



Fachverband für Strahlenschutz e.V.

Mitgliedsgesellschaft der
International Radiation
Protection Association
(IRPA)
für die Bundesrepublik
Deutschland
und die Schweiz

Publikationsreihe
FORTSCHRITTE
IM STRAHLENSCHUTZ

Publication Series
PROGRESS IN RADIATION
PROTECTION

STRAHLENSCHUTZ-ASPEKTE BEI NATÜRLICHER RADIOAKTIVITÄT

**38. Jahrestagung des
Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.**

Dresden, 18. bis 22. September 2006



Bandherausgeber:
Eckhard Ettenhuber
Reinhart Giessing
Evelin Beier
Anton Bayer

STRAHLENSCHUTZ-ASPEKTE BEI NATÜRLICHER RADIOAKTIVITÄT

38. Jahrestagung des Fachverbandes
für Strahlenschutz e.V.



Fachverband für Strahlenschutz e.V.

Mitgliedsgesellschaft der
International Radiation
Protection Association
(IRPA)

für die Bundesrepublik
Deutschland
und die Schweiz

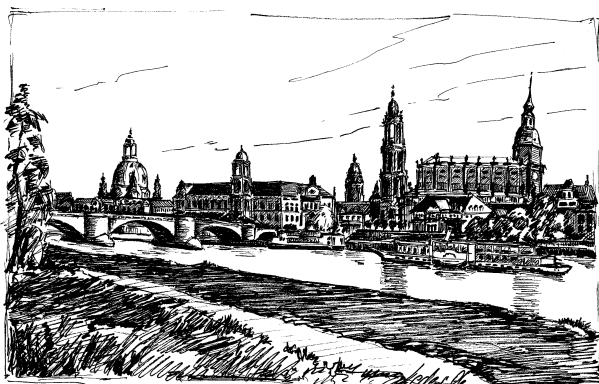
Publikationsreihe
FORTSCHRITTE
IM STRAHLENSCHUTZ

Publication Series
PROGRESS IN RADIATION
PROTECTION

STRAHLENSCHUTZ-ASPEKTE BEI NATÜRLICHER RADIOAKTIVITÄT

**38. Jahrestagung des
Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.**

Dresden, 18. bis 22. September 2006



Bandherausgeber:
Eckhard Ettenhuber
Reinhart Giessing
Evelin Beier
Anton Bayer

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Die Inhalte dieses Werkes werden von Verlag, Herausgebern und Autoren nach bestem Wissen und Gewissen erarbeitet und zusammengestellt. Eine rechtliche Gewähr für die Richtigkeit der einzelnen Angaben kann jedoch nicht übernommen werden. Gleiches gilt auch für die Websites, auf die über Hyperlink verwiesen wird. Es wird betont, dass wir keinerlei Einfluss auf die Inhalte und Formulierungen dieser Seiten haben und auch keine Verantwortung für sie übernehmen.

Grundsätzlich gelten die Wortlaute der Gesetzestexte und Richtlinien sowie die einschlägige Rechtsprechung.

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier.

ISSN 1013-4506

ISBN-10: 3-8249-1024-1

ISBN-13: 978-3-8249-1024-3

© by TÜV Media GmbH

TÜV Rheinland Group, Köln 2006

Gesamtherstellung: TÜV Media GmbH, Köln

Titelbild: Frank Leder

Printed in Germany 2006

38. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz Dresden, 2006

Schirmherr:

Herr Staatsminister Stanislaw Tillich
Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft

Tagungspräsident:

Anton Bayer *Universität Karlsruhe*

Programmkomitee:

Eckhard Ettenhuber (Vorsitzender)	<i>Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin</i>
Klaus Gehrcke	<i>Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin</i>
Rainer Gellermann	<i>HGN Hydrogeologie GmbH, Braunschweig</i>
Reinhart Giessing	<i>Magdeburg</i>
Matthias Köhler	<i>Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik, Rossendorf</i>
Frank Leder	<i>Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden</i>
Rainer Lehmann	<i>Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin</i>
Peter Schmidt	<i>Wismut GmbH, Chemnitz</i>
Hartmut Schulz	<i>IAF Radioökologie GmbH, Dresden</i>
Frank Wolf	<i>Wismut GmbH, Chemnitz</i>

Organisationskomitee:

Reinhart Giessing (Vorsitzender)	<i>Magdeburg</i>
Bettina Bergmann (Tagungssekretariat)	<i>HGN Hydrogeologie GmbH, Magdeburg</i>
Frank Leder	<i>Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden</i>
Klaus Schönefeld (Industrieausstellung)	<i>SARAD GmbH, Dresden</i>
Thomas Streil (Industrieausstellung)	<i>SARAD GmbH, Dresden</i>

Sponsoren

Der Fachverband für Strahlenschutz bedankt sich bei folgenden Firmen (in alphabetischer Reihenfolge) für die großzügige finanzielle Unterstützung der Jahrestagung 2006^{*)}:

AUTOMESS GmbH

Automation u. Messtechnik GmbH

Daimlerstraße 27

D-68526 **Ladenburg**

E-mail: info@automess.de

Internet: www.automess.de

NUCLEAR CARGO + SERVICE GmbH

Rodenbacher Chaussee 6

D-63457 **Hanau**

E-mail: info@ncsg.de

TÜV Industrie Service GmbH

TÜV Süd Gruppe

Westendstraße 199

D-80686 **München**

E-mail: info@tuev-sued.de

Internet: www.tuev-sued.de

VATTENFALL EUROPE AG

Chausseestraße 23

D-10115 **Berlin**

E-mail: antje.schirmer@vattenfall.de

Internet: www.vattenfall.de

^{*)} Berücksichtigt wurden Sponsoren, deren Zusage bis Redaktionsschluss (02.08.2006) vorlag. Die Sponsoren von danach eingegangenen Spenden werden in einem Blatt, das dem Tagungsband beigelegt wird, angeführt.

Außerdem werden alle Sponsoren in dem Heft der „StrahlenschutzPRAXIS“ angeführt, in dem der Bericht über die Tagung erscheint; dies wird das Heft 1/2007 sein.

Ausstellende Firmen

Der Fachverband für Strahlenschutz e.V. bedankt sich bei folgenden Firmen (in alphabetischer Reihenfolge), die durch die Ausstellung ihrer Produkte zur fachlichen Bereicherung der Jahrestagung 2006 beitragen^{*)}:

AMETEK GmbH

Rudolf-Diesel-Straße 16

D-40670 **Meerbusch**

E-mail: uwejoerg.vanseveren@ametek-online.com

Internet: www.ametek-online.com

AUTOMESS GmbH

Automation u. Messtechnik GmbH

Daimlerstraße 27

D-68526 **Ladenburg**

E-mail: info@automess.de

Internet: www.automess.de

Berthold Technologies GmbH & Co. KG

Calmbacher Straße 22

D-75323 **Bad Wildbad**

E-mail: Andrea.Langner@Berthold.com

Internet: www.Berthold.com/bio

CANBERRA EURISYS GmbH

Office Management

Walter-Flex-Straße 66

D-65428 **Rüsselsheim**

E-mail: dfaulstroh@canberra.com

Internet: www.canberra.com

ENS GmbH

Gewerbering 1

D-86679 **Ellgau**

E-mail: ensgmbh@u1st.com

Internet: www.u1st.com

^{*)} Berücksichtigt wurden Firmen, deren Zusage bis Redaktionsschluss (02.08.2006) vorlag.

FCI Frenzel Consulting & Instruments

Steinweg 12/1

D-75334 **Straubenhardt**

E-mail: eberhardfrenzel@aol.com

Internet: www.fci-frenzel.de

FST Außenstelle

Am Stocker 12 b

D-83661 **Lenggries**

E-mail: fst.hoffmann@t-online.de

Internet: www.fst-sensortechnik.com

Genitron Instruments GmbH

Sales & Finance

Heerstraße 149

D-60488 **Frankfurt**

E-mail: lhohe-Dorst@genitron.de

Internet: www.genitron.de

Nuc Tec Solutions

Salzstraße 8

D-82194 **Gröbenzell**

E-mail: m.rathgeber@nuctecolutions.com

Internet: www.nuctecolutions.com

PEDI AG

Köllikerstraße 17

CH-5036 **Oberentfelden**

E-mail: marc.baehler@pedi.ch

Internet: www.pedi.ch

QSA Global GmbH

Business Manager isotrac

Gieselweg 1

D-38110 **Braunschweig**

E-mail: olaf.scheibe@qsa-global.de

Internet: www.isotrak.de

RaTec GmbH

Birkenweg 3-5

D-25451 **Quickborn**

E-mail: info@RaTec.de

Internet: www.RaTec.de

S.E.A. GmbH

Ostdamm 139

D-48249 **Dülmen**

E-mail: kirsch@sea-duelmen.de

Internet: www.sea-duelmen.de

SARAD Environmental Instruments

Wiesbadener Straße 10

D-01159 **Dresden**

E-mail: streil@sarad.de

Internet: www.sarad.de

Thermo Electron Corporation

Environmental Instruments Division

Frauenauracher Straße 96

D-91056 **Erlangen**

E-mail: dieter.backer@thermo.com

Internet: www.thermo.com

TRACERLAB GmbH

P.O. Box 40 06 55

D-50836 **Köln**

E-mail: horst.kelm@tracerlab.com

Internet: www.tracerlab.com

Vacu Tec GmbH

Dornblüthstraße 14

D-01277 **Dresden**

E-mail: alex.schlosser@vacutec-gmbh.de

Internet: www.vacutec-gmbh.de

Vorwort

In diesem Jahr ist die Jahrestagung des Fachverbandes e.V. dem Thema Strahlenschutz bei natürlicher Radioaktivität gewidmet. Was lag da näher, als diese Tagung in Sachsen durchzuführen, in einer Region, in der die Strahlenexposition der Bevölkerung durch natürliche Radioaktivität eine besondere Rolle spielt.

Dort weisen die geologischen Formationen teilweise hohe Gehalte natürlicher Radionuklide auf, und die dort bereits seit dem Mittelalter abgebauten Erze, anfangs vor allem Silbererze, sind häufig mit Uran/Radium paragenetisch verbunden. Dies kann, wie wir heute wissen, zu erhöhten Strahlenexpositionen für die Bergleute, für die in der Erzaufbereitung Beschäftigten und für die Bevölkerung führen. Bereits Anfang des 16. Jahrhunderts beobachtete Paracelsus bei Bergarbeitern im Schneeberger Revier eine mysteriöse Krankheit, deren Ursache er in der aus dem Berg freigesetzten Luft, der „Bergluft“, vermutete. Es dauerte aber mehr als 400 Jahre bis erkannt wurde, dass diese Krankheit auf die hohen Radonkonzentrationen in der Grubenluft zurückzuführen ist, die durch die Radonfreisetzung aus dem Gestein verursacht werden. Um die gesundheitlichen Auswirkungen der natürlichen Radioaktivität näher zu untersuchen, wurde 1938 in Oberschlema eine Außenstelle des Kaiser-Wilhelm-Instituts für Biophysik eingerichtet. Heute befinden sich in diesem Gebäude unter anderem die Beratungsstelle für radongeschütztes Bauen der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft des Freistaates Sachsen und das Radon-Dokumentations- und Informationszentrum (RADIZ e.V.).

Seit 2004 ist Schlema wieder ein anerkanntes Radonheilbad. Das ehemals weltbekannte Radiumbad Schlema und große Teile des Ortes waren Ende der 40er Jahre des vergangenen Jahrhunderts dem Uranbergbau zum Opfer gefallen. 2005 wurde dem Kurort das Prädikat Bad verliehen.

1946 begannen im Erzgebirge der Abbau und die Aufbereitung von Uranerzen, die eine bis dahin nicht gekannte Umweltzerstörung zur Folge hatten. Auch die natürliche Umweltradioaktivität wurde durch Halden und andere Hinterlassenschaften erheblich beeinflusst. Die Hinterlassenschaften aus dieser Zeit werden seit 1991 in einem weltweit einmaligen Projekt durch die Wismut GmbH saniert, auch aus Gründen des Strahlenschutzes.

Nicht nur die Hinterlassenschaften der Urangewinnung oder andere bergbauliche Hinterlassenschaften mit höheren Gehalten natürlicher Radionuklide erfordern aus Gründen des Strahlenschutzes Beachtung. Strahlenschutz bei natürlicher Radioaktivität ist ein viel weiter gefasstes Thema. Auch bei der Verarbeitung von Materialien mit erhöhten Gehalten natürlicher Radionuklide oder bei der Deponierung solcher Materialien muss der Strahlenschutz beachtet werden. Strahlenschutz bei natürlicher Radioaktivität heißt aber vor allem Schutz vor Radon im beruflichen und im häuslichen Bereich. Auch da erfordern die geologischen Bedingungen in Sachsen große Aufmerksamkeit. Es ist also kein Zufall, dass die sächsische Landeshauptstadt Dresden als Tagungsort für diese Jahrestagung ausgewählt worden ist.

Dresden, die ehemalige Residenzstadt der sächsischen Kurfürsten, die in diesem Jahr ihre 800-Jahr-Feier begeht, hat durch den kulturellen Reichtum, die prächtigen Bauten und ihre reizvolle Lage im Elbtal am Rande der Sächsischen Schweiz über Jahrhunderte Künstler, Wissenschaftler und Unternehmer angezogen. Zahlreiche historische Bauten sind nach ihrer Zerstörung im Zweiten Weltkrieg wieder in alter Schönheit entstanden. Auch die Umgebung Dresdens weist zahlreiche Sehenswürdigkeiten auf. Allein das wären schon gute Gründe, um nach Dresden zu kommen.

Die diesjährige Tagung, die im 40. Jahr des Bestehens des Fachverbandes stattfindet, steht unter der Schirmherrschaft des Sächsischen Staatsministers für Umwelt und Landwirtschaft, Herrn Stanislaw Tillich. Hierdurch wird die Bedeutung des Strahlenschutzes bei natürlicher Radioaktivität hervorgehoben und deutlich, dass die Lösung der vielfältigen Strahlenschutzprobleme, die aus der natürlichen Umweltradioaktivität resultieren, auch eine wichtige Aufgabe des Freistaates Sachsen ist. Auch die Rolle des Fachverbandes bei der Lösung der Strahlenschutzprobleme wird dadurch gewürdigt. Wir danken Herrn Staatsminister Tillich für die Übernahme der Schirmherrschaft.

Die Autoren dieses Tagungsberichtes haben maßgeblich dazu beigetragen, die Themen der Tagung umfassend und auf hohem Niveau zu gestalten. In den einzelnen Tagungsthemen werden Übersichten über Strahlenexpositionen gegeben, die durch die in Lebens- und Arbeitsbereichen vorkommenden natürlichen Radionuklide verursacht werden. Methoden zur Messung natürlicher Radionuklide in den Umweltmedien werden ausführlich diskutiert, ebenso Methoden zur Ermittlung der daraus resultierenden Strahlenexpositionen. Die Tagung bietet auch ein Podium für Diskussionen über die Erfahrungen, die beim Vollzug der seit einigen Jahren existierenden rechtlichen Regelungen zur Begrenzung der Expositionen aus natürlichen Strahlenquellen gewonnen wurden. An alle Autoren und Vortragenden richten wir daher an dieser Stelle für ihre Beiträge ein großes Dankeschön.

Die im Tagungsprogramm vorgesehenen Exkursionen werden den Tagungsteilnehmern beispielhaft die Laborpraxis für Radionuklidbestimmungen und die Bedeutung des Strahlenschutzes bei der Sanierung der Hinterlassenschaften der Uranproduktion zeigen.

Wie bei jeder FS-Tagung kann man sich auch bei dieser Tagung im Rahmen einer Industrieausstellung mit den neuesten Entwicklungen auf dem Gebiet der Messgeräte und der dazu gehörigen Software bekannt machen.

Unser besonderer Dank gilt den Sponsoren, die durch ihre großzügige finanzielle Unterstützung die Durchführung dieser Tagung mit ermöglichten.

Gerne bedanken wir uns auch bei den Organisatoren der Exkursionen, den Kollegen des Programmkomitees und des Organisationskomitees für die fachkundige und engagierte Zusammenarbeit zu dieser Tagung. Ihre Arbeit war wesentliche Voraussetzung für die Durchführung dieser Tagung.

Wir wünschen Ihnen einen lebendigen Erfahrungsaustausch sowie fruchtbare Diskussionen. Hierfür und für die ebenso wichtigen persönlichen Begegnungen bietet der Tagungsort einen attraktiven Rahmen.

Dem Tagungsbericht wünschen wir möglichst viele Leser, insbesondere unter den Kolleginnen und Kollegen, die nicht nach Dresden kommen konnten.

Eckhard Ettenhuber
Vorsitzender des
Programmkomitees

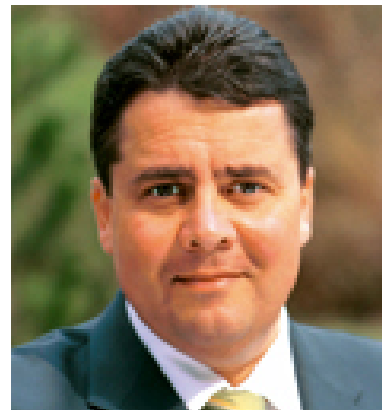
Reinhart Giessing
Vorsitzender des
Organisationskomitees

Anton Bayer
Tagungspräsident

Grußwort des

Ministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Sigmar Gabriel



Sehr geehrter Herr Präsident des Fachverbandes,
sehr geehrter Herr Tagungspräsident,
sehr geehrte Damen und Herren,

zu Ihrer Jahrestagung 2006 haben Sie sich in Dresden versammelt, einer geschichtsträchtigen Stadt mit zahlreichen historisch bedeutsamen Bauten, deren Wiederherstellung und Restaurierung Sie sicher selbst in Augenschein nehmen werden.

Ihre diesjährige Tagung steht unter dem Motto „Strahlenschutzaspekte bei natürlicher Radioaktivität“ und wird sowohl einen Überblick über die mit der natürlichen Radioaktivität verbundenen Probleme geben als auch einen Erfahrungsaustausch über wichtige Themen, wie zum Beispiel die Anwendung der seit 2001 in der Bundesrepublik in diesem Bereich geltenden Strahlenschutzregelungen, ermöglichen. Der wissenschaftliche Disput über die besten Schutzkonzepte, besonders auch mit den Schweizer Fachkollegen, ist dabei ein besonders begrüßenswertes Anliegen.

Ionisierende Strahlung aus natürlichen Quellen begleitet uns überall – sie ist seit jeher Bestandteil unserer Umwelt, des Bodens, des Wassers, der Atmosphäre und auch der Nahrung. Da diese Quellen etwa zur Hälfte zu der gesamten Strahlenbelastung der Bürger unseres Landes beitragen, muss ihnen besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Im Folgenden möchte ich Ihnen deshalb einige Schwerpunkte nennen, in denen sich das Bundesumweltministerium engagiert und somit seinen Verpflichtungen zum Schutz der beruflich strahlenexponierten Personen einerseits und der gesamten Bevölkerung andererseits im Bereich der natürlichen Expositionen nachkommt.

• Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radon

Die Schädlichkeit des Radons für den Menschen ist inzwischen allgemein bekannt. Zahlreiche Gesundheitsstudien, in denen die biologische Wirkung des Radons auf den Menschen in Deutschland untersucht wurde, kamen zu dem Ergebnis, dass Radon auch Lungenkrebs auslösen kann und für eine nicht unerhebliche Anzahl von Todesfällen verantwortlich ist. Um die Radonbelastung in Häusern zu senken, wurden bereits bautechnische Schutzmaßnahmen entwickelt und Ratgeber für die Bevölkerung veröffentlicht. Die Erarbeitung weiterer Instrumente zum Schutz der Bevölkerung verlangt unser besonderes politisches Engagement.

• **Strahlenexposition durch bergbauliche Hinterlassenschaften**

Auch die Strahlenbelastung bei beruflichen Tätigkeiten, bei denen natürliche Radionuklide anwesend sind, ist Thema dieser Tagung. Dies gilt auch für die Auswirkungen auf die jeweils betroffene Bevölkerung. Lassen Sie mich als Beispiel den Uranerzbergbau anführen und auf die Aktivitäten der im Auftrag der Bundesregierung durchgeführten Stilllegung, Sanierung und Revitalisierung der großflächig radioaktiv und chemisch-toxisch kontaminierten Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranerzbergbaus in Sachsen und Thüringen hinweisen. Ziel dieses ausschließlich aus Bundesmitteln in Höhe von ca. 6 Mrd. € finanzierten Umweltsanierungsprojektes ist es, wieder intakte Umwelt- und Lebensverhältnisse für die Bevölkerung in diesen dicht besiedelten Gebieten zu schaffen.

• **Natürliche Strahlenexposition in anderen wichtigen Bereichen**

Im Rahmen von industriellen Tätigkeiten entstehen auch Rückstände erhöhter natürlicher Radioaktivität, die einer sorgfältigen Berücksichtigung bedürfen. Eine Bewertung der Strahlenexposition ist hier äußerst wichtig. Im Mittelpunkt des Interesses steht außerdem die Radioaktivität in Lebensmitteln einschließlich Trink- und Mineralwasser. In besonderem Maße gilt dies auch für die im Jahre 2003 in Umsetzung einer EU-Richtlinie eingeführte Strahlenschutzüberwachung der Piloten und Flugbegleiter, die während ihrer beruflichen Tätigkeit der Höhenstrahlung ausgesetzt sind.

Diese und weitere Themen werden in Ihren Diskussionen sicherlich eine wichtige Rolle spielen und auf ein breites Interesse stoßen.

Ich wünsche Ihnen eine erfolgreiche Tagung, einen angeregten Meinungsaustausch und einen angenehmen Aufenthalt in Dresden.

Bonn, im Juni 2006

The image shows a handwritten signature in black ink. The name 'Sigmar Gabriel' is written in a cursive, slightly slanted style. The 'S' is large and loops around the 'i', and the 'G' is also large and loops around the 'a'. The signature is positioned above the typed name.

Bundesminister für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Grußwort des

Sächsischen Staatsministers für Umwelt und Landwirtschaft

Stanislaw Tillich



Sehr geehrter Herr Präsident des Fachverbandes,
sehr geehrter Herr Tagungspräsident,
sehr geehrte Damen und Herren,

zu Ihrer 38. Jahrestagung und zum 40. Jahrestag Ihres Fachverbandes begrüße ich Sie ganz herzlich im Freistaat Sachsen und in der Landeshauptstadt Dresden, die in diesem Jahr ihren 800sten Jahrestag feiert. Wie schön die ehemalige Residenzstadt in den letzten Jahren wieder geworden ist, haben Sie sicher schon gesehen und wenn nicht, werden Sie die Stadt in den nächsten Tagen bestimmt noch erkunden.

Sie haben für Ihre diesjährige Jahrestagung das Thema „Strahlenschutz-Aspekte bei natürlicher Radioaktivität“ gewählt. Natürliche Radioaktivität hat viele Facetten: von der kosmischen Strahlung über die terrestrische Strahlung, die Aktivität der verschiedenen Metalle und deren Verbindungen bis zu dem besonderen Problem Radon und dessen Wirkung reicht das Spektrum.

Mit der intensiven Nutzung der Bodenschätze, der Nutzung und Veredlung der Erze, Metalle und Kristalle zu Gebrauchs- und Kunstgegenständen ist der wirtschaftliche Aufschwung Sachsens begründet worden. Das ging mit schwerwiegenden Belastungen der Bergarbeiter, wie beispielsweise durch die Schneeberger Krankheit, einher. Schon früh wurde jedoch auch eine Minimierung der gesundheitlichen Belastungen angestrebt. Seitdem man weiß, dass das radioaktive Edelgas Radon als Ursache für die Gesundheitsprobleme in Frage kommt, waren die Verantwortlichen bestrebt, Schutzmaßnahmen gegen die Strahlung zu ergreifen.

Ich denke, dass mit den heute bestehenden Regelungen wesentliche rechtliche Grundlagen geschaffen wurden, um den Schutz der Menschen und der Umwelt vor ionisierender Strahlung und insbesondere vor natürlichen Strahlenquellen zu gewährleisten.

Eine Ambivalenz der Wirkung der ionisierenden Strahlung sieht man am Beispiel des Radons. Einerseits kann dessen Einwirkung insbesondere bei Bergarbeitern Lungenkrebs verursachen, andererseits kann man aber bei einer zielgerichteten therapeutischen Anwendung offensichtlich auch große Heilwirkungen erzielen. Die Erfolge der alten und neuen Radonheilbäder im Freistaat Sachsen, wie Bad Schlema, Bad Brambach und Bad Elster zeugen davon. Insbesondere Bad Schlema möchte ich hervorheben. Die durch den Uranerzbergbau geschundene Gemeinde wurde im Zuge der Wismutsanierung und durch das Engagement der dortigen Bürger zu einem Vorzeigekurort.

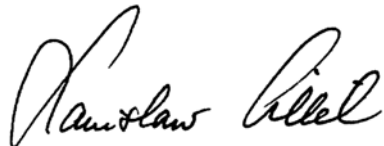
Anlässlich Ihrer Jahrestagung werden Sie sich, wie ich den Ankündigungen entnehmen konnte, vielfach mit der Wirkung der natürlichen Radioaktivität beschäftigen und vor allem damit, wie diese in einen rechtlichen Rahmen einzuordnen ist. Gibt es eine natürlich hinnehmbare oder eine zivilisatorisch bedingte Komponente? Wann müssen wir etwas dagegen tun, vor welchen Gefahren müssen wir uns schützen? Sind zusätzliche gesellschaftliche Vereinbarungen oder Regelungen notwendig?

Das Thema natürliche Radioaktivität, insbesondere das Thema Radon, bietet auch ein gutes Beispiel zu der Frage, wann und in welchem Ausmaß sich der Staat ordnungsrechtlich betätigen soll, um Regelungen und Normen zu schaffen. Inwieweit ist es den Betroffenen möglich, an Hand der ihnen zur Verfügung gestellten Informationen, ihre eigene, ganz individuell zugeschnittene Vorsorge treffen zu können? Wie hoch ist die Eigenverantwortung jedes Einzelnen?

Es ist mir ein Bedürfnis darauf hinzuweisen, dass wir uns im Freistaat Sachsen, dort wo es möglich ist, zur Deregulierung bekennen. Deshalb wurde in der Koalitionsvereinbarung zur Regierungsbildung im Freistaat Sachsen im November 2004 festgeschrieben, grundsätzlich keinen Regelungen zuzustimmen, die über die Anforderungen der Europäischen Union hinausgehen.

Für Ihre Tagung wünsche ich Ihnen anregende Diskussionen und viele Denkanstöße, die Sie in Ihrer weiteren wirtschaftlichen und wissenschaftlichen Arbeit Gewinn bringend einsetzen können.

Dem Fachverband Strahlenschutz e.V. wünsche ich anlässlich des 40. Jahrestages seines Bestehens auch weiterhin viel Erfolg auf all seinen Arbeitsfeldern. Allen Teilnehmern wünsche ich angenehme Stunden in Dresden und der Tagung ein gutes Gelingen.

A handwritten signature in black ink, reading "Stanislaw Tillich". The signature is written in a cursive, flowing style.

Stanislaw Tillich
Sächsischer Staatsminister für Umwelt und Landwirtschaft

Grußwort des

Präsidenten des Fachverbandes für Strahlenschutz

Norbert Zoubek



Sehr geehrter Herr Tagungspräsident,
sehr geehrte Damen und Herren,

mit der 38. Jahrestagung feiert der Deutsch-Schweizerische Fachverband für Strahlenschutz zugleich seinen 40. Geburtstag. Als Tagungsort wird diesem Ereignis sicher kein Ort besser gerecht als Dresden, eine Stadt, die aufgrund ihrer langen und wechselvollen Geschichte Visionen und Perspektiven für die Zukunft liefert und die in 2006 ihr 800-jähriges Bestehen feiert, eine Stadt, in der sich Jung wie Alt wohl fühlen und die so die verschiedenen Generationen verbindet. Ausschlaggebend für die Wahl waren auch die lange Tradition Dresdens als ein kulturelles Zentrum in Deutschland und der außerordentliche Ruf der Stadt als Wissenschaftsstandort mit etwa 35000 Studierenden in 14 Fakultäten an der Technischen Universität, an der seit Jahrzehnten auch Forschungsarbeiten zu den Grundlagen des Strahlenschutzes und der Strahlenschutzmesstechnik durchgeführt werden.

Nicht zuletzt wegen des Themas dieser Jahrestagung „Strahlenschutz-Aspekte bei natürlicher Radioaktivität“ ist Dresden der geeignete Ort. Bereits in unmittelbarer Nähe der Stadt befinden sich ehemals bedeutende Bergbaugebiete Sachsens mit ihren vielfältigen Strahlenschutzproblemen, die vor allem an den Sanierungsstandorten der Wismut GmbH sichtbar werden. In Stadtnähe, in Rossendorf, ist auch der Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik (VKTA) mit seinen leistungsfähigen Forschungs- und Messlaboratorien ansässig. Das findet seinen Niederschlag in der Weiterbildungsveranstaltung am Montag mit dem Beitrag „Radioaktivität im Bergbau – natürlich oder zivilisatorisch?“ sowie im Tagungsprogramm am Mittwoch mit dem Thema „Untersuchung, Bewertung und Sanierung bergbaulicher und industrieller Hinterlassenschaften“ und in den Exkursionen zu Sanierungsstandorten der Wismut und zum VKTA-Untergrundlabor, dem Felsenkeller.

Insgesamt gibt es 55 Beiträge zu den acht Themen der Tagung, jeweils mit Einführungsvorträgen von geladenen Referenten. Die Themengebiete reichen von physikalisch-messtechnischen Fragestellungen über gesellschaftliche Aspekte bei natürlicher Strahlenexposition bis hin zu Erfahrungen mit dem Vollzug der rechtlichen Regelungen zur Begrenzung von Strahlenexpositionen, die durch natürliche Radioaktivität verursacht werden.

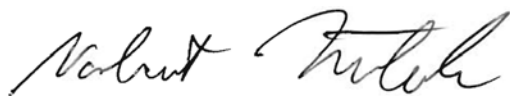
Wie es inzwischen Tradition ist, wird das wissenschaftliche Tagungsprogramm durch eine Fortbildungsveranstaltung zur Aktualisierung der Fachkunde im Strahlenschutz abgerundet. Die bereits erwähnte öffentliche Weiterbildungsveranstaltung zum Thema „Natürliche Radioaktivität“ soll mit Beiträgen wie „Die natürliche Strahlenexposition: Horrorszenario oder alles ganz normal?“ und zur Frühgeschichte der Radiochemie die interessierte Öffentlichkeit an das Thema heranzuführen.

Ein weiterer Beitrag in diesem Rahmen wird sich mit radioaktiven Gebrauchsgegenständen im Unterricht befassen und soll insbesondere Lehrer und Schüler für das Thema Radioaktivität und Umwelt begeistern. Dieses unterstützt auch die Initiative des Fachverbandes zur Nachwuchsförderung bereits in der Schule, die im letzten Jahr vorbereitet und etwa zeitgleich mit der Tagung in die Praxis umgesetzt wird. Ein erster Testlauf, bei dem zwei Schüler des NAT-Lab Labors für Schülerinnen und Schüler der Universität Mainz die Auswirkungen von radioaktiv belasteten Böden auf Pilzkulturen untersucht haben, wird auf der Jahrestagung am Stand des Fachverbandes für Strahlenschutz vorgestellt werden.

Am Mittwoch findet eine Festveranstaltung zum 40jährigen Bestehen des Fachverbandes statt. Das ist natürlich Anlass, um eine Bilanz darüber zu ziehen, was wir geschaffen haben und wo wir heute stehen. Die Festveranstaltung ist aber auch eine Gelegenheit, um Vorstellungen und Ziele zu entwickeln, die den Weg des Verbandes zukünftig bestimmen sollen.

Der Arbeitskreis „Natürliche Radioaktivität“ war maßgeblich an der Vorbereitung der Tagung beteiligt. Mein besonderer Dank gilt dem Tagungspräsidenten Herrn Prof. Dr. Anton Bayer, dem Programmkomitee unter Vorsitz von Herrn Dr. Eckhard Ettenhuber, dem Organisationskomitee unter Vorsitz von Herrn Dr. Reinhart Giessing und allen, die an dem Gelingen der Tagung beteiligt sind. Danken möchte ich den Unternehmen, die die Tagung unterstützt haben und die auf der Tagung durch Informationsstände zu ihren Produkten vertreten sind.

Ich wünsche allen Teilnehmern eine erfolgreiche Tagung mit interessanten Beiträgen und vielfältigen Diskussionen und eine schöne Zeit in Dresden.



Norbert Zoubek
Präsident des Fachverbandes für Strahlenschutz

Themenübersicht

Weiterbildung zum Thema „Natürliche Radioaktivität“

- A Gesellschaftliche Aspekte des Strahlenschutzes bei natürlicher Strahlenexposition**
- B Erfahrungen mit dem Vollzug der rechtlichen Regelungen zur natürlichen Strahlenexposition**
- C Entsorgung und Transport von Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität**
- D Untersuchung, Bewertung und Sanierung bergbaulicher und industrieller Hinterlassenschaften**
- E Methoden zur Ermittlung und Überwachung der Strahlenexposition aus natürlicher Radioaktivität**
- F Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radon und andere natürliche Strahlenquellen**
- G Strahlenexposition bei Arbeiten und beruflichen Tätigkeiten in Gegenwart natürlicher Radionuklide**

Der wissenschaftliche Inhalt der einzelnen Beiträge zu diesem Tagungsband liegt in der alleinigen Verantwortung der Autoren. Eine inhaltliche Bearbeitung der eingereichten Texte wurde von den Herausgebern nicht vorgenommen.

Weiterbildung zum Thema „Natürliche Radioaktivität“

Natürliche Strahlenexposition: Horrorszenario oder alles ganz normal? <i>Prof. Dr. R. Michel, S. Ritzel, J.-W. Vahlbruch</i>	3
Radioaktivität im Bergbau – natürlich oder zivilisatorisch? <i>Bergassessor Prof. Dr. R. Schmidt</i>	35
Aus der Frühgeschichte der Radiochemie – Ausgewählte Objekte konservatorischer Radiometrie <i>Prof. Dr. J. R. Schwankner, R. Laubinger, J. Dorner, B. Gmeiner, G. Patzer, M. Schmidt</i>	52
Radioaktive Gebrauchsgegenstände im Unterricht <i>Prof. Dr. H. von Philipsborn, R. Geipel</i>	84

A – Gesellschaftliche Aspekte des Strahlenschutzes bei natürlicher Strahlenexposition

Natürliche Strahlenexposition – einige Gedanken zur Diskrepanz zwischen Risiko und Risikowahrnehmung <i>G. Kirchner</i>	101
Sinn und Unsinn beim Gebrauch der Kollektivdosis <i>R. Michel</i>	113
Stakeholder Involvement bei der Entwicklung einer Sanierungskonzeption für den Uranbergbaustandort Lermontov in der kaukasischen Mineralwasserregion <i>P. Schmidt, J. Hartsch</i>	121
Möglichkeiten des Umgangs mit Radonbelastungen in der kommunalen Praxis <i>Ch. Korndörfer, B. v. Strauwitz</i>	128
Radonsicheres Bauen in der Bauingenieurausbildung – erste Erfahrungen an der HTW Dresden (FH) <i>W.-R. Uhlig</i>	137
Wahrnehmung von Radioaktivität bei Arbeiten durch Beschäftigte in der nicht-kerntechnischen Industrie <i>R. Gellermann, H. Schulz</i>	141

B – Erfahrungen mit dem Vollzug der rechtlichen Regelungen zur natürlichen Strahlenexposition

Erfahrungen bei der Umsetzung des Teils 3 der Strahlenschutzverordnung <i>K. Gehrcke</i>	149
Anzeigebedürftige Arbeiten in der Wasserversorgung – Vollzugserfahrungen aus Bayern <i>S. Körner, Ch. Reifenhäuser</i>	162
Vollzug der Rückstandsregelungen des Teils 3 Kapitel 3 Strahlenschutzverordnung im Land Brandenburg <i>M. Hahn, U. Haberlau</i>	170
Erfahrungen bei der Umsetzung des Teils 3 der Strahlenschutzverordnung <i>M. Köhler</i>	176
Der nutzbare Grundwasserleiter nach Anlage XII Teil B Strahlenschutzverordnung <i>J. Gerler, K. Gehrcke, R. Gellermann</i>	181

C – Entsorgung und Transport von Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität

Über die Bildung von TENORM bei industriellen Prozessen <i>R. Gellermann</i>	191
Verwertung und Beseitigung von Rückständen mit erhöhter natürlicher Radioaktivität aus der Erdöl- und Erdgasindustrie <i>K. Flesch, R. Gellermann, W. Mothes, A. Schellenberger, H. Schulz</i>	199
Rückstände und andere Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität <i>R. Mallick</i>	207
Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen <i>R. Barthel</i>	215
Vorkommen und Verhalten von Radium bei der Wasseraufbereitung <i>S. Wisser, A. Walsdorf</i>	223
Nuklidvektoren und Schwankungsintervalle der spezifischen Aktivitäten der relevanten Radionuklide in überwachungsbedürftigen Rückständen gemäß Teil 3 StrlSchV <i>A. Schellenberger, J. Döring, L. Funke, R. Gellermann, J. Gerler, K. Nickstadt, U.-K. Schkade, H. Schulz</i>	229

Anforderungen an die Deponierung und Überwachungskonzepte für NORM-Rückstände, die nicht aus der Strahlenschutzüberwachung nach § 98 StrlSchV entlassen werden können <i>D. Weiß</i>	238
D – Untersuchung, Bewertung und Sanierung bergbaulicher und industrieller Hinterlassenschaften	
Bewertung und Sanierung bergbaulicher Hinterlassenschaften aus der Sicht von Radioökologie und Strahlenschutz <i>P. Schmidt</i>	251
Großprojekt Dresden-Coschütz/Gittersee, Sanierung der ehemaligen Uranfabrik 95 der SDAG Wismut/Industriestandort Reifenwerk Dresden durch die Stadt Dresden unter Strahlenschutzbedingungen <i>R. Herrmann, Ch. Korndörfer, B. Richter, F. Ohlendorf</i>	263
Radiologische Bewertung der Grubenwässer-Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich Fossa Eugeniana <i>C. Wanke, S. Ritzel, R. Sachse, R. Michel</i>	275
Verlagerung natürlicher Radionuklide im Muldesystem und in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus <i>S. Ritzel, C. Wanke, R. Michel</i>	283
Ein neues Verfahren zur Ermittlung der Radonexhalation großer Flächen <i>C. Dushe, E. Ettenhuber, K. Gehrcke, M. Kümmel, H. Schulz</i>	291
Entwicklung objektspezifischer Sanierungslösungen für Halden der Wismut-Altstandorte unter Anwendung einer speziellen Untersuchungsmethodik zur Charakterisierung der Radonsituation <i>J. Regner, H. Schulz</i>	300
Die Sanierung des ehemaligen Uranbergbaus durch die Wismut GmbH – Voraussetzung für die Entwicklung der Regionen <i>F. Wolf, I. Mättig</i>	308
Anwendung von Strahlenschutz-Know-how der Wismut bei der Sanierung an Uranbergbaustandorten in Osteuropa und Mittelasien <i>P. Schmidt, C. Kunze, U. Walter</i>	320
Einfluss von Kaltluftströmungen auf die Radonsituation im Umfeld von Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus <i>W. Löbner, J. Regner</i>	327

Radiologische Bewertung von bergbaulichen Hinterlassenschaften an Wismut-Altstandorten im Rahmen der Erstellung eines Standortsanierungskonzeptes – Beispiel Altstandort Schneeberg <i>U. Bartel, W. Hinz, W. Löbner, P. Schmidt, C. Schramm</i>	335
E – Methoden zur Ermittlung und Überwachung der Strahlenexposition aus natürlicher Radioaktivität	
Konservativitäten bei der Berechnung von Expositionen durch natürliche Radionuklide und Wege für realistische Modelle <i>G. Pröhl</i>	343
AMOS – Ein vielseitiges Monte-Carlo-Programm zur Berechnung von Strahlungsfeldern in beliebigen Geometrien <i>D. Gabler, J. Henniger, U. Reichelt</i>	353
Kalibrierung von Dosimetern zur Bestimmung der Ortsdosisleistung aufgrund natürlicher Radioaktivität <i>S. Neumaier, F. Wissmann, H. Dombrowski</i>	361
Meteorologische Einflüsse auf die Ergebnisse von Ortsdosisleistungsmessungen <i>H. Dombrowski, F. Wissmann</i>	369
Erfahrungen bei der Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau im Zusammenhang mit der Sanierungsvorbereitung für bergbauliche Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus <i>W. Löbner, U. Bartel, T. Lindner, W. Hinz, J. Regner, P. Schmidt</i>	377
Optimierung der Auswahl von Messmethoden zur Bestimmung natürlicher Radionuklide <i>T. Heinrich, L. Funke, M. Köhler, U.-K. Schkade, F. Ullrich, W. Löbner, J. Höpner, D. Weiß</i>	389
Zur Bestimmung der Gesamtrichtdosis in Trink- und Mineralwässern <i>K. Flesch, R. Knappik, M. Köhler, H. Schulz</i>	397
Qualitätsmanagement für Umweltdaten der Wismut GmbH <i>E. Kreyßig, R. Frommhold, P. Schmidt, G. Grosch</i>	407
Radonmessung in Österreich: Standards, Kalibrierung, Messunsicherheiten und Qualitätsmanagement <i>F. J. Maringer</i>	415
Automatisch abschaltende passive Radonexposimeter <i>H. Hingmann, V. Ehret, F. Busch, A. Rox, C. Chadt</i>	423

„Low Cost“ Radon Monitore sind die Brücke zwischen passivem und aktivem Radon Monitoring <i>T. Streil, V. Oeser, K. Schönefeld</i>	431
Berechnung von Kalibrierfaktoren für die In-situ-Gammaspektrometrie mit MicroShield <i>Ch. Ruschel</i>	438
Bestimmung von Ra-226 in Wasser mit Flüssigszintillationsspektrometrie <i>A. Abraham, K. Günther, S. Lange</i>	446
Kombination von Beta- und Gammastrahlungsmessungen zur Vor-Ort-Bestimmung radioaktiver Kontaminationen <i>J. Höpner, H. Bornschein</i>	454
Radioaktivität verschiedener Minerale in Edelsteinqualität <i>G. Hampel, J. Hampel, R. Heimann, St. Zauner, T. Häger</i>	456
Die Entwicklung radioaktiver Ableitungen der Wismut GmbH im Kontext der Sanierung – Ergebnisse des Basisprogrammes Radioaktivität <i>E. Kreyßig, S. Eulenberger, U. Sporbert</i>	464
Bestimmung der natürlichen Radioaktivität mit Hilfe der Pseudokoinzidenztechnik: Die Variabilität des Kompensationsfaktors einmal mehr unter die Lupe genommen <i>W. Kraut</i>	472
F – Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radon und andere natürliche Strahlenquellen	
Schweizerisches Radonprogramm: Gestern, heute und morgen <i>G. Piller, M. Gruson, S. Horváth</i>	483
Natürliche und anthropogene Einflussfaktoren auf die Radonkonzentration in Wohnräumen <i>J. Kemski, R. Klingel</i>	494
Radon-Informationskampagne des Landes Rheinland-Pfalz <i>R. Hentzschel</i>	502
Radonberatung und Radonsanierungen im Freistaat Sachsen <i>F. Leder</i>	508

Die Möglichkeiten der natürlichen Bewetterung von bergbaulichen Auffahrungen unter bebauten Gebieten zur Senkung der Radonbelastung für die Bevölkerung – Erfahrungen bei Pilotprojekten im Erzgebirge <i>B. Leißring, N. Leißring</i>	517
Radonschutz mit Wärmerückgewinnung <i>W. Horn</i>	525
Messprogramm zur Verdichtung der Karte zur „Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft“ in Sachsen <i>W. Preuß, H. Busch, S. Seidel, M. Hempel</i>	533
Natürliche Radionuklide im Trinkwasser – Untersuchungen in Hessen <i>H. Hingmann, V. Ehret, Th. Allinger</i>	541
Konzept zur Abschätzung der Radon-Langzeitexposition in Aufenthaltsbereichen <i>R. Lehmann, W. Meyer</i>	549
G – Strahlenexposition bei Arbeiten und beruflichen Tätigkeiten in Gegenwart natürlicher Radionuklide	
Berufliche Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide – Schutzmaßnahmen erst seit 2001? <i>G. Seitz, T. Ludwig</i>	561
Arbeitsplätze mit natürlichen Radionukliden – Untersuchungsergebnisse aus Bayern <i>Ch. Reifenhäuser, S. Körner, R. Mallick</i>	565
Strahlenschutz bei Auftreten von NORM-Inkrustierungen in Industrieanlagen <i>S. Wörlen, C. Bunzmann, R. Barthel, S. Thierfeldt</i>	573
Exposition durch natürliche Radionuklide infolge von Arbeiten: Technologische Prozesse, Entwicklungen und Konsequenzen <i>M. Niedermayer, A. Reichelt</i>	577
Die interne berufliche Strahlenexposition im Vergleich zur natürlichen beim nuklearmedizinischen Personal – eine retrospektive Analyse von Inkorporationsmessungen aus den Jahren 1992–2004 <i>G. Lottes</i>	585
Bestimmung der spezifischen Aktivität von ^{226}Ra und ^{210}Pb im Haar <i>I. Schäfer, G. Seitz, B. Liebscher, W. Boden</i>	593

Dynamische Radon-Messung in einem Hochbehälter einer Trinkwassergewinnungsanlage <i>I. Swillus, W. Kraut, J. Schmitz</i>	601
Erste Ergebnisse zum Forschungsvorhaben „Radon-Erhebungsmessungen in Wasserwerken in Baden-Württemberg“ <i>F. Becker, B. Burgkhardt, S. Nagels, M. Schaller, T. Tecle, S. Ugi, M. Urban</i>	609
Autorenverzeichnis	615

Weiterbildung zum Thema „Natürliche Radioaktivität“

NATÜRLICHE STRAHLENEXPOSITION: HORRORSZENARIO ODER ALLES GANZ NORMAL?

NATURAL RADIATION EXPOSURE: A HORROR SCENARIO OR JUST NORMAL?

R. Michel¹, S. Ritzel¹, J.-W. Vahlbruch¹

¹Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Universität Hannover, Deutschland

Zusammenfassung

Es wird ein Überblick über die natürlichen Strahlenquellen und die daraus resultierenden Strahlenexpositionen des Menschen gegeben. Als Konsequenz geochemischer und anderer Umweltprozesse zeigen die Aktivitätskonzentrationen in den verschiedenen Umweltmaterialien hohe Variabilität. Da die menschliche Strahlenexposition durch vielfältige Faktoren beeinflusst wird, ist die jährliche Strahlendosis eine Zufallsgröße, deren Wahrscheinlichkeitsdichte vielfach durch eine logarithmische Normalverteilung beschrieben werden kann. Mit Hilfe probabilistischer Methoden wird die Wahrscheinlichkeitsdichte der natürlichen Strahlenexposition ermittelt. Die Ergebnisse werden im Kontext der Verteilung der weltweiten natürlichen Strahlenexposition und von Anomalien der natürlichen Exposition diskutiert.

Summary

Natural radiation sources and the resulting natural radiation exposure are surveyed. As a consequence of geochemical and environmental processes the concentrations of radionuclides in all environmental materials exhibit a wide variability. Since the human radiation exposure is influenced by many factors, the annual exposure is a random quantity with a probability distribution likely to be described by a logarithmic normal distribution. Using a probabilistic approach, the distribution density of the natural radiation exposure in Germany is estimated. It is compared with the worldwide distribution and in the context of existing anomalies of the natural radiation exposure.

Schlüsselwörter natürliche Strahlenquellen, natürliche Strahlenexposition, Variabilität

Keywords natural radiation sources, natural radiation exposure, variability

1. Einleitung

Natürliche Radioaktivität und Strahlung verursachen den weltweit dominierenden Anteil der menschlichen Strahlenexposition von im Mittel 2,4 mSv pro Jahr. Die medizinische Diagnostik verursacht im weltweiten Mittel eine Strahlenexposition von 0,4 mSv pro Person und Jahr. Andere zivilisatorische Strahlenexpositionen durch den Fallout der atmosphärischen Kernwaffenexplosionen, durch den Unfall von Tschernobyl und die nukleare Energiegewinnung tragen im Mittel mit 0,005, 0,002 und 0,0002 mSv pro Person und Jahr nur geringfügig zur weltweiten Strahlenexposition bei [1].

In Deutschland liegt die mittlere natürliche Strahlenexposition bei 2,1 mSv im Jahr; die medizinische Diagnostik bewirkt mittlere Expositionen von 2,0 mSv im Jahr. Die Expositionen durch kerntechnische Anlagen, den Fallout der atmosphärischen Kernwaffenexplosionen, den

Unfall von Tschernobyl, die Anwendung von Radioaktivität und Strahlung in Forschung, Technik und Haushalt liegen jeweils unter 0,010 – 0,015 mSv im Jahr [2].

Die unübersehbare Anzahl von Untersuchungen zur natürlichen Strahlenexposition wird seit 1958 in den regelmäßig erscheinenden Berichten von UNSCEAR zusammengefasst. Eine Fülle von nationalen Berichten existiert, von denen nur die deutschen Parlamentsberichte des BMI und BMU an den Deutschen Bundestag hier erwähnt werden sollen, und immer wieder werden zusammenfassende Darstellungen publiziert [3-5]. So mag man sich fragen, warum diese Arbeit der Fülle der existierenden Literatur zu diesem Thema einen weiteren Titel hinzufügt. Der Grund ist ein nach wie vor ungelöstes Problem: die realistische Ermittlung der natürlichen Strahlenexposition und die Beschreibung ihrer Variabilität [6]. Zudem wird die natürliche Strahlenexposition in der öffentlichen Diskussion äußerst ambivalent bewertet. Dies hat den Titel dieser Arbeit provoziert, die einen Beitrag zur Versachlichung der Diskussion leisten soll.

Diese Arbeit behandelt dazu einige ausgewählte Aspekte des gleichnamigen Vortrages anlässlich der Jahrestagung 2006 des Fachverbandes für Strahlenschutz. Er konzentriert sich die Aspekte der Quellen natürlicher Strahlung und der Variabilität der natürlichen Strahlenexposition. Die Unterlagen des ganzen Vortrages können im Internet unter www.zsr.uni-hannover.de abgerufen werden.

2. Natürliche Strahlungsquellen

2.1 Kosmische Strahlung

Der erdnahe Weltraum ist erfüllt von zwei Arten kosmischer Teilchenstrahlung, der solaren Strahlung, die von der Sonne ausgeht, und der galaktischen Strahlung, die von außerhalb des Sonnensystems aus der Galaxis oder auch von Quellen außerhalb unserer Galaxis ins Sonnensystem eindringt; vgl. hierzu [7]. Die für die Strahlenexposition des Menschen auf der Erde relevante hadronische Komponente der galaktischen kosmischen Strahlung besteht zu 87 % aus Protonen, zu 12 % aus α -Teilchen und zu 1 % aus schwereren Ionen. Die mittleren Energien der galaktischen Strahlungsteilchen liegen im Mittel bei einigen GeV pro Nukleon. Teilchen mit Energien bis zu 10^{21} eV wurden beobachtet.

Beim Auftreffen auf die Erdatmosphäre wechselwirken die Teilchen der kosmischen Strahlung mit den Atomen der Lufthülle. Sie werden dadurch abgebremst und durch Kernreaktionen abgeschwächt. Die hohen Energien der galaktischen kosmischen Strahlungsteilchen reichen aus, um ganze Kaskaden von Wechselwirkungen auszulösen, als deren Folge sekundäre hadronische, leptonische und elektromagnetische Teilchenfelder entstehen. An der Erdoberfläche erzeugen die verbleibenden Primärteilchen und die sekundären Strahlungsfelder eine externe Strahlenexposition des Menschen. Kernreaktionen in der Atmosphäre erzeugen eine Vielzahl von sog. kosmogenen Radionukliden, von denen als wichtigste ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na zu nennen sind, die zur internen Strahlenexposition des Menschen beitragen.

Die solare kosmische Strahlung besteht im Mittel zu 98 % aus Protonen und ca. 2 % aus α -Teilchen. Die solaren Strahlungsteilchen werden hauptsächlich während energetischer Ausbrüche auf der Sonne, den sog. Flares, von der Sonne emittiert. Sie haben steil mit der Teilchenenergie abnehmende von Flare zu Flare variierende Spektren. Spektren und Intensitäten der solaren kosmischen Strahlung variieren von Flare zu Flare. Maximale Energien der solaren kosmischen Strahlung liegen bei einigen Hundert MeV pro Nukleon.

Aufgrund ihrer vergleichsweise niedrigen Energien verlieren die solaren Strahlungsteilchen ihre Energie in der Erdatmosphäre überwiegend durch elektronische Bremsung. In tieferen Schichten der Atmosphäre tragen sie nicht signifikant zur Strahlenexposition des Menschen bei.

Die Häufigkeit der Flares und damit die Intensität der kosmischen Strahlung variiert mit der solaren Aktivität, die u. a. einen 11-jahres Zyklus zwischen Zeiten geringer und hoher Aktivität aufweist. Mit der solaren Aktivität variiert auch der Plasmastrom, der von der Sonne in den Weltraum emittiert wird. Gegen die mit dem solaren Plasma transportierten Magnetfelder müssen die galaktischen Strahlungsteilchen anlaufen. Sie verlieren dabei je nach solarer Aktivität Energien zwischen 300 und 900 MeV. In der Umlaufbahn der Erde um die Sonne wird so die galaktische Strahlung von der solaren Aktivität beeinflusst. Beim solaren Maximum treffen weniger galaktische Strahlungsteilchen auf die Erde als beim solaren Minimum. Die Variabilität, die durch diese solare Modulation der galaktischen Strahlung für die Strahlenexposition an der Erdoberfläche bewirkt wird, ist vergleichsweise gering und kann mit etwa $\pm 10\%$ abgeschätzt werden.

In Erdnähe werden die solare und galaktische Strahlung zusätzlich vom Erdmagnetfeld moduliert. Diese Wechselwirkung bewirkt eine Breitenabhängigkeit der Strahlenexposition durch die kosmische Strahlung (Abb. 1), die in größeren Höhen der Atmosphäre ausgeprägter ist als in Meereshöhe. Die kosmische Strahlung ist am höchsten an den geomagnetischen Polen, und am geringsten am Äquator. Auch diese Variation liegt bei etwa $\pm 10\%$.

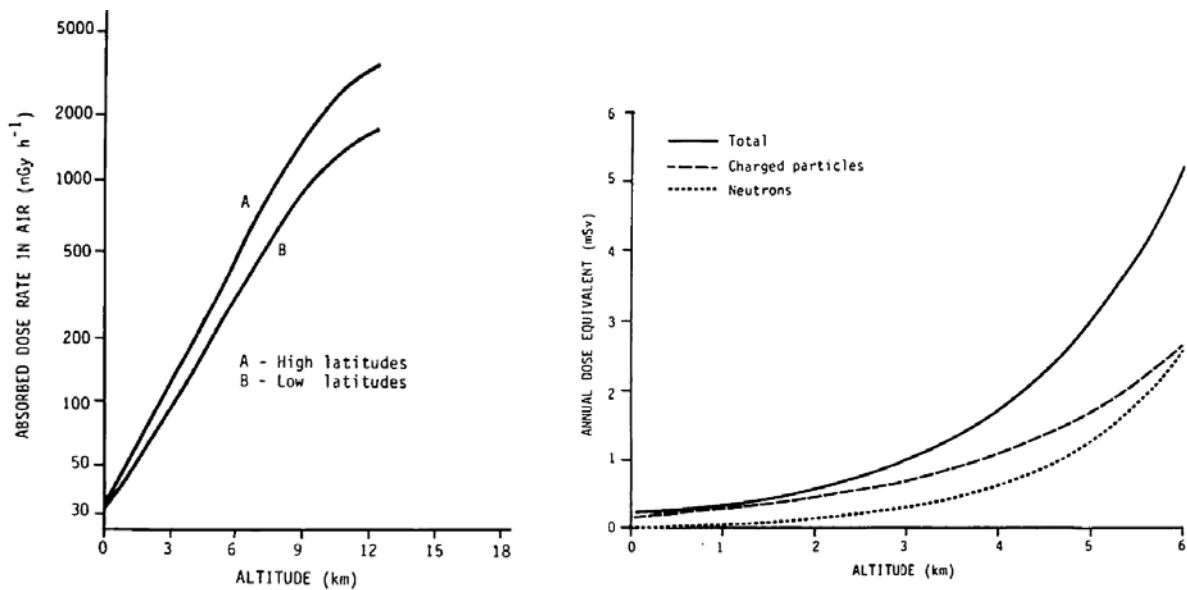


Abb. 1: Dosisrate der kosmischen Strahlung (links) und Beiträge geladener Teilchen und Neutronen zur gesamten externen Exposition durch die kosmische Strahlung (rechts) als Funktion der Höhe über dem Meeresspiegel; aus [8].

Die Dosisraten der ionisierenden Komponente und der Neutronen zeigen unterschiedliche Höhenabhängigkeiten (Abb. 1). Nach UNSCEAR [9] kann für die direkt ionisierende Komponente die effektive Dosisrate in $\mu\text{Sv a}^{-1}$ für bewohnbare Höhen z in km durch die Gleichung

$$\dot{E}_1(z) = \dot{E}_1(0) \cdot [a_1 \cdot \exp(-\alpha_1 z) + b_1 \cdot \exp(\beta_1 z)] \quad (1)$$

beschrieben werden mit einem Referenzwert $\dot{E}_1(0) = 240 \mu\text{Sv a}^{-1}$ und den Parametern $a_1 = 0,21$, $\alpha_1 = 1,6 \text{ km}^{-1}$, $b_1 = 0,80$ und $\beta_1 = 0,45 \text{ km}^{-1}$.

Für die durch die Neutronenkomponente verursachte effektive Dosisrate gilt:

$$\dot{E}_N(z) = \dot{E}_N(0) \cdot [\exp(\alpha_N z)] \text{ für } z \leq 2 \text{ km} \quad (2)$$

$$\dot{E}_N(z) = \dot{E}_N(0) \cdot [b_N \cdot \exp(\beta_N z)] \text{ für } z > 2 \text{ km} \quad (3)$$

mit einem Referenzwert $\dot{E}_N(0) = 30 \mu\text{Sv a}^{-1}$ und den Parametern $\alpha_N = 1,0 \text{ km}^{-1}$, $b_N = 2,0$ und $\beta_N = 0,70 \text{ km}^{-1}$.

2.2 Natürliche Radionuklide

Natürliche Radionuklide kommen als primordiale, radiogene, kosmogene und nukleogene Nuklide in der menschlichen Umwelt vor und sind die Ursache externer und interner Strahlenexpositionen.

Primordiale Radionuklide stellen die Asche der Nukleosynthese in Sternen dar. Sie wurden mehr oder weniger frisch synthetisiert dem protosolaren Nebel zugemischt und bei der Kondensation des Sonnensystems vor 4,55 Ga in die verschiedenen Körper des Sonnensystems aufgenommen. Zum Zeitpunkt der Kondensation der ersten festen Körper im Sonnensystem existierte noch eine Vielzahl von frisch synthetisierten Radionukliden mit Halbwertszeiten bis herunter zu 0,1 Ma. Sie trugen bei der Bildung der Planeten signifikant zur Aufheizung und damit zur geochemischen Differentiation der Elemente bei. So betrug z.B. die spezifische Aktivität des Aluminium aufgrund des Radionuklids ^{26}Al ($T_{1/2} = 716 \text{ ka}$) etwa 870 kBq g^{-1} . Auch Aktinoide wie ^{247}Cm ($T_{1/2} = 15,6 \text{ Ma}$) und ^{244}Pu ($T_{1/2} = 80,0 \text{ Ma}$) kamen damals in großen Mengen natürlich vor [7].

Nach einer Abklingzeit von 4,55 Ga haben nur die ca. 25 langlebigsten primordialen Radionuklide überlebt. In Bezug auf menschliche Strahlenexposition sind lediglich ^{40}K ($T_{1/2} = 1,28 \text{ Ga}$), ^{238}U ($T_{1/2} = 4,468 \text{ Ga}$), ^{235}U ($T_{1/2} = 23,42 \text{ Ma}$), ^{232}Th ($T_{1/2} = 14,05 \text{ Ga}$) und in weit geringerem Maße ^{87}Rb ($T_{1/2} = 48 \text{ Ga}$) relevant. Die Häufigkeiten der Elemente K, Th und U wurden in der Erdkruste durch geochemische Differenzierung gegenüber den solaren Häufigkeiten, ausgedrückt durch die Häufigkeiten in den primitiven Meteoriten der sog. C1-Chondrite, stark verändert. K, Th und U reicherten sich gegenüber der solaren Häufigkeit stark an. Unterschiedliche Gesteine weisen sehr verschiedene K-, Th- und U-Gehalte auf, da sie vielfältigen endogenen und exogenen Veränderungen unterworfen waren und sind. Diese führen zu fortlaufender Differenzierung und Transportprozessen der Elemente [5]. Speziell durch Verwitterungseinflüsse und die Einwirkung von Wasser fanden Umverteilungen der Elemente statt, die sich in den Elementgehalten von K, Th und U in sekundären und sedimentären Gesteinen und in den Elementgehalten im Oberflächen-, Grund- und Meerwasser ausdrücken (Tab. 1). Auffallend ist die Variabilität der Elementverhältnisse von Thorium zu Uran, die neben der geochemischen Differenzierung in sedimentären Gesteinen durch die unterschiedliche Wasserlöslichkeit von Th und U bestimmt ist.

Als radiogene Radionuklide bezeichnet man die Mitglieder der natürlichen Zerfallsreihen der primordialen Radionuklide ^{232}Th , ^{235}U und ^{238}U , die über Sequenzen von α - und β -Zerfällen in die stabilen Blei-Isotope ^{208}Pb , ^{207}Pb bzw. ^{206}Pb zerfallen. Aufgrund der unterschiedlich langen Halbwertszeiten der Mitglieder der Zerfallsreihen kann nur in sehr alten Gesteinen von radioaktivem Gleichgewicht zwischen den Mitgliedern der Zerfallsreihen ausgegangen werden. Durch natürliche Umweltprozesse werden die Gleichgewichte vielfach gestört und die entstehenden Ungleichgewichte bilden die Grundlage für vielfältige Datierungsmethoden in Geologie, Hydrologie, und anderen Umweltwissenschaften; siehe hierzu z.B. [7]. Ungleichgewichte können durch menschliche Handlungen bei der Verarbeitung von natürlichen Rohstoffen noch dramatisch verändert werden und zu massiven Anreicherungen einzelner Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen in technischen Produkten oder Rückständen führen. Diese sog. TENORM-Materialien (*technologically enhanced naturally occurring radioactive materials*) sind jedoch nicht Gegenstand dieser Arbeit; vgl. hierzu z.B. [10].

Tab. 1: Elementkonzentrationen von Kalium, Thorium und Uran in unterschiedlichen natürlichen Materialien [5]

	K	Th	U	Th/U
Material	in 10^{-2} g g^{-1}	in 10^{-6} g g^{-1}	in 10^{-6} g g^{-1}	
C1-Chondrite	0,05	0,032	0,0091	3,5
Erdkruste	2	13	2,5	5,2
Gesteine	0,001 – 6,7	0,01 – 90	0,01 – 1200	–
Böden	0,05 – 9,5	4,2 – 23	1 – 20	–
Meerwasser	0,038	0,00005	0,003	0,017
Einer Elementkonzentration von $10^{-6} \text{ g g}^{-1} \text{U}_{\text{nat}}$ entspricht eine Aktivitätskonzentration von $25,48 \text{ Bq kg}^{-1}$. Darin sind berücksichtigt $12,45 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{238}\text{U}$ im Gleichgewicht mit $12,45 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{234}\text{U}$ und $0,58 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{235}\text{U}$. Das Aktivitätsverhältnis von ^{238}U zu ^{235}U in natürlichem Uran beträgt 21,58. $10^{-6} \text{ g g}^{-1} \text{ }^{232}\text{Th}$ entspricht $4,06 \text{ Bq kg}^{-1}$; $0,01 \text{ g g}^{-1} \text{ K}$ entspricht $302,52 \text{ Bq kg}^{-1}$.				

Aber auch in der vom Menschen nicht oder nicht wesentlich beeinflussten Umwelt zeigen die Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide Schwankungen um mehrere Größenordnungen. Tab. 2 gibt eine Übersicht über diese Variabilität für die Radionuklide ^{40}K , ^{226}Ra ($T_{1/2} = 1600 \text{ a}$) und ^{232}Th in verschiedenen natürlichen Materialien.

Kosmogene Radionuklide werden durch Wechselwirkung der kosmischen Strahlung mit Materie fortlaufend in der Erdatmosphäre und zu einem weitaus geringeren Teil in der äußersten Oberfläche der Erdkruste neu produziert. Die in Bezug auf die natürliche Strahlenexposition wichtigsten kosmogenen Radionuklide sind ^3H ($T_{1/2} = 12,3 \text{ a}$), ^7Be ($T_{1/2} = 53,3 \text{ d}$), ^{14}C ($T_{1/2} = 5730 \text{ a}$) und ^{22}Na ($T_{1/2} = 2,60 \text{ a}$).

Als nukleogen bezeichnet man schließlich solche Radionuklide, die durch andere Kernreaktionen in der Natur fortlaufend erzeugt werden. Solche Kernreaktionen werden z.B. durch α -Teilchen der natürlichen Zerfallsreihen oder durch Neutronen aus der Spontanspaltung von ^{238}U induziert. Diese sehr seltenen und für die menschliche Strahlenexposition völlig irrelevanten Reaktionen erzeugen z.B. in Uranlagerstätten ^{239}Pu ($T_{1/2} = 24,11 \text{ ka}$) oder ^{237}Np ($T_{1/2} = 2,144 \text{ Ma}$) als natürliche Radionuklide und machen damit auch die ^{237}Np -Zerfallsreihe zu einer natürlich vorkommenden Zerfallsreihe.

Die primordialen und radiogenen Radionuklide sind die hauptsächliche Ursache der natürlichen Strahlenexposition. γ -strahlende Radionuklide in der Pedosphäre und in Baumaterialien verursachen eine externe Strahlenexposition. Primordiale, radiogene und kosmogene Radionuklide finden ihre Wege in die Nahrungskette oder werden, wie ^3H , ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3,825$ d), ^{220}Rn ($T_{1/2} = 55,6$ s) und deren Zerfallsprodukte, inhaliert und bewirken eine interne Strahlenexposition des Menschen.

Aufgrund der starken Variabilität der natürlichen Radioaktivitätskonzentrationen in der vom Menschen nicht beeinflussten Umwelt zeigt sowohl die externe als auch die interne natürliche Strahlenexposition beträchtlichen Schwankungen. Sie kann nicht, wie durch die Mittelwertangaben in der Einleitung suggeriert, als konstant angenommen werden, sondern muss als Zufallsgröße aufgefasst werden.

Tab. 2: Mittelwerte und Schwankungsbereiche der Aktivitätskonzentrationen in Bq kg^{-1} von ^{40}K , ^{232}Th und ^{226}Ra in ausgewählten Materialien [11]

	K-40	Ra-226	Th-232
C1-Chondrite	15,1	0,130	0,119
Erdkruste	605	52,8	32,6
Meerwasser	11,5	0,00020	0,039
Granit	600 – 4.000	30 – 500	17 – 311
Sandstein, Quarzit	< 40 – 1.100	13 – 70	15 – 70
Schiefer	760 – 930	34 – 45	56 – 73
Ton, Lehm	300 – 2.000	20 – 90	18 – 200
Gips, Anhydrit	6 – 380	2 – 70	1 – 100
Kalkstein, Marmor	< 40 – 240	4 – 41	2 – 20
Kies, Sand	3 – 1200	1 – 39	1 – 64
Steinkohle	7 – 700	5 – 145	5 – 63
Braunkohle	4 – 220	1 – 51	1 – 58
Düngemittel	40 – 8.000	20 – 1.000	20 – 30
Böden Deutschland	16 – 2.960	13 – 252	17 – 94

3. Strahlenexposition als Zufallsgröße

3.1 Die Messgröße Strahlenexposition

Die Strahlenexposition wird hier in Einheiten der effektiven Dosis E betrachtet:

$$E = \sum_T w_T \sum_r w_r \cdot D_{r,T} \quad (4)$$

T Index zur Bezeichnung der verschiedenen Gewebe bzw. Organe

w_T Gewebewichtungsfaktor für das Gewebe oder Organ T

r Index zur Bezeichnung der verschiedenen Strahlenarten

w_r Strahlenwichtungsfaktor der Strahlenart r

$D_{r,T}$ Energiedosis im Gewebe T durch die Strahlenart r

In dieser Definition sind die Wichtungsfaktoren w_T und w_r nach [12] enthalten. Die Tatsache, dass die Wichtungsfaktoren w_T und w_r für einzelne Individuen nicht konstant, sondern variabel sind, steht hier nicht zur Diskussion. Die effektive Dosis in der Konvention ihrer Definition nach Gl. 4 ist die Messgröße, in der hier Strahlenexpositionen betrachtet werden. Wegen der verschiedenen Expositionspfade ergibt sich die gesamte effektive Dosis

$$E_{\text{gesamt}} = E_{\text{ext}} + E_{\text{inh}} + E_{\text{ing}} \quad (5)$$

als Summe der externen effektiven Dosis E_{ext} und der effektiven Dosen durch Inhalation E_{inh} und durch Ingestion E_{ing} . Zusätzliche Expositionspfade wie die Aufnahme von Radionukliden durch die Haut, die Direkt ingestion von Boden und die Inhalation von Staub werden *per definitionem* meist vernachlässigt. Für jedes Radionuklid werden die drei Summanden jeweils als Produkt mehrerer Faktoren nach Gl. 6 - 8 berechnet.

$$E_{\text{ext}} = \dot{E}_{\text{ext}} \cdot t_{\text{exp}} \quad (6)$$

$$E_{\text{inh}} = \sum_r A_{V,r} \cdot \dot{V} \cdot t_{\text{exp}} \cdot g_{\text{inh},r} \cdot f(t) \quad (7)$$

$$E_{\text{ing}} = \sum_r A_{m,r} \cdot \dot{U} \cdot t_{\text{exp}} \cdot g_{\text{ing},r} \cdot f(t) \quad (8)$$

\dot{E}_{ext} ist die effektive Dosisrate am Ort der externen Exposition. A_V und A_m sind die Aktivitätskonzentrationen eines Radionuklids in der jeweils für den Expositionspfad relevanten Matrix in geeigneten Einheiten; A_V als Aktivitätskonzentration der Atemluft und A_m als Aktivitätskonzentration im Lebensmittel. \dot{V} und \dot{U} sind die Atemraten bzw. Verzehr rates der Lebensmittel und t_{exp} ist die jeweilige Expositionszeit. Die Dosiskoeffizienten $g_{\text{inh},r}$ für die Exposition durch ein Radionuklid r durch Inhalation in Sv Bq⁻¹ und $g_{\text{ing},r}$ für die Exposition durch Ingestion in Sv Bq⁻¹ sind nuklid- und altersabhängig und sind durch ICRP [13] bzw. die EU-Grundnormen [14] verbindlich festgelegte Parameter und die effektiven Dosen müssen für die verschiedenen Altersklassen separat betrachtet werden. Bei Ingestion und Inhalation beschreiben die Funktionen $f(t)$ mögliche Korrekturen für die Tatsache, dass die jeweiligen Dosisbeiträge nicht während der Expositionszeit t sondern zeitlich verzögert auftreten [15].

Um die lokalen Strahlenexpositionen international vergleichen und diskutieren zu können, werden nach UNSCEAR [1] die altersabhängigen Strahlenexpositionen mit Hilfe einer Gewichtung zusammengefasst, die die Häufigkeit der Altersgruppen in der Gesellschaft berücksichtigt, in dem als Mittelwert

$$E_{\text{gesamt,Mittel}} = 0,05 \times E_{\text{gesamt},1 < a \leq 2} + 0,30 \times E_{\text{gesamt},7 < a \leq 12} + 0,65 \times E_{\text{gesamt},a > 17} \quad (9)$$

gebildet wird. Dies entspricht nicht den tatsächlichen Altersverteilungen in Deutschland oder anderen Ländern, kann aber als Konvention zum Vergleich herangezogen werden.

Mit den Definitionen in Gl. 5 – 8 ist die Strahlenexposition für ein Individuum eine Messgröße mit einem wohl definierten wahren Wert. Aufgrund der Variabilität der externen Dosisra-

ten, der Aktivitätskonzentrationen in den relevanten Umweltmedien und Lebens- und Verhaltensweisen gilt dies aber nicht für eine Gruppe von Individuen. In einer Gruppe liegt eine Verteilung der individuellen wahren Werte der Exposition vor.

Eine derartige Verteilung kann durch die Angabe von Kenngrößen der Verteilung charakterisiert werden, z.B. von Mittelwerten, Medianen, Moden oder Erwartungswerten. Bei diesen Kenngrößen handelt es sich um Punktschätzer von Verteilungen. Nur im Falle der Poissonverteilung als einparametrischer Verteilung genügt die Angabe eines Punktschätzers zur vollständigen Charakterisierung der Verteilung. Bei anderen, mehrparametrischen Verteilungen ist dies nicht hinreichend, ja es ist nicht einmal sicher ob in einer gegebenen Population die Strahlenexpositionen monomodal sind oder durch eine einzige Verteilung beschrieben werden können.

Das heißt, dass Annahmen über die Art der Verteilungen gemacht werden müssen und dass eine hinreichende Anzahl von Kenngrößen zur vollständigen Charakterisierung der Verteilung(en) angegeben werden muss. Ohne nähere Betrachtung des jeweiligen Verteilungstyps muss neben den oben genannten Punktschätzern wenigstens eine hinreichende Anzahl von Quantilen der Verteilung gewonnen und dokumentiert werden.

3.2 Verteilungen und multiplikativer Grenzwertsatz

Mit welcher statistischen Verteilung die Strahlenexposition einer Gruppe oder Population beschrieben werden kann, ist prinzipiell offen. Es liegt in der Verantwortung des Wissenschaftlers eine Verteilung zu wählen und durch einen statistischen Verteilungstest zu überprüfen, ob diese spezielle Verteilung nicht abgelehnt werden kann. Leider lässt kein statistischer Test die Aussage zu, dass eine Verteilung angenommen werden muss. Dies führt in das Dilemma, dass vielfach unterschiedliche Verteilungen zur Beschreibung desselben Datensatzes herangezogen werden können. Als Erfahrung aus der Beobachtung der Natur kann jedoch die Arbeitshypothese aufgestellt werden, dass in vielen Fällen die logarithmische Normalverteilung eine sinnvolle Annahme darstellt. Lineare Normalverteilungen sind in der Natur dann anzutreffen, wenn Regelmechanismen, z.B. Homöostase, den Zufallscharakter der Aufnahme in den Organismus einschränken.

Der Grund für die Bevorzugung der logarithmischen Normalverteilung ist der multiplikative Grenzwertsatz der Statistik; z.B. [16, 17]. Er besagt: Das Produkt von unabhängigen Zufallsvariablen strebt gegen eine logarithmische Normalverteilung, wenn die Anzahl n der Zufallsvariablen gegen ∞ strebt. Die Erfahrung lehrt, dass dieser Satz bereits für $n = 2$ in guter Näherung erfüllt ist.

Die Eigenschaften der logarithmischen Normalverteilung sollen im Folgenden kurz dargestellt werden. Eine Zufallsgröße Y heißt logarithmisch normal verteilt, wenn $X = \ln(Y)$ eine normalverteilte Größe ist. Mit dem arithmetischen Mittelwert μ und der Varianz σ^2 von X schreibt man $Y \sim \text{LN}(\mu, \sigma)$ mit der Verteilungsdichte der Realisierungen y :

$$f_{\text{LN}}(y) = \frac{1}{y \cdot \sigma \sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(\ln(y) - \mu)^2}{2\sigma^2}\right] \text{ mit } y \geq 0. \quad (10)$$

Für die Verteilungsfunktion der logarithmischen Normalverteilung ergibt sich:

$$F_{\text{LN}}(y) = \int_0^y f_{\text{LN}}(z) dz = \frac{1}{2} \left(1 + \operatorname{erf} \left(\frac{\ln(y) - \mu}{\sigma \sqrt{2}} \right) \right) \quad (11)$$

Ein Beispiel für die Verteilungsdichte und die Verteilungsfunktion einer logarithmischen Normalverteilung ist in Abb. 2 gegeben.

Der Erwartungswert EY einer logarithmisch normalverteilten Zufallsgröße Y ist gegeben durch:

$$EY = \int_0^{\infty} y \cdot f_{\text{LN}(\mu, \sigma)}(y) dy = \exp \left[\mu + \frac{\sigma^2}{2} \right] \quad (12)$$

Die Varianz von Y ist gegeben durch:

$$\operatorname{Var} Y = \int_0^{\infty} (y - EY)^2 \cdot f_{\text{LN}(\mu, \sigma)}(y) dy = \exp(2\mu + \sigma^2) \cdot (\exp(\sigma^2) - 1) \quad (13)$$

Der Variationskoeffizient cv ist gegeben durch:

$$cv = \frac{\sqrt{\operatorname{Var} Y}}{EY} = \sqrt{\exp(\sigma^2) - 1} \quad (14)$$

Der mit $F_{\text{LN}}(M) = 0,5$ definierten Median M der logarithmischen Normalverteilung ist gegeben durch Gl. 15. Er ist der geometrische Mittelwert der Daten.

$$M = \exp(\mu) = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n y_i} \quad (15)$$

Mit dem arithmetischen Mittel $\mu_{n, \text{LN}} = \overline{\ln y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln(y_i)$ der Logarithmen der Messwerte und

dem Quadrat der Standardabweichung der Logarithmen $\sigma_{n, \text{LN}}^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (\ln(y_i) - \mu_n)^2$ ergibt sich durch Rücktransformation in die reale (nicht logarithmierte) Welt $\exp(\mu_{n, \text{LN}})$ der geometrische Mittelwert als Median $\mu_{\text{geom.}} = M = \exp(\mu_{n, \text{LN}})$ und die geometrische Standardabweichung $\sigma_{\text{geom.}} = \exp(\sigma_{n, \text{LN}})$.

Quantile der logarithmischen Normalverteilung sind mittels der Quantile der Standardnormalverteilung aus den Parametern $\mu_{n, \text{LN}}$ und $\sigma_{n, \text{LN}}$ bzw. $\mu_{\text{geom.}}$ und $\sigma_{\text{geom.}}$ leicht anzugeben.

Die aus n Einzelwerten einer zufälligen Stichprobe ($y_i, i = 1, \dots, n$) aus einer logarithmisch normalverteilten Grundgesamtheit berechneten Schätzwerte der Quantile zu den Wahrscheinlichkeiten α und $1 - \alpha$ bzw. $1 - \gamma$ sind: $\mu_{\text{geom.}} \times \sigma_{\text{geom.}}^{\pm k_{1-\alpha}}$ für die einseitigen Quantile und

$\mu_{\text{geom.}} \times \sigma_{\text{geom.}}^{\pm k_{1-\gamma/2}}$ für die zweiseitigen Quantile.

Zur Darstellung eines geometrischen Mittelwertes $\mu_{\text{geom.}}$ und der zugehörigen geometrischen Standardabweichung $\sigma_{\text{geom.}}$ wird in dieser Arbeit die Schreibweise $\mu_{\text{geom.}} \times \sigma_{\text{geom.}}^{\pm 1}$ benutzt in Analogie zur geläufigen Schreibweise $m \pm s$ für den arithmetischen Mittelwert m und die Standardabweichung s . Für logarithmisch normalverteilte Daten erhält man so das Intervall, in dem ca. 66 % der Daten liegen, durch Multiplikation und Division des geometrischen Mittelwertes mit bzw. durch die geometrische Standardabweichung.

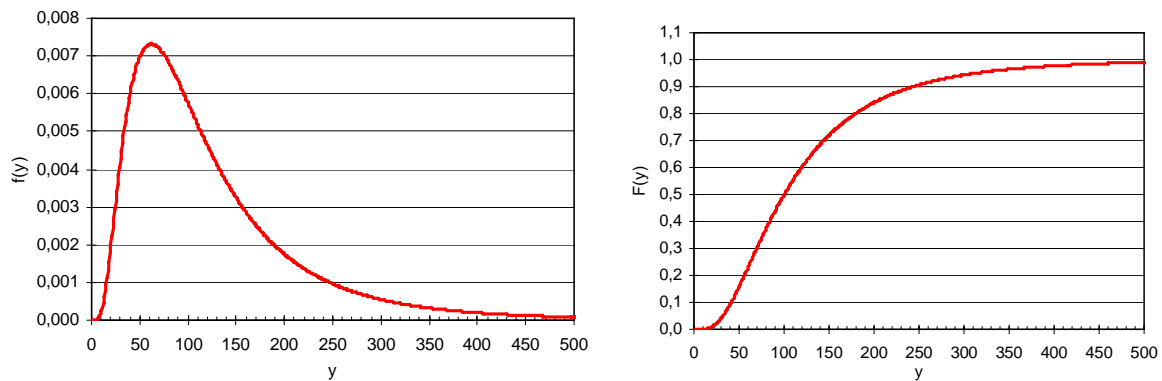


Abb. 2: Verteilungsdichte (links) und Verteilungsfunktion (rechts) der logarithmischen Normalverteilung $LN(\ln(100); \ln(2))$

Um die Hypothese einer logarithmischen Normalverteilung zu testen, bedarf es eines statistischen Hypothesentests. Ein solcher Test auf Normalverteilung nach Baringhaus und Henze [18] kann für die logarithmierten Daten durchgeführt werden. Einfachere und vielfach angewandte Verfahren zum Test auf Normalverteilung bestehen in der Linearisierung der Verteilungsfunktion in der sog. Wahrscheinlichkeitsdarstellung oder im sog. Quantil-Quantil-Plot; vgl. hierzu [19 - 21].

Man beobachtet die logarithmische Normalverteilung immer dann, wenn eine Messgröße in verschiedenen Proben durch mehrere Prozesse beeinflusst wird, die multiplikativ auf die Messgröße einwirken mit Parametern, die ihrerseits Zufallsgrößen sind [6, 18]. Dies gilt gleichermaßen für die Aktivitätskonzentrationen in der Umwelt und die daraus resultierenden Strahlenexpositionen. Indizien für das Vorliegen einer logarithmischen Normalverteilung sind Abweichungen des Medians der Messwertverteilung vom arithmetischen Mittelwert sowie im Vergleich zum arithmetischen Mittelwert große Standardabweichungen der Messwerte. Bzgl. einer ausführlichen Diskussion des Auftretens logarithmischer Normalverteilungen in der Natur siehe z.B. [17].

Logarithmische Normalverteilungen sind links-schief mit hohen Wahrscheinlichkeiten niedriger Realisierungen und geringen Wahrscheinlichkeiten hoher Realisierungen (Abb. 2). Eine logarithmische Normalverteilung der Strahlenexpositionen hat damit hohe Wahrscheinlichkeiten relativ niedriger Expositionen und geringe Wahrscheinlichkeiten hoher Expositionen zur Folge. Hierfür lässt sich eine Vielzahl von Beispielen angeben. Hier seien die Verteilung der Ortsdosisleistung in Häusern (Abb. 4), die ^{222}Rn -Konzentrationen in der Raumluft (Abb. 6), die ^{226}Ra - und ^{222}Rn -Konzentrationen im Trinkwasser (Abb. 8) genannt.

Auch dann, wenn anthropogene Einflüsse für die Variabilität von Messgrößen verantwortlich sind, sind die wahren Werte dieser Größen oft logarithmisch normal verteilt. So waren z. B. die Radien der Brennstoffteilchen, die bei dem Reaktorunfall von Chernobyl in die Atmosphäre gelangten, ebenso wie die Depositionsdichten und die Radionuklidkonzentrationen in

Nahrungsmitteln aus den hochkontaminierten Bereichen um Chernobyl meist logarithmisch normal verteilt [22-24]. Auch für Transferfaktoren müssen Variabilitäten entsprechend logarithmischer Normalverteilungen angenommen werden [26, 27]. Das Gleiche gilt für die Verteilungen von Uran und ^{226}Ra in Halden und Tailings des Uranbergbaus und in Umweltmedien der von ihnen beeinflussten Bereiche [28] und ganz allgemein für die Radionuklidverteilungen in TENORM und Rückständen von Arbeiten [29].

3.3 Wahrscheinlichkeitsdichte von Strahlenexpositionen

Zur Modellierung der natürlichen Strahlenexposition als Zufallsgröße müssen die Wahrscheinlichkeitsdichten der individuellen Strahlenexpositionen ermittelt werden. Dies kann mittels probabilistischer Verfahren durch Monte-Carlo-Simulationen erfolgen, indem die in die Gleichungen 6 – 8 eingehenden Parameter, soweit sie nicht gesetzlich als Punktschätzer festgelegt sind, als Zufallsgrößen aufgefasst werden. Anhand empirischer Verteilungen dieser Größen, z.B. zu den Aktivitätskonzentrationen oder Ortsdosisleistungen, oder der Annahme plausibler Verteilungen für die der Messung nicht direkt zugänglicher Größen, wie Aufenthaltszeiten und Ernährungsgewohnheiten, können die Wahrscheinlichkeitsdichten der Strahlenexpositionen simuliert werden. Die Software CRYSTAL BALL[®], eine in MS-EXCEL[®] implementierbare Monte-Carlo-Simulation zur Schätzung der Verteilungen von Zufallsvariablen, ermöglicht derartige Modellrechnungen in umfassender Weise.

Im ZSR der Universität Hannover wurden dieses Monte-Carlo-Verfahren bisher in zwei Projekten genutzt, um den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland zu simulieren [20] und um die anthropogenen Einflüsse und radiologische Relevanz natürlicher Radionuklide in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands zu untersuchen [21]. In dieser Arbeit wird auf die Ergebnisse dieser Untersuchungen zurückgegriffen, um die Variabilität der natürlichen Strahlenexposition zu diskutieren.

Die mit Monte-Carlo-Verfahren simulierten Verteilungen stellen zum einen *a priori* die Wahrscheinlichkeitsdichten für zu erwartende individuelle Strahlenexposition dar, zum anderen können sie *a posteriori* als Dosisverteilung in einer großen Population Exponierter interpretiert werden. Die Qualität der Simulationen hängt dabei von der Kenntnis der Verteilungen der zu berücksichtigenden Parameter ab. Bzgl. der hier benutzten Verteilungen und Parameter sei, soweit nicht explizit angegeben, auf [20, 21] verwiesen.

4. Natürliche Strahlenexposition

4.1 Externe Strahlenexpositionen

Die externe Strahlenexposition durch natürliche Strahlenquellen setzt sich aus den Komponenten der kosmischen und der terrestrischen Strahlenexpositionen zusammen, wobei sich die Dosisleistung durch die terrestrische und die kosmische Strahlung im Freien, $\dot{E}_{\text{terr}} + \dot{E}_{\text{kosm}}$, und in Gebäuden \dot{E}_{innen} unterscheiden und damit die externe effektive Dosis E_{ext} von den jeweiligen Aufenthaltszeiten im Freien $t_{\text{außen}}$ und in Gebäuden t_{innen} abhängen.

$$E_{\text{ext}} = (\dot{E}_{\text{terr}} + \dot{E}_{\text{kosm}}) \cdot t_{\text{außen}} + \dot{E}_{\text{innen}} \cdot t_{\text{innen}} \quad (16)$$

Als Mittelwert der Ortsdosisleistung durch die kosmische Strahlung kann in Deutschland ein Wert von 36 nSv h^{-1} angesetzt werden [30]. Durch den Aufenthalt in Gebäuden wird die kosmische Strahlung im Mittel um einen Faktor 0,8 abgeschwächt [1]. Bei einem Aufenthalt von 80 % in Gebäuden ergibt sich eine jährliche Dosis durch kosmische Strahlung bei Bewohnern von Orten nahe Meereshöhe von 0,27 mSv und in der Höhe von 900 m von 0,39 mSv [1].

In Deutschland ist somit die Variabilität der Strahlenexposition durch die kosmische Strahlung vergleichsweise gering. Höhere Variabilität findet sich jedoch bei Betrachtung der Weltbevölkerung. UNSCEAR [9] gibt für die Bewohner höher gelegener Großstädte mit insgesamt ca. 40 Millionen Menschen effektive Jahresdosen zwischen $2,02 \text{ mSv a}^{-1}$ (La Paz, Bolivien in 3.900 m Höhe) und $0,44 \text{ mSv a}^{-1}$ (Teheran, Iran in 1180 m Höhe) an. Der weltweite höhen- und bevölkerungsgewichtete Mittelwert der effektiven Dosis durch die kosmische Strahlung wird mit $0,38 \text{ mSv a}^{-1}$ (Abschirmfaktor = 0,8 und 80%iger Aufenthalt in Gebäuden) angegeben.

Die externe terrestrische Strahlenexposition des Menschen wird im Wesentlichen durch ^{40}K und durch Radionuklide der Zerfallsreihen von ^{238}U und ^{232}Th bedingt. UNSCEAR [31] gibt zur Berechnung der Luftkerma-Leistung \dot{K}_a über einer unendlichen Halbebene mit homogenen massenbezogenen Aktivitäten von ^{40}K , ^{232}Th und ^{238}U die Formel in Gl. (17) an.

$$\begin{aligned} \dot{K}_a [\text{nGy h}^{-1}] = & 0,0414 \cdot A_{\text{K}-40} [\text{Bq kg}^{-1}] + 0,623 \cdot A_{\text{Th}-232} [\text{Bq kg}^{-1}] \\ & + 0,461 \cdot A_{\text{U}-238} [\text{Bq kg}^{-1}] \end{aligned} \quad (17)$$

Im Zusammenhang mit der externen Exposition besteht beträchtliche Verwirrung durch die Vielzahl und die Geschichte der Messgrößen, in denen die sog. Ortsdosisleistung (ODL) gemessen und angegeben wird. Daher sollen hier kurz die Zusammenhänge zwischen den unterschiedlichen Messgrößen dargestellt werden.

Wird die Messgröße Photonen-Äquivalentdosisleistung \dot{H}_X zur Berechnung der effektiven Jahresdosis $H_{E,j}$ für die verschiedenen Altersklassen j bei externer Exposition benutzt, gilt:

$$H_{E,j} = f_{\text{Kon},j} \cdot \dot{H}_X \cdot t_{\text{exp},j} \cdot a_x \quad (18)$$

\dot{H}_X : Photonen-Äquivalentdosisleistung im Freien in 1 m Höhe in Sv h^{-1}

$f_{\text{Kon},j}$: Umrechnungsfaktor von Photonen-Äquivalentdosis in effektive Dosis für die Altersklasse j (Tab. 3)

$t_{\text{exp},j}$: Expositionszeit der Altersklasse j in h

a_x : Faktor zur Berücksichtigung eventueller Abschirmwirkung auf Gammastrahlung, dimensionslos

Die Photonen-Äquivalentdosis H_X in Sv kann aus der Luftkerma K_a in Gy durch Multiplikation mit dem Faktor $f_K = 1,141 \text{ Sv/Gy} \approx 1,15 \text{ Sv/Gy}$ erhalten werden.

$$H_X = f_K \cdot K_a = 1,15 \cdot K_a \quad (19)$$

Mit $f_K = 1,15 \text{ Sv/Gy}$ und $f_{\text{Kon,Erw.}} = 0,6$ ergibt sich die effektive Dosis E_{terr} aus der Luftkerma K_a nach Gl. (20).

$$E_{\text{terr}} = 0,6 \cdot 1,15 \cdot K_a = 0,7 \cdot K_a = 0,6 \cdot H_X \quad (20)$$

Tab. 3: Umrechnungsfaktor $f_{\text{Kon},j}$ von Photonen-Äquivalentdosis in effektive Dosis für die Altersklassen j [32,33]

Altersklasse	$f_{\text{Kon},j}$
≤ 1 Jahr	0,8
$> 1 - \leq 2$ Jahre	0,7
$> 2 - \leq 7$ Jahre	0,7
$> 7 - \leq 12$ Jahre	0,7
$> 12 - \leq 17$ Jahre	0,6
> 17 Jahre	0,6

Für natürliche Radionuklide kann zur Berechnung der terrestrischen Strahlung die Umrechnung nach Gl. (21) benutzt werden [34].

$$H^*(10) = 1,07 \cdot H_X \quad (21)$$

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

$$E_{\text{terr}} = 0,6 \cdot H^*(10) / 1,07 = 0,56 \cdot H^*(10) \quad (22)$$

Entsprechend einer Empfehlung des Normenausschusses Radiologie (NAR), zitiert bei [35], kann allerdings für die natürliche Umgebungsstrahlung auch der Umrechnungsfaktor $H^*(10) / H_X = 1,0$ verwendet werden.

UNSCEAR [1] gibt zur Berechnung der effektiven Dosisleistung \dot{E}_{terr} für die Referenzperson Erwachsener über einer unendlichen Halbebene mit homogenen massenbezogenen Aktivitäten von ^{40}K , ^{232}Th und ^{238}U die Formel in Gl. (23) an.

$$\begin{aligned} \dot{E}_{\text{terr}} [\text{nSv h}^{-1}] &= 0,030 \cdot A_{\text{K}-40} [\text{Bq kg}^{-1}] + 0,420 \cdot A_{\text{Th}-232} [\text{Bq kg}^{-1}] \\ &+ 0,310 \cdot A_{\text{U}-238} [\text{Bq kg}^{-1}] \end{aligned} \quad (23)$$

In Deutschland wird durch das Integrierte Mess- und Informationssystem (IMIS) die absorbierte Dosis in Luft an mehr als 2000 Stationen überwacht, die im freien Gelände aufgestellt sind. Für die externe Strahlenexposition stehen damit Messwerte der terrestrischen und kosmischen Ortsdosisleistung zur Verfügung [36]; siehe hierzu auch eine Karte der mittleren externen Strahlenexposition im Freien in Deutschland [2]. Daneben gibt es eine Vielzahl individueller Untersuchungen [34, 37 - 39].

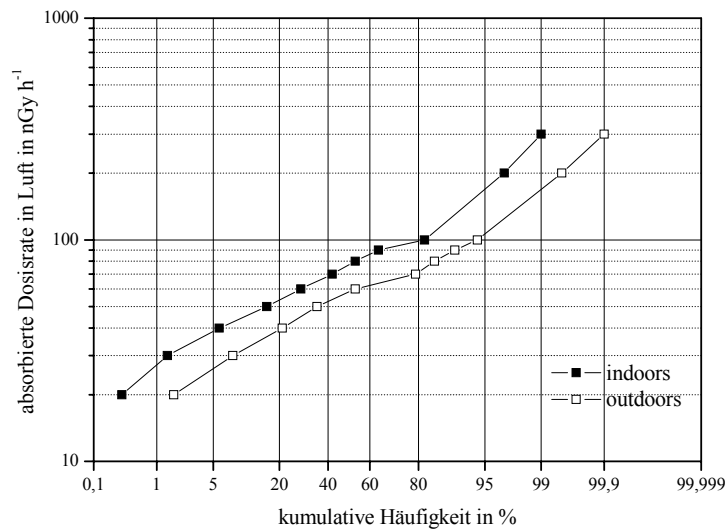


Abb. 3: Weltweite kumulative Häufigkeit der Ortsdosisleistung im Freien und in Häusern [1]

Als statistische Kennwerte der Ortsdosisleistung im Freien, inkl. eines Anteils der kosmischen Strahlung von 36 nSv h^{-1} , ergeben sich z.B. aus den am 2.11.2000 gemessenen IMIS-Daten für Deutschland ein geometrischer Mittelwert von $94,8 \text{ nSv h}^{-1}$, eine geometrische Standardabweichung von 1,2 und ein Erwartungswert von $96,7 \text{ nSv h}^{-1}$ und für Niedersachsen ein geometrischer Mittelwert von $79,3 \text{ nSv h}^{-1}$ mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,2 und einem Erwartungswert $80,5 \text{ nSv h}^{-1}$ [20]. Korrigiert für den Beitrag der kosmischen Strahlung sind diese Werte in guter Übereinstimmung mit Angaben anderer Quellen [39,41]. Aufgrund der geringen geometrischen Standardabweichung sind für die ODL sowohl die Annahme linearer als auch logarithmischer Normalverteilungen für Deutschland nicht abzulehnen. Weltweit gilt dies nicht mehr (Abb. 3).

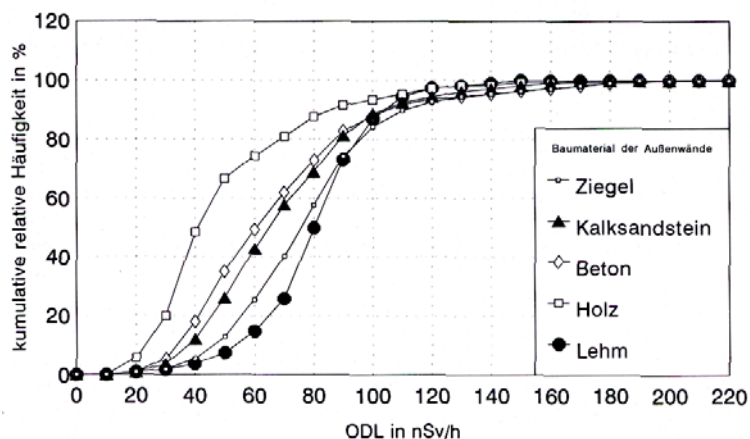


Abb. 4: Verteilungsfunktionen der Ortsdosisleistungen in Häusern der Alten Bundesländer für unterschiedliche Baumaterialien [40]

In Gebäuden wird einerseits die terrestrische Strahlung abgeschirmt, andererseits durch die Baumaterialien selbst erzeugt. Hinzu kommt eine Veränderung der externen Dosis durch die gegenüber dem Aufenthalt im Freien veränderte Bestrahlungsgeometrie. Insgesamt ist die Ortsdosisleistung in Gebäuden höher als im Freien (Abb. 3). Umfangreiche Messungen zur Ortsdosisleistung in Gebäuden liegen für Deutschland vor [34, 37 – 39, 42]. Die Verteilungs-

funktionen der Ortsdosisleistungen in Gebäuden könne für die unterschiedlichen Baumaterialien durch logarithmische Normalverteilungen beschrieben werden (Abb. 4).

Die Monte Carlo Simulation der externen Strahlenexposition ergab für Niedersachsen die in Abb. 5 dargestellte Wahrscheinlichkeitsdichte. Bzgl. einer ausführlichen Darstellung der externen Strahlenexposition in Deutschland und den verschiedenen Bundesländern und in speziellen durch bergbauliche Maßnahmen beeinflussten Gebieten Deutschlands siehe [21].

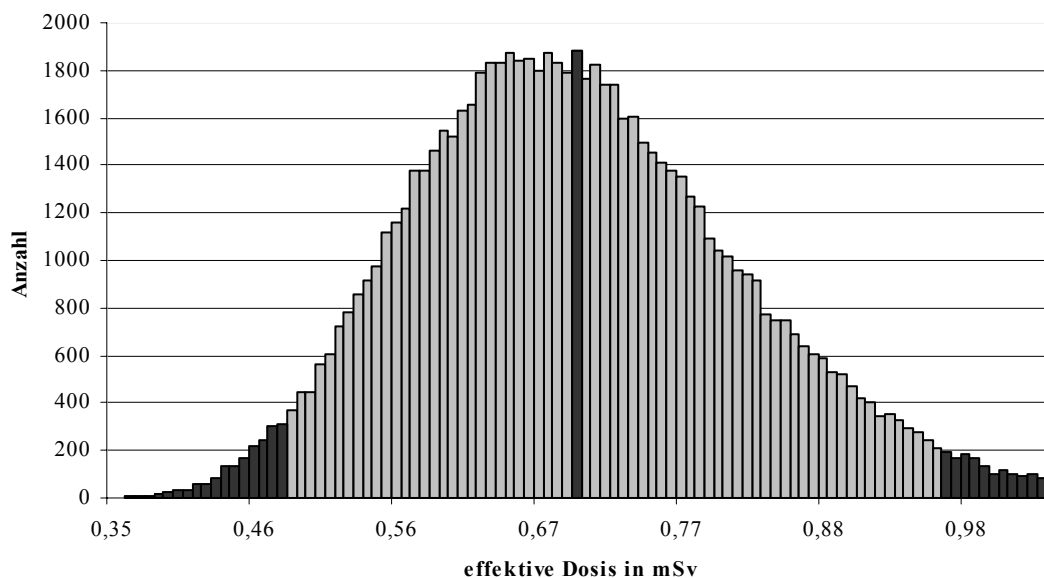


Abb. 5: Verteilungsdichte der altersabhängig gewichteten effektiven Jahresdosen durch externe Bestrahlung in Niedersachsen. Der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis durch externe Bestrahlung liegt bei 0,70 mSv mit einem 95%-Vertrauensbereich von 0,48 – 0,97 mSv. Der Erwartungswert sowie die unteren und oberen 2,5%-Perzentile sind in den Abb. 5, 7, 9 und 10 dunkel dargestellt.

4.2 Strahlenexpositionen durch Radon und Folgeprodukte

Die Strahlenexposition durch Inhalation natürlicher Radionuklide wird durch die Inhalation von ^{222}Rn und ^{220}Rn und deren Zerfallsprodukten dominiert. Kosmogene Radionuklide können bei der Inhalationsdosis vernachlässigt werden. Für die Radon-Konzentrationen im Freien gibt UNSCEAR sowohl für ^{222}Rn als auch für ^{220}Rn Mittelwerte von 10 Bq m^{-3} mit Spannweiten von 1 Bq m^{-3} bis 100 Bq m^{-3} an [9]. Aus den Daten des BfS [43] ergeben sich $^{222}\text{Rn}+^{220}\text{Rn}$ Konzentrationen im Freien für Deutschland, die durch einen geometrischen Mittelwert von $10,0 \text{ Bq m}^{-3}$ und eine geometrische Standardabweichung von 1,9 beschrieben werden können. Der Erwartungswert liegt bei 12 Bq m^{-3} .

Die ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen in Wohnungen der alten Bundesländer sind logarithmisch normal verteilt mit einem geometrischen Mittel (Median) von 40 Bq m^{-3} und einer geometrischen Standardabweichung von 1,8 [44]. Logarithmische Normalverteilungen beobachtet man auch für die ^{222}Rn -Konzentrationen in Wohnungen in einzelnen Regionen oder Ortschaften. In neueren Untersuchungen publizierten Lehmann et al. [45] $^{222}\text{Rn}+^{220}\text{Rn}$ Konzentrationen für Deutschland, die durch einen geometrischen Mittelwert von 36 Bq m^{-3} und eine geometrische Standardabweichung von 1,8 beschrieben werden können. Der Erwar-

tungswert liegt bei $42,7 \text{ Bq m}^{-3}$. In Tab. 4 sind die UNSCEAR [1] mitgeteilten Daten für die weltweiten Radon-Konzentrationen zusammengestellt.

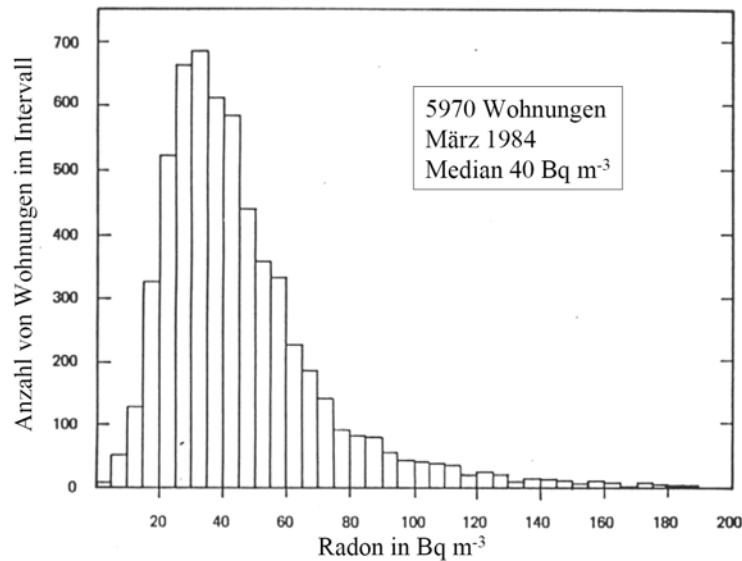


Abb. 6: Verteilungsdichte der Radon-Konzentrationen in Wohnungen in Westdeutschland [44]

Tab. 4: Geometrische Mittelwerte und Standardabweichungen sowie Maximalwerte der ^{222}Rn Konzentrationen in Innenräumen für ausgewählte Länder [1]

Land	Bevölkerung in Millionen	$\mu_{\text{geom.}}$ in Bq m^{-3}	$\sigma_{\text{geom.}}$	Maximalwert in Bq m^{-3}
Kanada	29,68	14	3,6	1.720
Argentinien	35,22	26	2,2	211
China	1.232	20	2,2	380
Indien	944,6	42	2,2	210
Japan	125,4	13	1,8	310
Finnland	5,13	84	2,1	20.000
Frankreich	58,33	41	2,7	4.690
Deutschland	81,92	40	1,9	>10.000
Ungarn	10,05	82	2,7	1.990
Polen	38,60	32	2,0	432
Italien	57,23	57	2,0	1.040
Spanien	39,67	42	3,7	15.400
Australien	18,06	8	2,1	420
Welt: bevölkerungsgewichtet		30	2,3	–

Auch die ^{222}Rn -Aktivitätskonzentrationen in Wohnungen sind logarithmisch normal verteilt. Aus den Angaben zu den Radon-Aktivitätskonzentrationen in der Außenluft und in Häusern ergibt sich für Niedersachsen die in Abb. 7 dargestellte Verteilung der effektiven Jahresdosen durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten. Der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten liegt bei $1,2 \text{ mSv}$ mit einem 95%-Vertrauensbereich von $0,3 - 3,7 \text{ mSv}$.

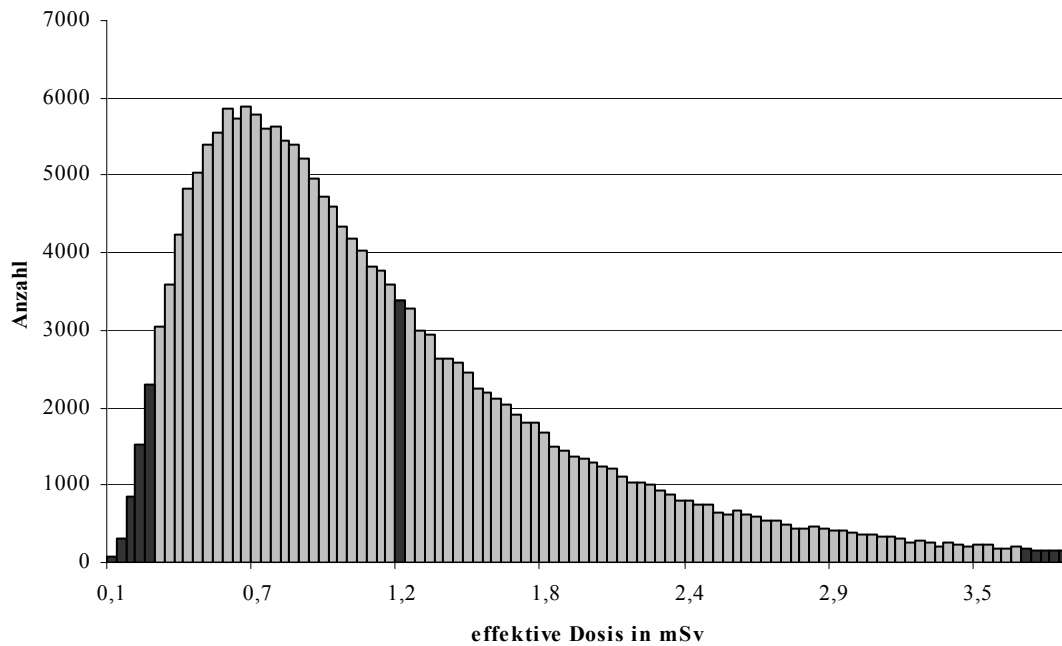


Abb. 7: Verteilungsdichte der altersabhängig gewichteten effektiven Jahresdosen durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten in Niedersachsen

4.3 Radionuklide in Lebensmitteln

Es liegt zwar umfangreiches Datenmaterial zum Vorkommen von natürlichen Radionukliden in Lebensmitteln vor; z.B. [20, 46 - 51], doch ist die Datenlage nur im Falle von Trink- und Mineralwasser als gut zu bezeichnen; vgl. auch [52, 53]. Für Nahrungsmittel sind weitere systematische Erhebungsmessungen wünschenswert, um zuverlässige Aussagen über die Vorkommen natürlicher Radionuklide und ihre Verteilungen in den einzelnen Nahrungsmitteln zu ermöglichen.

Die Vorkommen natürlicher Radionuklide unterscheiden sich stark je nach der Art des Lebensmittels (Tab. 5) und es ergeben sich ausgeprägte regionale Unterschiede als Folge unterschiedlicher geologischer Bedingungen für Nahrungsmittel, Trink- und Mineralwässer. Die Vorkommen in Pflanzen und Tieren spiegeln neben den geologischen Bedingungen des Untergrundes auch die physiologischen Eigenschaften der Organismen wider. Tab. 5 berücksichtigt ausschließlich Nahrungsmittel der terrestrischen Biosphäre. Fischfleisch, Schalen- und Krustentiere wurden nicht berücksichtigt. Dabei sind diese Nahrungsmittel bei entsprechenden Verzehrsgewohnheiten wegen ihrer vergleichsweise hohen Konzentrationen an ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22,3$ a) und ^{210}Po ($T_{1/2} = 138,38$ d) bestimmend für die Ingestionsdosis. Untersuchungen der letzten 15 Jahre belegen, dass für diese Nahrungsmittel die Aktivitätskonzentrationen von ^{210}Pb und ^{210}Po (Tab. 6) die in Tab. 5 angegebenen Maximalwerte weit übersteigen. Die Konzentrationen der übrigen Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen in Fischfleisch, Schalen- und Krustentieren liegen innerhalb der in Tab. 5 für Nahrungsmittel angegebenen Bereiche.

Für Nahrungsmittel sind bisher meist (unspezifizierte) Mittelwerte und Schwankungsbereiche (Tab. 7) publiziert worden; Größen, die zur Beschreibung der entsprechenden Verteilungen nicht ausreichen. Damit ist es erforderlich auf die Originaldatensätze [20] zurückzugreifen und die die Verteilungen charakterisierenden Kenngrößen zu bestimmen.

Tab. 5: Natürliche Radioaktivität in Nahrungsmitteln, Trink- und Mineralwasser in Deutschland: Aktivitätskonzentrationen in $Bq\ kg^{-1}$ (FM) bzw. in $Bq\ l^{-1}$ [52,53]

Nuklid	Nahrungsmittel	Trinkwasser	Mineralwasser
H-3	ca. 0,4	keine Angaben	keine Angaben
C-14	ca. 70	keine Angaben	keine Angaben
K-40	10 – 200	0,003 – 1,2	0,03 – 10
U-238	< 0,005 – 0,2	0,0005 – 0,3	0,0004 – 1,2
U-234	–	0,0008 – 0,3	0,0004 – 2,5
Ra-226	< 0,005 – 2	0,0004 – 0,69	0,002 – 0,5
Rn-222	–	0,11 – 550	–
Pb-210	< 0,01 – 10	0,0002 – 0,2	0,002 – 0,05
Po-210	< 0,01 – 10	0,0001 – 0,08	0,0004 – 0,009
Th-232	< 0,01 – 0,05	0,0001 – 0,004	Keine Angaben
Th-228	keine Angaben	0,0002 – 0,006	0,0012 – 0,05
Ra-228	< 0,01 – 1	0,0004 – 0,3	keine Angaben

Tab. 6: Bereiche der Aktivitätskonzentrationen in $Bq\ kg^{-1}$ (FM) von ^{210}Pb und ^{210}Po in Fischfleisch, Schalen- und Krustentieren [52, 53]

	Pb-210	Po-210
Süßwasserfisch	0,03 – 0,42	0,19 – 3,7
Meeresfisch	0,025 – 0,8	0,16 – 27,5
Schalentiere	0,2 – 16	6 – 152
Krustentiere	0,08 – 2,8	0,77 – 75

Tab. 7: Bereiche der Aktivitätskonzentrationen in $Bq\ kg^{-1}$ (FM) in ausgewählten Nahrungsmitteln aus Deutschland und in der täglichen Gesamtnahrung [46 - 48]

	K-40	U-238	Ra-226	Pb-210	Po-210
Getreide	87 – 246	0,02 – 0,4	0,04 – 1,54	0,04 – 10,2	0,2 – 1,94
Kartoffeln	122 – 194	0,02 – 3,09	0,02 – 1,3	0,02 – 0,63	0,2 – 0,33
Kohl	59 – 196	0,02 – 0,75	0,01 – 0,68	0,004 – 1,28	0,004 – 1,13
Möhren	72 – 134	0,07 – 2,31	0,06 – 0,49	0,02 – 4,9	0,02 – 5,2
Beerenobst	107 – 190	0,06 – 1,8	0,03 – 5,38	1,2 – 14,8	0,52 – 2,24
Pilze	8 – 233	0,18 – 5,1	0,01 – 16	0,09 – 4,1	0,2 – 5,2
Fisch	80 – 120	0,5 – 7,4	0,05 – 7,8	0,02 – 4,42	0,05 – 5,2
Fleisch	60 – 120	0,001 – 0,02	0,03 – 0,18	0,1 – 1	0,2 – 4
Milch	35 – 65	–	0,001 – 0,13	0,004 – 0,26	0,003 – 0,07
Gesamtnahrung Erwachsene	–	0,001 – 0,02	<0,006 – 0,042	0,01 – 0,115	–
Gesamtnahrung Kleinstkinder	–	0,005 – 0,01	0,009 – 0,032	0,017 – 0,069	–

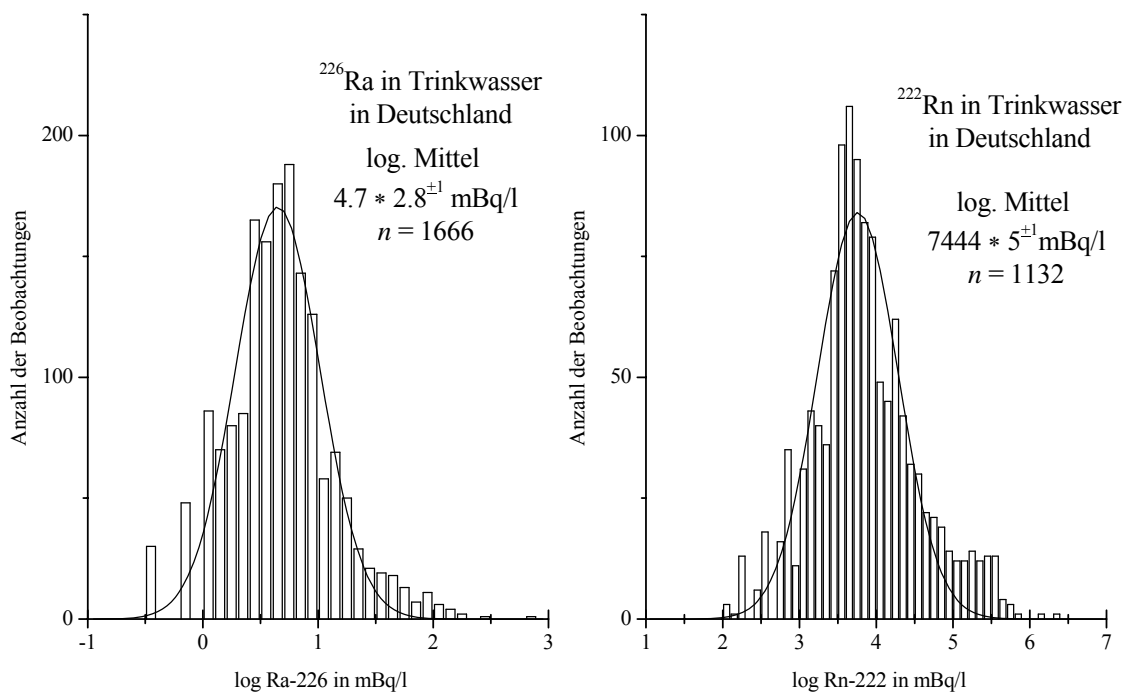


Abb. 8: Verteilungsdichten der ^{226}Ra - (links) und ^{222}Rn -Konzentrationen (rechts) im Trinkwasser in Deutschland [49]. Die durchgezogenen Kurven stellen die entsprechenden Normalverteilungen dar.

Auf der Grundlage vergangener Messungen und laufender Untersuchungen, vor allem des BfS, ist zu hoffen, dass sich die Datenlage zur Modellierung der Ingestionsdosis durch natürliche Radionuklide verbessert und die hier gemachten Dosisabschätzungen als vorläufig erscheinen lassen.

Auch für die Aktivitätskonzentrationen in Lebensmitteln sind i. A. logarithmische Verteilungen nicht abzulehnen. Für ^{226}Ra und ^{222}Rn in Trinkwasser in Deutschland ist dies in Abb. 8 exemplarisch dargestellt. Auch für Nahrungsmittel stützen Verteilungstests der verfügbaren Aktivitätskonzentrationen diese Annahme [20, 21].

4.4 Strahlenexposition durch Ingestion von Radionukliden

Aus den verfügbaren Datensätzen für Radionuklide im Trinkwasser und in Nahrungsmitteln ergibt sich mittels Monte-Carlo-Simulation für Niedersachsen die in Abb. 9 dargestellte Wahrscheinlichkeitsdichte [20]. Der Erwartungswert der effektiven Jahresdosis durch Ingestion liegt bei 0,28 mSv mit einem 95%-Vertrauensbereich von 0,22 mSv – 0,40 mSv. Nahrungsmittel tragen 98 % zur Ingestionsdosis bei, während der Verzehr von Trinkwasser und Mineralwasser nur einen Anteil von weniger als 2 % hat.

Von der verzehrsbedingten Exposition sind $0,17 \text{ mSv a}^{-1}$ absolut unvermeidbar, da die Natur uns den ironischen Streich gespielt hat, dass das lebenswichtige Spurenelement Kalium ein primordiales Radionuklid das ^{40}K mit einer Isotopenhäufigkeit von 0,0117 %, enthält. Wir nehmen ca. $40.000 \text{ Bq } ^{40}\text{K}$ pro Jahr mit Nahrungsmitteln auf. Der Schwankungsbereich der spezifischen ^{40}K Aktivität im menschlichen Körper liegt bei 45 Bq kg^{-1} – 65 Bq kg^{-1} Körper-

gewicht. Im Mittel beträgt die gesamte ^{40}K Aktivität im menschlichen Körper 4.000 Bq [2]. Daraus ergibt sich eine jährliche Strahlenexposition von 0,17 mSv. Die Strahlenexposition ist in den verschiedenen Organen vergleichbar groß.

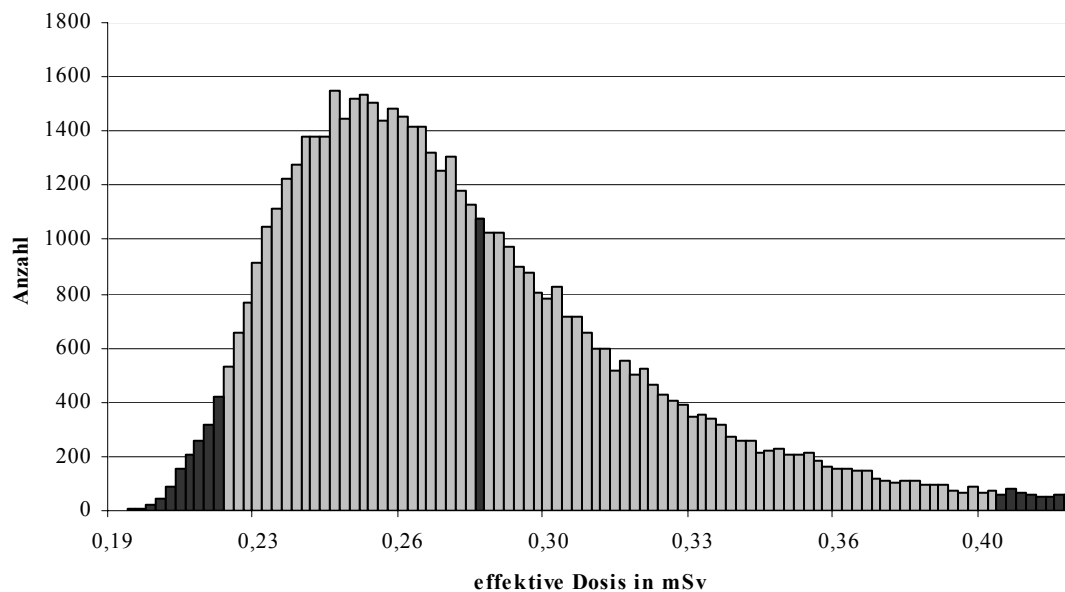


Abb. 9: Verteilungsdichte der altersabhängig gewichteten effektiven Jahresdosen durch Ingestion in Niedersachsen.

Außer ^{40}K enthält der menschliche Körper im Mittel noch 4.000 Bq ^{14}C , 300 Bq ^{87}Rb , 20 Bq ^3H , 14 Bq ^{210}Pb , 12 Bq ^{210}Po , 1,1 Bq ^{238}U , 1,7 Bq ^{226}Ra und etwa 1 Bq anderer Radionuklide. Für die jährliche Aufnahmen der kosmogenen Radionuklide wurden für ^3H zu $0,5 \text{ kBq a}^{-1}$, für ^7Be zu 1 kBq a^{-1} , für ^{14}C zu 20 kBq a^{-1} und für ^{22}Na zu $0,05 \text{ kBq a}^{-1}$ abgeschätzt [9]. Als jährliche Strahlenexpositionen ergaben sich für ^3H 0,01 mSv, für ^7Be 0,003 mSv, für ^{14}C 0,012 mSv und für ^{22}Na 0,00015 mSv. Die interne Strahlenexposition durch kosmogene Radionuklide ist also insgesamt sehr gering.

Das primordiale ^{87}Rb trägt mit $0,006 \text{ mSv a}^{-1}$ nur geringfügig zur Ingestionsdosis bei. Der Rest der Ingestionsdosis wird durch Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen bestimmt, wobei ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra und ^{228}Ra ($T_{1/2} = 5,75 \text{ a}$) die höchsten Expositionen bewirken. Uran ist meist nur von untergeordneter Bedeutung.

In der Literatur gibt es nur wenige belastbare Angaben zur Schwankungsbreite der tatsächlichen Ingestionsdosis bei unterschiedlichen Verzehrsgewohnheiten. Zwei Beispiele aus der jüngsten Literatur können jedoch herangezogen werden. Bei der Untersuchung der Strahlenexposition in der Umgebung der Wiederaufarbeitungsanlage von La Hague wurde die tatsächliche Exposition kritischer Bevölkerungsgruppen im Fischerort Goury und im Ort Digulleville im Binnenland des Cotentin untersucht [54]. Dabei wurden deutliche Unterschiede der Ingestionsdosis von 3 mSv/a bei Fischern in Goury und $0,5 \text{ mSv/a}$ bei Bauern in Digulleville festgestellt. Die höhere Exposition in Goury ist auf den hohen Verzehr von Fisch, Schalen- und Krustentieren und deren Gehalt an ^{210}Pb und ^{210}Po zurückzuführen. Dieser Befund deckt sich mit den Berichten über die Strahlenexposition der Bewohner von Südsee-Inseln. Obwohl dort keine nennenswerte Radon-Exposition zu verzeichnen ist, sind Gesamtexpositionen von

bis zu 3 mSv/a möglich [55], verursacht durch die hohe Ingestion von ^{210}Pb und ^{210}Po in Meerestieren.

4.5 Gesamte Strahlenexposition

Die Verteilungsdichte der aus allen drei Komponenten der natürlichen Strahlenexposition resultierenden gesamten Exposition ist am Beispiel Niedersachsens für die nach UNSCEAR altersgemittelte effektive Dosis in Abb. 10 dargestellt. Der Erwartungswert liegt bei 2,19 mSv mit einem 95%-Vertrauensbereich von 1,2 mSv bis 4,7 mSv im Jahr. Für ganz Deutschland sind die Erwartungswerte und 95%-Vertrauensbereiche aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Expositionspfaden in Tab. 8 angegeben.

Dabei sind die Ingestionsdosen nach Vahlbruch [20] aus den Radionuklidkonzentrationen in Gesamtnahrung berechnet. Modelliert man die natürliche Ingestionsdosis aus den Radionuklidkonzentrationen in Nahrungsmitteln [21] gelangt man zu etwas höheren (ca. 0,1 – 0,2 mSv pro Jahr) Erwartungswerten und auch die oberen Grenzen des Vertrauensbereiches verschieben sich leicht zu höheren Werten. Die Unterschiede sind durch die Dekontamination von Nahrungsmitteln bei der haushaltsüblichen Zubereitung begründet; vgl. hierzu [56].

Die hier angegebenen Daten stellen nur einen ersten Beitrag zur Ermittlung der Verteilungsdichte der natürlichen Strahlenexposition in Deutschland und seinen Bundesländern dar. Die simulierten Expositionen sind noch von einer Vielzahl von Annahmen über die Verhaltens- und Ernährungsgewohnheiten abhängig, die z. T. noch nicht hinreichend untersucht wurden und für deren Festlegung noch kein endgültiger Konsens besteht.

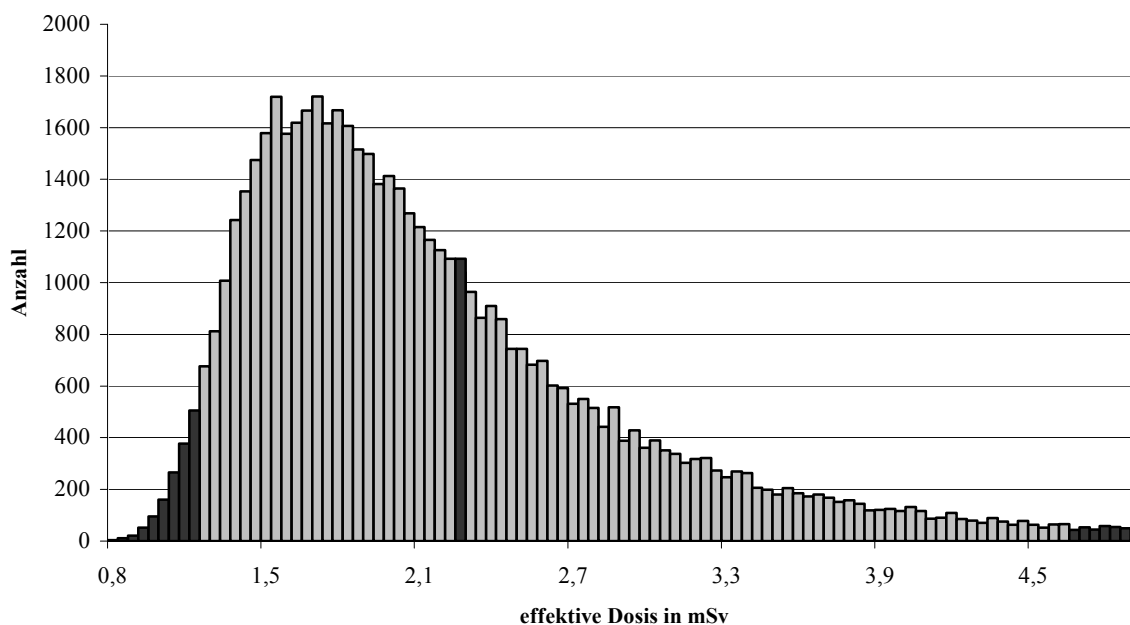


Abb. 10: Verteilungsdichte der altersabhängig gewichteten gesamten effektiven Jahresdosen in Niedersachsen.

Die Strahlenexpositionen für die verschiedenen Altersklassen zeigen nur bei Inhalation und Ingestion deutliche Unterschiede. Bei der Inhalation ist dies im Wesentlichen auf die unterschiedlichen Atemraten zurückzuführen. Bei der Ingestion ist die Situation komplizierter, da

einerseits die jährlichen Verzehrsmengen mit dem Alter zunehmen, die Dosiskonversionsfaktoren aber für geringere Alter deutlich höher sind. Besonders die Altersklasse ≤ 1 Jahr fällt hier mit einer Ingestionsdosis von 0,8 mSv pro Jahr auf.

Tab. 8: Erwartungswerte und in Klammern 95%-Vertrauensbereiche der effektiven Jahresdosis in mSv in Deutschland

Altersklasse	≤ 1 Jahr	$> 1 - \leq 2$ Jahre	$> 2 - \leq 7$ Jahre	$> 7 - \leq 12$ Jahre	$> 12 -$ ≤ 17 Jahre	> 17 Jahre
extern	0,7 (0,5 – 1,0)	0,7 (0,5 – 1,0)	0,7 (0,5 – 1,0)	0,7 (0,5 – 1,0)	0,7 (0,5 – 1,0)	0,7 (0,5 – 1,0)
Inhalation	0,2 (0,0 – 0,5)	0,3 (0,1 – 1,0)	0,6 (0,1 – 1,6)	1,0 (0,2 – 2,9)	1,3 (0,3 – 3,8)	1,4 (0,3 – 4,1)
Ingestion	0,8 (0,5 – 1,6)	0,4 (0,3 – 0,9)	0,4 (0,3 – 0,7)	0,4 (0,3 – 0,6)	0,4 (0,3 – 0,7)	0,2 (0,2 – 0,3)
gesamt	1,8 (1,2 – 2,6)	1,5 (1,0 – 2,3)	1,6 (1,1 – 2,7)	2,1 (1,2 – 3,9)	2,4 (1,3 – 4,8)	2,4 (1,2 – 5,1)

Dies ist jedoch ein Artefakt, das dadurch entsteht, dass die 70-Jahre-Folgedosis als Jahresdosis angesetzt wird. Die langlebigen Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen mit langen biologischen Halbwertszeiten geben die 70-Jahre-Folgedosis nicht im ersten Jahr an den Säugling ab. Hier existiert das Problem, dass die Annahme der 70-Jahre-Folgedosis als Jahresdosis nur sinnvoll ist, wenn der Mensch „radiologisch“ im Gleichgewicht ist. Dies ist in den ersten 5 Lebensjahren nicht der Fall; vgl. hierzu [15]. Eine realistischere Modellierung der tatsächlichen Strahlenexposition in den ersten Lebensjahren würde hier zu deutlich niedrigeren Werten führen und damit einige regulatorische Probleme [57], z.B. im Hinblick auf die EU Trinkwasserrichtlinie [58, 59] lösen.

Tab. 9: Statistische Kenngrößen der gesamten altersgemittelten natürlichen effektiven Jahresdosis in mSv in Deutschland und ausgewählten Bundesländern [21]

	Mittelwert	typischer Bereich	
Welt [1]	2,4	1,0	10
Deutschland [2]	2,1	-	-
	Erwartungswert	2,5%-Perzentil	97,5%-Perzentil
Deutschland	2,2	1,2	4,6
Niedersachsen	2,2	1,2	4,7
Sachsen	2,6	1,2	6,3
Rheinland-Pfalz	2,8	1,2	6,2
Aue	2,6	1,2	6,3

Bzgl. einer Diskussion der prozentualen Anteile der einzelnen Expositionspfade an der gesamten Strahlenexposition für die verschiedenen Altersklassen sowie der Bedeutung der verschiedenen Radionuklide sei auf die Literatur verwiesen [1, 2, 20, 21].

In den verschiedenen Bundesländern unterscheiden sich die Erwartungswerte der natürlichen Strahlenexposition nur wenig. Die 97,5%-Perzentile verschieben sich nach geologischen und baulichen Gegebenheiten aber deutlich zu höheren Werten (Tab. 9). Dies gilt auch für einen Standort wie Aue in Sachsen, den Ort, der besonders hoch durch den historischen und rezen-

ten Bergbau beeinflusst wurde. Gleiches gilt für die Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen [21]. Die Verteilungen für die einzelnen Bundesländer [21] sind in Bezug auf geometrische Mittelwerte und Standardabweichungen nicht signifikant unterschiedlich.

Diese Beobachtungen sind im Hinblick auf regulatorische Maßnahmen im Strahlenschutz, die auf die Begrenzung der Strahlenexposition abheben, von Bedeutung. Eine signifikante Verminderung der Erwartungswerte wird kaum möglich sein; man wird sich auf die Verringerung hoher Perzentile beschränken müssen. Letzteres ist allerdings im Hinblick auf die Verringerung des Individualrisikos sinnvoll.

In diesem Zusammenhang kann man feststellen, dass es wenig hilfreich ist, nach Extremwerten der Radioaktivitätskonzentrationen in der Umwelt zu suchen, wenn man nicht gleichzeitig alle Anstrengungen unternimmt, die gesamte Verteilung zu quantifizieren. Die spektakulären Ergebnisse außergewöhnlich hoher Radionuklidkonzentrationen in einzelnen Umweltproben können nur in ihrer Relevanz eingeschätzt werden, wenn auch die unspektakulären „normalen“ Materialien untersucht und ihre Ergebnisse publiziert werden. Dabei muss noch einmal bzgl. der Publikationspolitik betont werden, dass die Angabe von Punktschätzern wenig hilfreich ist. Es müssen eine Verteilung vollständig beschreibende Größen angegeben werden, z.B. der geometrische Mittelwerte und die geometrische Standardabweichung.

5. Weltweite Variabilität der natürlichen Strahlenexposition

Auch die jeweiligen nationalen Mittelwerte der natürlichen Strahlenexposition zeigen weltweit eine beträchtliche Variabilität (Abb. 11) mit der typischen links-schiefen Verteilung, die die Annahme einer logarithmischen Normalverteilung suggeriert. 15 Länder haben UNSCEAR [1] die Strahlenexpositionen ihrer Bevölkerungen aufgebrochen nach Dosisklassen mitgeteilt. Dies erlaubt eine nähere Betrachtung der Verteilungen der natürlichen Strahlenexposition. In Abb. 12 sind die kumulativen Häufigkeiten (Verteilungsfunktion) der natürlichen Strahlenexpositionen für die 15 Länder dargestellt und mit der entsprechenden Verteilung für Finnland verglichen. Deutschland hat entsprechende Daten bisher nicht vorgelegt. Auffällig ist, dass oberhalb einer Jahresdosis von 10 mSv keine weiteren Dosisklassen unterschieden werden. Eine mögliche Erklärung ist, dass dies die Bestimmung sehr kleiner Quantile der Verteilungsdichten der unterschiedlich Exponierten erfordern würde. Diese können jedoch nur mit sehr großem Aufwand bestimmt werden.

Die Verteilungsfunktionen der in Abb. 12 sind nicht linear und können somit nicht durch einfache logarithmische Normalverteilungen beschrieben werden. Der Grund dafür liegt in der additiven Superposition der drei Dosisanteile von externer Bestrahlung, Inhalation und Ingestion zur effektiven Dosis. Da die externe Expositionen und die Ingestionsdosen wesentlich geringere geometrische Standardabweichungen und geringere Absolutwerte als die Inhalationsdosen aufweisen, wird die effektive Dosis durch die Inhalationsdosis dominiert. Die resultierenden Verteilungsfunktionen in Abb. 12 sind daher gestörte logarithmische Normalverteilungen, die als Überlagerung einer logarithmisch normalverteilten Inhalationsdosis und einem nahezu konstanten Untergrund von externer Dosis und Ingestionsdosis von zusammen etwa 1 mSv pro Jahr interpretiert werden kann. Zur Behandlung gestörter logarithmischer Normalverteilungen vgl. [29].

Die Verteilungsfunktion der effektiven Jahresdosen in Finnland ist gegenüber der der weltweiten Strahlenexposition um etwa 1 mSv pro Jahr zu höheren Werten hin verschoben (Abb.

12). Die Verteilungsdichte der natürlichen Strahlenexposition in Finnland ist in Abb. 13 dargestellt. In der Verteilungsdichte ist die Störung der logarithmischen Normalverteilung durch einen nahezu konstanten Untergrund nicht auszumachen. Die hohe Anzahl der Exponierten mit Jahresdosen oberhalb von 10 mSv ist besonders auffällig, da in ihr alle Betroffenen in einem Diagrammbalken zusammengefasst sind. Es handelt sich um etwa 2 % der finnischen Bevölkerung, mehr als 100.000 Menschen. Auf der Grundlage der 15 Länder, die hierzu Daten angegeben haben, handelt es sich weltweit nur um etwa 0,5 % der Bevölkerungen, die Jahresdosen von mehr als 10 mSv aus natürlichen Strahlenquellen erhalten. Mehr als 10 mSv pro Jahr in erhalten in Dänemark 20.000, Finnland 123.000, Belgien 29.000, Ungarn 153.000, Italien 200.000 und in der Russischen Föderation 1.236.000 Menschen. In der Summe handelt es sich um 1,76 Millionen Menschen mit Expositionen oberhalb von 10 mSv im Jahr in einer Bevölkerung von 231 Millionen Menschen, d.h. 0,7 %.

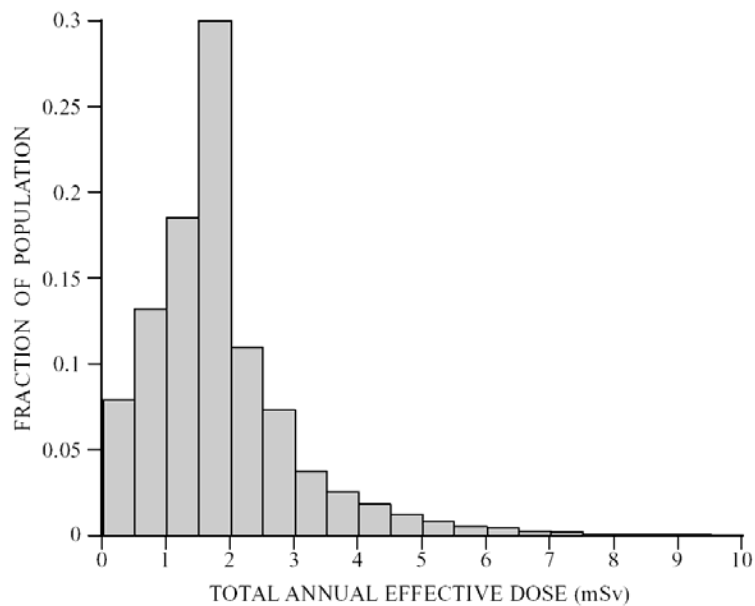


Abb. 11: Verteilung der natürlichen Strahlenexposition in 15 Ländern [1]

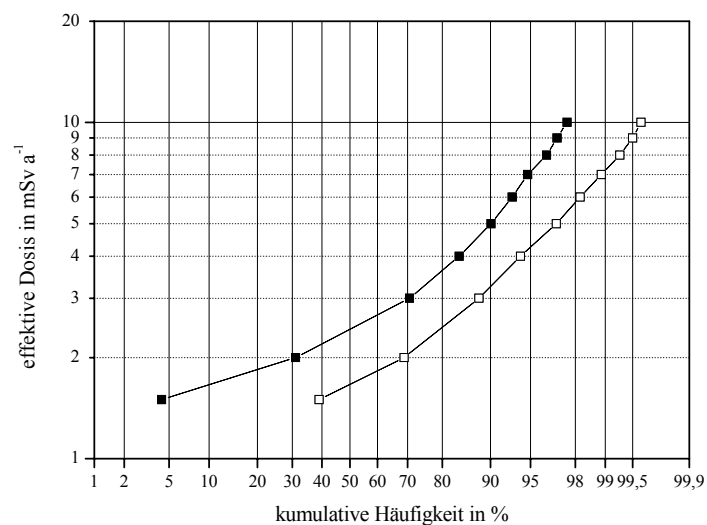


Abb. 12: Vergleich der kumulativen Häufigkeiten der gesamten natürlichen effektiven Jahresdosen im weltweiten Mittel (offene Symbole) und in Finnland (gefüllte Symbole): Daten aus [1]

Insgesamt berichtet UNSCEAR [1] für 6 Länder die Anzahlen der mit mehr als 10 mSv pro Jahr Exponierten. Auch wenn es sich dabei nur um geringe Bruchteile (weniger als 1 %) der jeweiligen Bevölkerungen handelt, ist die Gesamtanzahl von ca. 1,4 Millionen Menschen in diesen Ländern beeindruckend. Dennoch kann man aus diesem geringen Anteil hoch Exponierter die viel zitierte Aussage von UNSCEAR [1] ableiten, dass der Normalbereich der natürlichen Strahlenexposition zwischen 1 mSv und 10 mSv pro Jahr liegt. Natürliche Strahlenexpositionen oberhalb von 10 mSv pro Jahr werden als erhöht angesehen. Ein internationaler Konsens über die im Sinne der Strahlenhygiene relevanten Quantile der natürlichen Strahlenexposition existiert derzeit nicht.

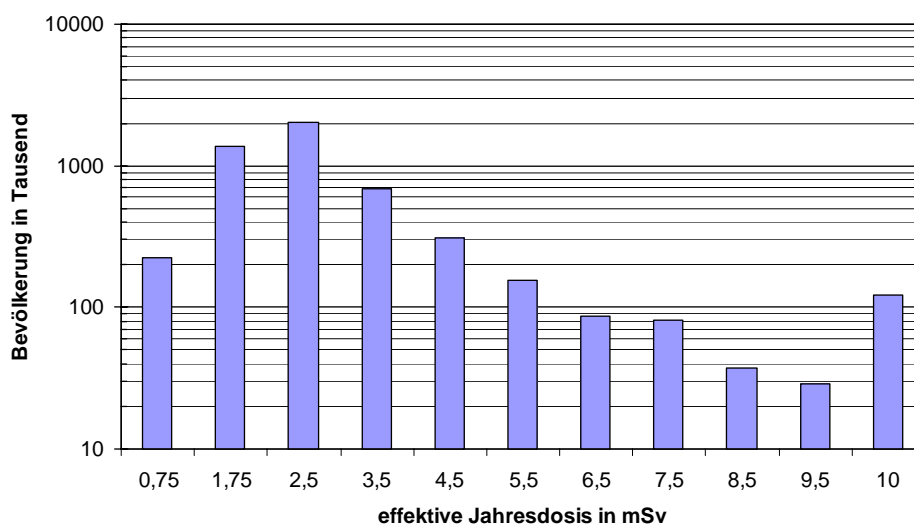


Abb. 13: Verteilung der natürlichen Strahlenexposition in Finnland [1]

6. Anomalien der natürlichen Strahlenexposition

Neben der hohen Variabilität der natürlichen Strahlenexposition im Rahmen einer weltweiten Grundgesamtheit, die durch eine gestörte logarithmische Normalverteilung wie in Abb. 12 beschreiben werden kann, gibt es zusätzlich Anomalien der natürlichen Strahlenexposition.

Dazu gehören zum einen Gruppen von Menschen mit speziellen Verhaltensweisen und Lebensgewohnheiten, zum anderen Menschen, die auf oder in der Umgebung geologischer Anomalien im Sinne erhöhter natürlicher Radioaktivität leben oder ihre Wohnsitze in großen Höhen über dem Meere haben. Zu ersteren gehören z.B. Raucher, die zusätzlich zur natürlichen Strahlenexposition von Nichtrauchern durch die Inhalation von ^{210}Pb und ^{210}Po in Tabakblättern belastet werden. Bei einem Tabakkonsum von 20 Zigaretten pro Tag ist mit zusätzlichen Strahlenexpositionen des Bronchialgewebes zwischen 2 mSv und 8 mSv pro Jahr zu rechnen. Auch Gruppen mit geringer Mobilität, einseitiger Ernährung mit lokal angebauten Nahrungsmitteln oder hohem Verzehr bestimmter lokaler Wasservorkommen sind hier zu nennen. Auch hoher Verzehr anderer Nahrungsmittel, wie brasilianischer Paranüsse, die im Gegensatz zu den chilenischen Paranüssen extrem hohe ^{226}Ra Aktivitätskonzentrationen aufweisen können, können zu außergewöhnlich hohen Ingestionsdosen führen. Aber auch diese

erhöhten Expositionen bleiben im Allgemeinen weit hinter denen zurück, die durch Radon in Häusern verursacht werden.

Zum Abschluss sollen noch die Anomalien der natürlichen Strahlenexposition behandelt werden, die durch geologische Besonderheiten hervorgerufen werden. Als Beispiel aus Österreich sind hier Umhausen im Ötztal zu nennen. In einem Ortsteil von Umhausen werden besonders hohe Radonkonzentrationen in Häusern beobachtet, was in dem anderen Ortsteil nicht der Fall ist. Ursache hierfür ist ein Bergsturz, der auf der einen Talseite die Radonwegsamkeiten des Untergrundes massiv erhöht hat, während die andere Talseite einen gewachsenen Untergrund mit geringeren Wegsamkeiten aufweist. Die erhöhten Radon-Konzentrationen in Umhausen werden für eine dort erhöhte Anzahl von Lungenkrebsfällen verantwortlich gemacht [60].

Im Hinblick auf die Gesamtbevölkerungen haben kleinräumige Umweltkontaminationen aus Arbeiten relativ geringe Konsequenzen. Betrachtet man nicht im Sinne der Vorsorge Referenzpersonen, die sich langfristig an ungünstigsten Einwirkungsstellen aufhalten und hohe Anteile lokal angebaute Nahrungsmittel verzehren, so stellt man fest, dass probabilistische Betrachtungen derartiger Kontaminationen die Erwartungswerte der Strahlenexpositionen nur wenig verändern. Die unteren Quantile des 95%- Vertrauensbereichs bleiben praktisch unverändert. Die Auswirkungen solcher Kontaminationen verursachen allerdings eine Verschiebung der oberen Grenze des Vertrauensbereichs zu höheren Werten. In diesem Sinne ist eine Diskussion um die in einer Bevölkerung im Sinne des Strahlenschutzes relevanten hohen Perzentile erforderlich.

Der probabilistische Ansatz geht davon aus, dass die Exponierten zufällig ihre Dosisanteile erhalten. Dies gilt jedoch nicht bei speziellen Verhaltensweisen oder Lebensgewohnheiten oder bei speziellen Lebensumständen, die auf eine ganze Gruppe gleichzeitig einwirken. Viel zitiert werden in diesem Zusammenhang die geologischen Anomalien, z. B. [10], die in Tab. 10 zusammengefasst sind. Es handelt sich hierbei um Ortschaften oder Gegenden, in denen durch natürliche Prozesse Radionuklide angereichert vorkommen. Dabei sind an erster Stelle sekundäre Lagerstätten von Thorium zu nennen. Es handelt sich um sedimentäre Lagerstätten, in denen wasserunlösliche Minerale im Lauf der Verwitterung und des Transportes zum Meer aufgrund hoher spezifischer Gewichte abgelagert wurden. Solche sog. Seifen kennt man z.B. aus der Goldsuche. Sie können aber auch mit anderen Mineralien großräumig auftreten. Die Vorkommen von Monazitsand in Ägypten, Brasilien, China und Indien sind hier zu nennen. Auch kleinräumige Anreicherungen wurden beobachtet wie z.B. in Norderney, wo derartige klastische Sedimente als Bestandteile von Dünen auszumachen sind [61].

Andere geologische Anomalien sind durch magmatische Prozesse verursacht. Die Literatur nennt hier Gegenden in Brasilien, Frankreich und Italien. Auch das St. Joachimsthal im Erzgebirge ist hier beispielhaft zu erwähnen, wo oberflächennah hohe Uranvorkommen zu verzeichnen sind, die für erhöhte Strahlenexpositionen der Bevölkerung verursachen. Eine Besonderheit bietet die iranische Stadt Ramsar, in der ^{226}Ra -haltige Grundwässer zu Tage treten und zu auffällig hohen Strahlenexpositionen führen.

Im Allgemeinen sind diese geologischen Anomalien Ursachen erhöhter externer Strahlenexpositionen, die die lokale Bevölkerung betreffen. Verteilungen der individuellen Strahlenexpositionen sind nur schwer anzugeben, da die teilweise extrem hohen individuellen Strahlenexpositionen sehr von den individuellen Lebensgewohnheiten abhängen. Meist werden nur Bereiche der beobachteten Ortsdosisleistungen angegeben (Tab. 10). Bzgl. Untersuchungen zu individuellen Strahlenexpositionen sei auf Originalliteratur verwiesen; z.B. [10]. UNS-

CEAR [1] nennt ebenfalls nur wenige Daten hierzu. So wird für Kerala in Indien ein Mittelwert von 7,3 mSv im Jahr mit einer Spannweite zwischen 0,8 mSv und 16 mSv im Jahr angegeben. Für Ramsar im Iran und Guarapari in Brasilien werden Spannweiten der individuellen Strahlenexpositionen von 0,3 bis 69 mSv bzw. 0,4 mSv bis 364 mSv im Jahr angegeben. Auch hier beobachtet man, dass die unteren Grenzen praktisch unverändert gegenüber den weltweiten Daten bleiben und sich die erhöhten Strahlenexpositionen in den hohen Perzentile oder oberen Grenzen manifestieren. Auch dies ist eine Folge des multiplikativen Grenzwertsatzes der Statistik. Das bei logarithmisch normalverteilten Strahlenexpositionen gültige Prinzip der Konvergenz zur Mitte, d.h. der Tendenz zu hohen Wahrscheinlichkeiten niedriger Expositionen und geringen Wahrscheinlichkeiten hoher Expositionen, wird hier wirksam.

Tab. 10: Gegenden anomal hoher natürlicher Strahlung [1]

Land	Region	Ursache	Bevölkerung	Absorbierte Dosisrate in Luft ^{a)} in nGy h ⁻¹
Ägypten	Nil Delta	Monazitsand		20 – 400
Brasilien	Guarapari	Monazitsand, Küste	73.000	90 – 170 Strassen 90 – 90.000 Strände
Brasilien	Mineas Gerais und Goias, Pocos de Calda Araxá	Vulkanische Intrusionen	350	110 – 1.300
China	Yiangjiang Quandong	Monazitsand	80.000	370 Mittel
Frankreich	Zentralregion Südwesten	Granite, Schiefer, ..., Uranminerale	7.000.000	10 – 10.000
Indien	Kerala und Madras Ganges Delta	Monazitsand, Küste, 200 km×0,5 km	100.000	200 – 4.000 260 – 440
Iran	Ramsar Mahallat	Quellwasser	2.000	70 – 17.000
Italien	Lazio Campania Stadt Orvieto Südl. Toskana	Vulkanische Böden	5.100.000	180 Mittel
			5.600.000	200 Mittel
			21.000	560 Mittel
			~100.000	150 – 200
Niue Island	Pacific	Vulkanische Böden	4.500	1.100 Maximum
Schweiz	Tessin, Alpen, Jura	Gneiss, Verucano Sandstein, ²²⁶ Ra in Karstböden	300.000	100 – 200

a) einschließlich des Beitrages der kosmischen Strahlung.

7. Schlussfolgerungen

Die Variabilität der Ortsdosisleistungen und der Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in der verschiedenen Umweltkompartimenten in Verbindung mit der multifaktoriellen Beeinflussung der Strahlenexposition durch Verhaltensweisen, Ernährungs- und Lebensgewohnheiten macht die natürliche Strahlenexposition zu einer Zufallsgröße, für die vielfach in guter Näherung eine logarithmische Normalverteilung angenommen werden kann. Zur realis-

tischen Ermittlung der Strahlenexposition ist es notwendig, die Parameter dieser Verteilung zu bestimmen; Punktschätzer reichen zur ihrer Beschreibung nicht aus.

Der Normalbereich der natürlichen Strahlenexposition ist mit 1 mSv bis 10 mSv pro Jahr anzugeben, wobei dies für mehr als 95 % der Bevölkerung zutrifft. Dominiert wird diese Exposition durch die Inhalation von Radon und Folgeprodukten in Häusern. Als geringe obere Quantile, die in der Regel derzeit nicht sicher bestimmt werden können, oder als Folge geologischer Anomalien treten natürliche Strahlenexpositionen bis 100 mSv im Jahr auf.

Probabilistische Methoden bieten eine Möglichkeit, die Wahrscheinlichkeitsdichte der natürlichen Strahlenexposition zu simulieren. Im Falle extrem hoher Expositionen, d.h. sehr hoher Perzentile können jedoch nur direkte Untersuchung von kritischen Bevölkerungsgruppe ermittelt werde. Dabei ist auch in solchen kritischen Gruppen mit logarithmisch normalverteilten Wahrscheinlichkeitsdichten der Strahlenexposition zu rechnen. Die im Titel gestellte Frage kann damit wie folgt beantwortet werde. Die natürliche Strahlenexposition ist zwar nicht normal, aber log-normal.

8. Literaturverzeichnis

- [1] UNSCEAR: Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, Annex B: Exposures from natural radiation sources. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York, 2000
- [2] BMU: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2004, Deutscher Bundestag, Drucksache 16/200, 16. Wahlperiode, www.bfs.de, 09.12.2005
- [3] Aurand, A.; Bücker, H.; Hug, O.; Jacobi, W.; Kaul, A.; Muth, H.; Pohlit, W.; Stahlhofen, W.: Die natürliche Strahlenexposition des Menschen, Georg Thieme Verlag Stuttgart, 1974
- [4] Eisenbud, M.: Environmental Radioactivity. 3rd ed., Orlando; Academic Press, 1987
- [5] Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität, Berlin; Ernst & Sohn, 1996
- [6] Michel, R.: Was ist und wofür benötigt man die realistische Ermittlung der Strahlenexposition? in: Klausurtagung des Radioökologieausschusses der SSK 2003, 25./26. Nov. 2003, Eltville, Realistische Ermittlung der Strahlenexposition, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 55, München; Urban & Fischer, p. 1, 2005
- [7] Michel, R.: Long-lived radionuclides as tracers in terrestrial and extraterrestrial matter, Radiochimica Acta 87, p. 47,1999
- [8] UNSCEAR: Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York, www.unscear.org, 1988
- [9] UNSCEAR: Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Annex A: Exposures from natural sources of radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York, www.unscear.org, 1993

- [10] Burkart, W.; Sohrabi, M.; Bayer, A. (Hrsg.): High levels of natural radiation and radon areas: Radiation doses and health effects, Excerpta Medica, Int. Congress Series 1225, Elsevier Science B.V., 2002 und Peter, J.; Schneider, G. Bayer, A. (Hrsg.): High levels of natural radiation and radon areas: Radiation doses and health effects, Vol. II, BfS Schriften ISSN 0937-4469, ISBN 3-89701-808-X, 2002
- [11] BMU: Umweltpolitik. Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Jahresbericht 2002. BMU, Bonn, www.bfs.de, 2003
- [12] ICRP: 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Annals of the ICRP 21, p. 1, 1991
- [13] ICRP: Age-dependent doses to members of the public: Part 5 Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. ICRP Publication 72, Annals of the ICRP 26 No. 1, 1996
- [14] CEC: Council Directive 96/29/EURATOM: laying down basic safety standards for the protection of the health of workers and the general public against the dangers arising from ionizing radiation. Official Journal of the European Communities L159, Brussels, Belgium, EC, 1996
- [15] Michel, R.: Environmental Radioactivity Measuring Methods, Proceedings ECORAD 2001, Aix En Provence, 3 -7 Septembre 2001, in: Bréchingnac, F.; Howard, B. J. (eds.): Radioactive pollutants - Impact on the environment, EDP Sciences, Les Ulis, France, p. 27, 2001
- [16] Pahl, P. J.; Damrath, R. (Übersetzung Pahl, F.): Mathematical foundations of computational engineering. Springer Verlag, ISBN: 3-540-67995-2, 2001
- [17] Limpert, E.; Stahel, W.A.; Abbt, M.: Log-normal distributions across the sciences: keys and clues. BioScience, 51(5), p. 341, 2001
- [18] Baringhaus, L.; Henze, N.: A consistent test for multivariate normality based on the empirical characteristic function, Metrika, 35, p. 339, 1988
- [19] Michel, R.; Kirchhoff, K.: Nachweis-, Erkennungs- und Vertrauensgrenzen bei Kernstrahlungsmessungen. Publikationsreihe FORTSCHRITTE IM STRAHLENSCHUTZ des Fachverbandes für Strahlenschutz, FS-99-108-AKSIGMA, ISSN 1013-4506, TÜV-Rheinland Verlag, Köln, 1999
- [20] Vahlbruch, J.-W.: Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland. Dissertation, Universität Hannover. <http://www.zsr.uni-hannover.de/arbeiten/drwahl.pdf>, 2004
- [21] Ritzel, S.: Natürliche Radionuklide in der Umwelt – Vorkommen, anthropogene Einflüsse und radiologische Relevanz in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands, Dissertation, Universität Hannover, in Vorbereitung 2006

- [22] UIAR: Ukrainian scientific research Institute of Agricultural Radioecology: To develop and to approve ways of rational use of territory of exclusion zone and recommendation of improving of its radiation situation. Report by contract 8/27-1991-1992, Kiev, 1992
- [23] Botsch, W.: Untersuchungen zur Strahlenexposition von Einwohnern kontaminierter Ortschaften der nördlichen Ukraine, Dissertation, Universität Hannover, 2000
- [24] Handl, J.; Beltz, D.; Botsch, W.; Harb, S.; Jakob, D.; Michel, R.; Romantschuk, L.D.: Fallout and Transfer into the Human Food Chain of Cesium-137 and the Radiation Exposure of Inhabitants of Contaminated Areas in Northern Ukraine, Health Physics 84(4), p. 502, 2003
- [25] Michel, R.: Ermittlung der Strahlenexposition von Rückwanderern in die evakuierten Gebiete der Ukraine. Klausurtagung des Radioökologieausschusses der SSK 2003, 25./26. Nov. 2003, Eltville, Realistische Ermittlung der Strahlenexposition, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 55, BMU, Urban & Fischer, München, p. 205, 2005
- [26] Yasuda, H.; Uchida, S.: Statistical analyses of soil-to-plant transfer factors: Strontium and cesium. J. Nucl. Sci. Technol., 31, p. 1308, 1994
- [27] Ehlken, S.; Kirchner, G.: Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review. Journal of Environmental Radioactivity, 58, p. 97, 2002
- [28] Michel, R.; Feuerborn, J.; Knöchel, A.; Miller, F.; Ritzel, S.; Treutler, H.C.; von Tümpling, W.; Wanke, C.: Radionuclides in the Mulde river system after the August-2002 flood, Acta Hydrochimica et Hydrobiologica, 33(5) p. 492, 2005
- [29] SSK: Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 197. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 16./17. Dezember 2004 und Stellungnahme der Strahlenschutzkommission, Verabschiedet in der 200. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 30. Juni / 01. Juli 2005
- [30] BfS: Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in Deutschland und Radonkonzentrationen in Wohngebäuden der Bundesrepublik Deutschland. BfS_Schriften: BfS-ST-14, 1997
- [31] UNSCEAR: Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York, www.unscear.org, 1992
- [32] Petoussi, N.; Jacob, P.; Zankl, M.; Saito, K.: Organ doses for foetuses, babies, children and adults from environmental gamma rays. Radiation Protection Dosimetry, 37, p.31, 1991
- [33] Saito, K.; Petoussi, N.; Zankl, M.; Veit, R.; Jacob, P.; Drexler, G.: Organ doses as a function of body weight for environmental gamma rays. J. Nucl. Sci. Techn. 28, p. 627, 1991

- [34] Will, W.; Mielcarek, J.; Schkade, U.-K.: Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in ausgewählten Regionen Deutschlands. Hrsg. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter. ISBN 3-89701-993-0, BfS-SW-01/03, Salzgitter, 2003
- [35] Ambrosi, P.; Ankerhold, U.; Behrens, R.; Helmstädter, K.; Schuhmacher, H.; Wissmann, F.; Zimbal, A.: Einheitliche Dosis-Messgrößen durch die Umsetzung der Richtlinie 96/29/EURATOM - Auswirkung auf die Darstellung und Weitergabe der Einheit Sievert für die Messgrößen, auf die Messtechnik und die Bauartprüfungen -, PTB-DOS-45, PTB, Braunschweig, 2003
- [36] BMU: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Integrierten Mess- und Informationssystem nach dem Strahlenschutzvorsorgesetz (AW-IMIS) vom 27. September 1995, Bundesanzeiger, Jahrgang 47, Nummer 200 a, p. 3, 1995
- [37] Will, W.; Lehmann, R.: Messung der Exposition durch Gammastrahlung in Häusern der neuen Bundesländer. In: Bundesamt für Strahlenschutz - Jahresbericht 1993. Hrsg.: Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin, 1993.
- [38] Will, W.; Borsdorf, K.H.; Mielcarek, J.; Malinowski, D.; Sarenio, O.: Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in den östlichen Bundesländern Deutschlands. Hrsg. Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin. BfS-ST-13/97, Berlin, 1997
- [39] Will, W.; Borsdorf, K.H.: Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in Deutschland. Hrsg. Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin. ISBN 3-89701-077-1, BfS-ST-1/97, Berlin, 1997
- [40] Lehmann, R.: Strahlenbelastung durch natürliche Radionuklide in Baumaterialien, fossilen Brennstoffen und Düngemitteln. In: Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität, Ernst und Sohn Verlag, Berlin, p. 135, 1996
- [41] Kemski, J.; Klingel, R.; Siehl, A.: Die terrestrische Strahlung durch natürliche radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden. In: Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität, Ernst und Sohn Verlag, Berlin, p. 69, 1996
- [42] BMI: Die Strahlenexposition von außen in der Bundesrepublik Deutschland durch natürliche radioaktive Stoffe im Freien und in Wohnungen. Der Bundesminister des Inneren, Bonn, 1977
- [43] BfS: Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1992 – 1993 – Daten und Bewertung -, Hrsg. Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-SCHR-14, 1998
- [44] Wicke, A.; Schmier, H.: Radon in Wohnungen, in: K. Hennig (Hrsg.) Strahlenexposition der Bevölkerung, 18. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, 6.-10.10.1985 in Lübeck-Travemünde an Bord der Finnjet, FS-85-37-T, Dezember 1985, p. 157, 1985
- [45] Lehmann, R.; Kemski, J.; Siehl, A.: Radonkonzentration in Wohngebäuden der Bundesrepublik Deutschland. Hrsg. Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-ST-1/97, ISBN 3-89701-077-1, 1997

- [46] BfS: Natürliche Radionuklide in Nahrungsmitteln, Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, <http://www.bfs.de/ion/nahrungsmittel/nahrung.html>, Salzgitter, 2003
- [47] BfS: Natürliche Radioaktivität in Nahrungsmitteln. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, <http://www.bfs.de/ion/nahrungsmittel/nahrung.html>, Salzgitter, 2006
- [48] Wichterey, K.; Beyermann, M.; Sawallisch, S.: Ergebnisse der Untersuchungen zur natürlichen Strahlenexposition durch die Ingestion. in: BMU, 12. Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, Bonn, 8.-10.4.2003, BMU, Berlin, 2003
- [49] Rühle, H.: Radioaktivität in verschiedenen Wasservorkommen. In: Siehl, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität, Ernst und Sohn Verlag, Berlin, p. 157, 1996
- [50] BfS: Natürliche Radionuklide in Trinkwasser. Salzgitter; Bundesamt für Strahlenschutz, <http://www.bfs.de/ion/nahrungsmittel/trinkwasser.html>, Salzgitter, 2003
- [51] BfS: Natürliche Radionuklide in Trinkwässern. Salzgitter; Bundesamt für Strahlenschutz, <http://www.bfs.de/ion/nahrungsmittel/trinkwasser.html>, Salzgitter, 2006
- [52] Michel, R.: Die natürliche Strahlenexposition: Ursprung, Höhe, Schwankungsbreiten, StrahlenschutzPraxis, 7(1), p. 9, 2001
- [53] Michel, R.: Natürliche Radionuklide in Lebensmitteln und ihre Bedeutung für die Strahlenexposition, StrahlenschutzPraxis, 7(1) p. 11, 2001
- [54] Nord-Cotentin Radioecology Group: Vol. 4: Estimate of doses and associated leukemia risk, IPSN, Fontenay aux Roses, France. www.irsn.fr/nord-cotentin/, 1999
- [55] IAEA: The Radiological Situation at the Atolls of Mururoa and Fangatauva, Report by an International Advisory Committee. Radiological Assessment Report Series, IAEA, Vienna, www.iaea.org, 1998
- [56] IAEA: Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. IAEA Technical Report Series No. 364, IAEA, Vienna, 1994
- [57] SSK: Strahlenexposition durch Blei-210 und Polonium-210 im Trinkwasser, Stellungnahme der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 188. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 02. Dezember 2003; www.ssk.de, 2003
- [58] CEC: Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, ABl. EG vom 5.12.1998, L 330/32; Berichtigung ABl. EG vom 19.2.1999 Nr. L45/55, 1998
- [59] CEC: European Commission, Draft modification to OJ L 330/46 (Anhang der EU Trinkwasserrichtlinie vom 5.12.1998; (Version 29/10/99), 1999
- [60] Ennemoser, O.; Ambach, W.; Auer, T.; Brunner, P.; Schneider, P.; Oberaigner, W.; Purtscheller, F.; Stingl, V.: High indoor radon concentrations in an Alpine region of western Tyrol, Health Phys. 67(2), p. 151, 1994
- [61] Bonka, H.: Strahlenexposition durch radioaktive Emission aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb. Verlag TÜV Rheinland, 1982

RADIOAKTIVITÄT IM BERGBAU – NATÜRLICH ODER ZIVILISATORISCH? –

RADIOACTIVITY IN MINING – NATURAL OR CIVIL DETERMINED?

R. Schmidt, Sächsisches Oberbergamt, Deutschland

Zusammenfassung

Im historischen Bergbau des sächsischen Erzgebirges war das Krankheitsbild der „Schneeberger Bergkrankheit“ bekannt. Die Auslöser sind erst im 20. Jahrhundert ermittelt worden, insbesondere die Folgen der Inhalation von Radon und Radonfolgeprodukten. In der unmittelbaren Nachkriegszeit wurde der Uranerzbergbau durch die sowjetische Besatzungsmacht derart gesteigert, dass die DDR der größte Produzent des Ostblocks wurde. Schädliche Auswirkungen auf die Beschäftigten haben sich insbesondere in den ersten Jahren des Uranbergbaus ergeben.

Summary

In the historic mining activities of the saxon Ore-Mountains the occupational disease “Schneeberger Bergkrankheit” was just known. The reasons had been recognized in the 20th century, especially the results of inhalation of radon and radon-daughtes. In the times after the war uranium-mining was increased by the soviet-occupaying forces in a way, that developed the GDR to the biggest uranium-producer of the eastern block. The risk of occupational disease for the employees existed especially in the first years of uranium-mining.

1. Einleitung

Die physiologische Wirkung der Radioaktivität, also der Einfluss auf die Gesundheit der Personen, die ihr ausgesetzt sind, war bereits lange vor der Entdeckung der eigentlichen Phänomene aufgefallen, ohne dass eine Erklärung für die wirklichen Ursachen gegeben werden konnte.

Krankheitsbilder mit frühzeitigem Siechtum und Tod von Bergleuten, die in den uranföhrnden Revieren des Erzgebirges arbeiteten, wurden 1534 durch Paracelsus in dem Buch von der Bergsucht beschrieben, 1554 erklärt Georg Agricola als Stadtarzt in Joachimsthal die Lungenkrankheit der Bergleute als Folge von Staub und verpesteter Atemluft und beschreibt die „Bergkrankheit“ im Schneeberger Revier. Zur Abhilfe empfahl Agricola richtigerweise eine wirkungsvollere Bewetterung. In der Folgezeit nahm sich M. Pansa, Annaberger Stadtarzt um 1614, der „Bergsucht“ an, Scheffler beschreibt 1717 die Symptome in einem Aufsatz über die Gesundheit der Bergleute. Aus dem Jahre 1728 stammt der Aufsatz des Freiburger Bergrats J.F. Henkel „Von der Bergsucht“, dem die (Abb. 1) entnommen ist. Eine Diagnose der sogenannten „Schneeberger Bergkrankheit“, die dazu föhrte, dass ein großer Anteil der in den exponierten Revieren tätigen Bergleute bereits im Alter von 30 bis 35 Jahren „bergfertig“ war und nach einer Erkrankung der Atmungsorgane rund 10 Jahre später verstarb, gelang 1876 den Ärzten Haerting und Hesse [1], die die Bergsucht erstmalig als Lungenkrebs identifizierten.

2. Entdeckung der Radioaktivität

Im Jahre 1896 wurde die natürliche Radioaktivität des Urans von A.H. Becquerel (Abb. 2) durch Schwärzung unbelichteter Fotoplatten entdeckt. Nachdem im oberen Erzgebirge im 15. Jahrhundert im Bereich von Schneeberg der Abbau der dort anstehenden polymetallischen Lagerstätten zunächst mit dem Ziel der Silbergewinnung in größere Teufen vorgedrungen war, galt die ebenfalls angetroffene Pechblende (Abb. 3) als störende Gangart, als „Silberräuber“ bei der Edelmetallförderung. Als „Blende“ wurden die unedlen Gangfüllungen im Gegensatz zu „Erz“, „Glanz“ oder dem gediegenen Metall bezeichnet, weil sie den Bergmann blendeten, also täuschten.

Die Pechblende wurde in den Versatz, also zum Verfüllen der Hohlräume oder auf die Halden gestürzt. Erwähnt wurde sie 1589 als „Schwartz- oder Bechblende“ in der Albinus'schen Meißnischen Land- und Bergchronika sowie von Balthasar Rösler in seinem „Hellpolierten Bergbauspiegel“ aus dem Jahre 1700. Abraham Gottlob Werner, der Nestor der Geowissenschaften, erwarb ab 1780 Proben der Johannegeorgenstädter Grube Georg Wagsfort für die Sammlung der Bergakademie Freiberg, die er als „Eisenpecherz“ bezeichnete, weil sie nach Bruchform, Härte und Schwere systematisch nicht zu den Blenden zu rechnen war; hinsichtlich dieser Einordnung verblieben ihm allerdings selber Zweifel. Aus der selben Grube stammte die Probe „dieses Fossils“ aus der der Berliner Apotheker Klaproth (Abb. 4) im Jahre 1786 Urandioxyd hergestellt hat, das er zunächst für das Metall selber hielt. In den chemischen Annalen des Jahres 1789 erschienen in seinem Aufsatz „Chemische Untersuchung des Uranits, einer neuentdeckten metallischen Substanz“ (Abb. 5) Ausführungen über den Hergang seiner Entdeckung.

Die technische Bedeutung des Urans war zunächst gering. Im Jahre 1853 wurde in St. Joachimsthal, heute Jáchymov, die staatliche Uranfarbenfabrik erbaut, die Substanzen für die seit etwa 1820 hergestellten schwarzen Glasuren und zur Färbung von Gläsern lieferte. Besonders bekannt sind die gelben böhmischen Urangläser (Abb. 6). Eingesetzt wurde Uran auch als Legierungsmetall für Stahl, zur Textilbehandlung und für die Photographie. Für die Wissenschaft war von Bedeutung, dass das Periodische System der Elemente von Mendelejew durch das Vorhandensein von Uran bestätigt wurde. Das Uran gehört zu den häufigeren Elementen der Erdkruste.

3. Erklärungen des Krankheitsbildes

Ursache der oben beschriebenen Erkrankung war aus heutiger Sicht die Strahlenbelastung der Lunge durch Inhalation von uranhaltigem Erzstaub und Radon häufig kombiniert mit „konventioneller“ Staublunge [2]. Radon ist ein selber instabiles Zerfallsprodukt der Uran-Radium-Zerfallsreihe. Eine der drei Zerfallsreihen der natürlichen Radioaktivität beginnt bei Uran-238 und endet bei Blei-206. Zu den 14 verschiedenen Zerfallsprodukten gehört Radon-222, früher als Radium-Emanation bezeichnet. Radium ist ein Erdalkalimetall, Radon ein Edelgas, von dem es drei verschiedene Isotope gibt. Von Bedeutung im Bergbau ist im Wesentlichen Radon-222.

Radon tritt nicht nur im Uranbergbau, sondern beispielsweise auch im Metallerg-, Eisenerz- und besonders im Spatbergbau auf, es ist aber auch in schlecht belüfteten Kellern von Häusern anzutreffen. Da die Mindestwettermengen im aktuellen Untertagebergbau durch den Einsatz von Dieselgeräten einen hohen Durchsatz zur Folge haben, sind signifikante Expositio-

nen von vornherein ausgeschlossen, außerdem ist Erzbergbau in Deutschland inzwischen Historie.

Mit einer Halbwertszeit von 3,8 Tagen ist Radon in der Lage, aus kristallinen Gesteinsverbänden auszutreten, von Grubenwässern gelöst und wieder freigesetzt und vom Wetterstrom weitertransportiert zu werden.

Zunächst hielt man es wegen seiner Eigenschaften als Edelgas für biologisch inert, erst um 1955 erkannten Bale und Schapiro [3] sowie Aurand und Schraub, dass die kurzlebigen Zerfallsprodukte des Radon, Isotope von Polonium, Blei und Wismut, besonders als energiereiche Alphastrahler Schäden am Zellgewebe hervorriefen. Radon wurde im Jahre 1900 durch den Chemiker Rutherford entdeckt, der ein Jahr zuvor die Alpha- und Betastrahlung erkannt hatte. Das Gas weist als Alphastrahler selbst eine hohe spezifische Aktivität auf. Bei den Schneeberger und Joachimsthaler Bergleuten wurde später nach fünf Reihenuntersuchungen eine Abhängigkeit der Expositionsdauer, also der Arbeitszeit unter Tage von der Lungenkrebshäufigkeit festgestellt. Es wurde ermittelt, dass 71 % der Bergleute an Lungenkrebs starben.

Von Interesse ist weiterhin die Feststellung, dass bei staubreichen Wettern die Krebshäufigkeit im Bronchialbereich größer ist, weil sich Radon und seine Folgeprodukte durch elektrostatische Bindungskräfte auf den Partikeln anlagern, während bei staubarmen Wettern die Krebshäufigkeit im Lungenbereich überwiegt, weil Radon und seine Folgeprodukte dann in molekularer Form bis in die Lunge vordringen. Aufgetreten sind auch Fälle von Kehlkopf-, Nieren- und Blutkrebs. Es wurde auch nachgewiesen, dass die Krebshäufigkeit stark vom Rauchen, sowie von Quarz- und Arsenstaubbelastung beeinflusst wird.

4. Vorsorgemaßnahmen gegen die „Schneeberger Bergkrankheit“

Erst 1925 wurde die Schneeberger Lungenkrankheit als Berufskrankheit anerkannt, zunächst allerdings nur in Kombination mit Silikose, nachdem von Ludewig und Lorensen 1924 [4] die Wetter in den Schneeberger Gruben auf ihren Gehalt an Radium-Emanation untersucht worden waren. Bereits 1913 hatte der Zwickauer Bergdirektor Müller als Vertrauensmann der Knappschafts-Berufsgenossenschaft einen Zusammenhang zwischen dem Lungenkrebs und der dauernden Radonexposition hergestellt, was in Medizinerkreisen zunächst auf Skepsis stieß [5]. Der Leiter des Frankfurter Kaiser-Wilhelm-Instituts für Biophysik, Boris Rajewski, befasste sich u. a. mit der Erforschung der Ursachen der Schneeberger Lungenkrankheit. Im Jahre 1936 wurde zu diesem Zweck im Radiumbad Oberschlema eine Außenstelle dieses Institutes gegründet, das ab 1940 Radium-Forschungsinstitut hieß.

Unter anderem auf Initiative des Sächsischen Landesgewerbeärztes Dr. Brandt wurde die Ursachenforschung, die immer noch von einem Zusammenwirken mehrerer Faktoren ausgegangen war, intensiviert. Durch Rajewski wurde erstmals mit Hilfe von Tierversuchen experimentell nachgewiesen, dass auch die alleinige Inhalation von Radon die Entwicklung von Lungenkrebs bewirkt. Die erste Veröffentlichung der Ergebnisse erfolgte 1939 [6].

Aufgabe der für den Gesundheitsschutz der Bergleute zuständigen Bergbehörde war es, die gewonnenen Erkenntnisse so bald wie möglich umzusetzen.

Die Landeszuständigkeit für die Bergaufsicht war durch das Gesetz zur Überleitung des Bergwesens auf das Reich v. 28.02.1935 aufgehoben worden. Dadurch war das Oberbergamt

Freiberg für das Gebiet des Landes Sachsen mittlere Reichsbehörde geworden. Durch Erlass des Reichswirtschaftsministers vom 10.01.1939 wurden dem Oberbergamt Freiberg auch die Aufsichtsbezirke der Bergämter des annektierten Sudetenlandes in Teplitz-Schönau, Brüx, Komotau und Karlsbad und damit die Aufsicht über den bis dahin einzigen planmäßig geführten Uranbergbau der Welt in St. Joachimsthal (Abb. 7) zugeschlagen.

Bereits am 21.11.1940 wurde eine „Vorläufige bergpolizeiliche Verfügung über Schutzmaßnahmen für die Belegschaft der St. Joachimsthaler Bergbau - G.m.b.H.“ auf Initiative des Oberbergamtes durch das Bergamt Karlsbad unter dem Aktenzeichen 416/11/40 erlassen. Damit waren weltweit erstmals Grenzwerte für die Radonkonzentration in Bergwerken amtlich festgelegt worden [13].

Die Verfügung enthielt Vorschriften über blasende Bewetterung in allen belegten oder der Förderung und Fahrung durch Personen dienenden Grubenbauen. Eine wirkungsvollere Bewetterung, d.h. Be- und Entlüftung der Grubenbaue, hatte wie erwähnt bereits Agricola empfohlen. Weiter wurde verfügt: „Die Wettermenge muss so groß und die Verteilung der Wetterströme so gestaltet sein, dass eine weitgehende Verdünnung der Radium-Emanation erreicht wird. Im Durchschnitt soll der Emanationsgehalt der Betriebsabteilung 5 Mache-Einheiten nicht übersteigen. Anzustreben ist, dass der Em.-Gehalt nirgends mehr als 3 Mache-Einheiten im Liter Grubenluft beträgt.

Die monatliche Messung und Dokumentation der Haupt- und Teilwetterströme in den belegten Arbeitsorten sowie in den der Förderung und Fahrung dienenden Strecken und Grubenräumen, die erstmalige Messung von neuen und gestundet (= vorübergehend stillgesetzt) gewesenen Arbeitsorten wurden geregelt. Für Em.-Gehalte von über 15 Mache-Einheiten wurde vorgeschrieben, dass die angelegte Belegschaft längstens nach 2 Monaten unter gleichzeitiger Benachrichtigung des Überwachungsarztes umzusetzen ist. Die kurzzeitige Belegung oder Stundung von Arbeitspunkten mit mehr als 22 Mache-Einheiten blieb dem Bergamt vorbehalten. Besonderer Wert wurde auf die sorgfältige Datenführung und -vorlage, die Prüfung mit vom Oberbergamt anerkannten Geräten und Verfahren sowie auf ärztliche Anlage- und Nachuntersuchungen gelegt. Damit waren einige grundsätzliche Vorschriften für die heute in der Kerntechnik beschäftigten „Strahlenexponierten Personen“ vorweggenommen.

In einer fast gleichlautenden Anordnung, die das Bergamt Zwickau im Auftrage des Oberbergamtes am 15.06.1944 unter dem Titel „Schutzmaßnahmen für die Gefolgschaft der Gewerkschaft Schneeberger Bergbau“ erlassen hat, wurden die Erkenntnisse auch für den wiederaufgenommenen Bergbau im Schneeberger Revier unter dem Aktenzeichen 701/174/44 verbindlich gemacht.

Wegen des Gebotes, die aktuellen Erkenntnisse zum Schutz der betroffenen Bergleute rasch umzusetzen, wurden die beiden genannten Vorschriften zunächst im Rahmen von Anordnungen durch die untere Verwaltungsebene erlassen. Eine mit Gesetzescharakter generell gültige „Bergpolizeiverordnung für Radium-Bergwerke“, deren Erlass an zeitraubende Formvorschriften gebunden war, wurde 1940 vom Oberbergamt in Zusammenarbeit mit dem Amt für Gesundheitswesen und Volksschutz und dem Landesgewerbearzt als Entwurf erarbeitet.

Hier wurde das System der ärztlichen Anlage- und Nachuntersuchungen präzisiert, der Einsatz Jugendlicher, Arbeits- und Urlaubszeiten sowie Gesundheitsschutz unter- und übertage, z. B. durch Staubbekämpfung und Nassbohr-Verfahren war geregelt. Die Grenzwerte für den Em.-Gehalt wurden auf 3 ME gesenkt. Begründet wurden die Vorschriften dieser Verordnung

mit neuen Erkenntnissen der Auswirkungen der Exposition auf die blutbildenden Organe, die sich auch kurzfristig bemerkbar machen. Der üblichen Urlaubszeit sollten 12 Tage Zusatzurlaub zugeschlagen werden. Die Herabsetzung des Grenzwertes auf 3 ME wurde festgesetzt, weil aufgrund der Untersuchungen anzunehmen war, dass unterhalb dieser Grenze keine gesundheitlichen Schäden zu erwarten seien. Das Institut für Biophysik der Kaiser-Wilhelm-Gesellschaft in Frankfurt/M. wurde als sachverständige Stelle genannt. Zum Erlass dieser Verordnung war es nicht mehr gekommen.

Der Vollständigkeit halber soll erwähnt werden, dass die Radioaktivität bereits seit ihrer Entdeckung auch zu medizinischen Zwecken genutzt wird. Der sächsische Staat betrieb vor dem 1. Weltkrieg durch R. Friedrich eine systematische Untersuchung der radioaktiven Wässer von Johanngeorgenstadt (Frisch Glück-Schacht und Adolphusstollen) und Oberschlema, das wie das Böhmisches Joachimsthal (seit 1911 Kuranstalt) zum Heilbad ausgebaut wurde. Am 22.09.1915 wurde die „Radiumbad Oberschlema-Schneeberg GmbH“ gegründet. Die Gästezahl wurde erheblich von 402 im Jahre 1918 auf 17.048 im Jahre 1943 gesteigert. Kurerfolge wurden seit Aufnahme des Kurbetriebes besonders bei rheumatischen Leiden erreicht. Inzwischen ist Schlema wieder ein anerkanntes Heilbad.

5. Das Atomzeitalter

Im Dezember 1938 haben Hahn und Straßmann die erste Kernspaltung von Uran durch Beschuß mit Neutronen vorgenommen (Abb. 8). Dabei entstanden unter Energiefreisetzung zwei leichtere Kerne, Barium und Krypton. Das Atomzeitalter hatte begonnen. Durch die Physiker Frisch und Lise Meitner wurden diese Ergebnisse nach Washington telegraphiert, was für alle Atomphysiker eine Sensation bedeutete.

Neben der Sprengwirkung hat die wirtschaftliche Nutzung der bei der Atomkernspaltung freiwerdenden Bindungsenergie schon frühzeitig zu Konzepten der Energiegewinnung geführt. Durch die Uranspaltung erwartete man, die Energieprobleme der Menschheit endgültig lösen zu können. Angesichts des Energieinhaltes 1 kg Uran $\hat{=}$ 30 t Steinkohle entwickelte sich eine Euphorie, die bis zu den Unglücken von Harrisburgh und Tschernobyl andauerte. In den USA wurden die Ergebnisse der deutschen Forschung sofort mit dem Ziel, eine besonders wirkungsvolle Waffe zu entwickeln, fortgeführt. Lagerstätten wurden in Catanga (Belgisch Kongo) und am Großen Bärensee in Kanada aufgeschlossen und eine Nutzung durch die Amerikaner sichergestellt.

In den Gruben von Joachimsthal, die für lange Zeit weltweit die Rohstoffe für die Forschung geliefert hatten, wurde durch die Sachsenerz AG im Auftrag der Deutschen Wehrmacht nach dem Einmarsch in das Sudetenland im Oktober 1938 Uranerz zu deutschen Forschungszwecken planmäßig abgebaut. Dies waren bis dahin die weltweit bekannten wichtigen Uranerzlagerstätten. Obwohl die Pechblende-Gehalte in den Lagerstätten im sächsischen Erzgebirge seit langem bekannt waren, wurde dort kein gezielter Abbau betrieben. Entsprechende Anfragen von Forschungsinstituten an die Sächsische Landesregierung waren stets abschlägig beschieden worden.

Die Reinsturanproduktion wurde der Auergesellschaft in Berlin übertragen, die später einem Luftangriff zum Opfer fiel. Das Gießen des Uranpulvers erfolgte bei der Degussa in Frankfurt. Schweres Wasser als Neutronenbremse wurde in Rjukan (Norwegen) von der Norsk Hydro erzeugt, die durch Fallschirmjäger im Frühjahr 1943 schwere Schäden erlitt und im Oktober 1943 durch einen Luftangriff völlig zerstört wurde. Während die USA mit immen-

sem Material- und Geldaufwand sich der Entwicklung der Atombombe widmeten, konzentrierte sich die deutsche Forschung nach einer entscheidenden Sitzung am 6. Juni 1942 unter Anwesenheit von Speer auf die Herstellung von Antrieben z. B. für Schiffe. Im Sommer 1941 war von Heisenberg und Döpel in Leipzig ein Reaktor („Uranbatterie“) aus Uranoxid und 150 Liter schwerem Wasser in Betrieb genommen worden, der später wegen unbefriedigender Ergebnisse mit Reinsturan betrieben wurde. Daneben liefen ähnliche Versuche in einem Bunker-Laboratorium des Kaiser-Wilhelm-Instituts in Berlin-Dahlem; im Winter 1943/44 wurde eine Anlage aus 1,5 t Uran und 1,5 t schwerem Wasser erstellt. Nach Verlagerung des Instituts nach Haigerloch Kreis Hechingen im Februar 1945 wurde eine verbesserte Anlage errichtet, die aber wegen Mangels an Uran noch keine dauernde Kettenreaktion erreichen konnte. Sie wurde am 22. April 1945 von den Amerikanern beschlagnahmt, obwohl sie in der französischen Besatzungszone lag (Abb. 9, 10). Auch daran wird das große Interesse der USA deutlich, die erste Atommacht der Erde zu werden.

Eine deutsche Atombombe war nicht zustande gekommen, weil die damals in Deutschland befindlichen Uranvorräte nicht ausreichten; die Heeresleitung strebte einen raschen Sieg an, die Entwicklung einer Waffe hätte zu lange gedauert [7]. Auch die erste Atombombe der USA war trotz größter Anstrengungen erst im Juli 1945 fertig. Sie wurde bei Los Alamos im Staat New Mexiko am 16. Juli 1945 am Vorabend der Berliner/Potsdamer Konferenz der drei Hauptverbündeten auf einem Flugplatz gezündet. An der Entwicklung hatten seit 1944 unter Leitung von Prof. J. Robert Oppenheimer zeitweise 7000 Forscher und Hilfskräfte mitgewirkt. Das waffenfähige Uran war in einer 1942 im Auftrag des US-Kriegsministers errichteten Diffusionsanlage in Oak Ridge/Tennessee hergestellt worden.

6. Das Ende des Zweiten Weltkrieges

Der 2. Weltkrieg war durch die bedingungslose Kapitulation der deutschen Streitkräfte gegenüber den Westlichen Alliierten für Europa in der französischen Stadt Reims am 7. Mai, im Hauptquartier der Roten Armee in Berlin-Karlshorst am 8. Mai 1945 beendet. Die Amerikaner hatten Zwickau besetzt und eine Sperre bei Hartenstein im Erzgebirge errichtet, die Rote Armee hatte eine Kommandantur in Annaberg eingerichtet. „Vergessen“ worden war das Gebiet von Schneeberg, Aue, Schwarzenberg, das im Süden bis Carlsfeld, Johanngeorgenstadt und Tellerhäuser reichte. Heym nannte die kurioserweise nicht besetzte Region in einem Roman „Republik Schwarzenberg“.

Bereits am 5. Juni 1945, also vier Wochen nach der Kapitulation, sollen die vier Alliierten Deklarationen unterzeichnet haben, nach denen auch Thüringen und Westsachsen zur sowjetischen Besatzungszone gehören sollten. Ab 11. Juni wurden in Schneeberg und Aue sowjetische Kommandaturen errichtet, ab 13. Juni räumten die Amerikaner Chemnitz und am 14. Juni Zwickau zugunsten der Sowjets. Diese Deklarationen hatten nach dem Willen der Westalliierten auch den Status Berlins als Viersektorenstadt zum Inhalt. Wenn diese – historisch nicht ganz unumstrittene – Tauschaktion stattgefunden hat, ist sie schicksalhaft nicht nur für die betroffenen Menschen in Thüringen, Westsachsen und Berlin, sondern für die ganze Welt. Die offenbar völlig ahnungslosen Amerikaner hätten dann den Sowjets eine der bedeutendsten Uranlagerstätten der Welt überlassen. Die USA hatten in dem sogenannten Manhattan-Projekt vom 6. Dezember 1941 nach Vorarbeiten an der Columbia-Universität in New York von 1940 bis 1941 zur Entwicklung der Atombombe auch Recherchen zu weltweiten Uranlagerstätten angestellt. Der ehemalige militärische Leiter des Projektes, Generalleutnant Leslie Groves (Abb. 11), gab beim Oppenheimer-Hearing eine krasse Fehleinschätzung zu den Möglichkeiten für eine erste sowjetische Atombombe zu. Diese sei dadurch zustande ge-

kommen, dass von ihm und anderen Experten übersehen worden war, dass die Sowjets im Erzgebirge über bedeutende Uranvorräte verfügen. Selbst einer der größten Kenner der Lagerstättenkunde, Ferdinand Friedensburg, unter dessen Leitung die Bergakademie Freiberg nach dem 2. Weltkrieg zum ersten Mal wiedereröffnet worden war, erklärte 1948 [8], dass kaum zu erwarten sei, dass hier Erzmittel erschlossen werden, die auch nur entfernt mit den großen Uranerzlagerstätten über der See verglichen werden können. Aber es sollte anders kommen und damit komme ich nach einem kleinen Exkurs wieder zurück zum Bergbau.

Newsweek hatte am 25.11.1946 in dem Artikel „Russia's Uranium“ berichtet, dass die Russen im Erzgebirge, im Riesengebirge und in den Sudeten an der Grenze zwischen Deutschland und der Tschechoslowakei mit den Forschungen nach Uranerz begannen [9]. Sie hätten aber weder in Schneeberg, noch in Oberschlema Uranpechblende gefunden. Berichtet wurde allerdings über die Demontage von Anlagen eines untertägigen Braunkohlenbergwerks in Senftenberg in der Niederlausitz und die Rekrutierung von 500 Spezialisten aus diesem Bergwerk für einen Platz in der Nähe von Joachimsthal an der deutsch-tschechischen Grenze. Dort (vermutlich in Johannegeorgenstadt) werde in einem vom NKWD abgesperrten und bewachten Gelände Pechblende gefördert und in ziemlich großen Mengen verladen [10].

Die spätere Wismut sollte sich bis 1990 zum größten Uranproduzenten des Ostblocks und zum drittgrößten der Welt entwickeln mit einer Gesamtproduktion von 231.000 t hinter USA (334.000 t) und Kanada (240.000 t). Insgesamt waren 400 Schächte, 15 Aufbereitungsanlagen, 3.500 Halden auf 15 km² Fläche errichtet worden. 14 Schlammteiche (Industrielle Absetzanlagen) mit 160 Mio. m³ Aufbereitungsrückständen bedeckten 7 km².

Die am 06. und 09.08.1945 erfolgten Bombenabwürfe von Hiroshima und Nagasaki dokumentierten die Vorrangstellung der USA in der atomaren Bewaffnung. Die Sowjets wollten diese so schnell wie möglich aufholen. Voraussetzung war die Verfügbarkeit von Uranerzlagerstätten, an denen die Sowjetunion – im Rest der Welt unbekannt – selber arm war, dies galt im übrigen auch für Graphitlagerstätten. Das russische Atombombenprojekt unter Leitung Wassiljewitsch Kartschatows hatte auf die Untersuchungen der Russischen Akademie der Wissenschaften zurückgegriffen, die 1911 – 1913 ausgedehnte Prospektion von Radium zunächst für medizinische Zwecke veranlasst hatte. Die Regionen Ferganatal in Tadschikistan (Zentralasien), Altaigebirge und Nordkarelien waren nur knapp in der Lage, das Uran für den ersten russischen Reaktor in Tscheljabinsk zu liefern. Die erste sowjetische Atombombe, hergestellt aus vorwiegend sächsischem Uran, sollte am 29. August 1949 gezündet werden.

Es richteten sich in Folge erhebliche Aktivitäten auf die Ertüchtigung und den Aufschluss von nunmehr zugänglichen Lagerstätten. Im kommunistischen Machtbereich wurde daraufhin die Uranerzgewinnung im tschechischen Jáchymov, dem früheren Joachimsthal, bereits Anfang Juli 1945 fortgesetzt, ab Ende 1945 auf Basis eines Vertrages. In Freiberg wurden umgehend systematisch die Archive des bis 1946 existierenden Oberbergamtes und der Bergakademie auf nutzbare Unterlagen in den bereits bekannten Bergbaurevieren von Annaberg/Marienberg, Schwarzenberg, Johannegeorgenstadt und Schneeberg/Schlema durch sowjetische Geologen, Mineralogen und Bergingenieure durchsucht. Unter der Leitung von sowjetischen wissenschaftlich-technischen Büros einzelner sowjetischer Ministerien, die an der Bergakademie in aller Eile errichtet worden waren, wurden die Arbeiten auch durch Zwangsverpflichtung deutscher Wissenschaftler begleitet.

7. Beginn der Uranerzgewinnung

Noch im Jahre 1945 begannen Aufwältigungsarbeiten in den alten vorhandenen Erzgruben durch kleinere Arbeitsgruppen, die nach positiven Untersuchungsergebnissen bereits 1946 zu einem gewaltigen Zuwachs an bergbaulichen Aktivitäten sowie bei der Rückgewinnung alter Halden geführt hatten. Im Juli 1946 begannen Probebohrungen unmittelbar am Schlemaer Kurhaus, dessen Betrieb im August 1946 eingestellt wurde. Offiziell wurde dies damit begründet, dass der Kurbetrieb nur noch russischen Offizieren vorbehalten sei. Noch im August begannen großflächige Arbeiten an Halden und Bohrungen und über das Lichtloch 15 des Markus-Semmler-Stollens, von dem aus die stärksten Quellen des Radiumbades erreicht werden konnten. Aufsuchung (Abb. 12) und Gewinnung erfolgten nach militärischen Vorgaben und unter Leitung von Einheiten der Sowjetarmee ohne Berücksichtigung von bergbaulichen Erkenntnissen oder Verfahren unter primitivsten Verhältnissen mit hohem Personaleinsatz. Wegen der Materialknappheit war an eine Mechanisierung auch in einfachster Form nicht zu denken. Zeitzeugen [11] berichten über Gewinnungsarbeiten in Erzgängen mit Keilhau und Schlägel und Eisen, Ladearbeit mit Schaufel oder Kratze und Trog, Förderarbeit mangels Material in Säcken und die Förderung nach übertage von Bergen (= taubem Gestein) durch Handhäpssel über die Lichtlöcher des alten Wasserlösestollens. Es gab keinerlei Arbeitsschutzbekleidung, Helme wurden teilweise aus Militärbeständen oder aus „Bastelarbeiten“ eingesetzt, die Arbeiter trugen Holzschuhe. Im Jahre 1946 wurden auf diese Weise 17,2 t Uran gewonnen.

Die Rekrutierung der Arbeitskräfte erfolgte zunächst aus ansässigen Fachleuten und geflohenen Bergleuten aus Schlesien und dem Sudetenland („Umsiedler“). Daneben wurden wegen des erheblichen Personalbedarfs Vertreter aller Berufsgruppen sowie versprengte Wehrmachtsangehörige, aber auch entwichene Strafgefangene, Entnazifizierte, Glücksritter und Abenteurer angeworben. Die Anwerbung erging nach dem Alliierten Kontrollratsgesetz Nr. 3 vom 17.01.1946, in dessen Ziffer 18 das Arbeitsamt ermächtigt wurde, Personen durch Zwangsanordnung in Arbeitsplätze einzuweisen. Daneben wurde der Erfolg von Anwerbungen aber auch dadurch erhöht, dass für die Bergarbeiter besondere Vergünstigungen hinsichtlich der rationierten Lebensmittel dort angeboten wurden, wo in der allgemeinen Bevölkerung bitterste Armut herrschte. In einer Denkschrift bezeichnete der Landrat von Annaberg seinen Zuständigkeitsbereich als „Hungergebiet“. Neben der Unterbringung in Kasernen wurden Zwangseinquartierungen vorgenommen, die teilweise von den Haus- und Wohnungsbesitzern begrüßt wurden, weil die Bergleute durch die ihnen zugeteilten Lebensmittel die ärgste Not lindern konnten.

Um die Flucht von Beschäftigten zu verhindern, wurden strengste polizeiliche Maßnahmen angeordnet und die Sperrgebiete von bewaffneten Streifen kontrolliert. Wenn Personen auf Anruf nicht stehen blieben, wurde sofort von der Schusswaffe Gebrauch gemacht. Geflohene Ingenieure wurden sogar aus den Besatzungszonen der Westalliierten verschleppt [10]. Von dem Vorhaben, mehrere Städte im Erzgebirge gänzlich zugunsten der Bergleute zu evakuieren, wurde wieder abgesehen.

Nach der Aufwältigung alter Grubenbaue wurden ab 1946 neue Stollen aufgefahren. Der Zuwachs war so gewaltig, dass Mitte 1947 annähernd 100.000 Personen im Uranerzbergbau beschäftigt gewesen sein sollen. Das zentrale statistische Amt der Deutschen Wirtschaftskommission der SBZ schätzte dagegen die Anzahl der Beschäftigten 1948 auf über 80.000.

Zur Abdeckung von Reparationsansprüchen wurden 1947 die Bergwerke der ehemaligen Sachsen Erz AG in sowjetisches Eigentum überführt. Am 16.05.1947 wurde die SAG – Staatliche Aktiengesellschaft der Buntmetallindustrie in Moskau gegründet, die am 04.06.1947 eine Zweigniederlassung in Aue erhielt. Die formale Enteignung erfolgte durch Befehl Nr. 131 der Sowjetischen Militäradministration in Deutschland (SMAD) vom 30.05.1947. In diesem Zusammenhang wurden die Bergbauberechtigungen zum „Mittelfeld“ zusammengelegt, das große Bereiche des Westerzgebirges umfasste und nur die Zinnerzfelder aussparte. Das Unternehmen erhielt den Namen Wismut. Wismut war ein ursprünglich neben Silber, Blei, Kobalt und Nickel aus den betroffenen Lagerstätten gewonnenes Metall, das mit Blei legiert zur Herstellung des Letternmetalls (Hartblei) für die Druckereitechnik gedient hatte. Die Namensgebung erfolgte wegen der aus strategischen Gründen gebotenen Geheimhaltung. In Marienberg wurden zur Tarnung die „Vitriol-Werke AG“ gegründet. Diese Geheimhaltung hatte auch zur Folge, dass die Betriebsanlagen, aber auch die Lager der Beschäftigten als militärische Areale umzäunt und bewacht wurden und nur mit Pässen betreten oder verlassen werden durften. Die strikte Geheimhaltung dauerte bis zum Februar 1990. Erster Generaldirektor der Wismut war der frühere NKWD-General Malzew, der bereits die Voruntersuchungen zur Bauwürdigkeit geleistet hatte.

Erste Reviere des gewaltig angewachsenen Bergbaus waren Johannegeorgenstadt (Objekt Nr. 1) (Abb. 13) und Schlema (Abb. 14) (später zum Objekt Nr. 2 zusammengefasst). Das alte Zentrum von Johannegeorgenstadt, einer historischen Bergstadt im Südwest-Erzgebirge, war bereits 1954 durch Bergbau bis 15 m unter der Rasensohle zu Bruch gebaut worden. Heute erinnert nur noch die Kirche, die in einem Waldstück steht, an den ehemaligen Ortskern (Abb. 15). Der Abbruch der unter Denkmalschutz stehenden Kirche, der ebenfalls vorgesehen war, konnte durch beherztes Eingreifen des Pfarrers seinerzeit verhindert werden. Im Stadtgebiet von Oberschlema existierten 19 Schächte und große Bergehalden, die unmittelbar im Kurviertel angelegt worden waren. Bis 1957 war durch oberflächennahes Unterbauen des Kurviertels aufgrund der dichten Gangfolge der Erzlagerstätte, die bis an die Tagesoberfläche reichte, eine Zerrüttungszone (sog. „Deformgebiet“) entstanden, die nicht betreten werden durfte und eingezäunt war. Einbrüche der Erdoberfläche und Senkungen um über 5 m waren die Folge. Ein Zubruchbauen von Ortschaften und Absperren von ganzen Bergbaurevieren hatte es im neuzeitlichen Bergbau bis dahin in Deutschland praktisch nicht gegeben.

Die bedingungslos auf Produktion ausgerichtete Arbeit unter militärischer Überwachung verfügte zunächst nicht in notwendigem Maße über fachkundiges Aufsichtspersonal und die Materialknappheit zwang zu den für den frühen Wismutbergbau typischen hölzernen Teuf- und Fördergerüsten (Abb. 16) sowie zum Anlegen von Rechteckschächten mit Holzausbau, wie sie bereits in der beginnenden Neuzeit üblich waren. Neue Schächte waren ab 1948 geteuft worden.

Die Erkenntnis, dass auf diese Weise eine leistungsfähige Mineralgewinnung nicht aufrecht zu erhalten war, führte zur Einführung von koordinierten Ausbildungsstätten, beginnend 1947 mit Bergschulen, 1948 mit dem Bergtechnikum Freiberg (Abb. 17) (Objekt 105), der späteren Arbeiter- und Bauernfakultät für die Ausbildung von Aufsichtspersonen sowie 1956 der Gründung des Instituts für Gangerzbergbau in Breitenbrunn.

Nach 1948 wurden – nach anfänglicher Handbohrarbeit – Druckluftbohrhämmer mit pneumatischen Bohrstützen („Bohrknecht“) eingesetzt, mit denen bei erhöhter Leistung zunächst noch immer trocken gebohrt wurde, was zu den bekannten gravierenden Gesundheitsschäden bei den Beschäftigten durch Inhalation von Erz- und Gesteinsstaub neben dem Radon führte.

Dass bei einem großen Teil der Beschäftigten nach wenigen Jahren Lungenkrebs oder, wenn dieser nicht erkannt worden war, Staublunge diagnostiziert wurde, lag u. a. daran, dass die bereits bekannten Ursachen der Strahlenschäden, die 1940 zum Erlass der ersten vorläufigen bergpolizeilichen Verfügung geführt hatten, bei der militärischen Führung aus der Sowjetunion nicht bekannt waren. Die als technische Leitung eingesetzten sowjetischen Offiziere und NKWD-Angehörigen trugen zu Grubenfahrten nach Aussagen von Augenzeugen teilweise Bleiwesten, um sich vor der Direktstrahlung zu schützen. Die Auswirkungen der direkten (Gamma-) Strahlung waren aber gegenüber den Schäden durch Inhalation von Alphastrahlern in Form von Radon oder uranhaltigem Staub um Größenordnungen weniger gefährlich. Daten über Berufskrankheiten wurden strikt geheimgehalten, aber beginnend in den 50er Jahren sorgfältig registriert.

8. Öffnung für eine deutsche Beteiligung

Ab 01.01.1954 wurde aus der ursprünglich rein sowjetischen SAG durch eine Beteiligung der DDR die Sowjetisch-Deutsche Aktiengesellschaft (SDAG) Wismut. Grundlage dafür war ein Abkommen zwischen den Regierungen der UdSSR und der DDR vom 22.08.1953. Im Nachgang dazu begann eine neue Ära. Durch die bessere Versorgung der Wismut-Betriebe mit Material wurden leistungsfähige Großbetriebe entwickelt und neben den Gangerzlagerstätten, in denen zum Ende der Betriebsphase Teufen von annähernd 2.000 Metern erreicht wurden (Abb. 18), auch uranhaltige Steinkohlenflöze des Rotliegenden (Freital), Sandsteinlagerstätten der Kreide (Königstein) (Abb. 19), und linsen- und stockwerkartige Lagerstätten in paläozoischen Schiefen, Kalksteinen und Diabasen (Ronneburg) abgebaut, die aber nicht Gegenstand dieser Darstellung sein sollen. In einem Regierungsabkommen von 07.12.1962 wurde der Einfluss der DDR auf das Unternehmen – u. a. auch personell – verstärkt, er war aber nach wie vor erheblichen Einschränkungen unterworfen.

9. Bergaufsicht bei der Wismut

In der Anfangszeit der Uranaufsuchung und -gewinnung unter militärischen Vorgaben gab es keine staatlichen Aufsichtsbehörden. Nur so war die bereits beschriebene unkoordinierte und fachlich völlig unzureichende Betriebsweise denkbar.

In einem Bericht von 04.01.1949 der Technischen Bergbau-Inspektion (TBI) Freiberg als Nachfolgerin des Bergamtes heißt es:

„Betriebe, in denen die Emanationskrankheit auftreten kann, befinden sich zur Zeit nicht mehr in den Händen der deutschen Verwaltung. Sehr wichtig erscheint es jedoch, die Wismut A.-G. auf die Gefährlichkeit der Emanationserkrankungen hinzuweisen und sie zu veranlassen, dass laufend Untersuchungen des Emanationsgehaltes der Grubenluft vorgenommen werden.

Da die Abgabemöglichkeit von Emanation an die Grubenluft eine Funktion der Oberfläche der zerfallenden radiumhaltigen Mineralien ist, sind Orte mit sekundären Kluftbelegungen, die eine sehr große Oberfläche aufweisen, gefährlicher als solche mit derber Pechblende. Die Möglichkeit des Auftretens sekundärer Belege ist besonders in alten Bauen und bei Arbeiten im Alten Mann (Hohlräume, in denen früher Bergbau umgegangen war) gegeben. Es ist uns nicht bekannt, ob und in welchem Maße Emanationsuntersuchungen der Grubenluft seitens der einzelnen Betriebe der Wismut A.-G. durchgeführt werden.“

In einer daraufhin erfolgten Stellungnahme der Landesregierung Sachsen - Abt. Kohle und Energie, Dezernat Bergbau v. 02.12.1948 wird dies teilweise wiedergegeben und bemerkt, dass auf die Erkenntnisse auch in einer Sitzung des Ministeriums für Arbeit und Sozialfürsorge am 20.01.1948 – offenbar ohne Erfolg – hingewiesen worden war. Auch hier musste man also resignierend feststellen, dass die Bemühungen, bereits bewährte Grundsätze des Gesundheitsschutzes auf die Sowjetische Aktiengesellschaft Wismut anzuwenden, zunächst vergeblich waren. Mit Wirkung vom 01.10.1956, also gut 2 Jahre nach der deutschen Beteiligung am Unternehmen, wurde eine eigene TBI Wismut in Karl-Marx-Stadt gegründet. Zuvor war eine Art Eigenaufsicht durch die „Sicherheitsinspektion Wismut Abt. 13“ wahrgenommen worden [12].

Auslöser der Bildung einer eigenen TBI, die nach wie vor ein Wismut-eigenes Sicherheitsorgan war und nicht der zentralen TBI in Berlin unterstand, war das Grubenunglück von 1955 in Schlema, bei dem durch einen Grubenbrand, der durch einen Kabelbrand verursacht worden war und auf den hölzernen Ausbau übergegriffen hatte, 34 Bergleute und Grubenwehrmitglieder ums Leben gekommen waren. In der Folgezeit wurde eine Reihe von Maßnahmen zum Arbeits- und Gesundheitsschutz durchgesetzt, vorrangig eine bessere Bewetterung und das Verbot des Trockenbohrens.

Die Gründung der Obersten Bergbehörde beim Ministerrat der DDR in Leipzig erfolgte auf der Grundlage eines Beschlusses des Politbüros vom 24.03.1959. Die Technischen Bezirks-Bergbauinspektionen einschließlich der TBI Wismut wurden in Bergbehörden umgewandelt. Die Bergbehörde Karl-Marx-Stadt war 1968 nach Zusammenlegung mit den Bergbehörden Zwickau und Freiberg bis zum Ende der DDR für den gesamten Wismutbergbau sowie für den konventionellen Bergbau in den Bezirken Gera, Karl-Marx-Stadt und Dresden zuständig. Erst 1990 wurde für den in Thüringen gelegenen Teil des Uranbergbaus das Bergamt Gera gegründet.

Seit der Wiedergründung der östlich Bundesländer unterstehen die Sanierungsarbeiten der Wismut GmbH der Bergaufsicht und der strahlenschutzrechtlichen Aufsicht durch die Länder Thüringen und Sachsen.

Wenn wir heute Bilanz ziehen, so können wir für den Zeitraum 1952 bis 1990 von insgesamt 30.821 anerkannten Berufskrankheiten in diesem Bergbauzweig ausgehen, davon 14.590 Silikoseerkrankungen und 5.275 Bronchialkrebse durch ionisierende Strahlen zum Stand 31.01.1997. Der Uranbergbau erstreckte sich auf die heutigen Bundesländer Sachsen und Thüringen. Die Titelfrage kann damit nicht eindeutig beantwortet werden, denn die Exposition stammt aus natürlichen Quellen, wurden aber durch zivilisatorische Arbeit in erheblichem Maße intensiviert.

Insgesamt wurde auf 27 Uranlagerstätten gebaut. Gefördert wurden 1,2 Milliarden Tonnen roh und 200 Millionen Tonnen verwertbares Erz, aus denen 231.000 Tonnen Uran gewonnen wurden.

10. Die Wismut als bundeseigenes Sanierungsunternehmen

Durch das Wismut-Gesetz vom 12.12.1991 wurde die bundeseigene Wismut GmbH, für deren Sanierungsaufgabe 13 Mrd. DM bereitgestellt wurden.

Ziel der Arbeiten und Gesellschaftszweck der Wismut GmbH ist die ökologisch und ökonomisch optimierte Sanierung der Uranbergbauhinterlassenschaften, um in den betreffenden Regionen Sachsens und Thüringens den dort lebenden Menschen eine gefahrenfreie lebenswerte Umwelt wiederherzustellen.

Probleme haben sich dadurch ergeben, dass der alte Uranerzbergbau der SAG/SDAG Wismut, der vor dem 31.12.1962 beendet war, vom Wismut-Gesetz nicht erfasst und daher auch nicht Gegenstand der Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH war und entsprechend auch nicht in den Genuss von Bundesmitteln kam. Hier kann von einem vorrangig sächsischen Problem gesprochen werden, weil das andere Bundesland mit signifikantem Uranerzabbau Thüringen über jüngeren und zahlenmäßig geringeren alten Bergbau verfügt, dagegen der wilde und teilweise unkoordinierte Abbau der Frühzeit mit z. T. völlig unzureichenden Verwahrungsmaßnahmen vor allem im Erzgebirge seinen Schwerpunkt hatte. Nachwirkungen dieses Bergbaus mussten im Rahmen der Gewährleistungen der öffentlichen Sicherheit und Ordnung vom Land mit Hilfe der genannten Altbergbausanierungsmittel beseitigt werden.

Am 5. September 2003 wurde nach intensiven Verhandlungen zwischen Bund und Freistaat Sachsen ein Verwaltungsabkommen Wismut-Altstandorte geschlossen, das mit gemeinsamer Finanzierung von Bund und Land sich auch den Altstandorten, insbesondere in Johanngeorgenstadt widmet. Bis 2012 werden dafür insgesamt 78 Mio. € eingesetzt.

Literaturverzeichnis

- [1] Haerting, F.H. und W. Hesse: Der Lungenkrebs, die Bergkrankheit in Schneeberger Gruben, Vierteljahresschriften gerichtl. Medizin 1879, S. 296
- [2] Jacobi, W.: Das Lungenkrebsrisiko durch Inhalation von Radon-222-Zerfallsprodukten, Biophysik 10/1973
- [3] Drees, W.: Folgeprodukte des Radon im Erz- und Spatbergbau, Neue Bergbautechnik 3 (1981) S. 191
- [4] Ludewig, P. und E. Lorensen: Untersuchungen der Grubenluft in den Schneeberger Gruben auf dem Gehalt an Radiumemanation, Zeitschr. f. Physik 22 (1924) S. 178
- [5] Schüttmann, W. und K. Aurand: Die Geschichte der Außenstelle Oberschlema des Kaiser-Wilhelm-Instituts für Biophysik Frankfurt am Main, Salzgitter 1991
- [6] Rajewski, B.: Bericht über die Schneeberger Untersuchungen Zeitschr. für Krebsforschung 49 (1939) S. 312
- [7] Heisenberg, W.: Über die Arbeiten zur technischen Ausnutzung der Atomenergie in Deutschland, München 1940
- [8] Friedensburg, F.: Die Bergwirtschaft der Erde, Stuttgart 1948
- [9] Buschfort, W.: Das Uran zur Bombe, Kompaß 1991, S. 469
- [10] Schüttmann, W.: Deutsches Uran für russische Bomben, FAZ vom 22.04.1992
- [11] Beyer, K.; M. Kaden et al.: Wismut-Erz für den Frieden, Marienberg 1995
- [12] Schmidt, R.: Zur Entwicklung der Bergbehörden auf dem Gebiet der ehemaligen DDR, Zeitschrift für Bergrecht Bd. 134, Heft 1/1993, S. 40
- [13] Karlsch, R. u. H. Schröter (Hrsg.): „Strahlende Vergangenheit“ – Studien zur Geschichte des Uranbergbaus der Wismut, St. Katharinen 1996

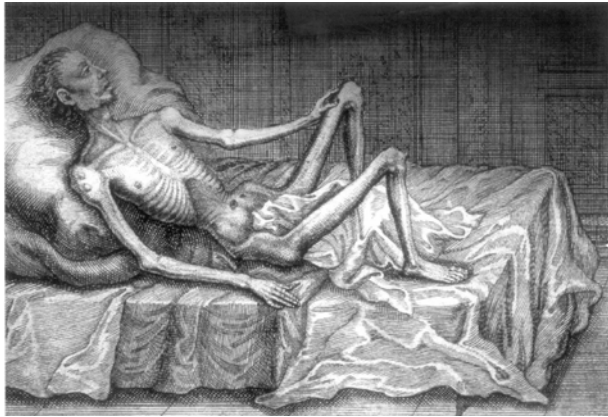


Abb. 1: Schneeberger Bergkrankheit (Henkel)

Bequerell

Antoine Henri

1852 – 1908

*

Entdeckte 1892 die radioaktive Strahlung des Urans

Abb. 2: Bequerel

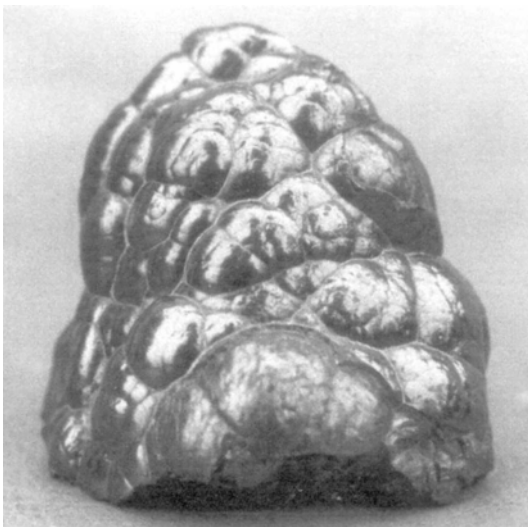


Abb. 3: Pechblende



Abb. 4: Klaproth

I.

**Chemische Untersuchung des Uranits,
einer neu entdeckten metallischen Substanz;
vom Hrn Prof. Klaproth *).**

§. 1. **U**nter die Zahl der, Ihnen Bekandts theilen nach, noch unbekanntten Mineralien, die aus dieser Urfach bisher weder einen bestimmten Namen, noch angemessenen Platz in den Systemen, gehabt oder haben können, gehört auch die sogenannte Pechblende von der Grube Georg Wagesfort zu Johannegeorgenstadt. Durch diesen, vom gemeinen Bergs man solchen Fossil begelegten Rohren verfährt, zählste man es sonst zu den Ziniferzen, bis Hr. Insp. Werner in Freiberg, welchem dessen Bruch, Härte und vorzüglichste Schwere, hinlängliche Gründe, daß solches keine Blende seyn könne, an die Hand gaben, es unter die Eiuenerze versetzte, und es Eisenpecherz (Ferrum ochraceum

Ab 2

*) Vorsehender Aufsatz ist der Auszug einer Abhandlung, welche der Verf. in der Kön. Akad. der Wissensch. zu Berlin, am 24. Sept. d. J. vorgelesen hat.

Abb. 5: Chemische Untersuchung des Uranits

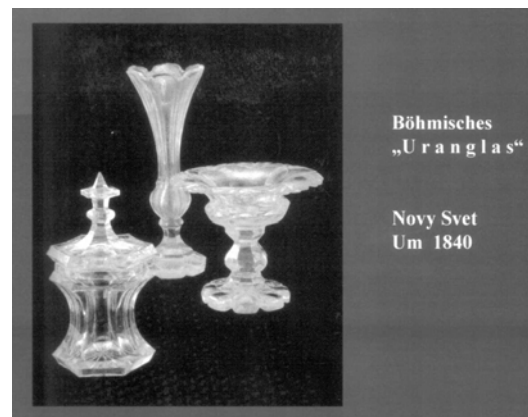


Abb. 6:



Abb. 7: Joachimsthal



Abb. 8: Hahn, Meitner
Urankernspaltung



Abb. 9: Haigerloch, Reaktor



Abb. 10: Uran-Ausgrabung Haigerloch



Abb. 11: Lesley Groves



Abb. 12: Radiometrist



Abb. 13: Johanngeorgenstadt

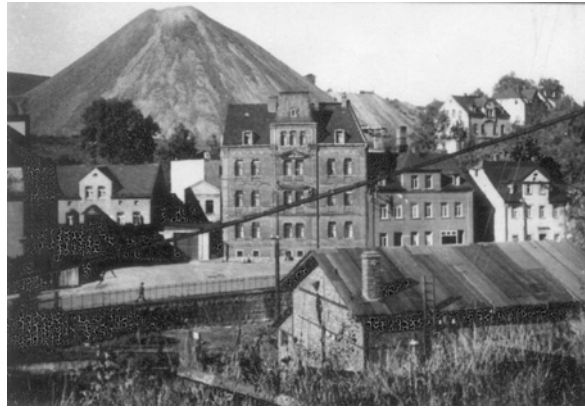


Abb. 14: Schlema



Abb. 15: Johanngeorgenstadt heute



Abb. 16: Hölzernes Fördergerüst



Abb. 17: Bergtechnikum Freiberg

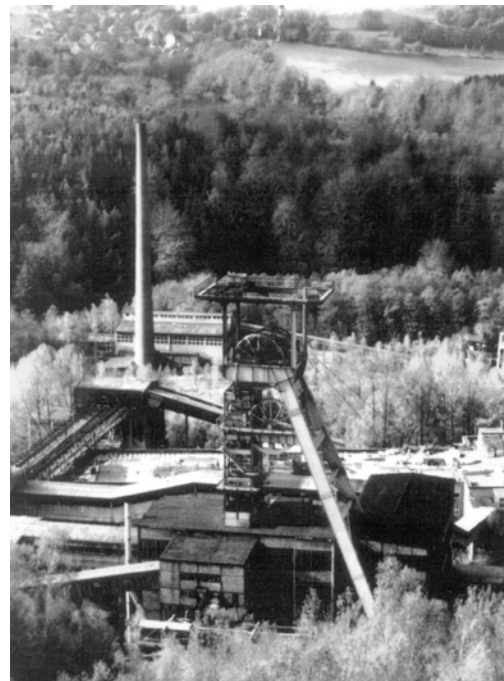


Abb.: 18: Hartenstein



Abb. 19: Königstein

AUS DER FRÜHGESCHICHTE DER RADIOCHEMIE – AUSGEWÄHLTE OBJEKTE KONSERVATORISCHER RADIOMETRIE

PREHISTORY OF RADIOCHEMISTRY – SELECTED TOPICS

R.J. Schwankner¹⁾, R. Laubinger¹⁾, J. Dorner²⁾, B. Gmeiner²⁾, G. Patzer¹⁾, M. Schmidt¹⁾

¹⁾Radiometrisches Seminar, Fachhochschule München, Deutschland

²⁾Max-Planck-Institut für Plasmaphysik, Garching, Deutschland

Zusammenfassung

Nicht-nukleare wie nukleare Eigenschaften und Verwendungen der primordialen Elemente Uran, Thorium sowie Radium und [⁴⁰K]Kalium begleiten die frühe Entwicklung der Radiochemie und Transmutationslehre. Ausgewählte Objekte konservatorischer Radiometrie und didaktische Beispiele werden dazu vorgestellt.

Summary

Non-nuclear as nuclear properties and widespread use of primordial elements Uranium, Thorium as well as Radium and [⁴⁰K]Kalium were a guideline for development of radiochemistry and transmutation. Selected examples are presented.

Schlüsselwörter *Konservatorische Radiometrie, Transmutation, nicht-nukleare Verwendungen natürlicher Radioelemente*

Keywords *custodial radioanalysis, transmutation, non-nuclear use of natural radioelements*

1. Z = 92 Uran

Auch nicht-nukleare Verwendungen des, 1789 von M.H. Klaproth erstmals näher charakterisierten Actinoidenelements Uran begegnen den aktuellen Strahlenschutzanliegen, weshalb eine Beschäftigung damit lohnend erscheint. Als erste dokumentierte Anwendung gilt die frühe Verwendung der Farbkraft von Uranverbindungen in antiken Glasmosaiken (Villa Cap Posilipo bei Neapel, 79 A.D.) mit einem Urangehalt der Glasmasse von über einem Gewichtsprozent [1].

Klaproths Namensgebung orientierte sich am, 1781 durch den, in Hannover geborenen Militärmusiker F.W. Herschel neu entdeckten Planeten, welcher zunächst „Georgium Sidus“ (zu Ehren George III.), dann nach dem griechischen Himmelsgott „Uranus“ benannt wurde. Der Elementname Uran setzte sich schließlich gegen die konkurrierend aufscheinenden Bezeichnungen „Herschel“ und „Klaprothium“ bzw. „Klaprothianum“ durch.

Klaproths Reduktionsversuche führten – all seiner Bemühungen zum Trotz – nur zu einer schlecht definierten, nicht-stöchiometrischen Oxidstufe. Erst 50 Jahre später stellte sich mit Hilfe des inzwischen verfügbaren Reduktionsmittels Kalium-Metall (Entdeckung 1807, H. Davy) unter einer Schutzschmelze von Kaliumchlorid der gewünschte Erfolg ein (E.M. Péligot [2]).

Metallisches Uran (vgl. Abb. 1) fand Aufmerksamkeit als Stahlveredler (Versuchsrohre schwerer Geschütze, 1898 [3]) und spielte eine prominente Rolle beim Haberschen „Griff in die Luft“ („Uranpatent“ DRP 229126 aus dem Jahre 1909) als heterogener Katalysator in der Entwicklung der Ammoniaksynthese (1909) [4]. Die, die Bearbeitung von Uran, aber auch Plutonium erschwerende Pyrophorie wurde in Ferro-Uran-Legierungen, zunächst als Zündstein und Anzünder von Docht- und Gaslampen verwendet, bis sie 1903 wegen zu hohen Abriebs durch Cer-Eisen (Nebenprodukt der Thoriumgewinnung) Ablösung fand. Diese strahlenhygienisch begrüßenswerte Substitution führte zur breiten, bis auf uns gekommenen Verwendung von Pyrophorika in Kinderhänden (Abb. 2). Bereits 1893 wurde nämlich die Verwendung von Uran für Zündvorrichtungen mit dem Anspruch patentiert „*Verwendung von Kohlenstoffuran für Zündvorrichtungen bei Gasanzündern, Spielzeugen für Kinder und dergl. in der Weise, daß durch Schlagen oder Reiben mittelst eines harten Körpers lebhaftere Funken hervorgerufen werden.*“ [5] (Abb. 1).

Auf dieser Basis arbeiteten nicht nur militärische Leuchtspurgeschosse, Leuchtbomben und Brandsätze, sondern man stößt auch auf eine bemerkenswerte Anmerkung aus der Feder Albert Speers, die auf eine während des zweiten Weltkrieges – abgesehen von den Anwendungen metallischer Uranwürfel und –platten durch den „Deutschen Uranverein“ [6, 7] – bedeutende nicht-nukleare Verwendung hinweist:

„Im Sommer drohte infolge der Sperrung unserer Wolfram-Importe aus Portugal eine kritische Lage für die Produktion der Hartkern-Munition. Ich ordnete daraufhin die Verwendung von Urankernen für diese Munitionsart an. Die Freigabe unserer Uranvorräte von etwa 1200 Tonnen zeigt, daß der Gedanke an eine Produktion von Atombomben im Sommer 1943 von meinen Mitarbeitern und mir aufgegeben worden war.“ [8]

Eine numismatisch-radiologische Kuriosität sind die beiden 1956 aus einheimischem Uran geprägten Medaillentypen der Eisenwerkgesellschaft Maximilianshütte AG, Sulzbach-Rosenberg. Mit der Gründung des Bonner Atomministeriums im Jahre 1955 bereitet die Bundesrepublik in der Ära Adenauer einen Einstieg in die Urantechnik vor. Der Konzernherr F. Flick hatte sich schon 1949 90 % der Anteile der Gewerkschaft Werra am Rudolfstein gesichert und präsentierte sich dort wie auch im Oktober 1956 in der Bayerischen Staatskanzlei als potentieller Uranlieferant für die friedlichen Nutzung der Kernenergie.

„Am 31. Oktober 1956 überreichte Odilo Burkhart (Vorstandsvorsitzender der Maxhütte AG) auch dem bayerischen Ministerpräsidenten Dr. Wilhelm Högner in der Staatskanzlei in München einen Uranstab und Uran-Medaillen für ihn und seine Kabinettsmitglieder. Högner, auch Vorsitzender der Bayer. Atomkommission, beglückwünschte die Eisenwerkgesellschaft Maximilianshütte AG (kurz: Maxhütte), eine Tochtergesellschaft der Friedrich Flick KG, Düsseldorf, zu ihrer Leistung. Schließlich setzte seine Partei, die SPD, in ihrem „Atomplan“ auf dem Münchner Parteitag von 1956 auf die Erzeugung von Elektrizität aus Kernenergie, die „den Beginn eines neuen Zeitalters für die Menschheit“ einleite.“ [9]

Das Uran, welches nach Konversion bei der Degussa im Werk Wolfgang bei Hanau, in Uranmetallstäbe gegossen, diese abgedreht und in 3 mm dicke Schrötlinge zersägt wurde, erwies sich als hartes und sprödes Münzmetall. Selbst bei der Druckerhöhung bis zum Auflösen des Schrötlings (Durchmesser 52,3 mm, m=116 g) wurde nur eine unvollkommen erhabene Prägung erzielt (Typ I) und die Prägepresse erhielt einen nicht unerheblichen Schaden. Ein neuer kleinerer Stempel wurde angefertigt und der Uranstab auf einen Durchmesser von 40 mm abgedreht (!). Mit doppelstrichigem Schriftbild wurde erneut eine vertiefte Prägung vorgenommen (Typ II, vgl. Abb. 1). Bis zu 60 Uran-Abschläge beider Medaillentypen kamen in

Umlauf (1958) wurden noch in geringerer Stückzahl Silber- und Kupferabschläge geprägt). Wie der Doyen der Urangeschichtsschreibung F. Kirchheimer bemerkt „*als Münzmetall hat das Uran keine Zukunft, da seine Oberfläche einer unschönen Oxydation unterliegt und mehrere Eigenschaften des Elements den Prägevorgang sehr schwierig gestalten*“ [10].

Die schon von Klaproth erkannte und angewandte Farbkraft von Uran- und Uranylverbindungen führte schließlich 1855 zur Gründung der k.k. Uranfabrik in Joachimsthal, wo auf die jahrhundertalte Silberbergbautradition sequentiell die Uran-, Radium-Produktion und Radon-Anwendung folgt (Abb. 3).

Von besonderem Interesse ist weiterhin im Zusammenhang mit Herkunftsbestimmung und Datierung die Isotopenzusammensetzung des zur Glasschmelze gelangten Urans. So vermerkt Jochmann noch 1958:

"Uranverbindungen wurden bis Mitte des zweiten Weltkrieges zur Färbung des Glases in jeder Gemengekammer gelagert. Nach der 1939/1942 entdeckten Uranspaltung und der damit verbundenen Beschlagnahme aller Uranverbindungen in Deutschland wurde Uran anderen Zwecken zugeführt. Für die Glasfärbung dürfte Uran in absehbarer Zeit kaum mehr zur Verfügung stehen. Fabriken, die Gläser mit Uran gefärbt haben, vermissen dasselbe jetzt sehr...." [11].

Im Nachgang teilt Jochmann unter Bezug darauf 1959 mit, dass nach dem Gesetz Nr. 22 der Alliierten Hohen Kommission die USA Lieferungen von Uranverbindungen an die Bundesrepublik Deutschland freigegeben haben, allerdings alle so zur Verfügung stehenden freigegebenen Uranchemikalien abgereichertes Uran mit weniger als 0,36 Atomprozent [^{235}U] Uran darstellen [12].

Eine Analyse der Isotopenzusammensetzung von 115 Uranglasproben ergab in der Überzahl der untersuchten Chromophore einen Verschnitt von Natur-/mit abgereichertem Uran (Tab. 1), was sie allesamt als Produkte, die nach dem zweiten Weltkrieg erschmolzen wurden, ausweist. Ein weiterer Charakterisierungsaspekt ist, dass seit Anwendung der Farbkraft des Urans bzgl. der radiogenetischen Tochter [^{226}Ra] Radium mehr oder minder dekontaminierte Farbkörper zum Einsatz kommen. Umdruckvignetten promenieren im Bereich der Gammaoberflächendosisleistung und enthalten entsprechend einen hohen Anteil an Folgeprodukten der (4n+2)-Zerfallsreihe (z.B. Uranschwarz, Schlaggenwald (heute Horni Slavkov)).

Bei der Untersuchung von rd. 30 unterschiedlich dekorierten uranglasierten Fliesen fiel die in Abb. 4 wiedergegebene Probe dahingehend auf, dass hier offenbar ein visuell vom braunen Uranoxidchromophor kaum zu unterscheidender inaktiver Ersatzstoff auf demselben Objekt zum Einsatz gekommen ist [13]. Wiedergegeben sind neben digitalen Autoradiographien des Belegstücks (MWPC/MICAD) auch eine, die Schwermetallabsorption des Uranauftrags dokumentierende Röntgenographie. Mit Röntgenfluoreszenzanalyse (EDX) erweist sich der Ersatzstoff (ähnlich brauner Farbkörper) als Eisenoxidstufe.

Die Fluoreszenz des matrix-eingebetteten Uranylkatons ist weithin bekannt und beschrieben, sie zeichnet auch verantwortlich für die Befassung der Familie Becquerel – über mindestens zwei Generationen hinweg – mit Uranverbindungen. Sie tritt bei Gebrauchs-, insbesondere Lichtschutz- und Zierglas ebenso auf wie in Bijouteriewaren (vgl. Tab.1). Weit weniger bekannt ist, dass die Stimulation von Uranyl-Lumineszenz durch X-Strahlung ($U_A > 100 \text{ kV}$) in den frühen Tagen der Röntgenanwendungen für uranhaltige Leuchtschirme und in Form Uran-impregnierter Fluoreszenzfolien herangezogen wurde (Abb. 5).

In vereinzelt naturwissenschaftlichen Kabinetten haben Entladungsröhren überlebt, bei welchen, neben dem farbwirksamen Effekten: Totaldruck, Spannung, Restgas- auch die Glaszusammensetzung (Einfügen von Uranglasbestandteilen) variiert. Ihre Verwendung in heute oft schmerzlich vermissen Experimentalvorlesungen führte zur Stimulation der Uranylfluoreszenz durch Gasentladungen bzw. Reibungselektrizität und damit zu völlig neuen Anwendungsbereichen [14]. Bei bestimmungsgemäßem Röhrenbetrieb erfolgt intensive Fluoreszenzstimulation der Uranglasteile durch die Gasentladung (siehe Abb. 5 unten).

2. $Z = 88$ Radium

Radium wurde in Form seiner Halogenide zunächst in den Laugungsrückständen der Uranfarbenproduktion durch das Ehepaar Curie gewonnen; das reine Element spielt auf Grund seiner hohen Elektropositivität in der Anwendung keine Rolle.

[²²⁶Ra]Radium ist das natürliche Radioisotop hoher spezifischer Aktivität, das aus Uranvorkommen in wägbaren Mengen gewonnen werden kann. Zahlreiche Radiumanwendungen liefern uns bis heute nicht unbedenklich einzustufende Musterbeispiele in der konservatorischen Radiometrie wie z.B. Spinthariskope (griech. „Funkenbetrachter“ [42]), Emanatorien (Radon-Generatoren), radiumhaltige Rheumadecken und eine Vielzahl von Anwendungen im Bereich autolumineszenter Leuchtfarben.

Der Abrieb radiumhaltiger Luminophore auf Basis des II/VI-Halbleiters Zinksulfid gehört heute in Technikmuseen zu den Problembereichen der konservatorischen Präsentation und Restaurierung. Mag die [²²²Rn]Radon-Exhalation von Einzelobjekten (Abb. 6) noch vernachlässigbar erscheinen, so ist dies etwa bei Sammlungen von hunderten radiumhaltigen Flugzeugmessinstrumenten, Gewehrvisieren, Schaltknöpfen etc. durchaus ein Problemfeld im Depot- wie Ausstellungsbereich, wobei auch intakte Instrumentengehäuse nicht vor Radon-Exhalation der Objekte schützen (Tab. 2).

Andererseits sind derartige radiumhaltige lumineszierende Matrices ausgiebig gealtert, sodass sie allenfalls bei mechanischer Beanspruchung merkliche Variationen in der [²²²Rn]Radon-Exhalationsrate zeigen. Sie eignen sich daher als Exhalationsquellen und sind seit ihrer Einführung durch F. Giesel 1906 als dauerleuchtende Zeiger und Skalen (Junghans: 1907 erste Weckeruhr und 1911 erste Taschenuhr mit Radium-Leuchtzifferblatt) bis dato leicht zugänglich. Spinthariskope und Leuchtziffer-Uhren wurden – Kaleidoskopen ähnlich – seit 1903 von Optikern feilgeboten. Abb. 7 zeigt so die 12, mittels eines Korkbohrers, sorgfältig präparierten Ziffern eines Weckers, deren Quellstärken zwischen 40 und 140 [²²²Rn]Radon-Atomen/s bei Raumtemperatur und gleichbleibender rel. Luftfeuchte (40 %) variieren.

Betrachtet man derartige Leuchtziffern mit Hilfe von Restlichtverstärkern, so können die einzelnen Szintillationen (lat. „scintilla“: Funke) verfolgt und aufgezeichnet werden. Bei gegebenem Bandabstand des Matrixmaterials Zinksulfid von 3,8 eV und den lokal deponierten Alphazerfallsenergien (Alphateilchen + schweres Rückstoßatom) von 4,1 - 7,7 MeV können so bis zu 10⁶ Photonen pro Ereignis emittiert werden. Diese Beobachtung wurde unabhängig voneinander 1903 von Sir William Crookes [15] und J. Elster und H. Geitel [16] von der „Großen Schule“ in Wolfenbüttel beschrieben:

„It seems probable that in these phenomena we are actually witnessing the bombardment of the screen by the positive atoms hurled off by radium with a velocity of the order of that of light: each scintillation rendering visible an impact on the screen, and becoming apparent

only by the enormous extent of lateral disturbance produced by its impact. Just as individual drops of rain falling on a still pool are not seen as such, but by reason of the splash they make on impact, and the ripples and waves they produce in ever-widening circles....I propose to call this little instrument the "Spintharoscope", from the Greek word σπινθαρίς, a scintillation." [17]

„Wir haben die von Crookes beschriebene Erscheinung schon vor einiger Zeit bei Gelegenheit von Versuchen bemerkt, ... Betrachtet man einen in dieser Weise leuchtenden Schirm durch eine Lupe, so bemerkt man, daß das Flimmern des Schirmes durch ein Gewimmel diskreter leuchtender Pünktchen bewirkt wird, von denen jedes nur momentan aufblitzt. Bei Betrachtung der leuchtenden Fläche mittels eines Vergrößerungsglases gewinnt man, wie es auch in der Schilderung des Crookes'schen Versuches ausgesprochen ist, ganz den Eindruck, als schaue man durch ein Teleskop nach einem Sternenhaufen, dessen einzelne Sterne aufblitzen, um sofort wieder in dem schwarzen Hintergrunde zu verschwinden." [16].

Diese frühen Festkörperszintillatoren waren die notwendige experimentelle Voraussetzung für eine ganze Reihe von entscheidenden Entdeckungen, etwa die frühe Charakterisierung der Atomstruktur (Streuexperimente der Rutherford'schen Schule 1909 - 1913), die Dokumentation der ersten gelungenen künstlichen Element-Transmutation (etwa von Luftstickstoff durch α -Beschuss gemäß ${}^14_7\text{N}(\alpha, p){}^{17}_8\text{O}$ und die Detektion der hierbei freigesetzten Protonen mit Hilfe eines Szintillationsschirms). Diese beiden Resultate waren Höhepunkte von Rutherford's Wirken an der Universität Manchester (1907-1919).

Ein Meisterstück der Experimentierkunst unter quantitativer Anwendung der Szintillationsmethode legten noch 1924 H. Geiger und A. Werner vor, die so die Zahl der von [${}^{226}\text{Ra}$]Radium ausgesandten α -Teilchen in Absolutbestimmung ermittelten.

Nicht unerwähnt soll die Beschwerlichkeit bleiben, unter welcher derartige Untersuchungen visueller Detektion von Szintillationen ausgeführt wurden.

„Nicht alle Beobachter eignen sich zu Szintillationszählungen; eine gewisse Subjektivität ist nicht zu vermeiden. Man ermüdet ziemlich rasch, zuweilen treten auch (besonders bei ganz lichtschwachen Szintillationen), subjektive Erscheinungen, Halluzinationen, störend auf. Normale Augen, gute Dunkeladaption, ausgeruhter Zustand sind erforderlich; Nikotin, Alkohol, „Kater“ und dgl. sind schädlich. ... Es sollen zahlreiche Beobachter in kurzen Intervallen (1/2 bis höchstens 1 Minute) abwechseln und nicht länger als 1-2 Stunden pro Woche zählen. Subjektive Schwankungen kann man durch Simultanzählungen zweier Beobachter zu eliminieren trachten" [18].

Es nimmt nicht wunder, dass unter diesen Arbeitsbedingungen intensiv nach weiteren Registrierungsmethoden gesucht wurde, was zum Bau des Geigerschen Spitzenzählers (1913) und der Weiterentwicklung zum Geiger-Müller-Zählrohr (1928) führte. Mit Hilfe von hintereinandergeschalteten Restlichtverstärkern gelingt es den in Abb. 7 wiedergegebenen radiolumineszenten Leuchtziffern den räumlich wie zeitlich stochastischen Charakter des radioaktiven Zerfalls zu entlocken (Abb. 8) [13].

Im übrigen wurden auch schon die Kontaminationsmonitore mit Festkörperdetektoren sowie die Hautdekontamination unserer Tage hier 1903 vorweggenommen:

„During these experiments the fingers soon become soiled with radium [!], and produce phosphorescence when brought near the screen. On turning the lens to the, apparently, uni-

formly lighted edge of the screen close to the finger, the scintillations are seen to be closer and more numerous; what to the naked eye appears like a uniform "milky way," under the lens is a multitude of stellar points, flashing over the whole surface. A clean finger does not show any effect, but a touch with a soiled finger is sufficient to confer on it the property. Washing the fingers stops their action." [17]

Auf der anderen Seite stehen die traurigen Erkenntnisse, die im Zuge der unbedenklichen Anwendung erfolgten Inkorporationen hochradiotoxischer Alpha-Nuklide (Ziffernblattmalerinnen) [19] auf uns gekommen sind.

Dem naiven, bis in den Bereich der nachhaltigen Gesundheitsgefährdung reichenden Glauben an die Heilwirkung des Radiums belegen noch in den 30er Jahren des 20. Jahrhunderts patentierte Verfahren zur Herstellung von *Radium-Seife*, *Radium-Zwieback*, *Radium-Malz*, *Radium-Kräuterwein* (vgl. hier auch den bedenklichen, auch exportierten uranhaltigen *Medizinalwein der Apotheke des M. Pesqui, Paris ab 1890!*) und *Radium-haltige Schokolade*.

Dem Labor des Bearbeiters wurde 1999 die in Abb. 9 wiedergegebene, auf einem Flohmarkt erworbene Pastillenschachtel von Herrn Michael Osteroth (Bovenden) vorgelegt. Es handelt sich um künstliche Mineral-Quellsalze (Natrium-, Calcium-, Kalium-, Magnesium-, Silicium-Salze) unter Zusatz von Radium und Lactose des Unternehmens Eberhardt und Co., Naumburg/Saale, hergestellt nach dem Verfahren der Gesellschaft zur Herstellung von Radium-Präparaten m.b.H. im Radiumbad Oberschlema. Wie aus Abb. 9 ersichtlich, wurde eine Tablette zur Untersuchung entnommen. Das Ergebnis der radiometrischen Analyse, das die Bedenklichkeit dieser radiotoxischen „*Radium-Pastillen-Kur*“ nachhaltig bestätigt, sind in Tab. 3 wiedergegeben [43].

Darauf sei noch eine zusammenfassende Bemerkung von M. Heiner, Joachimsthal, dem Verfasser von „*Radium – das natürliche Strahlenheilmittel*“ (Leipzig 1941) zitiert:

„Leider kommt dies [Unterdosierung] in der Anwendung der Radiumtherapie nicht so selten vor und ist entweder in der Angst vor eventueller Radiumschädigung oder in der mangelhaften Kenntnis über die nötige Dosierung oder in zu kurz dauernder Behandlung begründet. Von solchen Fällen hört man dann, daß schon eine Radiumkur gemacht wurde aber auch das Radium ganz erfolglos war. Es ist klar, daß sowohl durch solche als auch durch überbehandelte Fälle, bei denen die Reizschwelle wesentlich überschritten wurde die Radiumtherapie in Mißkredit gebracht wird...“.

Die Überleitung zur gleichfalls ein Radon-emanierendes Glied enthaltenen Thorium-Zerfallsreihe bietet folgende bedenkenswerte Emanationsanwendung:

Die bei ihrem Alpha-Zerfall durch Zusammenstoß der Rückstoßatome mit 'Luftmolekülen' entstehenden Kationen in der Gasphase, machte man sich in der „*Radon-Therapie*“ in Form eines 'elektrischen Stuhls' für die Patienten zunutze:

„...die Emanation..., dient, daneben auch noch in der eigenartigen Form, daß man die festen Niederschläge, die sie bei ihrem Zerfall liefert, in möglichst großen Mengen auf die Haut der unbedeckten Patienten konzentriert. Man macht das so, daß man diese auf isolierten Stühlen in einem emanationshaltigen Raum Platz nehmen läßt und sie auf eine hohe negative elektrische Spannung bringt. Dann werden von der Haut die elektropositiven wirkenden Bestandteile der zerfallenden Emanation angezogen, und der Erfolg ist der, daß man dort etwa viermal mehr radioaktive Niederschläge nachweisen kann, als ohne die angelegte elektrische Spannung.“ [20]

3. Z = 90 Thorium

Das mit seinen Folgeprodukten mehr oder minder im radiogenetischen Gleichgewicht befindliche primordiale Mutternuklid Thorium scheint schon allein deshalb in Objekten mit unterschiedlicher radiotoxikologischer Bewertung auf. Die Tatsache, dass bei der Reindarstellung von Thoriumverbindungen simultan je zwei [$^{232,228}\text{Th}$]Thorium- von Radiumisotopen ([$^{224,228}\text{Ra}$]Radium) chemisch getrennt werden, führt dazu, dass – mit Ermittlung des Nuklidvektors – auch der Zeitpunkt der Abtrennung (sofern er weniger als 45 Jahre zurückliegt) mit hinreichender Genauigkeit bestimmt werden kann, was u.U. Herkunftsaussagen erlaubt. Mit [^{220}Rn]Radon hat die 4n-Zerfallsreihe ein weiteres Glied, das auf Grund seiner gasförmigen Charakters, je nach Matrixbeschaffenheit, zu Nichtgleichgewicht weiteren Anlass geben kann. Gerade beim Thorium kommt es durch seine ausgeprägten Element-, wie auch Eigenschaften seiner Verbindungen zu einer breiten nicht-nuklearen Verwendung, die vom Auerschen Glühstrumpf, über lunkerfreie Legierungen im Turbinen- und Flugzeugbau, dem Tönen von Photographien usf. reicht. Andererseits spielt die Aufklärung der 4n-Zerfallsreihe eine prominente Rolle in der Frühgeschichte der natürlichen Transmutation; Grund genug, sich mit seiner Herkunft und Verbreitung auseinander zu setzen.

J.J. Berzelius schlug die Elementbezeichnung Thorium, benannt nach dem skandinavischen Gott Thor erstmals 1815 für ein, vermutlich einer Falunerde zu Grunde liegendes neues Metall vor. Dieses entpuppte sich jedoch zwei Jahre später als Yttriumphosphat. Im Jahre 1828 entdeckte er in einem Mineral der norwegischen Insel Lövön (Thorit) schließlich das Element Thorium.

Die Ionisationswirkung von Z = 90 Thorium und seinen Verbindungen wurde gleichzeitig und unabhängig voneinander durch G.C. Schmidt (Publikation vom 1.4.1898) und M. Curie (Publikation vom 12.4.) entdeckt, wobei ersterer in der Folgezeit dabei eine Verknüpfung dieser Phänomene mit dem relativ hohen Atomgewicht – in Analogie zum Uran – vermutete.

Ernest Rutherford kommt es zu, dass er während seiner Zeit an der McGill-Universität in Montréal (1898–1907) in einer Reihe genialer Experimente die Radiogenetik der Thoriumtöchter schrittweise aufklären konnte. Der erfolgreiche präparative Schlüssel dazu waren Studien zur Emanation von Thoriumdioxid, sowie der mathematische Apparat zur Behandlung der radiogenetischen Gleichgewichtsverhältnisse (Abb. 10). Dreißig Jahre später, 1914 zwischenzeitlich zum Ritter geschlagen, anlässlich der Ernennung zum Baron um Vorschläge für sein Wappen [44] („coat of arms“, Abb. 10) gebeten (1931), erinnert Lord Rutherford of Nelson in dessen Elementen nicht nur an seine Schulstadt in Neuseeland (Darstellung von Kiwi und Maori), sondern ebenso an Hermes Trismegistos, den „Propheten der alten Alchemie“, und ein Radiochemiker wird bemerken, dass es auch die stilisierte Version der Aktivitätskurven von Mutter – und Tochterprodukten enthält, - Radiochemie 'on a coat of arms, a novelty in heraldry indeed'.

Rutherford klärte auf, dass es sich bei der, in der Umgebung von Thoriumverbindungen „erregten“ Radioaktivität um niedergeschlagene Emanationsprodukte handelt (Abb. 11), welche luftverfrachtbar und an Kathoden abscheidbar sind.

„It will be observed that radioactivity is produced on the plates some distance away from the thorium oxide, and is roughly proportional to the emanation-current at the plate. We may conclude from this experiment that the radioactivity is, in some way, due to the „emanation” or something that accompanies it, but not caused by direct action of radiation from thorium oxide.“ [21]

Aus diesen Untersuchungen heraus wurde die „Rutherfordsche Thoriumkuh“ entwickelt, welche in unterschiedlichsten Bauformen [^{212}Pb]Blei aus der Gasphase über Thoriumdioxid abschied (Abb. 12).

Wird Platin als Kathodenmaterial herangezogen, so ist das überwiegend im Bereich der hohen Feldstärken abgeschiedene trägerfreie [^{212}Pb]Blei ($T_{1/2} = 10,6 \text{ h}$) als hochgeladenes Kation in der Gasphase einfach zugänglich (Abb. 13). Daraus zog u.a. Otto Hahn Nutzen als er damit intensiv die ultramikrochemischen Verhältnisse an der Grenzfläche Ionenkristall-Elektrolyt trägerfrei untersuchte [22], was schließlich in der Aufstellung des Hahnschen Fällungssatzes gipfelte:

„Ein in beliebiger Verdünnung vorliegendes Ion wird an einen Niederschlag dann stark adsorbiert, wenn dieser einer dem Ion entgegengesetzte Ladung trägt und die nach der Adsorption entstandene Verbindung in dem gegebenen Lösungsmittel schwer löslich bzw. wenig dissoziiert ist.“ [23]

So konnte z.B. problemlos durch geeignete nicht-stöchiometrische Ansätze der Silberhalogenidfällung bzw. durch Wahl des Zeitpunktes der Tracerzugabe aufgeklärt werden, ob und in welchem Umfang Halogenidanionen für die Oberflächenladung des Fällungsproduktes verantwortlich zeichnen (Abb. 14) oder der Anteil einer Mitfällung von Okklusion geschieden werden [24, 25]. Wohlgedenkt geschah dies erstmals alles zu einem Zeitpunkt als noch nicht einmal Klarheit über die Struktur von Ionenkristallen bestand (A. Lottermoser 1905; K. Fajans, K. Beckerath 1921). Die Wegsamkeit: [^{220}Rn]Radon Emanation / Exhalation aus pulverförmigem Thoriumdioxid hängt empfindlich von der Wasserhaltigkeit des Präparates ab, ein Effekt womit die erhaltene Sättigungsaktivität von 'gealterten' Thoriumkühen regeneriert werden kann. (Abb. 15o)

Zwei weitere auf uns gekommene Anwendungen seien noch dokumentiert. Die ersten Versuche Thoriumdioxid als Glasbestandteil zu verwenden, gehen auf E. Berger von den Jenaer Glaswerken zurück [26]. Den Anstoß jedoch die Glaskataloge um optisches Thoriumglas zu erweitern, lösten die Patente von L.W. Eberlin und G.W. Morey, Mitarbeiter von Eastman Kodak, New Jersey in der zweiten Hälfte der 30er Jahre aus [27, 28].

Beide waren auf der Suche nach silikatarmem bzw. -freiem Glas, welches bei einem Brechungsindex (n_D) von über 1,65 eine relativ hohe Dispersionszahl ν (Abbesche Zahl >50) aufweisen sollte [29].

Es wurden dabei die Oxidsysteme von Lanthan, Tantal, Titan, Bor und Thorium/Zirkon sowie deren Mischungen schrittweise untersucht. Als Beispiel der Bemühungen von L.W. Eberlin sei ein Glas angeführt, das aus einem Oxidgemisch von jeweils 22,2 % Lanthan-, Tantal-, Thorium- sowie 33,4 % Boroxid (La_2O_3 ; Ta_2O_5 ; ThO_2 ; B_2O_3) erschmolzen, eine Probe mit dem Brechungsindex (n_d) 1,7175 und der Dispersionszahl 53,5 ergab [27].

Derartige Systeme fanden als sog. 'neue Gläser' Aufnahme in die Kataloge von namhaften Herstellern wie Schott und Gen., der Kodak Company, sowie Corning Glass Works. Sie spielten im Zuge der aufkommenden Farbphotographie bei der Herstellung neu kombinierter Objektive eine Rolle, welche damit den gestiegenen Anforderungen an die Farbkorrektur durch Verkleinerung der sphärochromatischen Fehler Rechnung trugen.

Es wurden so von den genannten Autoren optische Glasproben erschmolzen, welchen zwischen 9 und 41 Gew.% Thoriumdioxid zu Grunde lag, um so auch Extreme von optischen Eigenschaften zu erreichen.

Der Thoriumdioxidgehalt lag, wie die Auswertung einer Reihe von Patentschriften jener Zeit durch G. Meinicke ergab, typischerweise zwischen 10 bis 20 Gew. %, entsprechend einem Thoriumanteil von 8,9 bis 17,7 %.

Schädlichen Einwirkungen der radioaktiven Linsen auf die photographische Emulsion versuchte man durch dem Film nächstliegende bleihaltige Linsen, oder durch zwischengeschaltete Planparallelplatten aus Bleiglas zu begegnen.

Dies erklärt wohl auch das "asymmetrische radiometrische Verhalten" einer konservatorischen Rarität, welche sich im Besitz der Verfasser befindet (Abb. 15u). Es handelt sich dabei um ein Linsensystem, das aus einem (Thorium-)aktiven und einem inaktiven Linsenteil zusammengesetzt ist [29]. Das Spektrum unterscheidet sich deutlich darin, welche Seite dieses Objekts dem (HPGe)-Detektor des Gammaskopfes zugewandt wird. Liegt der aktive Linsenteil auf, so detektiert man die radiogen stimulierte Röntgenfluoreszenz der Elemente Thorium, Blei und Wismut mit hoher Intensität, dreht man das Linsensystem um 180 Grad, so werden nurmehr schwach die Emissionslinien des Bleis nachgewiesen.

Während die Verwendung einzelner thoriumhaltiger Objektive seinerzeit als unbedenklich eingestuft wurde [26], wurden doch die Produktionsverhältnisse aus dem Blickwinkel des Strahlenschutzes seit der Aufnahme des Thoriumglas-Schmelzens studiert.

Dieses spielte sich typischerweise mit einer Glasmasse von 20-50 kg in Platingefäßen ab, was unter der Annahme eines Thoriumdioxidgehalts von 10 % einem Thoriumanteil von 2 – 4 kg entsprach. Eine gutachterliche strahlenhygienische Stellungnahme über die Produktionsbedingungen aus dem Jahre 1951 (durch das Max-Planck-Institut für Biophysik) und die Tatsache, dass mit den zwischenzeitlich erschlossenen Gläsern, beispielsweise das Oxidsystem: $\text{SiO}_2\text{-B}_2\text{O}_3\text{-La}_2\text{O}_3\text{-BeO-CaO}$ [30] nunmehr inaktive Ersatzstoffe vergleichbarer optischer Qualität zur Verfügung standen führte zum Rückgang der Produktion, welche zunächst noch für Sonderanfertigungen und Zwecke der Glasforschung betrieben wurde.

So berichtet M. Faulstich u.a. über das Fünfstoffsystem der Oxide von Bor-Lanthan-Tantal-Niob-Thorium ($\text{B}_2\text{O}_3\text{-La}_2\text{O}_3\text{-ThO}_2\text{-Ta}_2\text{O}_5\text{-Nb}_2\text{O}_5$), innerhalb welchem es der Autorin in kleinen Glasgebieten unter gleichzeitiger hoher chemischer Stabilität der Produkte gelang, höchste Brechungen (1,91...2,00) bei hohen Dispersionszahlen (40...34) zu erreichen [31]. Über hochwertige Kameraobjektive (Leica; Summicron und Summitar) bis hin zur aktuellen Glasfasertechnologie scheint bis dato neben konservatorischen Objekten Thorium in der angewandten Optik auf.

Eine umfangreichere Verwendung von Thoriumlegierungen ist erst mit der aufkommenden Flugzeug-, Raumfahrt- und Turbinenindustrie zu verzeichnen, welche auf der Basis von Aluminium-, Magnesium-Thoriumlegierungen (< 4 Gew.%) bis heute entsprechende Sonderbauteile fertigt und uns in den Objektsammlungen von Technikmuseen entgegen treten.

Die spezielle Anwendung der Thorierung von Kathoden-Glühdrahten, also der Intensivierung des Edison-Effekts, geht auf Auer von Welsbach, den Erfinder des gleichnamigen thoriumhaltigen Glühstrumpfes zurück. Die Oberflächenthorierung von Metallen reduziert die Elektronenaustrittsarbeit des Systems, so z.B. im Falle von Wolfram von 4,5 eV bis auf 2,7 eV (die Austrittsarbeit von Thoriummetall dagegen beträgt 3,4 eV).

Zahlreiche Vorschriften, einen emissionsstimulierenden wirkenden Thoriumzusatz in Glühdrähte ein- bzw. aufzubringen, seien es reduktive Verfahren oder Kathodophoresen [32] sind bekannt, jedoch stehen, trotz mancher theoretischer Ansätze zur Deutung des Effekts [33], detaillierte mechanistische Untersuchungen z.B. unter Anwendung des Instrumentariums der modernen Oberflächenanalytik aus, um Aussagen über die Oberflächen-/Bulk-Zusammensetzung während des Gebrauchs dieser binären und ternären Legierungen zu machen.

Dieses Erkenntnisdefizit steht in gewissem Widerspruch zu den weit verbreiteten, in Millionen-Stückzahlen produzierten thorierten Elektroden.

Beim Herstellungsprozess wird zur Erhöhung der erwünschten gesteigerten thermoionischen Emissionsfähigkeit metallisches Wolframpulver mit Thoriumdioxid vermischt, anschließend gepresst und dann bei 2800°C unter Wasserstoffatmosphäre gesintert.

Als Grund für den Thoriumeinsetz wird u.a. die Steigerung der Elektrodenemission, die bessere Lichtbogen-Zündung und -Stabilität, sowie längere Lebensdauer gegenüber reinem Wolfram angegeben. Der Thorierungsanteil wird in Gewichtsprozent Thoriumdioxid ausgedrückt und variiert je nach Elektrodentyp zwischen 0,35 - 4,20 Prozent.

Die [²³²Th]Thorium-Aktivität liegt bei dem am häufigsten und nach wie vor mit bedeutendem Marktanteil eingesetzten Elektrodentyp WT 20 im Bereich von einem Kilobecquerel pro WIG – Elektrode.

Der Einsatz erfolgt beim sog. Wolfram-Schutzgasschweißen, wobei ein Lichtbogen zwischen der nichtabschmelzenden Wolfram-Elektrode und dem Werkstück brennt. Die strahlenhygienische Betrachtung aus der Sicht des Verwenders schließt im Falle der thorierten Schweißelektroden neben der dominierenden Schmauchexposition die Berücksichtigung der Bestrahlungssituation im Zuge der Lagerung und des weiteren Umganges ein.

Bei einer Bewertung der Bestrahlungssituation von thorierten Wolframschweißelektroden ist auch zu berücksichtigen, dass nicht nur die Gamma- und Röntgenemission von Thoriumisotopen und ihrer ggf. nachgewachsenen Folgeprodukte zu berücksichtigen sind. Im Energiebereich von 58–70 keV ist zusätzlich mit Emission charakteristischer Röntgenfluoreszenzstrahlung des Wolframs zu rechnen.

Abb. 16 zeigt vier, zur möglichen Qualitätssicherung ihrer Thorierung mit Hilfe digitaler Autoradiographie (MWPC/MICAD) im Alpha- und Beta-Modus simultan untersuchte Wolfram-Schweißelektroden (WIG), eine der noch untersuchten Expositionsquellen im Bereich Arbeiten gemäß Strahlenschutzverordnung [34].

Die Breite der Verwendungen von Thorium stellt damit einzulösende Anforderungen an den Bereich Arbeiten der Strahlenschutzverordnung in Technik wie Konservierung.

4. [⁴⁰K]Kalium

Außer den Gliedern in den Zerfallsfamilien Uran - Radium (4n+2) und Thorium (4n) wurden an zwei weiteren Elementen „Becquerelstrahlen“ festgestellt: Kalium und Rubidium. Diese beiden schweren Alkalimetalle sind bereits 1895 J.J. Thomson bzgl. eines kontinuierlich emittierten Dunkelstroms aufgefallen [35].

Als Entdecker der atomaren Natur der Kalium- und Rubidiumstrahlen im Jahr 1906 gelten N.R. Campbell und A. Wood [36].

In weiteren Untersuchungen zeigten Campbell und Kollegen mit elektrischen und magnetischen Feldern den Beta-Charakter der Strahlen. Für eine Atomeigenschaft sprach auch, dass der Kaliumgehalt verschiedener Salze mit deren Ionisation- und photographischen Wirkung (Autoradiographie) korrelierbar war. Diese Analogien mit der Strahlung der eigentlichen Radioelemente ließen die Bezeichnung „radioaktiv“ schließlich zulässig erscheinen, obwohl keine gasförmige Emanation nachgewiesen wurde. Zwar waren die Atomgewichte nicht prominent, aber doch die Atomvolumina auffallend, so daß man letztere als Voraussetzung für Radioaktivität akzeptierte... Diese Angaben standen vielen Einwänden offen.

Elster und Geitel zeigten, dass durch fraktionierte Kristallisation beliebiger Kaliumsalze es nicht gelingt, Zu- oder Abnahme der Strahlungswirkung der Präparate zu erzielen, die Radioaktivität also weder Verunreinigungen noch Umwandlungsprodukten zugeschrieben werden kann:

„Wenn auch bis jetzt nur eine teilweise Analogie in dem Verhalten der Strahlung des Kaliums und Rubidiums zu der typischen Radioaktivität nachweisbar gewesen ist, so dürfte doch schon allein das Vorhandensein einer durchdringenden β -Strahlung dafür sprechen, daß auch bei den beiden Alkalimetallen Äußerungen der Atomenergie vorliegen.“ [37]

Die Selbstabsorption der [^{40}K]Kaliumstrahlung lässt sich sowohl mit Geiger-Müller-Endfenster-, wie Tauch-, sowie Proportionaldetektoren bestimmen [38]. Mit Hilfe von digitaler Autoradiographie (RPL) lassen sich in Großflächenproben abgetrennte Salzschüttungen simultan radiometrieren (Abb. 17).

Es ist zunächst wohl nicht leicht gefallen, Halbwertszeiten von jenseits 10^{10} Jahren der Kaliumradioaktivität zuzuschreiben, wie Hevesy 1935 erinnert:

„Handelt es sich aber um eine Atomart, die eine Halbwertszeit von vielen Millionen von Jahren hat, wie wir das von ^{40}K anzunehmen haben, so versagt auch das Hilfsmittel der langen Einwirkung von Neutronen, denn auch der längste Laboratorienversuch ist verschwindend kurz mit der genannten ungeheuren Zeitspanne verglichen. Im Laboratorium lässt sich das ^{40}K deshalb nicht darstellen, anders im Kosmos...Wir haben demnach anzunehmen, daß die Radioaktivität des Kaliums dem in einem präterrestrischen Zeitraum entstandenen radioaktiven Isotop ^{40}K zuzuschreiben ist... Über die Ursachen der Radioaktivität des Kaliums sind seit ihrer Entdeckung durch Campbell im Jahre 1907 viele Ansichten geäußert worden, wovon die von L. Meitner (18)[[39]] geäußerte eine besondere Hervorhebung verlangt. Ihre Überlegung fußt auf Betrachtung über isobare Atomarten...wie z.B. ^{40}Ar und ^{40}Ca .“ [40]

Schwieriger war es schon, eine Zuordnung zum betreffenden Kalium-Isotop zu finden. Nach dem Prinzip der idealen Destillation von Kalium-Metall gelang es Georg von Hevesy gemeinsam mit Marie Lögstrup 1927 bzgl. der Radioaktivität angereicherte Fraktionen zu erhalten, wenn sie sie auch fälschlicherweise zunächst noch „ K_{41} “ zuschrieben [41].

Der Verordnungsgeber hat wohlweislich [^{40}K]Kalium weiterhin nur maßvoll im Regelwerk bedacht, die durchdringende Gamma-Emission und die Beta-Gamma-Stimulation der Matrixröntgenfluoreszenz gibt jedoch genug Anhalt zur Objektcharakterisierung (Abb. 18).

Wir hoffen, erneut [45] gezeigt zu haben, dass die Beschäftigung mit der Frühgeschichte der Radioaktivität und Radiochemie eine lohnende Grundlage für dieses unser – im wahrsten Sinne des Wortes – Arbeitsfeld ist.

5. Danksagung

Für den stetigen Ansporn zur Beschäftigung mit der Geschichte der Radioaktivität danken wir O.P. Krätz, G. Lieckfeld, H. von Philipsborn, F. Weigel und V. Wishnevsky. Die messtechnische Unterstützung durch G. Feis, M. Baier und M. Eigenstetter und A. Jaksch sei dankbar erwähnt.

6. Literaturverzeichnis

- [1] E.R. Caley, The Earliest Known Use of a Material Containing Uranium, *Isis*, 38, p. 190, 1948
- [2] E. Péligot, Untersuchungen über das Uranium, *Annalen der Chemie und Pharmacie*, 43, p. 255, 1842
- [3] Kirchheimer, F.: Das Uran und seine Geschichte. Stuttgart, 1963
- [4] Mittasch, A.: Geschichte der Ammoniaksynthese. Weinheim, 1951
- [5] C.M.A. Bignon, L.M. Bullier: Verwendung von Kohlenstoffuran für Zündvorrichtungen. Deutsches Reichspatent Nr. 77 166 vom 16.Dezember 1893
- [6] Stadtverwaltung Haigerloch: Atommuseum Haigerloch. Geschichte deutscher Atomforschung, der erste Atommeiler, Haigerloch, 1982
- [7] R.J. Schwankner, P. Schöffl, M. Gaßner, R. Laubinger, J. von Czarniecki, Vom "ersten" deutschen Uran – zwei Belegstücke, *MNU*, 50, p. 418, 1997
- [8] Speer, A.: Erinnerungen. Berlin: Ullstein, 1969
- [9] J. Pfeufer, Torbernit-Mineralisation und Prägung der Uran-Medaillen von Weißenstadt (Fichtelgebirge), *Die Geowissenschaften*, 14, p. 552, 1996
- [10] F. Kirchheimer, Über eine Bergbau-Medaille aus einheimischem Uran, *Bergfreiheit*, 24, p. 23, 1959
- [11] F. Jochmann, Uran im Glas, als färbendes Metalloxyd und radioaktives Element, *Glas-Email-Keramo-Technik*, p. 166, 1958
- [12] F. Jochmann, Uran für die Glas- und keramische Industrie, *Glas-Email-Keramo-Technik*, p. 433, 1959
- [13] R.J. Schwankner, A. Rohmann, G. Feis, R. Laubinger, J. Dorner, M. Eigenstetter, F. Vilser, Radiumhaltige Leuchtfarben, *PdN-BioS*, 5(51), p. 20, 2002
- [14] Wolf, H. (Hrsg.): Uran im Glas. In: *Uranglas, Uranglasuren*. Kümmerbruck: Bergbau- und Industriemuseum Ostbayern, 2000
- [15] W. Crookes, The Emanations of Radium, *Proc. Roy. Soc.*, 71, p. 405, 1903
- [16] J. Elster, H. Geitel, Über die durch radioaktive Emanation erregte szintillierende Phosphoreszenz der Sidot-Blende, *Phys. Z.*, 4, p. 439, 1903
- [17] W. Crookes, Certain Properties of the Emanations of Radium, *Chemical News*, 87, p. 241, 1903
- [18] Meyer, St.; Schweidler, E.: Radioaktivität. Leipzig - Berlin, 1916

- [19] Clark, C.: Radium Girls: women and industrial health reform, 1910-1935. Chapel Hill – London: The University of North Carolina Press, 1997
- [20] Block, W.: Das Radium und seine Bedeutung in Wissenschaft und Leben. Leipzig, 1914
- [21] E. Rutherford, A Radio-active Substance Emitted from Thorium Compounds, Phil. Mag., 5, p. 1, 1900
- [22] Hahn, O.: Applied Radiochemistry. New York: The G.F. Baker Non-Resident Lecture-ship in Chemistry at Cornell University, 1936
- [23] Starik, I.J.: Grundlagen der Radiochemie. Berlin, 1963
- [24] Ch. Wimmer, R. Schwankner, Traceruntersuchungen zum Adsorptionsverhalten von [^{212}Pb]Blei an Silberhalogeniden, Praxis (Chemie), 34, p. 39, 1985
- [25] Schwankner, R.: Radiochemie-Praktikum. Paderborn – München – Wien - Zürich: Schöningh, 1980
- [26] G. Meinicke, Thoriumhaltige Gläser für die Optik, Glas-Email-Keramo-Technik, 5, p. 170, 1958
- [27] L.W. Eberlin: Optical Glass. United States Patent Nr. 2,206,081 vom 02. Juli 1940
- [28] G.W. Morey: Optical Glass. United States Patent Nr. 2,150,694 vom 14. März 1939
- [29] A. Brummeisl, Ch. Feigl, R.J. Schwankner, P. Schöffl, Frühe Verwendungsgeschichte von Thorium, Die Geowissenschaften, 12, p. 66, 1994
- [30] W.A. Armistead: Optical Glass. United States Patent Nr. 2,584,975 vom 12. Februar 1952
- [31] M. Faulstich, Mehrstoffsysteme zum Aufbau optischer Gläser, Teil II, Glastechn. Ber., 34, p. 102, 1961
- [32] von Dijk, J.G.: Einführung in die Elektronenphysik. Eindhoven: Philips Technische Bibliothek, 1966
- [33] Ch. Buxbaum: Eine neue thermoionische Drahtkathode mit hoher Emissionsstromdichte auf der Basis: Molybdän-Lanthan-Kohlenstoff-Platin. Zürich: Dissertation ETH, 1978
- [34] A. Bettermann, J. Dorner, Ch. Feigl, R.J. Schwankner, Zwei Anwendungen von Thorium, MNU, 53, p. 295, 2000
- [35] J.J. Thomson, On the Emission of Negative Corpuscles by the Alkali Metals, Phil. Mag., 10, p. 584, 1905
- [36] N.R. Campbell, A. Wood, The Radioactivity of the Alkali Metals, Proc. Cambr. Soc., 14, p. 15, 1906
- [37] J. Elster, H. Geitel, Die Radioaktivität des Kaliums und Rubidiums, Jahrbuch der Radioaktivität und Elektronik, 10, p. 323, 1913

- [38] V. Wishnevsky, R.J. Schwankner, H.-J. Müller, B. Rieger, M. Eiswirth, Zur Radiochemie von [^{40}K]Kalium, Praxis (Chemie), 34, p. 32, 1985
- [39] L. Meitner, Einige Bemerkungen zur Isotopie der Elemente, Naturw., 14, p. 719, 1926
- [40] G. von Hevesy, Die Radioaktivität des Kaliums, Naturw., 23, p. 583, 1935
- [41] G. von Hevesy, M. Lögstrup, Die Trennung der Isotope des Kaliums, Z. anorg. Ch., 171, p.1, 1928
- [42] R.J. Schwankner, Desintegration von Einzelatomen im Blick, StrahlenschutzPRAXIS, 9, p. 43, 3/2003
- [43] Soddy, F.: Die Natur des Radiums, [Ostwalds Klassiker der Wissenschaften Bd. 289, Hrsg.: R.J. Schwankner], Frankfurt/M.: Harri Deutsch, 2002
- [44] Eve, A.S.: Rutherford, Cambridge, 1939
- [45] R.J. Schwankner, M. Eigenstetter, R. Laubinger, M. Schmidt, Uran als Farbkörper in Gläsern und Glasuren, Strahlende Kostbarkeiten, PiuZ, 36, p. 160, 2005



Kaiserliches
Patentamt

KAISERLICHES PATENTAMT.



PATENTSCHRIFT

— № 77166 —

KLASSE 78: SPRENGSTOFFE.

ABGEGEBEN DEN 12. SEPTEMBER 1894.

CERVAIS MARIE ALEXIS BIGNON UND LOUIS MICHEL BULLIER
IN PARIS.

Verwendung von Kohlenstoffuran für Zündvorrichtungen.

Patentirt im Deutschen Reiche vom 16. December 1893 ab.

Kohlenstoffuran hat die Eigenschaft, durch Aufschlagen eines harten Körpers zahlreiche Funken von sich zu geben, welche unter Entwicklung einer sehr hohen Temperatur vollständig verbrennen.

Die Funken entstehen dadurch, daß bei dem Aufschlagen des harten Körpers auf das verhältnißmäßig weiche Kohlenstoffuran zahlreiche Partikelchen abgerissen und zum Glühen gebracht werden und infolge des hohen Kohlenstoffgehaltes vollständig verbrennen bei einer Verbrennungstemperatur von 3200° bis 3500°.

Durch diese Funken können also Gas, Alkohol oder ähnliche entzündbare Körper leicht entzündet werden.

Dementsprechend kann das Kohlenstoffuran in der mannigfachsten Weise für Zündvor-

richtungen aller Art verwendet werden, in welchen auf geeignete Weise ein harter Körper gegen das Kohlenstoffuran geschlagen oder an demselben entlang gestrichen wird, wodurch zahlreiche Funken hervorgerufen werden.

Auch für Spielzeuge aller Art, bei denen es sich um Erzeugung von Funken handelt, kann das Kohlenstoffuran in der mannigfachsten Weise Anwendung finden.

PATENT-ANSPRUCH:

Verwendung von Kohlenstoffuran für Zündvorrichtungen bei Gasanzündern, Spielzeugen für Kinder und dergl. in der Weise, daß durch übliches Schlagen oder Reiben mittelst eines harten Körpers lebhaft Funken hervorgerufen werden.

Abb. 1:

links: Bergbaumedaille aus Uran Typ II: Avers (Durchmesser = 40 mm, m = 58 g)

rechts: Zwischen 1789 und 1896 erschienen über 850 Publikationen/Patente zu $Z = 92$ Uran und seinen Verbindungen ...

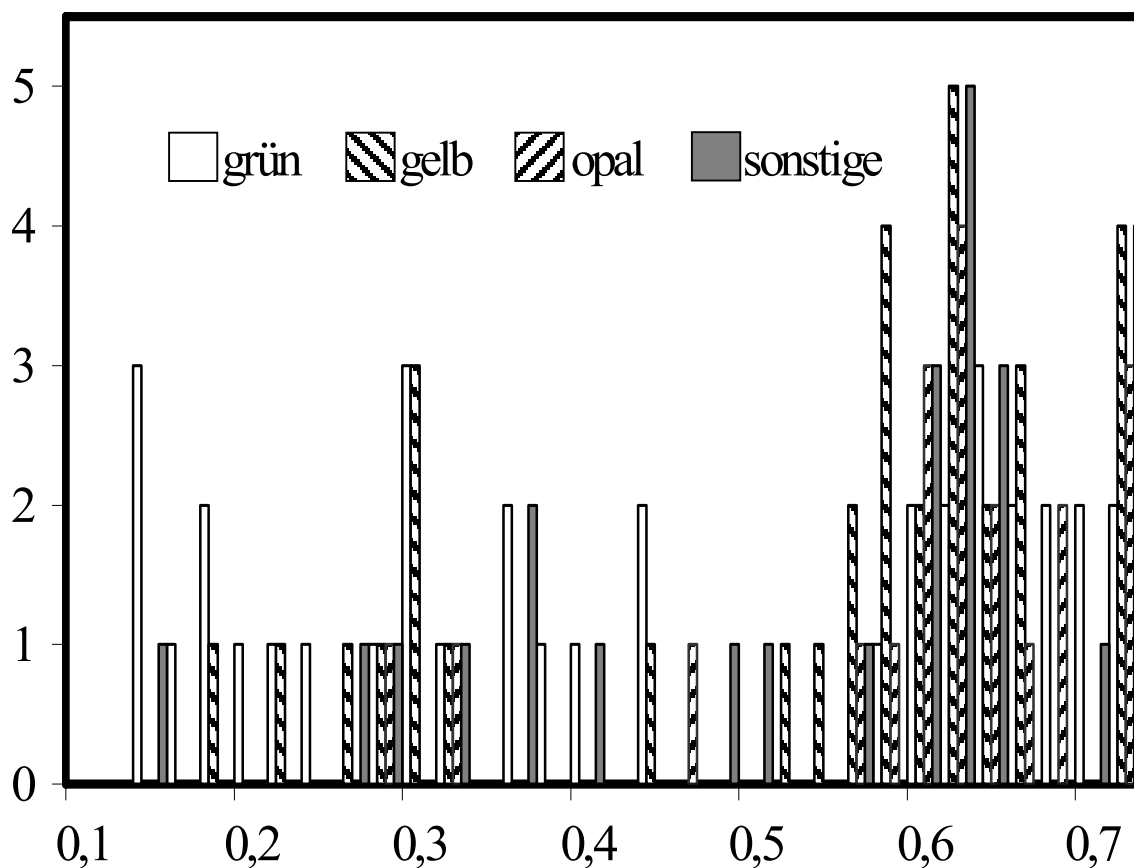


*Abb. 2:
Zumindest strahlenhygienisch unbedenklich: Cereisen – Spielzeug im Einsatz
(Sparklz, MANUFACTUM)*



Abb. 3:
Packungsetikett von Urangelb

Tab. 1:
Isotopenzusammensetzung von 115 Uranglaschromophoren



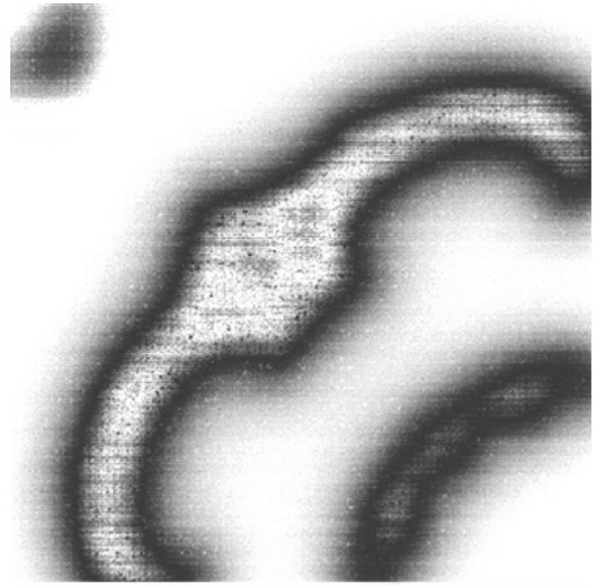
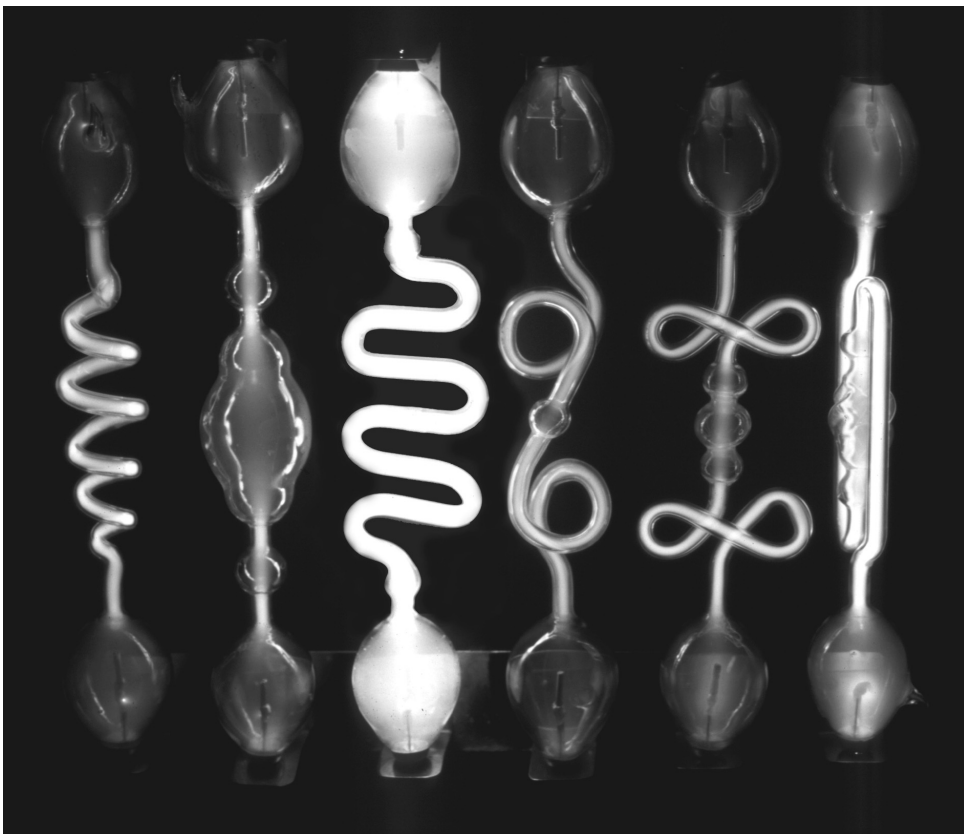
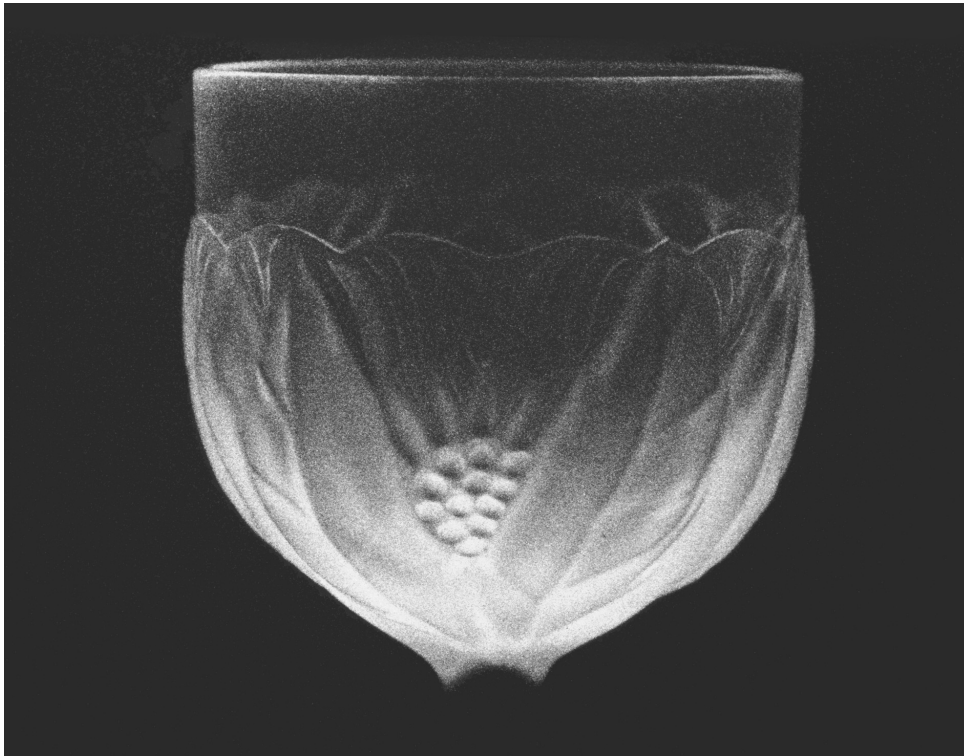


Abb. 4:

(beginnend links oben im Uhrzeigersinn) Mit UO_{3-x} neben dem inaktiven Ersatzstoff Fe_zO_k -Chromophor glasierte Fliese ($20 \times 20 \text{ cm}^2$), Gamma-Oberflächendosisleistung = 500 nSv/h . Digitale Audioradiographie des Objektes aufgezeichnet mit MWPC- und RPL-Imaging (die inaktiven Glasur-Aufträge scheinen nicht auf).

Röntgenographie ($U = 52 \text{ kV}$): Die mit Uranoxidstufen glasierten Bereiche konturieren gegenüber dem inaktiven Ersatzstoff durch Schwermetallabsorption.



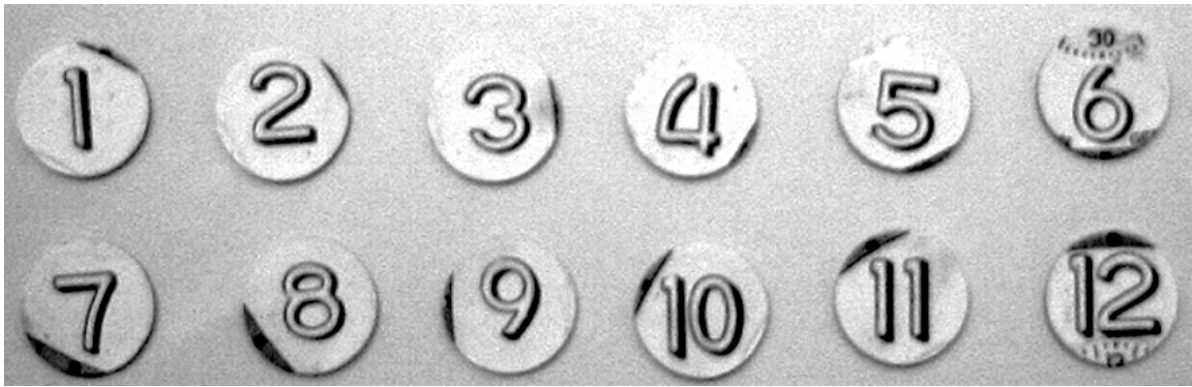
*Abb. 5:
oben: X-Stimulierte Uranyl-Lumineszenz eines geätzten Uranglases (Urangehalt rd. 0,2 Gewichtsprozent; Anodenspannung = 250 kV (Röntgentherapieröhre)
unten: Gasentladungsröhren mit Uranglasteilen im Betrieb (U = 10 kV)*



Abb. 6:
 oben: [²²²Rn]Radon-exhalierendes Drehzahlmessgerät
 unten: [²²²Rn]Radon-exhalierender Dreh- und Schaltknopf (rechts)

Tab. 2:
 Experimentell ermittelte Quellstärke:

Konservatorisches Objekt	Anzahl exhalierender [²²² Rn]Radon-Atome pro s
Drehzahlmessgerät mit Gehäuse	4510 ± 377
Drehzahlgehäuse ohne Gehäuse	4980 ± 416
Drehknopf	1625 ± 170
Schaltknopf	66 ± 26
1 [²²² Rn]Radon-Atom entspricht 2,1E-6 Bq	



$[^{222}\text{Rn}]$ Radon-

Atome/s

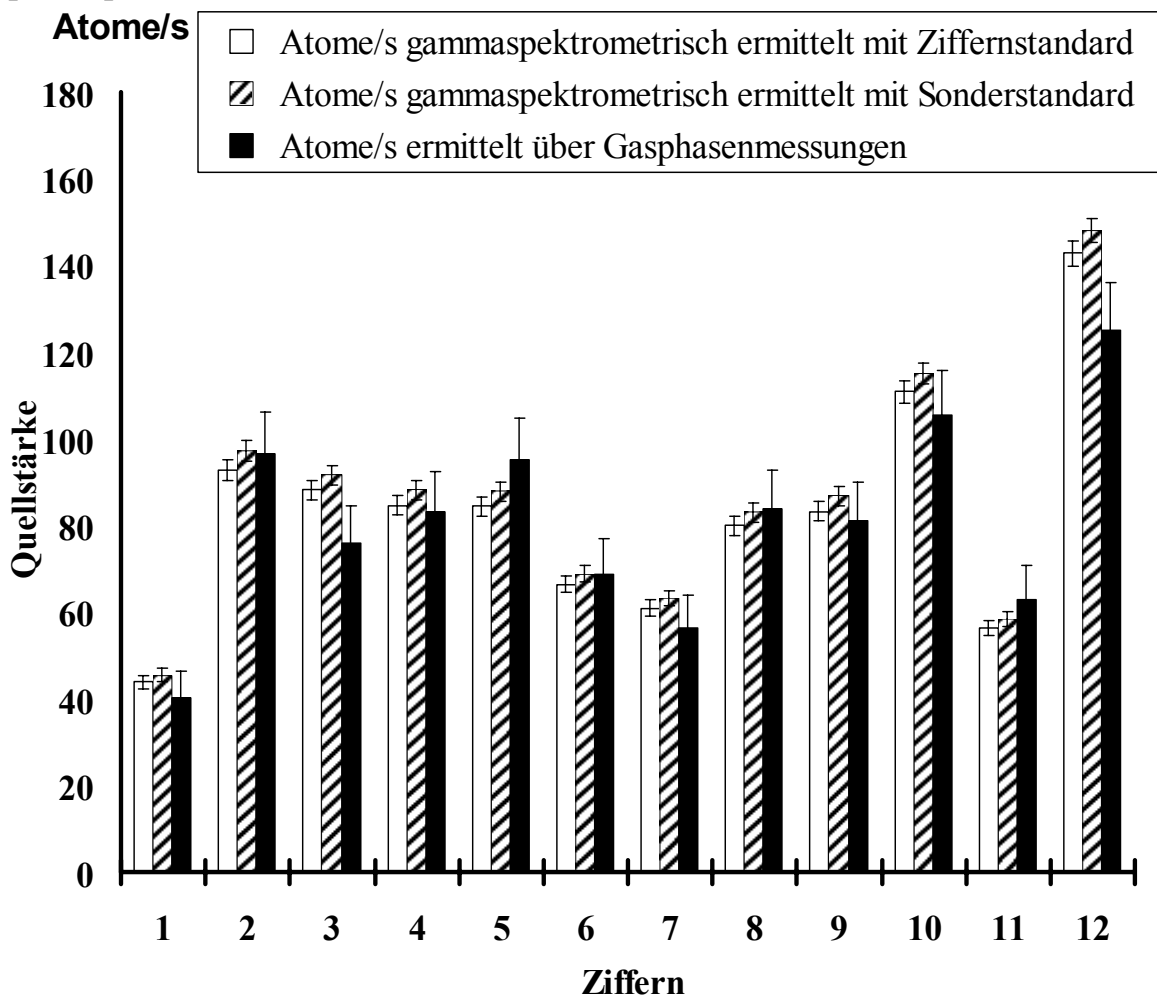


Abb. 7:

Ziffernsatz eines Weckers mit $[^{226}\text{Ra}]$ Radium-haltigem Luminophor. Leuchtziffern, verwendet als $[^{222}\text{Rn}]$ Radon- Exhalationsquellen

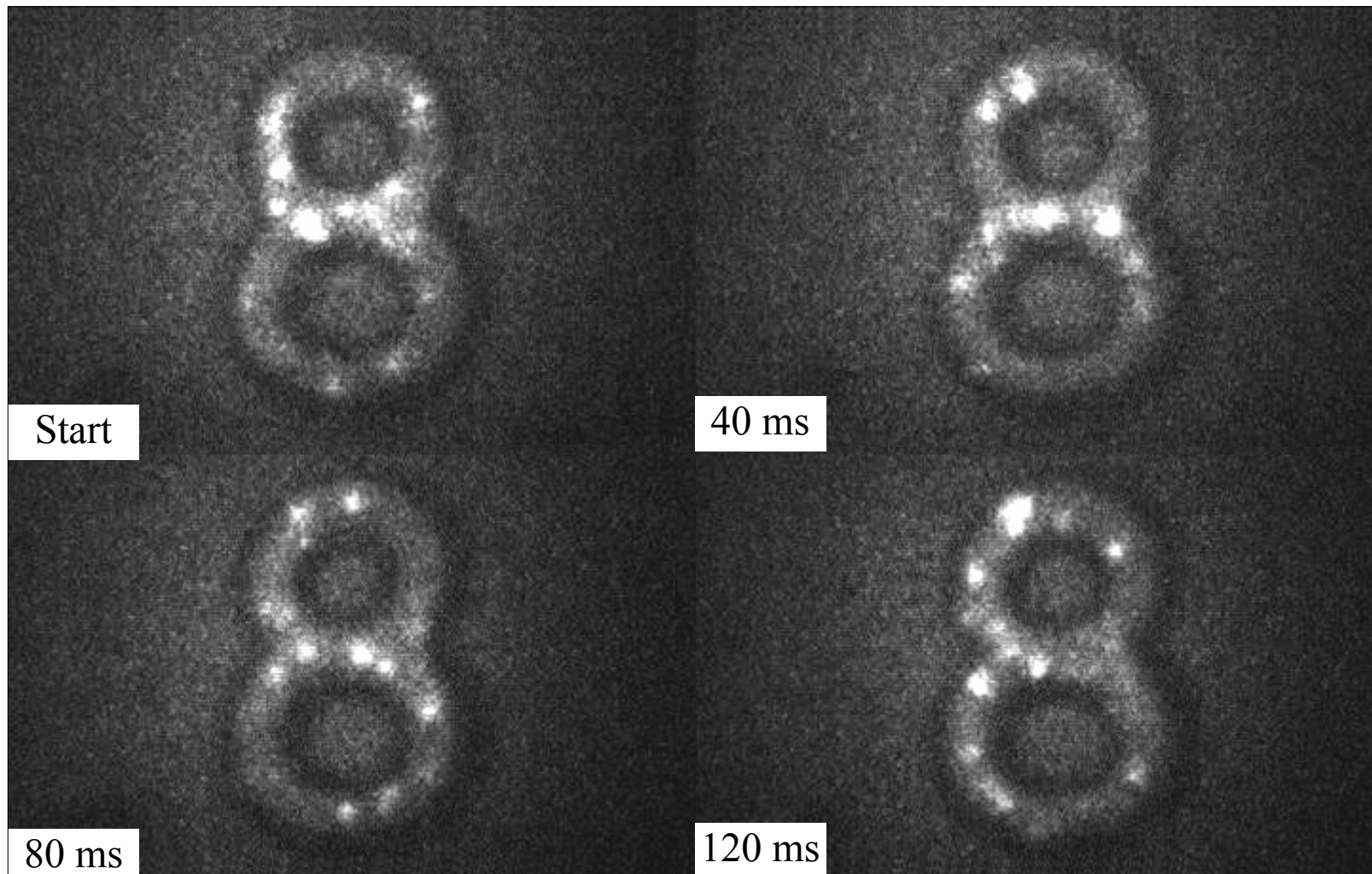


Abb. 8:
Desintegration von „Einzelatomen“ im Blick; Radiolumineszente Leuchtziffer (^{226}Ra) Radiumaktivität 170 Bq) mit Restlichtverstärkung aufgezeichnet [13, 42].



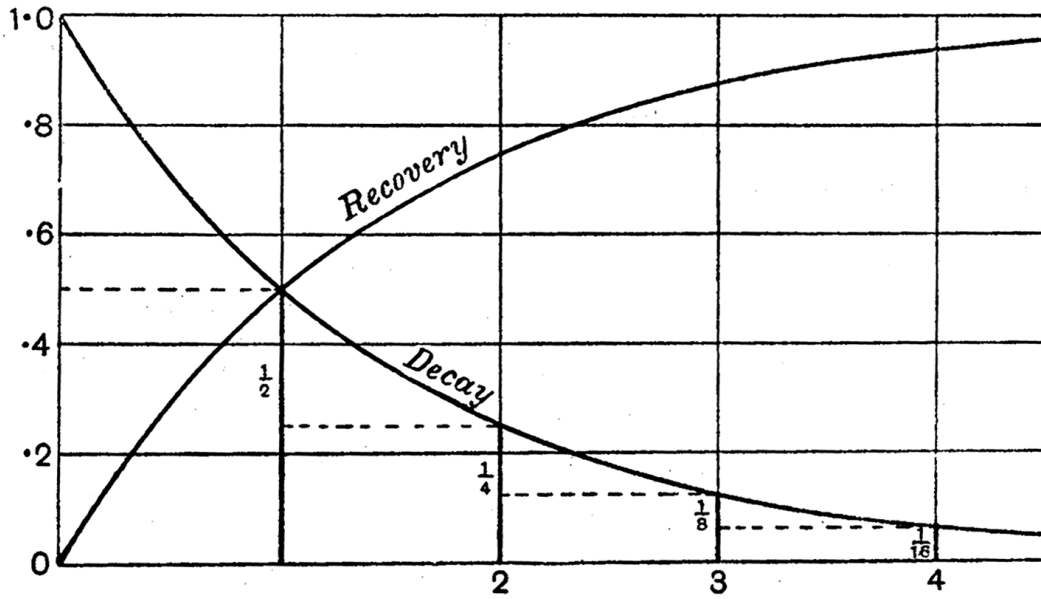
Abb. 9:

Die Daten (Aktivitäten und Exhalationsgleichgewicht) zur entnommenen Pastille sind in Tab. 3 wiedergegeben [43]

Tab. 3:

Der GGW-Wert beschreibt den Gleichgewichtswert der ^{214}Pb Bleiaktivität zur ^{226}Ra Radium-Aktivität in Prozent.

Nuklid	Energie [keV]	p_γ [%]	Aktivität [Bq] 1. Messung (50.000 sek.)	GGW-Wert [%]
Ra-226	186,10	3,51	1485 ±39	65 ±3,8
Pb-214	295,22	19,3	964 ±31	



Recovery and decay curves



Abb. 10:

oben: Behandlung eines säkularen radiogenetischen Gleichgewichtes,
 unten: Lord Rutherford of Nelson (coat of arms, 1931) [44] Motto: "primordia quaerere rerum" - "Suchen nach dem Ursprung der Dinge"

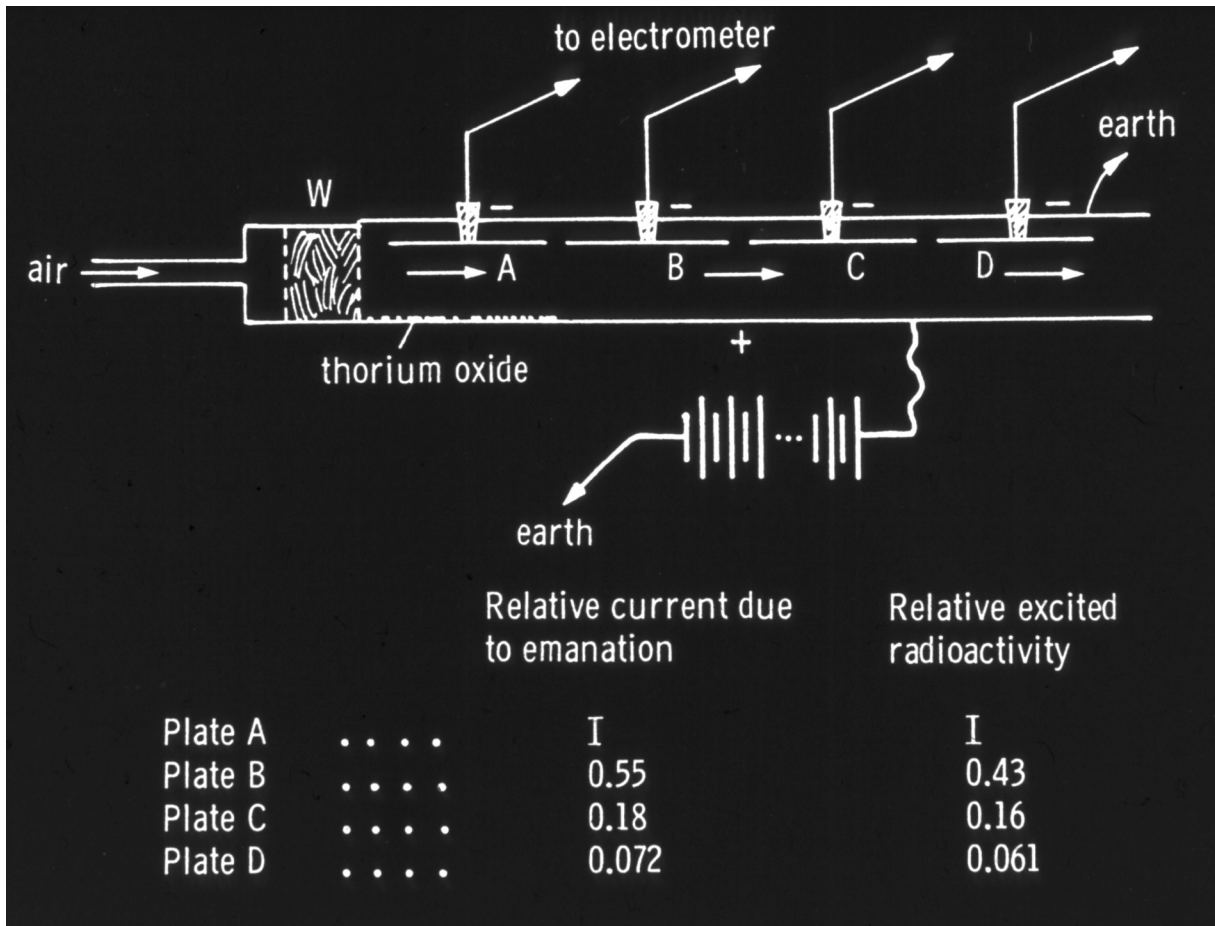


Abb. 11:

oben: Versuch zur Aufklärung „erregter Aktivität“ in der Umgebung von Thoriumverbindungen (E. Rutherford, 1900 [21])

unten: Thoriumemanation [^{220}Rn]Radon hinterlässt v-förmige Spuren mit unterschiedlichen Öffnungswinkeln in der kontinuierlichen Nebelkammer (vgl. Abb. 12, 13)

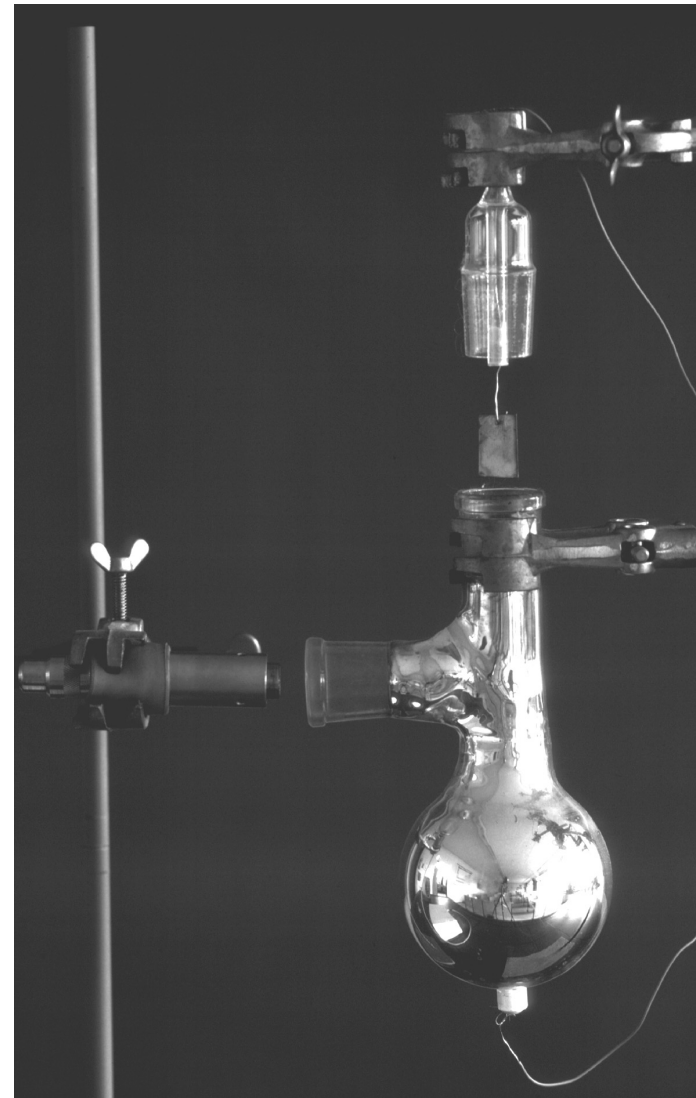
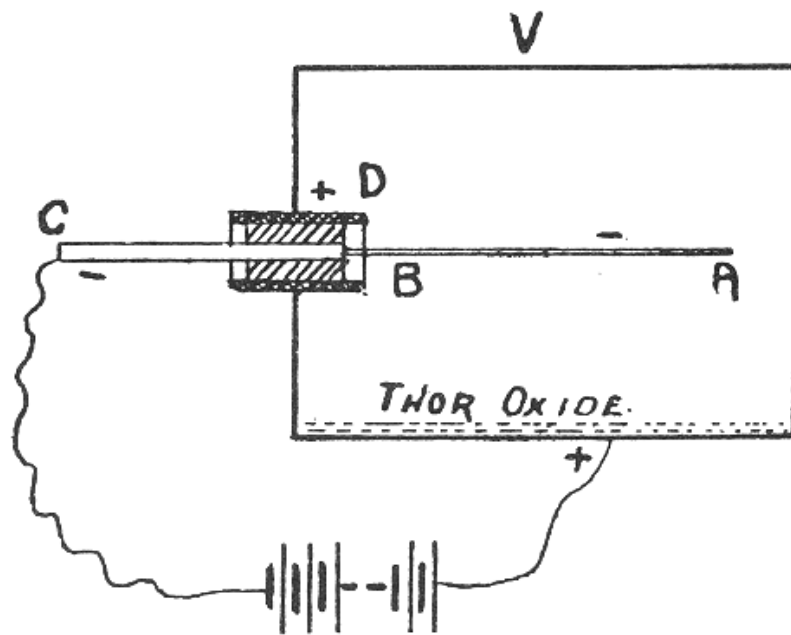


Abb. 12:
 Erste (E. Rutherford 1900 [21]) und aktuelle (rechts) Bauform, geöffnet, (mit direkter GMZ-Überwachung der deponierten Aktivität)
 einer Rutherfordschen Thoriumkuh

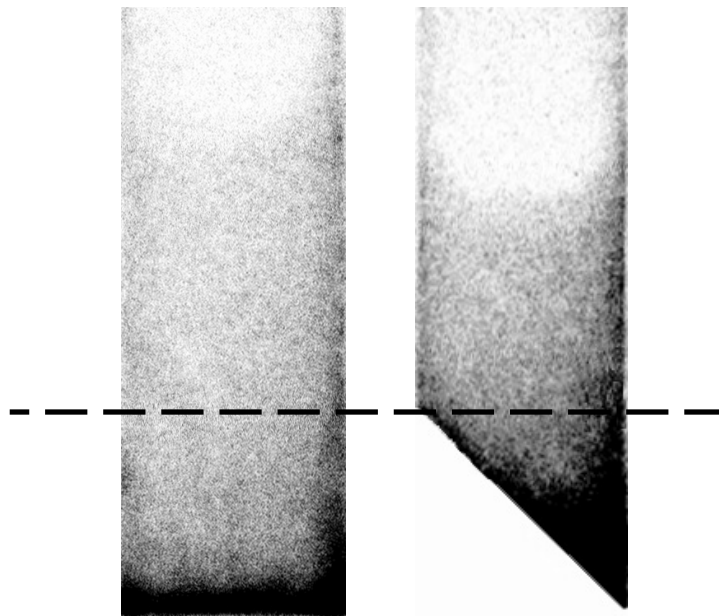
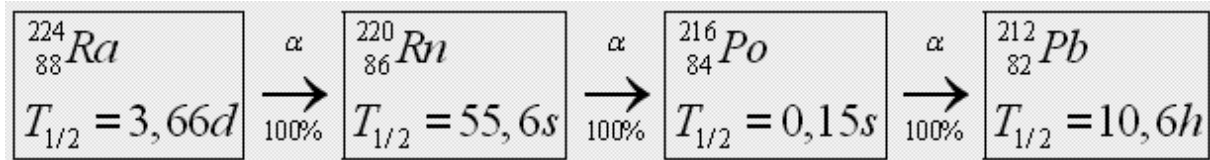


Abb. 13:

oben: relevanter Ausschnitt der $4n$ - Zerfallsreihe; die in kurzer Folge durch Alphaemission entstehenden Rückstoßkerne übernehmen je rd. 2% der Umwandlungsenergie mit der Folge der Bildung eines hochgeladenen Kations in der Gasphase.

unten: RPL-Autoradiographien von durch Einhängen in eine Thoriumkuh sättigungs-exponierten Platin-Kathoden; eine davon abgeschrägt ($U = -900\text{ V}$; $b = 1$, $l = 40$, $d = 0,3\text{ [mm]}$). Die quantitative Auswertung ergibt, dass in dem der Emanationsquelle Thoriumdioxid zugewandten, unteren Drittel der Platin- Elektroden im Bereich hoher Feldstärken je mehr als 75% der $[{}^{212}\text{Pb}]$ Blei-Aktivität elektrodeponiert ist (typischerweise rd. 2 kBq).

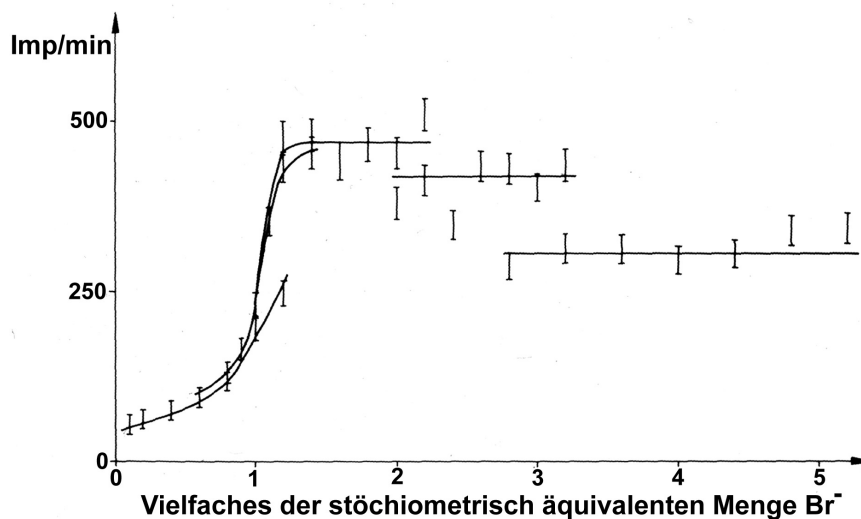
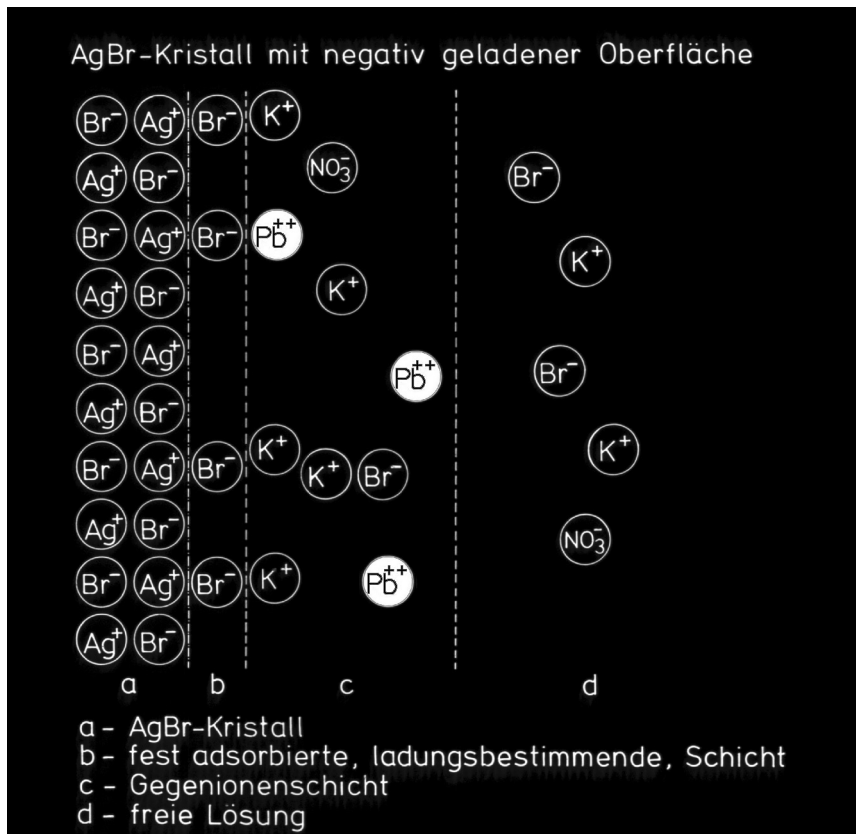


Abb. 14:

oben: AgBr-Kristall mit negativ geladener Oberfläche in Folge stöchiometrischen Überschusses von Bromid-Anionen bei der Fällung

unten: [²¹²Pb]Blei-Tracerabsorption zum Studium des Einflusses variierender Oberflächenladung bei steigendem Halogenid-Überschuss ($c = 0,2 \text{ mol/l}$; $V_{\text{Ag}^+} = 5,0 \text{ ml}$). Die Aktivitätsbestimmung bei den 34 Fällungen wurden in vier Gruppen ohne Zeitkorrektur des Zerfalls der Tracerlösung vorgenommen, da schon in den ersten beiden präparierten Chargen Sättigungsverhalten beobachtet wurde [38].

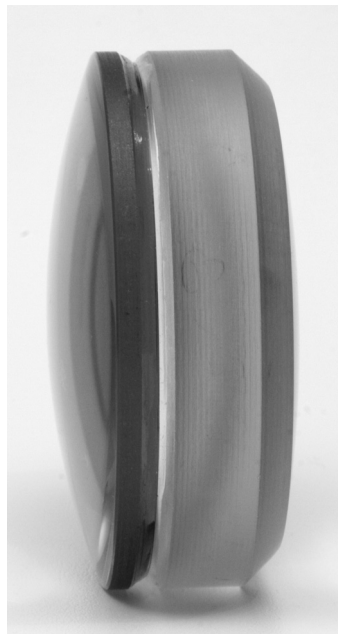
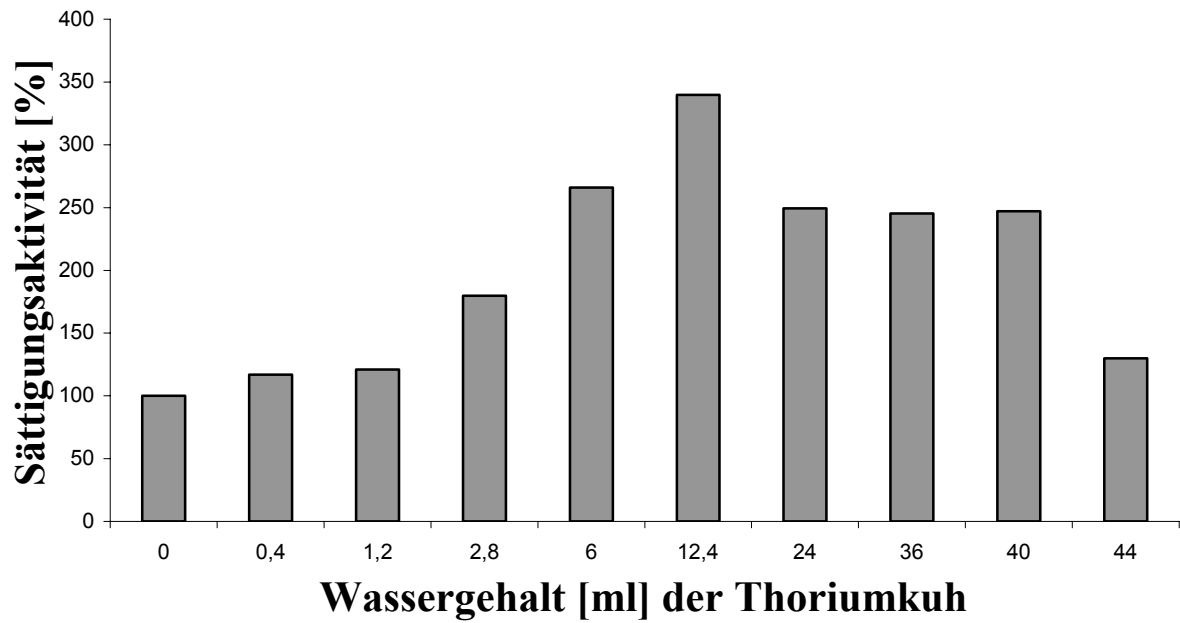


Abb. 15:

oben: Sättigungsaktivität [%] der Thoriumkuh ($m_{\text{ThO}_2} = 34,6 \text{ g}$) nach Zugabe entsprechender Wassermengen, bezogen auf die Absolutaktivität der Platin-Elektrode ohne Wasserzugabe; zwischen den einzelnen Messreihen vergingen zur Einstellung des radiometrischen Gleichgewichts rund 170 Stunden.

unten: Zusammengesetztes Thorium-Linsensystem (max. Gamma-Oberflächendosisleistung = $20 \mu\text{Sv/h}$; ^{232}Th Thorium-Aktivität = 90 kBq); Thoriumhaltiger braun verfärbter Linsenteil (F-Zentren): B, La, Th, Ba, Sr; weißer aktivitätsfreier Linsenteil: Pb, Si, K, Ti, Zn

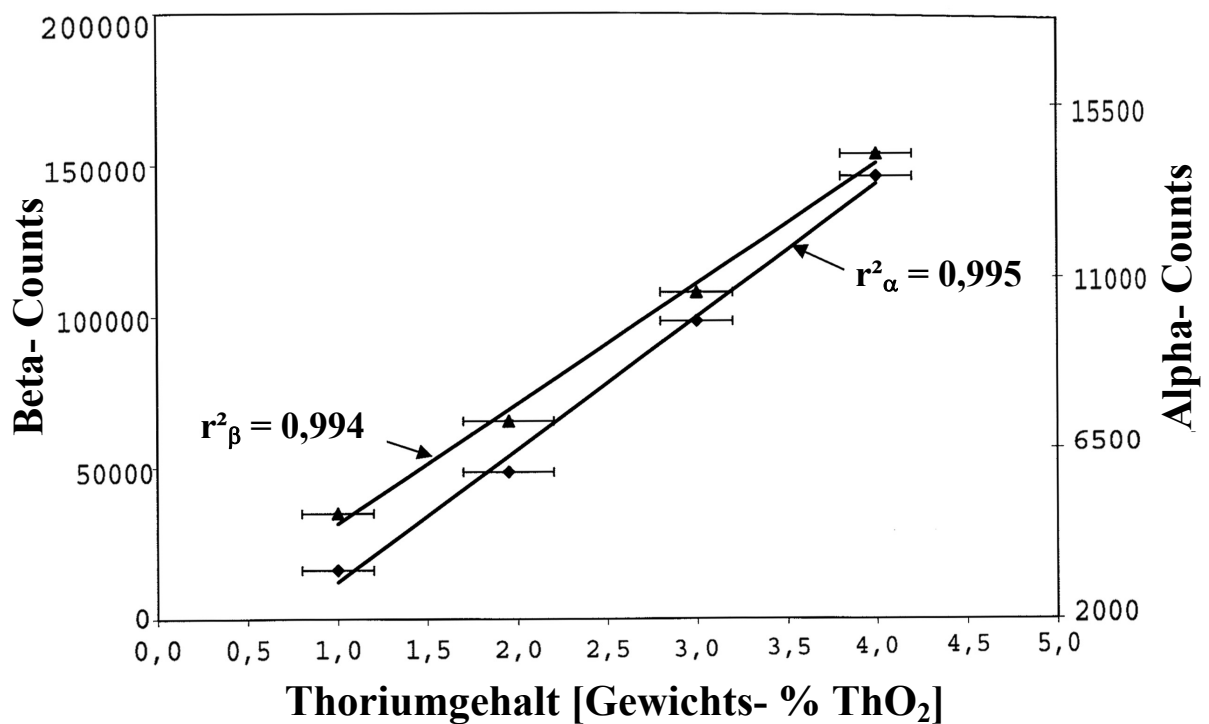
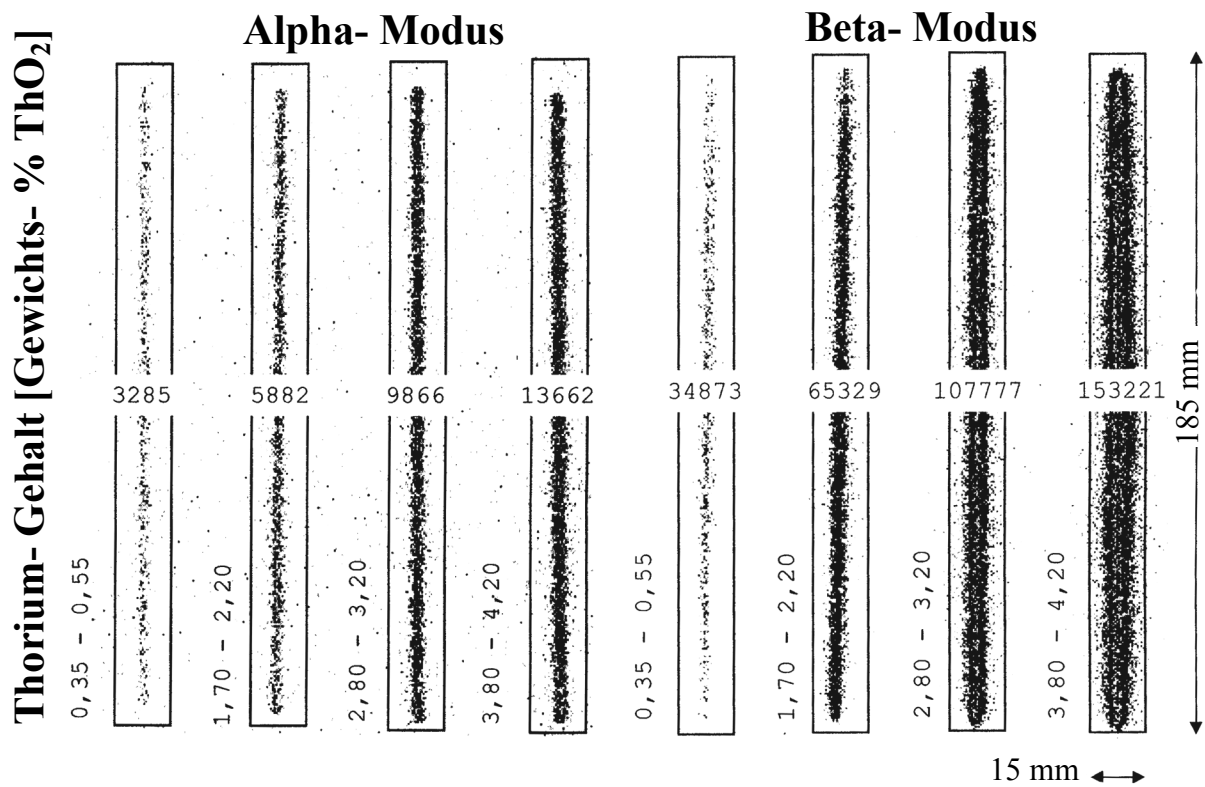
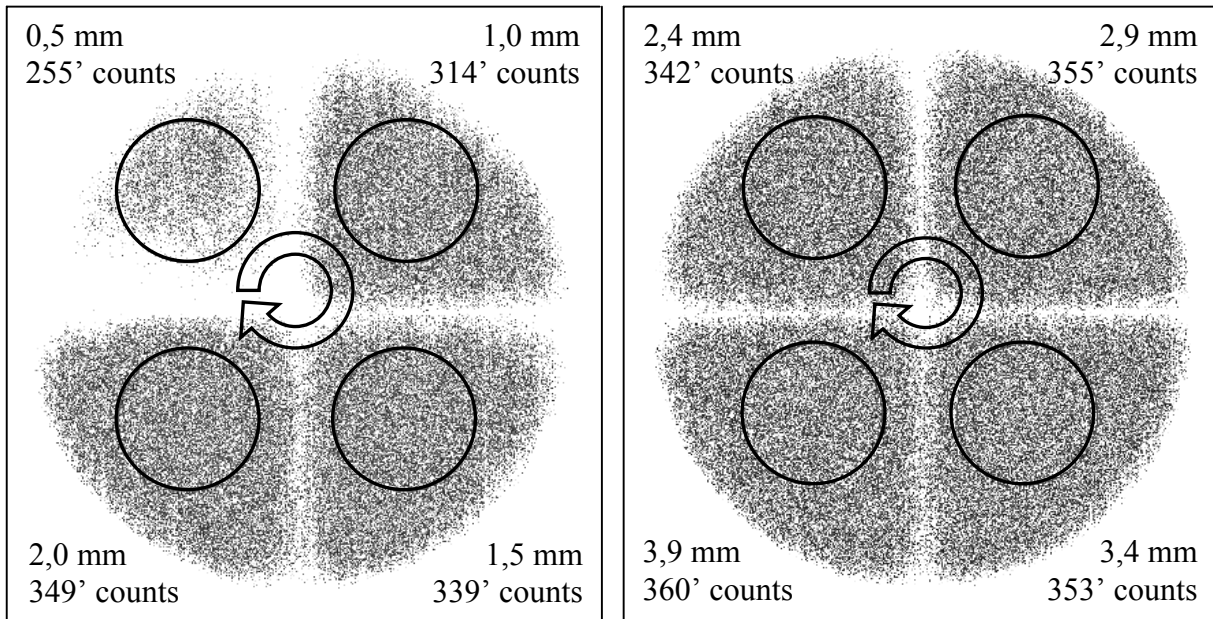


Abb. 16:
 MWPC- Analyse von thorierten Wolframelektroden [34]
 oben: dig. Autoradiographien (MWPC/MICAD)
 unten: Korrelation Zählrate vs. Thoriumgehalt

Kaliumsulfat



Kaliumbromid

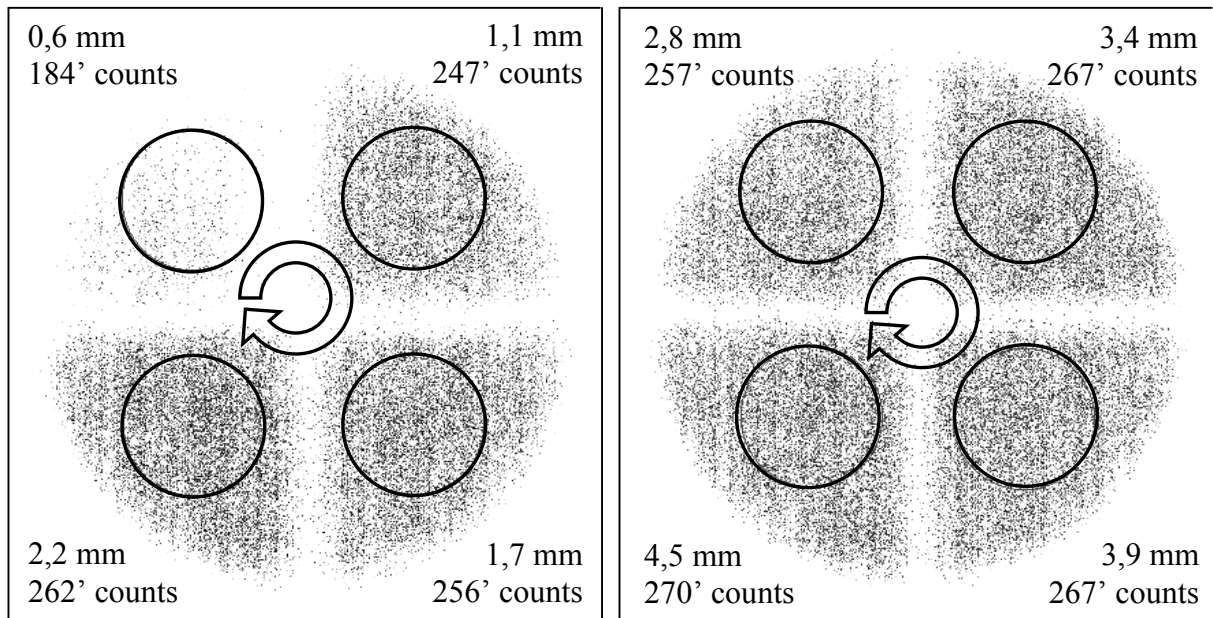


Abb. 17:

Dokumentation der Selbstabsorption von Kaliumsalz-Schüttungen mit je einer quarternierten MWPC-Probenschale ($\varnothing = 201 \text{ mm}$, $t_M = 1200 \text{ min}$, \varnothing markierter ROIs = 54mm); angegeben sind jeweils Schütthöhe und Nettozählrate [1000 counts].

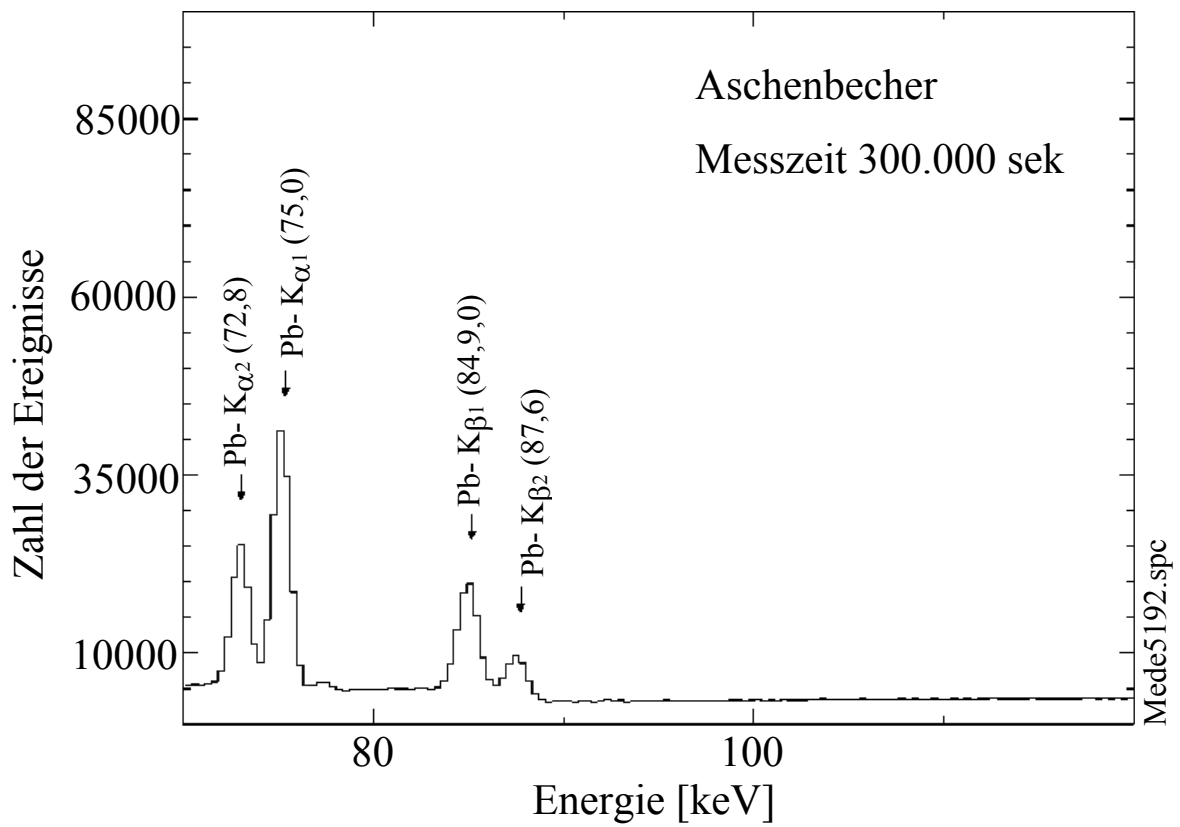


Abb. 18:

oben: Bleikristallaschenbecher (Prag, $m = 989 \text{ g}$, $\varnothing = 12,5 \text{ cm}$, $h = 5,5 \text{ cm}$)
unten: HPGe-Spektrum dieses Objekts (70 – 120 keV)

RADIOAKTIVE GEBRAUCHSGEGENSTÄNDE IM UNTERRICHT

RADIOACTIVE COMMODITIES FOR TEACHING

Henning von Philipsborn¹, Rudolf Geipel²

¹ Radiometrisches Seminar, Universität Regensburg, 93040 Regensburg

² 93128 Regenstauf

Zusammenfassung

Radioaktive Gebrauchsgegenstände sind weit verbreitet. In den meisten Fällen beruht ihre Radioaktivität auf kleinen Gehalten natürlicher Radionuklide in den Rohstoffen. Die Strahlenexposition ist fast immer für den Endbenutzer vernachlässigbar klein, jedoch in einigen Fällen vom Hersteller zu beachten. Radioaktive Gebrauchsgegenstände früherer Herstellung sind meist umgangsgenehmigungsfrei und kostengünstig im Vergleich zu Prüfstrahlern mit künstlichen Radionukliden. Deshalb eignen sie sich hervorragend im Unterricht zur Demonstration und Erklärung der Wirkungsweise verschiedenartiger Messgeräte, Strahlenquellen und Schutzmassnahmen.

Summary

Radioactive commodities are widespread. In most cases, their radioactivity is caused by small concentrations of natural radionuclides in the raw materials. Exposure is negligible for the end user in most cases, but should be considered by the producer in some cases. Most radioactive commodities of past production are exempt and low-priced as compared with commercial artificial sources. Hence, radioactive commodities are very suitable in teaching for demonstrating and explaining the functioning of different types of radiation measuring instruments, sources and protection setups.

Einleitung

Gebrauchsgegenstände (im Sinne der Lebensmittelgesetzgebung) sind dazu bestimmt mit Lebensmitteln oder dem menschlichen Körper in Kontakt zu kommen. Für Umgang, Messung und Bewertung radioaktiver Gebrauchsgegenstände sind die folgenden Aspekte zu beachten:

Expositionspfade: Bestrahlung, Inhalation, Ingestion, Kontamination.

Exponierte: Arbeiter bei Abbau/Produktion, Bevölkerung bei Verteilung/Verwendung.

Kenngrößen: Radionuklid, Konzentration, Menge, Medium, Matrix, Bioverfügbarkeit.

Arbeitsschritte: Probennahme, Messung, Bewertung, Umgang, Entsorgung.

Strahlungsarten: Alpha, Beta, Gamma, meist gemischt, da natürliche Zerfallsreihen.

Rein pragmatisch unterscheiden wir 2 Hauptgruppen: technische Produkte und natürliche Materialien. Technische Produkte unterscheiden wir nach dem Hauptradionuklid vierfach: Uran; Radium und Folgeprodukte; Thorium; künstliche Radionuklide. Natürliche Materialien unterscheiden wir dreifach: Einzelobjekte; Massengüter, Rückstände. Für die Verwendung radioaktiver Gebrauchsgegenstände im Unterricht zur Demonstration und Erklärung verschiedenartiger Messinstrumente, Strahlenarten und -quellen sowie Schutzmassnahmen werden erprobte Beispiele gegeben.

1. Technische Produkte mit Uran

Die Färbung von **Glas** und Glasuren durch Uran (chemisches, d.h. radiumfreies) ist dessen erste Verwendung nach seiner Entdeckung durch Klaproth 1789 und lange vor der Entdeckung der Radioaktivität durch Becquerel 1896. Gelbes und grünes Uranglas ist wegen seiner kräftigen Fluoreszenz im Ultraviolett-Anteil des Sonnenlichtes sehr beliebt. Der Urangehalt beträgt 0,1-1,2 Gewichtsprozent Uran. 0,1 % entspricht 12,3 Bq U-238 pro g Glasmasse. Trotz scheinbar hoher "spezifischer Aktivität" (im Sinne der Strahlenschutzverordnung) ist Uranglas völlig ungefährlich, die Herstellung heute aber verboten, um die herstellenden Arbeiter zu schützen.

Glasuren sind glasartige, dünne Überzüge, die **auf keramische Körper** geschmolzen werden, um deren Oberfläche Dichte, Härte, Glätte und Farbe zu verleihen. Mit 10-20 % Uran lassen sich schönste, leuchtend rote, warm orangefarbene, zitronengelbe, hell und dunkelbraune, tiefschwarze, ja auch grüne Glasuren herstellen. Die Farbe der erstarrten Glasurschicht wird bestimmt durch die chemische Zusammensetzung der Glasur, die Art und Menge der färbenden Stoffe, die Brenntemperatur und den Temperaturverlauf, die Ofenatmosphäre (oxidierend oder reduzierend) und die Auftragstärke. Um Arbeiter und Künstler zu schützen, ist die Verwendung von uranhaltigen Glasuren heute verboten. Im Gebrauch ist uranglasierte Keramik nur bei Kontakt mit sauren Lebensmitteln gefährlich, da bei längerer Einwirkung Anlösung und Kontamination eintreten kann. Uranglasierte Wandfliesen sind wegen der erhöhten Ortsdosisleistung im Raum zu vermeiden, wenn sie großflächig (m²), etwa in Küche oder Bad, angebracht sind. Bei etwaigen Funden ist das Radiometrische Seminar der Universität Regensburg zu benachrichtigen, das eine kostenlose Entfernung und konservatorische Entsorgung durchführt.

Die schwarze **Farbe** von Veduten auf altböhmischem Porzellan enthält Pechblende (mineralisches, d.h. radiumhaltiges Uran). Auf heutigem Porzellan mit Weinlaub und ähnlichem Dekor der Manufakturen Meißen, Rosenthal und Hutschenreuther sind die dünnen schwarzen Striche in und zwischen den grünen Blättern Uranschwarz. Die schönen Farben von beliebten Porzellantieren - Hunde, Rehe u. a. m. - wären wegen des Scharfffeuerbrandes bei 1400° C ohne Uran nicht möglich gewesen.

Uranmetall. Das natürliche Isotopenverhältnis von Uran beträgt 99,275 % U-238 und 0,720 % U-235. Spaltbares Uran für Kernwaffen enthält ca. 3 % U-235. Bei der Anreicherung fällt die 6-8-fache Menge abgereichertes Uran mit ca. 0,35 % U-235 und 99,65 % U-238 an. Uran hat eine Dichte von 18,8 g/cm³. Deshalb wird an U-235 abgereichertes Uran (DU, depleted uranium) für Abschirmungen, Ausgleichsgewichte (Flugzeuge, Boote) und panzerbrechende Munition verwendet. Irrig ist die weit verbreitete Meinung, abgereichertes Uran sei wesentlich weniger radioaktiv als Uran im natürlichen Isotopenverhältnis. Richtig ist nur, dass die Gesamalpha-Aktivität der Uranisotope im abgereicherten Zustand nur etwa 60 % derjenigen im natürlichen Zustand ist. Die Beta- und Gamma-Aktivität von Thorium-234 und Protactinium-234m erreicht wegen der kurzen Halbwertszeiten von 24,1 Tagen bzw. 1,2 Minuten dagegen schon nach 4 Monaten 99% der Aktivität von Uran-238, d.h. die gleiche in beiden Zuständen. Es sind die Aktivitäten von Th-234 und Pa-234m, welche die Gamma-Strahlung der Ortsdosisleistung verursachen. Für Uran als Schwermetall wird die Chemotoxizität unter Umständen kritischer bewertet als die Radiotoxizität.

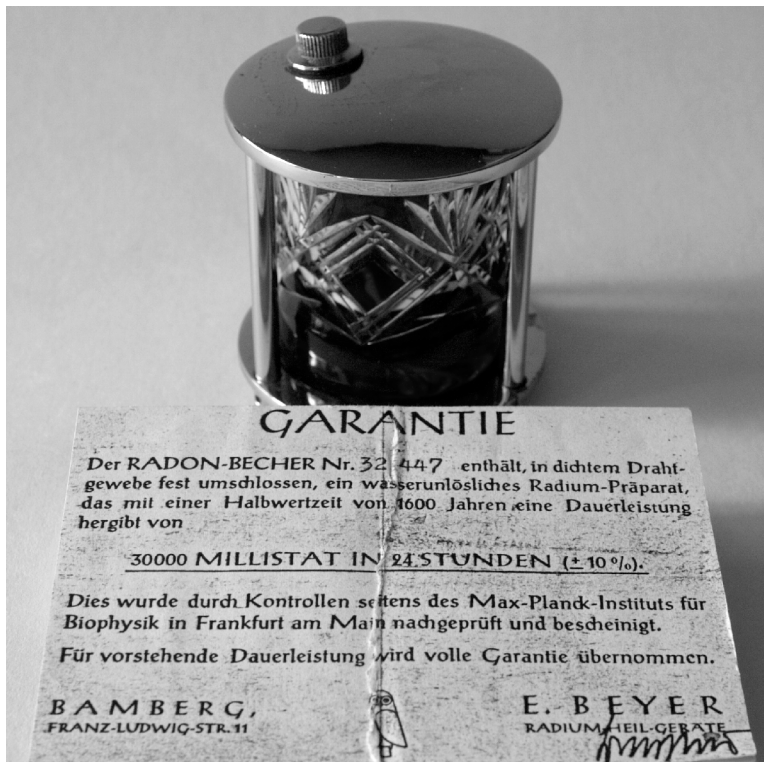


Veduten: Fein gemahlene Pechblende wurde als schwarze Farbe für Veduten im Umdruckverfahren verwendet von einigen böhmischen Porzellanmanufakturen in der 1. Hälfte des 19. Jahrhunderts. Diese Objekte liefern sehr schöne Gammasppektren mit Ra-226, Pb-214, Bi-214 und Pa-234m, siehe [2].



Oben: Radonbecher
Verchromt, 63 mm Durchmesser Körper, 192 mm Höhe mit der Aufschrift „Radium Emanations Apparat“, Fa. Dr. Fischer, Wien

Links: Radonbecher
Blaues geschliffenes Glas, 48 mm Durchmesser, 54 mm Höhe, mit Boden und Deckel aus Edelstahl, 67 mm Durchmesser, 72 mm Höhe mit einer Dauerleistung von 30.000 millistat in 24 h. 1 millistat sind 364 pCi = 0,364 nCi. 1 nCi = 37 Bq. Die Aktivität betrug somit 404 kBq Ra-226. Für die Radonkonzentration gilt die alte Mache Einheit 1 ME = 364 pCi/L, siehe auch [1].



2. Technische Produkte mit Radium, Radon und Radonfolgeprodukte

Leuchtfarben: Radiumverbindungen als Zusatz zu dotiertem Zinksulfid oder anderen Phosphoren liefern Leuchtfarben, wie sie lange Zeit für Uhrenziffernblätter und Instrumentenanzeiger, z.B. beim Kompass, verwendet wurden. Nach schwersten Gesundheitsschäden bei den Ziffernblatt-Malerinnen durch Inkorporation von Radium wurden radiumhaltige Leuchtfarben verboten. Radium, chemisch dem Calcium ähnlich, wird in die Knochen eingebaut. Beim Umgang mit radiumhaltigen Farben muss eine Kontamination oder gar Inkorporation auf jeden Fall vermieden werden.

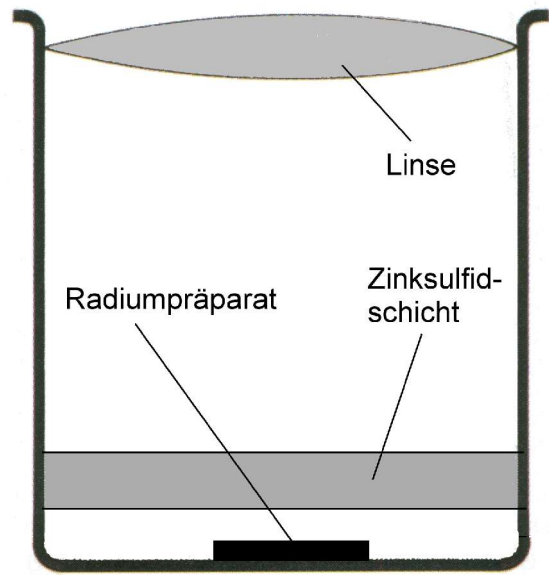
Ein historisch interessantes Instrument ist das **Spinthariskop**. Nach guter Adaption der Augen an Dunkelheit sind die Alphastrahlen eines starken Radiumpräparates unter einer Lupe durch einzelne Lichtblitze im Zinksulfid sichtbar. Dies wurde erstmals von Crookes 1903 und gleichzeitig von Giesel, Elster und Geitel beobachtet. Die zeitlich unregelmäßige Abfolge der Szintillationen war die primäre Beobachtung, die zur Erkenntnis des statistischen Charakters des radioaktiven Zerfalls führte.

Radonbecher: Bald nach der Entdeckung der Radioaktivität fand man an mehreren Orten, die schon lange für heilkräftiges Wasser bekannt waren, dass dieses ungewöhnlich hohe Konzentrationen von Radon enthält und man setzte die beiden Eigenschaften in Verbindung. Um radonhaltiges Wasser unabhängig von einer solchen Quelle für Eigengebrauch zum Trinken herzustellen, wurden noch bis in die 60er Jahre so genannte Radon- oder Radiumbecher hergestellt und verkauft. Sie enthalten Radium in nicht wasserlöslicher Form, das in umhüllendes Wasser Radon abgibt. Vom Erwerb in Ebay oder anderswo wird abgeraten, da die ordnungsgemäße Entsorgung kostspielig ist.

Für verschiedene Typen von **Radonbädern** siehe [1] sowie zur therapeutischen Wirksamkeit, biologischen Wirkungsmechanismen und vergleichender Risikobewertung die Schrift "Radon als Heilmittel", 2005, 112 Seiten, erhältlich von RADIZ Schlema oder im Radonbad Sibyllenbad, Neualbenreuth, Landkreis Tirschenreuth, das einen Besuch wert ist. Siehe auch H. von Philipsborn et al., in Strahlenbiologie und Strahlenschutz, 32. Jahrestagung des FS, Kitzingen 2000, Seiten 354-363.

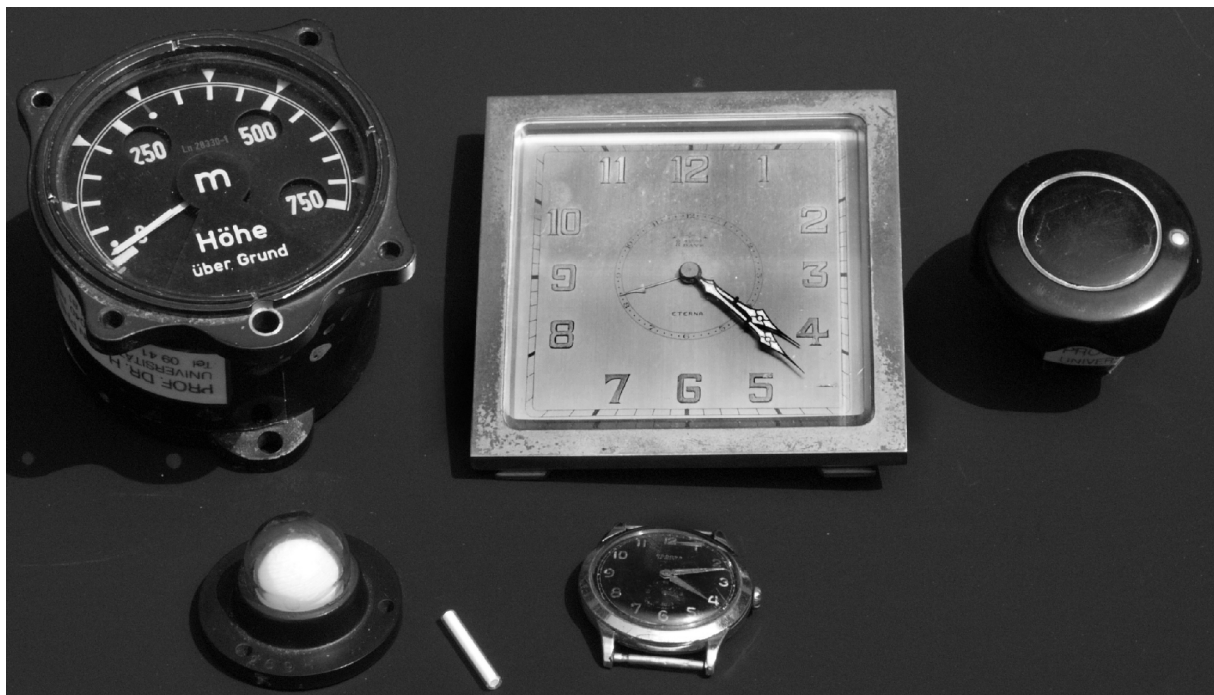
Blitzableiter: In der Westschweiz und Frankreich wurden Blitzableiter eingesetzt, bei denen ein Alphastrahler wie Radium-226 die Luft um die Spitze herum ionisiert, um den Blitz auf die Spitze zu lenken. Eine erhöhte Wirksamkeit wurde nicht nachgewiesen. In der Schweiz wurde von den Behörden eine Rückhol- und Entsorgungsaktion durchgeführt, die für die Hauseigentümer vorbildlich gebührenfrei war.

Luft- und Wasserfilter: In Wasserwerken sammeln sich bei hohem Wasserdurchsatz und über längere Zeit selbst bei niedrigen Konzentrationen (< 100 Bq Radon/L Wasser) erhöhte Aktivitäten der Radonzerfallsprodukte in den Filtern zur Raumlüftung und in Sand-, Kies- und Filterbetten zur Wasseraufbereitung, in letzteren auch Radium, selbst bei nur mBq Ra/L Wasser. Kurzlebige Blei-214 und Bismuth-214 geben harte Gammastrahlung ab und erhöhen die Ortsdosisleistung in der Nähe der Filter. Bei dem langlebigen Blei-210 (Gammastrahlung nur 46 keV) und den Ra-Isotopen sind Kontaminationen zu vermeiden. Bei der Entsorgung der mit radioaktiven Rückständen belasteten Filter sind die Regelungen der Strahlenschutzverordnung (Kapitel 3 §§ 97f) einzuhalten.



Funktionsaufbau Spintariskop

Spintariskop: In einem Vortrag vor der Royal Society berichtete William Crookes am 19. März 1903, dass ein Schirm mit phosphoreszierendem Zinksulfid, der Strahlung von Radiumnitrat ausgesetzt, hell aufleuchtet. Unter einem Vergrößerungsglas beobachtet sind einzelne szintillierende Punkte erkennbar, eine Wirkung der Alphastrahlung. Spintariskope waren weit verbreitete Vorführinstrumente und Spielzeuge. Siehe: R. Bud: Instruments of Science, an historical encyclopedia, Garland, New York 1998.



Uhr, 10 cm x 10 cm. **Höhenmesser**, Durchmesser 83 mm, aus Flugzeug. **Drehknopf**, Durchmesser 53 mm, von Röntgengenerator 1970, mit Ra-226 plus Am-241. **Beta-Light**, Durchmesser 23 mm, Stäbchen.

3. Technische Produkte mit Thorium

Glühstrümpfe (auch Auerstrumpf genannt) für Gasbrenner und Gasleuchten (Camping-Artikel) enthalten in das Gewebe imprägniert Thoriumnitrat, das durch Abbrennen zu Thoriumoxid wird. Letzteres (Schmelzpunkt 3220°C) verbessert die Leuchtkraft der Flamme und verleiht dem verglühten Gewebe die notwendige mechanische Stabilität. Thorierte Glühstrümpfe sind heute aus dem Verkehr genommen, sie enthielten unter Umständen zudem das hochtoxische Beryllium.

Eine verbesserte Zündfähigkeit haben **Schweißelektroden** aus Wolfram mit 0,1 - 4,2 % Thorium. Schweißarbeiten sind unter einem Abzug durchzuführen. Ein älterer Mechaniker der Physik-Werkstatt der Universität Regensburg erzählte mir, als ich Elektrodenreststücke zur Vorführung erbat, dass sein Lehrmeister vor 30 Jahren, als es noch keine Vorschriften gab, den Lehrlingen sagte, "mit Wolframelektroden schweißen ist nichts für euch Junge, Gefährliches mache nur ich selbst". Ein vorbildlich verantwortungsvoller Meister!

Thorierte Wolfram-**Glühkathoden** (beheizte Kathoden, negativ geladene Elektroden) in Elektronenröhren erlauben hohe Betriebstemperaturen mit Abgabe schneller Elektronen bei verringerter Austrittsarbeit. Beschäftigte der Lampenindustrie, die thorierte Bauteile herstellen oder verarbeiten, werden vom Strahlenschutz überwacht, zum Teil mit Ausscheidungsanalysen.

Gewisse im Flugzeugbau (Motorengehäuse) verwendete Magnesiumlegierungen enthalten bis 3 % Thorium, das die mechanischen Eigenschaften verbessert. Die Aktivität frisch hergestellter thoriumhaltiger **Legierungen** ist anfangs sehr klein und steigt über die Jahre. Dies versteht sich aus den Halbwertszeiten von Th-232 (14,1 Ga) und seiner Zerfallsprodukte Ra-228 (5,75 a), Ac-228 (6,1 h) und Th-228 (1,9 a).

Thoriumfluorid-**Dünnschichten** dienen zur optischen und mechanischen Vergütung von optischen Bauelementen (Linsen und Spiegeln) aus Glas und auch aus Germanium, letztere von Nachtsicht-Infrarotgeräten, z.B. aus ausgemusterten NATO-Panzern.

Was die Natur durch Nachbarschaft im Periodensystem der chemischen Elemente miteinander vermählt hat (Ce und Th stehen im Periodensystem untereinander), kann der Mensch nur schwer trennen. So ist das Cer-Mineral Monazit CePO_4 stets thoriumhaltig, so auch chemisches Ceroxid und gewisse mit diesem gelb gefärbte ältere **Gläser** (Ziergläser), aus der Zeit vor 1950, als die chemische Trennung unvollständig war. Gläser mit bis 28 % Thoriumoxid-Gläser wurden zeitweise für Kamera-Linsen (Kodak) verwendet.

Thorotrast war ein 1929-1950 in der Röntgendiagnostik, speziell der Angiographie (Darstellung der Blut- und Lymphgefäße) verwendetes Kontrastmittel, eine 25 % kolloidale Lösung von Thoriumoxid. Weltweit erhielten es mehrere Zehntausend Patienten. Strahlenschäden der Betroffenen sind Gegenstand mehrerer internationaler Langzeit-Studien. Thorium wird in der Leber, Milz und Knochenmark abgelagert.



Gasglühstrümpfe. Schweisselektroden: abgebrannte, Durchmesser 2,4 - 4 mm.



Rauchmelder: Typ Cerberus FES 5 B, wurden 1989 ausgemustert, 72 µCi Am-241, Drahtnetz Durchmesser 64 mm, Gesamthöhe 136 mm. Siehe auch StrahlenschutzPraxis 1/2001, S. 58-59. **Typ CerberusF 712**, 0,8 µCi Am-241, Durchmesser oben 69 mm, Höhe 59 mm. **Typ First Alert**, 1 µCi Am-241, Durchmesser 136 mm, Höhe 47 mm. **Typ Preussag**, 0,075 µCi Am-241, Durchmesser 55/112 mm, Höhe 58 mm.

4. Technische Produkte mit künstlichen Radionukliden

In **Rauch- und Feuermeldern** verändern eindringende Brandgase den Gleichgewichtszustand eines Spannungsteilers, bestehend aus 2 Ionisationskammern (Mess- und Vergleichskammer). Die Luft in den Kammern wird durch eine radioaktive Quelle ionisiert. Früher waren es 72 μCi (2,66 MBq) Americium-241 (Halbwertszeit 433 a). Diese können bei nicht ordnungsgemäßer Entsorgung im Bauschutt ein Problem darstellen. Später genügte 0,8 μCi (30 kBq) und heute 0,075 μCi (2,8 kBq) Am-241, eine Reduktion um den Faktor 1000.

Betalights (Traser) enthalten Tritium, H-3, bei neuerer Bauart mit einem Leuchtstoff eingeschlossen in kleinsten Borsilikatglas-Kügelchen. H-3, Halbwertszeit 12 a, ist ein Betastrahler mit maximaler Energie von 19 keV. Der Verkauf ist in Deutschland beschränkt. Bei älteren Uhren mit Plastikgehäuse und ohne Einschluss von Tritium in Borsilikatglas gibt es Ausdiffusion. Betalights werden als Angellichter verwendet.

Ionisatoren, Antistatika, verwenden Alphastrahler, meist Am-241, zur Ionisation der Luft, z. B. in der Umgebung von schnell laufenden Bändern aus isolierenden Materialien, um deren elektrostatische Aufladung mit Funkenschlag und Brandgefahr zu verhindern.

Thermoelektrische Generatoren und Radionuklidbatterien nutzen die beim spontanen radioaktiven Zerfall entstehende Wärme im thermoelektrischen Effekt (Seebeck-Effekt). Als Wärmespeicher dient Sr-90 in Strontiumkeramik. Leistungsstarke Generatoren etwa in Raumsonden verwenden Plutonium-238. Wie schon geschehen, stellen beim Absturz derart ausgerüsteter Sonden oder gar Satelliten die Bruchstücke und die Flächenkontamination durch Verdampfung eine Gefahr dar. Es bestehen Suchprogramme für Flug- und Fahrzeuge mit empfindlichen Strahlungsdetektoren.

Starter für Leuchtstofflampen verwenden Krypton-85 haltiges Füllgas. Nach einem Infoblatt des Zentralverbandes Elektrotechnik und Elektronikindustrie 01/2002 ist seit August 2001 die Aktivitätsgrenze 10 kBq/Stück und der Grenzwert der Dosisleistung 1 mSv/h in 10 cm Abstand.

Als radioaktive Gebrauchsgegenstände, allerdings nur für einen begrenzten Personenkreis, können auch die **Prüf- und Kalibrierstrahler** für Strahlungsmessgeräte gelten. Die Freigrenzen für anzeigefreien bzw. genehmigungsfreien Umgang sind durch die Strahlenschutzverordnung von 2001 gesenkt worden. In Schulen führt dies oft dazu, dass mit Radioaktivität überhaupt nicht mehr experimentiert wird, sicher keine wünschenswerte Entwicklung. Der **Experimentierkoffer** Philion des Radiometrischen Seminars der Universität Regensburg ist eine Problemlösung.

Der Strahlenschutzverordnung unterliegen radioaktive Quellen als **Nutzstrahler** zur kontinuierlichen berührungslosen Messung der Dicke laufender, heißer Bänder (Glas, Metall, Kunststoff); zur Messung der Füllstandshöhe von Behältern von außen und der Feuchte von Rohstoffen; zur Grobstrukturanalyse (Radiographie) z.B. von Schweißnähten; zur medizinischen Diagnostik und Therapie; zur Sterilisation von Operationsbestecken u.a.m. Dafür übliche Strahler sind Cobalt-60, Iridium-192 und Cäsium-137 mit Aktivitäten bis kCi. International und in der Technik auch in Deutschland ist der Gebrauch von Curie ($1 \text{ Ci} = 37 \cdot 10^9 \text{ Bq} = 37 \text{ GBq}$) noch üblich.

5. Natürliche radioaktive Materialien - Einzelobjekte

Radioaktive **Minerale** sind keine eigentlichen Gebrauchsgegenstände, auch wenn sie von zahlreichen Freunden der Mineralogie und Sammlern wegen ihrer oft schönen Farben und ausgeprägten Kristallformen geschätzt werden. Zu Gebrauchsgegenständen gehören aber Minerale als **Edelsteine**, die aus drei Gründen radioaktiv sein können: 1. mit Th oder Uran als konstitutives Element. 2. mit U oder Th als akzessorisches Element. 3. ohne U oder Th, doch radioaktiv durch aktivierende Bestrahlung. Zur 1. Gruppe gehört Ekanit, ein seltenes Ca-Th-Silikat, $\text{Ca}_2\text{Th}[\text{Si}_4\text{O}_{10}]_2$, das in grünlicher, klar durchsichtiger Form mit hoher Brechzahl, geschliffen gesammelt wird. Zur 2. Gruppe gehört Zirkon, zur 3. Gruppe gehören gewisse Edelsteine.

Zirkon, Zirkoniumsilikat ZrSiO_4 , ist wenn klar durchsichtig, leicht grün, gelb, braunrot gefärbt, wegen seiner hohen Härte, Brechzahl und Dispersion, im Brillantschliff ein beliebter Edelstein. Zirkon enthält wegen der gleicher Wertigkeit 4+ und nahezu gleichem Ionenradius von Zirkonium und Uran fast immer Uran. Dieses liegt im Zirkon im radioaktiven Gleichgewicht mit seinen Folgeprodukten vor, insbesondere Ra-226 und dem hart gammastrahlenden Blei-214 und Bismuth-214. Die Tiefenpersonendosis eines Zirkons kann somit hoch sein. Für Fingerringe sollten nur nicht- oder schwach strahlende Steine verwendet werden, letztere auf metallischer Unterlage (Silber).

Zur Verbesserung ihrer Farbqualität werden zahlreiche uran- und thoriumfreie Edel- und Halbedelsteine bestrahlt. So wird farbloser Bergkristall SiO_2 durch einige kGy Gammastrahlung zum Rauchquarz, Morion. Viele von Esoterikern geschätzte "Heilsteine", von "Mutter Natur mit Heilenergie geladen" sind solche mit Kernstrahlung präparierten Steine, die allerdings nicht radioaktiv sind. Die Gammaenergie von Co-60 und Cs-137 reicht nicht zur **Aktivierung**. Künstlicher Radioisotope können allerdings durch Bestrahlung mit Neutronen entstehen, wenn aktivierbare Isotope auch nur in Spuren enthalten sind, was oft der Fall ist.

Goldwaschsand ist radioaktiv durch die Schwerminerale Zirkon und Monazit CePO_4 . **Kaolin**, Hauptmineral Kaolinit $\text{Al}_4[(\text{OH})_8/\text{Si}_4\text{O}_{10}]$, enthält als Verwitterungsprodukt von Granit immer Spuren von Zirkon und Monazit. Mit einer hochempfindlichen Alphasonde kann im Papier Radioaktivität wegen des Füllstoffs Kaolin nachgewiesen werden, insbesondere in Glanzpapier. Auch **Katzenspreu** aus saugfähigen Tonmineralen, insbesondere Montmorillonit, ist je nach Provenienz aus gleichem Grund schwach radioaktiv (eigene Messungen). So auch Luvos, orale "Heilerde", ein Löss. In China wurden in Erdwohnungen im Löss hohe Thoronkonzentrationen gemessen.

Fossilien sind oft schwach radioaktiv, syngenetisch durch Einlagerung von Uran schon bei der Knochenbildung der Tiere, so bei Haifischzähnen in sedimentären Phosphaten, oder epigenetisch in einem eiszeitlichen Wisentknochen. Dessen Kohlenstoffgehalt bringt im Grundwasser gelöstes 6-wertiges Uran durch Reduktion 4-wertiges unlösliches Uran zur Fällung und Ein- oder Anlagerung im Knochen.

Fango war ursprünglich in Italien der Name für den (radioaktiven) Schlamm gewisser Quellen. In der Physikalischen Therapie wird heute für Wärmepackungen als Fango ein fein gemahlenes vulkanisches Gestein mit hoher Wärmekapazität verwendet, so ein Phonolit vom Kaiserstuhl, dessen schwache, ungefährliche Radioaktivität vom Mineral Götzenit, einem uranhaltigen Ti-Zr-Silikat stammt (eigene Messungen).

6. Natürlich radioaktive Materialien - Massengüter

Die Radioaktivität, falls vorhanden, von Kohle, Schwarzschiefer, Phosphorit beruht auf einer **chemischen Einzigartigkeit von Uran**. Dessen beide Wertigkeitsstufen 4^+ und 6^+ unterscheiden sich in ihrer Löslichkeit in Wasser. Unlöslich ist 4-wertiges Uran, so in primären Uranmineralen Pechblende $UO_2 \cdot U_3O_8$, Brannerit $(U,Th,Ca,Y,Ce)(Ti,Fe)_2O_6$ und Coffinit $U[SiO_4]$. Löslich ist 6-wertiges Uran, so in sekundären Uranmineralen Autunit u.a. mit der Uranylgruppe $[UO_2]^{2+}$, siehe bei Granit. Eine Oxidation und Mobilisierung findet durch sauerstoffhaltige Wässer statt, eine Reduktion und Fixierung durch kohlenstoffhaltige Materialien, etwa organischen, d.h. pflanzlichen oder tierischen Ursprunges, so Kohle, Schwarzschiefer, Phosphorit.

Der Urangehalt von **Kohle** ist sehr unterschiedlich, schwach etwa in einer Probe von Peissenberg, Oberbayern, einem Brikett aus Mitteldeutschland, sehr stark in einer Probe von Freital bei Dresden. Ein Durchsatz großer Massen auch mit kleinen Konzentrationen ergibt in konzentrierenden Reststoffen wie Asche und Flugstaub (siehe Ziffer 7) hohe Aktivitäten bzw. großflächige Kontaminationen.

Schwarzschiefer wurde in Schweden im 19. Jahrhundert wegen seines Schwefelgehaltes zur Alaungewinnung für die Gerberei abgebaut, dann auch zur Ölgewinnung geröstet, und um 1960 bei Ranstadt kurzzeitig für Uran abgebaut. Die mitteldeutschen Schwarzschiefer von Ronneburg wurden dafür bis 1990 abgebaut. Die Rückstände der Ölschieferröstung dienten in Schweden von 1920-1970 zur Gewinnung eines Leichtbausteins (Ytong). Dessen Radiumgehalt und Porosität ist der Grund, dass 10 % der Häuser in Schweden ein Radonproblem haben, ein echtes, mit Konzentrationen über 500 Bq/m^3 und Ortsdosisleistung ODL von 500 nSv/h . Der Beitrag von Radon zur ODL ist nach eigenen Messungen ca. 1 nSv/h pro 100 Bq/m^3 .

Beim chemischen Aufschluss von **Phosphorit** mit Schwefelsäure zur Herstellung von Düngemitteln geht Radium (im Phosphorit im radioaktiven Gleichgewicht mit Uran) in den Gips (**Phosphogips**), einem Material für Innenausbau.

Schlackensteine aus Mansfelder Kupferschlacke verdanken ihre Radioaktivität der Tatsache, dass die Kupfererzminerale an Schwarzschiefer (siehe oben) gebunden sind, und bei der Verhüttung die meisten Radionuklide in die Schlacke gehen.

Granit verdankt seine Radioaktivität dem Kali-Feldspat Orthoklas $K[AlSi_3O_8]$ mit K-40, den akzessorischen Schwermineralen und den sekundären Uranmineralen, diese oft durch Fluoreszenz erkennbar, z. B. die gelben Minerale Autunit $Ca[UO_2/PO_4]_2 \cdot 10-12 \text{ H}_2O$ und Uranocircit $Ba[UO_2/PO_4]_2 \cdot 8-10 \text{ H}_2O$, nicht jedoch der grüne Torbernit $Cu[UO_2/PO_4]_2 \cdot 10-12 \text{ H}_2O$. Ein roter finnischer Granit, Handelsname Balmoral, beliebt für Küchentischplatten, ist deutlich thoriumhaltig, aber ungefährlich.

Die Zirkoniumminerale Zirkon $ZrSiO_4$ und Baddeleyit ZrO_2 mit Uran sind als **Zirkonsande** wegen ihrer hohen Dichte von $4,6$ und $5,7 \text{ g/cm}^3$ (Vergleich Quarz SiO_2 $2,6 \text{ g/cm}^3$), ihrer guten Wärmeleitfähigkeit, sowie ihrer chemischen und mechanischen Stabilität unverzichtbare Rohstoffe der Feuerfestindustrie und finden Verwendung als Gießereisande für Schreckguss. Zirkonmehl (feinstgemahlener Zirkonsand) ist Trübungsmittel für schön weiß glänzende Fliesen-Glasur, deren Radioaktivität mit einem Geiger-Müller-Zähler gerade noch messbar ist.

7. Natürlich radioaktive Materialien - Rückstände

Die eingangs gegebene Definition von Gebrauchsgegenständen als Gegenstände, mit denen ein Kontakt mit oder eine Einwirkung auf Menschen nicht ausgeschlossen werden kann, sondern sogar zum normalen beruflichen Umfeld gehören kann, gilt auch für eine Reihe von Rückständen. Eine Gefährdung durch Radioaktivität ist aber durch Grundregeln des allgemeinen Arbeitsschutzes vermeidbar, nur in wenigen Fällen ist unter Umständen der Strahlenschutz gefordert.

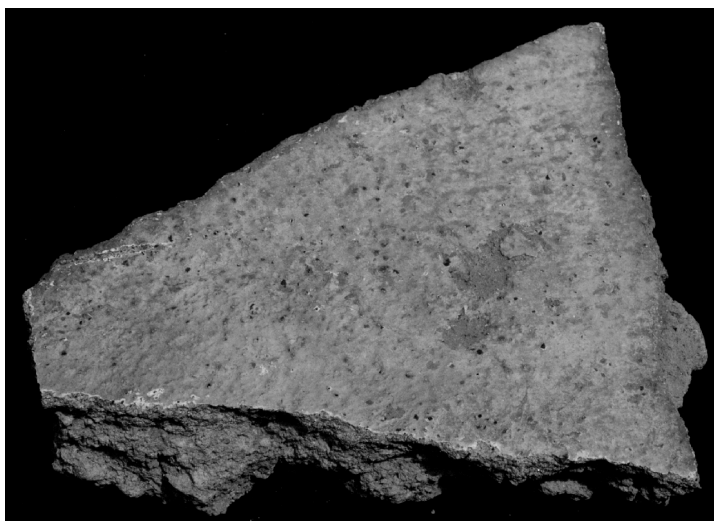
Wenig bekannt ist, dass auch die Gewinnung von **Erdöl** und **Erdgas** mit Freisetzung von Radioaktivität und dessen Konzentrierung an gewissen Arbeitspunkten verbunden ist. So ist das mit Erdöl und Erdgas an die Oberfläche gebrachte so genannte Förderwasser oft barium- und sulfatarm und dann radiumhaltig. Bei Kontakt mit Betriebswasser, normalerweise barium- und sulfathaltig, fällt Radium in Rohrverkrustungen aus. Bei zu starker Verengung der Rohre müssen diese ersetzt werden. Beim Rückführen der Rohre in den Schmelzofen geht Radium in die **Schlacke** und Blei-210 in den **Flugstaub**. Die eventuell radioaktiven Rückstände bei der Kohleverbrennung wurden schon unter Ziffer 6 erwähnt.

Auch **Wasserrohre** können radiumhaltige Verkrustungen aufweisen. Wasser aus einer solchen Rohrleitung, das nach mehrtägiger Nichtbenutzung des Wasserhahns eigentlich "radontot" sein sollte, hat dann eine höhere Radonkonzentration als frisches, nicht abgestandenes Wasser. Radioaktive Rückstände bei der Wasseraufbereitung (Luft und Wasserfilter) wurden schon unter Ziffer 2 erwähnt.

Bei der Aufbereitung von Kaolin für die Porzellanindustrie werden Schwerminerale, da sie die Weiße stören, soweit möglich durch Elektro- und Magnetscheider abgetrennt und in der **Magnetscheiderwolle** konzentriert. Dies hat schon dazu geführt, dass solche Stahlwolle am Schrottplatz wegen Radioaktivität zurückgewiesen wurde.

Das Aluminiumerz Bauxit ist ein Gemenge verschiedener Aluminiumminerale und aluminiumhaltiger Tonminerale, durch dreiwertiges Eisen meist rötlich bis gelb gefärbt. Wegen der großen Adsorptionsoberflächen der Tonminerale können ansehnliche Gehalte von Thorium und Uran gebunden sein. Diese sind dann im Rückstand des Erzaufschlusses, im so genannten **Rotschlamm** konzentriert (200 Bq/kg Ra-224, 120 Bq/kg Ra-226). Die Eisenoxide verleihen ihm tiefes schönes Rot. Rotschlamm ist somit ein idealer Zuschlagstoff für die Ziegelherstellung. Im Inneren von Ziegelhäusern wurde schon die vierfach erhöhte Gamma-Ortsdosisleistung im Vergleich zu außen gemessen. Aus dicht gebrannten Ziegeln entweicht aber kaum Radon, bzw. Thoron. Rotschlamm diente auch zur Rotfärbung von Sportplätzen.

Ein Rückstand und Gebrauchsgegenstand besonderer Art ist der **Hausputz** einiger verfallender und auch renovierter Häuser im heutigen Radonbad Jachymov, der alten ehemaligen Bergbaustadt St. Joachimsthal. In den sandarmen Gegend nutzte man im 19. Jahrhundert die radiumhaltigen Rückstände der Uranfarbenfabrik als Zuschlag im Hausputz. Aus diesen Rückständen gewann Marie Curie das von ihr entdeckte Element Radium. Eine Untersuchung des Putzes zeigt, dass der Urangehalt sehr niedrig ist, der Radiumgehalt deutlich höher. Das Uran wurde für die Uranfarbenherstellung extrahiert.



Hausputz Jachymov: siehe Text und [2].

Heilerde "Luvos", Wirkstoff naturreiner Löss, gammaspektrometrisch U-238max und Th-232max je ca 60 Bq/kg. Dosierung und Art der Anwendung: Soweit nicht anders verordnet, täglich morgens nüchtern und abends vor dem Schlafengehen je nach Bedarf und Bekömmlichkeit 1-2 Teelöffel. Bei Magenbeschwerden durch Übersäuerung in kleineren Mengen häufiger am Tage, bei Durchfall größere Mengen. das Pulver wird in 1/1 Glas Wasser eingerührt und in kleinen Schlucken getrunken.



Messgerät RdEye PRD: Thermo Electron, Erlangen. NaI(Tl) Detektor mit hochwertigem Miniatur-Photomultiplier, beta- und gammaempfindlich, Untergrund ca. 15 ips bei 50 nSv/h. Außenmaße 6,6 x 10,1 x 3,4 cm³, Gewicht 184 g. Mit sehr vielen Funktionen in benutzerfreundlicher Hard- und Software, mit Hand und PC steuer- und auslesbar. Siehe StrahlenschutzPraxis 2/2006 äußere Rückseite.

Messgerät Inspector: S.E. International, Summertown TN, USA, Endfensterzählrohr, Durchmesser 48 mm, alpha-, beta-, gammaempfindlich, Untergrund ca. 40 ipm bei 50 nSv/h. Außenmaße 8 x 15 x 3 cm³, Gewicht 340 g, siehe [1] S. 146.

Messprobe Nuklide	Radeye PRD NaI-Szintillator	Inspector Endfensterzählrohr	Szintomat Plastik-Szintillator
Umgebung Wiese Regensburg	$\frac{20}{0,56 : 12} = 430$ gemittelt über 12 h	$\frac{0,57}{0,10} = 5,7$	$\frac{x}{0,055}$
Rauchmelder Am-241	$\frac{3166}{1,14} = 2800$	$\frac{57,7}{11,53} = 5,0$	$\frac{x}{1,3}$
Uranglas-Teller U	$\frac{51}{0,06} = 850$	$\frac{40}{8,2} = 4,9$	$\frac{x}{0,15}$
Uranglasur-Fliese U	$\frac{104}{0,21} = 490$	$\frac{565}{112} = 5,0$	$\frac{x}{1,5}$
Schwarzumdruck U, Ra, FP	$\frac{94}{0,3} = 310$	$\frac{348}{68,2} = 5,1$	$\frac{x}{0,92}$
Leuchtfarbe Ra, FP	$\frac{927}{3,48} = 270$	$\frac{99}{19,2} = 5,1$	$\frac{x}{5,0}$
Gasglühstrumpf Th, FP	$\frac{307}{1,08} = 280$	$\frac{194}{37,9} = 5,1$	$\frac{x}{1,6}$
Wolframelektroden Th, FP	$\frac{176}{1,08} = 160$	$\frac{69}{12,8} = 5,4$	$\frac{x}{1,6}$
Th-Fluorid auf Germaniumspiegel, Th	$\frac{48}{0,16} = 300$	$\frac{61,1}{11,7} = 5,2$	$\frac{x}{0,23}$
Zirkonkeramik U, Th, Ra, FP	$\frac{45}{0,16} = 280$	$\frac{10}{2,0} = 5,0$	$\frac{x}{0,21}$
Hausputz Jachymov Ra, FP	$\frac{1080}{3,84} = 280$	$\frac{245}{48,0} = 5,1$	$\frac{x}{4,8}$
Goldwaschsand Th, U, Ra, FP	$\frac{2,02}{0,8} = 250$	$\frac{3,0}{5,9} = 5,1$	$\frac{x}{0,9}$
Plattengneis Rauris U, Ra, FP	$\frac{74,2}{2,22} = 330$	$\frac{93}{19,0} = 4,9$	$\frac{x}{2,0}$
Uranerz, Jachymov U, Ra, FP	$\frac{2506}{10,7} = 230$	$\frac{407}{76,3} = 5,3$	$\frac{x}{9,0}$
Uranerz, Canada U, Ra, FP	$\frac{382}{1,1} = 350$	$\frac{28,3}{5,2} = 5,4$	$\frac{x}{1,3}$

Tabelle 1: Gemessene Kalibrierfaktoren $k = \frac{\text{Zählrate}}{\text{Dosisrate}} \left[\frac{\text{ips}}{\mu\text{Sv} \cdot \text{h}^{-1}} \right]$

FP = Folgeprodukte. Zum Vergleich Dosisleistung mit geeichtem Szintomat 6134 ohne Anzeige der Zählrate (x im Zähler des Bruches). Das Datenblatt für Radeye PRD der Firma Thermo Electron gibt für Am-241 den Wert $k = 2000$ und für Cs-137 den Wert $k = 150$ an. Eigene Messungen ergeben für einen Rauchmelder $k = 2500 - 2800$, für Cs-137 offen $k = 154$ und in Bleiabschirmung $k = 180$. Auch andere Proben zeigen die Abhängigkeit von k von der Energie des Nuklidgemischs und von der Selbstabsorption in der Probe. Diese prägt die in den Detektor gelangende Energieverteilung. Zudem ist das Eintrittsfenster des Detektors zu berücksichtigen. Nur mit Kenntnis der Eigenschaften von Probe, Messgerät und Messanordnung lässt sich das „Messergebnis“ richtig bewerten.

Demonstrationen und Erklärungen im Unterricht

Einige der beschriebenen radioaktiven Gebrauchsgegenstände sind hervorragend geeignet zur Demonstration und Erklärung der Funktionsweise verschiedenartiger Strahlungsmessgeräte, Strahlenarten und -quellen sowie Schutzmassnahmen. In Vorträgen verwenden wir die Messgeräte "RadEye PRD" und "Inspector", siehe Abbildungen für nähere Angaben.

Detektoren mit Gasfüllung wie Geiger-Müller-Zähler und Proportionalzähler und Detektoren aus Festkörpern wie Natriumjodid und Plastik haben für verschiedene Strahlenarten und Strahlenenergien (Messproben) ganz unterschiedliche Effizienz. Liefert das Messgerät eine Angabe der Zählrate [ips] und eine Angabe der Dosisrate [$\mu\text{Sv/h}$], so erhält man als Quotient der zeitlichen Mittelwerte der beiden Größen einer Probe den Kalibrierfaktor k des Gerätes für diese Probe. Die durch Messungen unserer Objekte erhaltenen Werte in der Tabelle 1 offenbaren: Beim "Amateurgerät" Inspector ist k ein fest eingestellter, konstanter Faktor und die "Dosisrate" ist nur mit viel Erfahrung und Vorkenntnis zu genießen. Beim neuen "Profigerät" Radeye PRD mit optimierter Energiekompensation ist k , wie physikalisch begründet und zu erwarten, stark abhängig von der Strahlenenergie der verschiedenartigen Messproben. Dies führt zu vernünftigen Werten für die Dosisrate wie der Vergleich mit einem älteren, doch mit neuestem bayerischem Eichschein versehenem Gerät Szintomat zeigt.

Auch das unterschiedliche Verhalten von Strahlenarten (Gegenständen) gegenüber Abschirmungen oder Abstandsänderungen bei vergleichenden Messungen mit verschiedenen Gerätetypen sind erkenntnisreich. Natürliche Gegenstände mit Radium in emanierender Matrix eignen sich für Experimente mit Radon und Radonfolgeprodukten in Luft, Wasser oder adsorbiert an Aktivkohle[4]. Uranglasierte Fliesen und andere flache radioaktive Gebrauchsgegenstände liefern schöne Autoradiographien und demonstrieren den hohen Wert der Ortsauflösung dieser klassischen Nachweismethode. So wurden 1986 "Heiße Teilchen" im Chernobyl Fallout [5].in Bayern erstmals mit Filmmaterial eines kristallographischen Röntgenlabors nachgewiesen.

Literatur

- [1] H. von Philipsborn, R. Geipel: Radioaktivität und Strahlungsmessung, 8. Auflage, 2006. Bayerisches Staatsministerium Umwelt, Gesundh. und Verbraucherschutz.
- [2] H. von Philipsborn, R. Geipel: Uranfarben Urangläser Uranglasuren - radiometrisch, technisch, historisch. 159 Seiten, 287 farbige Abbildungen. Schriftenreihe Bergbau- und Industriemuseum Ostbayern Theuern, Band 46, 2005.
- [3] R. Hochleitner, H. von Philipsborn, K. L. Weiner, K. Rapp: Minerale - Bestimmen nach äußeren Kennzeichen. Schweizerbart. Stuttgart 1996.
- [4] H. von Philipsborn, R. Geipel: Neuartige Schul- und Demonstrationsexperimente zur Radioaktivität. Physikalische Blätter 55 (1999) 67-69.
- [5] H. von Philipsborn, F. Steinhäusler: Hot Particles from the Chernobyl Fallout. Schriftenreihe Bergbau- und Industriemuseum Ostbayern Theuern, Band 16, 1988.
- [6] Anthropogene Stoffe und Produkte mit natürlichen Radionukliden. Bayerisches Staatsministerium Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz. 1991 - 1995.
- [7] P. Frame, W. Kolb: Living with radiation. Syntec, 3rd printing 2004.
- [8] Oak Ridge National Laboratory: Systematic radiological assessment of exemptions for source and by-product materials. NUREG-1717, Washington 2001.

**A – Gesellschaftliche Aspekte
des Strahlenschutzes bei
natürlicher
Strahlenexposition**

NATÜRLICHE STRAHLENEXPOSITION – EINIGE GEDANKEN ZUR DISKREPANZ ZWISCHEN RISIKO UND RISIKOWAHRNEHMUNG

EXPOSURE TO NATURAL RADIATION – SOME COMMENTS ON THE DISCREPANCY BETWEEN RISK AND RISK PERCEPTION

Gerald Kirchner¹

¹Bundesamt für Strahlenschutz, Postfach 100149, 38201 Salzgitter, Deutschland

Zusammenfassung

Nach einem kurzen historischen Abriss der Entwicklung der Strahlenschutz-Regelungen für natürliche Expositionen in Deutschland wird ein Überblick gegeben über Expositionen durch natürliche Radionuklide und deren Variabilität an Arbeitsplätzen, durch bergbauliche Hinterlassenschaften und durch Ingestion für Personen der Bevölkerung. Es wird aufgezeigt, dass Radon in Gebäuden einen Sonderfall darstellt, da es der einzige Expositionspfad ist, für den ein nennenswerter Teil der Expositionen der Bevölkerung in Deutschland in einem Bereich liegen, in dem ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko epidemiologisch nachgewiesen ist, ohne dass rechtliche Regelungen zu einer Risikoverringerung existieren. Eine mögliche Ursache könnte in einer Diskrepanz zwischen Risiken und Risikowahrnehmung im Strahlenschutz durch die Öffentlichkeit, aber auch durch die in diesem Feld professionell Arbeitenden liegen.

Summary

The paper starts with a short historical overview of the evolution of radiation protection standards in Germany for natural radiation exposures. Data on exposure levels in Germany and their variability due to natural radionuclides are summarised for workplaces, mining residues and for members of the population focusing on the ingestion pathway. It is emphasised that radon is exceptional, as it is the only pathway leading to exposures to a considerable part of the population for which an increased lung cancer risk has been proven epidemiologically, but still there is no radiation protection legislation in Germany to limit this risk. Some potential explanations for this apparent discrepancy between actual radiological risks and risk perception by the public, but maybe also by radiation protection professionals are presented.

Schlüsselwörter natürliche Strahlenexposition, rechtliche Regelungen, Radon in Gebäuden, Risiko, Risikowahrnehmung

Keywords natural radiation exposure, radiation protection standards, radon in homes, risk, risk perception

1. Einleitung

Betrachtet man die Geschichte des Strahlenschutzes, kann man generell festhalten, dass – allerdings mit Ausnahme der beruflich strahlenexponierten Bergarbeiter – die Vorsorge zum Schutz vor potentiellen Schäden durch natürliche Radioaktivität weltweit erst relativ spät an Bedeutung gewonnen hat. Fast schon eine Selbstverständlichkeit stellt eine zweite allgemeine Aussage dar, dass (bis) heute in der Bevölkerung die Risikowahrnehmung gegenüber technisch-industriellen Strahlenschutzproblemen erheblich höher liegt als gegenüber Expositionen, die durch natürliche Quellen verursacht werden – selbst dann, wenn technisch-

industrielle Prozesse wesentlich für die Höhe der Expositionen sind. Diese unterschiedliche Risikowahrnehmung ist historisch wesentlich – und nicht ohne Berechtigung – durch das Unfallpotential der Nuklearanlagen zur Stromerzeugung bedingt worden. Offen bleiben muss allerdings, in welchem Maße die detaillierten Strahlenschutz-Regelungen, die parallel zum Ausbau der Kernenergie in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts zur Begrenzung der Expositionen durch künstliche Quellen für beruflich Strahlenexponierte und die Bevölkerung entwickelt wurden, neben einer Erfüllung des durch die Risikowahrnehmung bedingten Schutzbedürfnisses der Öffentlichkeit zu einer Verstärkung eben dieser Risikowahrnehmung beigetragen haben.

In Folgenden sollen nach einem kurzen Abriss der Entwicklung der Regelungen zur Begrenzung der natürlichen Strahlenexposition Daten zu ihrer Höhe und Variabilität in Deutschland zusammengestellt werden, die den exzellenten Beitrag von Michel et al. [1] ergänzen, auf den an dieser Stelle explizit verwiesen sei. Für den im Mittel in Deutschland bedeutendsten Expositionspfad – Inhalation von Radon und seiner Folgeprodukte im häuslichen Bereich – werden anschließend auf der Basis der Erfahrungen insbesondere des vom BMU vorgelegten Vorschlags für eine gesetzliche Regelung einige Beobachtungen zur Diskrepanz zwischen Risiko und Risikowahrnehmung auch des Strahlenschutzes angemerkt. Die aus Sicht des Autors resultierenden (selbst-)kritischen Fragen werden als Anreiz für eine Diskussion innerhalb unserer *scientific community* formuliert.

2. Regelungen zur Begrenzung natürlicher Strahlenexpositionen

2.1 Deutsche Demokratische Republik

Für die in den Bergbaugebieten traditionell übliche Verwendung von Haldenmaterialien, beispielsweise im Straßen- und Wegebau, und die sich dabei für das Haldenmaterial des Uranerzbergbaus ergebenden Strahlenschutzprobleme wurden im Jahre 1974 erstmals spezifische Regelungen [2] geschaffen, die nach wenigen Jahren durch die sogenannte “Haldenanordnung“ [3] erweitert und präzisiert wurden. Aus heutiger Sicht bemerkenswert ist, dass in dieser Rechtsvorschrift der bis heute für die Bewertung natürlicher Aktivitätskonzentrationen zentrale Wert von 0,2 Bq/g quasi als *exclusion level* eingeführt wurde.

Die Strahlenschutzverordnung der DDR [4] aus dem Jahre 1984 erstreckte ihren Geltungsbereich ausdrücklich auch auf *bergbauliche und andere Tätigkeiten, soweit dabei radioaktive Stoffe, insbesondere Radonfolgeprodukte, anwesend sind* (§ 1 Abs. 2). Als Folge waren zeitweise bis über 9000 Arbeitsplätze außerhalb des Uranbergbaus und der Uranaufbereitung in die Überwachung einbezogen, die den Arbeitsfeldern des sonstigen erz- und mineralischen Bergbaus, des Schacht- und Tunnelbaus, der Balneotherapie und der Wassergewinnung zuzuordnen sind.

2.2 Bundesrepublik Deutschland

Eine erste umfassende Bestandsaufnahme der natürlichen Strahlenexposition und ihrer Variabilität auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland wurde im Jahre 1974 publiziert [5]. Stellungnahmen oder Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, die sich mit Fragen der Exposition durch natürliche Radioaktivität befassen, finden sich im Zeitraum bis 1990 nur wenige – zu nennen ist eine erste Stellungnahme zur Exposition durch Radon [6], in der allerdings noch keine Bewertung getroffen wird (diese ist in zwei späteren Empfehlungen

[7,8] enthalten). Ansonsten waren in dieser Zeit natürliche Expositionen eher von Interesse als Hilfsmittel, um der Bevölkerung einen Maßstab für ihre Risikowahrnehmung von Expositionen durch künstliche Quellen zu vermitteln (wie beispielhaft [9] reflektiert), denn als Strahlenschutzthema *sui generis*.

Diese Situation änderte sich nach 1990. Zum einen traten vereinigungsbedingt neue Anforderungen auf, die sich beispielsweise ab 1991 in zahlreichen Empfehlungen der Strahlenschutzkommission [10,11] zur Entscheidung über Sanierungsmaßnahmen für Rückstände des historischen und insbesondere des Uranerzbergbaus widerspiegeln. Zum anderen wurden mit den 1996 veröffentlichten EURATOM-Grundnormen [12] rechtliche Regelungen vorbereitet, in denen erstmals natürliche Strahlenexpositionen sowohl für beruflich strahlenexponierte Personen als auch für die Bevölkerung – allerdings nicht für Radon in Wohnungen – einbezogen wurden. Ihre erforderliche Umsetzung in deutsches Recht, die 2001 erfolgte [13], initiierte umfangreiche Untersuchungen über Expositionspfade, Höhe von Expositionen und Zahl der betroffenen Personen an Arbeitsplätzen, an denen natürliche radioaktive Stoffe auftreten [14], und trug damit erheblich zu einer genaueren Erfassung der Expositionssituation in Deutschland bei.

3. Einige Daten zu natürlichen Strahlenexpositionen in Deutschland

3.1 Beruflich strahlenexponierte Personen

Die wesentlichen Informationen über Expositionspfade an Arbeitsplätze sowie die Verteilung der jährlichen Expositionen auf die Beschäftigten, die in der oben angeführten Publikation der Strahlenschutzkommission [14] enthalten sind, sind ergänzt durch eigene Abschätzungen in Tab. 1 zusammengestellt. Für eine Interpretation der mittlerweile mehr als ein Jahrzehnt alten Daten sollte beachtet werden, dass aufgrund des in diesem Zeitraum deutlich gewachsenen Bewusstseins für Strahlenschutzprobleme an Arbeitsplätzen mit natürlicher Radioaktivität und der diesbezüglichen Regelungen in der 2001 novellierten Strahlenschutzverordnung die Zahl der Beschäftigten insbesondere in den hohen Dosisklassen gegenüber den in Tab. 1 aufgeführten Zahlen zurückgegangen sein dürften.

3.2 Individuelle Expositionen in der Bevölkerung

Eine umfassende Zusammenstellung verschiedener Expositionspfade findet sich im Beitrag von Michel et al. [1]. Die dort aufgeführte Datenbasis soll im Folgenden lediglich ergänzt werden.

Ingestion natürlicher Radionuklide

In der Regel dosisbestimmend ist die Zufuhr natürlicher Radionuklide mit Trink- und Mineralwasser. Mit den Ergebnissen des vom Bundesamt für Strahlenschutz zwischen 2000 und 2002 durchgeführten Untersuchungsprogramms, bei dem mit rund 400 Mineralwässern ein bedeutender Anteil der in Deutschland angebotenen Produkte auf Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{228}Ra , ^{235}U und ^{227}Ac analysiert wurde [15], lässt sich die in Abb. 1 dargestellte Verteilungsdichte der durch Mineralwasserkonsum verursachten Expositionen abschätzen. Generell dominiert ^{228}Ra die Dosis (ca. 70 %), gefolgt von ^{226}Ra (etwa 30 %), die Dosisbeiträge der Uranisotope sind ebenso wie die der übrigen analysierten Radionuklide bei den meisten untersuchten Wässern praktisch vernachlässigbar.

Tab. 1: Abschätzung der wesentlichen Strahlenexpositionen an Arbeitsplätzen durch natürliche Radionuklide; ergänzt nach [14]

Exposition	Anzahl der Beschäftigten mit Jahresdosen von (Schätzwerte)		
	1 - 6 mSv	> 6 - 20 mSv	> 20 mSv
Phosphatverarbeitung	9000	--- (a)	---
Reststoffe der Kohle	---	---	---
Thorierte Schweißelektroden	45.100	5.000	---
Thoriumglühstrümpfe	450	einige	---
Mineralien	ca. 100	---	---
Kohlebergbau	k.A. (b)	einige Hundert	---
Arbeitsplätze in Gebäuden	1.275.000	50.000	10.000
Wasserwirtschaft	k.A.	2.000	300
Abwasserkanäle	k.A.	Einzelfälle	---
Balneologie	Einzelfälle	Einzelfälle	---
Untertage (ohne Uranerzbergbau und Kohlebergbau)	k.A.	1.000	200
Uranerzbergbau	1.250	230	---

- (a) für diesen Expositionspfad wird in dieser Dosisklasse keine Strahlenexposition an Arbeitsplätzen erwartet
(b) keine Angabe in [14]

Für Trinkwasser deuten die vorliegenden Ergebnisse eines derzeit im Bundesamt für Strahlenschutz durchgeführten Untersuchungsprogramms darauf hin, dass bei ähnlichen Anteilen der einzelnen Radionuklide an den Expositionen deren Verteilung der in Abb. 1 für Mineralwässer dargestellten ähnlich sein dürfte.

Bergbauliche Atlanten

Neben den Betrieben der damaligen SDAG Wismut existierten in den östlichen Bundesländern zum Zeitpunkt der Wiedervereinigung eine Vielzahl anderer bergbaulicher Hinterlassenschaften potentieller radiologischer Bedeutung – im wesentlichen als Folge des seit dem Mittelalter vor allem im Erzgebirge betriebenen Erz- und Kohlebergbaus, aber auch infolge der stillgelegten Uranerzbergbau und -aufbereitungsanlagen. Um Entscheidungen über die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen treffen zu können, wurden vom Bundesamt für Strahlenschutz insgesamt über 5300 bergbauliche Objekte auf einer Gesamtfläche von 3820 ha in den Bundesländern Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen radiologisch erfasst, untersucht und bewertet [16]. Von diesen wurden mit 820 etwa 20 % der Objekte mit einem Anteil von ca. 70 % der untersuchten Fläche als mit potentiellen Expositionen > 1 mSv/a als relevant klassifiziert, für etwa 80 Objekte wurden potentielle Expositionen von 2 - 5 mSv/a ermittelt, für einzelne Objekte wurden infolge sehr ungünstiger Expositionsbedingungen Dosen oberhalb 10 mSv/a errechnet [16]. Abb. 2 zeigt die Häufigkeitsverteilung der für eine Erstbewertung als Indikatorgröße gemessenen Ortsdosisleistungen der untersuchten Objekte.

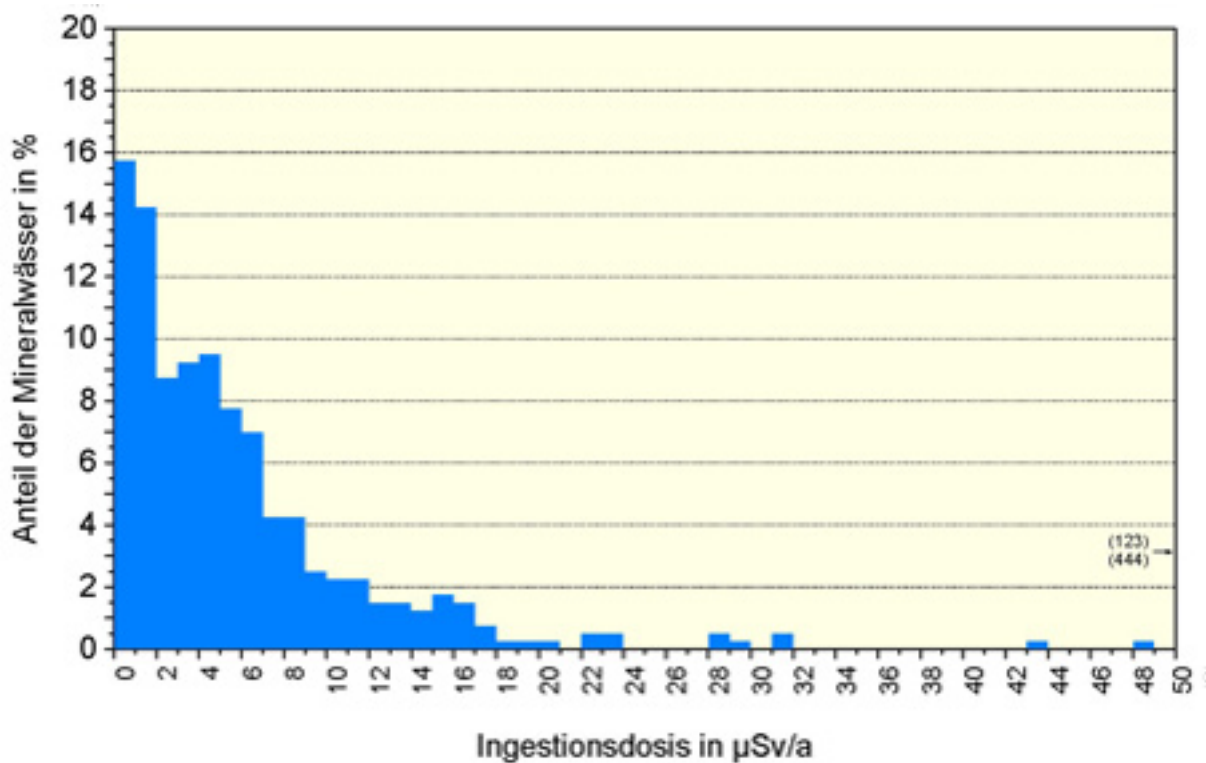
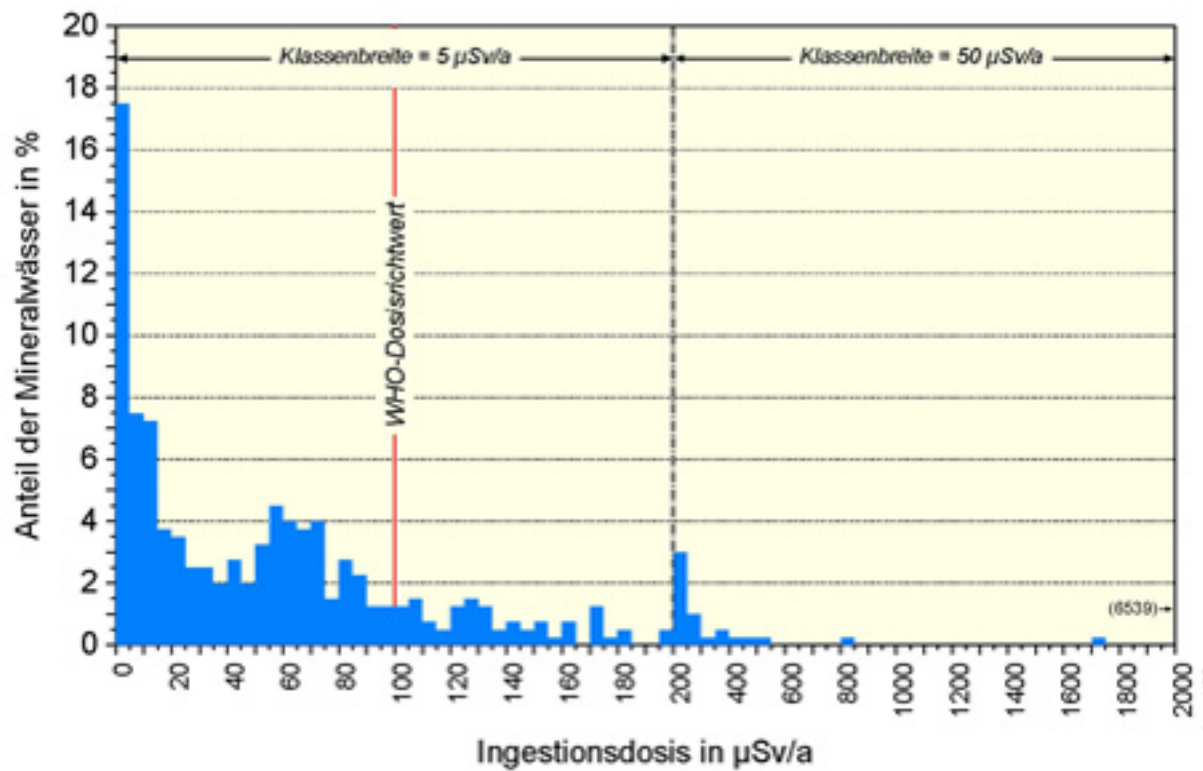


Abb. 1: empirische Verteilungen der effektiven Jahresdosen durch Trinkwasserkonsum in Deutschland für Säuglinge (oben) und Erwachsene (unten); rechts in den Abbildungen eingetragene Zahlen markieren hohe, nicht graphisch dargestellte Einzelwerte

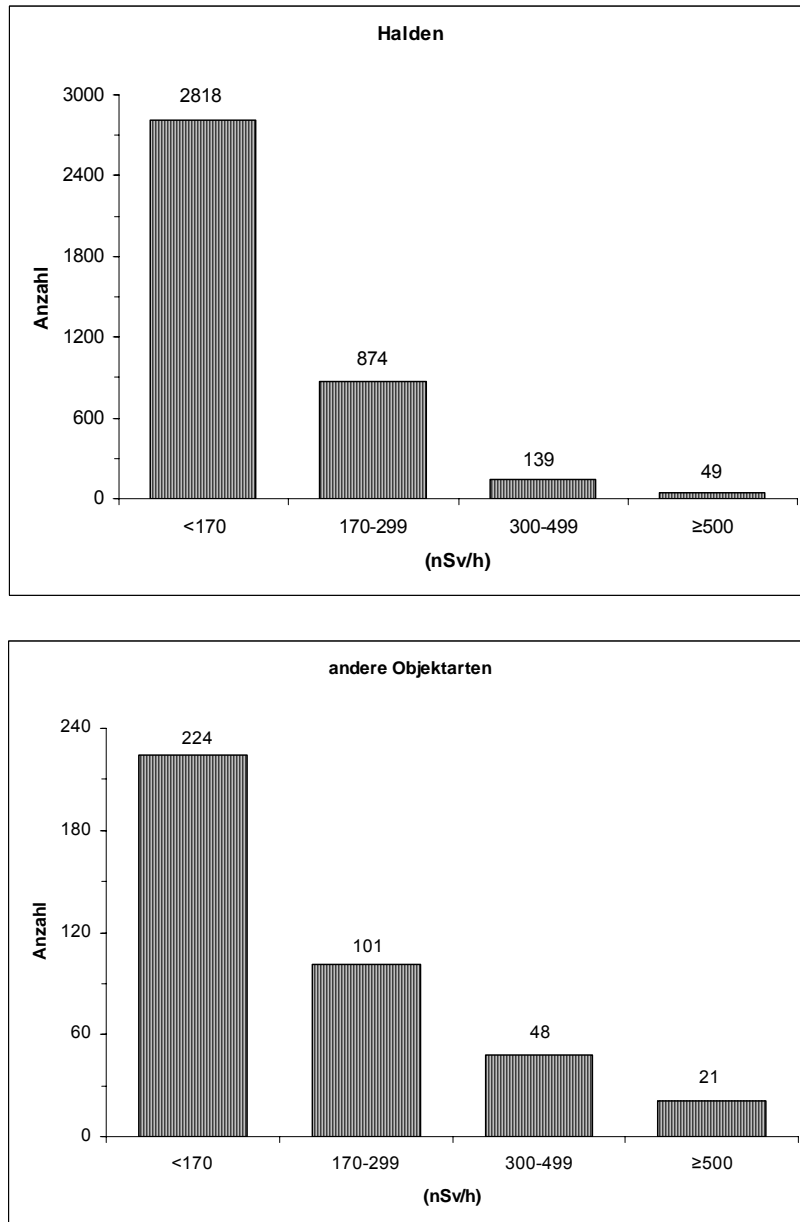


Abb. 2: Verteilung der Ortsdosisleistungen der vom Bundesamt für Strahlenschutz untersuchten Verdachtsflächen für bergbauliche Hinterlassenschaften (ohne Betriebsflächen der Wismut GmbH)

Wie schon erwähnt waren die Objekte der Wismut GmbH in die Untersuchungen und Bewertungen nicht mit einbezogen worden, da entsprechende Analysen von der Wismut GmbH nach der grundsätzlichen Sanierungsentscheidung zur näheren Charakterisierung der Objekte in eigener Regie durchgeführt wurden. Für diese Objekte charakteristisch ist, dass sie meist erheblich größer waren als die übrigen bergbaulichen Hinterlassenschaften, so dass die durch Radon vermittelten Fernwirkungspfade generell eine größere Bedeutung erlangten und damit trotz ähnlicher Aktivitätskonzentrationen im Material Expositionen oberhalb 1 mSv/a eher die Regel darstellten.

4. Der Sonderfall Radon in Gebäuden

4.1 Expositionen in Deutschland

Radon ist in der freien Atmosphäre und in Gebäuden ubiquitär vorhanden. Aufgrund des reduzierten Luftaustauschs reichert es sich zusammen mit seinen Zerfallsprodukten, die die Exposition dominieren, in Gebäuden gegenüber der freien Atmosphäre an. Zahlreiche Untersuchungen weltweit haben gezeigt, dass die resultierenden Radonkonzentrationen in Wohnräumen primär von der Konzentration dieses Edelgases im Untergrund (exakter: in der oberflächennahen Bodenluft), der Bauausführung, insbesondere dabei der Abdichtung des Hausfundaments gegenüber dem umgebenden Baugrund, und der Höhe des Wohnraums über dem Fundament abhängt. Auch in Deutschland wurde – überwiegend im Auftrag des Bundesamtes für Strahlenschutz – eine Vielzahl von Studien zur Aufklärung dieser Zusammenhänge, zur Erfassung der Verteilung der Radonkonzentrationen in Wohngebäuden in Deutschland und zur Entwicklung von Prognoseinstrumenten mit Erfolg durchgeführt. Als ein Beispiel für unseren heutigen Kenntnisstand sind in Tab. 3 die vom Bundesamt für Strahlenschutz geschätzten Zahlen der Ein- und Zweifamilienhäuser mit Radonkonzentrationen oberhalb verschiedener Werte zusammengestellt. Grundsätzlich lässt sich aus den existierenden Messdaten der Radonkonzentrationen in Wohnräumen auch eine Verteilungsdichtefunktion generieren; da die überwiegende Zahl der Untersuchungen allerdings in Gebieten durchgeführt wurde, in denen eher erhöhte Aktivitätskonzentrationen erwarten wurden, könnte diese für den Bereich niedriger Konzentrationen größere Unsicherheiten aufweisen, so dass hier die Darstellung der Tab. 3 bevorzugt wird.

Tab. 3: Geschätzte Anzahl der Ein- und Zweifamilienhäuser mit Radonkonzentrationen in Aufenthaltsräumen oberhalb bestimmter Aktivitätskonzentrationen

Aktivitätskonzentration (in Bq/m ³)	Relative Häufigkeit (in %)	Zahl der Häuser* (in Tausend)
> 50	36 - 38	4900 - 5200
> 100	10,2 - 11,8	1400 - 1600
> 200	2,1 - 4,4	290 - 600
> 400	0,40 - 1,6	50 - 220
> 1000	0,04 - 0,32	5 - 44

* Gebäudebestand 2001: ca. 13 Millionen

4.2 Gesundheitsrisiko

Grundlegende Unsicherheit bestand hingegen bis vor kurzem, ob die Risikoschätzer für radoninduzierten Lungenkrebs, die aus epidemiologischen Untersuchungen von Uranbergarbeitern resultierten, auf die Exposition der Bevölkerung durch Radon im häuslichen Bereich übertragbar sind, da Expositionsbedingungen und -höhen deutlich differierten. Hier konnte eine umfangreiche epidemiologische Studie [17,18,19], in der Daten aus verschiedenen europäischen Ländern gepoolt wurden, wesentlich zur Klärung beitragen.

Deren Ergebnisse zeigen einen statistisch signifikanten Anstieg des Lungenkrebsrisikos mit steigender Radonkonzentration, der sich mit einer linearen Expositions-Wirkungs-Beziehung beschreiben lässt, mit einem zusätzlichen relativen Risiko von 8,4 % pro 100 Bq/m³, nach

Korrektur der Unsicherheiten der Radonbestimmungen von 16 % pro 100 Bq/m³. Diese lineare Expositions-Wirkungs-Beziehung blieb statistisch signifikant bei einer Beschränkung auf Probanden mit Radonkonzentrationen unterhalb von 200 Bq/m³ als auch bei einer Beschränkung auf Personen, die lebenslang nicht geraucht hatten. Statistisch signifikante Risikoerhöhungen wurden gefunden ab einer Expositionsklasse von 100-199 Bq/m³, bei einer zusätzlichen Auswertung mit einer anderen Einteilung der Expositions-kategorien [18] auch ab 80-139 Bq/m³.

Zur Abschätzung des aus diesen Ergebnissen resultierenden Gesamttrisikos für die Bevölkerung in Deutschland wurde vom Bundesamt für Strahlenschutz ein Forschungsauftrag vergeben [20], dessen wesentliche Ergebnisse in den Tabellen 4 und 5 wiedergegeben sind. Es zeigt sich, dass das durch Radon verursachte Lungenkrebsrisiko zwischen den einzelnen Bundesländern vor allem infolge der unterschiedlich hohen Radonkonzentrationen in den Wohnungen um mehr als einen Faktor 4 differiert (Tab. 4) und dass durch Maßnahmen zur Begrenzung der Radonkonzentrationen auf 100 Bq/m³ das radonbedingte Lungenkrebsrisiko deutlich reduziert werden kann, während Werte von 400 Bq/m³ oder gar 1000 Bq/m³ kaum effektiv sind.

Tab. 4: Absolute Zahlen an Lungenkrebs-Todesfällen in Deutschland für Männer und Frauen und attributable Risiken (AR) durch Radon in Wohnungen im Vergleich zur Außenluft von 9 Bq/m³. Berechnung nach korrigiertem europäischen Pooling-Modell mit korrigierter Radonverteilung, getrennt nach Bundesland, keine Trennung nach Raucherstatus; aus [20]

Bundesland	AR *) in %	Mittlere jährliche Anzahl Lungenkrebs-Todesfälle durch Radon
Schleswig-Holstein	x	x
Hamburg	3.06	29
Niedersachsen	3.43	125
Bremen	2.30	10
Nordrhein-Westfalen	4.36	447
Hessen	5.02	127
Rheinland-Pfalz	6.43	127
Baden-Württemberg	4.82	169
Bayern	6.24	265
Saarland	4.90	33
Berlin	3.32	53
Brandenburg	x	x
Mecklenburg-Vorpommern	x	x
Sachsen	8.29	159
Sachsen-Anhalt	x	x
Thüringen	8.75	93
Deutschland gesamt	5.02	1896

x keine Berechnung aufgrund zu geringer Information zur Radonbelastung

*) Attributivrisiko berechnet als Summe der auf Radon zurückzuführenden Lungenkrebstodesfälle bei Männern und Frauen, bezogen auf die durchschnittliche jährliche Anzahl an Lungenkrebstodesfällen insgesamt

Tab. 5: Attributable Gesamtrisiken (männliche und weibliche Raucher und Nichtraucher), Effekte von Sanierungserfolgen (Vermeidbare Anzahl Fälle jeweils bezogen auf eine mittlere jährliche Anzahl Todesfälle durch Lungenkrebs von 37 744 (= 100 %); aus [20])

Höchstwert in Bq/m ³	Sanierungs- szenario *)	AR in %	Anzahl vermeidbarer Lungenkrebs-Todesfälle in einem Jahr (insgesamt)
9	Außenluft	5.02	1896
100	1	1.03	389
	2	0.41	157
	3	0.80	302
150	1	0.63	239
	2	0.25	94
	3	0.52	197
200	1	0.44	167
	2	0.18	66
	3	0.38	143
250	1	0.35	132
	2	0.13	50
	3	0.31	115
400	1	0.20	75
	2	0.07	26
	3	0.18	68
1000	1	0.06	21
	2	0.02	6
	3	0.05	20

*) Szenario 1: alle Werte über dem Höchstwert werden auf den Außenluftwert von 9 Bq/m³ saniert, Szenario 2: alle Werte über dem Höchstwert werden auf den Höchstwert saniert, Szenario 3: alle Werte über dem Höchstwert verteilen sich gemäß der Verteilung unter dem Höchstwert

Zusammenfassend ist festzustellen, dass Radon in Gebäuden den einzigen Expositionspfad natürlicher Radioaktivität – aber auch generell, wenn man von Unfallsituationen absieht – im bevölkerungsbezogenen Strahlenschutz darstellt, für den ein erhöhtes Risiko nachgewiesen ist, ohne dass gesetzliche Regelungen zu dessen Begrenzung existieren.

5. Risiko und Risikowahrnehmung

Um die erforderliche Risikobegrenzung für Expositionen durch Radon in Gebäuden zu gewährleisten, wurde vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit ein Entwurf für eine gesetzliche Regelung vorgelegt [21]. Nicht überraschen konnte, dass diese Vorschläge im politischen Raum kontrovers diskutiert wurden. Unerwartet war hingegen, dass seitens des Strahlenschutzes nicht nur weitgehend eine Unterstützung ausblieb, sondern sogar die Notwendigkeit für Regelungen bestritten wurde [22], wobei teilweise auch von bekannten Fachvertretern jede fachliche Basis verlassen wurde [23]. Diese augenfällige Diskrepanz zwischen Risiko und Risikowahrnehmung auch innerhalb unserer *scientific community* gibt Anlass zu (selbst-)kritischen Fragen:

- Kann es sich der Strahlenschutz leisten, von dem allgemeinen Prinzip des Arbeitsschutzes und der Umwelthygiene abzuweichen, Grenzwerte generell unterhalb der Konzentrationen, bei denen Effekte beobachtet werden, inklusive eines Sicherheitsfaktors festzulegen ?
- Welche Konsequenzen ergeben sich für den von uns gerne benutzten Vergleich von Expositionen mit der natürlichen Strahlenexposition, wenn für deren wesentliche Komponente ein erhöhtes Krebsrisiko nachgewiesen ist ?
- Gibt es Alternativen zum Konzept der "Richtwerte", "Zielwerte" etc. ? Trotz des Vorteils einer größeren Flexibilität im Einzelfall als bei Grenzwerten bleibt das Problem, dass solche Werte in der Öffentlichkeit (aber auch bei uns selbst ?) schnell entweder doch wieder als Grenzwerte verstanden werden oder aber im Gegenteil eine völlige Unverbindlichkeit – wie ja nicht zuletzt das Schicksal der bisherigen Empfehlung zu Radon in Gebäuden gezeigt hat – suggerieren und damit einen ähnlichen Stellenwert wie die Richtgeschwindigkeit auf bundesdeutschen Autobahnen erlangen.
- Wie ordnen wir es ein, dass die Lebenszeitrisiken für Personen der Bevölkerung durch Radon in Gebäuden um Größenordnungen über diejenigen liegen, die mit 10^{-4} bis 10^{-6} für individuelle Lebenszeitrisiken international üblicherweise für andere karzinogene Substanzen in der Umwelt als akzeptabel angesehen werden ?
- Welchen Nutzen könnte für den Strahlenschutz eine intensivere Verfolgung eines risikobasierten Ansatzes für eine Prioritätensetzung bewirken ?
- Spezifisch zur Exposition durch Radon in Gebäuden: Muss der Strahlenschutz nicht vernehmlich protestieren, wenn in der öffentlichen Diskussion die Gesundheitsfolgen einer Strahlenexposition gegen diejenigen eines persönlichen Suchtverhaltens (des Rauchens) ausgespielt werden ?

Ich würde mich freuen, wenn diese – und vielleicht noch andere – Fragen zu einer lebhaften Diskussion über Selbstverständnis und Prioritätensetzung im Strahlenschutz beitragen können. Wir können davon im Selbstverständnis und in der Darstellung unserer Ziele in der Öffentlichkeit nur gewinnen.

6. Danksagung

Für die Zusammenstellung vieler der Daten, die in diesen Artikel Eingang gefunden haben, danke ich Th. Bünger, K. Gehrcke und R. Lehmann (alle BfS, Berlin). Frau Beier (BfS, Berlin) war mir eine wichtige Unterstützung beim Kampf mit den Mysterien des Textverarbeitungsprogramms.

7. Literaturverzeichnis

- [1] Michel, R.; Ritzel, S.; Vahlbruch, J.-W.: Natürliche Strahlenexposition: Horrorszenario oder alles ganz normal ? Dieser Tagungsband
- [2] Richtlinie zur Verwendung und Nutzung von Haldenmaterialien zu Bauzwecken. Mitteilungen des Staatlichen Amtes für Atomsicherheit und Strahlenschutz, 11. Jahrgang, Nr. 5, 1974.

- [3] Anordnung zur Gewährleistung des Strahlenschutzes bei Halden und industriellen Absetzanlagen und bei der Verwendung der darin abgelagerten Materialien. GBl. der DDR, Teil I, Nr. 34 vom 17. 10. 11. 1980, p. 347
- [4] Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz. GBl. der DDR, Teil I, Nr. 30 vom 11. 10. 1984, p. 341
- [5] K. Aurand (Hrsg.): Die natürliche Strahlenexposition des Menschen: Grundlage zur Beurteilung des Strahlenrisikos. Stuttgart: Thieme Verlag, 1974
- [6] Zur Radon-Exposition der Bevölkerung. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 1: Empfehlungen der Strahlenschutzkommission zu speziellen Fragen des Strahlenschutzes in den Jahren 1974-1984, Stuttgart / New York: Gustav Fischer Verlag, p. 151, 1985
- [7] Strahlenexposition und mögliches Lungenkrebsrisiko durch Inhalation von Radon-Zerfallsprodukten in Häusern. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 6: Empfehlungen der Strahlenschutzkommission 1985/1986, Stuttgart / New York: Gustav Fischer Verlag, p. 13, 1987
- [8] Strahlenschutzgrundsätze zur Begrenzung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Radon und seine Zerfallsprodukte. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 15: Empfehlungen der Strahlenschutzkommission 1988/1989, Stuttgart / New York: Gustav Fischer Verlag, p. 31, 1991
- [9] Vergleichbarkeit der natürlichen Strahlenexposition mit der Strahlenexposition durch kerntechnische Anlagen. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 1: Empfehlungen der Strahlenschutzkommission zu speziellen Fragen des Strahlenschutzes in den Jahren 1974-1984, Stuttgart / New York: Gustav Fischer Verlag, p. 57, 1985
- [10] Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 24: Empfehlungen der Strahlenschutzkommission 1990/1991, Stuttgart, Jena, Ulm, Lübeck: Gustav Fischer Verlag, 1993
- [11] Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 31: Empfehlungen der Strahlenschutzkommission 1992/1993, Stuttgart, Jena, Ulm, Lübeck: Gustav Fischer Verlag, 1997
- [12] Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 39. Jahrgang, Nr. L 159/1, 1996
- [13] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001. Bundesgesetzblatt I, p. 1714
- [14] Strahlenexposition an Arbeitsplätzen durch natürliche Radionuklide. Berichte der Strahlenschutzkommission, Heft 10, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm: Gustav Fischer Verlag, 1997
- [15] Obrikat, D., Beyermann, M., Bünger, Th., Viertel, H.: Natürliche Radionuklide in Mineralwässern in Deutschland. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und

Reaktorsicherheit: 12. Fachgespräch zur Überwachung der Umweltradioaktivität, Bonn, 8. - 12. 4. 2003. Tagungsband, p. 475, 2003

- [16]Ettenhuber, E., Gehrcke, K.: Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Abschlussbericht. Salzgitter: Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-SCHR-22/01, 2001
- [17]S. Darby, D. Hill, A. Auvinen, J. M. Barros-Dios, H. Baysson, F. Bochicchio, H. Deo, R. Falk, F. Forestiere, M. Hakama, I. Heid, L. Kreienbrock, M. Kreuzer, F. Lagarde, I. Mäkeläinen, C. Muirhead, W. Oberaigner, G. Pershagen, A. Ruono-Ravina, E. Ruosteenoja, A. Schaffrath Rosario, M. Tirmarche, L. Tomasek, E. Whitley, H. E. Wichmann, R. Doll, Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.*, 330(7485), p. 223, 2005
- [18]S. Darby, D. Hill, A. Auvinen, J. M. Barros-Dios, H. Baysson, F. Bochicchio, R. Doll, R. Falk, A. Figueiras, F. Forestiere, M. Hakama, I. Heid, L. Kreienbrock, M. Kreuzer, F. Lagarde, I. Mäkeläinen, C. Muirhead, W. Oberaigner, G. Pershagen, E. Ruosteenoja, A. Schaffrath Rosario, M. Tirmarche, L. Tomasek, E. Whitley, H. E. Wichmann, Residential radon and lung cancer: detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7,148 subjects with lung cancer and 14,208 subjects without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health*, 32, Suppl. 1, 2006
- [19]Kreuzer, M., Lungenkrebsrisiko durch Radon in Wohnungen, *StrahlenschutzPRAXIS*, 11 (2), p. 61, 2005
- [20]Menzler, S., Schaffrath-Rosario, A., Wichmann, H.-E., Kreienbrock, L.: Abschätzung des attributalen Lungenkrebsrisikos in Deutschland durch Radon in Wohnungen. Forschungsvorhaben StSch 4422. Hannover: Abschlussbericht an das Bundesamt für Strahlenschutz, 2006
- [21]Meyer zu Rheda, E.: Vorschläge für eine gesetzliche Regelung zur Begrenzung von Radon in Aufenthaltsräumen. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Forschung zum Problembereich "Radon", 17. Statusgespräch, Berlin, 14./15. 10. 2004. Bonn, 2005
- [22]beispielhaft sei auf die Diskussionen auf dem 17. Statusgespräch *Forschung zum Problembereich "Radon"* verwiesen
- [23]Becker, K.: Das Radonschutzgesetz – Ein neuer deutscher Weltrekord ? *StrahlenschutzPRAXIS*, 11(1), p. 65, 2005

SINN UND UNSINN BEIM GEBRAUCH DER KOLLEKTIVDOSE

USE AND MISUSE OF THE COLLECTIVE DOSE

R. Michel¹

¹Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Universität Hannover, Deutschland

Zusammenfassung

Die Kollektivdosis wurde 1977 von der ICRP als Instrument der Optimierung des Strahlenschutzes bei Tätigkeiten eingeführt. Dort wird sie erfolgreich angewandt. Der Gebrauch der Kollektivdosis in anderen Anwendungsbereichen und in der öffentlichen Diskussion, insbesondere zur Darstellung von Risiken, führt zu pauschalisierten und vielfach falschen Aussagen, verkürzt wissenschaftliche Zusammenhänge in unzulässiger Weise und ist zur Kommunikation von Risiken nicht geeignet.

Summary

The concept of collective dose was introduced by ICRP in 1977 as an instrument for optimization of radiation protection in practices. For practices, this concept has been successfully used. The application of the collective dose in other fields of radiation protection and in the public discussion, in particular for the quantification of risks, leads to over-generalised and frequently wrong conclusions, scientifically incorrect and unacceptable statements, and is not suited for the communication of risks.

Schlüsselwörter Kollektivdosis, Risiko, attributives Risiko, potentielles Risiko

Keywords collective dose, risk, attributive risk, potential risk

1. Grundlagen

Das ICRP-System des Strahlenschutzes beruht auf den drei Grundsätzen der Rechtfertigung von menschlichen Handlungen (Tätigkeiten), die Strahlenexposition erhöhen, und Interventionen, die existierende Strahlungspegel verändern, der Begrenzung der Strahlenexposition für kontrollierbare Expositionen (aus anthropogenen Quellen), die sinnvoller Weise als in der Verantwortung der Zuständigen angesehen werden können, und der Optimierung des Strahlenschutzes, um Strahlenexpositionen und Risiken von Tätigkeiten und Interventionen und die zugehörigen Wahrscheinlichkeiten von potentiellen oder unfallbedingten Expositionen so niedrig wie sinnvoller Weise möglich (*as low as reasonably achievable*) zu halten. Dabei ist die *Linear-No-Threshold*-Hypothese unverzichtbare Grundlage des ICRP-Systems des Strahlenschutzes.

Das Konzept der Kollektivdosis wurde in den 1970er Jahren aus zwei Gründen von der ICRP [1] eingeführt: Der eine Grund war, den unkontrollierten Aufbau der Exposition durch langlebige Radionuklide in der Umwelt einzuschränken. Der andere Grund war, die Optimierung auf der Grundlage einer Kosten-Nutzen-Analyse für unterschiedliche Handlungsoptionen zu erleichtern durch Beantwortung der Frage "Wie viel kostet es und wie viele Leben rettet es?"

Die Kollektivdosis ist das Produkt aus der Anzahl der Personen der exponierten Bevölkerungsgruppe und der mittleren Pro-Kopf-Dosis:

$$S = \sum_i \bar{E}_i \cdot N_i \text{ oder } S = \int_0^{\infty} E \cdot \frac{dN(E)}{dE} dE \quad (1)$$

mit \bar{E}_i der mittleren effektiven Dosis in einer Gruppe i und N_i der Anzahl der Individuen in der Gruppe i . Die Einheit der Kollektivdosis ist das Personen-Sievert. Die ICRP betrachtet auch die effektive Kollektivdosis S_k einzelner Ereignisse k im Sinne einer Folgedosis gemäß

$$S_k = \int_0^{\infty} \frac{dS_k}{dt} dt \quad (2)$$

Die ICRP warnte jedoch schon damals [1], dass die Integration niedriger Expositionen über große Populationen, weite geographische Gebiete und lange Zeiträume generell kein brauchbares Werkzeug für Entscheidungen ist, da dabei möglicher Weise zu viel Information zusammengefasst und Detailinformation verloren gehen kann. Dies ist von besonderer Bedeutung, wenn die Kollektivdosis zur Beschreibung von Risiken benutzt wird.

Risiko ist definiert als das Produkt von Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensumfang. Für das lebenslange Individualrisiko, strahlungsbedingt an Krebs zu erkranken (sterben), gilt nach einmaliger Exposition mit einer effektiven Dosis $E(t_1)$ im Alter t_1 :

$$R(t_1) = E(t_1) \cdot \int_{t_1+t_{\text{Latenz}}}^{\infty} \frac{dP(t_1, t, \dots)}{dt} dt \quad (2)$$

Dabei ist mit dem relativen Risikomodell der ICRP [2] die Wahrscheinlichkeit $P(t_1, t, \dots)$ nach Bestrahlung an Krebs zu erkranken (sterben) abhängig vom Alter t_1 bei Bestrahlung und nach einer Latenzzeit t_{Latenz} vom jeweils erreichten Alter t .

Bei chronischer Exposition ab Alter t_1 gilt für das lebenslange Individualrisiko, strahlungsbedingt an Krebs zu erkranken (sterben):

$$R(t_1) = \int_{t_1}^{\infty} \frac{dE(t')}{dt'} \cdot \int_{t'+t_{\text{Latenz}}}^{\infty} \frac{dP(t', t)}{dt} dt dt' \quad (3)$$

Die ICRP gibt in Tab. 3 ihrer Publikation 60 [2] sog. nominelle Wahrscheinlichkeitskoeffizienten NWK stochastischer Strahlenwirkungen an, die für Strahlenexpositionen bei angenommenen Altersverteilungen beruflich Strahlenexponierter und der gesamten Bevölkerung den komplexen Zusammenhang von Gl. 3 in die einfache Gleichung $R = E \cdot NWK$ verwandelt. Dieser Ansatz wird in der öffentlichen Diskussion in Verbindung mit der Kollektivdosis gemeinhin zur retrospektiven oder prospektiven Berechnung von Opferanzahlen benutzt gemäß $N_{\text{Opfer}} = S \cdot NWK$ benutzt. Bei angenommenem Gleichgewicht wird auch die jährliche Anzahl von Opfern über $\dot{N}_{\text{Opfer}} = \dot{S} \cdot NWK$ berechnet. Die Optimierungsfrage "Wie viel kostet es und wie viele Leben rettet es?" wird so im Umkehrschluss als eine Handlungsanweisung zur Berechnung der Anzahl von Opfern verstanden.

Dabei ist die Berechnung der Anzahl potentieller Opfer oder des sog. attributiven Risikos komplizierter und in hohem Maße nicht linear. Für chronische Expositionen mit Risiken nach Gl. 3 ergibt sich die Anzahl der potentiellen Opfer zu

$$N_{\text{Opfer}} = \int_0^{\infty} \frac{dN}{dt_1} \cdot R(t_1) dt_1 = \int_0^{\infty} \frac{dN}{dt_1} \cdot \int_{t_1}^{\infty} \frac{dE(t')}{dt'} \cdot \int_{t'+t_{\text{Latenz}}}^{\infty} \frac{dP(t',t)}{dt} dt dt' dt_1 \neq S \cdot NWK \quad (4)$$

Bei missbräuchlicher Anwendung der Gleichung $N_{\text{Opfer}} = S \cdot NWK$ liegt ein besonderes Problem darin, dass durch Annahme der LNT-Hypothese hohe Anzahlen von Opfern durch Multiplikation niedriger Dosen mit großen Populationen berechnet werden, und damit beobachtbare und nicht beobachtbare Strahlenrisiken miteinander vermischt werden. So berechnet man z.B. bei einmaliger Exposition einer Population von 100 Millionen Menschen mit einer effektiven Dosis von 1 mSv bei einem nominellen Wahrscheinlichkeitskoeffizienten von $0,5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ eine Anzahl von 500 zusätzlichen Krebstoten, die angesichts der spontan in dieser Population zu erwartenden Anzahl von mehr als 20 Millionen nie beobachtbar ist.

Die Absurdität der Gleichwertigkeit numerisch gleicher Kollektivdosen in Bezug auf das Strahlenrisiko der Menschen kann durch Betrachtung des Individualrisikos verdeutlicht werden. Verteilt man eine Kollektivdosis von 1 Personen-Sv auf 1 Million Personen a 1 μSv , auf 100 Personen a 10 mSv oder 5 Personen a 200 mSv, so erhält man Individualrisiken, dadurch an Krebs zu sterben von 5×10^{-8} , 5×10^{-4} bzw. 0,01.

Ein zusätzliches Problem entsteht dadurch, dass beobachtbare, hypothetische und potentielle Risiken zu unterscheiden sind. Ist eine Strahlenexposition erfolgt, ist nach der LNT-Hypothese von einem real existierenden zusätzlichen Risiko auszugehen, das abhängig von seiner Höhe durch Beobachtungen verifizierbar (beobachtbar) sein wird oder im Bereich nicht beobachtbarer Risiken liegt und hier als hypothetisch bezeichnet wird. Was ist aber das Risiko, wenn die Exposition nur möglicherweise mit einer Wahrscheinlichkeit $W(E)$ auftritt? Dann wird nach Gl. 5 ein potentielles Risiko ermittelt, das seinerseits je nach Höhe beobachtbar oder hypothetisch sein kann.

$$R = \int_{t_1}^{\infty} \frac{W(E(t')) \cdot E(t')}{dt'} \cdot \int_{t'+t_{\text{Latenz}}}^{\infty} \frac{dP(t,t')}{dt} dt dt' \quad (5)$$

Werden Risiken nach Gl. 5 dann für potentielle Kollektivdosen gemäß $N_{\text{Opfer}} = S \cdot NWK$ zur Berechnung von Opferanzahlen benutzt, wird zusätzlich zu beobachtbaren und hypothetischen Opfern auch noch die Kategorie potentieller Opfer geschaffen.

2. Beispiele für die Anwendung der Kollektivdosis

Für die Optimierung des Strahlenschutzes beruflich strahlenexponierter Personen hat sich das Konzept der Kollektivdosis bei Planung und Durchführung von **Tätigkeiten** bewährt. Zeugnis davon geben die jährlichen Parlamentsberichte über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung in Deutschland. Für das Jahr 2004 wird z.B. für die Strahlenexposition aller $n \approx 313.400$ (davon ca. 240.000 in der Medizin) Überwachten eine mittlere effektive Dosis $\bar{E} = 0,13 \text{ mSv}$ angegeben [3]. Beachtet man, dass nur $n(E > E^*) \approx 51.500$ Personen Strahlenexpositionen oberhalb der Erkennungsgrenze der Dosimeter von $E^* = 0,05 \text{ mSv}$ aufwiesen, ergibt sich

eine mittlere effektive Dosis der tatsächlich Exponierten von $\bar{E} = 0,82 \text{ mSv}$. Die Kollektivdosis der tatsächlich Exponierten betrug $S = 42,0 \text{ Personen} - \text{Sv}$.

Aufschlussreich ist in diesem Zusammenhang die Betrachtung der Zeitreihen der Kollektivdosis beruflich Strahlenexponierter in deutschen Leistungskraftwerken, die sich in den letzten zwanzig Jahren, auch bezogen auf die Erzeugung elektrischer Energie, kontinuierlich und signifikant verringert hat. Dies ist Ausdruck einer Sicherheitsphilosophie in kerntechnischen Anlagen, nach der zum Schutz des Eigen- und Fremdpersonals, das Tätigkeiten innerhalb einer Anlage ausführt, die Zahl der mit Tätigkeiten beauftragten Personen, deren Individualdosis auch unterhalb der durch die StrlSchV festgelegten Grenzwerte sowie die Kollektivdosis unter Berücksichtigung aller Umstände des Einzelfalls so gering wie möglich zu halten und jede unnötige Strahlenexposition oder Kontamination zu vermeiden sind. In anderen Anwendungsbereichen von Radioaktivität und Strahlung sind bei Tätigkeiten derartige Optimierungserfolge nicht zu verzeichnen.

Auch der Vergleich der Kollektivdosis aus Tätigkeiten mit der des fliegenden Personals für das Jahr 2004 ist interessant. Die Kollektivdosis der Strahlenexposition des fliegenden Personals, $n \approx 30.000$, durch die kosmische Strahlung lag im Jahr 2004 bei einer mittleren effektiven Dosis von $\bar{E} = 1,94 \text{ mSv}$ und einer maximalen Dosis der Beschäftigten von $5,7 \text{ mSv}$ mit $57,8 \text{ Personen-Sv}$ höher als die Kollektivdosis aus Tätigkeiten.

Im Gegensatz zu einer Empfehlung der SSK zur Anwendung der Kollektivdosis [4], nach der Begrenzungen der Kollektivdosis nicht in gesetzliche Regelwerke übernommen werden sollten, ist nach der Richtlinie 96/29/ EURATOM bei der **Freigabe radioaktiver Stoffe** die jährlichen Individualdosis im Bereiche einiger $10 \mu\text{Sv}$ und die Kollektivdosis auf ca. 1 Personen-Sv zu begrenzen. In Deutschland wurde die Begrenzung der Kollektivdosis nicht verpflichtend ins gesetzliche Regelwerk übernommen. Die Einhaltung des Kollektivdosiskriteriums der EU-Grundnormen wurde in einem Forschungsvorhaben nachgewiesen, das sowohl retrospektiv als auch prospektiv die Kollektivdosen als Folge der Freigabe generisch zu ermitteln gestattet [5]. Obwohl bei der Modellierung der Kollektivdosis die Jahresdosen bis hinunter zu 10 nSv aufintegriert wurden, konvergierte die Kollektivdosis, da sowohl die Masse der insgesamt freigegebenen Materialien als auch die mögliche Anzahl der Exponierten begrenzt war. Dennoch belegt diese Anwendung beispielhaft die missbräuchliche Aufsummierung trivialer Dosen in der Kollektivdosis und die Tatsache, dass eine gesellschaftliche Übereinkunft über die Geringfügigkeit von Strahlenexpositionen nicht existiert.

Das Problem der Integration der Kollektivdosis über große Populationen, geringe Dosen und lange Zeiträume wird am Beispiel der weltweiten Strahlenexposition durch **oberirdische Kernwaffenexplosionen** deutlich. In einer Untersuchungen zur bis 1985 akkumulierten Individualdosen der Schweizer Bevölkerung durch den radioaktiven Fallout der Kernwaffenversuche gab Völkle [6] eine effektive Dosis von $1,15 \text{ mSv}$ an. Diese Angabe steht im Gegensatz zu einer Dosis von $4,5 \text{ mSv}$, die sich nach UNSCEAR [7] ergibt. Die Diskrepanz löst sich auf, wenn man den zeitlichen Integrationsbereich näher betrachtet. Nach UNSCEAR [8] betrug die weltweite, mittlere effektive Jahresdosis durch den Fallout der atmosphärischen Kernwaffenexplosionen im Jahr 1999 noch $5,51 \mu\text{Sv}$. Für den Zeitraum von 1945 bis 1999 gibt UNSCEAR $0,994 \text{ mSv}$ an; für die Zeiträume von 2000 – 2099 eine erwartende Dosis von $0,253 \text{ mSv}$, für 2100 – 2199 $0,062 \text{ mSv}$ und für die gesamte zukünftige Zeit nach 2200 noch $2,181 \text{ mSv}$. Durch Integration von 1945 bis in die ferne Zukunft bis zum Abklingen des anthropogenen ^{14}C errechnete UNSCEAR [8] eine mittlere Individualdosis von $3,49 \text{ mSv}$. Die be-

grenzte Lebenszeit des Menschen wurde in den Berechnungen der Individualdosis nicht berücksichtigt.

Folgt man der Methodik von UNSCEAR [7, 8] dann noch zur Berechnung der Kollektivdosis, so erhält man für eine Weltbevölkerung von 6,5 Milliarden Menschen eine Kollektivdosis für den Zeitraum von 1945 bis 1999 von $S = 6,5 \times 10^6$ Personen-Sv, die mit einer natürlichen Kollektivdosis von $S = 686 \times 10^6$ Personen-Sv zu vergleichen ist. Die Information, dass die weltweite mittlere Individualdosis durch den Fallout der Kernwaffenexplosionen Anfang der 1960er Jahre auf knapp 10 % der natürlichen Strahlenexposition anstieg und dass es Populationen in der Nähe von Testgeländen gab, die wesentlich höheren Dosen ausgesetzt waren, geht in der Kollektivdosisbetrachtung verloren.

In der Diskussion um die radiologischen **Folgen des Unfalls von Tschernobyl** spielt die Kollektivdosis eine unrühmliche, ambivalente Rolle. Für die 5,2 Millionen Menschen in den hochkontaminierten Gebieten schätzt man für den Zeitraum 1986 – 2055 eine Lebenszeit Kollektivdosis (ohne Schilddrüsendosis) von $0,07 \times 10^6$ Personen-Sv [8]. Im Vergleich dazu beträgt die natürliche Kollektivdosis für dieselbe Population im gleichen Zeitraum $0,87 \times 10^6$ Personen-Sv. Die Schilddrüsen-Kollektivdosis durch den Unfall von Tschernobyl betrug $1,59 \times 10^6$ Personen-Sv. Umgerechnet in effektive Dosis würde auch diese Strahlenexposition gegenüber der natürlichen Exposition verschwindend gering sein, obwohl gerade diese Exposition nachweislich zu einer massiven Erhöhung der Schilddrüsenkrebsfälle geführt hat [8]. Dass es gerade die Kinder und Jugendlichen zum Zeitpunkt des Unfalls getroffen hat, zeigt auch, dass die Kollektivdosis wesentliche Details der Expositionen unzulässig verkürzt.

Die Problematik der Berechnung der Anzahl von Opfer auf der Basis der Kollektivdosis wird ebenfalls am Beispiel des Unfalls von Tschernobyl deutlich, wo die Kollektivdosis vielfach zu solchen Berechnungen herangezogen wird. Da der Fallout über der gesamten Nordhalbkugel nachweisbar war, besteht in besonderer Weise die Gefahr der Aufsummierung kleinster Dosisbeiträge über große Populationen. So wurden z.B. Kollektivdosen für die Gesamtheit der Bewohner der Nordhalbkugel außerhalb der hoch kontaminierten Gebiete angegeben. Dabei wurden durch Addition von mittleren 70-Jahre-Folgedosen unter $20 \mu\text{Sv}$ über 4 Milliarden Menschen hypothetische, Tschernobyl zuzuordnende Todesfälle berechnet, die unter den spontanen Krebstodesfällen nie beobachtet werden können. Die lokale Inhomogenität des Fallouts hat Individualdosen verursacht, die über viele Größenordnungen variieren und mit ihnen die Individualrisiken. Dies wird durch die Kollektivdosis nicht beschrieben.

Auch die Anwendung von Radioaktivität und ionisierender Strahlung in der **medizinischen Diagnostik** verursacht ein Strahlenrisiko. In einer Studie über das Krebsrisiko durch den diagnostischen Einsatz von Röntgenstrahlung haben Berrington de Gonzalez und Darby [9] eine jährliche Anzahl von 2.049 Krebstoten für Deutschland geschätzt. Diese Zahl ist um etwa den Faktor 4 geringer als die, die man nach der mittleren diagnostischen Dosis in Deutschland von 2 mSv pro Kopf und Jahr [3] und den nominellen Wahrscheinlichkeitskoeffizienten aus ICRP 60 [2] berechnet. Der Grund dafür liegt darin, dass die meisten diagnostischen Maßnahmen in höherem Alter erforderlich werden und für diese Patientenpopulation die nominellen Wahrscheinlichkeitskoeffizienten nicht zutreffen.

Die von Berrington de Gonzalez und Darby [9] auf der Grundlage aller verfügbaren Information im Sinne eines attributiven Risikos geschätzten Todesfälle gehören zu den hypothetischen Todesfällen, da sie neben den etwa 200.000 jährlichen spontanen Krebstodesfällen nicht nachweisbar sind. Die Frage, die sich jedoch angesichts des Strahlenrisikos der medizi-

nischen Diagnostik relevant ist, lautet: Wie viele Menschenleben werden im Jahr durch die Anwendung ionisierender Strahlung und radioaktiver Stoffe in der medizinischen Diagnostik gerettet? Hierzu liegen jedoch keine Schätzungen vor.

Auch bei der Abschätzung der durch **Radon in Häusern** verursachten Lungenkrebsfälle ist die Kollektivdosis wenig hilfreich. Sie zeigt aber das Problem auf, dass das Radon-bedingte Risiko praktisch nicht vermeidbar ist. In einer gepoolten europäischen Studie wurden signifikant erhöhte Lungenkrebsrisiken oberhalb 100 Bq m^{-3} beobachtet [10]; dies sowohl für Raucher als auch für Nichtraucher. Brüske-Hohlfeld et al. [11] haben das attributive Risiko für Lungenkrebs durch Radon und Radon-Folgeprodukte in Deutschland mit insgesamt 5,02 % berechnet. Dies entspricht einer mittleren Anzahl von 1.896 Lungenkrebs-Todesfällen pro Jahr durch Radon, wovon 1.806 bei Rauchern und 90 bei Nichtrauchern zu erwarten sind. Die Berechnung mit den nominellen Wahrscheinlichkeitskoeffizienten aus ICRP 60 [2] führt bei einer Bevölkerung in Deutschland von 82 Millionen und einer mittleren effektiven Dosis durch Radon von 1,1 mSv pro Jahr, d.h. einer Kollektivdosis von 90.200 Personen-Sv zu mehr als der doppelten Anzahl. Die Gesamtzahl der Lungenkrebstoten in Deutschland lag 1999 nach Angaben des Robert Koch Instituts z. B. bei 37.224, davon 35.451 Raucher und 1.773 Nichtraucher. Das Lungenkrebsrisiko für Raucher ist etwa 20-mal höher als für Nichtraucher.

Durch Berechnungen des attributiven Risikos kann die Anzahl vermeidbarer hypothetischer Lungenkrebstoter pro Jahr in Deutschland durch eine eventuelle Begrenzung der Radonbelastung geschätzt werden. Bei Begrenzung der Radonkonzentration in der Raumluft auf die nachfolgend in Klammern angegebenen Maximalkonzentrationen ergeben sich Anzahlen vermeidbarer Toter von 20 (1.000 Bq m^{-3}), 68 (400 Bq m^{-3}), 143 (200 Bq m^{-3}), 302 (100 Bq m^{-3}) und 1896 (9 Bq m^{-3}) [11]. Der wesentliche Anteil der Kollektivdosis durch Radon in Häusern ergibt sich für Ballungsräume bei relativ niedrigen mittleren Expositionen. Dies führt wegen der LNT-Hypothese dazu, dass die wesentlichen Anteile der hypothetischen Lungenkrebs-Todesfälle in Gegenden mit nur geringen Radonkonzentrationen in Häusern aber hohen Populationsdichten zu erwarten sind. Diese sind aber praktisch nicht vermeidbar.

3. Kollektivdosis und Risiko in der öffentlichen Diskussion

Die Kollektivdosis angewandt auf die Beschreibung von Risiken vermischt kollektive Risiken und Individualrisiken in unzulässiger Weise. Damit erschwert sie die öffentliche Risikodiskussion erheblich. Dabei ist der Begriff „Risiko“ generell negativ belegt und kann sinnvoll nur im Zusammenhang mit Chancen diskutiert und interpretiert werden. Risiken werden in der Öffentlichkeit nicht als Wahrscheinlichkeit wahrgenommen.

In der gesellschaftlichen Diskussion sind Risiken mit unterschiedlichen Schadensumfängen, die von katastrophal, sehr groß, groß, mittel, klein bis geringfügig reichen, und Eintrittswahrscheinlichkeit, die als fast unmöglich, unwahrscheinlich, selten, gelegentlich, oft und häufig zu bezeichnen sind, zu berücksichtigen. Zusätzlich ist im gesellschaftlichen Kontext bei den Schadensumfängen danach zu differenzieren, ob es sich um Einzelpersonen, Gruppen oder ganze Populationen handelt. Dies kann durch Betrachtung von Risikomatrizen getan werden [12]. Die Kollektivdosis ist aber kein geeignetes Werkzeug zur Abbildung dieser Risiken. Auch die Unterscheidung beobachtbarer Risiken, hypothetischer Risiken oder potentieller Risiken ist auf der Basis der Kollektivdosis nicht möglich.

Darüber hinaus sind generelle Zweifel an der Vermittelbarkeit risikobasierter Ansätze in der öffentliche Diskussion des Strahlenschutzes anzumelden und dosisbasierten Ansätzen der Vorzug zu geben. Dies liegt nicht an den unterschiedlichen Risikodefinitionen oder in der mangelnden Übereinkunft über ein tolerables Risiko, sondern im Problem der Risikowahrnehmung in der Gesellschaft. Umfangreiche Literatur existiert über die Probleme der Risikowahrnehmung und –Einschätzung, die eine rationale gesellschaftliche Diskussion um Risiken unmöglich erscheinen lässt. Hier sei nur als Beispiel eine Untersuchung von Slovic [13] zur Einschätzungen von 81 Risiken in der US Bevölkerung genannt, die zeigt, das unterschiedliche Risiken nicht quantitativ wahrgenommen werden, sondern in einem Zwei-Faktoren-Raum der Risikowahrnehmung in ihrer Bedeutung eingeschätzt werden. Die Wahrnehmung wird im Wesentlichen durch den Grad der Unbekanntheit und den Grad der Bedrohung bestimmt. Andere Untersuchungen haben noch weitergehende Zweifel an der Wahrnehmungsfähigkeit des Menschen für Risiken außerhalb der rein mathematischen Betrachtung wohl definierter Risikogrößen aufgezeigt [14]. Die Kollektivdosis ist auch in diesem Zusammenhang ein Werkzeug unzulässiger Verkürzung und Vereinfachung, die eine Risikokommunikation zusätzlich erschwert.

4. Schlussfolgerung und Ausblick

Die Kollektivdosis ist nur bedingt nützlich, da sie Informationen extrem zusammenfasst und dabei wichtige Informationen verloren gehen. Es besteht die Gefahr unzulässiger Verkürzungen in Bezug auf Dosis, Populationen, Raum, Zeit und Strahlenrisiko [15]. Wenn die Kollektivdosis für Entscheidungsprozesse im Rahmen der Optimierung herangezogen werden soll, muss sie in eine Dosismatrix aufgebrochen werden. Wesentliche Elemente beim Aufbrechen der Kollektivdosis sollen nach einem Vorschlag ICRP die Charakteristiken der exponierten Personen und die Dosisverteilung in Raum und Zeit; d.h. Anzahl der exponierten Individuen, Höhe der individuellen Expositionen, zeitliche und räumliche Dosisverteilung, alters- und geschlechtsabhängige Risikofaktoren zur Modifikation der Dosisverteilung, Überlegungen zur Gleichbehandlung, reale oder potentielle Expositionen berücksichtigen. In ihrem aktuellen Draft vom Juni 2006 schlägt die ICRP vor, die Kollektivdosis nur spezifiziert nach dem Intervall der berücksichtigten effektiven Dosen $[E_1, E_2]$ und nach dem betrachteten Zeitintervall Δt zu benutzen gemäß:

$$S(E_1, E_2, \Delta t) = \int_{E_1}^{E_2} E(\Delta t) \cdot \frac{dN(E(\Delta t))}{dE} dE \quad (6)$$

Die ICRP stellt ausdrücklich fest, dass die Kollektivdosis nicht als Werkzeug epidemiologischer Risikoermittlung gedacht ist und daher ungeeignet ist für Risikoprojektionen in epidemiologischen Studien. Speziell die Berechnung von Opferanzahlen auf der Basis der Kollektivdosis unter Einschluss großer Populationen mit trivialen Expositionen wird von der ICRP für nicht sinnvoll gehalten und sollte vermieden werden. Die ICRP hat dies bei der Einführung der Kollektivdosis niemals beabsichtigt und hält dies für eine falsche Anwendung einer Strahlenschutzgröße. Allerdings sagt der ICRP Draft an anderem Ort, dass derartige Berechnungen nützlich sein können für vorläufige Abschätzungen oder Plausibilitätstests. Danach steht zu befürchten, dass der Missbrauch der Kollektivdosis weiterhin andauern wird.

5. Literaturverzeichnis

- [1] ICRP: Publication No. 26, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Annals of the ICRP, Vol. 1 (3), 1977
- [2] ICRP: Publication No. 60, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Annals of the ICRP, Vol. 21 No. 1-3, 1991
- [3] BMU: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2004, Deutscher Bundestag, Drucksache 16/200, 16. Wahlperiode, 09.12.2005, www.bfs.de
- [4] SSK: Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung der Kollektivdosis, Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, Bundesanzeiger Nr. 126a vom 12. Juli 1985
- [5] Thierfeldt, S.; Wörlen, S.; Schartmann, F.: Abschätzung der Kollektivdosis durch Freigaben in Deutschland, Endbericht zum Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2003
- [6] Völkle, H.: Zur Strahlenexposition der Bevölkerung durch den radioaktiven Ausfall der Kernwaffenversuche der 50er- und 60er-Jahre, in: K. Henning, (ed.), *Strahlenexposition der Bevölkerung*, 18. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Okt. 6 – 10, 1985, Finnjet, FS-85-37-T, p. 617, 1985
- [7] UNSCEAR: Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, New York, 1982
- [8] UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, www.unscear.org, 2000
- [9] Berrington de Gonzalez, A., Darby, S.: Risk of cancer from diagnostic X-rays: estimates for the UK and 14 other countries. *Lancet*, 363, p. 345, 2004
- [10] Darby, S.; et al.: 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 21.12.2004
- [11] Brüske-Hohlfeld, I., Kreienbock, L., Wichmann, H.E.: Inhalation natürlicher Strahlung: Lungenkrebs durch Radon, *gsf mensch+umwelt spezial* 18. Ausgabe, *gsf*, p. 37, 2006
- [12] Michel, R.: Ist der Dosisgrenzwert von 1 μSv ein Maßstab für die Endlagerstandortauswahl? Jahrestagung Kerntechnik, 16.-18.5. 2006, Aachen, KTG, Konferenz CD „plus“ und www.zsr.uni-hannover.de, 2006
- [13] Slovic, P.: Perception of Risk, *Science*, 236, p. 280, 1987
- [14] P. Slovic, M. Finucane, E. Peters, D.G. McGregor, Risk as analysis and risk as feelings: Some thoughts about affect, risk, and rationality, *Risk Analysis*, 24, p. 1, 2004
- [15] Michel, R.: Sinn und Unsinn beim Gebrauch der Kollektivdosis, 43. Radiometrisches Seminar in Theuern, Vortragsfolien, www.zsr.uni-hannover.de, 28.4.2006

STAKEHOLDER INVOLVEMENT BEI DER ENTWICKLUNG EINER SANIERUNGSKONZEPTION FÜR DEN URANBERGBAUSTANDORT LERMONTOV IN DER KAUKASISCHEN MINERALWASSERREGION

STAKEHOLDER INVOLVEMENT DURING THE DEVELOPMENT OF A REMEDIATION CONCEPT FOR THE URANIUM MINING SITE LERMONTOV IN THE CAUCASIAN WATER DISTRICT

P. Schmidt¹, J. Hartsch²

¹Wismut GmbH, Chemnitz, Deutschland

²G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft mbH, Freiberg, Deutschland

Zusammenfassung

In den Jahren 2004/05 hat die Wismut GmbH gemeinsam mit Partnern im Auftrag der Europäischen Kommission eine Sanierungskonzeption für den russischen Uranbergbaustandort Lermontov entwickelt. Die Besonderheit des Standortes ist seine Lage an den Nordausläufern des Kaukasus, in einer einmalig schönen Landschaft im Kaukasischen Mineralwassergebiet und umgeben von bekannten Kurbädern. Die technischen Sanierungslösungen zu finden war anspruchsvoll, auf der Grundlage des Know hows der WISMUT aber gesichert. Das eigentlich Komplizierte und zugleich Spannende der Aufgabe war es, die unterschiedlichsten Interessen Betroffener in Einklang zu bringen. Der Beitrag betrachtet die sozialen Aspekte der Bergbausanierung, geht ein auf die Wahrnehmung der radiologischen Hinterlassenschaften in der nordkaukasischen Mineralwasser- und Heilbäderregion und beschreibt, wie die Interessen Betroffener berücksichtigt werden konnten.

Summary

On behalf of the European Commission the Wismut company together with partners developed in the period 2004/05 a remediation concept for the Russian uranium mining site Lermontov. Remarkable for Lermontov is its location in a tremendous countryside, in the centre of the Caucasian Mineral Water District, and adjacent to famous spas. Identification of the technical solutions for rehabilitation of the uranium mining liabilities was not easy but could be managed on the base of the broad Wismut know how. More challenging however was it, to include the different stakeholder interests in finding the best suitable remedial measures. The presentation deals with the social aspects of remediation, with questions of perception of radiological liabilities in the Caucasian Mineral Water District, and describes how the different interests of stakeholders have been taken into account.

Schlüsselwörter Uranbergbau, radioaktive Hinterlassenschaften, Sanierung, Stakeholder

Keywords uranium mining, radioactive liabilities, remediation, stakeholder

1. Einleitung

Im Dezember 2003 wurde die Wismut GmbH durch die Europäische Kommission mit der Ausführung des TACIS-Projektes Europe Aid/116483/C/SV/RU „Sanierungskonzept für die Uranbergwerke des Staatsunternehmens ‚Almaz‘ in Lermontov, Russland“ beauftragt. Nach zwei Jahren intensiver Arbeit eines von WISMUT geführten Konsortiums, bestehend aus der WISMUT selbst, deren Tochterfirma WISUTEC, der C&E Engineering GmbH Chemnitz und der

G.E.O.S Freiberg Ingenieurgesellschaft mbH, wurde im Dezember 2005 der Abschlußbericht zum Projekt termin- und qualitätsgerecht an den Auftraggeber in Brüssel und die beteiligten Seiten in Russland übergeben [1].

Uran wurde in Lermontov von 1945 bis 1990 in zwei Bergwerken gefördert, die sich in den Bergstöcken Bestau bzw. Byk befanden. Am Standort Byk erfolgte zeitweise auch eine untertägige Laugung sowie übertägig eine Armerzhaldenlaugung (siehe Abbildung 1). Knapp 4 Mio. m³ schwach radioaktives Gestein wurden aufgehaldet. Im Ergebnis der Aufbereitung entstand nahe der Erzaufbereitungsfabrik GMZ (Gydrometallurgischeskii Zavod) Lermontov eine 85 ha große Absetzanlage mit 12 Millionen m³ Tailings. In den neunziger Jahren wurden verschiedene Sanierungsarbeiten durchgeführt (Teilabdeckungen der Halden und der Tailings). Im Aufbereitungsbetrieb GMZ erfolgte eine Teilsanierung, seither produziert der Betrieb Phosphordüngemittel und lagert das dabei entstehende Nebenprodukt Phosphorgips auf der Absetzanlage ab.

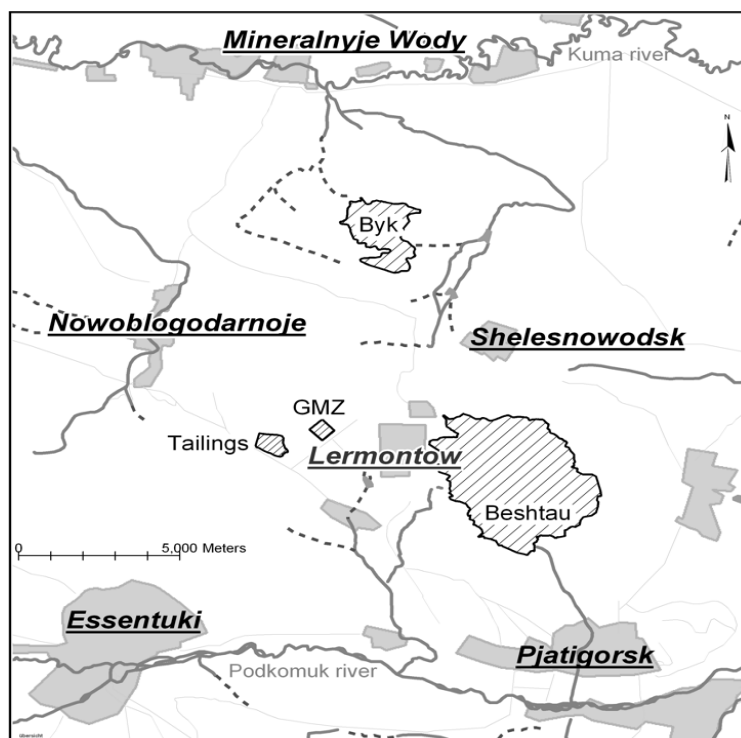


Abb. 1: Lage der Bergbauobjekte am Standort Lermontov

Verglichen mit WISMUT sind die am Standort Lermontov entstandenen radioaktiven Hinterlassenschaften sicherlich als klein zu bewerten. Die Besonderheit des Standortes ist jedoch, dass Lermontov nicht irgendwo, sondern an den Nordausläufern des Kaukasus liegt, in einer atemberaubenden Landschaft (siehe Abbildung 2), im Herzen des Kaukasischen Mineralwassergebietes KavMinVod und umgeben von bekannten Kurbädern wie Pjatigorsk, Kislowodsk, Essentuki und Mineralnye Vody (siehe Abbildung 1).



Abb. 2: Landschaft nahe der Stadt Lermontov, im Hintergrund der Bergstock Beshtau

Damit standen auch der nachhaltige Schutz der weltweit einzigartigen Mineralwasserquellen und die weitere touristische und kurative Nutzung der Region im Mittelpunkt des Projektes. Die Aufgabenstellung der Europäischen Kommission gliederte sich in die klassischen Schritte zur Entwicklung einer Sanierungskonzeption, d. h.:

- Datenerhebung und Entwicklung einer Objekt- und Umweltdatenbank
- Entwicklung eines Standortmodells und Umweltbewertung
- Machbarkeitsstudie für Sanierungsvarianten
- Optimierung der Sanierungsvarianten
- Konzeptionelle Planung der Sanierung, einschließlich Kostenschätzung.

Zusätzlich waren Trainingskurse zu Strahlenschutzmessungen und zur Qualitätssicherung sowie ein Workshop durchzuführen. Letzterer hatte die Aufgabe, die in der Entwicklung der Sanierungskonzeption gemachten Erfahrungen weiter zu vermitteln und dem Pilotstatus, welcher dem Lermontov-Projekt von der Europäischen Kommission zugewiesen wurde, gerecht zu werden. Hierzu waren in fortgeschrittenem Projektstatus Experten anderer russischer und mittelasiatischer Uranbergbaustandorte mit der Herangehensweise zur Entwicklung von Sanierungslösungen nach Europäischem Standard vertraut zu machen.

2. Expositionssituation und Wahrnehmung der radioaktiven Hinterlassenschaften

Uranerzbergbau- und -verarbeitung inmitten eines Gebietes traditioneller Kurheilküden ist an sich schon schwer vermittelbar, wurde aber bekanntermaßen auch in Ostdeutschland (Schlema, Ronneburg) und in Tschechien (Jachymov) durch die sowjetische Besatzungsmacht erzwungen. Noch brisanter stellt sich die Frage nach der Vereinbarkeit der chemischen Laugung (sowohl unter Tage im Bergwerk Byk als auch die Haufenlaugung nahe Byk) sowie der großräu-

migen Ablagerung der radioaktiv und chemisch kontaminierten Rückstände der Erzaufbereitung (Tailings) einerseits und der Nutzung von Mineralwasserquellen in unmittelbarer Nähe der Bergbauobjekte andererseits.

Deshalb stand bei den Untersuchungen zur Strahlenexposition auch die Erkundung möglicher Belastungen des Grundwassers im Vordergrund. Eine Kontamination der tief liegenden Grundwasserleiter, aus denen das Mineralwasser gewonnen wird, konnte nicht nachgewiesen werden. Auch die Expositionen über den Luftpfad erwiesen sich mit Ausnahme für den Aufenthalt in unmittelbarer Nähe von ausziehenden Tagesöffnungen (Expositionspfad Radon/RZPr-Inhalation) als nicht bedeutend. Der dominierende Expositionspfad am Standort ergab sich aus der Nutzung von Bergbauwässern aus den Gruben und aus Halden, die in Absetzbecken nahe der Bergwerke gesammelt wurden. Fischfang, Beregnung von Garten- und Feldprodukten, teilweise sogar Trinkwasserkonsum wurden beobachtet. Die damit verbundenen Gefährdungen waren den Bewohnern nicht bewusst oder wurden ignoriert. Durch die örtlichen Behörden wurde diese Strahlenexposition gleichfalls verdrängt. Tabelle 1 gibt einen Überblick über geschätzte Strahlenexpositionen, ermittelt auf der Grundlage der deutschen „Berechnungsgrundlagen Bergbau“ [2], unter Berücksichtigung standortspezifischer Verhaltensweisen und Konsumtionsraten..

Tabelle 1: Ergebnisse der Berechnung effektiver Dosen für die Referenzpersonen P1 – P8

	Expositionsszenario	relevanter Expositionspfad	Effektive Dosis [mSv/a]	
			Kind (2-7 Jahre)	Erwachsener
P1	Person mit ständigem Wohnsitz im Dorf Bykogorka, nahe Halde 9, 250 h Aufenthalt auf Halde 9	externe Strahlung, Rn/FPr-Inhalation	0.58	0.53
P2	Person, die sich 20 h am Mundloch von Stollen 9 oder im Stollen aufhält	Rn/FPr-Inhalation	16.6*	16.5
P3	Kind, welches 250 Stunden pro Jahr auf Halde 9 spielt	externe Strahlung, Rn/FPr-Inhalation, Direktingestion	0.35	-
P4	Person mit 6-monatigem Aufenthalt in einer Datscha nahe der Halden 16 oder 32; 250 h/a auf der Halde (sehr konservative Annahmen zum Staub)	externe Strahlung, Rn/FPr-Inhalation, Ingestion (direkt, staubefallene Lebensmittel)	2.3	1.7
P5	Sanierungsarbeiter	externe Strahlung, Rn/RfPr/II-Inhalation	-	0.9 - 10
P6	Person, die während des Datscha-Aufenthaltes Bergbauwässer trinkt	Trinkwasserkonsum	0.2 – 4.1	0.2 – 4.8
P7	Person, die über Bergbauwässer kontaminierte Lebensmittel konsumiert, (Viehtränke, Beregnung)	Ingestion von Garten- und Feldprodukten	0.2 – 7.9	0.1 – 5.8
P8	Person, die in Bergbauwässern gefangenen Fisch konsumiert	Fischkonsum	0.1 – 2.9	0.1 – 1.9

* Fett gedruckt sind die unter Verwendung der maximalen Radioaktivitäts-Konzentrationen ermittelten Dosen, die z. T. deutlich oberhalb des Richtwertes von 1 mSv/a lagen. Oberhalb dieses Richtwertes sind Sanierungsmaßnahmen zu erwägen.

Die Präsentation dieser Ergebnisse gegenüber der Bevölkerung, örtlichen Organen und Organisationen wurde den Bearbeitern des TACIS-Projektes erschwert, da diese vor Ort oftmals noch eine Atmosphäre antrafen, die durch den Geist von Geheimhaltung und Vertuschung geprägt war.

3. Berücksichtigung der Interessen Betroffener

Die rein technischen Lösungen zur Sanierung in Lermontov zu identifizieren und zu optimieren (Abdeckungen der Halden und Tailings, Verwahrung der Bergwerke, kontrollierte Grubenwasserableitung mit nachfolgender Wasserbehandlung, etc.) war anspruchsvoll, nicht zuletzt aufgrund der herausragenden Bedeutung der Möglichkeit der Kontaminationsausbreitung auf dem Wasserpfad. Diese technischen Lösungen zu finden und zu optimieren, gelang WISMUT und den weiteren Konsortiumsmitgliedern auf der Grundlage des bei der WISMUT-Sanierung entwickelten Know-howS.

Weit komplizierter war jedoch, die unterschiedlichen Interessen der von der Sanierung betroffenen Seiten (sogenannte Stakeholder) in Einklang zu bringen. Drei wesentliche Punkte dieses Stakeholder Involvements waren zu beachten:

3.1 Unkontrollierte Grubenflutung versus Nutzung radonhaltiger Grubenwässer

Ziel des ehemaligen Eigentümers der Gruben war es, diese zu fluten und eine Hermetisierung aller Tagesöffnungen vorzunehmen. Mittelfristig unkontrollierte Austritte von Bergbauwässern und die Überflutung des ehemaligen in-situ-Laugungsfeldes im Bergwerk Byk hätten durch diese Sanierungsmaßnahme nicht ausgeschlossen werden können. Mit viel Überzeugungsarbeit gelang es dem deutschen Konsortium, seine Konzeption der Offenlassung von Stollen mit gezieltem Grubenwasserabfluss und nachfolgender Wasserbehandlung gegenüber dem ehemaligen Besitzer mit Sitz in Moskau durchzusetzen.

Eine Flutung und nachfolgende Hermetisierung des Bergwerkes Beshtau hätte neben den ökologisch nicht vertretbaren Folgen jedoch auch das Ende einer Radonwasserbereitstellung bedeutet. Radonhaltige Wässer werden analog zu Bad Schlema oder Bad Brambach in der Grube Beshtau gehoben und über eine 5 km lange Leitung der Stadt Pjatigorsk zugeführt, wo das Wasser intensiv in Kurbädern genutzt wird. Die Stadt verdankt unter anderem dieser Radonquelle ihre Bedeutung als Heilbad. Hier bestand die Aufgabe darin, der Administration des Kur- und Bäderbetriebes zu verdeutlichen, dass die Aufrechterhaltung der Radonwasserbereitstellung (eingeschlossen die dringende Sanierung der Radonleitung) auch entsprechende finanzielle Beteiligungen am Projekt erfordert. Betreibermodelle waren aufzuzeigen, denn bis dato sorgte der ursprüngliche Bergbaubetreiber, sprich der „Staat“, für die Bereitstellung.

3.2 Produktion von Düngemitteln versus Endabdeckung der Absetzanlage

Eine chemische Produktion ist laut Erlass des Russischen Präsidenten in ökologisch besonders zu schützenden Regionen wie dem Kaukasischen Mineralswasserdistrikt eigentlich nicht zulässig. Demgegenüber verfügt das GMZ Lermontov über eine Lizenz zur Düngemittelproduktion und ist damit zugleich der mit Abstand größte Arbeitgeber der Region. Die Lizenz ist an die Ablagerung von Phosphorgips als Nebenprodukt der Düngemittelherstellung auf der Absetzanlage gebunden. Diese Ablagerung sollte zugleich der Abdeckung, sprich langzeitlichen Verwahrung, der Tailings dienen (siehe Abbildung 3).

Eine solche Konstellation kann jedoch nicht Bestandteil einer von der EU finanzierten Sanierung sein, die sich am internationalen Standard mit dem Ziel eines langfristigen Schutzes des Grundwassers messen lassen muss. Eine sofortige Abdeckung der Absetzanlage nach Europäischem Standard hätte dem GMZ wiederum die Möglichkeit genommen, Phosphorgips weiterhin auf der IAA einzulagern. Dies hätte das Ende der Düngemittelproduktion und damit das „Aus“ für den größten Arbeitgeber der Region bedeutet.

Als Kompromisslösung wurde von den Beteiligten akzeptiert, Phosphorgips als Interimabdeckung zu profilieren und bis zum Auslaufen der Genehmigung der Düngemittelproduktion im Jahr 2008 ein tragfähiges Konzept zur finalen Abdeckung der Absetzanlage in Lermontov zu entwickeln. Dies schließt eine umfassende Untersuchung der hydrologischen, geologischen und geochemischen Bedingungen im Umfeld der Anlage und in den darunter liegenden geologischen Schichten ein.



Abb. 3: Abdeckung der Absetzanlage nahe dem GMZ Lermontov mit Phosphorgips

3.3 Moderne Wasserbehandlung versus Wassernutzung aus bergbaulichen Absetzbecken

Durch die unumgänglichen, von WISUTEC entwickelten Lösungen zur geordneten Abführung kontaminierter Wässer und zur passiven Wasserbehandlung wird Kleingärtnern die bisherige Möglichkeit zur Bewässerung von Garten- und Feldgrundstücken sowie zur Viehtränke aus Absetzteichen bergbaulicher Wässer genommen. Dies zu akzeptieren, fiel den örtlichen Vertretern schwer, ungeachtet der Tatsache, dass die Nutzung dieser Wässer zu nicht tolerierbaren Strahlenexpositionen führt (siehe Tabelle 1).

Die Lokalregierung und die Administration der Städte Lermontov und Pjatigorsk sind mit der entwickelten Sanierungskonzeption und deren Umsetzung künftig in die Pflicht genommen, Ersatzlösungen zur Wasserbereitstellung für o. g. Zwecke zu finden. Optionen hierzu wurden vom deutschen Konsortium aufgezeigt.

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Konsensfähige Lösungen unter Berücksichtigung der standortspezifischen und der teilweise auch stark sozio-ökonomisch geprägten Randbedingungen zu finden, war das eigentlich Spannende der Entwicklung einer Sanierungskonzeption für den Uranbergbaustandort Lermontov. Dabei waren von den Beteiligten Kompromisse einzugehen, die jenseits bisheriger Denkmuster zu suchen waren. Die offene Diskussion der radiologisch nicht vernachlässigbaren Expositionen und die gemeinsame Suche nach Lösungen unter Beteiligung der unmittelbar Betroffenen waren ebenso Neuland.

Das von WISMUT geführte deutsche Konsortium hat diesen Prozess forciert durch ständige Diskussionen von Projekt-Zwischenständen mit Betroffenen, Behörden, ehemaligen Eigentümern, Betreibern und potentiellen Nutzern. Ein wesentlicher Fortschritt wurde durch die Vermittlung von Beispielen aus der Sanierung und Zukunftsgestaltung an den Uranbergbaustandorten der WISMUT in Sachsen und Thüringen erzielt. Dem diente auch ein Workshop in Chemnitz im Herbst 2005, an dem Vertreter aus Lermontov aber auch aus anderen Uranbergbauregionen in Russland und aus vier mittelasiatischen Ländern teilnahmen.

Im August 2005 konnten durch WISMUT/G.E.O.S. der Lokalregierung des Gebietes KavMinVod in Essentuki die unter Berücksichtigung der Stakeholder-Interessen optimierten Sanierungsvarianten vorgestellt werden (KavMinVod besitzt wegen seiner einzigartigen Mineralquellen und Heilbäder auf Erlass des Präsidenten der Russischen Föderation einen Sonderstatus und verfügt über eine eigene Administration (im Sinne einer Lokalregierung)). Im Beisein von Vertretern beteiligter Institutionen und betroffener Einrichtungen wurden die vorgeschlagenen Sanierungslösungen angenommen. Darauf aufbauend wurde anschließend die Konzeptionelle Planung und die Kostenbewertung für die Sanierung ausgeführt. Für die Sanierung wurden 17 Mio. Euro und ein Ausführungszeitraum von 4 Jahren abgeschätzt.

Im Abschlußbericht hat WISMUT dem Auftraggeber Europäische Kommission vorgeschlagen, die Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranbergbaus am Standort Lermontov auf der Grundlage der vorgelegten Konzeption durch ein Folgeprojekt technisch, leitungsmäßig, qualitätssichernd sowie finanziell zu unterstützen. Seitens der russischen Regierung wurden mittlerweile die erforderlichen Schritte unternommen und die Antragsunterlagen eingereicht, so dass bei positivem Entscheid der Europäischen Kommission die Sanierung im Jahr 2007 in Angriff genommen werden kann. Die Finanzierung soll durch die Russische Regierung abgesichert werden, unterstützt mit Mitteln aus dem TACIS-Programm der Europäischen Gemeinschaft.

5. Literaturverzeichnis

- [1] Project EUROPEAID/116483/C/S: Remediation concept for the U mines of the state enterprise 'Almaz' in Lermontov – Russia, Final Report, Wismut GmbH, Chemnitz, December 2005.
- [2] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen Bergbau), Stand 30.07.1999, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, Juli 1999.

MÖGLICHKEITEN DES UMGANGS MIT RADONBELASTUNGEN IN DER KOMMUNALEN PRAXIS

A MUNICIPALITY APPROACH FOR THE MANAGEMENT OF GEOGENIC RADIATION EXPOSURE BY RADON IN URBAN AREAS

Chr. Korndörfer¹, B. v. Strauwitz¹

¹Umweltamt, Landeshauptstadt Dresden, Deutschland

Zusammenfassung

In Deutschland gibt es eine Reihe von Gemeinden mit geogen bedingten Radonausgasungen aus dem Untergrund. Die Gemeindeverwaltungen haben zum einen in den kommunalen öffentlichen Gebäuden dafür Sorge zu tragen, dass für deren Nutzer keine Risiken aus der Radonbelastung der Raumluft resultieren. Zum Anderen steht bei der Ausweisung neuer Baugebiete auf Flächen mit erhöhtem Radonrisiko die Frage der langfristigen Sicherung gesunder Wohn- und Arbeitsverhältnisse. Am Beispiel der Stadt Dresden werden Möglichkeiten zur gezielten Radonsanierung im kommunalen Gebäudebestand und zur Konfliktbewältigung in der kommunalen Bauleitplanung vorgestellt.

Summary

Several german communities are faced to elevated radon emission from ground. The local authorities have to take care for avoiding health risks for the users of public buildings in the property of the community. Furthermore in the case of providing new settlements in the frame of urban land use planning the city council has to ensure healthy living and working conditions. This paper is presenting the possibilities of a municipality for the remediation of public buildings with pre-existing high radon risk as well as protection against dangerous immission values of radon in the frame of urban land use planning.

Schlüsselwörter Radonbelastung, Radonsicheres Bauen, Radon in der Bauleitplanung

Keywords radiation exposure, radon risk, radon save building code, urban land use planning

1. Geologisch-geochemische Situation

Die Wahrscheinlichkeit einer hohen Radongefährdung hängt wesentlich von der Konzentration an Radiomutternukliden in Gesteinen, von der Gasdurchlässigkeit und vom Vorhandensein tektonischer Störungen ab. Aus der Radonkartierung ist zu erkennen, dass Städte und Gemeinden in Sachsen, Bayern und Baden-Württemberg grundsätzlich betroffen sind und sich mit der Thematik im Interesse der Gesundheit ihrer Bürger auseinandersetzen müssen. Die Kommunen sind dabei zum einen im fiskalischen Handeln als Immobilieneigentümer und -vermieter als auch im hoheitlichen Handeln als Träger der Bauleitplanung berührt. Eine Regelungskompetenz für die Beachtung von Radon im Baugenehmigungsverfahren besteht gemäß Sächsischer Bauordnung nicht.

In der Region Dresden treten oberflächennah Gesteine mit erhöhten Urangehalten auf. Dazu gehören vor allem:

- die Granodiorite und Monzonite (Syenodiorite) des Meißner Eruptivkomplexes,
- die Vulkanite, Sedimente und Steinkohlenflöze des Freital-Döhlener Rotliegendbeckens sowie
- die Granodiorite der Lausitz.

Das Stadtgebiet selbst ist vor allem in den nordöstlichen und südlichen Randbereichen betroffen. Das Hauptsiedlungsgebiet im Elbtal ist nicht belastet. An der südwestlichen Peripherie von Dresden, wo früher der Bergbau umging, ist das Radonrisiko lokal durch die Störungen im Gebirge und durch Hinterlassenschaften des Bergbaus verstärkt. Lehmige Deckschichten und ein wassergefüllter Aquifer können allerdings eine Migration von Radon aus dem Untergrund wirkungsvoll verhindern.

2. Radonverdachtsgebiete

Die Deutsche Strahlenschutzkommission (SSK) hatte auf ihrer 124. Sitzung im Jahre 1994 Strahlenschutzgrundsätze zur Begrenzung der Strahlenexposition durch Radon und seine Folgeprodukte in Gebäuden verabschiedet und dabei auch vorgeschlagen, Radonverdachtsgebiete auszuweisen.

Dieser Empfehlung folgend und wegen der besonderen geologisch-geochemischen Verhältnisse in Dresden wurde in Abstimmung mit dem Landesamt für Umwelt und Geologie für Dresden eine Radonrisikokarte erarbeitet. Sie weist 4 verschiedene Radonrisikoklassen auf:

- zu vernachlässigen,
- erhöht,
- hoch,
- sehr hoch.

Die Gebietszuordnung zu den Radonrisikogebieten erfolgte auf der Grundlage geologischer Parameter und **basiert auf Abschätzungen von Radonangebot und Radonnachlieferung**. Während das Radonangebot die Menge des Radongases kennzeichnet, die über das Ausströmen im Porenraum des Bodens und Gesteins zur Verfügung steht (Quelle), erfasst die Nachlieferung diejenigen Vorgänge, die zur Bewegung des Radons durch die Lockergesteinszone oder entlang bevorzugter Bahnen (tektonische Störungszonen, bergbauliche Hohlräume) führen (Migration). Weiterhin erfolgte ein Vergleich der geologischen Verhältnisse mit durchgeführten Messungen der Radonkonzentration in der Bodenluft und in Gebäuden. Dabei konnten die Verbreitung und Abgrenzung der Radonrisikogebiete prinzipiell bestätigt werden.

Die Radonrisikokarte wurde als Übersichtskarte entworfen. Die Karte gibt keine Auskunft über die Radonbelastung von bestimmten Grundstücken. Sie weist nur auf die Wahrscheinlichkeit einer erhöhten bis sehr hohen Radonbelastung hin und soll zur Entscheidung genutzt werden, ob an den jeweiligen Standorten Messungen und Untersuchungen erforderlich sind, um gezielt Sanierungsmaßnahmen im Bestand oder Vorsorgemaßnahmen einzuleiten.

3. Die Kommune als Eigentümer und Vermieter von Immobilien

Die Kommunen besitzen in der Regel eine Vielzahl öffentlicher Gebäude, die sie entweder selbst betreiben oder an Dritte vermieten. Das betrifft oft sensible Nutzungen wie z. B. Schulen oder Kindertagesstätten. Es ist im Interesse der Nutzer und folgt aus der Verantwortung der Kommunalverwaltung für die Daseinsvorsorge ihrer Bürger, dass die Verwaltung die Radonbelastung ihrer Liegenschaften in den Risikogebieten kennt und durch geeignete Maßnahmen in Bereiche absenkt, in denen die Exposition der Nutzer unbedenklich ist.

Nach einer im Auftrag der Stadt Dresden durchgeführten Untersuchung [1] liegen hier etwa 16 % aller Gebäude in Gebieten, die in der Städtischen Karte mit hohem bis sehr hohem Risiko ausgewiesen sind. Bei Schulen und Kindertagesstätten beträgt der Anteil ca. 8 %, im Einzelnen sind es 15 Schulen und 20 Kindertageseinrichtungen im Risikogebiet „hoch“ und 1 Schule und 3 Kindertageseinrichtungen in Gebieten mit sehr hohem Risiko.

Die Stadt Dresden hat dazu zunächst im Rahmen der Screeningmessungen in Zusammenarbeit mit dem BfS und später durch Langzeitmessungen an ausgewählten Objekten die Radonkonzentrationen in der Innenraumluft bestimmt. Danach und soweit notwendig wurden für öffentliche Einrichtungen Sanierungen durchgeführt, in Einzelfällen auch die Nutzung bestimmter Räume geändert.

Bei der Sanierung bestehender Gebäude wird auf die Einhaltung des Referenzwertes von 400 Bq/m^3 in diesen Räumen orientiert. Eine Absenkung dieses Referenzwertes auf 200 Bq/m^3 oder 100 Bq/m^3 , wie im Zuge der Arbeiten an einem Radonschutzgesetz zeitweilig diskutiert, würde jeweils eine Verdopplung der betroffenen Gebäude und des zur Sanierung aufzuwendenden Kapitaleinsatzes bedeuten.

4. Radon in der Kommunalen Bauleitplanung

4.1 Erfordernis und Regelungsmöglichkeit

Für die Ausweisung und Entwicklung neuer Siedlungsgebiete haben die Kommunen mit dem Bebauungsplan ein Instrument zur lokalen Rechtsetzung. Das Baugesetz schreibt vor: „Die Bauleitpläne sollen eine nachhaltige städtebauliche Entwicklung, die die sozialen, wirtschaftlichen und umweltschützenden Anforderungen auch in Verantwortung gegenüber künftigen Generationen in Einklang bringt und eine dem Wohl der Allgemeinheit dienende sozialgerechte Bodenordnung gewährleisten ...“ Im Bauleitplanverfahren ist eine geordnete städtebauliche Entwicklung zu gewährleisten, insbesondere sind gesunde Wohn- und Arbeitsbedingungen zu sichern. Auf der Ebene der Bauleitplanung sind alle erkennbaren Konflikte zu lösen.

Es ist nun nicht unumstritten, ob die mögliche Belastung durch lokal vorhandene oder vermutete Radonausgasung aus dem Untergrund einen solchen zu lösenden Konflikt darstellt. Zunächst kann davon ausgegangen werden, dass erhöhte Radonkonzentrationen in der Raumluft der Zielsetzung der Herstellung gesunder Wohnbedingungen entgegensteht. Andererseits gibt es keine bindenden Grenzwerte, aber immerhin Empfehlungen der

Strahlenschutzkommission¹⁾ sowie der EU-Kommission²⁾. Solche Empfehlungs- oder Richtwerte können über das Instrument der Bauleitplanung für den Geltungsbereich einer Satzung (Bebauungsplan) für rechtlich verbindlich erklärt werden.

Aus Verantwortung der Stadtverwaltung für die Dresdner Bürger und dem Ziel der langfristigen Sicherung des Standorts Dresden als einer lebenswerten und gesunden Stadt setzt sich Dresden aktiv mit der Radonproblematik in der Bauleitplanung auseinander. Letztlich soll so vermieden werden, in großem Stile neue Wohnungen zu bauen, die für die Gesundheit der Nutzer Einschränkungen oder Gefährdungen mit sich bringen können.

Die Handlungsmöglichkeiten der Regelung von Konflikten wie der Radonproblematik in Bebauungsplänen sind vom Gesetzgeber beschränkt, in Frage kommen allenfalls Festsetzungen nach § 9 (1) BauGB und hier speziell Nr. 24: "Im Bebauungsplan können aus städtebaulichen Gründen festgesetzt werden ... die von der Bebauung freizuhaltenden Schutzflächen und ihre Nutzung, die Flächen für besondere Anlagen und zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen und sonstigen Gefahren im Sinne des Bundesimmissionsschutzgesetzes sowie die zum Schutz vor solchen Einwirkungen oder zur Vermeidung oder Minderung solcher Einwirkungen zu treffenden baulichen und sonstigen technischen Vorkehrungen ...".

Der Begriff „schädliche Umwelteinwirkung“ ist dabei über § 3 (1) und (2) des Bundesimmissionsschutzgesetzes zu definieren, welches aber selbst keinerlei Bezug zu Radon kennt. Dennoch wagen wir den Analogieschluss und regeln auf dieser Basis die Kennzeichnung von Verdachtsflächen im Bebauungsplan und treffen weiter unten beschriebene Festsetzungen zur Vermeidung von Gefahren für die im Bebauungsplan vorgesehene Wohnnutzung.

Gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse sehen wir auf der Grundlage der Empfehlung der EU-Kommission gegeben bei dauerhafter Unterschreitung von 200 Bq/m³ Radon in der Raumluft von Aufenthaltsräumen. Ab der Einstufung "Radonrisiko erhöht" können Bodenluftkonzentrationen >15 kBq/m³ auftreten, ab denen anzunehmen ist, dass die Innenraumluft Werte von 200 Bq/m³ überschreitet, wenn nicht Gegenmaßnahmen getroffen werden. Das Regelungserfordernis im Bebauungsplan hängt aber auch davon ab, inwieweit durch andere Festsetzungen des Bebauungsplanes bereits eine Radongeschütztheit gesichert wird, z. B. bei Errichtung einer weißen Wanne zum Schutz vor anstehendem Schichtenwasser.

Instrumente der Bauleitplanung können sein:

- **zeichnerische Festsetzungen** - § 9 (5) Nr. 1 BauGB i. V. m. PlanzVO Anlage Nr. 15.11. (Schwarz/Weiß), ergänzt mit dem Buchstaben "**R**"

- **textliche Festsetzungen** oder

- **textliche Hinweise**

¹⁾ Strahlenschutzgrundsätze zur Begrenzung der Strahlenexposition durch Radon und seine Zerfallsprodukte, Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, Bundesanzeiger Nr. 155, S. 8766, 18. August 1995

²⁾ Empfehlung der Europäischen Kommission zum Schutz der Bevölkerung vor Radonexposition innerhalb von Gebäuden, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 80/26 vom 27. März 1990

4.2 Berücksichtigung von Radon in der Bauleitplanung der Landeshauptstadt Dresden

Im oben beschriebenen Sinne geht die Stadt Dresden seit 1996 grundsätzlich bei der Neuausweisung von Baugebieten vor.

Eine zeichnerische Festsetzung mit „R“ wurde beim sehr großen B-Plan Nr. 141 – Dresden-Loschwitz Nr. 2 Elbhang vorgenommen, ergänzt mit der pauschalen textlichen Festsetzung einer radongeschützten Bauausführung der Gebäude. Ausnahmen waren möglich, wenn ein grundstücksbezogener Nachweis einer geringen Radonkonzentration in der Bodenluft erbracht wurde. In einem Normenkontrollverfahren wurde diese Vorgehensweise nicht beanstandet.

Bauherren kritisierten, dass ein erst zum Zeitpunkt der Baugrubenerrichtung ermitteltes hohes Messergebnis regelmäßig zu einer kostenintensiven Bauverzögerung führt und dass die Arbeiten am Bau ruhen müssen, solange der erforderliche Radonschutz nachträglich in das Projekt eingearbeitet wird. Versuche, schon im Vorfeld mittels städtischer Gutachten im B-Plangebiet das Risiko näher zu bestimmen und eventuell auszuschließen, scheiterten an der Inhomogenität der Bodenverhältnisse in einem großen Plangebiet.

Im Bemühen, den Umgang mit dem Belang Radonschutz zu vereinfachen und dem einzelnen Bauherren mehr Verantwortung zukommen zu lassen, konsultierten wir mehrere Experten. Im Ergebnis schlagen wir folgende grundsätzlich andere Herangehensweise zur sachgerechten Berücksichtigung des Belangs Radonschutz in der kommunalen Bauleitplanung vor.

Es wird festgesetzt, dass bei allen Bauvorhaben in Gebieten der Radonrisikoklassen erhöht/hoch/sehr hoch grundsätzlich ein baulicher Radonschutz vorgesehen wird, der im weiteren Projektverlauf je nach Nutzungsabsichten des Gebäudes bzw. klärenden Untersuchungen in der Baugrube ggf. entfallen kann – dann zeitliche und finanzielle Aufwendungen eingespart werden können.

Im Einzelnen:

textliche Festsetzung:

Nach § 9 (1) Nr. 24 - Bauliche und sonstige technische Vorkehrungen zum Schutz vor zu hohen Radonimmissionen:

Im Plangebiet ist eine radongeschützte Bauausführung der Gebäude vorzusehen, sofern Räume zum längeren Aufenthalt von Personen im Keller angeordnet werden sollen. Eine radongeschützte Bauausführung ist im nachgeordneten bauordnungsrechtlichen Verfahren nachzuweisen.

Bei der Neuerrichtung von Gebäuden:

1. ist durch eine Untersuchung des Bodens in der Baugrube (Sohle und Seitenwände) die Radonklasse des Baugrundes zu bestimmen (mit Bodenansprache, repräsentative Bestimmung der Radonkonzentration in der Bodenluft und Gaspermeabilität des Bodens).

Je nach ermittelter Radonklasse sollten folgende Anforderungen an die Bauausführung gestellt werden:

- vernachlässigbar: Eine radongeschützte Bauausführung kann entfallen.
- normal: Bei guter Bauausführung (Stand der Technik), leckagedichteter Abschirmung von Innenräumen gegenüber Baugrund sowie Feuchteschutz nach DIN 18195 kann eine radongeschützte Bauausführung entfallen.
- hoch: Umsetzung radongeschützte Bauausführung.
- sehr hoch: Umsetzung radonsichere Bauausführung durch zusätzliche Bodengasdrainage unter dem Bauwerk.

2. ist nach der „Empfehlung zum Schutz der Bevölkerung vor Radonexposition innerhalb von Gebäuden“ der Kommission der Europäischen Gemeinschaften die Bauausführung der Kellergeschosse auf die Einhaltung des Planungswertes von 200 Bq/m³ in Kellerräumen, die dem längeren Aufenthalt von Personen dienen sollen, auszurichten.

3. ist nach der Errichtung die Einhaltung des Planungswertes von 200 Bq/m³ in diesen Räumen durch eine Messung der Raumluft nachzuweisen. Im Falle eines Eigentumsüberganges (z. B. von einem Bauträger) sollte dieser Nachweis dem Käufer zu übergeben.

textliche Hinweise:

Unter der folgender Adresse besteht die Möglichkeit, sich über Fragen des Radonschutzes im Rahmen von Baumaßnahmen beraten zu lassen: Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, Beratungsstelle für radongeschütztes Bauen, Prof.-Dr.-Boris-Rajewsky-Str. 4, 08301 Bad Schlema, Tel.: (0 37 72) 2 42 14.

Die Angaben hinsichtlich den Anforderungen an den bautechnischen Radonschutz abhängig von der ermittelten Radonklasse sind dem „Radon-Handbuch Deutschland“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn und Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin, Braunschweig-Druck GmbH, September 2001 [2], zu entnehmen.

Was bedeutet das für den Bauherren im Einzelnen:

a) Liegt das Baugrundstück in einem B-Plan mit Radonrisikoklasse

- erhöht
- hoch
- sehr hoch

ist zunächst eine radongeschützte Ausführung planerisch vorzusehen.

b) Nach Aushub der Baugrube wird durch eine Messung im Baugrund

- die Radonkonzentration in der Bodenluft und
- die Gaspermeabilität (die Radontransporteigenschaft im Baugrund – Diffusion und/oder Konvektion) ermittelt.

c) Daraus wird die Radonklasse des Bodens bestimmt durch Verknüpfung von Radonkonzentration und Transportparametern – dies ist nach 3 Verfahren möglich:

- nach Slunga, über die Radonaktivitätszahl R_{na}
- nach Surbeck, über den Radonverfügbarkeitsindex RVI
- nach Tanner, über die Radonverfügbarkeitszahl RVZ

(Der Anwendungsbereich dieser 3 Bewertungsverfahren ist vergleichbar, zu beachtende Differenzierungen sind bei den messenden Ingenieurbüros als bekannt vorauszusetzen).

Ergebnis ist die Einordnung des konkreten Baugrundstücks in eine im Einzelfall oft deutlich von der Zuordnung des B-Plans abweichende Radonklasse mit abgeleiteten Anforderungen an die weitere Bauausführung.

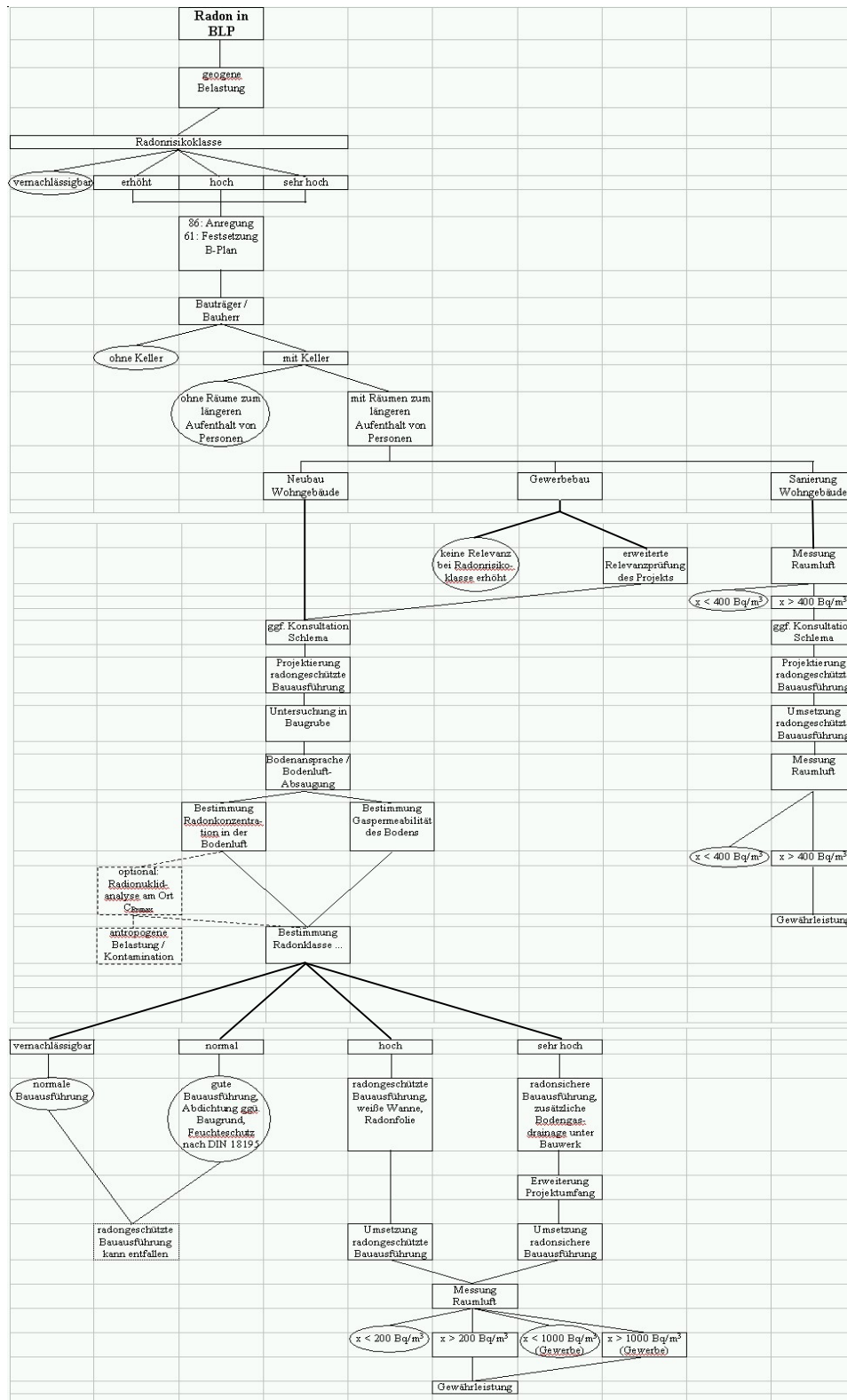


Abb. 1: Der Verfahrensablauf im Überblick

5. Literaturverzeichnis

- [1] Bertram, W.; Liebscher, B.; Schneider, L.: Untersuchungen zu Konsequenzen aus einer veränderten Radongesetzgebung bezüglich Radon in Wohngebäuden der Stadt Dresden, Landeshauptstadt Dresden, Dresden, 2005
- [2] „Radon-Handbuch Deutschland“ des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Strahlenschutz, Bonn und Salzgitter, 2001

RADONSICHERES BAUEN IN DER BAUINGENIEURAUSSCHULUNG – ERSTE ERFAHRUNGEN AN DER HTW DRESDEN (FH)

RADON-SAFE CONSTRUCTION IN THE EDUCATION OF CONSTRUCTION ENGINEERS – FIRST EXPERIENCES AT THE HTW DRESDEN (FH)

Prof. Dr.-Ing. Walter-Reinhold Uhlig

Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH),
FB Bauingenieurwesen /Architektur, Deutschland

Zusammenfassung

An der HTW Dresden (FH) sind seit dem Jahre 2005 Fragen des radonsicheren Bauens in die Vertiefungsausbildung des Bauingenieurwesens integriert. Der Komplexität der damit verbundenen Fragestellungen geschuldet wird in den kommenden Semestern die Zusammenarbeit mit weiteren Studiengängen (Architektur, Landespflege sowie Chemieingenieurwesen) in Lehre und Forschung vertieft werden.

Die Initiative zur Aufnahme des radonsicheren Bauens in Lehre und Forschung geht maßgeblich auf die Gründung des „Kompetenzzentrums für Forschung und Entwicklung zum radonsicheren Bauen und Sanieren – KORA e.V.“ zurück, welches sowohl personell als auch räumlich eng mit der HTW Dresden (FH) verbunden ist. Die Dresdner Fachhochschule ist daneben in besonderer Weise prädestiniert, Fragestellungen zum radonsicheren Bauen aufzugreifen, da ein Großteil der Studenten aus dem Dresdner Raum sowie dem Erzgebirge stammt und damit aus Gebieten, in denen bekanntermaßen die Belastungen durch Radon besonders hoch sind.

Im Wintersemester 2006/07 wird erstmalig eine sich über ein Semester erstreckende Vorlesungsreihe „Radonsicheres Bauen“ angeboten. Über Praxissemester und die Vergabe von Diplomthemen sollen in Zusammenarbeit mit Landesdienststellen sowie Ingenieurbüros die Forschungsaktivitäten in den kommenden Jahren verstärkt werden.

Summary

Since the year 2005 the HTW Dresden (FH) integrates matters of radon-safe construction into the curriculum of construction engineering. Due to the implicit complexities of the related questions, the cooperation with further courses of studies (architecture, country care and chemical engineering) will be expanded.

The incorporation of radon-safe construction into education and research was significantly triggered by the foundation of the „Kompetenzzentrum für Forschung und Entwicklung zum radonsicheren Bauen und Sanieren – KORA e.V.“ (“Competence centre for education and research of radon-safe construction and renovation – KORA e.V.”), which is tightly connected in location and personal with HTW Dresden (FH). The university of applied sciences Dresden is thereby predestined to deal with questions about radon-safe construction, because the majority of students is situated in the regions of Dresden and the Erzgebirge, both prone to high exposure of Radon.

During the winter semester 2006/07 for the first time a course “Radon-Safe Construction” will be offered. Industrial placements and the assignment of further diploma theses in cooperation with state administration and engineering companies will intensify research activities during the forthcoming years.

1. Einleitung

Radonsicheres Bauen als Studieninhalt an einer deutschen Fachhochschule ist neu. Zwei Fragen sind in diesem Zusammenhang zu beantworten:

- Warum haben wir uns entschieden, einen Studienschwerpunkt „Radonsicheres Bauen“ einzuführen und
- warum gerade an der Dresdner Fachhochschule.

Die Beschäftigung mit dem radioaktiven Edelgas Radon und seinen Auswirkungen auf den Menschen, Kenntnisse über die Gesetze bei der Ausbreitung des Gases im Erdreich sowie in Gebäuden, Fragen des Schutzes vor unzumutbar hohen Belastungen usw. sind komplexe Fragestellungen, in deren Beantwortung mehrere Fachgebiete einbezogen werden müssen. Für das Studium sind solche komplexen Fragestellungen außerordentlich wichtig, kann mit deren Behandlung über die reine Wissensvermittlung hinaus das Arbeiten mit komplexen Themen erlernt und angewendet werden.

Zur Beantwortung der zweiten Frage, warum die Einführung eines Studienfaches „Radonsicheres Bauen“ gerade an der Dresdner Fachhochschule sinnvoll ist, genügt ein Blick auf die Landkarte: Sowohl die traditionellen Einzugsgebiete für die Studenten unserer Hochschule als auch viele besonders hoch belastete Gebiete sind in weiten Bereichen deckungsgleich. Hinzu kommt – und hier komme ich auf den eigentlichen Auslöser der Einführung des Studienfaches „Radonsicheres Bauen“ zu sprechen – dass mit dem „Kompetenzzentrum für Forschung und Entwicklung zum radonsicheren Bauen und Sanieren – KORA e.V.“ ein Verein an der Hochschule angesiedelt ist, der sich intensiv und umfassend mit Fragen des radonsicheren Bauens befasst.

2. KORA e.V.

Das Kompetenzzentrum für Forschung und Entwicklung zum radonsicheren Bauen und Sanieren – KORA e.V. wurde im Jahre 2005 durch Fachleute aus den unterschiedlichsten Fachrichtungen gegründet, die sich seit vielen Jahren mit verschiedensten Aspekten der Radonbelastung sowie des radonsicheren Bauens und Sanierens beschäftigen. Der Verein hat sich zum Ziel gesetzt,

- Grundlagenforschung zum Problembereich Radon, insbesondere zum radonsicheren Bauen und Sanieren zu betreiben,
- den Dialog zwischen allen an der Radonforschung Interessierten zu fördern,
- Arbeits- und Forschungsprojekte in Zusammenarbeit mit Hochschulen und anderen Forschungseinrichtungen durchzuführen,
- die Zusammenarbeit und den Wissenstransfer zwischen den Hochschuleinrichtungen, Forschungseinrichtungen und staatlichen Einrichtungen zu fördern,
- Lehrveranstaltungen, die aktuelle industrielle Anforderungen bezüglich der Radonforschung berücksichtigen durchzuführen sowie
- Informationsveranstaltungen wie z.B. Kongresse, Symposien, Arbeitsgespräche, und Besichtigungen zu organisieren und durchzuführen.

Somit sind sowohl die Durchführung von Lehrveranstaltungen als auch die hochschulnahe Forschung wichtige, in der Satzung von KORA e.V. verankerte Arbeitsfelder.

3. Radonsicheres Bauens im Studium an der HTW Dresden (FH)

Das Studium an der HTW Dresden (FH) ist, wie in fast allen deutschen Fachhochschulen mit Diplomstudiengang, in die folgenden Studienabschnitte untergliedert:

- **3 Semester Grundstudium**
- **3 Semester Hauptstudium**, in das ein einsemestriges Praxissemester eingebunden
- ist sowie
- **2 Semester Vertiefungsausbildung**. In diesen letzten Studienabschnitt ist die Diplom-arbeitsphase als letztes Studiensemester eingebunden.

Ergänzend zum Diplomabschluss wurde für den Studiengang Bauingenieurwesen im Jahr 2005 ein zweisemestriger Master-Studiengang installiert. Die Umstellung auf ein zweistufiges Studium mit Bachelor und Master ist geplant, allerdings steht der Zeitraum der Einführung noch nicht fest.

Insbesondere in der Vertiefungsausbildung des Diplomstudienganges stehen den Studenten umfangliche Wahlmöglichkeiten zur Verfügung. Dort werden auch die Fragen des radonsiche-ren Bauens eingeordnet.

Nachdem in den letzten Jahren im Rahmen verschiedener Lehrveranstaltungen auf Fragen des radonsicheren Bauens eingegangen wurde, wird im jetzt beginnenden Wintersemester 2006/07 erstmalig eine fächerübergreifende Vorlesungsreihe mit den folgenden Schwerpunkte angebo-ten:

- Grundlagen zum radonsicheren Bauen
- Belastung durch Radon und Radonfolgeprodukte
- Medizinische Bewertung der Radonbelastung
- Nationale und internationale Grenz- und Empfehlungswerte
- Gebiete mit Voraussetzungen für erhöhte Strahlungsbelastung
- Standortspezifische Bedingungen und Radonbelastung
- Wirkungsmechanismen für die Migration des Radons vom Untergrund in das Gebäude
- Energieeffizienz und Radonbelastung
- Baustoffe und Strahlenbelastung
- Möglichkeiten der Reduzierung der Strahlenbelastung in Gebäuden
- Strahlenschutz beim Neubau von Gebäuden
- Radonsanierung von belasteten Gebäuden
- Spezielle Probleme der Radonbelastung bei bergbaulichen beeinflussten Gebäudestand-orten
- Sanierungskonzepte bei radiologisch kontaminierten Geländeflächen
- Einführung in die Strahlenschutzmesstechnik
- Praktikum Strahlenschutzmessung

Mit dieser Vorlesungsreihe sollen die Studenten - neben der Wissensvermittlung - vor allen Dingen für die Probleme der Radonbelastung sowie des radonsicheren Bauens sensibilisiert werden.

Einen zweiten Schwerpunkt der Einbindung des Radonschutzes in die studentische Ausbil-dung bildet die Vergabe von Praktikums- und Diplomaufgaben. Bisher konnten drei Diplom-arbeiten zur Problematik des radonsicheren Bauens vergeben werden, ein Katalog weiterer Themen liegt vor und wird ständig erweitert. Alle diese Arbeiten werden in gemeinsamer Be-

treuung zwischen Hochschule und Ingenieurbüros, Landesdienststellen sowie Baustoffprüflabors vergeben und durchgeführt.

Die Bearbeitungszeit der Diplomarbeiten beträgt in der Regel drei Monate, kann bis auf maximal fünf Monaten erweitert werden. In dieser Zeit schaffen es fleißige Studenten, sich in ein Thema intensiv einzuarbeiten und Einzelaspekte zu untersuchen, größere und umfangreiche Thematiken können aber in dieser begrenzten Zeitspanne nicht umfassend bearbeitet werden. Mit der vor zwei Jahren erfolgten Einführung des Master-Studienganges ergibt sich die Möglichkeit, auch umfänglichere Thematiken in der Abschlussarbeit, die zum Beispiel mit Versuchsreihen verbunden sind, zu bearbeiten. Große Möglichkeiten, Forschungsarbeit und Ausbildung zu verbinden, bietet auch das fünfmonatige Praktikumssemester. Hier bieten z.B. die 2. Landesmessstelle für Umweltradioaktivität, aber auch einige Ingenieurbüros interessante Möglichkeiten der Zusammenarbeit an.

Die umfassende Einführung des radonsicheren Bauens in die studentische Ausbildung sowie in die Hochschulforschung steht noch am Anfang, erste Erfahrungen und Ergebnisse sind aber sehr vielversprechend und sollen in den kommenden Jahren aktiviert werden.

WAHRNEHMUNG VON RADIOAKTIVITÄT BEI ARBEITEN DURCH BESCHÄFTIGTE IN DER NICHT-KERNTECHNISCHEN INDUSTRIE

PERCEPTION OF RADIOACTIVITY AT WORKING ACTIVITIES BY EMPLOYEES IN THE NON-NUCLEAR INDUSTRY

R. Gellermann¹, H. Schulz²

¹Schwülper, Deutschland

²Dresden, Deutschland

Zusammenfassung Durch die Novellierung der StrlSchV sind erstmals viele Beschäftigte in Industriezweigen der nicht-kerntechnischen Industrie sowie der Abfallwirtschaft mit dem Sachverhalt der Radioaktivität in ihrem unmittelbaren Arbeitsumfeld konfrontiert worden. In einer gezielten Fragebogenaktion wurden persönliche Einschätzungen aus diesen Industriebereichen erhoben. Die ersten Ergebnisse dieser Umfrage zeigen, dass sich die Einstellungen zu Strahlung und natürlicher Radioaktivität verändern. Diese Meinungsänderung wirkt sich jedoch kaum auf die Standpunkte zur künstlichen Radioaktivität oder Kernenergie aus.

Summary The new German Radiation Protection Ordinance (StrlSchV) contains regulations, which confront many workers in the non-nuclear industry and waste industry first time with the fact of radioactivity in their direct working environment. With the help of a specially designed opinion poll the individual assessments from relevant people has been studied. The first results indicate that the attitude concerning radiation and natural activity has been changed. However, this change does not affect the opinions with respect to artificial radioactivity and nuclear power.

Schlüsselwörter – Strahlenschutz, Risikowahrnehmung, Radioaktivität, NORM

Keywords – radiation protection, risk perception, radioactivity, NORM

1. Einleitung

Strahlung und Strahlungsrisiken sind wichtige Seiten im gesellschaftlichen Diskurs über Kerntechnik, Strahlenanwendungen und Entsorgung radioaktiver Stoffe aber auch über den Mobilfunk und andere strahlungsbasierte Technologien. Der Aufklärung breiter Schichten der Bevölkerung über Strahlungswirkung und Strahlenrisiken wird daher von allen Beteiligten hoher Stellenwert beigemessen. Die Zahl der Broschüren, Faltblätter und Internetseiten zum Thema ist kaum überschaubar (Abfrage in Google für Stichworte „Strahlenrisiko, Information“ im Juni 2006 erbrachte 12.900 Treffer!).

Bisher waren die Seiten in dieser weit über das Strahlenschutzfachliche hinaus reichenden Auseinandersetzung prinzipiell klar: Auf der einen Seite standen alle die, die durch ihre Tätigkeit mit entsprechenden Techniken ein subjektives Interesse hatten, diese Technik als sicher und verantwortbar zu sehen, auf der anderen Seite die Kritiker dieser Techniken, die aus politischen, persönlichen oder anderen Gründen die Argumente der erstgenannten Gruppe in

Frage stellten und eigene, häufig konträre Meinungen zu Radioaktivität und Strahlungsrisiken formulierten. Dazwischen stand eine von Strahlung subjektiv nicht betroffene Bevölkerung. Durch die Einbeziehung der natürlichen Radioaktivität in den Strahlenschutz hat sich hier Grundlegendes geändert. In einem relativ kurzen Zeitraum wurde eine Gruppe von Personen, für die Strahlenschutz vielfach ein abstrakt gesellschaftliches Thema war, mit dem Sachverhalt konfrontiert, dass in ihrem Arbeitsumfeld Radioaktivität in einem Maße auftreten kann, das Strahlenschutzmaßnahmen zur Folge hat. Diese Gruppe kann sich ggf. noch deutlich vergrößern, wenn die vom Gesetzgeber bereits angestrebte weitere Verringerung von Radonkonzentrationen in Wohnungen die Zahl der direkt mit Radioaktivität konfrontierten Personen weiter drastisch erhöht.

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, inwieweit eine direkte oder indirekte Betroffenheit die Wahrnehmung von Radioaktivität verändert und ob aus einer solchen Betroffenheit eine bessere Kenntnis von Strahlenrisiken sowie eine bessere Akzeptanz von Kerntechnik und Strahlungsanwendungen zu erwarten ist.

2. Methodik

Um für die im vorigen Abschnitt gestellten Frage erste empirische Antworten zu sammeln, wurde eine Umfrage konzipiert. Diese Umfrage war speziell auf solche Industriezweige ausgerichtet, die unter die Rückstandsregelungen nach Teil 3 Kapitel 3 StrlSchV fallen oder anderweitige Kontakte zu Materialien erhöhter Radioaktivität besitzen. Die Umfrage unterscheidet sich bereits im Ansatz von anderen Befragungen, wie der von Wisser u.a. publizierten [1], da hier auf persönliche Einschätzungen und Selbstwahrnehmung orientiert wurde. Die Fragen sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Durch die Vorgabe von anzukreuzenden Antworten wurde der Aufwand für das Ausfüllen gering gehalten.

Zur Klassifikation der Antworten wurden mit dem Fragebogen auch Angaben zu Industriezweig, Stellung des Befragten und Geschlecht abgefragt.

Tab. 1: Fragenkatalog

1.	Durch Ihre Arbeit ist Ihnen die Existenz von Materialien erheblich erhöhter natürlicher Radioaktivität (NORM, TENORM) in Ihrem persönlichen Arbeitsumfeld bekannt. Sie wissen davon seit ...
2.	Wie oft haben Sie bei Ihrer Arbeit direkten Umgang und Kontakt mit Materialien erhöhter Radioaktivität?
3. *)	Wie schätzen Sie Ihre Haltung gegenüber radioaktiven Stoffen ein?
4.	Hat Ihr Wissen um die natürliche Radioaktivität in Ihrem Unternehmen bzw. Ihrem Arbeitsfeld Ihre Sicht auf Strahlenquellen, Kernenergie oder Mobilfunk verändert?
5.	Wie ist Ihre persönliche Meinung zur Kernenergie?

*) Bei unterschiedlichen Antworten bezüglich natürlicher und künstlicher Radioaktivität wurde in einer Zusatzfrage der Grund dieser Einschätzung abgefragt.

In der Zeit vom November 2005 bis Juni 2006 wurden insgesamt 72 Fragebögen ausgegeben. Dabei wurden gezielt solche Personen angesprochen, von denen den Verfassern bekannt war, dass sie in ihrer Arbeit mit dem Thema Rückstände oder Materialien befasst sind oder waren.

Von den angesprochenen Personen wurden insgesamt 64 Antworten erhalten, wobei einige Abgefragte nach Weitergabe der Fragebögen in ihren Unternehmen mehrere Antworten zurücksandten. Die Verteilung der Antworten auf verschiedene Arbeitsfelder zeigt Abbildung 1. Dominant sind damit Vertreter der Erdöl-Erdgasindustrie, gefolgt von Beschäftigten in Hüttenwerken und der Abfallwirtschaft. Es ist darauf hinzuweisen, dass die befragten Personen aus der Wasserwirtschaft genau wie bei alle anderen Personen Materialien (hier radiumhaltige) in der Arbeit vorkamen und Radon an Arbeitsplätzen keine Rolle spielte. Verweigerungen von Teilnahmen an der Befragung gab es hauptsächlich aus dem Bereich Abfallwirtschaft / Entsorgung.

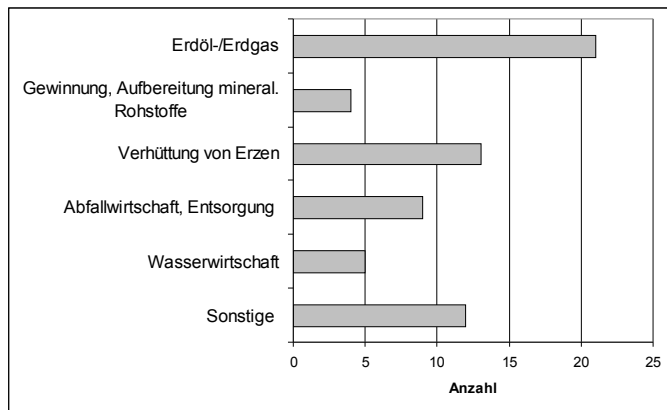


Abb. 1: Verteilung der Antworten auf Industriezweige

Durch die insgesamt noch relativ geringe Zahl der Befragten ist die Umfrage sicher nicht repräsentativ. Sie vermittelt allerdings ein erstes orientierendes Bild und gibt Hinweise wie ggf. weitergehende Informationen erhoben werden können. Zu beachten ist in jedem Fall, dass bisher in vielen Fällen (Ausnahme Erdöl-Erdgasindustrie) nicht alle Beschäftigte in den abgefragten Industriezweigen über das Thema Radioaktivität an ihrem Arbeitsplatz informiert sind. Die Befragung musste sich daher auf Umwelt-, Abfall- oder auch Strahlenschutzbeauftragte, mehrheitlich also ingenieurtechnisches und Leitungspersonal konzentrieren.

3. Ergebnisse

In den Abbildungen 2 bis 4 sind die Antworten auf die Fragen der Tabelle 1 als Säulendiagramme dargestellt. Dabei wurden neben einer Auswertung aller Antworten die Antworten der weiblichen Befragten (N = 15), die Gruppe der Beschäftigten, die erst nach 2001 von der Problematik natürlicher Radioaktivität in ihrem Arbeitsumfeld erfuhren (N=19) und die Gruppe der Beschäftigten, die einen häufigen direkten Kontakt zu Materialien erhöhter natürlicher Radioaktivität besitzen (N=29) getrennt dargestellt. Da nicht alle Befragten sämtliche Antworten ankreuzten, kann die Summe der ausgewiesenen Anteile auch kleiner als 100 % sein.

Abb. 3 zeigt die persönliche Bewertung natürlicher und künstlicher Radioaktivität durch die Befragten. Es wird deutlich, dass die Mehrzahl natürliche Radioaktivität für einen Gefahrstoff „wie andere auch“ hält. Im Unterschied dazu werden künstliche Radionuklide vielfach für gefährlicher eingeschätzt. Als Grund der unterschiedlichen Bewertung wurde von den meisten

Befragten als Antwort „weil Strahlenquellen mit künstlichen Radionuklide höhere Aktivität und Strahlung aufweisen“ (in der Abb. 2 verkürzt „mehr strahlen“) angekreuzt.

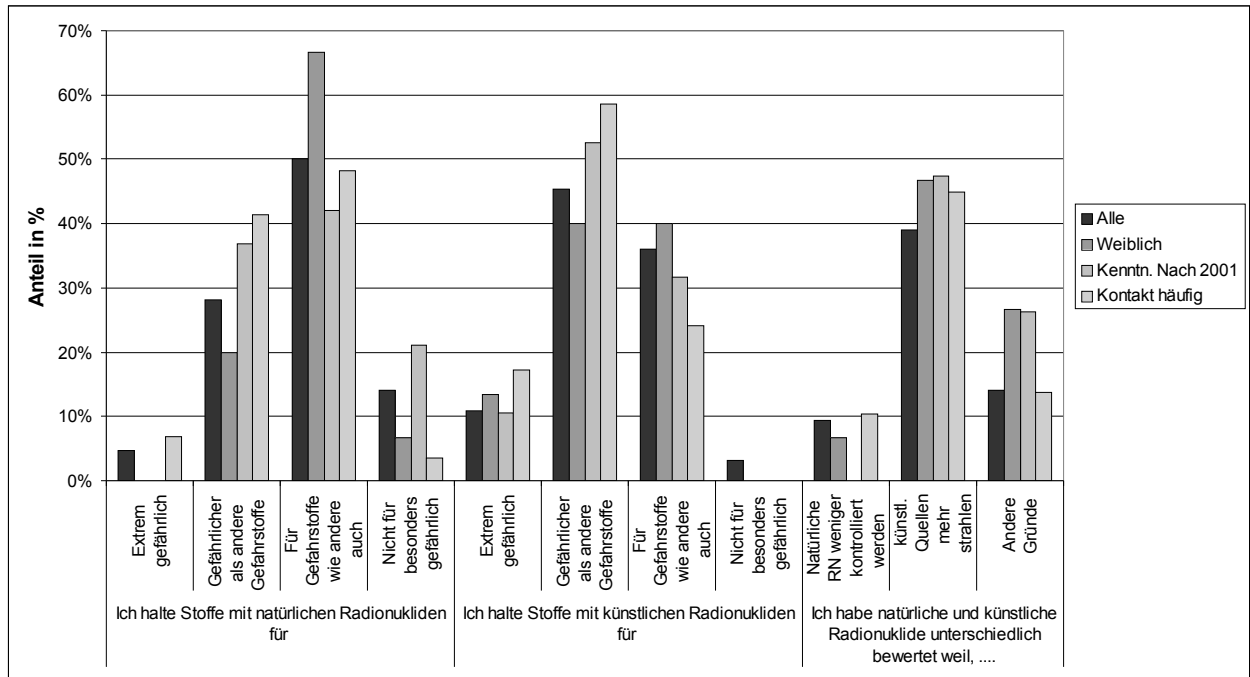


Abb. 2: Antworten auf Frage 3 und Frage 3a (Erläuterungen s. Text)

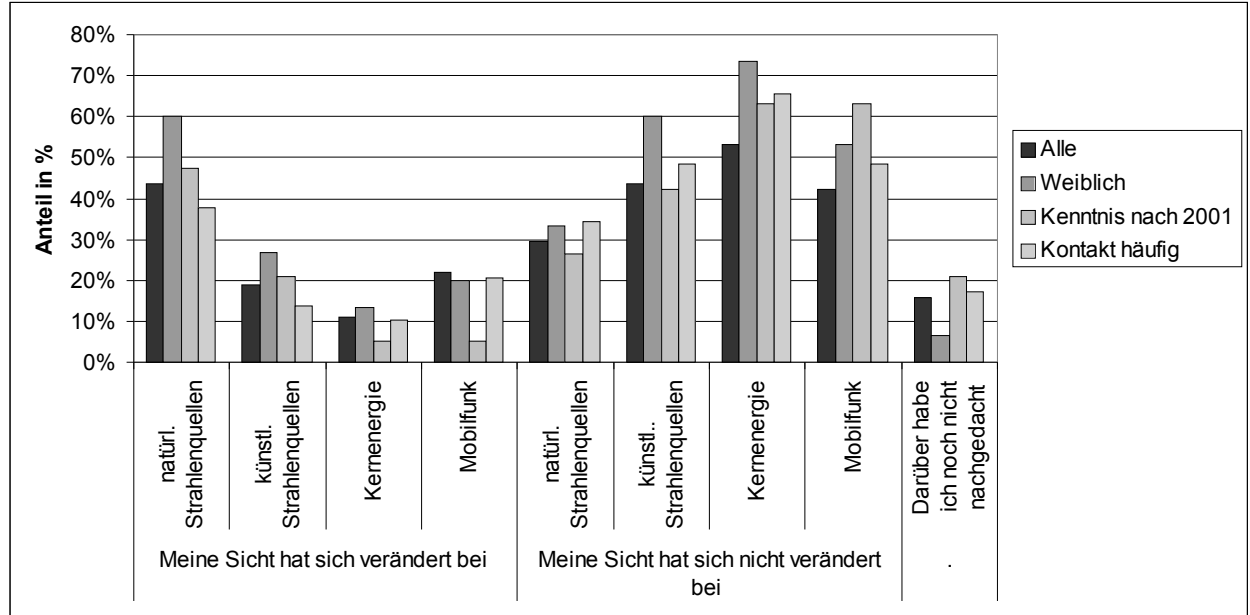


Abb. 3: Antworten auf Frage 4

Die zentrale Frage, auf die mit dieser Umfrage eine Antwort gesucht wurde ist die Frage 4. Die in Abb. 4 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass bei den meisten Befragten (ca. 40-50 %) sich die Sicht auf natürliche Radioaktivität durch ihre persönlichen Erfahrungen veränderte.

Bei den weiblichen Befragten erreicht der Anteil sogar 60 %. Auch die Sicht auf künstliche Radioaktivität wurde nach dieser Selbsteinschätzung verändert, allerdings nur bei etwa 20 % der Befragten. Die persönliche Neubewertung der natürlichen Radioaktivität ist für die meisten Befragten allerdings kein Grund, ihre Einstellung zu künstlicher Radioaktivität, zu Kernenergie oder auch Mobilfunk zu verändern. Dass diese unveränderte Bewertung nicht auf einer generellen Ablehnung der Kernenergie beruht, zeigen die Antworten auf die Frage 5 (s. Abb. 4). Mehr als die Hälfte der Befragten hält Kernenergie für notwendig, ein deutlich geringerer Teil allerdings für verantwortbar. Obwohl gerade im Fall der Frage 5 oftmals nicht beide Teilfragen (a – nach der Notwendigkeit und b – nach der Verantwortbarkeit) beantwortet wurden, zeigt sich ein relativ konsistentes Bild. Deutlich abweichende Antwortmuster bei der Verantwortbarkeit von Kernenergie wurden von den weiblichen Befragten gegeben, wobei durchaus die Notwendigkeit akzeptiert, die Verantwortbarkeit bezweifelt wurde.

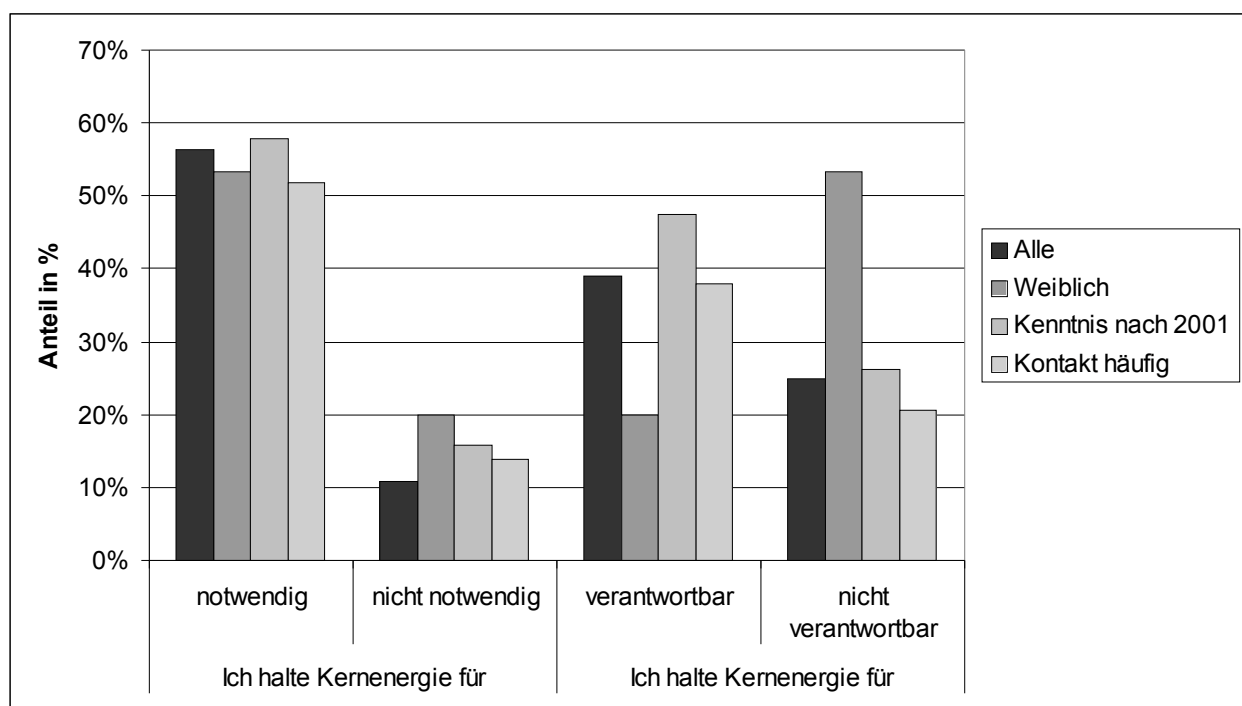


Abb. 4 Antworten auf Frage 5

4. Schlussfolgerungen

Die hier in einer ersten Befragung von Betroffenen erhaltenen Ergebnisse weisen darauf hin, dass die persönliche Wahrnehmung von Radioaktivität im Arbeitsumfeld die Einstellung der betreffenden Personen zu Strahlung tendenziell verändern kann. Diese Veränderung läuft aber offensichtlich nicht darauf hinaus, künstliche und natürliche Radioaktivität als gleichermaßen „normal“ einzustufen. Viele Befragten halten künstliche Strahlenquellen für gefährlicher, wobei diese Ansicht nicht auf der Strahlenwirkung, sondern der subjektiv als „stärker“ eingeschätzten Strahlung der Quellen basiert. Die Konfrontation mit der Radioaktivität im Arbeitsumfeld führt weiterhin nicht oder nur untergeordnet zu einer persönlichen Neubewertung der Kernenergie.

Aus diesen vorläufigen Ergebnissen können folgende Thesen abgeleitet werden:

- Sofern weiteren Gruppen der Bevölkerung (z.B. durch die Absenkung der zulässigen Radonkonzentrationen in Wohnungen) Radioaktivität als Teil ihres Lebensumfeldes bewusst gemacht wird, kann sich die persönliche Einstellung der Betroffenen zu Strahlung und Strahlungsrisiken ändern.
- Erlebte Radioaktivität im eigenen Lebensumfeld wird tendenziell eher als „Gefahr wie andere auch“ wahrgenommen. Bei entsprechender Aufklärung der Betroffenen werden die Risikovergleiche mit anderen zivilisatorischen Risiken überwiegend akzeptiert.
- Die mit hohem Aufwand betriebenen Versuche, die Bevölkerung über Strahlung und Strahlungswirkung aufzuklären, werden wenig an der skeptischen Haltung zur Kernenergie ändern, da die Akzeptanz der Kernenergie wenig mit der Akzeptanz von Strahlungsrisiken zu tun hat [2], [3].
- Zur Untersuchung von subjektiven Einstellungen zu Radioaktivität und Strahlung eignen sich die Beschäftigten der Nicht-kerntechnischen Industrien, die durch die neue StrlSchV mit dem Thema konfrontiert wurden in besonderem Maße. Dies ist insbesondere unter dem Blickwinkel zu sehen, dass gerade in diesen Arbeitsfeldern die Eindrücke und Erfahrungen noch frisch sind. Entsprechende Befragungen von Beschäftigten in den Arbeitsfeldern der Anlage XI Teil A StrlSchV wären deshalb für weiterführende Untersuchungen besonders geeignet.

5. Literaturverzeichnis

- [1] S. Wissler, W. Fetz, R.-D. Wilken: Repräsentative Befragung von Wasserversorgungsunternehmen zu den neuen gesetzlichen Regelungen zur Radioaktivität. GWF Wasser – Abwasser 145(2004) Nr. 11, S. 798 - 803
- [2] R. Gellermann: Ethik des Strahlenschutzes - Grundlagen und Grenzen. Strahlenschutzpraxis Heft 3 (2004) S. 50 - 55
- [3] R. Gellermann: Worum es geht. Strahlenschutzpraxis Heft 3 (1998) S. 41-42

**B – Erfahrungen mit dem
Vollzug der rechtlichen
Regelungen zur natürlichen
Strahlenexposition**

ERFAHRUNGEN BEI DER UMSETZUNG DES TEILS 3 DER STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG

EXPERIENCES IN THE IMPLEMENTATION OF PART 3 OF THE RADIATION PROTECTION ORDINANCE

K. Gehrcke

Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin

Zusammenfassung

Mit den Regelungen des Teils 3 der Strahlenschutzverordnung wurde inhaltlich und regelungstechnisch Neuland betreten. Fünf Jahre Anwendungserfahrungen haben die grundsätzliche Eignung der Regelungen ebenso gezeigt wie eine Reihe von Unzulänglichkeiten. Das Konzept der Selbstkontrolle funktioniert alles in allem und wird auf längere Sicht Verwaltungsaufwand sparen. Gerade in der Anfangsphase bedurfte es aber erheblicher Anstrengungen aller Beteiligten zur sachgerechten Umsetzung der Regelungen. Wünschenswert wäre eine höhere Flexibilität, um aktuelle Erkenntnisse und Entwicklungen hinsichtlich der regelungsbedürftigen Arbeiten besser berücksichtigen zu können. Insbesondere im Bereich der Wasserwirtschaft haben die Regelungen zur Beseitigung teilweise erheblicher Strahlenexpositionen bei Beschäftigten beigetragen. Der zur Umsetzung der Regelungen erforderliche Aufwand dürfte sich künftig, trotz einer Reihe noch offener Probleme, verringern und erscheint damit insgesamt nicht unangemessen.

Summary

With Part 3 of the new Radiation Protection Ordinance unknown territory was entered regarding both the content and the regulatory approach. Five years of experience with the regulations have shown their principal aptness as well as a number of deficiencies. On balance, the concept of self-control has proven to work properly. In the long run, it will save administrative effort. In the beginning, however, the implementation required considerable effort of all parties involved. To react adequately to new developments and insights concerning the work activities requiring control a greater flexibility would be desirable. Especially in waterworks the regulations have contributed to the reduction of partly extreme exposures to workers. Despite some open questions the application effort of the regulations will probably be diminishing in the future and, all things considered, seems not disproportionate.

Schlüsselwörter *Strahlenschutzverordnung, Arbeiten, überwachungsbedürftige Rückstände*
Keywords *Radiation Protection Ordinance, work activities, controlled residues*

1. Einleitung

Die Richtlinie 96/29/Euratom des Rates der Europäischen Gemeinschaften von 1996 [1] verpflichtet die Mitgliedstaaten zu Vorkehrungen zum Schutz von Arbeitnehmern und Einzelpersonen der Bevölkerung bei Arbeiten, bei denen das Vorhandensein natürlicher Strahlenquellen die Exposition so erheblich erhöht, dass dies aus Sicht des Strahlenschutzes nicht außer acht gelassen werden darf. In Deutschland wurde die Richtlinie durch den Teil 3 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) von 2001 [2] in nationales Recht umgesetzt. Nach mehreren

Jahren Anwendung der Regelungen scheint der Zeitpunkt für eine Zusammenfassung der dabei gewonnenen Erfahrungen gekommen.

Die Regelungen definieren, dem Konzept der Richtlinie der EU folgend, Arbeiten einschließlich dabei entstehende Rückstände, auf die das oben genannte Kriterium zutrifft und für die deshalb Kontroll- und/oder Überwachungsmaßnahmen in Betracht gezogen werden müssen (Prinzip des selektiven Strahlenschutzes). Die Verantwortung für den Strahlenschutz wird demjenigen übertragen, der in eigener Verantwortung solche Arbeiten ausführen lässt (Prinzip der Selbstkontrolle). Behördliche Genehmigungen werden für derartige Arbeiten nicht gefordert (Prinzip der Genehmigungsfreiheit).

Im ersten Teil dieser Ausarbeitung wird der Frage nachgegangen, ob sich die Prinzipien des Strahlenschutzes bei Arbeiten insgesamt als tragfähig erwiesen haben. Einschätzungen zu den Auswirkungen auf die Strahlenexposition der Beschäftigten und der Bevölkerung sowie auf die betroffenen Industrien folgen in den nächsten Abschnitten. Am Schluss werden einige offene Probleme genannt.

2. Konzeptioneller Rahmen der Regelungen

2.1 Selektiver Strahlenschutz: Regeln wir die richtigen Bereiche?

Der Strahlenschutz bei natürlicher Radioaktivität steckt in einem Dilemma: Einerseits soll dem Schutzbedürfnis vor Expositionen auch aus diesen Quellen Rechnung getragen werden, denn die Wirkungen sind ja prinzipiell die gleichen wie bei künstlicher Radioaktivität. Die Expositionen und damit die Risiken sind teilweise sogar deutlich höher. Andererseits muss angesichts des ubiquitären Charakters der natürlichen Radioaktivität vermieden werden, dass die gesamte Arbeits- und Lebensumwelt zum Gegenstand des Strahlenschutzes wird. Es war also von vornherein klar, dass der Schutz vor Strahlenexpositionen aus natürlichen Quellen nur ein selektiver, nur auf ausgewählte Arbeits-, Lebens- und Umweltbereiche gerichteter sein kann. Bei der Auswahl der Bereiche ist man – zu recht – sehr pragmatisch vorgegangen und hat versucht, sich auf diejenigen zu beschränken, die für Deutschland auch von Bedeutung sind. Bei dieser Bewertung wurden Kenntnisse über die Industrien, über Konzentrationen bzw. spezifische Aktivitäten an Arbeitsplätzen, in Rohstoffen und Rückständen, über Stoffströme, Verwertungs- und Beseitigungswege, typische Arbeitsbedingungen etc. ausgewertet [3], [4].

Auf diese Weise sind in der StrlSchV recht überschaubare Listen von grundsätzlich relevanten Arbeiten einerseits und Rückständen andererseits entstanden, die das Problem stark eingrenzen. Diese Vorgehensweise ist auch aus heutiger Sicht vernünftig, obgleich die Abhängigkeit von Parametern und Einflüssen wie den oben genannten, die natürlich Änderungen unterliegen, Einfluss auf deren Aktualität hat. Nachfolgend wird der Frage nachgegangen, ob bzw. in welchem Umfang diese nach wie vor gegeben ist.

Arbeitsfelder

Die Erfahrung der letzten Jahre hat gezeigt, dass die Liste der Arbeitsfelder, bei denen erheblich erhöhte Expositionen durch natürliche terrestrische Strahlenquellen auftreten können (Anlage XI StrlSchV) durchaus kritisch zu hinterfragen ist. Zwar gibt es keine Zweifel, dass diejenigen, die Bestandteil des Teils A der Anlage XI sind, bei denen also erhöhte Radon-222 Expositionen auftreten können, dort zurecht stehen. Es handelt sich ja auch um Bereiche, über die im Ergebnis umfangreicher Studien eine Vielzahl von Erkenntnissen schon vor dem Inkrafttreten der neuen StrlSchV vorlag. Zudem lagen dadurch, dass sie in den neuen

Bundesländern schon seit längerem durch die Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz der DDR (VOAS) [5] rechtlich geregelt waren, bereits Vollzugserfahrungen vor. Im Bereich der ‚Radon-Arbeitsplätze‘ stellt sich unter rein fachlichen Gesichtspunkten eher die Frage, ob die Liste vollständig ist (formal gilt sie als ‚abgeschlossen‘). So wird z.B. gelegentlich diskutiert, ob nicht auch Anlagen zur Reinigung (Aufbereitung) von Gruben-, Brauch – und Abwässern einbezogen werden sollten, da z.B. Rückstände aus der Wasserreinigung in Steinkohlegruben Ra-226 Aktivitäten bis über 50 Bq/g aufweisen können und deshalb erheblich erhöhte Radon-222 nicht auszuschließen sind.

„Im Fall anderer als der in Anlage XI Teil B genannter Arbeitsfelder, bei denen vergleichbare Expositionen durch Uran und Thorium und ihre Zerfallsprodukte auftreten“, kann die zuständige Behörde gemäß § 96 Absatz 5 die erforderlichen Maßnahmen anordnen. Allerdings ergeben sich bei dieser Liste inzwischen eher Zweifel, ob bestimmte Arbeitsfelder dort (noch) zu Recht aufgeführt sind. So weisen neuere Untersuchungen darauf hin, dass die Handhabung und Lagerung thoriertes Gasglühstrümpfe mindestens perspektivisch von der Liste zu streichen sein dürfte. Die Aufnahme dieses Arbeitsfeldes in die StrlSchV geht im wesentlichen auf Recherchen zurück, die im Auftrag Bayerns Anfang der 1990er Jahre durch den TÜV-Süd durchgeführt wurden [6]. Die seinerzeit durchgeführten Dosisabschätzungen hatten eher konservativen Charakter. Es wurden für einen Lagerarbeiter, der sich in unmittelbarer Nähe von 10.000 Glühstrümpfen der höchsten gemessenen Thorium-Aktivität 1000 bis 2000 h aufhält, effektive Dosen zwischen 3 und 10 mSv/a ermittelt. Neuere Abschätzungen kommen auf Expositionen, die deutlich unterhalb eines Millisieverts liegen [7]. Berücksichtigt man ferner, dass bei Gasglühstrümpfen ein Trend zur Substitution des Thoriums berichtet wird [7], [8], so wird sich möglicherweise schon bald die Frage ergeben, ob dieser Eintrag in Anlage XI Teil B nicht obsolet ist.

Auch der Einsatz thoriertes Schweißelektroden stellt offenbar inzwischen eher eine Ausnahme dar, da auch hier Substitute, z.B. bestimmte Seltene Erden, verwendet werden [7], [8]. Der Fachausschuss „Metall und Oberflächenbehandlung“ der Berufsgenossenschaftlichen Zentrale für Sicherheit und Gesundheit des Hauptverbandes der gewerblichen Berufsgenossenschaften hat in einem Informationsblatt über die Ergebnisse einer Studie informiert, wonach die Anwendung seltener Erden (z.B. Cer) als Dotierung für Wolframelektroden anstelle von Thorium zu keinen gesundheitlichen Gefährdungen führt [9].

Es ist naheliegend, die Frage zu stellen, ob es angesichts der Möglichkeit der Substitution durch nicht-radioaktive Elemente künftig noch gerechtfertigt ist, Thorium in Gasglühstrümpfen oder auch in Schweißelektroden einzusetzen. Das zieht wiederum die Frage nach sich, ob es so etwas wie ‚Nicht gerechtfertigte Arbeiten‘ in Analogie zu ‚Nicht gerechtfertigten Tätigkeiten‘ gibt. Der herrschenden Lehrmeinung in Deutschland zufolge ist das wohl nicht möglich, denn im Bereich Arbeiten wurde auf das Rechtfertigungsprinzip ja ebenso verzichtet wie auf den Genehmigungsvorbehalt, vgl. Abschnitt 1. Arbeiten werden wie Interventionen betrachtet, die Expositionen als bereits existierend, die Frage der Rechtfertigung stellt sich mithin nicht.

In der Schweiz, wo man solche Dinge zumeist eher pragmatisch als philosophisch angeht, sind thorierte Schweißelektroden seit dem 01.01.2004 nicht mehr zugelassen – frühere Zulassungen wurden nicht über diesen Zeitpunkt hinaus verlängert, weil der Einsatz von Thorium in diesen Elektroden als nicht mehr gerechtfertigt angesehen wurde [10]. Sollte in einzelnen Fällen der Einsatz thoriertes Schweißelektroden noch erforderlich sein, so muss dies durch die zuständigen Behörden bewilligt werden. Bisher ist dies aber nicht vorgekommen [11].

Es steht zu vermuten, dass die Beantwortung der aufgeworfenen Frage den Strahlenschutzphilosophen oder auch dem Gesetzgeber erspart bleibt, da schon jetzt kaum noch thorierte Schweißelektroden verwendet werden und auch der Umfang des Einsatzes thoriertes Gasglühstrümpfe weiter abnehmen dürfte.

Auf die Diskussion der anderen Arbeitsfelder der Anlage XI sei hier verzichtet. Sie sind insgesamt von eher geringer, z.T. abnehmender Bedeutung. So wird z.B. in [12] berichtet, dass die Gewinnung, Verwendung und Verarbeitung von Pyrochlorerzen in Deutschland nicht mehr stattfindet (vgl. auch den folgenden Abschnitt). Insgesamt entsteht für den beruflichen Bereich der Eindruck, dass die Anlage XI derzeit für den Bereich Radon weiterhin aktuell ist, während die Aktualität des Teils B mindestens längerfristig kritisch zu hinterfragen sein wird.

Rückstände

Bei der Beurteilung der Relevanz der aufgelisteten Rückstände nach Anlage XII, Teil A, ergibt sich ebenfalls ein sehr differenziertes Bild. Ohne Zweifel steht z.B. die aktuelle Bedeutung der Schlämme und Ablagerungen aus der Gewinnung von Erdöl und Erdgas. Interessanterweise fallen aber vergleichbare Rückstände, wenn sie aus der Erkundung stammen, nicht in den Geltungsbereich. Bei den ‚Phosphatrückständen‘, sieht die Situation wiederum anders aus. In einer vom BfS initiierten neueren Untersuchung wird festgestellt, dass diese Rückstände, wie auch eine Reihe anderer, inzwischen in Deutschland von ihren Mengen her praktisch bedeutungslos sind oder gar nicht mehr vorkommen [12]. So findet beispielsweise eine industrielle Gewinnung und Aufbereitung von Columbit, Pyrochlor, Mikrophyth und Euxenit in Deutschland nicht statt.

Voraussetzung für die Anordnung von Maßnahmen bei Materialien, die nicht Rückstände im Sinne von Anlage XII Teil A sind, ist die positive Feststellung der Behörde, dass die Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung erheblich erhöht ist (§ 102). Nach den vorliegenden Informationen ist dieser ‚Öffnungsparagraph‘ in der Praxis nicht ohne Bedeutung. Sollte die Praxis zeigen, dass Materialien nicht nur in Einzelfällen relevant sind und von den zuständigen Behörden nach § 102 StrlSchV behandelt werden, dann wäre sicher über eine Aufnahme in die Liste der überwachungsbedürftigen Rückstände zu entscheiden. In [12] wird eine Reihe von möglichen ‚Anwärtern‘ aufgeführt. Sollten beispielsweise künftig Geothermiekraftwerke in Deutschland eine größere Bedeutung erlangen, dann wäre vermutlich aus diesem Bereich mit dem Anfall von Rückständen ähnlich denen aus dem Bereich der Erdöl- / Erdgasgewinnung zu rechnen, was ggf. eine Aufnahme in die Liste Anlage XII Teil A rechtfertigen könnte.

Der § 102 hat übrigens eine Reihe von Fragen aufgeworfen. Es zeichnet sich ab, dass die Überwachungsgrenzen für die Bewertung von Rückständen nach Anlage XII Teil B sich z.T. verselbständigen und gerne auch zur Bewertung sonstiger Materialien nach § 102 herangezogen werden. So verständlich angesichts der oft nicht einfachen (ggf. sind hierfür Freisetzungs- / Ausbreitungsrechnungen erforderlich) Dosisabschätzungen der Wunsch nach einem einfachen ‚Bq/g – Kriterium‘ ist, an dem Entscheidungen einfach ‚abgelesen‘ werden können, darf doch nicht übersehen werden, dass die Werte, anhand derer über die Verwertung oder Beseitigung der Rückstände zu entscheiden ist, nur für die in Anlage XII Teil A genannten Rückstände gelten. Zwar ist nicht auszuschließen, dass bei materiell vergleichbaren Sachverhalten die Überwachungsgrenzen einen geeigneten Bewertungsmaßstab bilden. Ihre generelle Anwendung ist jedoch nicht sachgerecht, da Rückstände in aller Regel erst beim Anfall entsprechender Mengen und in Abhängigkeit von den Verwertungs- oder

Beseitigungswegen etc. Relevanz bekommen. Dies kann nur im Einzelfall entschieden werden.

Dass Anlage XII Teil A mehr Rückstände umfasst, als eigentlich nötig wären, kann man natürlich im Prinzip aus Sicht des Strahlenschutzes als unschädlich ansehen. Dabei sollte aber nicht vergessen werden, dass damit immer auch eine gewisse Stigmatisierung solcher Rückstände oder auch Arbeiten verbunden ist. Als Beispiel für unerwünschte ‚Nebeneffekte‘ sei erwähnt, dass sich ein Betrieb, der Strahlsande aus Bauxit vertreibt, sich von Nr. 3 a) Teil A der Anlage XII angesprochen fühlte, obwohl der (einzige) Adressat der Regelungen ein Aluminiumoxidwerk ist, in dem jährlich mehrere hunderttausend Tonnen Rotschlamm anfallen, einem Rückstand aus der Aufbereitung von Bauxit.

Zusammenfassend ist zu konstatieren, dass die Rückstandsliste schon heute nicht mehr aktuell ist. Angesichts sich schnell verändernder technologischer und wirtschaftlicher Rahmenbedingungen darf dies wohl auch nicht erwartet werden, d.h. jede solche Liste wird vermutlich immer der Realität ‚hinterherhinken‘. Leider ist durch die Einbindung der Rückstandsliste in die StrlSchV die juristische Hürde für Veränderungen sehr hoch. Dies ist nur im Wege einer Änderungsverordnung möglich. Ohne die Praktikabilität juristisch bewerten zu wollen ergibt sich aus rein strahlenschutzfachlicher Sicht jedenfalls der Eindruck, dass eine Anbindung auf einem Niveau unterhalb der Rechtsnormen und die damit mögliche größere Flexibilität wohl von Vorteil gewesen wäre. Vergleichbares gilt für die Liste der Arbeitsfelder.

2.2 (Wie) funktioniert die Selbstkontrolle?

Es liegt in der Natur der Selbstkontrolle, dass Behörden nur bedingt einbezogen werden. Das war letztlich auch das Ziel dieser Regelung. Von Arbeitsplätzen, an denen nach den Abschätzungen gemäß § 95 (1) keine Expositionen von mehr als 6 mSv/a entstehen und die mithin nicht anzeigebedürftig sind, erfährt die Behörde nichts - jedenfalls sehen dies die Regelungen nicht vor. Die Pflichten zur Dosisreduzierung nach § 94 oder auch ggf. zur Wiederholung der Abschätzungen bei Veränderungen des Arbeitsplatzes bestehen aber trotzdem. Die Selbstkontrolle erfordert also ein hohes Maß an Verantwortung seitens des Verpflichteten. Das gilt auch für Verpflichtete, die nach § 97 zu prüfen haben, ob die in Anlage XII Teil B genannten Überwachungsgrenzen für die dort genannten Bedingungen eingehalten werden. Ob dies in der Praxis in jedem Fall korrekt geschieht, darüber sind kaum Aussagen möglich.

Unmittelbar nach Einführung der Regelungen bestand ein Problem auch darin, dass die zur Einhaltung der strahlenschutzrechtlichen Regelungen Verpflichteten von ihren Pflichten vielfach nichts wussten oder sich über ihre Rolle im Unklaren waren. Es ist nicht auszuschließen, dass es dergleichen auch heute noch gibt. Den Betrieben kann man im Einzelfall daraus nur bedingt einen Vorwurf machen. Zwar schützt bekanntlich ‚Unwissenheit vor Strafe nicht‘. Dennoch muss man wohl ein gewisses Verständnis dafür aufbringen, dass Betriebe, die nie etwas mit Radioaktivität zu tun zu haben glaubten, nicht plötzlich anfangen, die StrlSchV zu studieren. Wie auch in anderen Bereichen, in denen Strahlenexpositionen aus natürlicher Radioaktivität begrenzt oder vermieden werden sollen, ist deshalb die Informations- und Aufklärungsarbeit von großer Bedeutung. In der Regel sind die Verpflichteten dann durchaus bereit, die Regelungen zu beachten und erforderlichenfalls Maßnahmen zu treffen. In den zurückliegenden Jahren wurde auf diesem Gebiet z.B. von Behörden, Verbänden und Berufsgenossenschaften viel geleistet. Abbildung 1 zeigt beispielhaft Materialien zweier Berufsgenossenschaften zur Unterstützung der Umsetzung der Regelungen [13], [14].

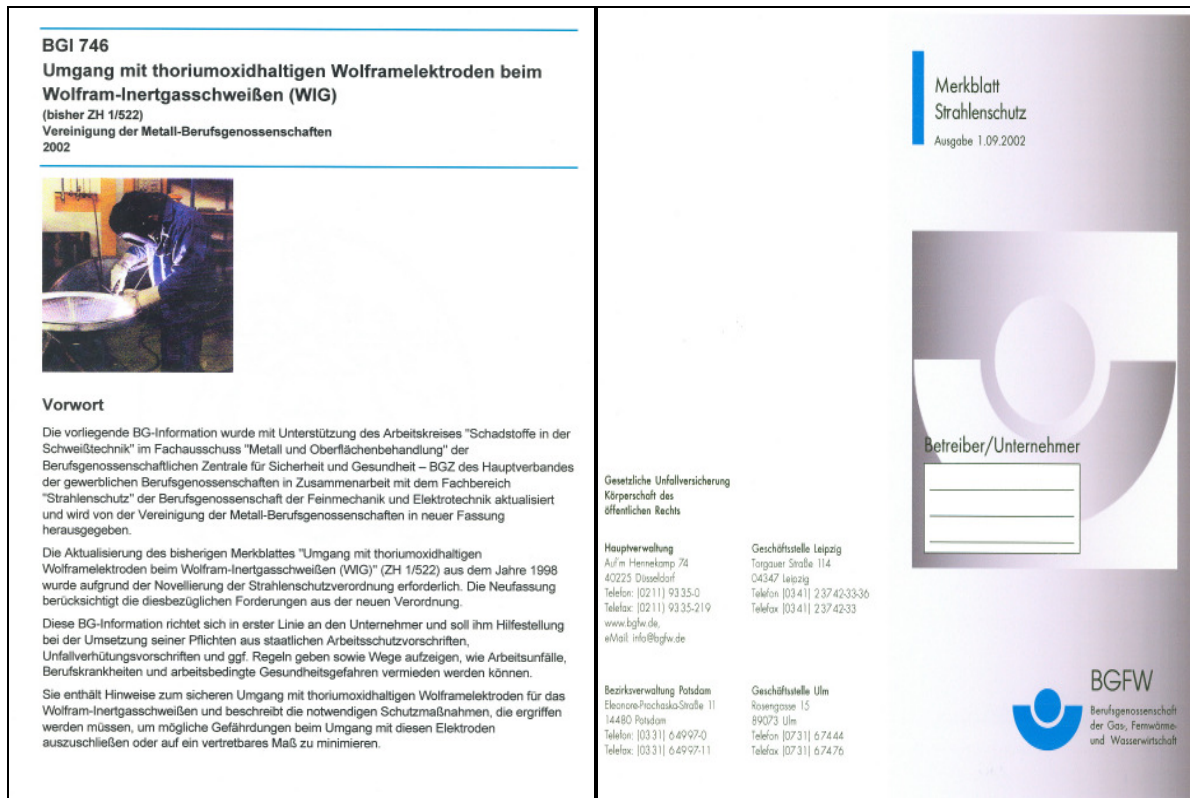


Abbildung 1: Materialien der Berufsgenossenschaften

Als weitere Beispiele seien die Empfehlungen der Strahlenschutzkommission zur repräsentativen Ermittlung der spezifischen Aktivität von Rückständen [15] oder auch der Leitfaden des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) zur Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten [16] genannt.

Aufgrund der intensiven Bemühungen der letzten Jahre kann man wohl davon ausgehen, dass die ‚Selbstkontrolle‘ jedenfalls in den wichtigsten Arbeitsfeldern und vor allem bei größeren Betrieben inzwischen gut funktioniert.

3. Auswirkungen auf die Strahlenexposition

Grundsätzliches Ziel der Einführung strahlenschutzrechtlicher Regelungen ist es, Expositionen zu vermeiden oder auf ein vertretbares Maß zu beschränken. Daran müssen sich auch die neuen Regelungen des Teils 3 StrlSchV messen lassen. Im Folgenden wird der Versuch einer Analyse unternommen, ob und in welchem Maße dies erreicht wurde.

Arbeiten

Wie bereits erwähnt beruhen die Listen der Arbeitsfelder in Anlage XI, Teil A und B der StrlSchV im wesentlichen auf einer Analyse der potenziell relevanten Arbeitsfelder durch die SSK, die Schätzungen der Zahl betroffener Personen, aufgeschlüsselt nach den Expositionsbereichen $< 6 \text{ mSv/a}$, $6 \dots 20 \text{ mSv/a}$ und $> 6 \text{ mSv/a}$ enthält [4].

Will man die Auswirkungen der Neuregelungen auf den Schutz von Beschäftigten prüfen so liegt es nahe, dies primär für diejenigen Arbeitsfelder zu tun, denen sowohl hinsichtlich der Zahl der Exponierten als auch der Höhe der möglichen Expositionen die größte Bedeutung zukommt.

Nach der [4] sollten das die folgenden sein:

- Schleifen von und Wechselstromschweißen mit thorierten Schweißelektroden mit geschätzten 5.000 Personen mit Expositionen von 6 .. 20 mSv/a , und
- Anlagen der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung mit geschätzten ca. 2000 Personen mit Expositionen zwischen 6 und 20 mSv/a und nochmals 300 Personen mit Expositionen oberhalb 20 mSv/a.

Bei möglichen Expositionen von mehr als 6 mSv/a bzw. $2 \cdot 10^6 \text{ Bq h m}^{-3}$ hat der Verpflichtete gemäß § 95 Absatz 2 dies der zuständigen Behörde anzuzeigen. Für Personen, die anzeigebedürftige Arbeiten ausführen wiederum hat der Verpflichtete nach § 95 Absatz 10 die Körperdosis zu ermitteln und nach 96 (3) der zuständigen Behörde oder einer von ihr bestimmten Stelle zur Weiterleitung an das Strahlenschutzregister zu übermitteln. Mithin sollte theoretisch das Strahlenschutzregister, das beim BfS geführt wird, Auskunft über die aktuellen Expositionen von Personen geben können, die anzeigebedürftige Arbeiten ausführen. Über die dort eingehenden Meldungen wird beispielsweise jährlich in den Parlamentsberichten zur Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung berichtet. Dem Bericht des Jahres 2004 [17] zufolge wurde in diesem Jahr die durch natürliche Strahlenquellen verursachte Strahlenexposition für 744 Personen an das Strahlenschutzregister übermittelt. Darunter waren 639 Beschäftigte der Wismut GmbH, deren Überwachung bekanntlich nicht auf der Grundlage des Teils 3 StrlSchV erfolgt. Es bleiben also ca. 100 Personen aus anzeigebedürftigen Arbeiten. Für das Jahr 2005 ergibt sich eine ähnliche Zahl von Überwachten, bei 27 Beschäftigten wurde eine jährliche effektive Dosis von mehr als 6 mSv und in zwei Fällen eine Überschreitung des Grenzwertes von 20 mSv gemeldet, jeweils in Betrieben der Wasserwirtschaft.

Bei allem Vertrauen in die Wirkung von Rechtsvorschriften drängt sich doch die Frage auf, ob bzw. in welchem Umfang die erstaunliche Differenz zu den Schätzungen von Mitte der 1990er Jahre eine reale ist und inwieweit sie auf das Inkrafttreten der Strahlenschutzverordnung von 2001 zurückzuführen ist. Nach den bisherigen Recherchen haben wir es offenbar mit einer Reihe von Gründen zu tun.

Zunächst und vor allem gibt es Grund zu der Annahme, dass die damaligen Abschätzungen der SSK bzw. die ihren Empfehlungen zu Grunde liegenden Studien ein reichliches Maß an Konservativität enthielten. So liegt den Dosis-schätzungen für die Radonexposition die Annahme einer jährlichen Expositionsdauer von 2000 h, also der gesamten Jahresarbeitszeit, zu Grunde. Dies dürfte in der Praxis nur sehr selten vorkommen. Die bereits im vorangegangenen Abschnitt angesprochene Handhabung und Lagerung thoriertes Gasglühstrümpfe ist ein weiteres Beispiel dafür. Solche Konservativitäten werden bei den arbeitsplatzspezifischen Abschätzungen nach § 95 (1) natürlich abgebaut. Es kann wohl auch nicht ausgeschlossen werden, dass in dieser Phase zur Vermeidung des mit der Überwachung verbundenen Aufwandes bereits die eine oder andere Maßnahme ergriffen wird. Die dabei erzielten tatsächlichen Dosisreduzierungen tauchen auf Grund des Konzeptes der Selbstkontrolle von vornherein in keiner Statistik auf, da ja keine Anzeige erfolgt. Abgesehen davon sind auch bereits in den Jahren zwischen den Schätzungen der SSK [4] und dem Inkrafttreten der Regelungen Maßnahmen ergriffen worden, die zu Reduzierungen der Exposition führten. Auch dies hat sicher zu einer deutlichen Reduzierung der Anzahl der anzeigebedürftigen Arbeitsplätze geführt.

Gleichwohl erscheint die Anzahl der im Strahlenschutzregister eingegangenen Meldungen gering. Interessant ist, dass sie im wesentlichen aus einem Bundesland, nämlich Bayern stammen. Da bekannt ist, dass auch in anderen Ländern umfangreiche Untersuchungen durchgeführt und Strahlenschutzmaßnahmen ergriffen wurden, kann daraus aber kaum der Schluss gezogen werden, dass die Selbstkontrolle nicht funktioniert. Vielmehr scheint nur ein Teil der

relevanten Informationen Eingang in das Strahlenschutzregister zu finden. Es eignet sich deshalb nur bedingt zu einer Bewertung der derzeitigen Situation in der Bundesrepublik auf diesem Gebiet.

In [18] wird z.B. von einer Reihe gezielter Maßnahmen zur Untersuchung und zur Reduzierung der Exposition durch Radon / Radon-Folgeprodukte berichtet. Danach können durch problemangepasste Strategien, die von einfachen arbeitsorganisatorischen Maßnahmen bis zur Sanierung reichen, erhebliche Reduzierungen der Expositionen erreicht werden. Z.T. ergeben sich positive Effekte für den Strahlenschutz auch als indirekte Konsequenz aus dem technischen Erneuerungsprozess, etwa der Automatisierung bisher von Hand durchgeführter Arbeitsvorgänge. Im Zusammenhang etwa mit der Errichtung eines neuen Wasserwerkes in Altenberg / Sachsen wurden ca. 30 alte Wasserwerke mit z.T. sehr hohen Radonkonzentrationen in den Arbeitsbereichen abgelöst. Damit wurde – auch wenn dies nicht das primäre Ziel war – de facto eine wichtige Strahlenschutzmaßnahme durchgeführt [19].

Auch in dem zweiten großen Gebiet, der Exposition beim Anschleifen von oder dem Wechselstromschweißen mit thorierten Schweißelektroden sind, nicht erst seit dem Inkrafttreten der neuen StrlSchV, erhebliche Arbeitsschutzmaßnahmen durchgeführt worden, die sicher zu erheblichen Verringerungen der Expositionen geführt haben [20]. Wie bereits in Abschnitt 2 dargestellt, spielt hier offenbar auch der verbreitete Übergang zur Nutzung thoriumfreien Elektroden eine wichtige Rolle [7].

Insgesamt scheint der Schluss erlaubt, dass die in [4] publizierten Schätzungen mit den aktuell noch exponierten Personen nur noch wenig gemein haben. Zum Teil beruht dies auf damaligen konservativen Überschätzungen, zum anderen Teil auf erheblichen Erfolgen zielgerichteter Strahlenschutzmaßnahmen, und sicher auch auf Substitutionsstrategien der Wirtschaft. Auch der technische Fortschritt (Automatisierung) spielt eine Rolle. Quantitative Aussagen über diese Entwicklung für die Bundesrepublik als ganzes sind derzeit kaum möglich, da dafür die keine ausreichende Informationsgrundlage besteht. Expositionen oberhalb 6 mSv/a scheinen aber inzwischen nur noch bei einer sehr überschaubaren Zahl von Personen vorzukommen.

Rückstände

Die Rückstandsregelungen der StrlSchV haben dazu geführt, dass man sich in bestimmten Industrien erstmalig mit Strahlenschutzfragen befasst hat. Der Versuch einer Bilanz der erzielten Effekte in Form nunmehr oder künftig gegenüber dem bisher unregulierten Zustand eingesparter Expositionen von Einzelpersonen der Bevölkerung, auf deren Schutz die Regelungen zielen, würde die Grenzen zur Spekulation überschreiten. Auf der Grundlage der Regelungen werden aber jedenfalls künftig Expositionen von mehr als einem Millisievert pro Jahr durch die Verwertung oder Beseitigung der geregelten Rückstände mit hoher Wahrscheinlichkeit vermieden, was zuvor nicht sichergestellt war. Am folgenden konkreten Beispiel soll demonstriert werden, wie im Einzelfall mit Hilfe neuer Technologien der Strahlenschutz bei der Entsorgung von Rückständen verbessert wird:

Bei der Firma GMR Leipzig (Gesellschaft für Metallrecycling) mbH werden Schlämme und Reinigungsrückstände aus der Erdgasförderung demercurisiert, die natürliche Radionuklide mit spezifischen Aktivitäten bis zu einigen 100 Bq/g (gesamt) enthalten (Ra-226, Ra-228 Th-228, Pb-210 und Po-210). Das Quecksilber wird wirtschaftlich verwertet. Die Restmaterialien stellen Rückstände nach Anlage XII Teil A StrlSchV dar. Sie werden nach vakuothermischer Behandlung durch Zugabe von Geopolymer [21] immobilisiert und auf einer normalen Hausmülldeponie eingelagert. Das ist möglich, weil durch die Immobilisierung weit geringere Aus-

laugungsraten erzielt werden als etwa bei der – allerdings ebenfalls weiter praktizierten – direkten Einlagerung kontaminierter Tubings aus der Ergasförderung in Deponien.

Interessanterweise wirken die Regelungen durchaus nicht nur restriktiv. So wurde über die Verwertung von Kupferschlacke als Baumaterial oder Zuschlagstoff im Einzelfall unter Verweis auf die Grundprinzipien Rechtfertigung und Optimierung eher restriktiv entschieden. Durch die Regelungen des Teils 3 und die Anwendung der Überwachungsgrenzen wurde nun eine Vereinfachung dieses Verwertungsweges erzielt.

4. Auswirkungen auf die Wirtschaft

Dass die Industrie angesichts der ‚Neuentdeckung der natürlichen Radioaktivität‘ durch den Strahlenschutz rund 100 Jahre nach H. Becquerel nicht in Begeisterungstürme ausbrechen würde, war zu erwarten. Wie bereits dargestellt gab es zwar Arbeitsfelder, für die das Thema nicht neu war. Überwiegend, wenn nicht vollständig neu war es aber für die meisten der von den Rückstandregelungen betroffenen Industrien. Inzwischen sieht es so aus, dass sich die Industrie mit dem Thema natürliche Radioaktivität am Arbeitsplatz und in Rückständen, wenn auch auf unterschiedliche Weise, arrangiert hat – zum Teil wohl auch mit ‚Vermeidungsstrategien‘ wie der Substitution der radioaktiven Stoffe oder der Verwendung radioaktivitätsarmer Rohstoffe. Das Zusammenwirken von Verpflichteten, Behörden, Verbänden und Gutachterbüros scheint insgesamt zu einem letztlich vernünftigen Umgang mit den neuen Problemen geführt zu haben, auch wenn durchaus gelegentlich beklagt wird, dass die neuen Rechtsvorschriften hinderlich sind und beispielsweise wünschenswerte und wirtschaftlich interessante Verwertungen von Rückständen erschweren. Die oben genannten Beispiele zeigen, dass dies nicht zwingend der Fall sein muss.

Der Mehraufwand für die betroffenen Industrien scheint insgesamt jedenfalls nicht zu unzumutbaren Härten geführt zu haben. Das „Interesse“ an weiteren Regelungen hält sich aber naturgemäß in Grenzen. So ist es vorgekommen, dass dem BfS der Zugang zu bestimmten Materialproben verwehrt wurde, obwohl die Untersuchungen letztlich das Ziel hatten, Verpflichtete wie auch Behörden bei der Umsetzung der Regelungen, in diesem Fall der Rückstandsregelungen, durch Erarbeitung von Messmethoden, Messvorschriften etc., zu unterstützen. Es bestand die Meinung: „Die wissenschaftliche Untersuchung von heute ist die Rechtsregelung von morgen“.

Daraus darf aber nicht etwa der Schluss abgeleitet werden, dass der Industrie das Problem natürliche Radioaktivität und daraus resultierende Strahlenexpositionen gleichgültig wäre. Die vorangegangenen Ausführungen haben bereits demonstriert, dass dem nicht so ist. Zum Teil wird mehr getan, als zur Erfüllung der Regelungen eigentlich nötig wäre. Ein Beispiel ist die Beseitigung von Filterkiesen eines Wasserwerkes unter Beachtung der Forderungen des Strahlenschutzes, obwohl diese Rückstände nicht in den Geltungsbereich der StrlSchV fallen. Die bei Inkrafttreten der Regelungen gelegentlich geäußerte Befürchtung, diese könnten unverhältnismäßig sein, hat sich nach Einschätzung des Autors jedenfalls insgesamt nicht bestätigt.

5. Offene Probleme

Wie eine Vielzahl von Anfragen und Erfahrungsberichten von Behörden, Gutachterbüros, Verpflichteten zeigen, gab und gibt es weiterhin eine ganze Reihe von offenen Problemen bei der Anwendung der Regelungen des Teils 3 StrlSchV. Sie reichen von messtechnischen Fragen über noch fehlende spezielle Berechnungsvorschriften für Strahlenexpositionen aus NORM, der immer wieder angesprochenen Notwendigkeit der Bilanzierung von Rückständen,

insbesondere bei länderübergreifenden Rückstandstransporten bis zu rechtlichen Inkonsistenzen, beispielsweise der Inkonsistenzen bei der Definition des Begriffs radioaktiver Stoff im Transportrecht und in der StrlSchV. Es ist nicht möglich, hier alle offenen Fragen auch nur anzusprechen, geschweige denn Lösungen anzubieten. Beispielhaft soll hier nur ein Problem dargestellt werden, das aktuell einige Bedeutung erlangt:

Grenzüberschreitende Verbringung von Rückständen

Nach Informationen des Sächsischen Ministeriums für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) besteht ein Interesse im Ausland, Abfälle einschließlich NORM-Rückstände nach Deutschland zur Entsorgung zu verbringen. Die Bewertung dieser Vorgänge ist nicht trivial und wird gegenwärtig diskutiert. Einigkeit herrscht darüber, dass die Rückstandsregelungen der StrlSchV in solchen Situationen kein geeignetes Instrument zur Bewertung sind. Dies zum einen aus formal juristischen Gründen: Die StrlSchV gilt in Deutschland und aus ihr können weder Rechte noch Pflichten für Personen außerhalb Deutschlands abgeleitet werden. Aber auch in der Sache ist die Anwendung der StrlSchV nicht gerechtfertigt. Wie bereits in Abschnitt 2.1 diskutiert, orientiert sich die Liste Anlage XII an den in Deutschland relevanten Prozessen, Rückständen, Verwertungs- und bzw. Beseitigungswegen. Rückstände aus dem Ausland sind dabei nicht berücksichtigt. Die von den jeweiligen NORM-Regelungen erfassten Bereiche in den EU-Ländern weichen auch erheblich voneinander ab.

Gegenwärtig kommen in solchen Fällen die Regelungen der Atomrechtlichen Abfallverbringungsverordnung (AtAV) zur Anwendung, die die Verbringung radioaktiver Abfälle in das oder aus dem Bundesgebiet unter Genehmigungsvorbehalt stellt. Radioaktive Abfälle im Sinne der AtAV sind Materialien, die Radionuklide enthalten, hierdurch kontaminiert sind und für die keine Verwendungszweck vorgesehen ist, wenn die Freigrenzen nach Teil 2 StrlSchV überschritten werden. Mit der Anwendung der Freigrenzen würde hier aber ein völlig anderer Bewertungsmaßstab eingeführt als bei den Rückstandsregelungen nach Teil 3 StrlSchV, was jedenfalls sachlich kaum zu rechtfertigen ist.

Offenbar haben wir es hier mit einem Problem zu tun, für das ein gesellschaftlicher Konsens und ein fachlich vernünftiger und eindeutiger juristischer Rahmen - möglicherweise im europäischen Maßstab - gebraucht werden. Dabei sollte ein allgemeines Unbehagen ob der Perspektive, Deutschland könnte ein Importland für NORM-Abfälle werden, ebenso wenig als Grund für die Ablehnung solcher Importe ausreichen wie die Tatsache, dass sich damit Geld verdienen lässt, als Grund für die Akzeptanz bereits ausreichend ist.

6. Zusammenfassung

Eine Bewertung der Anwendungserfahrungen des Teils 3 StrlSchV ergibt ein zwar inhomogenes, insgesamt aber durchaus positives Bild. Die Regelungen haben natürlich einige Bereiche, insbesondere die von den Rückstandsregelungen betroffenen Betriebe, vor völlig neue Aufgaben gestellt. Auch wenn in einigen Arbeitsfeldern der Strahlenschutz der Beschäftigten kein völliges Neuland war, war und ist die Lösung der neuen Aufgaben auch dort ohne das konstruktive Zusammenwirken von Verpflichteten, Behörden, Gutachtern, Messtechnikern, Berufsgenossenschaften u.a. kaum möglich. Die Information und Aufklärung über die Risiken der Noxe Strahlung, die Schutzmöglichkeiten, aber auch über die rechtlichen Verpflichtungen spielt insgesamt eine große Rolle. Sie sind das Rückgrat des Konzeptes der Selbstkontrolle. Mittlerweile ist viel Know-How geschaffen worden, das Anlass zu der Hoffnung gibt, dass der Aufwand zur Umsetzung der Regelungen sich künftig verringern wird.

Im Zusammenhang mit den neuen Regelungen sind in vielen Betrieben, insbesondere wohl solchen der Wasserwirtschaft, Expositionen für Beschäftigte nennenswert reduziert worden oder werden künftig noch reduziert, die zu den höchsten im beruflichen Strahlenschutz dokumentierten gehören. Im Bereich der Rückstände wurden überhaupt erstmalig Strahlenexpositionen berücksichtigt. Die Auswirkungen auf den Strahlenschutz der Bevölkerung sind hier aber kaum quantifizierbar. Wenn man bedenkt, dass oft einer der wesentlichen Expositionspfade sowohl bei der Verwertung als auch bei der Deponierung von Rückständen der Grundwasserpfad ist, der eine der wichtigsten natürlichen Ressourcen betrifft, ist der damit verbundene Aufwand aber sicher nicht ungerechtfertigt.

Etwas unbefriedigend erscheint die Situation hinsichtlich der Aktualität der in die Überwachung einbezogenen Arbeitsfelder und Rückstände. Einige Bereiche wurden bei Einführung der Regelungen offensichtlich hinsichtlich der möglichen Expositionen überbewertet, auf der anderen Seite sind Fragen entstanden, warum bestimmte Rückstände nicht geregelt sind. Veränderungen innerhalb der betroffenen Industrien, z.T. wohl auch in Anpassung an die Regelungen, liefern zusätzliche Gründe, die Aktualität der geregelten Bereiche kritisch zu hinterfragen. Durch die Anbindung auf Verordnungsebene ist eine Anpassung an neue Erkenntnisse und Entwicklungen aber nur sehr eingeschränkt möglich.

Eine Anzahl von Problemen ist noch ungelöst. Das gewählte aktuelle Beispiel der grenzüberschreitenden Verbringung von Rückständen zeigt, dass zu deren Lösung das Zusammenwirken aller Beteiligten auch weiterhin gefordert ist.

7. Danksagung

Der Zugang zu den Erfahrungen bei der Umsetzung des Teils 3 StrlSchV ist - schon durch das Grundkonzept der Selbstkontrolle - nicht immer einfach. Abgesehen von der zitierten Literatur beruht die vorliegende Ausarbeitung zu einem guten Teil auf Informationen aus persönlichen Kontakten mit einer größeren Zahl von Kolleginnen und Kollegen aus den verschiedensten Bereichen, die hier nicht namentlich genannt werden können. Für ihre Kooperation sei an dieser Stelle herzlich gedankt.

8. Literatur

- [1] Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften (39), (1996).
- [2] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung), BGLBl. I S. 1869, 1903 (2002).
- [3] Eingrenzung und Bewertung der von den vorgesehenen NORM-Regelungen der Novelle StrlSchV betroffenen Bereiche. Brenk Systemplanung, Aachen (2000).
- [4] Strahlenexpositionen an Arbeitsplätzen durch natürliche Radionuklide; Berichte der Strahlenschutzkommission (SSK) Heft 10 (1997).
- [5] Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz der DDR, Gbl. I Nr. 34 S. 341, (1984).

- [6] Reichelt A.; Lehmann K.-H.; Anthropogene Stoffe und Produkte mit natürlichen Radionukliden, Teil II – Untersuchungen zur Strahlenexposition beim beruflichen Umgang -; Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StLMU), 3-910088-10-4, (1993).
- [7] Bayer. Landesamt für Umwelt (Hrsg.), Ermittlung von Arbeitsfeldern mit erhöhten Expositionen durch natürliche Radioisotope und überwachungsbedürftigen Rückständen, Augsburg, (2004).
- [8] Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM-Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften Untersuchung branchentypischer Rückstände – Teil 1: Historische Recherche zur Ermittlung der radiologischen Relevanz von NORM-Rückständen und Konzepte zur Standortidentifikation, Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4386, TÜV-Süd, (2005).
- [9] <http://www.vmbg.de/arbeitsschutz/forschung/spi-arbeitsmedizin/UnterthoriumfreiAbschlussbericht.pdf>, (2004).
- [10] Kunz, H. and Piller, J.; Substitution of thoriated tungsten electrodes in Switzerland; Proceedings of the 9th EAN ALARA Workshop, 18-21 October 2005, Augsburg, Germany, (<http://ean.cepn.asso.fr>)
- [11] G. Piller, Bundesamt für Gesundheit, Schweiz, persönliche Mitteilung, 06.07.2006.
- [12] Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereiches – Teil B: Erweiterung des Anwendungsbereiches auf NORM-Rückstände; Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4416, Veröffentlichung in Vorbereitung.
- [13] <http://www.vmbg.de/service/druckschriften/bgi746.pdf>, (2002).
- [14] http://www.bgfw.net/informationen/broschueren/schutz_vor_radon.pdf, (2002).
- [15] Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen; Empfehlung der Strahlenschutzkommission (SSK), (2004).
- [16] Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten – Leitfaden für die Umsetzung der Regelung nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 StrlSchV, BfS, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, (2006).
- [17] Unterrichtung durch die Bundesregierung: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2004, Bundestagsdrucksache 12 /200, Nachdruck Fachbereich Strahlenschutz und Gesundheit des Bundesamtes für Strahlenschutz, (2004).
- [18] Körner, S. and Reifenhäuser, C.; Investigation and Reduction of Personnel Exposure Levels in Bavarian Water Supply Facilities, Proceedings of the 9th EAN ALARA Workshop, 18-21 October 2005, Augsburg, Germany (<http://ean.cepn.asso.fr>)
- [19] Baumann, R.; Berufsgenossenschaft der Gas-, Fernwärme- und Wasserwirtschaft, persönliche Mitteilung, 07.07.2006

- [20] Ludwig, T.; Strahlenschutz bei Arbeiten mit thoriumhaltigen Elektroden, StrahlenschutzPRAXIS (8), Heft 4, S. 33 ff (2002).
- [21] Herrman, E. und Kunze, C.; Schadloose Beseitigung von Rückständen mit erhöhten spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide, Umweltpraxis Jan./Feb. 2001, S. 17-20.

ANZEIGEBEDÜRFTIGE ARBEITEN IN DER WASSERVERSORGUNG – VOLLZUGSERFAHRUNGEN AUS BAYERN –

NOTIFIABLE WORK ACTIVITIES IN WATER SUPPLY FACILITIES – EXECUTION EXPERIENCE FROM BAVARIA –

Simone Körner, Christiane Reifenhäuser

Bayerisches Landesamt für Umwelt, D-86177 Augsburg

Zusammenfassung

Die Novellierung der Strahlenschutzverordnung vom August 2001 verpflichtet die Wasserversorgungsunternehmen, die Radonexposition ihrer Beschäftigten zu erheben. Bei insgesamt 74 Unternehmen in Bayern wurde dabei eine Jahresexposition über 6 mSv im Kalenderjahr festgestellt. In diesen Unternehmen muss die Radonexposition kontinuierlich überwacht werden. Dafür hat das Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) festgelegt, dass das Wasserwerkspersonal quartalsweise personengebundene Exposimeter tragen muss. Die Ergebnisse werden dem LfU zugeschickt und von diesem an das Strahlenschutzregister gemeldet. Durch den quartalsweisen Wechsel der Exposimeter werden drohende Grenzwertüberschreitungen frühzeitig erkannt, so dass umgehend Maßnahmen eingeleitet werden können. Zur dauerhaften Reduktion der Radonexposition hat das LfU in Zusammenarbeit mit der Universität Regensburg Strategien entwickelt und mit Erfolg erprobt. Eine wirksame Maßnahme ist die Beschränkung der Aufenthaltszeit in den Anlagen auf das unumgängliche Mindestmaß. Eine aktive Belüftung von Gebäuden reduziert die Radonkonzentration. Bei Anlagen mit Filterkesseln kann das beim Aufbereitungsprozess ausgasende Radon in Rohrleitungen direkt ins Freie transportiert werden, so dass es nicht mit der Raumluft in Kontakt kommt. Zur langfristigen Sicherstellung der Nachhaltigkeit der Reduktionsmaßnahmen hat das LfU ein Muster für eine „Arbeitsanweisung zum Schutz vor Radon“ entwickelt. Hierin werden alle Anlagen, die dort herrschende mittlere Radonkonzentration und die einzuhaltenden Maßnahmen erfasst.

Summary

Since 2001, the protection against natural radiation is implemented in the German Radiation Protection Ordinance. Water supply facilities are now obliged to estimate the radon exposure of their staff. In 74 Bavarian water supply facilities radon exposures above the action limit of 6 mSv per year were determined. In this facilities the radon exposure has to be continuously monitored. By the proposal of the Bavarian Environment Agency (LfU), this should be done by constantly wearing personal track-etch detectors changing them every three months. The results are send to the LfU and are passed on the central German dose register. Due to the measuring periods of three months a high radon exposures, that could probably exceed the limit of 20 mSv can be recognised at an early stage and immediate remediation measures can be taken. In collaboration with the University of Regensburg remediation strategies have been developed to constantly reduce the radon exposure. The exposure is effectively reduced by means of reducing the time spend inside the units as much as possible. A very effective way to reduce the radon concentration inside buildings and hence the radon exposure is to blow fresh air directly into the work place of the staff with stationary or mobile devices. An alternative way to reduce the indoor air concentration is to avoid any transfer of radon polluted air exhausted from purification tanks to indoor air. For a long lasting success of the remedia-

tion measures a work instruction was developed by the LfU. All plants, their mean radon concentration and the measures to be taken have to be stated there.

Schlüsselwörter Radonexposition, Wasserversorgung, Vollzug der Strahlenschutzverordnung
Keywords radon exposure, water supply facilities, observation of radiation protection ordinance

1. Einleitung

Die Novellierung der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) [1] vom August 2001 verpflichtet die Wasserversorgungsunternehmen, die Radonexposition ihrer Beschäftigten zu erheben. Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) hat daher alle 2551 bayerischen Wasserversorgungsunternehmen aufgefordert, dieser Pflicht nachzukommen und die Ergebnisse der Erhebung dem LfU mitzuteilen. Bei insgesamt 74 Unternehmen wurde eine Jahresexposition über 6 mSv im Kalenderjahr abgeschätzt. In diesen Unternehmen muss nun die Radonexposition kontinuierlich überwacht werden.

2. Vollzug der §§ 95 und 96 der StrlSchV

2.1 Kontinuierliche Überwachung der Radonexposition

Zur kontinuierlichen Überwachung der Radonexposition haben wir den betroffenen Wasserversorgungsunternehmen eine Überwachung mit passiven Radonexposimetern vorgeschlagen: Das Wasserversorgungsunternehmen bestellt rechtzeitig für jede betroffene Person ein personengebundenes Exposimeter sowie ein Referenzexposimeter bei einer Messstelle. Die Messung erfolgt kontinuierlich, d.h. bei jedem Betreten einer Anlage oder eines Anlagenteils muss das personengebundene Exposimeter von der betreffenden Person getragen werden. Nach drei Monaten werden die Exposimeter zur Auswertung eingeschickt. Die Messung wird ohne Unterbrechung mit neuen Exposimetern fortgesetzt. So bleibt dem Wasserversorgungsunternehmen beim Eintreffen der ersten Ergebnisse genügend Zeit, bei anfänglich hohen Werten der hochgerechneten Jahresexposition „Sofortmaßnahmen“ (z.B. Beschaffung und Verwendung eines mobilen Belüfters) einzuleiten, um eine eventuelle Überschreitung des Grenzwerts von 20 mSv im Jahr zu verhindern. Da Exposimeter nicht abgeschaltet werden können, muss zur Korrektur der personengebundenen Messung ein Referenzexposimeter benutzt werden, das während des Messzeitraums an einem radonarmen Ort gelagert wird. Außerhalb der Begehungszeiten der Anlagen wird das personengebundene Exposimeter neben dem Referenzexposimeter gelagert. Exakte Informationen zum Ablauf der Messung sind den Messgeräten beigelegt. Es steht dem Unternehmen aber auch offen, die Radonexposition auf eine andere Art (z.B. durch elektronische Radonmessgeräte) zu ermitteln, solange diese Vorgehensweise sinnvoll und mit dem LfU abgestimmt ist.

Der Ablauf der kontinuierlichen Überwachung ist schematisch in Abbildung 1 dargestellt.

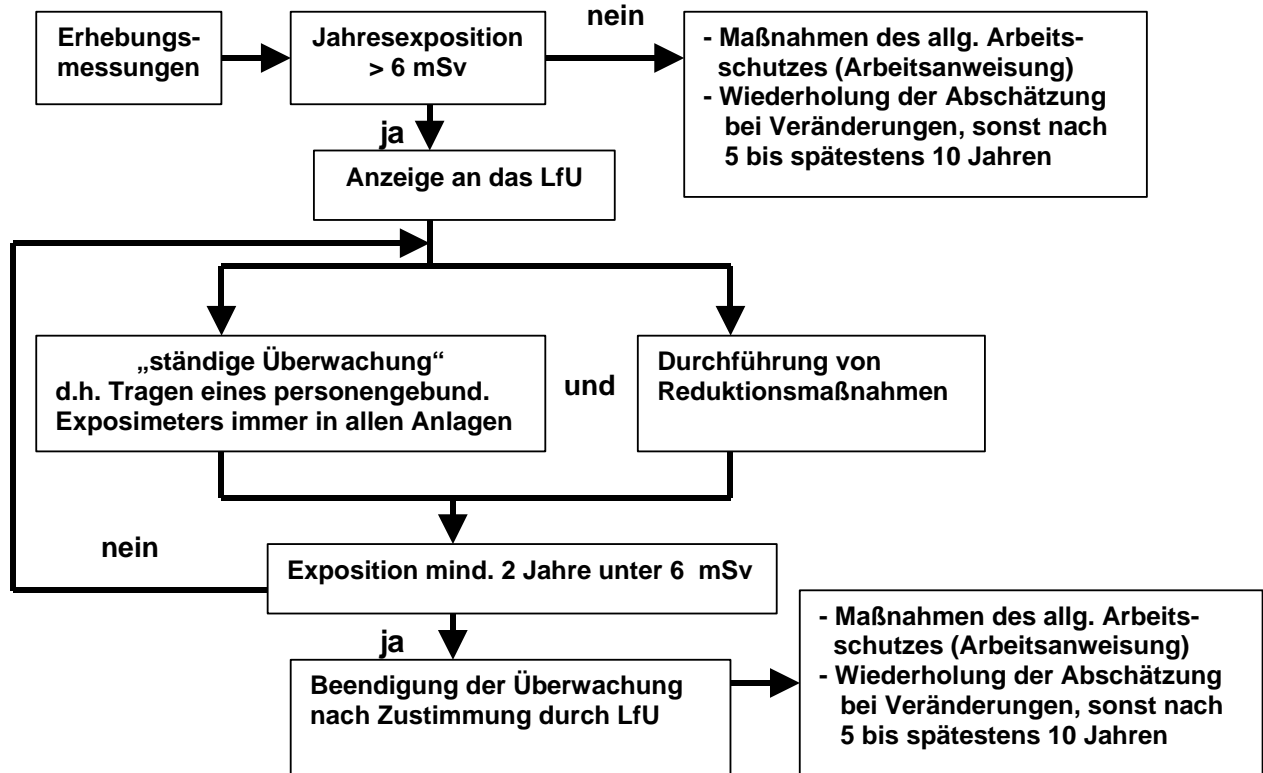


Abb. 1: Ablaufschema der kontinuierlichen Überwachung der Radonexposition.

2.2. Ergebnisse der ständigen Überwachung

Die Beschäftigten, die einer ständigen Überwachung unterliegen, teilen dem Landesamt für Umwelt die quartalsweisen Messergebnisse mit. Diese werden dann in einer eigenen Datenbank gespeichert. Einige Betriebe messen bereits seit Mitte 2003 kontinuierlich die Radonexposition und haben Maßnahmen zur Senkung der Radonexposition durchgeführt. In der Tabelle 1 ist zusammengefasst, wie viele Wasserversorgungsunternehmen zum Stand Juni 2006 bereits unter dem Eingreifwert bzw. deren Überwachungsergebnisse noch über 6 mSv oder auch 20 mSv liegen.

Tab. 1: Übersicht über die Überwachungsergebnisse (Stand Juni 2006)

Überwachungsergebnis	Anzahl der WVU
unter Eingreifwert von 6 mSv	49
über Eingreifwert von 6 mSv	20
über Grenzwert von 20 mSv	5

2.3 Meldung an das Strahlenschutzregister

Nach § 96 Abs. 3 StrlSchV muss die ermittelte Radonexposition an das Strahlenschutzregister beim Bundesamt für Strahlenschutz weitergeleitet werden. Im Jahr 2005 haben wir für 41 Beschäftigte die Körperdosis an das Strahlenschutzregister gemeldet. In Abbildung 2 sind die Anzahl der gemeldeten Personen und die Höhe ihrer Jahresdosis für das Kalenderjahr 2005

graphisch dargestellt. In vielen betroffenen Unternehmen ist die Exposition im Vergleich zur Erstabschätzung gesunken. Dies ist auf erfolgreich durchgeführte Reduktionsmaßnahmen zurückzuführen. In der Tabelle 1 sind 5 Betriebe mit einer Grenzwertüberschreitung aufgelistet, die zum jetzt aktuellen Stand bekannt sind. Im Kalenderjahr 2005 lag nur bei zwei überwachten Personen eine tatsächliche Überschreitung des Jahresgrenzwertes von 20 mSv vor. In diesen Betrieben wurden Maßnahmen zur Senkung der Radonexposition angeordnet.

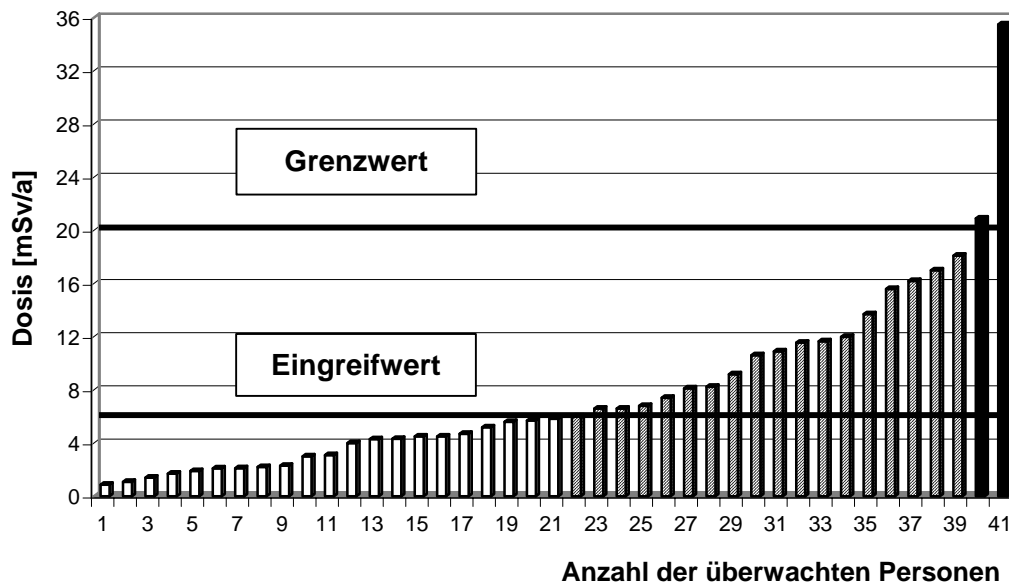


Abb. 2: Meldung der Jahresdosen für das Jahr 2005 an das Strahlenschutzregister

3. Reduktionsmaßnahmen

3.1 Reduktionsstrategien

Die Radonexposition eines Beschäftigten an einem Ort ergibt sich aus der Multiplikation der Radonkonzentration an diesem Ort mit der Aufenthaltszeit an diesem Ort. Die Summe der Expositionen von den verschiedenen Orten, an denen sich der Beschäftigte aufhält, ergibt die Gesamtexposition. Die Radonexposition wird also von zwei Faktoren beeinflusst:

- der Länge der Aufenthaltszeit
- der Höhe der Radonkonzentration

Nachfolgend werden Maßnahmen vorgestellt, die zu einer Verringerung entweder der Aufenthaltszeit oder der Radonkonzentration führen. Eine Kombination ist sinnvoll. Eine Vorhersage, um welchen Betrag eine Maßnahme die Radonexposition verringert, ist vorab nicht möglich. Bei der Planung und Durchführung der Reduktionsmaßnahmen ist es u.U. empfehlenswert, eine Fachfirma und/oder ein Ingenieurbüro einzuschalten. Nach der Durchführung baulicher Maßnahmen muss die Radonkonzentration zur Erfolgskontrolle nochmals gemessen werden.

3.2 Reduktion der Aufenthaltszeiten

- Aufenthaltszeit an Orten mit erhöhter Radonkonzentration auf das unbedingt notwendige Maß reduzieren
- Verlegung der Büroräume aus den Anlagen der Wasserversorgung (z.B. Aufbereitungsgebäude)
- Automatisierung, z.B. Fernüberwachung der Anlagen oder automatische Quellschüttungsmessung
- Messungen außerhalb der Quell- und Sammelschächte durchführen

Beispielsweise konnte in einem Unternehmen die Jahresexposition der Mitarbeiter von 11 mSv auf unter 1 mSv durch die Verkürzung der Aufenthaltszeit gesenkt werden, da die erforderlichen Messungen des Rohwassers jetzt außerhalb der Quellschächte durchgeführt werden.

3.3 Aktive Belüftung

- Mit mobilen oder fest installierten Belüftern kann die Radonkonzentration in der Raumluft merklich gesenkt werden.
- Die Frischluft darf nicht neben der Abluftöffnung angesaugt werden.
- Belüften ist in der Regel effektiver als Entlüften.

In Abbildung 3 ist ein Beispiel einer zeitaufgelösten Radonmessung dargestellt. Nach Inbetriebnahme des Ventilators, der Frischluft in die Anlage bläst, sinkt die Radonkonzentration von ca. 20.000 Bq/m³ auf ca. 1.000 Bq/m³.

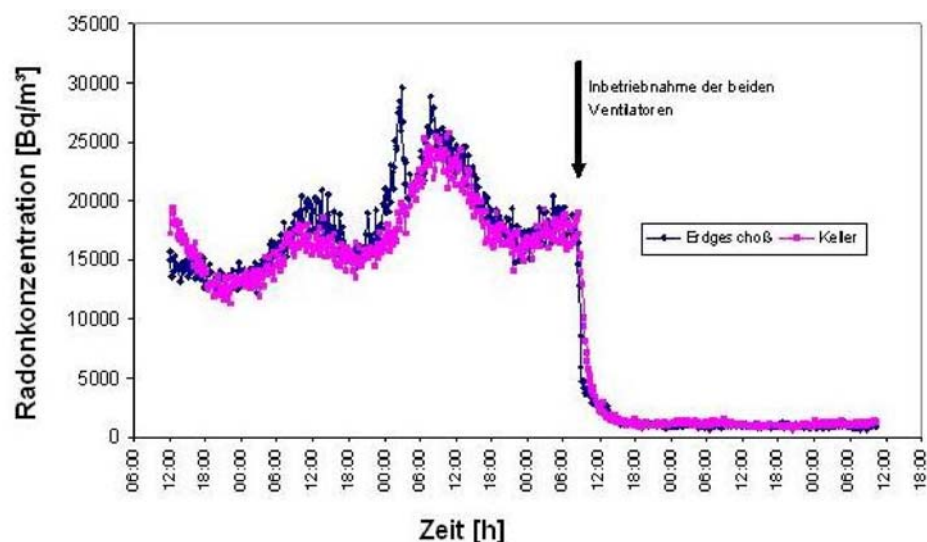


Abb. 3: Belüftung einer Aufbereitungsanlage

Die Abbildung 4 zeigt ein mobiles Belüftungsaggregat. Die Stromversorgung kann im Gelände z.B. durch ein Dieselaggregat erfolgen. Es muss darauf geachtet werden, dass der Schlauch bis auf den Boden des Schachts herabreicht. Nur dann ist sichergestellt, dass die radonarme

Außenluft an den Arbeitsplatz gelangt. Die Vorlaufzeit des Belüftungsgeräts muss durch eine zeitaufgelöste Radonmessung bestimmt werden. In einem Quellschacht sank die Radonkonzentration während der Belüftung von 60.000 Bq/m³ auf 8.000 Bq/m³.



Abb. 4: Belüftung eines Quellschachts.

3.4 Abtrennung von Räumen mit hohen Radonkonzentrationen von den übrigen Räumen eines Gebäudes

In Räumen mit offenen Wasserflächen (z.B. Aufbereitungsraum mit offenen Filterkiesbecken, Wasserkammern im Hochbehältergebäude) treten oft sehr hohe Radonkonzentrationen auf. Auch andere Räume in einem solchen Gebäude weisen deshalb in der Regel eine erhöhte Radonkonzentration auf. Sind in einigen dieser Räume die Aufenthaltszeiten hoch (z.B. Büro im Aufbereitungsgebäude), so ergibt sich daraus ein großer Beitrag zur Radonexposition. Können diese Räume nicht verlegt werden, so sollten die Räume mit Kontakt zum Wasser von den übrigen Räumen durch Einbau von Wänden getrennt werden.

In Abb. 5 ist eine Abtrennung des Filterraums von den übrigen Räumen des Gebäudes durch eine Plexiglaswand realisiert worden. Durch eine Öffnung am hinteren Ende der Wand wird die Entlüftung des Filterraums und eine gezielte Frischluftzufuhr für die angrenzenden Räume ermöglicht. Vor dem Einbau der Trennwand betrug die Radonkonzentration im Gebäude 22.000 Bq/m³, danach ist sie in den angrenzenden Räumen auf 900 Bq/m³ gesunken.

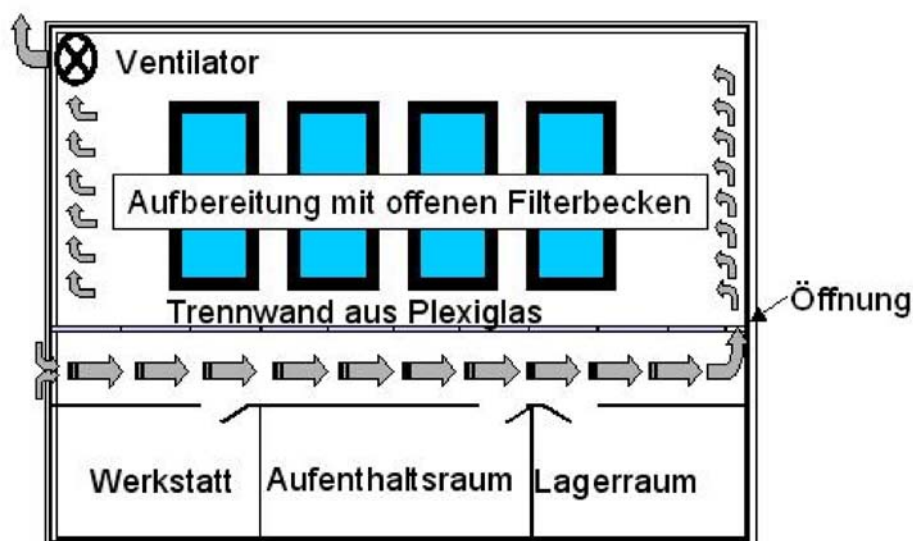


Abb. 5: Abtrennung eines Filterraums in einer Aufbereitung

In einem Hochbehälter wurden, wie in Abb. 6 gezeigt, die Kammern untereinander und vom Vorraum durch radondichte Fenster getrennt. Die Radonkonzentration im Vorraum sank hier von 90.000 Bq/m³ auf 700 Bq/m³.



Abb. 6: Radondichte Abtrennung der Wasserkammern vom Vorraum eines Hochbehälters

3.5 Radoneintrag aus den Anlagen in die Raumluft vermeiden

Im linken Foto der Abbildung 7 ist gezeigt, wie die gesamte Abluft der Filterkessel in Rohren direkt ins Freie geführt wird. Auf der rechten Seite ist ein Beispiel für eine radondichte Abdeckung eines Spülkastens dargestellt. Durch diese Maßnahmen war es möglich, in einer Anlage die Radonkonzentration von 11.000 Bq/m³ auf 200 Bq/m³ zu senken.



Abb. 7: links: Abtransport der Abluft durch Rohre direkt ins Freie; rechts: Abdeckung eines Spülkastens

4. Erstellung einer Arbeitsanweisung

Jedes betroffene Wasserversorgungsunternehmen sollte sich eine Arbeitsanweisung zum Radonschutz erstellen. Damit kann sichergestellt werden, dass die durchgeführten Reduktionsmaßnahmen auch langfristig von allen Beschäftigten, die in den Wasserversorgungsanlagen arbeiten, beachtet werden. In einer Arbeitsanweisung sind alle einzuhaltenden Maßnahmen zu regeln, so z.B. die Aufenthaltszeit in den Anlagen mit hohen Radonkonzentrationen auf das unbedingt notwendige Maß zu beschränken oder die Betretung nur bei bestimmten Betriebszuständen zu erlauben. Auch der Einsatz und die Wartung mobiler oder stationärer Lüfter ist mit einer entsprechenden Anweisung festzulegen.

Wir haben in Zusammenarbeit mit der Berufsgenossenschaft der Gas-, Fernwärme- und Wasserwirtschaft (BGFW) eine Broschüre mit Informationen zur Erstellung einer Arbeitsanweisung veröffentlicht, die in kurzer verständlicher Weise über die Radonthematik informiert und das Wasserwerkpersonal von der Notwendigkeit einer Arbeitsanweisung zum Schutz vor Radon überzeugen soll. Auf unserer Internetseite bieten wir neben umfangreichen Informationen zu allen wichtigen Fragen rund um das Thema „Radon im Wasserwerk“ auch eine Muster-Arbeitsanweisung zum runterladen an: www.bayern.de/lfu/strahlen → Radon in Wasserwerken.

5. Literaturverzeichnis

[1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung (StrlSchV) vom 20. Juli 2001; Bundesgesetzblatt, Teil I, Seiten 1713 – 1848, 2001

VOLLZUG DER RÜCKSTANDSREGELUNGEN DES TEILS 3 KAPITEL 3 STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG IM LAND BRANDENBURG

ADMINISTRATIVE IMPLEMENTATION OF RESIDUE-RELATED REGULATIONS ACCORDING TO THE RADIATION PROTECTION ORDINANCE IN THE STATE OF BRANDENBURG

M. Hahn, U. Haberlau

Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung,
Frankfurt(Oder), Deutschland

Zusammenfassung

Im Land Brandenburg kommen die Rückstandsregelungen des Teil 3, Kapitel 3 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) sowohl in typischen, schwerpunktmäßig jedoch in atypischen Fällen im Zusammenhang mit radioaktiven Hinterlassenschaften zum Tragen.

Rückstände aus der Eisenerzverhüttung werden teils mit Entlassungsbescheid übertätig deponiert, teils findet eine (Po-210-)Abklinglagerung bis zur Unterschreitung der Überwachungsgrenze für untertägige Beseitigung statt.

Bei mit Thorium und Uran kontaminierten Hinterlassenschaften unterliegen die bei Sanierungen anfallenden Erdmassen der atomrechtlichen Überwachung. Das Nachweisverfahren in den Entlassungsanträgen variierte je nach Entsorgungsweg. Problematisch sind auf Altlastflächen stattfindende Arbeiten, die keiner Sanierung dienen, bei denen aber dennoch Rückstände zur Entsorgung anfallen. Hier ist eine frühzeitige Abstimmung aller Beteiligten erforderlich, um Verschleppungen von Kontamination und unnötige Strahlenexpositionen der Arbeiter zu verhindern. Bei einigen speziellen Rückständen greift die Behörde auf die "Auffangregelung" des § 102 StrlSchV zurück.

Die Probleme, die sich beim Vollzug der Rückstandsregelungen an sich sowie im Zusammenwirken mit dem Rückstandsbesitzer, dem Deponiebetreiber und den beteiligten Abfallbehörden ergeben, werden diskutiert.

Summary

In the federal state of Brandenburg the regulations regarding residues (Part 3 Chapter 3 of the Radiation Protection Ordinance) apply both to typical but mostly to atypical cases in the context of radioactive residues. Residues from iron ore smelting are partially disposed on overground landfills on the basis of clearance notifications. Partially they come under interim storage until their activity is below the surveillance limits for subsurface disposal as a result of the decay of Po-210. The accumulated residues from the decontamination of thorium and uranium contaminated sites are subject to radiological surveillance. The methods for proof of compliance with the dose guideline value varied depending on the way of disposal. Activities on contaminated sites not intended for remediation which produce residues for disposal as well pose a special problem. In these cases early coordination between all parties involved is needed to avoid diversion of contaminated materials as well as unnecessary exposure of workers to radiation doses. In some cases with some specific residues the authority applies the "supporting rule" of § 102 StrlSchV. Problems arising from the execution of the chapter 3 regulations connected with the interrelation between the owner of the residue, the landfill operator and the waste control authorities are discussed.

Schlüsselwörter Eisenerzverhüttung, Rückstände, Altlasten, Sanierung

Keywords iron ore smelting, residues, contaminated sites, remediation

1. Typischer Fall: Eisenerzverhüttung

Von den in der StrlSchV, Anlage XII, Teil A genannten Rückständen fallen in Brandenburg nur Rückstände aus der Eisenerzverhüttung in nennenswerten Mengen an. Es handelt sich dabei um Gichtgasschlämme und Sinterstäube, die laufend aus dem Produktionsprozess ausgeschleust werden und möglichst zeitnah einer Entsorgung bzw. Verwertung zugeführt werden müssen.

1.1 Schlämme der Gichtgasreinigung

Die spezifische Aktivität der Schlämme liegt oberhalb der Überwachungsgrenze nach Anlage XII Teil B. Für die Entlassung zur Verbringung auf die Deponie war ein Nachweis zur Einhaltung des Dosisrichtwertes nach Anlage XII Teil D zu führen. Der vereinfachte Nachweis nach Anlage XII Teil C war auf Grund der Überschreitung der Kappungsgrenze von 10 Bq/g nicht möglich. Der Entlassungsbescheid nach § 98 StrlSchV zur Deponierung wurde für einen Zeitraum von mehreren Jahren erteilt. Voraussetzung hierfür war, dass im Rahmen der Nachweisführung produktionsbedingte Aktivitätsschwankungen sowie sich ändernde Massenströme ausreichend Berücksichtigung fanden. Zum Nachweis der Einhaltung der dem Entlassungsantrag zugrunde liegenden Parameter wird regelmäßig eine Beprobung der Schlämme mit anschließender statistischer Auswertung der Untersuchungsergebnisse durchgeführt. Bei dem hierfür gewählten Verfahren ist eine Unterbrechung der laufenden Entsorgung nicht erforderlich.

1.2 Sinterstäube

Die anfallenden Stäube werden einer untertägigen Verwertung zugeführt. Die hierfür zutreffende Überwachungsgrenze von 5 Bq/g wird in den meisten Fällen auf Grund der gegenüber Pb-210 erhöhten Aktivität von Po-210 in den frisch ausgeschleusten Stäuben überschritten. Der Betreiber führt daher für diese Stäube vor ihrer Verbringung eine innerbetriebliche „Abklinglagerung“ durch. Hierfür wird das Material in geeigneten Chargen zusammengestellt, beprobt und bis nach Ablauf der Abklingzeit, d.h. bis zum Zeitpunkt der Unterschreitung der Überwachungsgrenze auf dem Betriebsgelände gelagert. Danach können die Stäube chargenweise als Abfall i.S.d. Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes zur Verwertung abtransportiert werden. Eine atomrechtliche Entlassung der Stäube und das dafür erforderliche aufwändige Nachweisverfahren nach Anlage XII Teil D sind damit nicht erforderlich.

2. Atypische Fälle: Rückstände von Altlastflächen

2.1 Rückstände aus Sanierungsarbeiten

Auf einem Industriegelände, auf dem ehemals mit thoriumhaltigen Substanzen umgegangen wurde, waren verschiedene kontaminierte Flächen durch Bodenaustausch zu sanieren. Die atomrechtliche Bewertung des dabei anfallenden Materials richtete sich in der Zeit vor Erlass der neuen StrlSchV nach dem damaligen „Freigrenzenparagrafen“ § 4 Abs. 4 Nr. 2 e) der StrlSchV (alt). Demnach waren zu entsorgende Materialien mit einer Thoriumaktivität von $< 5 \text{ Bq/g}$ nicht als radioaktive Stoffe einzustufen. Andernfalls handelte es sich um radioaktive Abfälle. Für letztere wurde auf Basis des damaligen § 83 StrlSchV eine Befreiung von der Ablieferungspflicht ausgesprochen. Diese Befreiung basierte auf dem Nachweis, dass durch eine geplante Deponierung der Aushube Strahlenexpositionen von mehr als 1 mSv/Jahr für Einzelpersonen der Bevölkerung ebenso wenig wie für mit der Sanierung und Deponierung Beschäftigte auftreten.

Auch nach Erlass der neuen StrlSchV fanden noch Sanierungsarbeiten statt. Die in der Altlast lokal verteilt befindlichen thoriumhaltigen Materialien besaßen spezifische Aktivitäten von $> 1 \text{ Bq/g}$ und waren somit generell als Rückstände i.S. des § 97 StrlSchV einzustufen. Hierbei wurde das in Voruntersuchungen bestimmte Verhältnis der Nuklide Th-230 und Th-232 von 0,14 berücksichtigt. Bei Th-232-Gehalten von in diesem Fall $> 1,4 \text{ Bq/g}$ ist der dann ebenfalls über $0,2 \text{ Bq/g}$ liegende Wert für Th-230 als $U-238_{\text{max}}$ in die Summenformel der Anlage XII einzubeziehen.

Der Rückstandsbesitzer plante eine Beseitigung in Teilmengen auf unterschiedliche Deponien. Das Nachweisverfahren zur Einhaltung des Dosisrichtwertes gestaltete sich in Abhängigkeit von den Spezifika der einzelnen Deponien unterschiedlich. Teils wurde eine vereinfachte Nachweisführung für eine gemeinsame Deponierung mit anderen Abfällen nach Anlage XII Teil C StrlSchV gewählt, teils geschah die dosiskonkrete Nachweisführung nach den Grundsätzen von Anlage XII Teil D. Aufgrund der geführten Nachweise konnte die beantragte Entlassung der Materialien aus der atomrechtlichen Überwachung erfolgen. Da der Bodenaushub auch chemisch kontaminiert war, wurde das Sanierungsverfahren durch einen Arbeitskreis unter Federführung der örtlich zuständigen Abfall- und Bodenschutzbehörde begleitet. Im atomrechtlichen Entlassungsverfahren wurde von der Strahlenschutzbehörde jeweils das Benehmen mit der für den Deponierungsort zuständigen Abfallbehörde hergestellt, in einem Fall geschah das auch Bundesländer übergreifend.

Eine Einstufung der Transporte als Gefahrgut nach Klasse 7 (spezifische Aktivität $> 1 \text{ Bq/g}$) war letztlich nicht erforderlich. Die Kontaminationen waren im Volumen sehr inhomogen und kleinräumig verteilt. Trotz einer optimierten selektiven Aushubtechnologie und im Ergebnis erforderlicher Absiebprozesse ergab sich im Transportgut eine spezifische Aktivität von $< 1 \text{ Bq/g}$.

2.2 Rückstände „sonstiger“ Arbeiten auf Altlastflächen

Ein spezieller und in Brandenburg schwerpunktmäßig zu bearbeitender Sachverhalt sind Arbeiten auf radiologischen Altlastflächen, die nicht mit Sanierungen in Zusammenhang stehen, bei denen aber gleichwohl Rückstände in Form von kontaminiertem Bodenaushub teils mit spezifischen Aktivitäten deutlich über 10 Bq/g anfallen. Beispiele sind Straßen- und Wegebau und Arbeiten an im Erdreich verlegten Medienleitungen. Sofern dabei anfallender Aushub aus

objektiven Gründen nicht am Ort verbleiben kann, steht die Frage nach dem Strahlenschutz bei dessen Beseitigung oder Verwertung.

Bodenaushub ist nach der Stoffliste in Anlage XII Teil A ein zu berücksichtigender Rückstand, sofern er Rückstände nach Anlage XII Teil A Nr. 1 ff enthält und gemäß § 118 Abs. 5 StrlSchV vom Grundstück entfernt wurde. Die Anwendung des § 118 Abs. 5 StrlSchV setzt dabei voraus, dass die zu entfernenden Rückstände aus Hinterlassenschaften früherer Tätigkeiten und Arbeiten stammen. Ob die Rückstände bei Sanierungsmaßnahmen oder sonstigen Maßnahmen anfallen, spielt hierbei keine Rolle.

Darauf aufbauend stuft die Behörde den im Ergebnis von allgemeinen Erdarbeiten auf radiologischen Altlastflächen anfallenden, objektiv nicht wieder einbaubaren Bodenaushub als Rückstand nach § 97 StrlSchV ein. Damit ist eine Gleichbehandlung vergleichbar kontaminierter Materialien gegeben.

Die auf den Altlastflächen stattfindenden Arbeiten gestalten sich in der Regel recht kompliziert. Schon im Vorfeld bedarf es einer intensiven Abstimmung zwischen Behörde und Bauherr. Im Regelfall werden die Arbeiten durch Messung der Gamma-Ortsdosisleistung begleitet, um eine Verschleppung von kontaminiertem Material und unnötige Expositionen der Arbeiter zu verhindern. Für den Bauherrn ergibt sich neben dem dafür einzuplanenden höheren Zeitaufwand noch ein zusätzlicher Aufwand im Zusammenhang mit der Entsorgung sowie für eine ggf. erforderliche Bereitstellung von Flächen zur gesicherten Lagerung bis zum Abtransport.

2.3 Überwachung sonstiger Materialien nach § 102 StrlSchV

In Einzelfällen waren Materialien, die nicht den zu berücksichtigenden Rückständen nach Anlage XII Teil A zuzuordnen sind, jedoch spezifische Aktivitäten $> 0,2$ Bq/g aufweisen, einer geeigneten Entsorgung zuzuführen. Es handelte sich dabei beispielsweise um Bohrschlämme aus der Geothermie und kontaminierte Rohre aus einem Braunkohlekraftwerk. Die Rückstandsbesitzer beabsichtigten in diesen Fällen eine Entsorgung auf einer Deponie. Die Deponiebetreiber sowie die zuständige Abfallbehörde meldeten, obwohl die Materialien nicht unter die zu berücksichtigenden Rückstände i.S. von Anlage XII Teil A fallen und es sich hierbei nur um sehr geringe Mengen handelte, Bedenken gegen eine Entsorgung ohne Zustimmung der zuständigen Strahlenschutzbehörde an.

Um die Entsorgung zu sichern, hat die Strahlenschutzbehörde die Materialien unter die „Auffangregelung“ des § 102 StrlSchV gestellt. Diese Entscheidung wurde damit begründet, dass durch Arbeiten mit Materialien, die eine spezifische Aktivität $> 0,2$ Bq/g aufweisen, eine erheblich erhöhte Strahlenexposition, konkret eine Überschreitung des Richtwertes von 1 mSv/a, nicht generell ausgeschlossen werden kann. Im Grunde liegt die Hürde für die Hereinnahme „sonstiger Materialien“ in die Überwachung nach § 102 StrlSchV aber höher: Nicht das einfache Nicht-Ausschließen-Können, sondern die positive Feststellung der Behörde, dass die Strahlenexpositionen von Einzelpersonen der Bevölkerung erheblich erhöht werden kann, ist als Kriterium heranzuziehen. Eine explizite Abschätzung zum Nachweis dieser erheblich erhöhten Strahlenexposition wurde dennoch nicht vorgenommen, d.h. dass damit Material unter die behördliche Überwachung gestellt wurde, das dieser bei näherer Prüfung möglicherweise doch nicht unterliegen würde.

Die zu entsorgenden Materialien wurden dann zur Vereinfachung des Verfahrens den überwachungsbedürftigen Rückständen nach § 97 StrlSchV gleichgestellt, und in Anlehnung an das Verfahren nach § 98 StrlSchV in Verbindung mit der vereinfachten Nachweisführung nach Anlage XII Teil C wurde eine Anordnung zur Deponierung erteilt.

Diese vereinfachte Umsetzung des § 102 StrlSchV kommt nur zur Anwendung, wenn es den Interessen des Rückstandsbesitzers nicht entgegensteht. Damit wird insbesondere dem Rückstandsbesitzer sowie dem Deponiebetreiber Rechtssicherheit gegeben, zudem werden Kosten und Aufwand minimiert.

Bei nachfolgenden Entsorgungen im selben Kalenderjahr werden „sonstige Materialien“, wenn sie die Überwachungsgrenzen nach Anlage XII Teil B formal überschreiten, wegen der grundsätzlichen Vergleichbarkeit mit den nach Anlage XII Teil A zu berücksichtigenden Rückständen in die Nachweisführung nach Anlage XII Teil C bzw. D mit einbezogen.

3. Spezielle Vollzugsprobleme

3.1 Länderüberschreitende Verbringung

Bei Entlassungen zur länderübergreifenden Verbringung ist die Behörde des Bundeslandes zuständig, in dem die Rückstände anfallen.

Wer eine Entlassung von Rückständen auf eine bestimmte Deponie beantragt, muss bei seiner Nachweisführung die grundsätzliche Möglichkeit berücksichtigen, dass im selben Kalenderjahr bereits Materialien auf diese Deponie verbracht worden sind. Konkrete Angaben dazu sind grundsätzlich beim Deponiebetreiber erhältlich, in jedem Fall aber bei der zuständigen Strahlenschutzbehörde, sofern es sich nicht um eine länderüberschreitende Verbringung handelt.

Die zuständige Behörde sollte daher konkrete Angaben zu Aktivitäten und Aktivitätskonzentrationen entlassener Rückstände der Strahlenschutzbehörde des „aufnehmenden“ Bundeslandes mitteilen. Optimal wäre es jedoch, wenn die zuständige Strahlenschutzbehörde schon im Verfahren der Entlassung die Strahlenschutzbehörde im Anlieferungsland informativ beteiligt.

In Brandenburg wurden diesbezüglich bislang zumeist positive Erfahrungen gemacht. In den vergangenen Jahren wurden schon mehrfach aus der atomrechtlichen Überwachung entlassene Rückstände bzw. sonstige Materialien aus anderen Bundesländern nach Brandenburg entsorgt. In der Regel erfolgte ein direkter Informationsaustausch zwischen den Strahlenschutzbehörden oder der Deponiebetreiber sowie die zuständige Brandenburger Abfallbehörde haben Kontakt mit der Brandenburger Strahlenschutzbehörde aufgenommen.

3.2 Sanierungsbedürftigkeit von radiologischen Altlasten

Die Überwachungsbedürftigkeit von Rückständen, die bei Sanierungsarbeiten anfallen, ist mit der neuen StrlSchV nunmehr geregelt, ebenso der Strahlenschutz der bei Sanierungsarbeiten tätigen Arbeitnehmer. Dagegen besteht bei der Frage nach dem „Ob“ und „Wie“ einer Sanierung noch Bedarf nach konkreten Regelungen.

In den alten Bundesländern ist hierfür grundsätzlich das Bundes-Bodenschutzgesetz heranzuziehen. Der sachliche Geltungsbereich dieses Gesetzes schließt radioaktive Stoffe zwar aus, jedoch nur insoweit, als nicht andere Rechtsvorschriften hierfür Schutzvorschriften enthalten. Weder das Atom- noch das Strahlenschutzvorsorgerecht beinhalten Regelungen zur Sanierung radioaktiver Hinterlassenschaften. Spezielle gesetzliche Regelungen hierfür sind bislang nicht erlassen.

In den neuen Bundesländern ist nach Einigungsvertrag das alte DDR-Strahlenschutzrecht fortgeltend, soweit „bergbauliche und andere Tätigkeiten“ betroffen sind, „bei denen radioaktive Stoffe, insbesondere Radonfolgeprodukte anwesend sind.“ Somit kommen die VOAS und das ihr nachgeordnete Regelwerk (DB-VOAS, Halden-AO) grundsätzlich für die Sanierung radioaktiver Hinterlassenschaften in den neuen Bundesländern zur Anwendung.

Konkrete und hinreichend detaillierte Regelungen, ob und unter welchen Randbedingungen radioaktive Hinterlassenschaften zu sanieren sind, finden sich aber weder im Bodenschutzrecht noch im fortgeltenden DDR-Strahlenschutzrecht. Die Anwendbarkeit des Bodenschutzrechtes beschränkt sich lediglich auf die grundsätzlichen Pflichten von Eigentümer und Behörde im Zusammenhang mit Sanierungsuntersuchung, -planung und -durchführung. Das fortgeltende DDR-Strahlenschutzrecht trifft hierzu keine Aussagen und bietet auch vom Grundsatz her keine Handhabe, Eigentümer radioaktiver Hinterlassenschaften zu einer Sanierung zu verpflichten. In jedem Fall fehlen konkrete Beurteilungskriterien, Prüf- und Maßnahmewerte bzgl. Exposition und Nuklidkonzentrationen. Für die Praxis bedeutet das, dass auf Grund fehlender einheitlicher Kriterien die Behörde nach eigenem Ermessen Sanierungsmaßstäbe festlegen müsste.

Für die betroffene Kommune ist die Überplanung von mit radiologischen Altlasten behafteten Flächen vor dem Hintergrund der bestehenden Rechtslage ein nur schwer lösbares Problem und stellt daher potenziell ein noch größeres Investitionshindernis als die konventionellen Altlasten dar.

ERFAHRUNGEN BEI DER UMSETZUNG DES TEILS 3 DER STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG

EXPERIENCE WITH THE IMPLEMENTATION OF PART 3 OF THE GERMAN RADIATION PROTECTION LEGISLATION

M. Köhler

Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e. V., Dresden, Deutschland

Zusammenfassung

Aus gesammelten Erfahrungen bei der Umsetzung der Regelungen des Teils 3 der StrlSchV im Zusammenhang mit Rückständen werden Vorschläge abgeleitet. Dies betrifft unter anderem die Einordnung von Materialien, die nicht explizit in der Anlage XII genannt sind, die Verfahrensweise bei kleinen Rückstandsmengen, das Fehlen von Oberflächenkontaminationsgrenzwerten für natürliche Radionuklide die von einem 1 mSv/a-Kriterium abgeleitet werden, den Koordinierungsbedarf bei der Realisierung von mehreren Entsorgungsprojekten auf einer Deponie und die Inkonsistenzen der Regelungen der StrlSchV und der ADR/GGVSE.

Summary

From the experience with the implementation of part 3 of the German Radiation Protection Legislation (StrlSchV) in the context with NORM-residues some suggestions were deduced. They concern to residues, which were not explicitly mentioned in the attachment XII, the procedure with small material amounts, the lack of surface related clearance levels for natural radionuclides which are derivated from the 1 mSv/a criteria, the neccesity of coordination if several disposal projects were performed at one landfill and the inconsistencies between the transport and the radiation protection legislation.

Schlüsselwörter StrlSchV, Teil 3

Keywords German Radiation Protection Legislation, part 3

1. Einleitung

Seit Inkrafttreten der Regelungen des Teil 3 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) [1] zum Schutz von Mensch und Umwelt vor natürlichen Strahlungsquellen konnten vielfältige Erfahrungen bei der Beseitigung von Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität gesammelt werden. Dabei erwies es sich als besonders vorteilhaft, alle notwendigen Leistungen beginnend mit der Radionuklid- und Deklarationsanalytik, sowie bei der Bearbeitung aller Aspekte des Strahlenschutz-, Abfall- und Transportrechtes zentral zu bearbeiten.

Der Gesetzgeber hat die im Sinne der StrlSchV zu berücksichtigenden Rückstände in der Anlage XII, Teil A beschränkt. Im Gegensatz dazu beziehen sich die hier darzustellenden Erfahrungen im Allgemeinen auf Projekte zur Beseitigung von NORM-Stoffen, die nicht unter die Regelungen der Anlage XII, Teil A fallen. Die zu beseitigenden Materialien waren unter anderem Fundstücke aus dem Schrottkreislauf, Schlämme welche bei Tiefbohrungen anfallen sowie Filter und Anlageteile aus einem geothermischen Heizwerk. Die spezifischen

Aktivitäten für die Nuklide Ra-226+, Pb-210++, Ra-228+ und Th-228+ lagen im Bereich 10 Bq/g - 200 Bq/g wobei die zu beseitigenden Massen von einigen 10 kg bis zu 2 t reichten. Ausgehend von den Erfahrungen bei der Realisierung von Entsorgungsprojekten werden im Weiteren ausgewählte Vorschläge abgeleitet und begründet.

2. Gesammelte Erfahrungen und Vorschläge

2.1 Behandlung von Materialien die nicht explizit in der Anlage XII genannt sind

Der Gesetzgeber hat die bei der Beseitigung nach §97 zu berücksichtigenden Rückstände in der Anlage XII, Teil A beschränkt. Dennoch gibt es außerhalb dieser Regelung NORM-Materialien, die nicht in größeren Mengen im Wirtschaftskreislauf auftreten, bei deren Beseitigung aber auf Grund der spezifische Aktivitäten prinzipiell mit einer erheblich erhöhten Strahlenexposition gerechnet werden kann. Für diese Fälle wurde der Auffangparagraph §102 in die StrlSchV integriert. Die Entscheidung, ob eine erheblich erhöhte Strahlenexposition vorliegt, basiert auf einer Dosisabschätzung mit dem in der StrlSchV nicht explizit aufgeführten aber durch uns angewandten Kriterium von 1 mSv/a.

Allerdings ist der Aufwand zur Dosisabschätzung im Einzelfall nicht unerheblich und der Problemstellung nicht immer angemessen (z. B. bei Fundstücken auf Schrottplätzen). Deshalb wird die Anwendung des §102 in den von uns bearbeiteten Fällen von den ohnehin zu analysierenden spezifischen Aktivitäten abgeleitet. In Anlehnung an die Vorgehensweise nach §98 erfolgt die Beseitigung der Materialien dann durch gemeinsame Deponierung bzw. durch Einzelnachweis und behördlicher Entlassung aus der Überwachung.

Ist bei strikter Anwendung des §102 die abgeschätzte Dosis kleiner 1 mSv/a, unterliegen die Materialien nicht der StrlSchV und können ohne Einbeziehung der Behörden auf Deponien verbracht werden. Für den Einzelfall (z. B. Verwendung im Straßenbau) lässt sich die zulässige spezifische Aktivität, für die das Schutzziel von 1 mSv/a eingehalten werden kann, berechnen. Die so erhaltenen spezifischen Aktivitäten sind größer als die Überwachungsgrenzen nach Anlage XII Teil C.

Dies führt in der Praxis zu der Situation, dass Materialien, die in ihrer spezifischen Aktivität vergleichbar mit den überwachungsbedürftigen Rückständen nach §98 sind, wegen der Unterschreitung des 1 mSv/a-Kriteriums nicht den Regelungen des Strahlenschutzes unterliegen müssen und auch bei der Bilanzierung auf der Deponie keinerlei Berücksichtigung finden.

Diese Interpretation kann dazu führen, dass die außerhalb der StrlSchV beseitigten Materialien einen höheren Dosisbeitrag liefern als die unter die Regelung fallenden.

Eine Empfehlung zur Anwendung des §102 auf der Basis der spezifischen Aktivitäten der sonstigen Materialien wäre deshalb wünschenswert.

2.2 Mengenbegrenzung

Die Überwachungsbedürftigkeit von Rückständen nach §98 wird gegenwärtig allein von der spezifischen Aktivität abgeleitet, so dass die StrlSchV auch auf kleine Rückstandsmengen anzuwenden ist. Da dies nicht immer sinnvoll ist, wird vorgeschlagen, in Anlehnung an die Freigrenze aus dem Teil 2 der StrlSchV eine Aktivität der Rückstandsmenge zu definieren, unterhalb derer die Regelungen des StrlSchV nicht anzuwenden sind.

2.3 Oberflächenbezogene Grenzwerte

Bei speziellen Anwendungsfällen musste die mit natürlichen Radionukliden kontaminierte Oberfläche von technischen Bauteilen (z. B. Tauchpumpe, Wärmetauscher) dekontaminiert werden, um die Weiterverarbeitung und auch den Transport zu ermöglichen. Die StrlSchV macht keine Vorgaben bei welcher Oberflächenkontamination das 1 mSv/a-Kriterium eingehalten werden kann. Alternativ wurden die aus der Freigaberegelung des Teils 2 der StrlSchV herrührenden Grenzwerte für Oberflächenkontaminationen nach Anlage III, Tabelle 1 herangezogen. Diese basieren aber auf einem Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$ und sind eigentlich gegenüber dem hier zugrunde liegenden Dosiskriterium von 1 mSv/a um einen Faktor 100 zu konservativ. Zur Vermeidung derartiger Überkonservativitäten wäre es deshalb wünschenswert, Oberflächenkontaminationsgrenzwerte für natürliche Radionuklide auf der Basis einer Dosis von 1 mSv/a abzuleiten.

2.4 Divergenz der Kriterien bei der Entlassung aus der Überwachung und der Annahme beim Stahlrecycling

Mit künstlichen Radionukliden kontaminierter Schrott kann nach der Freigaberegelung der StrlSchV in den Stoffkreislauf zurückgeführt werden. So ist z. B. Metall mit einer spezifischen ^{60}Co -Aktivität bis zu 0,6 Bq/g rezyklierbar. Eine vergleichbare Regelung schafft die StrlSchV für mit natürlichen Radionukliden kontaminierten Schrott, der aus der Überwachung entlassen werden kann. Dies ist, ohne auf Besonderheiten der Anlage XII einzugehen, bei spezifischen Aktivitäten der Radionuklide der Nuklidketten U-238sec und Th-232sec von kleiner 1 Bq/g der Fall. In beiden Fällen sind die Stoffe nach Freigabe bzw. Entlassung keine radioaktiven Stoffe im Sinne der StrlSchV mehr, werden aber in der Regel durch die Stahlrecyclingindustrie nicht angenommen. Dies resultiert aus der Definition eines Ad-hoc-Kriteriums, welches weit restriktiver als die strahlenschutzrechtlichen Festlegungen ist und fordert, dass sämtlicher „Schrott frei sein muss von ionisierender Strahlung, die über die natürliche Eigenstrahlung des Stahls hinausgeht“ [2]. Solange diese Diskrepanz besteht, wird es immer wieder zu Rückweisungen von Schrotten kommen, die aus Sicht des Strahlenschutzes nicht gerechtfertigt sind.

2.5 γ -Dosiskonversionsfaktoren für typische Geometrien

Bei vielen Entsorgungsprojekten erfolgt die Entlassung aus der Überwachung auf der Grundlage einer Dosisabschätzung nach Teil D. Bei Berechnungen zum Expositionspfad „Äußere Strahlenexposition durch γ -Strahlung“ fällt auf, dass gegenwärtig keine leicht zugänglichen γ -Dosiskonversionsfaktoren für natürliche Radionuklide mit gestörtem radioaktivem Gleichgewicht und in für die Entsorgung relevanten Gebindegeometrien existieren. So enthält die Berechnungshilfe DosMod[®]-Berg [3] nur die „obere Bodenschicht“ mit allen Nukliden der ^{238}U -Zerfallsreihe im radioaktiven Gleichgewicht, während sich das Strahlenschutzinformationssystem SISy [4] auf γ -Dosisfaktoren für Punktquellen beschränkt und dort z.B. das Radionuklid Ra-228+ fehlt. Abhilfe schafft die Verwendung von MicroShield[®] [5] bzw. von Monte-Carlo-Programmen.

Da die Verwendung dieser Programme der Komplexität der Problemstellung nicht immer angepasst ist, wird vorgeschlagen, für natürliche Radionuklide, die sich nicht im radioaktiven Gleichgewicht befinden und für die Geometrien Fass, Rohr, Container und Haufen γ -Dosiskonversionsfaktoren als einfache Berechnungshilfe zusammenzustellen.

2.6 Mehrere Entsorgungsprojekte auf eine Deponie

Die Entlassung von überwachungsbedürftigen Rückständen aus der Überwachung kann sowohl durch gemeinsame Deponierung mit anderen Abfällen (Teil C) als auch auf der Grundlage einer Dosisabschätzung (Teil D) erfolgen. Laufen auf einer Deponie mehrere Entsorgungsprojekte nach Teil D oder gemischte Projekte nach Teil C und Teil D zusammen, ist ein Überblick über die Strahlenschutzgesamtsituation schwierig zu erhalten.

Im ersteren Fall, also der Entlassung von Rückständen verschiedener Herkunft auf der Basis einer Dosisabschätzung, müssen die Entsorger die Einhaltung des Dosiskriteriums nur für ihre eigenen Rückstände nachweisen. Für die notwendige Zusammenfassung der Strahlendosen aus den verschiedenen Vorgängen muss sich jedoch noch eine praxistaugliche Verfahrensweise unter Führung der für die Deponie zuständigen Behörde herausbilden. Liegen Rückstandserzeuger und Deponie in unterschiedlichen Bundesländern, kommt erschwerend hinzu, dass die Entlassung aus der Überwachung im Bundesland des Rückstandserzeugers erfolgt.

Inhaltlich schwieriger zu fassen ist der zweite Fall, also die gemischte Beseitigung von Rückständen nach Teil C und Teil D, da erfahrungsgemäß die für die Deponie für Entlassungen nach Teil C verfügbare Information spezifische Aktivität [Bq/kg] nicht mit den abgeschätzten effektiven Dosen [mSv/a] für Entlassungen nach Teil D zusammenzubringen ist. Der nahe liegende einheitliche Übergang auf die Dosisgröße würde jedoch das ingenieurtechnisch einfach zu handhabende Konzept der mittleren spezifischen Deponieaktivität, welches der Entlassung aus der Überwachung nach Teil C zugrunde liegt, verhindern.

Die hier dargestellten Fälle sind in der Regelung noch nicht berücksichtigt und bedürfen einer Abstimmung.

2.7 Inkonsistenzen der Regelungen von ADR/GGVSE und StrlSchV

Die Inkonsistenzen der Regelungen der StrlSchV und des Transportrechts nach ADR/GGVSE [6], [7] können zu paradoxen Situationen führen. So sind aus der Überwachung entlassene Rückstände keine radioaktiven Stoffe im Sinne der StrlSchV mehr, müssen aber in bestimmten Fällen als Klasse 7 „radioaktive Stoffe“ transportiert werden. Dieser Sachverhalt ist beispielhaft in der Tab. 1 für radiumhaltige Rückstände aus einem geothermischen Heizwerk dargestellt. Die zu transportierenden Stoffe werden als Klasse 7: radioaktive Stoffe“ im Sinne des Transportrechts eingestuft, da die in der Tabelle angegebenen Grenzwerte für Th-228+ sowohl für die spezifische als auch für die Gesamtaktivität überschritten werden. Dabei ist in der Tabelle die Naturstoffklausel, die eine zehnfache Erhöhung der spezifischen Aktivitäten für natürliche Stoffe zulässt, bereits berücksichtigt. Ursache der transportrechtlichen Eingruppierung ist die im Vergleich zu den spezifischen Grenzwerten der Nuklide Ra-226+ und Ra-228+ um einen Faktor 10 niedrigere Grenzwert für Th-228+. In der Regel verweigern die in Frage kommenden Deponien die Annahme von Klasse 7-Transporten, so dass die genannte Inkonsistenz die Beseitigung von Rückständen ernsthaft behindern kann. Da sich das Transportrecht jedoch auf die „Ladung“ bezieht und nicht auf den einzelnen Rückstand, können im Einzelfall durch gemeinsamen Transport mit nicht radioaktiven Materialien die diskutierten Beschränkungen des Transportrechtes umgangen werden.

Tab. 1: Beispiel einer transportrechtlichen Einordnung von aus der Überwachung entlassenen Rückständen bezüglich Klasse 7 „radioaktive Stoffe“ nach ADR/GGVSE

Nuklid	ADR/GGVSE		aus der Überwachung entlassene Rückstände		a_R/a	A_R/A
	a [Bq/g]	A [Bq]	a_R [Bq/g]	A_R [Bq]		
Ra-226+	100	10^4	37	$7,5 \cdot 10^5$	0,37	7,4
Ra-228+	100	10^5	40	$8,0 \cdot 10^5$	0,40	0,80
Th-228+	10	10^4	40	$8,0 \cdot 10^5$	4,0	8,0

3. Zusammenfassung

Bei der Bearbeitung von Projekten zu Beseitigung von Rückständen nach Teil 3 StrlSchV wurden Erfahrungen gesammelt und vorhandene Schwachpunkte aus der Sicht des Bearbeiters aufgezeigt. Die unterbreiteten Vorschläge entstanden im Spannungsfeld von Rückstandserzeuger, zuständigen Strahlenschutz- und Abfallbehörden sowie Deponiebetreiber und stehen hiermit den Fachkollegen zur Diskussion offen.

4. Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (StrlSchV) vom 20. Juli 2001, in der Fassung vom 18. Juni 2002, Bundesgesetzblatt I, S. 1869 – 1903.
- [2] Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling- und Entsorgungsunternehmen e.V., Handelsübliche Bedingungen für die Lieferung von unlegiertem Stahlschrott vom 01.05.2002.
- [3] DosMod[®]-Berg, Dosismodelle Bergbau entsprechend BMU 30.07.1999, www.bps-zwickau.de.
- [4] SISy Strahlenschutz-Informationssystem Version 1.69, 2005, Ingenieurbüro Graffunder, www.nuklide.de.
- [5] MicroShield[®] 7.0, www.radiationsoftware.com
- [6] Europäisches Übereinkommen über die internationale Beförderung gefährlicher Güter (ADR), 16. ADR-Änderungsverordnung vom 14. Dezember 2002, Bundesgesetzblatt II, S. 2922ff.
- [7] Verordnung über die innerstaatliche und grenzüberschreitende Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße und mit Eisenbahnen (GGVSE), in der Fassung vom 11. Dezember 2001, Bundesgesetzblatt I, S. 3529ff.

DER NUTZBARE GRUNDWASSERLEITER NACH ANLAGE XII TEIL B STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG

THE UTILISABLE AQUIFER ACCORDING TO ANNEX XII PART B OF THE RADIATION PROTECTION ORDINANCE

J. Gerler¹, K. Gehrcke¹, R. Gellermann²

¹Bundesamt für Strahlenschutz, Köpenicker Allee 120-130, 10318 Berlin

²HGN Hydrogeologie GmbH, Magdeburg

Zusammenfassung

Die Strahlenschutzverordnung limitiert in Anlage XII Teil B die Verwertung und Beseitigung von Rückständen im Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasserleiters oder -vorkommens durch restriktivere Überwachungsgrenzen. Im Vollzug bereitet diese Regelung z.T. Schwierigkeiten, da die Kriterien für die Anwendung der restriktiveren Überwachungsgrenzen weder fachlich noch rechtlich eindeutig festgelegt sind. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) hat die Anforderungen dieses Teils der StrlSchV im Jahr 2003 präzisiert. Ausgehend von der Begriffsdefinition des BMU wird der Begriff „Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasserleiters bzw. -vorkommens“ weiter konkretisiert. Darüber hinaus werden Fragen diskutiert, die im Zusammenhang mit dem Vollzug dieser Regelungen aufgetreten sind.

Summary

The use and disposal of residues within the catchment area of an utilisable aquifer and ground water resource is limited according to Annex XII Part B of the radiation protection ordinance (StrlSchV) by more restrictive control levels. These regulations give rise to problems in implementation because the criteria for the application of the more restrictive control levels are not well-defined. The Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU) has specified the requirements of this part of the StrlSchV in 2003. Starting from the definition of the BMU an in-depth discussion is given to characterise the term “catchment area of an utilisable aquifer or ground water resource” in detail. In addition, questions concerning the implementation of the regulations are discussed.

Schlüsselwörter Grundwasserleiter, Grundwasservorkommen, Einzugsgebiet, Überwachungsgrenze, NORM, Strahlenschutzverordnung

Keywords Aquifer, ground water resource, catchment area, control level, NORM, radiation protection ordinance

1. Einleitung

Bei der Deponierung von Rückständen im Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasserleiters ist nach Anlage XII Teil B Nr. 2 StrlSchV eine gegenüber der allgemeinen Überwachungsgrenze von 1 Bq/g niedrigere Überwachungsgrenze in Höhe von 0,5 Bq/g anzuwenden, wenn die deponierte Rückstandsmenge im Kalenderjahr 5000 Tonnen überschreitet. Für die Deponierung von Nebengestein oder dessen Verwertung im Straßen-, Wege- oder Landschaftsbau, auch im Bereich von Sport- und Spielplätzen, gelten nach Anlage XII Teil B Nr. 5 ferner die Bedingungen $C_{U238sec} \leq 0,2$ Bq/g und $C_{Th232max} \leq 0,2$ Bq/g, wenn im Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasserleiters eine Fläche von mehr als 1 Hektar mit Nebengestein be-

legt wird. Hintergrund dieser restriktiveren Überwachungsgrenzen ist, dass bei der Verwertung oder Deponierung von Rückständen erhöhte Strahlenexpositionen über den Grundwasserpfad auftreten können und die Einhaltung des Dosisrichtwertes von 1 mSv/a bei höheren Überwachungsgrenzen nicht gewährleistet ist.

Die Begriffe „Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasserleiters“ und „Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasservorkommens“ werden in der StrlSchV synonym verwendet. Beide Termini sind weder im Text der StrlSchV noch in der Begründung dazu näher erläutert, wodurch sich im Vollzug Interpretationsspielräume ergeben. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) hat unter Mitwirkung des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) die Begriffe im Jahr 2003 untersetzt [1]. Seitens der Anwender wurde jedoch der Wunsch nach einer weiteren Konkretisierung der Regelungen an das BfS herangebracht. Nachfolgend sollen die Begrifflichkeiten in ausgewählten Punkten vertieft und Vorschläge für die praktische Anwendung der Regelungen gegeben werden.

2. Begriffsdefinition des BMU

Der Begriff „Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasserleiters bzw. -vorkommens“ muss unter dem Aspekt der strahlenschutzfachlichen Anforderungen und Modelle, die dem Teil 3 Kapitel 3 der StrlSchV zu Grunde liegen, betrachtet werden. Expositionen über den Grundwasserpfad sind danach relevant, wenn Größe und Eigenschaften eines Grundwasserleiters bzw. -vorkommens so beschaffen sind, dass Privatbrunnen zur Versorgung eines Haushaltes mit Trink- und Brauchwasser betrieben werden können oder nicht ausgeschlossen werden kann, dass solche Brunnen zukünftig errichtet werden [1]. Vor diesem Hintergrund hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit folgende Begriffsdefinition empfohlen [1]:

„Ein nutzbares Grundwasservorkommen im Sinne von Anlage XII Teil B Nr. 2 StrlSchV bzw. ein nutzbarer Grundwasserleiter im Sinne von Anlage XII Teil B Nr. 5 StrlSchV ist ein Grundwasserabschnitt nach DIN 4049 Teil 3, der durch private Hausbrunnen zur Trinkwassergewinnung genutzt werden kann.

Dies erfordert u.a.

- *einen nicht zu großen Grundwasserflurabstand,*
- *ein hinreichend nutzbares Grundwasserdargebot und*
- *eine geeignete Grundwasserqualität hinsichtlich seiner (geogenen) chemischen und biologischen Beschaffenheit.“*

Sind die o.g. Kriterien erfüllt, kann ein Grundwasserleiter/-vorkommen dennoch als nicht nutzbar eingestuft werden, wenn *„...das Anlegen von Hausbrunnen über lange Zeiträume durch planungsrechtliche Festsetzungen oder durch die Prägung des Gebietes ausgeschlossen werden kann, oder im Einzugsbereich eine dauerhafte, anthropogen verursachte hohe Schadstoffbelastung des Grundwassers vorliegt, wegen der eine Nutzung als Trinkwasser durch administrative Maßnahmen langfristig ausgeschlossen ist ...“*. [1]

Der Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasservorkommens (bzw. Grundwasserleiters) im Sinne der StrlSchV umfasst neben dem Bereich des nutzbaren Grundwasserabschnitts selber auch den überirdischen und unterirdischen Bereich, aus dem der Grundwasserabschnitt gespeist wird.“

3. Vertiefung

3.1 Grundwasserleiter, Grundwasservorkommen, Nutzbarkeit

Nach der hydrologischen Definition der DIN 4049-3 [2] ist ein Grundwasserleiter ein Gesteinskörper, der geeignet ist, Grundwasser weiterzuleiten. Die wasserwirtschaftliche Definition der Richtlinie 2000/60/EG [3] (sog. Wasserrahmenrichtlinie), deren Grundsätze in das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) der Bundesrepublik Deutschland übernommen wurden [4], fordert darüber hinaus, dass ein Grundwasserleiter eine hinreichende Permeabilität aufweisen muss, die entweder einen nennenswerten Grundwasserstrom oder die Entnahme erheblicher Grundwassermengen (mehr als ca. 10 m³ pro Tag) ermöglicht (Artikel 2 Nr. 11 Wasserrahmenrichtlinie). Das Kriterium der Nutzbarkeit ist somit nicht nur nach der StrlSchV, sondern auch nach der Richtlinie 2000/60/EG ein Charakteristikum des Grundwasserleiters. Allerdings steht die wasserwirtschaftliche Bedeutung des Begriffs Grundwasserleiter mit der strahlenschutzfachlichen nicht im Einklang. Bei der wasserwirtschaftlichen Anforderung an einen Grundwasserleiter steht dessen wirtschaftliche Nutzungsmöglichkeit, also die Entnahme erheblicher Wassermengen, im Vordergrund. Ein Grundwasserleiter, aus dem täglich weniger als ca. 10 m³ gefördert werden können, ist nach der Richtlinie 2000/60/EG kein Grundwasserleiter im eigentlichen Sinne.

Im Strahlenschutz wird dagegen angenommen, dass auch ein Gesteinskörper mit geringerer Permeabilität bzw. geringerer Ergiebigkeit zur Versorgung eines Privathaushaltes mit Trinkwasser über einen Hausbrunnen genutzt werden kann. Die Strahlenexposition von Einzelpersonen dieses Privathaushaltes wurde bei der Ableitung der Überwachungsgrenzen berücksichtigt. Dass Hausbrunnenszenarien nicht unrealistisch sind, zeigt die Zahl der nicht an die öffentliche Wasserversorgung angeschlossenen Haushalte. Im Bundesland Sachsen betrifft dies z.B. ca. 1,1 % der Gesamtbevölkerung oder ca. 49.000 Personen. [5].

Anders als der Begriff Grundwasserleiter ist der Terminus Grundwasservorkommen hydrologisch oder wasserwirtschaftlich nicht definiert. Wie bereits erwähnt, wird der Begriff in der StrlSchV synonym zum Begriff Grundwasserleiter verwandt.

3.2 Grundwasserabschnitt

Der BMU hat mit seiner Begriffsdefinition klargestellt, dass bei der Bewertung der Nutzbarkeit nicht notwendigerweise der gesamte Grundwasserleiter bzw. das gesamte Grundwasservorkommen zu betrachten ist, sondern ausschließlich der durch Hausbrunnen nutzbare Grundwasserabschnitt. Ein Grundwasserabschnitt ist nach der DIN 4049-3 ein Teil eines Grundwasserkörpers (bzw. hier Grundwasserleiters oder -vorkommens), der durch hydraulische oder hydrogeologische Kriterien begrenzt wird. Hintergrund dieser Einschränkung ist, dass Rückstandsablagerungen als Punktquellen im Sinne der Richtlinie 2000/60/EG [3] anzusehen sind, deren Einfluss auf das Grundwasser, insbesondere bei großen Grundwasserleitern bzw.

-vorkommen, lokal begrenzt bleibt. Es ist daher gerechtfertigt, bei der Anwendung der Anlage XII Teil B Nr. 2 und 5 StrlSchV nicht den gesamten Grundwasserleiter zu betrachten, sondern vorrangig den für die Strahlenexposition relevanten Abschnitt, der durch Hausbrunnen genutzt und von der Rückstandsablagerung beeinflusst werden kann.

Die Abgrenzung dieses Grundwasserabschnitts kann nur im Einzelfall erfolgen. Dabei ist zu klären, aus welchen Bereichen er gespeist wird, d.h. wo die Grenzen des oberirdischen und

unterirdischen Einzugsgebietes liegen. Hierfür ist in der Regel ein hydrogeologisches Modell erforderlich, das neben der gegenwärtigen Situation auch die planungsrechtlich zulässige oder absehbare Entwicklung des Gebietes berücksichtigen muss. Für genehmigte Deponien liegen solche Modelle in der Regel vor. Bei der Neuanlage von Deponien und der Ablagerung oder Verwertung von Rückständen außerhalb von Deponien müssen die Standortmodelle ggf. neu erstellt werden.

3.3 Einzugsgebiet

Der Begriff Einzugsgebiet wird in der Richtlinie 2000/60/EG und im WHG ausschließlich auf Oberflächengewässer angewandt. Nach § 1 Abs. 4 Nr. 1 WHG ist das Einzugsgebiet ein Gebiet, aus dem über oberirdische Gewässer der gesamte Oberflächenabfluss an einer einzigen Flussmündung, einem Ästuar oder Delta ins Meer gelangt. Daneben wird in der Wasser-Rahmenrichtlinie und im WHG als kleinere Einheit das Teileinzugsgebiet definiert als Gebiet, aus dem über oberirdische Gewässer der gesamte Oberflächenabfluss an einem bestimmten Punkt in ein oberirdisches Gewässer gelangt (§ 1 Abs. 4 Nr. 2 WHG).

Das unterirdische Einzugsgebiet oder auch Grundwassereinzugsgebiet ist in der DIN 4049-3 definiert als Gebiet, aus dem unterirdisches Wasser einem bestimmten Ort zufließt. Die Begrenzung des unterirdischen Einzugsgebietes wird durch geologische und hydrologische Kriterien sowie anthropogene Größen (z.B. Grundwasserentnahmen) festgelegt. Letztere können sich zeitlich ändern. Diese allgemeine Definition des Grundwassereinzugsgebietes nach DIN 4049-3 ist auch auf das Einzugsgebiet nach Anlage XII Teil B Nr. 2 und 5 anwendbar.

3.4 Schutzwirkung der ungesättigten Bodenzone, technische Barriere

In der praktischen Anwendung ist die Frage aufgetreten, ob die Schutzwirkung der ungesättigten Bodenzone oder das Vorhandensein einer technischen Barriere (Basisabdichtung) bei der Anwendung der Überwachungsgrenzen berücksichtigt werden darf. Die Freisetzung von Radionukliden aus Rückständen mit dem Sickerwasser und die Ausbreitung im Boden und Grundwasser wurde bei der Ableitung der Überwachungsgrenzen mit Modellen beschrieben, die auch bei der Ableitung der Freigabewerte nach Anlage III StrlSchV verwendet wurden. Die Modelle gehen davon aus, dass unter der Rückstandsablagerung eine 3 m mächtige ungesättigte Bodenzone vorhanden ist, in der die Radionuklidenausbreitung durch Sorptionsprozesse retardiert wird. Allerdings wurde angenommen, dass sich diese Retardierung nur auf den Quellterm der relativ kurzlebigen Nuklide Ra-228 und Pb-210 auswirkt und auf den Quellterm der langlebigen Nuklide keinen Einfluss hat.

Die StrlSchV ist hier konservativer als z.B. die Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) [6] oder die Richtlinie 2000/60/EG, die eine Berücksichtigung der Abbau- und Rückhalte-wirkung der ungesättigten Bodenzone ausdrücklich fordern. Allerdings kann die ungesättigte Bodenzone in der Realität auch fehlen oder von geringerer Mächtigkeit sein, so dass auch diese Fälle mit dem generischen Ansatz der StrlSchV abgedeckt sind.

Vom Vorhandensein einer technischen Barriere wurde bei der Ableitung der Überwachungsgrenzen kein Kredit genommen, da die Funktionsfähigkeit solcher Bauwerke nur für eine begrenzte Zeit gewährleistet werden kann.

3.5 Wasserrechtliche Anforderungen

Weiterhin wurde gefragt, ob die Regelungen in Anlage XII Teil B StrlSchV mit den wasserrechtlichen Anforderungen kompatibel sind. Die Überwachungsgrenzen der StrlSchV beruhen auf einer Richtdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in Höhe von 1 mSv/a, hervorgerufen durch die Nutzung von kontaminiertem Grundwasser. Maßstab für die Festlegung der Überwachungsgrenzen war also nicht die Einhaltung wasserrechtlicher Anforderungen (z.B. der Trinkwasserverordnung), sondern das Schutzziel der StrlSchV und die Konsistenz der strahlenschutzrechtlichen Regelungen untereinander. Die wasserrechtlichen Anforderungen bleiben unberührt [1]. Dies gilt insbesondere für die Festlegung in § 7 der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001), wonach im Wasser für den menschlichen Gebrauch der in Anlage 3 der TrinkwV festgelegte Grenzwert für den Indikatorparameter Gesamtrichtdosis in Höhe von 0,1 mSv/a eingehalten werden muss, allerdings ohne Tritium, Kalium-40, Radon und Radonzerfallsprodukte. Diesbezüglich wurde bei der Schaffung des Teils 3 Kapitel 3 der StrlSchV davon ausgegangen, dass die Einhaltung der Anforderungen der TrinkwV durch behördliche Auflagen, z.B. zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen in den Trinkwasserschutz-zonen, und Kontrollen sichergestellt wird [1].

3.6 Grundwasserqualität

Mit der Begriffsbestimmung des BMU wird klargestellt, dass ein Grundwasserleiter bzw. -vorkommen nur dann als nutzbar anzusehen ist, wenn sich das Grundwasser hinsichtlich seiner chemischen und biologischen Beschaffenheit zur Nutzung als Trinkwasser eignet. An ein Grundwasser, das auf Grund seiner chemischen oder biologischen Beschaffenheit nicht zur Nutzung als Trinkwasser geeignet ist, sind im Sinne der StrlSchV weniger strenge Anforderungen zu stellen. Hintergrund hierfür ist, dass die Expositionspfade Trinkwasser und mit Trinkwasser hergestellter Säuglingsmilchnahrung bei der Ableitung der Überwachungsgrenzen in den Hausbrunnenszenarien berücksichtigt wurden und maßgeblichen Einfluss auf die Überwachungsgrenzen haben. Bei Wegfall dieser Expositionspfade und Nutzung des Grundwassers ausschließlich als Brauchwasser, z.B. zur Beregung von Nahrungs- und Futterpflanzen, wären zur Einhaltung des 1 mSv/a-Kriteriums ca. 2fach höhere Überwachungsgrenzen zulässig. Im Fall der Anlage XII Teil B Nr. 2 wäre bei dieser eingeschränkten Nutzung die allgemeine Überwachungsgrenze von 1 Bq/g auch für der Deponierung von mehr als 5000 Tonnen Rückstände im Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasservorkommens hinreichend und die restriktivere Überwachungsgrenze nicht erforderlich.

Im Fall der Anlage XII Teil B Nr. 5 wird das Dosiskriterium auch bei einer Einstufung des Grundwassers als nicht trinkbar und der dann anzuwendenden Überwachungsgrenze von 1 Bq/g nicht sicher eingehalten. Rechnerisch wäre nach den Expositionsmo-dellen unter diesen Bedingungen, d.h. das Grundwasser wird nicht als Trinkwasser, sondern ausschließlich als Brauchwasser für Beregung und Viehtränke genutzt, eine Überwachungsgrenze von < 1 Bq/g zu fordern. Im Bereich der Anlage XII Teil B Nr. 5 besteht somit eine gewisse Regelungslücke, wenn die Nutzbarkeit eines Grundwasserleiters ausschließlich mit dem Kriterium der Trinkwassergewinnung verknüpft wird. In der Praxis dürfte dies allerdings ohne gravierende Folgen bleiben, da bei den in Anlage XII Teil A Nr. 3a genannten bergbaulichen und industriellen Prozessen gegenwärtig in der Bundesrepublik Deutschland kaum noch Nebengestein anfällt und auch die in der Vergangenheit in größerem Umfang durchgeführte Aufbereitung von solchem Nebengestein zu Baustoffen heute kaum noch praktiziert wird.

3.7 Grundwasserdargebot

Ein weiteres Kriterium für die Nutzbarkeit eines Grundwasserleiters ist das nutzbare Grundwasserdargebot (auch bezeichnet als Ergiebigkeit des Grundwasserleiters). Darunter versteht man die Menge an Grundwasser, die durch eine Wasserfassung auf Dauer mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand gewonnen werden kann¹. Im hydrologischen Atlas von Deutschland [7] wird die Ergiebigkeit der Grundwasservorkommen in fünf Wertestufen dargestellt, wobei die Untergrenze, bis zu der Wasservorkommen wirtschaftlich nutzbar sind, bei 2 l/s oder ca. 170 m³/d gelegt wird. Dieser Wert resultiert aus einer Auswertung vorhandener Wassergewinnungsanlagen. In der Richtlinie 2000/60/EG [3] wird die Grenze der (wirtschaftlichen) Nutzbarkeit eines Grundwasserkörpers mit einer durchschnittlichen Förderleistung von mindestens 10 m³/d oder der Versorgung von täglich mindestens 50 Personen verknüpft.

Da der Betrieb eines Hausbrunnens auch bei Grundwasserleitern bzw. -vorkommen mit geringerer Ergiebigkeit möglich ist, sind strahlenschutzfachlich andere Kriterien zu fordern. In den Bundesländern Berlin, Hamburg, Saarland und Schleswig-Holstein, deren Wasserversorgung zu 100 % durch Grundwasser gedeckt wird, werden pro Einwohner im Mittel ca. 189 Liter Grundwasser gefördert (Statistisches Bundesamt, Daten für 2001). Berücksichtigt man zusätzliche Wassermengen für die in den Expositionsmodellen angenommene Beregnung und eine gewisse Förderreserve zur Gewährleistung der Wasserversorgung, so kann das notwendige Grundwasserdargebot zur Versorgung eines 3-Personenhaushalts über einen Hausbrunnen mit ca. 1 m³ pro Tag angesetzt werden. Grundwasserleiter bzw. -vorkommen mit geringerer Ergiebigkeit sollten als nicht nutzbar im Sinne der StrlSchV angesehen werden.

3.8 Grundwasserflurabstand

Für die Nutzbarkeit eines Grundwasserleiters durch Privatpersonen ist der Grundwasserflurabstand eine wichtige Größe, da die Kosten für den Bau und Betrieb eines Hausbrunnens mit zunehmender Tiefe schnell ansteigen. Allerdings gibt es hierfür keine klaren Kriterien. In der Regel werden Hausbrunnen oder Quelfassungen dort angelegt, wo das Grundwasser zu Tage tritt oder dicht unterhalb der Oberfläche ansteht, wie z.B. in Talauen. Bei Grundwasserflurabständen von mehr als 30 m ist die Anlage von Hausbrunnen eher unwahrscheinlich.

4. Vollzug

Der Verpflichtete nach § 97 Abs. 1 StrlSchV muss zunächst eigenverantwortlich entscheiden, welche Überwachungsgrenzen anzuwenden sind und ob die Überwachungsgrenzen eingehalten werden. Für den Nachweis der Einhaltung der Überwachungsgrenzen steht mit der Empfehlung der Strahlenschutzkommission vom 22. September 2005 zu Grundsätzen und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten bei der Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität [8] ein abgestimmtes und justiziables Verfahren zur Verfügung. Für die Wahl der richtigen Überwachungsgrenze, die mit der Klärung der Frage verknüpft ist, ob die Rückstände im Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasserleiters bzw. -vorkommens liegen, gibt es bislang aber keine Hilfestellung oder Empfehlung. Sofern die Ablagerung oder Verwertung nicht auf einer bereits genehmigten Deponie erfolgen soll, muss der Verpflichtete diese Frage jeweils im Einzelfall eigenverantwortlich entscheiden.

¹ Das schließt auch Wirkungen auf grundwasserabhängige Landökosysteme oder andere konkurrierende Nutzungen und deren Ausgleich durch Maßnahmen ein.

Der Verpflichtete kann dabei zunächst auf hydrogeologische Kartenwerke, wie z.B. der gegenwärtig in der Bearbeitung befindlichen Karte „Oberer Grundwasserleiter“ der Hydrogeologischen Übersichtskarte von Deutschland (HÜK 200) [9] zurückgreifen. Liegt der Ablagerungsort der Rückstände gemäß dieser Karte im Bereich von Gesteinen mit mäßiger bis hoher oder wechselnder Durchlässigkeit, kann das Vorhandensein eines nutzbaren Grundwasserleiters oder -vorkommens unterstellt werden. Andernfalls, d.h. bei Ablagerungsorten im Bereich von Gesteinen mit geringer bis äußerst geringer Durchlässigkeit, ist die Möglichkeit des Betriebs eines Hausbrunnens nicht grundsätzlich auszuschließen, sondern muss im Einzelfall geprüft werden.

Im Zweifel kann der Verpflichtete zunächst die restriktivere Überwachungsgrenze anwenden. Entscheidet er sich für die weniger restriktive Überwachungsgrenze, kann die zuständige Behörde Nachweise für die Einhaltung des Richtwertes verlangen (amtliche Begründung zu § 97 Abs. 3 StrlSchV). Wird die Expositionssituation von der zuständigen Behörde anders bewertet, kann sie eine restriktivere Überwachungsgrenze, einen anderen Entsorgungsweg oder, wenn die Rückstände bereits entsorgt wurden, Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung anordnen.

Das behördliche Eingreifen setzt jedoch voraus, dass die Behörde Kenntnis von der Deponierung oder Verwertung der Rückstände erlangt. Sofern die jährlich zu entsorgende Rückstandsmasse 2000 Tonnen überschreitet, muss der Verpflichtete dies der zuständigen Behörde nach § 100 StrlSchV mitteilen und auf Verlangen der Behörde ein Rückstandskonzept und/oder eine Rückstandsbilanz vorlegen, in der der Verbleib der Rückstände dokumentiert ist. Von den kleineren Rückstandsmengen wird die Behörde nur durch Eigeninitiative Kenntnis erlangen.

Probleme entstehen im Vollzug u.a. durch die fehlende Bilanzierung der entsorgten Rückstände. Wenn im Fall der Anlage XII Teil B Nr. 2 mehrere Verpflichtete Rückstände im Einzugsbereich eines nutzbaren Grundwasservorkommens deponieren und die Rückstandsmenge bei jedem Verpflichteten 5000 Tonnen pro Jahr nicht überschreitet, wird jeder Verpflichtete für sich allein die weniger restriktive Überwachungsgrenze von 1 Bq/g anwenden, obwohl die im Kalenderjahr deponierte Gesamtmasse in der Summe 5000 Tonnen überschreiten kann und damit die restriktivere Überwachungsgrenze anzuwenden wäre. Nach den Expositionsmodellen kann hieraus bei Überschreitung der Rückstandsmengen in mehreren Jahren eine nicht vernachlässigbare Strahlenexposition für Einzelpersonen der Bevölkerung entstehen. Ohne eine mengenmäßige Erfassung aller Rückstände nach Anlage XII Teil A ist dieses Problem gegenwärtig nicht lösbar.

Im Fall der Anlage XII Teil B Nr. 5 ist das die restriktivere Überwachungsgrenze auslösende Kriterium (Belegung einer Fläche von mehr als 1 Hektar mit Nebengestein im Einzugsbereich eines Grundwasserleiters) zeitlich nicht auf ein Kalenderjahr begrenzt. Es können daher im Abstand von mehreren Jahren Deponierungen oder Verwertungen im Einzugsbereich des Grundwasserleiters erfolgen, die für sich allein jeweils unter dem Kriterium von 1 Hektar bleiben, in der Summe über alle Jahre aber zu einer Fläche von mehr als 1 Hektar führen. Allerdings wird, wie bereits erwähnt, gegenwärtig in Deutschland kaum noch Nebengestein aus der Gewinnung oder Aufbereitung von Mineralen und Erzen gemäß Anlage XII Teil A Nr. 3a deponiert oder verwertet, so dass sich hier in der Praxis eher keine Probleme ergeben dürften.

5. Fazit

Die richtige Wahl und Anwendung der Überwachungsgrenzen nach Anlage XII Teil B StrlSchV kann für den Verpflichteten schwierig sein, da er zunächst eigenverantwortlich entscheiden muss, ob der beabsichtigte Entsorgungsweg im Bereich eines nutzbaren Grundwasserleiters bzw. eines nutzbaren Grundwasservorkommens im Sinne der StrlSchV liegt. Hierfür sind Hilfestellungen, z.B. in Form eines Leitfadens, erforderlich. Vorschläge für eine Umsetzung der Regelungen bzw. deren Anwendung wurden im Beitrag dargestellt. Es wurde auch gezeigt, dass die bislang fehlende Bilanzierung der entsorgten Rückstände zu einer nicht sachgerechten Anwendung der weniger restriktiven Überwachungsgrenze führen kann. Hier ist ebenfalls über eine geeignete Form der Umsetzung des Vollzugs nachzudenken.

6. Literaturverzeichnis

- [1] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Antwort auf eine Anfrage des Landesumweltamtes Brandenburg, Abteilung Gewässerschutz und Wasserwirtschaft, zur wasserrechtlichen Interpretation der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV), Berlin, 8. April 2003.
- [2] DIN 4049-3: Hydrologie - Teil 3, Begriffe zur quantitativen Hydrologie, Ausgabe 1994-10.
- [3] Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327/1 vom 22.12.2000.
- [4] Bekanntmachung der Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 19. August 2002, BGBl, I Nr. 59 vom 23. August 2002.
- [5] Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft: Europäische Wasser-rahmenrichtlinie - Neue Impulse für Sachsen - Kompaktbericht zur Bestandsaufnahme nach WRRL im Freistaat Sachsen, März 2005.
- [6] Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999, BGBl. I 1999, S. 1554.
- [7] A. Richts, U. Philipp, P. Winter: Hydrogeologische Arbeiten für den Hydrologischen Atlas von Deutschland, Arbeitshefte Wasser 2001/1, 65-72, Hannover 2001.
- [8] Empfehlung der Strahlenschutzkommission vom 22. September 2005: Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen, Bundesanzeiger Nr. 202a vom 25. Oktober 2005.
- [9] S. Hannappel, P. Winter, F. Jacobs, G. Dörhöfer: Die Karte „Oberer Grundwasserleiter“ der Hydrogeologischen Übersichtskarte (HÜK 200) von Deutschland, Stand der Bearbeitung. – Hydrogeologie und Wasserbewirtschaftung, 46. Jg , Heft 5, S. 225 – 228; Berlin 2002.

C – Entsorgung und Transport von Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität

ÜBER DIE BILDUNG VON TENORM BEI INDUSTRIELLEN PROZESSEN

FORMATION OF TENORM AT INDUSTRIAL PROCESSES

R. Gellermann¹

¹ HGN Hydrogeologie GmbH, Magdeburg, Deutschland

Zusammenfassung — Art und Umfang, in denen überwachungsbedürftige Rückstände in Deutschland vorkommen, sind inzwischen weitgehend bekannt. Ob damit allerdings alle radiologisch relevanten Materialien tatsächlich überwacht werden, ist immer noch nicht völlig geklärt. Unklar ist auch in welchem Maße das Entstehen von Anreicherungen natürlicher Radionuklide in der Industrie oder im Bergbau vermieden oder vermindert werden kann. Daher wurde mit einem phänomenologischen Modellansatz die Bildung von TENORM prozessbezogen analysiert. Im Ergebnis konnten solche Prozesse erkannt werden, die in Hinblick auf die Radionuklidanreicherungen besonders wirksam sind.

Summary – Types and amounts of radioactive residues in Germany are widely known. Nevertheless, it has been remained unclear up to now if really all radiological relevant materials are controlled. Although it is unclear on which scale the formation of radionuclide enrichments can be mitigated or diminished in industrial or mining processes. Therefore, a phenomenological model was used to analyse the formation of TENORM. In the result of this analysis processes have been identified, which are characterised by an high efficiency regarding radionuclide enrichments.

Schlüsselwörter Strahlenschutz, Rückstände, NORM, TENORM, Anreicherung

Keywords radiation protection, residues, NORM, TENORM, enrichment

1. Einleitung

Die Regelungen der Anlage XII Teil A StrlSchV beschreiben einen Kenntnisstand zu radiologisch relevanten Materialien in Deutschland, wie er in Vorbereitung der Gesetzgebung Ende der 1990er Jahre festgestellt wurde [1]. Inzwischen liegen vielfältige Erfahrungen mit der Umsetzung dieser Regelungen vor und der Blick auf die Problematik radioaktiver Materialien in der nicht-kerntechnischen Industrie hat sich verändert. Einige der noch in der Anlage XII benannten Industrien, wie z.B. die Verarbeitung von Rohphosphat sind inzwischen in Deutschland eingestellt worden. Andererseits fallen in weiteren, in der StrlSchV nicht explizit aufgeführten Industrien, Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität an, deren Einbeziehung in den Strahlenschutz durch die zuständigen Behörden geprüft und entschieden werden muss. Systematische Erhebungen in den Bundesländern zu Rückständen und anderen radiologisch relevanten Materialien sind bisher aus Sachsen [2], Hessen [3] und Bayern [4] bekannt. Durch diese Arbeiten, die Diskussionen im AKNAT zur Thematik der strahlenschutzfachlichen Bewertung von NORM und TENORM¹ [5] sowie die vielfältigen Erfah-

¹ Natürlich vorkommende radioaktive Materialien wie Minerale, Erze usw. werden in dieser Arbeit als NORM, die durch technologische Prozesse bezüglich natürlicher Radionuklide angereicherten Materialien als TENORM bezeichnet.

rungen der Praxis ist inzwischen ein umfangreicher Kenntnisstand zu Vorkommen und Entstehung von radioaktiven Materialien in der nicht-kerntechnischen Industrie entstanden. Bisher kaum diskutiert wurde die Frage, ob es Möglichkeiten der Vermeidung oder Verminderung des Anfallens von TENORM in den betroffenen Industrien gibt. Dazu reicht die bisherige Klassifizierung von NORM und TENORM nach Art und Herkunft nicht aus. Vielmehr ist eine prozessbezogene Betrachtung erforderlich. In diesem Beitrag wird ein Ansatz vorgestellt, mit dem die Radionuklidanreicherung bei industriellen Prozessen neu bewertet werden kann.

2. Bildung von TENORM

2.1 Phänomenologisches Prozessmodell (Bilanzmodell)

Ausgangspunkt für die Charakterisierung von technischen Prozessen in Bezug auf Radionuklidanreicherungen sind eine Stoff- und Materialbilanz als einfacher Modellansatz. Folgende Elementarprozesse zur Bildung von TENORM liegen diesem Modell zugrunde (s. Abbildung 1):

- Massenströme aus Ausgangsstoffen/Rohstoffen („A“) und Zusatz-/Zuschlagstoffen („Z“) werden im Prozess getrennt in Massenströme der Rückstände („R“) und Produkte („P“). Dabei wird zur Vereinfachung angenommen, dass die massenseitig dominierenden Stoffe „Ausgangsstoffe/Rohstoffe“, die sonstigen dem Prozess zugesetzten Stoffe „Zusatz-/Zuschlagstoffe“ sind.
- Beim Prozess kommt es zu Umverteilungen der Aktivitätsinventare mit einer Anreicherung in den Massenströmen der „Rückstände“ und einer entsprechenden Abreicherung in den „Produkten“. Diese Unterscheidung ist zunächst rein pragmatisch und nicht grundsätzlich. Selbstverständlich sind theoretisch auch Prozesse möglich, bei denen Radionuklide in Produkten angereichert, in Abfällen abgereichert werden.

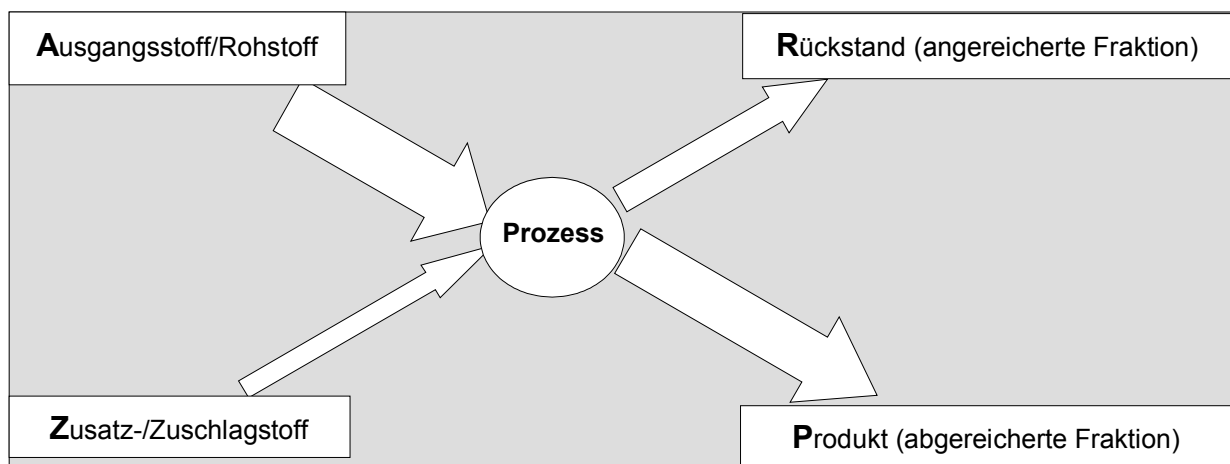


Abb. 1: Schematische Darstellung des Elementarprozesses der TENORM Bildung

Für diesen Elementarprozess gelten die Bilanzgleichungen:

$$\text{Massenbilanz: } M_R + M_Z = M_R + M_P \quad (1)$$

$$\text{Aktivitätsbilanz: } A_R + A_Z = A_R + A_P \quad (2)$$

Die Umverteilungen von Massen und Aktivitäten zwischen Input (A, Z) und Rückstand (R) können durch die Parameter

$$\text{Massentrennfaktor: } MTF = \frac{M_R}{M_A + M_Z} \quad (3)$$

$$\text{Aktivitätstrennfaktor: } ATF = \frac{A_R}{A_A + A_Z} \quad (4)$$

beschrieben werden. Bei Kenntnis der Massen und Aktivitäten (für alle relevanten Radionuklide!) auf der Inputseite können Aktivitäten von Produkten und Rückständen prognostiziert werden, wenn diese beiden prozessspezifischen Parameter bekannt sind. In der Regel ist es jedoch schwierig, den Aktivitätstrennfaktor direkt zu bestimmen. Er kann jedoch aus dem nuklidspezifischen Anreicherungsfaktor $EF(i)$ bei Kenntnis von MTF für jedes Nuklid „i“ berechnet werden, da

$$EF_{RA}(i) = \frac{a_R(i)}{a_A(i)} = \left(\frac{ATF(i)}{MTF(i)} \right) \cdot ZF \quad (5)$$

Der in dieser Gleichung enthaltene Zuschlagfaktor ZF charakterisiert den Anteil der Zuschlagstoffe an der Aktivität der Ausgangsstoffe und kann aus Messungen der Inputstoffe ermittelt werden.

$$\text{Zuschlagfaktor: } ZF = \frac{1 + A_Z(i) / A_A(i)}{1 + M_Z(i) / M_A(i)} \quad (6)$$

Werden keine Zuschlagstoffe verwendet, ist dieser Faktor 1. Haben die Zuschlagstoffe eine geringere spezifische Aktivität als die Ausgangsstoffe, dann gilt $ZF < 1$, ansonsten ist $ZF > 1$.

Das Modell zeigt, dass hohe Anreicherungen bei hohen ATF und kleinen MTF auftreten, d.h. wenn bei einer Massentrennung eine kleine Rückstandsmasse $M_R \ll M_A + M_Z$ entsteht und die Gesamtaktivität der $A_A + A_Z$ zu möglichst großen Teilen auf diese Teilmasse übergeht. Es zeigt aber auch, dass in Prozessen mit hoher Nuklidanreicherung bereits geringe Veränderungen der Massentrennungen zu deutlichen Veränderungen der spezifischen Aktivität in den Rückständen führen. Die spezifische Aktivität der Rückstände wird bei solchen Prozessen also wesentlich durch das Zusammenwirken von Massentrennung, Aktivitätstrennung und Aktivität der Ausgangsstoffe bestimmt; ein Sachverhalt der eine Prognose der spezifischen Aktivität erschwert.

2.2 Modellanwendung

Anwendungen des Modells auf Literaturdaten und eigene Untersuchungsergebnisse sind in Abb. 2 und Abb. 3 dargestellt. Ausgewertet wurden Angaben, bei denen sowohl Messdaten der Ausgangsstoffe als auch von Rückständen vorlagen. Die Ergebnisse sind in den Diagrammlegenden durch die Bezeichnung der Prozesse gekennzeichnet. Die zugehörigen Rückstände und sonstigen Materialien sind:

- Mitfällung aus Wasser: Scales und Schlämme der Erdöl-, Erdgasgewinnung, Scales der Geothermie, Wasserwerksschlämme.
- Mechanische Aufbereitung und Flotation von Gesteinen und Erzen: Stäube, Schlämme der Granitbearbeitung, Mineralische Komponente der Flotation von Steinkohle.
- Chemischer Aufschluss von Erzen: Phosphogipse, Rotschlamm der Bauxitaufarbeitung, Rückstand von Titanerzaufschlüssen.
- Thermische Verarbeitung von Mineralen, Erzen: Phosphorschlacken, Eisenhütten-schlacken (Symbol: □) sowie zugehörige Filterstäube (△).
- Verbrennungsprozesse (Kohlen): Verbrennungsrückstände (Aschen) als Steinkohle-kraftwerk-Filterstaub und Filterpressenschlamm, sowie als gesonderte Signatur REA-Gips.
- Verbrennungsprozesse (Holz): Verbrennungsrückstände (Feuerraumasche, Filterasche). Die hierfür angegebenen Anreicherungsfaktoren verstehen sich als Prognosewerte, die auf der Basis von Prozessangaben zur Massentrennung abgeleitet wurden.

Als „Grenzlinie“ ist in den Abbildungen die Linie eingezeichnet, die sich bei vollständigem Übergang der gesamten Nuklidaktivität des Ausgangsmaterials in den Rückstand (also bei ATF = 1) bei Vernachlässigung der Zuschlagsstoffe (also ZF = 1) ergibt.

Die Abbildungen zeigen, dass Mitfällungen von Radium aus Wässern zu den stärksten beobachteten Anreicherungseffekten führen. Eine Ursache dieses Effektes ist die absolut gesehen geringe spezifische Aktivität des „Ausgangsstoffs“ Wasser und die ebenfalls geringe Konzentration der Trägersubstanzen Ba-Sr, deren Ausfällung als Sulfat die Scalebildung bewirkt.

Noch höhere Anreicherungseffekte sind möglich, wenn die Radionuklidabtrennung aus dem Wasser nicht durch Fällung, sondern sorptiv auf einen festen Träger erfolgt. In solchem Fall können bei hinreichend langer Akkumulationszeit Anreicherungsfaktoren von über 10^5 entstehen (s. Daten in [7]). Für diesen Fall der sorptiven Anreicherung sind in dem hier genutzten Modell keine Massentrennfaktoren anzugeben und der Grad der Aktivitätsabtrennung ist nur für das Zeitverhalten der Akkumulation entscheidend.

Ein weiterer sehr starker Anreicherungseffekt tritt bei der thermischen Verarbeitung von Mineralen und Erzen in den Filterstäuben der Gicht- und Rauchgase auf. Diese Anreicherung ist selektiv für Pb-210 (und teilweise noch ausgeprägter für Po-210) und beruht auf dem Verdampfen der genannten Metalle bei hohen Temperaturen. Da die Massentrennfaktoren für den abgetrennten Filterstaub in der Größenordnung von 0,5 - 1 % liegen, beträgt die Anreicherung für Pb-210 bei einem ATF von ca. 1 etwa 100-200. Bei spezifischen Aktivitäten der Erze von ca. 0,03 Bq/g sollte die spezifische Pb-210-Aktivität der Rückstände folglich bei 3 – 6 Bq/g liegen. Die tatsächlich gemessenen Aktivitäten liegen allerdings teilweise deutlich höher und erreichen bei Pb-210 bis zu 100 Bq/g, für Po-210 noch höhere Werte. Ursachen dieser höheren spezifischen Aktivitäten sind nicht die Aktivitäten der Erze, sondern offensichtlich Anreicherungen von Pb-210 bei vorgelagerten thermischen Prozessen wie dem Sintern oder dem Verkoken. Besonders hohe spezifische Pb-210-Aktivitäten wurden bisher in Materialien gefunden, die aus der Sekundärverhüttung stammten, in der Rückstände der Primärverhüttung weiter verarbeitet wurden.

Bergbauliche Aufbereitung mit mechanischer Fraktionierung oder Flotation ist – sofern sie nicht speziell auf die Gewinnung von Schwermineralen ausgelegt ist – mit nur geringen An- oder Abreicherungen von Radionukliden verbunden. Das gilt auch, wenn die anfallenden Fraktionen wie z.B. Granitstäube nur einen geringen Massenanteil bezogen auf die Masse der Rohstoffe besitzen, der MTF also sehr klein ist.

Generell zeigt das Bilanzmodell, dass alle Prozesse, bei denen große Rückstandsmassen anfallen, die Massentrennung also gering ist (MTF hoch!), keine extremen Radionuklidanreicherungen zur Folge haben können. Das gilt sowohl für die Bauxitverarbeitung mit Anreicherungen Bauxit → Rotschlamm von ca. 2,7, aber auch für die Verarbeitung von Rohphosphat. Werden Zuschlagstoffe in erheblichen Massenanteilen eingebracht, kann es auch zu Abreicherungen der spezifischen Aktivitäten in den Rückständen kommen. Das ist z.B. beim Phosphogips und REA-Gips der Fall.

Da zwar bei einem konkreten industriellen Prozess die Massentrennung für einen Rückstand gleich ausfällt, die Aktivitätstrennung aber für verschiedene Radionuklide sehr unterschiedlich sein kann, sind im gleichen Rückstandsmaterial An- und Abreicherungen für verschiedene Radionuklide möglich. Ein typisches Beispiel für einen solchen Rückstand sind Schlacken. In Schlacken wird Radium verglichen mit den eingesetzten Erzen angereichert (bei Fe-Schlacken ca. 10 fach, bei P-Schlacken aufgrund der Zuschläge praktisch kaum), gleichzeitig wird aber Pb-210 in signifikantem Maße verdampft und ausgetrieben (s. Abb. 2 und 3).

3. Schlussfolgerungen

Das hier vorgestellte Modell gestattet einen neuen Blick auf die Fragen der Bildung von TENORM in industriellen Prozessen. Die bisherigen Erfahrungen mit diesem Modell lassen folgende Aussagen zu:

Die prozessbezogene Betrachtung der TENORM-Bildung kann heuristisch genutzt werden, um Materialien zu identifizieren, bei denen ebenfalls mit Radionuklidanreicherungen gerechnet werden muss. So kommen ähnliche Anreicherungen von Pb-210 wie bei den metallurgischen Prozessen auch beim Sintern und Brennen mineralischer Stoffe wie z.B. Zirkonsanden vor und spontane Fällungsprozesse in Anlagen der Rohstoffindustrie führen zu teilweise erheblichen Radiumanreicherungen.

Durch Weiterverarbeitung von Rückständen oder die Verarbeitung von vorangereicherten anderen Materialien können mehrstufigen Anreicherungsprozesse in der Industrie entstehen. Diese mehrstufigen Prozesse können in Einzelfällen zu Materialien sehr hoher spezifischer Aktivität führen. In der Hüttenindustrie wurden solche Fälle bereits vorgefunden. Da aber diese Prozesse keine Primärverhüttung darstellen, erfordert ihre Einbeziehung in die Regelungen der § 97 ff StrlSchV, dass die häufig sehr vielfältigen Wege der Verwertung von den beteiligten Behörden erkannt und sachgemäß beurteilt werden.

Nur bei zuverlässiger Kenntnis der Gesamtbilanz von Radionukliden in einem industriellen Prozess können Möglichkeiten der Vermeidung oder Verminderung der Anreicherung praktisch geprüft und beurteilt werden.

Für viele industrielle Prozesse liegen in der Literatur Angaben zu spezifischen Aktivitäten der Ausgangsstoffe und Rückstände vor. Um diese Angaben mit dem hier genutzten Bilanzmodell auswerten zu können, bedarf es zumindest Angaben zu den Massenströmen in diesem Prozess. Solche Angaben wurden bisher bei Untersuchungen zu Rückständen und anderen Materialien häufig nicht so prozessspezifisch erhoben, dass eine zuverlässige Ermittlung von Modellparametern möglich ist.

Für die Plausibilitätsprüfung von Analysen und die Frage der Repräsentanz von Messdaten (s. auch [8]) kann ein konsistentes Bild der Nuklidumverteilungen im Gesamtprozess von großem Wert sein. Eine Prüfung zahlreicher Datensätze aus der Literatur zeigte, dass die berichteten Daten keine belastbare Interpretation im Bilanzmodell zulassen. Das bedeutet, dass entweder der Prozess nur unzureichend in Bezug auf seine Massenbilanzen erfasst wurde oder dass die Messergebnisse der Aktivitäten nicht repräsentativ für den jeweiligen Prozess sind.

Um ein besseres Verständnis von den Prozessen der Nuklidumverteilung zu erhalten, sind Bilanzprüfungen für alle langlebigen Radionuklide notwendig. Bisher wurden Untersuchungen häufig auf radiologisch relevante Radionuklide, wie z.B. Radium beschränkt. Bisher sind daher z.B. keine belastbaren Daten über die Anreicherung von Uran bei der Bildung von Ba-Ra-Scales verfügbar. Es ist nicht klar, ob die sehr geringe Urankonzentration in reduzierenden Tiefenwässern oder (und?) die geringe Anreicherung des Urans bei der Mitfällung die Urangelhalte der Scales bestimmt. Obwohl dieses Wissen für die bisher bekannten Fälle radiologisch wenig Bedeutung hat, kann derartiges Basiswissen bei der Beurteilung von TENORM-Bildungsprozessen in technischen Anlagen durchaus von Bedeutung sein. Da gerade im unterschiedlichen Verhalten der verschiedenen Radionuklide wichtige Informationen über die Prozesse enthalten sind (s. [9]), sollte zumindest für grundlegende Prozessanalysen eine Einbeziehung der gesamten Nuklidvektoren erfolgen. Das erfordert ggf. separate Bestimmungen von Th-232 und Th-230 und soweit radiologisch relevant auch von Po-210.

4. Literaturverzeichnis

- [1] Brenk Systemplanung: Eingrenzung und Bewertung der von den vorgesehenen NORM-Regelungen der Novelle StrlSchV betroffenen Bereiche, Bericht. Auftraggeber Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2000
- [2] HGN Hydrogeologie und IAF Radioökologie: Recherche über die Entsorgung von Materialien mit technisch erhöhter natürlicher Radioaktivität – TENORM. Studie. Auftraggeber Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Dresden. 2001
- [3] A. Reichelt, pers. Mitt. 2006
- [4] R. Mallick: Ermittlung von Arbeitsfeldern mit erhöhten Expositionen durch natürliche Radioisotope und überwachungsbedürftigen Rückständen“, Abschlussbericht. Bayerisches Landesamt für Umwelt. 31.12.2004.
- [5] Fachverband für Strahlenschutz e.V. Internetseite. Arbeitskreis natürliche Radioaktivität (AKNAT): Publikationen

- [6] R. Mallick: Rückstände und andere Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität. S. diesen Tagungsband.
- [7] S. Wisser, A. Walsdorf: Vorkommen und Verhalten von Radium bei der Wasseraufbereitung. S. diesen Tagungsband.
- [8] R. Barthel: Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen. S. diesen Tagungsband.
- [9] A. Schellenberger u.a.: Nuklidvektoren und Schwankungsintervalle der spezifischen Aktivitäten der relevanten Radionuklide in überwachungsbedürftigen Rückständen gemäß Teil 3 StrlSchV. S. diesen Tagungsband.

VERWERTUNG UND BESEITIGUNG VON RÜCKSTÄNDEN MIT ERHÖHTER NATÜRLICHER RADIOAKTIVITÄT AUS DER ERDÖL- UND ERDGASINDUSTRIE

RECYCLING AND HAZARDOUS WASTE CLEANUP OF RESIDUALS WITH INCREASED NATURAL RADIOACTIVITY OF PETROLEUM- AND NATURAL GAS-INDUSTRY

K. Flesch¹, R. Gellermann², W. Mothes³, A. Schellenberger¹, H. Schulz¹

¹ IAF - Radioökologie GmbH, Dresden

² HGN Hydrogeologie GmbH, Magdeburg

³ GMR Gesellschaft für Metallrecycling mbH, Leipzig

Zusammenfassung

Jährlich entstehen aus Aufbereitungs-, Produktionsprozessen sowie Reinigung von Anlagenteilen aus der Erdöl-/Erdgasindustrie große Mengen verschiedenartiger Schlämme und Scales. Aufgrund ihrer Belastung mit radioaktiven Inhaltsstoffen handelt es sich um Rückstände im Sinne des § 97 StrlSchV. Insbesondere Ra-226 und Pb-210/Po-210 weisen teilweise hohe spezifische Aktivitäten auf (bis 500Bq/g). Neben der radioaktiven Belastung enthalten diese Rückstände auch Quecksilber (in Schlämmen 10 - 15 %). Die Rückstände werden demercurisiert und zur Immobilisierung der Schadstoffe werden diese Schlämme mit einem Geopolymer vermischt. Für die Entsorgung der immobilisierten Rückstände wurde eine Genehmigung nach § 98 StrlSchV erteilt, bei der die effektive Dosis von 1 mSv/a als Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch die Beseitigung oder Verwertung auch ohne weitere Maßnahmen nicht überschritten wird.

Summary

Every year silts and scales result from processing, production and cleaning of plant components in oil and gas industry. Because of their radioactive substances of content they are defined as residuals according to § 97 of the German radiation protection regulation (StrlSchV). Ra-226 and Pb-210/Po-210 are the dominant radionuclides with specific activities up to 500 Bq/g. In addition to this fact there is also a high content of mercury in these residuals (10 - 15 % in silts). The mercury out of the residuals of the oil- and gas industry is extracted by in a thermal process. The residuals are blended with a geopolymer. For the disposal of the immobilised residuals a permission based on the § 98 StrlSchV has been achieved. The basic principle of this permission is the provided evidence that the effective dose of 1 mSv/a is not exceeded for a manual worker by recycling and disposing the residuals.

Schlüsselwörter Schlämme, Scales, Erdgasindustrie, radioaktive Rückstände, Quecksilber, Demercurisierung, Richtdosis 1 mSv/a

Keywords Silts, Scales, gas industry, radioactive residuals, mercury, effective dose 1 mSv/a

1. Einleitung

Mit den geltenden Vorschriften der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV), Teil 3 [1] existieren erstmals bundeseinheitliche Regelungen, um die Strahlenexposition durch natürliche Strahlungsquellen, deren Radioaktivität nicht genutzt wird, zu begrenzen.

Diese Regelungen gelten, wenn es durch technologische Prozesse zu einer Erhöhung der radioaktiven Kontamination oder Strahlenexposition durch natürliche radioaktive Stoffe kommen kann. Die Materialien werden in Rückstände (§ 97) und sonstige Materialien (§ 102) unterteilt. Die zu berücksichtigenden Rückstände sind in einer "Positivliste" in Anlage XII, Teil A der StrlSchV aufgeführt. Sie gelten als überwachungsbedürftig, wenn durch ihre Verwendung oder Beseitigung eine jährliche effektive Dosis von mehr als 1 mSv zusätzlich zur natürlichen Strahlenexposition auftreten kann.

Unter Nr. 1 in Anlage XII, Teil A werden "Schlämme und Ablagerungen aus der Gewinnung von Erdöl und Erdgas" genannt. Sie sind Rückstände im Sinne des § 97, da sie durch eine zweckgerichtete Herbeiführung anfallen.

Vom Beginn der regelmäßigen Produktion im Jahr 1873 bis Ende 1999 wurden in Deutschland insgesamt rund 260 Mio. t Erdöl gefördert. Die Erdgasproduktion belief sich von 1912 bis Ende 2003 insgesamt auf ca. 850 Mrd. m³ [2]. Die ergiebigsten Gasfelder befinden sich in Niedersachsen zwischen Elbe, Weser und Ems und liegen hauptsächlich permischen Formationen (Rotliegendes 42 %, Zechstein 41 %), Tiefe 3.000 bis 5.000 m.

Tab. 1: Erdöl- und Erdgasförderung in Deutschland für die Jahre 1997 bis 2003 [2]

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Erdgasförderung (Mrd. m ³)	20,4	19,9	21,2	20,1	20,3	20,2	21,1
Erdölförderung (Mio. t)	2,8	2,9	2,7	3,1	3,4	3,7	3,8

2. Problemstellung "Verwertung oder Entsorgung von Rückständen der Erdöl- und Erdgasgewinnung"

Aus der Produktion von der Erdöl und Erdgas sowie der Entsorgung von Anlagenteilen der Erdöl-/Erdgasindustrie fallen u.a. Schlämme und Scales an. Es handelt sich aufgrund des radioaktiven Inventars dieser Stoffe um natürlich angereicherte radioaktive Materialien (NORM).

2.1 Beschreibung von Schlämmen

Schlämme sind nicht verfestigte Rückstände in Anlagenteilen (Tanks, diverse Behälter) aus unterschiedlichen Stufen des Aufbereitungs-, Reinigungs- und Produktionsprozesses der Erdöl- und Erdgasgewinnung. Die Schlämme setzen sich z.T. hochsalinaren Lagerstättenwässern, Gesteinspartikeln mit hohen Kohlenwasserstoffgehalten (Öl) zusammen und können auch quecksilberhaltig (10 bis 15 Masse-%) sein.

2.2 Beschreibung von Scales

Scales bilden sich an den Innenwänden von Rohrleitungen, Verschlüssen, Tanks und weiteren Anlagenteilen aus (Abb. 1). Scales bestehen aus Karbonat und Sulfatverbindungen mit Kalzium, Strontium und Barium. Gelegentlich sind auch komplexere chemische Eisenverbindungen als Sulfide, Hydroxide oder Karbonate vorzufinden. Sie können ggf. mit Anlagenteilen zusammen als Rückstand behandelt und entsorgt werden.

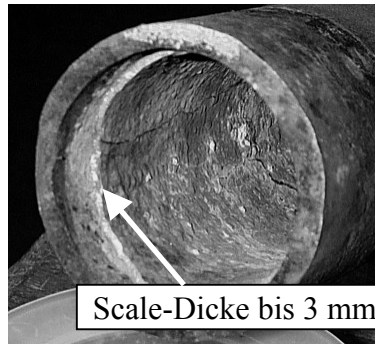


Abb. 1: Beispiele von Scales in Rohrteilen

Der Quecksilbergehalt in Scales ist geringer als in Reinigungsschlämmen. Aus Ergebnissen einer Rezyklierung von ca. 15 t Scales aus einer Hochdruckreinigung von Sondenrohren wurden Quecksilbergehalte bis max. 10 % ermittelt [3].

Die Scales können mittels eines Hochdruck-Wasserstrahlverfahrens aus den Rohrstücken von Explorations- oder Förderbohrungen entfernt werden. Der von den Scales befreite Schrott kann im konventionellen Wertstoffkreislauf nach dem im Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (KrW-/ AbfG) [4] vorgegebenen Prinzip wiederverwertet werden.

3. Natürliche Radionuklide in Scales oder Schlämmen

In Abhängigkeit der geologischen bzw. geochemischen Verhältnisse einer Lagerstätte treten in Zusammenhang mit den Kohlenwasserstoffverbindungen vor allem die Radionuklide Ra-226 und Ra-228 in teilweise sehr hohen spezifischen Aktivitäten in Schlämmen und Scales auf. Außerdem können auch Pb-210, Po-210 und evtl. auch Rn-222 in bedeutenden spezifischen Aktivitäten vorhanden sein. Die Größe der Aktivitäten der Radionuklide, die sich in den Schlämmen und Scales anreichern können, hängt von sehr vielen unterschiedlichen Faktoren wie z.B.

- des Extraktions- oder Aufbereitungsprozesses,
- der geochemischen Verhältnisse im Erdgas bzw. Erdöl oder
- des Alters der beteiligten Anlagenteile, einschließlich Förderbrunnen,

ab. Die primordialen Radionuklide U-238 und Th-232 sind im Vergleich zu den Radium- und Bleinukliden sehr immobil, verbleiben größtenteils in der Lagerstätte und treten in den Scales oder Schlämmen nicht oder mit sehr geringen Aktivitäten auf.

Durch U.S. EPA [5] wurden Ra-226-Aktivitäten von nicht nachweisbar bis rund 6.000 Bq/g in Scales und rund 240 Bq/g in Schlämmen registriert. Die IAF - Radioökologie GmbH hat in eigenen Messungen von Rückständen der Erdgasindustrie spezifische Aktivitäten von Ra-226 in Produktionsschlämmen bis 240 Bq/g und in Scales bis 500 Bq/g festgestellt [6]. Für Pb-210 und Po-210 (im radioaktiven Gleichgewicht) wurden spezifische Aktivitäten bis 500 Bq/g, für Ra-228 und Th-228 in der Größenordnung bei etwa 100 Bq/g ermittelt [7].

4. Behandlung von quecksilberhaltigen Rückständen der Erdöl- und Erdgasindustrie und ihre Deponierung

4.1 Demercurisierung von Schlämmen und Scales

Für quecksilberhaltige Rückstände gibt es einen Verwertungsweg mit der Rückgewinnung des Quecksilbers durch ein bei einem sächsischen Unternehmen angewendetes Verfahren. Rückstände mit hohen Quecksilbergehalten aus der Erdgasindustrie werden durch eine vakuothermische Behandlung demercurisiert. Das metallische Quecksilber in den Rückständen ist fast ausschließlich mit Pb-210 kontaminiert (rund 10 Bq/g) [8]. Beim Rezyklierungsprozess des Quecksilbers geht die gesamte Aktivität auf die Rückstände über. Der Reinheitsgrad des Quecksilbers beträgt 99,99999 % und ist größer als bei der Gewinnung aus einer Quecksilberlagerstätte (Primärproduktion).

4.2 Immobilisierung der demercurisierten Rückstände

Die vom Quecksilber befreiten Rückstände werden durch Zusatz eines Polymers (Geopolymer) im Verhältnis etwa 1 : 1 immobilisiert und in Fässer gefüllt, wo es bei Raumtemperatur aushärtet [9]. Dadurch werden so die Freisetzungsraten der Radionuklide (und auch Schwermetalle) reduziert. In den Jahren 2002 bis 2005 sind insgesamt 251 t Rückstände behandelt worden (Tab. 2). Dabei wurden ca. 27 t reines Quecksilber durch vakuothermische Behandlung gewonnen. Der Quecksilbergehalt der Rückstände betrug demnach ca. 11 %.

Tab. 2: Bearbeitete Rückstände von 2002 bis 2005

	Masse [t]
angelieferte Rückstände	251
demercurisierte Rückstände	151
Wasser und Kohlenwasserstoffe	73
gewonnenes Quecksilber	27

4.2.1 Eigenschaften des Geopolymers

Das für die Immobilisierung verwendete Geopolymer ist ein synthetisches, rein anorganisches und unbrennbares Polykondensationsprodukt auf der Basis von Alumosilikaten [10]. Zur Einstellung verschiedener Materialeigenschaften ist das Geopolymer mit patentierten Zusätzen einfach verarbeitbar, gießfähig und es härtet bei Raumtemperatur aus. Die mit Geopolymer hergestellten Immobilisate zeichnen sich durch eine hohe Langzeitstabilität und eine geringe hydraulische Leitfähigkeit (k_f -Werte $< 10^{-12}$ m/s) und weiterer günstiger chemischer und physikalischer Eigenschaften aus.

4.2.2 Strahlenschutz-relevante Aspekte

Die Immobilisierung führt zu einem dauerhaften Einschluss der Radionuklide. Nach 30 Jahren ist die spezifische Aktivität von Ra-228 und Th-228 gegenüber der von Ra-226 vernachlässigbar gering. Nach einer Verwehzeit von ca. 20 bis 60 Jahren wird die spezifische Gesamtaktivität der Immobilisate nur noch durch Ra-226++ bestimmt.

Aus Sicht des Strahlenschutzes ist festzustellen, dass

- nach der Immobilisierung ein ausgehärteter Körper entsteht (Immobilisat in Fässern),
- eine Staubentwicklung nicht in Betracht zu ziehen ist,
- die Radonexhalation der ausgehärteten Immobilisate vernachlässigbar gering ist und
- eine Elution von Schadstoffen (Radionuklide, Schwermetalle) nicht nachweisbar ist.

5. Genehmigung zur Entlassung der demercurisierten Schlämme und Scales als überwachungsbedürftige Rückstände gemäß § 98 StrlSchV

Maßgebend für den erforderlichen Schutz der Bevölkerung ist der Richtwert für die effektive Dosis von 1 mSv/a als Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung, der durch die Beseitigung oder Verwertung auch ohne weitere Maßnahmen nicht überschritten werden darf (§ 98 StrlSchV). Die dabei tätigen Arbeitnehmer gelten als Einzelpersonen der Bevölkerung. Der Nachweis für die Einhaltung des Richtwerts von 1 mSv/a ist unter Anwendung der in der Anlage XII, Teil D StrlSchV genannten Grundsätze zu führen.

Die für die Genehmigung zu bewertenden Arbeitsschritte erstrecken sich von der Bereitstellung der quecksilberhaltigen Rückstände, dem Betreiben der Gesamtanlage zur Demercurisierung bis zur Immobilisierung sowie der Abfüllung in Fässer und abschließend der Deponierung der Reststoffe.

5.1 Strahlenexposition bei der Demercurisierung und Immobilisierung

Als Größen für die Abschätzung der Strahlenexposition sind

- die äußere Strahlenexposition (Ortsdosisleistung der Gammastrahlung) und
- die innere Strahlenexposition (Inhalations- und Ingestionspfad)

einzubeziehen.

Der Ingestionspfad als Exposition durch Direkt ingestion ist bei den vorgegebenen Arbeitsschutzvorschriften wie u.a. das Tragen von Atemschutzmasken zu vernachlässigen und braucht hier nicht näher berücksichtigt zu werden. Für die Abschätzung der Exposition des Inhalationspfads sind die Inhalation

- von Staub und
- von Radon- und Radonzerfallsprodukten

zu berücksichtigen.

5.1.1 Äußere Strahlenexposition (Ortsdosisleistung der Gammastrahlung)

Die Ortsdosisleistung der Gammastrahlung wird zur Bemessung der äußeren Strahlenexposition verwendet. Die Maximalwerte werden bei geöffneten Fässern registriert. Diese Situationen ergeben sich, wenn sich Arbeiter in unmittelbarer Nähe der Fässer aufhalten. Die Ergebnisse umfangreicher Messprogramme ergaben mittlere Ortsdosisleistungswerte der Gammastrahlung von 0,0003 mSv/h [11]. Für eine Aufenthaltszeit von 2000 h/a ergibt sich eine Dosis für die äußere Strahlenexposition von 0,6 mSv/a.

5.1.2 Innere Strahlenexposition

Bei den Arbeiten zur Demercurisierung der Rückstände werden entsprechend den Arbeitsschutzvorschriften Atemschutzmasken getragen. Für die Abschätzung der Exposition durch die Inhalation von Staub wurde die auf den Atemschutzmasken abgeschiedene Aktivität der relevanten Radionuklide gammaspektrometrisch bestimmt (Beispiel in Tab. 3). Mit dieser Messmethode kann ein realistisches und integrales Abbild der tatsächlichen Expositionssituation ermittelt werden. Außerdem werden außer den Inhalationsdosiskoeffizienten und dem Abscheidegrad keine zusätzlichen Parameter wie z.B. Atemraten oder Arbeiten an Orten unterschiedlicher Staubintensität zur Berechnung der Exposition benötigt.

Im Ergebnis zahlreicher Messungen konnten unterschiedlich hohe auf den Atemschutzmasken abgeschiedenen Aktivitäten bzw. unterschiedlich hohe Staubbelastungen ermittelt werden. Die wesentlichen Einflussfaktoren für die Unterschiede sind

- individuelle Tragezeiten der Arbeiter in betrachteten Messintervallen,
- unterschiedliche Staubkonzentrationen in der Atmosphäre und
- unterschiedliche Nuklidvektoren in Abhängigkeit der zu bearbeitenden Chargen.

Durch die gammaspektrometrische Bestimmungen der Aktivität auf den Atemschutzmasken können somit die jeweiligen individuellen Beiträge zur Gesamtdosis unmittelbar erfasst werden. Eine hinreichende, vergleichbare Genauigkeit auf Grundlage gewöhnlicher Staubbmessungen kann nur unter Berücksichtigung definierter Randbedingungen erreicht werden.

Tab. 3: Staubgebundene Aktivität auf Atemschutzmasken von 3 Arbeitern (anonymisiert) (Messunsicherheiten: 20%), [7]

Nuklid		30 Tage (Monat 1)	Arbeiter			30 Tage (Monat 2)	Arbeiter		
			1	2	3		1	2	3
Ra-226	[Bq]		1,4	0,3	1,0		0,10	0,10	0,10
Ra-228	[Bq]		0,4	0,1	0,4		0,04	0,04	0,05
Th-228	[Bq]		0,5	0,1	0,6		0,08	0,08	0,08
Pb-210	[Bq]		0,6	0,4	0,4		0,2	0,5	0,3

Die Exposition durch staubbedingte Inhalation ist aufgrund der Arbeitsschutz- und Strahlenschutzmaßnahmen gegenüber der äußeren Strahlenexposition nahezu vernachlässigbar. Bei einer konservativen Annahme mit einem Abscheidegrad von 90 % auf den der Atemschutzmasken wurden unter Berücksichtigung von Tragezeiten von 150 bis 183 Tagen Jahresdosiswerte von rund 0,005 bis 0,0140 mSv/a ermittelt (Tab. 4). Die Inhalationsdosiskoeffizienten wurden aus den Berechnungsgrundlagen Bergbau [12] für Beschäftigte entnommen.

Tab. 4: Ermittelte Jahresdosis durch Inhalation von Staub.

Arbeiter		1	2	3
Tragezeit	[d]	183	164	150
Dosis	[mSv/a]	0,0071	0,0047	0,0140

5.1.3 Inhalation von Radon und Radonzerfallsprodukten

In den Gebäuden des Unternehmens wurden auch Messungen der Radonkonzentration bei verschiedenen Arbeitssituationen durchgeführt. Die zu demercurisierenden Rückstände sind in den meisten Fällen nahezu wassergesättigt und sie lagern in geschlossenen Fässern. Daher ist keine deutlich erhöhte Radonkonzentration in den Arbeitsräumen festgestellt worden. Die mittlere Radonkonzentration lag im Gebäude bei 20 Bq/m³ (Gleichgewichtsfaktor F=0,3). Bei einer Arbeitszeit von 2000 h/a errechnet sich damit eine Jahresdosis von 0,09 mSv/a unter der Annahme, dass die Filterwirkung der Atemschutzmaske unberücksichtigt bleibt.

5.2 Strahlenexposition bei der Deponierung der immobilisierten Rückstände

Im Abschnitt 4.2 wurde dargelegt, dass die mit Geopolymer hergestellten und in Fässer gefüllten Immobilisate aufgrund

- ihrer sehr geringen Eluierbarkeit und
- dem gleichzeitigen Abklingen der Aktivität nach ihrer Einlagerung

als langzeitstabil bewertet werden können.

Eine Strahlenexposition der Bevölkerung über den Wasserpfad auszuschließen ist [13]. Die Radondiffusionslänge in den ausgehärteten Immobilisaten mit ihrer betonartigen Festigkeit ist extrem gering. Dadurch wird die Radonexhalation der Immobilisate trotz hoher spezifischer Ra-226-Aktivität sehr stark reduziert und es ist keine Erhöhung des örtlichen Radonpegels infolge der Einlagerung der Immobilisate zu erwarten [14]. Die innere Strahlenexposition durch Inhalation von staubförmigem Abrieb bzw. die Direktinhalation sind nicht in Betracht zu ziehen. Die Fässer werden unmittelbar nach ihrer Einlagerung mit einer Mineralbodenschicht von mindestens 1 m abgedeckt.

Im Fazit der genannten Argumente ist beim Transport und Verwahrung der Fässer auf der Deponie nur die äußere Strahlenexposition durch die Gammastrahlung von Bedeutung. Für die Prüfung der Einhaltung des Richtwerts von 1 mSv/a gemäß §98 Abs. 1 StrlSchV braucht daher hinsichtlich der durch die Beseitigung oder Verwertung bedingten Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung nur die Ortsdosisleistung der Gammastrahlung während der Durchführung der Deponierungsarbeiten gemessen werden.

Die zu bewertenden Hauptarbeitsschritte sind

- der Transport der in Fässer gefüllten Immobilisate zur Deponie und
- die Verwahrungsarbeiten der Fässer auf der Deponie

5.2.1 Exposition des Kraftfahrers während des Transports

Während des Transports der in Fässern ausgehärteten Immobilisate ist der Fahrer des LKW's einer Strahlenexposition ausgesetzt. Die Ortsdosisleistung der Gammastrahlung (ODL) der einzelnen Fässer und die der beladenen Container werden vor dem Transport gemessen.

Die Fahrt zur Deponie dauert etwa 1 h. Damit ergibt sich bei 6 Transporten pro Jahr insgesamt eine zu veranschlagende Expositionszeit von 6 h/a.

Als konkretes Beispiel wird die Deponierung von 48 Fässern mit Immobilisaten im Jahr 2002 betrachtet (Gesamtmasse Immobilisate: ca. 14 t). Die mittlere spezifische Ra-226-Aktivität lag bei 6,9 Bq/g und die Pb-210-Aktivität bei 11,2 Bq/g. Der arithmetische Mittelwert der Ortsdosisleistung der Gammastrahlung, gemessen an der Fassaußenseite, betrug 0,0027 mSv/h. In der Fahrerkabine wurden 0,0003 mSv/h registriert.

5.2.2 Exposition während der Verwahrungsarbeiten auf der Deponie

Die Fässer werden direkt in vorbereitete, ausgehobene Gräben abgekippt und anschließend mindestens 1 m abgedeckt. Die Abdeckung wird mit Hilfe einer Raupe verdichtet. Die Abschirmung durch die verdichtete Deckschicht führt zu einer Schwächung der Ortsdosisleistung der Gammastrahlung mindestens um den Faktor 100. Dieser Faktor hängt hauptsächlich von der Dichte des Abdeckmaterials ab. Die ermittelte Ortsdosisleistung der Immobilisate in den Fässern von 0,0027 mSv/h spielt dann nur noch eine unbedeutende Rolle. Vielmehr sind die geogenen, spezifischen Aktivitäten von Ra-226 und Th-232 der Abdeckschicht maßgebend. Ein Aufenthalt auf der abgedeckten Fläche führt somit zu keiner zusätzlichen Exposition.

Gemäß den Angaben der Deponiebetreiber hält sich ein Raupenfahrer etwa 20 Minuten pro LKW-Ladung in der Nähe der Immobilisate während der Abkipf- und Abdekarbeiten auf. Daraus resultiert eine Gesamtexpositionszeit von maximal 3 h/a. Für eine realistische Abschätzung der äußeren Strahlenexposition wurde die ODL in der Kabine des Raupenfahrers und am Raupenschild nach Ablagerung der Fässer in die Gräben mehrfach gemessen. Es wurde während der Abdekarbeiten der Fässer keine Erhöhung der Ortsdosisleistung der Gammastrahlung für den Raupenfahrer festgestellt. Die durch Deponiearbeiten bedingte zusätzliche äußere Strahlenexposition ist somit als vernachlässigbar gering zu einzuschätzen.

5.3 Zusammenfassende Angaben zur Erfassung der zusätzlichen Strahlenexpositionen bedingt durch die Arbeiten bei der Demercurierung und Immobilisierung

In der Tab. 5 werden die ermittelten Werte der unterschiedlichen Expositionsarten zur Erfassung der zusätzlichen Strahlenexpositionen bedingt durch die Arbeiten der Demercurisierung und Immobilisierung sowie bei der Deponierung der in Fässern abgefüllten, mit Geopolymer immobilisierten Rückstände zusammenfassend dargestellt.

Im Fazit ist ersichtlich, dass bei Betrachtung der einzelnen Arbeitsvorgänge der Richtwert für die effektive Dosis von 1 mSv/a als Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung nach § 98 StrlSchV nicht überschritten wird.

Tab. 5: Zusammenfassende Angaben zur Ermittlung der Strahlenexposition

Arbeitsvorgang	Art der Exposition	[mSv/a]
Strahlenexposition bei der Demercurisierung und Immobilisierung	Äußere Strahlenexposition (Ortsdosisleistung der Gammastrahlung)	0,60
	Innere Strahlenexposition <ul style="list-style-type: none"> • Inhalation von Staub • Inhalation von Radon und Radonzerfallsprodukten 	0,005 -0014 0,09
	Summe (gerundet)	0,70
Strahlenexposition bei der Deponierung der immobilisierten Rückstände	Exposition des Kraftfahrers während des Transports (Ortsdosisleistung der Gammastrahlung)	0,016
	Exposition während der Verarbeitungsarbeiten auf der Deponie	-

6. Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714)
- [2] Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland. - Pasternak M., Brinkmann S., Messner J., Sedlacek R.; Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, 2003.
- [3] Persönliche Mitteilung von Dr. W. Mothes, Gesellschaft für Metallrecycling, Leipzig, 2003
- [4] Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG); Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen
- [5] DRAFT Diffuse NORM Waste Characterization and Preliminary Risk Assessment. - ANR-460, Office of Radiation Programs; U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., 1991.
- [6] Mengenaufkommen an NORM-Rückständen für das deutsche Entsorgungskonzept. - Abschlussbericht zum Vorhaben SR 2416 des Bundesamtes für Strahlenschutz HGN Hydrogeologie GmbH, IAF - Radioökologie GmbH, Öko-Institut e.V. Darmstadt, 2003.
- [7] Strahlenexposition bei der Demercurisierung und Deponierung von Rückständen aus der Erdgasgewinnung. - Schulz H., Funke L. ; SSK-Klausurtagung, 2004.
- [8] IAF - Radioökologie GmbH: Bestimmung von Pb-210 in metallischem Quecksilber. - im Auftrag der GMR Leipzig GmbH, 2003
- [9] Vortrag von Dr. W. Mothes, 26. Sitzung des Arbeitskreises Natürliche Radioaktivität (AKNAT), Salzwedel 16 und 17. 10. 2003
- [10] B.P.S. Engineering GmbH, Zwickau; <http://www.bps-zwickau.de>
- [11] IAF - Radioökologie GmbH Dresden, im Auftrag des Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Referat 44 - Natürliche Radioaktivität
- [12] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau), Bonn 30.07.1999
- [13] IAF - Radioökologie GmbH: Expositionsabschätzung gemäß §98 Abs. 1 StrlSchV für eine effektive Dosis von 1 mSv/a für Deponiearbeiter und Bevölkerung. - i. A. der GMR Leipzig, 2001.
- [14] IAF - Radioökologie GmbH: Messung der Radonexhalation von immobilisierten Rückständen. - im Auftrag der GMR Leipzig, 2001.

RÜCKSTÄNDE UND ANDERE MATERIALIEN MIT ERHÖHTER NATÜRLICHER RADIOAKTIVITÄT

WASTE AND OTHER MATERIALS CONTAINING NATURAL RADIO-AKTIVITY

Ronzon Mallick

Bayerisches Landesamt für Umwelt, 86177 Augsburg, Deutschland

Zusammenfassung

Im Rahmen eines Forschungsprojektes des Bayerischen Landesamtes für Umwelt sollten alle in Bayern in der Strahlenschutzverordnung aufgelisteten Rückstände, aber auch weitere Materialien mit natürlicher Radioaktivität ermittelt werden. Dazu gehören Nebengesteine, Schlämme und Stäube aus der Gesteinsverarbeitung, Materialien aus der Feuerfest- und Gießerei-Industrie, aus der Kohleverbrennung und Rückspülschlämme aus der Trinkwasseraufbereitung. Weitere Rückstände aus der Liste in der Strahlenschutzverordnung fallen in Bayern nicht an. Neben der Messung der spezifischen Aktivität, wurde auch die effektive Dosis für die Beschäftigten an Arbeitsplätzen, an denen diese NORM-Materialien anfallen, abgeschätzt. Von den untersuchten Rückstandsproben überschreiten nur wenige die Überwachungsgrenzen der Strahlenschutzverordnung. Die bisher untersuchten Rückspülschlämme aus der Trinkwasseraufbereitung weisen sehr hohe spezifische Aktivitäten für Radium-226 und Radium-228 auf; vor allem Schlämme aus der Enteisung/Entmanganung überschreiten die Überwachungsgrenzen der Strahlenschutzverordnung.

Summary

In the context of a research project of the Bavarian Environment Agency we wanted to determine all radioactive residues in Bavaria listed in the German Radiation Protection Ordinance and further materials with natural radioactivity. Including rock samples, sludge and dust from the rock processing industry, materials from the refractory materials industry (zirconium oxide), from coal fired power stations (fly ash) and sludges from water treatment processes. Further residues from the list in the German Radiation Protection Ordinance do not appear in Bavaria. Besides the measurement of the specific activities we also evaluate the effective doses on work places, where these NORM-materials accumulate. From the examined residue samples only few exceed the limiting values of the German Radiation Protection Ordinance. The sludges from water treatment processes we examined until now show very high specific activities for Radium-226 and Radium-228; especially sludges from iron and manganese removal exceed the limiting values of the German Radiation Protection Ordinance.

Schlüsselwörter NORM-Rückstände, Rückspülschlämme, Enteisung/Entmanganung, Entsäuerung

Keywords NORM-residues, filter sludges, iron and manganese removal, lime softening

1. Einleitung

Im August 2001 wurde die Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) in Deutschland novelliert [1]. Dabei wurde der Teil 3 in der StrlSchV neu aufgenommen, bei dem es sich um den Schutz von Mensch und Umwelt vor natürlichen Strahlungsquellen bei Arbeiten handelt. In

Kapitel 3 dieses Teils der StrlSchV wird in den Paragraphen 97 bis 102 der Schutz der Bevölkerung bei natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen, sogenannten NORM-Stoffen (**n**aturally **o**ccurring **r**adioactive **m**aterials) geregelt.

NORM-Stoffe entstehen z. B. bei der Gewinnung, Verhüttung und Aufarbeitung von Erzen, Erdgas oder Erdöl und bei der Herstellung und Raffination von Metallen und speziellen Legierungen.

2. Erfassung der NORM-Stoffe

In der Anlage XII, Teil A der StrlSchV [1] sind explizit alle zu berücksichtigenden Rückstände aufgelistet. Von diesen kommen in Bayern aber die folgenden nicht vor:

- Schlämme und Ablagerungen aus der Gewinnung von Erdöl und Erdgas treten in Form von Ausfällungen, sogenannten Scales, an den Innenwänden von Rohrleitungen auf. Aufgrund des geringen Salz- und geringen Barium-/Strontium- und Sulfatgehaltes in bayerischen Wässern treten diese in den wenigen Erdöl- und Erdgaslagestätten nicht auf.
- In Bayern findet keine Verarbeitung von Rohphosphat statt, da nur fertige Phosphorsäure oder Phosphat verwendet wird.
- Da das einzige Stahlwerk (Aufschmelzen von Eisenerz) stillgelegt wurde, fallen ebenfalls keine Rückstände aus der Primärverhüttung in der Roheisen- und Nichteisenmetallurgie an.

Ziel unserer Untersuchungen war deshalb die Ermittlung der natürlichen Radioaktivität von Rückständen aus der Gesteinsverarbeitung und von Materialien aus der Feuerfest- und Gießerei-Industrie, aus der Kohleverbrennung und aus der Trinkwasseraufbereitung.

3. Rückstände aus der Gesteinsverarbeitung

3.1 Kaolin

In Bayern gibt es zwei Kaolingruben. Kaolin besteht aus verschiedenen Tonerdesilikaten wie Kaolinit ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), Montmorillonit $[(\text{Na},\text{Ca})_{0,3}(\text{Al},\text{Mg})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}]$, die aus der Verwitterung von Granit und Feldspat entstehen. Verwendung findet Kaolin zum größten Teil in der Papierindustrie, der Keramikindustrie und der Glasindustrie. Bei den von uns untersuchten Rückständen handelt es sich um Filterstaub, Schlamm und Abraum, der beim Kaolinabbau übrigbleibt. Jährlich fallen etwa 2.000 bis 3.000 t Staub, etwa 1.000 bis 3.000 t Schlamm mit 40 bis 50 % Feststoffgehalt und 200.000 bis 300.000 t Abraum an. Vor allem Filterstaub, der beim Mahlen von Feldspat anfällt, weist spezifische Aktivitäten bis zu 450 Bq/kg für die Nuklide aus der Thorium-Zerfallsreihe auf. Dagegen liegen die spezifischen Aktivitäten für die Nuklide der Uran-Zerfallsreihe bei ca. 150 Bq/kg. Die untersuchten Schlammproben ergaben spezifische Aktivitäten von 70 Bq/kg Trockensubstanz (TS) für die Uran-Reihe und 130 Bq/kg TS für die Thorium-Reihe. Der Abraum lieferte spezifische Aktivitäten unter 50 Bq/kg (Tab. 1).

Tab. 1: Spezifische Aktivitäten der untersuchten Rückstände aus der Kaolin-, Feldspat- und der Granitverarbeitung

Rückstände	Spezifische Aktivität [Bq/kg]	
	Uranreihe	Thoriumreihe
Kaolin		
Filterstaub	ca. 150	ca. 450
Schlamm	ca. 70	ca. 130
Abraum	< 50	< 50
Feldspat		
Filterstaub	ca. 450	ca. 30
Abraum	ca. 100	< 100
Porzellanscherbe	ca. 100	ca. 100
Granit		
Ausgangsgestein		
Bayerischer Wald	40 - 300	40 - 300
Oberpfälzer Wald	ca. 200	ca. 90
Fichtelgebirge	50 - 550	1 - 140
Filterstaub	30 - 150	30 - 150
Schlamm	30 - 150	30 - 150
Fluorit/Flussspat		
Spülsande	580 bis 10.300	< 20

3.2 Feldspat

Feldspat wird in Bayern nur noch an einem Standort in großem Maße abgebaut. Feldspäte (Orthoklas $K[AlSi_3O_8]$, Anorthit $Ca[Al_2Si_2O_8]$ und Albit $Na[AlSi_3O_8]$) sind mit ca. 60 % die häufigsten Minerale der Erdkruste. Feldspat findet vor allem Anwendung in der Feinkeramik, der Glasindustrie und als Flussmittel für baukeramische Massen. Auch hier haben wir Filterstaub und Abraum, aber auch Porzellanscherben (hergestellt aus dem Feldspat), untersucht. Die anfallende Staubmenge beträgt ca. 70 t/a, als Abraum erhält man ca. 20.000 t/a, der zu Schotter verarbeitet wird. Die anfallenden Stäube aus der Feldspatverarbeitung zeigen spezifische Aktivitäten von größer 450 Bq/kg für die Nuklide der Uran-Reihe und nur 30 Bq/g für die Nuklide der Thorium-Reihe. Der Abraum und die Porzellanscherben weisen spezifische Aktivitäten von 50 bis 100 Bq/kg für die Nuklide beide Zerfallsreihen auf (Tab. 1).

3.3 Granit

Granit wird im ganzen ostbayerischen Raum abgebaut. Vor allem im Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald und im Bayerischen Wald. Wir haben Granite aus 22 verschiedenen Steinbrüchen und Granitwerken beprobt und zusammen mit Rückständen, wie Filterstaub aus Schleifereien und Schlamm aus Sägereien, untersucht. Dabei handelt es sich nicht nur um heimische

Granite, sondern auch um Importe aus Indien, Skandinavien und anderen Ländern wie Frankreich, Südafrika oder Brasilien. Heimische Granite werden vor allem im Bayerischen Wald abgebaut und verarbeitet. Im Fichtelgebirge werden dagegen sehr häufig Granite importiert und in Granitwerken verarbeitet. Die Angabe von Rückstandsmengen erwies sich als schwierig, da diese oft nicht erfasst werden. Die einzigen erhältlichen Zahlen für Schlamm belaufen sich auf 3 bis 450.000 t/a, für Staub (meistens Zuschlag zu Schotter) auf etwa 5 t/a. Der Abraum beträgt zwischen 1.800 bis 40.000 t/a je nach Größe des Steinbruchs. Die spezifischen Aktivitäten der Granite sind von Region zu Region leicht verschieden. Die höchsten spezifischen Aktivitäten weisen die Granite aus dem Fichtelgebirge mit 50 bis 550 Bq/kg für die Nuklide aus der Uran-Reihe und 1 bis 140 Bq/kg für die der Thorium-Reihe auf. Granit aus dem Oberpfälzer Wald dagegen zeigt spezifische Aktivitäten um 200 Bq/kg für die Uran-Reihe und bis zu 90 Bq/kg für die Thorium-Reihe. Die von uns untersuchten Granite aus dem Bayerischen Wald lieferten spezifische Aktivitäten zwischen 40 und 300 Bq/kg sowohl für die Uran- als auch für die Thorium-Reihe. Die Staub- und Schlammproben liegen in allen drei Gebieten im Bereich von 30 bis 150 Bq/kg, bis auf eine Schlammprobe aus dem Fichtelgebirge, die spezifische Aktivitäten von 550 Bq/kg für die Nuklide der Uran-Reihe aufweist (Tab. 1).

3.4 Fluorit

In Bayern befindet sich nördlich von Regensburg das sogenannte Nabburg-Wölsendorfer Flussspatrevier, in dem verschiedene Unternehmen Flussspat bzw. Fluorit (CaF_2) abgebaut haben. Zudem hat man dort Uranerze, wie Pechblende (UO_2), Brannerit $[(\text{U},\text{Ca},\text{Y},\text{Ce})(\text{Ti},\text{Fe})_2\text{O}_6]$ und Coffinit $[\text{U}(\text{SiO}_4)_{1-x}(\text{OH})_{4x}]$ gefunden, die für erhöhte Radioaktivitätswerte verantwortlich waren. Im Rahmen unserer Untersuchungen haben wir Spülsande von einer Halde untersucht. Diese Sande fielen bei der Fluorit-/Flussspataufbereitung an. Dabei handelt es sich nicht um aktuell anfallende Rückstände, sondern um Material, welches auf dieser bereits rekultivierten Halde vor etwa 20 Jahren abgelagert wurde. Unsere Messungen haben spezifische Aktivitäten von 580 bis 10.300 Bq/kg für Radium-226 ergeben (Tab. 1).

4. Materialien aus der Feuerfest- und Gießerei-Industrie

Bei den Materialien aus der Feuerfest- und Gießerei-Industrie handelt es sich um Ofenausbruch (gebrauchte Ofenauskleidungen) und Schleifschlamm, der bei der Bearbeitung von Feuerfestprodukten anfällt. Daneben haben wir auch das Ausgangsmaterial, Zirkon (ZrSiO_4) und Zirkonoxid (ZrO_2), untersucht, welches zur Herstellung von Ofenauskleidungen und Feuerfestkeramiken verwendet wird.

Im Ausgangsmaterial wurden spezifische Aktivitäten der Radionuklide der Uranzerfallsreihe zwischen 4.000 bis 8.000 Bq/kg und der Thoriumzerfallsreihe zwischen 500 bis 800 Bq/kg gemessen. Diese Werte stimmen gut mit Literaturwerten überein, die im Bereich zwischen 4.000 und 10.000 Bq/kg [2] liegen. Eine von uns untersuchte Keramikplatte aus Zirkon lieferte ähnliche Werte wie das Zirkonoxid.

In zwei untersuchten Ofenausbrüchen haben wir dagegen nur sehr niedrige spezifische Aktivitäten zwischen 10 und 100 Bq/kg der Radionuklide beider Zerfallsreihen gemessen. Dies liegt wahrscheinlich daran, dass zur Herstellung dieser Ofenauskleidungen kein Zirkonoxid, sondern Bauxit (das ist ein Gemenge von Tonerdemineralen wie Aluminiumoxiden und Aluminiumhydroxiden) verwendet wurde.

Drei untersuchte Schleifschlämme stammen laut den Betrieben von Keramiken, die mit Zirkonoxid hergestellt wurden. Die im Vergleich zum Zirkonoxid niedrigen spezifischen Aktivitäten zwischen 450 bis 1.100 Bq/kg der Uran-Radionuklide in den Schlämmen sind darauf zurückzuführen, dass auch Keramiken ohne Zirkonoxid abgeschliffen werden und es zu einer Vermischung der verschiedenen Schlämme kommt. Außerdem wird nur weniger als 10 % Zirkonoxid in den Produkten verwendet. Es fallen weniger als 100 t an Schleifschlamm an, die als Sondermüll entsorgt werden.

5. Materialien aus der Kohleverbrennung

In Bayern wird in sieben Kraftwerken Kohle verbrannt. Als Rückstände fallen hauptsächlich Flugasche, Nassasche (Schlacke) und REA-Gips an. Dabei liegen die anfallenden Flugaschemengen je nach Größe des Kraftwerks zwischen 14 bis 58.100 t/a, die Schlackemengen zwischen 300 bis 8.660 t/a und die Menge an Gips zwischen 16.000 und 32.000 t/a.

Insgesamt hat sich gezeigt, dass im Mittel alle Materialien aus der Kohleverbrennung in Kraftwerken die Überwachungsgrenzen nicht überschreiten. Im Einzelnen gab es nur bei zwei Flugascheproben leichte Überschreitungen der Überwachungsgrenze von 200 Bq/kg. Allgemein handelt es sich bei den Materialien aus der Kohleverbrennung um Nebenprodukte, die zu 100 % als Baustoff wiederverwertet werden.

6. Rückspülschlämme aus der Trinkwasseraufbereitung

Durch die Anwendung verschiedener Aufbereitungsmethoden bei der Trinkwassergewinnung, werden in den sogenannten Rückspülschlämmen natürliche Radionuklide wie Uran und Radium angereichert. Dadurch werden Abfälle erzeugt, die gemäß Strahlenschutzverordnung entsorgt werden müssen. Es handelt sich dabei hauptsächlich um Schlämme aus Wasseraufbereitungsanlagen zur Enteisung, Entmanganung und Entarsenung, aber auch zur Entsäuerung. Von ca. 2.550 Wasserwerken haben etwa 400 eine Anlage zur Trinkwasseraufbereitung. Wir haben bisher 205 Schlämme aus 162 Wasserwerken und sechs Schlämme aus der Mineralwasseraufbereitung untersucht. Vor allem die Schlämme, die bei der Enteisung, Entmanganung und Entarsenung anfallen, sind besonders an Radium-226 und Radium-228 und deren Zerfallsprodukten angereichert. Die Schlämme aus der Entsäuerung dagegen zeigen in der Regel kaum eine Anreicherung an diesen Radionukliden (Abb. 1). Allerdings haben wir bei drei Schlämmen hohe Anreicherungen sowohl an Uran-238 als auch an Radium-226 gemessen.

6.1 Regionale Verteilung

Vor allem im Osten Unterfrankens, im Westen Oberfrankens und in Mittelfranken überschreiten die Rückspülschlämme aus Anlagen zur Enteisung/Entmanganung und Entarsenung die Überwachungsgrenzen der Anlage XII, Teil B StrlSchV [1] z. T. sehr deutlich. Höchste spezifische Aktivitäten für Radium-226 und Radium-228 liegen in diesen Gebieten bei 32.500 Bq/kg bzw. 16.300 Bq/kg. Uran-238 dagegen wird in den Schlämmen kaum angereichert.

Anlagen zur Entsäuerung (Anhebung des pH-Wertes) finden sich hauptsächlich im Ostbayern, wie im Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald und Bayerischen Wald. In diesen Schlämmen waren Uran und Radium kaum angereichert. Ausnahmen hiervon zeigen drei der untersuchten Schlämme, die sowohl Uran als auch Radium in hohen Aktivitäten aufwiesen. Dies könnte eventuell mit einer anderen Entsäuerungsmethode (Verwendung von halbgebranntem Dolomit) erklärt werden.

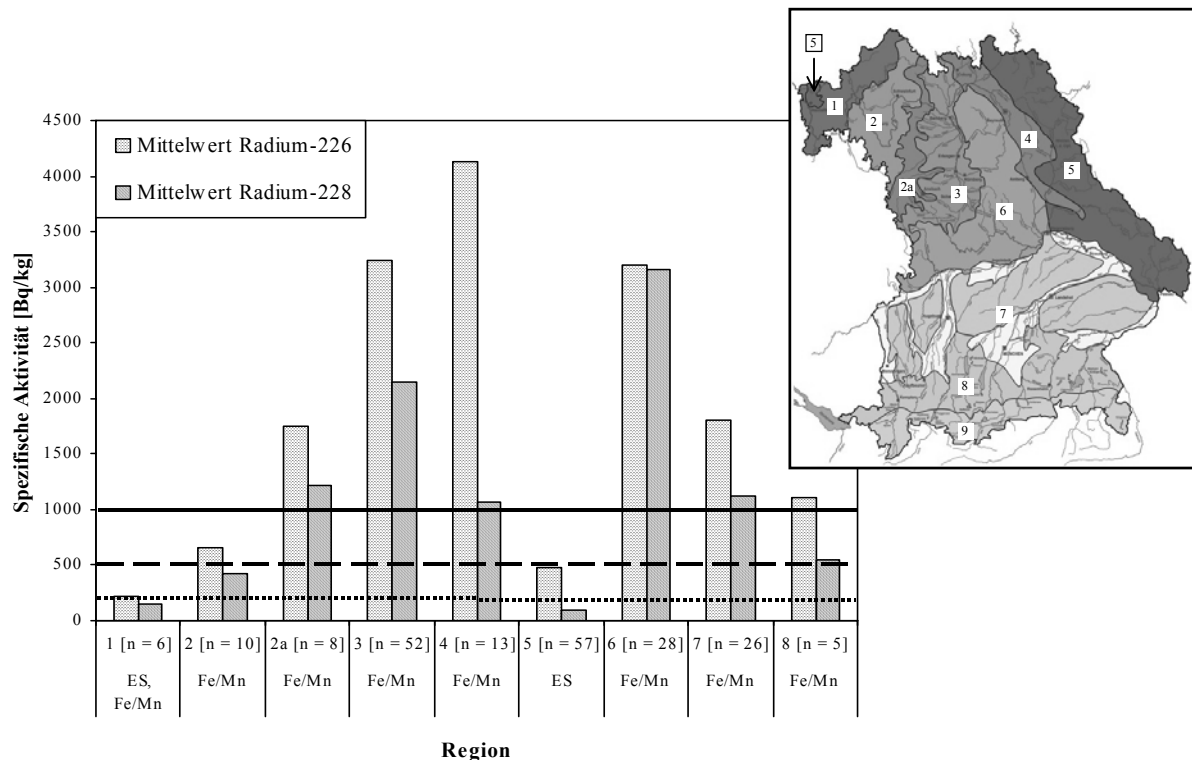


Abb. 1: Mittelwerte der spezifischen Aktivitäten aller Radionuklide eingeteilt in die hydrogeologischen Gebiete; punktierte, gestrichelte und durchgezogene Linie = Überwachungsgrenzen nach Anlage XII, Teil B StrlSchV [1]; ES = Entsäuerung, Fe/Mn = Enteisenung/Entmanganung; n = Anzahl der untersuchten Rückspülschlämme; Karte nach [3]

6.2 Dekontaminationsgrad

Die Wirkung der Dekontamination eines Aufbereitungsprozesses kann durch den sogenannten Grad der Dekontamination D (= die Entfernung von radioaktivem Material in Prozent (%)) beschrieben werden. D wird aus den spezifischen Aktivitäten (A) des Roh- und Reinwassers nach folgender Formel (Gl. 1) berechnet [4]:

$$D = [(A_{\text{Rohwasser}} - A_{\text{Reinwasser}}) / (A_{\text{Rohwasser}})] \times 100 \% \quad (1)$$

Mit Hilfe der Gl. 1 ist die Wirkung der Dekontamination eines Aufbereitungsprozesses darstellbar. Wir haben mit den spezifischen Aktivitäten der Radionuklide der Roh- und Reinwasserproben den Grad der Dekontamination für 16 Wasserversorgungsunternehmen ermittelt (Tab. 2). Von diesen Wasserversorgungsunternehmen betreiben 13 Unternehmen Anlagen zur Enteisenung bzw. Entmanganung und drei Entsäuerungsanlagen. Bei den Wasserwerken mit Anlagen zur Enteisenung/Entmanganung beträgt der Dekontaminationsgrad für Radium-226 zwischen 0,9 bis 76 %, für Radium-228 zwischen 3 und 79 % und für Uran-238 zwischen 2

und 98,6 %. Für die Wasserwerke mit Entsäuerungsanlagen ergab sich ein Dekontaminationsgrad von 20 - 30 % für Radium-226 und von bis zu 40 % für Radium-228. Auch Blei-210 wird bei der Aufbereitung - sowohl Enteisung/Entmanganung, als auch Entsäuerung - zu 2 bis 84 % aus dem Rohwasser entfernt.

Tab. 2: Grad der Dekontamination D für die Entfernung von Uran, Radium und Blei aus den Wässern von 16 Wasserversorgungsunternehmen (WVU); fett markiert = Entsäuerungsanlagen; n. b. = nicht bestimmt

	Grad der Dekontamination D [%]				
	U-238	U-234	Ra-226	Ra-228	Pb-210
WVU 1	n. b.	n. b.	22,41	3,09	n. b.
WVU 2	n. b.	n. b.	43,84	44,92	72,43
WVU 3	n. b.	n. b.	31,23	63,49	80,08
WVU 4	n. b.	n. b.	9,04	34,02	2,17
WVU 5	n. b.	n. b.	1,75	n. b.	n. b.
WVU 6	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	77,76
WVU 7	3,27	5,94	14,33	16,92	84,22
WVU 8	98,60	n. b.	72,90	47,70	n. b.
WVU 9	n. b.	n. b.	19,50	n. b.	15,80
WVU 10	32,41	39,40	33,37	44,04	n. b.
WVU 11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	82,22
WVU 11	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	4,28
WVU 12	n. b.	n. b.	19,50	13,00	n. b.
WVU 13	n. b.	n. b.	12,10	19,60	16,60
WVU 14	n. b.	n. b.	75,50	78,60	54,10
WVU 15	1,95	n. b.	0,85	39,70	29,80
WVU 16	4,11	n. b.	7,42	n. b.	43,30

6.3 Klärschlamm

Einige Wasserversorger leiten den Rückspülschlamm, entweder kontinuierlich oder diskontinuierlich, in die Kanalisation. Wir haben deshalb von einigen gemeindlichen Kläranlagen Klärschlammproben auf die natürliche Radioaktivität hin untersucht.

Alle von uns untersuchten Klärschlämme zeigen keine erhöhten spezifischen Aktivitäten von Uran-238, die spezifischen Aktivitäten von Radium-226 liegen im Bereich von 100 bis 350 Bq/kg. Blei-210 zeigt leicht erhöhte spezifische Aktivitäten bis 360 Bq/kg, die teilweise höher sind als die übrigen Radionuklide der Uran-Zerfallsreihe. Die Nuklide der Thorium-Reihe ergaben spezifische Aktivitäten kleiner 100 Bq/kg.

7. Dosisabschätzung

An den Arbeitsplätzen, an denen die verschiedenen Rückstände und Materialien anfallen, haben wir die jährliche Gesamtdosis berechnet. Für die Berechnung wurden für Staub aus der Feldspatgrube als Staubkonzentration ein gemessener Wert von 6,5 mg/m³ und für die Stäube

aus den Kaolingruben und den Granitsteinbrüchen bzw. -werken der Wert der **Maximalen Arbeitsplatz-Konzentration (MAK-Wert)** von 3 mg/m^3 für lungengängigen (alveolengängigen) Staub verwendet [5]. Die Atemrate beträgt $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$, und die Arbeitszeit 2.000 h/a [6].

Für die Kaolin- und Feldspatgruben ergibt sich damit eine jährliche effektive Gesamtdosis von weniger als $0,4 \text{ mSv/a}$, wobei für den Quarzfilterstaub eine deutlich niedrigere Effektivdosis ermittelt wurde als für den Feldspatfilterstaub.

Bei der Granitverarbeitung ist im Bayerischen Wald die mittlere Effektivdosis mit $0,23 \text{ mSv/a}$ niedriger als im Fichtelgebirge und dem Oberpfälzer Wald mit $0,36$ bzw. $0,39 \text{ mSv/a}$.

Eine Effektivdosis in der Feuerfest- und Gießerei-Industrie haben wir bei der Verwendung und Handhabung von Zirkonoxid in einem Betrieb abgeschätzt. In diesem Betrieb wird nur alle drei Jahre ein Ofen mit Zirkonoxid gefahren, pro gefahrener Ofen liegt die Gesamtdosis bei $5,3 \mu\text{Sv}$.

Die jährliche Effektivdosis in den Kohlekraftwerken (Flugstäube) beträgt im Mittel $0,13 \text{ mSv}$.

Für die Handhabung von Rückspülschlämmen bei einer Expositionszeit von maximal 20 h/a , schätzten wir eine jährliche effektive Dosis von $0,0094 \text{ mSv}$ ab.

8. Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung (StrlSchV) vom 20. Juli 2001; Bundesgesetzblatt, Teil I, S. 1713 - 1848, 2001.
- [2] Brenk Systemplanung, Eingrenzung und Bewertung der von den vorgesehenen NORM-Regelungen der Novelle StrlSchV betroffenen Bereiche, erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BS-Bearb. Nr. 9410/2, 2000.
- [3] R. Mallick: Abschlussbericht des Forschungsvorhabens „Ermittlung von Arbeitsfeldern mit erhöhten Expositionen durch natürliche Radioisotope und überwachungsbedürftigen Rückständen“, Bayerisches Landesamt für Umwelt vom 31.12.2004.
- [4] Haberer, K.; Raff, O.; Akkermann-Kubillus, A. & Wilken, R.-D. (1997), Natural Radionuclides in Drinking Water in Europe and Treatment Methods for Their Removal, European Commission, Contract No F14 PCT 960054, TENAWA Project, WP 1.1 final report (23.6.1997).
- [5] Technische Regeln für Gefahrstoffe TRGS 900 - Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz „Luftgrenzwerte“, Ausgabe: Oktober 2000, zuletzt geändert am 29. April 2003, BarBfI Nr. 6/2003 S. 90, 2003.
- [6] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau), Richtlinienvorschlag der Strahlenschutzkommission, verabschiedet auf der 155. Sitzung der SSK am 02./03.07.1998.

BERÜCKSICHTIGUNG VON STATISTISCHEN UNSICHERHEITEN FÜR DIE ERMITTLUNG REPRÄSENTATIVER WERTE DER SPEZIFISCHEN AKTIVITÄT VON RÜCKSTÄNDEN

CONSIDERATION OF STATISTICAL UNCERTAINTIES FOR THE DETERMINATION OF REPRESENTATIVE VALUES OF THE SPECIFIC ACTIVITY OF WASTES

R. Barthel

Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, Deutschland

Zusammenfassung

Die deutsche Strahlenschutzkommission hat "Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen" für den Nachweis der Einhaltung von Überwachungsgrenzen bzw. des Dosisrichtwertes gemäß StrlSchV § 97 bzw. § 98 empfohlen. Die Empfehlung enthält eine Methodik zur Gewährleistung der Repräsentativität von Werten der spezifischen Aktivität von Rückständen, die zugleich die geforderte Sicherheit des Nachweises der Einhaltung von Überwachungsgrenzen bzw. des Dosisrichtwertes gewährleistet. Anhand von Stichproben werden Konfidenzgrenzen für Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten bestimmt. Damit kann entweder eine sichere Unter- oder Überschreitung der Überwachungsgrenze bzw. des Dosisrichtwertes belegt werden oder es ist festzustellen, dass die realisierte Stichprobe für die beabsichtigte Bewertung noch nicht ausreicht. Der Aufwand zur Beprobung hängt von Art und Breite der statistischen Verteilung der spezifischen Aktivitäten ab und wird über die Lage des Konfidenzintervalls zur Überwachungsgrenze bzw. der resultierenden Dosis zum Dosisrichtwert bestimmt. Soweit nötig, können die durch Konfidenzgrenzen erfassten statistischen Unsicherheiten durch eine optimale Vergrößerung der Stichprobenzahl reduziert werden.

Summary

The German Radiation Protection Commission recommended "Principles and Methods for the Consideration of Statistical Uncertainties for the Determination of Representative Values of the Specific Activity of NORM wastes" concerning the proof of compliance with supervision limits or dose standards according to § 97 and § 98 of the Radiation Protection Ordinance, respectively. The recommendation comprises a method ensuring the representativeness of estimates for the specific activity of NORM wastes, which also assures the required evidence of conformity with respect to supervision limits or dose standards, respectively. On the basis of a sampling survey, confidence limits for expectation values of specific activities are determined, which will be used to show that the supervision limit or the dose standard is observed or exceeded with certainty, or that the performed sampling is not sufficient for the assessment intended. The sampling effort depends on the type and the width of the distribution of specific activities and is determined by the position of the confidence interval with respect to the supervision limit or of the resulting doses with respect to the dose standard, respectively. The statistical uncertainties that are described by confidence limits may be reduced by an optimised extension of the sample number, as far as necessary.

Schlüsselwörter: Rückstände, Probenanalyse, spezifische Aktivität, Konfidenzintervall
Keywords: NORM wastes, sample analysis, specific activity, confidence interval

1. Einleitung

Rückstände der in Anlage XII Teil A der StrlSchV [1] genannten Art und Herkunft sind nicht überwachungsbedürftig, wenn sichergestellt ist, dass bei ihrer Beseitigung oder Verwertung die Überwachungsgrenzen nach Anlage XII Teil B eingehalten werden. Die Einhaltung einer Überwachungsgrenze C , die für bestimmte Wege der Verwertung oder Beseitigung gilt, ist für repräsentativ ermittelte Werte $C_{U238max}$ und $C_{Th232max}$ der größten spezifischen Aktivitäten der Radionuklide der Zerfallsreihen von U-238 und Th-232 über die Summenformel

$$C_{U238max} + C_{Th232max} \leq C \quad (1)$$

nachzuweisen. Werte $C_{U238max}$ oder $C_{Th232max}$ kleiner 0,2 Bq/g bleiben in (1) unberücksichtigt.

Für den Nachweis der Einhaltung von Überwachungsgrenzen bzw. des Dosisrichtwertes oder zur Aufstellung von Bilanzen gemäß §§ 97 ff. i.V.m. Anlage XII der StrlSchV hat die SSK "Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen" [2] empfohlen. Mit dieser Empfehlung wird neben der Darlegung von Grundsätzen und Methoden zur Festlegung von Chargen, zur Art ihrer Beprobung, zum Umfang messtechnisch zu erfassender oder auf Grundlage vorheriger Untersuchungen über Aktivitätsrelationen in die Bewertung einzubeziehender Radionuklide sowie zu geeigneten Messverfahren auch eine neue Methode zur Gewährleistung der vom Gesetzgeber verlangten Repräsentativität von Werten für die spezifische Aktivität von Rückständen empfohlen, die sichere Nachweise zur Einhaltung von Überwachungsgrenzen zur spezifischen Aktivität bzw. des Dosisrichtwertes von 1 mSv/a für Einzelpersonen der Bevölkerung gewährleistet.

Selbst in einer bzgl. ihres Umfangs und zeitlichen Entstehung relativ eng definierten Charge können große Unterschiede der spezifischen Aktivität zwischen einzelnen Teilen/Proben auftreten. Der Umfang einer Charge kann zudem entsprechend den Gegebenheiten festgelegt werden, wodurch das Maß der Heterogenität bzw. der zeitlichen Variabilität der spezifischen Aktivität in einer Charge beeinflussbar ist.

Methodisch war das breite Spektrum der nach Anlage XII Teil A der StrlSchV zu bewertenden Arten von Rückständen in Betracht zu ziehen. Die spezifische Aktivität dieser Rückstände kann relativ homogen sein, aber auch ausgeprägte zeitliche oder räumliche Schwankungen über Größenordnungen aufweisen. Die für die Bewertung der Rückstände relevanten Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten langlebiger Radionuklide können in der Nähe, aber auch weit über/unter der Überwachungsgrenze liegen bzw. zu entsprechenden Relationen einer nach § 98 vorgenommenen Dosisabschätzung bzgl. des Dosisrichtwertes führen. Diese Fallunterscheidung war zur Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität zu beachten, um unnötige Untersuchungen zu vermeiden, andererseits jedoch die geforderte Sicherheit der radiologischen Bewertung zu gewährleisten.

In Fällen einer deutlichen Über- bzw. Unterschreitung der in der StrlSchV festgelegten Richtwerte können größere Unsicherheiten der auf Stichproben basierenden Schätzungen von Erwartungswerten der spezifischen Aktivitäten akzeptabel sein, wenn sie für Entscheidungen zum Umgang mit den Rückständen nicht mehr maßgeblich sind. Liegt die Summe von $C_{U238max}$ und $C_{Th232max}$ dagegen nahe bei der Überwachungsgrenze, so kann es erforderlich sein, statistische Unsicherheiten durch eine Erhöhung des Stichprobenumfangs zu reduzieren, um eine belastbare Entscheidung treffen zu können. Die "Repräsentativität" einer Beprobung hängt daher von den Eigenschaften des Rückstands und vom anzuwendenden Prüfwert ab.

2. Unzulänglichkeit von Punktschätzern

Anhand von Stichproben über den arithmetischen Mittelwert oder den Maximum-Likelihood-Schätzer vorgenommene Schätzungen des Erwartungswertes der spezifischen Aktivität stellen selbst Zufallsgrößen dar. Damit verbundene statistische Unsicherheiten der Schätzung des Erwartungswertes hängen sowohl von der vorliegenden Art und Breite der Verteilung der spezifischen Aktivität als auch vom zugrunde liegenden Stichprobenumfang ab. Auf der Basis von Punktschätzern für den Erwartungswert (arithmetischer Mittelwert oder Maximum-Likelihood-Schätzer) können deshalb weder die Repräsentativität dieser aus Stichproben ermittelten Werte noch die Sicherheit darauf basierender Nachweise beurteilt werden.

Zur Veranschaulichung der Unsicherheit von Punktschätzungen des Erwartungswertes seien zwei lognormal verteilte Grundgesamtheiten $X = \text{Ln}(\mu, \sigma)$ mit den Parametern

$$\mu = -1,4817; \quad \sigma = 1,5 \quad \text{bzw.}$$

$$\mu = -0,8626; \quad \sigma = 1,5$$

und den (wahren) Erwartungswerten $E = 0,7 \text{ Bq/g}$ bzw. $E = 1,3 \text{ Bq/g}$ betrachtet, wobei

$$E = \exp(\mu + \sigma^2/2) \quad (2)$$

ist. Die Überwachungsgrenze sei $C = 1 \text{ Bq/g}$. In Abb. 1 sind die Verteilungsfunktionen des Maximum-Likelihood-Schätzers des Erwartungswertes für diese Beispiele zum Stichprobenumfang von $n = 10$ dargestellt. Für das Beispiel mit dem Erwartungswert $E = 0,7 \text{ Bq/g}$ würde man mit einer Wahrscheinlichkeit von 29 % irrtümlich auf eine Überschreitung der Überwachungsgrenze schließen. Für die Verteilung mit dem Erwartungswert $E = 1,3 \text{ Bq/g}$ würde mit einer Wahrscheinlichkeit von 37 % irrtümlich auf eine Unterschreitung der Überwachungsgrenze geschlossen werden. Bei Ansatz des arithmetischen Mittelwertes lägen die entsprechenden Irrtumswahrscheinlichkeiten bei 17 % bzw. 50 %.

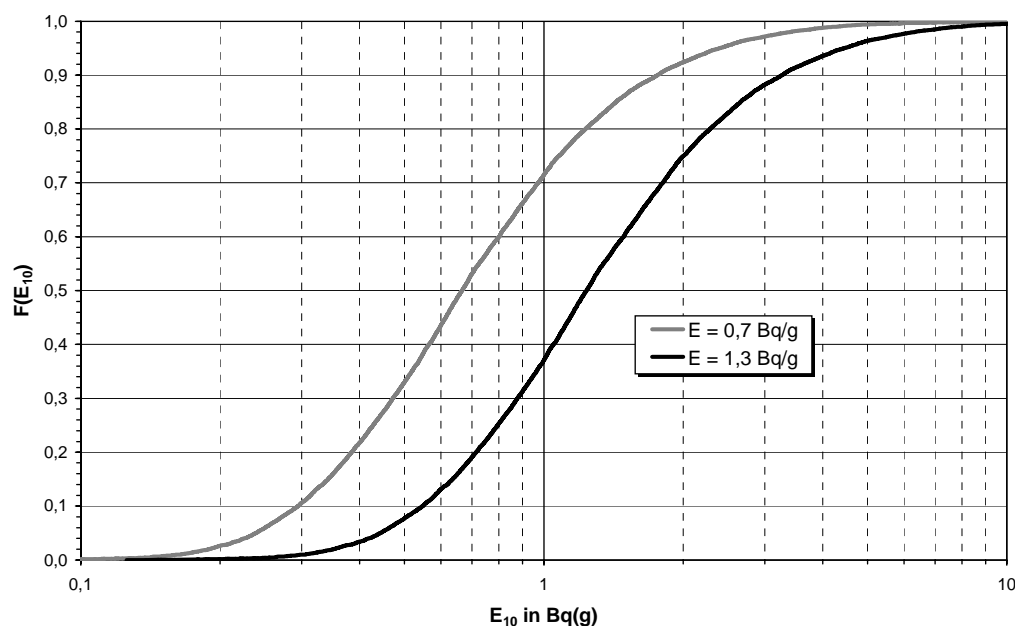


Abb. 1: Kumulative Häufigkeiten des Maximum-Likelihood-Schätzers für den Erwartungswert von lognormal verteilten Größen mit $\sigma = 1,5$; Stichproben vom Umfang $n = 10$; grau: wahrer Erwartungswert von $E = 0,7 \text{ Bq/g}$; schwarz: wahrer Erwartungswert von $E = 1,3 \text{ Bq/g}$

3. Konzept der Intervallschätzer

Die zur Prüfung der Einhaltung von Überwachungsgrenzen für spezifische Aktivitäten oder des Richtwertes zur effektiven Dosis erläuterten Unzulänglichkeiten von Punktschätzern sind durch Intervallschätzer vermeidbar. Anhand der Messwerte der Stichprobe werden dabei Konfidenzintervalle berechnet, die zur vorgegebenen Wahrscheinlichkeit die wahren (immer unbekannt) Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten enthalten. Für alle Radionuklide (r) werden obere Konfidenzgrenzen UL_r berechnet, die zum Vertrauensniveau P größer als die wahren Erwartungswerte (E_r) sind. Analog werden untere Konfidenzgrenzen LL_r berechnet, die zum Vertrauensniveau P unter den wahren Erwartungswerten liegen. Für Prognosen zu einer ggf. erforderlichen Erhöhung des Stichprobenumfangs ist außerdem die Berechnung der wahrscheinlichsten Werte PL_r für die Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten sinnvoll. In [2] wurde für Nachweise zur Einhaltung/Überschreitung von Überwachungsgrenzen bzw. des Dosisrichtwertes ein Vertrauensniveau von $P = 0,95$ empfohlen.

Für den sicheren Nachweis der Einhaltung von Überwachungsgrenzen gemäß StrlSchV Anlage XII Teil B werden im Sinne "repräsentativ zu ermittelnder Werte" der größten spezifischen Aktivitäten der Radionuklide der Zerfallsreihen von U-238 und Th-232 folgende Maximalwerte berechnet:

$$C_{U238\max} = \max_{r \in U238\text{-Reihe}} \{UL_r\}, \quad C_{Th232\max} = \max_{r \in Th232\text{-Reihe}} \{UL_r\}. \quad (3)$$

Analog kann ein sicherer Nachweis der Überschreitung von Überwachungsgrenzen mit

$$C^L_{U238\max} = \max_{r \in U238\text{-Reihe}} \{LL_r\}, \quad C^L_{Th232\max} = \max_{r \in Th232\text{-Reihe}} \{LL_r\} \quad (4)$$

geführt werden. Bezieht man die analog zu (3) und (4) anhand wahrscheinlichster Werte (PL_r) zu berechnenden Testgrößen $C^P_{U238\max}$ und $C^P_{Th232\max}$ in die Betrachtungen ein, so ergeben sich die in Abb. 2 schematisch dargestellten Bewertungsfälle.

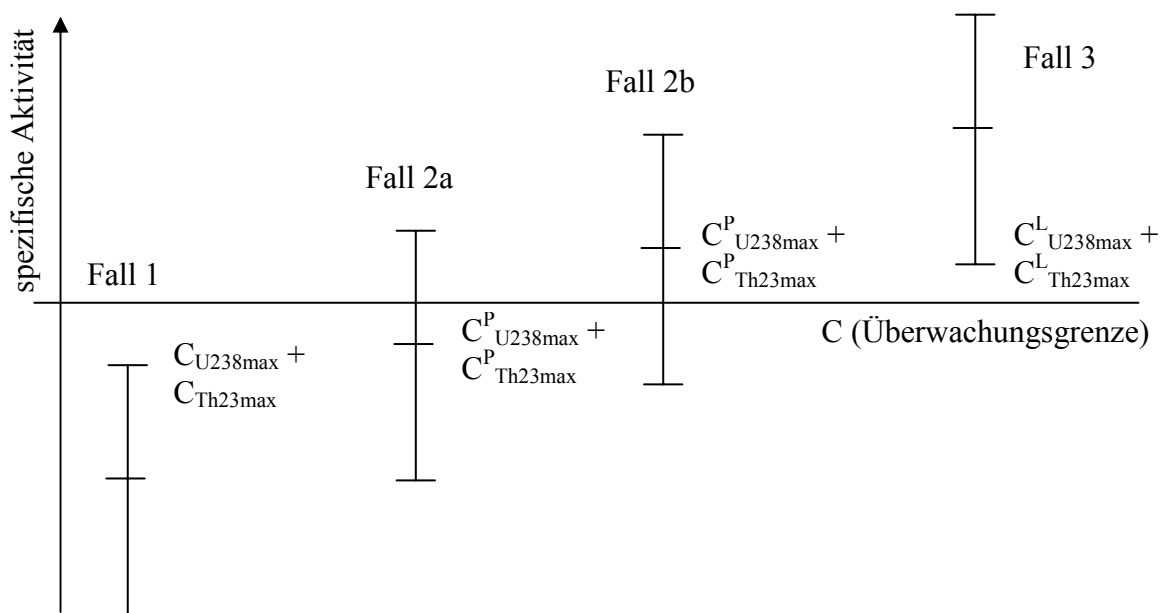


Abb. 2: Schema der Bewertungsfälle für die möglichen Lagen des Konfidenzintervalls und des wahrscheinlichsten Erwartungswertes bzgl. der Überwachungsgrenze

Im Fall 1 ist die Einhaltung der Überwachungsgrenze C gemäß Gl. (1) ausreichend sicher nachgewiesen. Die untersuchte Charge ist nicht überwachungsbedürftig.

Im Fall 3 liegt die Summe der der größten spezifischen Aktivitäten der Radionuklide der Zerfallsreihen von U-238 und Th-232 mit hoher Sicherheit über der Überwachungsgrenze. Die untersuchte Charge ist folglich überwachungsbedürftig.

Im Fall 2 ist die Bedingung (1) zwar nicht eingehalten, es kann aber keine sichere Aussage zur Überwachungsbedürftigkeit der Charge getroffen werden. Sofern wirtschaftlich vertretbar, sollte der Stichprobenumfang erhöht werden (von n auf $n' > n$), um eine sicher Aussage zur Über- bzw. Unterschreitung der Überwachungsgrenze ableiten zu können. Die Breite des Konfidenzintervalls wächst mit der Variabilität/Streuung der Messergebnisse der Stichprobe, wird dagegen mit zunehmendem Stichprobenumfang kleiner. Nimmt man nun an, dass sich die geschätzten Verteilungsparameter nach Erhöhung des Stichprobenumfangs nicht stark verändern, so bleibt die Lage von " $C_{U238max}^P + C_{Th232max}^P$ " zur Überwachungsgrenze in etwa erhalten, wogegen die Breite des Konfidenzintervalls reduziert wird. Im Fall 2a kann folglich eine Stichprobenzahl n' prognostiziert werden, bei der die statistischen Unsicherheiten soweit reduziert sein sollten, dass ein sicherer Nachweis der Einhaltung der Überwachungsgrenze möglich ist. Analog kann im Fall 2b der Stichprobenumfang so erhöht werden, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit die Überschreitung der Überwachungsgrenze sicher nachgewiesen werden kann. Mit der Erhöhung des Stichprobenumfangs können sich natürlich auch die Schätzwerte für die Parameter der statistischen Verteilung verändern, was eine Verschiebung der Größe " $C_{U238max}^P + C_{Th232max}^P$ " bzgl. der Überwachungsgrenze zur Folge haben kann. Auch hier wird sich jedoch die Breite des Konfidenzintervalls durch den größeren Stichprobenumfang n' deutlich reduzieren, wobei wieder die in Abb. 2 dargestellten Fälle resultieren können. Unter Umständen könnte eine nochmalige Erhöhung des Stichprobenumfangs für eine ausreichend sichere Beurteilung des Rückstands nötig sein.

4. Berechnung der Verteilungsparameter und Konfidenzgrenzen

Die Berechnung von Konfidenzgrenzen zum Erwartungswert einer Zufallsgröße auf der Basis von Stichproben erfordert die Annahme einer bestimmten Art der statistischen Verteilung dieser Größe in der Grundgesamtheit (hier: Verteilung der spezifischen Aktivität C_r in der untersuchten Charge für das Radionuklid mit dem Index r).

Für die spezifische Aktivität C_r kann in der Regel von einer Lognormalverteilung ausgegangen werden, die unter Umständen durch einen konstanten Untergrund gestört sein kann. Diese Annahme wird durch die Beziehung $C_r \sim c_r + \text{Ln}(\mu_r; \sigma_r)$ zum Ausdruck gebracht, in der c_r den konstanten Untergrundwert bezeichnet. Der Untergrundwert c_r ist eine nicht-negative Größe und ist nach oben durch den kleinsten Messwert beschränkt: $0 \leq c_r < C_{r,<1>}$. Die beiden Parameter μ_r und σ_r bezeichnen den Erwartungswert und die Standardabweichung der Größe $X_r = \text{Ln}(C_r - c_r)$, die einer Normalverteilung genügt; $X_r \sim N(\mu_r; \sigma_r)$. Untergrundwerte der spezifischen Aktivität von Rückständen können entsprechend der Herkunft des Materials geogen bedingt sein, können aber auch durch die technologischen Prozesse entstanden sein, bei denen die Rückstände angefallen sind, bzw. eine Folge der Verwendung von Mischproben sein (nach einer perfekten Vermischung der Rückstandsmenge würde die spezifische Aktivität einen konstanten Wert $C_r = c_r$ annehmen). In bestimmten Fällen kann die spezifische Aktivität von Rückständen durch eine Normalverteilung modelliert werden. Dies kann insbesondere bei relativ homogenen Rückständen und bei Verwendung von Mischproben, die aus einer großen Anzahl von Einzelproben hergestellt wurden, angemessen sein. Dann ist $C_r \sim N(\mu_r; \sigma_r)$.

Die Frage, mit welcher der zwei betrachteten Verteilungsarten Stichproben besser beschrieben werden, kann durch Vergleich der Bestimmtheitsmaße $R^2_{(N)}$ und $R^2_{(Ln)}$ für den Quantil-Quantil-Plot der nach aufsteigender Größe geordneten Messwerte $C_{r,<i>}$ bzw. ihrer Logarithmen $\ln(C_{r,<i>})$ über den zugehörigen Perzentilen der Standardnormalverteilung (k_{Pi}) entschieden werden. Für das Beispiel aus Tab. 1 von 20 Proben mit Messwerten zur spezifischen Aktivität von U-238 und Ra-226 ist dies in Abb. 3 für Ra-226 dargestellt. Offensichtlich ist für dieses Beispiel der Typ "Lognormalverteilung" anzusetzen.

Tab. 1: Beispiel für die nach aufsteigender Größe geordneten Messwerte zur spezifischen Aktivität $C_{r,<i>}$ ($i = 1$ bis n) für U-238 und Ra-226 (in Bq/g) und Perzentile k_{Pi} der Standardnormalverteilung; $P_i = (2 \cdot i - 1) / (2 \cdot n)$; Stichprobenumfang $n = 20$

<i>	k_{Pi}	$C_{U238,i}$	$C_{Ra226,i}$	<i>	k_{Pi}	$C_{U238,i}$	$C_{Ra226,i}$
1	-1,960	0,12	0,14	11	0,063	0,38	0,47
2	-1,440	0,16	0,23	12	0,189	0,41	0,54
3	-1,150	0,19	0,25	13	0,319	0,51	0,67
4	-0,935	0,22	0,26	14	0,454	0,52	0,69
5	-0,755	0,24	0,27	15	0,598	0,69	0,93
6	-0,598	0,30	0,34	16	0,755	0,91	1,06
7	-0,454	0,30	0,37	17	0,935	1,06	1,27
8	-0,319	0,31	0,40	18	1,150	1,12	1,34
9	-0,189	0,33	0,41	19	1,440	1,76	2,03
10	-0,063	0,33	0,42	20	1,960	2,49	3,23

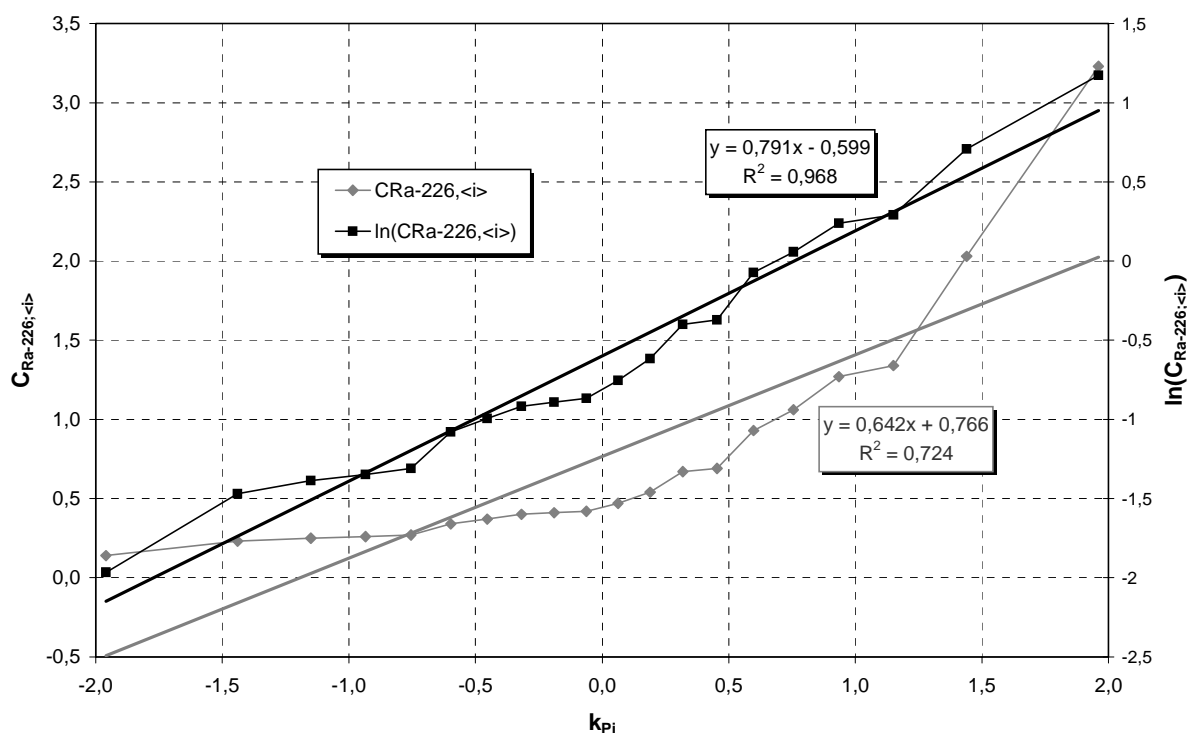


Abb. 3: Q-Q-Plot für die Messwerte zu Ra-226 aus Tab. 1 bzw. ihrer Logarithmen

Die Methoden zur Berechnung der Parameter für normal verteilte Messwerte $C_r \sim N(\mu_r; \sigma_r)$ und für die 3-parametrische Lognormalverteilung $C_r \sim c_r + \text{Ln}(\mu_r; \sigma_r)$ wurden in [2] ausführlich beschrieben und durch Beispielrechnungen veranschaulicht. Dabei können Messungen mit dem Ergebnis "spezifische Aktivität $C_{r,i}$ kleiner Erkennungsgrenze $C_{r,i}^*$ " nach einer auf [3] basierenden Methode ebenso berücksichtigt werden wie Ausreißer, die über den GRUBBS-Test [4] identifiziert wurden. Detaillierte Erläuterungen und Beispielrechnungen enthält [2] auch zur Berechnung der oberen und unteren Konfidenzgrenzen UL_r und LL_r der Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten sowie ihrer wahrscheinlichsten Werte PL_r .

5. Programm REWESAR

Zur Unterstützung der Umsetzung der SSK-Empfehlung [2] wurde inzwischen die 1. Version eines Rechenprogramms (REWESAR) erstellt. Das Programm REWESAR läuft unter den Betriebssystemen Windows 98, 2000, XP sowie Server 2003. Zur Ausführung des Programms muss das Microsoft .NET Framework (Version 2.0) installiert sein. Wenn es nicht vorhanden ist, wird es durch das REWESAR-SETUP installiert.

Eine spezielle Programmseite dient der Auswahl relevanter Radionuklide der Zerfallsreihen von U-238, U-235 und Th-232 sowie der Festlegung von ggf. zu benutzenden Bezügen auf Referenznuklide. Abb. 4 zeigt das Beispiel mit Messungen für U-238 und Ra-226 von Tab. 1. U-238 wurde als Referenznuklid für U-234 und U-235, Ra-226 als Referenznuklid für Pb-210 und Po-210 festgelegt, wogegen alle weiteren langlebigen Radionuklide der drei natürlichen Zerfallsreihen als "irrelevant" eingestuft wurden.

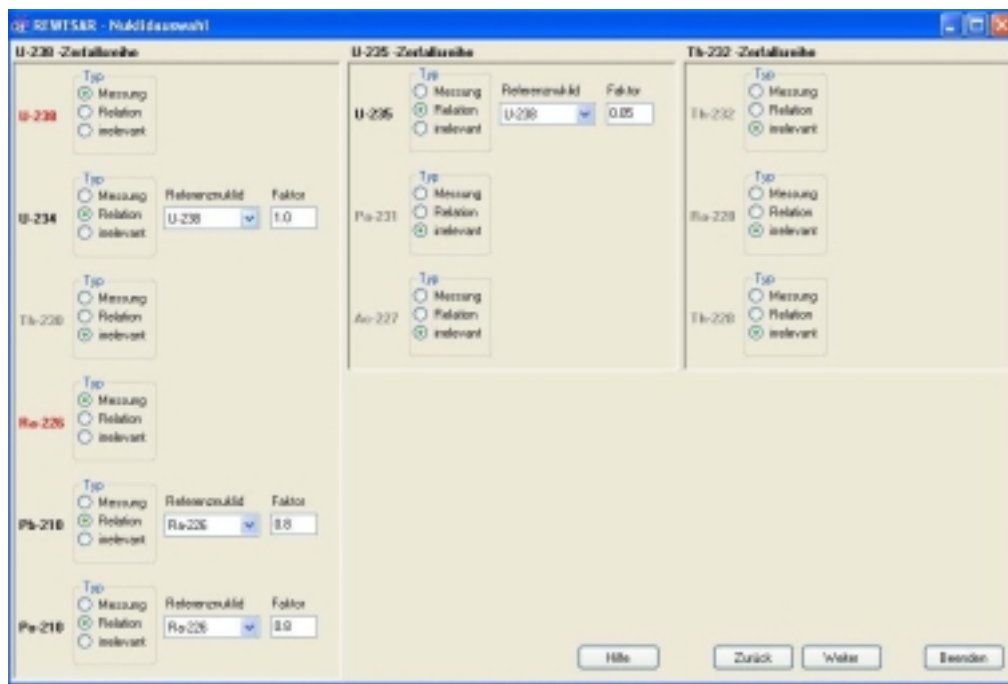


Abb. 4: Programmseite "Nuklidauswahl"

Es ist möglich, eine Datenauswertung für eine Einzelfallbewertung nach § 98 StrlSchV i.V.m. Anlage XII Teil D oder aber für einen Vergleich mit einer Überwachungsgrenze C nach § 97 StrlSchV i.V.m. Anlage XII Teil B festzulegen. Die Messwerte können über eine Maske eingegeben oder aus einer EXCEL-Datei gelesen werden. Danach erfolgt die Bestimmung der Verteilungsart und ihrer Parameter sowie ggf. die Identifikation und Anzeige von Ausreißern.

Es ist erforderlich, die Korrektheit dieser Werte zu bestätigen, falsche Werte zu korrigieren oder einzelne Ausreißer als "nicht plausibel, aber nicht korrigierbar" zu löschen. Im Ergebnis werden für alle Radionuklide mit Messungen bzw. Bezugnahme auf ein Referenznuclid die unteren und oberen Konfidenzgrenzen für die Erwartungswerte der spezifischen Aktivitäten sowie ihre wahrscheinlichsten Wert angegeben (siehe Abb. 5). Im Fall "Vergleich mit Überwachungsgrenze" werden $C_{U238max}$ und $C_{Th232max}$ angezeigt. Die Summe dieser Werte wird mit der Überwachungsgrenze (hier: $C = 1 \text{ Bq/g}$; siehe Abb. 5) verglichen; eine verbale Bewertung erfolgt nach den in Kapitel 3 erläuterten Fällen. Für das hier dargestellte Beispiel aus Tab. 1 ergibt sich der in der Abb. 3 skizzierte "Fall 2a", für den die Prognose eine Erhöhung des Stichprobenumfangs (9 weitere Messungen für U-238; 53 für Ra-226) vorschlägt.

Radionuclid (i)	untere Konfidenzgrenze (LLi)	wahrscheinlichster Wert (PLi)	obere Konfidenzgrenze (ULi)
U-238	0.449	0.641	1.138
U-234	0.449	0.641	1.138
Ra-226	0.998	0.787	1.353
Pb-210	0.446	0.630	1.083
Po-210	0.446	0.630	1.083
U-235	0.022	0.032	0.097

$C_{U238max} = 1.353 \text{ Bq/g}$ $C_{Th232max} = 0.000 \text{ Bq/g}$
 $C_{U238max} + C_{Th232max} = 1.353 \text{ Bq/g} > C = 1.0 \text{ Bq/g}$
keine sichere Aussage zur Einhaltung bzw. Überschreitung der Überwachungsgrenze
 Durch Reduzierung statistischer Unsicherheiten erscheint ein Nachweis der Einhaltung der Überwachungsgrenze möglich.
 Hierzu wurde eine Prognose zur Erhöhung des Stichprobenumfangs erstellt.

Abb. 5: Programmseite "Ergebnisse"

6. Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz vom 20. Juli 2001, Artikel 1: Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV), BGBl. I, Nr. 38, S. 1714, Bonn, 26. Juli 2001
- [2] Grundsätze und Methoden zur Berücksichtigung von statistischen Unsicherheiten für die Ermittlung repräsentativer Werte der spezifischen Aktivität von Rückständen (Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 197. Sitzung der Deutschen Strahlenschutzkommission (SSK) am 16./17. Dezember 2004) Berichte der Strahlenschutzkommission Heft 46 (2005), Urban & Fischer, 2005
- [3] Cohen, A.C.; Simplified Estimators for the Normal Distribution When Samples Are Singly Censored or Truncated, *Technometrics* 1 (1959), pp. 217-237
- [4] Grubbs, F.E; Procedures for Detecting Outlying Observations in Samples, *Technometrics*, 11 (1969), pp. 1-21

VORKOMMEN UND VERHALTEN VON RADIUM BEI DER WASSER-AUFBEREITUNG

OCCURANCE AND BEHAVIOUR OF RADIUM DURING WATER TREATMENT

S. Wisser¹, A. Walsdorf²

¹ Rhine-Main Water Research GmbH, Biebesheim, Deutschland

² Clean Water Group GmbH, Mannheim, Deutschland

Zusammenfassung

Die Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) enthält erstmals Begrenzungen für radioaktive Substanzen im Trinkwasser, die seit 01. Dezember 2003 wirksam sind. Zur Berechnung der so genannten Gesamtrichtdosis sind alle künstlichen und natürlichen Radionuklide zu berücksichtigen, mit Ausnahme von ³H, ⁴⁰K, ²²²Rn und Radonzerfallsprodukten. Dabei kommt den beiden Radiumisotopen ²²⁸Ra und ²²⁶Ra eine besondere Bedeutung zu, da sie eine relativ hohe Radiotoxizität besitzen – insbesondere für Säuglinge und Kleinkinder. Das Element Radium ist im Grundwasser weit verbreitet und kommt daher auch im Rohwasser von Wassergewinnungsanlagen in zumeist geringen Konzentrationen vor. Der Medianwert der ²²⁶Ra-Aktivitätskonzentration von Trinkwasser in Deutschland liegt nach einer BfS-Untersuchung aus dem Jahre 2003 bei lediglich ca. 5 mBq/l. Dabei sind in Einzelfällen auch Radiumgehalte von über >100 mBq/l nachgewiesen worden. Während der Wasseraufbereitung wird Radium insbesondere bei Verfahren abgetrennt, die Eisen- und Mangan aus dem Rohwasser entfernen. Selbst im Falle von niedrigen Radiumkonzentrationen im Rohwasser können über die langen Filterlaufzeiten erhebliche Gehalte an Radium auf dem Filtermaterial abgeschieden werden. Im Rahmen aktueller Untersuchungen konnten Radiumgehalte auf verbrauchten Filtermedien im Bereich von mehreren Bq/g nachgewiesen werden. Es bleibt allerdings festzuhalten, dass die Mehrzahl der untersuchten Filterrückstände keine hohen Radiumkonzentrationen aufgewiesen hat.

Summary

The amended German Drinking Water Ordinance restricts the levels of radionuclides in drinking water in form of the so-called Total Indicative Dose (TID), which was put into force since December 2003. For the calculation of the TID all natural and artificial radionuclides in a drinking water sample have to be considered, however excluding ³H, ⁴⁰K, ²²²Rn and radon decay products. In fact, the main radionuclides of concern are ²²⁸Ra and ²²⁶Ra because of their comparably high radiotoxicity, especially for babies and young children. The element radium occurs naturally in groundwater and is therefore also present in the raw water of waterworks – mostly in low concentrations. The median value of ²²⁶Ra in German drinking water is only in the range of 5 mBq/l, as an investigation performed by the German Radiation Protection Authority (BfS) revealed. However, there are some areas in Germany, such as the Erzgebirge, where elevated ²²⁶Ra activity concentrations above 100 mBq/l have been found. Radium can be successfully removed during drinking water treatment, especially with methods for iron and manganese removal or by adsorptive filter media, such as granulated activated carbon and manganese-dioxide coated substances. However, radium removal during water treatment leads to an enrichment of radium in the remaining filter residues. Nonetheless, most of the investigated residues and filter sludges in this study did not contain elevated radium concentrations.

Schlüsselwörter Radium, Trinkwasser, Wasseraufbereitung, Rückstände
Keywords radium, drinking water, water treatment, residues

1. Einleitung

Die derzeitige Fassung der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) enthält erstmals Begrenzungen für radioaktive Substanzen im Trinkwasser [1]. Zur Berechnung der so genannten Gesamtrichtdosis sind alle künstlichen und natürlichen Radionuklide zu berücksichtigen, mit Ausnahme von ^3H , ^{40}K , ^{222}Rn und Radonzerfallsprodukten. Der Grenzwert für die Gesamtrichtdosis wurde entsprechend der Europäischen Trinkwasser-richtlinie auf 0,1 mSv/a festgelegt. Obwohl diese Regelungen formal seit dem 01. Dezember 2003 in Kraft getreten sind, ist deren Überwachung bis heute in der Praxis ausgesetzt, da die Vorgaben zur Vorgehensweise seitens der Europäischen Kommission noch ausstehen. Damit werden zukünftig neben den klassischen chemischen und mikrobiologischen Parametern erstmals auch radioaktive Substanzen im Trinkwasser regelmäßig überwachungspflichtig.

Da künstliche Radionuklide derzeit in der Trinkwasserversorgung praktisch keine Rolle spielen [2], sind hauptsächlich natürliche Uran- und Radiumisotope zur Berechnung der mit dem Trinkwasser aufgenommenen Jahresdosis zu beachten [3]. Innerhalb der drei natürlichen Zerfallsreihen sind tatsächlich nur wenige Radionuklide von Relevanz für die Trinkwasserversorgung (Abb. 1).

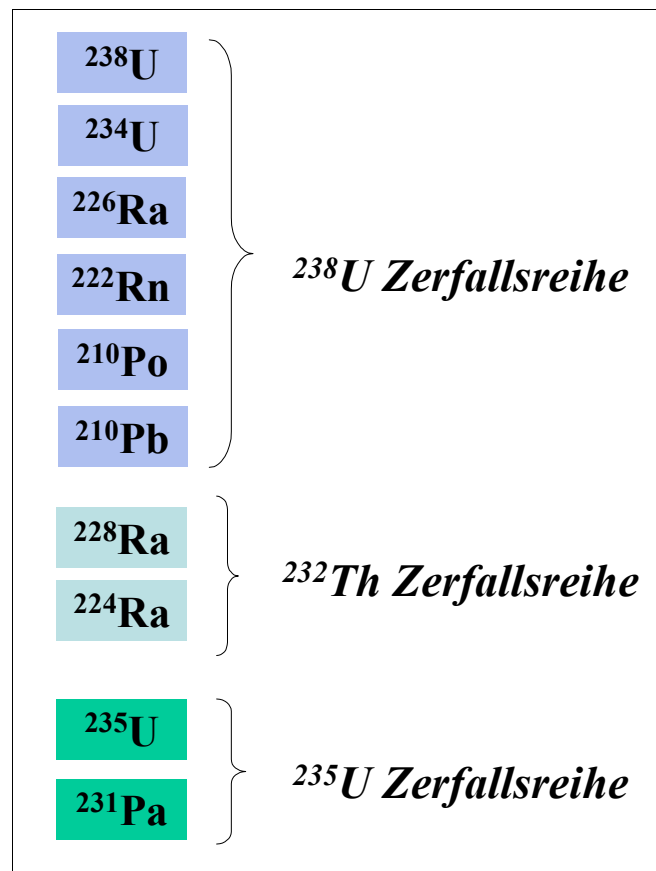


Abb. 1: Trinkwasserrelevante natürliche Radionuklide [3]

Betrachtet man die Dosiskoeffizienten der in Abb. 1 aufgeführten Isotope, wird deutlich, dass der wesentliche Dosisbeitrag in aller Regel von den beiden Radiumisotopen ^{228}Ra und ^{226}Ra stammen wird – dies trifft insbesondere auf Säuglinge und Kleinkinder zu.

Bei einer Überschreitung der zulässigen Gesamtrichtdosis sind die Wasserversorgungsunternehmen sehr an Aufbereitungsmethoden interessiert, die radioaktive Substanzen aus dem betroffenen Trinkwasser abtrennen, ohne die chemische Zusammensetzung des Wassers nachhaltig zu verändern. Dabei kommt der Radiumentfernung eine besondere Bedeutung zu.

2. Vorkommen von Radium in natürlichen Wässern

Grund- und Oberflächenwasser sind die wichtigsten Ressourcen für die Trinkwasserproduktion in Deutschland. Grundwasser kann erhöhte Konzentrationen an natürlichen Radionukliden aufweisen, wogegen Oberflächengewässer wie der Rhein in der Regel keine Anreicherungen natürlich radioaktiver Substanzen enthalten [4]. Radium ist im Grundwasser weit verbreitet und kommt daher auch im Rohwasser von Wassergewinnungsanlagen in zumeist geringen Konzentrationen vor. Entscheidend für Freisetzung, Transport und eine mögliche Anreicherung von natürlichen Radionukliden im Grundwasser sind die lokalen (hydro-)geologischen Gegebenheiten. Gesteine und Böden können sehr unterschiedliche Konzentrationen an radioaktiven Stoffen aufweisen, dementsprechend können auch die Gehalte an Radium im Grundwasser von Ort zu Ort erheblich schwanken. Insbesondere im Bereich von uran- und thoriumhaltigen Gesteinen bzw. Vererzungen sind natürliche Radiumisotope verstärkt im Grundwasser anzutreffen. Durch den Kontakt des zirkulierenden Grundwassers mit diesen Gesteinen können die Radionuklide gelöst und transportiert werden.

Ob ein natürliches oder künstliches Radionuklid tatsächlich Trinkwasserrelevanz besitzt, hängt hauptsächlich von drei Faktoren ab:

- ✓ *Geologische Gegebenheiten*
- ✓ *Halbwertszeit ($T_{1/2}$) des Isotops*
- ✓ *Löslichkeitsvermögen in Wasser*

Es ist offenkundig, dass nur diejenigen Radiumisotope im Trinkwasser vorkommen können, die eine ausreichende Halbwertszeit besitzen, um vom geförderten Rohwasser bis zum Endverbraucher zu gelangen. Von den natürlichen Radium-Isotopen sind demnach nur ^{228}Ra und ^{226}Ra in der Lage, in erhöhten Konzentrationen vom Wasserwerk bis zum Endverbraucher zu gelangen. Das Isotop ^{224}Ra mit einer Halbwertszeit von nur 3,64 Tagen ist in der Regel im Trinkwasser nur in geringen Konzentrationen nachweisbar, da es auf dem Transportweg bzw. im Hochbehälter bereits weitgehend zerfällt. Im Gegensatz zu Uran ist Radium hauptsächlich unter reduzierenden Bedingungen im Wasser löslich und wird bei Gegenwart von Sauerstoff gemeinsam mit Eisen- und Manganhydroxiden ausgefällt. Der Medianwert der ^{226}Ra -Aktivitätskonzentration von Trinkwasser in Deutschland liegt nach einer BfS-Untersuchung aus dem Jahre 2003 bei lediglich ca. 5 mBq/l [5]. Dabei sind in Einzelfällen auch Radiumgehalte von über >100 mBq/l in Deutschland nachgewiesen worden, hauptsächlich in den bekannten Regionen mit erhöhter natürlicher Radioaktivität (z.B. Erzgebirge). In Finnland sind bereits vor mehr als 25 Jahren beachtliche ^{226}Ra -Gehalte in Grundwässern von bis zu 9,5 Bq/l festgestellt worden [6]. In salinaren Thermalwässern dagegen können die Radium-Aktivitätskonzentrationen sogar in der Größenordnung von 20-30 Bq/l liegen [7].

3. Entfernung von Radium bei der Wasseraufbereitung

Zur chemisch-physikalischen Aufbereitung von Rohwasser werden heutzutage verschiedenste Verfahren eingesetzt – beispielsweise zur Eisen- und Manganentfernung oder zur Elimination von organischen Schadstoffen. In der Praxis sind u.a. folgende Aufbereitungsverfahren weit verbreitet: *Belüftung, Filtration, Flockung und Wasser-Enthärtung*. Innovative Methoden wie *Umkehrosmose, Membranfiltration und Nanofiltration* gewinnen zunehmend an Bedeutung.

Natürliche Radionuklide können während der Wasseraufbereitung mit unterschiedlichen Methoden effektiv entfernt werden [8]. Im Allgemeinen sind die Methoden zur Entfernung von radioaktiven Substanzen aus Wasser von den physikalischen und chemischen Eigenschaften der jeweiligen Radionuklide abhängig. Radon als inertes Edelgas hat beispielsweise ein völlig anderes Verhalten bei der Wasseraufbereitung als Uran oder Radium. Während der Wasseraufbereitung wird Radium hauptsächlich bei Verfahren abgetrennt, die Eisen- und Mangan aus dem Rohwasser entfernen. Radium wird bei diesen Aufbereitungsprozessen gemeinsam mit Eisen- und Manganhydroxiden ausgefällt oder an der Oberfläche des Filtermaterials adsorbiert. Darüber hinaus wird Radium als zweiwertiges Erdalkalimetall bei sämtlichen Prozessen entfernt, die Calcium aus dem Wasser abtrennen. Dazu gehören beispielsweise Wasserenthärtung, Kationenaustausch und Umkehrosmose.

Es stehen somit einige Methoden zur Entfernung von Radium bei der Wasseraufbereitung zur Verfügung, die in kleinen, mittleren und größeren Wasserwerken eingesetzt werden können. Eine Übersicht über die in der Literatur genannten und international anerkannten Verfahren mit hohen Wirkungsgraden zur Radiumentfernung gibt nachfolgende Tab. 1.

Tab. 1: Verfahren zur Abtrennung von Radium bei der Wasseraufbereitung, inkl. der maximalen Abtrennungsrate (nach Literaturdaten und eigenen Untersuchungen)

Flockung & Filtration	Umkehr-Osmose	Kationen-Austausch	Wasser-Enthärtung	Adsorption (z.B. Filtersorb)
50 %	> 99 %	97 %	95 %	95 %

Als besonders viel versprechend haben sich in jüngster Zeit adsorptive Methoden erwiesen, die Radium selektiv aus belasteten Wässern abtrennen können. Der Vorteil der selektiven Adsorption besteht in der Tatsache, dass die chemische Zusammensetzung des Trinkwassers während der Aufbereitung nur unwesentlich verändert wird. Sehr gute Abtrennungsraten für Radium erzielt das granuliert Filtermedium Filtersorb RU[®] (CWG GmbH, Mannheim), das auf den hervorragenden adsorptiven Eigenschaften von Mangandioxid basiert, ohne dabei ungewünschte oder gar schädliche Stoffe an das Trinkwasser abzugeben.

Welches Verfahren vor Ort im Wasserwerk eingesetzt werden kann, sollte immer im Rahmen eines Pilotversuchs ermittelt werden. Es gibt keine allgemein gültigen Verfahren, die überall und bei sämtlichen hydrochemischen Bedingungen funktionieren. Bei der Konzipierung von neuen Wasserwerken sollten die Aufbereitungsschritte gezielt auf die Entfernung von Radium

optimiert werden, sofern erhöhte Gehalte an Radium-Isotopen im Rohwasser vorkommen. Eine Nachrüstung von geeigneten Aufbereitungstechnologien stellt sich in der Praxis häufig als sehr schwierig dar.

4. Radium in Rückständen aus der Wasseraufbereitung

Bei jeder der genannten Aufbereitungsmethoden besteht die Möglichkeit, dass Radium in Rückständen angereichert wird. Selbst im Falle von niedrigen Radiumkonzentrationen im Rohwasser können über die langen Filterlaufzeiten, teilweise mehrere Jahrzehnte, signifikante Radiumgehalte auf dem Filtermaterial abgeschieden werden. In einer umfangreichen Studie von Haberer aus dem Jahre 1999 wurden Schlämme aus 80 deutschen Wasserwerken auf ²²⁶Ra untersucht [9]. Dabei konnten Radiumgehalte von bis zu 14 Bq/g - bezogen auf den Nassschlamm - nachgewiesen werden. Der Medienwert für ²²⁶Ra betrug lediglich 0,5 Bq/g, wobei 90% der Messwerte unter 1,2 Bq/g lagen – bezogen auf die Trockenmasse.

Im Rahmen einer aktuellen Untersuchung konnten Radiumgehalte auf verbrauchten Filtermedien im Bereich von mehreren Bq/g nachgewiesen werden. Selbst bei relativ niedrigen Radiumgehalten im Rohwasser wurden teilweise beachtliche Radiumgehalte auf Filtermaterialien nachgewiesen. Dies ist auf die langen Einsatzzeiten des Filtersandes zurückzuführen, der im genannten Beispiel seit etwa 25 Jahre verwendet wird (Tab. 2).

Tab. 2: Radium in Rückständen aus einem Wasserwerk in Nordrhein-Westfalen.

	Radium-228	Radium-226
Rohwasser	0,013 Bq/l	0,025 Bq/l
Filtersand* (aus Enteisung)	2,1 Bq/g	4,3 Bq/g
Rückspülschlamm*	0,48 Bq/g	0,70 Bq/g
*) Ergebnisse bezogen auf die Trockenmasse der Rückstände		

In der Umgebung von Filteranlagen war häufig eine erhöhte Ortsdosisleistung festzustellen, die bis zu 1 µSv/h betrug und hauptsächlich auf die gamma-strahlenden Zerfallsprodukte des Radiums zurückgeht. **Es muss allerdings beachtet werden, dass die Mehrzahl der untersuchten Wasserwerksrückstände keine erhöhten Radiumkonzentrationen aufgewiesen hat.** In der derzeitigen Fassung der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV 2001) werden Rückstände aus der Wasseraufbereitung nicht explizit als überwachungsbedürftige Rückstände genannt [10]. Dennoch sollten die betroffenen Wasserversorgungsunternehmen vor einer Entsorgung von radiumhaltigen Materialien fachkundigen Rat einholen, um Klarheit über mögliche Entsorgungswege zu erhalten.

5. Literaturverzeichnis

- [1] Bundesministerium für Gesundheit und soziale Sicherung: Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, Trinkwasserverordnung – TrinkwV, 21. Mai 2001, BGBl. 2001, Teil I, S. 959, 2001
- [2] Aurand, K.; Rühle, H.: Radioaktive Stoffe und die Trinkwasserverordnung. In: Grohmann, A.; Hässelbarth, U.; Schwerdtfeger, W. (Hrsg.): Die Trinkwasserverordnung – Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden, 4. Auflage, Erich Schmidt Verlag, S. 377-387, 2002
- [3] Wisser, S.; Pilz, N.: Natürliche Radioaktivität im Wasser – Anforderungen in der Trinkwasserverordnung und Strahlenschutzverordnung. Energie/Wasser-Praxis, 3/2006, S. 90-93, wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn, 2006
- [4] Wisser, S.; Hartkopf J.: Natural and Artificial Radioactivity in the Rhine and its Tributaries. In: Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5, Part L, pp. 255-306, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 2006
- [5] Bünger, T.; Obrikat, D.: Überwachung natürlicher Radionuklide in Trinkwasser. In: 12. Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität. Herausgegeben vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin, S. 465-473, 2003
- [6] Asikainen, M., Kahlos, H.: Anomalously high concentrations of uranium, radium and radon in water from drilled wells in the Helsinki region. Geochim. et Cosmochim. Acta, 43, S. 1681-1686, 1979
- [7] Wisser, S.: Natürliche Radionuklide im Thermalwasser eines rheinland-pfälzischen Kurortes, Mitt. Pollichia, Band 88, S. 115-121, Bad Dürkheim, 2001
- [8] Haberer, K.; Raff, O.: Removal of Naturally Occurring Radionuclides from Drinking Water – An Overview. Vom Wasser, Band 93, S. 305-324, 1999
- [9] Haberer, K.: Radium 226 in Filterschlämmen aus der Grundwasseraufbereitung. Vom Wasser, Band 92, S. 335-345, 1999
- [10] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Verordnung über die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz, Strahlenschutzverordnung – StrlSchV, BGBl. 2001, Teil I, S. 1714, 20. Juli 2001

NUKLIDVEKTOREN UND SCHWANKUNGSINTERVALLE DER SPEZIFISCHEN AKTIVITÄTEN DER RELEVANTEN RADIONUKLIDE IN ÜBERWACHUNGSBEDÜRFTIGEN RÜCKSTÄNDEN GEMÄß TEIL 3 STRLSCHV

TYPICAL NUCLIDE COMPOSITIONS AND RANGES OF THE SPECIFIC ACTIVITY OF THE RELEVANT NUCLIDES IN RESIDUES ACCORDING TO PART 3 OF THE GERMAN RADIATION PROTECTION REGULATION

A. Schellenberger¹, J. Döring², L. Funke¹, R. Gellermann³, J. Gerler², K. Nickstadt³, U. Schkade², H. Schulz¹

¹IAF - Radioökologie GmbH, Dresden, Deutschland

²Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin, Deutschland

³HGN Hydrogeologie GmbH, Magdeburg/Braunschweig, Deutschland

Zusammenfassung

Im Teil 3 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) ist der Schutz der Bevölkerung bei natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen geregelt. Diese Regelung umfasst die Definition von überwachungsbedürftigen Rückständen (§97) sowie Vorgaben für deren Entsorgung (§97 - § 101), die auf radiologische Kenngrößen abzielen. Es kann gezeigt werden, dass entsprechend der Herkunft der Materialien (NORM/TENORM) den überwachungsbedürftigen Rückständen 4 Rückstandstypen zugeordnet werden können. Diese reflektieren den Entstehungsprozess der Rückstände. Sie sind durch charakteristische Nuklidverteilungen, die in entscheidendem Maße von der Aktivität der Ausgangsstoffe, den Prozessbedingungen und Nuklideigenschaften abhängen, gekennzeichnet. Deshalb variieren die spezifischen Aktivitäten der relevanten Radionuklide in überwachungsbedürftigen Rückständen deutlich.

Summary

The topic of part 3 of the german radiation protection regulations is the protection of the population by naturally occurring radioactive materials. These regulations contain the definition of the relevant residues (§97) and the guidelines for their disposal (§97 - §101). The disposal route depends on the radiological characteristic of the residues. It can be shown, that the residues (NORM/TENORM) belong to 4 characteristic types. The classification depends on the production process from which the residues originate. The residue types are characterized by typical nuclide compositions which are due to the activity of the raw material, the conditions of the production process and the general nuclide properties. As a result the specific activities of the relevant radionuclides in the residues do vary noticeably.

Schlüsselwörter: *überwachungsbedürftiger Rückstand, NORM/TENORM, Nuklidvektor, spezifische Aktivität*

Keywords: *residue, NORM/TENORM, nuclide composition, specific activity*

1. Einleitung

Mit der Novellierung der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) im Jahr 2001 und der damit verknüpften Umsetzung der EU-Richtlinie 96/29 wurde erstmals der Schutz der Bevölkerung bei natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen geregelt. Der Schwerpunkt der entsprechenden Vorgaben in Teil 3 der StrlSchV liegt auf der Minimierung der Strahlenexposition der Bevölkerung aufgrund der Beseitigung von Produktionsrückständen aus Arbeiten. Die zu betrachtenden Produktionsrückstände sind u.a. die gemäß § 97 StrlSchV definierten überwachungsbedürftigen Rückstände, die in der Anlage XII Teil A der StrlSchV in Form einer Positivliste benannt sind. Der vorliegende Beitrag liefert einen Überblick über die Nuklidvektoren und die Schwankungsintervalle der spezifischen Aktivitäten der relevanten Radionuklide in diesen überwachungsbedürftigen Rückständen. Er beinhaltet auch Aussagen zur gegenwärtigen Relevanz des Anfalls der einzelnen überwachungsbedürftigen Rückstände in Deutschland.

2. Herkunft und Art der überwachungsbedürftigen Rückstände gemäß StrlSchV, Anlage XII, Teil A sowie gegenwärtige Relevanz in Deutschland

Produktionsrückstände aus Arbeiten, die in Anlage XII Teil A der StrlSchV benannt sind und deren spezifische Aktivität die Überwachungsgrenzen gemäß Anlage XII Teil B überschreitet sind überwachungsbedürftige Rückstände. Die Tab. 1 gibt einen Überblick über Art und Herkunft der gegenwärtig in Deutschland anfallenden überwachungsbedürftigen Rückstände (s. [1]). Tab. 2 enthält Angaben über weitere, in Tab. 1 nicht aufgeführte überwachungsbedürftigen Rückstände in Deutschland.

Tab. 1: Gegenwärtig in Deutschland anfallende überwachungsbedürftige Rückstände

Überwachungsbedürftiger Rückstand gemäß StrlSchV, Anlage XII Teil A	Bemerkungen
<ul style="list-style-type: none">• Schlämme und Ablagerungen aus der Gewinnung von Erdöl und Erdgas• Nebengesteine, Schlämme, Sande, Schlacken und Stäube aus der Weiterverarbeitung von Konzentraten und Rückständen der Gewinnung und Aufbereitung von Bauxit (Rotschlamm)• Mineralien die den gemäß StrlSchV, Anlage XII Teil A Pkt. 3a genannten Erzen entsprechen und bei der Gewinnung und Aufbereitung anderer Rohstoffe anfallen (Stäube aus der Gewinnung und Aufbereitung von Kaolin, Feldspat, Hartgesteinen, Fällungsrückstände aus der Wasseraufbereitung der Steinkohlegewinnung)• Stäube und Schlämme aus der Rauchgasreinigung bei der Primärverhüttung in der Roheisen- und Nichteisenmetallurgie• Formstücke aus den gemäß StrlSchV, Anlage XII Teil A Pkt. 1 - 4 genannten Materialien• ausgehobener oder abgetragener Boden und Bauschutt aus dem Abbruch von Gebäuden oder sonstigen baulichen Anlagen	umfangreiche Datenbasis vorhanden
<ul style="list-style-type: none">• Nebengesteine, Schlämme, Sande, Schlacken und Stäube<ul style="list-style-type: none">- aus der Gewinnung und Aufbereitung von Bauxit- aus der Weiterverarbeitung von Konzentraten und Rückständen, die bei der Gewinnung und Aufbereitung von Columbit, Pyrochlor, Mikrolyth, Euxenit (z.B. Niob- und Tantalproduktion) und Seltene-Erden-Erzen (z.B. Produktion von Ferroniob) anfallen	wegen Datenschutz keine Möglichkeit der Recherche

Tab. 2: Weitere überwachungsbedürftige Rückstände in Deutschland

Überwachungsbedürftiger Rückstand gemäß StrlSchV, Anlage XII Teil A	Bemerkungen
<ul style="list-style-type: none"> • Nicht aufbereitete Phosphogipse, Schlämme aus deren Aufbereitung sowie Stäube und Schlacken aus der Verarbeitung von Rohphosphat (Phosphorit) • Nebengesteine, Schlämme, Sande, Schlacken und Stäube <ul style="list-style-type: none"> - aus der Gewinnung und Aufbereitung von Kupferschiefer-, Zinn- und Uranerzen - aus der Weiterverarbeitung von Konzentraten und Rückständen, die bei der Gewinnung und Aufbereitung von Kupferschiefer-, Zinn- und Uranerzen anfallen 	nicht mehr existent aber noch als Altlasten vorhanden
<ul style="list-style-type: none"> • Nebengesteine, Schlämme, Sande, Schlacken und Stäube <ul style="list-style-type: none"> - aus der Gewinnung und Aufbereitung von Bauxit - aus der Weiterverarbeitung von Konzentraten und Rückständen, die bei der Gewinnung und Aufbereitung von Columbit, Pyrochlor, Mikrolyth, Euxenit (z.B. Niob- und Tantalproduktion) und Seltene-Erden-Erzen (z.B. Produktion von Ferroniob) anfallen • Nebengesteine, Schlämme, Sande, Schlacken und Stäube aus der Gewinnung und Aufbereitung von Columbit, Pyrochlor, Mikrolyth, Euxenit und Seltene-Erden-Erzen • Materialien entsprechend StrlSchV, Anlage XII Teil A, Pkt. 1 - 4 wenn deren Anfallen zweckgerichtet herbeigeführt wird 	keine Rechercheergebnisse bzw. bergmännische Gewinnung in Deutschland nicht existent

3. Typen von Nuklidvektoren

Die überwachungsbedürftigen Rückstände gemäß Anlage XII Teil A StrlSchV sind den NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) bzw. TENORM (Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials) zuzuordnen. Für ihre radiologische Beurteilung sind ausschließlich die Nuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihen relevant. Der Ursprung des Radionuklidinventars und der spezifischen Aktivitäten der relevanten Radionuklide in den überwachungsbedürftigen Rückständen resultiert aus dem Radionuklidgehalt der Ausgangs- und Zuschlagsstoffe, die in den jeweiligen Produktionsprozessen eingesetzt werden. In Abhängigkeit von den Prozessbedingungen (z.B. mechanische Aufbereitung, chemische Aufbereitung, Hochtemperaturprozesse) und den Nuklideigenschaften (z.B. Mobilität von Radionukliden in Abhängigkeit von der Prozesstemperatur oder dem chemischen Milieu) werden die den Prozessen ursprünglich zugeführten Radionuklide im Endprodukt und/oder Rückstand an- bzw. abgereichert.

Es kann gezeigt werden (s. [2], [3]), dass die relevanten technischen Prozesse durch charakteristische Massen- und Aktivitätsströme gekennzeichnet sind und Rückstände, die aus vergleichbaren Prozessen stammen, durch typische Nuklidvektoren gekennzeichnet sind. Ausgehend von der Art des technischen Prozesses können 4 Rückstandstypen unterschieden werden. Einen Überblick über diese 4 Rückstandstypen enthält Tab. 3.

Tab. 3: Typisierung von Rückständen nach technologischen Prozessen und Angaben zur Nuklidzusammensetzung dieser Materialien

Rückstandstyp	Prozesse (z.B.)	Nuklidzusammensetzung	überwachungsbedürftiger Rückstand, z.B.
Typ 1 Ablagerungen und Schlämme von im Wasser gelösten Stoffen	Fällen, Sedimentieren, Ablagern	<ul style="list-style-type: none"> • Leitnuklide Ra-226, Pb-210, Ra-228 • Th-228 wird aus Ra-228 nachgebildet • Nuklidvektor stark zeitabhängig • U-238 und Th-232 werden nicht mit ausgefällt 	<ul style="list-style-type: none"> • Schlämme und Scales der Erdöl-/Erdgasindustrie • Schlämme aus der Wasseraufbereitung der Steinkohlegewinnung
Typ 2 Rückstände aus der mechanischen Aufbereitung von Rohstoffen	Mahlen, Brechen, Sieben	<ul style="list-style-type: none"> • Nuklidvektor des Ausgangsmaterials bleibt unverändert • Leitnuklid U-238, Ra-226, Th-232 oder radioaktives Gleichgewicht U-238/Ra-226 	<ul style="list-style-type: none"> • Nebengesteine, Schlämme, Sande aus der Gewinnung, Aufbereitung von Kupferschiefer-, Zinn-, Uranerz • Stäube aus der Gewinnung von Hartgesteinen, Kaolin und Feldspat
Typ 3 Rückstände aus der chemischen Aufbereitung von Rohstoffen oder Weiterverarbeitung von Konzentraten	Lösen, Fällern	<ul style="list-style-type: none"> • Nuklidvektor des Ausgangsmaterials kann deutlich verändert sein • Leitnuklid U-238, Th-230, Ra-226, Th-232 oder radioaktives Gleichgewicht U-238/Ra-226 	<ul style="list-style-type: none"> • Phosphogips • Rotschlamm aus der Weiterverarbeitung von Bauxit • Tailings aus der Weiterverarbeitung von Uranerz
Typ 4 (1) Rückstände aus der thermischen Weiterverarbeitung von Rohstoffen und Konzentraten oder aus Hochtemperaturprozessen	Verhütten, Sintern, Schmelzen, Rösten	<ul style="list-style-type: none"> • Leitnuklid Pb-210 oder Po-210 	<ul style="list-style-type: none"> • Stäube (Schlämme), z.B. Rauchgasreinigung der Roheisen- und Nichteisenmetallurgie, Theisenschlämme, Stäube aus der Verarbeitung von Rohphosphat
Typ 4 (2) Rückstände aus der thermischen Weiterverarbeitung von Rohstoffen und Konzentraten oder aus Hochtemperaturprozessen	Verhütten, Sintern, Schmelzen, Rösten	<ul style="list-style-type: none"> • Leitnuklid Ra-226, U-238 oder radioaktives Gleichgewicht U-238/Ra-226 	<ul style="list-style-type: none"> • Schlacken, z.B. Kupferschieferschlacken, Schlacken aus Zinnerzaufbereitung, Phosphorschlacken

In Tab. 3 nicht aufgeführt sind Formstücke sowie Materialien aus der Sanierung von Grundstücken ehemaliger Produktionsstätten von Arbeiten bzw. von Hinterlassenschaften. Für die radiologische Bewertung von Formstücke ist die Kenntnis der verwendeten Ausgangsstoffe sowie des Herstellungsprozesses erforderlich. Dies ermöglicht eine Zuordnung zu einem in der Tab. 3 genannten Rückstandstyp. Die Basis für die radiologische Bewertungen von Rückständen im Rahmen von Sanierungsvorhaben sind die Erkenntnisse der historischen Erkundung (z.B. Ermittlung der Art der auftretenden Rückstände, der angewendeten Produktionsverfahren). Anhand derer kann eine Zuordnung zu den in Tab. 3 genannten Rückstandstyp vorgenommen werden. Die im Rahmen von Sanierungsvorhaben auftretenden Rückstände können jedoch z.T. sehr spezifisch sein, wie z.B. Abfälle aus der Lagerung oder Verwendung von uran- oder thoriunhaltigen Produkten (Katalysatoren, Schweißelektroden) die als Rückstände nur bei der Sanierung von Hinterlassenschaften vorkommen.

Um die unterschiedlichen Rückstände radiologisch beurteilen zu können, sind zwei grundsätzliche Angaben erforderlich, einerseits die Nuklidzusammensetzung des Materials und andererseits die Größe der spezifischen Aktivität.

Die Nuklidzusammensetzung kann in Anlehnung an [2] durch eine Normierung gemäß

$$a_{Ni} = \frac{A_i}{A_{U-238,max} + A_{Th-232,max}}, \quad (1)$$

in einheitlicher Form ermittelt werden. In Gl. (1) ist a_{Ni} die auf die Summe der größten spezifischen Aktivitäten aus der U-238 und Th-232 Reihe normierte spezifische Aktivität von Nuklid „i“. Zur Darstellung der normierten Nuklidvektoren a_{Ni} genügen die langlebigen Nuklide der Zerfallsreihen mit Halbwertszeiten über 1 Jahr.

In Abb. 1 und Abb. 2 sind anhand von einigen ausgewählten Proben für jeden Rückstandstyp normierte Nuklidvektoren dargestellt.

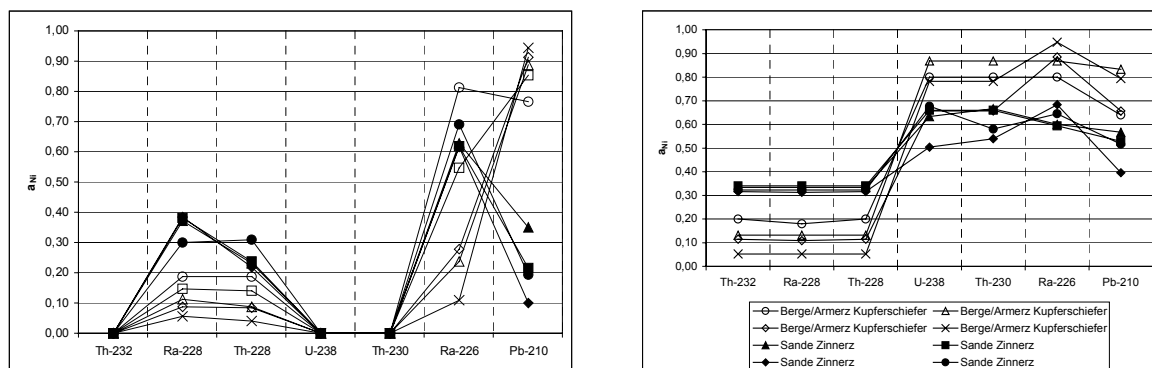


Abb. 1: Normierte Nuklidvektoren für Schlämme der Erdöl-/Erdgasindustrie (Typ 1) (linkes Bild) und für ausgewählte Proben des Typs 2 (rechtes Bild)

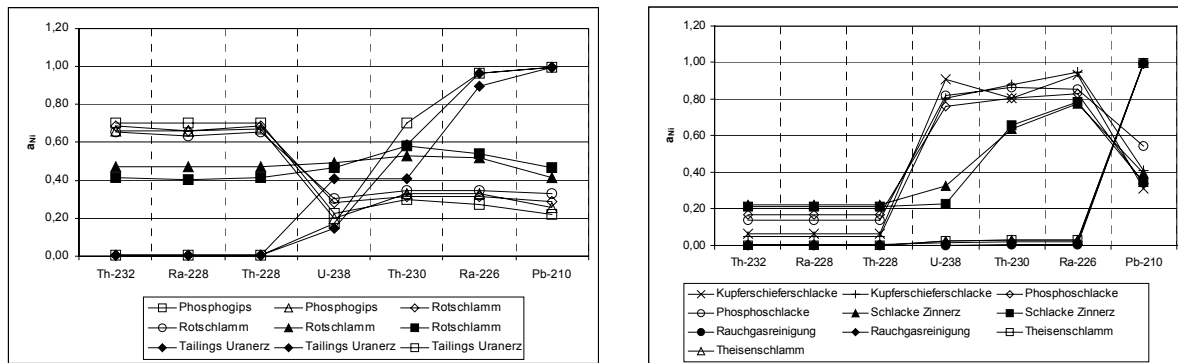


Abb. 2: Normierte Nuklidvektoren für ausgewählte Proben des Typs 3 (linkes Bild) und für ausgewählte Proben des Typs 4 (rechtes Bild)

Die Abbildungen illustrieren die bezüglich der Nuklidvektoren in Tab. 3 getroffenen Aussagen. Sie zeigen, dass den Rückstandstypen bestimmte charakteristische Nuklidvektoren zugeordnet werden können. So treten bei Ablagerungen von im Wasser gelösten Stoffen (Typ 1 nach Tab. 3) nur zwei unterschiedliche Nuklidvektoren auf. Das sind Ra-226/Ra-228-dominierte und Pb-210-dominierte Materialien. Die Nuklidvektoren in Rückständen aus der mechanischen Aufbereitung von Rohstoffen unterscheiden sich zwar durch unterschiedliche Anteile an der U-238 bzw. Th-232 Reihe, sind aber in den Reihen durch näherungsweise Aktivitätsgleichgewichte gekennzeichnet. Bei den Rückständen der thermischen Weiterverarbeitung von Rohstoffen (Verhüttung von Erzen) sind ebenfalls 2 Typen von Nuklidvektoren festzustellen. Während Schlacken mit Ausnahme von Pb-210 durch Aktivitätsgleichgewichte in den Zerfallsreihen gekennzeichnet sind, dominiert in den Filterstäuben das in den Schlacken fehlende Pb-210. Sehr unterschiedliche Nuklidvektoren können bei Rückständen der chemischen Aufbereitung oder Weiterverarbeitung von Rohstoffen auftreten. Die in Abb. 2 dargestellten Diagramme widerspiegeln daher nur beispielhaft einige Fälle.

Die hier gewählte Darstellung der Nuklidvektoren gestattet eine einfache Beurteilung, inwieweit das Zeitverhalten der Aktivitätsentwicklung beim jeweiligen Material zu beachten ist. Die in den Normierungen sofort erkennbaren Aktivitätsungleichgewichte von Ra-228, Th-228 und Pb-210 mit den jeweiligen Vorgängern (im Diagramm jeweils das links vom genannten Nuklid stehende Nuklid) führen im Zeitraum von Jahren bis Jahrzehnten zu einem Zerfall oder Nachwachsen der Aktivität (vgl. z.B. Tab. 3 für Rückstände der Erdöl-/Erdgasindustrie).

Einen Überblick über die ermittelten Schwankungsintervalle der spezifischen Aktivitäten der jeweils relevanten Nuklide zeigt Tab. 4 (s.a. [2], [3]).

Tab. 4: Schwankungsintervalle der spezifischen Aktivitäten der Leitnuklide in überwachungsbedürftigen Rückständen

Typ	überwachungsbedürftiger Rückstand	spezifische Aktivität Bq/g										
		0,2	1	2	5	10	20	30	50	100	1000	
1	Scales (trocken, rein) Erdöl-/Erdgas											
	Scales + Anlagenteile Erdöl-/Erdgas											
	Schlämme Erdöl-/Erdgas											
	Steinkohle (Fällungsrückstände aus der Wasseraufbereitung)											
2	Bergematerial aus Gewinnung und Aufbereitung von Kupferschiefer											
	Bergematerial aus Gewinnung und Aufbereitung von Zinnerz											
	Bergematerial aus Gewinnung und Aufbereitung von Uranerz											
	Stäube aus der Gewinnung von Hartgesteinen											
	Rückstände der Kaolingewinnung (Stäube)											
	Rückstände der Feldspatgewinnung (Stäube)											
3	Phosphogips											
	Rotschlamm aus Weiterverarbeitung von Bauxit											
	Tailings (sandig) aus der Weiterverarbeitung von Uranerz											
	Tailings (schluffig) aus der Weiterverarbeitung von Uranerz											
4	Hochofenschlamm											
	Sinterstaub											
	Stäube aus Verarbeitung von Rohphosphat											
	Theisenschlamm											
	Phosphorschlacke											
	Kupferschlacke											
	Zinnschlacken											

4. Möglichkeiten der Abschätzung der spezifischen Aktivität von überwachungsbedürftigen Rückständen

Eine Abschätzung der Gesamtaktivität bzw. der spezifischen Aktivitäten überwachungsbedürftiger Rückstände kann mittels einer Kombination von γ - und β -Messungen vorgenommen werden [3]. Beispielhaft ist dies für eine große Auswahl von typischen Proben überwachungsbedürftiger Rückstände (s. Tab. 1) in Abb. 3 und Abb. 4 illustriert. In der Abb. 3 ist die Summe der Ra-226- und Th-232-Aktivität in Abhängigkeit von der mit einem ODL-Messgerät gemessenen γ -Strahlung (abzüglich der Untergrundzählrate) für definierte Probenkörper (350 ml Pro-

benvolumen) dargestellt. Der lineare Zusammenhang ist offensichtlich. Der geringere Anstieg für Proben aus der Erdöl-/Erdgasindustrie ist auf das Fehlen von Radionukliden der Thoriumzerfallsreihe zurückzuführen, während der für Proben von Aushub mit Th-232-Leitnuklid auf das Fehlen von Radionukliden der U-238-Zerfallsreihe bedingt ist (s. Tab. 3).

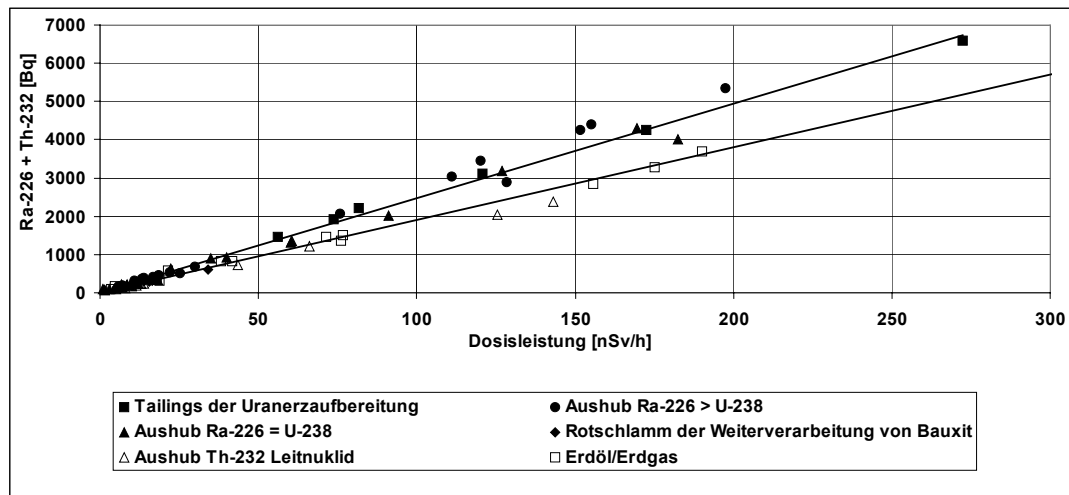


Abb. 3: Summe der Ra-226- und Th-232-Aktivität in Abhängigkeit von der gemessenen Dosisleistung (definierte Probenkörper, 350 ml Probenvolumen)

Die Ergebnisse der β -Messungen in Abb. 4 demonstrieren, dass für substantiell unterschiedliche Rückstände eine vergleichbare Abhängigkeit der Pb-210-Aktivität von der β -Strahlung besteht. Das Ausnutzen dieser Korrelation ermöglicht eine Schnellbestimmung der Pb-210-Aktivität in einem weiten Aktivitätsintervall (bis zu 200 Bq/g).

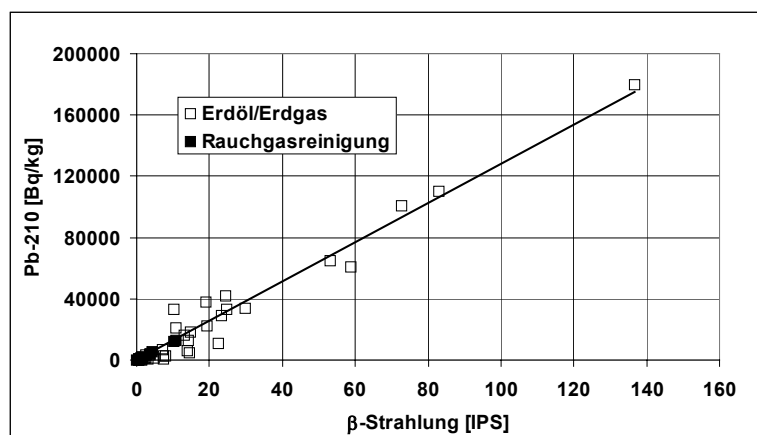


Abb. 4: Spezifische Pb-210-Aktivität in Abhängigkeit von der gemessenen β -Strahlung (definierte Probenkörper, 65 cm² Fläche)

Die in Abb. 3 und Abb. 4 dargestellten Korrelationen sind für eine repräsentative Probenahme und orientierende Abschätzung der spezifischen Aktivität von NORM-Stoffen geeignet. Korrelationsdiagramme, wie in Abb. 3 und Abb. 4 dargestellt, können deshalb zielführend benutzt werden, da NORM-Stoffe durch charakteristische Nuklidvektoren gekennzeichnet sind. Präzise Laboranalysen können durch die dargestellte Methode der Schnellbestimmung der spezifischen Aktivität von Radionukliden in NORM-Stoffen jedoch nicht ersetzt werden.

5. Literaturverzeichnis

- [1] HGN Hydrogeologie GmbH, IAF - Radioökologie GmbH, Öko Institut e.V. : Mengenaufkommen an NORM-Rückständen für das deutsche Entsorgungskonzept, Magdeburg, 31.10.2003
- [2] HGN Hydrogeologie GmbH, IAF - Radioökologie GmbH, GRS mbH: Methodische Weiterentwicklung des Leitfadens zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten und Erweiterung des Anwendungsbereichs, Teil B: Erweiterung des Anwendungsbereichs auf NORM-Rückstände, noch in Bearbeitung
- [3] IAF - Radioökologie GmbH: Erarbeitung einer Messmethode zur Schnellbestimmung der spezifischen Aktivitäten natürlicher Strahler in „NORM“-Stoffen“, Dresden, 01.06.2006

ANFORDERUNGEN AN DIE DEPONIERUNG UND ÜBERWACHUNGSKONZEPTE FÜR NORM-RÜCKSTÄNDE, DIE NICHT AUS DER STRAHLENSCHUTZÜBERWACHUNG NACH § 98 STRLSCHV ENTLASSEN WERDEN KÖNNEN

REQUIREMENTS ON DISPOSAL AND MONITORING OF SUCH NORM-WASTES, WHICH CAN NOT BE RELEASED FROM RADIOLOGICAL SUPERVISION ACCORDING TO § 98 OF RADIATION PROTECTION ORDINANCE (STRLSCHV)

D. Weiß¹

¹Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS)mbH, Deutschland

Zusammenfassung

Nach § 99 StrlSchV verbleiben diejenigen Rückstände in der Strahlenschutzüberwachung, deren Entlassung wegen Art und spezifischer Aktivität gemäß § 98 Abs. 1 Satz 1 StrlSchV nicht möglich ist. Obwohl § 99 StrlSchV auch die Option der Verwertung enthält, kommt praktisch nur die Entsorgung in Frage.

Es werden verschiedene Entsorgungsvarianten beschrieben, wie „Abgabe an Dritte zur Verwahrung und Beseitigung“, „Deponierung und Verwahrung auf WISMUT-Hinterlassenschaften“, „Abgabe an Landessammelstellen zur späteren Beseitigung als radioaktiver Abfall in einem Endlager“, „Errichtung spezieller, den konventionellen Sonderabfalldeponien (SAD) vergleichbare Deponien für NORM-Rückstände“ oder „Einrichtung spezieller Ablagerungsbereiche für NORM-Rückstände auf bestehenden Sonderabfalldeponien (SAD)“. Die Vor- und Nachteile der genannten Optionen werden diskutiert. Die letzten beiden Optionen werden aus Sicht des Verfassers favorisiert, zumal NORM-Rückstände in den allermeisten Fällen auch chemisch-toxische Stoffe enthalten, die einerseits auf SAD verwahrt werden müssen und zum anderen den entsprechenden Radionukliden chemisch ähnlich sind.

In der GRS wurden Überwachungskonzepte für derartige Deponien entwickelt, die sich sowohl an den abfallrechtlichen Anforderungen als auch an den Anforderungen an die Überwachung von Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus und der –aufbereitung orientieren.

Prinzipiell ist jedoch zu klären, welchen rechtlichen Status solche Deponien bzw. Deponieabschnitte im Verhältnis zu einem Endlager für radioaktive Abfälle haben müssten.

Summary

According to § 99 of StrlSchV NORM/TENORM remain under radiological supervision if its release is impossible due to kind and activity level as laid down in § 98 clause 1 sentence 1 of StrlSchV. While § 99 of StrlSchV include the option for re-use, in practice only disposal options come into question.

Different disposal options are described, such as “Referral to third party for storage and disposal”, “Disposal at legacies of Wismut Ltd.”, “Delivery to collecting depot of the Federal States for its disposal in a radwaste repository”, “construction of special near surface repositories for NORM/TENORM similar to landfills for toxic waste” or “Mounting of separate areas for NORM/TENORM at landfills for wastes requiring special supervision”.

Advantages and disadvantages of these options for disposal will be discussed. The last two options are favoured by the author, because NORM and TENORM very often contain chemical toxic substances. Such wastes must be dumped on landfills for toxic wastes. Furthermore, the pollutants are chemically similar to the concerning radionuclides.

Monitoring concepts for such near-surface repositories or special landfills were developed by GRS, basing upon demands on waste legislation as well as on the monitoring program on former uranium mining and milling remediation sites.

In principle, the question of the legal status of such „waste dumps“ in comparison with a radwaste repository must be answered.

Schlüsselwörter Abfall, Deponierung, NORM, TENORM, natürliche Radionuklide, Strahlenschutz, Überwachungskonzepte

Keywords waste, disposal, NORM, TENORM, naturally occurring radionuclides, radiation protection, monitoring concepts

1. Einleitung

Mit den seit Juni 2001 geltenden Vorschriften des Teils 3 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) existieren erstmals bundeseinheitliche Regelungen, um die Strahlenexposition durch natürliche Strahlungsquellen, deren Radioaktivität nicht genutzt wird, zu begrenzen. Aus den allgemeinen Bestimmungen geht bereits hervor, dass die Regelungen nur gelten, wenn es infolge menschlicher Tätigkeiten – die hierbei als Arbeiten (gemäß § 3 StrlSchV) bezeichnet werden – zu einer Erhöhung der radioaktiven Kontamination oder Strahlenexposition durch diese natürlichen radioaktiven Stoffe kommen kann. Nach der StrlSchV werden diese Materialien unterteilt in Rückstände (§ 97) und sonstige Materialien (§ 102). Die Rückstände gelten dann als überwachungsbedürftig, wenn durch ihre Verwendung oder Beseitigung eine jährliche effektive Dosis von mehr als 1 mSv zusätzlich zur natürlichen Strahlenexposition auftreten kann. Die zu berücksichtigenden Rückstände enthält Anlage XII Teil A der StrlSchV und in Anlage XII Teil B sind die Überwachungsgrenzen für diese Rückstände aufgeführt.

Rückstände, deren Entlassung aus der Überwachung wegen der Art und der spezifischen Aktivität gemäß § 98 Abs. 1 Satz 1 in Verbindung mit Anlage XII Teil C und Teil D im Ergebnis einer Einzelfallprüfung nicht möglich ist, müssen gemäß § 99 der StrlSchV in der Überwachung verbleiben. In § 99 der StrlSchV sind die Pflichten des für die Beseitigung oder Verwertung Verantwortlichen und die Kompetenzen der Behörden festgelegt. Letztere kann Schutzmaßnahmen und die Art der Beseitigung anordnen.

Nach § 99 der StrlSchV können in der Überwachung verbleibende Rückstände grundsätzlich auch verwertet werden. Diese Möglichkeit ist nur im Zusammenhang mit der Abgabe dieser Rückstände an Dritte realistisch, indem die Verwertung ein Zwischenschritt bis zur Beseitigung ist.

Im vorliegenden Bericht werden auf Grundlage der strahlenschutzrechtlichen Bestimmungen und der anderen tangierenden Rechtsgebiete, insbesondere dem Abfallrecht, die wesentlichen Anforderungen an die Deponierung von Rückständen nach Anlage XII Teil A der StrlSchV, die aus besagten Gründen nicht aus der Überwachung entlassen werden können, abgeleitet.

Für die vom Autor favorisierten Varianten der Beseitigung werden die in der GRS entwickelten Überwachungskonzepte beschrieben.

2. Optionen der Beseitigung von in der Überwachung verbleibenden Rückständen

Unabhängig davon, ob ein bestimmter überwachungsbedürftiger Rückstand nach § 98 der StrlSchV aus der Überwachung entlassen werden kann, oder nach § 99 der StrlSchV in der Überwachung verbleiben muss, sind bei allen potentiellen Beseitigungswegen abfallrechtliche Bestimmungen einzuhalten. In § 98 Abs. 3 der StrlSchV ist das eindeutig festgelegt, indem eine Entlassung nur erfolgen kann, „...wenn keine Bedenken gegen die abfallrechtliche Zulässigkeit des vorgesehenen Verwertungs- oder Beseitigungsweges und seiner Einhaltung bestehen“. Das gilt auch für nicht entlassbare Rückstände nach § 99 der StrlSchV. Der konkrete Sachbezug zum Abfallrecht ist über das europäische Abfallverzeichnis [1] gegeben, in dem sich jedem Rückstand nach Anlage XII Teil A der StrlSchV eine Abfallschlüsselnummer zuordnen lässt.

In [2] wurden verschiedenen potentiellen Beseitigungsoptionen zusammengestellt, von denen hier die nachfolgend genannten diskutiert werden.

- Abgabe an Landessammelstellen zur späteren Beseitigung als radioaktiver Abfall in einem Endlager
- Abgabe an Dritte zur Verwertung und Beseitigung
- Deponierung und Verwahrung auf WISMUT-Hinterlassenschaften
- Errichtung spezieller Deponien für NORM-Rückstände in Anlehnung an konventionelle Sonderabfalldeponien (SAD)
- Einrichtung spezieller Ablagerungsbereiche für NORM-Rückstände auf bestehenden Sonderabfalldeponien (SAD)

2.1 Abgabe an Landessammelstellen zur späteren Beseitigung als radioaktiver Abfall in einem Endlager

Jedes Bundesland verfügt über eine eigene Landessammelstelle. Beim Umgang mit radioaktiven Stoffen in Medizin, Forschung, Gewerbe, Industrie, Wissenschaft und Technik entstehen radioaktive Abfälle, die durch den Abfallerzeuger gemäß § 9a des AtG [3] bzw. § 76 der StrlSchV an eine Landessammelstelle abzuliefern sind. Die Landessammelstellen sind dazu verpflichtet, die gesammelten Abfälle an eine Anlage des Bundes (Endlager) abzuführen.

Mit der Ablieferung eines Abfalls an die Landessammelstelle geht dieser Abfall in den Besitz der Landessammelstelle über. Diese führt alle weiteren Entsorgungsschritte durch.

Die Abgabe an eine Landessammelstelle ist aber nur möglich, wenn der radioaktive Abfall die jeweiligen Annahmebedingungen erfüllt. Hierfür ist unter anderem die Einhaltung bestimmter Grenzwerte für die α -Aktivität des anzunehmenden Materials ausschlaggebend. Die für eine spätere Einlagerung in ein Endlager erforderlichen Aktivitätsgrenzwerte orientieren sich dabei an den für Schacht Konrad festgelegten Werten. Weiterhin ist zu beachten, dass bei der jeweiligen Landessammelstelle nur der Abfall angenommen werden darf, der auch im Territorium des dazugehörigen Bundeslandes anfällt.

Bei der Einsammlung, Konditionierung und Ablieferung von radioaktiven Abfällen an Landessammelstellen sind auch private Firmen einbezogen, wie die Fa. AEA Technology QSA GmbH, früher Amersham Buchler. AEAT hat ihre Dienstleistungen zu Abholung, Transport, Behandlung und Entsorgung radioaktiver Stoffe bzw. besonders überwachungsbedürftiger Abfälle auf NORM/TENORM ausgedehnt. Je nach Genehmigungsbescheid des Abfallverursachers konditioniert AEAT die NORM/TENORM und liefert sie danach an die für den Abfallverursacher zuständige Landessammelstelle ab.

Der private Entsorger AEAT weist gegenüber vielen Landessammelstellen einen erheblich höheren Durchsatz an radioaktiven Abfallmengen auf, verfügt über umfangreiche eigene Konditionierungstechniken sowie die Möglichkeit der zentralen länderübergreifenden Annahme von radioaktiven Abfällen und ein eigenes Zwischenlager.

Diese Vielseitigkeit erleichtert dem Verursacher speziell auch bei kleinen Abfallmengen möglicherweise den Planungsaufwand für die Entsorgung. Voraussetzung für die Abgabe an einen privaten Entsorger ist jedoch grundsätzlich die Zustimmung der Genehmigungsbehörden des Verursachers und des Entsorgungsunternehmens. Die entsprechende Handhabung kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht abschließend beurteilt werden.

Aus verschiedenen, hier nicht näher ausführbaren Gründen sollte dieser Entsorgungsweg für Rückstände nach Anlage XII Teil A StrlSchV auf ein unvermeidbares Maß begrenzt werden.

2.2 Abgabe an Dritte zur Verwertung und Beseitigung

Die Abgabe von Rückständen, die wegen ihrer erheblich erhöhten Aktivität nicht auf konventionellen Deponien entsorgt und somit nicht aus der Strahlenschutzüberwachung entlassen werden können, an Fachfirmen, wie die Fa. AEA Technology (AEAT) mit einer entsprechenden Umgangsgenehmigung zur Entsorgung wurden bisher hauptsächlich für Funde von radioaktiven Stoffen aus der Altlastensanierungen praktiziert. Die durch die Fachfirmen genutzten Wege der weiteren Entsorgung umfassen die sichere Aufbewahrung, eine Verwertung (z.B. von konzentrierten Th-Verbindungen), die Abgabe an die Fa. Siempelkamp zum Recycling, eine für die abfallrechtliche Deponierung geeignete Konditionierung oder auch eine endlagerergerechte Konditionierung und Aufbewahrung bis zur Abgabe an Landessammelstellen.

Durch zielgerichtete Anwendung der bei AEAT bestehenden Konditionierungsverfahren können NORM/TENORM, die in ihrer originären Form entweder aus Gründen des Strahlenschutzes oder wegen abfallrechtlicher Bedenken nicht entlassen werden könne in einen entsprechenden, für die Entlassung nach § 98 der StrlSchV notwendigen Zustand gebracht werden. Eine solche Vorgehensweise empfiehlt sich vor allem dann, wenn sie als einzige Alternative gegenüber der Ablieferung an eine Landessammelstelle steht, was zwangsläufig eine Endlagerung zur Folge hätte. Das sollte, wie bereits erwähnt, nur die Ausnahme sein.

Ein Recycling von kontaminierten Metallteilen, z.B. Schrott aus der Erdöl- und Erdgasgewinnung durch Einschmelzen erfolgt in den genehmigten Anlagen der Fa. Siempelkamp nach BImSchG [4] unter Beachtung strahlenschutzrechtlicher Bestimmungen. Eine vorherige Entlassung der Rückstände aus der Überwachung ist hier nicht erforderlich; ebenso werden auch Transporte nach ADR Klasse 7 [5] angenommen. Die spezifische Aktivität der angenommenen Materialien ist auf 500 Bq/g begrenzt.

Einen zukunftssträchtigen Weg der Verwertung von quecksilberhaltigen Rückständen der Erdöl-/Erdgasgewinnung mit anschließender Beseitigung nach Entlassung aus der Überwachung stellt die Demercurisierung dieser Rückstände durch die Fa. GMR Leipzig dar. Die Arbeiten werden mit strahlenschutzrechtlicher Genehmigung ausgeführt. Eine Entlassung der Materialien vor der Annahme durch GMR ist daher ebenfalls nicht erforderlich. Es bestehen auch keine Begrenzungen der spezifischen Aktivität in den angenommenen Materialien und es werden auch ADR Transporte der Klasse 7 [5] akzeptiert. Die quecksilberfreien Rückstände werden in Geopolymer eingebettet und nach Entlassung auf einer Abfalldeponie der Klasse DK III beseitigt.

2.3 Deponierung und Verwahrung auf WISMUT-Hinterlassenschaften

Auf dem ehemaligen Gelände der Wismut GmbH wurde Mitte der 90er Jahre die Sonderabfalldeponie Lichtenberg mit hohen Sicherheitsstandards errichtet, die nach [2] mit einem speziellen Monitoring-System für NORM-Rückstände ausgerüstet ist. Die hier behandelten und verwahrten NORM-Rückstände stammen jedoch ausschließlich aus der Sanierung der Wismut-Hinterlassenschaften. Die Betriebe und Anlagen der Wismut GmbH zur Verwahrung der bergbaulichen Rückstände aus ihren früheren Tätigkeiten unterliegen auch dem Bergrecht nach BBergG [6]. Eine Entsorgung von NORM-Rückständen, die außerhalb der Liegenschaften der Wismut GmbH angefallen sind, ist rechtlich problematisch, zumal die StrlSchV im § 118 spezielle Abgrenzungen zu anderen Hinterlassenschaften enthält.

Eine Genehmigung zur Einlagerung von Rückständen nach Anlage XII Teil A der StrlSchV, die außerhalb der Wismut entstanden sind, wurde deshalb auch noch nicht erreicht und wird nach der gegenwärtigen Geschäftspolitik der Wismut GmbH auch nicht weiter betrieben.

Für die Einlagerung Wismut-fremder Materialien wären die gleichen Voraussetzungen zu schaffen wie bei jeder anderen überträgigen Sonderabfalldeponie in Deutschland. Genehmigungstechnisch dürfte zudem die möglicherweise fehlende Akzeptanz in der Bevölkerung nicht zu vernachlässigen sein, die bereits durch die hohen Belastungen der Wismut betroffen und dementsprechend sensibilisiert ist.

2.4 Errichtung spezieller Deponien für NORM-Rückstände

Die Anforderungen an spezielle Deponien für NORM-Rückstände leiten sich primär aus den abfallrechtlichen Anforderungen an eine Deponie für besonders überwachungsbedürftige Rückstände gemäß der Verordnung über Deponien und Langzeitlager (DepV) [7] in Verbindung mit der TA Abfall [8] ab. Darüber hinaus wird in vielen Ländern, jedoch nicht in Deutschland, die oberflächennahe Einlagerung von schwach- und mittelradioaktiven Abfällen derzeit vorbereitet bzw. realisiert [9]. Bei solchen Abfällen wird eine Isolierung von der Biosphäre über einen Zeitraum bis etwa 1.000 Jahre angestrebt. Dies wird über die Verbindung zwischen natürlichem Untergrund als geologische Barriere mit technischen und geotechnischen Barrieren gewährleistet. Die Konzepte zur oberflächennahen Ablagerung schwach radioaktiver Stoffe sind somit hinsichtlich der Verhinderung der Schadstoff- bzw. Radioaktivitätsfreisetzungen über den Wasserpfad mit den Anforderungen an eine Sonderabfalldeponie (SAD) der Deponieklasse DK III nach TA Abfall [8] vollinhaltlich übereinstimmend. Lediglich zusätzliche Maßnahmen zur Reduzierung der Radon-Freisetzung sind im Falle von NORM/TENORM zu berücksichtigen.

Eine weitere Option der Beseitigung von NORM-Rückständen, die nicht nach § 98 der StrlSchV entlassen werden können, wäre eine Deponierung unter Tage, z.B. in einem Salzbergwerk. Diese Option ist, abgesehen von juristischen Problemen der Abgrenzung zu einem Endlager für radioaktive Abfälle, aus Kostengründen nicht realisierbar. Eine Kombination mit einer bestehenden Untertagedeponie (UTD) nach DepV [7] erscheint realistischer.

2.5 Einrichtung spezieller Ablagerungsbereiche für NORM-Rückstände auf bestehenden Sonderabfalldeponien

Die Grundsätze zur allgemeinwohlverträglichen Abfallbeseitigung werden im Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen, KrW-AbfG [10] benannt. Nach § 10 Abs. 1 sind Abfälle, die nicht verwertet

werden, dauerhaft von der Kreislaufwirtschaft auszuschließen und zur Wahrung des Wohls der Allgemeinheit zu beseitigen. Sie sind nach § 4 so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird.

Zur Durchführung des Gesetzes hat der Gesetzgeber gem. § 12 Abs. 2 KrW-AbfG [10] allgemeine Verwaltungsvorschriften (u. a. [7], [8]) über Anforderungen an die umweltverträgliche Beseitigung von Abfällen nach dem Stand der Technik erlassen.

Die Ablagerung soll so erfolgen, dass die Entsorgungsprobleme von heute nicht auf künftige Generationen verlagert werden. Nach der Deponieverordnung, DepV [7] werden die Anforderungen an geologische Barriere und Deponieabdichtungssysteme mit dem dauerhaften Schutz von Boden und Grundwasser begründet (§3 der DepV).

Prinzipiell gehen die Verordnungsgeber von einer von einer Isolation der Schadstoffe durch ein System technischer und geologischer Barrieren aus, auch wenn sie über längere Betrachtungszeiträume Leckagen offensichtlich nicht völlig ausschließen, woraus sich die Gebietsausschlüsse mit Schutzgütern wie Trinkwasser- oder Heilquellenschutzgebieten, Wasservorranggebieten erklären. Dies bedeutet, dass Abfallmaterial, welches die Annahmeanforderungen der jeweiligen Deponie erfüllt, pauschal als dauerhaft von den Schutzgütern Boden und Grundwasser isoliert angesehen wird, weswegen im Gegensatz zur Abfallverwertung keine Notwendigkeit weitergehender Untersuchungen und Nachweise bezüglich seiner Umwelteinflüsse gegeben ist.

Gemäß § 6 DepV erfordert eine Ablagerung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle Deponien oder Deponieabschnitte mindestens der Kategorie DK III. Eine Deponie DK III ist nach DepV [7] eine oberirdische Deponie zur Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen. Das sind Abfälle mit einem höheren Schadstoffanteil und höherer Schadstofffreisetzung als bei Abfällen, die DK II zuzuordnen sind. Es gelten deshalb auch höhere Anforderungen an Deponiestandort und das Multibarrierensystem. Abb. 1 zeigt die fertiggestellte Basisabdichtung einer Deponie der Klasse DK III.



Abb. 1: Nach den Anforderungen der TA Abfall für eine Deponie DK III errichtete Ablagerungsfläche für WBA-Rückstände auf der Halde 371/I der Wismut GmbH

Die höchsten Anforderungen an den Deponiestandort und das Multibarrierensystem zur langfristigen Verhinderung des Schadstoffeintrages in die Biosphäre müssen Untertagedeponien (UTD) DK IV erfüllen. Die Einlagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen in ein Bergwerk (eigenständiger, von einer Mineralgewinnung getrennter Ablagerungsbereich) oder in eine Kaverne erfolgt nach dem Prinzip der Rückholbarkeit. Aufgrund dieser hohen Anforderungen an das Multibarrierensystem gibt es für eine UTD (DK IV) im Gegensatz zu einer SAD (DK III) keine Begrenzung der Schadstoffkonzentration in den Abfällen.

Nach gegenwärtiger Praxis erfolgt die Beseitigung von Rückständen nach Anlage XII Teil A der StrlSchV nach Entlassung aus der Überwachung vorzugsweise als gemeinsame Deponierung nach Anlage XII Teil C der StrlSchV auf SAD der Deponieklasse DK III. Verfahren zur Beseitigung auf Untertagedeponien (UTD, DK IV) nach Entlassung aus der Überwachung wurden zwar bereits bis zur Genehmigungsreife vollzogen [11], scheiterten aber an Bedenken der Deponiebetreiber.

SAD und UTD dürfen jedoch nur besonders überwachungsbedürftige Abfälle annehmen, was folglich auch für NORM-Rückstände gilt. Andere Abfälle können erst angenommen werden, wenn andere Entsorger die Annahme abgelehnt haben oder eine spezielle Zuweisung nach Abfallrecht erfolgte. Dennoch sollten SAD vorrangig zur Beseitigung von NORM-Rückständen anstelle von Deponien der Klasse DK I und DK II genutzt werden, da für diese Deponien über den Entsorgungsnachweis Menge und Verbleib der entlassenen Rückstände eindeutig und langfristig dokumentiert ist. Sobald nämlich ein Rückstand nach § 98 der StrlSchV entlassen ist, wird er zu einem normalen Abfall mit einer Abfallschlüsselnummer.

Aufgrund der hohen Anforderungen an die Langzeitsicherheit von SAD der Klasse DK III und DK IV wäre die Einrichtung spezieller Deponieabschnitte für Rückstände mit hoher spezifischer Aktivität, die deshalb nicht aus der Strahlenschutzüberwachung entlassen werden können, eine überlegenswerte Option. Zudem haben Sonderabfalldéponien derzeit große freie Kapazitäten.

Während für viele übertägige SAD keine Annahmebeschränkungen hinsichtlich der Art der Anlieferung der Rückstände bestehen, dürfen UTD keine Transporte annehmen, die wegen Überschreitung der Freistellungsgrenzen für radioaktive Stoffe nach ADR Klasse 7 [5] durchgeführt werden müssen. In der Praxis hat sich gezeigt [11], dass Rückstände auf Grundlage einer Expositionsabschätzung nach Anlage XII Teil D der StrlSchV aus der Überwachung entlassen werden können, aber wegen Überschreitung der Freistellungsgrenzen nach ADR dennoch dem Gefahrguttransport für radiaktive Stoffe (Klasse 7) unterliegen. Damit wird die Option der Einrichtung separater Bereiche in UTD für nicht entlassbare Rückstände eigentlich verhindert, zumal die Überschreitung der Transportfreigrenze bereits bei Rückständen erreicht ist, die nach § 98 der StrlSchV entlassen werden können.

Um diese Option der Entsorgung realisieren zu können, müsste der Planfeststellungsbeschluss durch Streichen der Annahmebedingung, die die Annahme von nach ADR Klasse 7 angelieferten Abfällen ausschließt, geändert werden. Dies zu beantragen, sind die UTD Betreiber wegen der politischen Brisanz von „Nuklearfragen“ in Deutschland verständlicherweise nicht gewillt.

3. Überwachungskonzepte

Ausgehend von der Annahme, dass nicht entlassbare Rückstände entweder auf speziellen neu einzurichtenden übertägigen Langzeitlagern, die mindestens die Anforderungen an eine SAD

der Klasse DK III erfüllen müssen oder auf separaten Ablagerungsbereichen von SAD zukünftig entsorgt werden, wurden speziell dafür Überwachungskonzepte entwickelt [12]. Prinzipiell ist zwischen der Umgebungsüberwachung und der Arbeitsplatzüberwachung zu unterscheiden.

3.1 Umgebungsüberwachung

Die Anforderungen an die Überwachung einer Abfalldeponie aus abfallrechtlicher Sicht enthält DepV [7], wonach diese in Form einer Emissionsüberwachung des Grundwassers durchzuführen ist. Hierzu sind nach EU-Deponierichtlinie [13] in Abhängigkeit von der Deponieklasse im Rahmen der Planfeststellung Auslöseschwellen von Schadstoffen im Grundwasser-Abstrom festzulegen. Dabei sind die Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden – Grundwasser nach BBodSchV [14] zu berücksichtigen. Die Auswahl der Parameter (Messgrößen) und Häufigkeit der Messung richten sich nach Anhang III Nr. 4 Buchstabe B in [13]. Die Messung bzw. Beprobung erfolgt gewöhnlich über Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen (GWBM), von denen je nach hydrogeologischen Standortbedingungen mindestens eine GWBM im Anstrom und mindestens 3 GWBM im Abstrom der Deponie einzurichten sind. Zusätzlich besitzen SAD der Klasse DK III ein Drainagesystem zum Sammeln von Sickerwässern, die nach Kontrolle entweder direkt oder nach Wasserreinigung in die Vorflut abgegeben werden. Somit entspricht die Überwachung des Wasserpfades einer Deponie der Klasse DK III auch den Anforderungen, die an eine spezielle übertägige NORM-Deponie zu stellen wären. Es müssten nur noch die radiologischen Parameter, insbesondere Radionuklidkonzentrationen, und Messzyklen definiert werden. Hierzu enthält [12] entsprechende Vorgaben, die im Zusammenhang mit den Anforderungen an das Langzeitmonitoring von „Alt-IAA’s“ in Sachsen erarbeitet wurden.

Notwendig sind ferner Messeinrichtung zur Überwachung des Luftpfades, insbesondere der Radon-Konzentrationen in der bodennahen Luft, z.B. mittels Kernspurdetektoren oder Elektreten.

Ebenso wie für die Überwachung des laufenden Deponiebetriebes sind die Anforderungen an das Monitoring nach Abschluss des Deponiebetriebes in Bezug auf den Wasserpfad zwischen den abfallrechtlichen Anforderungen nach TA Abfall [8] und den in [12] für natürliche Radionuklide beschriebenen leicht in Übereinstimmung hinsichtlich Parameter, Dauer und Messzyklen zu bringen.

3.2 Arbeitsplatzkontrolle und aktive Maßnahmen zur Emissionsminderung

Hier bestehen einige Unterschiede zwischen den diesbezüglichen Anforderungen aus dem Abfallrecht und dem Strahlenschutzrecht. So gibt es für jede Deponie eine Deponieordnung, in der die Maßnahmen zur Gewährleistung des Arbeits- und Gesundheitsschutzes aufgeführt sind. Bei Anlagen, in denen mit radioaktiven Stoffen umgegangen wird, sind hingegen spezielle Maßnahmen des Strahlenschutzes zur Überwachung von Arbeitsplätzen vorgeschrieben. Das betrifft die personenbezogene Überwachung in Form der Personendosimetrie und die Arbeitsplatzüberwachung mit geeigneten Messmethoden. Darüber hinaus sind je nach Höhe der Radioaktivität Kontroll- und Überwachungsbereiche festzulegen und einzurichten.

Hierin liegt ein großes rechtliches Problem in Bezug auf die Option „separater Ablagerungsbereich“ auf übertägiger Deponie der Klasse DK III.

Ferner sind nach V § 11 DepV [7] vom Betreiber von Deponien der Klassen DK 0, DK III und DK IV von diesen ausgehende Emissionen und sonstige Belästigungen zu minimieren.

Das betrifft im Wesentlichen Maßnahmen zur Staubbekämpfung beim Einbau der Abfälle und zur Vermeidung von Geruchsbelästigung. Zumindest die Maßnahmen zur Staubbekämpfung entsprechen auch Maßnahmen des Strahlenschutzes zur Reduzierung der Exposition des Personals.

4. Schlussfolgerungen

Die Option der Endlagerung sollte aus verschiedenen Gründen vermieden oder wenigstens auf ein unvermeidbares Maß begrenzt werden.

Durch zielgerichtete Anwendung der bei AEAT bestehenden Konditionierungsverfahren können Rückständen nach Anlage XII Teil A der StrlSchV in einen entsprechenden, für die Entlassung nach § 98 der StrlSchV notwendigen Zustand gebracht werden, um damit eine Endlagerung zu vermeiden.

Die Abgabe von Rückständen nach Anlage XII Teil A der StrlSchV an Dritte zur Verwertung mit anschließender Beseitigung außerhalb der Endlagerung radioaktiver Abfälle ist im Wesentlichen auf kontaminierten Schrott sowie auf Schlämme und Scales der Erdöl- und Erdgasförderung beschränkt. Diese Art der Beseitigung mit vorheriger Verwertung ist insbesondere im Falle der Demercurisierung sowohl wirtschaftlich als auch aus Sicht des Strahlenschutzes optimal.

Die Entsorgung von Rückständen nach Anlage XII Teil A der StrlSchV, die außerhalb der Wismut entstanden sind, auf Wismut-Liegenschaften wird nach der gegenwärtigen Geschäftspolitik der Wismut GmbH sowohl aus genehmigungstechnischen Gründen als auch wegen Akzeptanzproblemen nicht weiter betrieben. Für die Einlagerung Wismut-fremder Materialien wären die gleichen Voraussetzungen zu schaffen wie bei jeder anderen übertägigen Sonderabfalldeponie in Deutschland.

Bei der Option der Errichtung spezieller Deponien für NORM-Rückstände sind die Konzepte zur oberflächennahen Ablagerung schwach radioaktiver Stoffe hinsichtlich der Verhinderung der Schadstoff- bzw. Radioaktivitätsfreisetzung über den Wasserpfad mit den Anforderungen an eine Sonderabfalldeponie (SAD) der Deponieklasse DK III vollinhaltlich übereinstimmend. Zusätzlich sind Maßnahmen zur Reduzierung der Radon-Freisetzung zu berücksichtigen.

Aufgrund der hohen Anforderungen an die Langzeitsicherheit von SAD der Klasse DK III und DK IV wäre die Einrichtung spezieller Deponieabschnitte für Rückstände mit hoher spezifischer Aktivität, die deshalb nicht aus der Strahlenschutzüberwachung entlassen werden können, eine überlegenswerte Option. Zudem haben über- und untertägige Sonderabfalldeponien derzeit große freie Kapazitäten. Die Option der Entsorgung in einem separaten UTD-Abschnitt ist jedoch aus rechtlichen und politischen Gründen derzeit nicht durchsetzbar.

Bezüglich der Überwachung des Wasserpfades während des laufenden Deponiebetriebes einer Deponie der Klasse DK III entsprechen die abfallrechtlichen Anforderungen denjenigen, die an eine spezielle übertägige NORM-Deponie zu stellen wären. Für die Überwachung des Luftpfades wären Ergänzungen erforderlich. Ebenso sind die Anforderungen an das Monitoring nach Abschluss des Deponiebetriebes in Bezug auf den Wasserpfad zwischen den abfallrechtlichen Anforderungen und den Anforderungen z.B. für sanierte IAA's leicht in Übereinstimmung hinsichtlich Parameter, Dauer und Messzyklen zu bringen.

5. Literaturverzeichnis

- [1] Bundesregierung: Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis – Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV). BGBl I 2001, 3379

- [2] Bundesregierung: Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz – AtG) i.d.F. vom 12.08.2005. BGBl. I S. 2365, 2005
- [3] Bundesregierung: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes Immissionsschutz Gesetz – BImSchG) i.d.F. vom 26. Sept. 2002. BGBl I S. 3830, 2002.
- [4] Bundesverkehrsministerium: Anlagen A und B des Europäischen Übereinkommens vom 30. September 1957 über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße (ADR). Anlagenband zum BGBl T. II Nr. 20 vom 27. Juni 2001
- [5] HGN Hydrogeologie GmbH, IAF – Radioökologie GmbH, Öko Institut e.V.: Mengenaufkommen an NORM-Rückständen für das deutsche Entsorgungskonzept. Abschlussbericht zum Vorhaben SR 2416 des BfS, HGN Magdeburg, Januar 2003
- [6] Bundesregierung: Bundesberggesetz – BBergG vom 13. August 1980. BGBl I 1980, S. 1310 (zuletzt geändert am 21.06.2005, BGBl I 2005 S. 1818)
- [7] Bundesregierung: Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) vom 24. Juli 2002; zuletzt geändert am 12.08.2004, BGBl. I S. 2807, 2002 (BGBl. I, S. 2190, 2004)
- [8] Bundesregierung: Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen - TA Abfall vom 12.März 1991, GMBL. I S. 139, ber. S. 467
- [9] Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte (AKAEND): Auswahlverfahren für Endlagerstandorte – Empfehlungen. AKAEND, Dezember 2002
- [10] Bundesregierung: Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG) vom 27. September 1994, zuletzt geändert am 01.09.2005 BGBl. I S. 2705, 1994 (BGBl. I S. 2618, 2005)
- [11] Weiß, D.: Beantwortung offener Fragen und Problemstellungen von Behörden des Landes Sachsen-Anhalt und des Entsorgers (K + S) zum Verfahren: „Entsorgung von kontaminiertem Schrott aus der Erdgasgewinnung in der Untertagedeponie für toxische Abfälle im Bergwerk Zielitz“. GRS mbH Berlin, 18.02.2003
- [12] Weiß, D. u. Larue, J.: Methodik und Konzeption fortschreibungsfähiger Sicherheitsberichte für industrielle Absetzanlagen, Teil A (Textband). GRS – A – 3194, Mai 2004
- [13] Europäische Kommission: Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien – EU-Deponierichtlinie. EG, Brüssel, 26.04.1999
- [14] Bundesregierung: Bundes- Bodenschutz und Altlastenverordnung – BBodSchV, April 1999

**D – Untersuchung, Bewertung
und Sanierung bergbaulicher
und industrieller Hinter-
lassenschaften**

BEWERTUNG UND SANIERUNG BERGBAULICHER HINTERLASSENSCHAFTEN AUS DER SICHT VON RADIOÖKOLOGIE UND STRAHLENSCHUTZ

ASSESSMENT AND REMEDIATION OF OBJECTS AND RESIDUES AT MINING SITES FROM THE POINT OF VIEW OF RADIOECOLOGY AND RADIATION PROTECTION

P. Schmidt

Wismut GmbH, Chemnitz, Deutschland

Zusammenfassung

Charakteristisch für radioaktive bergbauliche Hinterlassenschaften sind einerseits ihre relativ geringen Aktivitätskonzentrationen, andererseits aber auch ihr hohes Mengenaufkommen, weshalb Bergbausanierung sehr kostenintensiv sein kann. Neben den Kosten und radiologischen sowie anderen Umweltbeeinflussungen sind bei der Bewertung und Sanierung die Interessen Betroffener sowie Fragen der Nachnutzung und Regionalentwicklung von Bergbaulandschaften zu beachten. Deshalb sind die Hinterlassenschaften aus der Sicht von Radioökologie und Strahlenschutz sachgerecht zu bewerten, um umweltwirksame und zukunftsfördernde Sanierungsoptionen begründen und optimieren zu können. Im Beitrag wird gezeigt, welche wesentlichen Fragestellungen aus radiologischer Sicht dabei zu beantworten sind. Ausgewählte Beispiele aus der Sanierung an den Standorten der WISMUT werden dazu vorgestellt.

Summary

Radioactively contaminated mining sites are characterized on the one hand by low levels of radioactivity in the residues and environmental media, and on the other hand by big amounts of contaminated material as well as by large areas of contaminated land. The latter can make the rehabilitation of mining and milling legacies with elevated natural radioactivity expensive. Beside environmental and economic aspects, the assessment and rehabilitation is governed by stakeholder interest and demands for a sustainable development of former mining regions. All this factors require an objective radiological assessment for the sites to justify remediation and to identify optimised remedial measures. The present papers deals with the main radiological aspects which must be thereby managed. The aspects are illustrated by presentation of case studies for the assessment and rehabilitation at WISMUT sites.

Schlüsselwörter Uranbergbau, radioaktive Hinterlassenschaften, Sanierung, Stakeholder
Keywords uranium mining, radioactive liabilities, remediation, stakeholder

1. Einleitung

Bergbauliche Hinterlassenschaften mit erhöhten Gehalten an natürlichen Radionukliden sind vor allem aus dem Uranerzbergbau und der Uranerzverarbeitung bekannt. Ihr Vorkommen ist in erster Linie der Nachkriegsgeschichte mit ihrem Streben nach Ausgangsmaterialien für den Kernbrennstoffkreislauf geschuldet. Hinterlassenschaften mit erhöhten Aktivitätsgehalten sind jedoch nicht auf die Uran- bzw. Thoriumgewinnung beschränkt. So führt auch der Bergbau weiterer Erze (Silber, Kupfer, Zinn, Kobalt, Nickel, usw.) zu radioaktiven Hinterlassenschaften, wenn die Erze uran- bzw. thoriummineralisiert sind. Weiterhin kann Kohle eine ho-

he Uranmineralisation aufweisen, weshalb in den Abbauregionen solcher Kohle Halden und Schlackerückstände mit deutlich erhöhter natürlicher Radioaktivität angetroffen werden.

In Deutschland dominieren die Hinterlassenschaften der Urangewinnung der WISMUT das Aufkommen an radioaktiven Bergbaurückständen. Dabei ist zu unterscheiden zwischen den Hinterlassenschaften, die seit 1991 durch die bundeseigene Wismut GmbH saniert werden und bergbaulichen Altlasten. Letztere schließen sowohl Hinterlassenschaften der Urangewinnung aus den Anfangsjahren der SDAG Wismut ein (die Flächen und Objekte wurden in den sechziger Jahren von der WISMUT an Kommunen, Betriebe und Privatpersonen abgegeben). Zu den Altlasten gehören aber auch Rückstände und Objekte des Altbergbaus auf Silber, Nickel, Zinn, usw., vornehmlich im Erzgebirge, wo dieser bis in das Mittelalter zurück verfolgt werden kann. Weiter von Bedeutung sind Schlacken aus der Verhüttung von Kupfererzen im Mansfelder Revier (Sa.-Anhalt) sowie Halden und Schlacken aus der Kohleförderung und -verbrennung, z. B. im Gebiet Freital in Sachsen. Im Westen Deutschlands sind bzw. waren nur wenige bergbauliche Hinterlassenschaften radiologisch relevant. Sie sind im Wesentlichen den (eher unbedeutenden) Erkundungs- und Fördervorhaben zur Urangewinnung im Schwarzwald (Standort Mendenschwand), im Fichtelgebirge und im Bayerischen Wald geschuldet. Größtenteils sind die dortigen Hinterlassenschaften bereits saniert.

Hinsichtlich der Art der Hinterlassenschaften ist im Wesentlichen zu unterscheiden zwischen Schlacken aus dem Verhüttungs- bzw. Verbrennungsprozess, Halden (Armerze, Bergematerialien), Tailings (Rückstände der gravimetrischen oder chemischen Aufbereitung), Materialien aus dem Rückbau von Anlagen (Schrott, Bauschutt, etc.) sowie kontaminierten Flächen. Tabelle 1 gibt einen groben Überblick über die in Deutschland vorhandenen bergbaulichen Rückstände mit spezifischen Aktivitäten des Leitnuklides $> 0,2 \text{ Bq/g}$ [1] bzw. über die bei der WISMUT-Sanierung anfallenden Materialien aus dem Rückbau von Anlagen [2].

Tab.1: Bergbauliche radioaktive Rückstände in Deutschland sowie Materialien aus dem Rückbau von Anlagen der WISMUT (nach [1, 2])

Herkunft	betroffene Bundesländer	Bergbauliche Rückstände und Materialien			
		Schlacke	Halden	Tailings	Materialien
Uranbergbau (in Verantwortung d. Wismut GmbH)	Sachsen, Thüringen		ca. 311 Mio m ³	ca. 178 Mio m ³	ca. 0,8 Mio t
Bergbauliche Altlasten (U-, Cu-, Ag-, Sn-Bergbau und -verarbeitung, Kohle)	Sachsen, Thüringen, Sa.-Anhalt	bis 20 Mio m ³	bis 130 Mio m ³	bis 30 Mio m ³	
Uranbergbau in Westdeutschland	Baden-Wtbg., Bayern	zusammen ca. 0,6 Mio. m ³			

Im weiteren Sinne könnten im Rahmen dieses Beitrages auch jene industriellen Rückstände mit erhöhter natürlicher Radioaktivität $> 0,2 \text{ Bq/g}$ betrachtet werden, die aus der Verarbeitung bergbaulicher Rohstoffe in Deutschland bisher entstanden sind (z. B. Gips aus der Phosphatindustrie [Größenordnung 20 Mio. m³], Flugaschen aus der Steinkohleverbrennung [ebenfalls ca. 20 Mio. m³], Scales und Anlagenteile aus der Erdöl-/Erdgas-Industrie [ca. 12'000 m³]). In strenger Auslegung des Titels dieses Beitrages erfolgt jedoch eine Beschränkung auf die in Tabelle 1 angegebenen Rückstände und Materialien, wobei im Wesentlichen Bezug genommen wird auf die radiologischen Aspekte der Bewertung und Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranbergbaus und der Uranverarbeitung. Die dort zu behandelnden radiologischen Fragestellungen treffen auf die anderen bergbaulichen Altlasten ebenfalls zu.

2. Rückstände und Umweltbeeinflussungen durch uranbergbauliche Hinterlassenschaften, Sanierungsoptionen

Uran kommt in der Erdkruste im Mittel in Konzentrationen von 2,7 ppm (g/t Gestein) vor. Abbauwürdig werden Erze jedoch erst in der Größenordnung ab 100 ppm. Die Produktion von Uran ist durch folgende Grundvarianten möglich:

- a) Untertägiger Abbau des Erzes im Bergwerk, chemische Erzaufbereitung über Tage
- b) Abbau der Erze im Tagebau; chemische Erzaufbereitung über Tage
- c) In-situ-Laugung unter Tage oder über Tage

Charakteristisch für die beiden erstgenannten Varianten ist der Anfall bedeutender Mengen an schwach- bis mittelaktiven Rückständen. Aufhaldungen tauben Gesteins aus dem untertägigen Abbau haben spezifische Aktivitäten in der Größenordnung von 0,3 – 2 Bq/g U-238, im radioaktiven Gleichgewicht mit den Tochternukliden. Die Erzaufbereitung über Tage erfolgt durch Laugung (sowohl sauer als alkalisch). An großen Standorten der Uranproduktion werden hierfür hoch-technisierte, komplexe Anlagen betrieben, wie Abbildung 1 zeigt. Die schlammartigen Rückstände der Erzlaugung (Tailings) werden in Absetzbecken gespült. Die spezifischen Aktivitäten der Schlämme liegen für das Leitnuklid Ra-226 bei 2 – 20 Bq/g. Der Nuklidvektor in den Tailings ist zu ungunsten des extrahierten Urans verschoben.



Abb. 1: Ehemalige Uranerzaufbereitungsfabrik Seelingstädt in Thüringen (Aufnahme der mittlerweile rückgebauten Anlage aus dem Jahr 1991)

Bei der In-situ-Laugung werden Chemikalien vor Ort dem zu laugenden Erz zugeführt. Am verbreitetsten ist saure Laugung mit Schwefel- oder Salpetersäure. Diese durchdringt eine wassergesättigte geologische Erzformation (untertägig) oder eine Reicherzhalde (übertägig) und löst das Uran. Die Laugungslösung wird aufgefangen und anschließend einer Extraktion des Metalls zugeführt. Dies ist möglich durch Fällprozesse oder über Ionenaustauscherharze. Die Rückstände (Harze, Schlämme) sind mengenmäßig geringer als bei der konventionellen U-/Th-Produktion. Ihre spezifischen Aktivitäten sind mit 10 bis 100 Bq/g entsprechend höher. Bedeutend sind die mit der Aufgabe von Chemikalien verbundenen Umweltbeeinflussungen,

besonders bei der untertägigen In-situ-Laugung infolge Beeinflussungen des Grundwassers. Nachfolgende Tabelle 2 gibt einen Überblick über die verbleibenden Objekte und Rückstände, die möglichen Umweltbeeinflussungen und Optionen der Stilllegung und Sanierung.

Tab. 2: Rückstände, Umweltbeeinflussung und Sanierungsoptionen

a) Konventionelle Erzförderung

Verbleibende Objekte /Rückstände	Umweltbeeinflussung/ Expositionspfade	Sanierungsoptionen
Untertägiger Abbau von Erz in Bergwerken		
Grube	Kontamination des Grundwassers infolge der Flutung	Gesteuerte Flutung mit übertägiger Wasserbehandlung des Grubenwassers
	Setzungen, Bergschäden	Stabilisierung tagesnaher Grubenbaue (Versatzeinbringung)
Halden	Radonexhalation; äußere Strahlung; Inkorporation von Schadstoffen; Gewässerkontamination	Umlagerung der Halden (unter Tage, entlegene Orte); In-situ-Verwahrung durch Profilierung, Abdeckung und Begrünung
Erzförderung im Tagebau		
Tagebaurestloch, Abraumhalden	Devastierung der Landschaft, Grundwasserbeeinflussung,	Verbringung der Abraumhalden in das Tagebaurestloch, Abdeckung

b) Erzlaugung, Erzverarbeitung

Verbleibende Objekte/Rückstände	Umweltbeeinflussung/ Expositionspfade	Sanierungsoptionen
In-situ-Laugung untertägig		
Kontaminierte Gesteinsformationen	Grundwasserbeeinflussung	kontrollierte Flutung, Wasserbehandlung
In-situ-Laugung übertägig		
Halden, auch chemisch kontaminiert	Radonexhalation; externe Strahlung; Inkorporation von Schadstoffen; Gewässer-Kontamination	Umlagerung der Halden (unter Tage, entlegene Orte); In-situ-erwahrung durch Profilierung, Abdeckung und Begrünung
Kontaminierte Aufstandsflächen	Grundwasserbeeinflussung, Nutzungseinschränkung	Flächensanierung (Abtrag /Verwahrung von Material), In-situ-Bodensanierung
Chemische Erzaufbereitung / Uranextraktion		
Tailings	Radonexhalation; externe Strahlung; Inkorporation von Schadstoffen;Grundwasserbeeinflussung	Trockene In-situ-Verwahrung (Stabilisierung der Schlämme, Abdeckung, Wasserbehandlung); nasse In-situ-Verwahrung

c) Betriebsanlagen

Verbleibende Objekte/Rückstände	Umweltbeeinflussung/ Expositionspfade	Sanierungsoptionen
Kontaminierte Anlagen	Nutzungseinschränkung	Rückbau, Dekontamination, Verwertung, Verwahrung kontaminierter Materialien
Kontaminierte Betriebsflächen	Grundwasserbeeinflussung, Nutzungseinschränkung	Flächensanierung (Abtrag/Verwahrung kont. Materialien, In-situ-Bodensanierung)

3. Radiologische Fragestellungen

Aus der Sicht der Radioökologie und des praktischen Strahlenschutzes sind folgende Aufgaben bei der Bewertung und Sanierung bergbaulicher Hinterlassenschaften mit erhöhter natürlicher Radioaktivität zu lösen:

- a) die Sanierungsnotwendigkeit ist standort- und objektspezifisch zu begründen,
- b) es sind optimierte Sanierungsvarianten unter Berücksichtigung der radiologischen Umweltbelastungen vor, während und nach der Sanierung zu identifizieren und
- c) Grenzwerten für die mit der Sanierung beschäftigten Arbeitnehmer und Richtwerte für die betroffene Bevölkerungsgruppen sind einzuhalten.

Im Kern handelt es sich hierbei um die Umsetzung der Grundprinzipien des Strahlenschutzes, so wie sie in der ICRP 26 erstmals formuliert und in der ICRP 60 präzisiert wurden. Für die Inangriffnahme großer Sanierungsvorhaben ergeben sich aus den genannten Aufgaben weitere Teilaufgaben sowie erforderliche Maßnahmen zu deren Umsetzung:

- Entwicklung von Bewertungskriterien für die Rechtfertigung von Sanierungsmaßnahmen
- Entwicklung eines radiologischen Monitoringsystems einschließlich der Maßnahmen zur Überwachung beruflich strahlenexponierter Personen
- Bestandsaufnahme der radiologischen Ausgangssituation, Bewertung des Ist-Zustandes
- Grundsatzentscheidungen zu Sanierungsoptionen, objekt- und standortspezifische Optimierung von Sanierungsmaßnahmen
- Entwicklung geeigneter Messverfahren zur Kontaminationsbestimmung sowie Freimessverfahren, einschließlich der Einrichtung eines Systems der Qualitätssicherung
- Management radioaktiver Abfälle und Rückstände
- Implementierung eines wirkungsvollen Systems von Maßnahmen zur Gewährleistung des praktischen Strahlenschutzes für Arbeitnehmer und zur Minimierung sanierungsbedingter Belastungen für die Bevölkerung
- Aus- und Weiterbildung der beteiligten Arbeitnehmer zum Strahlenschutz
- Öffentlichkeitsarbeit unter Einbeziehung der von der Sanierung betroffenen Personen, Bevölkerungsgruppen, Organisationen und Behörden, etc. (Stakeholder Involvement)
- Genehmigungsmanagement
- Entwicklung geeigneter Verfahren zum Nachweis des radiologischen Sanierungserfolges; Implementierung eines entsprechenden Langzeitmonitorings.

4. Anwendung der Grundprinzipien des Strahlenschutzes bei der Bergbausanierung

4.1 Rechtfertigung von Sanierungsvorhaben

Die Rechtfertigung der Sanierung ergibt sich schon allein aus dem Bergrecht, welches fordert, "... dass nach Abschluss der bergbaulichen Tätigkeiten keine gemeinschädlichen Einwirkungen mehr auf Dritte eintreten dürfen" [3] . Handelt es sich um geplante Bergbautätigkeiten bzw. um einen laufenden Bergbaubetrieb, so sind die Verpflichtungen zur Sanierung der bergbaulichen Hinterlassenschaften eindeutig auf der Seite des Betreibers. Die Rechtfertigung zur Sanierung leitet sich dann auch aus dem Strahlenschutzvorsorgegesetz und der Strahlenschutzverordnung ab (geplante Tätigkeiten). Im Altlastenbereich, partiell auch auf die Objekte der WISMUT-Sanierung zutreffend, kann der frühere Betreiber der bergbaulichen Anlage meist jedoch nicht mehr haftbar gemacht werden. In Abgrenzung zum Strahlenschutz bei geplanten Tätigkeiten sind dann die Maßstäbe für den Strahlenschutz durch Intervention bei einer vorgegebenen Situation anzuwenden. Eine Sanierungsmaßnahme ist dabei dann gerechtfertigt, wenn die damit verbundenen Nachteile durch die Vorteile, einschließlich der erzielten Dosisreduktion, übertroffen werden.

International wie auch national hat sich das „1 mSv/a-Kriterium“ als primärer Richtwert zur Beurteilung der Sanierungsnotwendigkeit etabliert [4]. Sind die von einem Objekt oder mehreren Objekten an einem Standort ausgehenden Strahlenexpositionen für die Bevölkerung größer als der Richtwert, dann ist unter Berücksichtigung aller Umstände (auch wirtschaftlicher und sozialer Faktoren) über die Anwendung geeigneter Sanierungsmaßnahmen zu entscheiden. Der primäre Richtwert orientiert sich an der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenexposition und schließt alle möglichen Expositionspfade ein. Bei der Sanierung der WISMUT-Objekte wurde (und wird) das Sanierungserfordernis auf der Grundlage einer Expositionspfadanalyse, die im Rahmen der radiologischen Umweltbewertung erstellt wird, und dem Vergleich der ermittelten effektiven Dosis mit dem 1 mSv/a-Richtwert abgeleitet. Im Altlastenbereich, der sich durch viele (auch kleinere) Einzelobjekte auszeichnet, beginnt der Rechtfertigungsentscheid mit dem Vergleich radiologischer Kenngrößen mit von der SSK vorgeschlagenen sekundären Richtwerten [4]. Sind diese überschritten, so schließt sich ebenfalls eine Expositionspfadanalyse und der Vergleich mit dem 1 mSv/a-Richtwert an [5].

Um Harmonisierung und Transparenz bei der Schätzung von Strahlenexpositionen zu erreichen, hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Jahr 1999 Berechnungsgrundlagen veröffentlicht [6]. Diese behandeln alle Altersgruppen entsprechend der EC Direktive 96/29/EURATOM. Es wird die effektive Dosis für die Referenzperson an der jeweils ungünstigsten Einwirkungsstelle berechnet. Im Folgenden werden zwei Beispiele für typische Expositionen im Umfeld bergbaulicher Hinterlassenschaften gezeigt.

Beispiel A: Strahlenexposition im Umfeld einer Halde des Uranbergbaus in Schlema-Alberoda

Für ein Kind der Altersgruppe 2 – 7 Jahre und eine erwachsene Referenzperson, die permanent in unmittelbarer Nähe einer größeren unbedeckten Halde leben und Sickerwasser zur Bewässerung des Gartens nutzen, sind die Ergebnisse der Analyse in Abbildung 2 dargestellt. Dabei wurden folgende bergbaubedingte Werte (ohne Hintergrundstrahlung) zugrunde gelegt:

- mittlere spezifische Aktivität von U-238 im Haldenmaterial = 1 Bq/g, im radioaktiven Gleichgewicht mit den Tochternukliden;
- Rn-222-Konzentration auf und neben der Halde: 100 Bq/m³;
- Ortsdosisleistung auf und neben der Halde: 530 nSv/h;
- Konzentration langlebiger Alphastrahler auf und neben der Halde: 1 mBq/m³
- Sickerwasserkonzentrationen: 1 mg/l U_{nat} ; jeweils 0,5 Bq/l Ra-226 und Th-230; jeweils 0,1 Bq/l Po-210 und Pb-210; jeweils 0,01 Bq/l Pa-231 und Ac-227.

Relevante Expositionspfade:

- Exposition durch Ingestion von lokal erzeugten Gartenprodukten (LM)
- Äußere Exposition durch Gammastrahlung des Bodens (Ext)
- Exposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten (Rn/ZPr)
- Exposition durch Inhalation von staubgetragenen langlebigen Alphastrahlern (LLA-Inh)
- Exposition durch Direktingestion von Haldenmaterial (Dir-Ing)

Als Aufenthaltszeiten wurden 7000 h pro Jahr Wohnaufenthalt nahe der Halde und 250 h (Kleinkind) bzw. 100 h (Erwachsener) als jährliche Aufenthaltszeit auf der Halde betrachtet.

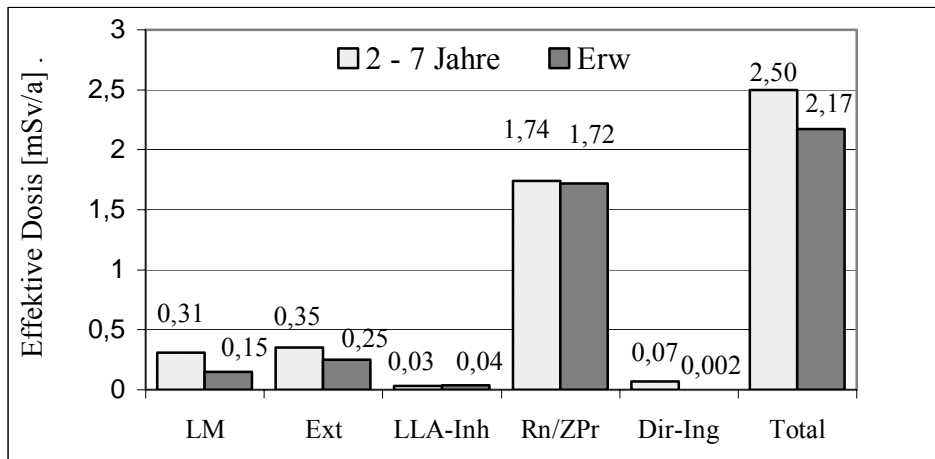


Abb. 2: Typische Exposition der Bevölkerung an unsanierten Halden des Uranbergbaus.

Beispiel A zeigt die Dominanz des Expositionspfades „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“. Eine solche ist in den meisten Fällen im Umfeld von Hinterlassenschaften des Uranbergbaus gegeben, solange nicht der Wasserpfad, und hier insbesondere die Nutzung kontaminierter Wässer als Trinkwasser, relevant ist (siehe Beispiel B).

Beispiel B: Strahlenexposition durch die Nutzung von Fließgewässern, die durch Sickerwässer aus einer Absetzanlage des Uranbergbaus kontaminiert wurden

Im Beispiel wird die Gewässernutzung zur Beregnung von Feld- und Gartenprodukten, zur Viehtränke (25 % Anteil lokal erzeugter Lebensmittel an der Jahresverzehrtrate) und als Trinkwasser (100 %) betrachtet, weiterhin der Fischkonsum. Entscheidenden Einfluss auf das Berechnungsergebnis hat der Nuklidvektor, der vollständig zu bestimmen ist. Der hier zugrunde liegende Vektor wurde in einem kleineren Vorfluter zwischen zwei großen Absetzanlagen der WISMUT ermittelt, charakteristisch ist die Dominanz der Urannuklide (siehe Tabelle 3).

Tab. 3: Typischer Nuklidvektor für Fließgewässer im Umfeld einer Absetzanlage

Nuklid	U-238	U-234	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210	U-235	Pa-231	Ac-227
C _i [mBq/l]	5,2	6,1	0,17	0,02	0,025	0,025	0,24	0,015	0,015

Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse der Expositionspfadanalyse für die Altersgruppe [$< 1a$] und für Erwachsene. Betrachtet wurden die Szenarien Trinkwasser (TW), Fischverzehr [Fi], Muttermilch/Säuglingsnahrung (MMSN), Verzehr von Feld- und Gartenprodukten außer Getreideprodukte (FGP) und Verzehr von Milch- sowie Fleischprodukten (Mi_Fl). Typisch für ein solches Szenario ist die effektive Dosis größer als 1 mSv/a ausschließlich für das Kleinstkind, wobei der Trinkwasserkonsum und die Nutzung des kontaminierten Wassers zur Herstellung von Säuglingsnahrung die Strahlenexposition dominieren.

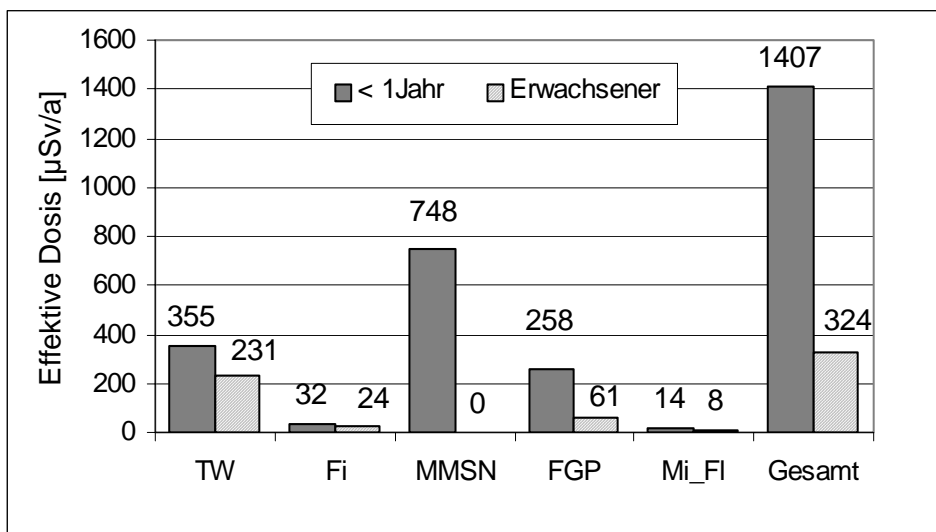


Abb. 3: Typisches Muster der Strahlenexposition über den Wasserpfad

4.2 Limitierung von Strahlenexpositionen für Arbeitnehmer und die Bevölkerung

Analog zur Rechtfertigung von Sanierungsmaßnahmen sollten eigentlich bei der Limitierung von Expositionen in Interventionssituationen für Arbeitnehmer und die Bevölkerung Richtwerte wieder an die Stelle von Grenzwerten treten. Da die sanierungsbedingten Expositionen für beteiligte Arbeitnehmer in der Regel jedoch klein sind und mit vernünftigem Aufwand deutlich unter 6 mSv/a (Strahlenschutzgrenzwert Strahlenwerkstätige Kategorie B) bzw. gar 20 mSv/a (Kategorie A) gehalten werden können, werden die bei der Bergbausanierung für Arbeitnehmer resultierenden Dosen am Grenzwert gemessen. Die Bewertung der sanierungsbedingten Strahlenexposition für die Bevölkerung greift in der Praxis auf die Anwendung des 1 mSv/a-Kriteriums zurück.

4.3 Optimierung von Sanierungsmaßnahmen

Die Optimierung von Sanierungsmaßnahmen für bergbauliche Hinterlassenschaften ist sicherlich eines der am schwierigsten zu meisternden Problemstellungen. Gründe hierfür sind:

- Die Dosisreduzierung erfolgt im Bereich der Schwankungsbreite der natürlichen Hintergrundstrahlung. Diese ist „allgegenwärtig“, lässt sich oft nur mit begrenzter Genauigkeit bestimmen. Entsprechend schwer ist der Netto-Nutzen (Dosisreduzierung) bestimmbar.
- Oft steigen die Sanierungskosten supralinear mit dem Netto-Nutzen an, d. h., weitere Dosisreduzierungen gehen nur noch mit zunehmend kostenintensiveren Maßnahmen einher.
- Die Optimierung hat neben Umweltaspekten (nicht beschränkt auf radiologische Umwelteinflüsse) auch soziale Aspekte, Fragen der Nachhaltigkeit, etc. zu berücksichtigen. Die Interessen Betroffener sind zu berücksichtigen (Stakeholder Involvement).

Bei der Entwicklung von Grundsatzentscheidungen zur WISMUT-Sanierung wurde vom BMU-Gutachter BRENK Systemplanung Aachen ein Ansatz zur Kosten-Nutzen-Analyse verwendet, der im Wesentlichen auf der Bestimmung der Kollektivdosis und der über Risikofaktoren abgeleiteten Zahl von Schadensereignissen (z. B. Krebsinzidenzen, Verlust von Lebenserwartung) beruhte. Die Schadenshöhe wurde monetarisiert durch den Vergleich mit

Kosten, welche die Gesellschaft bereit ist aufzuwenden, um ein bestimmtes Maß an Schadensreduktion zu erreichen. Optimale Sanierungsvariante war jene, bei der die Summe aus Sanierungskosten und Gesundheitskosten ein Minimum bildete.

Die Kosten-Nutzen-Analyse ist sicherlich ein wirksames Instrument zur Identifizierung von Kostenfaktoren und Sensitivitäten im Entscheidungsprozeß. Sie ist jedoch umstritten, hauptsächlich wegen der Fülle an Unschärfe der Zwischenergebnisse (Problem: Berechnung realistischer Kollektivdosen) und der zu treffenden Annahmen (Alpha-Wert; Integrationszeit für den Zustand nach Abschluss der Sanierung (200 Jahre, 1000 Jahre ?), Anwendung von Dosis-Abschneidekriterien). WISMUT hat versucht, anstelle der reinen Kosten-Nutzen-Analyse eine Multi-Attribut-Analyse einzuführen, bei der neben Kosten auch sogenannte weiche Faktoren berücksichtigt wurden, wie soziale und genehmigungsrechtliche Faktoren, planungsrechtliche Aspekte, Akzeptanzfragen, also im weiteren Sinne die Einbeziehung aller Stakeholder.

Eine Kosten-Nutzen-Analyse oder Multi-Attribut-Analyse lässt sich auf die zahlreichen kleinen bergbaulichen Altlasten außerhalb der WISMUT nicht anwenden. Die Suche nach Sanierungsoptionen, die sich unter Berücksichtigung von Kosten an einem Sanierungsziel, ausgedrückt in effektiver Dosis, orientieren, ist ein möglicher Ansatz. Weitere standortspezifische Optimierungen werden dabei nicht betrachtet [5].

Es hat mehrere Versuche gegeben, Empfehlungen zur Optimierung zu erlassen, so auch vom AK NAT des Fachverbandes für Strahlenschutz [7]. Insgesamt ist jedoch einzuschätzen, dass eine vollständige Antwort oder alle Erwartungen deckende Handlungsableitung, wie bergbauliche Sanierungsmaßnahmen zu optimieren sind, bis heute noch nicht niedergeschrieben ist - und wohl auch nicht wird.

5. Fallbeispiel Sanierung der Haldenlandschaft in Schlema-Alberoda

Die Expositionssituation in Schlema-Alberoda war vor der Sanierung wesentlich durch die Schüttung von insgesamt 37 Bergehalden mit einem Gesamtvolumen von ca. 45,4 Mio. m³ geprägt. Die Halden umschließen die Ortschaft fast vollständig und grenzen z. T. unmittelbar an Wohnbebauungen. Das exhalierete Radon führte in Haldennähe zu Jahresmittelwerten der Rn-Konzentration, deren Umrechnung in eine effektive Dosis Werte deutlich über 1 mSv/a ergibt. Lokal wurden im Freien Mittelwerte > 1000 Bq/m³ gemessen. Daraus leiten sich entsprechend [6] effektive Jahresdosen > 20 mSv ab ¹.

5.1 Rechtfertigung der Haldensanierung

Die Rechtfertigung aus radiologischer Sicht ergab sich aus den genannten Konzentrationen (siehe auch Beispiel A, Abschnitt 4.1), aber natürlich auch aus dem Berg- und Wasserrecht, aus Stabilitätsbetrachtungen zu den Haldenböschungen und insbesondere aus der Notwendigkeit, dem Ort wieder eine Perspektive, z. B. im Tourismus und als Kurbad zu ermöglichen.

5.2 Optimierung der Haldensanierung

Zu Beginn der Entscheidungsfindung wurden als grundlegende Varianten betrachtet:

¹ Entsprechend der Dosiskonvention der ICRP Publication 65 ist eine Rn-222-Konzentration von ca. 51 Bq/m³ bei Annahme eines Gleichgewichtsfaktors F von 0,4 für 7000 Stunden im Haus und 1000 Stunden Aufenthalt im Freien (Szenarien entsprechend [6]) einer effektiven Dosis von 1 mSv pro Jahr äquivalent.

- die Verbringung der Haldenmaterialien zurück nach unter Tage,
- die Verbringung an einen Platz außerhalb der Ortschaft und
- die In-situ-Sanierung durch Profilierung und Abdeckung

Aus Machbarkeits- und wirtschaftlichen Gründen wurden die erstgenannten Varianten verworfen. Bis auf kleinere umgelagerte Halden wurde in-situ saniert, die Böschungen der steilen Halden wurden dabei abgeflacht und die freiwerdenden Überschussmassen umgelagert. Die Dimensionierung und die Wahl der bodenphysikalischen Parameter der Abdeckung basierte aus radiologischer Sicht auf Untersuchungen der WISMUT zum Migrationsverhalten von Radon. Die dabei beobachteten saisonalen Schwankungen der Radonexhalation mit hohen Raten jeweils im Sommer am Haldenfuß und im Winter auf dem Haldenplateau bewiesen, dass die Radonfreisetzung aus den Halden in Schlema hauptsächlich durch Konvektion und nicht durch Diffusion dominiert ist. Entsprechende Modellvorstellungen wurden später durch Untersuchungen der Wismut GmbH unter Anwendung von Tracergas und mittels Infrarotaufnahmen eindrucksvoll belegt. Durch den BMU-Gutachter BRENK Systemplanung wurde die von WISMUT vorgeschlagene 1 m mächtige Abdeckung, bestehend aus 80 cm inertem Mineralboden und einer 20 cm dicken Schicht aus bewuchsfreundlichem Bodensubstrat mit der in Abschnitt 4.2 dargestellten Kosten-Nutzen-Analyse bestätigt [8].

Abbildung 4 zeigt die Entwicklung der Radonkonzentration nach Profilierung und Abdeckung der Halde 66/207 in Schlema am Edelhofweg, der halbkreisförmig von der Halde umschlossen wird [9]. Die Profilierung führte zur Erhöhung der Luftzirkulation und damit zu einer ersten Verbesserung der lokalen Radonsituation. Jedoch erst mit der Aufbringung der Abdeckung wurden mittlere bergbaubedingte Jahreskonzentrationen des Radons deutlich 50 Bq/m^3 erreicht (der Messwert enthält noch ca. 30 Bq/m^3 Hintergrund-Radon).

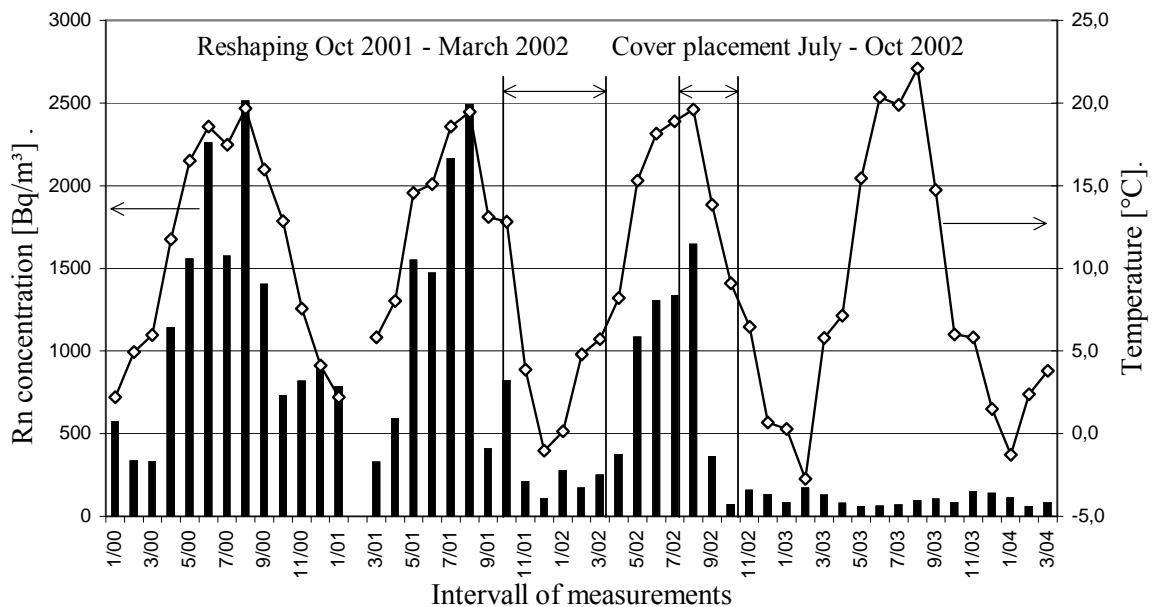


Abb. 4: Radonsituation an der Halde 66/207 in Schlema-Alberoda vor und nach der Sanierung aus [9])

5.3 Limitierung

Die Ergebnisse der dosimetrischen Überwachung für die mit der Haldensanierung beschäftigten Arbeitnehmer weisen Jahresdosen zwischen 1 und 3 mSv aus. Durch geeignete Maßnahmen zur Bekämpfung der Staubfreisetzung und –ausbreitung können die für die Bevölkerung entstehenden sanierungsbedingten Dosen deutlich unter 1 mSv/a gehalten werden. Damit sind die im Rahmen der Dosisbegrenzung zu beachtenden Grenz- bzw. Richtwerte eingehalten.

6. Einordnung des Strahlenschutzes, Langzeitaufgaben

Auch im Fall der Bewertung und Sanierung bergbaulicher Hinterlassenschaften mit erhöhten Gehalten an natürlichen Radionukliden ist die „gesellschaftliche Wahrnehmung der Radioaktivität“ nicht frei von Emotionen und mit der Schwierigkeit verbunden, die aus der Radioaktivität resultierenden Risiken sachlich zu veranschaulichen. Insofern beeinflussen radioökologische und strahlenschutzspezifische Fragen die Sanierung über das Naturwissenschaftliche hinaus - in der Öffentlichkeit wurden sie in der Regel gar prioritär diskutiert. Ein Blick auf die Genehmigungsstatistik der WISMUT-Sanierung zeigt jedoch, dass Radioökologie und Strahlenschutz nur ein Teil der zu berücksichtigenden Faktoren bei Sanierungsentscheidungen sind. So wurden zum Stand 31. Mai 2006 für die Sanierung 6812 Genehmigungen erteilt, davon jedoch nur 980 strahlenschutzrechtliche Genehmigungen, die übrigen bezogen sich auf die Sparten Berg-, Wasser-, Bau- und Forstrecht. Neben den rechtlichen und umweltrelevanten Aspekten sind auch sozio-ökonomische Fragestellungen, u. a. zur Entwicklung der betroffenen Regionen, zur Arbeitsplatzsituation und zur Gestaltung einer für künftige Generationen attraktiven Lebensgrundlage, zu berücksichtigen. Auch internationale Organisationen wie die IAEA bewerten unter diesen Gesichtspunkt große Umweltprojekte (siehe z. B. [10]).

Gesetzliche Vorgaben bilden einen einzuhaltenden Rahmen. Empfehlungen bedürfen der sachkundigen Umsetzung in der Praxis. Diese Umsetzung kann nicht stereotyp erfolgen. Insbesondere können Richtwerte nicht einseitig als Sanierungsziele interpretiert werden. Unter Berücksichtigung der standortspezifischen Gegebenheiten und durch Einordnung in komplexe Zusammenhänge müssen Empfehlungen und darin enthaltene Richtwerte sachgerecht bei der Entscheidungsfindung über Rechtfertigung und Optimierung von Sanierungsmaßnahmen angewandt werden. Die Praxis hat gezeigt, dass ein solches Vorgehen zur Transparenz von Entscheidungen und in der Regel auch zur Effizienz von Genehmigungsabläufen beiträgt.

Rückblickend auf 15 Jahre Sanierung bei der WISMUT lassen sich einige weitere Schlussfolgerungen zu den radiologischen Aspekten der Bergbausanierung ableiten, so u. a. dass Radioökologie und Strahlenschutz immer dann konstruktiv behandelt wurden, wenn es gelang:

- Messungen, wenn mit vertretbarem Aufwand möglich, einer Modellierung vorzuziehen,
- das Monitoring der Umweltbeeinflussungen zu optimieren, zu aktualisieren und einer Qualitätssicherung zu unterziehen,
- Entscheidungen transparent zu machen und durch eine sachkundige Öffentlichkeitsarbeit den Betroffenen darzustellen und
- Sanierungsentscheidungen einschließlich dem Nachweis des Sanierungserfolges und der Bewertung verbliebener Restkontaminationen hinreichend zu dokumentieren.

Nach Abschluss der eigentlichen Sanierungsarbeiten verbleiben noch Langzeitaufgaben, wie:

- die Behandlung radioaktiv und chemisch kontaminierter Wässer,
- die Wartung und erforderlichenfalls die Reparatur von Abdecksystemen, von Wasser- und Wegebauwerken sowie von verbliebenen bergmännischen Auffahrungen und
- ein Langzeitmonitoring der verbleibenden Umweltbeeinflussungen.

Letztendlich wird der Erfolg einer Sanierungsmaßnahme daran gemessen werden, wie es gelingt, die radiologischen und konventionellen Gefährdungen nachhaltig auf ein akzeptable niedriges Niveau zu reduzieren.

7. Literaturverzeichnis

- [1] Bundesamt für Strahlenschutz, unveröffentlichte Datenzusammenstellung, 2003.
- [2] Schmidt, P.; Regner, J.: 10 Jahre WISMUT-Sanierung – Eine Betrachtung aus der Sicht von Radioökologie und Strahlenschutz; Klausurtagung des Radioökologie-Ausschusses der SSK, Klais, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 49, S. 189-206, Juli 2001.
- [3] Bundesberggesetz (BBerG) vom 13. August 1980, BGBl. I S. 1310, zuletzt geändert durch Gesetz vom 12.2.1990, BGBl. I S. 215.
- [4] Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission, Band 23, Strahlenschutzgrundsätze bei der Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1992.
- [5] Kraus, W.; Ettenhuber, E.; Gehrcke, K.; Przyborowski, S.: Criteria for the Restoration of Mining Residues in Germany; IAEA-DOE Meeting, Arlington, USA, 2001.
- [6] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen Bergbau), Stand 30.07.1999, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, Juli 1999.
- [7] Fragen der Optimierung bei der Festlegung von Zielen für Sanierungsmaßnahmen an bergbaulichen Hinterlassenschaften, Fachverband für Strahlenschutz, Arbeitskreis Natürliche Radioaktivität, 2002.
- [8] Grundsatzentscheidung über die Sanierung der Absetzanlage Borbachtal und die Halden im Gebiet Schlema-Alberoda, BRENK Systemplanung, Aachen, März 1996.
- [9] Schmidt, P.; Regner, J.: Improvement of the Radon Situation at Former Uranium Mining Sites in East Germany, Proceedings, VI. Int. Conference on High Levels of Natural Radiation and Radon Areas, Osaka, Japan, September 6 – 10, 2004.
- [10] Falck, W. E. (IAEA): Non-Technical Factors Influencing the Decision Making Process in Environmental Remediation Projects, Proceedings Int. Conference „Waste Management 01“, Tucson, USA, 2001.

GROSSPROJEKT DRESDEN-COSCHÜTZ/GITTERSEE, SANIERUNG DER EHEMALIGEN URANFABRIK 95 DER SDAG WISMUT/ INDUSTRIESTANDORT REIFENWERK DRESDEN DURCH DIE STADT DRESDEN UNTER STRAHLENSCHUTZBEDINGUNGEN

„GROSSPROJEKT DRESDEN-COSCHUETZ/GITTERSEE“, REMEDIATION OF THE FORMER "URANFABRIK 95 SDAG WISMUT" AND THE INDUSTRIAL SITE "REIFENWERK DRESDEN" UNDER CONDITIONS OF RADIATION PROTECTION BY THE CITY DRESDEN

R. Herrmann ¹, C. Korndörfer ², B. Richter ², F. Ohlendorf ¹

¹Baugrund Dresden IgmbH, Deutschland

²Umweltamt, Sächsische Landeshauptstadt Dresden, Deutschland

Zusammenfassung

Am südlichen Stadtrand von Dresden wurde von 1950 bis 1962 in der Uranerzaufbereitungsfabrik 95 von der SDAG Wismut ca. 3,8 Mill t Erz aufbereitet und ca. 7000 t Uran gewonnen. Die Aufbereitungsrückstände wurden in zwei Industriellen Absetzanlagen (IAA Halden A und B) deponiert. Nach der Entscheidung zur Übernahme durch die Stadt Dresden 1991 erfolgt die Charakterisierung des Zustands des Standortes durch eine historische und sanierungsvorbereitende Erkundung der bis dahin durch das Reifenwerk Dresden weiter industriell genutzten Flächen, Gebäude und Anlagen der ehemaligen Uranfabrik und als Müll- und Asche-deponie dienenden Halden A und B.

Der Standort wies neben radioaktiven Kontaminationen eine Reihe von Mischaltlasten aus Rückständen des Uranerzbergbaus, und vorwiegend organischen Kontaminationen der „Nach-Wismut-Nutzung“ auf.

Es wurde ein Rahmensanierungskonzept mit dem Ziel der Wiedernutzbarmachung des Industriestandortes als Gewerbegebiet und der Langzeitverwahrung der Absetzanlagen erarbeitet. Die schrittweise Sanierung erfolgte unter Strahlenschutzrecht nach VOAS und HalDAO. Im Ergebnis Sanierung sind die Flächen der ehemaligen Uranfabrik heute zur Wiederansiedlung freigegeben, erschlossen und werden teilweise bereits wieder genutzt. Die langzeitsichere Verwahrung der Absetzanlagen befindet sich für die Halde B in der Realisierung, für die Halde A in der Phase der Planung und Genehmigung.

Summary

From 1950 to 1962, about 3.8 million tons of uranium ores were processed in the uranium mill No. 95 at the south suburb of Dresden yielding an total output of about 7000 tons of uranium. The residues of the milling process, so-called tailings, were dumped in two tailings ponds Pile A and Pile B. After shutdown of the mill the area and buildings of the site were used by a tyre plant until 1992. In the two piles, production waste, ashes from power plants and rubbish were deposited. In 1992 after closing of the tyre factory, the City of Dresden purchased the site with the strict aim of remediation to transform the site together with the adjoining area into a modern business park. The investigation of the existing waste situation showed presence of radioactive contaminants, arsenic, heavy metals and mixtures of radioactive and hydrocarbon residues. The contaminated areas were hazardous for the environment and especially for the groundwater.

A general remediation concept was developed to clean the site step by step beginning with the low contaminated areas. The remediation steps were done under a radiation protection licensing procedure on basis of German regulations HaldAO and VOAS. The remediation work was monitored by radiation protection measurements.

Today, the area of the former uranium mill is completely decontaminated, newly developed and partly re-used. The long-term safe encapsulation of Pile B is nearly finished and the encapsulation of Pile A is in the design stage.

Schlüsselwörter Uranerzaufbereitung, Industrielle Absetzanlagen, radioaktive Kontaminationen, Sanierung

Keywords uranium milling, tailing pond, radioactive contamination, remediation

1. Einleitung

1.1 Lage und Zusammenfassung der historischen Entwicklung des Standortes bis 1992

Am Südwestrand von Dresden im Stadtteil Coschütz liegt das Gelände der ehemaligen Uranfabrik 95 der SDAG Wismut mit zwei Industriellen Absetzanlagen (IAA), im Folgenden Halden A und B, genannt siehe Abb.1.



Abb. 1: Uranfabrik 95 und IAA Halden A und B, Luftbild von 1995

Die Uranfabrik wurde im Zeitraum von 1947 bis 1950 auf eine Fläche von ca. 42 ha errichtet. Der Standort umfasst eine Gesamtfläche von ca. 76 ha.

In der Betriebszeit von 1950 bis 1962 wurden ca. 3,8 Mill. t Uranerz (hauptsächlich sulfidische Erze des Westerzgebirges und Schwarzschiefer aus dem Thüringer Gebiet, in geringem Maße aber auch uranvererzte Kohleschiefer des Döhlener Beckens) aufbereitet und ca. 7000 t Uran gewonnen. Diese Menge entspricht etwa 3,2 % der Wismutgesamtproduktion von 222.000 t Uran zum Stand 1994 [1].

Das Erz wurde mechanisch zerkleinert und einer sodaalkalischen oder schwefelsauren Laugung unterworfen. Nach Abtrennung des Urans zuerst durch Fällung, später mittels Ionenaustauscher als Natrium- bzw. Ammoniumdiuranat, (sog. Yellow Cake) wurden die verbleibenden Rückstände (Tailings) mit noch immer erheblichem Gehalt an radioaktiven Nukliden in den 2 industriellen Absetzanlagen (IAA) deponiert. Der Transport erfolgte hydromechanisch als Schlammsuspension oder als nasse Sande mittels Bandanlagen.

Dazu wurde mit 2 Dämmen aus Bauschutt und Mineralboden kurzerhand das nahe gelegene Tal des Kaitzbaches in einen 23 ha großen Schlammteich verwandelt, in den bis 1960 ca. 2,1 Mill. m³ Tailings eingelagert wurden (Halde A).

Nach mehreren Dammerhöhungen war die Kapazität der Halde A im Jahr 1961 bei einer maximalen Tailingsmächtigkeit von ca. 30 m erschöpft. Deshalb wurde 1961 nördlich der Halde A eine zweite Absetzanlage in Betrieb genommen. Innerhalb des aus Tailingsand mit einer Lehmkerndichtung errichteten Ringdammes der Halde B wurden bis zur Einstellung der Erzaufbereitung der Uranfabrik 1995 im Jahr 1962 auf einer Fläche von rund 11 ha etwa 0,25 Mill m³ Tailings eingespült.

Nach der Schließung der Uranfabrik wurden die technologischen Einrichtungen zurückgebaut, teilweise zur Nutzung in andere Aufbereitungsanlagen abtransportiert, zum Teil in den Absetzanlagen deponiert. Die Gebäude sollten entsprechend den damaligen Standards hauptsächlich durch Oberflächenreinigung und -überdeckung bzw. Fixierung der verbleibenden Radioaktivität mittels Anstrich und Putzen von Wänden und Betonschichten über Fußböden „dekontaminiert“ werden. Angaben zum Umfang der Dekontamination liegen nicht vor.

Die weitere Nutzung des Bereiches der ehemaligen Aufbereitung erfolgt bis 1992 als Produktionsstätte für Nutzfahrzeugreifen des Reifenwerks Dresden. Das frühere chemische Labor der Uranfabrik und Sonderzeche zur Entwicklung und Herstellung der Ionenaustauscher wurde als chemischer Betrieb zur Herstellung von Wirkstoffen für Waschmittel, Insektizide und Pestizide sowie von Zuschlagstoffen für die Reifenindustrie als Teilbetrieb der „Fettchemie Chemnitz“ genutzt.

Zusätzlich zu den Radionukliden aus der Uranzerfallsreihe aus dem Betriebszeitraum der Uranfabrik wurden bis zum Ende der Produktion im Reifenwerk und Fettchemie 1992 verschiedene Bereiche mit Kohlenwasserstoffen kontaminiert.

Während der Produktionszeit dieser Betriebe wurden außerdem sämtliche Produktabfälle, der Bauschutt abgebrochener Gebäude und die Asche des werkseitigen Heizkraftwerkes in 3 großen Halden im Standort mit weiterer Gefahr für Umwelt und Grundwasser abgelagert.

Die Absetzanlage Halde A wurde von 1973 bis 1988 als Hausmülldeponie genutzt und danach der Müll bis 1992 mit ca. 4 m Braunkohlenasche überdeckt.

Mit dem Bau eines weiteren Industriebetriebs im Norden der Halde B wurde ca. ein Drittel des Ringdammes der Absetzanlage und der nördliche Teil der Halde abgeflacht und nach der Überdeckung mit Kies und einer Betonplatte als Lagerfläche genutzt.

1.2 Übernahme des Standortes durch die Stadt Dresden

Nach der Wiedervereinigung 1990 gingen das Reifenwerk und die Fettchemie in Eigentum der Treuhandanstalt über.

Vor dem Hintergrund der beabsichtigten Aufgabe des Standortes durch das Management des Reifenwerkes gab es Anfang 1991 erste Überlegungen seitens der Stadt Dresden zum Kauf, Sanierung und Entwicklung des Standortes als Gewerbegebiet.

Aus diesem Grund wurde BAUGRUND DRESDEN im April 1991 mit der historischen und orientierenden Altlasterkundung beauftragt. Im Ergebnis dieser Erkundung beschloss der Stadtrat am 19.09.1991 den Kauf der Liegenschaften des Reifenwerkes und die Wiedernutzbarmachung als Gewerbe und Industriegebiet. Damit sollte vermieden werden, dass der Standort völlig brach fällt und für lange Zeit einer geordneten Entwicklung entzogen bleibt mit schwerwiegenden Folgen für den Stadtteil.

Die Entscheidung von Stadtrat und Stadtverwaltung trotz damals noch ungeklärten Finanzierungsverhältnisse durch Übernahme und Sanierung des Standortes Coschütz/Gittersee für benötigte Gewerbeflächen zu sorgen und nicht wie vielfach andernorts geschehen, ein neues Gebiet auf der „grünen Wiese“ zu errichten, war zu diesem Zeitpunkt ein beträchtliches Risiko und verdient hohe Anerkennung für die beteiligten Entscheidungsträger.

Die Anschubfinanzierung wurde durch die Regelungen zum Kaufvertrag zwischen der Landeshauptstadt Dresden und der Treuhandanstalt vom 7.12.1992 gesichert. Die Stadt Dresden war berechtigt, die Summe des Kaufpreises von ca. 10 Mill. € für die Sanierung des Kaufgegenstandes einzusetzen. In der Beratung der Arbeitsgruppe Bund – Treuhand – Länder vom 27.07.1993 wurde Coschütz/Gittersee zusätzlich als Ökologisches Großprojekt festgelegt. Der Freistellungsbescheid für die Flächen des Reifenwerkes wurde durch das Regierungspräsidium Dresden am 6.12.93 erteilt. Der Beschluß zur Finanzierung des Projektes nach dem Verwaltungsabkommen über die Regelung der Finanzierung der ökologischen Altlasten zwischen Bund und neuen Ländern [2] aufgenommen erfolgte am 14.12.1994.

Für den Standort wurde ein Bebauungsplan erstellt, der ebenfalls die Entwicklung der umliegenden radioaktiv unbelasteten Flächen in das Gewerbegebiet einbezieht, so dass die Gesamtfläche mit der ehemaligen Uranfabrik 95 (46 ha) als Kernzone ca. 170 ha umfasst.

2. Erkundung des Standortes und Erarbeitung des Sanierungskonzeptes

2.1 Erkundung

Die historische und sanierungsvorbereitende Altlasterkundung ergab, dass etwa 18 ha des Produktionsstandortes oder 43 % der Gesamtfläche durch Rückstände der Uranerzaufbereitung kontaminiert waren. Neben aus Erzaufbereitung resultierenden Kontaminationen von Radionukliden der Uranerfallsreihe, Arsen und Schwermetallen wie Pb, Cu, Ni, Co wurden auch in erheblichem Umfang Kontaminationen durch Chemikalien und Mineralölkohlenwasserstoffe in Gebäuden Auffüllungen und im natürlichen Untergrund im Ergebnis der Tätigkeit von Reifenwerk und Fettchemie festgestellt.

Das kontaminierte Volumen wurde auf ca. 700 000 m³ Boden und Bausubstanz geschätzt. In den Absetzanlagen Halden A und B mit einem Gesamtvolumen von ca. 4,7 Mill m³ befinden sich mit ca. 1.500 t Uran, 10¹³ Bq Ra-226, 1.500 Arsen und rund 10.000 t verschiedener Schwermetalle etwa 99 % des Gesamtinventars der Schadstoffe des Standortes.

Im Ergebnis der historischen und sanierungsvorbereitenden Erkundung und unter Berücksichtigung des Ziels eine stufenweisen Sanierung mit einer möglichst schnellen Freigabe der ersten Flächen zur Wiederansiedlung von Gewerbe und Industrie wurden der Gesamt-Standort in 3 Bereiche mit insgesamt 14 Altstandorten (AS) und 23 Altablagerungen (AA) unterteilt.

- Bereich I und IIA: Einrichtungen außerhalb der Anlage der Uranerzaufbereitung mit technischen und Hilfseinrichtungen, Werkstätten, Speisesaal, Industriemüllkippen mit ca. 10,2 ha Fläche, lokal begrenzte oberflächennahe Kontamination hauptsächlich in Auffüllungsbereich mit einem Volumen von ca. 270.000 m³, geringer Dekontaminationsaufwand, keine Nutzungseinschränkungen nach Sanierung zu erwarten.
- Bereich IIB: 10,7 ha Kernzone der mechanischen und nasschemischen Uranerzaufbereitung mit flächendeckender Kontamination bis zu 5 – 6 m in den natürlichen Untergrund und einem Volumen von ca. 400.000 m³ aufwändige Dekontamination mit erheblichem Zeitbedarf, Einschränkung der Nachnutzung auf industrielle Zwecke
- Bereich III: Industrielle Absetzanlagen Halden A und B
 Halde A: Kaitzbachtal, bis 30 m mächtige Einlagerungen von sandigen, schluffigen Tailings und Rotschlamm
 Halde B: Nautelweg, bis zu 15 m mächtige Einlagerungen von schluffigen Tailings, Dämme aus sandigen Tailings. Teilweise zerstörte Einschließungen (Dämme) der Tailings
 Dekontamination der Randbereiche und langzeitstabiler Einschluss der Ablagerungen sowie Rekultivierung erforderlich, keine industrielle oder landwirtschaftliche Nutzung beabsichtigt, aber keine Einschränkung für den zeitweiligen menschlichen Aufenthalt

Die wesentlichen Angaben zum Inventar der Absetzanlagen sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Inventar der Absetzanlagen Halden A und B Daten aus der orientierenden und sanierungsvorbereitenden Erkundung [4, 5], Zustand von Beginn der Sanierung

Absetzanlage	Halde A	Halde B
Oberfläche	20 ha	9 ha
Inventar (gerundet)	Mio m ³	Mio m ³
Tailingssand	0,1	0,08
Tailingsschluff	2,0	0,34
Mineralboden	0,5	0,14
Bauschutt		
Asche	0,4	-
Müll	1,6	-
Σ	4,6	0,56

Die kontaminierten Bereiche beeinträchtigen im vorliegenden Zustand die Schutzgüter Wasser- und Boden durch den Austrag von Tailings, Radionukliden und Schwermetallen durch Erosion, mit dem Sickerwasser in den Vorfluter Kaitzbach und den natürlichen Untergrund. Teilweise haben saure uranhaltige Sickerwässer die natürlichen geologischen Barrieren der gering durchlässigen quartären Deckschichten (Gehängelehm) und kalkhaltigen Schichten der Sächsischen Kreideformation unter den kontaminierten Ablagerungen bereits durchbrochen und den Kreidegrundwasserleiter erreicht.

Im quartären Grundwasserleiter unter dem Damm der Halde B wurden bis zu 510 Bq/l U-238 und im Sandsteingrundwasserleiter zwischen den Absetzanlagen bis 1050 Bq/l U-238 festgestellt.

Die Kontaminationsfahne im Kreidegrundwasserleiter ist bis ca. 300 m im Abstrom nachweisbar.

Eine Bewertung der Aktivitätskonzentrationen im Boden, Mauerwerk und Abstrom des Grundwasserleiters in Bezug auf die Referenzwerte der Strahlenschutzkommission für die Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaues bezüglich Boden- und Grundwasser und Gebäudenutzung [6, 7] ergab, dass eine unkontrollierte Nutzung der Flächen, Gebäude und Einrichtungen der ehemaligen Uranfabrik 95 und der Absetzanlagen bis zum mehrfachen des Richtwertes der Strahlenexpositionen von Personen der Bevölkerung von 1 mSv/a führen können. Aus diesen Gründen ergab sich vor einer weiteren Nutzung die dringende Notwendigkeit zur Sanierung des Standortes zur Gefahrenabwehr.

2.2 Sanierungsstrategie und Sanierungskonzept

Entsprechend den Ergebnissen der Erkundung wurden die Ziele für die Maßnahmen der Gefahrenabwehr und der Wiedernutzbarmachung formuliert:

- Dauerhafte Verhinderung bzw. Reduzierung der Freisetzung radioaktiver und konventioneller Schadstoffe im Grund-, Oberflächenwasser und natürlichem Untergrund durch Entfernung der Emissionsherde und Quellen oder deren sicheren Einschluss falls eine vollständige Entfernung ökonomisch nicht vertretbar ist, entsprechend dem fortgeschrittenen Stand der Technik ,
- Ermöglichen einer erneuten gewerblichen Nutzung der Liegenschaften des Großprojektes entsprechend Kaufvertrag und Bebauungsplan,
- Sicherstellung der Einhaltung des Richtwertes von $< 1\text{mSv/a}$ für Referenzpersonen der Nutzungen und der Bevölkerung der umgebenden Liegenschaften bei der Nutzung des sanierten Standortes.

Die zur Erreichung der o.g. Sanierungsziele geeigneten Strategien und Prinzipien wurden in [8, 9] festgelegt und durch die finanzierende Institution die Arbeitsgruppe Treuhandanstalt (SGSG) – Bund – Land bestätigt. Die Organisationsstruktur zur Realisierung des Großprojektes ist in Abbildung 2 schematisch dargestellt.

Aufgrund der Priorität der radioaktive Kontamination ist für jeden Sanierungsschritt ein strahlenschutzrechtliches Genehmigungsverfahren erforderlich. Die Verfahrensweise und konkreten Sanierungsziele für die Sanierungsschritte werden in der Strahlenschutzgenehmigung festgelegt und durch die Behörde überwacht.

Der Umgang mit kontaminiertem Material erfolgt nur innerhalb der Grenzen des kontaminierten Standortes. Nach Abschluss der Sanierung eines Bereiches und der messtechnischen Kontrolle des Sanierungserfolges wird dieser mit oder ohne Nutzungseinschränkungen freigegeben..

Die Sanierung begann mit den am geringsten belasteten Bereichen I und IIA, um so schnell wie möglich Flächen zur Gewerbeansiedlung anbieten zu können.

Bereits im Dezember 1994 konnten die ersten Flächen veräußert werden. Die parallele Abarbeitung von Sanierungsausführung, weiterer Erkundung, deren wissenschaftlicher Auswertung, chemischer Modellierung, Planung und Führung der Genehmigungsverfahren

erlaubte eine schrittweise Sanierung des Standortes und eine verzögerungsfreie Vorbereitung der weiteren Sanierungsabschnitte.

Die Dekontamination erfolgte durch Abbruch der kontaminierten Gebäude, Anlagen und Fundamente, Abtrag von aufgehaldeten kontaminierten Produktionsrückständen, Aschen und Austausch des kontaminierten Bodens.

Im Rahmen einer Machbarkeitsstudie wurde die Umlagerung der Absetzanlagen Halde A und Halde B als unwirtschaftlich und nicht genehmigungsfähig beurteilt.

Deshalb wurde beschlossen, die Randbereiche der Halden zu dekontaminieren, die Absetzanlagen zu stabilisieren, die im Inventar verbliebenen Schwermetalle und radioaktiven Rückstände in situ zu immobilisieren und so die sichere Einlagerung der kontaminierten Materialien aus den Bereich I, II zu ermöglichen. Mit einer bis zu 4 m mächtigen begrünten Abdeckung aus Mineralboden werden die Voraussetzung für eine langzeitsichere Verwahrung (> 1000 Jahre) geschaffen und die so sanierten Absetzanlagen wieder in die natürliche Morphologie des Kaitzbachtales eingegliedert.

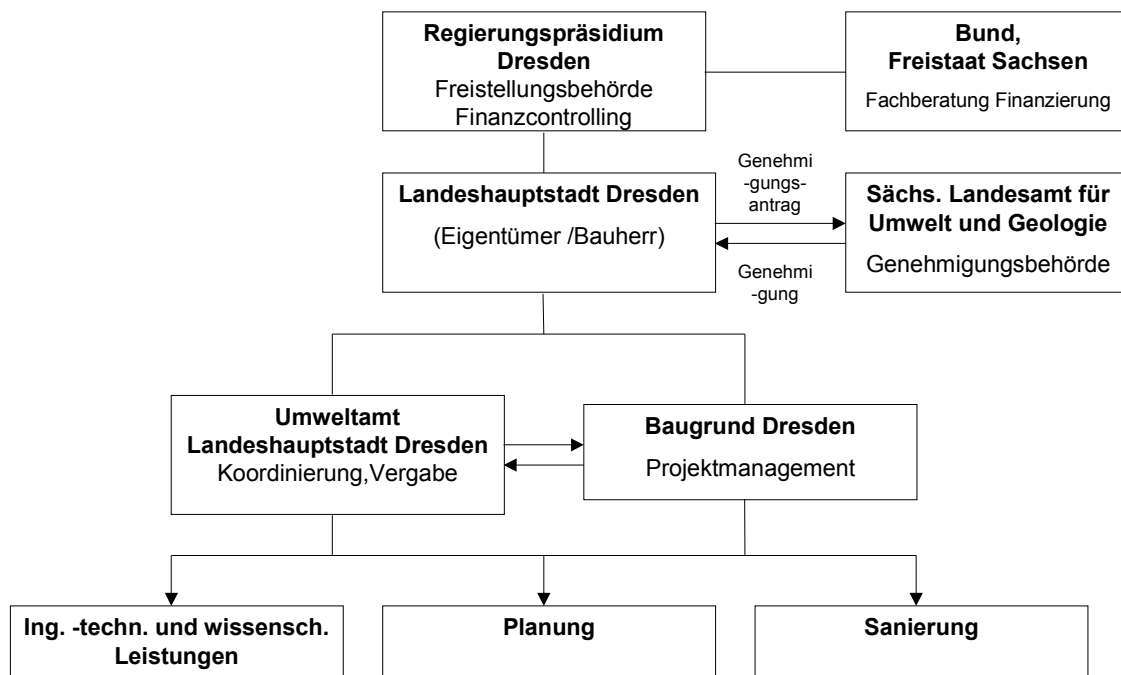


Abb. 2: Organisationsstruktur der Finanzierung, Vorbereitung, Planung, Durchführung und Kontrolle der Maßnahmen zur Gefahrenabwehr

Als Bestandteil des Sanierungskonzeptes und Voraussetzung für die Genehmigungstätigkeit der in situ Verwahrung der Halden A und B und deren Nutzung als Deponieraum für die bei der Sanierung des Standortes anfallenden kontaminierten Materialien wurde eine Überwachung des Wasser- und Luftpfades konzipiert und realisiert.

Die Überwachung dient der Früherkennung, der Änderung des Emissionsverhaltens der Halden und dem Nachweis der erfolgreichen Durchführung der Maßnahmen zur Gefahrenabwehr sowie der Beweissicherung für die Gewährleistung der durchgeführten Maßnahmen und der Langzeitüberwachung des Standortes nach Abschluss der Sanierungsmaßnahmen.

3. Messtechnische Begleitung zum Nachweis des Sanierungserfolges und zur Strahlenschutzüberwachung

3.1 Prüfung und Dokumentation der Einhaltung der Sanierungsziele

Entsprechend den im Sanierungskonzept vorgegebenen und im strahlenschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren bestätigten Zielen für die Dekontamination der Flächen des ökologischen Großprojektes: Abtrag der kontaminierten Auffüllungen und Austausch des kontaminierten Untergrundes im Bereich des Lockergesteins mit den Zielwerten siehe Tabelle 4 wurde der Sanierungsfortschritt durch das Sanierungsmanagement und ein Vorortlabor gesteuert, überwacht und dokumentiert.

Tabelle 4: Sanierungszielwerte Radionuklide und konventionelle Schadstoffe

Spezifische Aktivitäten der Radionuklide der Uranerfallsreihe	Bereich I, IIA		Bereich IIB	
	< 0,2 Bq/g		<1,0 Bq/g	
Arsen und Schwermetalle	As	20 mg/kg	Cu	400 mg/kg
	Pb	500 mg/kg	Ni	250 mg/kg
	Cd	10 mg/kg	Zn	2000 mg/kg
	Cr	400 mg/kg		
Organische Stoffe	Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW)		< 5000 mg/kg	

Der Nachweis des Sanierungserfolges wurde entsprechend den Vorgaben der Strahlenschutzkommission für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau [6, 7] geführt durch:

- Messung der γ -Ortsdosisleistung der sanierten Flächen
- Bestimmung der mittleren spezifischen Aktivitäten der Radionuklide über Flächen und Tiefen durch γ -spektrometrische Untersuchungen von Bodenproben in einem 10 m x 10 m Raster
- Bestimmung der Konzentration von Arsen, Schwermetallen und Kohlenwasserstoffen in einem 50 m x 50 m Raster.

Anhand der so durchgeführten Untersuchungen wurden z.B. für die Flächen der mechanischen und chemischen Erzaufbereitung (Bereich IIB) folgende Sanierungsergebnisse nachgewiesen (Tabelle 5)

Tabelle 5: Flächenanteile an der Gesamtfläche mit erreichtem Sanierungsziel nach Tabelle 4

Parameter	Flächenanteil [%]	Parameter	Flächenanteil [%]
spezif. Aktivität			
C < 0,2 Bq/g	91,2	Cr	100
C < 1,0 Bq/g	99,6	Cu	98,6
As	91,2	Ni	87,3
Pb	97,3	Zn	86,5
Cd	100		

In Abwägung von Aufwand und Nutzen unterblieben weitere Maßnahmen zur Entfernung der Kontamination <1,0 Bq/g in 0,4 % der aus dem Festgestein. Für diese Flächenanteil von < 1% des Bereichs IIB wurde im Bebauungsplan eine radiometrische Begleitung der Erschließung festgeschrieben.

3.2 Strahlenschutzmaßnahmen und Überwachung

Auf der Grundlage der im Genehmigungsantrag für die einzelnen Sanierungsschritte durchgeführten Expositionsabschätzungen für die Beschäftigten der Sanierungsmaßnahmen und deren Auswirkungen auf umliegende Wohn- und Gewerbestandorte wurden die Sanierungsteilschritte im Bereich der Kernzone des Aufbereitungsstandortes (Bereich IIB) und der Absetzanlagen unter den Bedingungen eines Strahlenschutzbereiches und die für den Schutz der Beschäftigten und der Bevölkerung erforderlichen Maßnahmen durchgeführt.

Für die Sanierung wurde ein Arbeitsschutzhandbuch mit Strahlenschutzordnung und maßnahmespezifischen Strahlenschutzinstruktionen/Betriebsanweisungen und Sicherheitsmaßnahmen erarbeitet. Während der Arbeiten erfolgte eine Begrenzung der Exposition über die Pfade äußere Bestrahlung, Inhalation, Ingestion von Staub durch:

- vollständige Umzäunung der kontaminierten Bereiche,
- Einrichtung Schwarz-Weiß-Bereiche
- Individuelle Schutzmaßnahmen, Einwegkleidung, Atemschutzmasken für bestimmte Arbeitsinhalte
- Reduzierung des Staubanfalls durch Befeuchtung
- Reinigung von Baufahrzeugen (Waschanlage) und Ausrüstung, strikte radiometrische Kontrolle und Verlassen von Fahrzeugen und Materialien des Sanierungsbereiches nur nach Freigabe

Die auftretenden Expositionen von Beschäftigten und Bevölkerung wurde durch Überwachung der individuellen Exposition und des Aktivitätsaustrages aus dem Sanierungsbereich ermittelt. Die wesentlichen Parameter sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Tabelle 6: Ergebnisse der Strahlenschutzüberwachung der Sanierungsarbeiten

Parameter	Einheit	Ergebnis
personendosimetrische Überwachung Beschäftigte	mSv	< 0,1
C _{LLA} in der Umgeb.-luft der Arbeitsorte (Hochleistungssammler RADOS)	mBq/m ³	0,1 – 0,437
γ-ODL der kontaminierten Flächen	nGy/h	60 – 1250
Staubgebundener Akt.-austrag (Fallout)	Bq/m ² · Monat	0 – 12
Radonkonzentration in bodennaher Luft	Bq/m ³	ca. 30 (entspricht den geogenen Werten im Raum Coschütz/Freital)

Aus der personendosimetrischen Überwachung konnte in keinem Fall eine Exposition >0,1 mSv abgeleitet werden. Ortsdosisleistungen > 500 nGy/h traten weitgehend nur kleinflächig auf. Selbst bei Radonmessungen innerhalb größerer freigelegter Tailingsflächen wurden

im Mittel keine höheren Radonkonzentrationen der bodennahen Luft als in Bereichen der Umgebungskonzentration des Überwachungsraumes Coschütz/Freital festgestellt.

Die aus den Überwachungsergebnissen berechneten Expositionen für Beschäftigte bei den einzelnen Sanierungsmaßnahmen und Arbeitsschritten sind in Tabelle 7 den Expositionsabschätzungen aus dem Genehmigungsverfahren gegenübergestellt.

Die höchsten Expositionswerte wurden meistens für das Überwachungspersonal ermittelt, das die längsten Aufenthaltszeiten im kontaminierten Bereich aufwies. Die absolut höchste Exposition von 2,4 mSv wurde für das Überwachungspersonal bei den Tiefenentrümmungen festgestellt. Insgesamt liegen aus der Überwachung erhaltenen Expositionen aufgrund der konsequenten Durchsetzung der Strahlenschutzmaßnahmen zum Teil deutlich unter den vorhergesagten Expositionen.

Tabelle 7: Gegenüberstellung der im Genehmigungsverfahren abgeschätzten und aus der Strahlenschutzüberwachung ermittelten Expositionen für Baustellenpersonal

Sanierungsschritt	Arbeitsinhalt	Expositionsabschätzung Genehm.-antrag	Gesamt-Expos. Sanier.-schritt mSv	
			Von	bis
Dekontamin. Bereich I/IIA	Bodenaustausch	<0,3 mSv	<0,1 ¹	
Abbruch Zeche 6a (Pilotprojekt)	Abbrucharbeiten	0,015 mSv mit Atemschutzmaske	0,001	0,005
	Dekontamination Gebäude-Oberflächen	-	0,12	0,4
Gebäudeabbruch IIB	Abbrucharbeiten	1,58 mit Atemschutzmaske	0,11	0,44
	Brennschneiden Schrott		0,2	0,34
	Brechen Bauschutt	0,34 mSv	0,23	
	Aufhalden Seitenablage	0,39 mSv		
Tiefenentrümmung IIB	keine Unterscheid. der Arbeitsinhalte (Abbruch, Transport, Brechen Einbauen)	1,5 mSv/a	0,5	2,0
	Überwachungspersonal	-	2,4	
Flächendeckende Kontamination	Aushub, Transport, Einbau Brennschneiden Schrott	8,6 mSv/a	0,18	0,5
	Sanierung AA10	Arbeiten im Tailingsbereich (alle Arbeitsgänge durch gleiche Pers.)	6 mSv	1,3
	Überwachungspersonal	-	2,2	
Sanierung AA23	Arbeiten im Tailingsbereich	3 mSv	0,8	
	Überwachungspersonal	-	1,3	

¹ nur personodosimetrische Überwachung, alle Auswertungen der Personendosimeter der Beschäftigten der Bauunternehmen und des Überwachungspersonals Dosis= 0,0 mSv

Alle aus den Messungen erhaltenen Expositionen bei den Sanierungsarbeiten für Einzelpersonen der Bevölkerung waren kleiner 0,1 mSv/a.

4. Stand der Sanierung

Insgesamt wurden im Verlauf der Sanierungsarbeiten ca. 800 000 m³ Tailings, kontaminierte Aschen, Mineralböden und Bauschutt in den Halden A und B eingebaut, nachdem die ehemaligen Absetzanlagen durch die Sanierung der Randbereiche Wiederherstellung des Norddammes der Halde B ertüchtigt und der geochemischen Nachweises der langzeitstabilen Verwahrungsmöglichkeit für die Endverwahrung erbracht wurde.

Nach dem Abschluss der Sanierung des Bereiches I/IIA 1995 und des Bereiches IIB, Ende 2000 wurde die letzte Teilfläche des ehemaligen Aufbereitungsstandortes der Uranfabrik 2001 zur Nutzung freigegeben und erschlossen. Bisher haben sich 44 produzierende mittelständige Firmen mit insgesamt ca. 1500 Arbeitsplätzen angesiedelt. Damit hat die Zahl der Beschäftigten am Standort etwa wieder die Zahl von 1989 erreicht (Tabelle 8). Der Standort wird sowohl von Unternehmern als auch von der Bevölkerung voll akzeptiert, die Stadt garantiert als Verantwortliche für die Sanierung, Erschließung und Veräußerung die vollumfängliche Nutzung der Grundstücke und der Infrastruktur.

Für die Halde B ist die Langzeitsicherung mit der Stabilisierung der Dämme durch Verschüttung von ca. 100 000 m³ Ausbruchmaterial des Tunnels Coschütz der Bundesautobahn A 17 und der Aufbringung einer ca. 4 m mächtigen mineralischen Abdeckung fast abgeschlossen.

Tabelle 8: Zusammenfassung der Sanierungsergebnisse

Bereich	I/IIA	IIB	III	
Sanierungsziel	C < 0,2 Bq/g	C < 1,0 Bq/g	Deponierung, Sicherung, Endverwahrung	
Sanierungszeitraum	07/1993 - 03/1995	08/1994 – 10/2000	Deponierung ab 07/1993 Sanierung ab 10/1996	
Sanierungsarbeiten	Abtrag v. Aufhaldungen, Bodenaustausch	Gebäudeabbruch Abtrag v. Aufhaldungen, Bodenaustausch, tiefreichende Kontaminationen	Inventar einschließl. Aus dem Randbereichen eingelagerter Massen und Zwischenabdeckung.	
Sanierungsergebnis	C < 0,2 Bq/g	C < 1,0 Bq/g im Lockergestein erreicht, auf 0,4% der Fläche C ≥ 1,0 Bq/g im Festgestein	Inventar einschließl. aus dem Randbereichen eingelagerter Massen und Zwischenabdeckung.	
Kubaturen [m ³]	abgetragen 268.000	abgetragen 538.00	Halde A 5.295.000	Halde B 735.000
Kosten Stand 2005	Plan Ist	15,97 Mio € 14,36 Mio €	27,74 Mio € 18,7 Mio € (12/2005)	12,13 Mio €
Nutzungsbeginn	08/1994	01/2001	Freigabe vorauss. 12/2008	
Nutzung	44 Ansiedlungen mit 1533 Arbeitsplätzen (04/2005)		(keine gewerbliche Nutzung)	

Die Endverwahrung der Halde A befindet sich im Stadium der Genehmigungsplanung und Beantragung. Das Genehmigungsverfahren für die Dekontamination des Haldenvorlandes und die Erhöhung der Dauerstandsicherheit der Dämme durch Vorschüttung ist eingeleitet. Im Gegensatz zur Halde B wird auf eine Abdeckung mit definierter Durchlässigkeit orientiert. Nach den laufenden Planungen ist der Abschluss aller Arbeiten und die Freigabe des gesamten Geländes zur öffentlichen Nutzung 2009 zu erwarten.

5. Literaturverzeichnis

- [1] M. Hagen: Probleme der Sanierung des Uranerzbergbaues in Ostdeutschland, 2. Deutsch-Amerikanischer Workshop zur „Umweltsanierung von stillgelegten Anlagen zur Gewinnung und Aufbereitung von Uranerz“, Chemnitz 16. bis 20. Mai 1994
- [2] Bekanntmachung des Verwaltungsabkommens zwischen der Bundesrepublik Deutschland und den Ländern Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Thüringen sowie dem Freistaat Sachsen über die Regelung der Finanzierung der ökologischen Altlasten vom 01.12.1992, Bundesanzeiger Nr. 58, S. 2842 vom 25.03.1993
- [3] F. Ohlendorf, B. Ullrich, W. Rossbander Gutachten zur Altlastenuntersuchung, Gefahrenabschätzung und Sanierungskonzeption der Teilfläche IIB und Halde D des Gewerbegebietes Dresden-Coschütz/Gittersee BAUGRUND DRESDEN, 12.06.1992
- [4] B. Ullrich, F. Ohlendorf, W. Rossbander Gutachten zur abschließenden und sanierungsvorbereitenden Untersuchung und Altlastenerkundung des Gewerbegebietes Dresden-Coschütz/Gittersee, Bereiche I, IIA, IIB, Halde D, BAUGRUND DRESDEN, 27.04.1993
- [5] F. Ohlendorf, B. Ullrich, W. Rossbander Gutachten zur Altlastenuntersuchung, Gefahrenabschätzung und Sanierungskonzeption der Teilfläche III (Halden A und B) des Gewerbegebietes Dresden-Coschütz/Gittersee, BAUGRUND DRESDEN, 30.11.1992
- [6] Empfehlungen der Strahlenschutzkommission mit Erläuterungen. Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau, Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission, Band 23, Gustav-Fischer-Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 1992
- [7] Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, Strahlenschutzkriterien für die Nutzung von möglicherweise durch den Uranbergbau beeinflussten Wässern als Trinkwasser, Sitzung der Strahlenschutzkommission, 10./11. Dezember 1992
- [8] B. Ullrich, F. Ohlendorf, W. Rossbander: Das Sanierungskonzept des Großprojektes Dresden-Coschütz/Gittersee – Uranfabrik 95 und industrielle Absetzanlagen, Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums, Dresden 5 (1994) – S. 177 – 196
- [9] BAUGRUND DRESDEN: Weiterführendes Sanierungskonzept für das Großprojekt Dresden-Coschütz/Gittersee, Amt für Umweltschutz Dresden, 04.11.1994
- [10] C. Korndörfer, F. Ohlendorf: Redevelopment of an Uranium Mill Site into a Business Park – 1 Projekt of the City of Dresden, Proceedings of the Third International Symposium of Environmental Contamination in Central and Eastern Europe, Warsaw, Poland, Sept. 1995, S. 437 - 439

RADIOLOGISCHE BEWERTUNG DER GRUBENWÄSSER-EINLEITUNGEN DES STEINKOHLEBERGBAUS IM BEREICH FOSSA EUGENIANA

RADIOLOGICAL ASSESSMENT OF MINE WATER DISCHARGES FROM HARD COAL MINING IN THE FOSSA EUGENIANA AREA, GERMANY

C. Wanke, S. Ritzel, R. Sachse, R. Michel

Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Universität Hannover, Deutschland

Zusammenfassung

Im Bereich der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins führten Einleitungen radiumhaltiger Grubenwässer zu erhöhter Radioaktivität in Gewässersedimenten und hochwasserbeeinflussten Böden. Zur Bewertung der potentiellen Strahlenexposition sind umfangreiche Messungen der Ortsdosisleistung und Untersuchungen von Sedimenten, Böden und Biomaterialien durchgeführt worden. Auf der Grundlage der Berechnungsgrundlagen Bergbau wurde anhand der experimentellen Ergebnisse die mögliche Exposition von Personen der Bevölkerung modelliert. Hierbei wurden sowohl die derzeitige Situation als auch die mögliche zukünftige Entwicklung betrachtet.

Summary

Discharges of radium-carrying mine waters from hard coal mining in the area of the Fossa Eugeniana and the Rheinberger Altrhein in Germany have caused elevated radioactivity in sediments and soils. For the evaluation of the potential radiation exposure comprehensive measurements of the ambient dose rates and investigations of the activity concentrations of river sediments, soils, and biological materials were performed. The potential exposure of members of the public was modeled on the basis of the Berechnungsgrundlagen Bergbau. In the assessment the present situation as well as its possible future development was considered.

Schlüsselwörter Steinkohlebergbau, natürliche Radionuklide, Strahlenexposition

Keywords hard coal mining, natural radionuclides, radiation exposure

1. Einleitung

Beim untertägigen Abbau von Steinkohle können sulfathaltige und chloridhaltige Grundwässer zusammentreffen. Dabei kommt es zur Ausfällung von Bariumsulfat, wobei das in den Wässern gelöste Radium mitgefällt wird. Das Radiumsulfat kann zur Belastung von Gewässern führen, wenn es aus den Gruben abgeleitet wird. Im Bereich der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins in Nordrhein Westfalen wurden solche Belastungen festgestellt, die zu erhöhter Radioaktivität in Gewässersedimenten und hochwasserbeeinflussten Böden geführt haben. Zur Untersuchung und Bewertung dieser Belastungen wurde durch die Universitäten Hannover, Würzburg und Duisburg-Essen unter Federführung der HGN Hydrogeologie GmbH Magdeburg ein Gutachten erstellt [1], in dessen Rahmen die hier vorgestellten Untersuchungen durchgeführt wurden. Dazu wurde in den Jahren 2004 und 2005 nach umfangreicher Kartierung der Ortsdosisleistung und Untersuchungen von Oberflächenwässern, Sedimenten, Böden und Biomaterialien eine Modellierung der potentiellen Strahlenexposition der Bevölkerung nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [2] vorgenommen.

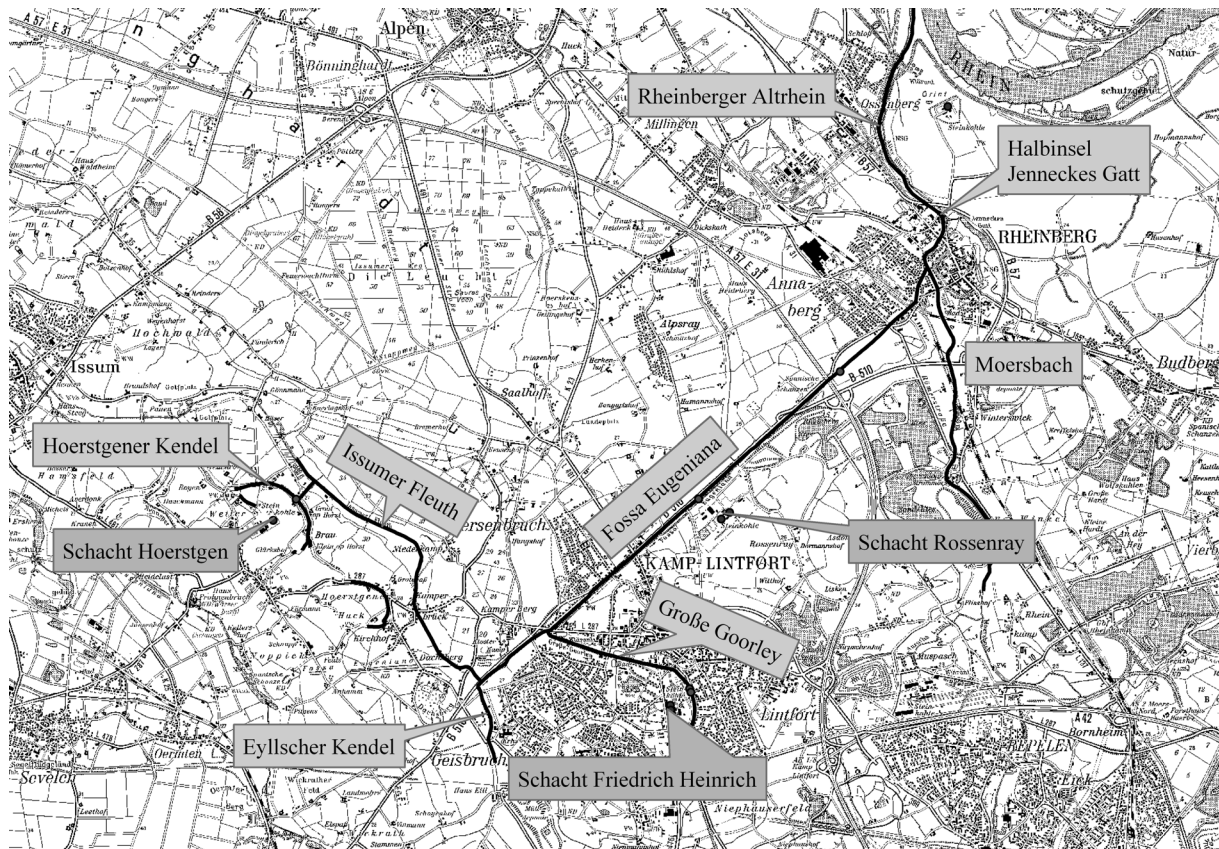


Abbildung 1: Darstellung des Untersuchungsgebietes

2. Experimentelles

Zur Kartierung der Ortsdosisleistung (ODL) wurden insgesamt 6271 Messungen der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung $\dot{H}^*(10)$ in 1 m Höhe durch die Universitäten Hannover und Duisburg-Essen durchgeführt. Zum Einsatz kamen Messgeräte der Firma Thermo/ESM vom Typ FH 40 G-L10 und FHZ 672 E-10, die zur Kalibrierung regelmäßig mit Hilfe einer ^{137}Cs -Quelle sowie auf den Referenzmessflächen der Wismut GmbH in Ronneburg überprüft werden. Die Messungen wurden linear entlang der Uferlinien sowie im Raster auf belasteten Flächen durchgeführt.

Schwebstoffbürtige Sedimente wurden als Mischproben im gesamten Gewässerabschnitt entnommen, Bodenproben als Mischproben auf 100 m² großen Teilflächen vergleichbarer ODL in den Gebieten am Rheinberger Altrhein, auf einer Halbinsel am Zufluss von Jenneckes Gatt in den Altrhein und auf einer Weidefläche am Rheinberger Altrhein. Weitere Probenahmen erfolgten am Hoerstgener Kendel, unter einer Straßenbrücke an der Fossa Eugenia sowie in Rheinberg am Altrhein unterhalb eines Spielplatzes. Die Bodenbeprobung erfolgte generell aus dem Tiefenbereich 0-20 cm, am Altrhein für ausgewählte Proben zusätzlich aus der Tiefe 0-10 cm. Die Sedimente wurden bei 105 °C, die Bodenproben bei 50 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, zerkleinert und homogenisiert.

An Biomaterialien wurden Weidegras, Fische aus belasteten und unbelasteten Gewässern sowie Kleintiere aus einem kontaminierten Bereich untersucht. Die Entnahme von Weidegras erfolgte mit Hilfe eines Balkenmähers in Streifen von ca. 5 m × 1 m. Es wurden über die gesamte Weidefläche etwa 30 Stichproben genommen und zu einer Mischprobe vereinigt. Die Probe wurde gemäß den Messanleitungen [3] getrocknet und verascht. Bei den Proben von

Fisch und Wildtieren wurde das essbare Muskelfleisch zunächst separiert und anschließend verascht.

Die gammaspektrometrischen Untersuchungen der Proben wurden mittels HPGe-Detektoren mit relativen Ansprechvermögen von 30-40 % in 500-ml-Ringschalen oder 80-ml-Petrischalen durchgeführt. Die Gefäße wurden nach Einfüllen der Proben gasdicht versiegelt und zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{222}Rn und seinen Zerfallsprodukten vor der Messung drei Wochen gelagert. Die Kalibrierung der Detektoren erfolgte dichtabhängig mit Präparaten, die mit kalibrierten Multinuklid- bzw. ^{210}Pb -Lösungen markiert wurden. In den Proben wurden die Gehalte an ^{238}U über ^{234}Th und $^{234\text{m}}\text{Pa}$, ^{226}Ra über ^{214}Pb und ^{214}Bi , ^{210}Pb , ^{235}U , ^{228}Ra über ^{228}Ac , ^{228}Th über ^{212}Pb und ^{208}Tl sowie ^{137}Cs und ^{40}K bestimmt. Alle Aktivitätsangaben sind auf Trockenmasse bezogen. Details finden sich in [1].

3. Ergebnisse

Die numerischen Ergebnisse der ODL-Messungen (einschließlich des Beitrages der kosmischen Strahlung) finden sich in [1], eine Aufstellung der statistischen Kennzahlen in Tabelle 1. Für die Bereiche Eyllscher Kendel, Issumer Fleuth, oberer Moersbach sowie Jennekes Gatt ist kein bergbaulicher Einfluss feststellbar. Der arithmetische Mittelwert der ODL von $(81 \pm 10) \text{ nSv h}^{-1}$ stimmt gut mit dem natürlichen Hintergrundwert für Nordrhein-Westfalen von 89 nSv h^{-1} , der sich aus dem vom BfS angegebenen Mittelwert der Bodenstrahlung von 59 nSv h^{-1} und dem Beitrag der kosmischen Strahlung von 30 nSv h^{-1} ergibt [4], überein.

Beim Hoerstgener Kendel konnten deutlich der Abschnitt von der Kläranlage bis zum Einleiter mit einem maximalen ODL-Wert von 84 nSv h^{-1} und der Abschnitt nach dem Einleiter Schacht Hoerstgen mit Erhöhung der ODL auf 192 nSv h^{-1} unterschieden werden. Der höchste Wert direkt am Ufer wurde nach der Einleitung mit 370 nSv h^{-1} bestimmt. Auf einer Fläche rechts der Einleitstelle am Hoerstgener Kendel wurde eine deutlich erhöhte ODL mit einem Maximalwert von 764 nSv h^{-1} festgestellt, die durch Aushubmassen verursacht wurde, die im Rahmen der Gewässerunterhaltung anfielen und inzwischen beseitigt wurden.

Im Oberlauf der Fossa Eugenia bis zur Schachanlage Rossenray war die ODL mit einem Maximalwert von 160 nSv h^{-1} relativ niedrig. In der Einleitstelle Rossenray, die nicht zugänglich ist, wurde eine ODL von ca. 1000 nSv h^{-1} ermittelt. Der höchste Messwert an der Fossa Eugenia betrug 816 nSv h^{-1} in der Nähe dieser Einleitstelle. An einer Straßenbrücke stromabwärts wurden Ortsdosisleistungen von ca. 400 nSv h^{-1} gemessen. Auch diese Kontaminationen wurden durch Sofortmaßnahmen beseitigt. Insgesamt war die Situation an der Fossa Eugenia charakterisiert durch weitgehend unbelastete Uferabschnitte mit einzelnen kleinräumigen Kontaminationen. Dieser Befund ist plausibel, da durch das Kanalprofil des Gewässers wenig ausgeprägte Sedimentationsflächen im Uferbereich existieren.

Am Unteren Moersbach lagen alle Messwerte unter 100 nSv h^{-1} . Hinter einer Kanalschleuse in Richtung Jennekes Gatt wurden an einzelnen Sedimentationsstellen ODL bis zu 277 nSv h^{-1} , auf der Landzunge am Zufluss von Jennekes Gatt maximal 430 nSv h^{-1} gemessen.

Das Gebiet des Rheinberger Altrheins wurde mit 1076 Punkten auf Flächen links und 3606 Punkten rechts des Gewässers erfasst. In Abbildung 2 sind die Messwerte als Häufigkeitsverteilung dargestellt. Der Modus bei 150 nSv h^{-1} charakterisiert Messpunkte, die nicht oder nur wenig von den Einleitungen des Steinkohlenbergbaus beeinflusst sind. Der Modus zwischen

200 und 420 nSv h⁻¹ kennzeichnet die mittlere, durch die Einleitungen des Steinkohlenbergbaus erhöhte ODL. Die Anzahl der Messwerte ist allerdings kein Maß für die Flächengrößen, da das Messraster im Bereich erhöhter ODL-Werte (>300 nSv h⁻¹) verdichtet wurde. Für dieses Gebiet sind die Bereiche in einem mit Betretungsverbot belegten Naturschutzgebiet am rechten Ufer des Altrheins von den Flächen am linken Ufer zu unterscheiden. Im Naturschutzgebiet wurde eine flächenhafte Kontamination vorgefunden, auf der Ortsdosisleistungen über 300 nSv h⁻¹ gemessen wurden. Die Flächengröße beträgt etwa 8000 m². Die räumliche Verteilung der ODL war dabei inhomogen, es wurden einige „Hotspots“ gefunden, an denen die ODL mit bis zu 430 nSv h⁻¹ deutlich höher war als in der Umgebung. Das Gebiet am linken Ufer zeigt generell niedrigere ODL-Werte, für die eine logarithmische Normalverteilung mit einem Erwartungswert von 231 nSv h⁻¹ nicht abgelehnt werden kann.

Bei einer Weide am Altrhein war lediglich die Uferlinie, nicht aber die eigentliche Weidefläche von den Einleitungen des Bergbaus beeinflusst. Zusätzlich wurden vier Spielplätze in Rheinberg vermessen. Sie zeigten keinerlei Auffälligkeiten gegenüber den natürlichen Hintergrundwerten.

Tabelle 1: Statistische Kennzahlen der ODL-Messungen am untersuchten Gewässersystem.

	Anzahl der Messungen	Geom. Mittelwert	Geom. Standardabweichung	Minimum	75. Perzentil	Maximum
		nSv h ⁻¹		nSv h ⁻¹	nSv h ⁻¹	nSv h ⁻¹
Hoerstgener Kendel	277	143	1,68	68	184	764
Große Goorley	85	100	1,38	73	103	275
Fossa Eugeniana	479	132	1,54	46	181	816
Unterer Moersbach	43	117	1,51	76	171	277
Halbinsel Jenneckes Gatt	147	274	1,29	101	317	485
Altrhein	4682	257	1,40	99	327	431
Weide	58	118	1,07	100	123	137
Uferbereich Weide	29	276	1,25	182	335	393
Unbeeinflusste Gebiete	189	79	1,14	60	87	107

Die jeweiligen Messergebnisse der Boden- wie auch der Biomaterialproben finden sich in [1]. Die im Gesamtgebiet am Rheinberger Altrhein genommenen Proben (0-20 cm) wiesen ²²⁶Ra-Aktivitäten von 35-1495 Bq kg⁻¹ auf, es wurden also unbelastete wie auch belastete Teilflächen beprobt. Bei der Weide am Altrhein wies der Uferbereich für ²²⁶Ra eine spezifische Aktivität von 945 Bq kg⁻¹ (0-20 cm) auf und zeigte somit eine ähnliche Beeinflussung wie das Naturschutzgebiet am Altrhein. Die Weidefläche selbst war hingegen unauffällig. Die auf ausgewählten Teilflächen aus dem Tiefenbereich 0-10 cm entnommenen Proben enthielten ²²⁶Ra-Aktivitäten von 183-1576 Bq kg⁻¹. Dabei zeigte sich die Korrelation $A(^{226}\text{Ra}, 0-10 \text{ cm}) = 1,23 A(^{226}\text{Ra}, 0-20 \text{ cm}) - 4,7$ ($R^2 = 0,92$). Analoge Korrelationen wurden für die weiteren dosisrelevanten Nuklide ²¹⁰Pb, ²²⁸Ra und ²²⁸Th beobachtet.

Sowohl ²²⁸Ra als auch ²¹⁰Pb sind deutlich mit ²²⁶Ra korreliert. ²¹⁰Pb und ²²⁶Ra befinden sich im radioaktiven Ungleichgewicht mit einem $A(^{210}\text{Pb})/A(^{226}\text{Ra})$ -Verhältnis von etwa 0,4-0,5. ²¹⁰Pb ist also nach der Sedimentation von ²²⁶Ra noch nicht nachgewachsen. Die daraus berechneten Alter der Bodenschichten liegen zwischen 10 und 45 Jahren [1]. Der Zusammenhang ²¹⁰Pb-²²⁶Ra ist in Abbildung 3 dargestellt. Mit den Proben aus dem Altrheingebiet ver-

gleichbar sind die Proben, die auf der Halbinsel am Zufluss von Jennekes Gatt genommen wurden.

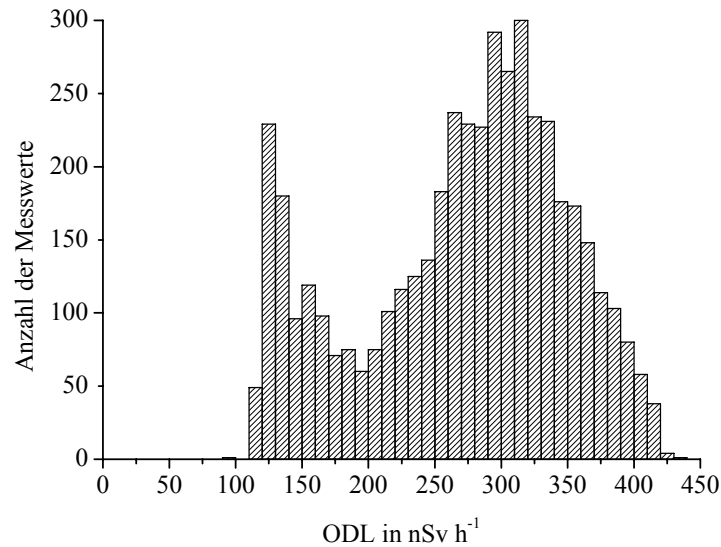


Abbildung 2: Verteilung der ODL-Messwerte am Rheinberger Altrhein

Die unter der Straßenbrücke genommenen Proben unterscheiden sich deutlich von allen anderen. Die Gehalte an ^{226}Ra sind mit etwa 2500 Bq kg^{-1} wesentlich höher, die Verhältnisse $A(^{210}\text{Pb})/A(^{226}\text{Ra})$ sowie $\text{ODL}/A(^{226}\text{Ra})$ deutlich niedriger als in den Proben vom Altrhein und aus den übrigen Gebieten. Es handelte sich hier um wesentlich jüngere Sedimentationen, die aber nur eine relativ dünne Schicht von wenigen Zentimetern auf einem Betonuntergrund bildeten. Daher zeigen sie nicht eine zu den hohen ^{226}Ra -Gehalten korrespondierende ODL, wie sie in den übrigen Gebieten (Abbildung 3) beobachtet wird. Die $A(^{210}\text{Pb})/A(^{226}\text{Ra})$ Verhältnisse der Bodenproben vom Hoerstgener Kendel waren gegenüber den anderen Gebieten deutlich erhöht und lassen auf ein höheres Alter der Ablagerungen schließen.

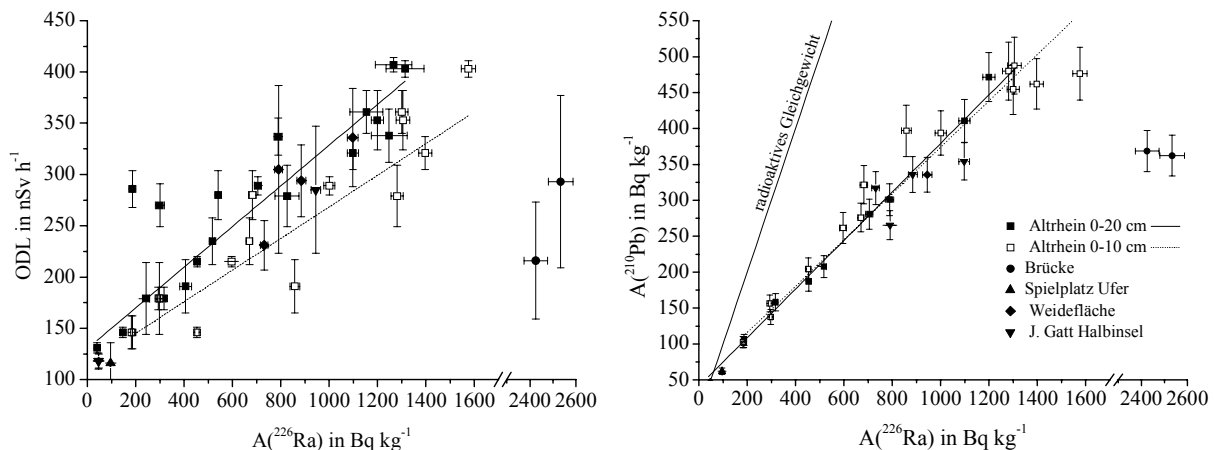


Abbildung 3: Zusammenhang zwischen ODL (links) bzw. ^{210}Pb (rechts) und ^{226}Ra

Für die Bestimmung der Ingestionsdosen wurden außerdem Proben von Weidegras, Fisch und Nutrias untersucht. Das Weidegras zeigte Aktivitäten, die im Bereich des für Niedersachsen ermittelten Hintergrundes [5] liegen. Die Fischproben aus der Fossa Eugenia, dem Altrhein sowie bergbaulich unbeeinflussten Referenzgewässern unterschieden sich im Rahmen der Messgenauigkeit nicht. Vielfach lagen die Ergebnisse unterhalb der Erkennungsgrenzen. Für

die Modellierung wurden konservativ die erreichten Nachweisgrenzen angesetzt. Im Nutria-fleisch wurden deutlich erhöhte Werte für ^{226}Ra und ^{228}Th gefunden, die allerdings vermutlich auf Reste von Knochenmaterial im Muskelfleisch zurückzuführen sind.

4. Modellierung

Für die Modellierung der Strahlenexpositionen wurde nach den Berechnungsgrundlagen Bergbau [2] vorgegangen. Obwohl diese für die Hinterlassenschaften des Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen konzipiert sind, konnten sie auch sinnvoll auf die Folgen des Steinkohlebergbaus in Nordrhein-Westfalen angewendet werden.

Die Berechnungsgrundlagen sehen vor, die Strahlenexposition für Referenzpersonen an den ungünstigsten Einwirkungsstellen zu ermitteln, wobei nur die tatsächlich relevanten Expositionsszenarien und -pfade zu berücksichtigen sind. Abweichend von den BerGBergbau wurde jedoch der Aufenthalt in einem Naturschutzgebiet, das mit einem Betretungsverbot belegt ist, berücksichtigt, da dieses von Personen der Bevölkerung gelegentlich ignoriert wird. Es werden daher für die Referenzpersonen die Szenarien „Aufenthalt im erlaubten Gebiet“ und „Aufenthalt im Gesamtgebiet“ unterschieden. Als abdeckende Referenzpersonen wurde der „angelnde Kleingärtner mit Familie“ gewählt, für den ein Aufenthalt von 1000 h pro Jahr am Rheinberger Altrhein mit Exposition durch Direktstrahlung, Direktinhalation von Boden und Staubinhalation, Milch- und Fleischverzehr von auf einer Weidefläche am Rheinberger Altrhein gehaltenen Kühen, Verzehr von Fisch aus dem Rheinberger Altrhein und Verzehr von aus Kleingärten gewonnenen Nahrungsmitteln berücksichtigt wurden. Dabei wurde unterstellt, dass das Vieh zu 100 % mit Altrheinwasser getränkt und die Weidefläche sowie der Kleingarten zu 100 % mit Altrheinwasser beregnet werden. Der Anteil der lokal erzeugten Lebensmittel an der Gesamtnahrung wurde mit 25 % angenommen.

Die verwendeten Eingabedaten für den „Aufenthalt am Rheinberger Altrhein“ wurden für das erlaubte und das gesamte Gebiet auf unterschiedliche Weise ermittelt: Im Gesamtgebiet wurden für eine konservativere Modellierung die gemessenen Höchstwerte für die einzelnen Nuklide verwendet. Der verwendete ODL-Wert ergab sich als Mittelung über den höchsten „Hotspot“ und seine unmittelbar angrenzenden Werte. Im erlaubten Gebiet wurde für eine realistischere Modellierung der Erwartungswert der ODL verwendet, aus dem über die ermittelten Korrelationen zwischen ODL und der spezifischen ^{226}Ra -Aktivität die Gehalte an den anderen Nukliden im Boden berechnet wurden. Die Hintergrundwerte wurden, soweit keine standortspezifischen Daten im Rahmen des Gutachtens ermittelt wurden, den BerGBergbau [2] entnommen. Die Hintergrundwerte wurden auch für die Modellierung des Verzehrs von Nahrungsmitteln aus dem Kleingarten verwendet, da diese sich nicht in bergbaulich beeinflussten Gebieten befinden. Lagen experimentelle Werte unter den Hintergrundwerten der BerGBergbau, so wurden sie bei der Modellierung auf diese Hintergrundwerte angehoben.

Die Modellierung wurde für die derzeitige Situation und als Prognose für die Zukunft durchgeführt, wobei konservativ die Einstellung eines radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{226}Ra und seinen Zerfallsprodukten sowie der Zerfall von ^{228}Ra und ^{228}Th angenommen wurden. In [1] wird zusätzlich die weitere Sedimentation mit einer Erhöhung der Aktivitäten von Radium und seinen Zerfallsprodukten um 40 % diskutiert. Die Modellierungen wurden sowohl ohne Abzug des natürlichen Hintergrundes als auch mit Untergrundabzug vorgenommen. Die verwendeten Eingabedaten für die derzeitige Situation zeigt Tabelle 2.

Tabelle 2: Eingabedaten für die Modellierung. Kursive Werte nach BerGBergbau

Szenario	Kompartiment	ODL	^{238}U , ^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb , ^{210}Po	^{235}U , ^{231}Pa , ^{227}Ac	^{232}Th	^{228}Ra	^{228}Th
			nSv/h	Bq kg ⁻¹						
Erlaubtes Gebiet	Boden ¹	230	50	50	700	340	2	45	65	75
	Boden ²		50	50	200	109	2	45	57	59
Gesamtes Gebiet	Boden ¹	410	55	55	1.580	710	2,2	45	180	210
	Boden ²		50	50	200	109	2	45	57	59
alle	Boden ³		50	50	50	50	2	45	45	45
	Wasser		0,1	0,1	0,03	0,01	0,04	0,1	0,009	0,1
	Gras		0,133	0,133	0,239	1,324	0,004	0,245	0,245	0,104
	Fisch		0,179	0,179	0,022	0,22	0,047	0,076	0,076	0,013
Hintergrund	Boden	81	50	50	50	50	2	40	40	40
	Wasser		0,013	0,002	0,003	0,007	0,001	0,001	0,007	0,003

¹ Boden für Inhalation/Ingestion, ² Boden für Weidefläche, ³ Kleingarten

Bei Modellierung ohne Hintergrundabzug wird der Richtwert von 1 mSv a⁻¹ bereits heute im erlaubten Gebiet überschritten. Nach Abzug der Hintergrundwerte wird der Richtwert derzeit nicht mehr erreicht (Abbildung 4). Die höchste Exposition ergibt sich für den Aufenthalt im Gesamtgebiet für die Altersgruppe >1-≤2 a mit 0,91 mSv a⁻¹. Diese ist zu 90 % auf den Aufenthalt am Rheinberger Altrhein und insbesondere die anzunehmende Direktinhalation von Boden zurückzuführen, die für diese Altersgruppe generell den höchsten Beitrag zur Exposition darstellt und in diesem Szenario mit 0,59 mSv a⁻¹ bereits 65 % der Dosis ausmacht. Für alle anderen Altersgruppen sind die effektiven Dosen deutlich geringer. Berücksichtigt man – entgegen den BerGBergbau – Unsicherheiten der in die Berechnung eingehenden Parameter, so ergibt sich für die Altersgruppe >1-≤2 a für die derzeitige Situation im gesamten Gebiet ein Wertebereich der Strahlenexposition von 0,74-0,99 mSv a⁻¹ [1].

Für alle Altersgruppen bleibt bei ausschließlichem Aufenthalt im erlaubten Gebiet die bergbaubedingte Strahlenexposition auch in Zukunft unterhalb des Richtwertes von 1 mSv a⁻¹. Bei Aufenthalt im Naturschutzgebiet wird der Richtwert in der Zukunft möglicherweise überschritten. Je nach Modellannahme beträgt die potentielle Exposition 1,2 - 1,3 mSv a⁻¹. Dabei liegt in beiden Fällen die Exposition durch den Aufenthalt am Altrhein bereits oberhalb von 1 mSv a⁻¹. Die Situation ist daher in Zukunft weiter zu beobachten und gegebenenfalls Maßnahmen zu ergreifen.

5. Literaturverzeichnis

- [1] R. Gellermann, R. Michel, W.-U. Müller, J. Wiegand, T. Gindrig, P. Janssen, S. Kautz, D. Kehrer, U. Kraus, K. Leopold, T. Litschke, A. Müller, K. Nickstadt, S. Ritzel, J. Rosenbaum-Mertens, R. Sachse, C. Wanke, S. Werr, „Radiologische Bewertung der Grubenwässer-Einleitungen des Steinkohlebergbaus im Bereich Fossa Eugenia“ - Abschlussbericht sowie Kurzfassung des Abschlussberichtes. LINEG, Kamp Lintfort, 2006

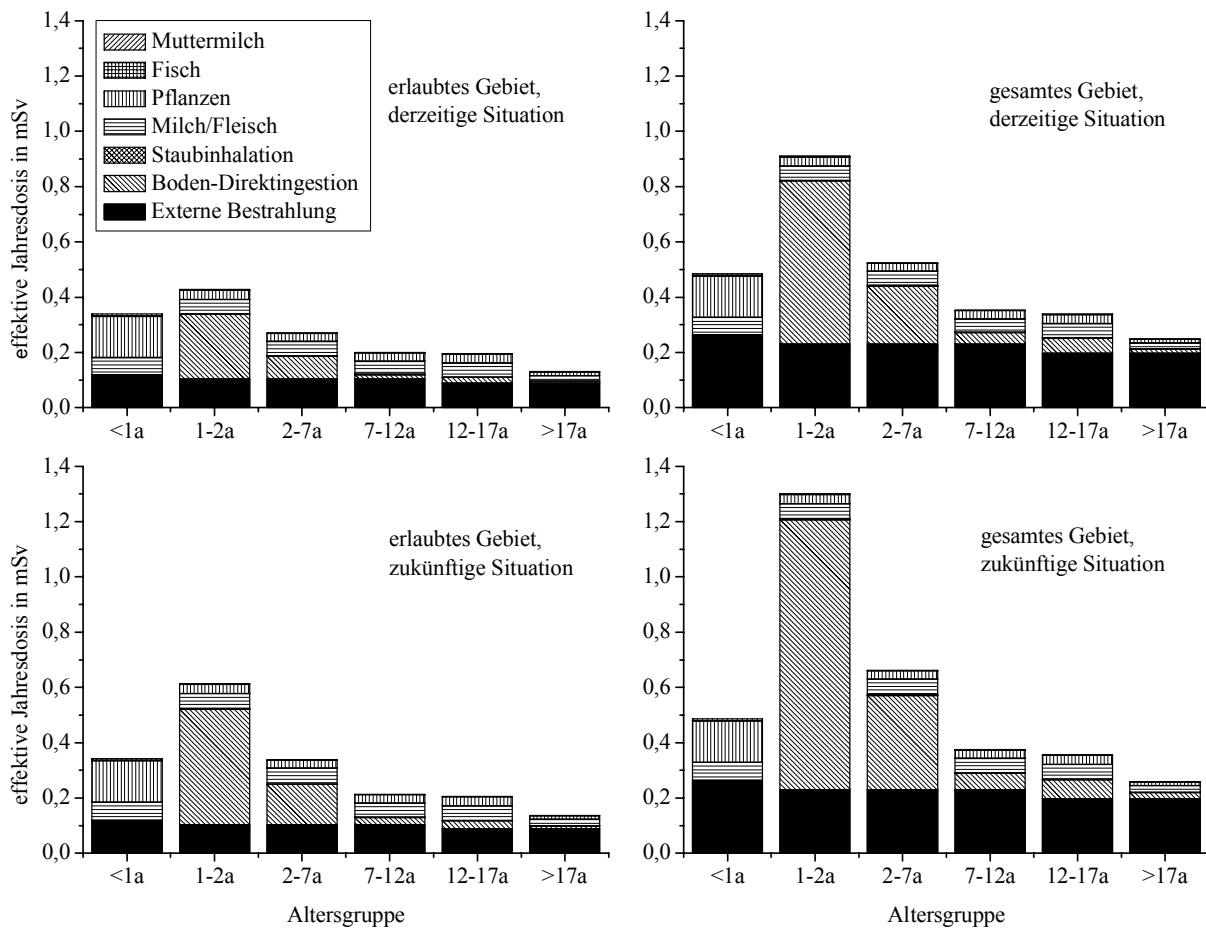


Abbildung 4: Potentielle Strahlenexpositionen der Referenzpersonen bei den verschiedenen Szenarien

- [2] BMU, Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen-Bergbau), Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 155. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 02./03.07.1998, durch BMU und BfS überarbeitete Fassung, Stand 30.07.1999
- [3] BMU (Hrsg.), Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen - Loseblattsammlung. Elsevier, München, 2006
- [4] J.-W. Vahlbruch, R. Sachse, S. Harb, D. Jakob, R. Michel, W.-U. Müller, J. Schabronath, D. Düputell, „Untersuchungen zur Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide aus dem Steinkohlebergbau in der Vorflut“ in: R. Michel, M. Täschner, A. Bayer (Hrsg.), Praxis des Strahlenschutzes: -Messen, Modellieren, Dokumentieren-, Tagungsband der 34. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Kloster Seon, 21.-25. April 2002, 227-234, TÜV-Verlag, Köln, 2002
- [5] J.-W. Vahlbruch, „Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland“. Dissertation, Universität Hannover, 2004

VERLAGERUNG NATÜRLICHER RADIONUKLIDE IM MULDE-SYSTEM UND IN DEN VERDACHTSFLÄCHEN DES EHEMALIGEN URANBERGBAUS

DISPLACEMENT OF NATURAL RADIONUCLIDES IN THE MULDE RIVER SYSTEM AND IN AREAS AFFECTED BY THE FORMER URANIUM MINING

S. Ritzel, C. Wanke, R. Michel

Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie (ZSR), Universität Hannover, Deutschland

Zusammenfassung

Sedimente der Freiburger Mulde, der Zwickauer Mulde und der Vereinigten Mulde sowie aus den Gebieten des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen, wurden auf Radionuklide untersucht. Ziel war es, die Folgen der Flut im August 2002 im Hinblick auf Mobilisierung und Transport von schwermetallhaltigen Sedimenten abzuschätzen. Die Radionuklidkonzentrationen in Sedimenten der Freiburger Mulde spiegeln den geogenen Hintergrund wider. Die Zwickauer Mulde ist immer noch stark durch die Folgen von Uranbergbau und Erzaufbereitung beeinflusst, aber die Aktivitätskonzentrationen von ^{238}U und ^{226}Ra sind heute signifikant niedriger als vor einem Jahrzehnt. Die niedrigeren Aktivitätskonzentrationen in der Vereinigten Mulde sind auf die Verdünnung der Sedimente während des Transportes über weite Entfernungen zurückzuführen. Inwieweit die Verminderung der Aktivität ihre Ursache in zwischenzeitlich erfolgten Sanierungsarbeiten hat oder durch die Flut in 2002 verursacht wurde, lässt sich mit den vorliegenden Daten nicht entscheiden. Definitive Einflüsse der Flut, d. h. Mobilisierung und Transport von natürlichen Radionukliden aus Halden und industriellen Absetzanlagen, sind in einigen durch den Uranbergbau beeinflussten Gebieten zu erkennen. Über radioaktive Ungleichgewichte ist es möglich, bei der Belastung der Sedimente verschiedene Materialien und ihre Transportpfade zu unterscheiden.

Summary

Radionuclides were investigated in sediments from the rivers Freiburger Mulde, Zwickauer Mulde and Vereinigte Mulde in Saxony/Germany as well as in areas affected by the uranium mining and milling in Saxony in order to study the consequences of the August-2002 flood with respect to mobilization and transport of heavy-metal containing sediments. Radionuclide concentrations in sediments from the Freiburger Mulde reveal the geogenic background. The Zwickauer Mulde is still strongly affected by the former uranium mining and milling activities, but ^{238}U and ^{226}Ra activity concentrations are significantly lower than one decade ago. The same holds true for the Vereinigte Mulde, the activity concentrations being, however, lower due to dilution of sediments during long-range transport. To which degree the decreases are due to the interim remediation work or due to the flood event of 2002 cannot be decided from the existing data. Definitive influences of the flood, i.e. mobilization and transport of materials from mine dumps and tailing ponds can be seen for some of the areas affected by uranium mining and milling. Radioactive disequilibria allow distinguishing the different types of materials polluting the sediments and their transport pathways.

Schlüsselwörter Sediment, Uranerzabbau, natürliche Radionuklide, radioaktives Ungleichgewicht

Keywords Sediment, Uranium Mining, Natural Radionuclides, Radioactive, Disequilibrium

1. Einleitung

Dieser Beitrag fasst die Ergebnisse des Teilprojektes 3.9 „Verlagerung natürlicher Radionuklide“ des BMBF Ad-hoc-Projektes „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 - Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“ zusammen [1] [2] [14]. Es werden die Auswirkungen der Starkregenfälle und Flutereignisse auf die Verteilung von natürlichen Radionukliden im Muldesystem und in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus beschrieben.

Von den Starkregenfällen im August 2002 wurden der sächsische Erzgebirgsraum und im Gefolge die ihn entwässernden Flusssysteme besonders stark betroffen. Vor allem in den Bereichen der Freiburger und Zwickauer Mulde kam es zu massiven Abspülungen schadstoffbelasteter Sedimente und ufernah gelagerter Materialien wie Bergbau- und Schlackehalden, Deponien und kontaminierten Böden, die flussabwärts transportiert und auf Überflutungsflächen abgelagert wurden. Weitere Einträge von Schwermetallen entstanden aufgrund des extremen Eintrags von Niederschlagswasser in die Grubensysteme. In mindestens einem Fall kam es nach Dambruch zur Ausspülung und Verfrachtung von Aufbereitungsrückständen [3].

Im Rahmen des Projektes wurden Sedimentuntersuchungen im Gewässersystem der Freiburger-, Zwickauer und Vereinigten Mulde sowie in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus in Sachsen durchgeführt (Abb. 1). Diese wurden durch das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) zu Anfang der 90er Jahre aufgrund bekannter bergbaulicher und industrieller Nutzung definiert [4].

Der Begriff „Verdachtsfläche“ (VF) bezeichnet dabei die durch den Uranbergbau in der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik (DDR) in den Jahren 1945-1989 potentiell mit natürlichen Radionukliden kontaminierten Gebiete [4]. Nach der Wiedervereinigung Deutschlands wurden 34 Verdachtsflächen mit einer Gesamtfläche von 10.000 km² und einem Anteil von 1.500 km² mit stark erhöhten Ortsdosisleistungen ermittelt, wovon eine in Sachsen-Anhalt, 8 in Thüringen und 25 in Sachsen liegen. In diesen Gebieten befinden sich 56 Schächte, 48 Halden, 14 industrielle Absetzanlagen (IAA) und ein offener Tagebau aus dem ehemaligen Uranbergbau, sowie unzählige Halden aus dem Altbergbau [4].

Im Rahmen des Projektes wurden Sedimente aus 14 der 25 in früheren Untersuchungen [5] ausgewählten Verdachtsflächen in Sachsen entnommen und untersucht. Die Beprobung fand primär im An- und Abstrom uranbergbaulicher Objekte, wie z.B. IAAs und Halden statt. Ein besonderer Schwerpunkt lag dabei auf der Erfassung und Bewertungen von Abspülungen im Bereich des Lenkteiches in Lengsfeld (Vogtland), welcher mit Aufbereitungsrückständen des Uranbergbaus hoch kontaminiert ist.

2. Experimentelles

In der Zeit zwischen dem 5. Mai und dem 5. Juni 2003 wurden im Muldesystem sowie im An- und Abstrom der Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus 220 Punkte beprobt (Abb. 1). Die Probennamepunkte wurden dabei so nah wie möglich zu denen früherer Untersuchungen im Muldesystem [6], sowie zu den im Rahmen des Altlastenkatasters [4] untersuchten Punkten gewählt.

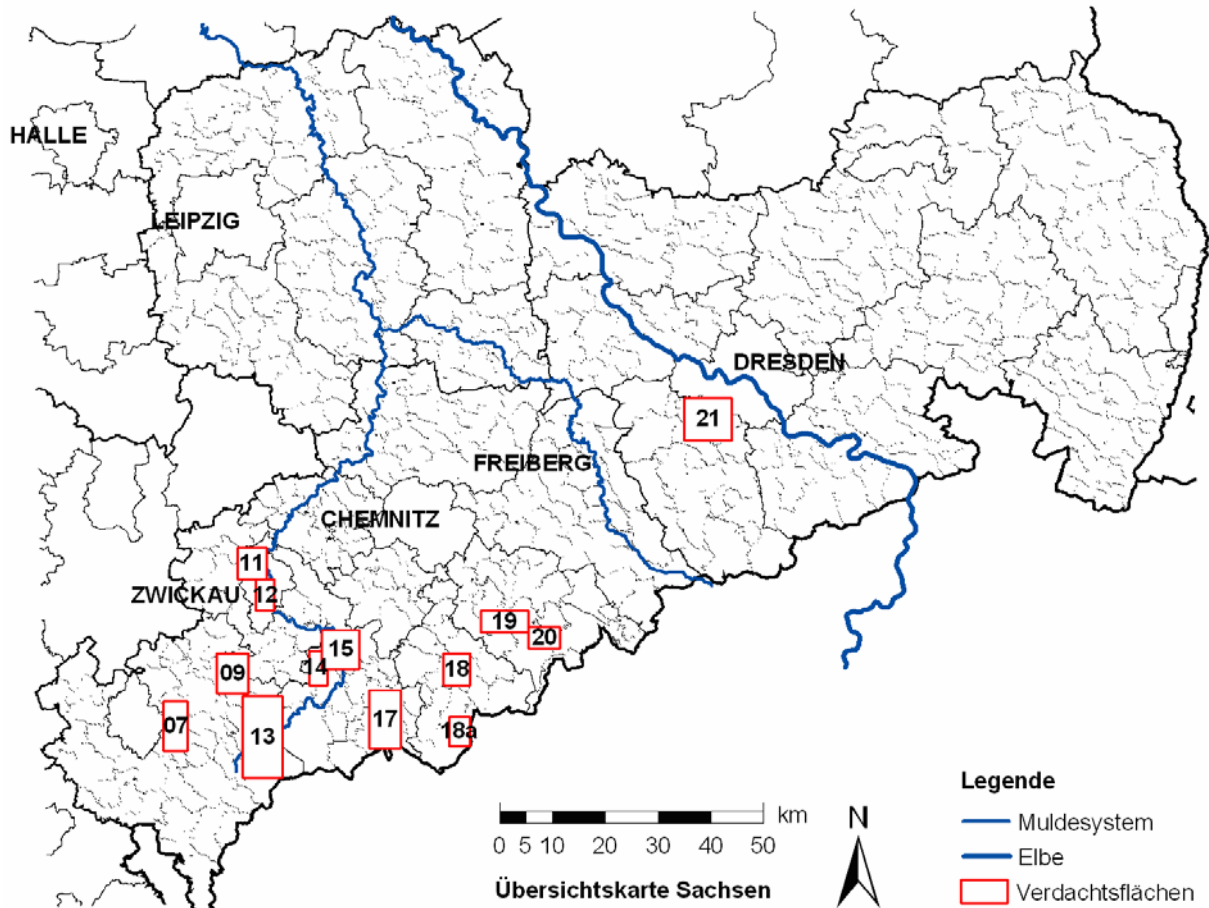


Abb. 1: Karte des Mulde- und Elbesystems im Bundesland Sachsen mit den beprobten Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus. Die 50 Probenahmepunkte entlang der Freiburger-, Zwickauer- und Vereinigten Mulde sind nicht eingezeichnet, können aber [14] entnommen werden.

Bei den Probenahmen wurden schwebstoffbürtige Sedimente als Mischprobe bis zu einer Tiefe von ca. 8 cm und über einen Flussabschnitt von ca. 50 m mittels einer verlängerten Schöpfkelle entnommen. Zusätzlich wurde an jeder Probenahmestelle die Ortsdosisleistung (ODL) als Umgebung-Äquivalentdosisleistung $H^*(10)$ in 1 m Höhe über dem Sedimentkörper mit einem Zählrohrmessgerät Typ FH 40 G-L10 (Thermo/ESM) ermittelt. Alle angegebenen Messwerte enthalten den Beitrag der kosmischen Strahlung von ca. 30 nSv h^{-1} . Die Messgeräte werden regelmäßig mit Hilfe einer ^{137}Cs -Quelle sowie auf den Referenzmessflächen der Wismut GmbH in Ronneburg überprüft.

Für die gammaspektrometrischen Untersuchungen kamen HPGe-Detektoren mit einem relativen Ansprechvermögen von 30-40 % zum Einsatz. Als Messgefäße wurden je nach Probenmenge 500 mL-Ringschalen (Marinellibecker) oder 80 mL-Petrischalen verwendet, die nach Einfüllen der Probe gasdicht versiegelt und zur Einstellung des radioaktiven Gleichgewichtes zwischen ^{222}Rn und seinen Folgeprodukten vor der Messung drei Wochen gelagert wurden. Die Kalibrierung der Detektoren erfolgte dichteabhängig mit Sätzen von Kalibrierpräparaten, die der Probengeometrie entsprachen und durch Markierung mit Multinuklid-Aktivitätsnormal bzw. ^{210}Pb -Aktivitätsnormal selbst hergestellt wurden. In den Proben wurden die spezifischen Aktivitäten der Nuklide ^{238}U über ^{234}Th und $^{234\text{m}}\text{Pa}$, ^{226}Ra über ^{214}Pb und ^{214}Bi , ^{210}Pb , ^{235}U , ^{228}Ra über ^{228}Ac , ^{228}Th über ^{212}Pb und ^{208}Tl sowie ^{137}Cs und ^{40}K bestimmt. Sämtliche Aktivitätsangaben sind auf die Trockenmasse (TM) bezogen. Detaillierte Angaben zu Probenahme und Analytik befinden sich in [2].

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ortsdosisleistung

Im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt an 136 Probenahmestellen Messungen der Ortsdosisleistung in 1 m Höhe über dem Sedimentkörper durchgeführt. Die Histogramme in Abb. 2 geben einen Überblick über die Messwerte im Muldesystem und in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus.

Im Erzgebirge kommen bereits natürlicher Weise relativ hohe Ortsdosisleistungen vor. Die um den Beitrag der kosmischen Strahlung korrigierten geogenen Ortsdosisleistungen betragen über den Granitmassiven von Kirchberg und Eibenstock im Westerzgebirge sowie im Vogtland bereits zwischen 80 nSv h^{-1} und 200 nSv h^{-1} . Entlang des Muldesystems bewegen sich die gemessenen (unkorrigierten) Ortsdosisleistungen zwischen 116 nSv h^{-1} und 236 nSv h^{-1} und variieren mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,2. Im Gegensatz dazu betragen die in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus gemessenen Ortsdosisleistungen zwischen 146 nSv h^{-1} und 1.350 nSv h^{-1} und variieren mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,4. Damit weichen nur ungefähr 10 % der Messwerte stark vom geogenen Hintergrund ab.

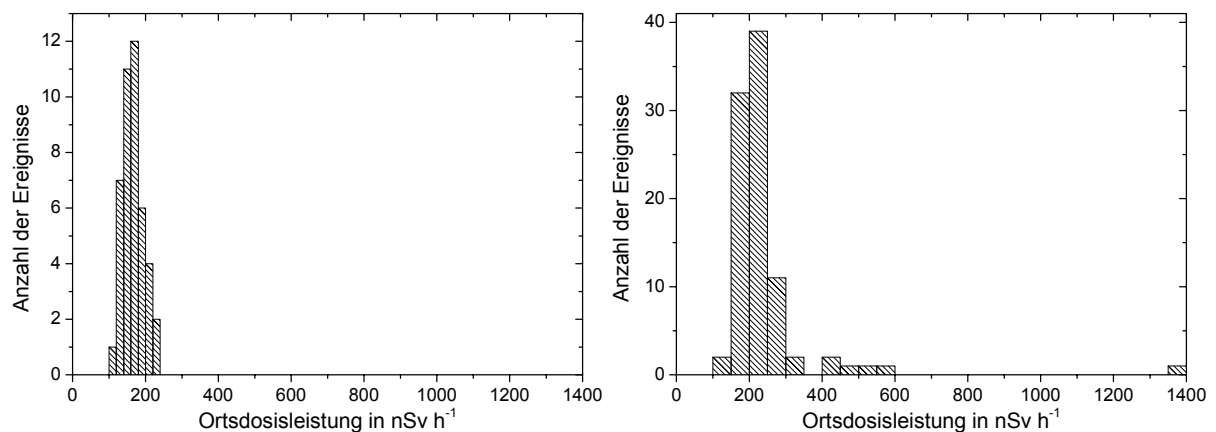


Abb. 2: Verteilung der Ortsdosisleistung in 1 m Höhe über dem Boden in nSv h^{-1} entlang des Muldesystems (links) und über den 13 Verdachtsflächen in Sachsen (rechts).

Messungen der Ortsdosisleistung sind sehr gut geeignet erhöhte Konzentrationen von natürlichen Radionukliden in der Umwelt zu erkennen. Zudem erlauben sie eine erste Bewertung der radiologischen Relevanz derartiger Anreicherungen. Im Bezug auf die Empfehlungen der Strahlenschutzkommission (SSK) für die Folgenutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Gebieten können Gebiete mit einer Ortsdosisleistung unterhalb von 300 nSv h^{-1} als radiologisch nicht relevant eingestuft werden [7]. Oberhalb einer Ortsdosisleistung von 300 nSv h^{-1} bedürfen zu bewertende Gebiete in Abhängigkeit von Fläche und Masse der Kontaminationen einer näheren Untersuchung. Im Untersuchungsgebiet zeigten ausschließlich die Probenahmestellen der VF Lengenfeld und VF Gottesberg-Schneckenstein Ortsdosisleistungen über 300 nSv h^{-1} , welche auf die unmittelbare Nähe zu industriellen Absetzanlagen zurückzuführen sind.

3.2 Radionuklidsituation im Muldesystem

Die hydrologische Einteilung des Muldesystems in Freiburger-, Zwickauer- und Vereinigte Mulde spiegelt sich auch im Radionuklidgehalt der Sedimente wieder, da die einzelnen Flussteile in der Vergangenheit auch unterschiedlichen Beeinflussungen durch den Uranbergbau ausgesetzt waren. Die Probenahmestellen sind bereits in Abb. 1 dargestellt.

Die Situation in Teilen Sachsens nimmt durch die hohe Urankonzentration der erzgebirgischen Granite eine Sonderstellung ein, welche nach Förster und Tischendorf [8] einen mittleren Urangehalt von $11,8 \text{ mg kg}^{-1}$ (147 Bq kg^{-1}) besitzen. Aufgrund der großen Bandbreite von Typen und Gehalten der Uranvererzungen im Erzgebirge kann keine Aussage über typische geogene Gehalte in den jeweiligen Regionen getroffen werden.

Mit den vorliegenden Untersuchungen wurde eine direkte Vergleichbarkeit mit früheren Studien zum Vorkommen natürlicher Radionuklide in den Sedimenten des Muldesystems [6] und in den Verdachtsflächen des ehemaligen Bergbaus [4] [5] angestrebt, welche kurz nach der Wiedervereinigung Deutschlands und der damit verbundenen Einstellung des Uranbergbaus durchgeführt wurden. Die im Rahmen dieser Arbeit bestimmten spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra in den Sedimenten des Muldesystems werden im Folgenden mit denen früherer Untersuchungen [6] [9] verglichen und sind in Abb. 3 dargestellt.

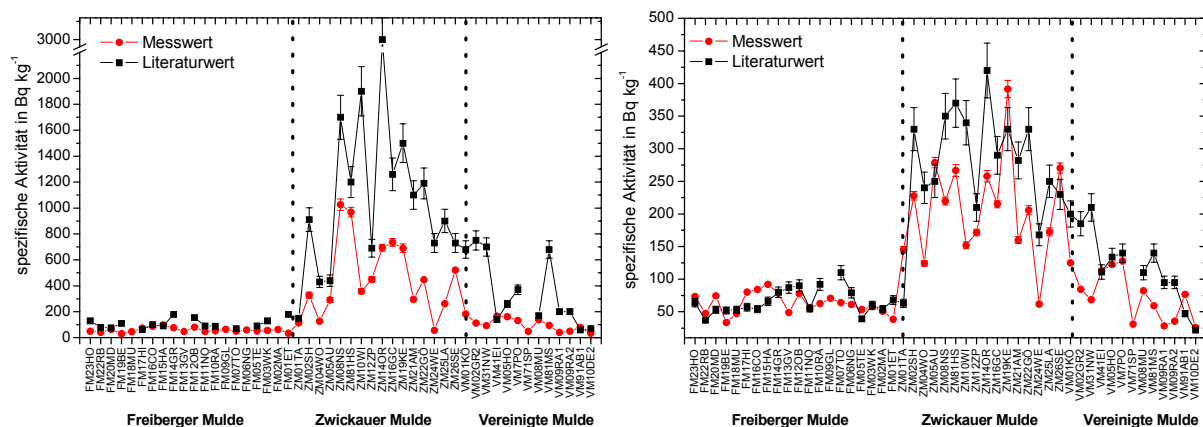


Abb. 3: In dieser Arbeit und bei früheren Untersuchungen gemessene Aktivitätskonzentrationen von ^{238}U (links) und ^{226}Ra (rechts) in Flusssedimenten des Muldesystems.

Die 20 untersuchten Proben aus der **Freiburger Mulde** entstammen aus uranbergbaulich unbeeinflussten Gebieten, zeigen aber die relativ hohen geogenen Aktivitätsgehalte von ^{238}U und ^{226}Ra in Sedimenten. Gegenüber früheren Untersuchungen konnten keine signifikanten Abweichungen festgestellt werden [6]. Im Gegensatz dazu zeigen die 17 Sedimentproben aus der **Zwickauer Mulde** im Vergleich zu früheren Untersuchungen signifikant verringerte Aktivitätskonzentrationen von ^{238}U und ^{226}Ra . Die Medianwerte von ^{238}U und ^{226}Ra liegen dabei um einen Faktoren von 2,2 bzw. 1,3 niedriger als die früherer Untersuchungen. Die früher gemessenen Maximalwerte von ^{238}U bei Oberrothenbach und Niederschlema mit 3.000 Bq kg^{-1} und 1.700 Bq kg^{-1} werden heute nicht mehr erreicht [6]. Ein Vergleich der Messwerte zeigt die Erfolge der in Helmsdorf und Aue installierten Wasserbehandlungsanlagen bei der Verringerung der Emissionen von ^{238}U und ^{226}Ra in die Zwickauer Mulde [10]. Inwieweit die Flutereignisse im August 2002 zusätzlich zur Verringerung des Urangehaltes im Sediment der Zwickauer Mulde beigetragen haben, lässt sich aufgrund der vorliegenden Daten nicht bestimmen. Die 13 untersuchten Sedimente der **Vereinigten Mulde** zeigen ebenfalls gegenüber früheren Untersuchungen [6] stark verringerte Aktivitätskonzentrationen aller

natürlichen Radionuklide. Die Medianwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra liegen heute sogar einen Faktor von 3,5 bzw. 1,7 niedriger und damit nur um einen Faktoren von 1,5 bzw. 1,1 über dem geogenen Niveau der Freiburger Mulde. Ein Einfluss des ehemaligen Uranbergbaus ist hier inzwischen kaum mehr nachweisbar.

3.3 Radionuklidsituation in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus

In einer überwiegenden Anzahl der Sedimentproben aus den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus haben sich die Aktivitätskonzentrationen der Nuklide ^{238}U , ^{226}Ra und ^{210}Pb gegenüber früheren Untersuchungen nicht signifikant verändert [5]. Es kann weiterhin von einer starken Kontamination der Sedimente mit natürlichen Radionukliden, insbesondere mit gelöst transportiertem Uran aus Halden, Grubenbauen und industriellen Absetzanlagen ausgegangen werden. Ausnahmen bilden die Verdachtsflächen Lengsfeld, Mechelgrün-Zobes und Zwickau-Oberrothenbach, die durch Sanierungs- und Umbaumaßnahmen im letzten Jahrzehnt und eventuell auch durch die Flutereignisse im August 2002 stark beeinflusst wurden.

Im den Sedimenten im Abstrom der Verdachtsfläche **Zwickau-Oberrothenbach**, welche stark durch den Einfluss der industriellen Absetzanlagen Helmsdorf und Dänkritz I, sowie durch die Sickerwässer der Halde Crossen beeinflusst war, werden heute signifikant niedrigere Konzentrationen natürlicher Radionuklide gemessen. Die gegenüber früheren Untersuchungen [11] um einen Faktor von 10 verringerten Aktivitätskonzentrationen von ^{238}U und ^{226}Ra im Oberrothenbacher Bach gehen auf eine Sanierung des Bachbettes zurück und belegen durch eine unterbliebene erneute Akkumulation die Wirksamkeit der Wasserbehandlungsanlage Helmsdorf. Die Aktivitätskonzentrationen natürlicher Radionuklide in den Sedimenten der Zwickauer Mulde im Abstrom des Sanierungsbetriebes Crossen sind heute durch die Wasserbehandlung und die damit verbundene Eliminierung der Emissionsquellen ebenfalls weit geringer. Im Allgemeinen liegen in diesem Gebiet die Messwerte für die Zwickauer Mulde immer noch weit über dem geogenen Niveau der Region und zeigen damit weiterhin den starken uranbergbaulichen Einfluss der Verdachtsfläche.

In der Verdachtsfläche **Mechelgrün-Zobes** wurden im Abstrom der industriellen Absetzanlage bei Neuensalz gegenüber früheren Untersuchungen [12] um einen Faktor von 4,5-11,3 erhöhte ^{226}Ra -Aktivitätskonzentrationen im Sediment gemessen. Die erhöhte ^{226}Ra -Konzentrationen geht dabei mit einer sehr starken Verschiebung des $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ -Aktivitätsverhältnisses zugunsten von ^{226}Ra einher. Dieser Befund kann durch die zwangsweise Öffnung des Damms der IAA während der Starkregenereignisse im August 2002 erklärt werden, welche zu einer Verlagerung von Aufbereitungsrückständen mit dem gefundenen $^{238}\text{U}/^{226}\text{Ra}$ -Aktivitätsverhältnis führte. Erfreulicherweise bleibt der Einfluss der verlagerten Aufbereitungsrückstände lokal begrenzt und ist bereits in der 2,2 km entfernten Mündung des Rabenbaches (Vorfluter) in die Vorsperre Neuensalz nicht mehr nachweisbar.

Aufgrund der differenzierten hydraulischen und chemischen Situation in der Verdachtsfläche **Lengsfeld** folgen weder die Veränderungen der spezifischen Aktivitäten von ^{238}U und ^{226}Ra noch deren Aktivitätsverhältnisse einem einheitlichen Trend. Ursache dafür sind umfangreiche Sanierungsmaßnahmen nach der Wiedervereinigung Deutschlands wie z.B. die Bereinigung des Bachbettes des Plohnbaches, welcher das Gebiet in Richtung des Vorfluters (Göltzsch) entwässert. Veranlassung für diese Maßnahmen sind die Folgen eines Dammsbruchs der industriellen Absetzanlage Lengsfeld im Jahr 1954, bei dem großflächig Aufbereitungsrückstände in das Plohnbachtal verlagert wurden. Unter Anderem kam es durch

den Transport der Tailings zur vollständigen Verlandung eines zur damaligen Zeit aufgestauten Fischteiches, dem so genannten Lenkteich. Im Abstrom des Lenkteiches finden sich durch den Vergleich mit Literaturwerten [13] Anhaltspunkte für eine Verlagerung von Tailings in die Göltzsch, welche durch die Starkregenereignisse im August 2002 verursacht worden sein könnten.

Bei dem unteren Teil der Plohnbachaue und dem **Lenkteich** selbst, handelt es sich um ein hochkontaminiertes Gebiet mit einer flächendeckenden Ortsdosisleistung oberhalb von 1000 nSv h⁻¹. In den hier entnommenen Sedimentprofilen wurden für ²³⁸U und ²²⁶Ra spezifische Aktivitäten von 0,6–16 Bq g⁻¹ bzw. 1,3–36,5 Bq g⁻¹ gemessen. In nahezu allen Proben ist durch den hohen Gehalt an Aufbereitungsrückständen eine starke Verschiebung des Aktivitätsverhältnisses A(²³⁸U/²²⁶Ra) zugunsten von ²²⁶Ra zu beobachten (Faktor 1,3–2,3). In den Sedimenthorizonten des Lenkteiches mit besonders hohen Gehalten an Tailings wurden für Aufbereitungsrückstände typische Aktivitätskonzentrationen von 33,5–41,2 Bq g⁻¹ ²²⁶Ra, aber ein ungewöhnliches ²³⁸U/²²⁶Ra-Aktivitätsverhältnis von 0,4–0,5 gefunden. Das im geogenen Bereich bei ca. 2,0 liegende Aktivitätsverhältnis A(²²⁶Ra/²²⁴Ra) erreicht hier Spitzenwerte von bis zu 283. Im Vergleich mit der typischen Zusammensetzung von Aufbereitungsrückständen aus dem Uranbergbau mit 80–240 mg kg⁻¹ ²³⁸U und einem ²³⁸U/²²⁶Ra Aktivitätsverhältnis von ca. 0,1 [13], enthalten die untersuchten Proben für Aufbereitungsrückstände untypisch hohe Urangehalte (1.200–1.500 mg kg⁻¹). Ursache dafür ist, dass in der IAA Lengenfeld 1947–1955 die Rückstände von nasschemischen Aufbereitungsversuchen abgelagert wurden, bei denen es durch Extraktion mit Wasser nur zu geringen Uranabtrennungen kam. Eine untere Abschätzung der im Lenkteich ohne Berücksichtigung der Plohnbach-Aue abgelagerten, hochkontaminierten und chemisch mutagen wirkenden Rückstände ergab eine Masse von ca. 9.000 t, bei einem Inventar von 10–14 t Uran und 6–11 g ²²⁶Ra.

4. Flutfolgen und Handlungsbedarf

Die im Untersuchungsgebiet beobachteten Veränderungen können durch Ausspülungseffekte von Hochwasserereignissen allgemein und durchgeführte Sicherungsmaßnahmen im Bereich des Uranbergbaus erklärt werden, was insbesondere für das Muldesystem gilt. Inwieweit die Flutereignisse im August 2002 dazu beigetragen haben, kann aufgrund der ungenügenden Datenlage zur Radionuklidsituation unmittelbar vor der Flut nur in Einzelfällen quantifiziert werden. Die verringerten Radionuklidgehalte im Abstrom der VF Zwickau-Oberrothenbach und der dortigen industriellen Absetzanlagen (IAA) sind erwartungsgemäß auf den Betrieb der Wasserbehandlungsanlagen zurückzuführen.

In den Verdachtsflächen Lengenfeld und Mechelgrün-Zobes sind durch Verlagerungen von Tailingmaterialien unmittelbare, auf das Hochwasser zurückzuführende Veränderungen sichtbar. Aus Strahlenschutzgesichtspunkten besteht im Allgemeinen kein Handlungsbedarf, da durch Verdünnungseffekte an den Flussläufen nur noch vereinzelt ODL-Werte größer 300 nSv h⁻¹ auftreten. Dies gilt jedoch nicht für das Gebiet um den Lenkteich in Lengenfeld und den Plohnbach im Abstrom der IAA Lengenfeld, wo Sperrungs- und Sicherungsmaßnahmen notwendig erscheinen. Im Hinblick auf zukünftige Starkregenereignisse müssen die Anstrengungen verstärkt werden, unsanierte Altlasten mit hohem Gefährdungspotential zumindest weiter zu sichern.

Bezüglich der radiologischen Bewertung der Kontaminationen mit natürlichen Radionukliden in den Verdachtsflächen des ehemaligen Uranbergbaus, insbesondere in der Verdachtsfläche Lengenfeld, wird auf die zurzeit im ZSR laufende Dissertation verwiesen [15].

5. Literaturverzeichnis

- [1] Geller, W., Ockenfeld, K., Böhme, M., Knöchel, A. (Eds.): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Projekts „Schadstoffuntersuchungen nach dem Hochwasser vom August 2002 – Ermittlung der Gefährdungspotentiale an Elbe und Mulde“, ISBN: 3-00-013615-0, Internet: <http://www.ufz.de/data/HWEnd1333.pdf>, 2004
- [2] Knöchel, A., Feuerborn, J., Miller, F., Michel, R., Ritzel, S., Wanke, C.: Verlagerung natürlicher Radionuklide, in [1] p. 183–205, 2004
- [3] Klemm, W., Greif, A., Knittel, U.: Schwermetall- und Arsenverlagerungen in der Freiburger und Zwickauer Mulde, in Literatur [1], p. 159–172, 2004
- [4] Ettenhuber, E., Gehrcke, K.: Radiologische Erfassung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht, BfS-SCHR-22/01, Berlin, März 2001
- [5] Gewehr, K., Fischer, P.: Datenbank zum Altlastenkataster (A.LAS.KA), Version 2.1, 22.02.2001, Projekt Radiologische Erfassung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Ges. für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH, Bundesamt für Strahlenschutz, 2001
- [7] H. Biesold, A. Kindt, E. Ettenhuber, Untersuchung bergbaulicher Hinterlassenschaften, atw, 41, p. 98-102, 1996
- [8] Förster, H.J., Tischendorf, G.: The Western Erzgebirges – Vogtland Granites; Implications to Hercynian Magmatism in the Erzgebirge – Fichtelgebirge Anticlinorium. In: Seldtmann, R., Kämpf, H., Möller, P. (Eds.) Metallogeny of Collisional Orogens, Proceedings of the IAGEOD Erzgebirge Meeting, Geyer, 1993
- [9] Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit mbH, Beak Consultants GmbH: Radionuklidbelastung von Sedimenten und Auenböden – Datenerfassung, Erstausswertung, Ergebnisdarstellung, Freiberg, April 1996
- [10] Wismut GmbH (Ed.) Umweltbericht WISMUT 2000 - Bericht über 10 Jahre Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit an den Standorten der WISMUT GmbH in den Freistaaten Sachsen und Thüringen, Chemnitz 2001
- [11] Beier, E., Dushe, C., Gehrcke, K., Henze, G., Kümmel, M., Müller, S., Reske, O., Sawallisch, S., Wichterey, K.: Radiologische Erfassung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Zwickau und Oberrothenbach (VF 12 und 11), AS-IB-18, BfS, Berlin, ohne Datum
- [12] Dushe, C., Gehrcke, K., Henze, G., Kümmel, M., Müller, S., Reske, O., Sawallisch, S., Wichterey, K.: Radiologische Erfassung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Mechelgrün-Zobes (VF 07), AS-IB-03, BfS, Berlin, Mai 2001
- [13] Dushe, C., Beier, E., Gehrcke, K., Henze, G., Kümmel, M., Müller, S., Reske, O., Sawallisch, S., Wichterey, K.: Radiologische Erfassung und Bewertung bergbaulicher Altlasten – Abschlussbericht zur Verdachtsfläche Lengsfeld (VF 09)AS-IB-14, BfS, Berlin, März 2002
- [14] R. Michel, J. Feuerborn, A. Knöchel, F. Miller, S. Ritzel, H.-C. Treutler, W. von Tümpling, C. Wanke, Radionuclides in the Mulde River System after the August-2002 Flood, Acta hydrochim. Hydrobiol. 33 (5), p. 492-506, 2005
- [15] S. Ritzel: Natürliche Radionuklide in der Umwelt – Vorkommen, anthropogene Einflüsse und radiologische Relevanz in ausgewählten Bergbaugebieten Deutschlands, Dissertation in Vorbereitung, Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Universität Hannover

EIN NEUES VERFAHREN ZUR ERMITTLUNG DER RADONEXHALATION GROSSER FLÄCHEN

A NEW METHOD FOR THE DETERMINATION OF THE RADON EXHALATION OF LARGE AREAS

C. Dushe¹, E. Ettenhuber¹, K. Gehrcke¹, M. Kümmel¹, H. Schulz²

¹Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin

²IAF - Radioökologie GmbH, Dresden

Zusammenfassung

Großflächige bergbauliche Hinterlassenschaften, z.B. Halden, können wegen hoher Radonexhalationen in die Atmosphäre und der Nähe zu Wohnbebauungen nennenswerte Strahlenexpositionen durch Radon verursachen. Da die Radonexhalation insbesondere bei Halden räumlich und zeitlich stark variieren kann und die Bewertung großer Halden deshalb eine Vielzahl von Messungen der Exhalationsrate erfordert, wurde ein Verfahren entwickelt, dass auf Messungen der Radonkonzentration mit integrierenden Messsystemen (Kernspurdetektoren) beruht. Dazu wird in geringer Höhe über der Oberfläche mit Langzeitmessungen die Radonkonzentration bestimmt, die mit der lokalen Exhalationsrate korreliert. Die Auswirkungen der Witterungsverhältnisse, wie z.B. Niederschlag, Kälte- oder Wärmeperioden etc., die die zeitliche Variation der Radonexhalation beeinflussen, werden dabei integral erfasst. Da Kernspurdetektoren auch kostengünstig eingesetzt werden können, ist eine flächenhafte Messung der Radonkonzentration möglich. Auf diese Weise erhält man insgesamt ein realistisches Abbild der Radonexhalation einer Halde. Mit einem empirisch gewonnenen Umrechnungsfaktor kann aus der gemessenen Radonkonzentration eine Exhalationsrate abgeschätzt werden.

Summary

Large areas mining relics like waste rock piles can cause considerable radiation exposure due to the release of radon into the atmosphere.

In order to determine the spatial and temporal variation of the radon exhalation at waste rock piles a new method was developed. The method is based on the measurement of the long-term radon concentration at a height of 15 cm above the ground level with nuclear track detectors. This is an efficient method to infer a distribution pattern of radon exhalation over the whole area of the pile for a longer period of time. A conversion factor is proposed to estimate the radon exhalation from the radon concentration.

Schlüsselwörter Radonexhalation, Kernspurdetektor, Halde

Keywords Exhalation rate, ²²²Rn, alpha-track detector, waste rock pile

1. Einleitung

Der Expositionspfad 'Inhalation von Radon (Rn-222) und seinen kurzlebigen Folgeprodukten' spielt bei der von flächenhaften bergbaulichen Hinterlassenschaften (z.B. Halden) mit erhöhten Gehalten von Radionukliden der Uran-Radium-Zerfallsreihe ausgehenden Strahlenexposition eine wichtige Rolle. Bei Abschätzungen der Strahlenexposition mit atmosphärischen Ausbreitungsmodellen werden als deren Eingangsgrößen die Exhalationsraten bzw. Quellstärken (Produkt aus Exhalationsrate und Fläche) benötigt. Die

Kenntnis der Exhalationsraten ist aber auch bei der Planung von Sanierungsmaßnahmen und deren Optimierung (z.B. Dimensionierung von Abdecksystemen) erforderlich. Auch die Langzeitwirksamkeit der Abdecksysteme kann an Hand der Exhalationsrate und ihrer zeitlichen und räumlichen Variation überprüft werden.

Das seit vielen Jahren verwendete Standardverfahren zur Bestimmung der Radonexhalation aus dem Boden in die Atmosphäre ist die sogenannte Boxmethode, bei der ein unten offener Behälter (Box) auf die zu untersuchende Fläche aufgesetzt und aus dem Anstieg der in der Box gemessenen Radonkonzentration die Exhalationsrate abgeleitet wird. Diese Methode ist jedoch für die Untersuchung großer Halden bzw. Flächen ungeeignet, bei denen die Radonexhalation über die Fläche nicht homogen ist. Folgende Gründe sind dafür ausschlaggebend:

- Auf Grund der methodisch bedingten kurzen Messzeiten und der diskontinuierlichen Arbeitsweise können die tages- bzw. jahreszeitlichen Schwankungsperioden der Radonexhalation nur mit hohem Untersuchungsaufwand erfasst werden.
- Die Fläche, für die die Exhalation ermittelt werden kann, ist bei den üblichen Systemen mit bis zu 0,2 m² relativ klein im Vergleich zur Gesamtfläche einer Halde.
- Die Kosten (Gerätekosten, Wartungskosten), die der Einsatz dieser Methode verursachen würde, um die Quellstärke einer Halde zu ermitteln, sind sehr hoch, da eine große Zahl von Messsystemen über eine längere Zeit, mindestens über ein Jahr, betrieben werden müsste.

Es wird deshalb ein einfaches Verfahren benötigt, mit dem die räumliche und zeitliche Variation der Radonexhalation ermittelt werden kann. In einer Studie [1] ist ein Verfahren zur Bestimmung der Radonexhalation vorgeschlagen worden, das auf Messungen der Radonkonzentration in geringer Höhe über der Geländeoberfläche mit Kernspurdetektoren beruht. Das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) hat diese Methode in mehrjährigen Untersuchungen an einem Haldenkomplex angewendet und verfügt nun über umfangreiche Erfahrungen, die bei der Anwendung dieser Methode beachtet werden müssen. Auch die Wismut GmbH hat diese Untersuchungsmethode bei der Vorbereitung der Sanierung bergbaulicher Altlasten in Sachsen erfolgreich eingesetzt und bereits über die dabei gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen berichtet [2].

In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse und Erfahrungen, die bei der Langzeitmessung der Radonkonzentration in Bodennähe zur Ermittlung der Radonexhalationsrate einer Halde gewonnen wurden, ausgewertet. Darüber hinaus werden Empfehlungen für Untersuchungsstrategien zur Bestimmung der Radonexhalation von Halden und anderen Flächen unter Nutzung des Verfahrens gegeben.

2. Praktische Erprobung des Verfahrens zur Ermittlung der Radonexhalation aus der Radonkonzentration in geringen Höhen

Die praktische Erprobung des neuen Verfahrens zur Ermittlung der Radonexhalation einer Halde erfolgte an einer in Johannegeorgenstadt (Sachsen) gelegenen Halde des ehemaligen Uranbergbaus [3].

Für die Messungen in Bodennähe wurden die bisher für Messungen der Radonfreiluftkonzentration in 1,5 m Höhe eingesetzten Kernspurdetektoren des BfS verwendet [4]. Hierbei handelt es sich um ein Messsystem mit offener Diffusionskammer, in

die das Radon durch ein Glasfaserfilter diffundiert. Als Detektor wird die Biphenyl-Polycarbonatfolie MAKROFOL DE 1-4 mit einer Dicke von 0,3 mm verwendet. Durch eine Wetterschutzhaube aus Polyethylen wird die Diffusionskammer vor mechanischen Beschädigungen, direkter Sonneneinstrahlung und Niederschlag geschützt. Die Kalibrierung und Auswertung der Kernspurdetektoren erfolgt im BfS.

Die Detektoren wurden in drei Profilen im Böschungsbereich jeweils vom Haldenfuß bis zum -plateau in 0,15 m Höhe (s. Abschnitt 2.1) über der Oberfläche installiert. Der Abstand der einzelnen Profile zueinander sowie der Abstand der Messpunkte innerhalb der Profile betrug etwa 20 m. An jedem Messpunkt wurden zwei Kernspurdetektoren exponiert. Der Wechsel der Kernspurdetektoren erfolgte jeweils nach ca. 6 Wochen.

Die Messungen mit Kernspurdetektoren in geringer Höhe wurden sowohl durch Messungen mit Kernspurdetektoren in 1,5 m Höhe als auch durch quasikontinuierliche Messungen nach der Boxmethode am Haldenfuß und auf dem Haldenplateau ergänzt, die zur Interpretation der in Bodennähe gemessenen Radonkonzentrationen dienten (s. Abschnitt 2.3).

2.1 Wahl der Messhöhe

Der Wahl der Messhöhe kommt bei den Messungen in unmittelbarer Bodennähe eine entscheidende Bedeutung zu, da sich das Radon nach der Exhalation aus der Bodenoberfläche rasch in der Atmosphäre ausbreitet. Die vor allem durch Turbulenzen bedingten vertikalen Austauschprozesse führen zu einer Abnahme der Radonkonzentration mit der Höhe. So ist der vertikale Konzentrationsgradient bei stabiler Schichtung der Atmosphäre und damit verbundener verminderter Turbulenz stärker ausgeprägt als bei indifferenten oder labiler Schichtung. Der horizontale Austausch mit Umgebungsluft führt sowohl bei geringerer als auch bei höherer Radonaktivität in der Umgebungsluft ebenfalls zu einem vertikalen Konzentrationsgradienten, der von der Größe und dem vertikalen Gradienten der Windgeschwindigkeit bestimmt wird. Erhöhte Radonkonzentrationen können sich in den bodennahen Luftschichten nur in Phasen annähernder Windstille aufbauen. Phasen annähernder Windstille treten signifikant häufiger nur in unmittelbarer Oberflächennähe auf, so dass die Messung möglichst nah an der Oberfläche erfolgen sollte.

Der Detektor kann jedoch nicht beliebig nah an der Oberfläche positioniert werden, da Verunreinigungen der Messkammer (z.B. durch Spritzwasser bei Regen) die Funktionsfähigkeit beeinträchtigen können. Ausgehend von diesen Überlegungen wurde eine Messhöhe (Radoneintrittsöffnung der Diffusionskammer) von 0,15 m über dem Erdboden festgelegt.

Um die Unterschiede zwischen den Radonkonzentrationen in geringer Höhe und denjenigen in der Messhöhe von 1,5 m zu verdeutlichen, sind in der Abbildung 1 die Ergebnisse der Vergleichsmessungen für den Bereich des Haldenfußes und des Haldenplateaus über einen Zeitraum von ca. sechs Jahren dargestellt. Am Haldenfuß sind die Radonkonzentrationen in den Sommermonaten (Mai bis Oktober) in 0,15 m Höhe über eine Größenordnung höher als die in 1,5 m Höhe gemessenen Konzentrationen. In den Wintermonaten (Oktober bis April) stimmen die dort ermittelten Konzentrationen dagegen in etwa überein, sie sind aber um eine Größenordnung geringer als die in 0,15 m Höhe während der Sommermonate gemessenen Werte. Die auf dem Haldenplateau gemessenen Radonkonzentrationen weisen bei unterschiedlicher jahreszeitlicher Variation Konzentrationswerte auf, die mit denen am Haldenfuß vergleichbar sind.

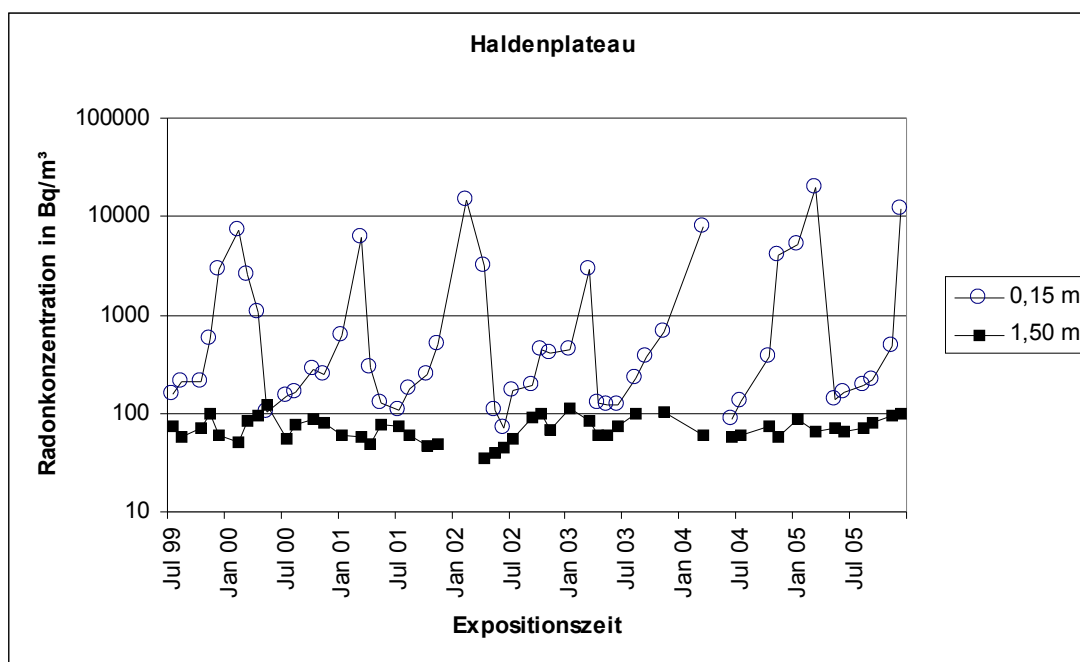
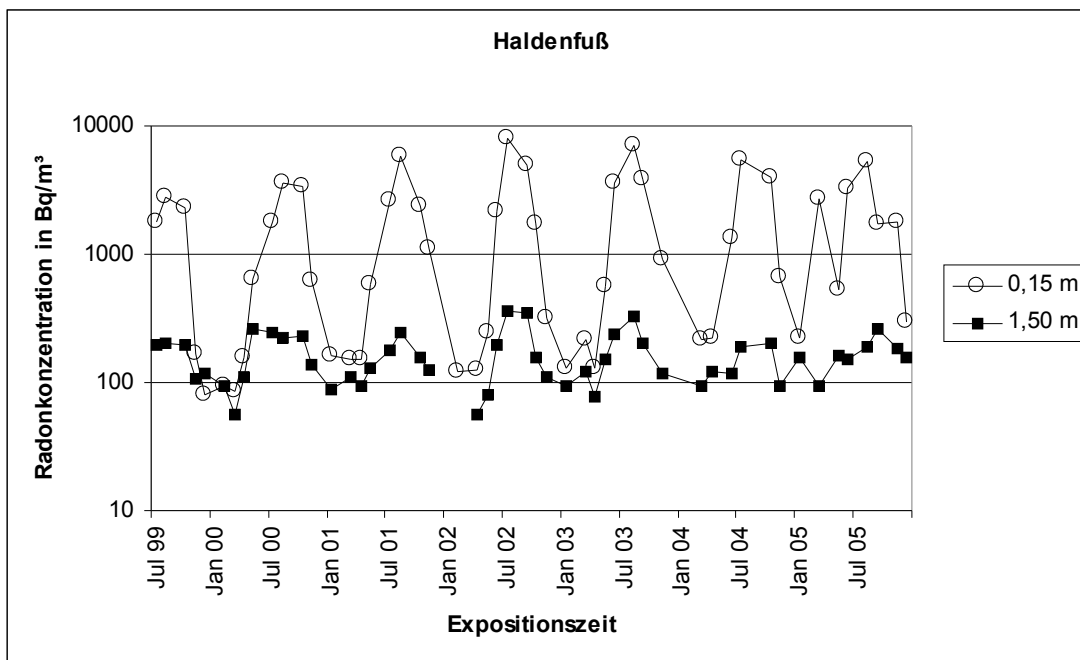


Abbildung 1: Vergleich der in 0,15 m und 1,5 m Höhe über der Haldenoberfläche im Bereich des Haldenfußes und des Haldenplateaus gemessenen Radonkonzentrationen

Während die Ergebnisse der Messungen in 0,15 m Höhe sehr deutlich auf große Unterschiede der Radonexhalation an den beiden verglichenen Messpunkten hinweisen, ist dies bei den Konzentrationen in 1,5 m Höhe nicht oder nur sehr begrenzt der Fall. So sind in den Wintermonaten in der Höhe von 1,5 m kaum Unterschiede zwischen den Konzentrationen am Plateau und am Haldenfuß festgestellt worden, während sie in 0,15 m Höhe bis zu zwei Größenordnungen betragen. In den Sommermonaten spiegeln die Messungen in 1,5 m Höhe die Unterschiede etwas besser wider, jedoch bei weitem nicht in dem Maße wie bei den

Messungen in Bodennähe, für die die Unterschiede wiederum bis ca. zwei Größenordnungen betragen.

Die Ergebnisse der in den zwei unterschiedlichen Höhen an den beiden Punkten durchgeführten Messungen zeigen, dass die Radonkonzentrationen in 0,15 m Höhe die lokalen Exhalationsvorgänge der Halde wesentlich besser reflektieren als diejenigen in 1,5 m Höhe. Letztere variieren auf niedrigem Niveau weit weniger und bilden aufgrund der komplexen Verdünnungseffekte die lokale Radonexhalation nur sehr begrenzt ab.

2.2 Jahreszeitliche und räumliche Variation der Exhalation

Die Abbildung 1 hat die über den Zeitraum mehrerer Jahre gemessenen Radonkonzentrationen in verschiedenen Messhöhen und an verschiedenen Messorten bereits illustriert. Schon der Vergleich der an diesen zwei Messpunkten ermittelten Ergebnisse lässt erkennen, dass bei der Halde sowohl jahreszeitliche als auch vom Messort abhängig erhebliche Unterschiede in der Radonexhalation auftreten. Die Auswertung der an allen Messpunkten ermittelten Radonkonzentration ergab, dass sich die Messpunkte in Abhängigkeit von den jahreszeitlichen Veränderungen in zwei Gruppen untergliedern lassen: Messpunkte am Haldenfuß bzw. in "haldenfußähnlichen" Bereichen und am Haldenplateau bzw. "haldenplateauähnlichen" Bereichen. Innerhalb dieser Gruppen verändert sich die Radonkonzentration nahezu synchron. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass u.a. durch das Anlegen von Absätzen oder Zwischenplateaus, die mit der Schüttung der Halde in einem engen Zusammenhang stehen, Teilabschnitte geschaffen werden, die hinsichtlich des tages- und jahreszeitlichen Radonexhalationsverhaltens dem am Haldenfuß bzw. Haldenplateau ähnlich sind.

Des Weiteren zeigen alle Messpunkte eines Profils den für die jeweilige Gruppierung typischen jahreszeitlichen Verlauf: die Konzentrationsmaxima bei den "haldenfußähnlichen" Messpunkten treten in den Sommermonaten und bei den "plateauähnlichen" Messpunkten in den Wintermonaten auf. In beiden Fällen beträgt der Unterschied zwischen den Maximal- und Minimalwerten bis zu zwei Größenordnungen. Bei beiden Gruppierungen liegen die Minimalwerte auf einem gleichmäßig niedrigen Niveau.

2.3 Zusammenhang zwischen Radonexhalationsrate und -konzentration

In [1] ist neben den Messungen auf der Halde eine große Anzahl weiterer in 0,15 m Höhe gemessener Radonkonzentrationen, die einen Bereich von 3 Größenordnungen umfassen, zusammen mit dem am selben Ort gleichzeitig quasikontinuierlich gemessenen Radonexhalationsraten ausgewertet worden. Den Auswertungen lag die Prämisse zugrunde, dass im Langzeitmittel die in 0,15 m Höhe gemessenen Radonkonzentrationen den mittleren Exhalationsraten der jeweiligen Subareale, die durch die gemessenen Radonkonzentrationen charakterisiert sind, direkt proportional sein sollten. Bei der direkten Gegenüberstellung von Exhalationsraten und den jeweiligen Radonkonzentrationen zeigte sich für jede untersuchte Fläche, dass die Exhalationsrate tatsächlich annähernd linear mit der in 0,15 m Höhe gemessenen Radonkonzentration ansteigt. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 1 dargestellt. Um den großen Wertebereich darstellen zu können, wurde hier eine doppeltlogarithmische Darstellung gewählt.

Die Darstellung lässt für den gesamten Messbereich die erwartete lineare Beziehung zwischen Exhalation und Radonkonzentration erkennen. Berücksichtigt man die physikalische

Randbedingung, dass bei verschwindender Radonkonzentration C auch die Exhalationsrate J gleich null sein muss, lautet die aus allen Messwerten berechnete Regressionsgerade $J = 0,0004 C$ (s. Abb. 2).

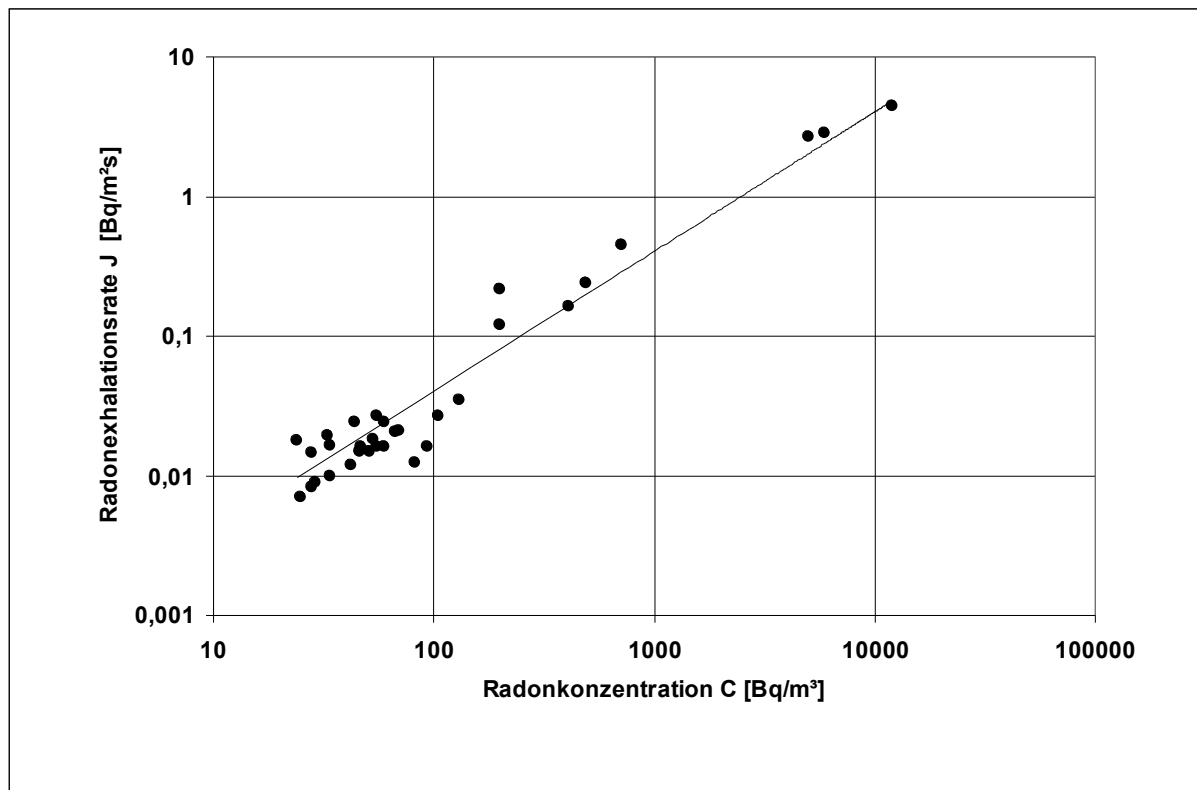


Abbildung 2: Zusammenhang zwischen der Radonexhalationsrate und der Radonkonzentration in 0,15 m Höhe, ermittelt über unterschiedlichen Haldenflächen. Die durchgezogene Linie kennzeichnet die Regressionsgerade $J=0,0004C$.

Für erste Abschätzungen kann somit ein Faktor von 4×10^{-4} m/s zur Umrechnung der in 0,15 m Höhe gemessenen Radonkonzentration in die Exhalationsrate verwendet werden.

3. Empfehlungen zur Anwendung des neuen Verfahrens bei der radiologischen Bewertung

Wegen der in Abschnitt 2.2 beschriebenen Abhängigkeiten der Radonfreisetzung ist es für die Gestaltung der Messungen insbesondere bei Halden wichtig, vor Beginn der Untersuchungen Informationen über die Heterogenität, die Schüttung und die Form der Halde sowie die Radionuklidkonzentrationen im abgelagerten Material einzuholen. Auf deren Grundlage sollten danach mit aktiven Messsystemen (z.B. AlphaGUARD) orientierende Kurzzeitmessungen der Radonkonzentration in Bodennähe durchgeführt werden, um erste Informationen über die Höhe der zu erwartenden Radonkonzentrationen und über die räumliche Variation der Radonexhalation zu gewinnen. Bei diesen Übersichtsmessungen sind die Kenntnisse über die zeitliche und räumliche Variation der Radonexhalation zu beachten. Bei Lufttemperaturen oberhalb der Innentemperatur des Haldenkörpers (ca. 8 - 10°C) sollten Übersichtsmessungen bevorzugt im Fußbereich der Halde und im umgekehrten Fall, bei Lufttemperaturen unterhalb der Innentemperatur im Plateaubereich durchgeführt werden, um sowohl bevorzugte Radonaustrittsstellen lokalisieren zu können, als auch konservative

Schätzwerte der zu erwartenden Radonkonzentrationen bzw. -exhalationen zu erhalten. Aus den bei diesen Voruntersuchungen gewonnenen Ergebnissen können dann die Messpunktdichte und die Expositionszeit für die einzelnen Messperioden abgeleitet werden. Wegen der schnellen Verfügbarkeit der Ergebnisse sind für diese Übersichtsmessungen auch E-Perm-Monitore (Elektrete) geeignet.

Aus Kostengründen sind für die flächenhafte Langzeitmessung der Radonkonzentration in geringen Höhen nur passive Messeinrichtungen geeignet. Wegen der einfachen Handhabung werden in der Regel mit Kernspurdetektoren bestückte Diffusionskammern eingesetzt. Da Kernspurdetektoren für Langzeitmessungen geeignet sind, werden dabei auch die Auswirkungen der Witterungsverhältnisse, wie z.B. Niederschlag, Kälte- oder Wärmeperioden etc., die die zeitliche Variation der Radonexhalation beeinflussen, integral erfasst. Die Exhalationsrate einer Halde kann wegen der jahreszeitlich unterschiedlich ablaufenden Radonexhalationsprozesse mit einem Maximum am Haldenfuß in den Sommermonaten und einem Maximum auf dem Haldenplateau in den Wintermonaten nur durch Langzeitmessungen repräsentativ bestimmt werden. Um alle die Exhalation beeinflussenden Parameter zu berücksichtigen, ist deshalb ein Untersuchungszeitraum von mindestens einem Jahr vorzusehen.

Im Ergebnis bisheriger Untersuchungen hat sich gezeigt, dass zum Verständnis der für den Radontransport im Haldenkörper maßgeblichen Strömungsverhältnisse ein Grundraster an Messpunkten zweckmäßig ist. Aus den bisher vorliegenden Erfahrungen, auch denjenigen der Wismut GmbH bei der Sanierung einiger Standorte [2], können die folgenden Empfehlungen für die Konzipierung eines Messnetzes abgeleitet werden. Dabei wird von dem typischen Fall ausgegangen, dass Wohnbebauungen in der Umgebung oder ähnliche Nutzungen der Umgebung im Bereich des Haldenfußes zu beachten sind. Insbesondere bei Hangschüttungen findet man allerdings auch Wohnbebauungen im Bereich des Haldenplateaus. In solchen Fällen sind die folgenden Empfehlungen zum Haldenfuß auf das Haldenplateau zu übertragen:

- Abhängig von der Haldengröße sollten die Messpunkte am Haldenfuß in einem Abstand untereinander von ca. 10 m bis höchstens 50 m eingerichtet werden. Befinden sich Wohnbebauungen in unmittelbarer Haldennähe, sollten die Messpunktabstände untereinander nicht mehr als 20 m betragen.
- Für die Ermittlung des Ablaufs der Exhalationsprozesse bei der Halde sollten mindestens zwei Profile angelegt werden, die vom Haldenfuß bis zum Haldenplateau reichen und sich bei einer freien Halde über den ganzen Haldenkörper erstrecken.
- Auf einem Profil sollte ein Messpunktabstand von ca. 10 m eingehalten werden, wobei am Haldenfuß beginnend auf den ersten 20 m eine Verdichtung auf 5 m erfolgen sollte.

Zur Erfassung lokaler Besonderheiten sollten in Abhängigkeit von der Haldengröße, der Form und der Beschaffenheit des Haldenmaterials bzw. der Heterogenität der Haldenschüttung Profile angelegt werden, die auf der Basis erster Messergebnisse ggf. auf Teilflächen verdichtet werden können. Wegen der jahreszeitlichen Veränderungen der Radonexhalation sollten in jedem Fall der Haldenfuß bzw. "fußähnliche" Bereiche (Bermen) und das Haldenplateau bzw. "plateauähnliche" Abschnitte (Zwischenplateaus) in die Messungen einbezogen werden.

Für die Umrechnung der Radonkonzentration in eine Exhalationsrate (s. Abschnitt 2.3) kann ein Umrechnungskoeffizient von 4×10^{-4} m/s verwendet werden. Seine Gültigkeit kann stichprobenartig durch quasikontinuierliche Exhalationsmessungen kontrolliert werden. Für

eine Umrechnung der Radonkonzentrationen in Exhalationsraten sollten solche Messungen an mindestens zwei Punkten mit unterschiedlich hohen Exhalationsraten durchgeführt werden.

4. Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Untersuchungen haben gezeigt, dass die Radonexhalation aus Halden ein sehr komplexer Vorgang ist, der im wesentlichen durch die Temperaturdifferenz zwischen dem Inneren der Halde und der Außenluft gesteuert wird.

Die Temperaturunterschiede führen bei Halden zu stark ausgeprägten tages- und jahreszeitlichen Variationen, bei denen die Exhalation ein Maximum auf dem Haldenplateau und ein Minimum am Haldenfuß oder diesen ähnlichen Bereichen erreicht, wenn die Lufttemperatur auf Werte unterhalb der Bodentemperatur absinkt, und umgekehrt. Diese jahreszeitliche Variation wird durch Effekte überlagert, die sich aus dem heterogenen Aufbau und der Form einer Halde ergeben. Bei der Schüttung haben sich aufgrund der Klassierung des Bergematerials unterschiedlich stark ausgebildete Grobporen- bzw. Kluftsysteme ausgebildet, die den konvektiven Radontransport begünstigen und so auch zu einem räumlich stark unterschiedlich geprägten Ablauf der Exhalationsprozesse einer Halde führen.

Auf Grund der zeitlichen und räumlichen Variation der Exhalation liefern kurzzeitige und punktuelle Messungen der Radonexhalation nur Informationen über den während der Messzeit am jeweiligen Messort herrschenden momentanen Zustand. Aussagen zur Gesamtquellstärke können nur bedingt getroffen werden, da die dafür benötigte zeitliche und örtliche Auflösung der Untersuchungen mit üblichen Exhalationsmessungen (Boxmethode) nur mit einem hohen Zeit- bzw. Kostenaufwand möglich ist.

Die hier vorgestellte Methode, die Exhalationsrate aus flächenhaft in geringen Höhen über der Oberfläche mit integrierenden Messsystemen (z.B. Kernspurdetektoren) gemessenen Radonkonzentrationen abzuleiten, liefert dagegen ein realistisches Abbild der Radonexhalation einer Halde oder Fläche, da mit diesem Verfahren die Verteilung der Radonexhalation großer Flächen über einen längeren Zeitraum ermittelt werden kann. Die Methode hat sich bereits in der Praxis bei den von der Wismut GmbH zur Vorbereitung von Altlastensanierungen durchgeführten Untersuchungen bewährt.

5. Literaturverzeichnis

- [1] Schulz, H. et al.: Entwicklung einer Messmethodik zur Bestimmung der Radonquellstärke großer Flächen und Bewertung der Radondämmwirkung von Abdeckschichten. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2003-622. www.bmu.de/strahlenschutz/doc/4387.php
- [2] Regner, J., H. Schulz, A. Schellenberger: Untersuchungsmethodik zur Charakterisierung der Radonemissions- und -immissionssituation von Halden des Uranbergbaus, Wismut GmbH, Reg.-Nr.: Z 134/2, Chemnitz, Februar 2005.
- [3] Dushe, C., M. Kümmel, H. Schulz: Investigations of Enhanced Outdoor Radon concentration in Johannegeorgenstadt (Erzgebirge), Health Physics 84: 655-663; 2003.

- [4] Beck, T.: Bestimmung der Radon-Exposition mit dem passiven Messsystem des BfS, 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Lindau, 28. September – 2. Oktober 1998, Tagungsband 1 (1998).

ENTWICKLUNG OBJEKTSPEZIFISCHER SANIERUNGSLÖSUNGEN FÜR HALDEN DER WISMUT-ALTSTANDORTE UNTER ANWENDUNG EINER SPEZIELLEN UNTERSUCHUNGSMETHODIK ZUR CHARAKTERISIERUNG DER RADONSITUATION

DEVELOPMENT OF ALIGNED REMEDIATION SOLUTIONS FOR THE WASTE ROCK DUMPS OF THE WISMUT ABANDONED SITES USING A SPECIFIC INVESTIGATION APPROACH TO CHARACTERIZE THE RADON SITUATION

J. Regner¹, H. Schulz²

¹ WISMUT GmbH, Chemnitz, Deutschland

² IAF - Radioökologie GmbH, Dresden, Deutschland

Zusammenfassung

Im Rahmen der Sanierungsvorbereitung von Wismut-Altstandorten ist die Strahlenexpositionssituation zu untersuchen. Dabei zeigt sich, dass der Expositionspfad „Inhalation von Radon/Radonzerfallsprodukten“ in den Fällen, in denen sanierungsrelevante Strahlenexpositionen auftreten, eine dominierende Rolle spielt. Die spezielle Situation der Wismut-Altstandorte erforderte die Entwicklung einer Untersuchungsmethodik zur Bewertung der Radonsituation an Halden. Diese Untersuchungsmethodik reicht von der Identifizierung einer relevanten Expositionssituation über die Ursachenerkundung bis hin zur Ableitung der Sanierungslösung. Innovative Verfahren zur Charakterisierung des Radonfreisetzungsverhaltens der Halden sind Bestandteil der Untersuchungsmethodik. Die besonderen Randbedingungen der Wismut-Altstandorte und die daraus resultierenden objektangepassten Sanierungslösungen zur Reduzierung der Radonfreisetzung werden erläutert.

Summary

Investigation of the radiation situation is an essential part of the remediation preparation of the Wismut abandoned sites. In cases when radiation exposure is relevant, the exposure pathway “Inhalation of Radon/Radon Daughters” plays a dominant role. The specific exposure situation met at the Wismut abandoned sites requires the development of an investigation approach for the evaluation of the radon situation. This approach includes the whole chain from characterization of the relevant exposure situation up to the identification of the remedial option. It includes new techniques to visualize the radon flux from waste rock dumps. The specific conditions at Wismut abandoned sites will be demonstrated and the envisaged remediation solutions to reduce the radon flux will be explained.

Schlüsselwörter Uranerzbergbau, Bergbausanierung, Radon, Radonexhalation

Keywords uranium mining, mine remediation, radon, radon flux

1. Einleitung

Der Wismut GmbH wurde auf der Grundlage des Verwaltungsabkommens zwischen der Bundesregierung und dem Freistaat Sachsen vom 05.09.2003 die Projektträgerschaft über die Sanierung der Wismut-Altstandorte übertragen. Als Wismut-Altstandorte gelten Objekte des

Uranerzbergbaues der ehemaligen SAG/SDAG Wismut, die vor dem 31.12.1962 stillgelegt wurden. Der im Folgenden verwendete Begriff der Wismut-Standorte bezieht sich dagegen auf die Standorte, die sich noch 1991 im Eigentum der Wismut GmbH befanden.

An den Altstandorten existiert eine größere Anzahl von Halden, die hinsichtlich Größe, radioaktivem Inventar und Schütttechnologie mit Halden an den Wismut-Standorten im Erzgebirge vergleichbar sind. Es war zu erwarten, dass an den Halden der Altstandorte die Radonproblematik einen ähnlichen Stellenwert erhält wie am Wismut-Standort Schlema-Alberoda. Gegenüber der Erkundung der Wismut-Standorte, an denen bereits über längere Zeiträume Messungen im Rahmen der Umweltüberwachung vorgenommen wurden, liegen an den Altstandorten meistens nur sehr beschränkte Informationen zur Radonsituation vor. Für die Ableitung objektspezifischer Sanierungslösungen bestand deshalb die Notwendigkeit, neue Messverfahren zur Charakterisierung der Radonfreisetzung einzuführen und in eine Untersuchungsmethodik zur Bewertung der Radonsituation zu integrieren. Die Untersuchungsmethodik besteht aus drei Stufen, die im Folgenden erläutert werden (s.a. [1]). Die Methodik ist nicht nur auf Halden begrenzt, sondern kann auch auf andere Bergbauhinterlassenschaften, wie Absetzanlagen oder Betriebsflächen, angewandt werden.

2. Rahmenbedingungen für die Sanierung der Wismut-Altstandorte

An den Wismut-Standorten steht die Sanierungslösung für den überwiegenden Teil der Halden fest. Auf den ortsnahen Halden am Standort Schlema-Alberoda wurde bereits eine mineralische Abdeckung von 1 m Mächtigkeit jeweils auf dem gesamten Haldenkörper aufgebracht. An den Altstandorten sind andere Voraussetzungen gegeben als im Bereich der Wismut-Standorte. Während an den Wismut-Standorten der Bergbau bis vor wenigen Jahren aktiv war, liegt die Bergbautätigkeit an den Altstandorten weit zurück. Vielfach wurden bereits in den siebziger Jahren umfangreiche Rekultivierungsarbeiten vorgenommen, die den Aspekt des Strahlenschutzes nur ungenügend berücksichtigten. Die Standorte befinden sich teilweise in touristisch geprägten Gebieten. Die Akzeptanz in der Bevölkerung für Eingriffe in die bestehenden Verhältnisse ist geringer als an den Wismut-Standorten. Die Situation an den Altstandorten erfordert ein an die spezielle Situation angepasstes Vorgehen. Massive Eingriffe in das Landschaftsbild sind zu vermeiden. Sanierungslösungen u. a. zur Beseitigung nicht-tolerierbarer Strahlenexpositionen müssen dies berücksichtigen. Das Einverständnis der Eigentümer und Anlieger hat eine hohe Priorität. Hinsichtlich der Bewertung der Strahlenexpositionssituation für die Bevölkerung bestehen mit dem Richtwert der zusätzlichen effektiven Dosis von 1 mSv/a für die Wismut-Altstandorte keine Unterschiede zu den Wismut-Standorten.

3. Untersuchungsmethodik zur Charakterisierung der Radonsituation

3.1 Untersuchungsstufe 1

In der Untersuchungsstufe 1 wird die Radonsituation nur überblicksmäßig erfasst. Für diesen Zweck ist der Einsatz von Festkörperkernspurdetektoren (FKSD) zur Messung der Radonkonzentration an einer geringen Anzahl von Messstellen hinreichend. Die Messorte müssen die nächstgelegenen Wohnbebauungen bzw. relevanten Expositionsorte einschließen. Auf der Halde selbst sollte ebenfalls an mindestens einer Messstelle die Radonkonzentration bestimmt werden. Die Radonkonzentration wird dabei in einer Höhe von 1,5 m gemessen. Vorzugsweise ist wegen der saisonal unterschiedlichen Radonfreisetzung ein Messzeitraum von mindes-

tens einem Jahr zu wählen, wobei die FKSD jeweils über einen Zeitraum von 6 Monaten mit der Unterteilung in Sommer- und Winterhalbjahr zu exponieren sind. Diese Vorgehensweise bedarf eines entsprechenden zeitlichen Vorlaufes bei der Auswahl der für eine mögliche Sanierung in Betracht zu ziehenden Objekte. In Ausnahmefällen kann die Analyse der Radonsituation auf einen kürzeren Zeitraum beschränkt werden, wobei insbesondere die Erfahrungen der letzten Jahre hinsichtlich des Radonfreisetzungsverhaltens für die Festlegung des Messzeitpunktes und zur Abschätzung von repräsentativen Jahreswerten der Radonkonzentration genutzt werden.

Die Anzahl der Messpunkte richtet sich generell nach der Anzahl der relevanten Expositionsorte. Sie ist jedoch für die Untersuchungsstufe 1 nicht der Flächengröße der Halde proportional. Dies führt u. a. dazu, dass bei kleineren Halden teilweise ein erhöhter flächenspezifischer Untersuchungsaufwand erforderlich sein kann. Die Strahlenexposition für die Referenzperson wird durch eine hinreichend konservative Schätzung anhand der Messwerte vorgenommen. Von einer weiteren Detailuntersuchung kann abgesehen werden, wenn der Richtwert von 1 mSv/a nicht überschritten wird. Nicht selten tritt in der Praxis auch der Fall ein, dass eine einzelne Halde nur im Zusammenwirken mit anderen Radonquellen (z. B. Tagesöffnungen der Grube) eine relevante Strahlenexposition bewirkt. Dann kann zwar in der Nähe der Halde der Richtwert von 1 mSv/a eingehalten sein, jedoch ihr Beitrag zur Gesamtradonsituation an anderen Expositionsorten eine besondere Relevanz besitzen. Insofern ist die Ermittlung des Einflusses einer einzelnen Halde auf die Radonsituation immer von grundlegendem Interesse.

3.2. Untersuchungsstufe 2

Werden an den nächstgelegenen Expositionsorten der Bevölkerung erhöhte Radonkonzentrationen festgestellt, wird in der Untersuchungsstufe 2 der Aufwand zur Ermittlung der Radonfreisetzung und der -ausbreitung von der Quelle zum Immissionsort entsprechend erhöht. Die Messungen der Radonkonzentration werden dabei so konzipiert, dass mögliche Superpositionen verschiedener Radonemittenten erkannt werden können. Hierbei können z.B. Radonemissionen unterschiedlicher Halden, sowie auch lokale und flächenhafte Radonfreisetzungen aus Grubenbauen zu berücksichtigen sein. In der Untersuchungsstufe 2 werden zusätzlich erste stichprobenartige Messungen der Radonexhalation direkt auf der Halde vorgenommen. Dabei werden anhand von Erfahrungswerten die Bereiche ausgewählt, an denen unter den gegebenen Bedingungen die höchsten Radonfreisetzungen zu erwarten sind. Für die Ermittlung der Beziehung zwischen der Emissionsquelle und dem Immissionsort werden die objektspezifischen Bedingungen hinsichtlich der Haldengeometrie, der Geländemorphologie und der Meteorologie einbezogen. Gegebenenfalls werden zusätzlich mit geeigneten Tracern die Radonausbreitungspfade direkt bestimmt. Im Ergebnis der Untersuchungsstufe 2 muss eine hinreichend sichere Zuordnung des Quellobjektes zur Immission möglich sein.

3.3. Untersuchungsstufe 3

Ist eine Halde zweifelsfrei als Quelle der erhöhten Radonimmission identifiziert worden, so wird in der Untersuchungsstufe 3 ihr flächenhaftes Radonfreisetzungsverhalten direkt (d. h. messtechnisch) bestimmt. Anhand der Ergebnisse einer Detailuntersuchung der Radonfreisetzung kann dann eine bestmögliche Anpassung der Sanierungslösung erfolgen. Die Detailuntersuchung umfasst vor allem die Charakterisierung der Radonfreisetzung durch geeignete Messungen in einem hinreichend dichten Messraster, wobei die Qualität der Radonfreisetzungsmessungen durch begleitende Untersuchungen zur Interpretation der Radonfreisetzung

abgesichert wird. Im Ergebnis der Untersuchungsstufe 3 entstehen unter Beachtung der Nachnutzung direkte Vorgaben für die Sanierungsplanung hinsichtlich

- der Abgrenzung der abzudeckenden Flächen,
- des zu erreichenden Radondämmfaktors,
- der Konfiguration der Abdeckung (Schichtmächtigkeit, Materialparameter) und
- der Konfiguration des Bewuchses.

Die beschriebenen drei Untersuchungsstufen garantieren nach den vorliegenden Erfahrungen eine belastbare Erkundung der Radonfreisetzung, der Radonausbreitung und möglicher Superpositionssituationen, die vor allem bei ortsnahen Halden von großer Bedeutung sind. Unter Beachtung der Spezifik der zu untersuchenden Halde ist ein Zusammenfassen der drei Untersuchungsstufen nicht ausgeschlossen. Der Untersuchungsaufwand steigt in den einzelnen Stufen an, wobei insbesondere in der Untersuchungsstufe 3, in der die Relevanz der Radonimmission hinsichtlich der Expositionssituation bereits feststeht, Untersuchungen mit einem höheren Detailgrad und einem differenzierten Einsatzspektrum verschiedener Messmethoden erforderlich sind. Diese gliedern sich in Messungen

- zur direkten Visualisierung des Radonfreisetzungsverhaltens der Halde und
- zur Interpretation des Radonfreisetzungsverhaltens.

Beide Untersuchungsmethoden bilden zusammen eine Einheit, in deren Ergebnis eine vollständige Beschreibung der Radonsituation möglich wird.

Die Messungen zur direkten Visualisierung des Radonfreisetzungsverhaltens erfolgen mit folgenden Methoden:

- flächenhaftes Screening mit Radondetektoren in geringer Höhe auf der Oberfläche der unabgedeckten Halde zur Lokalisierung und Eingrenzung bevorzugter Radonfreisetzungsbereiche und deren jahreszeitlichen Veränderungen,
- integrierende Langzeitmessungen der Radonkonzentration in geringer Höhe über der Haldenoberfläche in Form von angepassten Messrastern oder Messprofilen,
- Radonexhalationsmessungen zur standortabhängigen „Kalibrierung“ der in geringen Höhen gemessenen Radonkonzentrationen sowie
- Einsatz der Infrarot-Thermographie zur Verifizierung der Radonaustrittspfade.

Zur Erfassung und Interpretation des Radonfreisetzungsverhaltens dienen folgende Messmethoden:

- *Gaspermeabilitätsmessungen:* Der konvektive Radontransport ist in der überwiegenden Anzahl der Fälle die Ursache einer erhöhten Radonfreisetzungsrates. Damit ist die realistische Bestimmung der Gaspermeabilität als Materialeigenschaft und objektspezifische Eigenschaft für das Verständnis des Systemverhaltens der Haldendurchströmung wesentlich.
- *Tracergasmessungen:* Die Untersuchung des konvektiven Lufttransportes im Inneren einer Halde mittels der Tracergastechnologie dient zur Quantifizierung der Konvektionsprozesse, der Abschätzung der objektspezifischen Konvektionsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen (insbesondere den Temperaturunterschieden) sowie der gleichzeitigen Bestimmung der „großräumigen“ Gaspermeabilität. Da die Konvektionsgeschwindigkeit ein Hauptparameter für die Modellierung der Radon-

dämmwirkung einer Abdeckung gegenüber konvektiven Bodenluftströmungen ist, ist deren Kenntnis von grundlegendem Interesse. Die Tracergastechnologie bietet darüber hinaus die Möglichkeit, die Strömungswege in der Halde zu erkennen und daraus aufbauend, Sanierungsmaßnahmen abzuleiten, die nur jene Teilbereiche einer Halde (z. B. Bereich des Haldenfußes) erfassen, die durch starke konvektive Radonfreisetzungen geprägt sind.

- *Bleispur-Methode:* Die Bleispur-Methode eröffnet die Möglichkeit, den realen Zustand der Radonfreisetzung retrospektiv integrierend zu erfassen [2]. Die entsprechende Untersuchung der Bleispur, d. h. der Differenz der spezifischen Aktivitäten von Pb-210 und Ra-226, trägt an charakteristischen Radon-Austrittsbereichen zur Identifikation von objektspezifischen Problemstellen erhöhter Radonfreisetzung bei.
- *Messung der Radonkonzentration im Boden und der Exhalationsrate:* Die Untersuchungen im Rahmen der unterschiedlichen Projekte haben gezeigt, dass nach wie vor auch diese beiden klassischen Methoden zur Charakterisierung der momentanen Radonfreisetzung ihre Berechtigung haben.

Welche der Untersuchungsmethoden zur Interpretation der Radonfreisetzung erforderlich sind, ist anhand der jeweiligen objektspezifischen Gegebenheiten zu entscheiden. Dabei spielen die Höhe der Radonkonzentration an den Expositionsorten, die Größe der Halde, die Komplexität der Beziehung zwischen Emission und Immission und die beabsichtigte Sanierungslösung eine Rolle.

4. Radonfreisetzungsverhalten von ausgewählten Halden im Erzgebirge

Alle an den Wismut-Altstandorten Johanngeorgenstadt, Breitenbrunn und Grünstädtel untersuchten Halden wiesen vergleichbare Exhalationsmuster auf. Der Hauptgrund dafür ist in dem Haldenaufbau bzw. der Schütttechnologie zu sehen. Bei den untersuchten Halden handelt es sich ausschließlich um Hanganschüttungen aus Haldenmaterial mit einem vergleichsweise hohen Anteil an Grobkorn. Resultierend aus dem Schüttprozess ist ein Klassierungseffekt mit einer Zunahme der mittleren Korngröße in Richtung des Haldenfußes zu verzeichnen. In den Haldenfußbereichen liegt dadurch überwiegend sehr grobes Haldenmaterial mit sehr hohen Permeabilitäten vor, das konvektive Bodenluftströmungen begünstigt. Darüber hinaus kam es durch wiederkehrende Abrutschungen des Haldenmaterials während des Aufschüttungsprozesses zu böschungsparellen Schichtausbildungen unterschiedlicher Korngröße, deren grobkörnige Schichten ebenfalls bevorzugte Strömungswege für Bodenluftströmungen darstellen. Die in den Halden auftretenden Bodenluftströmungen führen zu jahreszeitlich örtlich variierenden Radonfreisetzungen. Die auftretenden Effekte sind der natürlichen Bewetterung von Bergwerken ähnlich. Die Temperatur im Haldeninnern ist relativ konstant. Die Temperaturdifferenz zur Außentemperatur bestimmt die Intensität und Richtung der Bodenluftströmung. Entsprechend dem in Abb. 1 dargestellten Schema kommt es bei Lufttemperaturen oberhalb der mittleren Haldentemperatur zu einer Strömung mit Lufteintritt im oberen Haldenbereich durch die Halde hin zum Haldenfuß, an dem die Luft wieder aus der Halde austritt. Diese Situation ist für sommerliche Temperaturbedingungen typisch. Fällt die Außenlufttemperatur unter die mittlere Haldentemperatur kehrt sich die Strömungsrichtung der Bodenluftströmung um. Bei dieser für den Winter typischen Situation weisen die oberen Haldenbereiche und das Haldenplateau Flächen mit einem Bodenluftaustritt auf. Die Konvektion ist der dominierende Radontransportmechanismus in der Halde. Gegenüber einer nur auf Diffusion basierenden Radonexhalation sind größere Bereiche des Haldenvolumens beteiligt. Die resultierenden Radonexhalationsraten können daher bei vorliegender Konvektion an den Austrittsstellen der Bodenluft um mehrere Größenordnungen höher sein als bei ausschließlich diffusiv bedingtem

Radontransport. Mit steigender Konvektionsgeschwindigkeit erreichen sie einen Grenzwert, der der im Porenraum der Halde verfügbaren Radonproduktion direkt proportional ist. Haldenoberflächen, in die aufgrund der lufttechnischen Ankopplung Außenluft einströmt, besitzen dagegen nur eine sehr geringe diffusiv bedingte Radonexhalation [3], [4], [5].

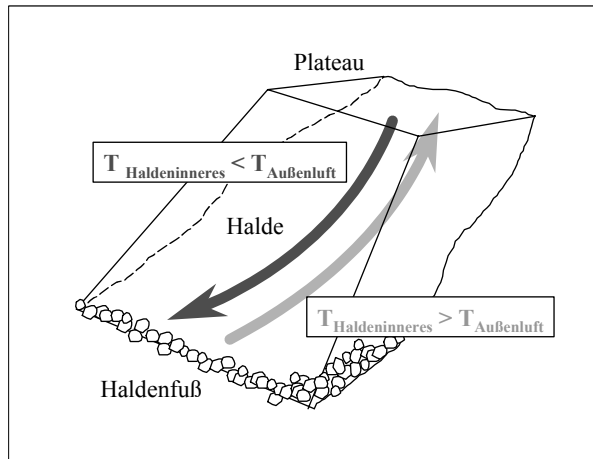


Abb. 1: Schematische Darstellung der konvektiven Bodenluftströmung in Halden

5. Entwicklung landschaftsschonender Sanierungslösungen zur Verbesserung der Radonsituation

Die Untersuchungen im Rahmen der Sanierungsvorbereitungen an einer Reihe von Halden der Wismut-Altstandorte haben gezeigt, dass nicht tolerierbare Strahlenexpositionen der Bevölkerung auftreten können. Deren Reduzierung auf ein akzeptables Niveau ist ein wichtiges Ziel der Sanierung und Wiedernutzbarmachung von Halden. Dabei muss beachtet werden, dass die Verringerung der Strahlenexposition nur ein Teilaspekt der wesentlich komplexeren Zielstellung der generellen Wiedernutzbarmachung von Halden und Absetzanlagen ist.

Die Strahlenexposition hängt wesentlich von den konkreten örtlichen Gegebenheiten und den Nutzungsverhältnissen ab. Diese bestimmen ihrerseits, welche Expositionspfade im speziellen Fall überhaupt relevant sind. Es hat sich gezeigt, dass für größere und mittelgroße Halden, die sich in unmittelbarer Umgebung von Wohnbebauungen befinden, der Expositionspfad „Inhalation von Radon/Radonzerfallsprodukten“ dominierend sein kann. Dies wird nicht nur von der spezifischen Ra-226-Aktivität des abgelagerten Materials bestimmt, sondern in bedeutendem Maße auch von den konvektiven Radontransportprozessen in der Halde selbst. Dadurch können die lokalen Freisetzungen von Radon, insbesondere am Haldenfuß oder dem Haldenplateau, um ein Vielfaches verstärkt auftreten. Hauptsächlich bei austauscharmen Wetterlagen kann sich in der freien Atmosphäre in der näheren Umgebung der Quelle eine relativ hohe Radonkonzentration ausbilden. Die wirksame Reduzierung der Radonfreisetzung aus den bergbaulichen Hinterlassenschaften ist damit ein wesentliches Ziel der Sanierungsmaßnahmen. Dabei ist der Auswahl geeigneter Abdecksysteme mit langzeitwirksamer Radondämmwirkung besondere Bedeutung beizumessen,

Als optimale Lösung zur Reduzierung der Radonfreisetzung von Halden hat sich das Aufbringen einer mineralischen Radondämmschicht erwiesen. Die Erfahrungen zeigen, dass in den meisten Fällen die erforderliche Radondämmwirkung mit einer mindestens 0,8 m mächtigen Dämmschicht aus bindigem Mineralboden erreicht werden. Um die Radonexhalation auf

< 30 % des Ausgangszustandes zu reduzieren, muss das Dämmschichtmaterial langfristig eine Gaspermeabilität von $< 10^{-12} \text{ m}^2$ sicherstellen.

Neben dem Expositionspfad „Inhalation von Radon/Radonzerfallsprodukten“ können auch weitere Expositionspfade eine Rolle spielen, die beim direkten Aufenthalt einer Referenzperson auf der Halde relevant sind. Dies betrifft im Wesentlichen die äußere Strahlenexposition durch Gammastrahlung und die Ingestion von radioaktiv kontaminiertem Boden. Liegen durchschnittliche spezifische Aktivitäten des Haldenmaterials vor, resultieren daraus im Normalfall der forstwirtschaftlichen Nutzung der Haldenflächennutzung, keine sanierungsrelevanten Strahlenexpositionen für die Bevölkerung. Die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen ergibt sich dagegen dann, wenn höher kontaminierte Materialien wie Erzreste oder Tailings angetroffen werden. In diesen Fällen wird eine Abdeckung mit einer geringmächtigen Schicht (0,3 m) oder ein Abtrag auf den betreffenden Teilflächen vorgenommen.

6. Beispiel für eine optimale Sanierungslösung

Die Entwicklung einer Sanierungslösung für eine Halde im Bereich der Wismut-Altstandorte wird exemplarisch anhand des Ostteils der Zentralschachthalde in Johanngeorgenstadt demonstriert. Die relevanten Expositionsorte befinden sich hier in der Nähe des Haldenfußes. Aufgrund der vorgefundenen Verhältnisse mit ausgeprägten konvektiven Bodenluftströmungen in der Halde und der vorliegenden Expositionssituation sind dabei solche Sanierungsmaßnahmen ins Auge zu fassen, welche vor allem die Radonfreisetzungen am Haldenfuß unter sommerlichen Bedingungen reduzieren. Die Sanierungslösung an dieser Halde beinhaltet deshalb eine Teilabdeckung der unteren Haldenböschung auf einer Breite von 30 bis 100 m, beginnend am Haldenfuß im Bereich der an die Halde angrenzenden Wohn- und Gartengrundstücke. Grundvoraussetzung für die Begrenzung der Sanierung auf einen Teil der Halde ist, dass bei der vorhandenen Nutzungssituation von den nicht in die Sanierung einbezogenen Haldenflächen nur eine vernachlässigbar geringe Strahlenexposition für die Bevölkerung ausgeht. Im Fall der Zentralschachthalde konnte dies mit den durchgeführten Untersuchungen nachgewiesen werden. Die Abb. 2 zeigt die abzudeckenden Flächen in Relation zur gesamten Haldenfläche.

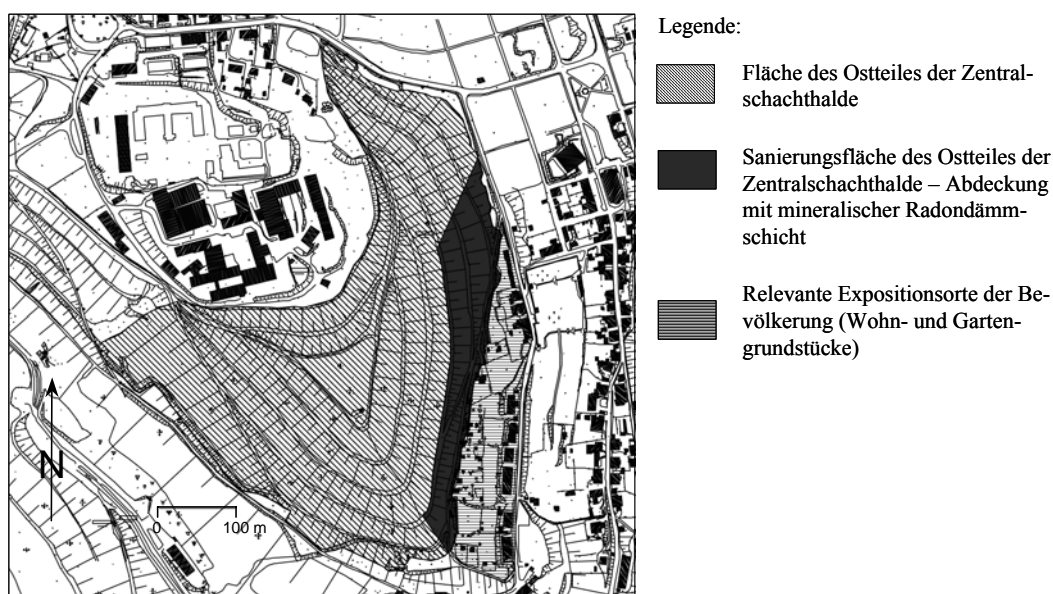


Abb. 2: Darstellung der Sanierungslösung an einer Halde

Mit der praktizierten Beschränkung der Sanierung auf einen Teilbereich der Halde konnten erhebliche ökonomische Einspareffekte erzielt werden. Die auf der Grundlage der Detailuntersuchungen der Radonfreisetzung abgeleitete Sanierungslösung führt zu einer Minimierung des Eingriffs in den Haldenzustand. Zum einen wird der nach den Rekultivierungsarbeiten der 70er Jahre bereits gut etablierte Bewuchs weitestgehend geschont. Zum anderen wird das Landschaftsbild einer touristisch geprägten Region nur in geringem Maße beeinträchtigt. Vorteilhaft könnte sich auch auswirken, dass z. B. durch Schaffung von Aussichtspunkten und das teilweise Entfernen des Bewuchses die touristische Nutzung begünstigt wird.

Die vorgestellte Sanierungslösung wurde in der Zwischenzeit an der Ostböschung der Zentralschachthalde realisiert. Erste Ergebnisse der Radonkonzentrationsmessungen des Bundesamtes für Strahlenschutz an den Expositionsorten der Bevölkerung zeigen, dass eine Teilabdeckung sehr effizient hinsichtlich der Verbesserung der Radonsituation ist. Die Radonkonzentration konnte in der Umgebung des Haldenfußes in 1,5 m Höhe unter sommerlichen Bedingungen von 220 Bq/m³ auf 90 Bq/m³ gesenkt werden. Zu bemerken ist, dass zu diesem Zeitpunkt die Abdeckung noch nicht vollständig fertiggestellt war. Bei Betrachtung des vorliegenden Jahresmittelwertes von 60 Bq/m³ kann die Feststellung getroffen werden, dass die Einhaltung des Richtwertes von 1 mSv/a als zusätzliche effektive Dosis für die Bevölkerung bereits während des Bauzustandes erreicht wurde und auch eine weitere Reduzierung der Radonkonzentration im Sanierungsendzustand noch erwartet werden kann.

Da die Sanierung der Zentralschachthalde einen Pilotcharakter für weitere Haldensanierungen im Bereich der Wismut-Altstandorte besitzt, laufen derzeit umfangreiche Untersuchungen zum Nachweis des Sanierungserfolges.

7. Literaturverzeichnis

- [1] Regner, J., H. Schulz, A. Schellenberger: Untersuchungsmethodik zur Charakterisierung der Radonemissions- und -immissionssituation von Halden des Uranbergbaus, Wismut GmbH, Reg.-Nr.: Z 134/2, Chemnitz, Februar 2005
- [2] Schulz, H., L. Funke, A. Schellenberger, Study of Long Term Radon Transport by Measuring the Difference of the 210-Pb and 226-Ra Activity in Soil as a Function of the Depth, Health Physics. Vol. 84,2003, 236
- [3] Regner, J.; Hambeck, L., „Untersuchungen zur Radonexhalation von Halden des Uranbergbaus im Gebiet Schlema-Alberoda“ Tagungsband zur 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Lindau, 28.9. -2.10.1998
- [4] Schulz, H. et al.: Entwicklung einer Messmethodik zur Bestimmung der Radonquellstärke großer Flächen und Bewertung der Radondämmwirkung von Abdeckschichten. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2003-622
www.bmu.de/strahlenschutz/doc/4387.php
- [5] Dushe, C., M. Kümmel, H. Schulz: Investigations of Enhanced Outdoor Radon concentration in Johannegeorgenstadt (Erzgebirge), Health Physics 84: 655-663; 2003

DIE SANIERUNG DES EHEMALIGEN URANBERGBAUS DURCH DIE WISMUT GMBH – VORAUSSETZUNG FÜR DIE ENTWICKLUNG DER REGIONEN

REMEDICATION OF FORMER URANIUM MINING AND MILLING SITES THROUGH WISMUT GMBH – PRECONDITION FOR THE REGION'S DEVELOPMENT

Frank Wolf, Ina Mättig

Wismut GmbH, Chemnitz, Deutschland

Zusammenfassung

Nach fast 15-jähriger Sanierung zur Beseitigung der Hinterlassenschaften des durch die Sowjetisch-Deutsche Aktiengesellschaft Wismut betriebenen Uranerzbergbaus in Sachsen und Thüringen sind Sanierungsfortschritte an allen Standorten der Wismut GmbH deutlich sichtbar und messbar.

Von den 6,2 Mrd. €, die die Bundesregierung 1991 für dieses Großprojekt auf dem Gebiet des Umwelt- und Strahlenschutzes einstellte, sind auf der Grundlage jährlicher Wirtschaftspläne und Arbeitsprogramme der Wismut GmbH seit Sanierungsbeginn bis Ende 2005 ca. 4,6 Mrd. € ausgeschöpft worden - das entspricht ca. 74 %.

Vollständig abgeschlossen wird die Sanierung voraussichtlich erst nach dem Jahr 2010.

Die Wismut-Sanierung hat sich unterdessen zu einem international bedeutenden Referenzobjekt für die Sanierung radioaktiv kontaminierter Industriestandorte entwickelt. Die Wismut besitzt moderne und effiziente Sanierungstechnologien, so z. B. für die Behandlung kontaminierter Wässer, zur sicheren Verwahrung von Absetzanlagen der Uranaufbereitung oder für das Fluten untertägiger Grubenfelder, bei der Haldensanierung und Tagebauverfüllung.

Summary

Wismut has been working on Europe's largest environmental project for almost 15 years now, and with success. The results are visible everywhere in Saxony and Thuringia today: regions scarred by uranium ore mining are gradually transformed to flourishing landscapes. Wismut, formerly a synonym for unrestrained overexploitation of nature, today stands for efficient remediation of contaminated areas as a prerequisite for their economic and ecological recovery.

In 1991, Federal Republic of Germany assumed responsibility for the mining enterprise. Ever since, the enterprise has been rehabilitating the contaminated areas and facilities on the basis of statutory regulations. For this purpose, the Federal Government has made available a total of 6.2 billion Euro, 4.6 billion Euro of which have been spent so far – this is equivalent to 74 %.

Overall remediation is scheduled to be terminated beyond 2010.

The Wismut project has emerged as an important international reference project for state-of-the-art remediation of radioactive waste sites. Many of the companies remediation tasks required the development of new technologies e. g. in treatment of contaminated water, encapsulation of tailings ponds on site, flooding of underground mines, rehabilitation of mine dumps and open pit mine.

Schlüsselwörter Bergbau, Aufbereitung, Sanierung, Uran, Strahlenschutz
Keywords mining, milling, remediation, uranium, radiation protection

1. Allgemeiner Überblick

Jeglicher Bergbau zeichnet die Landschaft, in der er umgeht. Dies mussten auch die Menschen in den Regionen des Erzgebirges und Ostthüringens erfahren, als 1946 im Erzgebirge und Anfang der 1950er Jahre in Ostthüringen die Suche und der Abbau uranhaltiger Erze in einem damals nicht vorstellbaren Ausmaß begann.



Abb. 1: Sanierungsstandorte der Wismut GmbH

Ab 1946 wurde der Uranbergbau im Osten Deutschlands zunächst als rein sowjetisches Unternehmen durch die „Sowjetische Aktiengesellschaft (SAG) Wismut“, mit Sitz in Moskau geführt. Im Jahr 1954 wurde auf Grundlage des Regierungsabkommens zwischen der DDR und der UdSSR vom 22. August 1953 die zweistaatliche „Sowjetisch-Deutsche Aktiengesellschaft (SDAG) Wismut“ gegründet.



Abb. 2: Tagebau Lichtenberg mit Bandanlage und Absetzer 1970

Bis zur Einstellung des Uranerzbergbaus im Jahr 1990 wurden durch die SAG und die SDAG Wismut ca. 231.000 t Uran gefördert. Damit war die Wismut drittgrößter Uranproduzent der Welt nach den USA und Kanada.

Seit Mitte der siebziger Jahre war die Uranproduktion jedoch rückläufig. Obwohl der Uranerzbergbau noch bis nach dem Jahr 2000 konzipiert war, waren die letzten Jahre der SDAG Wismut geprägt vom Wunsch des sowjetischen Partners, den Bezug von Uran aus Ostdeutschland vorzeitig zu beenden. Regierungsverhandlungen, in denen eine Kompromisslösung erzielt werden sollte, wurden vom Einigungsprozess überrollt.

1990 endeten 45 Jahre Uranerzbergbau im Osten Deutschlands. Mit der Unterzeichnung des Vertrages zwischen der Sowjetunion und der Bundesrepublik Deutschland zur Beendigung der Tätigkeit der SDAG Wismut am 16. Mai 1991 wurde eine neue Etappe in der Wismutgeschichte eingeleitet.

Aufgrund der von der DDR völkerrechtlich eingegangenen Vereinbarung mit der UdSSR war eine finanzielle Beteiligung der sowjetischen Seite an der Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus nicht durchsetzbar. Die Bundesrepublik übernahm die sowjetischen Anteile der Wismut und damit die Verantwortung für die Sanierung einer ganzen Region. Aus der Sparte Bergbau der SDAG Wismut wurde Ende 1991 das Bundesunternehmen Wismut GmbH.

Gesellschaftszweck des Unternehmens ist die Stilllegung der Anlagen des Uranerzbergbaus sowie die damit verbundene Sanierung und Rekultivierung einer durch jahrzehntelange ungehemmte Gewinnung und Verarbeitung von Uranerzen zerstörten Landschaft und Umwelt.

Als Aufwand für die Stilllegung der Urangruben, die Demontage von Anlagen und den Abbruch von Gebäuden sowie für die Rekultivierung von Betriebsflächen unter umweltschutz-, strahlenschutz- und bergrechtlichen Aspekten wurden 13 Mrd. DM abgeschätzt.

	Aue	Königstein	Ronneburg	Seelingstädt	Summe
Betriebsgröße (ha)	569,4	143,4	1670,7	1314,8	3698,3
Tageschächte (Stück)	8	10	38	0	56
Halden					
Aufstandfläche (ha)	342,3	37,9	604,4	533,1	1517,7
Volumen (Mio. m³)	47,4	4,5	187,8	72,0	311,5
Schlammteiche					
Fläche (ha)	3,5	4,6	9	706,7	723,8
Inhalt (Mio. m³)	0,3	0,2	0,3	159,7	160,5
Ausdehnung (km²)					
offene Länge (km)	30,7	7,1	74	0	112,2
	240	112	1049	0	1395
Tagebau					
Fläche (ha)	0	0	160	0	160
Volumen (Mio. m³)	0	0	84	0	84

Abb. 3: Ausgangssituation 1991/1992

Die Grundlagen für die Durchführung der Sanierungsaufgaben, die seit nunmehr 15 Jahren von der Wismut GmbH erfüllt werden, ergaben sich vor allem aus dem Wismut-Gesetz, den Bestimmungen des Bundesberggesetzes, der Strahlenschutzverordnung und zahlreicher weiterer Gesetze.

Neben den Maßnahmen zur unmittelbaren Gefahrenabwehr an einzelnen Standorten nach Einstellung der Uranproduktion war es vordringliche Aufgabe der Wismut GmbH, das Ausmaß der Schäden und potentielle Gefährdungen von Boden, Luft und Wasser auf Betriebsflächen und der unmittelbar angrenzenden Umgebung durch radioaktive Kontamination und chemische Belastung zu ermitteln. Mit mehr als 280.000 Einzelmessungen wurde im Zeitraum 1991 bis 1993 die bergbaubedingte Umweltradioaktivität erfasst, die bodennahe Atmosphäre untersucht und die Belastungen von Oberflächen- und Grundwässern ermittelt.

Als Grundlage für die Erarbeitung von Sanierungskonzepten wurden die Messergebnisse in einem Umweltkataster zusammengefasst. Die im August 1991 der Bundesregierung vorgelegten Entwürfe der standortbezogenen Sanierungskonzepte wurden im Prozess der Arbeit in den Folgejahren durch neue Erkenntnisse aus der Forschungs- und Entwicklungsarbeit, gesammelte Sanierungserfahrungen, unter Einbeziehung von internationalem Know-how und gutachterlicher Empfehlungen fortlaufend präzisiert.

Für über 1.000 Einzelobjekte galt es aus den Sanierungskonzepten einzelne Sanierungsmaßnahmen abzuleiten und konkrete Planungen zu erarbeiten. Dabei lagen die Schwerpunkte in den ersten Jahren in der Verwahrung der untertägigen Grubenbaue und der Einleitung der Flutung. Es folgten die Sanierung von Halden, der Abbruch von Anlagen und Gebäuden, die Wiedernutzbarmachung beräumter Flächen und die Verwahrung der Absetzanlagen.

Die Zusammenarbeit mit den Trägern öffentlicher Belange, den Kommunen und Behörden sowie deren Gutachtern hat sich dabei kontinuierlich positiv entwickelt. Im Unterschied zur Ausgangssituation 1991, wo noch Misstrauen und Angst gegenüber der allmächtigen Wismut dominierten, fanden die Sanierungsarbeiten zunehmend die Akzeptanz der Öffentlichkeit an den Sanierungsstandorten.

Für die Realisierung der einzelnen Sanierungsaufgaben wurden durch Wismut seit 1991 6.329 Genehmigungsanträge gestellt und von den Landesbehörden der Freistaaten Sachsen und Thüringen 6.793 Genehmigungen durch teilweise Splittung von Genehmigungsanträgen erteilt.

Das Wismut-Projekt hat sich in den vergangenen 15 Jahren zu einem international bedeutsamen Referenzobjekt entwickelt. Um das erworbene Know-how wirtschaftlich verwerten zu können, wurde im Jahr 2002 das Tochterunternehmen WISUTEC Wismut Umwelttechnik GmbH gegründet, das sich erfolgreich am Markt etabliert hat und verstärkt Aufträge auf dem osteuropäischen Markt bearbeitet.

Neben der Sanierung an den bisherigen Wismut-Standorten hat die Wismut GmbH seit 2003 die Projektträgerschaft zur Sanierung der sächsischen Wismut-Altstandorte übernommen. Hierunter fallen Wismut-Standorte in Sachsen, die vor dem 31.12.1962 von der SDAG Wismut abgeworfen worden sind und nicht in die Sanierungsverpflichtung der Wismut lt. Wismut-Gesetz vom 12.12.1991 fallen.

Dafür werden paritätisch durch den Bund und den Freistaat Sachsen bis 2012 insgesamt 78 Millionen Euro bereitgestellt. Die Wismut GmbH kann bis zu 50 % der benötigten Leistungen selbst bzw. durch ihre Tochter WISUTEC erbringen.

2. Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH an einigen Schwerpunktvorhaben

Mit Einstellung des Uranerzbergbaus im Jahr 1991 wurde in den Bergwerksbetrieben in Ostthüringen und Sachsen mit der Vorbereitung zur Flutung der Gruben begonnen. Grubenbaue und Schächte wurden auf die Flutung als wirtschaftlichste Variante der Endverwahrung vorbereitet. So wurden Schadstoffe entsorgt, tagesnahe Grubenhohlräume, Stollen und Tagesschächte verwahrt. Ein besonderes Problem der Sanierung stellten dabei die oberflächennahen Grubenbaue und Abbaufelder auf dem Territorium von Schlema aus der Anfangszeit der Uranerzgewinnung in den 40er und 50er Jahren dar. Diese teilweise in einer Tiefe von nur 10 bis 15 m zum Teil dicht unter der Wohnbebauung aufgefahrenen und weder ausgebauten noch verfüllten bergmännischen Hohlräume mussten erkundet und mit großem Aufwand verfüllt werden. Mit fortschreitender Sanierung im untertägigen Bereich war es auch möglich, übertägige Betriebsanlagen zu demontieren und abzubrechen.



Abb. 4 und 5: Demontage und Abbrucharbeiten an den Standorten Aue und Ronneburg

Insgesamt wurden bis März 2006 ca. 63 Mio. m³ Grubenhohlräume geflutet das sind ca. 91 %. In der Grube Pöhla-Tellerhäuser wurde der Flutungsendstand bereits 1998 erreicht. Das austretende Grubenwasser wird seit 2003 über eine biologische Wasserbehandlungsanlage (Constructed Wetland) behandelt und in die Vorflut abgegeben. Im Grubenfeld Ronneburg sind bereits seit Anfang Juni erste Wasserzutritte in ein errichtetes Fassungssystem zu verzeichnen. Diese Wässer werden über ein Rohrleitungssystem einer Wasserbehandlungsanlage zugeführt, wenn die erforderlichen Mengen im Fassungssystem anstehen. In der Grube Schlema-Alberoda sind ca. 37 Mio. m³ des Grubenhohlraumes geflutet, was etwa 97 % entspricht. Gegenwärtig werden hier Untersuchungen zur Entwicklung der Radonsituation nach Abschluss der Flutung durchgeführt.



Abb. 6: Flutungswasserstand Sohle -1620 m Schacht 371 Schlema-Alberoda, Januar 1995

Eine Besonderheit stellt die Flutung der Grube des Bergwerkes Königstein dar. Hier wurde ab 1984 die Urangeinnung durch chemische Gewinnungsverfahren durchgeführt. Dabei kam eine schwefelsaure Lösung im Konzentrationsbereich von 2 bis 3 g/l im Laugungsverfahren zum Einsatz. Bei diesem Verfahren wurden insgesamt ca. 160.000 t Schwefelsäure benötigt

und ca. 50 Mio. t Gestein mit schwefelsaurer Laugungslösung kontaktiert. Daraus ergaben sich besondere Anforderungen an die 1991 begonnene Entwicklung eines Konzeptes für die Flutung der Grube Königstein.

Wesentliches Element des Konzeptes war die Durchführung einer gesteuerten Flutung mittels Kontrollstreckensystem. Im Jahr 1996 wurden die erforderlichen Genehmigungsverfahren eingeleitet. Auf Grundlage der Ergebnisse der im Zeitraum 1993 und 1997 durchgeführten Flutungsexperimente und deren Begutachtung wurden im Dezember 2000 die erforderlichen Genehmigungen, Zulassungen und Bescheide für eine gesteuerte Flutung der Grube Königstein bis zu einem Einstauniveau von 140 m NN vorerst erteilt. Am 29. Januar 2001 leitete der damalige Sächsische Staatsminister für Umwelt und Landwirtschaft Steffen Flath die Flutung des Laugungsbergwerkes ein. Die Flutungswässer werden einer Wasserbehandlungsanlage zugeführt und nach Behandlung in die Vorflut abgegeben.

Im Ergebnis des bisherigen Flutungsverlaufes wurde jedoch festgestellt, dass ein Erreichen des genehmigten Flutungsstandes von 140 m NN mit offener Kontrollstrecke nicht möglich ist. Aus hydraulischen Gründen würde die Flutung bei ca. 120 m NN zum Stillstand kommen.

Aus diesem Grund stellte Wismut im Juli 2004 die entsprechenden Ergänzungsanträge zur Flutung der Kontrollstrecke und zur Errichtung von Förderbohrlöchern, um die Flutung im Teilbereich I (bis 140 m NN) abschließen zu können und gleichzeitig aber auch die Steuerbarkeit der weiteren Flutung zu gewährleisten. Die Genehmigungen liegen mittlerweile alle vor. Mit der Errichtung der Förderbohrlöcher soll noch im Jahr 2006 begonnen werden.

Im Gegensatz zu den untertägigen Sanierungsarbeiten, die überwiegend verborgen für das Auge der Öffentlichkeit im „Dunklen“ stattfinden, sind die Ergebnisse der übertägigen Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH an allen Standorten unübersehbar.

Die Arbeiten konzentrierten sich dabei besonders auf die Haldensanierung, die Verfüllung des Tagebaurestloches Lichtenberg bei Ronneburg, die Abbrüche von Gebäuden und Anlagen, die Sanierung der industriellen Absetzanlagen der ehemaligen Uranerzaufbereitung und die Sanierung kontaminierter Betriebsflächen.

Im Ostthüringer Bergbaugebiet wurden südlich der BAB 4 seit Beginn der Sanierungsarbeiten ca. 110 Mio. m³ Haldenmaterial umgelagert und in das Tagebaurestloch Lichtenberg eingebaut. Die Kegelhalden von Reust und Paitzdorf, mit einer Höhe von knapp über 100 m und einem Gesamtvolumen von ca. 14 Mio. m³ sind als ehemalige Landmarken und Wahrzeichen des Ronneburger Reviers nicht mehr zu sehen.

In den vergangenen Jahren wurden mit Europas größter CAT-Flotte bei einer Tagesleistung von ca. 35.000 m³ bis 10 Mio. m³ Haldenmaterial jährlich umgelagert.



Abb. 7 und 8: Die Kegelhalden von Paitzdorf im April 2005 und im Mai 2006

Durch den Einbau von insgesamt ca. 120 Mio. m³ Haldenmaterial bis 2007 hat sich das Aussehen des Tagebaurestloches Lichtenberg völlig verändert. Es ist ein Landschaftsbauwerk mit einer Fläche von etwa 220 ha entstanden. Die Arbeiten zur Endgestaltung werden bis zum Jahr 2011 abgeschlossen sein.



Abb. 9: Tagebau Lichtenberg zu Beginn der Sanierung 1991

Wesentliche Abschnitte werden jedoch bereits bis zum Jahr 2007, dem Jahr der Bundesgartenschau abgeschlossen sein.



Abb. 10: Aufschüttkörper des Tagebau Lichtenberg mit BUGA-Gelände (Stand Mai 2006)

Am Standort Schlema lässt sich der Sanierungserfolg der zurückliegenden Jahre ebenfalls sehr deutlich veranschaulichen. Anfang der 1990er Jahre wurde das Ortsbild der Gemeinde Schlema noch von insgesamt 18 Halden bestimmt. Diese Zeugen von 45 Jahren Uranerzbergbau waren an Berghänge in unmittelbarer Nähe der Wohnbebauung angeschüttet mit teilweise sehr steilen Böschungsneigungen von 1 : 1,2. Staubabwehungen und Radonaustritt von den kahlen Haldenflächen führte zu einer erhöhten radiologischen Belastung. Auf Grundlage der radiologischen, chemischen und geotechnischen Ausgangsparameter der einzelnen Halden wurde ab 1992 eine Prioritätenliste der Sanierungsrangfolge der Halden erarbeitet.

Die Halde 250, die sich inmitten der Ortslage Schlema befand und mit einem Volumen von ca. 1 Mio. m³ über Jahrzehnte das Ortsbild prägte, wurde abgetragen und einschließlich des kontaminierten Aushubs der Haldenaufstandsfläche zur Auffüllung des Deformationsgebietes in Oberschlema, dem jetzigen Kurpark, umgelagert. Auf der sanierten Haldenaufstandsfläche entstand ein modernes Wohngebiet.

Auch die Sanierung der größten Halden wie z. B. Hammerberghalde, Halde 366, Halde 66/207, Halde 382 des ehemaligen Bergbaugesbietes um Aue, die an ihrem Standort belassen und in-situ verwahrt wurden, ist zu einem überwiegenden Teil abgeschlossen. Die von Wismut angewandte Regelabdeckung der profilierten Halden einschließlich abschließender Begrünung und Bepflanzung hat sich dabei bewährt und selbst die Starkniederschläge im August 2002 ohne Schäden überstanden.

In enger Zusammenarbeit mit den betroffenen Gemeinden und den Trägern öffentlicher Belange war es eines der wesentlichen Ziele der Sanierungsarbeiten, die ehemals bergbaulich genutzten Flächen nach Abschluss der Sanierung einer Nachnutzung zuzuführen. Neben der Nachnutzung von ehemaligen Bergbauflächen zu land- und forstwirtschaftlichen Zwecken am

Standort Ronneburg ist dies besonders eindrucksvoll in der Gemeinde Bad Schlema gelungen. 1998 erfolgte die Einstufung von Schlema als Ort mit Heilquellenkurbetrieb und die Eröffnung des neuen Kurmittelhauses sowie des Kurparks.



Abb. 11: Kurpark Bad Schlema im April 2001

Im Jahr 2004 wurden ca. 66 ha sanierte Haldenflächen an die Kurgesellschaft Schlema mbH für die Errichtung eines Golfplatzes übertragen.

Im Bereich der Halde 366 wurden im Rahmen der Sanierungsarbeiten die Voraussetzungen für die verkehrstechnische Anbindung der westerzgebirgischen Region an die Verkehrsader der Bundesrepublik von West nach Ost über eine Autobahnezubringer zur BAB 72 geschaffen.

Eine besondere Herausforderung stellte und stellt die Verwahrung der Rückstände der Uranerzaufbereitung dar. Für die sogenannten Tailings, die in industriellen Absetzanlagen an den Standorten Helmsdorf, Trünzig und Culmitzsch während der Zeit des aktiven Uranerzbergbaus eingelagert wurden, mussten Verwahrkonzepte erarbeitet werden, auf deren Grundlage die langzeitsichere Verwahrung vor Ort umgesetzt werden konnte.

Mit der angestrebten trockenen in-situ-Verwahrung und einer technischen Teilentwässerung wurden alle stark kontaminierte Freiwässer entfernt, mit den Sickerwässern sowie Porenwässern gereinigt und in die Vorflut abgegeben. Auf die freiliegenden Tailings wurden ca. 6,7 Mio. m³ mineralische Zwischenabdeckung aufgebracht.



Abb. 12: IAA Helmsdorf im Mai 2006

Mit Konturierungsarbeiten wurde auf den Absetzanlagen in Helmsdorf und Trünzig begonnen. Bisher wurden ca. 5,8 Mio. m³ im Rahmen der Konturierungsarbeiten innerhalb der jeweiligen Becken umgelagert. Auf den Absetzanlagen in Helmsdorf und Trünzig wurden bereits die Arbeiten zur Endabdeckung begonnen. Bisher konnten ca. 25 ha mit einer Endabdeckung versehen werden. Die Arbeiten auf den Absetzanlagen werden im Zeitraum 2012 bis 2015 abgeschlossen.



Abb. 13: IAA Trünzig im Mai 2006

Mehr als 45 Jahre Gewinnung und Verarbeitung von Uranerz haben die Umwelt und die Landschaft in Sachsen und Thüringen nachhaltig beeinflusst. Für die bisherige Stilllegungs- und Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH ist eine durchweg positive Bilanz zu verzeichnen. Die Umweltbelastungen konnten signifikant gesenkt werden.

Von der Bundesregierung sind für die Erfüllung der Sanierungsaufgaben der Wismut GmbH 6,2 Mrd. € im Bundeshaushalt eingestellt. Bis Ende 2005 wurden davon ca. 4,6 Mrd. €, das sind ca. 74 % ausgegeben. Der Personalbestand liegt derzeit bei etwa 2.000 Beschäftigten.

Mit Abschluss der wesentlichen Sanierungsarbeiten an allen Standorten etwa in den Jahren 2010 bis 2015 ergeben sich für die Wismut GmbH, die auch weiterhin ein bedeutender Wirtschaftsfaktor für die Regionen in Sachsen und Thüringen bleibt, neue Aufgaben. Langfristige Nachsorgemaßnahmen, wie die Wasserbehandlung, das Monitoring und die Qualitätssicherung, die Pflege und Bewirtschaftung von sanierten Flächen werden noch über Jahre erforderlich sein.

Bei der Revitalisierung dieser Regionen sind durch Wiedernutzbarmachung von Flächen für Gewerbeansiedlung, Wohnbebauung, land- und forstwirtschaftliche Nutzung oder Naturschutzgebiete bedeutende Erfolge erreicht worden.

Schauen Sie sich dies am Besten vor Ort an! Die Bundesgartenschau 2007 in Gera und Ronneburg könnte dafür ein guter Anlass sein.

ANWENDUNG VON STRAHLENSCHUTZ-KNOW-HOW DER WISMUT BEI DER SANIERUNG AN URANBERGBAUSTANDORTEN IN OSTEUROPA UND MITTELASIEN

USE OF RADIATION PROTECTION KNOW HOW OF WISMUT IN THE FRAME OF REMEDIATION PROJECTS AT URANIUM MINING SITES IN EASTERN EUROPE AND MIDDLE ASIA

P. Schmidt¹, C. Kunze², U. Walter²

¹ Wismut GmbH, Chemnitz, Deutschland

² WISUTEC Umwelttechnologie GmbH, Chemnitz, Deutschland

Zusammenfassung

Uranerzbergbau und- verarbeitung führten nicht nur in der früheren DDR zu radioaktiven Hinterlassenschaften großen Ausmaßes und zur nachteiligen Beeinflussung der Umwelt. Auch andere Ostblockstaaten und ehemalige Sowjetrepubliken sind heute mit der Notwendigkeit der Stilllegung und Sanierung an Uranbergbaustandorten konfrontiert. Oftmals sind sie dabei auf die Unterstützung internationaler Organisationen und Experten angewiesen. Ihre mittlerweile langjährigen Erfahrungen ermöglichen es der WISMUT, das in eigener Sanierungstätigkeit erworbene Know-how zur Radioökologie und zum Strahlenschutz bei der Sanierung in Osteuropa und Mittelasien anzuwenden. Projekte in über 10 Ländern, finanziert durch die EU, die Weltbank und andere Organisationen, wurden bearbeitet. Durch die Darstellung ausgewählter Projekte werden im Beitrag die Aktivitäten der Wismut GmbH und ihrer 2002 gegründeten Tochtergesellschaft WISUTEC Umwelttechnologie GmbH in diesen Ländern vorgestellt.

Summary

Besides the former GDR, also other Eastern-Block State and former Soviet Republics were the scene of large scale uranium mining and milling, and are faced now as well with the need to decommission and rehabilitate the affected sites. Due to economic problems and lack of relevant experiences, most of these countries need financial and technical support by international organisations and experts. As a result of meanwhile 15 years of experience in remediation of uranium mining and milling sites, the WISMUT company is able to support these countries and to transfer the relevant know how. Projects in over 10 countries in Eastern Europe, Russia and Middle Asia were implemented, supported by the European Commission, the World Bank and other international organisations. The present paper exemplifies the activities of WISMUT and their daughter company WISUTEC by presentation of selected projects.

Schlüsselwörter *Strahlenschutzmessung, radiologische Bewertung, Know-how -Transfer*
Keywords *radiological measurement, radiological assessment, know how transfer*

1. Einleitung

Ein Blick auf die Uranproduktion in den Zeiten des Kalten Krieges zeigt, dass nicht nur die ehemalige DDR zur Uranbereitstellung für das Sowjetische Atomprogramm beitrug. Auch andere Länder in Osteuropa und die UdSSR selbst waren Uranproduzenten. Folglich sind

osteuropäische Länder, ehemalige Sowjetrepubliken und Russland selbst heute gleich Ostdeutschland, wenn auch in unterschiedlichen Umfängen, mit der Sanierung der radiologischen Hinterlassenschaften von Uranerzbergbau und -verarbeitung konfrontiert.

Zu den Hinterlassenschaften in Osteuropa und Estland wurden belastbare Daten veröffentlicht. Einen Überblick hierzu gibt Tabelle 1. Analoge Daten zu den uranproduzierenden GUS-Staaten Kasachstan, Usbekistan, Kirgisien, Aserbaidschan, sowie der Ukraine und Russland selbst sind nicht veröffentlicht. Deren Hinterlassenschaften sind jedoch ebenfalls nicht vernachlässigbar, insbesondere weil mit Ausnahme Kirgisiens alle anderen Staaten in den letzten Jahren ihre Uranproduktion bedeutend gesteigert haben. Kasachstan nimmt heute Platz drei der Welturanproduktion ein, Russland folgt auf Platz fünf und auch Usbekistan ist unter den zehn führenden Ländern [2].

Tab. 1: *Hinterlassenschaften des Uranbergbaus und Stand der Stilllegung in den ehemaligen Ostblockländern sowie in Estland [1]*

Land	Zahl der Standorte	Aufbereitungsbetriebe	Laugungsorte	Rückstände [Mio.m ³]		Stand der Stilllegung und Sanierung (2005)
				Halden	Tailings	
ehemalige DDR*	8	2	2	311	18	Sanierung ist weit fortgeschritten
Tschechien	13	4	38	51,9	54,9	begonnen, teilweise fortgeschritten, bei noch laufender Produktion
Bulgarien	31	2	37	11,0	19,5	Technische Liquidation erfolgte; keine Sanierung nach int. Standard
Ungarn	3	1	1	10,4	16,6	Sanierung nahezu abgeschlossen
Rumänien	4	1	-	8,4	4,3	weiterhin Förderung / Produktion
Estland	1	1	-	-	8,0	Sanierung nahezu abgeschlossen
Slowenien	1	-	-	1,6	0,7	Sanierung nahezu abgeschlossen
Polen	6	1	-	1,4	0,13	Sanierung weit fortgeschritten
Slowakei	3			1,0	-	Technische Liquidation erfolgte; keine Sanierung nach int. Standard

* Betrifft nur die Objekte der Sowjetisch-Deutschen Aktiengesellschaft SDAG WISMUT, die 1991 in den Besitz der Bundesrepublik übergingen, stillgelegt und seitdem saniert werden.

Analog zur Situation bei WISMUT war in den Ländern Osteuropas, z. T. auch in den GUS-Staaten, die Einstellung der Uranproduktion durch folgende Merkmale gekennzeichnet:

1. Die Einstellung erfolgte aufgrund der sich 1990/1991 ereignenden politischen Veränderungen sehr abrupt. Es waren keine Vorbereitungen zur Stilllegung getroffen, Konzepte und Sanierungs-Know-how waren nur begrenzt verfügbar.
2. Während der Produktion wurden keine finanziellen Rückstellungen getroffen. Aufgrund der ökonomischen Situation in den Ländern waren die in Staatsbesitz befindlichen Betriebe nicht in der Lage, kurzfristig nach westlichem Vorbild zu sanieren.
3. Die Uranproduktion erfolgte in den Ländern Osteuropas überwiegend in dicht besiedelten Gebieten, woraus sich besonders hohe Anforderungen an die Sanierung ergaben.

Vielfach waren (und sind) die Länder mit den ökonomischen und technischen Herausforderungen der Sanierung der radiologisch belasteten Gebiete überfordert. Wirtschaftliche Hilfe wurde und wird durch internationale Organisationen gewährt, allem voran durch die Europäische Gemeinschaft. Zum Transfer von Know how in diese Länder war (und ist) die WISMUT prädestiniert. Dies ergibt sich aus der gemeinsamen historischen Ausgangssituati-

on, aus vergleichbaren Umweltproblemen, aus überführbaren Technologien, aber auch aus der nicht zu vernachlässigenden Bedeutung früherer Arbeitskontakte von Experten der WISMUT mit Kollegen in den Ländern Osteuropas und der ehemaligen Sowjetunion.

Von dieser Situation ausgehend wurden durch WISMUT seit 1997 mehr als 20 Projekte in über 10 Ländern Osteuropas und der ehemaligen Sowjetunion ausgeführt oder fachlich betreut. Die Finanzierung der Projekte erfolgte vor allem mit Mitteln aus den PHARE- und TACIS-Programmen der Europäischen Gemeinschaft¹, durch die Weltbank, die Nordische Umweltbank NEFCO sowie aus dem ISTC-Programm zur Rüstungskonversion in den GUS-Staaten (ISTC - International Science and Technology Center; Geldgeber: USA, Japan, EU).

2. Fallbeispiele

Aufgrund ihres Pilotcharakters und der inhaltlichen Dominanz radiologischer Aspekte verdienen folgende Projekte Hervorhebung:

2.1 PHARE Projekt PH 4.02/94: Geräte- und Know-how-Transfer in 7 Länder Osteuropas

Im Rahmen dieses 1997/98 durchgeführten Projektes bestand die Aufgabe, die in den Ländern Bulgarien, Estland, Polen, Rumänien, Slowenien, Ungarn und der Tschechische Republik vorhandenen Labore und deren Ausstattung zur Messung und Bewertung von Kontaminationen an Standorten der Urangeinnung zu evaluieren. Ausgehend von einer Bestandsaufnahme wurde ein Ranking benötigter Messtechnik aufgestellt. Durch WISMUT wurden die technischen Spezifikationen erarbeitet, in einem internationalen Ausschreibungsverfahren die Technik beschafft und diese in die Länder überführt. Eine Zusammenstellung der übergebenen Messtechnik zeigt Tabelle 2. Während zweier Trainingskurse in Chemnitz sowie Kursen in den Empfängerländern wurde der Umgang mit der Technik gelehrt, gleichzeitig wurde Know-how zu den Themen Messung natürlicher Radioaktivität an Bergbaustandorten, Strahlenmetrologie, Expositionsprofilanalyse, Radioökologie und radiologisches Umweltmonitoring vermittelt.

Tab. 2: Im Rahmen des PHARE-Projektes PH4.02 übergebene Feld- und Labormesstechnik

Messtechnik	Empfängerland						
	BUL	EST	HUN	POL	SLO	ROM	CZ
Standardpakete (siehe unten)	1	1	1	1	1	3	2
Gammaspektrometer	1	1	1				
Fluorimeter zur Uranbestimmung	1		1				
α/β -Niedrigaktivitätsmessplatz	1	1	1	1		1	
Probenahmetechnik Grundwasser					1		
Staubprobensammler	1	1				1	4
Tragbare Rn-/RnZPr-Meßtechnik							2

Den individuellen Wünschen der Länder nach Technik konnte größtenteils gefolgt werden. Gleich wichtig war aber auch, dass in alle Länder Standardpakete an Feldmesstechnik übergeben wurden, bestehend aus hochwertigen Komponenten zur Bestimmung der ODL, der

¹ PHARE – Programm der EU zur finanziellen und technischen Zusammenarbeit mit potentiellen Beitrittsländern Ost- und Mitteleuropas (derzeit 14 Staaten)
TACIS – Förderprogramm (Technical Assistance) der EU für 12 Staaten Osteuropas und Mittelasiens, alleamt frühere Sowjetrepubliken

Rn-/RZPr- Konzentration, der Oberflächenaktivität von In-situ-Wasserparametern. Mit diesen Standardpaketen und den durchgeführten Trainingskursen wurde ein wichtiger Beitrag zur Harmonisierung der Kontaminationserkundung und Bewertung an Standorten des Uranbergbaus in Osteuropa geleistet. Noch heute treffen WISMUT-Mitarbeiter in Projekten auf damals übergebene Messtechnik, die die Kollegen aus Osteuropa weiterhin in Gebrauch haben.

2.2 PHARE-Projekt 98/044: Sanierungskonzeption für die Absetzanlage Sillamäe, Estland

In Sillamäe wurden bis zum Jahr 2000 radioaktive Schlämme (Tailings) aus der metallurgischen Erzaufbereitung (vor allem Uranerz aus Osteuropa und Teilen der Sowjetunion, aber auch seltene Erden) einer industriellen Absetzanlage zugeführt (Fläche 54 ha, 8 Mio m³ Rückstände). Der 2,6 km lange und 22 m hohe Ringdamm der Anlage grenzt direkt an die Ostsee. Untersuchungen hatten gezeigt, dass sich der Damm in Richtung Ostsee bewegt und wegen der bestehenden Instabilität ein Dambruch und somit eine Kontamination der küstennahen Ostseegewässer durch die Tailings nicht ausgeschlossen werden konnte (siehe Abbildung 1).



Abb. 1: Absetzanlage der estnischen Firma SILMET, im Hintergrund die Stadt Sillamäe

WISMUT hat im Rahmen des PHARE-Projektes 98/044 gemeinsam mit der Fa. C&E Chemnitz in den Jahren 2000 bis 2002 eine Sanierungskonzeption für die Anlage erarbeitet, mit den Schwerpunkten Damms stabilisierung sowie Endabdeckung der Tailings. Aus radiologischer Sicht war besonders die Optimierung der Abdeckung anspruchsvoll. Der mit dem Sickerwasser verbundene Austrag von Uran und Ra-226 sowie weiterer Nuklide der Uranzerfallsreihe führt zwar zu einer Kontamination des Küstenstreifens und der küstennahen Gewässer, eine signifikante Exposition für die Bevölkerung lässt sich daraus jedoch nicht ableiten. Folglich hätte eine einfache Abdeckung mit Erdstoffen aus dem Umfeld der Anlage die radiologischen Sanierungskriterien erfüllt. Eine solche Abdeckung wurde jedoch von den Ostseeanrainerstaaten abgelehnt. Ihr Mitspracherecht ergibt sich u. a. aus der Helsinki Konvention, in der sich die Ostseestaaten zum nachhaltigen Schutz der Gewässern bekannt haben. Die Forderung der Anrainerstaaten nach einer Abdeckung der IAA entspre-

chend internationalen Standards für Deponieabdeckungen war wirtschaftlich nicht machbar. Durch WISMUT und C&E wurde dann eine Lösung erarbeitet, bestehend aus einer Mehrschichtabdeckung mit Erdstoffen aus der näheren Umgebung und einer Ringdrainage zur Ableitung der aus dem Hinterland anströmenden Grundwässer. Die Lösung wurde von den Ostseeanrainerstaaten akzeptiert. Seit 2002 wird die Absetzanlage unter aufsichtlicher Begleitung der WISMUT saniert (Abschluss im Jahr 2007).

2.3 TACIS-Projekt Europe Aid/116483/C/SV/RU Sanierungskonzeption Lermontov

Bis 1990 wurde nahe der russischen Stadt Lermontov Uran gefördert und verarbeitet. Im Ergebnis wurden 4 Mio. m³ radioaktives Gestein aufgehaldet, für die Aufbereitungsrückstände entstand eine 85 ha große Absetzanlage mit 12 Mio. m³ radioaktiven Tailings. In den Jahren 2004/05 erarbeitete ein von der WISMUT geführtes Konsortiums im Auftrag der Europäischen Kommission ein Sanierungskonzept für den Standort.

Verglichen mit WISMUT sind die radioaktiven Hinterlassenschaften in Lermontov gering. Die Besonderheit des Standortes ist jedoch seine Lage an den Nordausläufern des Kaukasus, in einer einmalig schönen Landschaft im Kaukasischen Mineralwassergebiet und umgeben von bekannten Kurbädern wie Pjatigorsk, Kislovodsk und Mineralnye Vody. Damit stand auch der nachhaltige Schutz der einzigartigen Mineralwasserquellen und die weitere touristische und kurative Nutzung der Region im Mittelpunkt der Sanierungskonzeption.

Die technischen Sanierungslösungen zu finden war anspruchsvoll, auf der Grundlage des WISMUT-Know-how aber gesichert. Das eigentlich Komplizierte und zugleich Spannende der Aufgabe war es, die unterschiedlichsten Interessen Betroffener in Einklang zu bringen, in einer Gesellschaft, die sich von Geheimhaltungsgewohnheiten der Vergangenheit gerade erst verabschiedet hat. Zu berücksichtigende Stakeholderinteressen waren beispielsweise der Weiterbetrieb einer Quelle im Bergwerk Byk, von der stark radonhaltige Wässer zur Heilbehandlung nach Pjatigorsk geleitet werden, oder die Entwicklung eines Grubenwasser-Managements mit passiver Wasserbehandlung, - in der Vergangenheit verwendete die Bevölkerung kontaminierte Grubenwässer zur Beregnung von Gartengrundstücken. Bei der Sanierung der Absetzanlage waren Lösungen zu finden, die den Weiterbetrieb der Produktion des größten Arbeitgebers ermöglichten, da der ehemalige Uranerzaufbereitungsbetrieb mittlerweile Düngemittel produziert und das Abfallprodukt Phosphorgips auf die Absetzanlage verbringt.

Die dem Auftraggeber Europäische Kommission im Dezember 2005 übergebene Konzeption berücksichtigt die Interessen der Stakeholder und knüpft an WISMUT-Erfahrungen aus Thüringen und Sachsen an, wie einer ehemals geschundenen und radiologisch belasteten Uranbergbaulandschaft durch eine nachhaltige Sanierung Perspektiven eröffnet werden können.

2.4 Weltbank-Projekt DHMP/KYR: Konzipierung und Planung von Sanierungsmaßnahmen am Standort Mailuu Suu, Kirgisien

In Mailuu Suu im Südwesten Kirgisiens wurden die radioaktiven Rückstände des Uranerzbergbaus und der Uranerzverarbeitung in unmittelbarer Nähe zu Wohnbebauungen deponiert (insgesamt 13 Halden und 23 Tailingsbecken; Gesamtmenge der Rückstände 3 Mio. m³; beanspruchte Fläche 44 ha). Die Stadt Mailuu Suu und vorgelagerte Siedlungen liegen in engen Gebirgstälern. Durch Hangrutschungen und erosive Wirkungen der Gebirgsflüsse werden besonders während der Schneeschmelze im Frühjahr immer wieder radioaktive Materialien

abgetragen oder gar mitgerissen. Flussabwärts gelangen sie dabei ins usbekische Ferganatal, welches als fruchtbarstes landwirtschaftliches Anbauggebiet Mittelasiens gilt (siehe Abb. 2).



Abb. 2: Hangrutschungen nahe der Stadt Mailuu Suu, Kirgisien

Seit 2005 entwickelt die WISMUT-Tochter WISUTEC Umwelttechnologie GmbH, gemeinsam mit der WISMUT und der österreichischen Firma Geoconsult GmbH Salzburg ein Konzept zur Umlagerung bzw. Stabilisierung der deponierten radioaktiven Rückstände und erarbeitet Planungsunterlagen zur Ausführung der Sanierungsmaßnahmen. Radiologisch ist die Modellierung und Prognose der infolge des erosiven Abtrages von radioaktiven Rückständen zu erwartenden Umweltauswirkungen entlang des Flusses Mailuu Suu anspruchsvoll. Als nicht einfach erweist es sich, Genehmigungen der kirgisischen Strahlenschutzbehörden für den Umgang mit radioaktiven Stoffen während der Sanierungsmaßnahmen zu erhalten. Bürokratische und andere Hindernisse, fehlendes Verständnis für die Anwendung von internationalen Strahlenschutzgrundsätzen in Interventionssituationen, teilweise auch Angst gegenüber dem Mysterium Radioaktivität sind Herausforderungen, mit denen sich das Bearbeiterkonsortium konfrontiert sieht. Auch aus diesen Gründen besteht eine hohe Erwartungshaltung an den erfolgreichen Abschluss dieses Projektes, da Pilotlösungen für die Sanierung anderer Uranbergbaustandorte in Mittelasien mit analogen radiologischen Problemen erwartet werden.

3. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die umfangreichen Erfahrungen, die die WISMUT seit 1991 bei der Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranbergbaus in Sachsen und Thüringen gesammelt hat, wendet die Firma heutzutage erfolgreich in Projekten in Osteuropa und Mittelasien an. Die radiologische Komponente der Projektbearbeitungen ist dabei stets eine dominierende Komponente. Das Know how von WISMUT auf den Gebieten:

- Strahlenschutzmessungen
- Dosisermittlung und Bewertung
- Radiologische Umweltbewertung
- Entwicklung von Sanierungs- und Monitoringkonzepten

- Wasserbehandlung, und
- Verwertung radioaktiver Rückstände

ist gefragt. Wichtig ist dabei, dass die unter WISMUT-Bedingungen gewonnenen Erfahrungen den standortspezifischen Besonderheiten in den Ländern angepasst werden. Eine in Thüringen optimierte Abdeckung muss nun mal aufgrund arider klimatischer Bedingungen in Mittelasien entsprechend modifiziert werden.

Aus radiologischer Sicht und aus der Sicht der Einordnung des Strahlenschutzes, sind die Aktivitäten der WISMUT in dreierlei Hinsicht von Bedeutung:

1. wird in regionalen Projekten ein Beitrag zur Harmonisierung von Strahlenschutz allgemein, sowie von Strahlenschutzmessungen, Bewertungen und der Radioökologie im speziellen erreicht. Dies ist besonders im Hinblick auf die Integration osteuropäischer Staaten in ein vereintes Europa von Bedeutung.
2. wird in Länder-Projekten modernes Strahlenschutz- und Radioökologie –Know how transferiert, welches den Empfängerländern ermöglicht, unter Berücksichtigung standortspezifischer Besonderheiten effektive Sanierungsmaßnahmen zur Reduzierung radiologischer Umweltbeeinflussungen zu entwickeln, und
3. ist WISMUT mittlerweile ein international anerkanntes Pilotprojekt welches aufzeigt, wie sich der Strahlenschutz in die Gesamtheit der Faktoren, die eine Sanierung radiologischer Hinterlassenschaften prägen, einordnet. Dies schließt die Übergabe von Erfahrungen ein, wie einem ehemals radiologisch belasteten Gebiet durch moderne Sanierung unter Berücksichtigung ökologischer, sozio-ökonomischer und wirtschaftlicher Faktoren (Stakeholder Involvement !) neue Perspektiven eröffnet werden können.

Nicht unbedeutend ist es zu erwähnen, dass sich für das Unternehmen Wismut GmbH die Aktivitäten in Strahlenschutz- und anderen Projekten in Osteuropa und Mittelasien in den letzten Jahren auch zu einem Geschäftsfeld entwickelt haben. Aus diesem Grund wurde im Jahr 2002 die Tochtergesellschaft WISUTEC Umwelttechnologie GmbH gegründet. Die WISUTEC vermarktet seitdem erfolgreich das Know how der WISMUT in den Sparten Bergbausanierung, Umweltschutz, Wasserbehandlung, aber auch Strahlenschutz, und hat sich in den Jahren seit ihrer Gründung national wie international bereits erfolgreich etabliert.

4. Literaturverzeichnis

- [1] C&E Consulting and Engineering GmbH: Phare Multi Country Environmental Programme – Remediation Concepts for the Uranium Mining Operations in CEEC; Final Report, Chemnitz, 1997
- [2] World Nuclear Association Report, <http://www.world-nuclear.org/info/infh23.htm>

EINFLUSS VON KALTLUFTSTRÖMUNGEN AUF DIE RADONSITUATION IM UMFELD VON HINTERLASSENSCHAFTEN DES URANERZBERGBAUS

INFLUENCE OF NOCTURNAL DRAINAGE FLOW ON THE RADON-SITUATION AROUND FORMER URANIUM MINING SITES

W. Löbner, J. Regner

WISMUT GmbH, Chemnitz, Deutschland

Zusammenfassung

Die Radonfreisetzung aus Uranerzbergbauhalden im Erzgebirge ist eine wesentliche Ursache für erhöhte Strahlenexpositionen der Bevölkerung infolge Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten. Relativ hohe Radonexhalationsraten durch konvektive Bodenluftströmungen in den Lockergesteinsschüttungen der Halden sind dabei die Hauptursache für vergleichsweise hohe Radonkonzentrationen im unmittelbaren Haldenumfeld. Es hat sich jedoch gezeigt, dass bei Halden mit relativ langen Böschungen unter bestimmten meteorologischen Bedingungen auch talwärts gerichtete Kaltluftströmungen die Radonsituation in der unmittelbaren Haldenumgebung wesentlich beeinflussen können. Es werden Ergebnisse experimenteller Untersuchungen von Kaltluftströmungen an Halden vorgestellt und die Auswirkungen auf die Sanierung erläutert.

Summary

Radon release from Uranium mining waste rock dumps in the Ore Mountains is an essential reason for elevated radiation exposure of the public due to inhalation of radon and short-lived decay products. A relative high radon flux caused by convective airflow in the body of the waste rock dump is the main reason for high radon concentrations in the surrounding atmosphere. It has been shown that nocturnal drainage flow under certain meteorological situations (clear skies and weak synoptic flow) can also influence the radon situation. Results of experimental investigations of drainage flow at slope of dumps suggest consequences on remediation measures.

Schlüsselwörter Kaltluftabfluss, Radon, Radonexhalation, Uranerzbergbau, Sanierung
Keywords nocturnal drainage flow, radon, radon flux, uranium mining, remediation

1. Einleitung

In unmittelbarer Umgebung der Haldenstandorte des Uranerzbergbaus im Erzgebirge treten an Wohnbebauungen deutlich erhöhte Radonkonzentrationen auf. Dies führt dazu, dass die Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in vielen Fällen der dominierende Expositionspfad für die allgemeine Bevölkerung ist. Optimale Sanierungslösungen für die Halden sind somit auch auf die Reduzierung der Radonkonzentrationen an den Einwirkungsstellen gerichtet. Charakteristisch für die Radonsituation in der unmittelbaren Umgebung von Halden ist einerseits eine typische jahreszeitliche Abhängigkeit und andererseits eine ausgeprägte Dynamik der Radonkonzentration im Tagesverlauf. Die maximalen Radonkonzentrationen werden bei austauscharmen Wetterlagen und in den Abend- und Nachtstunden

den gemessen. Die ausgeprägten Konzentrationsänderungen in der bodennahen Atmosphäre, insbesondere unter sommerlichen Bedingungen, sind nicht allein mit Veränderungen der Radonfreisetzung infolge konvektiver Transportprozesse in der Halde erklärbar. Eine wesentliche Rolle spielen auch die lokalen Ausbreitungsbedingungen in der untersten Luftschicht im gebirgigen Gelände. Unter bestimmten meteorologischen Bedingungen können sich nachts über geneigtem Gelände (z. B. an längeren Haldenböschungen) so genannte Kaltluftabflüsse bilden. Dabei fließt in Bodennähe kalte Luft hangabwärts. Die Kaltluft kann auf ihrem Weg Radon akkumulieren und ohne wesentliche Verdünnung bei entsprechenden örtlichen Gegebenheiten in das Haldenumfeld transportieren. Hierzu wurden experimentelle Untersuchungen durchgeführt, die den Einfluss der Kaltluftausbreitung auf die Radonsituation näher charakterisieren.

2. Zur Kaltluftentstehung

Die Kaltluftentstehung und –ausbreitung wird in der Literatur beschrieben und ist als Phänomen schon seit langem bekannt [1 – 3]. In den letzten Jahren wurde das Gebiet der Grenzflächenmeteorologie im Zusammenhang mit der Ausbreitung von Schadstoffen intensiv bearbeitet [4]. Für die Quantifizierung von Kaltluftabflüssen wurden verschiedene Modelle entwickelt [5, 6], die den Ausbreitungsprozess abbilden. Beim Kaltluftabfluss handelt es sich um eine bodennahe Luftströmung über geneigtem Gelände. In windschwachen Abendstunden (nach Sonnenuntergang) und Nächten ist bei klarem Wetter die Energieabgabe der Boden- und Pflanzenoberflächen aufgrund langwelliger Ausstrahlung größer als die Gegenstrahlung der Luft, wodurch eine Abkühlung der Oberflächen auf eine Temperatur unterhalb der Lufttemperatur verursacht wird. Im geneigten Gelände (z. B. Böschung einer Halde) setzt sich infolge der Dichteunterschiede die Luft in einer bestimmten Schicht hangabwärts in Bewegung. Dieser Prozess ist vom Temperatur- und damit dem Dichteunterschied und der Hangneigung abhängig und verläuft in der Regel instationär. Die vertikale Ausdehnung der abfließenden Kaltluft und die Abflussgeschwindigkeit hängen von der Größe des Einzugsgebietes, der Kaltluftproduktionsrate und der Hangneigung ab. Ist der Hang bewachsen, so führt dies zu größeren Kaltluftmächtigkeiten. Die Fließrichtung wird durch die Geländeform geprägt. Die Dicke der abfließenden Kaltluft nimmt durch Vermischung mit darüber liegender Luftschichten hangabwärts zu. Der Kaltluftabfluss an Halden hat bezüglich der atmosphärischen Ausbreitung des Radons den Effekt, dass die Radonfreisetzung auf einer Böschung durch den Kaltluftstrom in einer relativ dünnen Luftschicht gesammelt und zum Haldenfuß transportiert wird. Die Abbildung 1 zeigt eine schematische Darstellung der Problematik.

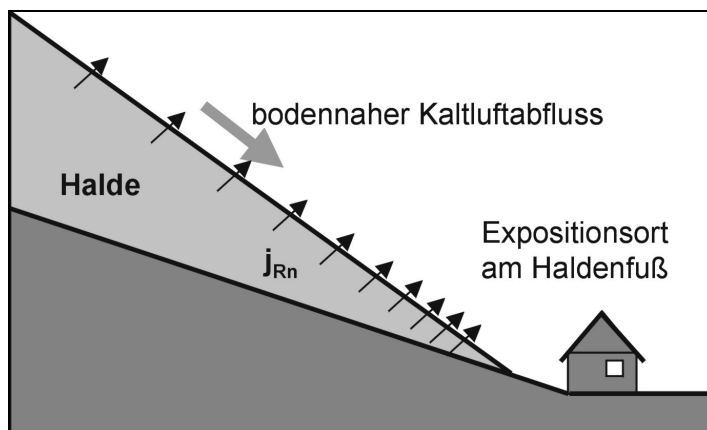


Abb. 1: Schematische Darstellung des Kaltluftabflusses an einer Haldenböschung

Im Vergleich mit der normalen atmosphärischen Ausbreitung (turbulente Durchmischung der bodennahen Atmosphäre) führt der Kaltluftabfluss zu relativ hohen Radonkonzentrationen in der bodennahen Luftschicht am Haldenfuß. Die Auswirkung der Kaltluftabflüsse auf die Radonsituation in der Haldenumgebung wird noch dadurch verstärkt, dass bei entsprechend hohen Temperaturen im Sommer eine bevorzugte Radonfreisetzung am Haldenfuß zu verzeichnen ist.

3. Experimentelle Untersuchungen

Im speziellen Fall interessiert die Kaltluftausbreitung an Halden im Zusammenhang mit dem Radontransport in der bodennahen Luftschicht bei typischen meteorologischen Situationen. Hierzu wurden Auswertungen von bereits vorliegenden Messreihen aus der Sanierungsvorbereitung von Halden vorgenommen bzw. spezielle Messungen konzipiert. Die Auswertungen der Radonkonzentrationsmessreihen betrafen eine Halde des Uranerzbergbaus in der Ortslage von Bad Schlema. Die experimentellen Untersuchungen erfolgten an einer Halde des Uranerzbergbaus in Johanngeorgenstadt.

Unmittelbar am Haldenfuß der Halde 66/207 in Bad Schlema befindet sich ein Wohngrundstück, das von zwei Seiten von Haldenschüttungen begrenzt wird. Infolge der windgeschützten Lage ist der Luftaustausch lokal eingeschränkt. Dadurch sind die Radonkonzentrationsänderungen in Abhängigkeit von den Einflussparametern besonders stark ausgeprägt. Auf dem Grundstück wurde ein Messpunkt mit einer kontinuierlichen Radonkonzentrationsmessung mit einem Radonmonitor vom Typ Alphaguard betrieben. Die meteorologischen Daten stammen von der Wetterstation auf der Halde 371, die sich ebenfalls am Bergbaustandort Schlema-Alberoda befindet. Für die Auswertung bezüglich der Kaltluftabflüsse wurde ein Zeitraum vor dem Beginn der Sanierungsdurchführung an der Halde 66/207 ausgewählt. Da der Haldenfuß im Sommer aufgrund konvektiver Strömungen in der Halde eine relativ starke Radonexhalation aufwies, fiel die Wahl auf einen 10tägigen Zeitraum im Juli 2001. Es handelte sich dabei um eine typische Hochdruckwetterlage. Die zeitliche Änderung der Radonkonzentration, der Lufttemperatur und der Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe ist in Abb. 2 für den ausgewählten Zeitabschnitt dargestellt. Die Radonkonzentration an der Halde 66/207 zeigt eine ausgeprägte Dynamik im Tagesverlauf. Besonders markant ist der starke Anstieg der Radonkonzentration am späten Nachmittag jeweils gegen 17:00 Uhr. Die betreffende Haldenböschung wies eine Ostexposition auf, so dass ab diesem Zeitraum eine Abschattung durch den Haldenkörper eintrat. Das Maximum der Radonkonzentration wurde an den meisten Tagen gegen 20:00 Uhr erreicht. Danach fielen die Konzentrationen in der Regel wieder ab, so dass in der zweiten Nachthälfte ein Minimum erreicht wurde. Die hohen Radonkonzentrationen traten bei geringen Windgeschwindigkeiten auf. Dies traf sowohl auf die Maxima in den Abendstunden als auch auf die Zwischenmaxima in den Vormittagsstunden zu. Unter der tatsächlich erfüllten Voraussetzung, dass die Radonexhalation des Haldenfußes in beiden Fällen ähnlich hoch war, zeigten sich bei vergleichbar niedrigen Windgeschwindigkeiten starke Unterschiede der Radonkonzentration. Am Abend erreichten die Maxima etwa den 10fachen Wert der Maxima am Vormittag. Dies war ein Indiz für die Existenz einer weiteren Einflussgröße auf die Radonsituation. Als solche wurde der am Abend einsetzende Kaltluftabfluss an den Haldenböschungen identifiziert.

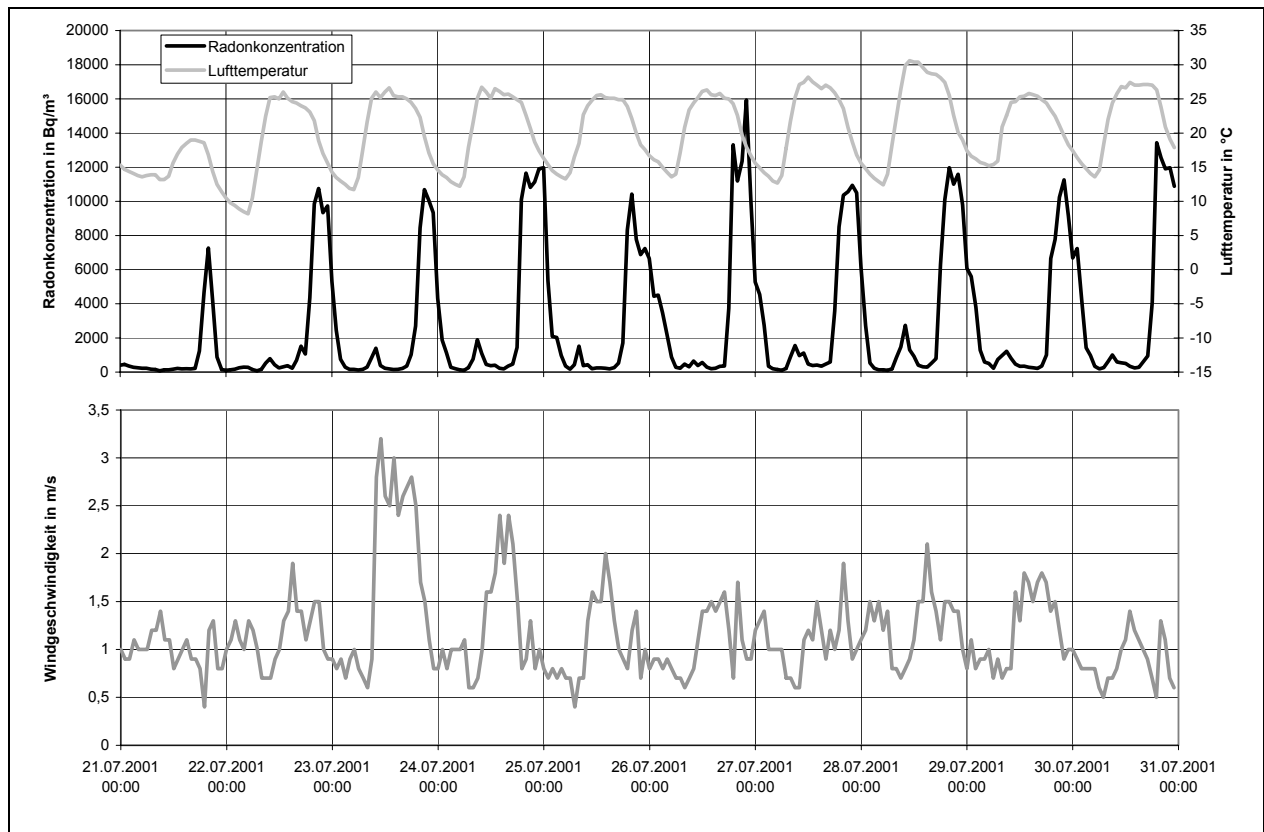


Abb. 2: Zeitabhängigkeit der Radonkonzentration in 1,5 m Höhe im Haldenfußbereich der Halde 66/207 in Bad Schlema gegenübergestellt der Lufttemperatur und der Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe an der Wetterstation Halde 371

Die Situationen, in denen geringe Windgeschwindigkeiten vorliegen und die damit auch gleichzeitig Voraussetzung für das Auftreten des Kaltluftabflusses sind, haben einen großen Einfluss auf die mittlere Radonkonzentration am Messort. Im betrachteten Beispiel der Halde 66/207 wurde der Mittelwert der Radonkonzentration von 2.845 Bq/m^3 zu etwa 90 % durch die Situationen mit geringen Windgeschwindigkeiten in den Abend- und Nachtstunden erzeugt (in denen im Mittel eine Konzentration von 5.710 Bq/m^3 vorlag). Diese Situationen repräsentieren weniger als die Hälfte des gesamten Messzeitraumes. Daraus resultiert, dass den Situationen mit Kaltluftabflüssen eine erhebliche Relevanz für das Entstehen vergleichsweise hoher Radonkonzentrationen an den Expositionsorten der Bevölkerung zuzuschreiben ist. Es kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die mittlere Radonkonzentration durch die nächtlichen Verhältnisse dominiert wird.

Um den Nachweis für den Einfluss des Kaltluftabflusses zu führen, wurde am Beispiel der Dammhalde Trockenbecken in Johannegeorgenstadt eine Kaltluftepisode bei Sonnenuntergang näher untersucht. Zur Visualisierung der Kaltluftausbreitung wurden zunächst Nebelversuche durchgeführt. Mit dieser Technologie kann unter Beachtung der örtlichen Gegebenheiten eine qualitative Situationscharakterisierung erfolgen. Der instationäre Prozess wurde mit Filmaufnahmen dokumentiert. Abb. 3 zeigt einen mittels Nebel visualisierten Kaltluftstrom an einer bewachsenen Haldenböschung. Die Aufgabe des Nebels erfolgte im Bereich des Haldenplateaus etwa 50 m von der oberen Böschungskante (=linker Bildrand) entfernt.



Abb. 3: Visualisierung des hangparallelen Kaltluftabflusses an der Böschung der Dammhalde Trockenbecken in Johanngeorgenstadt (31.08.2005, 20:05 Uhr)

Die Dispersion der Luftströmung in Richtung des Haldenfußes ist im Vergleich zu einer turbulenten Ausbreitung verhältnismäßig gering. Durch Aufgabe des Nebels in verschiedenen Bereichen der Haldenböschung können die standortspezifischen Ausbreitungsbedingungen für die abfließende Kaltluft bis zu den relevanten Expositionsorten in der Umgebung des Haldenfußes näher charakterisiert werden. Diese Untersuchungsmethode ermöglicht es auch, den Einfluss des Bewuchses auf die Kaltluftausbreitung an einer Haldenböschung näher zu untersuchen. Bei impulsförmiger Nebelaufgabe kann die mittlere Strömungsgeschwindigkeit bei Kenntnis der Wegstrecke ermittelt werden.

Zur näheren Charakterisierung des Radontransports in der abfließenden Kaltluftschicht erfolgten zeitaufgelöste Messungen der Radonkonzentration in verschiedenen Bereichen der Haldenböschung (oben, in der Mitte und am Haldenfuß mit Radonmonitoren vom Typ Alphaguard). Die Messung erfolgte in zwei Höhen (0,5 m und 1,5 m), um über die vertikale Verteilung der Radonkonzentration eine Aussage zur Radonfreisetzung am Messort zu erhalten. In Abb. 4 ist die Anordnung der Messorte an der Haldenböschung der Dammhalde Trockenbecken in Johanngeorgenstadt dargestellt.

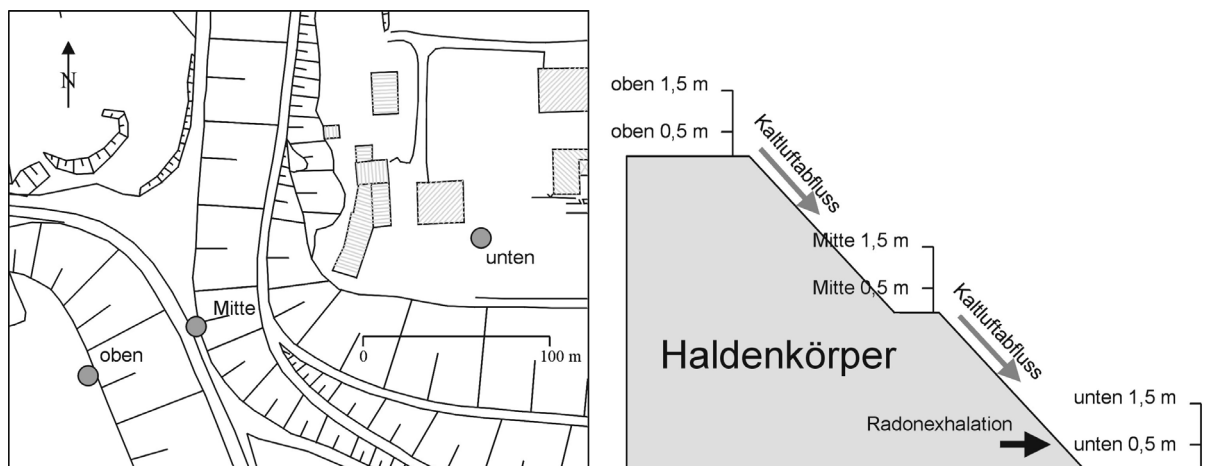


Abb. 4: Anordnung der Messorte auf der Halde und im Vorfeld zur Untersuchung des Kaltluftabflusses (Versuch 07.09.2005)

Der Bereich der Dammhalde und des oberhalb gelegenen Trockenbeckens wurde ab etwa 18:30 Uhr abgeschattet. Damit begann sich die Strahlungsbilanz auf der Haldenböschung zu ändern und die Bedingungen für eine Kaltluftentstehung waren erfüllt. In Abb. 5 sind die zeitlichen Änderungen der Radonkonzentration in verschiedenen Böschungsbereichen (oben, Mitte, unten) in zwei Messhöhen (0,5 m, 1,5 m) dargestellt. Abbildung 6 entspricht im Wesentlichen Abbildung 5. Es wurde ein anderer Wertebereich gewählt, um die ab 18:30 Uhr vorhandene Radonkonzentration besser zu verdeutlichen.

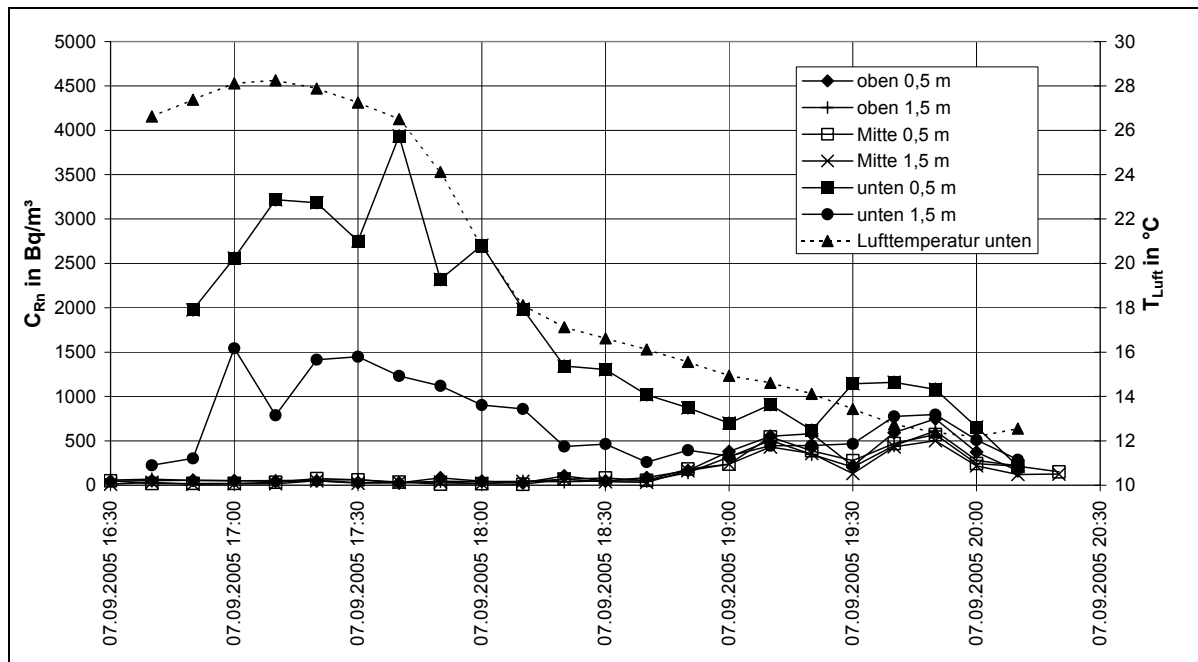


Abb. 5: Ergebnisse der zeitaufgelösten Radonkonzentrationsmessungen an der Haldenböschung der Dammhalde Trockenbecken am 07.09.05

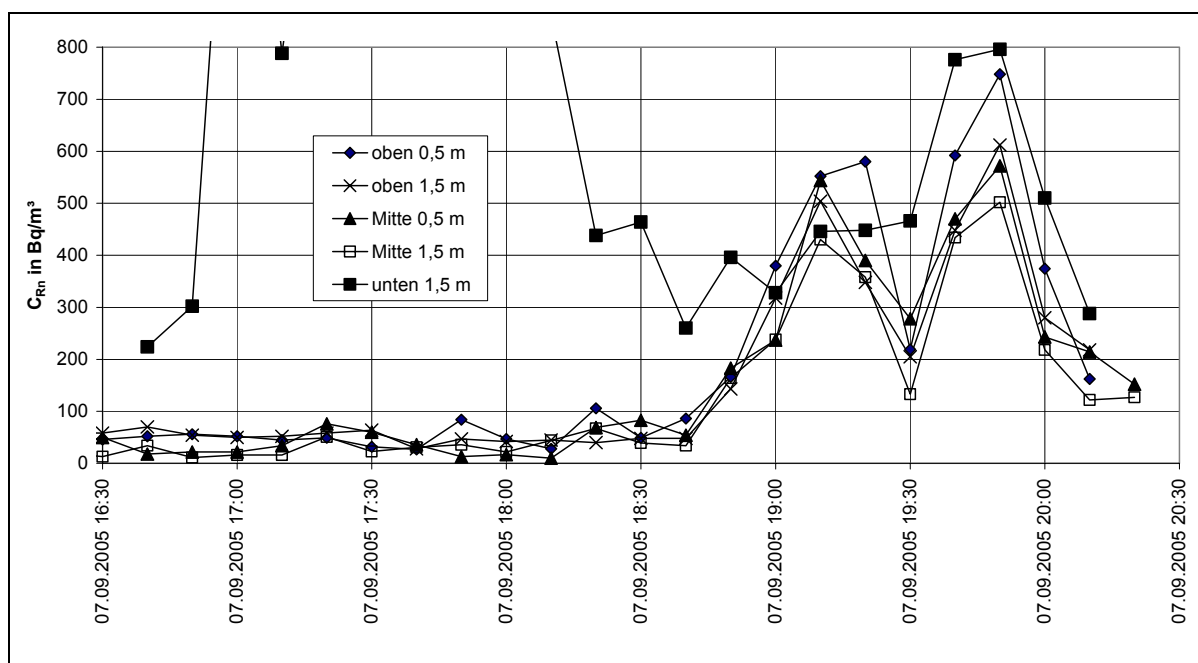


Abb. 6: Vergrößerung der zeitaufgelösten Radonkonzentrationsmessungen aus Abb. 5 für ausgewählte Messpunkte

Bis 18:30 Uhr dominierte die konvektive Radonfreisetzung des Haldenfußes. Am Messpunkt „unten“ bildete sich erwartungsgemäß eine Höhenabhängigkeit heraus, die auf die relativ starke Radonexhalation des in der Nähe liegenden Haldenfußes und den vertikalen Luftaustausch zurückzuführen war. Die Konzentration erreichte in den Nachmittagstunden bei abflauendem Wind ein Maximum, das in 1,5 m Höhe bei etwa 1.500 Bq/m³ und in 0,5 m Höhe bei etwa 4.000 Bq/m³ lag. Mit fallender Lufttemperatur nahm danach die Radonkonzentration ab, resultierend aus der Proportionalität der konvektiv bedingten Radonexhalation des Haldenfußes zur Lufttemperatur. Im gleichen Zeitraum lagen an den Messpunkten „oben“ und „Mitte“ Radonkonzentrationen < 100 Bq/m³ vor, eine ausgeprägte Höhenabhängigkeit der Radonkonzentration war nicht erkennbar. Dies ist ein Zeichen dafür, dass keine relevanten Radonfreisetzungen an diesen Messstellen auftraten. Ab etwa 18:30 Uhr änderten sich die lokalen Bedingungen. An den Messpunkten „oben“ und „Mitte“ stiegen die Radonkonzentrationen bis auf etwa 500 Bq/m³ an, die Höhenabhängigkeit der Radonkonzentration war mit 10 % bis 20 % jedoch nur schwach ausgeprägt. Dies deutet darauf hin, dass nach wie vor keine signifikante Radonfreisetzung in den oberen Böschungsbereichen vorhanden war, sondern dass die Erhöhung der Radonkonzentration auf den Anstrom von radonbelasteter Kaltluft aus dem Plateaubereich oberhalb der Haldenböschung zurückzuführen ist. Die Quelle für die radonbelastete Kaltluft ist in größeren Haldenschüttungen im Hinterland westlich der Dammhalde Trockenbecken und im Trockenbecken (ehem. Absetzanlage) selbst zu suchen. Der Vergleich der Radonkonzentration an den Messpunkten „oben“ und „Mitte“ auf der Böschung mit annähernd gleichen Radonkonzentrationen zeigt, dass sich die Kaltluft über die Böschungskante hangabwärts ohne nennenswerte Dispersion ausbreitete. Am Haldenfuß trat durch den Kaltluftabfluss trotz weiter fallender Lufttemperatur eine Zunahme der Radonkonzentration auf. Hier ergab sich eine Überlagerung des Radonanteiles des immer noch - wenn auch schwächer - exhalierten Haldenfußes mit dem Radonanteil aus der Kaltluft. Dies hatte zur Folge, dass insbesondere in einer Höhe von 0,5 m die Radonkonzentration etwa doppelt so hoch war wie an den Messpunkten „oben“ und „Mitte“. In 1,5 m Höhe war dagegen eine wesentlich geringere Erhöhung von etwa 30 % feststellbar.

Die Kaltluftausbreitung an der Böschung der Dammhalde wurde zusätzlich mittels Tracergas untersucht. Durch die Aufgabe von Tracergas an der oberen Böschungskante in Form eines Impulses und die Messung der Zeitabhängigkeit der Konzentration im Haldenfußbereich konnte die Ausbreitungsgeschwindigkeit der hangabwärts fließenden Kaltluft für eine Ausbreitungsepisode ermittelt werden.

Durch die experimentellen Untersuchungen zur Kaltluftausbreitung an Haldenböschungen konnte nachgewiesen werden, dass unter bestimmten meteorologischen Bedingungen der Kaltluftabfluss die Radonsituation an den Expositionsorten in unmittelbarer Umgebung von Halden signifikant beeinflussen kann. Bei entsprechenden technischen Sanierungsmaßnahmen, die auf die Reduzierung der Strahlenexposition infolge der Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten gerichtet sind, ist die Kaltluftentstehung und Kaltluftausbreitung entsprechend zu berücksichtigen. Hierbei spielt auch der Bewuchs eine wichtige Rolle [4].

4. Literaturverzeichnis

- [1] Barschall, H.: Über Gebirgswinde in den Mittleren Vogesen, Met. Zeitschr. 35 (1919), S. 137-142.
- [2] Wagner, A.: Hangwind – Ausgleichsströmung – Berg- und Talwinde, Met. Zeitschrift, 1932, S. 209.
- [3] Arritt, R. W., R. A. Pielke: Interactions of Nocturnal Slope Flows with Ambient Winds, Boundary-Layer Meteorology 37(1986), p. 183-195.
- [4] Chuixiang Yi, R. K. Monson, et al.: Modeling and measuring the nocturnal drainage flow in high-elevation subalpine forest with complex terrain J. of Geophys. Res. 110 (2005), p. 1 – 13.
- [5] Röckle, R., C.-J.: Ausbreitung von Geruchsstoffen in Kaltluftabflüssen – Messungen und Modellrechnungen, VDI Berichte 1373, VDI-Verlag, Düsseldorf, 1998, S. 249-259.
- [6] Schädler, G., Lohmeyer, A.: Simulation of nocturnal drainage flows on personal computers, Meteorol. Zeitschrift, N.F. 3(1994), S. 167-171.

RADIOLOGISCHE BEWERTUNG VON BERGBAULICHEN HINTERLASSENSCHAFTEN AN WISMUT-ALTSTANDORTEN IM RAHMEN DER ERSTELLUNG EINES STANDORTSANIERUNGSKONZEPTE – BEISPIEL ALTSTANDORT SCHNEEBERG

U. Bartel, W. Hinz, W. Löbner, P. Schmidt, C. Schramm

Wismut GmbH, Deutschland

Zusammenfassung

Im Rahmen der Entwicklung von Sanierungskonzeptionen für die sogenannten WISMUT-Altstandorte sind in einem ersten Schritt die Sanierungsschwerpunkte zu definieren. Die Identifikation dieser Schwerpunkte erfordert ein nachvollziehbares Bewertungsschema. Bei der Entwicklung eines solchen hat sich gezeigt, dass die Aspekte des Strahlenschutzes in einen komplexen Abwägungsprozess eingebunden werden müssen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den Altstandorten um vorgegebene Situationen handelt, in denen die Strahlenschutzgrundsätze der Intervention anzuwenden sind. In solchen Situationen beeinflussen neben radiologischen Faktoren auch standortspezifische Aspekte, konventionelle Umweltbeeinflussungen, objektbezogenen Daten und die Berücksichtigung der Interessen Betroffener (örtliche Bevölkerung, geldgebende Institutionen, Genehmigungsbehörden, etc.) in entscheidendem Maß die Rechtfertigung und Optimierung von Maßnahmen zur Verringerung von Strahlenexpositionen für die allgemeine Bevölkerung infolge erhöhter Umweltradioaktivität.

Summary

The development of remediation concepts for the previous WISMUT sites starts with the definition of the remedial key elements. The identification of these elements requires a traceable and defensible evaluation approach. Elaboration of such an approach revealed that the radiological aspects have to be included in a complex of factors for the assessment of the sites. Thereby, it has to be taken into account that the previous WISMUT sites represent so-called given situations where the radiation protection principles of intervention have to be applied. In such situations beside radiological aspects also site specific circumstances, conventional environmental impacts, object related factors, but also the involvement of stakeholder interests (interests of the local population, of donors, of the authorities, etc.) have a crucial influence on the justification and optimisation of remedial measures for the minimization of the public radiation exposure due to enhanced natural radioactivity.

Schlüsselwörter Uranerzbergbau, Sanierungskonzepte, radiologische Bewertung

Keywords uranium mining, rehabilitation concepts, radiological assessment

1. Ausgangssituation

Durch die SAG/SDAG Wismut wurde in den 40-er und frühen 50-er Jahren an zahlreichen Orten im Süden der ehemaligen DDR (z. B. in Schneeberg, Johanngeorgenstadt, Annaberg-Buchholz, etc.) Uranerzbergbau betrieben. Ein Teil der beanspruchten Flächen und Bergbauobjekte wurde frühzeitig bereits an Kommunen, Betriebe und in Privateigentum übergeben. Diese Flächen und Objekte sind nicht Bestandteil des WISMUT-Sanierungsprojektes, für welches seit 1991 die bundeseigene Wismut GmbH Verantwortung trägt. Aus diesem Grund wird auch von sogenannten WISMUT-Altstandorten gesprochen.

Von den bergbaulichen Hinterlassenschaften an den Altstandorten gehen nach wie radiologische Umweltbeeinflussungen aus, die Nutzungseinschränkungen der ehemals bergbaulich beanspruchten Flächen zur Folge haben. Zu den Hinterlassenschaften zählen untertägige Objekte (vom historischen Altbergbau übernommene bzw. in den frühen Jahren der WISMUT neuaufgefahrene Tagesöffnungen und Grubenbaue) sowie übertägige Objekte (Halden, Absetzanlagen für Rückstände der Uranerzaufbereitung, Betriebsflächen an Schacht- und Aufbereitungsanlagen, Uranerzverladestellen u.a.). Die Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus verursachen an den Altstandorten infolge noch vorhandener Ablagerungen und Aufschüttungen eine erhöhte Umweltradioaktivität, erhöhte Arsen- und Schwermetallgehalte und können damit ein Gefährdungspotential für die Bevölkerung und ggf. auch Quellen für die Schadstofffreisetzung in das Grundwasser darstellen. Die Schächte, Tagesöffnungen und tagesnahen Grubenbaue, die noch nicht verwahrt wurden, stellen Gefahrenquellen für die öffentliche Sicherheit dar.

Nach dem Wismutgesetz vom 12. Dezember 1991 sind der Bund und die bundeseigene WISMUT GmbH nicht verpflichtet, die WISMUT-Altstandorte zu sanieren, die im wesentlichen vor dem 31. Dezember 1962 stillgelegt wurden und am 30. Juni 1990 nicht mehr im Eigentum bzw. in Nutzung der damaligen SDAG Wismut waren. Auch für den Freistaat Sachsen und die als Grundeigentümer eingetragenen Landkreise, Gemeinden, Gewerbebetriebe oder Privatpersonen bestand keine rechtliche Verpflichtung zur Sanierung. Erst mit dem im September 2003 zwischen dem Bund und dem Freistaat Sachsen abgeschlossenen Verwaltungsabkommen zu den sächsischen WISMUT-Altstandorten und dem dadurch initiierten Projekt Altlasten wurde eine wesentliche Grundlage für die zukünftige Sanierung dieser Hinterlassenschaften geschaffen.

Seit den 60-er Jahren fanden an den Altstandorten teilweise eine Wiederurbarmachung von Halden (i. W. Profilierung und Begrünung) und Betriebsflächen sowie die Verwahrung von Grubenbauen entsprechend den jeweiligen Anforderungen und dem seinerzeit entsprechenden Stand der Technik statt, ohne dabei die Umweltsituation und geplante Nutzungen einer komplexen Bewertung zu unterziehen. Die bestehenden Gefahrenquellen oder potentiellen Gefährdungen bzw. die daraus resultierenden Nutzungseinschränkungen führten dazu, dass die WISMUT-Altstandorte im Rahmen des Projektes Altlasten mit der Zielstellung untersucht wurden, notwendige kurz-, mittel- und langfristig erforderliche Sanierungsmaßnahmen zu identifizieren. Dabei waren im Rahmen der Erarbeitung von Sanierungskonzepten die Schwerpunktaufgaben der Sanierung zu identifizieren.

2. Vorgehensweise

In einem ersten Schritt erfolgte die Erfassung und Kategorisierung aller relevanten bergbaulichen Objekte nach Art, Lage, Größe sowie nach aktueller und potentiell möglicher Nutzung des jeweiligen Objektes bzw. dessen unmittelbaren Umfeldes.

Dem schloss sich in einem zweiten Schritt die Auswertung vorhandener Ergebnisse der radiologischen Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten (A.LAS.KA) [1] durch das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) an, mit der vor allem radiologisch relevante Objekte identifiziert wurden. Diese Auswertung erfolgte vorrangig mit dem Ziel, bestehende Datenlücken zu identifizieren und ggf. im begrenzten Umfang neue Daten zu erheben.

Bei den Hinterlassenschaften der Uranerzbergbaues an den Altstandorten handelt es sich häufig um Altlasten, die als radioaktive Verunreinigungen auf frei zugänglichen Flächen zurückgeblieben sind und von denen nicht unerhebliche Strahlenexpositionen für die Bevölkerung ausgehen können. In diesem Sinne sind Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus an WISMUT-Altstandorten hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen mit Sanierungsobjekten der WISMUT GmbH vergleichbar und die Ziele der Strahlenschutzverordnung [2] zum Schutz der Bevölkerung bei natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen sind sinngemäß zu beachten.

Nach wie vor existiert in Deutschland jedoch keine Altlastenverordnung, so dass in Anlehnung an die Sanierung der WISMUT-Standorte eine radiologische Bewertung hinsichtlich der Einhaltung des 1 mSv-Richtwerts vorgenommen wurde. Die Anwendung des Wertes 1 mSv/a als Richtwert berücksichtigte, dass die Altlasten vorgegebene Situationen darstellen, für die entsprechend ICRP 65 die Strahlenschutzgrundsätze einer Intervention gelten. Für die Abschätzung der Strahlenexpositionen wurden die Berechnungsgrundlagen Bergbau [3], [4] unter Berücksichtigung von verschiedenen, für das jeweilige Objekt relevanten Expositionsszenarien verwendet.

Bei der Entscheidungsfindung hinsichtlich der Rechtfertigung von Sanierungsmaßnahmen zeigte sich (und dies ist typisch für Interventionssituationen), dass neben dem Strahlenschutz auch weitere Aspekte, so des Boden-, Natur- und Umweltschutzes, der geo-mechanischen Langzeitstabilität von Schüttkörpern, der bergschadenkundlichen Situation, der Regionalplanung sowie der Akzeptanz der örtlichen Bevölkerung, von Behörden und geldgebenden Institutionen zu berücksichtigen sind. Für den WISMUT-Altstandort Schneeberg waren in diesem Zusammenhang weiterhin Fragen des Denkmalschutzes und der Erhaltung der bergbautypischen Landschaft, die in bezug auf die Pflege des kulturellen Erbes und das Tourismuskonzept der Stadt Schneeberg bedeutungsvoll sind, von besonderem Interesse. Weiterhin war auch die Wechselwirkung mit einem gleichzeitig durchgeführten Pilotprojekt zur natürlichen Grubenbewetterung zu berücksichtigen, mit dem eine Senkung der Radon-Belastung in den Häusern von Schneeberg erreicht werden soll.

Es war zweckmäßig und zielführend, anhand einer übergreifenden Abwägung alle relevanten Fachaspekte mit dem Aufwand (Verhältnismäßigkeit von technischen Sanierungslösungen, Kosten) und ggf. weiteren Gesichtspunkten (z. B. Akzeptanz bei den Betroffenen, Genehmigungsfähigkeit, Regionalentwicklung) zu vergleichen. In der Tab. 1 sind die Bewertungsaspekte für das Standortsanierungskonzept Schneeberg, welches von der Wismut GmbH im Auftrag des Projektträgers Altlasten entwickelt wurde, zusammengefasst. Diese Aspekte wurden auch bei der Entwicklung der Sanierungskonzeptionen für die Altstandorte Johanngeorgenstadt und Annaberg-Buchholz modifiziert angewandt.

Tab. 1: Bewertungsaspekte im Standortsanierungskonzept Schneeberg

Bewertungsaspekt	Kriterien	Bemerkungen
Strahlenschutz	1 mSv/a – effektive Dosis; > 0,2 Bq/g: Klassifizierung als radioaktiver Stoff; Exposition im Istzustand; Exposition bei beabsichtigter Nachnutzung; Langzeitverhalten der Schadstoffausbreitung;	Richtwert für Sanierungsentscheidungen; einfache Dosisabschätzungen hinreichend; Expertenschätzungen

Bewertungsaspekt	Kriterien	Bemerkungen
Bodenschutz	Prüfwertüberschreitung; Sickerwasserprognose; Nutzungseinschränkungen; langfristige Schadstofffreisetzung;	Sanierungsbedarf begründbar Stichprobenuntersuchungen Analogieschlüsse möglich Expertenschätzung
Gewässerschutz	Schadstoffe im Grundwasser; Schadstoffe im Oberflächenwasser; Nutzungseinschränkungen; Einleitfähigkeit von Grubenwasser in Gewässer; Wasserrahmenrichtlinie	bei Gefahrenverdacht Einzelfallprüfung und Detailuntersuchung Expertenschätzung
Bergschäden	Sicherungsstufen nach bergschadenkundlicher Analyse (BSA)	Sanierungsmaßnahmen gerechtfertigt; fachkundige Bewertung in Form von BSA;
Geotechnische Sicherheit	Standsicherheit von Böschungen; Erosionssicherheit; Tagesbruchgefahr;	Einzelfallprüfung; Detailuntersuchung bei vorrangiger Begründung einer Sanierungsmaßnahme;
Machbarkeit von technischen Sanierungslösungen	Technische Machbarkeit; Nachnutzungsmöglichkeit; Langzeitverhalten; Aufwand für Kontrolle und Nachsorge	Beschreibung möglicher Sanierungsvarianten erforderlich
Kosten	Kosten für Sanierungsvorbereitung; Kosten für Sanierungsarbeiten; langfristige Betriebskosten; Pflege- und Wartungskosten; Monitoring- und Nachsorgekosten	Kostenabschätzungen auf der Grundlage von Erfahrungswerten und Einheitskosten
Akzeptanz	bei Eigentümern, bei der örtlichen Bevölkerung; bei Vertretern öffentlicher Belange; bei Behörden; bei Entscheidungsträgern zur Finanzierung;	Ermittlung durch Befragung und öffentliche Diskussion (Einbeziehung von Stakeholdern)
Nachnutzung, Regionalentwicklung; Notwendige Nutzungseinschränkungen	reale Nutzungsabsichten; kommunale Interessen; wirtschaftliche Entwicklung; Bewirtschaftung von Ressourcen; Landschaftspflege; Natur- und Denkmalsschutz;	Befragung der Vertreter öffentlicher Belange

Zur Gewährleistung einer einheitlichen Vorgehensweise bei der Bewertung der bergbaulichen Hinterlassenschaften für die WISMUT-Altstandorte Schneeberg, Johannegeorgenstadt und Annaberg-Buchholz wurden eine Bewertungsmatrix entwickelt und formalisierte Wertigkeiten vereinbart. Die Bewertungsaspekte, die in der Bewertungsmatrix Berücksichtigung fanden, sind in Tab.1 aufgeführt. Es wurde dabei folgende Vorgehensweise für jedes Einzelobjekt zur Anwendung gebracht:

1. Identifizierung der für das jeweilige Objekt relevanten Bewertungsaspekte,
2. Festlegung der Wertigkeiten (Punkte) für alle relevanten Teilaspekte der Bewertungsaspekte,
3. Ermittlung einer Sanierungspriorität durch Summation der Teilaspekte,

4. Zusammenstellung der berechneten und normierten Sanierungsprioritäten:

- Gewässerschutz
- Strahlenschutz
- Bodenschutz
- Bergschäden
- Standsicherheit
- Regionalentwicklung
- Machbarkeit/Kosten,

5. Aufsummierung der berechneten Sanierungsprioritäten, Normierung (Summe *100/Maximalpunktzahl),

6. Aufstellung einer Prioritätenliste.

Die Wertigkeiten für die einzelnen Bewertungsaspekte wurden dabei so festgelegt, dass eine hohe Wertigkeitszahl einem großen Risiko oder einem großen Nachteil für die allgemeine Bevölkerung entspricht. Je höher die Wertigkeit, um so höher wurde die Rechtfertigung von Sanierungsmaßnahmen gewichtet. Beim Bewertungsaspekt „Kosten“ bedeutete hingegen eine hohe Wertigkeit relativ geringe Kosten. Entstehende Kosten für die Sanierung wurden dadurch als gesellschaftlicher Nachteil vom Grundsatz her konsistent in die Bewertungsmatrix integriert. Die Anwendung der Bewertungsmatrix auf die zu bewertenden Einzelobjekte gewährleistete, dass einheitliche Maßstäbe angelegt und die Entscheidungsvorbereitung transparent dargestellt werden konnte.

Ergänzend zu der Einstufung, die sich aus der formalen Anwendung der Bewertungsmatrix ergab, wurde im Rahmen des Standortsanierungskonzeptes für Schneeberg anschließend eine verbale zusammenfassende Abwägung mit einer Begründung der Wahl von Sanierungsprioritäten vorgenommen.

3. Ergebnis

Im Ergebnis der Betrachtungen hat es sich aufgrund der Vielzahl der Einzelobjekte als zweckmäßig erwiesen, eine Kategorisierung der einzelnen Objekte mit annähernd vergleichbaren Merkmalsausprägungen vorzunehmen. Ein einheitliches Vorgehen und eine einheitliche Sanierungslösung für alle Objekte einer Kategorie (z.B. Halden) war aufgrund der objekt-spezifischen Besonderheiten und Nachnutzungsvorstellungen jedoch nicht zu rechtfertigen. Vielmehr waren stets einzelfallbezogene Sanierungslösungen geboten.

Die Rechtfertigung von Sanierungsmaßnahmen ergab sich in der Regel jedoch immer aus dem Zusammenwirken verschiedener Aspekte. Für die übertägigen Objekte wurde durch Anwendung der dargestellten Bewertungsmatrix unter Beachtung aller Bewertungsaspekte die Sanierungspriorität formal ermittelt und ausgewiesen.

Dagegen wurde zur Prioritätenfindung der bergschadenkundlich relevanten Einzelobjekte im Standortsanierungskonzept Schneeberg die Bewertungsmatrix nicht angewendet. Für Objekte, die in die BSA-Sicherungsstufe I eingeordnet wurden, besteht aufgrund der vorhandenen Gefährdungen (Tagesbruchgefahr) unabhängig von weiteren Bewertungsaspekten eine unmittelbare Sanierungsnotwendigkeit. Es wurde festgestellt, dass zwischen übertägigen und untertägigen Objekten nur in wenigen Fällen eine Verknüpfung besteht.

Für Objekte, bei denen die Bewertung Sanierungsbedarf ergab, wurden unter Berücksichtigung der technischen und finanziellen Machbarkeit objektspezifische Sanierungsmaßnahmen abgeleitet. Hierbei erfolgte bereits eine erste Optimierung von Sanierungspriorität, Aufwand und Umweltnutzen. Als Ziel der Sanierungsmaßnahmen wurde in der Sanierungskonzeption der weitgehende Ausschluss von Gefahren für Mensch und Umwelt sowie die Schaffung der Voraussetzungen einer sinnvollen Nachnutzung der betroffenen Flächen und Objekte formuliert.

4. Literaturverzeichnis

- [1] Wichterey, K., E. Beier, Ch. Dushe, K. Gehrcke, G. Henze, M. Kümmel, S. Müller, O. Reske, S. Sawallisch: Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten; Abschlußberichte zu Verdachtsflächen 14 und 15, BfS, Fachbereich SW, Berlin 2000
- [2] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20.07.2001, Bundesgesetzblatt Teil I, Seiten 1714 ff.
- [3] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau), Stand 30.07.1999, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 07/1999.
- [4] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition durch Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau: Teil Radon), Stand 30.07.1999, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 07/1999.

**E – Methoden zur Ermittlung
und Überwachung der
Strahlenexposition aus
natürlicher Radioaktivität**

KONSERVATIVITÄTEN BEI DER BERECHNUNG VON EXPOSITIONEN DURCH NATÜRLICHE RADIONUKLIDE UND WEGE FÜR REALISTISCHE MODELLE

CONSERVATIVE ASPECTS IN ASSESSING THE EXPOSURE DUE TO NATURAL RADIONUCLIDES AND APPROACHES TO REALISTIC MODELS

G. Pröhl

GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Strahlenschutz, 85764 Neuherberg, Deutschland

Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag werden Aspekte zu Berechnungen der Strahlenexposition diskutiert. In Modellrechnungen wurde die Konservativität der AVV bei Berechnung der potentiellen Strahlenexposition durch die natürlich vorkommenden Radionuklide ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th und ^{238}U in der Nachbetriebsphase von Endlagern geprüft. Dabei wurden Ergebnissen strikt nach AVV Modellrechnungen gegenübergestellt, bei denen Parameter der AVV sukzessive durch best-estimates ersetzt wurden. Die Ergebnisse zeigen den Einfluss der betrachteten Parameter auf die Konservativität des Gesamtergebnisses.

Summary

This paper discusses some aspects of the dose assessment due to natural radionuclides. In example model calculations, the degree of overestimation is determined, if the German model (AVV) - used for licensing of nuclear facilities - is applied for estimating exposures in the post-closure period of nuclear waste disposals. Results according to the unmodified application of the AVV models are compared to those for which conservative parameters are successively replaced by best-estimate values to identify the sensitivity of the parameters on the overall results.

Schlüsselwörter Strahlenexposition, Modellrechnungen, Konservativitäten

Keywords Radiation exposure, model calculations, conservatism

1. Einleitung

Grundlage zur Abschätzung von Strahlenexpositionen in Genehmigungsverfahren durch geplante Ableitungen von radioaktiven Stoffen aus kerntechnischen Einrichtungen mit der Abluft oder dem Abwasser ist die Allgemeine Verwaltungsvorschrift [1,2]. Ziel der AVV ist dabei, die zu erwartende Strahlenexposition des Menschen nicht zu unterschätzen, um einerseits Rechtssicherheit der getroffenen Entscheidung zu gewährleisten und andererseits einen gewissen Raum für zukünftige, in der Genehmigung nicht explizit genannte Entwicklungen zu lassen.

Die zugrunde liegenden Annahmen für die Expositionsszenarien sowie die Modellparameter sind jedoch mit Unsicherheiten behaftet und weisen inhärente Variabilitäten auf, so dass bei der Festlegung der entsprechenden Parameter eine gewisse Konservativität einging. Der als notwendig angesehene Grad der Konservativität bei der Festlegung von Modell und Parametern ist Anlass für intensive Diskussionen.

Die AVV wurde zunächst für Emissionen aus Kernkraftwerken mit den entsprechenden, dafür typischen Nuklidspektren entwickelt. Im Laufe der Zeit wurde sie jedoch auch für weitere Gebiete wie z. B. die Langzeitsicherheitsanalyse von Endlagern und für Rechnungen zur Freigabe angewandt. Dabei wurden auch natürlich vorkommende, sehr langlebige Radionuklide mit einbezogen, was die Betrachtung langfristiger Akkumulationsprozesse erfordert, die in der AVV ursprünglich nicht vorgesehen waren. Für diese Radionuklide kommt es z.T. zu Ergebnissen, die im Vergleich zu beobachteten Konzentrationen von natürlichen Radionukliden in der Umwelt unplausibel hoch erscheinen.

Zur Berechnung der Strahlenexposition werden in der AVV die Expositionspfade Wolken- und Bodenstrahlung sowie die Exposition durch Inhalation und Ingestion berücksichtigt. Im Mittelpunkt dieses Beitrags steht die Berechnung der Ingestionsdosis. Für ein ausgewähltes Szenario werden Modellrechnungen für natürliche Radionuklide vorgestellt, die quantitative Aussagen zur Konservativität erlauben und Wege für realistische Modellansätze aufzeigen.

2. Betrachtungen zur Berechnung der Strahlenexposition

2.1 Berechnungsszenario

In diesem Abschnitt werden beispielhaft die Ergebnisse von Modellrechnungen dargestellt, die zur Abschätzung von potentiellen Strahlenexpositionen in der Nachbetriebsphase von Endlagern durchgeführt wurden. Für dieses Anwendungsgebiet wurde die AVV ursprünglich nicht konzipiert, sie wird derzeit jedoch mit einigen Modifikationen dafür angewandt.

Den Rechnungen liegt ein Szenario zugrunde, bei dem radioaktiv kontaminiertes Grundwasser einem Brunnen entnommen wird. Folgende Expositionspfade werden betrachtet:

- Aufnahme von Trinkwasser,
- Ingestion von Pflanzen, die mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregnet wurden,
- Ingestion von tierischen Produkten, bei deren Erzeugung radioaktiv kontaminiertes Wasser zur Viehtränke benutzt wurde,
- Ingestion von tierischen Produkten, bei deren Erzeugung mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregnete Futterpflanzen verwendet wurden,
- Externe Exposition durch Aufenthalt auf mit radioaktiv kontaminiertem Wasser beregneten landwirtschaftlichen Flächen.

Wendet man dieses Modell für natürliche Radionuklide wie ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th und ^{238}U an, so ergeben sich bereits für geringe, natürliche auftretende Konzentrationen in Wässern Expositionen, die in Anbetracht der Angaben in UNSCEAR [3] und BMU [4] zur Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide sehr hoch erscheinen. Beispielsweise ergeben sich bei Berechnung streng nach AVV (§47) für Konzentration im Wasser von jeweils 10 mBq l⁻¹ für ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th und ^{238}U jährliche Expositionen für einen gestillten Säugling von 0,7, 0,2, 0,5 und 0,004 mSv/a über alle o.g. Pfade. Um die Ursachen für diese relativ hohen Expositionen zu ermitteln, wurden neben den Berechnungen strikt nach AVV weitere Berechnungen durchgeführt.

Dazu wurden die in der AVV angegebenen Parameter für

- die Radionuklidmigration im Boden,
- die Verzehrgewohnheiten,
- das Verhalten von Radionukliden in Pflanzen nach Ablagerung auf Pflanzen und
- die Berechnungsmengen,

so modifiziert, dass das Transferverhalten der Radionuklide bzw. das zugrunde liegende Verhalten der Referenzperson realistischer beschrieben wird. Endpunkt der Berechnungen ist die Strahlenexposition einer erwachsenen Referenzperson; diese wird für jedes Radionuklid für eine normierte Konzentration im Wasser von 1 Bq l^{-1} berechnet. Die Exposition wird für den Zeitpunkt berechnet, an dem sich eine Gleichgewichtskonzentration im Boden einstellt.

Im einzelnen wurden 5 Fälle betrachtet:

Fall 1 Rechnungen strikt nach AVV:

Diese Rechnungen werden strikt nach Modell und Parametern der AVV im Entwurf vom 21.01.2005 [1] durchgeführt.

Fall 2 Realistische Migrationsraten: wie Fall 1, jedoch:

Berücksichtigung realistischer Werte für die Abschätzung der Migration von Radionukliden im Boden.

Wanderungsgeschwindigkeiten für verschiedene Elemente weisen eine erstaunlich geringe Schwankungsbreite von 0,1 bis 7 cm/a auf [5]. Dies deutet darauf hin, dass die Verlagerung im Boden insbesondere für stark sorbierte Radionuklide weniger von den elementspezifischen Eigenschaften bestimmt ist. Die enge Bandbreite legt vielmehr nahe, dass die eingebrachten Elemente fest an Bodenpartikel adsorbiert werden und zusammen mit diesen mit dem Bodenwasser verlagert werden.

Für an Bodenpartikel adsorbierte Elemente wurden Wanderungsgeschwindigkeiten gefunden, welche bei einer angenommenen Schichtdicke des Bodens von 20 cm Migrationsraten zwischen $0,005$ und $0,35 \text{ a}^{-1}$ entsprechen. Geringere Werte als $0,005 \text{ a}^{-1}$ wurden nicht beobachtet. Für Pb, Ra, Th und U wird in der AVV ein Wert von $0,00063 \text{ a}^{-1}$ angegeben.

Fall 3 Realistische Verzehrgeohnheiten: Wie Fall 2, jedoch:

Berücksichtigung der Verzehraten nach AVV, jedoch ohne die dort angegebenen Sicherheitsfaktoren. Diese Verzehrgeohnheiten entsprechen etwa mittleren Verzehraten in der Bundesrepublik Deutschland.

Die den Rechnungen zugrunde liegenden Verzehrgeohnheiten sind in Tab. 1 zusammengefasst. Für die Fälle 1 und 2 entsprechen die Verzehrgeohnheiten denen in [1] mit allen Sicherheitsfaktoren.

Tab. 1: In den Modellrechnungen zugrunde gelegte Verzehrgeohnheiten

Lebensmittel	Verzehrgeohnheiten nach AVV [1] Erwachsene (Alter > 17)	
	mit Sicherheitsfaktoren Fall 1-2	ohne Sicherheitsfaktoren Fall 3-5
Trinkwasser	700	350
Milch/Milchprodukte	390	130
Süßwasserfisch	6,4	1,3
Fleisch/Fleischwaren	180	90
Pflanzliche Produkte	610	240
davon:	220	110
Getreide/Getreideprodukte	105	35
einheimisches Obst,	165	55
Obstprod.	120	40
Kartoffeln, Wurzelgemüse		
Gemüse, Gemüseprodukte		
Blattgemüse	39	13

a Einschließlich Blattgemüse

Bei Berücksichtigung der Sicherheitsfaktoren ergibt sich für Erwachsene eine Energiezufuhr von etwa 21000 kJ d⁻¹. Die empfohlene Energiezufuhr für 15-65-jährige liegt für Männer bei 8400-12500 kJ d⁻¹, für Frauen bei 7100 bis 10000 kJ d⁻¹. Die tatsächliche Energiezufuhr für Männer liegt bei 11000-12500 kJ d⁻¹, für Frauen bei 9000-10000 kJ d⁻¹ [6]; d.h., die Verwendung der Sicherheitsfaktoren impliziert eine um den Faktor 2 höhere Energiezufuhr.

Fall 4 Realistische Abschätzung der Interzeption und Translokation: Wie Fall 3, jedoch: Die Interzeption von Radionukliden, die den von der Pflanze während der Beregnung zurückgehaltenen Aktivitätsanteil quantifiziert, wird als Funktion von Beregnungsmenge, Radionuklid und Entwicklungszustand der Pflanzen modelliert und geeignete elementspezifische Faktoren abgeleitet. Ferner wird die Translokation, d.h. der systemische Transport von Radionukliden in der Pflanze explizit berücksichtigt [5,7].

Fall 5 Realistische Abschätzung der Beregnungsmengen: Wie Fall 5, jedoch: In der AVV wird für alle Pflanzen eine Beregnungsmenge von 180 mm/a angesetzt. In den meisten Gebieten Deutschlands ist die Beregnung jedoch auf Gemüse- und evt. Obstkulturen beschränkt, für die hier die Beregnungsrate der AVV angenommen wird. Im Einzelfall hängt die Zusatzberegnung von den Klima- und Bodenbedingungen eines Standorts ab. Sofern Ackerfrüchte beregnet werden, sind die mittleren applizierten Wassermengen geringer als in der AVV angegeben. Für diese Rechnungen wurde ein Wert von 90 mm/a angenommen [8,9].

Die gewählten Parameterwerte sind in Tab. 2 zusammengefasst, eine ausführliche Begründung findet sich in [5].

Tab. 2: Parameter zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition

	Fall 1	Fall 2	Fall 3	Fall 4	Fall 5
Migrationsraten: Pb, Ra, Th, U:	AVV 0,00063 a ⁻¹ (T _{1/2} = 2200 a) ^a	Für Acker ^b 0,0063 a ⁻¹ (T _{1/2} = 220 a)			
Verzehr- gewohnheiten	AVV (BMU, 2005) mit Sicherheitsfaktoren	AVV (BMU, 2005) ohne Sicherheitsfaktoren (siehe Tab. 1)			
Interzeption	AVV: 0,3 für alle Radionuklide			Gewichtetes Mittel über Beregnungszeitraum von Getreide, Kartoffeln, Gemüse für Beregnungsgabe von 20 mm: 0,12	
Translokation	AVV: Translokation wird nicht explizit berücksichtigt, Translokationsfaktor ist defacto 1			Gewichtetes Mittel von Getreide, Kartoffeln, Gemüse ^c Pb, Ra, Th, U: 0,035	
Beregnungs- mengen	AVV: Beregnungsmengen sind pflanzen-unabhängig 180 mm/a für alle Pflanzen				Angepasst an Boden und Klima Blattg, Weideg.: 180 mm/a Sonst. Pflanzliche Produkte: 90 mm/a

a Halbwertszeit in der obersten Bodenschicht von 20 cm

b Die Werte für Weideboden sind um einen Faktor 2 höher.

c Diese Werte geben nicht den tatsächlichen Translokationsfaktor wieder, sondern einen Korrekturfaktor wieder, der diesen Prozess berücksichtigt.

In Abb. 1 sind die Ergebnisse graphisch dargestellt, wobei die Ergebnisse für jedes Radionuklid jeweils auf den Fall 1, d.h. auf die Ergebnisse "strikt nach AVV" normiert sind.

Erwartungsgemäß nehmen die potentiellen normierten Expositionen von Fall 1 bis 5 ab, da sukzessive konservative Annahmen und Parameter durch realistische ersetzt werden. Dabei wird deutlich, welche Parameter besonderen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Die Ergebnisse für den Fall 1 und 5 unterscheiden sich je nach Radionuklid um einen Faktor 5 (^{210}Pb) bis 28 (^{232}Th).

Die Berücksichtigung realistischer Migrationsraten hat nur Einfluss auf langlebige Radionuklide, für diese vermindern sich die normierten Expositionen um den Faktor 2,3 bis 5,5. Durch Berücksichtigung realistischer Verzehrsgewohnheiten ergibt sich bei allen Radionukliden eine um den Faktor 2,5 geringere Exposition. Die realistische Modellierung von Translokation und Interzeption resultiert in um den Faktor 1,2-2,9 geringeren Dosen. Realistische Berechnungsmengen haben relativ geringeren Einfluss (maximal Faktor 1,5 für ^{226}Ra).

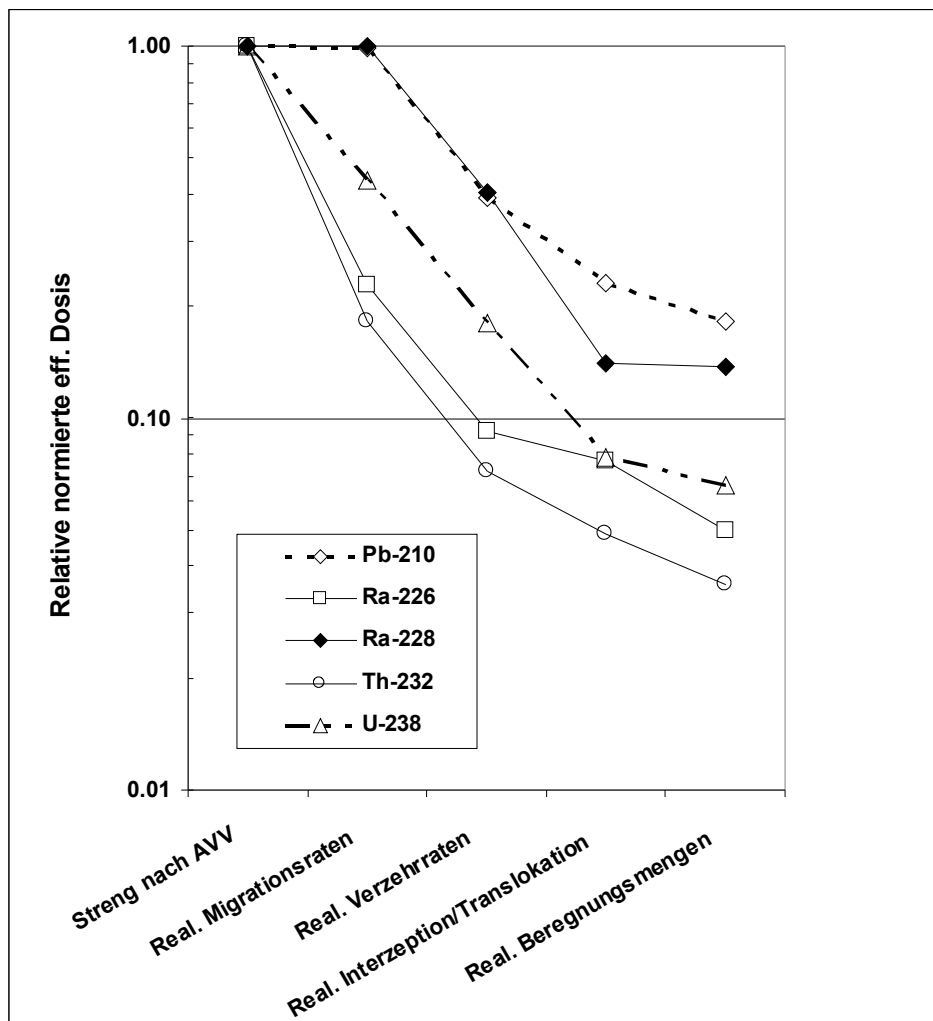


Abb. 1: Relative normierte Exposition für die Fälle 1-5

2.2 AVV-Bergbau

Bei den Hinterlassenschaften des Bergbaus handelt es sich um eine im Sinne der ICRP [10] Interventionssituation, d.h. eine Kontamination der Umwelt liegt vor, deren radiologische Relevanz zu prüfen ist, um über eine eventuelle Sanierung zu entscheiden. Für diesen Fall wurden in der AVV-Bergbau [11] Modelle zur Abschätzung von Strahlenexpositionen durch bergbauliche Hinterlassenschaften niedergelegt. Da es sich immer um real existierende

Situationen handelt, sind für Dosisabschätzungen nur tatsächlich relevante Situationen und Szenarien zu berücksichtigen. Modelle und Parameter werden für die Expositionsszenarien

- Aufenthalt in Gebäuden,
- Aufenthalt im Freien, und
- Verzehr von Trinkwasser, Muttermilch und lokal erzeugten Nahrungsmitteln,

angegeben. Die Berechnungen sind immer für die ungünstigste Einwirkungsstelle durchzuführen. Die Kontamination von Nahrungsmitteln erfolgt durch:

- Aufnahme von Radionukliden vom Boden in Pflanzen, die entweder direkt verzehrt, oder an Haustiere verfüttert werden. Der Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel durch stillende Mütter führt außerdem zu einer Radionuklidkontamination von Muttermilch.
- Kontamination von Pflanzen durch Ablagerung von kontaminierten Bodenteilchen (Resuspension), was außerdem zur Kontamination von Futtermitteln und Muttermilch führt.
- Nutzung von kontaminierten Wässern zur Beregnung und Viehtränke.

Gegenüber dem Berechnungsverfahren der AVV zu § 47 StrlSchV [1] zielt das Verfahren der AVV-Bergbau auf eine realistische Abschätzung der Exposition ab:

- Die Berücksichtigung dieser Expositionspfade hat nur zu verfolgen, wenn Pflanzen auf oder nahe an bergbaulichen Einrichtungen wachsen.
- Die Berücksichtigung der Expositionspfade Beregnung von Weide ist an eine Mindestergiebigkeit des Grundwasserleiters und an eine Mindestgröße der tatsächlichen Weidefläche geknüpft.
- Im Hinblick auf die überregionale Organisation von Produktion und Handel wird unterstellt, dass nur ein Teil der Nahrungsmittel aus lokaler Produktion stammt; der Rest wird als unkontaminiert angesehen.
- Die berechneten Kontaminationen sind um die standortspezifischen Kontaminationswerte der natürlicherweise vorhandenen Gehalte zu vermindern.
- Falls möglich, bezieht die AVV-Bergbau am Standort gemessene Radionuklidkonzentrationen in die Dosisabschätzung mit ein, um unnötige Konservativitäten zu vermeiden.

2.2.1 Transferfaktoren

Für die Abschätzung der in der AVV-Bergbau empfohlenen Transferfaktoren für die Berechnung der Kontamination in Futter- und Nahrungsmitteln wurden Feldmessungen in Bergbaugebieten herangezogen. Aus den Transferparametern und den Verzehrgeohnheiten der AVV-Bergbau lässt sich für eine gegebene Bodenkontamination die normierte jährliche Aktivitätsaufnahme eines Erwachsenen für ein bestimmtes Radionuklid errechnen (Tab. 3), die man als Transferfaktor Boden-Mensch bezeichnen kann. Diese Größe lässt sich auch aus der Arbeit von Cohen [12] ableiten, wo für die USA mittlere Aktivitätskonzentrationen des Bodens und mittlere Aktivitätsaufnahmen von Erwachsenen angegeben sind. Transferfaktoren Boden-Mensch lassen sich auch Werte aus UNSCEAR [3] ableiten; diese können als globale Mittelwerte angesehen werden. Der Vergleich der AVV gibt relativ gute Übereinstimmung mit den Werten in [12], die nach UNSCEAR ermittelten Werte sind etwa um einen Faktor 2 niedriger als von Cohen [12]. In Anbetracht der unterschiedlichen Herkunft der Daten sollten

diese Unterschiede nicht überbewertet werden, dennoch deutet der Vergleich darauf hin, dass die in der AVV-Bergbau [11] zugrunde liegenden Transferfaktoren nicht unrealistisch sind.

Tab. 3: Transferfaktoren Boden-Mensch ($Bq\ a^{-1}$ pro $Bq\ kg^{-1}$) nach [11,12,3]

	^{210}Pb	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Bodenkontamination ($Bq\ kg^{-1}$)	1			
Transferfaktoren AVV				
TF Boden-Weidebewuchs	0.01	0.01	0.002	0.003
TF Boden-Pflanze	0.007	0.005	0.0005	0.003
TF Futter-Milch ($d\ l^{-1}$)	0.0003	0.003	0.000005	0.0005
TF Futter-Fleisch ($d\ kg^{-1}$)	0.0004	0.0009	0.0002	0.0002
Futteraufnahme ($kg\ d^{-1}$)	65			
Verzehrgewohnheiten (AVV-Bergbau, [11])				
Milch ($l\ a^{-1}$)	130			
Fleisch ($kg\ a^{-1}$)	90			
Pflanzen ($kg\ a^{-1}$)	253			
Transferfaktor Boden-Mensch ($Bq\ a^{-1}$ pro $Bq\ kg^{-1}$ Boden)				
AVV-Bergbau [11]	1.8	1.6	0.13	0.78
Cohen [12]	2.1	1	0.12	0.35
UNSCEAR [3] ^a	0,86	0,63	0,06	0,16
Verhältnis zur AVV				
AVV-Bergbau/Cohen	0.87	1.6	1.1	2.2
AVV-Bergbau/UNSCEAR	2,1	2,5	2,1	4,9

^a Reference Value

2.2.2 Ungünstigste Einwirkungsstelle

Eine gewisse Konservativität wohnt dem Konzepts der ungünstigsten Einwirkungsstelle inne. In Tab. 4 sind die mittleren Erträge und Verzehrraten der Nahrungsmittel zusammengefasst, aus beiden Größen wird der theoretische Flächenbedarf für ein Verzehrpaket abgeleitet. Dieser liegt bei etwa 2200 m^2 . Für eine Milch trinkende Person muss jedoch mindestens 1 Kuh gehalten werden, die allein 0,5 ha für sich beansprucht. Das gleiche gilt für den Verzehr von Fleisch, auch hier muss mindestens 1 Tier gehalten werden, um in den Genuss des Fleisches zu kommen. Um jedoch eine gleichmäßige Produktion von Milch und Fleisch zu erzielen, benötigt man jeweils eine ganze Herde. Bereits eine nach heutigen Maßstäben kleine Herde von 50 Tieren beansprucht bei ausschließlicher Nutzung lokal erzeugter Futtermittel eine Fläche von etwa 25 ha. Daraus ergibt sich ein gesamter Flächenbedarf von etwa 65 ha, wenn man unterstellt, dass die gesamte Nahrung unter betriebswirtschaftlich sinnvollen Bedingungen erzeugt wird.

Die pflanzlichen Nahrungsmittel können jedoch auf einer relativ geringen Fläche erzeugt werden. Für das Gemüse reichen dazu bei sorgfältiger Bewirtschaftung eines Hausgartens weniger als 100 m^2 pro Person. Auch für das Getreide und die Kartoffeln reichen geringe Flächen aus. Allerdings unterliegt insbesondere Getreide aufgrund der notwendigen Verarbeitung einer sehr starken Durchmischung, sodass unter realen Bedingungen nur ein sehr geringer Teil aus lokaler Produktion stammen dürfte. Wohl noch ausgeprägter dürfte die Durchmischung bei Säuglingsfertiernahrung sein, die aufgrund der hohen hygienischen und ernährungsphysiologischen Anforderungen nur von wenigen Produzenten hergestellt wird, die ihre Rohstoffe überregional beschaffen.

Tab. 4: Theoretischer und praktischer Flächenbedarf zur Erzeugung des Verzehrpaketes in der AVV

Nahrungsmittel	Ertrag (kg/m ² a)	Verzehr (kg/a) ¹	Flächenbedarf für das Verzehrpaket		Sinnvolle Betriebsgröße (ha)
			theoretisch	praktisch	
Blattgemüse	2	13	<10	<10	0,01
Gemüse und Obst	2,0	40	20	20	
Getreide	0,6	110	180	180	10
Kartoffeln	3,0	55	20	20	5
Milch	1,0 ²	130	130	5000 ³	25 ⁴
Fleisch	20	90	1800	5000 ³	25 ⁴
Summe	-	-	ca. 2200	ca. 10 200	ca. 65

¹ Mittlere Verzehrmenge nach AVV-Bergbau

² 2 Kühe/ha, 5000 l/Kuh und a

³ Mindesthaltung: 1 Tier

⁴ Herdengröße: 50 Tiere

3. Schlussfolgerungen

Im vorliegenden Beitrag werden einige Aspekte zu Berechnungen der Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide diskutiert. In Modellrechnungen wurde die Konservativität der AVV bei Berechnung der potentiellen Strahlenexposition durch die natürlich vorkommenden Radionuklide ²¹⁰Pb, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²³²Th und ²³⁸U in der Nachbetriebsphase von Endlagern geprüft. Dabei wurden Ergebnissen strikt nach AVV Modellrechnungen gegenübergestellt, bei denen Parameter der AVV sukzessive durch best-estimates ersetzt wurden. Verglichen mit den Rechnungen, die strikt nach AVV durchgeführt wurden, ergeben sich bei Annahme von realistischen Parametern potentielle Expositionen, die um einen Faktor 5-30 niedriger liegen, was im Einzelnen auf folgende Faktoren zurückzuführen ist:

- Für im Boden stark sorbierte Radionuklide scheint der Transport von an kleinsten Bodenteilchen gebundenen Radionukliden eine wichtige Rolle zu spielen, der von den in der AVV genannten Migrationsraten nicht erfasst wird. Dies führt dazu, dass insbesondere für langfristige Einträge die Radionuklidkonzentrationen im Boden überschätzt werden.
- Für Ableitungen von Radionukliden mit dem Abwasser ist die Berechnung zu berücksichtigen. Für typische Berechnungsgaben von 20 mm ergeben sich für voll entwickelte Pflanzenbestände Interzeptionsfaktoren, die, je nach Nuklid, um einen Faktor 2-3 unter dem Wert der AVV von 0,3 liegen.
- Der Transport von Radionukliden in Pflanzen (Translokation) nach Ablagerung auf die Blätter wird in der AVV nicht berücksichtigt. Daher wurden in den Modellrechnungen entsprechende Korrekturfaktoren zur Integration der Translokation abgeschätzt. Daraus ergibt sich, dass für Pb, Ra, Th und U die Kontamination durch direkte Deposition für pflanzliche Produkte um etwa einen Faktor 10 überschätzt wird.
- Die Verzehrgewohnheiten einschließlich der Sicherheitsfaktoren der AVV liegen je nach betrachtetem Nahrungsmittel um mindestens einen Faktor 2 über dem Durchschnitt. Grundsätzlich sind individuelle Verzehrgewohnheiten von einer ausgeprägten Variabilität gekennzeichnet. Es ist jedoch unwahrscheinlich, dass eine Person bei allen Nahrungsmitteln gleichzeitig mindestens doppelt soviel verzehrt wie der Durchschnitt.

Diese Konservativitäten werden in der AVV-Bergbau vermieden, da reale und weitgehend bekannte Situationen im Mittelpunkt der Betrachtungen stehen. Daher können Messungen in die Dosisabschätzungen einbezogen werden, was Unsicherheiten der ermittelten Expositionen stark reduziert. Die empfohlenen Transferfaktoren basieren größtenteils auf Monitoring-Messungen; darauf basierende Berechnungen zur Exposition durch Verzehr von Nahrungsmitteln sind konsistent mit globalen Abschätzungen zur normierten Aufnahme von natürlichen Radionukliden.

Eine gewisse Konservativität wohnt dem Konzept der ungünstigsten Einwirkungsstelle inne, wenn man moderne Produktionsbedingungen unterstellt. Lediglich der Obst- und Gemüsebedarf kann auf kleinen Flächen erzeugt werden, während die Getreideerzeugung und -versorgung unter heutigen Bedingungen in überregionale Systeme eingebunden ist. Ähnlich verhält es sich bei Milch und Fleisch. Der Bedarf einer Person kann theoretisch auf einer relativ kleinen Flächen gedeckt werden. Für eine gleichmäßige und nachhaltige Produktion von Milch und Fleisch benötigt man ganze Herden, die ein Vielfaches dieser Flächen beansprucht.

4. Literaturverzeichnis

- [1] BMU: Entwurf der Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung (Stand: 21.01.2005), 2005.
- [2] BMU: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen. Bundesanzeiger, 42, 64a, 1990.
- [3] UNSCEAR: Sources and Effects of Ionizing Radiation; Report 2000, New York 2000.
- [4] BMU: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2003, Bonn, 2005.
- [5] Pröhl, G.: Konservativitäten bei der Berechnung der Strahlenexposition durch Ingestion nach AVV; In: BMU: Realistische Ermittlung der Strahlenexposition; Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 55, S. 61-98, Urban & Fischer, München, Jena (2005).
- [6] FDG (Projektträgerschaft im Dienste der Gesundheit): Die Nationale Verzehrsstudie, Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven, 1991.
- [7] Müller, H., Pröhl, G.: ECOSYS-87: A dynamic model for assessing the radiological consequences of nuclear accidents, Health Physics, 64, 232-252, 1993.
- [8] Ruhr-Stickstoff: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau; Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 1985.
- [9] Strebel, M., Renger, O: Berechnungsbedürftigkeit der landwirtschaftlichen Nutzflächen in Niedersachsen, Geologisches Jahrbuch F13, 3-66, 1982.
- [10] ICRP: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection; Annals of the ICRP, Vol. 20, 1991
- [11] BMU: Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen Bergbau), Berlin, 30.07.1999; 1999.

- [12] Cohen, B.L.: Transport of elements from soil to human diet: an alternative approach to pathway analysis; *Health Physics*, 49, 239-245, 1985.

AMOS – EIN VIELSEITIGES MONTE-CARLO-PROGRAMM ZUR BERECHNUNG VON STRAHLUNGSFELDERN IN BELIEBIGEN GEOMETRIEN

AMOS – A POWERFUL MONTE CARLO PROGRAM FOR THE CALCULATION OF RADIATION FIELDS IN UNRESTRICTED GEOMETRIES

Dorothea Gabler, Jürgen Henniger, Uwe Reichelt

Arbeitsgruppe Strahlungsphysik des Instituts für Kern- und Teilchenphysik, Technische Universität Dresden, Deutschland

Zusammenfassung

Das Strahlungstransportprogramm AMOS verwendet moderne Monte-Carlo-Methoden zur Simulation des Strahlungstransports. Es ist dabei speziell für den Photonen- und Elektronentransport erstellt und im Hinblick auf Rechenzeit und Effektivität optimiert. Dadurch können fast beliebige Szenarien modelliert werden. Zusätzlich ist erst kürzlich eine Version des Programms für den adjungierten Photonentransport entwickelt worden, die es ermöglicht, gerade für bisher ungeeignete Anordnungen zuverlässige Ergebnisse zu erzielen. Dies ist insbesondere der Fall, wenn großflächige oder großvolumige Quellen vorliegen und die Dosis in einem kleinen Detektor, oder im Extremfall in einem Punkt, interessiert. Solche Problemstellungen treten vor allem bei der Frage nach der natürlichen Strahlenexposition des Menschen auf. Als Beispiel dafür ist eine Air-over-Ground-Geometrie sowohl vorwärts als auch adjungiert berechnet, und ein Vergleich der Ergebnisse ist dargestellt.

Summary

The radiation transport program AMOS uses modern Monte Carlo techniques to simulate radiation transport. It is especially designed for photon and electron transport and optimised regarding calculation time and efficiency. Hence, it is possible to realise almost unrestricted geometries. Furthermore, only recently an adjoint photon version of this program was developed, which yields reliable results for previously unapproachable arrangements. This is the case, when large source volumes or areas are present, and the dose in a small detector volume, or even at a point, is of interest. Such problems particularly occur, when the natural radiation exposure of man is investigated. As an example, an air-over-ground geometry is calculated, both forward and adjoint, and the comparison of the results is shown.

Schlüsselwörter Monte Carlo, Strahlungstransport, Photonentransport, Elektronentransport, Adjungierter Transport, Air-over-Ground

Keywords Monte Carlo, Radiation Transport, Photon Transport, Electron Transport, Adjoint Transport, Air-over-Ground

1. Einleitung

Die Berechnung der natürlichen Strahlenexposition des Menschen durch äußere Bestrahlung aus seiner Umgebung gestaltet sich als sehr kompliziert, wenn keine Symmetriebeziehungen ausgenutzt werden können. In diesem Fall muss mit einer dreidimensionalen Geometrie gerechnet werden. Finite-Elemente-Methoden (FEM) versagen auch derzeit noch wegen des hohen Rechenaufwandes bezüglich Speicherplatzanforderungen und Rechenzeit bei der Berücksichtigung der sechs unabhängigen Ordinaten (Ort, Energie und Richtung). Monte-Carlo-Methoden (MCM) bewältigen die mehrdimensionale Integration besser, wenn nicht allzu hohe Anforderungen an die Genauigkeit gestellt werden. So lässt sich beispielsweise

die Ortsdosisleistung innerhalb untertägiger Auffahrungen bei bekanntem Nuklidvektor im Gestein relativ gut mit MCM berechnen.

Sollen jedoch Berechnungen für Aufpunkte an der Erdoberfläche durchgeführt werden, so versagen herkömmliche MCM schnell. Die simulierten Strahlungsteilchen treffen ausgehend von der sehr großen Quelle den kleinen Detektor nur selten. Entweder muss a priori mit einer eindimensionalen Geometrie gerechnet werden, oder es werden symmetrische Geometrie-Modelle angewendet. Nur so kann eine hinreichend genaue Schätzung des Ergebnisses gewährleistet werden. Liegen jedoch differenzierte Geländeprofile vor, die Streu- oder Absorptionshindernisse enthalten, so sind diese Modellbeschreibungen nicht mehr anwendbar. Ein Ausweg sind adjungierte Transportrechnungen. Hier wird der Rechenweg umgekehrt. Die adjungierten Monte-Carlo-Teilchen fliegen vom Detektor zur Quelle, und ursprünglich ungünstige geometrische Verhältnisse kehren sich zum Vorteil. Eine solche Simulation ist dann am effektivsten, wenn das Quellvolumen sehr groß und das Detektorvolumen sehr klein sind.

Das Monte-Carlo-Programm AMOS [1] zur rechnerischen Simulation von Strahlungstransportphänomenen wird seit 1989 an der TU Dresden entwickelt. Seit Mitte der neunziger Jahre wird es speziell für den Photonen- und ab 2001 zusätzlich für den Elektronentransport optimiert. Im Gegensatz zu anderen Programmsystemen [2,3] lässt sich AMOS nicht eindeutig den sogenannten Gruppen- oder Punktdatenprogrammen zuordnen. So wird zur Beschreibung des Strahlungstransportes die Energieordinate nicht diskretisiert, sondern als quasi kontinuierlich betrachtet. Im Gegensatz dazu liegen die Wechselwirkungsdaten z.T. als Gruppendaten vor, was die Geschwindigkeit der Simulation erhöht. Der große Arbeitsspeicher moderner Computersysteme bietet die Möglichkeit, eine hohe Anzahl von Gruppen zu realisieren. Somit wird die Genauigkeit der Rechnung in diesem Konzept kaum eingeschränkt, und wegen des Fehlens aufwendiger Interpolationsschritte wird die Effektivität des Simulationsablaufs nicht verringert. Erst kürzlich wurde auch der adjungierte Photonentransport in AMOS implementiert [4]. Mit dieser Version lassen sich vor allem Fragestellungen der natürlichen Strahlenexposition optimal untersuchen.

Ein Beispiel dafür ist das Air-over-Ground - Problem. Hier interessiert die Dosis in einem Punkt in bestimmter Höhe über großflächig kontaminiertem Boden. Bei einer ebenen Geometrie kann hier die Rotationssymmetrie ausgenutzt werden, sodass dieses Problem auch über eine Vorwärtssimulation lösbar ist. Simulationen wurden sowohl vorwärts als auch adjungiert mit AMOS durchgeführt, und ein Vergleich der Ergebnisse ist in diesem Beitrag dargestellt.

2. Das Transportprogramm AMOS

AMOS verwendet moderne Monte-Carlo-Methoden zur Simulation von Photonen- und Elektronenstrahlung. Dabei werden verschiedene Varianzreduzierende Methoden genutzt, um die Effektivität des Programms zu erhöhen. Es ergibt sich dadurch ein schnelles Werkzeug, mit dem sich die verschiedensten Fragestellungen problemlos lösen lassen.

AMOS ist ein nichtanaloges Monte-Carlo-Programm. Dann steht ein Monte-Carlo-Teilchen stellvertretend für eine ganze Population von Realteilchen und hat ein Gewicht als zusätzliche Eigenschaft. Dieses kann jederzeit modifiziert werden, um einen bestimmten Vorgang zu erzwingen. Auf diesem Wege wird beispielsweise an jedem Wechselwirkungsort die vollständige Absorption des Monte-Carlo-Teilchens ausgeschlossen, indem ein Teil der Population garantiert absorbiert und der andere garantiert gestreut wird. Beide Teilhistorien werden weiterverfolgt, und der gestreute Anteil verlängert die Lebensgeschichte. So können beispielsweise zuverlässige Ergebnisse hinter dicken Abschirmungen erzielt werden. Eine in diesem Zusammenhang angewendete Varianzreduzierende Methode ist die

Gewichtsfensterstechnik, bei der minimale und maximale Teilchengewichte festgelegt sind. Überschreitet ein Teilchen mit seinem Gewicht eine dieser Schwellen, so wird im ersten Fall seine Historie beendet oder im zweiten Fall aufgeteilt. Grundsätzlich muss bei der Anwendung von Teilchengewichten immer auf sinnvolle Begrenzungen geachtet werden, die größtenteils problemabhängig gesetzt werden müssen.

Die Darstellung der räumlichen Materialverteilung ist für die Verfolgung der Lebensgeschichten der jeweiligen Teilchen notwendig. Bei den meisten Geometriemodulen führen unvermeidbare Rundungsfehler dazu, dass Teilchen auf dem Weg verloren gehen oder in einem ausweglosen Zyklus gefangen sein können. Durch die Anwendung von Algorithmen, die auf einer Art diskreten Geometrie basieren, werden diese Probleme in AMOS prinzipiell umgangen. Der implementierte Geometrieprozessor arbeitet nicht mit der Berechnung von Schnittpunkten, um den genauen Ort des Grenzüberschritts zwischen den verschiedenen Materialien zu bestimmen, sondern es interessiert nur das Material des aktuellen Aufenthaltsortes. Dadurch wird zwar einerseits eine gewisse Rechenleistung benötigt, andererseits werden jedoch komplizierte, fehleranfällige Rechnungen vermieden.

Alle energieabhängigen Wechselwirkungsdaten liegen als Gruppendaten vor. Insbesondere sind die mittleren freien Weglängen, die sogenannten Nichtabsorptionswahrscheinlichkeiten, die bedingten Wahrscheinlichkeiten für die Verzweigung in die einzelnen Streukanäle und die Generierungsraten für Sekundärteilchen in einem Material nicht unmittelbar als Funktion der Energie, sondern jeweils für diskrete Energiegruppen angegeben. Auch die invertierten Streuwinkelverteilungen liegen für die einzelnen Energiegruppen vor, werden hingegen selbst durch Interpolation in einem Satz von Stützstellen beschrieben. Dies ist notwendig, um die quasikontinuierliche Energieskala der Teilchen zu realisieren. Durch speziell angepasste Interpolationsverfahren wird auch hier versucht, merklich Rechenzeit einzusparen. Aufwendige Rechenschritte werden innerhalb einer Datenaufbereitung vor dem eigentlichen Transportprogramm einmalig für jede Energiegruppe und jedes Material ausgeführt.

2.1 Elektronentransport in AMOS

Statt Vielfachstreumodelle anzuwenden, werden beim Elektronentransport in AMOS Einzelstreuereignisse simuliert. Dabei sind die Algorithmen so effektiv, dass Energien bis einige MeV berücksichtigt werden können. So lassen sich die Historien derart nachvollziehen, dass mikroskopisch genaue Ergebnisse erzielt werden. In Abbildung 1 sind beispielsweise Tiefenspektren in Wasser von photoneninduzierten Sekundärelektronen dargestellt [5].

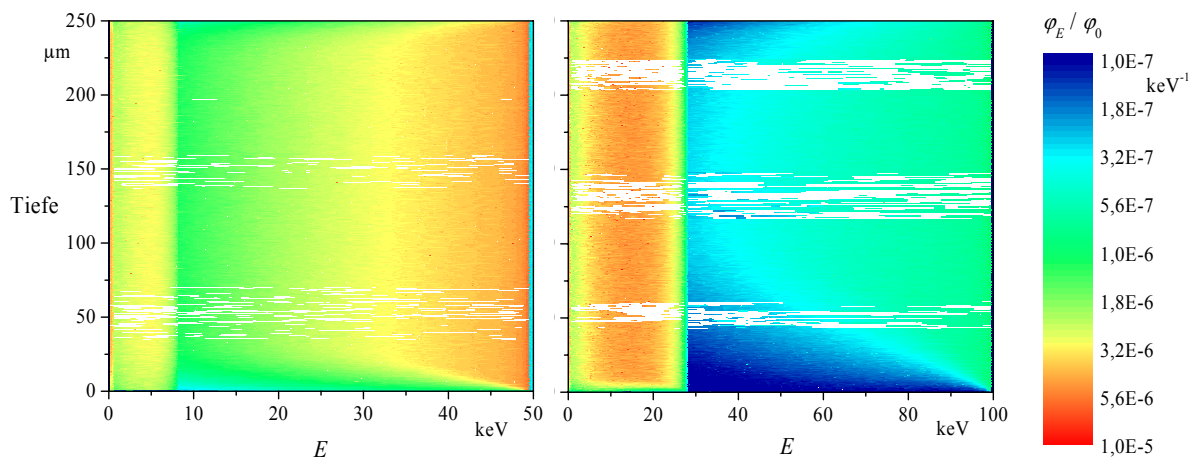


Abb. 1: Sekundärelektronenspektren in Wasser, induziert von 50 keV- (links) und 100 keV-Photonen (rechts)

Die nötigen, materialspezifischen Wechselwirkungsdaten sind größtenteils der EEDL-Bibliothek [6] entnommen. Für die Bremsstrahlungserzeugung wurde eine Beschreibung auf Basis der Daten von Kissel et al. genutzt [7].

2.2 Photonentransport in AMOS

Es gibt vier grundlegende Photonenwechselwirkungen, die in AMOS simuliert werden. Dies sind die Absorption, die kohärente und die inkohärente Streuung sowie die Paarbildung. Da Teilchenenergien auf einer kontinuierlichen Skala verwendet werden, ist auch hier eine hohe Genauigkeit der Simulation gewährleistet. Beispielsweise wird die Energie-Winkel-Korrelation der inkohärenten Streuung exakt wiedergegeben, und die Paarbildung entspricht einer Streuung, bei der zwei diametral emittierte 511 keV-Photonen entstehen. Wie beim Elektronentransport können auch hier wahlweise die Sekundärteilchen berücksichtigt werden. Dies sind nicht nur sekundäre Elektronen oder Photonen sondern auch ionisierte Atome, deren Abregungen detailliert simuliert werden. Die nötigen Wechselwirkungsdaten werden den Bibliotheken EPDL [8] für Photonen und EADL [9] für Abregungen entnommen

2.3 Die adjungierte Version AMOS P^T

Anstatt wie im Vorwärtstransport die Photonen von der Quelle aus zu verfolgen, werden die sogenannten adjungierten Teilchen vom Detektor aus simuliert. Auf diese Weise ist das Treffen von kleinen oder punktförmigen Detektoren nicht mehr problematisch, sondern sie stellen sich sogar als Vorteil heraus. Allerdings ist die Simulation auch nur dann besonders effektiv, wenn die Quelle ein genügend großes Volumen oder Fläche hat. Diese Art der Simulation ist deshalb bei vielen Problemen der natürlichen Radioaktivität vorteilhaft.

Die hier angesprochene Problematik spielt nur beim Photonentransport eine Rolle. Expliziter Elektronentransport ist aufgrund der großen Wechselwirkungsichte und dementsprechend sehr geringen Reichweite der Elektronen nur dann relevant, wenn entweder nur sehr kurze Entfernungen im Bereich von Millimetern zwischen Quelle und Ziel liegen, oder wenn die Effekte im Detektorvolumen sehr differenziert interessieren. In beiden Fällen kann jedoch nicht mehr von der Problematik entfernt liegender großer Quell- und kleiner Detektorvolumen gesprochen werden. Daher ist der adjungierte Transport in AMOS nur für Photonenstrahlung implementiert.

Beim adjungierten Photonentransport werden alle Wechselwirkungen exakt wie im vorwärtsgerichteten Transport abgebildet, um dieselbe Güte der Ergebnisse zu erzielen. Dabei ergeben sich jedoch bei der Simulation der Paarbildung und bei diskreten Quellenergien Schwierigkeiten, da in diesen Fällen Energiepunkte getroffen werden müssen. Hier findet ein sogenannter Energiepunktdetektor Anwendung, der speziell für den adjungierten Transport implementiert ist. An jedem Wechselwirkungspunkt wird, wenn möglich, ein Teil der Population in die gewünschte Energie gestreut und mit dieser weitertransportiert. Daraufhin erfolgt dann entweder die Paarbildung als Wechselwirkung und die Fortführung des Transports, oder das zufällige Treffen der Quelle mit einer der diskreten Quellenergien. Diese Lösung ist mit einem Rechenaufwand verbunden, der insofern zu rechtfertigen ist, dass diese Simulation noch immer effektiver ist, als eine vergleichbare Vorwärtssimulation.

3. Anwendungsbeispiel

Um die adjungierte Version zu testen, wurde eine Air-over-Ground-Geometrie mit beiden Verfahren simuliert. Die Problemstellung besteht in der Optimierung einer Abdeckschicht über einer Schicht kontaminierten Bodens. Das Maß ist die effektive Umgebungsäquivalentdosisleistung in einem Punkt in 1 m Höhe.

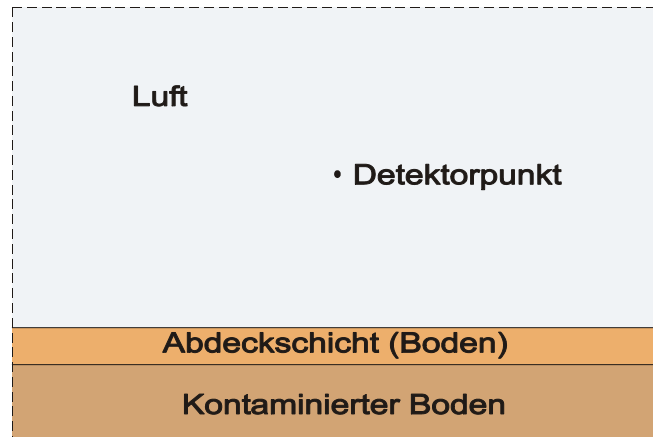


Abb. 2: Air-over-Ground - Geometrie

Die Dicke der kontaminierten Bodenschicht beträgt 50 cm. Die darüber liegende Abdeckschicht erhält eine variable Dicke von bis zu 1 m, und der Detektor befindet sich in 1 m Höhe über der Oberfläche. Die Kontamination der unteren Bodenschicht besteht aus Uranerz. Darin sind alle radioaktiven Nuklide der Uran-Zerfallsreihe näherungsweise im Gleichgewicht vorhanden. Als Leitnuklid wird ^{226}Ra festgelegt, dessen Aktivitätskonzentration 1 Bq/g betragen soll. Diese Aufgabenstellung entspricht der einer an der TU Dresden durchgeführten Studie [10], der die entsprechenden Daten zu entnehmen sind.

Auch über eine herkömmliche Monte-Carlo-Simulation lässt sich dieses reine Photonentransportproblem mit Hilfe einiger Modifikationen lösen. Wegen der horizontalen Homogenität kann der Detektor in der Ebene beliebig ausgedehnt werden, ohne das Ergebnis zu verfälschen, solange die horizontale Ausdehnung der Quelle entsprechend größer gewählt ist. Auch in vertikaler Richtung kann das Detektorvolumen, wenn auch nur eingeschränkt, erweitert werden, da die Abschwächung von Photonenstrahlung in Luft so gering ist, dass die Inhomogenität des Strahlungsfeldes in z-Richtung für einige cm nicht zum Tragen kommt. Dadurch wird das Detektorvolumen derart vergrößert, dass trotz der ursprünglich ungeeigneten Geometrie die „Vorwärts“-Rechnung Ergebnisse mit akzeptabler zufälliger Messabweichung liefert.

Um dagegen eine adjungierte Monte-Carlo-Simulation anwenden zu können, müssen keinerlei Modifikationen in der Geometrie vorgenommen werden. Die Adjungierten können im Detektorpunkt starten, und durch die große Ausdehnung der Quelle sind eine hohe Ausbeute an Treffern und eine gute statistische Sicherheit gewährleistet.

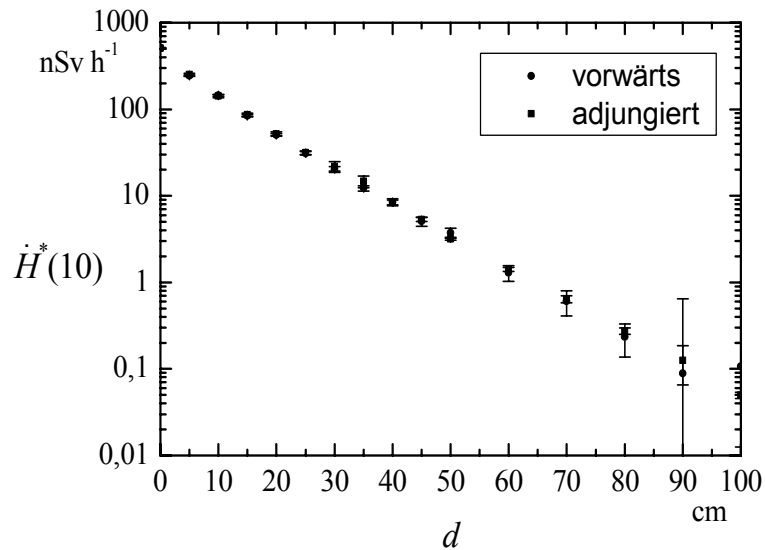


Abb. 3: Effektive Umgebungsäquivalentdosisleistung bei variabler Dicke d der Abdeckschicht

Wie in Abbildung 3 zu sehen ist, stimmen alle Ergebnisse für die berechneten Dicken der Abdeckschicht innerhalb der Unsicherheiten überein. Die berechneten Werte für die Simulation ohne Abdeckschicht ($d = 0$ cm) sind beispielsweise

$$\begin{aligned} \text{vorwärts:} & \quad (506,2 \pm 9,4) \text{ nSv/h} \\ \text{adjungiert:} & \quad (506,8 \pm 7,2) \text{ nSv/h} \end{aligned}$$

Weiterhin bietet die adjungierte Simulation die Möglichkeit, die spektrale effektive Äquivalentdosisleistung zu bestimmen. Diese ist in Abbildung 4 für eine Messung ohne Abdeckschicht dargestellt.

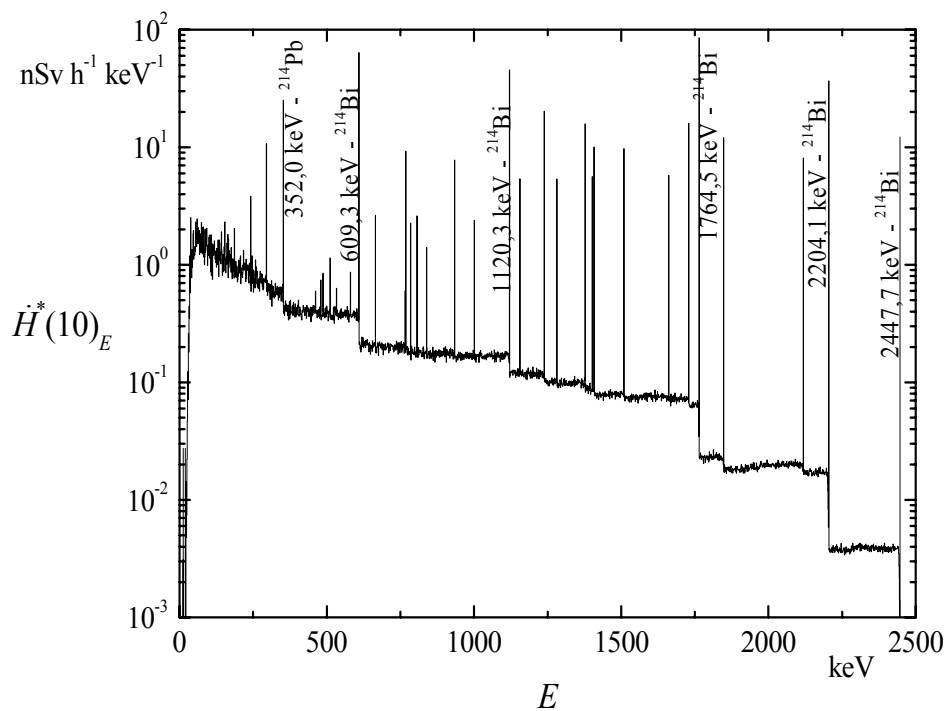


Abb. 4: Spektrale effektive Äquivalentdosisleistung ohne Abdeckschicht bei 1 keV Kanalbreite

Ein Maß für die statistische Sicherheit ist die Schwankung des kontinuierlichen Anteils des Spektrums. Es ist zu erkennen, dass diese erst bei Energien unter 500 keV zunimmt. Da die Paarbildung und die inkohärente Streuung zur Erhöhung der Energie des MC-Teilchens führen, ist die Trefferzahl in den höheren Energieintervallen größer und dem entsprechend die Messunsicherheit geringer. Bei der Berechnung desselben Spektrums über eine Vorwärtssimulation wäre das Gegenteil der Fall.

4. Zusammenfassung

AMOS ist ein leistungsstarkes Monte-Carlo-Programm, das den gekoppelten Elektronen- und Photonentransport beherrscht. Auch die neue adjungierte Version des reinen Photonentransports liefert überzeugende Ergebnisse für Problemstellungen, wie sie vor allem bei der Frage nach natürlicher Strahlenbelastung auftreten. Zunächst wurde dies nur anhand eines vereinfachten Beispiels gezeigt. Mit ihr können jedoch auch Dosen an Punkten innerhalb unsymmetrischer Geometrien zuverlässig berechnet werden. Es können Halden, Tagebaue oder natürliche Oberflächenprofile simuliert werden, wie es mit konventionellen Vorwärtssimulationen nicht möglich ist.

5. Literatur

- [1] Henniger, J.: Grundlagen der Abschirmberechnungen mit Monte-Carlo-Methoden; Wiss. Z. TU Dresden 39 3, p. 9, 1990
- [2] Emmett, M. B.: The MORSE Monte Carlo Radiation Transport Code System; ORNL-4972, UC-32 - Mathematics and Computers, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, 1975
- [3] Booth, T. E.; Brown, F. B.; Bull, J. S.; Cox, L. J.; Forster, R. A.; Goorley, J. T.; Hughes, H. G.; Mosteller, R. D.; Prael, R. E.; Selcow, E. C.; Sood, A.; Sweezy, J. E.; Barrett, R. F.; Post, S. E.; Roberts, T. L.: MCNP - A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 5, Volume I: Overview and Theory; Los Alamos National Laboratory Report LA-UR-03-1987, April 2003
- [4] Gabler, D.; Henniger, J.; Reichelt, U.: AMOS – An Effective Tool for Adjoint Monte Carlo Photon Transport; NIM B, to be published
- [5] Reichelt, U.; Henniger, J.; Enghardt, W.: Calculation of Secondary Electron Spectra Induced by Photon Irradiation; Annual Report 2004, FZR-423, Institute of Nuclear and Hadron Physics, Forschungszentrum Rossendorf, p.77, 2005
- [6] Cullen, D.E.; Perkins, S.T.; Seltzer, S.M.: Tables and Graphs of Electron Interaction Cross 10 eV to 100 GeV Derived from the LLNL Evaluated Electron Data Library (EEDL), Z = 1 – 100; Lawrence Livermore National Laboratory, UCRL-50400, Vol. 31, November 1991
- [7] Kissel, L.; Quarles, C. A.; Pratt, R. H.: Shape Functions for Atomic-Field Bremsstrahlung from Electrons of kinetic Energy 1-500 keV on Selected Neutral Atoms $1 \leq Z \leq 92$; Atom. Data Nucl. Data 28, p. 381, 1983
- [8] Cullen, D. E.; Chen, M. H.; Hubbell, J. H.; Perkins, S. T.; Plechaty, E. F.; Rathkopf, J. A.; Scofield, J. H.: Tables and Graphs of Photon-Interaction Cross Sections from 10 eV to

100 GeV Derived from the LLNL Evaluated Photon Data Library (EPDL); Lawrence Livermore National Laboratory, UCRL-50400, Vol. 6, October 1989

[9] Cullen, D.E. et al.: Tables and Graphs of Atomic Subshell and Relaxation Data Derived from the LLNL Evaluated Atomic Data Library (EADL), $Z = 1 - 100$; Lawrence Livermore National Laboratory, UCRL-50400, Vol. 30, October 1991

[10] Henniger, J.; Mann, G.: Abschlußbericht zur Projektstudie: Berechnung von Schwächungsfaktoren für Photonenstrahlung bergbaulicher Kontaminanten unter Berücksichtigung verschiedener Quell- und Abschirmungsgeometrien; Institut für Strahlenschutzphysik, TU Dresden, Februar 1997

KALIBRIERUNG VON DOSIMETERN ZUR BESTIMMUNG DER ORTS-DOSISLEISTUNG AUFGRUND NATÜRLICHER RADIOAKTIVITÄT

CALIBRATION OF DOSEMETERS FOR THE MEASUREMENT OF THE AREA DOSE RATE DUE TO NATURAL RADIOACTIVITY

S. Neumaier, F. Wissmann, H. Dombrowski

Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Deutschland

Zusammenfassung

Die Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) verfügt über eine einzigartige Kombination von Referenzmessplätzen für die Dosimetrie der natürlichen Umgebungsstrahlung. Mit Hilfe dieser Messplätze ist es möglich, Dosimetrie-Systeme für die Messung kleiner Dosisleistungen, wie sie u. a. aufgrund der natürlichen Radioaktivität in der Umwelt auftreten, zu untersuchen und adäquat zu kalibrieren. Zunächst werden die einzelnen Komponenten der natürlichen Umgebungsstrahlung beschrieben. Anschließend werden die Referenzmessplätze vorgestellt. Am Beispiel zweier Messvergleiche mit Ortsdosimetern aus europäischen Frühwarnsystemen zur Umgebungsüberwachung wird geschildert, wie durch Nutzung der Referenzmessplätze das Ansprechvermögen von Dosimetrie-Systemen ermittelt sowie eine Kalibrierung bei niedrigen Dosisleistungen durchgeführt werden kann. Die Bestimmung der Ortsdosisleistung aufgrund natürlicher Radioaktivität und die damit verbundenen Messunsicherheiten werden diskutiert.

Summary

The Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) has a unique combination of reference measuring facilities for the dosimetry of natural environmental radiation at its disposal. These measuring facilities allow the investigation and adequate calibration of dosimetry systems for the measurement of small dose rates, that occur as a result of natural radioactivity in the environment. At first, the constituents of the natural environmental radiation are described. Thereafter, the measuring facilities are presented. Taking two intercomparisons of area dosimeters from European early-warning systems for environmental monitoring as an example, this contribution describes how the response of the dosimetry systems can be measured and how they can be calibrated at low dose rates by using the reference measurement facilities. The measurement of the area dose rate as a result of natural radioactivity and the associated uncertainties are discussed.

Schlüsselwörter *Umgebungsdosimetrie, Referenzmeßplätze, Umgebungsstrahlung*

Keywords *Environmental dosimetry, reference measuring facilities, environmental radiation*

1. Einleitung

Die Messung der Ortsdosisleistung (ODL), hervorgerufen durch natürliche Radioaktivität in Boden und Luft, setzt die Verwendung geeigneter Detektorsysteme und deren adäquate Kalibrierung voraus. Wenn Dosimetrie-Systeme auf den Referenzmessplätzen der PTB charakterisiert und kalibriert wurden, ist die Messung der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung mit kleiner Unsicherheit möglich. Eine zentrale Bedeutung spielt dabei eine auf die Primärnormale der PTB rückführbare Kalibriereinrichtung mit quasi monoenergetischer Photonenstrahlung

im Dosisleistungsbereich der natürlichen Umgebungsstrahlung. Auf den Referenzmessplätzen wurden im Rahmen von zwei europäischen Messvergleichen ODL-Messgeräte aus nationalen Frühwarnsystemen bezüglich ihres Eigennulleffektes, ihrer Energie- und Dosisleistungsabhängigkeit und ihres Ansprechvermögens gegenüber terrestrischer und kosmischer Strahlung untersucht. Einige dieser Ergebnisse sind beispielhaft dargestellt.

2. Beiträge zur natürlichen Umgebungsstrahlung

Die ODL der natürlichen Umgebungsstrahlung am Erdboden setzt sich aus zwei Hauptbeiträgen zusammen: der kosmischen und der terrestrischen Komponente.

Die kosmische Komponente: Die primäre kosmische Strahlung (ca. 86% Protonen, 12% Alpha-Teilchen, 1% Kerne schwerer als α -Teilchen und 1% Elektronen) besteht aus einer solaren und einer galaktischen Komponente. Letztere enthält Teilchen mit Energien im GeV Bereich, das Spektrum reicht aber, mit stark abnehmender Teilchen-Häufigkeit, bis in den TeV-Bereich und höher. Die primäre kosmische Strahlung führt in den oberen Atmosphärenschichten zu Kernreaktionen mit den Atomen der Luft. Aufgrund der hohen Energie der primären Teilchen werden dabei Sekundärteilchen wie Pionen, Kaonen, Nukleonen sowie hochenergetische Photonen und Elektronen erzeugt. Diese Sekundärstrahlung wird auch als „Höhenstrahlung“ oder „sekundäre kosmische Strahlung“ bezeichnet. Aus dem Zerfall von geladenen Pionen gehen Myonen hervor. Trotz ihrer kurzen mittleren Lebensdauer von $2,2 \mu\text{s}$ erreichen die Myonen zum Teil den Erdboden (Zeitdilatation aufgrund ihrer hohen Geschwindigkeit), ein Teil der Myonen dringt sogar noch in diesen ein (bis zu einigen hundert Metern). Eine wirkungsvolle Abschirmung dieser Strahlung an der Erdoberfläche ist deshalb nicht möglich. Myonen rufen in der natürlichen Umgebung eine ODL von etwa 20 nSv/h hervor. Daneben tragen auch Neutronen mit ca. 8 nSv/h sowie Elektronen und Positronen zusammen mit ca. 10 nSv/h zur natürlichen ODL bei. Photonen der sekundären kosmischen Strahlung spielen mit ca. 1 nSv/h dagegen nur eine untergeordnete Rolle. Die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung der kosmischen Komponente (ca. 40 nSv/h in Summe) hängt neben der solaren Aktivität in geringem Maße auch vom Luftdruck und der Temperatur ab [1, 2].

Die terrestrische Komponente: Primordiale Radionuklide wie z. B. ^{40}K , ^{235}U , ^{238}U und ^{232}Th , die sich in natürlichen Konzentrationen im Erdboden und in Baumaterialien befinden, sowie deren Zerfallsprodukte tragen in erster Linie über γ -Emissionen zur natürlichen Umgebungsstrahlung bei. Von geschlossenen Räumen abgesehen, in denen sich Radon in größeren Konzentrationen anreichern kann, spielen Radonfolgeprodukte für die ODL der natürlichen Umgebungsstrahlung i. Allg. nur eine untergeordnete Rolle. Eine Ausnahme stellen Regenfälle dar, die zur Auswaschung von Radonfolgeprodukten führen können. Dies führt in Einzelfällen zu einer erheblichen Erhöhung der gemessenen ODL am Boden [1]. Die ODL aufgrund natürlicher Radionuklide im oberen Erdreich variiert stark mit den geologischen Gegebenheiten. Der Mittelwert in Deutschland liegt bei ca. 40 nSv/h mit einer Schwankungsbreite von etwa 20 nSv/h bis 200 nSv/h .

3. Referenzmessplätze der PTB

Um die ODL der natürlichen Umgebungsstrahlung mit Dosimetrie-Systemen korrekt messen zu können, muss das Ansprechvermögen dieser Systeme für die terrestrische und die kosmische Komponente bekannt sein. Zusätzlich ist die Kenntnis des Eigennulleffekts (Anzeige des Gerätes ohne externe Strahlung) sowie eine adäquate Kalibrierung erforderlich.

Die PTB bietet zu diesem Zweck spezielle Referenzmessplätze und Kalibriermöglichkeiten an. Installiert man Dosimetrie- oder Spektrometrie-Systeme auf dem Freiluftmessplatz (Abb. 1a), so sind sie der terrestrischen und der kosmischen Strahlung ausgesetzt. Die Messhütte inmitten einer ebenen Rasenfläche verfügt über eine Vielzahl von Detektoren, mit deren Hilfe die Einzelkomponenten der natürlichen Umgebungsstrahlung bestimmt werden. Im Bildvordergrund ist eine der ca. 2100 bundesweit aufgestellten Sonden des IMIS-Systems (s. u.) zu sehen, dessen Messwerte mit Hilfe der PTB-Kalibriereinrichtungen an die Primärnormale der PTB angebunden sind. Eine Wetterstation erlaubt es außerdem, Korrelationen zwischen ODL-Messungen und Witterungseinflüssen zu untersuchen (vgl. [1]).

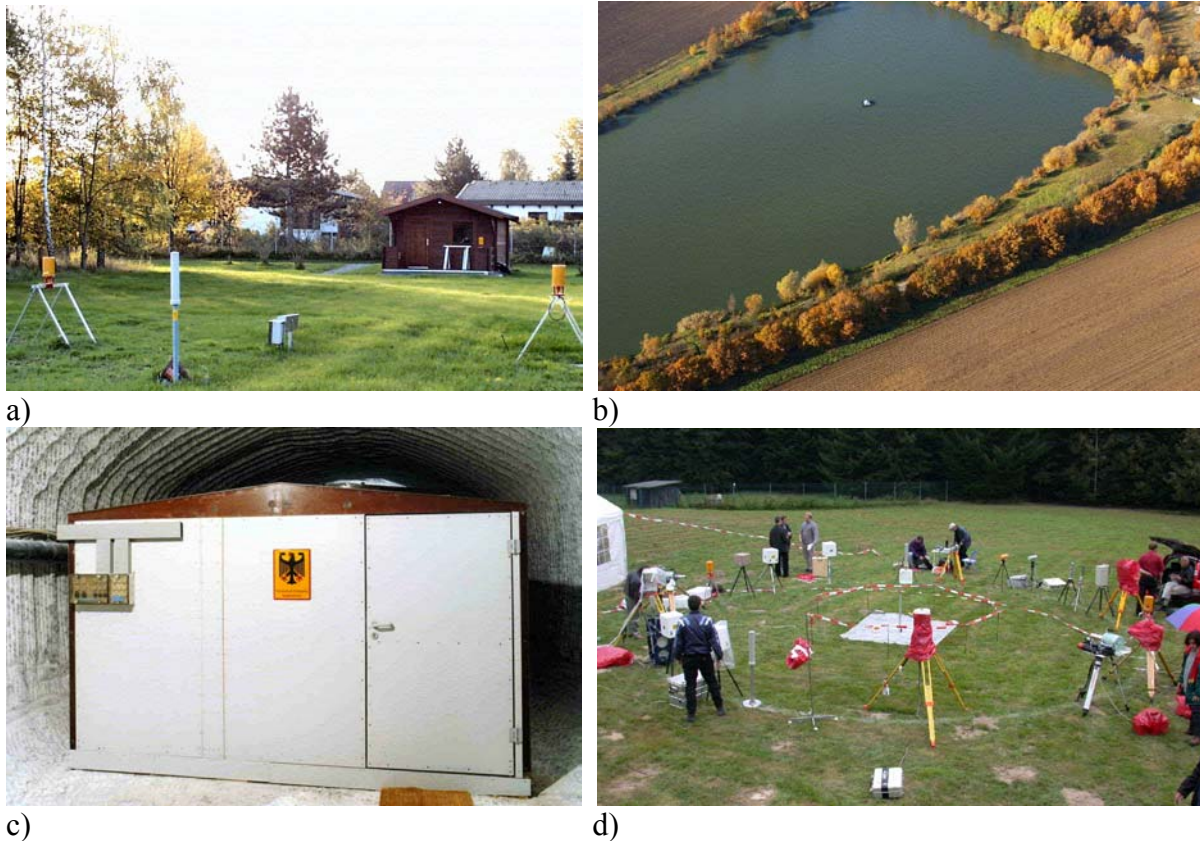


Abb. 1: PTB-Referenzmessplätze für Umgebungsdosimetrie: a) Messplatz für die simultane Messung der Komponenten der Umgebungsstrahlung, b) See-Plattform (kosmische Strahlung), c) Untergrundlabor (nahezu keine Strahlung), d) Freiluftbestrahlungseinrichtung.

Abb. 1b zeigt eine Luftaufnahme eines nahe der PTB gelegenen Sees, auf dem sich eine schwimmende Plattform aus aktivitätsarmem Material (Kunststoff) befindet. Aufgrund des Abstandes zum Ufer von mehr als 100 m in allen Richtungen, einem flachen Uferbewuchs und der sehr effektiven Abschirmung der terrestrischen Strahlung aus dem Boden des Gewässers (die Wassertiefe beträgt mehr als 2,5 Meter) ist die terrestrische Komponente um mehr als eine Größenordnung reduziert. Die Umgebungsstrahlung auf der See-Plattform stellt deshalb ein praktisch reines Höhenstrahlungsfeld dar. In Abb. 1c ist das im Salzbergwerk Asse in einer Tiefe von 490 m gelegene Untergrundlabor für Dosimetrie und Spektrometrie (UDO) zu sehen. In dieser Tiefe ist die Myonen-Komponente der Höhenstrahlung um vier Größenordnungen gegenüber der Erdoberfläche reduziert. Die geringe Aktivität des Steinsalzes führt zu einer terrestrischen Komponente unter Tage von lediglich 1 nSv/h bis 2 nSv/h. UDO ist damit einer der strahlungsärmsten Messplätze weltweit. Das Labor ist deshalb hervorragend für die Bestimmung des Eigennulleffekts von Detektoren sowie für die Kalibrierung bei sehr nie-

drigen Dosisleistungen geeignet [3]. Abb. 1d) zeigt eine Freiluft-Bestrahlungseinrichtung zur simultanen Bestrahlung von bis zu 20 Detektorsystemen unter normalen Umgebungsbedingungen. Durch Radionuklidquellen im Zentrum des dargestellten Kreises kann durch Abschirmung mit Absorbern eine zeitlich veränderliche zusätzliche ODL von 10 nSv/h bis 100 nSv/h erzeugt werden. Dies erlaubt die Untersuchung der Empfindlichkeit von Messsystemen bei kleinen Schwankungen der ODL, wie sie z. B. als Folge einer vorüberziehenden radioaktiven Wolke entstehen würden.

4. EURADOS-Vergleiche von Umgebungsdosimetern

Die im Kapitel 3 vorgestellten Referenzmessplätze der PTB bildeten die Grundlage für Messvergleiche von Umweltdosimetrie-Systemen, wie sie in europäischen Frühwarn-Netzwerken eingesetzt werden, um nukleare Unfälle frühzeitig zu erkennen und bei radiologisch relevanten Ereignissen den staatlichen Behörden flächendeckend zuverlässige Informationen über die externe Strahlenexposition zur Verfügung zu stellen. Das flächendeckende deutsche Messnetz IMIS mit ca. 2100 Messstellen wird vom Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) betrieben.

Tab. 1: EURDOS-Vergleichsmessungen von ODL-Systemen.

Untersuchte Eigenschaft	Referenzmessplatz
Eigennulleffekt	UDO
Energieabhängigkeit des Ansprechvermögens	UDO
Dosisleistungsabhängigkeit des Ansprechvermögens	UDO
Kalibrierung	UDO
Ansprechvermögen für kosmische Strahlung	Schwimmende Plattform
Anzeige der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung im Freien	Freiluft-Bestrahlungsfeld
Sensitivität gegenüber kleinen zeitlichen ODL-Schwankungen	Freiluft-Bestrahlungsfeld

Um eine Harmonisierung der Messsysteme in Europa zu fördern wurden im Rahmen der *Working group „Environmental Dosimetrie“* von EURADOS in den Jahren 1999 und 2002 zwei europäische Vergleiche von ODL-Messsystemen aus nationalen Frühwarnsystemen durchgeführt; ein dritter Vergleich soll im September 2006 stattfinden. An den bisherigen Vergleichsmessungen nahmen 12 europäische Staaten mit insgesamt fast 50 Detektorsystemen und etwa 40 Wissenschaftlern teil. In Tabelle 1 findet man eine Übersicht über die untersuchten Eigenschaften der ODL-Systeme. Im Folgenden werden einige Ergebnisse dieser Vergleichsmessungen exemplarisch dargestellt. Eine umfassende Zusammenstellung der Daten enthalten [4] und [5].

4.1 Messungen im Untergrundlabor der PTB

Zu einer präzisen Bestimmung des Eigennulleffektes wurden die Detektorsysteme über Nacht im UDO aufgestellt (Messzeit ca. 10 Stunden). Die Dosisanzeige der Geräte abzüglich der akkumulierten Dosis aufgrund der Umgebungsstrahlung im UDO ergibt direkt den Eigennulleffekt (Abb. 2).

Das Untergrundlabor verfügt über die weltweit einzige, auf Primärnormale rückführbare Kalibriereinrichtung im Dosisleistungsbereich der natürlichen Umgebungsstrahlung [6]. Die quasi-monoenergetischen, kollimierten Strahlungsfelder werden dabei durch unterschiedliche Radionuklidquellen (^{241}Am , ^{57}Co , ^{137}Cs und ^{60}Co) erzeugt. Für die Darstellung einer breiten, typischen Umgebungsstrahlungsfeldern ähnlichen Energieverteilung stehen ^{226}Ra -Strahlungs-

quellen zur Verfügung. Abb. 3 zeigt das Ansprechvermögen für die mittleren Energien 60 keV (^{241}Am), 125 keV (^{57}Co), 662 keV (^{137}Cs) und 1250 keV (^{60}Co).

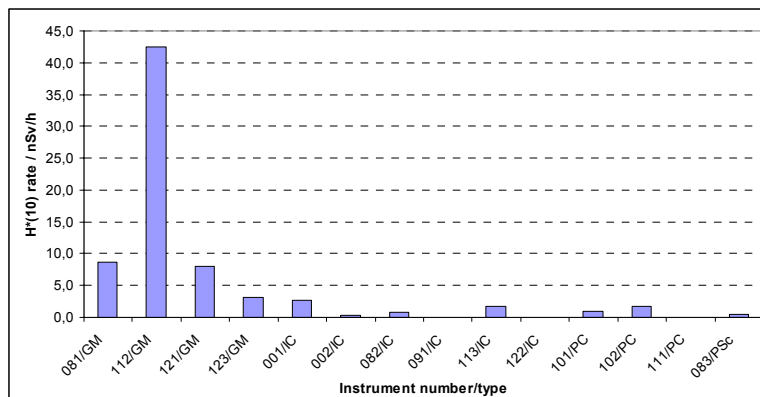


Abb. 2: Eigennulleffekt verschiedener Dosimetrie-Systeme. Die Abkürzungen GM, IC, PC und PSc bezeichnen Detektoren auf Basis von Geiger-Müller-Zählern, Ionisationskammern, Proportionalzählern und Plastikszintillatoren.

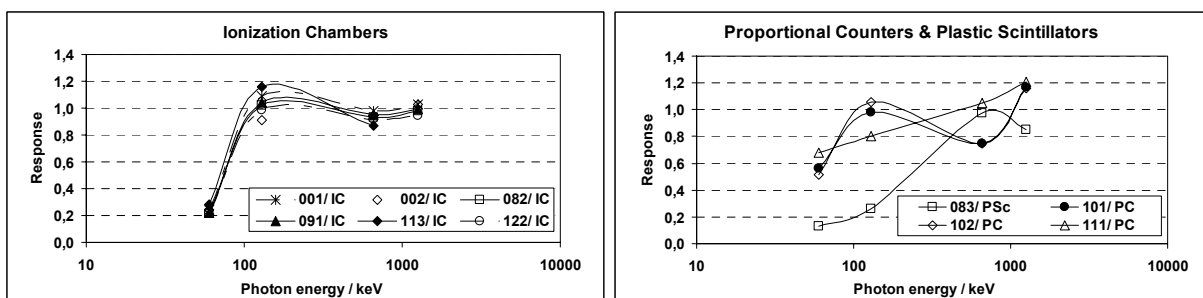


Abb. 3: Energieabhängigkeit des Ansprechvermögens für unterschiedliche Detektorsysteme („Response“ = Ansprechvermögen = DosimeterAnzeige/ ODL-Referenzwert).

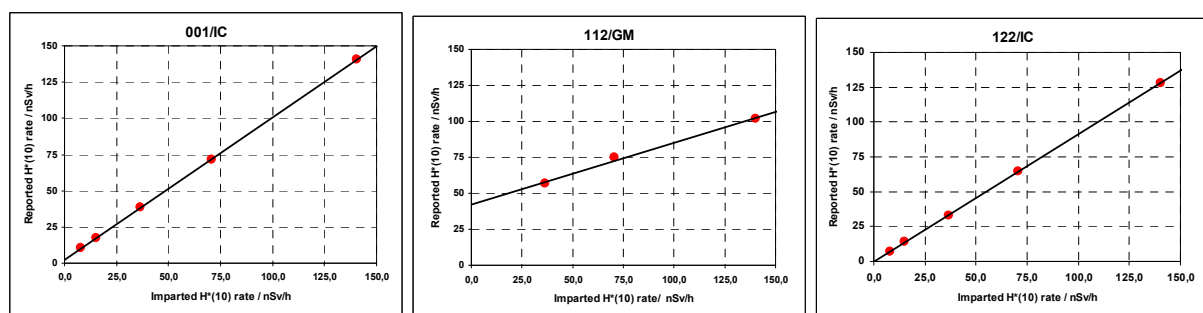


Abb. 4: Linearität der Anzeige als Funktion der Dosisleistung, wobei fünf unterschiedlich starke ^{137}Cs -Strahlungsquellen zur Verfügung standen.

In Abb. 4 sind Dosimeter-Messwerte als Funktion der ODL-Referenzwerte, die zwischen 10 nSv/h und 130 nSv/h variieren, aufgetragen. Das Referenzinstrument 001/IC, eine Reuter-Stokes-Kammer, zeigt einen sehr kleinen Eigennulleffekt, eine korrekte Kalibrierung sowie eine sehr gute „Linearität“ (linearer Zusammenhang zwischen Anzeige und Dosisleistung). Die meisten der untersuchten Geräte zeigten jedoch Abweichungen vom idealen Verhalten

aufgrund des nicht adäquat berücksichtigten Eigennulleffekts (z. B. 112/GM) und/oder ungenauer Kalibrierungen (z. B. 122/IC).

4.2 Messungen auf einer See-Plattform

Auf der See-Plattform, die fast ausschließlich dem Höhenstrahlungsfeld ausgesetzt ist, kann das Ansprechvermögen für kosmische Strahlung direkt bestimmt werden. Abb. 5 zeigt die Messwerte unterschiedlicher Detektoren auf der See-Plattform. Da die verwendeten Detektoren praktisch kein Ansprechvermögen für Neutronenstrahlung besitzen, ist als Referenzwert die ODL der geladenen Komponente (in Braunschweig ca. 33 nSv/h) dargestellt. Die meisten Messsysteme zeigen gegenüber der geladenen Komponente ein deutlich ausgeprägtes Überansprechen.

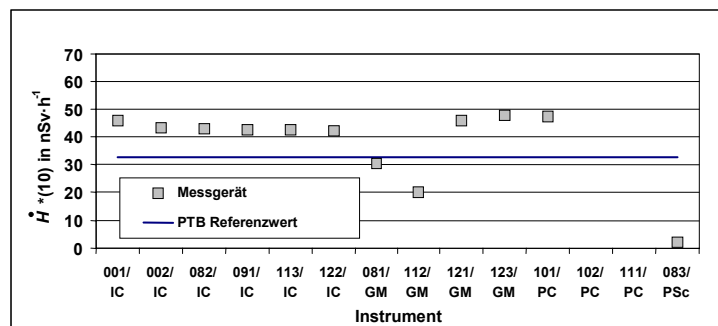


Abb. 5: Anzeige aufgrund der kosmischen Komponente der Umgebungsstrahlung (Messort: See-Plattform).

4.3 Freiluftbestrahlungen

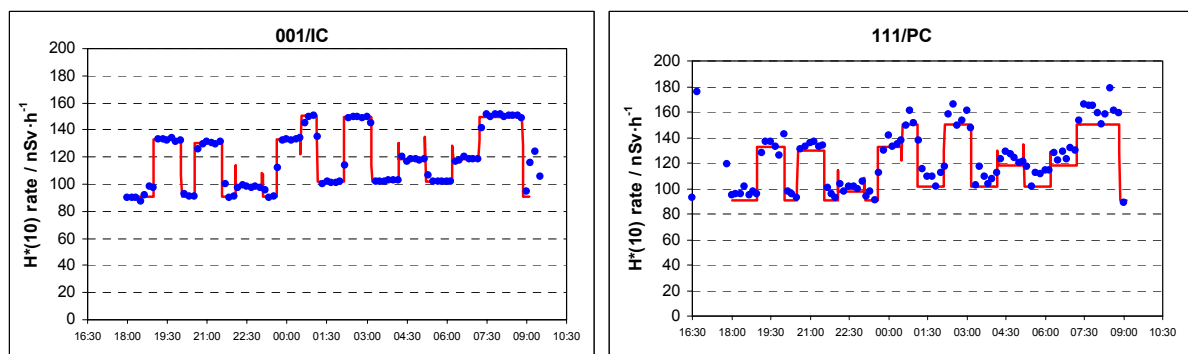


Abb. 6: Sensitivität von ODL-Systemen auf kleine zeitliche ODL-Schwankungen. Die durchgezogene Line gibt den Verlauf des Referenzwertes wieder.

Die Sensitivität von Detektorsystemen auf kleine ODL-Schwankungen wurde mittels der Freiluftbestrahlungseinrichtung untersucht (siehe Abschnitt 3). Abb. 6 zeigt Ergebnisse dieser Messungen. Eine umfassende Beschreibung der Methoden und eine vollständige Zusammenstellung der Messergebnisse der EURADOS-Vergleiche findet sich in [4-7].

5. Messung der ODL aufgrund natürlicher Radioaktivität

Die Anzeige M eines Dosimetrie-Systems für die Messung der ODL der natürlichen Umgebungsstrahlung setzt sich wie folgt zusammen:

$$M = \dot{H}_0 + R_{TR} \cdot \dot{H}^*(10)_{TR} + R_{SCR} \cdot \dot{H}^*(10)_{SCR} \quad (1)$$

Dabei bezeichnet \dot{H}_0 den Eigennulleffekt des Detektors, R_{TR} bzw. R_{SCR} das Ansprechvermögen des Detektors für terrestrische bzw. sekundäre kosmische Strahlung sowie $\dot{H}^*(10)_{TR}$ und $\dot{H}^*(10)_{SCR}$ die Umgebungs-Äquivalentdosisleistung aufgrund der terrestrischen bzw. der kosmischen Strahlung. \dot{H}_0 sowie R_{TR} können mit Hilfe der Kalibriereinrichtung im Untergrundlabor bestimmt werden. Dabei geht die Näherung ein, dass die Energieabhängigkeit des Messgerätes so gering sein soll, dass die UDO-Kalibrierwerte bei Messungen in der natürlichen Umgebung (anderes Photonenspektrum) Anwendung finden können. Korrekturen aufgrund weiterer Detektoreigenschaften werden in [1] und [2] besprochen. Da es keine handelsüblichen Dosimetrie-Systeme gibt, die die kosmische Komponente separat erfassen, und die kosmische Strahlung nur geringe zeitliche Schwankungen aufweist (von seltenen solaren Ereignissen abgesehen, die globale Veränderungen der kosmischen Komponente bewirken können), kann $\dot{H}^*(10)_{SCR}$ und damit der Messwert aufgrund der kosmischen Strahlung M_{SCR} näherungsweise als zeitlich konstant angesehen werden. Für Dosimeter, die kein Ansprechvermögen für Neutronen besitzen, lässt sich $\dot{H}^*(10)_{SCR}$ durch die Dosisleistung der geladenen Komponente $\dot{H}^*(10)_{\mu}$ ersetzen. Damit erhält man für $\dot{H}^*(10)_{TR}$:

$$\dot{H}^*(10)_{TR} = (M - M_{SCR}) / R_{TR}; \quad M_{SCR} = \dot{H}_0 + R_{SCR} \cdot \dot{H}^*(10, h)_{\mu}. \quad (2)$$

Um $\dot{H}^*(10)_{TR}$ zu bestimmen muss zunächst das Ansprechvermögen R_{SCR} gemäß der Beziehung $R_{SCR} = (M_p - \dot{H}_0) / \dot{H}^*(10, PTB)_{\mu}$ berechnet werden, wobei M_p die Anzeige des Dosimeters auf der See-Plattform ist. Der Wert $\dot{H}^*(10, PTB)_{\mu}$ beträgt $(32,7 \pm 3,7)$ nSv/h [8]. Die Höhenabhängigkeit der ODL der kosmischen Strahlung $\dot{H}^*(10, h)_{\mu}$ in Deutschland wird dabei in Anlehnung an [9] in guter Näherung wie folgt berechnet:

$$\dot{H}^*(10, h)_{\mu} = [6,682 \cdot e^{-(1,649 \cdot h)} + 25,8891 \cdot e^{(0,4528 \cdot h)}] \text{ nSv/h}; \quad (3)$$

wobei h die Höhe in Kilometern über NN bezeichnet (die PTB-Messeinrichtungen liegen auf einer Höhe von 0,08 km ü. NN).

5.1 Unsicherheiten

Die geringsten Unsicherheiten sind zu erwarten, wenn das verwendete Detektorsystem in der PTB adäquat (d. h. im Allg. in einem ^{226}Ra -Photonenfeld) kalibriert und sein Eigennulleffekt \dot{H}_0 und sein Ansprechvermögen R_{SCR} sowie R_{TR} auf den Referenzmessplätzen der PTB bestimmt wird. Es gibt z. B. Hochdruck-Ionisationskammern, die sich aufgrund ihrer hohen Zählstatistik und ihres bezüglich der Messgröße $\dot{H}^*(10)$ relativ flachen Verlaufs der Energieabhängigkeit für diese Messaufgabe besonders eignen. Die Unsicherheiten bei der Bestimmung von $\dot{H}^*(10)_{TR}$ ergeben sich aus Gl. 2. Von statistischen Unsicherheiten des Messwertes M abgesehen trägt M_p mit ca. 3 nSv/h bis 5 nSv/h und H_0 mit 1 nSv/h bis 5 nSv/h zur Unsicherheit bei [4, 5]. Bei den beschriebenen EURADOS-Vergleichen zeigten die Kalibrierungen der Teilnehmer Unterschiede von bis zu 40 %. Wurde dagegen ein Dosimeter im UDO kalibriert, ist diese Unsicherheit – bezogen auf die Kalibrierquelle (typischerweise Radium) – mit ca. 3 % bis 5 % dagegen gering. Wegen der ausgeprägten Energieabhängigkeit der meisten Dosimeter, die oft zwischen 10 % und 30 % beträgt, liefert die Unsicherheit des Ansprechvermögens R_{TR} den größten Beitrag zur Gesamtunsicherheit, wenn in einem unbekanntem Photonensfeld gemessen wird. Starke Schwankungen von $\dot{H}^*(10)_{TR}$ können als Folge von Regen auftreten [1]. Nennenswerte Schwankungen aufgrund solarer Einflüsse sind dagegen von

untergeordneter Bedeutung. Sie sind in den Messdaten von globalen Neutronenmonitor-Stationen (u. a. in Kiel) zu erkennen [1].

In vielen praktischen Anwendungen ist weder das Ansprechvermögen für kosmische und terrestrische Strahlung noch der Eigennulleffekt der Dosimetrie-Systeme bekannt. Die Messung der terrestrischen Komponente erfolgt dann häufig durch Differenzmessungen, d. h. dem Vergleich der Messwerte der zu vermessenden Fläche und einer "Referenzfläche" mit "bekannter (oder berechneter)" terrestrischer ODL. Die Genauigkeit dieser Methode hängt stark davon ab, mit welcher Genauigkeit der terrestrische Anteil einer solchen "Referenzfläche" bekannt ist, sowie von Unterschieden in der Anzeige aufgrund des energieabhängigen Ansprechvermögens der Detektoren bei unterschiedlichen Radionuklid-Zusammensetzungen und -Verteilungen im Boden.

6. Folgerung

Bei der Bestimmung der Ortsdosisleistung aufgrund natürlicher Radioaktivität sind Messunsicherheiten von weniger als 20 % nur bei Verwendung von geeigneten Detektorsystemen und den oben beschriebenen Untersuchungen und Kalibrierungen auf den Referenzflächen der PTB zu erreichen.

7. Literaturverzeichnis

- [1] Dombrowski, H., Wissmann, F.: Meteorologische Einflüsse auf die Ergebnisse von Ortsdosisleistungsmessungen, Beitrag 32 in diesem Band.
- [2] Wissmann, F.: Variations observed in environmental radiation at ground level. *Radiat. Prot. Dosim.* 118, 3-10 (2006).
- [3] Neumaier, S.; Arnold, D.; Böhm, J.; Funck, E.: The PTB underground laboratory for dosimetry and spectrometry. *Appl. Radiat. Isot.* 53, 173 –178 (2000).
- [4] Saez-Vergara et al.: Lessons learned from an international intercomparison of national network systems used to provide early warning of a nuclear accident. *Radiat. Prot. Dosim.* 103, 197-210 (2003).
- [5] Sáez-Vergara et al.: The second EURADOS intercomparison of national network systems used to provide early warning of a nuclear accident. Submitted to *Radiat. Prot. Dosim.* (2006).
- [6] Neumaier, S et al.: The PTB contribution to the 1999 EURADOS intercomparison of early warning systems. *Radiat. Prot. Dosim.* 92, 101-108 (2000).
- [7] Wissmann, F.; Sáez Vergara, J. C.: Dosimetry of environmental radiation - a report on the achievements of WG 3. *Radiat. Prot. Dosimetry*, ncl015, in press (2006).
- [8] Wissmann, F.; Dangendorf, V. und Schrewe, U.: Radiation exposure at ground level by secondary cosmic radiation. *Radiat. Meas.* 39, 95-104, 2005.
- [9] Bouville, A, Lowder, W. M.: Human population exposure to cosmic radiation. *Radiat. Prot. Dosim.* 24, 293-299 (1988).

METEOROLOGISCHE EINFLÜSSE AUF DIE ERGEBNISSE VON ORTSDOSISLEISTUNGSMESSUNGEN

METEOROLOGICAL INFLUENCES ON THE RESULTS OF AREA DOSE RATE MEASUREMENTS

H. Dombrowski, F. Wissmann

Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Deutschland

Zusammenfassung

Die Ortsdosisleistung (ODL) der natürlichen Umgebungsstrahlung unterliegt starken Schwankungen, die durch meteorologische Einflüsse verursacht werden. Insbesondere durch Regen können sich die ODL-Werte an der Erdoberfläche kurzfristig stark erhöhen, weil Radonfolgeprodukte aus der Atmosphäre ausgewaschen und an der Erdoberfläche angereichert werden können. Die Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) verfügt über Referenzmessplätze, die die dauerhafte Messung der einzelnen Komponenten der natürlichen Umgebungsstrahlung erlauben. Resultate von Langzeitmessungen und deren Korrelation mit Wetterdaten, jahreszeitlichen Schwankungen, aber auch mit der solaren Aktivität werden vorgestellt. Zusätzlich zur Quantifizierung der Strahlenexposition durch Photonen wurden auch die Beiträge der geladenen Komponente der Höhenstrahlung (Myonen und Elektronen) sowie der Neutronenstrahlung ermittelt. Die terrestrische Komponente der natürlichen Umgebungsstrahlung resultiert aus den Radionukliden im Boden und in der Luft. Um festzustellen, welche Nuklide die entsprechende Strahlenexposition hervorrufen, ist die Methode der In-Situ-Gamma-Spektrometrie besonders geeignet. Messungen der Änderung der nuklidspezifischen Photonenzflüsse in Abhängigkeit vom Niederschlag zeigen, dass die Aktivitätskonzentration von Radonfolgeprodukten einen entscheidenden Einfluss auf die lokale ODL haben.

Summary

The area dose rate of the natural radiation is subject to strong fluctuations caused by meteorological influences. Rain in particular can strongly increase the local dose rate values on the Earth's surface for a short time because radon progeny can be washed out of the atmosphere and accumulated on the Earth's surface. The Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) has reference measuring facilities at its disposal which allow permanent measurement of the individual components of natural ambient radiation. Results of long-term measurements and their correlation to weather data, seasonal fluctuations, but also to solar activity, are presented. In addition to the quantification of the radiation level caused by photons, the contributions of the loaded components of cosmic radiation (myons and electrons) as well as neutron radiation were measured. The terrestrial component of natural ambient radiation results from the radionuclides in the soil and in the air. In order to determine which nuclides cause the corresponding dose rate, the in-situ-gamma spectrometry method is especially suited. Measurements of the variation of the nuclide-specific photon flux as a function of the precipitation prove that the activity concentrations of radon progeny have an important influence on the local dose rate.

Schlüsselwörter Umgebungsdosimetrie, terrestrische Strahlung, kosmische Strahlung, Radon
Keywords Environmental dosimetry, terrestrial radiation, cosmic radiation, Radon

1. Einleitung

Auf der Erdoberfläche besteht die natürliche Strahlung aus zwei Komponenten: Der terrestrischen Strahlung, hervorgerufen durch Radioaktivität im Boden und in der Luft, und der kosmischen Strahlung, die durch den Eintritt energiereicher Teilchen aus dem Weltall in die Erdatmosphäre verursacht wird. Bei der terrestrischen Strahlung handelt es sich um Photonenstrahlung. Diese wird vor allem von ^{40}K und den Isotopen der Uran- und Thorium-Zerfallsketten emittiert, die überall in der Natur in unterschiedlicher Konzentration verteilt sind. Der Energiebereich dieser Strahlung reicht bis ca. 2,6 MeV. Die kosmische Strahlung dagegen besteht hauptsächlich aus Teilchen, die sehr hohe Energien ($> \text{TeV}$) haben können. Aus dem Weltall in die Atmosphäre eintretende, hochenergetische Atomkerne (vorrangig handelt es sich um Wasserstoffkerne, also um Protonen) lösen durch Kernreaktionen mit Luftatomen Lawinen von Sekundärteilchen aus, so dass die Exposition durch die sekundäre kosmische Strahlung (Höhenstrahlung) auf der Erdoberfläche von ca. 40 nSv/h auf den Teilchenfluss von Myonen (20 nSv/h), Elektronen und Positronen (ca. 10 nSv/h), Neutronen (ca. 8 nSv/h), und Photonen ($< 2 \text{ Sv/h}$) zurückzuführen ist.

Um künstliche Einträge von Radioaktivität in der Natur mit dosimetrischen Verfahren erkennen zu können ist es notwendig, die natürlichen Variationen der einzelnen Bestandteile der Umgebungsstrahlung einer Langzeitanalyse zu unterziehen. Derartige Untersuchungen wurden auf dem PTB-Gelände durchgeführt [1]. Für die Detektion der einzelnen Komponenten der Umgebungsstrahlung verwendet man verschiedene Messsysteme, die für den Nachweis bestimmter Teilchen optimiert und auch kalibriert sind. Die Messgröße Umgebungs-Äquivalentdosis $H^*(10)$ erlaubt, alle Beiträge aufzusummieren. Es hat sich gezeigt, dass der Einfluss klimatischer Veränderungen auf die ODL in der natürlichen Umgebung nicht unerheblich ist.

2. Detektoren zum dosimetrischen Nachweis von Umgebungsstrahlung

Zum Nachweis der terrestrischen Photonenstrahlung sind Photonen-Ortsdosimeter wie Proportionalzähler oder Ionisationskammern geeignet, wenn ihr Energie-Ansprechvermögen für die Messgröße $H^*(10)$ hinreichend flach verläuft. Der Einfluss von Wetterdaten auf die ODL kann nur dann mit hinreichender Genauigkeit ermittelt werden, wenn die Messgeräte selbst von klimatischen Einflüssen unabhängig funktionieren (daher sind z. B. offene Ionisationskammern eher ungeeignet). Die PTB betreibt auf dem Messplatz für Umgebungsstrahlung¹⁾ permanent Dosimeter der Typen FHZ600A und FHT191N. Diese Dosimeter sind durch Kalibrierung mit ^{137}Cs -Strahlern an die Primärnormale der PTB angebunden. Die in der natürlichen Umgebung erhobenen Messwerte enthalten allerdings auch Beiträge des Eigennulleffektes und der kosmischen Myonenkomponente. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass mit Photonendosimetern die Myonendosis nicht korrekt ermittelt werden kann. Daher muss das diesbezügliche Ansprechen auf dem Messplatz für Höhenstrahlung separat getestet werden. Der Eigennulleffekt kann im strahlenarmen Untergrundlaboratorium für Dosimetrie und Spektrometrie (UDO) bei einer ODL von ca. 2 nSv/h unter fast idealen Bedingungen studiert werden [2]. Auf dem Messplatz für Umgebungsdosimetrie werden die Wetterdaten parallel zu den Dosismessungen überwacht, um Korrelationen mit der Ortsdosisleistung zu untersuchen.

Der Teilchenfluss der kosmischen Sekundärteilchen muss durch spezielle Detektoren überwacht werden. Die Neutronenrate wird durch Rem-Counter vom Typ NM500 erfasst, wobei

¹⁾ Eine detailliertere Beschreibung der PTB-Messflächen zur Umgebungsdosimetrie findet man im Beitrag [4].

ein Gerät (NM500X) mit einer 1 cm starken Bleischicht innerhalb des Moderators modifiziert wurde, um das Ansprechvermögen für hochenergetische Neutronen zu erhöhen. Die geladene Komponente der Höhenstrahlung wird durch den MUDOS-Detektor nachgewiesen [3]. Er besteht aus zwei Vieldraht-Proportionalkammern, die durch eine 25 mm starke Bleischicht getrennt sind. Myonen oberhalb einer Schwellenenergie von etwa 54 MeV sowie hochenergetische Elektronen und Positronen lösen in diesem Detektor Koinzidenzen aus, wobei die Myonen zu ca. 90 % zur Zählrate beitragen. Die Kalibrierung dieses Detektors wurde indirekt über einen Vergleich der MUDOS-Zählrate mit den Dosiswerten eines TEPC-Systems durchgeführt, das wiederum mit hochenergetischen Photonen (ISO RF) mit einer mittleren Photonenenergie von 6,6 MeV kalibriert wurde. Das TEPC-System wurde insbesondere für die Flugdosimetrie entwickelt und ist sehr gut zur Ermittlung der Umgebungs-Äquivalentdosisleistung in gemischten Strahlungsfeldern geeignet.

Der Messplatz für Höhenstrahlung ist als künstliche, schwimmende Plattform auf einem See realisiert. Wegen des großen Abstandes zum Ufer von ca. 100 m und der Wasserschicht unterhalb der Plattform von mehr als 2,5 m sind Detektoren auf der Plattform weitgehend von terrestrischer Strahlung abgeschirmt, so dass ihr Ansprechvermögen hinsichtlich der Höhenstrahlung bestimmt werden kann.

3. Messverfahren

Für die dosimetrische Umgebungsüberwachung ist eine zuverlässige Messung der terrestrischen Komponente von besonderer Bedeutung, damit künstliche Einträge in die Umwelt erkannt werden können. Geeignet sind prinzipiell alle bauartzugelassenen Photonen-Ortsdosimeter. Allerdings muss das Ansprechvermögen des verwendeten Dosimeters R_{SCR} bezüglich der kosmischen Strahlung ermittelt werden, indem man den Messwert auf der Plattform \dot{H}_p durch den PTB-Referenzwert für die geladene kosmische Komponente $\dot{H}^*(10)_\mu$ dividiert, der sich aus den MUDOS-Messungen ableitet (Annahme: Die Myonenrate auf dem See und auf der PTB-Referenzmessfläche sind gleich): $R_{SCR} = \dot{H}_p / \dot{H}^*(10)_\mu$.

Breibt man das gleiche Dosimeter auf dem Referenzmessplatz für Umgebungsstrahlung, um dort den ODL-Wert $\dot{H}^*(10)_F$ zu bestimmen, so ergibt sich die terrestrische Komponente $\dot{H}^*(10)_{TR}$ aus:

$$\dot{H}^*(10)_{TR} = \dot{H}^*(10)_F - R_{SCR} \cdot \dot{H}^*(10)_\mu. \quad (1)$$

Der Messwert $\dot{H}^*(10)_F$ (und entsprechend \dot{H}_p) enthält bereits Korrekturfaktoren und einen Nulleffekt-Abzug (entsprechend dem im UDO ermittelten Eigennulleffekt \dot{H}_0):

$\dot{H}^*(10)_F = (M - \dot{H}_0) \cdot k$, wobei M der Anzeigewert ist und k das Produkt aus allen Dosimeter-Korrekturfaktoren.

Zu beachten ist, dass das Ansprechvermögen R_{SCR} gegenüber kosmischer Strahlung in hohem Maße von der Ausrichtung des Dosimeters abhängen kann, weil der Myonenfluss stark vertikal gerichtet ist. Je nach Ausrichtung zum Horizont kann der Messwert eines Dosimeters auf dem Messplatz für Höhenstrahlung um 50 % und mehr variieren. Die auf der Referenzmessfläche stationär installierten Dosimeter FHT191 N und FHZ600A zeigen in der üblichen Ausrichtung ein Überansprechen gegenüber kosmischer Strahlung von 10 % bis 80 %.

Die Standard-Messunsicherheiten der PTB-Messwerte wurden mit Hilfe *des Guide to the expression of uncertainty in measurement* (GUM) ermittelt. Sie liegen bei der Bestimmung der

terrestrischen Dosisleistung $\dot{H}^*(10)_{TR}$ bei 5 % und bei der Bestimmung der geladenen Komponente der sekundären Höhenstrahlung $\dot{H}^*(10)_{\mu}$ bei 11 % [1].

4. Einfluss von Regen auf die Umgebungsdosimetrie

In einer natürlichen Umgebung kann die Ortsdosisleistung – allein durch Regen verursacht – erheblich schwanken. Abb. 1 (links) zeigt, dass es mit dem Einsetzen von Regen am 13. August 2004 zu einer Verdopplung der terrestrischen Komponente $\dot{H}^*(10)_{TR}$ der Ortsdosisleistung kam [1]. Setzt nach einer längeren Trockenheit starker Regen ein, so kann es zu einer Überhöhung von $\dot{H}^*(10)_{TR}$ von mehr als einem Faktor zwei kommen. Erklären lässt sich diese Tatsache durch folgenden Mechanismus: Überall in der Erdkruste sind Spuren von Uran enthalten. Die Zerfallskette von ^{238}U verläuft über das Edelgas ^{222}Rn (Halbwertszeit 3,8 d), welches aus dem Boden in die Atmosphäre diffundieren und sogar bis in die Wolkenbildungszonen aufsteigen kann. Kommt es dort zum Zerfall, können sich die in der nachfolgenden Zerfallskette entstehenden, radioaktiven Elemente an Regentröpfchen anlagern. Fallen Regentropfen zu Boden, wird also ein gewisser Teil der radioaktiven Elemente aus der Atmosphäre ausgewaschen. Nach Einsetzen von Regen kommt es demnach zu einer erhöhten Aktivitätskonzentration von Radon-Folgeprodukten auf der Erdoberfläche. Anschließend dringt das Wasser in den Boden ein oder verdunstet. Wasser auf dem Erdreich und im Boden schirmt andererseits die terrestrische Strahlung ab, die vom Boden ausgeht. Einige Zeit nach dem Einsetzen von Regen liegt daher $\dot{H}^*(10)_{TR}$ sogar unter dem Niveau, das vor dem Einsetzen des Regens zu beobachten war.

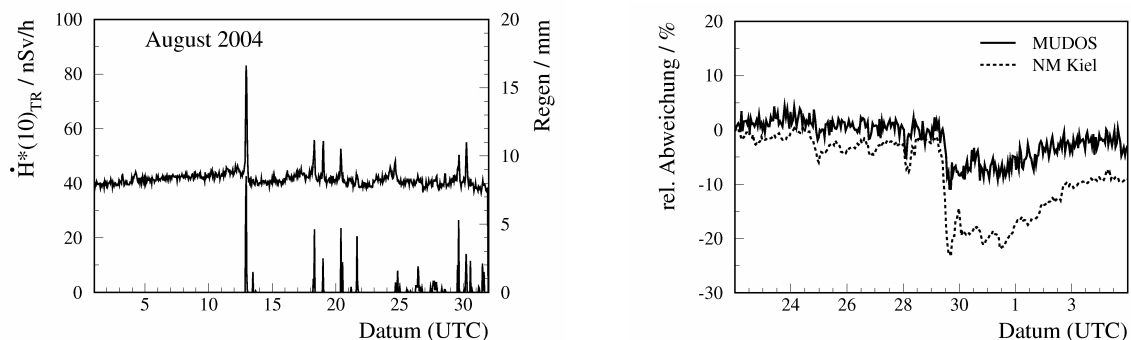


Abb. 1: Links: Korrelation der terrestrischen Komponente der ODL (obere Linie) mit der Regenmenge (untere Linie), gemessen auf dem PTB-Messplatz für Umgebungsstrahlung. **Rechts:** Relative Änderung der geladenen Komponente der kosmischen Strahlung, gemessen vom 22. Oktober bis zum 5. November 2003. Durchgezogene Linie: Auf den Luftdruck korrigierte MUDOS-Daten, gestrichelte Linie: Die gleiche Auftragung für die Zählrate des Kieler Neutronenmonitors. Der Forbrush decrease am 29. Oktober ist deutlich zu sehen

5. Einfluss von Luftdruckschwankungen auf die Umgebungsdosimetrie

Luftdruckschwankungen beeinflussen hauptsächlich die kosmische Komponente der Umgebungsstrahlung. Absorptionseffekte in der Atmosphäre führen dazu, dass der Teilchenfluss der Sekundärstrahlung in Richtung Erdoberfläche deutlich abnimmt. Je mehr Materie durchdrungen wird, desto geringer wird der Fluss. Da der Luftdruck ein Maß für die Dicke der Luftschicht über einem Messort ist, welche die Sekundärteilchen durchdringen müssen, führt eine Schwankung des Luftdrucks direkt zu einer Schwankung des Teilchenflusses und damit auch der Ortsdosisleistung, die durch die Höhenstrahlung verursacht wird. Aus Messungen der geladenen Komponente während starker Luftdruckänderungen folgt, dass die Änderung

der geladenen Komponente der Höhenstrahlung in Abhängigkeit vom Druck p wie folgt beschrieben werden kann:

$$\Delta \dot{H}^*(10)_\mu = (-0,186 \cdot \Delta p) \text{ nSv}/(\text{h} \cdot \text{hPa}). \quad (2)$$

Das bedeutet, dass eine Änderung des Luftdrucks um 50 hPa eine Änderung der Ortsdosisleistung von 2,6 nSv/h, also um 8 % des absoluten Wertes von 33 nSv/h, bewirkt.

Die Neutronenrate hängt in erheblich stärkerem Maße vom Luftdruck ab, jedoch ist die durch Neutronen verursachte ODL von durchschnittlich ca. 8 nSv/h vergleichsweise gering. Eine Änderung von 50 hPa resultiert gemäß der Beziehung

$$\Delta \dot{H}^*(10)_n = (-0,076 \cdot \Delta p) \text{ nSv}/(\text{h} \cdot \text{hPa}) \quad (3)$$

in einer Änderung der Neutronendosis um 3,8 nSv/h, was immerhin in einer relativen Änderung von fast 50% entspricht. Diese Zahlen gelten für einen Beobachtungszeitraum vom März 2002 bis zum August 2004, jedoch ist zu beachten, dass der Neutronenfluss stark von der Sonnenaktivität abhängt.

6. Einfluss der Sonnenaktivität auf die Umgebungsdosimetrie

Die kosmische Komponente der Umgebungsstrahlung wird auf vielfältige Weise durch die solare Aktivität beeinflusst. Die Sonnenaktivität unterliegt einem 11 Jahres-Zyklus, der jedoch sehr starke kurzzeitliche Schwankungen aufweist. Ist die Sonne besonders aktiv, geht von ihr ein starker Sonnenwind aus, d. h. ein hoher Teilchenstrom aus niederenergetischen Elektronen und Protonen. Der Sonnenwind modifiziert und verstärkt das terrestrische Magnetfeld, so dass dieses – insbesondere in polfernen Regionen – einen höheren Schutz gegen das Eintreten von Protonen oder Ionen der kosmischen Strahlung in die Atmosphäre bietet. Demnach ist der Neutronen- und der Myonenfluss auf der Erdoberfläche mit der Sonnenaktivität anti-korreliert, so dass die gemessene Neutronenrate wie die Sonnenaktivität einem 11 Jahres-Zyklus unterliegt. Zwischen dem Minimum und dem Maximum des solaren Zyklus konnte ein Unterschied in der Neutronenrate von 10 % gefunden werden [1].

Besonders starke solare Eruptionen sind mit einer starken Zunahme des Sonnenwindes verbunden und können daher zu einem plötzlichen Abfall der Neutronenrate führen (*Forbush decrease*). Am 29. Oktober 2003 wurde auf Grund eines solaren Ausbruchs eine Abnahme der mit MUDOS gemessenen Myonenrate um ca. 10 % und in Kiel eine Abnahme der Neutronenzählrate um ca. 20 % gemessen (siehe Abb. 1, rechtes Bild). Erreichen von der Sonne emittierte hochenergetische Protonen unter sehr speziellen Bedingungen unmittelbar die Erde, so dass die Neutronenrate auf der Erdoberfläche signifikant (um mehr als 10 %) ansteigt, so spricht man von einem *Ground Level Event*. Ein solches Ereignis wurde auf der PTB-Messfläche bisher noch nicht beobachtet.

7. Einfluss der Atmosphärentemperatur auf die Umgebungsdosimetrie

Die Myonenrate auf der Erdoberfläche unterliegt saisonalen Variationen. Bei der genaueren Untersuchung dieses Phänomens findet man einen Temperatureffekt: Die Lebensdauer der Myonen, die in ihrer Eigenzeit nur 2,2 μs beträgt, ist so kurz, dass nicht alle Myonen die Erdoberfläche erreichen, wenn sie in großen Höhen (um 15 km) entstanden sind. Die Überlebensrate der Myonen sinkt exponentiell mit der Weglänge, die sie in der Atmosphäre zurücklegen. Im Sommer kommt es wegen der Erwärmung der Atmosphäre zu einem Anstieg der Entste-

hungszone der Myonen, so dass die Myonen im Schnitt eine größere Distanz bis zur Erdoberfläche überwinden müssen. Infolgedessen sinkt ihr Fluss in Bodennähe im Sommer und steigt im Winter wieder an. In Abb. 2 (oben) ist die relative Abweichung der Ortsdosisleistung durch die geladene Komponente der Höhenstrahlung – bezogen auf eine mittlere Dosisleistung $\dot{H}^*(10)_\mu$ von $(32.7 \pm 0,5)$ nSv/h – im zeitlichen Verlauf aufgetragen [1]. Die Korrelation mit der Schwankung der effektiven Temperatur der Atmosphäre (unten) ist augenscheinlich. Damit dieser Effekt so deutlich zu sehen ist und quantifiziert werden kann, sind Korrekturen der MUDOS-Messwerte auf Druckschwankungen und auf die Änderung der primären Teilchenrate (etwa durch die Sonnenaktivität) vorgenommen worden. Als Maß für die primäre Teilchenrate wurde dabei die Neutronenrate des Neutronenmonitors in Kiel herangezogen. Man erhält das Resultat, dass die Myonenrate und damit auch die Ortsdosisleistung der geladenen Komponente der Höhenstrahlung temperaturbedingt im jahreszeitlichen Rhythmus um 5 % schwankt, was absolut einem Wert von 1 nSv/h entspricht.

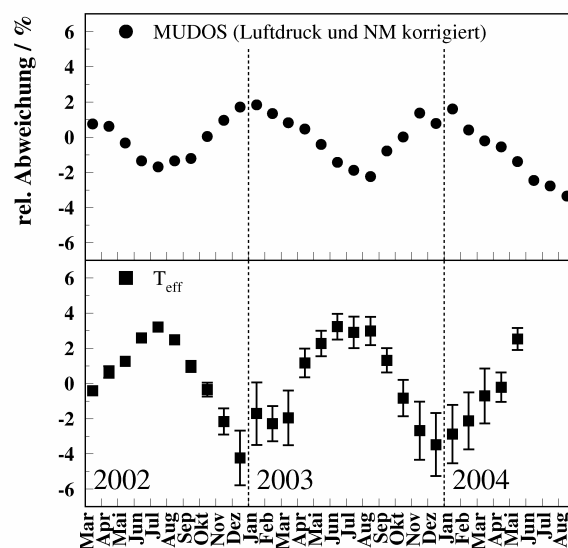


Abb. 2: Korrelation zwischen der relativen Variation der mit MUDOS gemessenen Ortsdosisleistung (oben) und den Änderungen der effektiven Temperatur der Atmosphäre (unten) bezogen auf die jeweiligen Mittelwerte im Beobachtungszeitraum. Die MUDOS-Messwerte wurden auf Änderungen des Drucks und der Neutronenrate des Neutronenmonitors in Kiel hin korrigiert.

8. Ursache von Dosisleistungsänderungen bei Regenfällen

Vergleicht man alle wetterbedingten Einflussgrößen auf die Umgebungsdosimetrie so zeigt sich, dass Regenfälle die weitaus größten natürlichen Schwankungen der ODL hervorrufen können (siehe Tab. 1). Das im Abschnitt 4 aufgezeigte Erklärungsmodell kann mit dosimetrischen Messungen nicht bewiesen werden. Daher wurde auf dem Messplatz für Umgebungsdosimetrie In-Situ-Gamma-Spektrometrie betrieben, um nuklidspezifisch den zeitlichen Verlauf der Gammastrahlung zu beobachten. Die Messungen wurden mit einem Germanium-Detektor, durchgeführt, der eine relative Effizienz von 31 % hat.

Sowohl die ^{238}U -, als auch die ^{232}Th -Zerfallskette verlaufen über das Edelgas Radon (^{222}Rn bzw. ^{220}Rn), das aus dem Boden in die Luft diffundieren kann. Wegen der unterschiedlichen Halbwertszeiten der beiden Isotope von 3,6 Tagen und 66 s ist jedoch zu erwarten, dass Zer-

fallsprodukte von ^{220}Rn ("Thoron") sich kaum in der Atmosphäre anreichern können. In den Abb. 3 und 4 sind die Zählraten (als Maß für die Photonenflüsse) aller Nuklide, die nennenswert zu $\dot{H}^*(10)_{\text{TR}}$ beitragen, zeitaufgelöst aufgetragen (Datum: 23. September 2003, Gesamtregenmenge an diesem Tag: 6 mm). Im Vergleich dazu ist in einer relativen Skalierung die Änderung der terrestrischen Komponente der Umgebungsstrahlung (ODL) eingetragen (in absoluten Zahlen gab es einen Anstieg von ca. 40 nSv/h auf 49 nSv/h, nachdem der Regen eingesetzt hatte). Neben den Zerfallsprodukten von ^{222}Rn (Abb. 3) und ^{220}Rn (Abb. 4) wurde auch der Verlauf der ^{137}Cs - sowie der ^{40}K -Zählrate aufgetragen. Die schwarzgestrichelten Kurven, die in jedem Diagramm jeweils die Summe aus den Rn-Zerfallsprodukten darstellen,

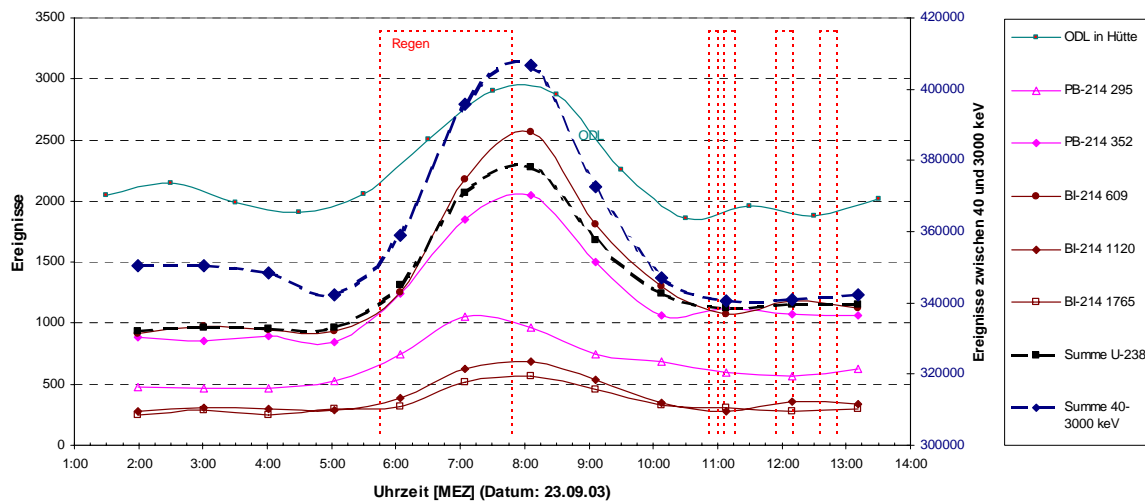


Abb. 3: Zählraten eines auf dem Messplatz für Umgebungsdosimetrie betriebenen In-Situ-Gamma-Spektrometers, die auf Photonen von ^{238}U -Tochterisotopen zurückzuführen sind, aufgetragen in Abhängigkeit von der Zeit (die Summe der Zählraten, gestrichelt dargestellt, ist durch 3 dividiert). Gestrichelte senkrechte Linien: Regenperioden. Korreliert mit diesen Daten sind: Der Verlauf der ODL (skaliert mit einem Faktor 100 und um 1000 abgesenkt) und die Zählrate aller Ereignisse im Energiebereich von 40 keV bis 3000 keV (rechte Ordinate).

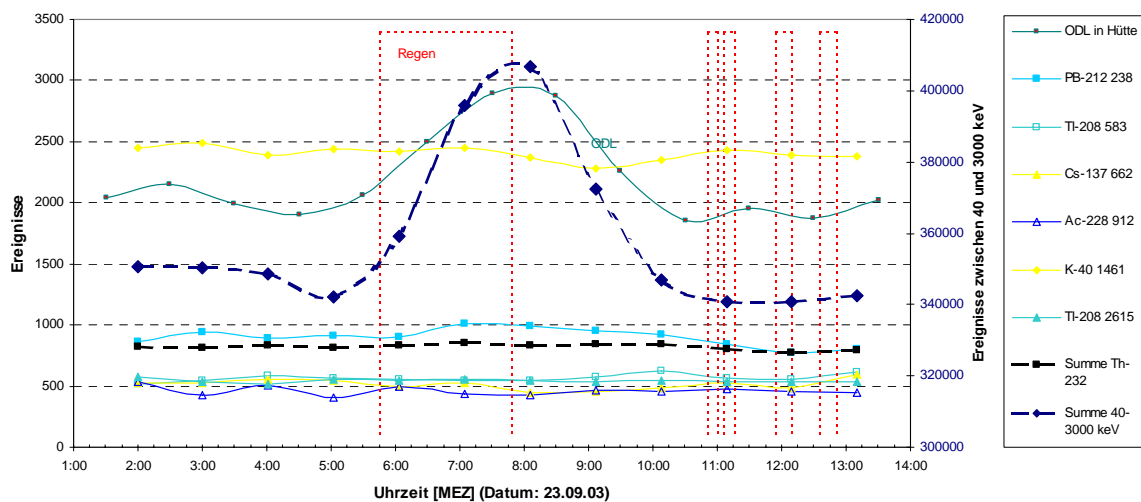


Abb. 4: Zählraten eines In-Situ-Gamma-Spektrometers, die auf Photonen von ^{232}Th -Tochterisotopen, von ^{40}K und ^{137}Cs zurückzuführen sind (gleiche Messbedingungen und Auftragung wie in Abb. 3). Es besteht keine signifikante Korrelation mit der ODL.

beweisen, dass allein der Photonenfluss der ^{222}Rn -Zerfallsprodukte mit dem Verlauf der ODL korreliert. Dieser Effekt hingegen ist klar ausgeprägt. Spätere Regenfälle am gleichen Tag hatten keinen Einfluss mehr auf die Photonenraten und damit auf die ODL, weil die Atmosphäre bereits durch den ca. zweistündigen Regen am Morgen weitestgehend von Radonfolgeprodukten reingewaschen worden war. Nach den Regenfällen ist die ODL wegen der erhöhten Bodenfeuchtigkeit etwas niedriger als vorher: Feuchtigkeit schirmt die terrestrische Strahlung des Bodens ab.

9. Folgerungen

Die unterschiedlichen meteorologischen und astrophysikalischen Einflüsse auf die Ortsdosisleistung der natürlichen Umgebungsstrahlung sind im Allgemeinen nicht vernachlässigbar. Kurzfristige Erhöhungen der terrestrischen Komponente lassen sich durch Regen erklären. Durch die Methode der In-Situ-Gamma-Spektrometrie kann der Nachweis geführt werden, dass durch Regen die Zerfallsprodukte von ^{222}Rn , einem Glied der ^{238}U -Zerfallskette, aus der Atmosphäre ausgewaschen werden und infolgedessen einen Anstieg der ODL auf der Erdoberfläche bewirken. Eine temporäre, auch über mehrere Tage andauernde Reduktion der ODL der kosmischen Komponente auf Grund von Sonneneruptionen (*Forbush decrease*) ist ebenso möglich wie auch eine (sehr seltene) Erhöhung der ODL durch hochenergetische Sonnenausbrüche. Jahreszeitliche Schwankungen der Myonenkomponente werden durch Variation der Atmosphärentemperatur verursacht. Den größten Einfluss auf die Ortsdosisleistung der Höhenstrahlung hat allerdings der Luftdruck. Die folgende Tabelle stellt ein Resümee der vorangegangenen Ausführungen dar.

Tab. 1: Zusammenstellung der atmosphärischen und solaren Faktoren, die die Umgebungs-dosimetrie auf der Erdoberfläche beeinflussen.

Art der Strahlung	ODL in $H^*(10)$ nSv/h	Effekt	Rel. Variation %	Abs. Variation nSv/h
Terrestrisch	40	Regen	0 bis 200	0 bis 80
Kosmisch	40	<i>Forbush decrease</i>	0 bis -30	0 bis -12
Kosmisch	40	<i>Ground level event</i>	0 bis +100	0 bis +40
Kosmisch/ geladen	33	Druck	-8 bis +8	-2,6 bis +2,6
Kosmisch/ Myonen	20	Temperatur	-2,5 bis +2,5	-0,5 bis +0,5
Kosmisch/ Neutronen	8	Druck	-48 bis +48	-3,8 bis +3,8

10. Literaturverzeichnis

- [1] Wissmann, F.: Variations observed in environmental radiation at ground level. Radiat. Prot. Dosim. 118, 3-10, 2005.
- [2] Neumaier, S.; Zwiener, R. and Böhm, J.: Experimente im Untergrundlaboratorium UDO der PTB im Bergwerk Asse II. PTB-Bericht Dos-43, Wirtschaftsverlag NW Verlag für neue Wissenschaft, Bremerhaven, 2003.
- [3] Wissmann, F.; Dangendorf, V. und Schrewe, U.: Radiation exposure at ground level by secondary cosmic radiation. Radiat. Meas. 39, 95-104, 2005.
- [4] Neumaier, S.; Dombrowski, H.: Kalibrierung von Dosimetriesystemen zur Bestimmung der Ortsdosisleistung aufgrund natürlicher Radioaktivität, Beitrag 09 in diesem Band.

ERFAHRUNGEN BEI DER ANWENDUNG DER BERECHNUNGS-GRUNDLAGEN-BERGBAU IM ZUSAMMENHANG MIT DER SANIERUNGSVORBEREITUNG FÜR BERGBAULICHE HINTERLASSENSCHAFTEN DES URANERZBERGBAUS

EXPERIENCES ON APPLICATION OF THE METHODOLOGY FOR ESTIMATING DOSES IN CONNECTION WITH REMEDIATION ACTIVITIES OF URANIUM MINING AND MILLING SITES

W. Löbner, U. Bartel, T. Lindner, W. Hinz, J. Regner, P. Schmidt

WISMUT GmbH Chemnitz, Deutschland

Zusammenfassung

Die Berechnungsgrundlagen-Bergbau zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität wurden im Rahmen von Umweltbewertungen von Sanierungsvorhaben der WISMUT GmbH in den letzten Jahren einer umfangreichen Praxiserprobung unterzogen. Die Prognose von Strahlenexpositionen für die Beschäftigten, die Sanierungsarbeiten ausführen, und für die allgemeine Bevölkerung ist ein wesentlicher Bestandteil von strahlenschutzrechtlichen Genehmigungsanträgen für Sanierungsvorhaben der WISMUT GmbH. Die Grundlage für die Ermittlung der Strahlenexposition bilden die Berechnungsgrundlagen-Bergbau. Am Beispiel unterschiedlicher Objektkategorien (kontaminierte Betriebsflächen, Halden, industrielle Absetzanlagen) wird die Relevanz einzelner Expositionspfade für die Identifikation optimaler Sanierungsentscheidungen dargestellt. Es wird verdeutlicht, dass die angenommenen Nachnutzungsszenarien für sanierte Objekte und die damit verbundenen Expositionsszenarien einen entscheidenden Einfluss auf Sanierungsentscheidungen haben können. Es werden Defizite aufgezeigt, die sich bei der praktischen Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau ergaben.

Summary

The Methodology for Estimating Doses due to enhanced radioactivity in the environment as a result of former uranium mining and milling activities has been applied in the framework of remediation assessments. The radiological assessment of exposures to workers and to members of the public is an important component of documents for approval procedure and the identification of optimal remediation measures at WISMUT sites. The significance of the different pathways has been demonstrated for categories of remediation objects (industrial sites, mine dumps, tailing ponds). The exposure scenarios for post remediation use of the sites have a significant influence to decision-making process. Some deficiencies in dose estimation methodology have been identified during the application.

Schlüsselwörter *Umweltbewertung, Berechnung von Strahlenexpositionen, Sanierung bergbaulicher Hinterlassenschaften*

Keywords *radiological assessment, dose estimation methodology, remediation of uranium mining and milling sites*

1. Einleitung

Seit mehr als 15 Jahren werden von der WISMUT GmbH in Sachsen und Thüringen die Hinterlassenschaften aus über 40 Jahren Uranerzbergbau und Erzaufbereitung saniert. Alle Sanierungsmaßnahmen, bei denen gemäß Strahlenschutzverordnung [1] bzw. der für die WISMUT Problematik fortgeltenden VOAS [2] ein Umgang mit radioaktiven Stoffen stattfindet, bedürfen einer Strahlenschutzgenehmigung. Die Angabe der Strahlenexposition für die Beschäftigten und die Bevölkerung ist ein wesentlicher Bestandteil der Genehmigungsunterlagen für die einzelnen Sanierungsvorhaben. Bis zum Jahr 2000 existierten keine bundeseinheitlichen Berechnungsvorschriften zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (natürliche Radionuklide), so dass die WISMUT GmbH bis dahin in den zahlreichen Strahlenschutzgenehmigungen in Anlehnung an nationale und internationale Erfahrungen ein eigenes Dosismodell zur Anwendung brachte.

Seit 01.07.2000 werden in Abstimmung mit den Landesbehörden alle Abschätzungen von Strahlenexpositionen einheitlich auf der Basis der „Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Stand 30.07.1999, mit Präzisierungen im Jahr 2000)¹ [3] durchgeführt. Diese befinden sich heute im Einklang mit der Neufassung der Strahlenschutzverordnung im Jahr 2001, die eine konsequente Umsetzung der EURATOM-Grundnormenrichtlinie [4] für den Strahlenschutz darstellt.

Die einheitliche Vorschrift zur Ermittlung von Strahlenexpositionen erhöhte einerseits die Rechtssicherheit der Beteiligten und verringerte andererseits diesbezügliche aufwändige Diskussionen im Rahmen von Genehmigungsverfahren. Die praktische Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau durch die WISMUT GmbH hat in den letzten Jahren die Akzeptanz der Genehmigungsbehörden gefunden. Die Abschätzung von Strahlenexpositionen erfolgt in Vorbereitung von Sanierungsentscheidungen im Zusammenhang mit komplexeren Bewertungen der bergbaulichen Hinterlassenschaften (kontaminierte Flächen, Halden, industrielle Absetzanlagen, kontaminierte Gebäude), zum Nachweis der Einhaltung von Dosisrichtwerten für die allgemeine Bevölkerung und Dosisgrenzwerten für die Beschäftigten während der Ausführung von Sanierungsarbeiten und bei der Bewertung von Nachnutzungsoptionen sanierter Objekte mit verbleibender erhöhter Umweltradioaktivität.

In den letzten 6 Jahren wurden von der WISMUT GmbH insgesamt etwa 55 komplexe Umweltbewertungen im Rahmen von Strahlenschutzgenehmigungsverfahren unter Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau erstellt. Weiterhin erfolgten in den letzten drei Jahren in verstärktem Umfang Bewertungen von Sanierungsobjekten an sog. WISMUT-Altstandorten (bisher wurden etwa 21 Einzelobjekte bewertet). Eine Vielzahl von Expositionsabschätzungen für die Strahlenexposition von Beschäftigten für entsprechende Sanierungstätigkeiten wurde ebenfalls unter Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau erstellt. In diesem Beitrag sollen einige Erfahrungen bei der praktischen Anwendung des Dosismodells diskutiert werden. Dazu werden ausgewählte Aspekte der Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau bei der Bewertung der Umlagerung von großen Mengen von Haldenmaterial, bei der Bewertung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Halden und bei der Sanierung von einer kontaminierten Betriebsfläche beispielhaft diskutiert.

¹ Verabschiedet in der 155. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 02./03.07.1998 und durch BMU und BfS überarbeitete Fassung

2. Exposition durch Staub bei der Umlagerung von Haldenmaterial

Am Standort Ronneburg ist die Umlagerung von etwa 125 Mio. m³ Haldenmaterial des Uranerzbergbaus mit schwerer LKW-Technik mit Materialumschlagsleistungen bis zu 1 Mio. m³/Monat in einem Zeitraum von 1991 bis 2007 ein bedeutendes Sanierungsvorhaben, bei dem die Entstehung und Ausbreitung von kontaminiertem Staub sowohl für die Beschäftigten als auch für die Bevölkerung Strahlenexpositionen verursachen kann. Wesentlicher Bestandteil der Umlagerungstechnologie sind technische Maßnahmen zur Bekämpfung der Staubentstehung (Befeuchtung der Fahrwege, Materialaufnahme im erdfeuchten Zustand, Reifenwaschanlagen), zum Schutz der Beschäftigten (klimatisierte Fahrzeugkabinen mit Staubfilteranlagen) und zum Schutz der Bevölkerung (Schutzwall vor angrenzender Wohnbebauung), die zur Verringerung von Strahlenexpositionen auf ein akzeptables Niveau beitragen.

Die Besonderheit im konkreten Anwendungsfall für die Ermittlung von Strahlenexpositionen besteht darin, dass die erforderlichen repräsentativen Daten für prognostische Bewertungen im Genehmigungsverfahren hauptsächlich aus eigenen sanierungsbegleitenden Messungen bei vergleichbaren Haldenumlagerungen und aus speziellen experimentellen Untersuchungen unter Beachtung der standortspezifischen Bedingungen abgeleitet wurden. In den Berechnungsgrundlagen-Bergbau sind für die Prognose von Staubkonzentrationen am Arbeitsort, zur Staubfreisetzung bei Materialumschlagsarbeiten bzw. bei Fahrbewegungen auf unbefestigten Fahrstraßen und auch zur Ausbreitung und Deposition von kontaminiertem Staub keine Berechnungshilfsmittel für Prognosen vorgegeben oder Hinweise auf anerkannte Verfahrensweisen enthalten.

Im Folgenden wird die von der WISMUT GmbH gewählte Vorgehensweise zur Abschätzung von Strahlenexpositionen bei Haldenumlagerungsarbeiten am Standort Ronneburg kurz dargestellt. In Auswertung eines umfangreichen Haldenuntersuchungsprogramms [5] ist es gerechtfertigt, für die Abschätzung von Strahlenexpositionen für das umzulagernde Haldenmaterial mit einer mittleren spezifischen Aktivität (entsprechend der Mengen gewichtet) der Leitnuklide der Uran-Radium-Reihe von 0,5 Bq/g zu rechnen. Die Abhängigkeit der spezifischen Aktivität von der Korngröße des Haldenmaterials wurde ergänzend in einer speziellen experimentellen Untersuchung für standorttypisches Haldenmaterial quantifiziert. Die ermittelten Verhältnisse der spezifischen Aktivität in den Kornfraktionen < 20 µm für die Feinstaubfraktion und < 500 µm (ingestierbare Kornfraktion) zur spezifischen Aktivität der Gesamtprobe für die dosisrelevanten Radionuklide befanden sich in Übereinstimmung mit den Aufkonzentrierungsfaktoren AF in [3]. Ausgehend von der mittleren spezifischen Aktivität des umzulagernden Haldenmaterials, unter Verwendung eines Aufkonzentrierungsfaktors in der Feinstaubfraktion (< 20 µm) von 4, lässt sich die spezifische Gesamtalphabetaktivität der 5 langlebigen Alphastrahler im Schwebstaub mit etwa 10 Bq/g abschätzen. Die Auswertung mehrjähriger sanierungsbegleitender Schwebstaubmessungen und der experimentellen Bestimmung der Aktivität der langlebigen Alphastrahler im Staub hat ergeben, dass dieser Wert im oberen Bereich des Konfidenzintervalls sanierungsbegleitender Messungen liegt. Aus entsprechenden Messungen an den Arbeitsorten (Materialaufnahme, Fahrtrasse, Einbauort) bei der Umlagerungstechnologie am Standort Ronneburg ergab sich ein mittlerer Wert der Schwebstaubkonzentration von 0,3 mg/m³, der durch Maßnahmen zur Staubbekämpfung erreicht werden kann. Für die Konzentration langlebiger Alphastrahler folgt daraus ein Wert von etwa 3 mBq/m³ am Arbeitsort. Bei der Berechnung der Strahlenexposition durch Inhalation von Staub beim Aufenthalt im Freien

werden nicht nur die 5 relevanten Alphastrahler, sondern auch die Nuklide Pa-231 und Ac-227 auf Grund des relativ hohen Dosisfaktors berücksichtigt.

Beispielhaft werden für ein Teilvorhaben der Haldenumlagerung zur Herstellung des Aufschüttkörpers des Tagebaus Lichtenberg Ergebnisse der Dosisabschätzung dargestellt. In Tabelle 1 sind die verwendeten Ausgangsdaten aufgeführt. In Tabelle 2 sind die abgeschätzten effektiven Dosen für die Beschäftigten (Gerätefahrer, Service-, Mess- und Aufsichtspersonal (SMA)) und die relevanten Expositionspfade zusammengestellt. Abweichend von den Berechnungsgrundlagen-Bergbau wurde für die Beschäftigten (Kategorie Gerätefahrer) die abschirmende Wirkung der Fahrzeugkabine bei der äußeren Strahlenexposition (Faktor 0,5) berücksichtigt. Für Staub kam keine reduzierende Wirkung der Fahrzeugkabine zum Ansatz.

Tabelle 1: Ausgangsdaten zur Dosisberechnung für die Beschäftigten

Kenngröße	Einbau Haldenmaterial	Transport Haldenmaterial	Einbau Abdeckmaterial	Transport Abdeckmaterial
ODL	0,5 $\mu\text{Sv/h}$	0,5 $\mu\text{Sv/h}$	0,3 $\mu\text{Sv/h}$	0,3 $\mu\text{Sv/h}$
Radon- konzentration	40 Bq/m ³ F = 0,25	40 Bq/m ³ F = 0,25	30 Bq/m ³ F = 0,25	30 Bq/m ³ F = 0,25
Konzentration langlebiger Alphastrahler im Schwebstaub	3 mBq/m ³	2 mBq/m ³	2 mBq/m ³	2 mBq/m ³

Tabelle 2: Abgeschätzte Strahlenexposition der Beschäftigten

Expositionsort	Personal- Kategorie	H _E in mSv	H _{Rn} in mSv	H _{Inh.} in mSv	H _B in mSv	H _{ges} in mSv
Einbau Haldenmat.	Gerätefahrer	0,30	0,16	0,07	0,02	0,55
	SMA-Personal	0,60	0,16	0,07	0,02	0,85
Transport Haldenmat.	Gerätefahrer	0,30	0,16	0,05	0,02	0,53
Einbau Abdeckmat.	Gerätefahrer	0,18	0,12	0,05	0,01	0,35
	SMA-Personal	0,35	0,12	0,05	0,01	0,52
Transport Abdeckmat.	Gerätefahrer	0,18	0,12	0,05	0,01	0,35

Aus dem Vergleich der Expositionspfade (vergl. dazu Tab. 2) wird deutlich, dass die Inhalation von kontaminiertem Staub insgesamt einen relativ geringen Beitrag zur Strahlenexposition der Beschäftigten ergibt. Der von der zuständigen Behörde geforderte hohe Überwachungsaufwand durch wöchentliche sanierungsbegleitende Messungen der Aktivität langlebiger Alphastrahler im Schwebstaub soll in erster Linie die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Staubbekämpfung gewährleisten. Hinsichtlich der Strahlenexposition der Beschäftigten ist die Inhalation von kontaminiertem Staub nicht der dominante Expositionspfad. Selbst unter der Annahme größerer Unsicherheiten der verwendeten Ausgangsdaten bei der Abschätzung der Strahlenexposition kann insgesamt der Strahlenschutzgrenzwert für die Beschäftigten bei der Umlagerung großer Mengen von Haldenmaterial sicher eingehalten werden.

Für die Bewertung der Strahlenexposition der Bevölkerung ist im Allgemeinen eine Prognose der entsprechenden Konzentrationen am Immissionsort erforderlich. Konkrete Hinweise für die Abschätzung von Aktivitätskonzentrationen bzw. Depositionsraten von kontaminiertem Staub in größerer Entfernung zur Quelle sind in den Berechnungsgrundlagen-Bergbau nicht enthalten. Für die Abschätzungen der Expositionspfade „Inhalation von Staub“ und „Ingestion von lokal erzeugten Lebensmitteln“ wird in den Berechnungsgrundlagen-Bergbau nur eine Berücksichtigung bis zu einer Entfernung von 100 m vorgeschrieben. Die Erfahrung bei der Bewertung von Haldenumlagerungsarbeiten hat jedoch gezeigt, dass dadurch ein wesentlicher Beitrag der Strahlenexposition der Bevölkerung unberücksichtigt bleiben würde.

Für die Haldenumlagerungsarbeiten am Standort Ronneburg wurde für die Materialeinlagerung in den Verfüllkörper des Tagebaus Lichtenberg eine Staubimmissionsprognose [6] in Anlehnung an die TA-Luft vorgenommen. Die Bestimmung der Staub-Quellstärken bei Materialumschlagsarbeiten und Fahrbewegungen auf unbefestigten Fahrstrassen erfolgte in Anlehnung an [7]. Die Ausbreitungsrechnungen erfolgten mit dem Programm AUSTAL2000. Es wurde für den Immissionsort (ungünstigste Einwirkungsstelle) in einer Entfernung von > 100 m von der Staubquelle für Ra-226 im Staubbiederschlag ein Wert von etwa 1,5 Bq/(m²30d) prognostiziert. Die bergbaubedingten Strahlenexpositionen für die Bevölkerung an der ungünstigsten Einwirkungsstelle infolge der Haldenumlagerungsarbeiten sind beispielhaft für obiges Teilvorhaben in Tabelle 3 aufgeführt. Wie daraus hervorgeht, ergibt die Dosisabschätzung für die Altersklasse ≤ 1 Jahr formal die höchsten zusätzlichen Strahlenexpositionen mit etwa 0,35 mSv/a für das Szenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ infolge von Staubbiederschlag (trockene Deposition). Es soll weiterhin darauf hingewiesen werden, dass das standortspezifische Nutzungsszenario einen entscheidenden Einfluss auf die resultierende Strahlenexposition hat. Die relativen Anteile der effektiven Dosis insbesondere für Kinder durch den Verzehr von Obst/Gemüse und Wurzelgemüse bei einer Gartennutzung sind größer als bei landwirtschaftlicher Nutzung (Fleisch, Milch, Getreide) an der ungünstigsten Einwirkungsstelle.

Tabelle 3: Abgeschätzte bergbaubedingte Strahlenexposition für die Bevölkerung während der Haldenumlagerung

Einwirkungsstelle	Altersgruppe	H _{Rn} in mSv/a	H _{hStaub} in mSv/a	H _F in mSv/a	H _{ges} in mSv/a
Immissionsort (Ronneburg - Friedrichshaide)	≤ 1 a	0,22	< 0,01	0,35	0,56
	1 - 2 a	0,22	< 0,01	0,21	0,45
	2 - 7 a	0,22	0,01	0,19	0,42
	7 - 12 a	0,22	0,01	0,16	0,39
	12 - 17 a	0,22	0,01	0,17	0,40
	> 17 a	0,22	0,01	0,07	0,30

Das Anwendungsbeispiel zeigt weiterhin, dass auch in Entfernungen von > 100 m für die allgemeine Bevölkerung insbesondere über das Expositionsszenario „Verzehr lokal erzeugter Lebensmittel“ durch Staubbiederschlag relevante Strahlenexpositionen entstehen können. Die Vernachlässigung der Strahlenexposition durch Staubausbreitung bei Entfernungen von der Quelle > 100 m (siehe Berechnungsgrundlagen-Bergbau; insbesondere Kontamination lokal erzeugter Lebensmittel durch Staubbiederschlag) kann nicht ohne weiteres als gerechtfertigt angesehen werden. Im Anwendungsfall ergab sich jedoch, dass der Dosisrichtwert von 1 mSv/a bei den konkreten Haldenumlagerungsarbeiten eingehalten werden kann.

3. Zur Relevanz der Strahlenexposition durch Radon bei Halden

Am Standort Aue der WISMUT GmbH werden die Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus neben einem großen Grubengebäude durch mehrere große Halden in der Ortslage von Bad Schlema dominiert. Die radiologische Bewertung des Ausgangszustandes war für die Ableitung geeigneter Sanierungslösungen von entscheidender Bedeutung. Für die Halde 38neu/208 soll beispielhaft unter Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau [3] aufgezeigt werden, dass dem Expositionspfad „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“ für die Rechtfertigung von Sanierungsmaßnahmen eine entscheidende Bedeutung zukam.

Die Halde 38neu/208 befindet sich am nordwestlichen Rand der Ortslage Schlema. Die Entfernung zu den Wohnhäusern (ungünstigste Einwirkungsstelle) beträgt östlich der Halde teilweise nur 10 m. Das sich aus den örtlichen Gegebenheiten ableitende Expositionsszenario geht von einem gelegentlichen Aufenthalt auf der frei zugänglichen Halde (250 h/a), einem Aufenthalt im Freien in der unmittelbaren Haldenumgebung (1000 h/a) und einem Aufenthalt im Wohngebäude am Haldenfuß (7000 h/a) aus. Die für die Abschätzung der Strahlenexposition erforderlichen Daten wurden hauptsächlich aus zielgerichteten experimentellen Untersuchungen am Objekt abgeleitet.

Für die mittlere spezifische Aktivität von Ra-226 ergab sich an der Haldenoberfläche ein Wert von 0,34 Bq/g und für den Haldenkörper aus der Auswertung von Bohrungen ein Wert von 0,58 Bq/g.

Zur Aufklärung der Radonsituation in der unmittelbaren Haldenumgebung und auf der Halde selbst erfolgten umfangreiche experimentelle Untersuchungen zur Radonfreisetzung (Exhalationsmessungen) und zur Radonsituation in der bodennahen Atmosphäre am konkreten Objekt. Die über längere Zeiträume durchgeführten Radonmessungen am Haldenfuß unmittelbar neben der Wohnbebauung am Haldenweg (ungünstigste Einwirkungsstelle) ergaben im Jahresmittel einen Wertebereich von 130 Bq/m³ bis 270 Bq/m³. Es muss folglich im Jahresmittel an der ungünstigsten Einwirkungsstelle von einer Radonkonzentration von 270 Bq/m³ in der freien Atmosphäre und in den Wohngebäuden (unabhängig von einem zusätzlichen Radoneintritt über den Baugrund) ausgegangen werden.

Unter Verwendung der experimentell ermittelten Ausgangsdaten und des oben beschriebenen Expositionsszenarios wurden für die allgemeine Bevölkerung an der ungünstigsten Einwirkungsstelle für den Ausgangszustand die in Tabelle 4 angegebenen Strahlenexpositionen abgeschätzt. Hieraus wird deutlich, dass der Expositionspfad „Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten“ für die in der unmittelbaren Umgebung der Halde lebende Bevölkerung dominiert. Für diesen Expositionspfad ist die Unterteilung der allgemeinen Bevölkerung in Kinder verschiedener Altersklassen und Erwachsene nach den Berechnungsgrundlagen-Bergbau nicht relevant. Unter Berücksichtigung des Expositionspfades „Ingestion von kontaminiertem Boden“ sind die spielenden Kinder hinsichtlich der Gesamtexposition die kritische Gruppe. Im konkreten Fall ist die Strahlenexposition durch Verzehr kontaminierter Lebensmittel nicht aufgeführt, da die Verwendung von kontaminiertem Haldensickerwasser bei einer Gartennutzung administrativ unterbunden wurde. Formal könnte zusätzlich bei einer Nutzung von Haldensickerwasser eine signifikante Strahlenexposition entstehen.

Tabelle 4: Abgeschätzte Strahlenexpositionen für die Bevölkerung in der unmittelbaren Umgebung der Halde 38neu/208 im Ausgangszustand vor der Sanierung

Expositionspfad	Kinder <1 a in mSv/a	Kinder 1-2 a in mSv/a	Kinder 2-7 a in mSv/a	Kinder 7-12 a in mSv/a	Kinder 12-17 a in mSv/a	Erwachsene in mSv/a
Inhalation von Radon/RnZP	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
Ingestion von kontam. Boden	-	0,10	0,038	0,007	0,007	0,001
Äußere Strahlenexposition	-	0,025	0,025	0,025	0,021	0,008
Inhalation von kont. Schwebstaub	0,003	0,004	0,004	0,005	0,006	0,006

Die abgeschätzten Strahlenexpositionen für die allgemeine Bevölkerung in der unmittelbaren Umgebung der Halde infolge der Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten rechtfertigen entsprechende Sanierungsmaßnahmen. Dies wurde durch das Aufbringen einer Abdeckung aus Mineralboden mit einer Mächtigkeit von 1 m und einer entsprechenden Radon-Dämmwirkung angestrebt. Die Abdeckung der Halden führt dazu, dass die äußere Strahlenexposition, die Exposition durch Ingestion von Boden und die Exposition durch Inhalation von kontaminiertem Schwebstaub vollständig unterbunden werden.

Würde bei Halden in der unmittelbaren Umgebung die Ermittlung der Strahlenexposition formal nach den Prüfvorschriften der Berechnungsgrundlagen-Bergbau, Teil:Radon durchgeführt und nicht auf konkrete Messwerte zurückgegriffen, so kann es zu einer erheblichen Bewertungsunsicherheit dieses Expositionspfades kommen. Wird im konkreten Fall eine mittlere Rn-Exhalationsrate von $J = 2,3 \text{ Bq}/(\text{m}^2\text{s})$, eine Flächengröße der Halde von 36,4 ha angesetzt und die Radon-Konzentration in 10 m Entfernung von der Halde mit Gl. 3.2 (Berechnungsgrundlagen-Bergbau, Teil Radon, IV. Teil Abschätzung der Rn-Konzentration im Freien) abgeschätzt, so ergibt sich ein Wert von $553 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Für einen Expositionsort auf der Halde ergibt sich ein Wert von $105 \text{ Bq}/\text{m}^3$. Diese Werte konnten durch entsprechende Messungen am Objekt nicht bestätigt werden.

Auch während der Sanierung an Halden ist die Strahlenexposition durch die Inhalation von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten von Relevanz. In den Berechnungsgrundlagen-Bergbau sind keine Beziehungen für die Abschätzung einer erhöhten Radon-Freisetzung während der Umlagerung von Haldenmaterial (z. B. bei Profilierungsarbeiten) angegeben. In dem Moment, wo das Haldenmaterial aufgenommen und bewegt wird, kann jedoch das Radon aus dem Porenraum kurzfristig freigesetzt werden und führt bei größeren Umschlagsmengen zu einer signifikanten Konzentrationserhöhung. Geht man beispielhaft von einer mittleren Radonkonzentration im Porenraum von $100 \text{ kBq}/\text{m}^3$ im Haldenmaterial und einer Porosität des Haldenmaterials von 0,3 aus, kann beim Umschlagen des Materials eine Radon-Aktivität von 30 kBq pro bewegtem m^3 Material innerhalb kurzer Zeit freigesetzt werden. Damit sind im unmittelbaren Nahbereich des Umschlagplatzes deutliche Erhöhungen der Radonkonzentration zu erwarten, die bei einem vergleichsweise großen Volumen des gesamten Materialumschlages bei einer Haldensanierung auch einen Effekt am Expositionsort der Bevölkerung in der Haldenumgebung erzeugen kann. Abb. 1 zeigt die Radonkonzentration an der Halde 38neu/208 in Schlema an zwei Messstellen im

unmittelbaren Haldenumfeld im Zeitraum zwei Jahre vor Sanierungsbeginn bis zwei Jahre nach Ende der Profilierungsarbeiten an der Halde.

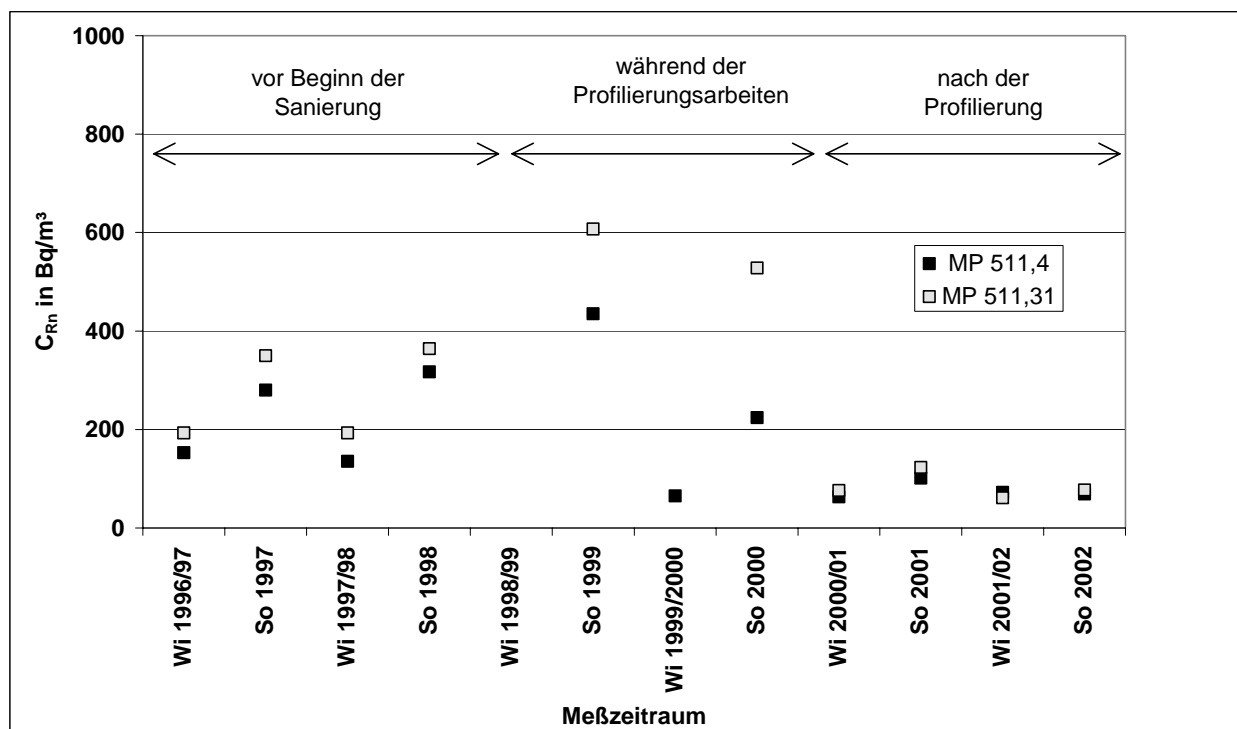


Abb. 1: Erhöhung der Radon-Konzentration während der Profilierung der Halde 38neu/208 in Schlema an zwei Expositionsorten im unmittelbaren Haldenumfeld

Bei den dargestellten Messungen handelt es sich um integrierende Messungen mit Festkörperkernspurdetektoren. Während vor Sanierungsbeginn in den Sommerhalbjahren Radonkonzentrationen von bis zu 350 Bq/m³ vorlagen, stiegen die entsprechenden Werte während der Profilierungsarbeiten an der Halde bis auf etwa 600 Bq/m³ an. Damit war eine signifikante Erhöhung der effektiven Dosis für die Bevölkerung der angrenzenden Wohnbebauung verbunden. Das Beispiel zeigt, dass der Umgang mit Haldenmaterial ein relevanter Vorgang ist, bei dem auch Radon eine zusätzliche Strahlenexposition der Bevölkerung und der Beschäftigten während der Sanierungsmaßnahmen hervorrufen kann.

4. Zur Bewertung kontaminierter Betriebsflächen

Bei der Bewertung kontaminierter Betriebsflächen wurde in den zurückliegenden Jahren häufig auf die SSK-Empfehlungen von 1992 [8] Bezug genommen. Die Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau [3] hat jedoch nicht mehr die sekundären Richtwerte der SSK-Empfehlung (für industrielle Nutzung einer Fläche: 1 Bq/g, 300 nSv/h) zur Folge, da diese nicht die neuen Dosisfaktoren berücksichtigten und von einem Standardszenario ausgingen. Die WISMUT GmbH ist deshalb in den letzten Jahren verstärkt dazu übergegangen, die Berechnungsgrundlagen-Bergbau zur Bewertung kontaminierter Betriebsflächen heranzuziehen. Hierbei zeigte es sich, dass für diesen Anwendungsfall nicht alle Fragestellungen in den Berechnungsgrundlagen-Bergbau konkret geregelt sind, um eine einheitliche Anwendung zu gewährleisten. Es soll dies am Beispiel der Bewertung einer kontaminierten Betriebsfläche, für die eine weitere industrielle Nutzung vorgesehen ist,

erörtert werden. Die zu bewertende Betriebsfläche hatte eine Größe von etwa 5,8 ha. Im Zusammenhang mit der Nutzungshistorie als Industriegelände waren in verschiedenen Bereichen Aufschüttungen aus Crossener Haldenmaterial vorhanden. Die Kontaminationserkundung ergab, dass von einer inhomogenen Kontaminationsverteilung auszugehen war, und die Bewertung eine Definition von Teilbereichen (Bewertungseinheiten) erforderlich machte. Dies erfolgte nicht formal nach der Flächengröße, sondern unter Berücksichtigung der beabsichtigten Flächennutzung bestimmter Teilbereiche der Betriebsfläche:

- Freiflächen, wo ein ständiger Arbeitsplatz bei einer industriellen Nutzung eingerichtet werden kann (Expositionszeit 2000 h/a),
- *Fahrwege* mit deutlich geringeren Aufenthaltszeiten bei einer industriellen Nutzung der Fläche,
- Teilflächen (z.B. Böschungflächen), wo kein ständiger Arbeitsplatz eingerichtet werden kann und nur ein gelegentlicher Aufenthalt (100 h/a) bei Pflegemaßnahmen erfolgt.

Es wurden für die Abschätzung möglicher Strahlenexpositionen folgende *ungünstige Einwirkungsstellen* (Expositionsorte) betrachtet:

- 1) unversiegelte Freifläche mit Haldenmaterial im oberflächennahen Bereich,
- 2) unversiegelte Freifläche ohne Haldenmaterial im oberflächennahen Bereich,
- 3) versiegelte Freifläche, wo sich im Beton/Asphalt oder darunter Haldenmaterial befinden kann,
- 4) temporär versiegelte Freiflächen, wo sich entfernbare Betonplatten auf einer Aufschüttung aus Haldenmaterial befinden und davon ausgegangen werden muss, dass die momentan bestehende Versiegelung keinen Dauerzustand darstellt und
- 5) ein Wohnhaus, das sich außerhalb aber in unmittelbarer Nähe der Bewertungsfläche befindet.

Die an einem Expositionsort relevanten Expositionspfade werden in der Tabelle 5 aufgeführt und mit "X" gekennzeichnet.

Tabelle 5: Relevante Expositionspfade für verschiedene Teilflächen

Expo- sitions- Pfad	(1) und (4) unversiegelte Freifläche <u>mit</u> Haldenmaterial im oberflächennahen Bereich	(2) unversiegelte Freifläche <u>ohne</u> Haldenmaterial im oberflächennahen Bereich	(3) versiegelte Freifläche	(5) Wohnbebauung
H _E	X	X	X	-
H _{Rn}	X	X	X	X
H _{Inh}	X	X	X	X
H _B	X	-	-	-
H _F	-	-	-	X

Die Ergebnisse der Kontaminationserkundung der kontaminierten Aufschüttungen (vorrangig Haldenmaterial) wurden einer statistischen Auswertung unterzogen. Sie ergab, dass die spezifische Aktivität des Haldenmaterials eine relativ große Variabilität besitzt. Die mittlere spezifische Aktivität von Ra-226 betrug 1,7 Bq/g. Deshalb war es zweckmäßig, neben dem Erwartungswert ebenfalls das obere Konfidenzniveau für die Bewertung im Sinne einer nicht völlig auszuschließenden Expositionssituation heranzuziehen. Das Perzentil 95 der spezifischen Ra-226-Aktivität betrug 2,5 Bq/g.

Im Ergebnis der Ermittlung der Strahlenexpositionen für die verschiedenen Teilflächen und Expositionsorte ergab sich, dass die höchsten Strahlenexpositionen beim ständigen Aufenthalt auf den unversiegelten Freiflächen mit Haldenmaterial im oberflächennahen Bereich (Expositionsort 1) auftraten. Es wurden unter ungünstigen Bedingungen Strahlenexpositionen bis zu 2,1 mSv/a abgeschätzt, so dass Sanierungsmaßnahmen (Entfernung des Haldenmaterials oder Abdeckung) auf diesen Teilflächen gerechtfertigt waren. Auf versiegelten Freiflächen (Expositionsort 3) wurde eine nicht ausschließbare Strahlenexposition von etwa 0,7 mSv/a abgeschätzt, so dass für die beabsichtigte Nachnutzung in diesen Bereichen das Haldenmaterial mit einer spezifischen Aktivität > 1 Bq/g belassen werden konnte. Auf unversiegelten Freiflächen ohne Haldenmaterial im oberflächennahen Bereich (Expositionsort 2) wurde eine maximale Strahlenexposition von etwa 0,4 mSv/a abgeschätzt. Dieser Wert liegt deutlich unterhalb des Richtwertes von 1 mSv/a, so dass für eine industrielle Nutzung auf diesen Teilflächen keine Sanierungsmaßnahmen zur Verringerung von Strahlenexpositionen erforderlich waren.

Dieses Beispiel zeigt, dass für die Bewertung kontaminierter Betriebsflächen unter Verwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau die spezifische Aktivität des Aufschüttungsmaterials oder die Ortsdosisleistung nicht allein als Entscheidungskriterium für ein Sanierungserfordernis dienen sollten. Es erscheint weiterhin erforderlich, bei der Präzisierung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau für die Bewertung von kontaminierten Flächen Handlungsanweisungen für den Umgang mit der Variabilität des kontaminierten Materials oder der Inhomogenität in Teilbereichen einer Bewertungsfläche infolge der Nutzungshistorie bereits für die Kontaminationserkundung (Mittelungsflächen, Rasterdichte, Beprobungstiefe) vorzugeben. Für die Ableitung von nachhaltigen Sanierungsentscheidungen, besitzen auch langfristig nicht ausschließbare Nutzungsszenarien für das konkrete Objekt eine relevante Bedeutung.

5. Zur Bewertung des Wasserpfades im Zusammenhang mit der Sanierung industrieller Absetzanlagen

Die trockene In-situ-Verwahrung der Aufbereitungsrückstände der Uranerzaufbereitung in den industriellen Absetzanlagen der WISMUT GmbH erfordert eine komplexe Bewertung der radiologischen Situation und die Bewertung des Langzeitverhaltens nach der Umsetzung technischer Sanierungsarbeiten. Dieser Anwendungsfall geht über die formale Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau in der vorliegenden Form hinaus. Die Freisetzung von natürlichen Radionukliden aus dem Feststoff, die Migration aus dem Porenwasser in das Grundwasser bis zur Ausbreitung der Radionuklide im Oberflächengewässer werden durch die Berechnungsvorschriften nicht abgebildet. Die Ermittlung von Strahlenexpositionen infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität erfordert im speziellen Anwendungsfall ein komplexes Prognosewerkzeug, wo hydrologische, hydrogeologische und geochemische Aspekte integriert sind.

Zur Umweltbewertung des Wasserpfades im Zusammenhang mit der Sanierung industrieller Absetzanlagen erfolgte die Darstellung der praktizierten Herangehensweise der WISMUT GmbH in [8].

Bei der Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau für diesen Anwendungsfall wurden bestimmte Defizite bei der Bewertung des Wasserpfades offensichtlich. Als wesentlich dabei erscheinen:

Die Berechnungsgrundlagen enthalten keine Vorschriften, wie bei der Bewertung im Falle einer Grundwasserkontamination mit natürlichen Radionukliden zu verfahren ist, wenn die Grundwassernutzung zur Trinkwassergewinnung gegenwärtig nicht stattfindet (bei einer zentralen Trinkwasserversorgung der Referenzpersonen werden Strahlenexpositionen der allgemeinen Bevölkerung administrativ ausgeschlossen), so dass der Grundwasserzustand bei einer Bewertung nach den Berechnungsgrundlagen-Bergbau unberücksichtigt bleibt.

Für lange Betrachtungszeiträume kann die Zeitabhängigkeit der Radionuklidkonzentrationen im Wasser durch den radioaktiven Zerfall oder durch das Migrationsverhalten einzelner Nuklide wesentlich beeinflusst werden. Die ausschließliche Verwendung von Messwerten aus der Umgebungsüberwachung führt zu einer erheblichen Prognoseunsicherheit bei Langzeitprognosen.

Für die standortspezifischen Gegebenheiten sind die geochemischen Milieubedingungen für den Nuklidvektor im Wasser von Bedeutung. Für den Nuklidvektor der Hintergrundkonzentrationen im Grundwasser in den relevanten Grundwasserleitern sind bislang keine belastbaren Daten verfügbar. Dies erschwert die Identifikation des bergbaubedingten Anteiles.

Die Anwendung der Berechnungsgrundlagen-Bergbau sollte zukünftig auch bei der Bewertung der umfangreichen Daten zur Umgebungsüberwachung des Wasserpfades industrieller Absetzanlagen nach der REI-Bergbau [9] verstärkt zur Optimierung des Überwachungsaufwandes herangezogen werden.

6. Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20.Juli 2001 BGBl. I S. 1714, BGBl. III 751-1-8.
- [2] Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz vom 11.10.1984 mit Durchführungsbestimmung, Gbl. Teil I, Nr. 30 der DDR vom 21.11.1984, Seiten 341 ff.
- [3] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau), Stand 30.07.1999, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 07/1999.

- [4] Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung, Abl. EG Nr. L 159, S.1.
- [5] Haldenuntersuchungsprogramm Standort Ronneburg, WISMUT GmbH 1995, int. Bericht.
- [6] Bergrechtliches Planfeststellungsverfahren - „Abschließende Gestaltung des Tagebaurestloches Lichtenberg - Teilvorhaben 'Einbau von Haldenmaterial zur Schlusskonturierung des Aufschüttkörpers“, Staubimmissionsprognose, G.U.B. Ingenieurgesellschaft mbH, Büro Zwickau, Zwickau 19.06.2002.
- [7] Pieper H., Ein Verfahren zur Beurteilung der Staubentwicklung beim Umschlag von Schüttgütern, Teil 1, Staub - Reinhaltung der Luft 1995 (55) 25-29, Teil 2, Staub - Reinhaltung der Luft 1995 (55) 71-73.
- [8] Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 23, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 1992.
- [9] Löbner, W., Th. Lindner, Chr. Lange: Zur Umweltbewertung des Wasserpfades im Zusammenhang mit der Sanierung industrieller Absetzanlagen, Proc. of Int. Conf. Uranium Mining and Hydrogeology II, Freiberg 1998.
- [10] Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten (REI-Bergbau), vom 11.08.1997.

OPTIMIERUNG DER AUSWAHL VON MESSMETHODEN ZUR BESTIMMUNG NATÜRLICHER RADIONUKLIDE

OPTIMIZATION OF THE SELECTION OF ANALYSIS METHODS FOR THE DETERMINATION OF NATURAL RADIONUCLIDES

T. Heinrich¹, L. Funke², M. Köhler³, U.-K. Schkade⁴, F. Ullrich⁵, W. Löbner⁶, J. Höpner⁶, D. Weiß⁷

¹Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft; Geschäftsbereich Umweltradioaktivität;
Altwahnsdorf 12; 01445 Radebeul;

²IAF – Radioökologie GmbH; Karpatenstr. 20; 01326 Dresden

³Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik e.V.; Fachbereich Analytik; Postfach
510119, 01314 Dresden

⁴Bundesamt für Strahlenschutz; Köpenicker Allee 120 – 130; 10318 Berlin

⁵Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie; Hermann-Drechsler-Str. 1; 07548 Gera

⁶Wismut GmbH, Jagdschänkenstr. 29, 09117 Chemnitz

⁷Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH; Kurfürstendamm 200; 10719
Berlin

Zusammenfassung

Die Bestimmung natürlicher Radionuklide in Umweltmedien ist eine komplexe Fragestellung, bei der der Optimierung der Auswahl der Messmethoden insoweit besondere Bedeutung zukommt, als dass die Methodik den finanziellen und zeitlichen Aufwand und natürlich auch die Aussagekraft des Ergebnisses mitbestimmt.

Die Ausarbeitung wurde im Rahmen einer Arbeitsgruppe des Arbeitskreises „Natürliche Radioaktivität“ des Fachverband Strahlenschutz erstellt und stellt eine Empfehlung für Auftraggeber von Messungen und bedingt auch für Neueinrichter oder Umrüster von Laboren dar, die darlegt, welche Messaufgaben unter welchen Randbedingungen gesetzlich geregelt vorkommen und wie man zu einer optimierten Messstrategie gelangen kann.

Der vorliegende Artikel gibt einige Auszüge aus der Ausarbeitung wieder.

Summary

The determination of natural radionuclides in the environment is a complex problem, where the selection of the analysis methods is very important, because the choice of the method influences the expense of money and time as well as the quality of the results.

This work is prepared from a working party within the working group “natural radioactivity” of the german-swiss radiation protection association. It is a recommendation for clients of laboratories, which order measurements and limited also for those people, which install a new laboratory.

This article shows some excerpts of the full work.

Schlüsselwörter Natürliche Radioaktivität, Messmethoden

Keywords natural radioactivity, analysis methods

1. Messaufgaben zur Bestimmung natürlicher Radionuklide

In der Tabelle 1 sind die gesetzlich geregelten Messaufgaben zur Bestimmung natürlicher Radionuklide und die zu untersuchenden Medien zusammengestellt.

Die Überwachung bergbaulicher Tätigkeiten ist in der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bergbaulicher Tätigkeiten (REI-Bergbau) [1,2] geregelt. In den Anhängen der REI-Bergbau sind die zu überwachenden Medien und die erforderlichen Nachweisgrenzen zusammengestellt.

Die Überwachung der Strahlenexposition bei Arbeiten ist im Teil III der Strahlenschutzverordnung [3,4] geregelt. Die dosimetrische Überwachung des Arbeitnehmers ist nicht Gegenstand dieser Ausarbeitung, da dies die Aufgabe des eng eingegrenzten Kreises der Personendosisstellen ist. Für Labore wie die behördlichen Landesmessstellen oder auch für kommerzielle Anbieter besteht jedoch die Fragestellung darin, die mögliche Strahlenexposition abzuschätzen, um dann zu einer Entscheidung zu kommen, ob die Arbeiten zu überwachen sind oder nicht. Zur Problematik der Radonmessung sei unter anderem auf die Loseblattsammlung des FS verwiesen (www.fs-ev.de).

Ebenso wie die Überwachung von Arbeiten ist auch die Überwachung von Rückständen in der Strahlenschutzverordnung geregelt. Die gesetzlich geregelten Rückstände sind in der Anlage XII der Strahlenschutzverordnung aufgeführt. Bekanntestes Beispiel sind hier die Schlämme und Ablagerungen aus der Gewinnung von Erdöl und Erdgas.

Eine vergleichsweise neue Problematik sind die gesetzlichen Regelungen zu Wässern im Lebensmittelrecht. Während bisher aufgrund der Strahlenschutzverordnung Sorge dafür getragen wurde, die Belastung der Bevölkerung durch Anwendung radioaktiver Stoffe zu minimieren, so wird neuerdings z.B. durch die novellierte Trinkwasserverordnung [5] dafür gesorgt, dass auch die Strahlenexposition der Bevölkerung durch natürlich radioaktive Stoffe überwacht wird und unter der vorgegebenen Richtdosis bleibt. Gemäß der novellierten Trinkwasserverordnung und der sogenannten Radonempfehlung der Kommission [6] sind Trinkwässer in Zukunft auf natürliche Radionuklide zu überwachen. Ebenso bedarf es bei den Mineral- und Tafelwässern Untersuchungen zum natürlichen Radionuklidgehalt [7].

Die radiologische Umweltbewertung hat die Abschätzung der Strahlenexposition der Beschäftigten und insbesondere der Bevölkerung zum Gegenstand. Die Bewertungsgröße ist in der Regel die effektive Dosis.

Die Bewertung von Baustoffen stellt insoweit einen Sonderfall dar, als dass der Leitfaden Strahlenschutz 112 (RP 112) [8] bisher noch nicht in nationales Recht umgesetzt wurde. Zugleich unterscheidet sich die in dem Leitfaden angeführte Vorgehensweise von den Regelungen zu Rückständen, so dass es den Autoren als sinnvoll erschien, diesen Bereich gesondert aufzuführen. Die RP 112 ist eine Empfehlung, für deren nationale Umsetzung große Freiräume gegeben sind. Ein Zeitrahmen dafür wurde nicht gesetzt. In Deutschland ist diese Empfehlung noch nicht rechtsverbindlich.

Tab. 1: Randbedingungen und gesetzliche Grundlagen für Messaufgaben

Aufgaben	Umweltmedien				Rückstände und technische Medien	
	Luft ¹⁾	Wasser	Boden ³⁾	Bio- medien	Rück- stände ⁵⁾	Techn. Medien ⁴⁾
Überwachung bergbaulicher Tätigkeiten (REI-Bergbau)	X ²⁾	X	X	X	X	
Abschätzung der Strahlenexposition bei Arbeiten (Anlage XI Teil B StrlSchV)	X				X	X
Bewertung von Rückständen (Teil A Anlage XII StrlSchV)	X	X	X	X	X	
Bewertung von Trink- und Mineralwässern		X				
Umweltbewertungen (z.B. Altlasten und Hinterlassenschaften)	X	X	X	X	X	
Bewertung von Baustoffen (radiation protection 112)						X

¹⁾ Die Überwachung von Radon an Arbeitsplätzen oder in Wohnungen wird ausdrücklich ausgenommen. Damit beinhaltet das Umweltmedium besonders den Schweb- und Sedimentationsstaub.

²⁾ „X“ bedeutet, dass dieses Medium bzw. dieser Rückstand bei der jeweiligen Aufgabe eine Rolle spielen kann, aber nicht in jedem Fall beachtet werden muss.

³⁾ Sedimente sind messtechnisch vergleichbar mit Böden zu behandeln.

⁴⁾ z. B. thorierte Schweißelektroden oder Gasglühstrümpfe.

⁵⁾ Bei der Bewertung der Rückstände können Eluate von Bedeutung sein, diese sind wie Wasser zu behandeln.

2. Anforderungen an die Messverfahren (erforderliche Nachweisgrenzen, Grenz- und Richtwerte)

Aus den gesetzlichen Grundlagen wurden von der Arbeitsgruppe Anforderungen an die Messgrößen entnommen und – wie in der Tabelle 2 beispielhaft für Trink- und Mineralwässer gezeigt – zusammengefasst.

Bisher ist besonders die Trinkwasserverordnung noch nicht im Detail mit Parameterwerten untersetzt, so dass in dieser Ausarbeitung lediglich auf einen Entwurf der EU-Kommission [9]

Bezug genommen werden kann. Solange es keine verbindlichen Vorgaben gibt, wird empfohlen, Messwerte mit den amtlichen Dosisfaktoren und Verzehrsmengen zu bewerten und diese gesondert zu dokumentieren (besonders die Altersgruppe, auf die Bezug genommen wird und die verwendete Verzehrsmenge).

Tab. 2: Gesetzliche Anforderungen an die Bestimmung natürlicher Radionuklide in Trinkwässern und Mineral- und Tafelwässern.

Alle Angaben in Bq/l	Gesamt- α	Gesamt- β	U-238	U-234	Ra-226	Pb-210	Po-210	Ra-228	H-3
Trinkwasser									
Parameterwert [5]									100
Prüfwert [9]	0,1	1							
Referenzaktivitätskonzentration [9]			3	2,8	0,5			0,2	
Nachweisgrenze [9]	0,04	0,4	0,005	0,005	0,04			0,08	10
Referenzkonzentration [6]						0,2	0,1		
Mineral- und Tafelwasser									
Voraussetzungen für die Verwendung des Zusatzes „Geeignet für die Zubereitung von Säuglingsnahrung“ [7]					0,125			0,02	

3. Messverfahren und Messgrößen

Die zur Bestimmung der geforderten Messgrößen einzusetzenden Verfahren richten sich nach den physikalischen Eigenschaften - besonders der Art des radioaktiven Zerfalls - der Radionuklide und deren evtl. vorhandenen kurzlebigen Tochternukliden. Einige Messgrößen können direkt oder nach einer einfachen physikalischen Anreicherung (z. B. Einengung von Flüssigkeiten) erfasst werden. Als spektrometrische Messverfahren dienen hierbei i. Allg. die hochauflösende Gammaskpektrometrie, die Alphaspektrometrie mit Hilfe von Sperrschichtdetektoren oder eingeschränkt durch Flüssigszintillationsmessung mit α/β -Trennung. Gängig sind jedoch auch integrierende Zählverfahren mit α/β -Zählrohren, Lukaskammern oder Flüssigszintillationsmessungen mit und ohne α/β -Trennung. Zur Erreichung niedriger Nachweisgrenzen oder zum nuklidspezifischen Nachweis sind jedoch bei einer Reihe von Nukliden radiochemische Trennvorgänge und Anreicherungen der zählenden Messung vorzuschalten (z. B. eine extraktionschromatografische Trennung oder eine Fällung). Die Messverfahren sind hierbei nahezu die gleichen. Für langlebigere Nuklide oder für die Elemente Uran und Thorium kommen jedoch auch massen- oder elementspezifische Verfahren wie die Kinetische Phosphoreszenzanalyse, die ICP-Massenspektrometrie oder die Röntgenfluoreszenz in Frage. Zur Orientierung vor Ort und zur einfacheren Handhabung kommen darüber hinaus auch In-situ-Methoden zum Einsatz. Außer

bei der hochauflösenden In-situ-Gammaspektrometrie und der γ -Ortsdosisleistungsmessung können hierbei jedoch lediglich vor Ort gemessene Gesamt-Alpha- oder -Beta-Zählraten über eine Anschlusskalibrierung in Aktivitäten von Nukliden in einem feststehenden Nuklidvektor umgerechnet werden.

Zur Optimierung der einzusetzenden Messmethoden werden vor allem in den Messanleitungen [1,10] oder in Normen dokumentierte Messverfahren diskutiert. Dies schließt jedoch nicht aus, dass von einem Labor eigene oder modifizierte Verfahren eingesetzt werden, solange die Richtigkeit und die Eignung des Verfahrens nachgewiesen werden können.

Je nach Zerfallsart der Mutternuklide oder deren kurzlebigen Tochternuklide sind die natürlichen Radionuklide mit unterschiedlichen Methoden nachweisbar. Im Detail ist jedoch nicht jedes Nuklid gleich empfindlich nachweisbar. In der hochauflösenden Gammaspektrometrie ist z. B. die Nachweisgrenze für ^{230}Th oder ^{234}U um das Hundertfache höher als die Nachweisgrenze von ^{226}Ra (gemessen über die Folgeprodukte ^{214}Pb und ^{214}Bi). Ferner ist besonders bei der Gammaspektrometrie die Nachweisgrenze abhängig von den Probeneigenschaften. Große Aktivitäten (besonders an Nukliden mit hochenergetischer Gammastrahlung wie ^{40}K) verschlechtern durch die Erhöhung des Untergrundes durch Comptonstreuung die Nachweisgrenzen allgemein und besonders bei den Nukliden mit niederenergetischer Gammastrahlung (z.B. ^{210}Pb). Die Nachweisgrenzen dieser Nuklide sind darüber hinaus durch Absorptionseffekte beeinflusst von der Dichte und der Elementzusammensetzung der Probe. Zu Details der Gammaspektrometrie, Auswahl der Messsysteme und Einfluss der Messgeometrie sei auf die Messanleitungen [10] verwiesen und zwar besonders auf die Teile „IV.4 γ -SPEKT-NATRAD“ und „D- γ -SPEKT-OWASS-01“.

Die relativen Verhältnisse der Nachweisgrenzen der natürlichen Radionuklide untereinander sind in erster Näherung von den eingesetzten Systemen unabhängig. Die Nachweisgrenze eines bestimmten Radionuklides ist abhängig von der Effizienz des verwendeten Detektors, der Qualität der Abschirmung, der Höhe des natürlichen Untergrundes am Aufstellort und der verwendeten Messgeometrie. Für die Abbildung 1 wurde das folgende Messsystem zugrundegelegt: koaxialer n-type-HPGe-Detektor mit 35% relativer Effizienz in „Ultra-Low-Background“-Ausführung. Die Halbwertsbreite bei 1,33 MeV beträgt 1,9 keV, das Peak-zu-Compton-Verhältnis ca. 60, die integrale Zählrate zwischen 50 keV und 2000 keV ca. 1,7 ips. Bei einer Messzeit von 230000 s sind nur Wechselwirkungen des Detektionssystems mit der kosmischen Höhenstrahlung nachweisbar. Mit anderen Systemen sind grundsätzlich andere, auch niedrigere Nachweisgrenzen erreichbar. Generell gilt, dass durch den Einsatz unterschiedlicher Messgeometrien die Nachweisgrenze beeinflusst wird und die verwendete Messgeometrie nicht in jedem Labor die optimale Geometrie darstellt. Bei einigen Radionukliden erfolgt die Bestimmung über kurzlebige Tochternuklide, die zur Bestimmung des zugehörigen Mutternuklids benutzt werden können und so zu geringeren Nachweisgrenzen in der Gammaspektrometrie führen. Hierbei erfordert die Bestimmung jedoch eine zusätzliche Wartezeit bis zum teilweisen oder vollständigen Aufbau des jeweiligen Tochternuklids. Je nach laborspezifischer Methodik und Nuklid sind hierfür Wartezeiten bis maximal ca. 120 d erforderlich (Zeit bis zum nahezu vollständigen Aufbau des ^{234}Th). Durch in verschiedenen Laboratorien praktizierte Methodenoptimierungen (z. B. Detektortyp, Messgeometrie, Probenvorbereitung, zeitversetzte Mehrfachmessungen, ...) sind Reduzierungen der erreichbaren Nachweisgrenzen im Einzelfall und je nach Nuklid um Faktoren zwischen ca. 3 - 30 und Verkürzungen der Wartezeiten bei Tochternuklidmessungen

möglich. In der Abbildung 1 ist bei der Berechnung der Nachweisgrenzen ein vollständiges Gleichgewicht zwischen Mutter und Töchtern unterstellt.

Grundsätzlich ist bei der Angabe von Erkennungs- und Nachweisgrenzen anzumerken, dass die in dieser Arbeit zitierten oder dargestellten Werte nach den Messanleitungen [10] berechnet wurden. Damit sind die dargestellten Erkennungsgrenzen ca. zweimal so groß und die Nachweisgrenzen ca. anderthalbmal so groß wie die nach DIN 25482 berechneten.

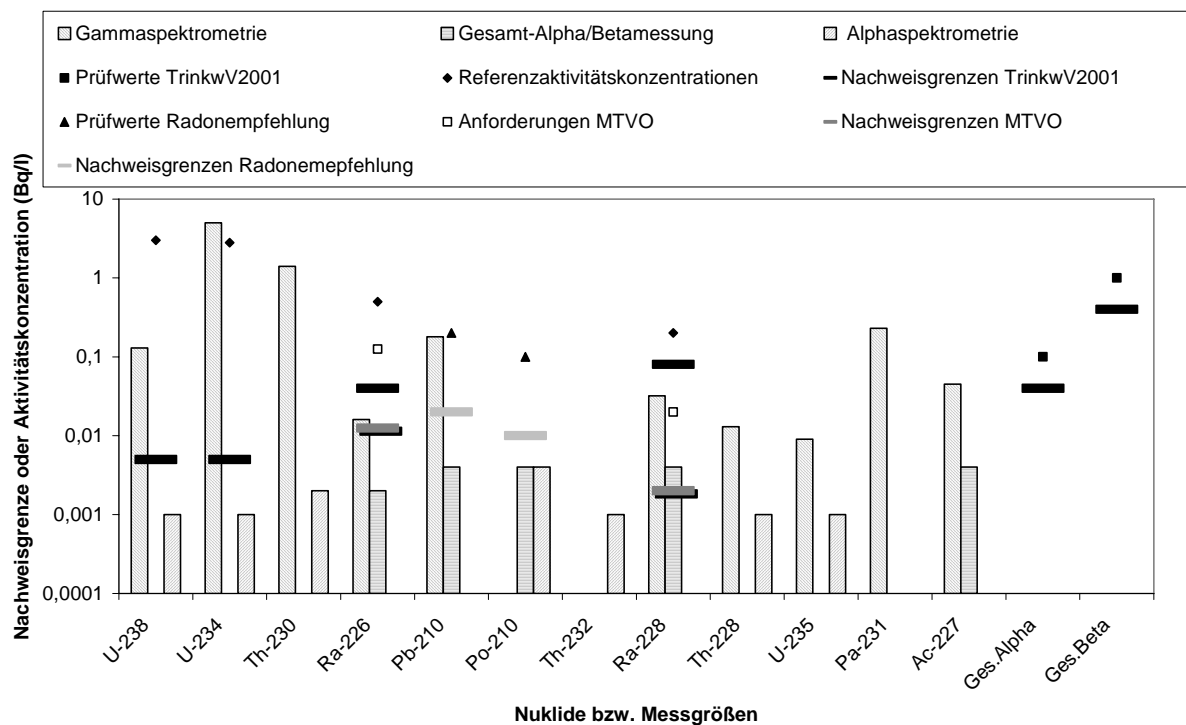


Abb. 1: Anforderungen an zu prüfende Werte und einzuhaltende sowie erreichbare Nachweisgrenzen in den Medien Trinkwasser bzw. Mineral- und Tafelwasser. Die Nachweisgrenzen MTVO und Radonempfehlung wurden jeweils als 10% der nachzuweisenden Werte angenommen. Ausgangsvolumina für die Gammaspektrometrie 10 l, für die anderen Verfahren je 1 l. Messzeit: ca. 20h.

4. Optimierung der Methodenauswahl

Zur Optimierung der Auswahl des Messverfahrens muss eine Reihe von Gesichtspunkten berücksichtigt werden. Diese sind:

- die geforderten Analysenparameter (z. B. Anzahl und Art der zu analysierenden Radionuklide),
- die erreichbare Nachweisgrenze (im Vergleich zur geforderten Nachweisgrenze, falls es hierzu Forderungen des Gesetzgebers oder des Auftraggebers gibt),
- der Zeitaufwand für die Messung und für die Gesamtanalyse (Zeitdauer zwischen Probeneingang und dem Vorliegen eines Prüfberichtes)
- das verfügbare Probenmaterial (z. B. Probenmenge und -konsistenz).

Die (typische) Gesamtmessunsicherheit ist sicher ein weiteres mögliches Kriterium der Optimierung. Betrachtet man die Gesamtmessunsicherheit in Aktivitätsbereichen weit oberhalb der Nachweisgrenzen, werden bis auf Ausnahmen überwiegend relative Gesamtmessunsicherheiten von 10 bis 20% berichtet. Die radiochemischen Verfahren werden hierbei z. B. in Ringversuchen der Leitstellen häufig mit größeren Gesamtmessunsicherheiten (im Sinne von Vergleichstandardabweichungen) bewertet als die rein instrumentellen Verfahren. Es ist hier aber jeweils der konkrete Einzelfall zu betrachten. Generell gilt natürlich für alle Verfahren: eine Reduzierung der Gesamtmessunsicherheit wird nur durch Erhöhung des Aufwandes erreicht (z. B. Einsatz von Ausbeutetracern). Von den Autoren wird daher empfohlen, die Gesamtmessunsicherheit zur Optimierung zwar heranzuziehen, aber es können hier keine allgemeinen Angaben gemacht werden.

Ein weiteres mögliches Kriterium der Optimierung ist selbstverständlich der finanzielle Aufwand (Investitions- und laufende Kosten). Hierzu können aber auch keine allgemeinen Angaben gemacht werden. Zum einen wird bei einer konkreten Ausschreibung der tatsächliche finanzielle Aufwand sichtbar und kann damit zur Optimierung direkt genutzt werden. Andererseits ist bei einer Neueinrichtung oder Umrüstung eines Labors zu bedenken, dass bereits vorhandene Messsysteme berücksichtigt werden müssen und dass der personelle Aufwand für eine Analyse auch stark vom zu erwartenden Probendurchsatz abhängen wird. Beide Aspekte beeinflussen eine Kostenkalkulation jedoch in so erheblichem Maße, dass eine Angabe eines durchschnittlichen Aufwandes an dieser Stelle auch keinen Nutzen bringt. Die Anschaffungskosten hängen natürlich auch sehr stark vom Markt ab, so dass sich die Autoren dazu entschlossen haben, hier keine Angaben zu machen. Wegen des i. Allg. höheren personellen Aufwandes sind radiochemische Methoden häufig, jedoch nicht zwingend teurer als rein instrumentelle Verfahren.

Für die Optimierung der Methodenauswahl kann kein allgemeingültiges Schema angegeben werden, da eine Reihe von Randbedingungen letztendlich im Labor entschieden wird. Generell ist bei der Auswahl der optimalen Meßmethode zu beachten, dass die hochauflösende Gammaskpektrometrie eine zentrale Rolle spielt, da sie gestattet, gleichzeitig sowohl alle γ -strahlenden Radionuklide als auch ihre langlebigen α - und β -strahlenden Mutternuklide zu bestimmen. Hinzu kommt, dass die Probenpräparation für die Gammaskpektrometrie verhältnismäßig einfach, oft zerstörungsfrei ist und praktisch keine Präparationsverluste auftreten. Weitere Vorteile sind die in vielen Fällen schnelle Verfügbarkeit der Ergebnisse und die interne Qualitätssicherung durch Plausibilitätsbetrachtung der im Spektrum gemessenen Daten für verschiedene genetisch verknüpfte Nuklide. Auf Grund der Vorteile des Verfahrens sollte zunächst immer die Frage gestellt werden: Ist die anstehende Analyseaufgabe mittels Gammaskpektrometrie lösbar oder nicht?

Bei der Empfehlung von Messverfahren liegen in der Regel folgende Kriterien zugrunde:

- Mit den aufgeführten Messverfahren kann die Bestimmung der Aktivitätsgehalte für ein oder mehrere Radionuklide bzw. Elemente in den zu untersuchenden Medien nahezu uneingeschränkt erfolgen.
- Die in Vorschriften und Richtlinien geforderten Nachweisgrenzen werden mit den vorgeschlagenen Messverfahren in der Regel erreicht.
- Im Allgemeinen werden Messverfahren vorgeschlagen, die sich in langjähriger Praxis der Überwachung der Umweltradioaktivität bewährt haben und mit den üblichen Ausrüstungen von Laboratorien für die Umgebungsüberwachung anwendbar sind.

Sind die Analyseaufgaben mittels Gammaskpektrometrie lösbar, ist dieses Verfahren zu empfehlen. Stehen lediglich geringe Probenmengen zur Verfügung oder werden nicht nur Abschätzungen bezüglich zu überwachender Grenzwerte, sondern vielmehr Erhebungsmessungen von Umweltdaten vorgenommen, bei welchen auch geringe Aktivitätskonzentrationen (auch deutlich unterhalb geforderter Grenzwerte) erfasst werden sollen, rücken die radiochemischen Messverfahren in den Vordergrund.

Die vollständige Ausarbeitung der Arbeitsgruppe soll in der Reihe „Fortschritte im Strahlenschutz“ veröffentlicht werden.

5. Literaturverzeichnis

- [1] Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bergbaulicher Tätigkeiten (REI Bergbau), unveröffentlichte Richtlinie des BMU; Verfahren zur Bestimmung von natürlichen Radionukliden in der Umwelt zur Erfüllung der REI Bergbau, Bundesamt für Strahlenschutz, Berlin 1999
- [2] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität; Empfehlung der Strahlenschutzkommission; verabschiedet in der 155. Sitzung SSK am 2./3. Juli 1998
- [3] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen vom 20.07.2001; BGBl I 2001; S. 1714; zul.geä. BGBl I 2002; S. 1869
- [4] Richtlinie für die Überwachung der Strahlenexposition bei Arbeiten nach Teil 3 Kapitel 2 Strahlenschutzverordnung vom 15. Dezember 2003; GMBI. 2004; S. 418
- [5] Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001; BGBl. I 2001; S. 959
- [6] Empfehlung der Kommission vom 20. Dezember 2001 über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon im Trinkwasser; ABl. EG 2001; L 344; S. 45
- [7] Verordnung über natürliches Mineralwasser, Quellwasser und Tafelwasser vom 1. August 1984; BGBl. I 1984; S. 1036; zul.geä. BGBl. I 2003; S. 352
- [8] Radiation Protection 112 - Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials – 1999 – Directorate-General Environment Nuclear Safety and Civil Protection;
http://europa.eu.int/comm/energy/nuclear/radioprotection/publication/doc/112_en.pdf
- [9] Entwurf der Entscheidung der Kommission vom [...] zur Änderung der Anhänge II und III der Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch; bisher unveröffentlicht; Stand Herbst 2003
- [10] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen an kerntechnischen Anlagen, Loseblattsammlung (1. bis 6. Lieferung), Urban & Fischer Verlag, München Jena, 2000.

ZUR BESTIMMUNG DER GESAMTRICHTDOSIS IN TRINK- UND MINERALWÄSSERN

ON THE DETERMINATION OF THE TOTAL INDICATIVE DOSE IN DRINKING WATER AND MINERAL WATER

Klaus Flesch ¹, Reinhard Knappik ², Matthias Köhler², Hartmut Schulz¹

¹ IAF - Radioökologie GmbH, Karpatenstraße 20, 01326 Dresden

² VKTA Rossendorf e.V., PF 510119, 01314 Dresden

Zusammenfassung

Sowohl in Europa als auch in Deutschland existieren gesetzliche Vorgaben zur Überwachung der Gesamtrichtdosis in Trinkwasser. Dieser Parameter kann nicht direkt gemessen werden, vielmehr muss die Gesamtrichtdosis aus nuklidspezifischen Aktivitätskonzentrationen sowie altersspezifischen Ingestionsdosiskoeffizienten und Verzehrraten berechnet werden. Es existieren verschiedene Methoden, die sich hinsichtlich der berücksichtigten Radionuklide, der Verzehrraten und bezüglich der Berücksichtigung der Altersgruppen unterscheiden. Da in Deutschland noch keine amtlichen Vorgaben zur Berechnung der Gesamtrichtdosis existieren, wird aus der Erfahrung einer Vielzahl durchgeführter Analysen ein abgestuftes praxisorientiertes Konzept zur Bestimmung der Gesamtrichtdosis vorgeschlagen. Dieses berücksichtigt neben den strahlenschutzrechtlichen auch radioanalytische und hydrochemische Randbedingungen. Außerdem sollten Mineralwässer wie Trinkwasser behandelt werden.

Summary

In Europe and Germany exists administrative regulations for the surveillance of the Total Indicative Dose of water supplied for human consumption. This parameter, which can not be analysed directly, has to be calculated using nuclide specific activity concentrations and age specific dose conversion factors and consumption rates. Available calculation methods differ regarding the used radionuclides, consumption rates and whether they use age specific dose conversion factors or not. In Germany administrative guidelines for the determination of the Total Indicative Dose are still not available. As they have analysed a large number of waters in the past, the authors derive a praxis orientated concept for the determination of the Total Indicative Dose, which respects radiological, analytical and hydro chemical aspects as well. Finally it is suggested to handle sparkling waters in the same manner as drinking waters.

Schlüsselwörter Gesamtrichtdosis, Trinkwasser, Mineralwasser, Natürliche Radionuklide, Gammaskopimetrie, Trinkwasserverordnung, Guidelines for Drinking Water Quality

Keywords Total indicative dose, drinking water, mineral water, natural radionuclides, gamma-ray spectrometry, Trinkwasserverordnung (German regulation), Guidelines for Drinking water-Quality

1. Einleitung

In der Bundesrepublik Deutschland wurde 2001 die Trinkwasserverordnung der Europäischen Union Richtlinie 98/83/EG [1] umgesetzt und als deutsche Trinkwasserverordnung (TrinkwV) [2] veröffentlicht. In der Anlage 3 (zu § 7 in [2]) wurden als Indikatorparameter Grenzwerte bzw. Anforderungen für die Radioaktivität über eine Bestimmung der Gesamtrichtdosis in Millisievert pro Jahr (mSv/a) sowie für Tritium festgelegt (seit 1.12.2003 offiziell in Kraft getreten).

Die Gesamtrichtdosis wurde auf 0,1 mSv/a festgesetzt. Dies gilt nach [1] in der gesamten EU. In der Anlage 3 in [2] wird zusätzlich angeführt, dass Tritium, K-40, Radon und Radonzerfallsprodukte für die Ermittlung der Gesamtrichtdosis ausgenommen werden sollen. Für Tritium ist ein Grenzwert von 100 Bq/l festgelegt worden.

Bei der Gesamtrichtdosis handelt es sich nicht um eine messbare, sondern um eine aus Messwerten zu berechnende Größe. Eine stringente Vorgehensweise für die Ermittlung der Gesamtrichtdosis ist in der deutschen Trinkwasserverordnung jedoch nicht definiert worden. Als praktikabel hat sich die Verwendung der Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden der Uran- und Thorium-Zerfallsreihen, altersabhängiger Verzehrraten aus [3] sowie altersabhängiger, nuklidspezifischer Ingestionsdosiskoeffizienten aus [4] bzw. [5] für die Berechnung herausgebildet (s. z.B. [6], [7], [8], [9]). Des Weiteren können die Berechnungsgrundlagen Bergbau [10] sowie die Empfehlung 2001/928/EURATOM [11] herangezogen werden. Zusätzlich existieren Regelungen zur Begrenzung der Aktivitätskonzentration von Ra-226 und Ra-228 in Mineral- und Tafelwasser [12]. Aus radiologischer Sicht besteht prinzipiell keine Notwendigkeit, zwischen Trink- und Mineralwasser zu unterscheiden.

Im Folgenden wird ein abgestuftes praxisorientiertes Konzept zur Bestimmung der Gesamtrichtdosis abgeleitet, welches neben den strahlenschutzrechtlichen auch radioanalytische und hydrochemische Randbedingungen mit einschließt.

2. Berechnung der Gesamtrichtdosis für Trinkwasser

Die Gesamtrichtdosis für Trinkwasser H_{ing} [mSv/a] ist eine effektive Dosis bei Ingestion und wird wie folgt berechnet:

$$H_{ing} = U \sum_i c_i h(g_{ing,i}) \quad (1)$$

U altersabhängige Verzehrrate [l/a], aus Anlage VII (zu §§ 29 und 47), Teil B, Tabelle 1 der StrlSchV [3], s. Tab. 1

c_i Aktivitätskonzentration des Radionuklids i [Bq/l]

$h(g_{ing,i})$ altersabhängiger Ingestionsdosiskoeffizient für das Radionuklid i , [Sv/Bq], aus [4] bzw. [5], [13], [14]

Tab. 1: Jährlicher altersabhängiger Trinkwasserkonsum U [l/a]

Altersgruppe g	< 1 a	1 - 2 a	2 - 7 a	7 - 12 a	12 - 17 a	> 17 a
U [l/a]	170	100	100	150	200	350

Die Gesamtverzehrrate eines Säuglings (< 1 a) von insgesamt 170 l ergibt sich aus der Annahme, dass der Säugling nicht gestillt wird und damit zur jährlichen Trinkwassermenge von 55 l/a noch 115 l/a zur Babynahrungsbereitung hinzukommen.

Die Dosis hängt im entscheidenden Maße davon ab, welche Radionuklide in Gl. (1) berücksichtigt werden. In der oberen Zeile der Tab. 2 sind alle möglicherweise ins Kalkül zu ziehenden Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen aufgeführt. Die untere Zeile enthält die nach Auffassung der Autoren tatsächlich in der Dosisberechnung zu berücksichtigenden Radionuklide. Neben U-238, U-234, Ra-226 und Ra-228 sind ausdrücklich Pb-210 und Po-210 in die Betrachtung einbezogen, obwohl diese bei formeller Auslegung der Anmerkungen zur TrinkwV [2] nicht zu betrachten sind. Die Berücksichtigung basiert allein auf den praktischen Erfahrungen, die die Relevanz von Pb-210 und Po-210 in der Berechnung der Dosis in vielen Fällen belegen.

Tab. 2: Zu berücksichtigende natürliche Radionuklide zur Berechnung der Gesamtrichtdosis

Natürliche Radionuklide der Zerfallsreihen	U-238	Th-234	U-234	Th-230	Ra-226	Pb-210	Po-210	U-235	Pa-231	Ac-227	Th-227	Ra-223	Th-232	Ra-228	Th-228	Ra-224
Bei der Überwachung der Gesamtrichtdosis zu berücksichtigende Radionuklide	U-238	-	U-234	-	Ra-226	Pb-210	Po-210	-	-	(Ac-227)	-	-	-	Ra-228	-	-

Die Urannuklide U-238, U-234 und U-235 können in einigen Fällen für die Bestimmung der Gesamtrichtdosis von Bedeutung sein. Eine Ableitung eines Grenzwertes für Uran erfolgt gegenwärtig auf der Basis der chemischen Toxizität des Elementes. Das Umweltbundesamt empfiehlt [15], als lebenslang gesundheitlich duldbare Höchstkonzentration für Uran im Trinkwasser einen "gesundheitlichen Leitwert" von 10 µg/l (123 mBq/l) anzuwenden. Da es sich bei Trinkwässern um Wasser mit natürlicher Isotopenzusammensetzung der Nuklide U-238 und U-235 handelt, kann U-235 prinzipiell aus dem U-238-Gehalt berechnet werden. Dosisrelevant kann U-234 insbesondere bei Tiefenwässern werden, in denen es um bis zu einem Faktor 3 - 10, in Extremfällen bis 30, gegenüber U-238 durch natürliche Prozesse angereichert ist. Wie die Tab. 3 zeigt, wird bei einem Urangehalt, welcher dem toxikologischen Leitwert entspricht, der Grenzwert der Gesamtrichtdosis bei Säuglingen (< 1 a) nur zu 15% ausgeschöpft, während er bei einem für ein Tiefenwasser angenommenen U-234-Aufkonzentrationsfaktor von 5 bereits eine Größe von 0,05 mSv/a erreicht. Aus diesem Grunde ist es erforderlich, neben U-238 auch U-234 zu analysieren und in die Dosisberechnungen mit einzubeziehen.

Tab. 3: Beispiele für Ingestionsdosiswerte bei Säuglingen (g < 1 a) durch Urannuklide mit unterschiedlichen Aktivitätsverhältnissen U-238/U-234

Nuklid	U-234 = U-238		U-234 = 5 · U-238	
	c	H _{ing}	c	H _{ing}
	[mBq/l]	[mSv/a]	[mBq/l]	[mSv/a]
U-238	123	0,0071	123	0,0071
U-234	123	0,0077	615	0,0387
U-235	5,7	0,0003	5,7	0,0003
Summe	-	0,0151	-	0,0461

Das Radionuklid Ra-223 kann gegenüber Ra-226 von den weiteren Betrachtungen praktisch ausgeschlossen werden, da das natürliche Aktivitätsverhältnis zwar wegen des unterschiedlichen Lösungsverhaltens überschritten wird, aber dennoch ein größeres Verhältnis als 1 : 4 nur in singulären Fällen beobachtet wurde. Das Radionuklid Ra-224 hat gegenüber dem Ra-228 aus der gleichen Zerfallsreihe einen um eine Größenordnung niedrigeren Ingestionsdosiskoeffizient. Aus diesem Grunde hat es für die Dosisberechnung praktisch keine Relevanz.

Die Thoriumnuklide (Th-234, Th-230, Th-227, Th-232, Th-228) sowie auch Pa-231 und Ac-227 sind in natürlichen Wässern in der Regel chemisch schwer löslich [9], [16] und deshalb in Tab. 2 nicht berücksichtigt. Einen Überblick über typische Aktivitätskonzentrationen bzw. Wertebereiche gibt die Tab. 4 ([10], [17], [18]). Zusätzlich sind für die Werte zur natürlichen Untergrundaktivität nach [10] die entsprechenden Ingestionsdosiswerte für Säuglinge angegeben, die nach Erfahrungen der Autoren als eine obere Grenze zu interpretieren sind und nur in Ausnahmefällen von Bedeutung sein könnten.

Tab. 4: Typische Aktivitätskonzentrationen von Th-Nukliden, Pa-231 und Ac-227 und daraus berechnete Ingestionsdosis für den Säugling

Nuklid	Anzahl	Wertebereiche nach [17], [18]	Median nach [6]	natürliche Untergrund- aktivität nach [10]	H _{ing} nach [10]
		[mBq/l]	[mBq/l]	[mBq/l]	[mSv/a]
Th-230	25	< 5	0,5	2	0,0014
Pa-231	25	< 4 - < 9	-	1	0,0022
Ac-227	25	< 2 - < 6	-	1	0,0056
Th-232	25	< 5	0,1	1	0,0008
Th-228	25	< 4	0,2	1	0,0006
					Summe H _{ing} : 0,011

Als Fazit kann aus den obigen Überlegungen abgeleitet werden, dass vorrangig die Radionuklide U-238, U-234, Ra-226, Pb-210, Po-210, Ra-228 bei der Überwachung der Gesamtrichtdosis Berücksichtigung finden müssen. In Ausnahmefällen sollte Ac-227 aufgrund des hohen Ingestionsdosiskoeffizienten beachtet werden.

Beispielhaft sind in der Abb. 1 die Produkte aus Verzehrrate und Ingestionsdosiskoeffizient für Ra-226, Pb-210, Po-210 und Ra-228, die ein Maß für die Dosisrelevanz ausdrücken, für die jeweiligen Altersgruppen dargestellt. Es ist zu erkennen, dass das Radionuklid Ra-228 eine besondere Rolle spielt und der resultierende Faktor für einen Säugling etwa 20 mal größer als der für einen Erwachsenen ist. Analog ist dieser Sachverhalt für Pb-210 bzw. Po-210 sowie etwas abgeschwächt für Ra-226. Die Altersgruppe Säugling (< 1 a) ist als die kritischste einzuschätzen. Die Gesamtrichtdosis von 0,1 mSv/a wird für die Nuklide Po-210 und Ra-228 bereits bei Konzentrationen von jeweils 20 mBq/l ausgeschöpft. Für Erwachsene sind die entsprechenden Dosiswerte etwa um den Faktor 10 geringer.

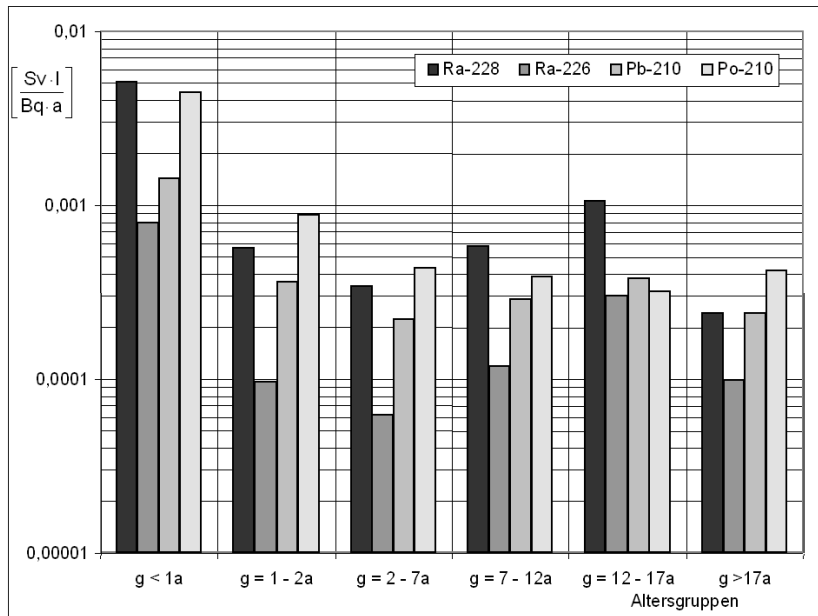


Abb. 1: Produkt aus Ingestionsdosiskoeffizienten der Radionuklide Ra-226, Pb-210, Po-210 und Ra-228 und Verzehrraten für die verschiedenen Altersgruppen g

3. Radionuklidkonzentrationen in Trinkwässern

Für die radiologische Bewertung von Trinkwässern in Deutschland wurden ausschließlich aktuelle Analysen aus den Jahren 2004 bis 2006 herangezogen [17], [18]. Die Tab. 5 enthält eine Zusammenstellung der jeweiligen Mittel- und Medianwerte der analysierten Radionuklide. In der Abb. 2 sind beispielhaft Häufigkeitsverteilungen von Ra-226, Ra-228 und U-238 in Trinkwasser dargestellt.

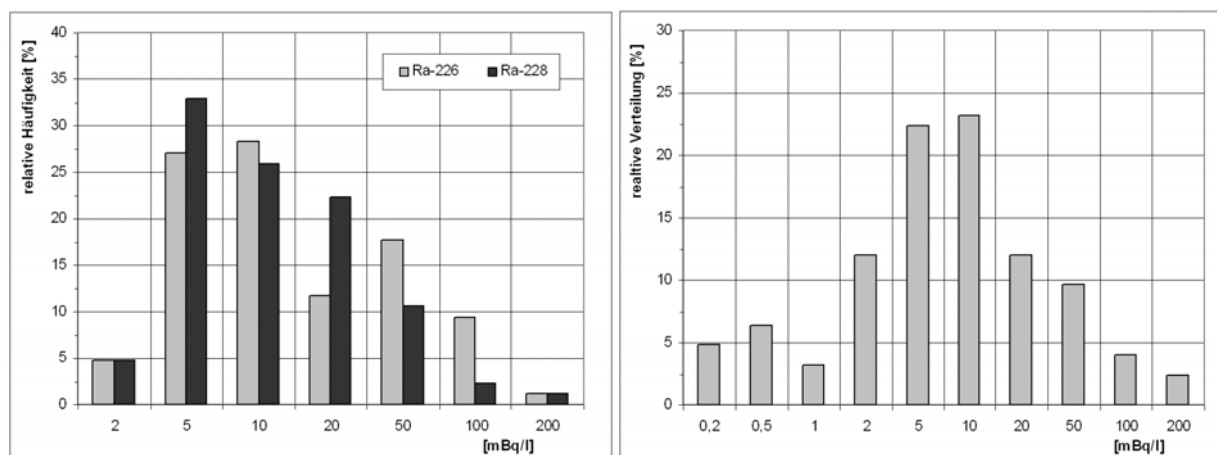


Abb. 2: Häufigkeitsverteilungen Ra-226 und Ra-228 bzw. U-238 in Trinkwasserproben [17], [18]

Die in Tab. 5 aufgeführten Medianwerte zeigen für die Radionuklide U-238, U-234, Ra-226 und Po-210 eine weitgehende Übereinstimmung mit den Angaben zur natürlichen Radioaktivität im Trinkwasser in Deutschland [19].

Tab. 5: Wertebereiche für Aktivitätskonzentrationen sowie Medianwerte aus verschiedenen Quellen

Nuklid	Anzahl	Wertebereiche	Median	Anzahl	Median
		[17], [18]			[19]
	-	[mBq/l]	[mBq/l]	-	[mBq/l]
U-238	125	< 0,02 - 195	5	16	8,7
U-234	36	< 0,03 - 223	6	16	12
Ra-226	85	< 2,0 - 190	8	1476	4,1
Pb-210	83	< 7 - 68	< 7	9	10
Po-210	15	< 0,1 - 13	1	17	2,3
Ra-228	85	< 1,1 - 102	8	-	-

Zum Überblick sind in der Tab. 6 die aus den Medianwerten (s. Tab. 5) berechneten Anteile an der Ingestionsdosis zusammengestellt. Bei der Berechnung ist unter Einschluss der Messwerte kleiner als Erkennungsgrenze für Pb-210 ein Wert von 3,5 mBq/l approximiert worden. Die nachfolgende Diskussion ist unter dem Blickwinkel zu sehen, dass das Trinkwasser mit mittleren Aktivitätskonzentrationen (Median) für Säuglinge bereits zu einer Ingestionsdosis führt, die bei ca. 0,06 mSv/a liegt, während sie für Erwachsene mit 0,005 mSv/a etwa um den Faktor 10 geringer ist.

Tab. 6: Absolute und relative Dosisanteile der im Trinkwasser vorkommenden relevanten Radionuklide auf Grundlage des Medians der Aktivitätskonzentrationen [17], [18]

Nuklid	Median	Säugling (≤ 1 a)		Erwachsener (> 17 a)	
		absoluter	relativer	absoluter	relativer
	[mBq/l]	[mSv/a]	-	[mSv/a]	-
U-238	5	0,0003	0,5%	0,0001	2,0%
U-234	6	0,0004	0,7%	0,0001	2,5%
Ra-226	8	0,0064	11%	0,0008	19%
Pb-210	3,5*	0,0050	8,7%	0,0008	20%
Po-210	1	0,0044	7,7%	0,0004	10%
Ra-228	8	0,0408	71%	0,0019	46%
Summe	-	0,0573	100%	0,0041	100%

* approximierter Wert, s. o.

Bei den Säuglingen ist der hohe Anteil von Ra-228 an der Gesamtdosis von 71 % hervorzuheben. Der Anteil von Ra-226 ist mit 11% deutlich geringer. Die Summe der Anteile von Pb-210 und Po-210 ist mit rund 17% jedoch merklich höher als der von Ra-226. Die relativen Dosisanteile ändern sich im starken Maße für Erwachsene. Hier bildet Ra-228 wiederum mit 46 % den höchsten Anteil. Die Summe der Anteile von Pb-210 und Po-210 ist mit 30 % etwas geringer, jedoch wie bei Säuglingen deutlich höher als der von Ra-226.

Die Radonzerfallsprodukte Pb-210 und Po-210 sollen gemäß TrinkwV für die Ermittlung der Gesamtrichtdosis nach TrinkwV nicht berücksichtigt werden. Jedoch, in der Empfehlung 2001/928/Euratom wird bei einem berechtigten Verdacht erhöhter spezifischer Aktivitäten dieser beiden Radionuklide eine Einbeziehung in die Ermittlung der Gesamtrichtdosis befürwortet. Es wird unter Nr. 17 ausgeführt, dass unter bestimmten Umständen Po-210 und Pb-210 im Trinkwasser "ein vergleichbares oder sogar höheres Strahlenrisiko als einige natürliche Radionuklide darstellen können". Ausgehend von den vorliegenden Analyseergebnissen der letzten Jahre, sind die Autoren der Auffassung, dass bei der Überwachung von Trink-

wasser Po-210 und Pb-210 wegen ihrer Dosisrelevanz für die Ermittlung der Gesamtrichtdosis in der TrinkwV von vornherein mit zu berücksichtigen sind. Nach Stand von Wissenschaft und Technik entsteht, wie in Abschnitt 5 ausgeführt, bei entsprechender abgestufter Vorgehensweise kein nennenswerter zusätzlicher Analyseaufwand, wobei prinzipiell in optimaler Weise alle dosisrelevanten Radionuklide eingeschlossen sind.

4. Radionuklidkonzentrationen in Mineral- und Tafelwasser

Die Trinkwasserverordnung gilt nicht für natürliches Mineralwasser, von Quellwasser und Tafelwasser. Hierfür wurde die "Mineral- und Tafelwasser-Verordnung" [12] verabschiedet. In dieser Verordnung ist in dem § 15 "Irreführende Angaben" explizit aufgeführt, dass Quell- und Tafelwasser mit einem "Hinweis auf eine Eignung für die Säuglingsernährung" gewerbsmäßig in Verkehr gebracht werden dürfen, wenn die spezifische Aktivität von Ra-226 den Wert 125 mBq/l und von Ra-228 den Wert 20 mBq/l nicht überschreiten. Sind beide Radionuklide enthalten, so ist die Summenformel zu verwenden. Bei Einhaltung der Summenformel ist sichergestellt, dass durch die Anwesenheit der Radionuklide Ra-226 und Ra-228 im Mineralwasser die Ingestionsdosis von 0,1 mSv/a für Säuglinge nicht überschritten wird. Explizite Dosisberechnungen sind in der gegenwärtig gültigen Fassung der Mineral- und Tafelwasserverordnung nicht betrachtet. Zu bemerken ist, dass sowohl eine spezifische Aktivität von 125 mBq/l für Ra-226 als auch 20 mBq/l für Ra-228 jeweils zu einer Ingestionsdosis von 0,1 mSv/a für einen Säugling (< 1 a, U = 170 l/a) führen. Die Analyse weiterer Radionuklide, wie beispielsweise U-238 oder Pb-210/Po-210, Ac-227 wird in der Mineral- und Tafelwasserverordnung nicht beachtet. Allerdings wird durch das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz eine Begrenzung der Urankonzentration für Säuglinge auf maximal 2 µg/l erwogen [20].

In der Praxis hat sich eine vergleichbare Herangehensweise zur Berechnung der Gesamtrichtdosis herausgebildet, wie sie auch für Trinkwasser angewendet wird und oben dargelegt ist [21], [22] [23]. Um dies zu untersetzen, sind in der Tab. 7 Kenndaten von einer großen Anzahl von Mineralwässern aufgeführt. Zum Vergleich sind die Ergebnisse aus Tab. 5 für Trinkwässer mit angegeben. Diese Gegenüberstellung zeigt auf anschauliche Weise, dass hinsichtlich der Medianwerte nur marginale Unterschiede zwischen Mineral- und Trinkwässern bestehen. Unterschiede in der Dosisberechnung ergeben sich zuvörderst nicht wegen der Radionuklidkonzentrationen, sondern wegen der unterschiedlich anzusetzenden Verzehraten.

Tab. 7: Kenndaten von Mineralwasseranalysen aus den Jahren 2004 - 2006 [17], [18] sowie [22], [23]. Zusätzlich sind die Medianwerte für Trinkwasser gem. Tab. 5. angegeben

Nuklid	Mineralwasser				Trinkwasser	
	Anzahl	Wertebereiche	Median	Anzahl	Median	Median
		[17], [18]		[22], [23]		wie Tab. 5
	-	[mBq/l]	[mBq/l]	-	[mBq/l]	[mBq/l]
U-238	608	< 0,02 - 2200	8	401	1,4	5
U-234	55	< 1 - 2200	10	401	2	6
Ra-226	452	< 0,4 - 270	8	401	7	8
Pb-210	75	< 1,4 - < 30	10	401	< 4,3	< 7
Po-210	45	< 0,4 - 6	1	401	1,5	1
Ra-228	451	< 0,5 - 310	6	401	7	8

5. Vorschlag für eine abgestufte Untersuchungsmethodik zur Bestimmung der Gesamtrichtdosis

Prinzipiell sind bis auf das Po-210 alle in Tab. 8 aufgeführten Radionuklide mittels direkter Low-Level- γ -Spektrometrie bestimmbar. Allerdings sind die Nachweisgrenzen in der geforderten Größenordnung nur durch Aufkonzentration von Probenvolumina von mehr als 10 l zu erreichen. Bei der von den Autoren favorisierten und in der Praxis sehr etablierten BaSO₄-Fällung werden die dosisrelevanten Nuklide Ra-226, Ra-228 sowie zusätzlich Pb-210 aus ca. 5 - 8 l Ausgangsvolumen in Filtergeometrie überführt. Die günstige Messgeometrie und die Abtrennung störender Radionuklide führen zu einer Verringerung der Erkennungsgrenzen gegenüber der direkten γ -Spektrometrie. Die Urannuklide können sowohl mittels α -Spektrometrie nach radiochemischer Trennung bzw. durch direkte Messung mittels ICP-MS analysiert werden. Po-210 kann mittels α -Spektrometrie nach Spontanabscheidung auf einem Ni-Plättchen bestimmt werden.

Tab. 8: Anhand der Erkennungsgrenzen g^* berechnete Ingestionsdosis H_{ing} für den Säugling

Nuklid	Verfahren	g^* [mBq/l]	h_{ing} [mSv/a]
U-238	ICP-MS, α -Spektrometrie nach radiochem. Trennung	0,1	0,0000
U-234	ICP-MS, α -Spektrometrie nach radiochem. Trennung	2	0,0001
Ra-226	γ -Spektrometrie nach Fällung	3	0,0024
Pb-210	γ -Spektrometrie nach Fällung	5	0,0071
Po-210	α -Spektrometrie nach Spontanabscheidung	1	0,0044
Ra-228	γ -Spektrometrie nach Fällung	2	0,0102
Ac-227	α -Spektrometrie nach radiochemischer Trennung	2	0,0112
		Summe H_{ing}	0,0354

Die Anforderungen an die Bestimmung der genannten Radionuklide werden deutlich sichtbar, wenn die Gesamtrichtdosis für Säuglinge anhand der Erkennungsgrenzen modernster analytischer Low-Level-Verfahren berechnet wird. Wie aus den Ergebnissen der Tab. 8 ersichtlich, wird selbst bei Annahmen sehr niedriger Erkennungsgrenzen g^* bereits ein Drittel der Gesamtrichtdosis erreicht.

Für die Bestimmung der Gesamtrichtdosis wird die in der Abb. 3 dargestellte praxisorientierte Vorgehensweise in Form eines Flussdiagramms demonstriert. In der Hauptstufe werden die dosisbestimmenden Radionuklide Ra-226 und Ra-228 sowie Pb-210 mittels γ -Spektrometrie nach radiochemischer Trennung analysiert. Nach vorliegenden Erfahrungen kann mit diesem einzigen Untersuchungsschritt in ca. 80% aller Fälle eine eindeutige Antwort darüber gegeben werden, ob die ermittelte Dosis $H_{\text{ing}}^{(1)}$ für ein Trink- oder Mineralwasser das Dosiskriterium erfüllt.

Als praktikabel hat sich erwiesen, dass erst nach Überschreitung einer aus der Hauptstufe resultierenden Dosis von $H_{\text{ing}}^{(1)} > 0,07 \text{ mSv/a}$ zusätzliche Radionuklide in einer ergänzenden Stufe zu bestimmen sind. Diese umfasst die Bestimmung von U-238, U-234, Po-210 und eventuell Ac-227.

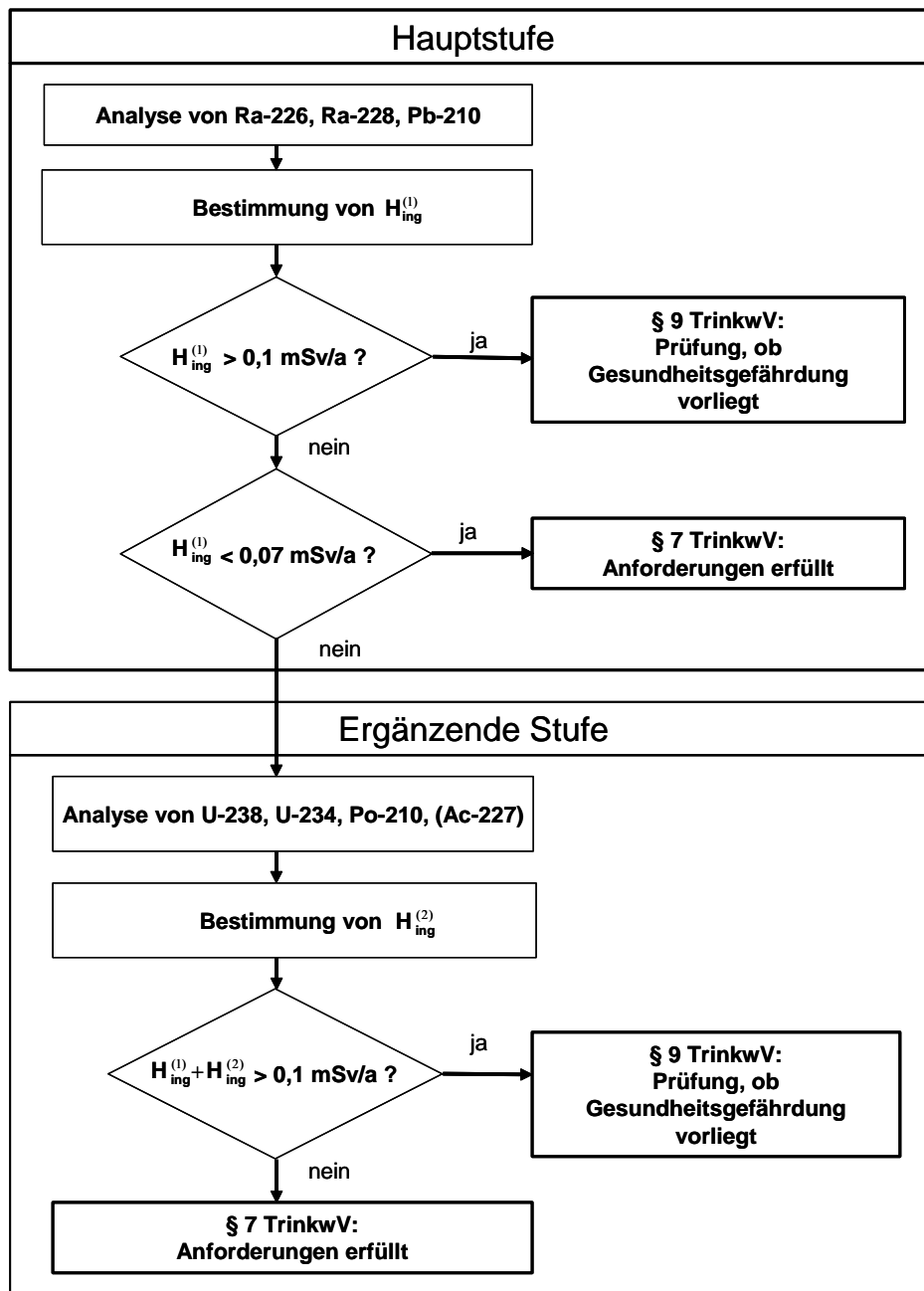


Abb. 3: Vorgeschlagenes Ablaufschema zur Bestimmung der Gesamtrichtdosis

6. Literaturverzeichnis

- [1] Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. - Rat der Europäischen Union.
- [2] Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung. - Bundesgesetzblatt Jahrgang 2001 Teil I, Nr. 24, S. 959-980, vom 28. Mai 2001; Bundesministerium für Gesundheit.
- [3] Strahlenschutzverordnung (StrlSchV 2001): Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz. - Bundesgesetzblatt Jahrgang 2001 Teil I Nr. 38, vom 26.07.2001.

- [4] Bekanntmachung der Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition, Anlage Nr. 160 im Bundesanzeiger vom 23. Juli 2001, Beilagebände 160a und 160b.
- [5] Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen (ABl. Nr. L 159 vom 29. Juni 1996, S. 1). - Rat der Europäischen Union.
- [6] Bestimmung der Gesamtrichtdosis nach Trinkwasserverordnung 2001. - Akkreditiertes Verfahren bei der IAF - Radioökologie GmbH.
- [7] Bestimmung der Gesamtrichtdosis nach Trinkwasserverordnung 2001. - Akkreditiertes Verfahren beim Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf e.V. (VKTA)
- [8] Untersuchung natürlicher Radionuklide im Trinkwasser. - Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, 2003.
- [9] Radioaktivität gemäß E.G.-TW und neuer TrinkwV. - Hydroisotop-Piewak GmbH, in: Beratende Ingenieure, Springer-Verlag, S. 32-35, April 2003.
- [10] Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen - Bergbau), BMU 1999
- [11] Empfehlung 2001/928/Euratom der Kommission vom 20. Dezember 2001 über den Schutz der Öffentlichkeit vor der Exposition gegenüber Radon im Trinkwasser (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen K(2001) 4580).
- [12] Mineral- und Tafelwasserverordnung. - Bundesgesetzblatt Jahrgang 2003 Teil I, Nr. 10, S. 352-369, vom 19. März 2003; Bundesministerium für Gesundheit.
- [13] International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources. Vienna, International Atomic Energy Agency, 1996.
- [14] Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. Oxford, Pergamon Press (International Commission on Radiological Protection Publication 72), 1996.
- [15] BfR korrigiert Höchstmengenempfehlung für Uran in Wässern zur Zubereitung von Säuglingsnahrung. - Gemeinsame Stellungnahme Nr. 014/2006 des Bundesamt für Strahlenschutz und des Bundesinstituts für Risikobewertung vom 16. Januar 2006.
- [16] Quell-, Grund- und Sickerwässer. - Surbeck H., Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN), 2003.
- [17] IAF Analysen anonymisiert, 2004 -2006
- [18] VKTA Analysen anonymisiert, 2004 - 2006
- [19] Radium-226 und andere natürliche Radionuklide in Trinkwasser und in Getränken in der Bundesrepublik Deutschland. - Gans I., Fusban H., Wollenhaupt J., Kiefer B., Göbel J., Berlich J., Porstendörfer J.; in: WaBoLu des Institutes für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Heft 4/1987.
- [20] Persönliche Mitteilung von Herrn D. Obrikat, Bundesamt für Strahlenschutz, 2006.
- [21] Radionuklidkonzentrationen in Mineralwässern (volles Nuklidspektrum). - Schulz H., Funke L.; Vortrag beim "Radiometrischen Seminar" in Theuern, 18.5.2001.
- [22] Natürliche Radionuklide in Mineralwässern in Deutschland. - Obrikat D., Beyermann M., Bünger Th.; Vortrag beim "Radiometrischen Seminar" in Theuern, 18.5.2001.
- [23] Natural radionuclides in mineral water in Germany. - Obrikat D., Beyermann M., Bünger Th., Viertel H.; in Kerntechnik 69, 2004

QUALITÄTSMANAGEMENT FÜR UMWELTDATEN DER WISMUT GMBH

QUALITY MANAGEMENT FOR ENVIRONMENTAL DATA OF THE WISMUT COMPANY

E. Kreyßig, R. Frommhold, P. Schmidt, G. Grosch

WISMUT GmbH, Jagdschänkenstrasse 29, 09117 Chemnitz

Zusammenfassung

Im Rahmen der Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH werden jährlich große Mengen an umwelt- und prozessrelevanten Daten erhoben. Sie repräsentieren örtlich weit auseinanderliegende Sanierungsstandorte, charakterisieren verschiedene Umweltmedien und beschreiben Messziele. Die Datenerhebung wird von den Fachabteilungen dezentral beauftragt und durch eine spezielle Struktureinheit, dem Servicecenter Monitoring, ausgeführt. Die Ergebnisse der Messungen werden in einer zentralen Datenbank gespeichert und damit per Datenbankzugriff an die Auftraggeber, aber auch an andere zugangsberechtigte Nutzer zurück gegeben. Das ermöglicht in der Gesamtheit eine schnelle und bei Bedarf fachübergreifende Auswertung des Datenmaterials. Alle Messungen unterliegen einem innerbetrieblichen System der Qualitätssicherung und Qualitätssicherung, entsprechend den einschlägigen Regelwerken. Standort-spezifische und zeitlich begrenzte Besonderheiten werden als begleitende Informationen in der Datenbank abgebildet, um dem Auftraggeber eine korrekte und umfassende Bewertung der Daten zu ermöglichen. Der Beitrag stellt das dazu entwickelte Qualitätsmanagementsystem in seinem gesamten Workflow von der Beauftragung der Messungen bis zu den Recherchemöglichkeiten in der zentralen Datenbank vor.

Summary

In the frame of the remediation activities of the Wismut company every year big amounts of environmentally as well as process related data are generated. The data represents sites being away from each other, characterise environmental media and describe targets of measurements. Data assembling is ordered by different decentralised technical departments. The measurements itself to gather data are carried out by a specialised unit, the so-called Service Centre for Environmental Measurements. Via storage of the data in a central data base, the results of measurements become available for those who ordered data assembling, but also for other customer who need the relevant environmental and process oriented data. Thus, a quick data access and if required an interdisciplinary interpretation of data, is ensured. All measurements are subject of a company internal system for quality control and quality assurance, in compliance with relevant guidelines and regulations. In the data base, site-specific and temporarily valid attributes are attached to the data to enable the costumer a correct and comprehensive data assessment. The present paper presents the developed quality management system in it's whole workflow, starting from instruction of data gathering up to the diverse research possibilities of the central data base.

Schlüsselwörter *Qualitätsmanagement, Umweltdatenbank*

Keywords *quality management, environmental data base*

1. Einleitung

Für die Entwicklung von Sanierungsvarianten, die begleitende Kontrolle von laufenden Sanierungsmaßnahmen wie auch für die Beurteilung des Sanierungserfolges sind – nicht nur in der Wismut GmbH - Umweltmessungen unabdingbar. Sie betreffen sowohl den Wasser-, Boden- und Luftpfad als auch seismische Messungen sowie ergänzend Klimadaten. Die Gewinnung von Umweltdaten erfolgt dabei auf der simplen, immer gleich ablaufenden Grundlage von Planung → Ausführung → Auswertung und deren Rückkopplung/Modifizierung auf die ursprünglich geplanten Umweltmessungen. Dabei bestehen für das Gewinnen von Umweltdaten (einschließlich Messstellenbau, Probenahme und Analyse) bereits eine Vielzahl von einschlägigen Regelwerken und Vorschriften, um zu belastbaren, das jeweilige Medium am Entnahmeort beschreibenden bzw. der jeweiligen Fragestellung entsprechenden Analyseergebnissen zu gelangen.

Trotzdem kommt es hin und wieder zu Fehlmessungen mit möglicherweise weitreichenden Konsequenzen. Die potenziellen Fehlerquellen wachsen bei stark dynamischen Messnetzen, wie sie bei Sanierungsprozessen mit Grubenflutungen, Geländeab- und Auftrag etc. a priori gegeben sind, erheblich an. Große und damit arbeitsteilig untersetzte Messnetze, an denen von der Planung bis zur Datenbereitstellung eine Vielzahl verschiedener Personen beteiligt sind, stellen eine weitere Herausforderung für ein nachhaltiges Qualitätsmanagement dar. Die genannten Merkmale von Größe und Dynamik treffen auf die Wismut GmbH in vollem Maße zu und erfordern einen hohen Grad an Standardisierung aller Teilprozesse unter Berücksichtigung der notwendigen Spezifika.

Der Beitrag soll nachfolgend den in Wismut beschrittenen Weg des Qualitätsmanagements in seinen wesentlichen Zügen erläutern. Dazu sollen die bestehenden Rahmenbedingungen/Anforderungen sowie die inhaltliche Umsetzung näher betrachtet werden.

2. Die Anforderungen

Größe des Unternehmens: ca. 2.000 Mitarbeiter
Anzahl der Standorte: 7 Sanierungsstandorte + Unternehmensleitung
Zu sanierende Projekte: 1.400 km offene Grubenbaue, 311 Mio. m³ Haldenmaterial und 160 Mio. m³ radioaktive Schlämme in dicht besiedelten Gebieten ; mehr als 2.000 Sanierungsobjekte

Sanierung durch
- Stilllegung der Bergwerke, Flutung der Gruben
- Wasserreinigung
- Demontage/ Abbruch kontaminierter Anlagen und Gebäude
- Sanierung von Halden und Schlammteichen

dazu bislang ca. 6000 Genehmigungen zu 4000 Vorgängen

Messnetzgröße: ca. 2.100 Oberflächen- und 2000 Grundwassermesspunkte
ca. 30.000 Bodenmesspunkte, 450 Luftmesspunkte, 10 Wetterstationen mit korrespondierendem Bezug

derzeitiges Analyseaufkommen/Jahr (Prozessanalysen und Umwelt):
ca. 50.000 Proben mit ca. 500.000 Messergebnissen

Pfadspezifik: Luftpfad, Wasserpfad, Bodempfad, Klima, Seismik
mit insgesamt ca. 500 gelisteten Parametern

zeitliche Anforderungen zur Bereitstellung von QS-gesicherten Umwelt-/Prozessdaten:
- Prozessanalysen zur Anlagensteuerung innerhalb 4h
- zeitunkritische Umweltdaten innerhalb von 4 Wochen

Anforderungen und Ziele bei der Erhebung von Umweltdaten (siehe Tabelle 1)

Tab. 1: Übersicht zu Anforderungen und Zielen bei der Erhebung von Umweltdaten

Anforderungen	Ziel
Sanierungs- vorbereitung	Erkenntnisvorlauf zum Sanierungsentscheid (Variantenauswahl, Optimierungsgebot); Vorbereitung/Begründung des Genehmigungsantrages
Genehmigung	Überwachung der Sanierungsmaßnahmen und deren Auswirkungen; Grenzwerteinhaltung
Prozessüberwachung	Interne Steuerung von Anlagen und Prozessen
Nachsanierungs- /Langzeitmonitoring	Bewertung des Sanierungszustandes, Nachweis des Sanierungserfolges, Trendentwicklung

3. Die Umsetzung

Bei der Größe des Gesamtvorhabens und den bestehenden Anforderungen wurde eine arbeitsteilige Organisation als zweckmäßig erachtet. Dabei werden die Mess- und Beprobungsanforderungen von den einzelnen Struktureinheiten beauftragt (Auftraggeber), während die Umsetzung im wesentlichen in Verantwortung eines Servicecenters liegt (Auftragnehmer). Den Rahmen für ihr Wirkungsfeld erhält das Servicecenter durch unternehmenseinheitliche Vorgaben der Gruppe Umweltmonitoring u.a. hinsichtlich Messstellenbau, Beprobungsstandards und Qualitätsroutinen sowie Anweisungen zur Notierung und Attributierung des Datenmaterials in der Datenbank, u.a. in schriftlicher Form (Handbücher, Fallstudien) und durch Mitarbeiterschulungen. Die Programmierung entsprechend den Vorgaben und die Betreuung der Datenbank selbst obliegt einer separaten Gruppe innerhalb Wismut. Der Auftraggeber kann die Ergebnisse seines Messauftrages über eine Rechercheoberfläche einer Datenbank entnehmen.

Für die Bereitstellung der Umweltdaten wurden die in Tabelle 2 skizzierten Leitlinien postuliert. Abb. 1 und Abb.2 zeigen den erreichten Stand.

Für das gewünschte Datenmanagement wurde eine Teilung in Produktionssystem(e) sowie deren Zusammenführung in eine GIS-gestützte Recherche-Datenbank (ALWIS) mit nutzerfreundlicher, intuitiver Oberfläche geschaffen. Hauptkomponente innerhalb der Produktionssysteme für die Umweltdaten ist ein laborinternes Managementsystem (LIMS) mit vorgelagertem Planungsmodul.

Tab. 2: Leitlinien zur Bereitstellung von Umweltdaten in der Wismut GmbH

Leitlinie	Ziel
Umwelt- (und Prozess-) Daten sind Produkte. Sie sind qualitätsgesichert elektronisch abzulegen.	Effizienz bei der Nutzung der Daten
Die Speicherung soll zentral erfolgen.	Die Daten sind damit Gemeingut, Dopplungen werden vermieden, eine schnelle unternehmensweite Nutzung ist gegeben.
Die Speicherung soll in wismutweit gültigen Datenstrukturen erfolgen.	Die Daten sollen standortübergreifend verständlich und deren wesentliche Randbedingungen bei der Probenahme interpretierbar sein.
Die DB-Strukturen sollen robust und jederzeit erweiterbar sein.	Dem dynamischen Prozess innerhalb der Anforderungen soll Rechnung getragen werden.
Der Zugang zur (Umwelt-) Datenbank soll nutzerfreundlich und intuitiv sein.	Sicherung der breiten Akzeptanz und damit Rückkopplung zur Qualitätskontrolle

Das LIMS beinhaltet als Herzstück die Informationen über die Gesamtheit der möglichen Prüfmethode und der in Wismut geführten Messpunkte (inklusive der zu ihnen beauftragten Grenzwerte). Die Prüfmethode spezifizieren dabei bereits den Parameter, die Probenbehandlung, das Probenmedium und die mögliche/festgelegte Messgenauigkeit des Messverfahrens.

z.B.: „Uran, gelöst in Wasser mit KPA“, Bestimmungsgrenze für KPA=0,001 mg/l

im System hinterlegt. Die Messpunkte sind mit Hoch- und Rechtswerten für die spätere georeferenzierte Auswertung wie auch mit einer Reihe von (historisierten) Attributen zur effizienten Filterung von Qualitätsmerkmalen versehen.

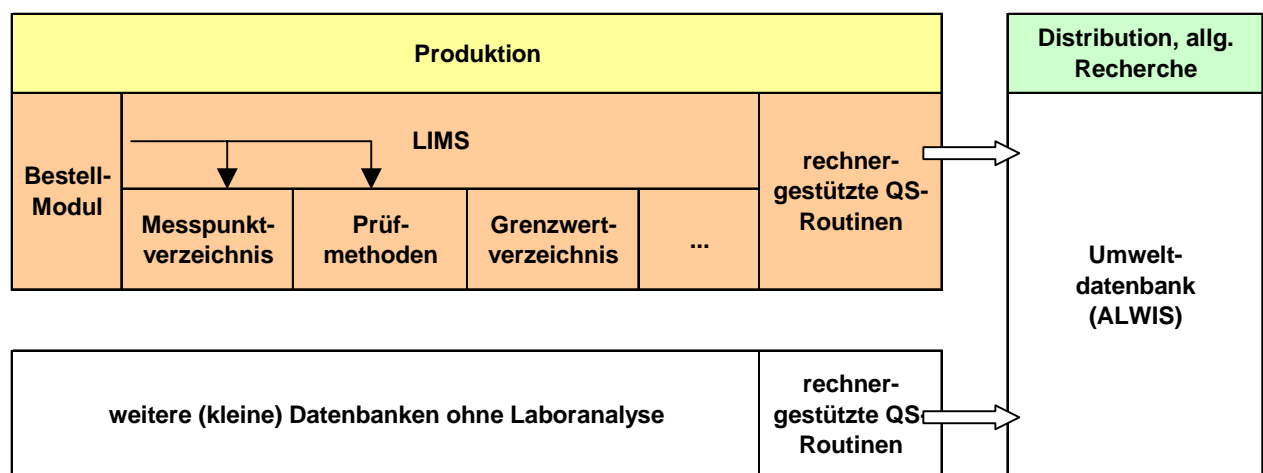


Abb. 1: Prinzipskizze der DB-Architektur Umweltdaten

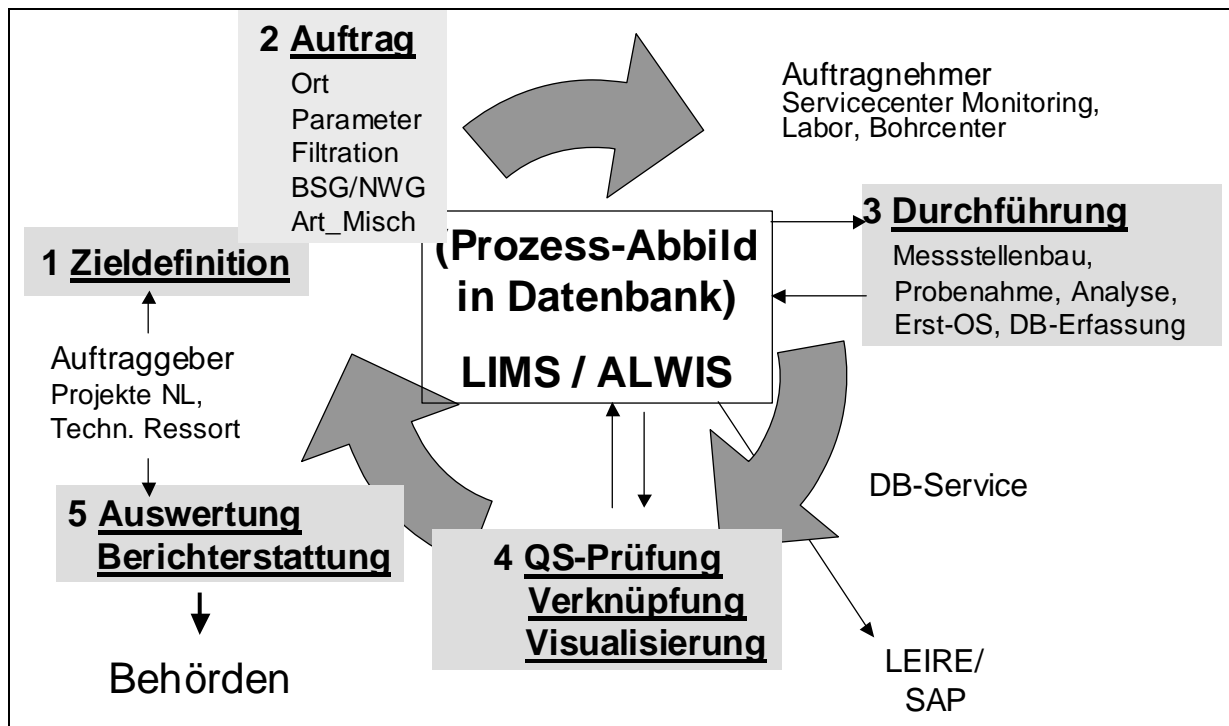


Abb. 2: Datenbank-gestützter Workflow zur Generierung von Umweltdaten

Wesentliche Elemente der Qualitätssicherung wurden insbesondere für den Wasserpfad bereits in den elektronischen Workflow nach Abb.2 implementiert. Das betrifft z.B.

- das Erzwingen von Eindeutigkeit des Auftrags (Parameter, Filtration/Aufschluss ja/nein, erforderliche Bestimmungs- bzw. Nachweisgrenze) mittels eines menügestützten elektronischen Bestellsystems als Bestandteil des LIMS selbst;
- das elektronische Anmelden eines Analyseauftrages im Labor als „vorgefertigte“ leere Tabelle, welcher bei Eintreffen des Probenmaterials aktiviert wird;
- die rechnergestützte Zusammenstellung von notwendigem Flaschenmaterial sowie erforderliche Filtrations- und Konservierungsmaßnahmen zur jeweiligen Probenahme, zusammengestellt nach den bereits für das Labor dienlichen Arbeitstechnologien;
- die sofortige elektronische Prüfung des Ergebnisses auf etwaige Verletzung von Grenzwerten zur Prozesssteuerung;
- die rechnergestützte Plausibilitätsprüfung von Analyseparametern innerhalb eines Flaschensatzes zur Erkennung etwaiger Unstimmigkeiten bzw. einer Wiederholung der Analyse;
- die rechnergestützte Prüfung von Analyseergebnissen im Hinblick auf die bereits am Messpunkt bestehende Zeitreihe des Parameters (Ausreissertest);
- die manuelle Erst-Bewertung der durch Plausibilitäts- und Ausreissertest gefundenen Auffälligkeiten und deren Bewertung, u.a. in Form der Hinterlegung zusätzlicher Informationen zum Datensatz (-> Kennzeichnung des Datenmaterials für nachfolgende

Benutzer durch Suspektsetzung oder – falls die Ursache des anormalen Wertes bekannt ist – durch Bemerkung);

- die komplexe Bewertung der Analysenergebnisse durch den Auftraggeber unter Nutzung der visualisierten Gesamtdaten mittels GIS-Funktionalität, weiteren aufrufbaren Objektbezügen und Geostatistik-Modulen.

Selbstsprechend zum Qualitätsmanagement gehören am Anfang der Kette der qualitätsgerechte Aufbau/Einbau von Messgeräten sowie deren turnusmäßige Kalibrierung und Wartung, die Anwendung gesicherter Laborverfahren sowie turnusmäßige Personalqualifizierungen/Probenehmerschulungen, die jedoch nur teilweise ihren Niederschlag im elektronischen Workflow finden können. Die Summe aller Maßnahmen und Standards wird in fortzuschreibenden QS-Dokumenten nachvollziehbar hinterlegt.

4. Zeitliche Staffelung

Qualitätsmanagement hat effizient hinsichtlich Kosten und Zeit zu erfolgen. Es wurde deshalb eine Zweiteilung der Qualitätsanforderungen eingeführt. Während alle Umweltdaten mit langzeitlicher Relevanz das volle, zeit- und damit personalintensivere System der Qualitätssicherung durchlaufen, wird für alle Daten zur reinen Prozesssteuerung (z.B. für Wasserbehandlungsanlagen) mittels weiterer auf das LIMS aufgesetzter schneller Informationsübermittlung gearbeitet. In diesen Fällen wird auf Qualitätsprüfungen wie Plausibilitäts- und Ausreißertests zugunsten des schnellen Reaktionsbedarfs weitgehend verzichtet. Die (reduzierte) Stufe der Qualitätssicherung ist mit entsprechenden Attributen in der Datenbank am Ergebnis hinterlegt und kann somit jederzeit vom Nutzer des Datenmaterials entsprechend bewertet werden. Umweltdaten, die gleichzeitig zur Anlagensteuerung dienen, werden als Vorabinformation des Labors zur Verfügung gestellt.

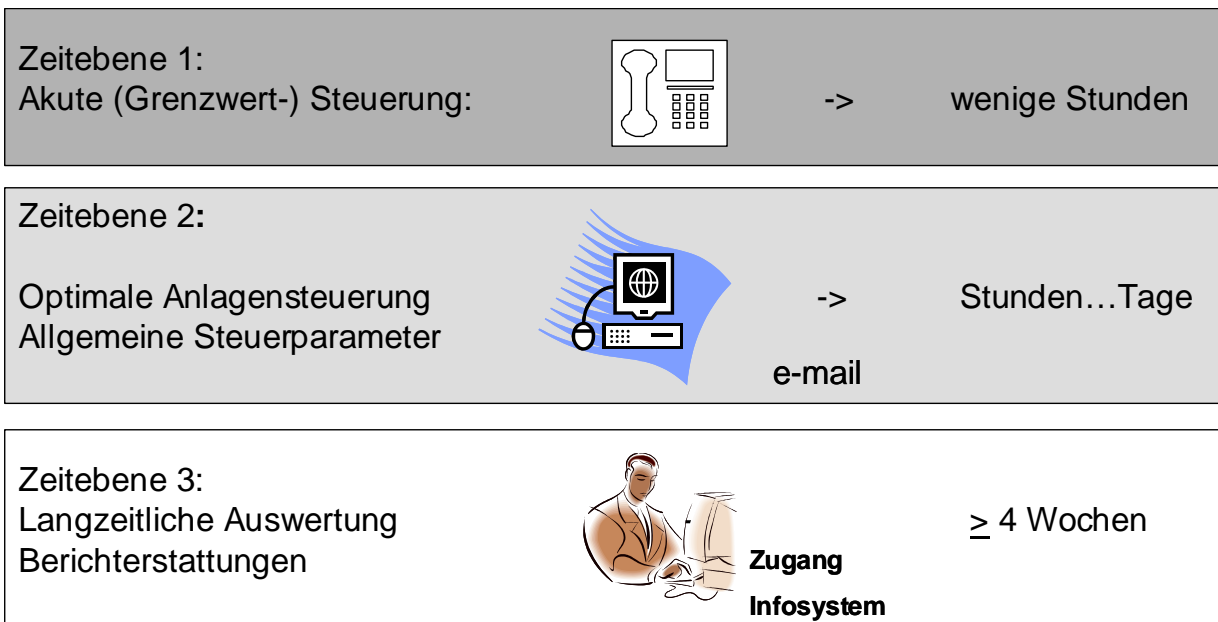


Abb. 3: Schema der zeitlichen Anforderungen an die Bereitstellung von Datenmaterial für Auftraggeber

5. Recherche in der Umweltdatenbank

Die GIS-gestützte Auswertung in der Umweltdatenbank (ALWIS) bietet für den Auftraggeber per Intranet

- den jederzeit möglichen Zugriff auf die von ihm beauftragten (Umwelt-) Messungen
- deren Auswertung/Komplexbewertung im Datenverbund des Standortes sowie im Verbund mit Geometrien und Objektdaten.

Die Möglichkeit Umweltdaten mit anderen Informationskomplexen (Objekt- und Flächendaten, Dokumente, Fotos) im Verbund zu recherchieren, hat sich als effizientes Instrument zur ergänzenden Qualitätssicherung durch den Auftraggeber erwiesen.

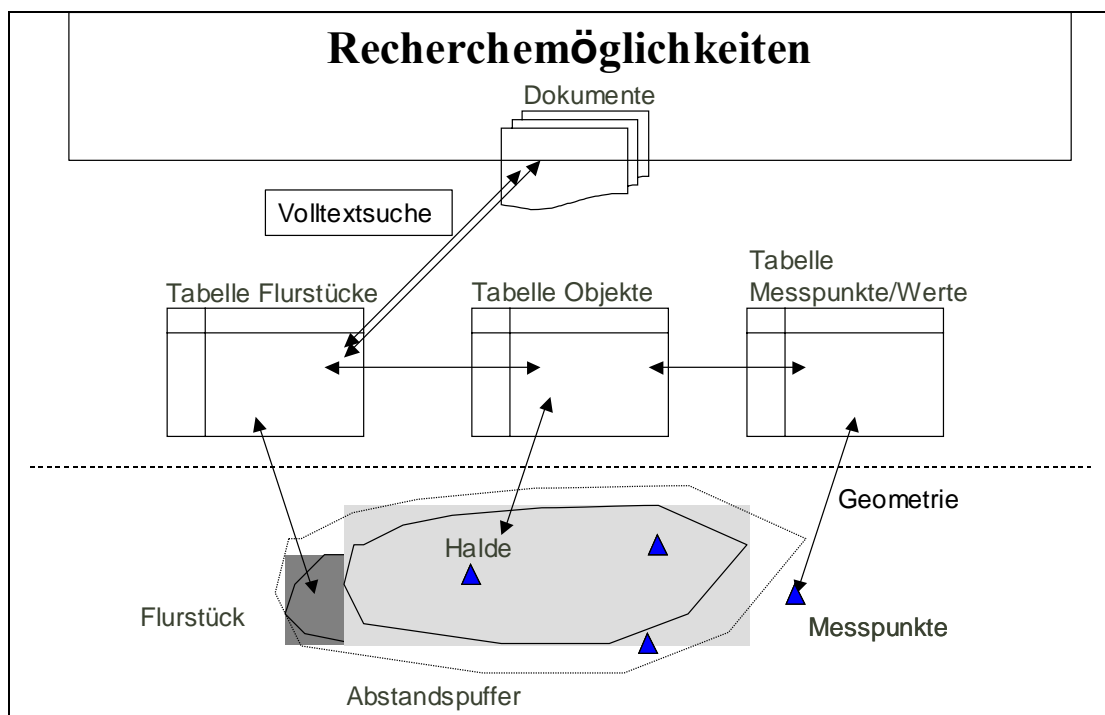


Abb. 4: Informationskomplexe innerhalb des Recherchesystems ALWIS

6. IT-technische Umsetzung

Die LIMS-Seite (Produktionssystem) basiert auf einem im Jahr 2001 eingeführten Produkt der Firma AJ Blomesystem GmbH in Form einer ersten Grundimplementierung und umfangreichen Anpassungsarbeiten auf die Spezifika der Wismut. Es handelt sich hierbei um eine Client-Server-Applikation, wobei die Daten auf einem Server am Standort der Unternehmensleitung auf Basis ORACLE (Release 9.2.0.6) gehalten werden. Die eigentliche Verarbeitung der Daten erfolgt am dezentralen PC-Client unter Windows 2000 unter Nutzung von 2-MBit-Standleitungen an Produktions-Standorten. Transfer- und rechenintensive Prozesse wie z.B. den Ausreißertest wurden in die Nachtstunden und direkt in die Datenbank verlagert. Derzeit sind 120 Nutzer im System registriert, die sich in 40 Lizenzen teilen, wobei zeitgleich im Mittel ca. 30 Nutzer aktiv angemeldet sind.

Das Rechtersystem ALWIS stellt diese Daten in Ergänzung weiterer dezentraler Datenbanken (Objekt- und Flurstücksdatenbank etc.) web-gestützt und wismut-weit für jedermann offen zur Verfügung. Abbildung 5 zeigt ein entsprechendes Schema des IT-technischen Umfeldes. Bei der Programmierung wurde dabei spezieller Wert auf intuitiv erlernbare Oberflächen gelegt, was einen breiten Nutzerkreis befördert.

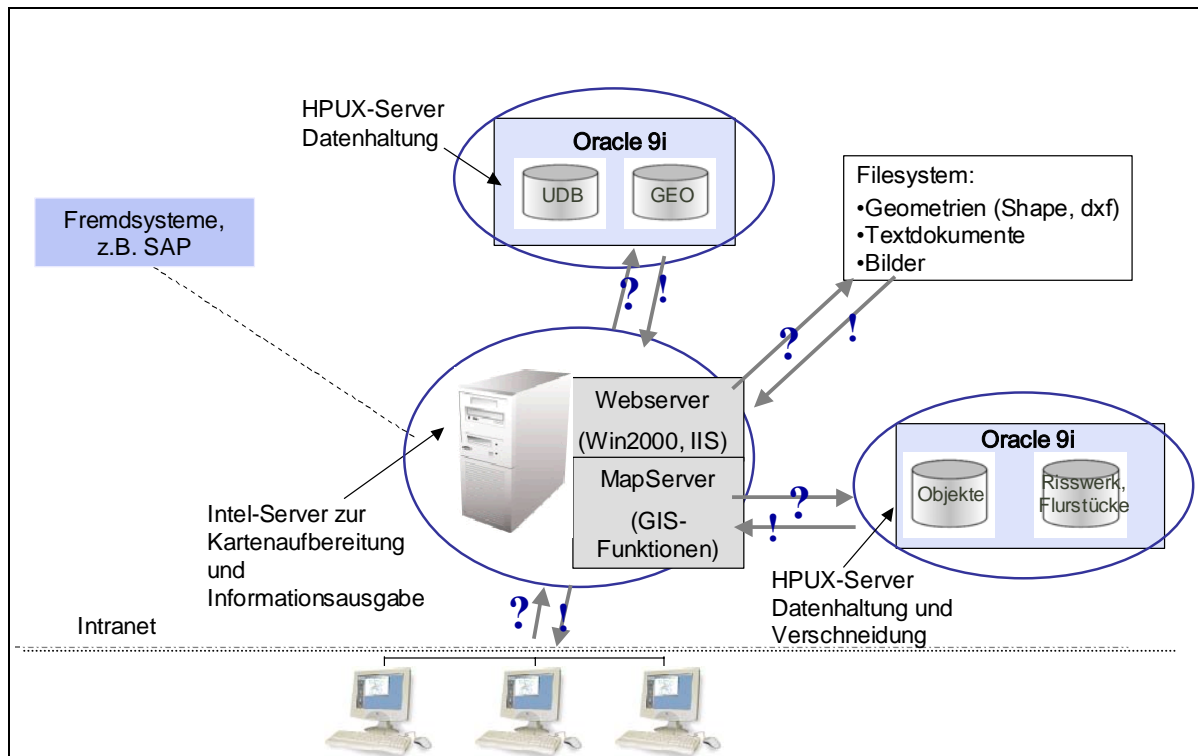


Abb. 5: Schema der Datenbereitstellung im Umfeld von ALWIS

Der Umstand, dass sich die Arbeitsgruppe zur inhaltlichen Konzeption (mit permanenter Rückkopplung zu den Anwendern) und die der programmtechnischen Umsetzung in *einem* Unternehmen befindet, hat sich positiv auf die jetzige Produktqualität u.a. im Sinne eines durchgängigen, elektronisch gestützten Qualitätsmanagementsystems ausgewirkt.

7. Schlussfolgerung

Die Qualität von Datenmaterial hängt von einer Reihe von Faktoren ab. Das beginnt bei der genauen Formulierung des Messauftrages, setzt sich über eine qualitätsgerechte Beprobung und Analyse fort und endet mit der Bewertung des erzeugten Datenmaterials in seiner Kausalität zu weiteren die Messung begleitenden Umständen. Das gilt für radioaktive wie nichtradioaktive Komponenten gleichermaßen. Diesbezügliche Anforderungen sind mit Zunahme der Komplexität, Varianz und Größe der Messaufgaben in der Wismut GmbH stetig gewachsen. Der zu ihrer Realisierung geschaffene elektronische Workflow hat sich auch im Hinblick auf das Qualitätsmanagement bewährt. Er wird kontinuierlich gepflegt und weiterentwickelt. Die Beschreibung jedes einzelnen Schrittes in ihrer Umsetzung, u.a. unter der Spezifik zum Strahlenschutz ist in dem hier gegebenen Rahmen nicht möglich. Bei Interesse wird sie von den Autoren gern detaillierter vorgestellt.

RADONMESSUNG IN ÖSTERREICH: STANDARDS, KALIBRIERUNG, MESSUNGSICHERHEITEN UND QUALITÄTSMANAGEMENT

RADON MEASUREMENT IN AUSTRIA: STANDARDS, CALIBRATION, UNCERTAINTIES AND QUALITY MANAGEMENT

F.J. Maringer^{1,2}

¹BEV – Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen, Wien, Österreich

²BOKU – Universität für Bodenkultur Wien, Österreich

(E-mail: franz-josef.maringer@bev.gv.at)

Zusammenfassung

Die zunehmende Aufmerksamkeit der Öffentlichkeit gegenüber der Strahlenexposition, die durch Radon und dessen Folgeprodukte verursacht wird, hat in den vergangenen Jahren in Österreich zu einem gesteigerten Bedarf an qualitätsgesicherter Radonmesstechnik geführt. Darüber hinaus erfordert die Umsetzung der Europäischen Strahlenschutzgrundnorm in das österreichische Recht vermehrt gesicherte Radonmessungen insbesondere im Bereich radon-exponierter Arbeitsplätze.

In diesem Beitrag werden die aktuellen österreichischen Normen und Normvorhaben auf dem Gebiet der Radonmesstechnik und der bautechnischen Vorsorge und Sanierung vorgestellt. Die metrologische Infrastruktur und das gesetzliche Messwesen auf dem Sektor der Radonmessungen – die Kalibriermöglichkeiten zum Anschluss von Messgeräten und Detektoren an die nationalen und internationalen Normale sowie Ergebnisse und Vorhaben von Vergleichsmessungen bilden einen weiteren Schwerpunkt. Die Problematik der Messunsicherheiten bei Radonmessverfahren sowie die europäische und internationale Vernetzung und Weiterentwicklung der Radon-Metrologie wird dargestellt.

Summary

The implementation of radon mitigation and precaution standards needs continuously scientific attendance and research networking on an international level. Otherwise the radon issue could degrade easily to a simplified techno-economical exercise without sustainable results in public health.

In this paper the radon investigations in Austria which have been carried out in the last 20 years and the applied methods and derived standards for mitigation and precaution in the home and workplace sectors are given. The future strategy and scientific and social necessities in the radon issue are outlined comprehensively. The agreed and proposed research objectives and cooperation in Austria which seem necessary are discussed in consideration of the medium-term European radiation protection perspective.

Schlüsselwörter Radon, Metrologie, Kalibrierung, Messunsicherheiten, Qualitätsmanagement

Keywords radon, metrology, calibration, measuring uncertainties, quality management

1. Radon in Österreich – Erkenntnisse und Umsetzung

Die Beschäftigung mit der Radonthematik in Österreich reicht an den Beginn des vorigen Jahrhunderts zurück. Sie ist eng verknüpft einerseits mit der wissenschaftlichen Auseinandersetzung (Gründung des Radiuminstituts der Österr. Akademie der Wissen-

schaften 1910 in Wien) und andererseits mit der medizinisch-therapeutischen Anwendung (Radonheilbad *Bad Gastein*, Salzburg). Die internationalen Entwicklungen im Rahmen des Strahlenschutzes (ICRP) rückten in den 1970iger und 1980iger Jahren das erhöhte Lungenkrebsrisiko exponierter Personen der Bevölkerung durch Inhalation von Radonfolgeprodukten mit der Atemluft in Innenräumen in den Vordergrund des Interesses.

Dieser Entwicklung trug die Österreichische Strahlenschutzkommission am Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz im Jahr 1992 mit einer Richtwert-Empfehlung Rechnung. Auf Basis der Empfehlungen der ICRP wurde von der Strahlenschutzkommission in Österreich – angelehnt an die Empfehlung der Europäischen Kommission betreffend Radon in Innenräumen – die Einhaltung von Richtwerten für den Jahresdurchschnitt der Rn-222-Aktivitätskonzentration von **400 Bq/m³ für bestehende und 200 Bq/m³ für neu zu errichtende Gebäude** empfohlen.

Im nächsten Schritt wurde in den Jahren 1992 bis 2001 im Rahmen des ‚*Österreichischen Nationalen Radonprojekts ÖNRAP*‘ die räumliche Verteilung des Radonpotenzials in Österreich durch österreichweit durchgeführte Innenraummessungen erhoben. Im Zuge dieses Projekts – finanziert von mehreren Bundesministerien unter der Koordination von *Harry Friedmann*, Univ. Wien, - wurden rund 40000 Radonmessungen in ca. 16000 Innenräumen durchgeführt. **Der Mittelwert der in Österreich gemessenen log-normal-verteilten Radon-222-Aktivitätskonzentration liegt bei ca. 99 Bq/m³, der Median bei rund 61 Bq/m³** [1]. Als Gesamtergebnis wurde eine Radonpotentialkarte Österreichs auf Gemeindebasis veröffentlicht. Diese Karte gibt das Radonrisiko für jede Gemeinde Österreichs an und ist Grundlage für die Beurteilung der Notwendigkeit von Vorsorgemaßnahmen bei Neubauten und Überprüfungs- und Sanierungsmaßnahmen bei bestehenden Gebäuden. Im Land Oberösterreich etwa sind die Fördermaßnahmen für Radonvorsorge und Radonsanierung auf diese Karte bezogen.

Aufbauend auf den Ergebnissen des österreichischen Radonprojekts wurden vor allem im Bundesland Oberösterreich weitere Projekte zur Erprobung von Sanierungs- und Vorsorgemaßnahmen sowohl bei öffentlichen als auch bei privaten Gebäuden - Kindergärten, Schulen, Einfamilienhäuser - in den Jahren 1996 bis 2004 abgewickelt [2], [3]. In jüngerer Zeit (2004-2006) wurden in Oberösterreich im Lichte der Umsetzung der EU-Strahlenschutz-Richtlinie die Radonexposition von Beschäftigten in Wasserwerken im Rahmen einer wissenschaftlichen Studie untersucht.

Wesentlich für den Erfolg der Radon-Projekte zur Untersuchung und zur Erprobung von Maßnahmen in Oberösterreich in den Jahren 1996 bis 2006 war die **Einbindung und Information der wesentlichen Interessensgruppen**. In Abb. 1 sind als Beispiel die am o.ö. Kindergartenprojekt beteiligten Personengruppen mit ihren Wechselwirkungen schematisch dargestellt. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf die rechtzeitige **Einbindung der Gemeindeebene - Bürgermeister, Gemeindefachrat** - sowie auf Kommunikator/inn/en gelegt, die im Gespräch mit den betroffenen Personengruppen den Sachverhalt und den Projektablauf den betroffenen Personen verständlich machten.

Ein weiterer Erfolgsfaktor für die Durchführung von Projekten hinsichtlich der Umsetzung von Radonvorsorge- und Sanierungsmaßnahmen in Österreich war die frühzeitige **Anbindung der Radonproblematik an die Innenraumluftthematik**. Damit wurde das Thema Radon Teil des größeren Innenraumluft-Netzwerkes in Österreich und blieb kein ‚isoliertes‘ Strahlenschutzproblem. Bei den Untersuchungen der o.ö. Kindergärten und Schulen wurden gleichzeitig mit dem Radon auch die wesentlichen Innenraum-Faktoren und Schadstoffe mitbehandelt: Formaldehyd, flüchtige Kohlenwasserstoffe, Pentachlorphenol (PCP), Schimmel, Kohlenstoffdioxid, Zugluft (Gebäudeundichtheiten), Akustik, Lärm.

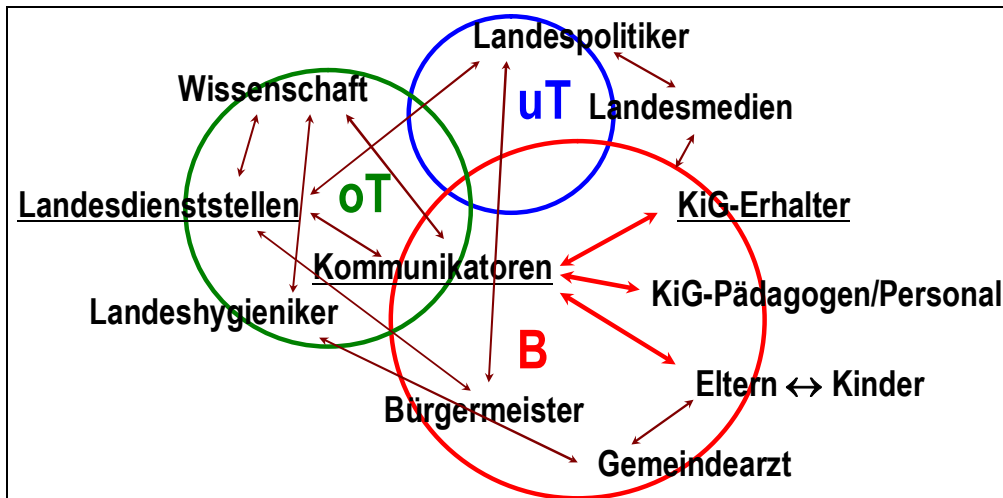


Abb. 1: Projektteams und Interessensgruppen im oberösterreichischen Kindergartenprojekt (oT ... operatives Team, uT ... unterstützendes Team, B ... Betroffene)

Die in Österreich durchgeführten wissenschaftlichen Studien und praktischen Untersuchungen führten zu drei normierten Standardverfahren zur praktischen Umsetzung der in Österreich gesammelten Erfahrungen und Erkenntnisse über Radon:

- ÖNORM S 5280-1 – Radon, Messverfahren und deren Anwendungsbereiche [4]
- ÖNORM S 5280-2 – Radon Teil 2: Technische Vorsorgemaßnahmen bei Gebäuden [5]
- ÖNORM S 5280-3 – Radon Teil 3: Sanierungsmaßnahmen an Gebäuden [6]

Diese drei Normen repräsentieren den aktuell in Österreich angewandten Stand der Technik für Radonmessung, Vorsorge und Sanierung von Gebäuden.

2. Die österreichische Radonmetrologie

Das **österreichische Normal für die Radon-222-Aktivitätskonzentration in Luft** wird vom Bundesamt für Eich- und Vermessungswesen bereitgestellt. Es handelt sich dabei um ein mobiles Radonmessgerät der Type AlphaGUARD® PQ2000 PRO (Hersteller: Genitron Instruments GmbH). Das österreichische Radonnormal ist als Sekundärnormal über periodische Kalibrierungen (Zwei-Jahres-Intervall) an das Radonprimärnormal der Physikalisch-technischen Bundesanstalt, Braunschweig, angeschlossen. Als Gebrauchsnormale dienen zwei weitere Radonmessgeräte (AlphaGuard® PQ2000 und Atmos® 12DPX von Gamdata Mättechnik AB), die über Vergleichsmessungen an das nationale Radonnormal angeschlossen sind.

Die Laborinfrastruktur für die Bereitstellung der österreichischen Radonnormale, für Kalibrierungen, Zulassung zur und Durchführung von Eichungen von Radonmessgeräten und Radondetektoren sowie zur Abwicklung von Vergleichsmessungen dient das **Radonkalibrierlabor Arsenal** des BEV in Wien. Die Radonkammer des Labors befindet sich in einem fensterlosen Kellerraum und ist aus gasdicht verbundenen Edelstahlpaneelen aufgebaut. Raumseitig sind die Paneele in NIRO zur Vermeidung elektrostatischer Effekte ausgeführt. Die 11,38 m² / 27,54 m³ umfassende Kammer ist über eine Schleuse zu betreten. Sämtliche großflächigen Einrichtungsgegenstände (Tische, Installationen, Wärme-/Kältetauscher etc.) sind in Edelstahl / NIRO ausgeführt.

In der Kammer können durch Betrieb eines Wärme- und Kältetauschers Temperaturen zwischen 15°C und $30^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ eingestellt und geregelt werden. Durch eine Zu- und Abluftanlage kann die Kammer mit gefilterter Außenluft gespült werden.



Abb. 2: Radonkammer des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen, Arsenal, Wien

Für die Bereitstellung einer regelbaren Radon-222-Aktivitätskonzentration in der Radonkammer werden drei **Radonquellen** mit unterschiedlichem Exhalationsprinzip angewandt:

- Eine fünfstufige Gaswaschflaschen-Radonquelle mit wässriger Ra-226-Lösung (ca. $41,1 \text{ kBq}$, Eigenfertigung *arsenal research*);
- eine TCP/IP gesteuerte und regelbare Exhalationsquelle mit Ra-226-Chlorid (ca. 40 kBq) und
- eine NIST Rn-222-Emanationsquelle, Standard Reference Material 4968 mit Ra-226-Chlorid in Polyethylen verkapselt mit ca. 400 Bq .

Mit diesen Exhalationsquellen sind Rn-222-Aktivitätskonzentrationen zwischen 50 Bq/m^3 und $2000 \text{ Bq/m}^3 \pm 5\%$ in der Raumluft der Radonkammer einstell- und regelbar. Der Konzentrationsbereich kann nach oben erweitert werden durch die Verwendung eines $210,5 \text{ Liter}$ Kalibriercontainers (Hersteller: Genitron Instruments GmbH). Darin sind mit den vorhandenen Radonquellen Rn-222-Aktivitätskonzentrationen bis zu 20 kBq/m^3 herstellbar.

3. Radonmesstechnik und Qualitätsmanagement

Auf Initiative von *Annette Röttger* (PTB Braunschweig) organisierten 12 Radonkalibrierlabors aus 9 europäischen Ländern im Rahmen der EUROMET (*European Collaboration in Measurement Standards*) einen Kalibriervergleich (Euromet-Projekt 657). Dieser Vergleich wurde als *supplemental comparison* im Rahmen des MRA (*Mutual Recognition Arrangement: 'Arrangement of mutual recognition of equivalence of national standards and of calibration certificates issued by national metrology institutes'* – beschlossen von der 21. Generalkonferenz der Meter-Konvention (CGPM) in Paris am 14. Oktober 1999) im Zeitraum

2002-2004 durchgeführt (Vergleich EUROMET.RI(II)-S1.Rn-222). Diesem Euromet-Vergleich vorangegangen war ein erster Vergleich von Radon-Kalibrierlabors im Rahmen des ‚Radon-D/A/CH‘ – eine informelle Kooperation von Radonmess- und Kalibrierstellen in Deutschland, Österreich und der Schweiz - in den Jahren 2000/2001. Ziel des Euromet-Projekts war der Vergleich der routinemäßig angewandten Kalibriermethoden für Radonmessgeräte europäischer Radonkalibrierlabors im Hinblick auf die gegenseitige Anerkennung von Kalibrierzertifikaten.

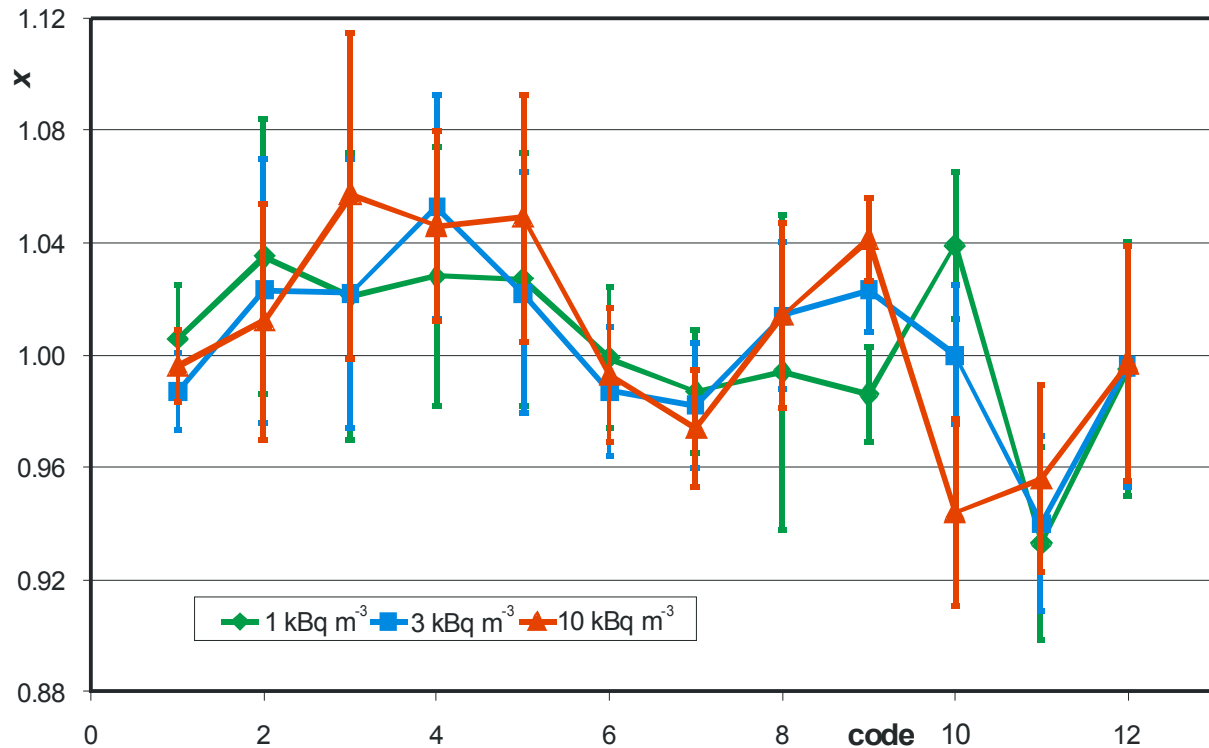


Abb. 3: Teilnehmerresultate für den Kalibrierfaktor des Vergleichsinstruments im Euromet Projekt 657 (BEV: code 4, ARCS: code 5) [7], [8]

Durchgeführt wurde der Vergleich mit einem mobilen Vergleichsinstrument (AlphaGuard, SN 1145) in jeweils drei verschiedenen Aktivitätskonzentrationsbereichen (1 kBq/m³, 3 kBq/m³ und 10 kBq/m³). Bei der Auswertung des Vergleichs wurden für die Ermittlung der Konfidenzintervalle zusätzlich zu den Varianzen auch die Kovarianzen der einzelnen Teilnehmerwerte berücksichtigt, da durch Rückführung auf einige wenige Radonprimärnormale in Europa signifikante Abhängigkeiten vorliegen. Die Detailergebnisse des Vergleichs wurden in einem Endbericht veröffentlicht [7], [8].

In Abb. 3 sind die ermittelten Kalibrierfaktoren der einzelnen Teilnehmer für alle drei Aktivitätskonzentrationsbereiche dargestellt. **Daraus ist deutlich ersichtlich, dass die relativen Messunsicherheiten bei Radonmessungen in Aktivitätskonzentrationsbereichen > 1kBq/m³ schon alleine durch die Kalibrierunsicherheiten nicht unter rund 10% erwartet werden können.** Bei geringeren Aktivitätskonzentrationsbereichen – etwa im Bereich der Richtwerte von 200 Bq/m³ bis 400 Bq/m³ kommen zusätzlich – je nach Messmethode und Messgerät – signifikante zählstatistische Unsicherheiten dazu. **Das bedeutet insbesondere für die praktische Radonmessung vor Ort – z.B. zur Ermittlung eines Jahresmittelwertes in einem Gebäude - dass in üblichen Rn-222-Aktivitätskonzentrationsbereichen mit relativen Gesamtmessunsicherheiten von ± 20% und mehr gerechnet werden muss.**

Seit dem Jahr 1991 werden in Österreich Vergleichsmessungen von Radonmessgeräten und Radondetektoren zur Erprobung neu angebotener Radonmessgeräte / Detektoren und sowie projektbegleitend zur Sicherung der messtechnischen Qualität durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Vergleichsmessungen wurden detailliert veröffentlicht [9], [10], [11], [12]. **Dabei zeigte sich, dass immer wieder Abweichungen von mehr als 30% bei einzelnen Messgeräten und Detektoren auftraten. Insofern ist eine regelmäßige Qualitätskontrolle – z.B. durch die Teilnahme an Vergleichsmessungen oder durch Kalibrierungen an einem Radonnormal – zweckmäßig.**

Im Jahr 2005 wurde erstmals seitens des nationalen Metrologieinstituts eine Vergleichsmessung für Radonmessmethoden in Österreich angeboten. Zweck dieses Vergleichs war die Erhebung und Dokumentation der aktuellen Kompetenz auf dem Gebiet der Radonmesstechnik in Österreich.

An der Vergleichsmessung (14.-29.6.2005) nahmen zehn Messstellen mit insgesamt 183 Radongasmessgeräten / Radondetektoren teil: zwei BEV-Referenzmessgeräte, 22 aktive Radonmessgeräte und 159 Radon-detektoren. Bei den aktiven Messgeräten kamen sechs Messgerätetypen, bei den passiven Radon-detektoren sieben unterschiedliche Detektortypen zur Anwendung.

In der Abb. 4 sind die Teilnehmerergebnisse der aktiven Radonmessgeräte für den ersten Expositionszeitraum dargestellt. **Von den aktiven Messgeräten konnten sich 17 Messgeräte und von den passiven Radondetektoren 6 Methoden entsprechend den zugrunde gelegten statistischen Kriterien qualifizieren [13].**

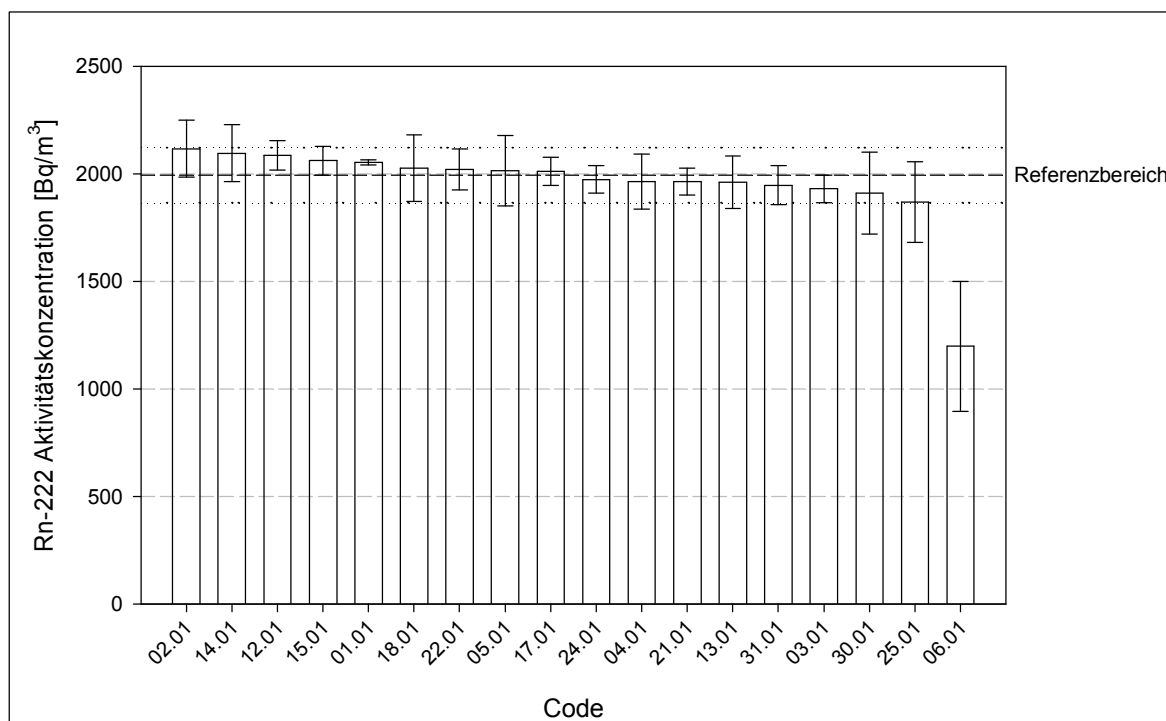


Abb. 4: Teilnehmerresultate der aktiven Radonmessgeräte bei der Vergleichsmessung ‚Radonring 2005‘, Expositionszeitraum 15.6.2006 09:00 bis 17.06.2006 09:00 [13]

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Auf Grundlage der Ergebnisse der Radonprojekte in Österreich - unter Berücksichtigung der Entwicklungen in Europa - können folgende Notwendigkeiten für die weitere Umsetzung der Erkenntnisse zur nachhaltigen Lösung der strahlenschutzbezogenen Radonproblematik in Österreich identifiziert werden:

a) Bundesweit:

- Umsetzung eines bundesweit koordinierten Radonvorsorge-/Sanierungsprogramms
- Einrichtung einer österreichischen Radonfachstelle zur Koordinierung aller radonbezogenen Projekte / Programme und Aktivitäten
- Installation eines Internet-Radoninformationsportals
- Regelmäßige Information aller Interessengruppen (Wissenschaft, Öffentlichkeit, Gesundheitsbehörden, Industrie, Architekten, Bautechniker, Ärzte ...)
- Anwendung harmonisierter Messprotokolle / Standards / Normen für Radonmesstechnik, Vorsorge- und Sanierungsmaßnahmen
- Regelmäßige Vergleichsmessungen und Messgerätekalibrierungen als Basis für qualitätsgesicherte und rückverfolgbare Radonmessungen

b) Bundesländer / regional / lokal:

- Einrichtung von regionalen Radon-Kontaktpunkten zur Erstinformation von Personen und Interessensgruppen
- Regelmäßige Durchführung von regionalen, zielgruppenausgerichteten Informations- und Diskussionsveranstaltungen
- Ständige Information der Öffentlichkeit in Gebieten mit hohem Radonpotential hinsichtlich Vorsorge- und Sanierungsmaßnahmen

Aus der Erfahrung in verschiedenen europäischen Ländern kann geschlossen werden, dass eine nachhaltige Lösung der Radonproblematik in Österreich weitere 20 Jahre benötigen könnte. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Radon nicht nur eine Angelegenheit von Strahlenschützer/inne/n ist, sondern den Einsatz mannigfaltiger Kompetenzen erfordert:

- Soziologie und Psychologie
- Medizin / Gemeindeärzte
- Regionalpolitik
- Gesundheits- und Umweltbehörden
- Architekten, Bauingenieure und Baumeister
- Gebäudeeigentümer und Wohnungsmieter

Wenn auch die Beurteilung der gesundheitlichen Risiken erhöhter Radonexposition nach wie vor wissenschaftlich kontrovers diskutiert wird, sollte zumindest seitens der Strahlenschützer/innen Klarheit darüber herrschen, dass Radon wesentlich zur Strahlenexposition der Bevölkerung beiträgt und mittelfristig einer nachhaltigen Lösung – auch in Österreich - bedarf.

5. Literaturverzeichnis

- [1] Friedmann, H.: Final Results of the Austrian Radon Project. Health Physics 89(4):339-348, 2005
- [2] Maringer, F.J., Lueglinger, S., Akis, M.C., Kaineder, H., Kindl, P., Kralik, C., Lettner, H., Nadschläger, E., Ringer, W., Rolle, R., Schönhofer, F., Sperker, S., Stadtmann, H., Steger, F., Steinhäusler, F., Tschurlovits, M., Winkler, R.: Results and conclusions of the Austrian radon mitigation project ‚SARAH‘. Proc Radon in the living environment. Ed. Simonou-

pulos, S.E., Scivyer, Ch. Athens, 19-23 April 1999. Nat. Techn. Univ. Athens, Greece, pp 1205-1218, 2000

- [3] Maringer, F.J., Kaineder, H., Nadschläger, E., Sperker, S., Karg, V., Ringer, W., 2001a: Radon in oberösterreichischen Kindergärten: Erhebung, Sanierung und Vorsorge. Publikationsreihe Fortschritte im Strahlenschutz. Strahlenschutz für Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen. TÜV-Verlag GmbH, München. S.162-165, 2001
- [4] ÖNORM S5250-1: Radon, Messverfahren und deren Anwendungsbereiche. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 1998
- [5] ÖNORM S 5280-2: Radon Teil 2: Technische Vorsorgemaßnahmen bei Gebäuden. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 2003
- [6] ÖNORM S 5280-3: Radon Teil 3: Sanierungsmaßnahmen an Gebäuden. Österreichisches Normungsinstitut, Wien, 2005
- [7] A Röttger, A Honig, V Schmidt, H Buchröder, A Rox, G Butterweck, Ch Schuler, F J Maringer, N Michielsen, C Howarth, J C H Miles, A Vargas, X Ortega, I Burian, T Turtiainen, P Jachs, R Edelmaier and Nils Hagberg: Comparison of calibration facilities for radon activity concentration: Euromet Project 657. Metrologia 42, Tech. Suppl., 06003, 2005
- [8] Euromet: Comparison of calibration facilities for the radon activity concentration. Euromet Project 657, Final Report - 2005-02-01 ([http://www.bipm.org/utis/common/pdf/final_reports/RI/EUROMET.RI\(II\)-S1/EUROMET.RI\(II\)-S1.Rn-222.pdf](http://www.bipm.org/utis/common/pdf/final_reports/RI/EUROMET.RI(II)-S1/EUROMET.RI(II)-S1.Rn-222.pdf): 2006-07-07)
- [9] Maringer, F.J.; Hamernik, E.; Edelmaier, R.; Kreuziger, M.; Schönhofer, F.: „Radium, Radon und Folgeprodukte in Raumluft und Trinkwasser: Vergleich von Untersuchungsmethoden, Anwendungsbeispiele“ Proc. „Radon“, 14. Arbeitstagung der ÖSRAD/ ÖVS, 4. Juni 1992, Wien. Seibersdorf: ÖVS, S. 68 – 76, 1993
- [10] Maringer, F.J.; Kindl, P.; Mossbauer, L. & Stadtmann, H.: Measurement of Radon in Practice – a Comparison of Methods. In: Norbert Vana und Alfred Hefner (ed): Proc. Austr.-Ital.-Hung. Rad. Prot. Symp., 28-30 April 1993, Obergurgl/ Tirol. Vol.3. Seibersdorf: (ÖVS).pp.427-431, 1994
- [11] Maringer, F.J.; Kaineder, H.; Kindl, P.; Lettner, H.; Mossbauer, L. & Saidler, CH.: Bestimmung von Radon und Radonfolgeprodukten in Luft: Eine aktuelle Vergleichsmessung. Mitt. Österr. Geol. Ges. 88. Wien, 1997
- [12] Maringer, F.J.; Ramer, A: Ergebnis des Ringvergleichs für Radon-Detektoren und Radonmessgeräte „Radonring 99“. Österreichisches Forschungs- und Prüfzentrum Arsenal GmbH, Wien, 1999
- [13] Maringer, F.J., Baumgartner, A., Michai, P., 1, Kreuziger, M.: Ergebnis der Vergleichsmessung für Radonmessgeräte und Radondetektoren ‚BEV-Radonring 2005‘. Endbericht. Physikalisch-technischer Prüfdienst des Bundesamts für Eich- und Vermessungswesen, Wien, 2006

AUTOMATISCH ABSCHALTENDE PASSIVE RADONEXPOSIMETER

AUTOMATICALLY SWITCHING-OFF PASSIVE RADON DOSIMETER

H. Hingmann¹, V. Ehret¹, F. Busch², A. Rox², C. Chadt³

¹ Fachhochschule Gießen-Friedberg, Institut für Medizinische Physik und Strahlenschutz

² Materialprüfungsamt Nordrhein-Westfalen (MPA NRW), Dortmund

³ Carsten Chadt Fotofachlabor e.K., Siegen

Zusammenfassung

Die Strahlenschutzverordnung fordert für Beschäftigte von Wasserwerken, Untertagebetrieben und Radonheilbädern die Exposition durch das natürliche radioaktive Edelgas Radon zu ermitteln. Das geschieht überwiegend mit passiven Exposimetern, die von den Personen während der Arbeit am Körper zu tragen sind. Diese praxisbewährten Geräte werden auch durch das überall vorhandene Radon exponiert, wenn sie nicht getragen werden. Um diese zusätzliche Exposition herausrechnen zu können, müssen die Exposimeter ausserhalb der Arbeitszeiten an Referenzorten gelagert werden, deren mittlere Radonkonzentration mittels weiterer Exposimeter ermittelt wird. Zudem müssen bisher von den Beschäftigten die Zeiten, in denen das Gerät getragen wurde, schriftlich festgehalten werden. Die notwendige Korrektur des Expositionswertes sowie die Unsicherheiten bei der Ermittlung der Tragezeiten und der Radonkonzentration am Referenzort während der Lagerung führen zu großen Unsicherheiten und schlechten Nachweisgrenzen. Auch senkt der von den Personen zu treibende Aufwand die Akzeptanz der Exposimeter. Nachweisgrenzen, Genauigkeiten und Akzeptanz werden verbessert, wenn die Radonexposition automatisch nur während der Arbeitszeit und nicht auch während der Lagerzeit erfasst wird. Dazu ist das Gerät mit Beschleunigungssensor und Microcontroller ausgestattet, die eine Verschlussmechanik steuern. Die Expositionsdauer wird automatisch erfasst. Es können etablierte Filme und Auswerteverfahren benutzt werden, Größe und Abmessungen der Geräte sind weiterhin „tragbar“. Bei der Ortsexposimetrie ermöglicht die zeitabhängige Verschlusssteuerung eine selektive Radonmessung z. B. während bekannter Arbeits- oder Aufenthaltszeiten.

Summary

The German Radiation Protection Act claims that the exposure to the natural occurring, radioactive noble gas Radon is to be estimated for employees in waterworks, mines, and radon spas. This is primarily done by the usage of passive dosimeters, which are worn by the employees during working hours. These established devices are exposed to ubiquitous Radon, even if they are not worn by the person. To calculate the additional dose, the dosimeters have to be stored off the job at a reference location, where the average Radon concentration is measured by further dosimeters. Additionally the working hours of the employees, who wear dosimeters, have to be recorded. Necessary corrections of exposure values and also uncertainties in the evaluation of wearing period and in determination of the Radon concentration at the reference location lead to large overall uncertainties and poor detection limits. Also, the acceptance of dosimeter is lowered by the effort, the employee has to make by wearing. Detection limit, accuracy and acceptance will be improved, if the Radon exposure is automatically measured during working hours only and not during storage time off the job. To do this task, the device is equipped with an acceleration sensor and a micro controller, which controls a closure mechanism. The exposure period is recorded automatically.

Established films and analyses could be used. The size of these devices does not handicap the wearing person more than the regular dosimeters. The device's ability to control closure by a timer allows selective Radon measurements e.g. during known working hours or during sojourning periods at fixed locations.

Schlüsselwörter Strahlenschutz, Radon, Radonexposimeter, Kernspurdetektor, Wasserwerk
Keywords Radiation protection, Radon, Radon dosimeter, nuclear track detector, waterwork

1. Einleitung

Die Strahlenschutzverordnung –StrlSchV [1] enthält in Teil 3 Kapitel 1 und 2 Regelungen zum Schutz von Mensch und Umwelt vor natürlichen Strahlenquellen bei Arbeiten. Für Arbeitsfelder, bei denen erheblich erhöhte Expositionen durch Radon-222 (künftig immer gemeint, wenn nur Radon erwähnt ist) auftreten können, ist eine auf den Arbeitsplatz bezogene Abschätzung der Radonexposition oder der effektiven Dosis bezogen auf das Kalenderjahr durchzuführen. Derartige Arbeitsfelder sind gem. StrlSchV, Anlage XI, Teil A [1]

- untertägige Bergwerke, Schächte und Höhlen, einschließlich Besucherbergwerke,
- Radon-Heilbäder und -Heilstollen
- Anlagen der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung.

Ergibt die Abschätzung eine jährliche Radonexposition $> 2000 \text{ kBq/m}^3$ bzw. eine effektive Dosis $> 6 \text{ mSv}$, sind Reduzierungsmaßnahmen in den Anlagen und Überwachungsmaßnahmen bei den Personen durchzuführen. Die administrative Vorgehensweise ist in der „Richtlinie Arbeiten“ [2] geregelt, die insbesondere dem bundeseinheitlichen Verwaltungshandeln dient. Der Leitfaden „Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten“ des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) [3] enthält grundlegende Informationen zur Überwachung und Reduzierung der Strahlenexpositionen von Beschäftigten. Außerdem gibt er Hinweise und Empfehlungen zu Möglichkeiten der innerbetrieblichen Organisation des Strahlenschutzes und zur Umsetzung behördlicher Anforderungen.

2. Verfahren zur Abschätzung der Strahlenexposition durch Radon-222

Mit Abschätzung bezeichnet die „Richtlinie Arbeiten“ [2] die Bewertung der Strahlenexposition einer Einzelperson an ihrem Arbeitsplatz bezogen auf das Kalenderjahr. Sie muss mit konservativen Annahmen erfolgen und repräsentativ sein für die durchgeführten Arbeiten der Person. Die messtechnische Grundlage für eine solche Abschätzung kann prinzipiell auf zwei Wegen erreicht werden:

- Radonkonzentrationsmessungen mit stationären Geräten in möglichst vielen -besser allen- Anlageteilen (Ortsmessungen) und Ermittlung der Aufenthaltszeiten der Beschäftigten an diesen Arbeitsorten
- Einsatz passiver Messgeräte zur Bestimmung der Radon-222-Exposition, die von den Beschäftigten während der Ausübung ihrer Tätigkeiten getragen werden (Personenexposimeter).

Grundsätzlich kann man festhalten, dass Ortsmessungen dann sinnvoll sein können, wenn viele Beschäftigte an wenigen Orten tätig sind. Das kann beispielsweise in großen Untertagebetrieben der Fall sein.

Als das in der Regel anzuwendende Verfahren wird in [2] die Verwendung von Personenexposimetern genannt. Es wird in diesem Zusammenhang insbesondere auf Personen hingewiesen, deren Arbeitsorte häufig wechseln. Hierzu gehören die Beschäftigten in Wassergewinnungsanlagen, die in Deutschland den überwiegenden Anteil der hinsichtlich ihrer Radon-

exposition zu überwachenden Personen ausmachen. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich ausschließlich auf Aspekte der Personenexposimetrie.

2.1 Radon-Personenexposimeter

Bei Personenexposimetern kann grundsätzlich unterschieden werden zwischen

- elektronischen Geräten (z.B. DOSEman der Fa. SARAD)
- passiven Messgeräten mit Kernspurdetektoren.



Abb. 1: Größenvergleich eines passiven (links) und elektronischen Radonexposimeters

Elektronische Geräte können neben einer integralen Messung auch Zeitverläufe der Radonkonzentration registrieren. Dadurch können Orte mit hohen Werten identifiziert werden, was Voraussetzung ist für die Einleitung von Reduktionsmaßnahmen. Die Anwendung dieser Geräte ist wegen der relativ hohen Anschaffungskosten, der Größe und des Gewichts auf spezielle Anwendungen begrenzt.

Erheblich weiter verbreitet und seit vielen Jahren zur Routine geworden sind Kernspurdetektoren. Die Messung ist integrierend, Ergebnis ist eine Exposition am Ende der Tragezeit. Die Geräte sind sehr kostengünstig und gewähren eine sichere Dokumentation des Messwertes.

2.2 Messprinzip von Kernspurdetektoren

Das Radon gelangt über Filter oder enge Luftspalte, die ein Eintreten der Folgeprodukte verhindern, in die Diffusions- bzw. Messkammer (Abb. 2). Hier erzeugen die Alphateilchen des Radons und seiner in der Kammer entstehenden Folgeprodukte latente Spuren auf dem Detektorfilm (z.B. Cellulosenitrat). Durch Ätzen werden diese Spuren sichtbar und können unter einem Durchlichtmikroskop ausgezählt werden (Abb. 3). Die Spurendichte ist ein Maß für die „vom Gerät gesehene“ Radonexposition ab dem Zeitpunkt, an dem die radondichte Versandverpackung geöffnet wurde.

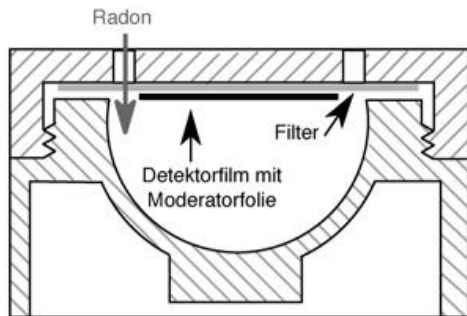


Abb. 2: Querschnitt durch ein passives Radonexposimeter

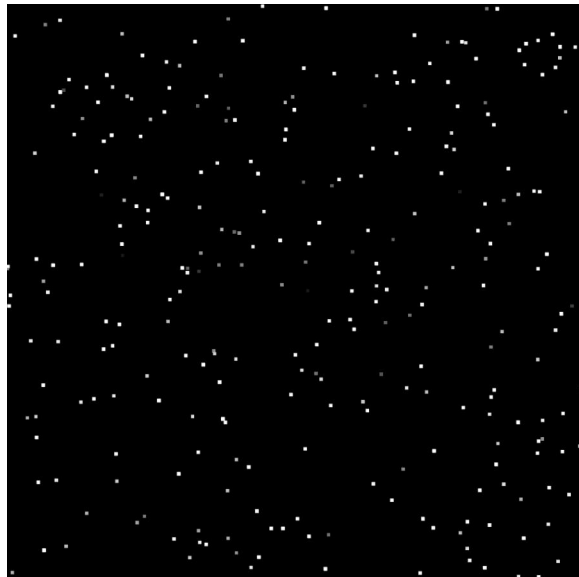


Abb. 3: Ätzzspuren auf einem mit 807 kBq/m^3 Radon exponierten Kernspurfilm Kodak LR1115 (Filmausschnitt: ca. $0,3 \text{ cm}^2$)

Diese praxisbewährten Geräte werden auch durch das überall vorhandene Radon exponiert, wenn sie nicht getragen werden. Um diese zusätzliche Exposition herausrechnen zu können, müssen die Exposimeter außerhalb der Arbeitszeiten an Referenzorten gelagert werden, deren mittlere Radonkonzentration mittels weiterer Exposimeter ermittelt wird.

$$\text{Exposition der Person} = \text{Exposition des Personen-Exposimeters} - \text{Exposition ausserhalb der Arbeitszeit}$$

Zudem müssen die Personen die Zeiten, in denen das Gerät getragen wurde, schriftlich festhalten. Nur so kann aus der Exposition im Messzeitraum auf die Jahresexposition geschlossen werden.

Die gem. StrlSchV [1] zu ermittelnde Jahresexposition errechnet sich nach Gl. 1.

$$JEx = (MWP \cdot KoR) \frac{JAZ}{tP} \quad (1)$$

$$KoR = \frac{MWR \cdot tN}{tR} \quad (2)$$

JEx: gem. StrlSchV abzuschätzende Jahresexposition [$\text{Bqh/m}^3\text{a}$]

KoR: Korrektur für die Exposition am Referenzort [Bqh/m^3]

MWP: Messwert Personenexposimeter [Bqh/m^3]

MWR: Messwert Referenzexposimeter [Bqh/m^3]

tN: Lagerzeit des Personenexposimeters am Referenzort [h]

tR: Expositionszeit des Referenzexposimeters [h]

tP: Tragezeit des Personenexposimeters [h]

JAZ: jährliche Arbeitszeit [h/a]

In Gl. 2 ist MWR/tR die mittlere Radonkonzentration am Referenzort. Für JAZ ist die maximale jährliche Arbeitszeit einzusetzen. Sie wird in der Regel mit 1700 h/a angenommen.

3. Schwächen der bisherigen Vorgehensweise

Die in Kap. 2.2 beschriebene Art der Korrektur des Expositionsanteils am Referenzort KoR (s. Gl. 1) geht von einer dort konstanten Radonkonzentration aus. Tatsächlich gibt es aber immer mehr oder weniger ausgeprägte Tagesgänge, weshalb die aus dem Ergebnis MWR der integralen Messung mit dem Referenzexposimeter errechnete mittlere Radonkonzentration stark abweichen kann von dem Mittelwert während der Lagerzeit des Personenexposimeters am Referenzort -vorwiegend nachts und an Wochenenden.

Aus langjähriger Erfahrung der Verfasser sind außerdem Zweifel berechtigt, ob das Personenexposimeter außerhalb der Arbeitszeit immer am Referenzort gelagert wurde.

Um die Expositionszeit während der Arbeit ermitteln zu können, müssen die Beschäftigten über die Tragezeiten Buch führen. Häufig kann eine Auswertung nur nach Sichtung umfangreicher Arbeitszettel geschehen. Der Aufwand für die Beschäftigten kann zu geringer Akzeptanz der Geräte führen.

Vor allem die Unsicherheit der notwendigen Korrektur KoR für den Messwert des Personenexposimeters sowie die Unsicherheiten bei der Ermittlung der Tragezeiten und der Radonkonzentration am Referenzort während der Lagerung können zu großen Unsicherheiten und schlechten Nachweisgrenzen führen.

Aus Gl. 1 und 2 erhält man die Gleichungen für die Messunsicherheit der Jahresexposition bei Betrachtung des Größtfehlers (Gl. 3 und 4) und des wahrscheinlichen Fehlers (Gl. 5 und 6).

$$\frac{JEx}{JEx} = \frac{MWP + KoR}{MWP \quad KoR} + \frac{tP}{tP} \quad (3)$$

$$\Delta KoR = \left(\frac{\Delta MWR}{MWR} + \frac{\Delta tR}{tR} + \frac{\Delta tN}{tN} \right) KoR \quad (4)$$

$$\frac{\Delta JEx}{JEx} = \sqrt{\left(\frac{\sqrt{\Delta MWP^2 + \Delta KoR^2}}{MWP - KoR} \right)^2 + \left(\frac{\Delta tP}{tP} \right)^2} \quad (5)$$

$$\Delta KoR = KoR \sqrt{\left(\frac{\Delta MWR}{MWR} \right)^2 + \left(\frac{\Delta tR}{tR} \right)^2 + \left(\frac{\Delta tN}{tN} \right)^2} \quad (6)$$

Die Unsicherheiten der Einzelgrößen werden bei den Expositionen MWP und MWR mit $\pm 20\%$ und für die Zeiten tN, tR und tP mit $\pm 10\%$ geschätzt.

Folgendes Zahlenbeispiel spiegelt die Situation bei einer realen Messung wider:

Überwachungszeitraum:	3 Monate (entspr. tR = 2190 h)
Exposition des Referenzexposimeters:	MWR = 219 kBqh/m ³ (ergibt sich aus 100 Bq/m ³ mittl. Rn-Konz. am Referenzort)
tatsächliche Arbeitszeit im Überwachungszeitraum:	tP = 300 h (von max. 1700h/4=424h)
daraus:	tN = tR - tP = 1890 h
Exposition des Personenexposimeters:	MWP = 450 kBqh/m ³

Für die gemäß StrSchV zu ermittelnde Jahresexposition JEx erhält man 1479 kBqh/m³ mit einem Größtfehler von 73% und einem wahrscheinlichen Fehler von 40%. Die Korrektur für

die Exposition am Referenzort KoR hat daran den größten Anteil mit 40 bzw. 24 Prozentpunkten.

Zur Verbesserung der Genauigkeit kann wesentlich eine Vermeidung oder mindestens Verkleinerung von KoR und seiner Unsicherheit und die Verbesserung der Tragezeiterfassung beitragen.

4. Konzept einer Modifizierung von passiven Expositometern

Die Messunsicherheit der hochgerechneten Jahresexposition JEx wird sehr effektiv verbessert, wenn eine Exposition des Personenexposimeters außerhalb der Arbeitszeit ausgeschlossen werden kann. Erfolgt außerdem eine automatische Erfassung der Tragezeit tP des Personenexposimeters, so wird ΔtP vernachlässigbar klein und man erreicht gemäß nachfolgender Betrachtung eine deutliche Reduktion der Unsicherheit. Für die Bestimmung der Jahresexposition JEx gilt jetzt Gl. 7.

$$JEx = MWP \frac{JAZ}{tP} \quad (7)$$

In Gl. 7 ist MWP der Messwert und tP die Tragezeit des Personenexposimeters. Bei elektronischer Erfassung ist die Unsicherheit von tP vernachlässigbar. Verglichen mit Gl. 1 entfällt hier die Korrektur KoR für die Exposition des Personenexposimeters am Referenzort. Damit wird $\Delta JEx/JEx = \Delta MWP/MWP$.

Für das in Kapitel 3 betrachtete Zahlenbeispiel erhält man nach dem bisherigen Verfahren für den Größt- bzw. wahrscheinlichen Fehler 73% bzw. 40% und mit einem entsprechend modifizierten Expositometertyp 20%.

5. Automatisch abschaltendes Expositometer

Ein eingebauter Beschleunigungssensor signalisiert, ob das Gerät getragen wird (Arbeitszeit) oder nicht (außerhalb der Arbeitszeit). Im Zustand „Gerät wird nicht getragen“ wird die Radonregistrierung unterbrochen. Eine sofortige „Abschaltung“ erfolgt durch Abdeckung des Films in möglichst kleinem Abstand. Die Effektivität der Abschaltung zeigt Abb. 4.

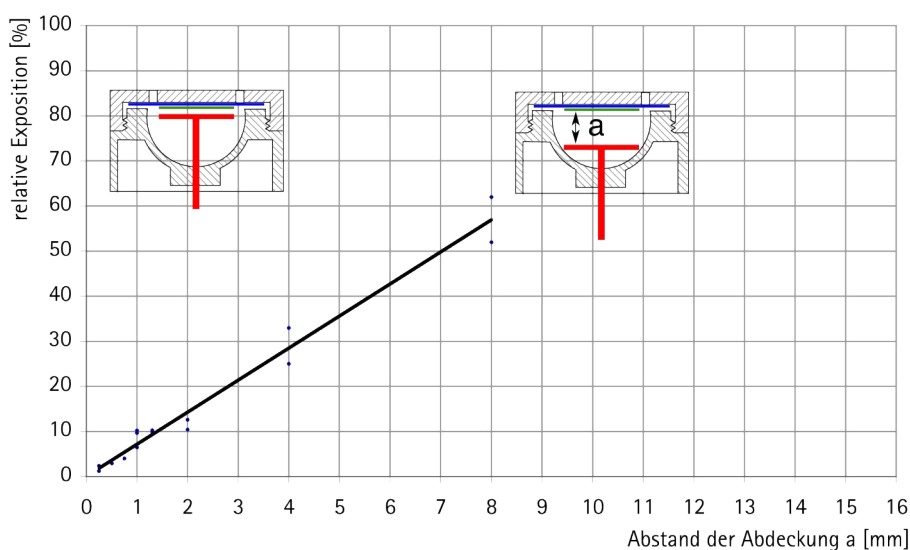


Abb. 4: Relative Restexposition des Films in Abhängigkeit vom Abstand der Filmabdeckung

Werden für den Abstand zwischen Film und Abdeckung -in Abb. 4 mit a bezeichnet- 0,5 mm nicht überschritten, so ist eine Überexposition von weniger als 5% bezogen auf die Exposition während der Lagerungszeit -also außerhalb der Arbeitszeit- zu erwarten. Die Bezugsexpositionen wurden mit unveränderten Passivexposimetern und mit aktiven Messgeräten ermittelt. Abb. 5 zeigt eine schematische Darstellung des modifizierten Exposimeters und seiner Funktionsweise. Ein Foto des ersten Funktionsmodells mit zunächst manuell zu betätigendem Verschluss enthält Abb. 6.

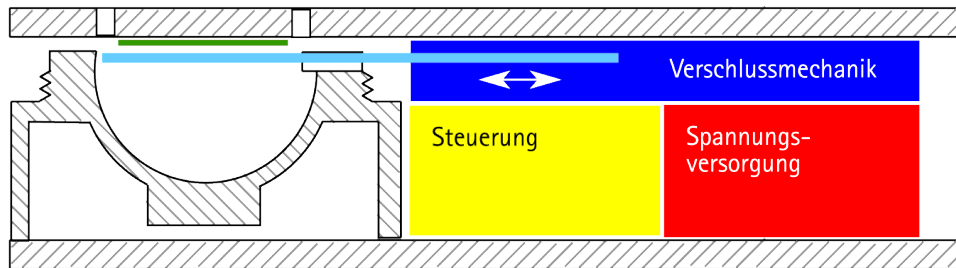


Abb. 5: Schema eines automatisch abschaltenden passiven Radonexposimeters



Abb. 6: Foto des ersten Funktionsmodells mit manueller Abschaltung (links) und Größenvergleich mit einem elektronischen (rechts oben) und einem etablierten Kernspur-Exposimeter (rechts unten)

Auch wenn das in Abb. 6 dargestellte Funktionsmodell noch keine elektronische Verschlusssteuerung enthält, sind die Verfasser zuversichtlich, dass sich die Größenrelation nicht wesentlich ändern wird.

6. Anmerkungen und Ausblick

Bereits eine manuelle Filmabdeckung führt zu einer deutlichen Verbesserung der Genauigkeit. Ein entsprechendes Gerät ist auch in [4] beschrieben. Die Bedingung, dass das Personenexposimeter am Ende der Arbeitszeit zum Referenzgerät gelegt und zu Beginn dort wieder geholt werden muss, entfällt. Bei automatischem Verschluss mit gleichzeitiger Erfassung der Tragezeiten entfällt auch die manuelle Zeiterfassung.

Die Geräte können außerhalb der Arbeitszeit an beliebigen Orten aufbewahrt werden. Wegen der wenn auch geringen Restregistrierung im abgeschalteten Zustand (s. Abb. 4) sind Orte sehr hoher Radonkonzentrationen zu meiden. Die Messgenauigkeiten und Nachweisgrenzen werden erheblich verbessert. Es können etablierte Filmauswertungen verwendet werden, Gewicht und Abmessungen verändern nur unwesentlich den Tragekomfort. Eine Energieversorgung für einen Zeitraum größer drei Monate wird als unproblematisch angesehen.

Als weitere Anwendungsmöglichkeit bietet sich die Nutzung der elektronischen Abschaltung bei Ortsexposimetern an. Zumindest bei Räumen mit zeitlich festliegender Nutzung (z.B. Schulen, Kindergärten, Büroräume) kann die Beurteilung der Radonsituation im Hinblick auf die Nutzer nur unzuverlässig aus dem Mittelwert der Radonkonzentration über den gesamten Messzeitraum abgeleitet werden. Es ist nur über die Zeitfenster der jeweiligen Raumnutzung zu mitteln. Beispielsweise war in einem Bürogebäude der 24h-Mittelwert der Radonkonzentration um den Faktor 10 höher als der Mittelwert während der Arbeitszeit [5]. Ursache ist vor allem die in der Regel deutlich intensivere Lüftung bei Nutzung der Räume.

Literaturverzeichnis

[1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714)

[2] Richtlinie für die Überwachung der Strahlenexposition bei Arbeiten nach Teil 3 Kapitel 2 Strahlenschutzverordnung (Richtlinie Arbeiten). GMBI Nr. 22 2004, S. 418 - 431

[3] Beck, Th.; Ettenhuber, E.: Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten. Leitfaden für die Umsetzung der Regelung nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 StrlSchV. BfS-SW-03/06; Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, März 2006, ISBN 3-86509-483-X

[4] Sciocchetti, G.; Cotellessa, G.; Soldano, E.; Pagliari, M.; Ceccatelli, A.: A new passive integrating detector for measurement of individual radon exposure at working places; 11. IRPA-Kongress, Madrid, Mai 2004; <http://www.irpa11.com/new/pdfs/6a58.pdf>

[5] Heinrich, Th.; Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen; persönliche Mitteilung

„LOW COST“ RADON MONITORE SIND DIE BRÜCKE ZWISCHEN PASSIVEM UND AKTIVEM RADON MONITORING

„LOW COST“ RADON MONITORS ARE THE BRIDGE BETWEEN ACTIVE AND PASSIVE RADON MONITORING

T. Streil¹, V. Oeser², K. Schönefeld²

¹ SARAD GmbH, Dresden, Deutschland

² SARAD Geolab GmbH, Dresden, Deutschland

Zusammenfassung

Radon besitzt als natürlich vorkommendes Edelgas eine herausragende Stellung im Bereich der natürlichen Radioaktivität. Die Auswirkungen auf den Menschen reichen von segensreichen wohldosierten Anwendungen in der Balneologie bis zu jährlich mehreren Tausend Toten durch radonbedingten Lungenkrebs.

Die sachgerechte und qualitätsgesicherte elektronische Aufzeichnung von Radondaten inklusive relevanter Umgebungsparameter gewinnt daher zunehmend an Bedeutung. Wie derartige Messungen mit einer neuen Generation von handlichen, zeitliche Verläufe abbildenden Messinstrumenten zu bezahlbaren Bedingungen zu realisieren sind, will der folgende Beitrag beschreiben.

Summary

As naturally occurring inert gas, Radon has an outstanding position in the field of natural radioactivity. The influences on men reach from definite applications in balneology to more than thousand of dead by Radon-caused lung cancer.

Therefore, the quality-ensured electronic monitoring of Radon data including relevant environmental parameters is more and more attached value to.

The aim of the contribution is to describe how these measurements can be realised by using a new generation of handy, temporal processes mapping measurement devices under affordable conditions.

Schlüsselwörter Radonmonitor, Thoronmonitor, Alphaspektrometrie,, Aktives Monitoring
Keywords radon monitor, thoron monitor, alpha spectrometry, active monitoring

1. Einleitung

Der Ruf nach preiswerten, gleichzeitig aber zeitaufgelösten und qualitätsgesicherten Radon-Messungen wird immer lauter. Dabei soll die eingesetzte Messtechnik handlich und auch für Nicht-Radonspezialisten leicht bedienbar sein. Dies gilt insbesondere für Anwendungsbereiche wie

- Raumluftüberwachung,
- Arbeitsplatzmonitoring,
- Dosiskontrolle,
- Sofort- und On-the-spot-Radonmessung oder
- Lang- und Kurzzeit-Radonuntersuchung.

Durch das Bundesumweltministerium und die angeschlossenen Behörden wird derzeit eine Richtlinie zum Schutz vor Radon beim Aufenthalt in Gebäuden erarbeitet. Gesetzliche

Regelungen zur Radon-Überwachung existieren bereits für ausgewählte Arbeitsplätze (beispielsweise für Radon-Bäder) mit der Strahlenschutzverordnung [1] aus dem Jahre 2002. In einem Leitfaden für deren Umsetzung [2] beschreibt das BfS (Bundesamt für Strahlenschutz) die Maßstäbe an geeignete Messtechnik im Detail und fordert u.a., dass „das Messgerät die für den vorgesehenen Messzweck erforderlichen physikalisch-technischen Eigenschaften besitzt und die Konformität des Messgerätes mit meteorologischen Anforderungen erfüllt ist“.

Musste man bisher große Messkoffer für die Radon- oder Radonfolgeprodukt-Messung mit sich herumtragen, so gestatten es heute neue Messkammerprinzipien und natürlich der Einsatz moderner Mikroelektronik, bei vergleichbar hoher Sensitivität nunmehr Geräte im Format eines Handys bzw. einer CD-Box zu produzieren. Durch den Einsatz der Alphaspktrometrie und die Integration zusätzlicher meteorologischer und Bewegungssensoren ist es möglich, die Qualitätssicherung der Messungen auf solider Basis zu gewährleisten.

Gehören inzwischen die Radon-Personendosimeter „DOSEman“ und „DOSEman Pro“ zur Standardausrüstung vieler Institute und Messdienstleister, so sollen in diesem Beitrag der neuentwickelte "Low-Cost-Monitor "Radon Scout Plus", seine technischen Lösungen und Anwendungsmöglichkeiten sowie die neue Gerätegeneration der Radon-Thoron-Monitore vorgestellt werden.

2. Die Funktion der Messgeräte

Das Herzstück der neuen Technik ist die elektrostatisch optimierte Hochspannungsmesskammer, in der die Radon- bzw. Thoron-Folgeprodukte auf einem Silizium-Halbleiter-Detektor abgeschieden werden. Die Geometrie der Messkammer ist so gestaltet, dass Feuchte und Temperatur in der Kammer ohne Einfluss auf die Radonparameter bleiben. Damit benötigen Geräte dieser neuen Generation weder Trockenpatronen noch Korrekturalgorithmen.

Unterschiedliche Einsatzziele bestimmen Empfindlichkeit und Ausstattung der einzelnen Gerätetypen: Ein universeller Radon-Thoron-Monitor wird benötigt für schnelle Übersichtsmessungen, Sniffing-Messungen zur Ermittlung von Radoneintrittspfaden, Messungen von Bodenradon und von Radon in Wasser. Hier sind hohe Empfindlichkeit, kurze Ansprechzeiten und eine interne Pumpe (insbesondere für Thoron-Messungen) erforderlich. Dies bedeutet: ausreichend große Messkammer und Elektronik zur Aufnahme kompletter Alphaspektren. Dagegen ist ein elektronischer Low-Cost-Radon-Monitor eher für preiswerte, aber dennoch zeitaufgelöste und qualitätsgesicherte Langzeit- und Überwachungsmessungen konzipiert. Hierbei ist eine Gesamt-Alpha-Messung ausreichend, denn im Vordergrund stehen: lange Betriebsdauer mit einem Batteriesatz, großer Speicher, geringe Abmessungen und ein wesentlich niedrigerer Preis im Vergleich zu einem Radon-Thoron-Monitor. Ein Messdienstleister wird neben einem Radon-Thoron-Monitor etwa 5-10 Low-Cost-Radon-Monitore für sich wiederholende Langzeituntersuchungen betreiben.

Entsprechend der dargestellten Leitlinien sind der Radon-Thoron-Monitor „RTM 1688-2“ und der Low-Cost-Radon-Monitor „Radon Scout Plus“ nach einheitlichen konstruktiven Prinzipien und mit identischer Datenstruktur und Software entwickelt worden.



Bild 1: Radon-Thoron-Monitor „RTM 1688“

Bild 2: „Radon Scout Plus“

Der Radon-Thoron-Monitor „RTM 1688-2“ kann in zwei Modi betrieben werden. Im Fast-Mode (besonders kurze Ansprechzeit), bei dem nur die Polonium-218-Komponente berücksichtigt wird, beträgt die Sensitivität 3,5 Impulse pro Minute bei 1000 Bq/m³ Radonaktivitätskonzentration, im Slow-Mode, bei dem zusätzlich noch die Polonium-214-Komponente einbezogen wird, 7 Impulse pro Minute bei 1000 Bq/m³.

So ist es möglich, bei einer Stunde Messintervall Radonaktivitätskonzentrationen von 200 Bq/m³ mit nur 10% statistischem Fehler zu ermitteln bzw. 10 Bq/m³ mit 23 % statischem Fehler bei einem Messintervall von 4 Stunden.

Die Sensitivität für Thoron (Radon-220) liegt bei 70% im Vergleich zu Radon. Dies ist bedingt durch die sehr kurze Halbwertszeit und die beschränkte Pumprate.

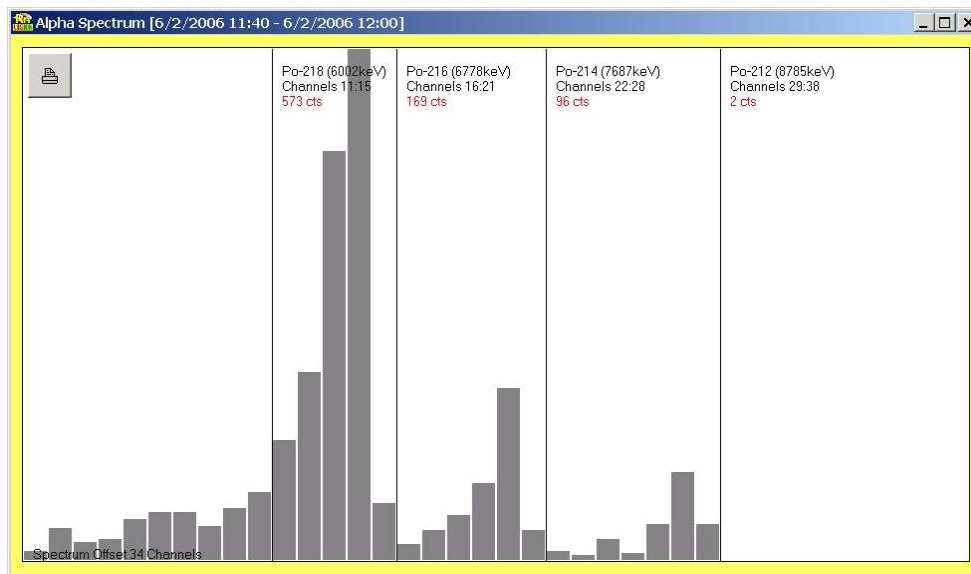


Bild 3: Darstellung des Spektrums einer Bodengasmessung mittels des „RTM 1688“

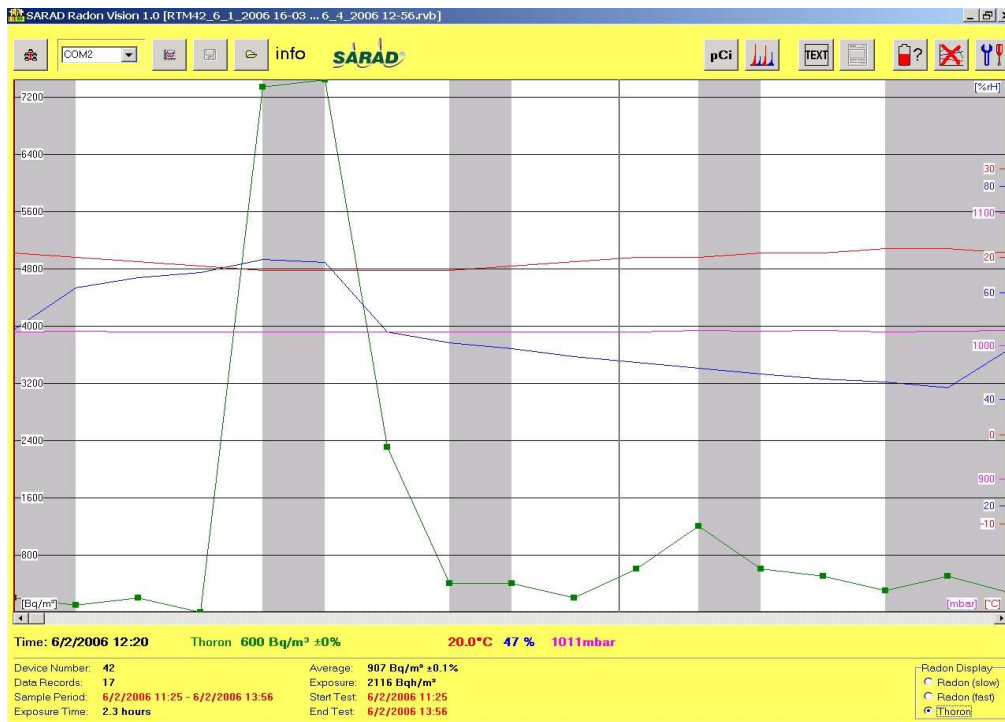


Bild 4: Darstellung des dazugehörigen zeitlichen Verlaufs der Thoron-Konzentration in der Bodenluft, gemessen mit dem „RTM 1688“

Beim „Radon Scout Plus“ können die spektrometrisch ermittelten "Radonimpulse" über Zeitintervalle von einer Minute bis über 4 Stunden integriert werden. Auf diese Weise lassen sich geeignete Zeitraster für die Messreihen wählen, je nachdem, welche Gesamtmessdauer (Ringspeicher für 2048 Datensätze) vorgesehen ist bzw. welche Intervalllänge der Radonsituation angemessen ist: So beträgt im „Radon Scout Plus“ die Sensitivität 2 Impulse pro Minute bei 1000 Bq/m³ Radonaktivitätskonzentration. Dies bedeutet beispielsweise für Messintervalle von einer Stunde bei 200 Bq/m³ einen statistischen Fehler von 20%, bei 1000 Bq/m³ von unter 10%.

Wichtige Merkmale, besonders aus der Sicht des Nutzers, sind Handlichkeit und Bedienerfreundlichkeit. Der „Radon Scout Plus“ ist mit 800 g (inkl. Batterien) bei den Abmessungen 175 x 135 x 55 mm ein Leichtgewicht. Die Bedienung vor Ort erfolgt mit einem einzigen Schiebeschalter (Messung/Stand-by [Lock-Funktion]). Der „Radon Scout Plus“ kann ohne Wartung (Batteriewechsel) mehr als 90 Tage betrieben werden, ggf. auch wesentlich länger, da ein Betrieb mit Netzteil möglich ist. Das Gerät ist mit einem Display ausgestattet, auf dem im minütlichen Wechsel sowohl die aktuellen Parameter als auch die Mittelwerte der Messreihe angezeigt werden.

3. Datenhandling und Software

Die erhaltenen Daten sind in der zeitlichen Abfolge in einer Messreihe abgelegt. Ein einziger Durchschnittswert als Charakterisierung gäbe jedoch nur eine weniger zufriedenstellende Auskunft über die Situation vor Ort: Konzentrationsspitzen, die häufig auf die Lüftungsgewohnheiten der Bewohner zurückzuführen sind, müssen erkannt werden, da sie möglicherweise in Zeiten auftreten, in denen die Nutzung des Raumes unterbleibt. Darüber hinaus sind die zeitlich aufgelösten Messreihen ein erster Ansatz für eine einfache und kostengünstige Sanierung.



Bild 5: Messung in einem Weinkeller, gleichzeitig mit einem „Radon Scout“ und einem „DOSEman PRO“ zur Abschätzung der Dosis des Personals

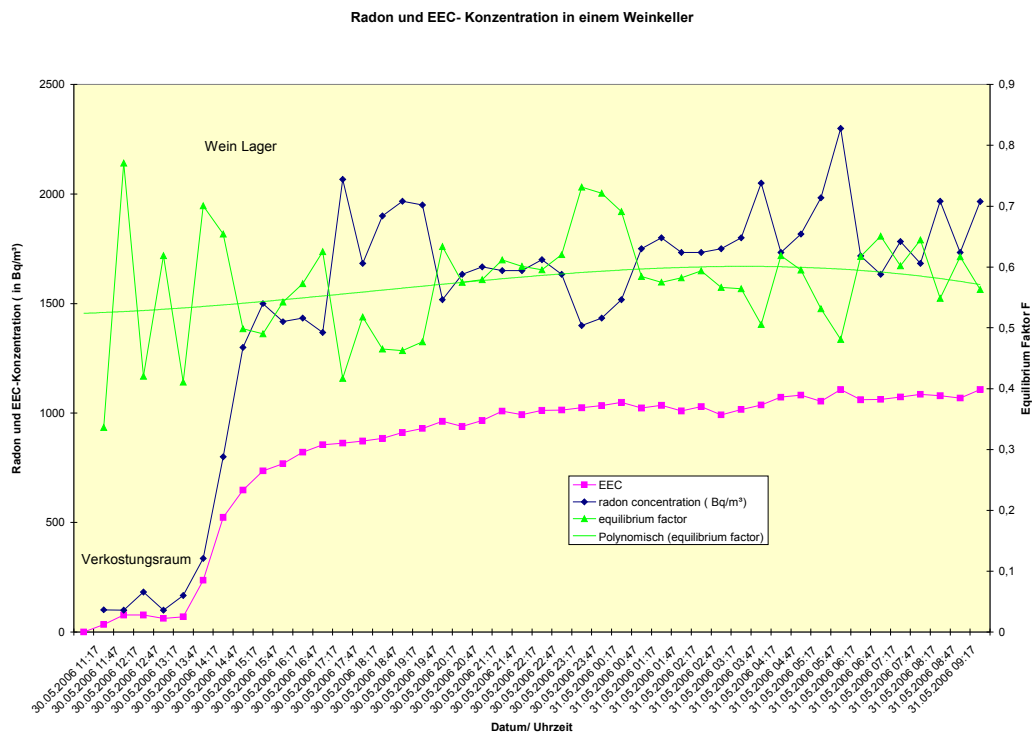


Bild 6: Gleichzeitige Messung der Radonkonzentration (mit einem „Radon Scout“) und der Äquivalenten Gleichgewichts-Radon-Konzentration (mit einem Radonfolgeprodukt-Personendosimeter „DOSEman PRO“) in einem Weinkeller zur Dosis-Abschätzung für das dort arbeitende Personal

Die Messungen lassen sich unterbrechen, daher können z.B. zielgenau ausschließlich die Präsenzzeiten analysiert werden. Mittels der Software können die Messreihen zusammengefügt werden, und interessante Bereiche lassen sich zusätzlich spreizen. Ein interessierender Bereich könnte beispielsweise durch die vorhandenen Bewegungssensoren definiert werden: entweder zwischen 2 beabsichtigten Umsetzungen zur Beschreibung der Situation an einem vorbestimmten Ort oder aber vor und nach einer in messverfälschender Absicht vorgenommenen Ortsveränderung des Gerätes (Qualitätssicherung!). Weil Umgebungseinflüsse, z.B. Lüftung, die aktuelle Radonsituation beeinflussen, werden parallel relevante Umweltparameter wie Druck, Temperatur und relative Feuchte gemessen und in die Datensätze aufgenommen.

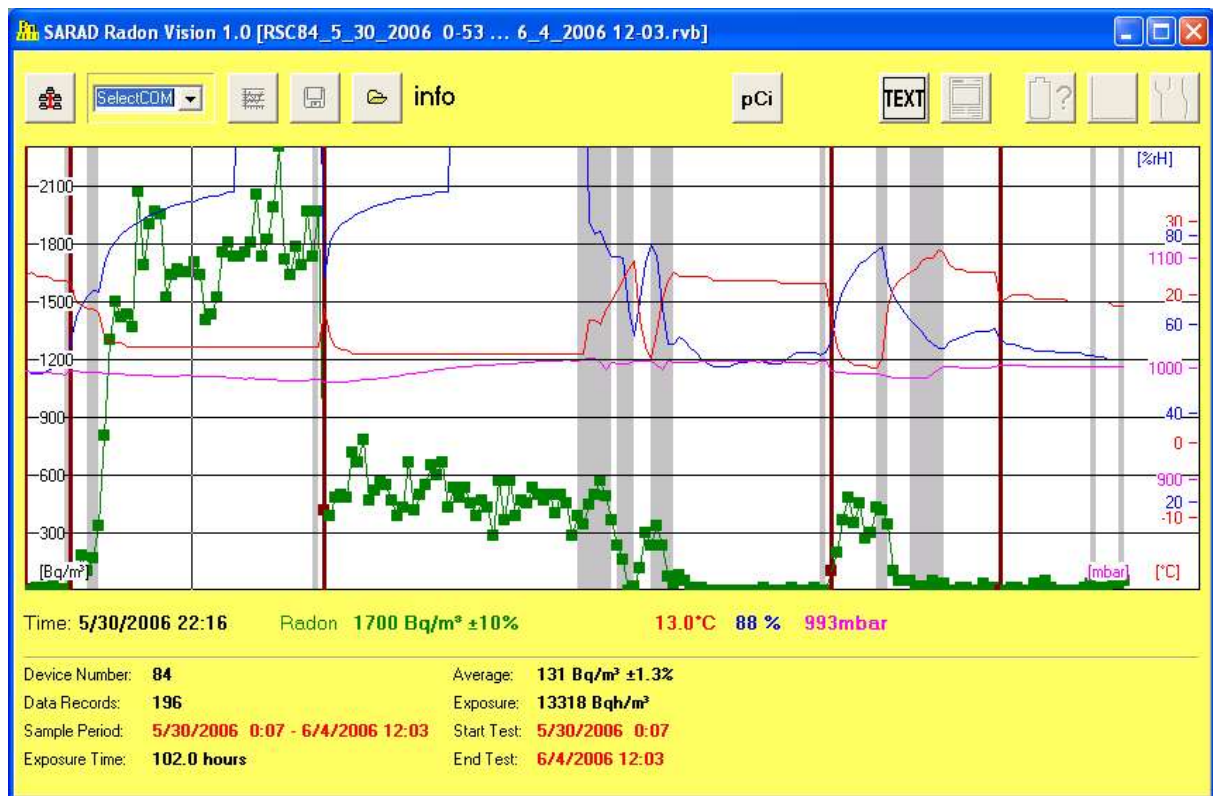


Bild 7: Messung der Radonkonzentration mit „Radon Scout Plus“ an verschiedenen Orten, z.B. in der Außenluft, Weinkellern und Bergwerken in Moldawien. Die grauen Zonen bedeuten, dass das Gerät bewegt wurde. Die dicken senkrechten Linien zeigen, dass das Gerät ausgeschaltet war. Gleichzeitig ist der zeitliche Verlauf der Temperatur, der relativen Luftfeuchtigkeit und des Luftdruckes dargestellt.

Die Software realisiert unkompliziert Geräte-Setup und Messdatenübertragung. Ein selektiver ASCII Export (EXCEL-kompatible) erleichtert die sofortige anwenderspezifische Weiterverarbeitung der Messinformationen. Wesentliche Bewertungsgrößen wie mittlere Konzentration oder Exposition werden intern berechnet, nachdem per Mausklick in der Messkurve ein Zeitintervall definiert worden ist. Ebenfalls per Maus wird die interaktive grafische Anzeige bedient, in der u.a. Zoom und die Datenanzeige entsprechend der Cursorposition in der Messkurve realisiert sind. Zur bequemen Ordnung der Datenvielfalt werden Dateinamen und Verzeichnisstruktur automatisch generiert. Sind Notebook und Drucker mit vor Ort, so kann unmittelbar der selektive grafische Protokolldruck genutzt werden, um beispielsweise als Dienstleister seinem Kunden eine Sofortinformation in Hände zu geben. An den Radon-Thoron-Monitor „RTM 1688-2“ kann auch direkt ein

Thermodrucker angeschlossen werden. Für Messungen im Ausland ist eine Umschaltung von SI- auf US-Maßeinheiten möglich.

Nutzerfreundlich sind stets Optionen eines Herstellers, die neben dem preiswerten Direkterwerb auch Leihgeräte vorsehen. Kalibrierte Leihgeräte stehen für einen Zeitraum von 12 Monaten uneingeschränkt und damit für eine unbegrenzte Anzahl von Messungen zur Verfügung. Für eine Reihe von Anwendungsfällen mag selbst noch die Ausstattung des „Radon Scout Plus“ als zu aufwändig erscheinen. Diesem Umstand wurde mit einer nochmals deutlich in den Anschaffungskosten reduzierten Variante, dem „Radon Scout“, Rechnung getragen, indem auf Display, Drucksensor, Netzteilbetrieb verzichtet und Einschränkungen bei der Wahl der Messintervalle und beim Speicherplatz hingenommen wurden.

So wird eine Brücke zwischen der nicht Zeit aufgelösten passiven Radonmessung und der Zeit aufgelösten aktiven Radonmessung geschlagen, da die Kosten für eine Messung sich annähern. Natürlich ist der Informationsgehalt einer Zeitaufgelösten Messung inklusive der Metrologischen Parameter und des Qualitäts- gesicherten Meßverfahrens ein entscheidender Vorteil. Durch die moderne Flashspeichertechnik gehen auch keine Messdaten mehr verloren, auch wenn die Batterien entladen sind. Da die Originalimpulse und beim RTM 1688-2 auch noch die Spektren abgespeichert werden, kann die Plausibilität jeder Messung nachvollzogen werden und eine OVER EXPOSER, wie bei passiven Detektoren ist bei den extrem weiten Messbereichen so gut wie ausgeschlossen. Der umgehende Protokolldruck nach Auslesen des Messgerätes gestattet so hohe Zeiteinsparungen beim Nutzer dieser modernen Technologie. Außerdem fallen die hohen Anschaffungskosten für ein Bildauswertungssystem und die entsprechend Ätztechnik sowie der hohe Laboraufwand weg.

Literatur

- [1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 BGBl. IS. 1714 ber. I 2002 S. 1459
- [2] Beck, T., Ettenhuber, E.; Überwachung der Strahlenexposition bei Arbeiten. Leitfaden für die Umsetzung der Regelung nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 StrlSchV. Bericht BfS-SW-03/06, Bundesamt für Strahlenschutz Berlin/Salzgitter, März 2006

BERECHNUNG VON KALIBRIERFAKTOREN FÜR DIE IN-SITU-GAMMASPEKTROMETRIE MIT MICROSIELD

CALCULATION OF CALIBRATION FACTORS FOR IN-SITU-GAMMA-RAY SPECTROMETRY USING MICROSIELD

Christian Ruschel

Berufsakademie Karlsruhe / Studsvik SINA, Pforzheim, Deutschland

Zusammenfassung

Die Berechnung von Kalibrierfaktoren für die In-situ-Gammaspektrometrie erfolgt üblicherweise auf Basis einer Effizienzkalibrierung mit Punktquellen nach den Vorgaben der DIN 25462. Die dort speziell berücksichtigten Varianten der Oberflächenkontamination des Bodens lassen sich mit Hilfe des Abschirmungsberechnungsprogramms MicroShield auf hier definierbare Materialien, Geometrien und Aktivitätsverteilungen übertragen. Der benötigte Geometriefaktor lässt sich ermitteln, indem der Photonenfluss am Ort des Detektors bei einer Punktquelle mit jenem bei der gewünschten Geometrie in Einklang gebracht wird und so die hinsichtlich des Photonenflusses einander äquivalenten Aktivitäten beider Quellgeometrien gefunden werden.

Summary

The calculation of calibration factors for in-situ-gamma-ray spectrometry usually is done according to DIN 25462 following an efficiency calibration with point sources. While this norm only takes into account certain types of surface contamination, making use of the program MicroShield – actually designed for dose calculation purposes – allows the application of a far greater variety of material, geometries and activity distributions. By iterative assimilation of fluence rates at the detector's spot caused respectively by a point source and the desired distribution geometry, the corresponding activities of these two source geometries are determined. The relation between those activities helps in calculating the geometry factor which represents the decisive step for attaining the calibration factor.

Schlüsselwörter Kalibrierung, Geometriefunktion, Verteilungsmodelle, Gammaspektrometrie
Keywords calibration, geometry function, activity distribution, gamma-ray spectrometry

1. Kalibrierfaktoren für die In-situ-Gammaspektrometrie

Grundvoraussetzung für die Aussagekraft von Messergebnissen ist die korrekte Kalibrierung des verwendeten Messsystems. Ohne Kalibrierung können Messungen allenfalls relative Werte liefern. Erst über Kalibrierfaktoren lassen sich aus diesen Messgrößen absolute Messwerte ableiten. Ziel der Gammaspektrometrie ist die *nuklidspezifische Aktivitätsbestimmung*, also die Bestimmung der Aktivität jedes am Messort vorhandenen radioaktiven Isotops. Dies erfordert eine Kalibrierung in zwei verschiedenen Dimensionen, nämlich hinsichtlich Energie und Effizienz.

Die *Nuklididentifikation* erfolgt über die Energie der Photonen, indem bei der Energiekalibrierung einem Impulshöhen-Vielkanalanalysator die Zuordnung verschiedener Impulshöhen zu den jeweiligen Energien und somit zu bestimmten Nukliden mitgeteilt wird. Aus zwei Grün-

den kann die Zahl dieser Impulse nur ein Bruchteil der Zerfälle sein, die sich während der Messzeit tatsächlich ereignet haben. Eine Ursache ist die *Messgeometrie*, d.h. sowohl die Quellengeometrie (Form und Ausdehnung) als auch die Messanordnung: Im statistischen Mittel emittiert die Quelle nämlich Gammaquanten gleichmäßig über alle Richtungen verteilt, auf den Detektor trifft hiervon jedoch nur ein geringer Anteil, der sich mit zunehmender Entfernung zur Quelle gemäß Abstandsquadratgesetz weiter reduziert. Der zweite Grund liegt in der *energieabhängigen Wechselwirkungswahrscheinlichkeit* für den Photoeffekt im Detektormaterial – nur ein Teil der auf den Detektor treffenden Quanten tritt überhaupt mit ihm in Wechselwirkung, mit je nach Photonenenergie unterschiedlichen Wahrscheinlichkeiten für Photo-, Compton- und Paarbildungseffekt. Bei der *Effizienzkalibrierung* mittels Kalibrierstrahler ist somit für jeden Energiekanal ein Kalibrierfaktor zu bestimmen, der freilich nur für die jeweils vorliegende Messgeometrie gültig ist.

Aufgrund der unterschiedlichen Quellengeometrien stellt die In-situ-Gammaspektrometrie besondere Anforderungen an die Kalibrierung, denn „vor Ort“ soll Flexibilität gewährleistet sein, die Aktivität von kontaminierten Flächen, Fässern, Rohren u.v.m. aus unterschiedlichen Abständen bestimmt werden können. Da sich etwa Flächenkontaminationen zu Kalibrierzwecken schlecht realisieren lassen, kommen *mathematische Rechenmodelle* zum Einsatz, welche die Variation von Proben- und Messgeometrie berücksichtigen. Der vorliegende Beitrag, eine gekürzte Fassung von [1], bezieht sich auf die Anforderungen bei der Umweltkontaminationsmessung, wie sie der DIN 25462 [2] zugrunde liegen (oberflächliche und eingedrungene Kontaminationen des Erdbodens).

2. MicroShield®

Die In-situ-Gammaspektrometrie berechnet aus der am Ort des Detektors vorhandenen Photonenzahl die Aktivität der Quelle. Das Programm MicroShield (Grove Software, Inc.) dagegen schließt aus der Aktivität und Beschaffenheit einer vordefinierten Quelle auf die Dosisleistung an einem bestimmten Ort, geht also gewissermaßen den umgekehrten Weg. Die Dosisleistung nämlich leitet sich ab von der Flussdichte von Photonen verschiedener, nuklidspezifischer Energien am betreffenden Ort.

Aus diesem Grund ist der Gedanke naheliegend, MicroShield für Kalibrierzwecke nutzbar zu machen, obwohl das Programm nicht für diesen Zweck entwickelt wurde. Vorwiegend gedacht ist es für die Simulation von Abschirmungen, um die Dosisleistung zu reduzieren, etwa für Arbeitsbereiche in kerntechnischen Anlagen. Dafür stellt MicroShield eine Vielzahl von Materialien und Quellengeometrien zur Verfügung, denen sich nuklidspezifisch Aktivitäten zuweisen lassen. Unter Berücksichtigung der Photonschwächung in der Quellenmatrix selbst sowie in den benutzerdefinierten Abschirmungen berechnet das Programm dann unter anderem die Dosisleistung am gewünschten Ort.

3. Einflussgrößen der Kalibrierung

3.1 Messanordnung

Für die Positionierung des In-situ-Gammaspektrometers zu Zwecken der Umweltkontaminationsmessung liefert die DIN standardisierte Vorgaben, auf die sich auch die aus Tabellen und graphischen Darstellungen zu entnehmenden Werte beziehen: Der auf einem Messstativ befindliche Germaniumdetektor ist in einem Abstand von einem Meter – gemessen vom geometrischen Kristallmittelpunkt – senkrecht auf die zu messende Bodenoberfläche gerichtet.

3.2 Sichtbereich und Verteilungsmodelle

Entscheidend für eine möglichst korrekte Berechnung der Flächenaktivität aus den registrierten Impulsen ist die Wahl eines plausiblen Verteilungsmodells für die betrachtete Kontamination. Hierzu zählt sowohl die Eindringtiefe als auch die flächenmäßige Ausbreitung.

Die Bestimmung der Aktivitätsverteilung in der Tiefe erfolgt entweder über Probenahmen und Laboranalysen oder über Annahmen aufgrund von Erfahrungswerten. *Drei Varianten* werden unterschieden: Bloße Ablagerung auf der *Bodenoberfläche*, eine in die Tiefe *exponentiell* sinkende Aktivität sowie eine *homogene* Verteilung. Zwar sind die beiden Extremfälle der reinen Oberflächenkontamination und der homogenen Verteilung rechnerisch am leichtesten zu handhaben, sie stellen jedoch in der Realität eher die Ausnahme dar. Im allgemeinen ist eine exponentielle Tiefenverteilung anzunehmen, die über die *Relaxationslänge* $1/\alpha$ charakterisiert wird, d.i. die Tiefe, in der die Aktivität noch $1/e$, also ca. 37% der Oberflächenaktivität beträgt. Alternativ zur Relaxationslänge in cm findet in der DIN die von der Dichte des kontaminierten Materials unabhängige *Relaxationsmassenflächendichte* ζ in der Einheit $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ Verwendung. Beide stehen über folgende Beziehung in Zusammenhang:

$$\frac{1}{\alpha} = \frac{\zeta}{\rho_{\text{Boden}}} \quad (1)$$

Sind Relaxationslänge und Bodendichte unbekannt, so empfiehlt [3] für frische Kontamination die Werte $1/\alpha = 1$ cm (rein trockene Deposition: 0,3 cm) und $\rho_{\text{Boden}} = 1,0 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, also $\zeta = 10 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$.

Die homogene Verteilung unterstellt eine nicht wesentliche Abnahme ($1/\alpha = \infty$) der Aktivität bis in eine Tiefe, aus der aufgrund der Schwächung durch die darüberliegende Bodenmatrix kein wesentlicher Beitrag mehr zur Photonenflußdichte am Ort des Detektors eintrifft. Ähnlich nimmt hinsichtlich der Flächenausbreitung die Variante der *unendlich ausgedehnten* Verteilung an, dass der Ausbreitungsradius der Kontamination größer ist als jene Entfernung, aus der die Aktivität (v.a. aufgrund des Abstandsquadratgesetzes) keinen wesentlichen Beitrag mehr zur Photonenflußdichte am Ort des Detektors liefern kann. Dieser Radius wird als *Sichtbereich* (oder Sichtweite) des Detektors bezeichnet und hängt von der Relaxationslänge, der Quellenenergie und der Messhöhe ab. Bei Kontaminationsflächen kleiner dem Sichtbereich muss ein *endlich ausgedehntes* Verteilungsmodell Verwendung finden, bei dem der Detektor im Zentrum der Messfläche platziert ist.

4. Bestimmung von Kalibrierfaktoren

4.1 Detektorausbeute

Da die Ausbeute eines In-situ-Spektrometers unabhängig von der Geometrie bestimmt werden soll, wird die von der Kalibrierquelle verursachte *Photonenflußdichte* ϕ am Ort des Detektors für die allgemeine Berechnung der Detektorempfindlichkeit herangezogen. Die von einer Punktquelle im statistischen Mittel gleichmäßig in alle Richtungen emittierten Photonen verteilen sich im Abstand d über die Oberfläche einer Kugel mit Radius d . Die Flussdichte einer einzelnen Gammalinie einer Quelle am Ort des Detektors ist unter Berücksichtigung der *Emissionswahrscheinlichkeit* p_γ gegeben durch:

$$\phi = \frac{A \cdot p_\gamma}{4\pi \cdot d^2} \cdot e^{-\mu \cdot d} \quad (\text{Einheit: s}^{-1}\text{m}^{-2}) \quad (2)$$

Der Faktor $e^{-\mu d}$ (μ = linearer Schwächungskoeffizient) trägt der energieabhängigen Schwächung der Strahlung in Luft über die Distanz d Rechnung. Über das Verhältnis von Flussdichte ϕ und energiespezifischer Nettozählrate $R_{n,E}$ gelangt man zur Detektorausbeute $\eta_{0,E}$, für die auch die Bezeichnung „Detektorresponsefunktion Q_D “ [3] Verwendung findet:

$$\eta_{0,E} = \frac{R_{n,E}}{\phi} = R_{n,E} \frac{4\pi \cdot d^2}{A \cdot p_\gamma} \cdot e^{-\mu \cdot d} \quad (3)$$

4.2 Geometriefunktion

Nachdem die Detektorausbeute aus der gemessenen Größe (Impulsrate) auf einen Messwert (Flussdichte) am Ort des Detektors schließen ließ, stellt die Geometriefunktion (deren Ergebnis den jeweiligen „Geometriefaktor“ liefert) einen Zusammenhang zwischen diesem Messwert und der tatsächlichen Aktivität einer beliebigen Quelle her – sie bezeichnet das Verhältnis zwischen der am Ort des Detektors herrschenden Flussdichte und der tatsächlichen Emissionsrate an Gammaquanten (sog. *Quellstärke* $S = A \cdot p_\gamma$) seitens der Quelle:

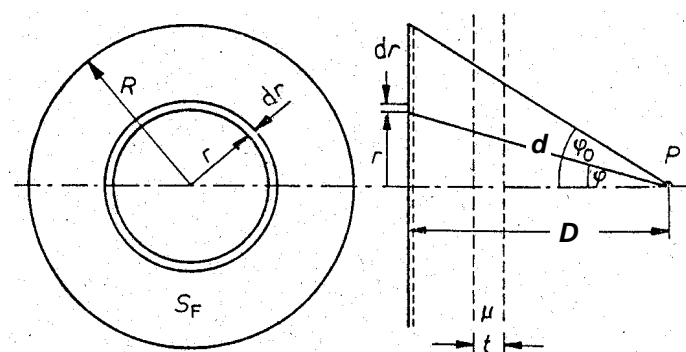
$$G_E = \frac{\phi}{A \cdot p_\gamma} \quad (4)$$

Die Geometriefunktion für den Fall einer punktförmigen Quelle lässt sich somit aus Gl. 2 herleiten:

$$G_{E,punkt} = \frac{1}{4\pi \cdot d^2} \cdot e^{-\mu \cdot d}$$

Die üblichen Geometrien bei Umweltkontaminationsmessungen sind Flächenquellen und (bei eingedrungener Aktivität) zylinderförmige Volumenquellen. Die folgenden Ausführungen sollen einerseits das Zustandekommen der in der DIN vorzufindenden Geometriefunktionen im Ansatz verständlich machen und andererseits deren Anwendung erleichtern. Beides nämlich geht nicht aus der DIN hervor, zumal sich dort die Werte für bestimmte Verhältnisse den mitgelieferten Schaubildern entnehmen lassen.

Ausgehend von den Überlegungen für eine Punktquelle wird gemäß Abb. 1 [entnommen aus 4] eine *Scheibenquelle* in ringförmige Flächenelemente $dF=2\pi r dr$ aufgeteilt. Laut Satz des Pythagoras ist $d^2=r^2+D^2$, und die Flussdichte jedes Punktes der (unendlich schmalen) Ringfläche verteilt sich über eine Kugeloberfläche von $4\pi(r^2+D^2)$. Damit geht vom gesamten Flächenelement ein Fluss von



$$d\phi = \frac{A \cdot p_\gamma dF}{4\pi \cdot (r^2 + D^2)} = \frac{A \cdot p_\gamma \cdot 2\pi r dr}{4\pi \cdot (r^2 + D^2)}$$

aus. Die vollständige von einer Scheibenquelle verursachte Flussdichte erhält man durch Integration über deren Radius von 0 bis R. Der Faktor $e^{-\mu t / \cos \varphi}$ berücksichtigt die Schwächung der aus unterschiedlichen Winkeln φ eintreffenden Photonen [nach 4]:

Abb. 1: Flächenquelle S_F

$$\phi = A \cdot p_\gamma \int_0^R \frac{2\pi r}{4\pi \cdot (r^2 + D^2)} e^{-\mu t / \cos \varphi} dr = \frac{A \cdot p_\gamma}{2} [E_1(\mu t) - E_1(\mu t / \cos \varphi_0)] \quad (5)$$

Dabei ist φ_0 der *Grenzwinkel des Verteilungsmodells* (vgl. Abb. 1) und berechnet sich über:

$$\varphi_0 = \arctan\left(\frac{R}{D}\right) \quad (6)$$

Für den Fall *unendlicher Ausdehnung* ($\varphi_0 \rightarrow 90^\circ$; $\cos \varphi_0 \rightarrow 0$) vereinfacht sich Gl. 5 auf:

$$\phi = \frac{A \cdot p_\gamma}{2} E_1(\mu t) \quad (7)$$

Dividiert man die Gleichungen 5 und 7 gemäß Gl. 4 durch $A \cdot p_\gamma$, so erhält man die Geometriefunktionen für *Ablagerungen auf der Bodenoberfläche*, wie sie sich in der DIN [Gleichungen B.4 und B.1] finden (mit $t = D$ für Schwächung durch Luft).

Bei einer *zylinderförmigen Volumenquelle* verkomplizieren sich die Algorithmen bereits erheblich, da zur Schwächung über der Quelle die Schwächung in der Quellenmatrix selbst hinzutritt. Während bei einem *homogenen Verteilungsmodell* lediglich die Absorption der Gammaquanten im darüber liegenden Volumen gemäß dem exponentiellen Schwächungsgesetz erfolgt, nimmt beim *exponentiellen Verteilungsmodell* zusätzlich die Aktivität zur Tiefe hin ab. Die Geometriefunktionen für endliche oder unendliche Ausdehnung des jeweiligen Verteilungsmodells lassen sich zwar der DIN entnehmen, die Berechnung verlangt allerdings die Anwendung von *Exponentialintegralen erster und zweiter Ordnung*. Dabei gilt:

$$E_1(x) = -\left(C + \ln|-x| + \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(-x)^n}{n \cdot n!} \right) = \ln\left(\frac{1}{x}\right) - C - \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(-x)^n}{n \cdot n!} \quad (8)$$

mit $C = 0,57721566$ (Eulersche Konstante) sowie

$$E_2(x) = e^{-x} - xE_1(x). \quad (9)$$

	A	B	C	D	E	F	G	H	
1	Exponentielle Verteilung im Boden - endlich ausgedehntes Verteilungsmodell								
2									
3		Schwächungskoeffizient von Luft [1/m]				0.01			
4		Detektorabstand [m]				1			
5		Relaxationsmassenflächendichte [kg/m²]				100			
6		Massenschwächungskoeffizient Boden [m²/kg]				0.008			
7		Radius der Kreisfläche [m]				16			
8		Grenzwinkel			1.50422816		Funktion: ARCTAN(E7/E4)		
9									
10									
11	Summenfunktionen								
12		a	b	c	d				
13	1	-0.01	-0.0225	-0.15033296	-0.16283296				
14	2	0.000025	0.00012656	0.00565	0.00662864				
15	3	-5.5556E-08	-6.3281E-07	-0.00018875	-0.00023986				
16	4	1.0417E-10	2.6697E-09	5.3204E-06	7.3232E-06				
17	5	-1.6667E-13	-9.6108E-12	-1.2797E-07	-1.9079E-07				
18	6	2.3148E-16	3.0034E-14	2.672E-09	4.3149E-09				
19	7	-2.8345E-19	-8.2746E-17	-4.9187E-11	-8.6034E-11				
20	8	3.1002E-22	2.0363E-19	8.0877E-13	1.5322E-12				
21	9	-3.0619E-25	-4.5252E-22	-1.2008E-14	-2.4642E-14				
22	10	2.7557E-28	9.1635E-25	1.6247E-16	3.6113E-16				
23	Summe	-0.00997506	-0.02237407	-0.14486652	-0.15643704				
24									
25		Geometriefaktor nach DIN, Gl.B.5:							
26									
27			0.35351016	[dim.los]					
28									
29		Summenfunktion a1: $((-\$E\$3*\$E\$4)^{A13})/(A13*FAKULTÄT(A13))$							
30		Summenfunktion b1: $((-\$E\$3*\$E\$4)^{(1+(1/\$E\$5)/\$E\$6)})^{A13}/(A13*FAKULTÄT(A13))$							
31		Summenfunktion c1: $((-\$E\$3*\$E\$4)/\cos(\$E\$8))^{A13}/(A13*FAKULTÄT(A13))$							
32		Summenfunktion d1: $((-\$E\$3*\$E\$4)^{(1/\cos(\$E\$8)+(1/\$E\$5)/\$E\$6)})^{A13}/(A13*FAKULTÄT(A13))$							
33		Geometriefunktion: $((\ln(1/(\$E\$3*\$E\$4))-0.57721566-\$B\$23)-\text{EXP}(\$E\$3*\$E\$4)^{(1/\$E\$5)/\$E\$6})*(\ln(1/(\$E\$3*\$E\$4)^{(1+(1/\$E\$5)/\$E\$6)}))-0.57721566-\$C\$23)-(\ln(1/(\$E\$3*\$E\$4)/\cos(\$E\$8)))-0.57721566-\$D\$23)+\text{EXP}(\$E\$3*\$E\$4)^{(1/\$E\$5)/\$E\$6})*(\ln(1/(\$E\$3*\$E\$4)^{(1/\cos(\$E\$8)+(1/\$E\$5)/\$E\$6)}))-0.57721566-\$E\$23))^0.5$							
34									
35									
36									
37									

Abb. 2: MS-Excel-Tabelle zur Berechnung des Geometriefaktors

Unter Einfügung der erforderlichen Parameter (Schwächungskoeffizient für Luft und Massenschwächungskoeffizient für Boden, Relaxationsmassenflächendichte, Ausbreitungsradius sowie Detektorabstand) lassen sich jetzt leicht Geometriefaktoren für die sechs Verteilungsmodelle berechnen. Die Verwendung von Excel-Tabellen (vgl. Abb. 2 [aus 1]) erlaubt dabei eine weitgehende Flexibilisierung. Bei Flächenaktivitäten (Bq/cm², gilt auch für exponentielle Verteilung) ist der Geometriefaktor nach Gl. 4 dimensionslos, bei Aktivitätskonzentrationen (Bq/kg) oder Punktquellen (Bq) dagegen nicht, da die Photonenflussdichte ϕ sich immer auf ein Flächenelement bezieht. Die Dimension des Geometriefaktors lautet hier kg/m² bzw. 1/m².

4.3 Formel für den Kalibrierfaktor

Der Kalibrierfaktor für die Berechnung einer (flächen- oder massenbezogenen) Quellenaktivität aus der vom Detektor registrierten Impulsrate ist der Kehrwert des Produkts aus Detektorausbeute, Geometriefaktor, Winkelkorrekturfaktor ($w_E = 1$ bei Isotropie des Detektorkristalls) und Emissionswahrscheinlichkeit der betreffenden Gammalinie:

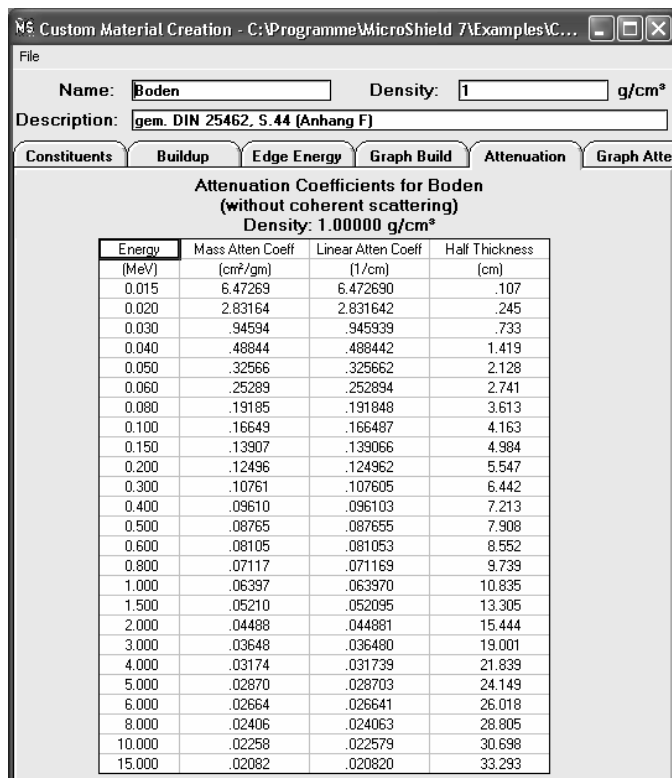
$$A = \frac{R_{n,E}}{P_\gamma} \cdot \frac{1}{\eta_{0,E} \cdot w_E \cdot G_E} \quad (10)$$

5. Einsatz von MicroShield

5.1 Nutzen von MicroShield bei der Kalibrierung

Zur Validierung der Verwendung von MicroShield als Hilfsmittel zur Berechnung von Kalibrierfaktoren wurden zahlreiche Vergleichsrechnungen durchgeführt [1]. Dabei führte der Einsatz der dem jeweiligen Verteilungsmodell entsprechenden Excel-Tabelle und die Verwendung von MicroShield zu weitgehend übereinstimmenden Ergebnissen. Kleinere Abweichungen sind auf die Definition des Sichtbereichs zurückzuführen, der einem Schaubild in Anhang D der DIN in Abhängigkeit von der Photonenenergie zu entnehmen ist. 10% der Photonenflussdichte stammen nämlich noch von außerhalb des Sichtbereichs. Der in MicroShield

im Falle einer unendlichen Quellenausdehnung zugrunde zu legende Radius sollte etwa um den Faktor 3 über dem Sichtbereich lt. DIN liegen.



Energy (MeV)	Mass Atten Coeff (cm²/gm)	Linear Atten Coeff (1/cm)	Half Thickness (cm)
0.015	6.47269	6.472690	.107
0.020	2.83164	2.831642	.245
0.030	.94594	.945939	.733
0.040	.48844	.488442	1.419
0.050	.32566	.325662	2.128
0.060	.25289	.252894	2.741
0.080	.19185	.191848	3.613
0.100	.16649	.166487	4.163
0.150	.13907	.139066	4.984
0.200	.12496	.124962	5.547
0.300	.10761	.107605	6.442
0.400	.09610	.096103	7.213
0.500	.08765	.087655	7.908
0.600	.08105	.081053	8.552
0.800	.07117	.071169	9.739
1.000	.06397	.063970	10.835
1.500	.05210	.052095	13.305
2.000	.04488	.044881	15.444
3.000	.03648	.036480	19.001
4.000	.03174	.031739	21.839
5.000	.02870	.028703	24.149
6.000	.02664	.026641	26.018
8.000	.02406	.024063	28.805
10.000	.02258	.022579	30.698
15.000	.02082	.020820	33.293

Abb. 3: Schwächungskoeffizienten für „DIN-Boden“

Für das in der Umweltkontaminationsmessung übliche exponentielle Verteilungsmodell ist MicroShield nicht geeignet, da sich solche Aktivitätsverteilungen nicht definieren lassen. Hier genügen die Angaben der DIN aber vollauf. Schwierig erweist sich u.U. lediglich die Wahl des korrekten Schwächungskoeffizienten für Boden und Luft allein aus dem Schaubild in Anhang F der DIN. Hier erlaubt MicroShield die Definition beliebiger Materialien und Materialdichten und berechnet daraus die gesuchten Koeffizienten¹. Für den in der DIN verwendeten „Boden“ erhält man z.B. die Werte in Abb. 3.

Mit Hilfe dieser exakten Werte gelangt man durch Einsetzen der bekannten energiespezifischen Emissionsrate des Kalibrierstrahlers in Gl. 2 zur jeweiligen Flussdichte ϕ . Nach Gl. 3

¹) Hierbei muss der Computer auf amerikanische Dezimaldarstellung (Punkt statt Komma) eingestellt sein!

führt der Quotient aus Nettozählrate und Flussdichte zur geometrieunabhängigen Detektorausbeute bei der betreffenden Photonenenergie. Die Effizienz des Detektors E bezogen auf die Quellenaktivität A (in je nach Verteilungsmodell unterschiedlicher Einheit) berechnet sich dann mit Hilfe von Gl. 3 und 4 allgemein durch

$$E_E = \frac{R_{n,E}}{A \cdot p_\gamma} = \frac{R_{n,E}}{\phi} \cdot \frac{\phi}{A \cdot p_\gamma} = \eta_{0,E} \cdot G_E, \quad (11)$$

wobei die Geometriefaktoren für die unterschiedlichen Quellengeometrien mit den Formeln der DIN bzw. den Excel-Tabellen zu bestimmen sind. Auf diese Weise ließ sich die extern durchgeführte Kalibrierung eines In-situ-Spektrometers der Berufsakademie Karlsruhe verifizieren [1].

5.2 Von der Punkt- zur Flächenquelle

Während MicroShield bei exponentiellen Verteilungen also lediglich mit Schwächungskoeffizienten dienen kann, verhilft das Programm bei der Vielzahl an definierbaren Geometrien mit homogenen Aktivitätsverteilungen zu einer weitgehenden Unabhängigkeit von den bislang besprochenen Standardverhältnissen.

Ausgangspunkt der Kalibrierung ist stets eine *Punktquelle* bekannter Aktivität. Die von dieser in einem Abstand von einem Meter erzeugte Fluenzrate (eigtl. „Energieflussdichte“) liefert MicroShield nach Eingabe der Quelldaten. Dabei handelt es sich um das Produkt von Photonenflussdichte und zugehöriger Photonenenergie. Die Division des bei den Resultaten in der Spalte „Fluence Rate (MeV/cm²·sec) No Buildup“ in der Zeile der betreffenden Energie aufgeführten Werts durch diese Energie führt also zur Photonenflussdichte ϕ , zu der zwecks Bestimmung der Detektorausbeute $\eta_{0,E}$ die Nettozählrate des Detektors ins Verhältnis zu setzen ist (Gl. 3).

Ist der Geometriefaktor für ein bestimmtes Verteilungsmodell bekannt, so lässt sich die gesuchte Aktivität leicht mit Gl. 10 berechnen. Andernfalls oder alternativ erfolgt dies über MicroShield, indem die gewünschte Quellengeometrie eingegeben wird mit dem „Dose Point“ am Ort des Detektors. Bei einer Oberflächenkontamination gem. DIN mit „unendlicher“ Ausdehnung nimmt man also eine Scheibenquelle mit dem dreifachen Radius des Sichtbereichs (s.o) und Abstand des „Dose Points“ von einem Meter über deren Mittelpunkt. Die Aktivität ist dann so lange iterativ zu variieren, bis die Fluenzrate mit derjenigen der Punktquelle übereinstimmt.

Nach Gl. 4 ist ϕ das Produkt aus Geometriefaktor und Quellstärke. Da die Fluenzrate ($=\phi \cdot \text{Energie}$) in beiden Geometrien – Punkt- und Scheibenquelle – identisch ist, lassen sich die jeweiligen Produkte gleichsetzen (Energie und Emissionswahrscheinlichkeit kürzen sich):

$$G_{\text{Punkt}} [\text{cm}^{-2}] \cdot A_{\text{Punkt}} [\text{s}^{-1}] = G_{\text{Scheibe}} [1] \cdot A_{\text{Scheibe}} [\text{s}^{-1} \text{cm}^{-2}] \quad (12)$$

Gl. 12 ist nun nur noch nach G_{Scheibe} – dem gesuchten Geometriefaktor – aufzulösen, mit dessen Hilfe gemessene Impulsraten gemäß Gl. 10 in Flächenaktivitäten umgerechnet werden können.

5.3 Beliebige Volumenquellen mit homogener Aktivitätsverteilung

Gl. 12 ist ohne weiteres auch auf homogene Verteilungsgeometrien anwendbar, der Geometriefaktor hat dann die Einheit [cm], die Aktivität [$\text{s}^{-1} \cdot \text{cm}^{-3}$]. Schließlich kommt es nur darauf

an, diejenige Aktivität der gewünschten Quellengeometrie zu finden, die am Ort des Detektors dieselbe Photonenflussdichte verursacht wie eine Punktquelle bekannter Aktivität. Für die in diversen Messanleitungen [3, 5] für Standardmodelle homogener Aktivitätsverteilung bei bestimmten Energien oder Nukliden aufgelisteten Geometriefaktoren oder Fluenzraten konnten auf diese Weise auch ermittelt werden.

Deshalb ist es auch zulässig, diese Vorgehensweise auf beliebige Probengeometrien zu übertragen, beispielsweise Fässer mit radioaktiven Abfällen. Statt eines „Cylinder Volume“ mit „End Shields“ im Falle einer homogenen Bodenkontamination wäre dann in MicroShield die Geometrie „Cylinder Volume – Side Shields“ zu wählen, wenn der Detektor auf den Fassmantel gerichtet ist. Denkbar ist so die Durchführung einer kompletten Kalibrierung, indem ausreichend viele Energielinien berücksichtigt werden, um aus der Multiplikation der erhaltenen Geometriefaktoren mit der Detektorausbeute gemäß Gl. 11 die Effizienzkurve zu ermitteln, deren Kehrwert nach Gl. 10 zur Kalibrierkurve führt. Diese gilt dann für die zugrunde liegende Messgeometrie bei homogener Aktivitätsverteilung im gewählten Material.

Zwar mag das hier beschriebene Procedere wegen der Notwendigkeit iterativen Probierens etwas mühsam erscheinen, doch wenn sich die Anwendung eines In-situ-Spektrometers auf wenige Varianten von Probengeometrie und -material beschränkt und MicroShield ohnehin schon verfügbar ist, erspart es die Anschaffung einer speziellen, auf die Geometriedefinition für die In-situ-Gammaspektrometrie zugeschnittenen Software (z.B. WinnerTrack unter InterWinner von Ortec oder ISOCS von Canberra).

6. Literaturverzeichnis

- [1] Ruschel, C.: Berechnung von Kalibrierfaktoren für die In-situ-Gammaspektrometrie gemäß DIN 25462 mit Hilfe des Programms MicroShield. Berufsakademie Karlsruhe: Studienarbeit 2005.
- [2] Deutsches Institut für Normung e.V.: DIN 25462 – In-situ-Gammaspektrometrie zur nuklidspezifischen Umweltkontaminationsmessung. Berlin, 10/2000.
- [3] Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit [Hg.]: Messanleitungen Umweltradioaktivität B-IS-SPEKT-BODEN-01-01: Schnellmethode zur Bestimmung der nuklidspezifischen Anteile einer Bodenkontamination (In-situ-Gammaspektrometrie). Stuttgart/Jena, 1.Lfg. 1992.
- [4] Schrüfer, E.: Aktivitätsmessungen ausgedehnter Quellen. In ders. [Hg.]: Strahlung und Strahlungsmesstechnik in Kernkraftwerken. Berlin 1974.
- [5] Fachverband Strahlenschutz e.V.: Loseblattsammlung FS-78-15-AKU – Empfehlungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität, Blatt 3.4.5.1: In-situ-Gammaspektrometrie zur Überwachung der Umweltradioaktivität. Stand 11.04.1995; Internet: http://www.fs-ev.de/alt/pubdocs/aku/fs_78_15_aku/LB3-4-5-1.pdf

BESTIMMUNG VON RA-226 IN WASSER MIT FLÜSSIGSZINTILLATIONSSPEKTROMETRIE

DETERMINATION OF RA-226 IN WATER BY MEANS OF LIQUID SCINTILLATION COUNTING

A. Abraham, K. Günther, S. Lange

Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, GB Umweltradioaktivität

Zusammenfassung

Eine robuste Methode der Ra-226-Bestimmung ist die Messung des Rn-222 und seiner Folgeprodukte mittels Flüssigszintillationszählung. Dieses Messverfahren kann sowohl bei Wässern aus den bergbaulich beeinflussten Gebieten Sachsens, als auch bei Trink- und Mineralwässern angewendet werden.

Die chemische Trennung beruht auf einer Sulfatfällung des Radiums an Barium- und Bleisulfat und dem anschließenden Lösen des Niederschlages in EDTA. Thoriumstörungen können durch Waschen mit HNO₃ vermieden werden. Die so aufbereitete Probenlösung wird in einem Vial mit organischem Szintillationscocktail überschichtet und in diesem 2-Phasen-System nach Einstellung des Gleichgewichts gemessen.

Bei einem Einsatz von 0,5 l Probe können in Abhängigkeit von der Messzeit Nachweisgrenzen von 10 mBq/l und weniger erreicht werden. Die Gleichwertigkeit der Ra-226-Analyse mittels Szintillationszählung, Gammaspektrometrie und Low-Background-Proportionalzähler (Methode nach DIN 38404) konnte anhand des Vergleiches von Analysenergebnissen aus Parallelbestimmungen nachgewiesen werden.

Summary

A reliable method of Ra-226-determination is the measurement of Rn-222 and its decay products by liquid scintillation. This method can be used for water of mining areas in Saxonia as well as for drinking water and mineral water. The chemical separation is based on Ra-co-precipitation with a Ba/Pb-carrier and dissolution of the precipitate using EDTA. Thorium-interferences can be eliminated by washing with HNO₃. After transferring into a vial and covering with a layer of a water immiscible organic scintillator, 21 days have to pass for equilibration of Ra-226 and Rn-222 and measurements can start. By using 0,5 l sample volume for 2 hrs counting time, a lower limit of detection (LLD) < 0,01 Bq/l can be reached. The results of the Ra-analysis are in a good agreement with the results of γ -ray-spectrometry and measurements with proportional counters.

Schlüsselwörter Ra-226, LSC

Keywords Ra-226, LSC

1. Einleitung

Für die Bestimmung von Ra-226 in Wasser steht eine Vielzahl verschiedener Messmethoden zur Auswahl z.B.: Emanation, Gammaspektrometrie, Gesamt-alpha-Messung nach radiochemischer Trennung, Messung mit LSC, ICP-MS, alpha-Spektrometrie.

Entsprechend den Aufgaben innerhalb der Umgebungsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten sollte eine Methode zur Anwendung kommen, die einerseits die geforderte Nachweisgrenze von 10 mBq/l sicher erreicht und andererseits unter Nutzung der vorhandenen Technik mit möglichst geringem Arbeitsaufwand richtige Ergebnisse liefert. Unter Verwendung von in der Literatur (siehe Literaturverzeichnis) bereits bekannten Arbeitsschritten wurde eine für unsere Zwecke optimierte Methode entwickelt.

2. Durchführung

Die einzelnen Analysenschritte sind im Ablaufschema (Abb. 1) dargestellt.

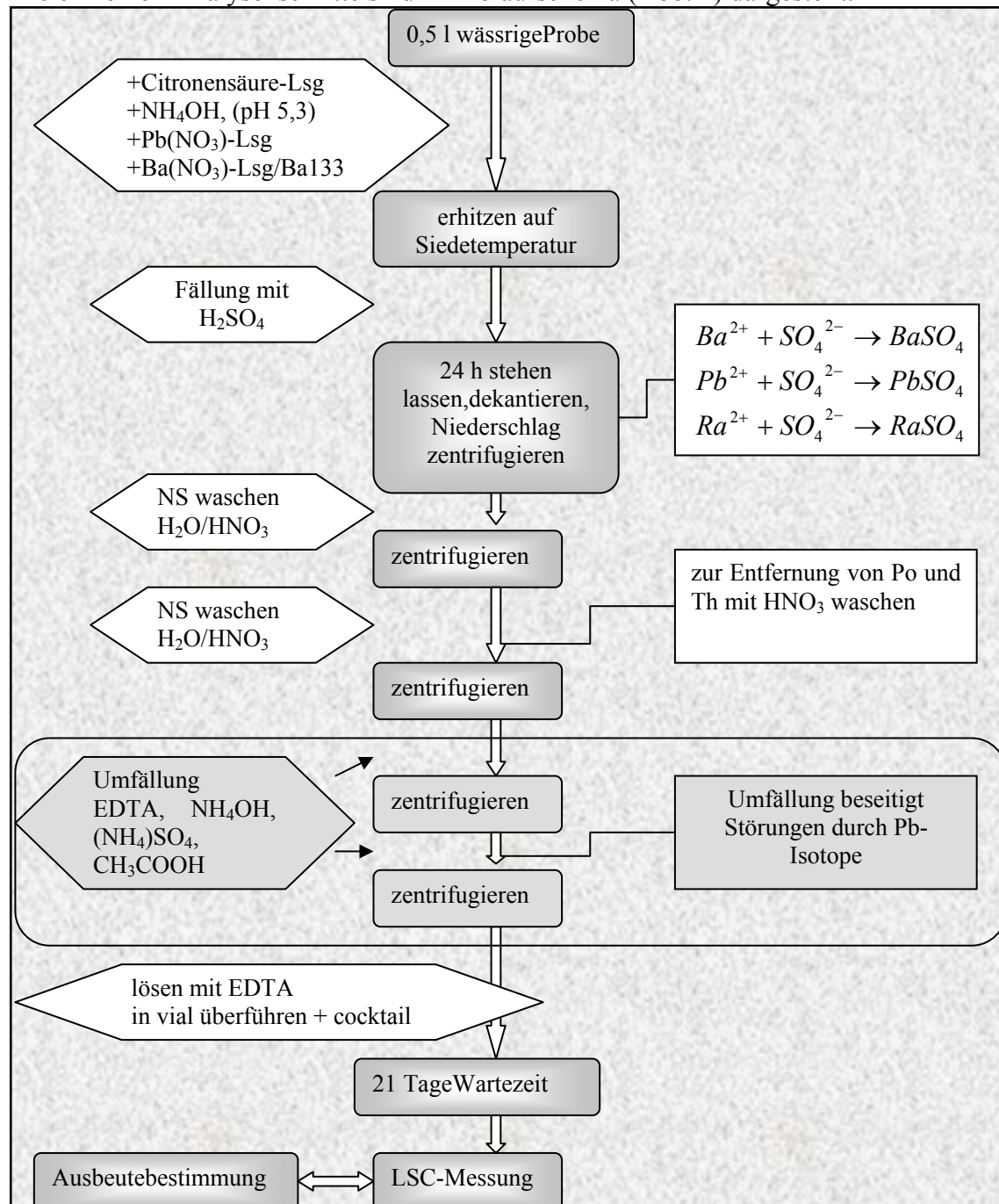


Abb. 1: Ablaufschema der Ra-226-Bestimmung mit LSC

Sind keine Störungen durch Pb-Isotope zu erwarten, können die Umfällungsschritte mit Eisessig entfallen.

Mittels Elektrolytzusatz im Vial kann die Phasentrennung verbessert werden, was aber zu erhöhtem Quench führt.

3. Kalibrierung

Die LSC-Messungen wurden mit dem Packard TRI-Carb 3170 TR/SL und dem Wallac 1414 WinSpectral Counter mit Alpha-Beta-Trennung durchgeführt.

3.1 Messung und Auswertung

Gezählt werden die Alpha-Zerfälle des Rn-222 und seiner Folgeprodukte Po-214 und Po-218, wobei die Beta-Strahler Bi-214 und Pb-214 mittels Impulsform-Analyse von den Alpha-Strahlern getrennt gezählt werden.

Nach Einstellung des radioaktiven Gleichgewichts zwischen Ra-226 und Rn-222 können je 3 Alpha-Teilchen für einen Ra-226 Zerfall emittiert werden. Aufgrund ihrer Alphaenergien, deren Differenz nur ca. 513 keV beträgt, erscheinen Rn-222 und Po-218 gemeinsam in einem Bereich des Spektrums, wohingegen Po-214 wegen seiner deutlich höheren Alphaenergie im Energiespektrum separat abgebildet wird.

Das Flüssigszintillationsmessgerät TRI-Carb kann die Alpha-Beta-Trennung nur bis zu einer bestimmten Kanalnummer durchführen. Liegen die zu zählenden Alpha-Impulse energetisch höher, werden sie dem Beta-Spektrum zugeordnet. In diesem Fall haben wir für die Auswertung nur die Impulse von Rn-222 und Po-218 verwendet und das Energiefenster entsprechend angepasst.

Zur Einstellung der Alpha-Beta-Trennung kann eine Ra-226-Probe aus Standardlösung (z.B. $c_{\text{Ra226}}=0,1 \text{ Bq/l}$) verwendet werden.

Dabei ist der Diskriminator über mehrere Messungen zu variieren, um die Impulsformanalyse für die Messbedingungen zu optimieren.

Ziel ist eine möglichst hohe Zähleffizienz bei geringer Untergrundzählrate im Zählfenster (siehe Abbildung 2). Je nach Bauart des Messgerätes ist die Spektrenform unterschiedlich (Abb. 2 und 3).

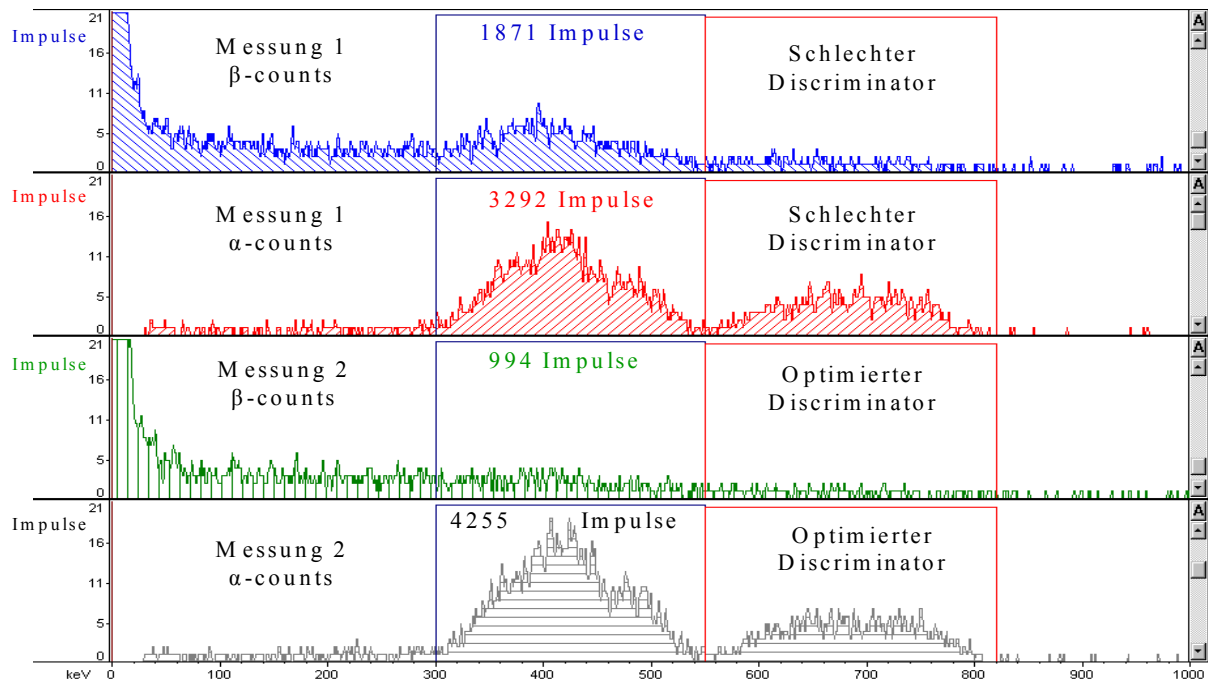


Abb. 2: Beispiele für Diskriminatoreinstellungen am TRI-Carb

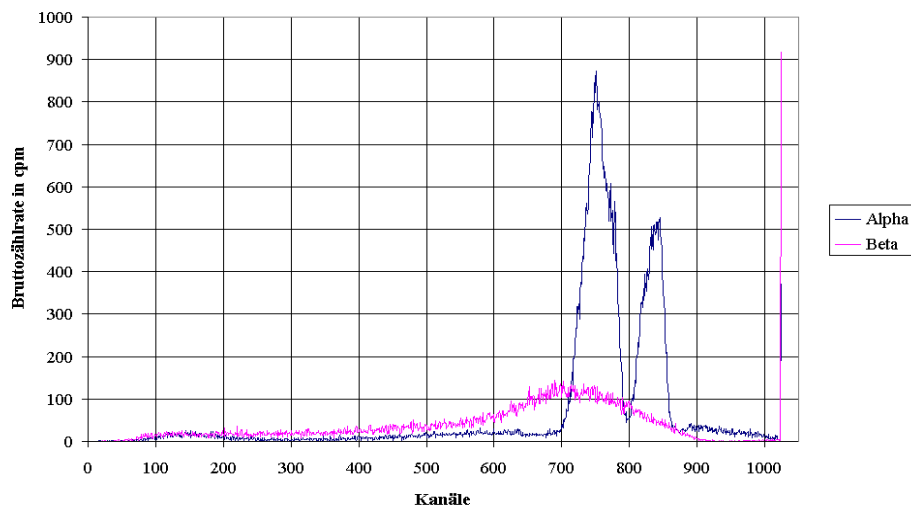


Abb. 3: Alpha-/Beta-Impulshöhenspektrum am Wallac1414

Im Rahmen der Einführung der Methode wurden Blindproben mit Glasvials (SLD) und Plastikvials (HPG) präpariert und gemessen. Es konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den SLD- und HPG-Vials festgestellt werden (Abb. 4).

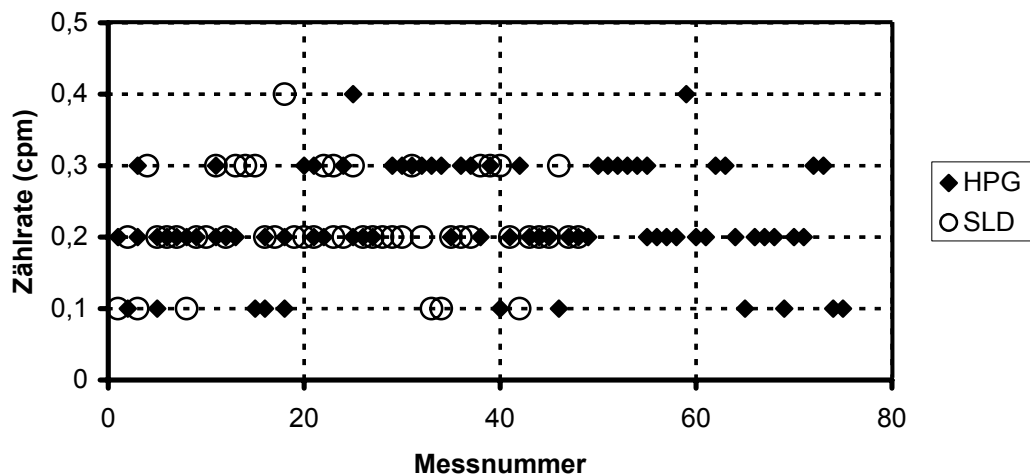


Abb. 4: Zählraten von Blindproben in SLD- und HPG-Vials am Wallac 1414

Die Zählrate der Blindproben, welche alle chemischen Präparationsschritte, jedoch nicht die Umfällung mit Eisessig, durchlaufen haben, lag im Bereich von 0,34 bis 0,45 Impulsen pro Minute (Messgerät: TRI Carb; Messparameter siehe Tabelle 1).

Tab. 1: Parameter der Messung

Messgerät	TRI Carb	Wallac 1414
Messzeit	bis max. 800 min	120 min
Energiefenster	380-760 (Kanäle)	700-925
Diskriminator	195 (PDD)	34 (PSA)
Nulleffekt Blindproben	0,39±0,04 (cpm)	0,34±0,07 (cpm)
Quench	470-700 (tSIE)	ca. 850 (SQPE)

In SLD-Vials war keine signifikante Zunahme des Quenches innerhalb einer Standzeit von 5 Monaten zu verzeichnen.

3.2 NWG

Die nach [4] berechnete Nachweisgrenze beträgt für 0,5 Liter Probenvolumen und 800 min Messzeit ca. 2 mBq/l. Die Forderung der REI-Bergbau [6] mit einer Nachweisgrenze von 10 mBq/l für Ra-226 kann somit sicher erfüllt werden.

3.3 Fehler

Der relative Gesamtfehler der Ra-226-Konzentration lag bei 10-15%.

$$\frac{s(c)}{c} = \sqrt{\left(\frac{s(R_n)}{R_n}\right)^2 + \left(\frac{s(\varphi_A)}{\varphi_A}\right)^2 + \left(\frac{s(\eta)}{\eta}\right)^2 + \left(\frac{s(m)}{m}\right)^2}$$

$\frac{s(c)}{c}$ relative Standardabweichung der Aktivitätskonzentration

$\frac{s(R_n)}{R_n}$ relative Standardabweichung der Nettozählrate

$\frac{s(\varphi_A)}{\varphi_A}$	relative Standardabweichung der zufälligen Mess- und Kalibrierfehler φ_A
$\frac{s(\eta)}{\eta}$	relative Standardabweichung der chemischen Ausbeute
$\frac{s(m)}{m}$	relative Standardabweichung der Wägung

Aus über 100 Doppelmessungen an verschiedenen Messtagen konnte eine Spannweite von ca. 7% ermittelt werden, wobei diese Spannweite vom Gehalt an Ra-226 in den Präparaten, von der Messzeit, von den Umgebungsparametern, den Vial-Eigenschaften und der Probenmatrix (z.B. Einfluss auf das Quenchverhalten) abhängt. Mehr als 90% aller Proben wiesen eine Spannweite von weniger als 10% auf.

3.4 Störungen

Thorium-Isotope können durch ihre Folgeprodukte die Ra-226-Aktivitäten verfälschen, das heißt, höhere Ra-226-Aktivitäten vortäuschen. Unsere Untersuchungen zeigten, dass ohne die Umfällungsschritte im Analysengang, 100 mBq Th-228 ca. 2 mBq Ra-226 vortäuschen. Thoriumbedingte Störungen können durch die Abtrennung des Thoriums während der Umfällung beseitigt werden.

Bei Proben mit hohem Salzgehalt wird unter Umständen mehr EDTA-Lösung zum Auflösen der Sulfate benötigt. Übersteigt das Volumen der Sulfatlösung 10ml, kann die Lösung auf 2 Vials verteilt und mit Cocktail überschichtet werden. Die Ergebnisse der Einzelmessungen müssen anschließend zusammengefasst werden.

4. Vergleichsmessung

Für alle Vergleichsmessungen wurde eine Wartezeit von mindestens 21 Tagen zur Einstellung des Gleichgewichts zwischen Ra-226 und Rn-222 (mit Folgeprodukten) eingehalten.

4.1 Vergleichsmessung Gammaskpektrometrie - LSC

Um die erforderliche Nachweisgrenze für die gammaspektrometrische Bestimmung zu erreichen, wurden ca. 10 l Probe im Rotationsverdampfer auf 1 l eingeengt. Die Herstellung der Präparate für die Flüssigszintillation erfolgte ohne die Umfällungsschritte zur Entfernung von störenden Pb-Isotopen.

90% aller Werte lagen im Bereich der 2,77-fachen relativen Vergleichstandardabweichung (10%).

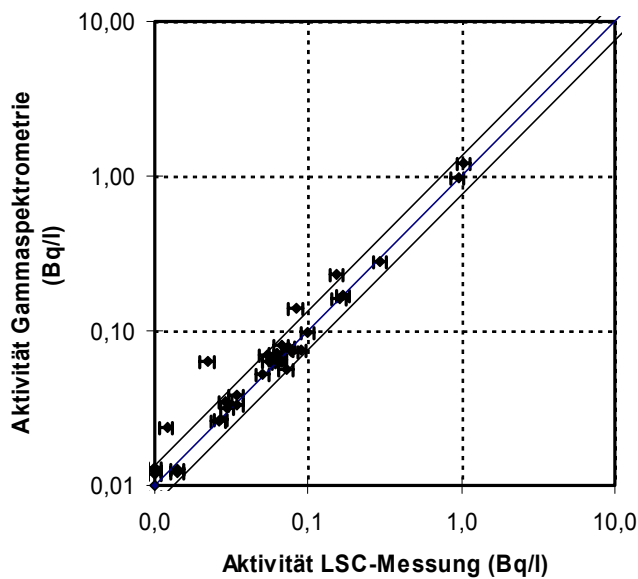


Abb. 5: Vergleichsmessungen Gammaskpektrometrie-LSC

4.2 Vergleichsmessung Proportionalzähler – LSC

Bei diesem Vergleich wurden alle chemischen Trennschritte übereinstimmend durchgeführt. Der gewonnene Niederschlag aus Radium- und Bariumsulfat wurde für die Messung mit dem Proportionalzähler auf ein Kupferschälchen aufgebracht. Für die Messung mit dem Flüssigszintillationszähler musste der Niederschlag mit EDTA gelöst und mit Cocktail überschichtet werden.

Die in Abbildung 6 dargestellten Ergebnisse liegen alle im Bereich der doppelten Standardabweichung (95%).

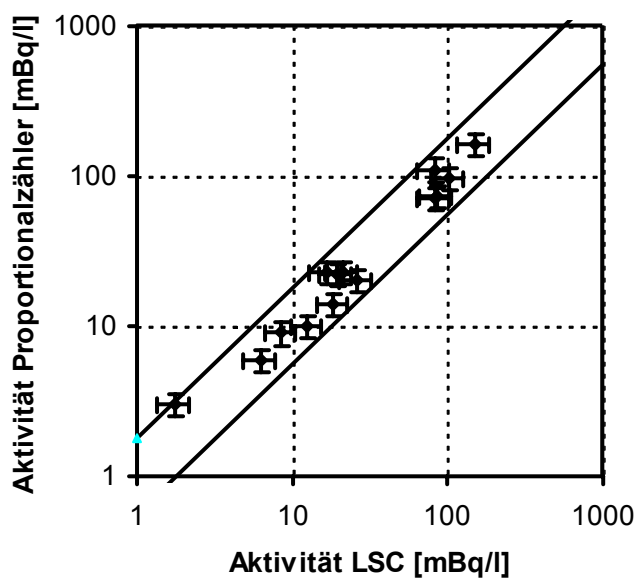


Abb. 6: Vergleichsmessung LSC- Proportionalzähler

5. Zusammenfassung

Die Vorteile dieser Analysenmethode liegen in der einfachen Präparation, der niedrigen Nachweisgrenze und der hohen Selektivität. Darüber hinaus kann die Messung weitgehend automatisiert werden.

Von Nachteil ist, dass keine Parallelmessungen mehrerer Proben möglich sind und eine Wartezeit zur Einstellung des Gleichgewichts zwischen Ra-226 und Rn-222 mit seinen Folgeprodukten vor der Messung eingehalten werden muss.

6. Literaturverzeichnis

[1] Chalupnik, S.; Lebecka, J.; Mielnikow, A.; Boguslaw, M.: Determining Radium in Water: Comparison of Methods. In: Cook GT; Harkness DD; MacKenzie AB; Miller BF; Scott EM; editors. Liquid Scintillation Spectrometry 1994, Tucson: Radiocarbon. 103-9

[2] Chalupnik, S.; Lebecka, J.: Determination of ^{226}Ra , ^{228}Ra and ^{224}Ra in Water and Aqueous Solutions by liquid Scintillation counting. In: Noakes, JE; Schönhofer, F.; Pollach HA; editors Liquid Scintillation Spectrometry 1992, Tucson: Radiocarbon. p. 397-403

[3] Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen: H-Ra-226-TWASS-01-01 Herausgeber: BMU Stand 01.03.2006

[4] Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen: Kapitel IV Herausgeber: BMU Stand 01.03.2006

[5] Köhler, M.; Preuße, W.; Gleisberg, B.; Schäfer, I.; Heinrich, T.; Knobus, B.: Comparison of methods for the analysis of ^{226}Ra in water samples. Applied Radiation and Isotopes 56 (2002) p. 387-392

[6] Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten (REI Bergbau)

KOMBINATION VON BETA- UND GAMMASTRAHLUNGSMESSUNGEN ZUR VOR-ORT-BESTIMMUNG RADIOAKTIVER KONTAMINATIONEN

COMBINATION OF BETA AND GAMMA RADIATION MEASUREMENTS FOR THE IN SITU DETERMINATION OF RADIOACTIVE CONTAMINATION

J. Höpner, H. Bornschein

WISMUT GmbH, Jagdschänkenstr. 29, 09117 Chemnitz, Deutschland

Zusammenfassung

Die Kombination von Beta- und Gammastrahlungsmessungen zur Vor-Ort-Bestimmung radioaktiver Kontaminationen hilft bei der Bewertung größerer radioaktiv kontaminierter Flächen im Hinblick auf eine Optimierung des Aufwandes zur Entnahme von Bodenproben und deren Analyse im Labor. Mit der vorgestellten Messmethodik können bereits vor Ort Aussagen über die örtliche Verteilung und den Wertebereich der spezifischen Aktivitäten von Radionukliden der Uran-Radium-Zerfallsreihe getroffen werden. Das Verfahren ist für unterschiedliche Nuklidvektoren der Uran-Radium-Zerfallsreihe einsetzbar.

Summary

The combination of beta and gamma radiation measurements for the in situ determination of radioactive contamination supports the optimization of soil sampling and analysis in the laboratory regarding the investigation of larger radioactively contaminated areas. With the presented measuring methodology statements about the distribution and the range of values of the specific activities of radionuclides of the uranium radium decay chain can be made in situ. The procedure is applicable for different nuclide vectors of the uranium radium decay chain.

Schlüsselwörter Betastrahlungsmessung, Gammastrahlungsmessung, Vor-Ort-Messung, In-situ-Messung

Keywords beta radiation measurement, gamma radiation measurement, in situ measurement

1. Vor-Ort-Bestimmung radioaktiver Kontaminationen

Im Rahmen der Sanierung der Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus durch die WISMUT GmbH besteht eine Aufgabe darin, größere radioaktiv kontaminierte Flächen, wie z.B. von Haldenmaterial beräumte Haldenaufstandsflächen, unter Beachtung der Nachnutzung zu bewerten. Die Kenntnis der spezifischen Aktivität von Leitnukliden der Uran-Radium-Zerfallsreihe für das an der Oberfläche vorliegende Bodenmaterial ist eine grundlegende Voraussetzung für die Bewertung. Für das Gewinnen repräsentativer Daten wurde eine Probenahme- und Untersuchungsmethodik entwickelt. Diese Methodik kombiniert die Laboranalytik von Bodenproben mit Vor-Ort-Messverfahren.

Da die zu bewertenden Flächen 100 Hektar und mehr umfassen können, wird das Bewertungsobjekt in Einheiten von 1 ... 2 Hektar unterteilt. Neben der Messung der Ortsdosisleistung im Raster 10 m x 10 m wird auf diesen Bewertungseinheiten (Teilflächen) in Anlehnung an die Bundes-Bodenschutzverordnung eine Mischprobe aus 15 ... 25 Einzelproben entnommen. Diese Mischproben werden hinsichtlich der spezifischen Aktivität von Radionukliden der U-Ra-Reihe und bezüglich der Schwermetallgehalte analysiert. Ob die Mischproben repräsentativ für die Bewertungseinheit sind bzw. welche Varianz die spezifischen Aktivitäten auf den Teilflächen aufweisen, kann mit einem Vor-Ort-Messverfahren ermittelt werden. Es handelt sich dabei um eine Kombination von Beta- und Gammastrahlungsmessungen. Der Nuklidvektor der radioaktiven Kontamination ist auf Haldenaufstandsflächen deutlich in Richtung Uran verschoben. Der alleinige Einsatz von Ortsdosisleistungsmessungen ist insbesondere bei Haldenaufstandsflächen nicht ausreichend. Spezifische Aktivitäten von U-238 und U-234 in der Größenordnung von 0,2 ... 10 Bq/g sind bei spezifischen Aktivitäten der anderen Nuklide der Uran-Radium-Zerfallsreihe (i. e. Th-230 und folgende) von < 0,2 Bq/g durch integrale Gammamessungen nicht nachzuweisen. Aufgrund der Tatsache, dass die aus dem U-238-Zerfall hervorgehenden Tochternuklide Th-234 und Pa-234m Betastrahler sind, ist dagegen ein Urannachweis über Betastrahlung mit einem handelsüblichen Kontaminationsmonitor möglich. Entsprechend objekt- bzw. problemspezifischer Fragestellung werden Messungen unmittelbar am Untersuchungsobjekt („in situ“ – auf der unbeeinflussten Oberfläche) oder mit einem Zwischenschritt der Probenahme zeit- und ortsnahe („vor Ort“) in einem Messfahrzeug durchgeführt.

Die Notwendigkeit des Einsatzes von Vor-Ort-Messverfahren ist dadurch begründet, dass die Varianz der Untersuchungsparameter bei großen, anthropogen kontaminierten Flächen oft mehrere Größenordnungen über der Messunsicherheit der Laboranalytik [1] liegt. Das bedeutet, dass die größte Unsicherheit bei der Probenahme-Laboranalyse-Methodik in der Anzahl und dem Entnahmeverfahren der Proben liegt. Diese Beprobungsunsicherheit kann durch Anwendung von Vor-Ort-Messmethoden minimiert werden. Aufgrund der hohen Messpunktdichte kann trotz höherer Unsicherheit der Vor-Ort-Einzelmessung auf das Untersuchungsobjekt bzw. seine Teileinheiten bezogen, eine sichere Aussage getroffen werden als bei Einsatz einer reinen Probenahme-Laboranalytik-Strategie [2].

2. Literaturverzeichnis

- [1] Heinrich, T.; Funke, L.; Köhler, M.; Schkade, U.-K.; Ullrich, F.; Löbner, W.; Höpner, J.; Weiß, D.: Optimierung der Auswahl von Messmethoden zur Bestimmung natürlicher Radionuklide; Veröffentlichung in der Reihe „Fortschritte im Strahlenschutz“ geplant; Kurzfassung in StrahlenschutzPRAXIS 3/06 vorgesehen
- [2] Höpner, J.; Regner, J.; Löbner, W.; Bartel, U.: Kombination von Feldmessverfahren und Laboranalytik zur Charakterisierung von Materialien mit erhöhter natürlicher Radioaktivität; Poster, 3. Workshop RCA, VKTA, Rossendorf, April 2004

RADIOAKTIVITÄT VERSCHIEDENER MINERALE IN EDELSTEIN-QUALITÄT

RADIOACTIVITY OF DIFFERENT MINERALS IN GEMSTONE

G. Hampel¹, J. Hampel¹, R. Heimann¹, St. Zauner¹, T. Häger²

¹ Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Kernchemie, Fritz-Strassmann-Weg 2, 55128 Mainz, e-mail: gabriele.hampel@uni-mainz.de

² Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Institut für Geowissenschaften, Abteilung für Edelsteinforschung der 55099 Mainz, e-mail: Tobias.Haeger@uni-Mainz.de

Zusammenfassung

Verschiedene natürliche, radioaktive Minerale wie z.B. Zirkon und Ekanit, sowie durch Neutronenbestrahlung farblich verbesserte blaue Topase aus dem Handel, werden bezüglich ihrer Eigen- bzw. Restaktivität untersucht. Für die radiologische Bewertung werden aufgrund der natürlichen Eigenstrahlung der radioaktiven Minerale die Freigrenzen gemäß Anlage III StrlSchV und bei den aktivierten Mineralen der § 105 StrlSchV herangezogen. Minerale, die diese Grenzen übersteigen, dürfen nicht zu Schmuckzwecken verarbeitet und gehandelt werden. Minerale, die aber nicht für Schmuckzwecke geeignet sind, können nicht als Edelsteine bezeichnet werden, auch wenn sie andere Kriterien wie z.B. Reinheit, Farbe, Seltenheit und Transparenz erfüllen.

Um weitere Informationen über Topas und Korund zu erhalten, werden Spurenelementanalysen mittels Neutronenaktivierungsanalyse (NAA) am Forschungsreaktor TRIGA Mainz durchgeführt. Dafür werden die Minerale für 10 Minuten bei einem Neutronenfluß von $1,7 \times 10^{12}$ n/(cm² s) und für 6 Stunden bei einem Neutronenfluß von $0,7 \times 10^{12}$ n/(cm² s) aktiviert. Bei den Topasen werden in Abhängigkeit von den verschiedenen Vorkommen die Elemente Na, K, Cr, Mn, Fe, Co, La, Nd, Sm, Ta und W mit der NAA bestimmt. Bei natürlichen Korunden des basaltischen Typs werden Na, Cr, Mn, Fe, Co, Zn, La, Ce, Hf und Pa nachgewiesen und bei bestimmten Synthesen auch Ir. Letzteres Element gibt einen Hinweis auf das verwendete Tiegelmateriale.

Summary

The activity of different natural radioactive minerals like zircon and ekanite as well as the activity of treated blue topaz are analysed. The topaz receives or intensify its colour after the irradiation with neutrons and/or electrons in combination with a heat treatment. According to the definition a gemstone, it should be rare and transparent, should have a beautiful colour and should be useable for jewellery purposes. If minerals exceed the activity limits of the German Radiation Protection Ordinance it is not allowed to sell these minerals for jewellery purposes and it is not allowed to call these minerals gems.

To get additional information about the trace element content of topaz and corundum, those stones are analysed with the neutron activation analysis (NAA) at the TRIGA reactor in Mainz. The minerals are irradiated with a neutron flux of $1,7 \times 10^{12}$ n/(cm² s) for 10 minutes and with a neutron flux of $0,7 \times 10^{12}$ n/(cm² s) for 6 hours. In the case of topaz the elements Na, K, Cr, Mn, Fe, Co, La, Nd, Sm, Ta and W are identified. The content varies according to the origin of the topaz. In the case of the corundum of the basaltic type (from Thailand and Vietnam) Na, Cr, Mn, Fe, Co, Zn, La, Ce, Hf and Pa are determined. Additionally to this in

some synthetic materials the element Ir is identified. This fact can be explained by the used crucible material during crystal growth.

Schlüsselwörter: natürliche Radioaktivität, Edelsteine, NAA, TRIGA Mainz

Key words: natural radioactivity, gemstone, NAA, TRIGA Mainz

1. Einleitung

In der Literatur werden immer wieder radioaktive Edelsteine wie z.B. Ekanit ($\text{K}(\text{Ca},\text{Na})_2\text{Th}[\text{Si}_8\text{O}_{20}]$) beschrieben [1]. Edelsteine sollen per Definition zu Schmuckzwecken geeignet sein. Minerale, die aber die Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung übersteigen, dürfen nicht in den Handel gelangen, dürfen deshalb auch nicht zu Schmuck verarbeitet werden und können daher auch nicht als Edelsteine bezeichnet werden. Um zu überprüfen, ob Ekanit nun ein Edelstein ist oder nicht, wird im Rahmen dieses Projektes Ekanit auf seine natürliche Aktivität untersucht. Daneben werden auch verschiedene Zirkone (ZrSiO_4) in Edelsteinqualität untersucht. Zirkon kann auf der Zr Position Uran einbauen und somit in Abhängigkeit von der U-Konzentration (in Kombination mit den entsprechenden Tochter-Nukliden der Zerfallsreihe) ebenfalls beträchtliche Aktivitäten entwickeln. Für die Untersuchungen werden 4 dunkelgrüne Zirkone ausgewählt, da diese für ihre hohen Uran-Gehalte bekannt sind und zusätzlich braune Zirkone aus Sri Lanka mit mittleren Uran-Gehalten.



Abb. 1: Ekanit (links) und Zirkon (rechts) mit zum Teil beträchtlicher Eigenaktivität.

Seit Anfang des 20. Jahrhunderts hat man durch systematische Untersuchungen der Farbursachen von Mineralen herausgefunden, dass manche ihre Farbe dem Einfluss von natürlicher Strahlung verdanken [2]. Zur Bestrahlung werden i. A. möglichst hochenergetische Strahlungsarten eingesetzt. Minerale, die bestrahlt werden können, sind z.B. Topas, Rauchquarz, rote Turmaline, Amethyst und verschiedene Diamant-Typen. Die blaue Farbe des Topases kann durch Elektronen und vor allem Neutronenstrahlen bzw. deren Kombination (zuerst Neutronen- und anschließend Elektronenstrahlung) mit anschließender Temperung intensiviert werden (vgl. Abb. 2). Dies führt aber auch zu einer Aktivierung des Materials.



Abb. 2: Topase aus Vietnam. Farblose (1,2) sind unbehandelt und blaue (3,4) mit Neutronen bestrahlt.

Damit ist im Handel mit Edelsteinen, sowohl auf die Höhe der Eigenstrahlung aufgrund der natürlichen Radioaktivität wie z.B. bei Zirkon und Ekanit, als auch auf eine Restaktivität nach Aktivierung insbesondere bei Topas zu achten. Für die radiologische Bewertung werden im ersten Fall die Freigrenzen gemäß Anlage III StrlSchV [3] und im zweiten Fall der § 105 StrlSchV herangezogen, die zum Teil erhebliche Unterschiede aufweisen können.

In diesem Beitrag wird die Eigenstrahlung von Ekanit und Zirkon bezüglich ihrer Einsatzmöglichkeit als Schmuckstein behandelt. Behandelte Topase aus dem Handel werden bezüglich ihrer Restaktivität untersucht. Da diese Steine keine Aktivität mehr zeigten, werden Steine verschiedener Herkunft mit Neutronen aktiviert und diese für eine qualitative und soweit möglich quantitative Haupt- und Spurenelementbestimmung eingesetzt.

2. Methode

Die Eigenaktivität wird für Zirkon ($ZrSiO_4$) aus Sri Lanka und Vietnam und Ekanit ($K(Ca,Na)_2Th[Si_8O_{22}]$) aus Sri Lanka sowie für im Handel erhältliche Topase nach einer Bestrahlung mit Elektronen oder Neutronen untersucht. Die Bestimmung der Eigenaktivität der Proben erfolgt γ -spektroskopisch mit einem Germanium-Halbleiterdetektor der Firma Ortec mit Berylliumfenster, einer Effizienz von 21,9 % und einer Energieauflösung von 0,78 keV bei 122 keV bzw. 1,71 keV bei 1332 keV. Für die Auswertung der γ -Spektren wird ein PC unter Verwendung des Programms "Genie" von Canberra-Eurisys GmbH genutzt.

Für eine Element- und Spurenelementanalyse von Topas und Korund wird die instrumentelle Neutronenaktivierungsanalyse (INAA), bei der eine chemische Aufarbeitung nicht erforderlich ist, eingesetzt [4]. Die Eigenaktivität der Topase aus dem Handel ist zu vernachlässigen. Die Proben wurden am Forschungsreaktor vom Typ TRIGA II im Institut für Kernchemie der Universität Mainz mit Neutronen bestrahlt [5, 6], wobei die (n,γ) -Reaktion zur Aktivierung stabiler Isotope ausgenutzt wird.

Abb. 3 zeigt einen Blick in den Reaktortank mit den möglichen Bestrahlungspositionen. Das Karussell besitzt 40 Bestrahlungspositionen, die jeweils doppelt besetzt werden können. Mit dem Rohrpostsystem können Proben pneumatisch innerhalb von 1 bis 5 s von der Bestrahlungsposition im Reaktor ins Labor transportiert werden.

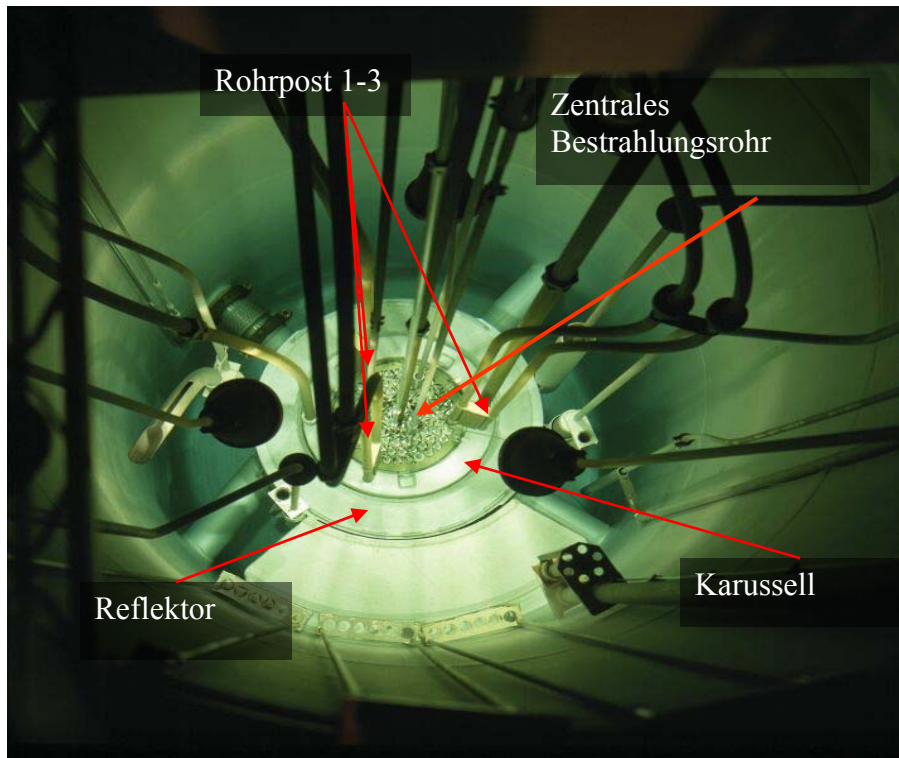


Abb. 3: Blick in den Reaktortank des TRIGA Mainz mit den verschiedenen Bestrahlungspositionen. Für die NAA werden das Zentrale Bestrahlungsrohr, die Rohrpost sowie das Bestrahlungskarussell benutzt.

Die Bestrahlungen werden bei einer thermischen Reaktorleistung von 100 kW im Bestrahlungskarussell für eine Zeit von 6 Stunden bei einem Fluss von $0,7 \times 10^{12} \text{ n}/(\text{cm}^2 \text{ s})$ sowie mittels des Rohrpostsystems für Kurzzeitbestrahlungen von 10 Minuten bei einem Neutronenfluss von $1,7 \times 10^{12} \text{ n}/(\text{cm}^2 \text{ s})$ durchgeführt. Anschließend werden die Proben γ -spektroskopisch mit einem Germanium-Halbleiterdetektor gemessen. Die Auswertung der γ -Spektren erfolgt mit einem PC unter Verwendung des Programms "Genie" von Canberra-Eurisys GmbH.

Folgende Bestrahlungsprogramme werden in diesem Projekt durchgeführt:

Bestrahlungsposition	Bestrahlungsdauer	Abklingzeit	Messzeit
Rohrpostsystem	10 min	ca. 10 min	10 min
Karussell (1 h - Messung)	6 h	ca. 15 h	1 h
Karussell (15 h – Messung)	6 h	ca. 8 d	15 h

Für die quantitative Analyse werden Standardlösungen der Elemente unter gleichen Bedingungen bestrahlt und ausgewertet.

3. Ergebnisse

Bei Ekanit und Zirkon wird die Eigenstrahlung durch Thorium und Uran im Mineral verursacht. Aus dem Th-232-Zerfall liegen u. a. Ra-228 sowie Ac-228 im Gleichgewicht vor. Zur Aktivitätsbestimmung des Th-232 wird Ac-228 herangezogen. Aus der entsprechenden U-238-Zerfallsreihe wird das Isotop Pa-234m zur Bestimmung des Urangehalts genutzt. Die gammaspektroskopischen Untersuchungen zeigen für Ekanite einen hohen Anteil an Th-232 von etwa 8 % und einen vergleichsweise niedrigen Anteil an U-238 von 1 bis 2 %. Die Zirkone weisen einen hohen U-238-Anteil auf, während der Th-232-Gehalt hier gering ist. Für die kommerziell erhältlichen Topase mit unterschiedlich starken Blaufärbungen, welche durch gezielte Bestrahlung mit Elektronen und/oder Neutronen entstehen, können Eigenaktivitäten nicht nachgewiesen werden. Diese Topase werden anschließend mittels NAA untersucht.

NAA an Topas

Die derzeitigen Analysen zeigen eine Vielzahl von Elementen, die eine qualitative Aussage zulassen. Für eine quantitative Analyse werden die gemessenen Aktivitäten relativ zu Standards der jeweiligen Elemente bestimmt. In Tabelle 1 und Abb. 4 sind die Ergebnisse der quantitativen Analysen für die untersuchten Topase zusammengefasst. Die Proben stammen aus Brasilien, Chile, Nigeria und Pakistan. Für K, Ta und W ist nur eine qualitative Analyse möglich, da hierfür keine Standards zur Verfügung stehen. Na wird in allen Proben im gleichen Konzentrationsbereich gemessen. Daneben ist Fe in relativ großen Konzentrationen und Co, La, Nd sowie Sm in geringen Konzentrationen in den meisten Proben vorhanden. K, Cr und Mn werden nur in einer Probe aus Brasilien und W in einer Probe aus Nigeria nachgewiesen.

Tabelle 1: Die Ergebnisse der INAA für Topas sind in $\mu\text{g/g}$ für die Elemente in Zeile 1 angegeben. Zeile 2 enthält die Isotope, die durch die Neutronenbestrahlung entstehen und für die Auswertung herangezogen werden. Die Werte für K, Ta und W liegen nur qualitativ vor.

1	Na	K	Cr	Mn	Fe	Co	La	Nd	Sm	Ta	W
2	Na-24	K-42	Cr-51	Mn-56	Fe-59	Co-60	La-140	Nd-147	Sm-153	Ta-182	W-187
Bra1	114	x	191	11	122	0,08	1,2	0,45	0,021	-	-
Bra2	110	-	-	-	30	-	1,8	0,43	0,004	-	-
Bra3	120	-	-	-	42	-	0,4	0,54	-	-	-
Chi1	112	-	-	-	-	0,30	-	-	-	x	-
Chi2	119	-	-	-	17	0,47	-	-	-	x	-
Nig1	118	-	-	-	57	0,32	2,6	1,33	0,009	x	-
Nig2	125	-	-	-	-	-	-	-	0,287	x	x
Pak1	115	-	-	-	-	0,85	-	-	-	x	-

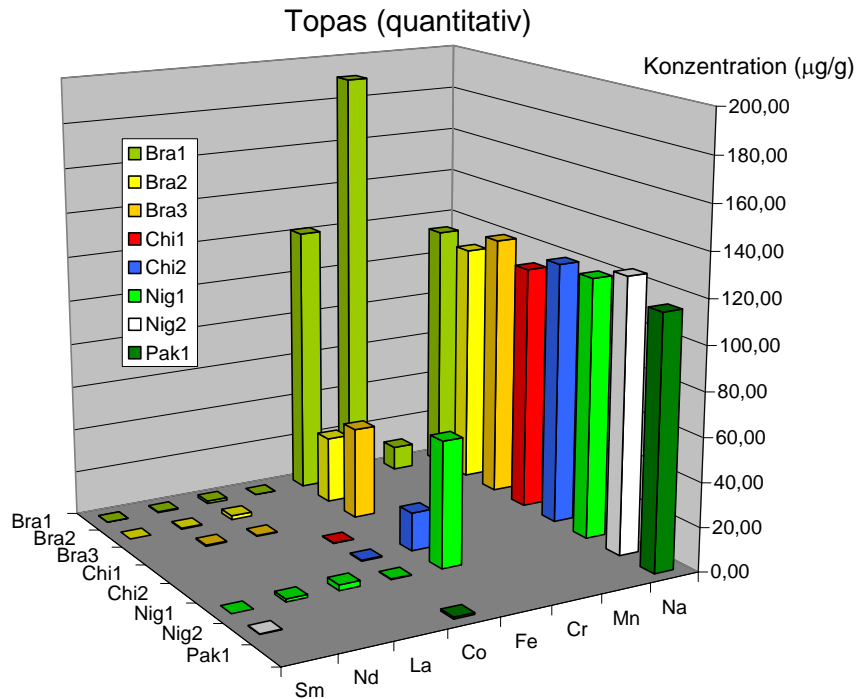


Abb. 4: Darstellung der mittels INAA analysierten Elemente und deren Konzentrationen für die Topase aus Brasilien (Bra1 bis Bra3), Chile (Chi1, Chi2), Nigeria (Nig1, Nig2) und Pakistan (Pak1).

NAA an Korund

Die Ergebnisse für die NAA an Korund des basaltischen Typs aus Thailand (P) und Vietnam (DL) sind in Tabelle 2 zusammengefasst. In allen Proben werden Na, Fe, Zn, Ce sowie Cd und Ta nachgewiesen, wobei Cd und Ta aufgrund fehlender Standards lediglich qualitativ ermittelt werden können. Cr, Co, La und Pa werden im Spurenelementbereich in den meisten Proben analysiert. Mn und Eu werden in einer qualitativen Analyse in zwei Proben gefunden.

In synthetischem nach dem Czochralski-Verfahren hergestellten Korund werden im Vergleich zu natürlichem Korund hohe Konzentrationen von Co von ca. 15 µg/g (nachgewiesen über Co-60) gemessen. Zusätzlich wurde etwa 100 µg/g Ir (nachgewiesen über Ir-192) bestimmt, welches bei natürlichem Korund nicht gefunden wurde.

Tabelle 2: Die Ergebnisse der INAA für Korund sind in µg/g für die Elemente in Zeile 1 angegeben. Zeile 2 enthält die Isotope, die durch die Neutronenbestrahlung entstehen und für die Auswertung herangezogen werden. Die Werte für Cd, Eu und Ta liegen nur qualitativ vor.

1	Na	Cr	Mn	Fe	Co	Zn	La	Ce	Eu	Hf	Pa
2	Na-24	Cr-51	Mn-56	Fe-59	Co-60	Zn-65	La-140	Ce-141	Eu-152	Hf-181	Pa-233
DL 241	263	1,5	52	10731	0,2	4,7	0,7	3,6	-	0,4	0,1
DL 242	213	0,5	-	7442	0,1	5,6	0,3	2,2	-	0,2	0,1
DL 243	220	1,4	25	4031	-	8,8	18	15	-	23	209
DL 411	202	0,9	-	2241	0,3	5,9	2,4	1,2	-	-	0,0
DL 412	208	-	-	4660	0,3	5,2	-	1,5	-	-	-
DL 413	203	0,9	-	10700	-	7,1	-	3,6	-	-	0,1
DL 414	214	0,7	-	8231	0,1	2,8	-	2,7	-	0,1	-
DL 51/1	208	279	-	1602	-	3,6	31,1	6,8	-	2,4	11,2
P1	229	6,3	-	5943	0,6	22,8	-	2,3	X	-	0,5
P2	388	5,8	-	6268	0,4	4,7	-	3,5	X	-	0,9
P3	235	2,9	-	3667	-	20,4	-	1,5	-	0,2	0,1

4. Diskussion

In der edelsteinkundlichen Literatur werden immer wieder radioaktive Edelsteine beschrieben. Per Definition ist ein Edelstein ein Mineral oder Gestein, welches aufgrund seiner außergewöhnlichen Eigenschaften, wie z.B. Transparenz, Farbe, Reinheit und Seltenheit für Schmuckzwecke geeignet ist.

Der untersuchte Ekanit besitzt die meisten dieser Eigenschaften, zeigt aber wie zu erwarten einen hohen Anteil an Th-232 und Zirkon an U-238. Die Freigrenzen gemäß Anlage III Tabelle 1 Spalten 3 und 4 StrlSchV [3] liegen für beide Isotope bei 10 000 Bq bzw. 10 Bq/g. Bei Probenmassen von nur wenigen Gramm kann damit schon die jeweilige Freigrenze überschritten werden. Dieses ist beim Handel mit Ekanit und Zirkon zu beachten.

Nach § 105 StrlSchV ist ein Zusatz oder eine Aktivierung von Schmuck unzulässig, wenn die Aktivität im Produkt mehr als 500 µBq/g beträgt oder die Werte nach Anlage III, Tabelle I, Spalte 5 überschritten werden. § 105 StrlSchV ist im Falle der kommerziellen Nutzung von Topas zu beachten. Die im Rahmen dieser Studie untersuchten Topase zeigen keine Aktivität. Für wissenschaftliche Zwecke kann die gezielte Aktivierung von Topas mittels NAA zur Bestimmung seiner Spurenelemente dienen. Unterschiede der Spurenelementkonzentrationen können auf unterschiedliche Fundstätten hinweisen. Dazu ist allerdings eine umfangreichere Datenbasis erforderlich.

Außerdem kann, wie im Falle einiger synthetischer Korunde, Iridium nachgewiesen werden. Aus Iridium besteht häufig das Tiegelmateriale, aus dem der Kristall gezogen wird. Damit kann mittels der INAA auf das Herstellungsverfahren geschlossen und in diesem Fall zwischen synthetischem und natürlichem Korund unterschieden werden.

5. Ausblick

Bei synthetisch hergestelltem Korund werden im Gegensatz zu natürlichem Korund große Unterschiede in der Co-Konzentration festgestellt und zusätzlich Ir gefunden. Dadurch können Hinweise auf das Herstellungsverfahren und die Fundstätten erlangt werden. Dafür ist es erforderlich, weitere Analysen mittels INAA durchzuführen, um die notwendige Datenbasis zu gewinnen. Insbesondere Saphire des pegmatitischen-metasomatischen Typs werden in Zukunft mit INAA untersucht werden. Außerdem werden zusätzliche Analyseverfahren wie beispielsweise die ICPMS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) mit Laserablation eingesetzt werden, um die jeweiligen Vorteile der verschiedenen Methoden für die Elementbestimmung zu nutzen.

Literatur

- [1] Gauthier, J.-P. & Fumey, P., Une gemme métamictite: l'ékanite, *Revue de gemmology a.f.g.* 94, p. 3-7, 1988
- [2] Ursula Wehrmeister & Tobias Häger, „Edelsteine erkennen – Eigenschaften und Behandlung“, Stuttgart: Rühle-Diebener-Verlag (2006)
- [3] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714), ber. am 22. April 2002, geändert am 18.06.2002
- [4] M. Bichler, „Aktivierungsanalyse, Grundlagen und Anwendungen“ Skriptum zur Vorlesung, LVNR: 141.732, 5. Auflage (1997)
- [5] G. Hampel, K. Eberhardt & N. Trautmann, „The Research Reactor TRIGA Mainz“, *International Journal for Nuclear Power* 5, pp. 328-330 (2006)
- [6] K. Eberhardt & A. Kronenberg, „The research reactor TRIGA Mainz – A neutron source for versatile applications in research and education“, *Kerntechnik* 65, pp. 263-274 (2000)

DIE ENTWICKLUNG RADIOAKTIVER ABLEITUNGEN DER WISMUT GMBH IM KONTEXT DER SANIERUNG – ERGEBNISSE DES BASISPROGRAMMES RADIOAKTIVITÄT

THE DEVELOPMENT OF RADIOACTIVE DISCHARGES OF WISMUT IN CONNECTION WITH THE REMEDIATION – RESULTS OF THE BASIC MEASURING PROGRAMME OF RADIOACTIVITY

E. Kreyßig, S. Eulenberger, U. Sporbert
WISMUT GmbH, Jagdschänkenstrasse 29, 09117 Chemnitz

Zusammenfassung

Seit dem Ende der Uranerzförderung und Verarbeitung in Thüringen und Sachsen im Jahr 1990 werden die bergbaulichen Hinterlassenschaften durch die Wismut GmbH saniert. Die Einstellung der Gewinnungsarbeiten, die Sanierung sowie Maßnahmen zur Rückhaltung radioaktiver Stoffe (z. B. Wasserbehandlung) führten bereits zu einer deutlichen Reduzierung radioaktiver Ableitungen. So ist der Gesamtaustrag von Uran aller gefassten flüssigen Ableitungen von 27,5 t im Jahr 1989 auf 2,23 t im Jahr 2005 zurückgegangen. Die aus diesen Ableitungen resultierenden Auswirkungen auf die Vorflut wurden spürbar reduziert und führten mittlerweile zu geringen Urankonzentrationen in überregionalen Vorflutern ($\leq 5 \mu\text{g/l}$) bzw. Vorflutern niedrigerer Ordnung ($\leq 100 \mu\text{g/l}$). Mit der Fortführung der Wasserbehandlung für geschätzte weitere 10 bis 20 Jahre wird der Umfang radioaktiver Ableitungen und die damit verbundene Strahlenexposition auch künftig gering gehalten. Ein Übergang zu alternativen, passiven Behandlungsmethoden oder gar die Einstellung der Behandlung wird möglich sein, wenn die Konzentrationen in den Zulaufwässern zu den Wasserbehandlungsanlagen hinreichend abgeklungen sind. Neben der Reduzierung gefasster Ableitungen führen Sanierungsmaßnahmen (z.B. Abdeckung) auch zur Verringerung diffuser Austräge, in deren Folge langfristig eine Verbesserung auch für das Grundwasser prognostiziert wird.

Summary

Since termination of uranium mining and milling in Saxony and Thuringia in 1990, the state company Wismut is in charge with remediation of the uranium production liabilities. The end of production and the implementation of remedial measures as well as measures to prevent the propagation of water-born radioactivity (for instances water treatment) led to a significant reduction of radioactive discharges. Thus, the total release of uranium from via collected water discharge points has been reduced from total 27.5 tonnes in 1989 to 2.3 tonnes in 2005. As a follow, the radiological impact on receiving streams decreased permanently, which is shown by the meanwhile low concentrations in main rivers ($\leq 15 \mu\text{g/l}$) and its smaller tributaries ($\leq 100 \mu\text{g/l}$). Continuing the water treatment for additional 10 to 20 years will keep the discharges and the linked radioactive exposure on a low level also for future. When concentrations of the inflow of the water treatment plants will be adequately went down, it will be possible to use alternative treatment technologies or to finish the water treatment at all. Furthermore, the remediation (for instance covering) causes a decrease of diffuse effluents, which will improve also the groundwater quality.

Keywords

mining legacies, natural radiation, monitoring

1 Einleitung

Die Situation im Jahre 1991, unmittelbar nach Einstellung des Uranerzbergbaus und der Urangewinnung durch die Sowjetisch-Deutsche Aktiengesellschaft (SDAG) WISMUT, war auch geprägt durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Wasser in Vorfluter und nach untertage. Diese flüssigen Ableitungen trugen erheblich zur Umweltbeeinflussung und auch zur Strahlenexposition der Bevölkerung bei. Seit Aufnahme der Sanierungstätigkeit durch die bundeseigene WISMUT GmbH wurde die Menge an abgeleiteten radioaktiven Stoffen spürbar reduziert. Im Folgenden wird auf die Quellen und die zeitliche Entwicklung der flüssigen Ableitungen sowie deren immissionsseitige Auswirkungen eingegangen.

2 Klassifizierung der Ableitungen

Bei den Austrägen radioaktiver Stoffe aus den in Zusammenhang mit der ehemaligen Urangewinnung stehenden Quellen ist grundsätzlich zu unterscheiden in:

a) gezielte flüssige Ableitungen radioaktiver Stoffe:

im Sinne einer kontrollierten Abgabe von Wasser (i.d.R.) in Vorfluter, wobei die Wässer gefasst und hinsichtlich Menge und Qualität überwacht eingeleitet werden. Diese Ableitungen erfolgen entweder gereinigt aus Wasserbehandlungsanlagen oder aus speziellen Wasserbauwerken (z. B. Drainagefassungen) ohne vorherige Behandlung.

und

b) unkontrollierte Austräge radioaktiver Stoffe:

im Sinne eines diffusen Austritts von Wasser in Grund- und Fließgewässer. Quellen dieser Austräge sind Infiltrationswässer, welche Halden, industrielle Absetzanlagen und Grubengebäude durchdringen.

Als flüssige radioaktive Ableitungen entsprechend REI Bergbau¹ zu überwachen und zu bilanzieren sind alle gefassten Einleitungen, deren Aktivitätskonzentrationen oberhalb der Freigrenze für die Direkteinleitung nach VOAS (Uran = 0,16 mg/l, Ra-226 = 700 mBq/l) liegen bzw. zu deren Überwachung eine Strahlenschutzgenehmigungen (SSG) erteilt wurde. Die konkreten Vorgaben für Art und Umfang der Ableitungen an den einzelnen Sanierungsobjekten werden dabei jeweils in SSG gefasst, mit dem Ziel die Umweltbeeinflussungen und damit auch die Strahlenexposition der Bevölkerung auf ein tolerierbares Maß zu reduzieren.

Menge und zum Teil auch Qualität der unter b) aufgeführten unkontrollierten (diffusen) Austräge können in aller Regel durch Modellrechnungen nur abgeschätzt werden, so dass die Überwachung dieser Austräge vor allem anhand ihrer Auswirkungen auf der Immissionsseite erfolgt.

3 Quellen flüssiger radioaktiver Ableitungen

Als Sanierungsobjekte sind an den ehemaligen Abbaustandorten (Ronneburg, Aue, Pöhla, Gittersee, Königstein) vor allem die Grubenbaue sowie die zugehörigen Bergbauhalden von Bedeutung, an den ehemaligen Aufbereitungsanlagen (Seelingstädt, Crossen) sind dies v.a.

¹ Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten

die Industriellen Absetzanlagen (IAA) und Halden. Im Zusammenhang mit der Sanierung ergeben sich den Sanierungsobjekten folgende Quellen für radioaktive Ableitungen:

- Grubenbaue Die Gruben werden möglichst bis zum natürlichen Einstau gesteuert geflutet. Dabei fallen radioaktiv belastete Flutungswässer an, welche in stationären Wasserbehandlungsanlagen gereinigt werden.
- IAA Die Industriellen Absetzanlagen werden in situ verwahrt. Dabei werden das Freiwasser sowie Porenwässer schrittweise kontrolliert abgezogen und über Wasserbehandlungsanlagen abgestoßen. Eine geeignete Abdeckung soll das Eindringen von Niederschlag und damit den Anfall von Sickerwasser vermindern.
- Halden Halden und Dämme werden bis auf Ausnahmen im Raum Ronneburg in situ verwahrt. Anfallendes Sickerwasser wird wenn möglich gefasst und zugriffssicher abgeleitet sowie teilweise behandelt. Eine geeignete Abdeckung soll das Eindringen von Niederschlag und damit den Anfall von Sickerwasser vermindern.

Wie die Tabelle 1 verdeutlicht, können die Quellenkonzentrationen der aus den Sanierungsobjekten anfallenden Wässer bis zu mehreren Größenordnungen über den für eine gefasste Ableitung genehmigungsfähigen Aktivitätskonzentrationen liegen. Eine unbehandelte Vorfluteinleitung dieser Wässer ist daher in den meisten Fällen nicht möglich.

Tabelle 1: typische Quellenkonzentrationen radioaktiver Ableitungen

Kontaminationsquelle	Uran [mg/l]	Ra-226 [mBq/l]
Flutungswasser	5 ... (250)	... 10.000
Freiwasser der IAA	1...12	... 1000
Porenwasser der IAA	... 25	... 1000
Haldensickerwasser	... 10	... 7000
Zielvorgaben zur Vorfluteinleitung*	0,3 ... 0,5	200 ... 500

* - geregelt in den einzelnen SSG

2005 fielen aus den Sanierungsobjekten etwa 10 Mio. m³ (~70 %) Flutungswässer, etwa 3,4 Mio. m³ Frei- und Porenwasser aus den IAA sowie 1,1 Mio. m³ Haldensickerwässer zur gefassten Ableitung an. Aus diesen Relationen wird deutlich, dass für eine wirksame Verringerung der radioaktiven Ableitungen in die Vorfluter insbesondere die Reduzierung der Lastausträge aus den großen Mengenströmen der Flutungs- und IAA-Wässern von Bedeutung ist. Dazu werden an den Sanierungsstandorten zentrale konventionelle Wasserbehandlungsanlagen (WBA) mit Ionenaustausch- und Fällungsverfahren betrieben. Für kleinere Wassermengen mit geringeren Abreicherungsraten stehen alternativ Möglichkeiten der dezentralen Behandlung zur Verfügung (siehe Wetlands am Standort Pöhla).

In den zentralen Wasserbehandlungsanlagen werden die Einleitkonzentrationen der zu behandelnden Wässer auf 1/10 ... 1/100 (bis 1/1000) der ursprünglichen Flutungskonzentrationen gesenkt. Die Aktivitätskonzentrationen im Einleitwasser liegen dabei überwiegend unterhalb der Freigrenzen nach VOAS (Abbildung 1). Der Grad der Wasserreinigung ist hierbei als Ergebnis eines Abwägungsprozesses zwischen Kosten und erzielbarem Umwelteffekt, auch im Hinblick auf die zur Verwahrung anfallenden Aufbereitungsrückstände, zu sehen.

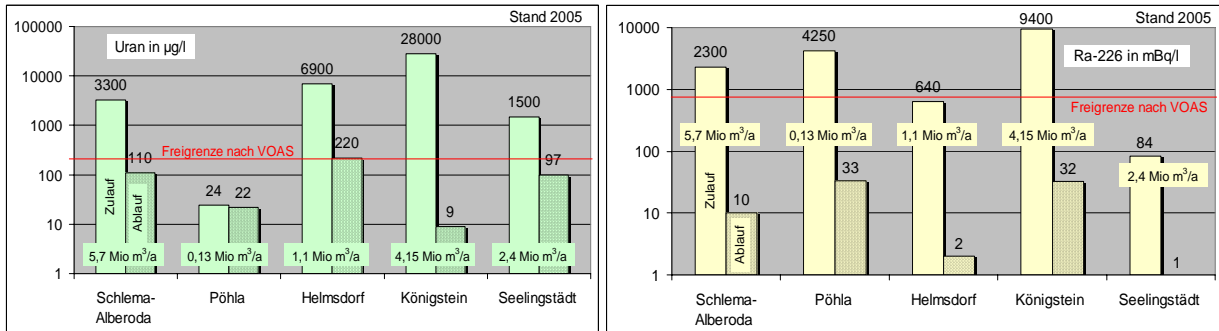


Abbildung 1: Reinigungsleistung der WBA an den Sanierungsstandorten

Neben der Behandlung führt mit fortschreitender Sanierung auch der Rückgang der anfallenden Wassermenge zu einer Reduzierung der abgeleiteten radioaktiven Lasten. Die Verringerung der anfallenden Wassermengen ist dabei i.d.R. nicht alleiniger Zweck der Sanierung, sondern ergibt sich im Komplex der Maßnahmen zur langzeitstabilen, sicheren Verwahrung der Sanierungsobjekte. Hierbei sind insbesondere die Entwässerung der IAA, der Abdeckung von IAA und Halden sowie der zurückgehende Absenkungstrichter bei den gefluteten Gruben zu nennen.

Wie sich durch Abdeckung die Sickerwasserbildung und damit der radioaktive Austrag verringert zeigt das Beispiel der Halde 366 in Schlema-Alberoda (Abbildung 2). Die 2001 begonnene Abdeckung wurde im Jahr 2003 im Wesentlichen abgeschlossen. Mit Ende der Abdeckarbeiten ist ein markanter Rückgang der Sickerwassermenge um etwa $\frac{2}{3}$ zu verzeichnen. Der Rückgang der Uranfrachten beläuft sich gleichzeitig auf etwa 45-55 %.

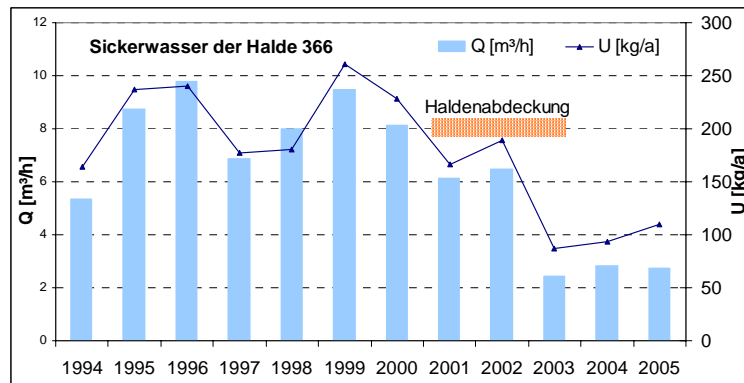


Abbildung 2: Entwicklung der Sickerwassermengen und Uranfrachten an der Halde 366

4 Entwicklung flüssiger radioaktiver Ableitungen

Im Vergleich zur Phase der aktiven Urangewinnung (1989) ist für die Summe aller gefassten flüssigen Ableitungen bis 2005 ein merklicher Rückgang, unterbrochen durch zwischenzeitliche sanierungsbedingte Schwankungen, zu verzeichnen (s. Abbildung 3). Die Inbetriebnahme leistungsfähiger Wasserbehandlungsanlagen hat hierbei zu einer deutlichen Reduzierung der abgeleiteten Lasten für Uran und Ra-226 geführt. Die Verringerung der Konzentrationen im abgestoßenen Wasser spiegelt sich in dem, verglichen mit den abgestoßenen Wassermengen, stärkeren Rückgang der Last- bzw. Aktivitätsausträge wider. Die radioaktiven Lastausträge

bewegen sich in den letzten Jahren auf niedrigem Niveau, dabei dominieren die Austräge von Uran gegenüber Ra-226.

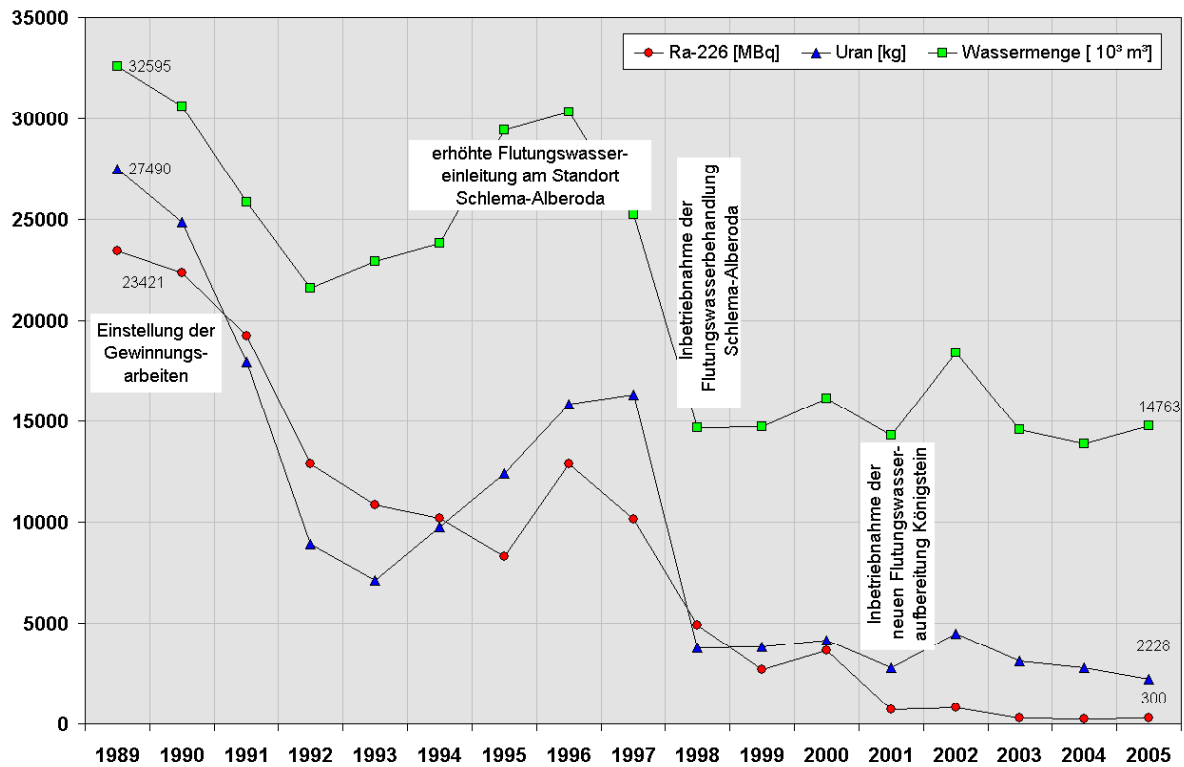


Abb. 3: Entwicklung radioaktiver Ableitungen im Zeitraum von 1989 bis 2005

Standortbezogen erfolgt ein wesentlicher Anteil aller gefassten Ableitungen der Wismut am Standort Aue. Hier wird nahezu die Hälfte der derzeit abgeleiteten Wassermengen (14,8 Mio. m³/a in 2005) in die Zwickauer Mulde eingeleitet. Sie resultieren wiederum hauptsächlich aus der Flutungswasseraufbereitung der WBA (5,7 Mio. m³/a) und untergeordnet aus Haldensickerwässern (1,1 Mio. m³/a). In Verbindung mit den Ableitungen am Standort Crossen (1,1 Mio. m³) ist damit die Zwickauer Mulde der durch Wismuteinleitungen am stärksten beanspruchte Vorfluter. Der Anteil der Uranableitungen in die Mulde betrug 2005 mit ~2 t/a fast 90 % aller Wismutableitungen (s. Abbildung 4).

Weitere wassermengenmäßig bedeutende Einleitungen erfolgen z.B. aus der Flutungswasseraufbereitung am Standort Königstein und aus den Wasserbehandlungen der IAA Seelingstädt. Die zu den Wassermengen teilweise differierenden Lasten ergeben sich aus den unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen im Kombination mit dem an den WBA erreichten Reinigungsgrad. So ist zum Beispiel als Ergebnis einer sehr effektiven Reinigung die Uranableitung in die Elbe (Königstein) relativ zur Menge sehr gering.

2005 wurden etwa ~90 % der betrachteten Wassermengen und mit diesen ~50 % der Uranlast und ~70 % des Ra-226 aus den zentralen WBA abgegeben. Bei den übrigen Anteilen handelt es sich um dezentral gefasste und in größere Vorfluter abgegebene Wässer (in der Mehrzahl Sickerwasser aus Halden), welche bislang keiner Wasserbehandlung zugeführt werden. Zur Reduzierung dieser unbehandelten Ableitungen können die sanierungsbedingte Verringerung der Sickerwassermengen (z.B. durch Haldenabdeckung) sowie die Zuführung zur Wasserbehandlung beitragen.

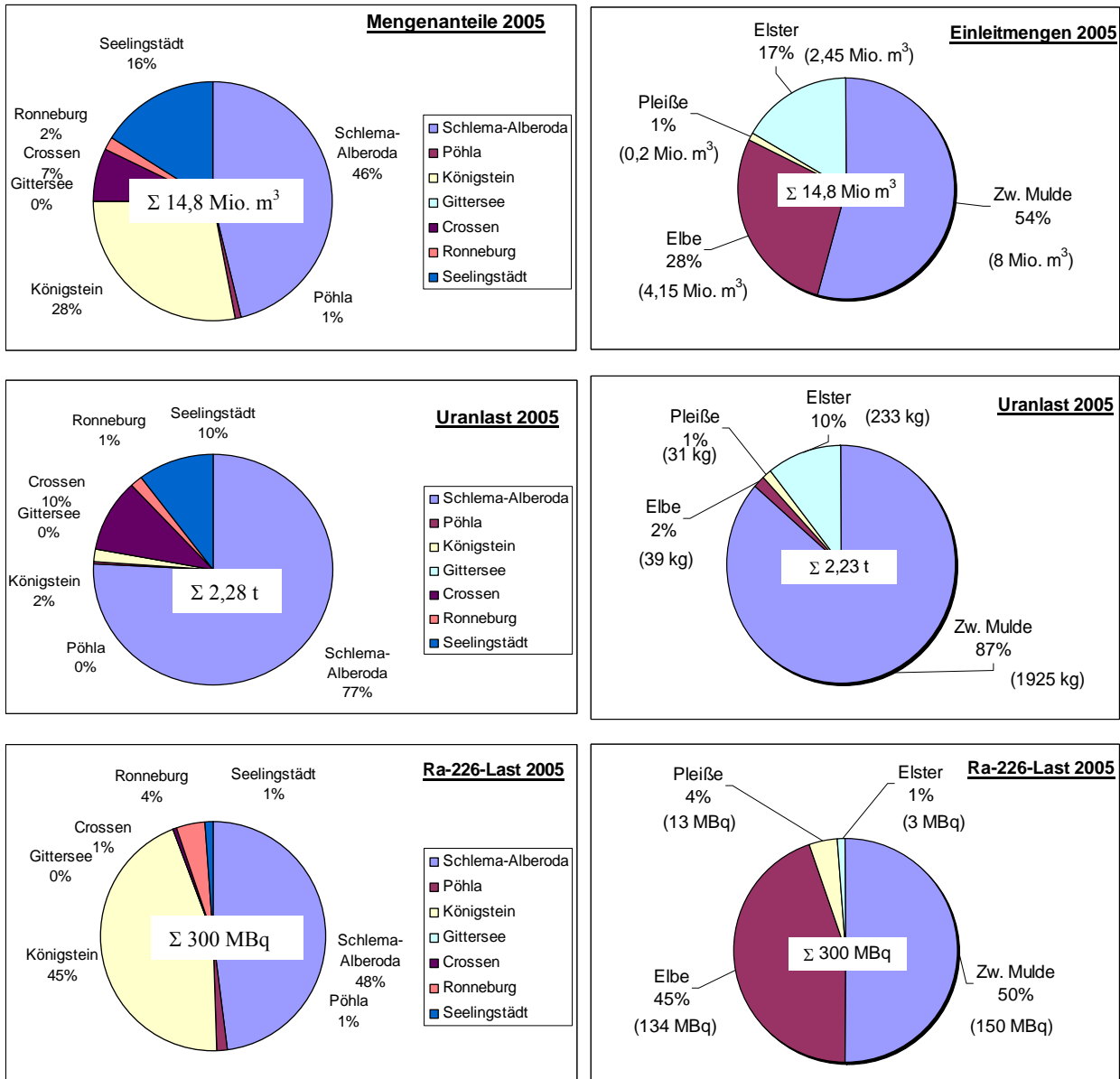


Abbildung 4: Übersicht der anteiligen Einleitungen nach Standorten und nach Flusseinheiten

5 Immissionsseitige Auswirkungen

Die immissionsseitigen Auswirkungen der gefassten Ableitungen im Verlauf der Sanierung sollen beispielhaft anhand der Urankonzentrationen des am stärksten beanspruchten Vorfluters Zwickauer Mulde veranschaulicht werden. In der ersten Hälfte der 90er Jahre wurden an den Standorten Aue (inkl. Pöhl) und Crossen jeweils 1 bis 4 t Uran aus unbehandelten Wässern abgeleitet, was in der Mulde zu einer Konzentrationserhöhung von etwa 15-20 µg/l je Standort führte. Mit der verstärkten Flutungswasserförderung zur Steuerung der Grubenflutung in Aue in den Jahren 1996-1997 verdreifachte sich der Uraneintrag und führte zu einer zeitweisen Erhöhung der Urankonzentrationen in der Mulde um bis zu 60 µg/l. Durch die parallel begonnene Wasserbehandlung in Helmsdorf mit einer Verringerung der Uranableitung von ~2 t/a auf ~0,2 t/a wurde gleichzeitig die Beschaffenheit der Mulde unterhalb von Crossen positiv beeinflusst. Eine weitere, entscheidende Verbesserung der Gesamtbilanz war

durch die 1998 begonnene Behandlung der Auer Flutungswässer zu verzeichnen. Bei insgesamt noch ~2 t Urableitung pro Jahr liegen die Urankonzentrationen der Zwickauer Mulde im Unterlauf der Wismuteinleitungen mit etwa 10-15µg/l aktuell auf einem sehr niedrigen Niveau (Abb. 5).

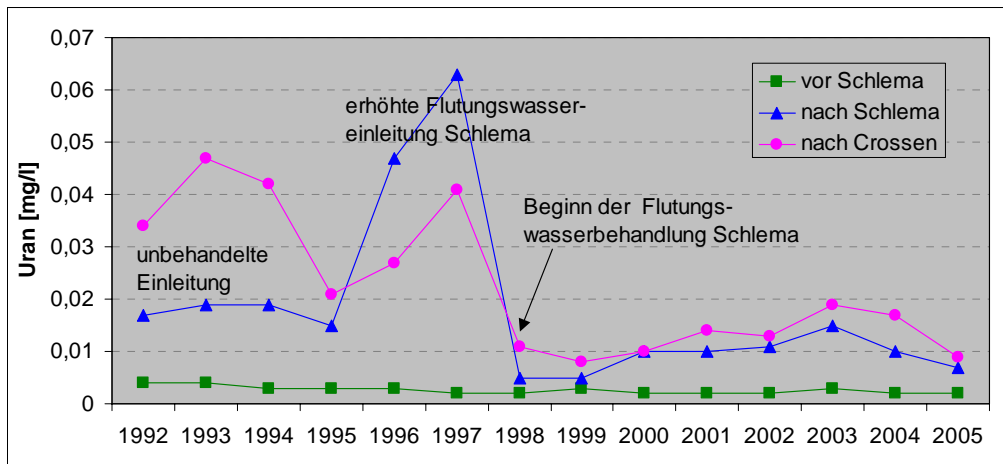


Abbildung 5: Entwicklung der Urankonzentrationen in der Zwickauer Mulde vor und nach den Einleitungen der Wismut

Vergleichbar niedrig sind die Konzentrationen auch in den anderen überregionalen Vorflutern wie Elbe, Weiße Elster, Vereinigte Sprotte mit < 10 µg/l Uran. Lediglich in einigen kleineren Vorflutern machen sich Emissionen aufgrund geringerer Wasserführung etwas mehr bemerkbar. Hierbei zu nennen sind beispielsweise der Kaitzbach (DD-Gittersee) mit Uran ~50µg/l oder der Lerchenbach (Seelingstädt) mit Uran ~100 µg/l.

Die immissionsseitigen Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit durch die Verringerung diffuser radioaktiver Austräge zeigt das Beispiel der 1997 bis 1999 zur Halde Beerwalde umgelagerten Halde Drosen (s. Abbildung 6). Ausgehend von etwa 1 mg/l ist hier nach Beseitigung der Schadstoffquelle ein stetiger Rückgang der Urankonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser zu verzeichnen. Aktuell belaufen sich diese auf etwa 0,02 mg/l und liegen damit bereits auf einem niedrigen Niveau.

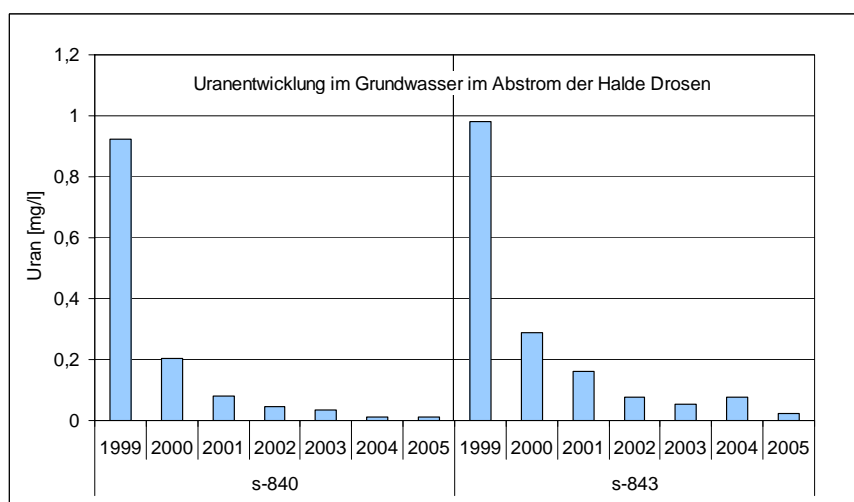


Abbildung 6: Urankonzentrationen im Grundwasserabstrom der Halde Drosen

Obgleich das Beispiel der Halde Drosen die Verbesserung der Grundwasserbeschaffenheit eindrucksvoll zeigt ist zu beachten, dass der relativ rasch eingetretene Konzentrationsrückgang auch den besonders günstigen Bedingungen (vollständige Beseitigung der Quelle, oberflächennahe Lage des Grundwasserhorizontes) geschuldet ist. Bei einer überwiegenden Zahl der Sanierungsobjekte ist in Abhängigkeit vom Grad der Eindämmung diffuser Austräge (z.B. bei Abdeckung), Fließgeschwindigkeiten, Neubildungsraten mit wesentlich längeren Zeiträumen für einen erkennbar rückläufigen Trend zu rechnen. Durch Veränderungen im Sicker-/Fließregime ist dabei auch eine zeitweise Konzentrationserhöhung nicht auszuschließen.

6 Schlussfolgerungen

Seit der Einstellung der Urangewinnung ist ein kontinuierlicher Rückgang der radioaktiven flüssigen Ableitungen zu verzeichnen. Die Ableitungen betragen im Jahr 2005 für Uran etwa 2,23 t (entspr. $\sim 1/10$ von 1989) und für Ra-226 etwa 300 MBq (entspr. $\sim 1/75$ von 1989).

Entscheidend beigetragen hat zu diesem signifikanten Rückgang die zentrale Behandlung von Flutungswässern sowie von Frei- und Porenwässern der IAA, welche in Verbindung von Konzentration und Wassermenge die größten Quellen radioaktiver Emissionen darstellen. Die Wasserbehandlungsanlagen, in denen derzeit $\sim 90\%$ der gefassten Wässer behandelt werden, senken die Einleitkonzentrationen der radiologischen Komponenten Uran und Ra-226 auf $1/10$ bis $1/100$ der ursprünglichen Quellenkonzentration. Der erzielte Reinigungsgrad ist dabei das Ergebnis eines Abwägungsprozesses zwischen Kosten und erzielbarem Umwelteffekt, auch im Hinblick auf die erforderliche Verwahrung von Aufbereitungsrückständen.

Die dezentral ohne Behandlung abgeleiteten radioaktiven Emissionen von 1,1 Mio. m^3/a in 2005 (entspr. $\sim 10\%$ der Gesamtmenge) resultieren überwiegend aus Haldensickerwässern. Im Zuge der weiteren Sanierung ist durch technische Maßnahmen (z.B. Abdeckung, Einbindung in die Wasserbehandlung) ein Rückgang der Ableitmengen und damit auch der radioaktiven Lastausträge zu prognostizieren. Dies betrifft sowohl die gefassten Ableitungen in die Vorflut, als auch potentiell die Vorflut und das Grundwasser betreffende diffuse Austräge.

Die nach den bisherigen Sanierungsmaßnahmen (Wasserbehandlung, Abdeckung) verbleibenden, gefassten Ableitungen beeinflussen die Vorflut in Abhängigkeit ihrer Durchflussmengen auf einem geringen Niveau. Mit der Fortführung der Wasserbehandlung wird der Umfang radioaktiver Ableitungen und die damit verbundene Strahlenexposition auch künftig gering gehalten werden. Die Notwendigkeit der konventionellen Behandlung wird langfristig (geschätzt in weiteren 10 bis z. T. auch 20 Jahren) entfallen, wenn die Quellenkonzentrationen in den Zulaufwässern zu den WBA hinreichend abgeklungen sind. Unter der Prämisse, dass die von der Einleitung ausgehende Gefährdung für umliegende Schutzgüter in einem tolerierbaren Bereich liegt, wird dann der Übergang zu alternativen Behandlungen (passive Verfahren) oder gar die Einstellung der Wasserbehandlung möglich sein.

Mit fortschreitender Sanierung wird sukzessive auch der diffuse Austrag kontaminierter Wässer aus den IAA, Halden sowie den Grubenbereichen durch Abdeckung, Grubenwasserreinigung reduziert. Langzeitlich gesehen ist dadurch neben dem Oberflächenwasser eine signifikante Verbesserung der Beschaffenheit auch für das Grundwasser zu prognostizieren.

BESTIMMUNG DER NATÜRLICHEN RADIOAKTIVITÄT MIT HILFE DER PSEUDOKOINZIDENZTECHNIK: DIE VARIABILITÄT DES KOMPENSATIONSFAKTORS EINMAL MEHR UNTER DIE LUPE GENOMMEN

NATURAL ACTIVITY COUNTING BY PSEUDO - COINCIDENCE TECHNIQUES: CAUSES FOR THE VARIABILITY OF THE COMPENSATION FACTOR ONCE MORE REVISITED IN DETAIL

W. Kraut
Berufsakademie Karlsruhe, Deutschland

Zusammenfassung

Die Ursachen für die Veränderlichkeit der Kompensationsfaktoren F_α bzw. F_β des Alpha-Beta-Pseudokoinzidenz-Differenz-Verfahren (ABPD) werden am konkreten Modell einer ABPD - Auswerteeinheit untersucht. Die Analyse der zugrunde liegenden Nachweis- bzw. Zerfallsprozesse ergibt drei wesentliche Beiträge für F_α bzw. F_β (unabhängig von Aktivitätsungleichgewichten): erstens der üblicherweise betrachtete Einfluss der zeitlichen Korrelation der pseudokoinzidenten Zerfälle, zweitens ein nicht unwesentlicher Anteil aufgrund der Reichweite der hochenergetischen α -Zerfälle von Po-214 und Po-212 und drittens ein konzentrationsabhängiger Effekt aufgrund der speziellen Schaltungslogik. Der Verlauf des Kompensationsfaktors bei Gemischen von Radon- und Thoron-Folgeprodukten wird untersucht.

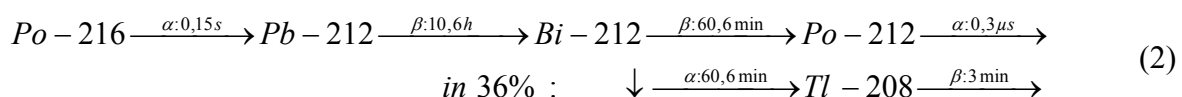
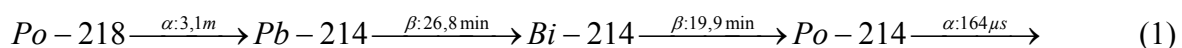
Summary

The variability of the compensation factors in natural activity counting by pseudocoincidence techniques is investigated in detail. There are three major contributions to the compensation factor: first, the common influence of time-correlation by the pseudocoincident decays, second, a very marked contribution of the range effect of the high energy α -decays of Po-214 and Po-212 and third, a concentration related growth of F_α because of the specific digital logic of the device. The overall appearance of F_α in case of contributions of both Radon and Thoron decay products is discussed.

Schlüsselwörter Pseudokoinzidenz, ABPD, Kompensationsfaktor, natürliche Radioaktivität
Keywords pseudocoincidence technique, ABPD, compensation factor, natural activity

1. Pseudokoinzidenz-Messtechnik (ABPD-Verfahren)

Die beinahe koinzidenten Zerfallsprozesse der Radon-Zerfallskette von Bi-214 und Po-214 (Gl. 1) bzw. Bi-212 und Po-212 in der Thoron-Kette (Gl. 2) dienen in der Strahlenschutzmesstechnik schon seit über 40 Jahren als Hilfsmittel um den natürlichen α - oder β -Aktivitätsanteil von künstlichen Aktivitätsbeiträgen zu trennen.



Ein gewisser Stand der Technik mit drei oberhalb des Filters übereinander angeordneten Proportionalzählrohren (α , β , γ -Schirm) ist in den Messanleitungen [1] dokumentiert und wird so auch von Geräteherstellern angeboten. Unsere Messungen wurden mit einem Gerät der Firma Berthold Technologies durchgeführt. Wir werden deshalb technische Angaben im Folgenden auf dieses Gerät beziehen. In [1] werden die Kompensationsfaktoren F_α bzw. F_β gemäß (Gl. 2) und (Gl. 3) definiert:

$$F_\alpha = \frac{\rho_\alpha}{\rho_{Ps} - \rho_{Zf}} \quad \text{mit} \quad F_\alpha \cdot (\rho_{Ps} - \rho_{Zf}) \text{ als Maß für die natürliche } \alpha\text{-Aktivität} \quad (3)$$

$$F_\beta = \frac{\rho_\beta}{\rho_{Ps} - \rho_{Zf}} \quad \text{mit} \quad F_\beta \cdot (\rho_{Ps} - \rho_{Zf}) \text{ als Maß für die natürliche } \beta\text{-Aktivität} \quad (4)$$

- ρ_α : Alpha-Gesamtrate (netto, ohne künstliche Aktivität), (Ausgang α -Kanal)
- ρ_β : Beta-Gesamtrate (netto, ohne künstliche Aktivität), (Ausgang β -Kanal)
- ρ_{Ps} : 190 μ sec verzögerte β -Pulse (netto), (Ausgang verzögerte β , "Pseudokoinzidenzen")
- ρ_{Zf} : Zufällige Koinzidenzen (netto), (Ausgang unverzögerte β , zufällige Koinzidenzen)

Der Funktionsplan (Abb.1) verdeutlicht die Schaltungstechnik der Auswerteeinheit.

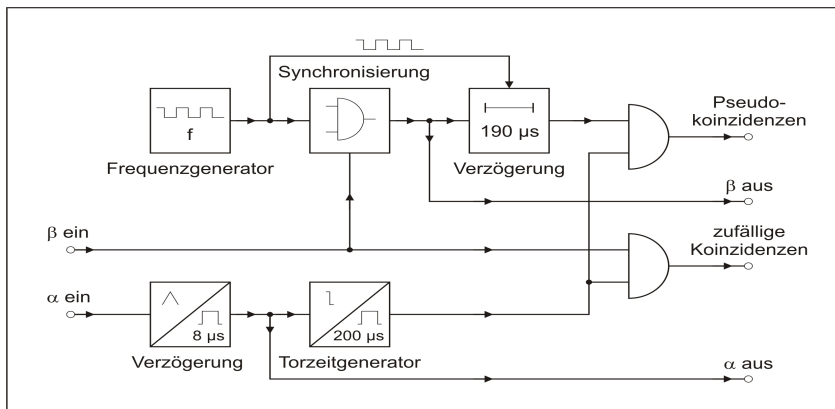


Abb.1: Auszug aus dem Funktionsplan der Pseudokoinzidenzeinheit LB 3868 (Berthold Technologies)

2. Zeitfenster

Bei einmaliger Triggerung des Torzeitgenerators mit der Toröffnungszeit $\Delta = 200\mu\text{s}$ durch einen α -Impuls ergeben sich aus dem Funktionsplan die in (Abb. 2) dargestellten Zeitfenster Δ_1 bis Δ_4 zur Verrechnung von α - bzw. β -Impulsbeiträgen.

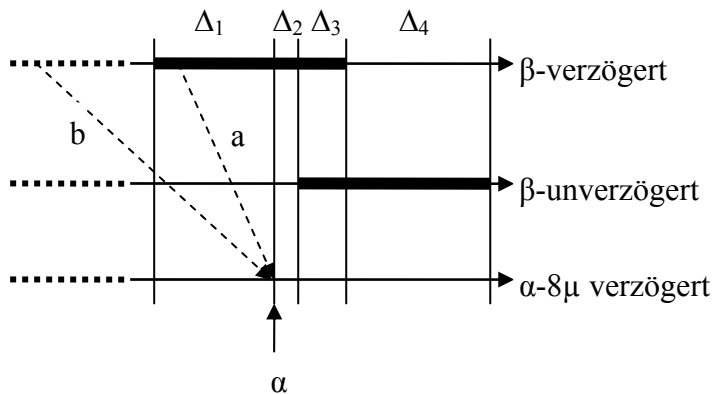


Abb. 2: Zeitfenster Δ_i zur Bestimmung der Impulsbilanzen für ρ_{Ps} bzw. ρ_{Zf} bei einmaliger Auslösung der Toröffnung Δ durch ein α -Teilchen

Tor-Dauer $\Delta = 200\mu\text{s}$:



Für das Folgende ist wichtig, dass β -Impulse von Bi-214 bzw. Bi-212, die einen "pseudokoinzidenten" α -Zerfall von Po-214 bzw. Po-212 mit Toröffnung einleiten, nur im Zeitfenster $\Delta_1 = 182\mu\text{s}$ gezählt werden können (Ursache und Wirkung). Die Verzögerung der α -Impulse um $\Delta_2 = 8\mu\text{s}$ garantiert die impulstechnische Trennung von sehr kurz (z.B. $0,3\mu\text{s}$) aufeinander folgenden α - und β -Impulsen. Die β -Impulse in diesem Zeitbereich sind unkorreliert mit dem α -Tor-Impuls. In $\Delta_3 = 10\mu\text{s}$ werden β -Impulse gleichermaßen im verzögerten bzw. unverzögerten β -Kanal registriert, d.h. die Differenz $\rho_{Ps} - \rho_{Zf}$ bleibt unverändert. In $\Delta_4 = 190\mu\text{s}$ sind die β -Impulse unkorreliert mit dem α -Tor-Impuls.

Die Wahrscheinlichkeit $p(\Delta t)$, dass ein Teilchen bei gegebener Zählrate ρ in einem Zeitintervall Δt zerfällt und im Detektor registriert wird ergibt sich zu $p(\Delta t) = 1 - e^{-\rho \cdot \Delta t}$. Bei typischen Werten der Zählraten mit $\rho \approx 100 - 500$ ips und $\Delta t = \Delta = 200\mu\text{s}$ gleich der Tor - Öffnungszeit können wir auch näherungsweise arbeiten mit

$$p(\Delta t) \approx \rho \cdot \Delta t \quad (5)$$

Für unser System, bei dem die Anzahl der Tor - Öffnungen pro Sekunde durch die α -Rate ρ_α gegeben ist erhält man dann mit (5) für unkorrelierte Ereignisse α, β die Rate der zufälligen Koinzidenzen mit Δt gleich der Toröffnung Δ :

$$\rho_{Zf} = \rho_\alpha \cdot \rho_\beta \cdot \Delta \quad (6)$$

Es sinnvoll auch den Parameter Δ des Messgerätes einmal zu überprüfen, z.B. durch eine gleichzeitige Auswertung eines α - und β -Prüfpräparates. Für unser Auswertegerät ergab eine sehr gute Übereinstimmung mit der Herstellerangabe $\Delta = 200\mu\text{s}$.

3. Kompensationsfaktor F_α

Bei vorliegenden Zählraten ρ_α, ρ_β hängt die Anzahl rein zufälliger β -Ereignisse nach (6) nur von dem betrachteten Zeitintervall Δt ab. Es ist deshalb leicht einzusehen, dass die den Kompensationsfaktor F_α bestimmende Differenz $\rho_{Ps} - \rho_{Zf}$ bei gleicher Summe der Zeitfenster, nämlich Δ_1, Δ_2 und Δ_3 für ρ_{Ps} bzw. Δ_3 und Δ_4 für ρ_{Zf} , nur dann $\neq 0$ sein wird, wenn die gemessenen Zählraten Korrelationen zwischen β - und α -Zerfällen enthalten. Wir werden deshalb im Folgenden nicht mehr alle Fallunterscheidungen (Nuklid, Zerfallsart, Zeitfenster) bilanzieren, sondern nur noch die Korrelationsbeiträge betrachten. Es ergeben sich:

Beitrag A: Pseudokoinzidenter Zerfall

Wird das Tor durch einem α -Zerfall von Po-214 geöffnet und wird der zugehörige β -Zerfall von Bi-214 im Zeitintervall Δ_1 registriert, dann ergibt sich aufgrund der Zerfallswahrscheinlichkeit von Bi-214 für die verzögerte β -Zählrate ρ_{Ps} ein Beitrag $\rho_{Ps}(A)$

$$\begin{aligned} \rho_{Ps}(A) &= \rho_\alpha(Po-214) \cdot (1 - e^{-\lambda(Po-214) \cdot \Delta_1}) \cdot \eta_\beta & \lambda(Po-214): \text{Zerfallskonstante Po-214} \\ \rho_{Ps}(A) &= \rho_\alpha(Po-214) \cdot 0,54 \cdot \eta_\beta & \eta_\beta = \beta\text{-Zählwirkungsgrad} \end{aligned} \quad (7)$$

und entsprechend für den Zerfall Bi-212 \rightarrow Po-212 der Thoron-Reihe

$$\begin{aligned} \rho_{Ps}(A) &= \rho_\alpha(Po-212) \cdot (1 - e^{-\lambda(Po-212) \cdot \Delta_1}) \cdot \eta_\beta & (8) \\ \rho_{Ps}(A) &= \rho_\alpha(Po-212) \cdot 1 \cdot \eta_\beta & \lambda(Po-212): \text{Zerfallskonstante Po-212} \end{aligned}$$

Falls die Zeitdauer zwischen β -Zerfall und α -Zerfall größer als $\Delta_1 = 182\mu\text{s}$ ist, liegt der zugehörige Zerfall nicht mehr in Δ_1 und wir erhalten keinen Beitrag zu $\rho_{Ps}(A)$. Die Wahrscheinlichkeit, dass der β -Zerfall gar soweit zurückliegt, dass er bei einem Messintervall der vorhergehenden Toröffnungszeit registriert würde ist bei üblichen Messbedingungen verschwindend und braucht nicht berücksichtigt werden. Damit ergäbe sich zunächst aus (Gl. 7) für Radon-Folgeprodukte ein Kompensationsfaktor

$$F_{\alpha,R} = \frac{\rho_{\alpha}(Po-218) + \rho_{\alpha}(Po-214)}{\rho_{\alpha}(Po-214) \cdot \{0,54 \cdot \eta_{\beta}\}} \rightarrow \frac{1}{0,54 \cdot \eta_{\beta}} \quad \text{für Abklingzeiten} \quad (9)$$

$t_a \gg \tau_{1/2}(Po-218)$

bzw. aus (Gl. 8) für die Thoron-Folgeprodukte

$$F_{\alpha,T} = \frac{\rho_{\alpha}(Bi-212) + \rho_{\alpha}(Po-212)}{\rho_{\alpha}(Po-212) \cdot \{\eta_{\beta}\}} \rightarrow \frac{1,56}{\eta_{\beta}} \quad \text{mit } \rho(Bi-212) = 0,56 \rho(Po-212) \quad (10)$$

im Aktivitätsgleichgewicht

Offenbar ergeben die Relationen (9) und (10) für typischerweise vorliegende Zählwirkungsgrade $\eta_{\beta} \sim 20\%$ viel zu hohe Werte gegenüber den tatsächlich beobachteten Werten $F_{\alpha} \sim 2...3$ (nach [1] auch $F_{\alpha} \sim 4$).

Beitrag B: Reichweiteneffekt hochenergetischer α -Teilchen

Ein Hinweis zur Korrektur der Relationen (9), (10) ergibt sich aus folgendem Experiment: Bei einer Filterauswertung von Radon-/Thoron-Folgeprodukten als Funktion der Abklingzeit (Abb. 3) wurde während einer Aufnahme einer Abklingkurve zwischenzeitlich die Hochspannung U_{β} des β -Zählrohres von 2100V auf den Wert 1200V = U_{α} der Spannung des α -Zählrohres erniedrigt. Obwohl das β -Zählrohr am α -Arbeitspunkt keine β -Zerfälle mehr registrieren kann werden dennoch deutliche β -Zählraten registriert!

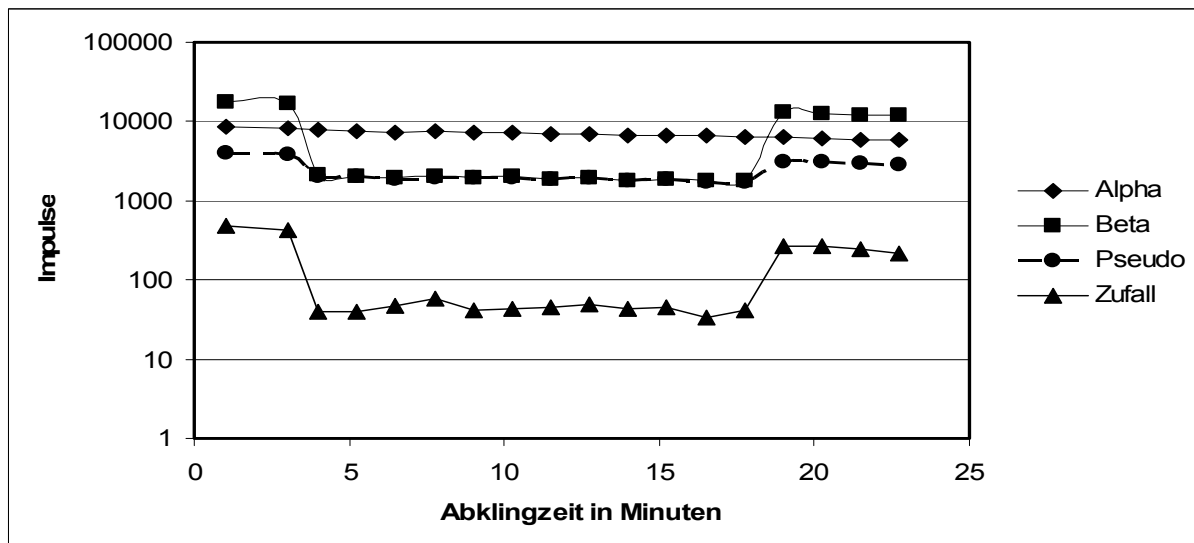


Abb. 3: Filter-Abklingkurve für ρ_{α} , ρ_{β} , ρ_{Ps} und ρ_{Zf} mit zeitweiser Erniedrigung der β -Zählrohrhochspannung von $U_{\beta}=2100\text{V}$ auf den α -Arbeitspunkt $U_{\alpha}=1150\text{V}$

Die Erklärung zu (Abb. 3) ist einfach: Die hochenergetischen α -Teilchen von Po - 214 ($E_\alpha = 7,68$ MeV) bzw. Po - 212 ($E_\alpha = 8,78$ MeV) vermögen bei den typischerweise vorliegenden Folienstärken noch in das β -Zählrohr zu gelangen und können dort auch bei einem α -Arbeitspunkt registriert werden. Da diese α -Teilchen koinzident im α - und β - Zählrohr auftreten, werden sie natürlich durch die Pseudokoinzidenzschaltung als zusätzliche Impulse der Rate ρ_{β} registriert. Dieser Nachweis funktioniert tatsächlich noch viel effizienter als in obiger Messung, wenn das β -Zählrohr an seinem tatsächlichen Arbeitspunkt betrieben wird!

Man erhöht durch dieses Auslegungsmerkmal künstlich die eigentliche Pseudokoinzidenzrate - erhöht aber auch gleichzeitig die β -Zählrate durch einen von α -Teilchen verursachten Beitrag. Für unsere Kompensationsfaktoren (9), (10) ergibt sich jetzt:

$$F_{\alpha,R} = \frac{\rho(Po-218) + \rho(Po-214)}{\rho(Po-214) \cdot \{0,54 \cdot \eta_\beta + \Phi_{\alpha,\beta}(Po-214)\}} \rightarrow \frac{1}{0,54 \cdot \eta_\beta + \Phi_{\alpha,\beta}(Po-214)} \quad (11)$$

bzw.

$$F_{\alpha,T} = \frac{\rho_\alpha(Bi-212) + \rho_\alpha(Po-212)}{\rho_\alpha(Po-212) \cdot \{\eta_\beta + \Phi_{\alpha,\beta}(Po-212) - \eta_\beta \cdot \Phi_{\alpha,\beta}(Po-212)\}} \rightarrow \frac{1,56}{\eta_\beta + \Phi_{\alpha,\beta}(Po-212) - \eta_\beta \cdot \Phi_{\alpha,\beta}(Po-212)} \quad (12)$$

$\Phi_{\alpha,\beta}$ steht für die Wahrscheinlichkeit, dass ein α -Teilchen, das im α -Zählrohr registriert wurde noch zusätzlich im β -Zählrohr registriert wird. Das Produkt $\eta_\beta \cdot \Phi_{\alpha,\beta}(Po-212)$ in (Gl.12) berücksichtigt dabei gemäß der Additionsregel von Wahrscheinlichkeiten, dass aufgrund der kurzen Halbwertszeit von $0,3 \mu s$ des Zerfalls von Po-212 das β -Zählrohr den β -Zerfall von Bi-212 und den α -Zerfall von Po-212 aufgrund der Totzeit des Systems, von ca. $1 \mu s$ allein in der Pseudokoinzidenzeinheit, nicht getrennt registrieren kann.

$\Phi_{\alpha,\beta}$ kann für Radon- und Thoron - Folgeprodukte bestimmt werden. Die Aktivität auf dem Filter wird so "konditioniert", dass nur Radon- und "wenig" Thoron - Folgeprodukte bzw. nur Thoron - Folgeprodukte vorliegen. Aus einem Filter mit Kurzzeitbestäubung und 30 Minuten Abklingen des Po-218 -Anteils erhalten wir den Parameter $\Phi_{\alpha,\beta}(Po-214)$, siehe (Abb. 5) und aus einem Filter mit langer Bestäubungszeit und einer Abklingzeit von 6h, siehe (Abb. 6) erhalten wir den Parameter $\Phi_{\alpha,\beta}(Po-212)$ unseres Auswertegerätes:

$$\text{Mittelwert } \overline{F}_{\alpha,R} = 2,03 \quad (\text{Abb. 5}), (\text{Gl. 11}) \quad \rightarrow \quad \Phi_{\alpha,\beta}(Po-214) = 0,354$$

$$\text{Mittelwert } \overline{F}_{\alpha,T} = 2,17 \quad (\text{Abb. 6}), (\text{Gl. 12}) \quad \rightarrow \quad \Phi_{\alpha,\beta}(Po-212) = 0,622$$

Man erkennt, dass aufgrund der höheren Energie von $E_\alpha = 8,78$ MeV für Po - 212, die Wahrscheinlichkeit für ein α -Teilchen auch in das β -Zählrohr zu gelangen, deutlich größer ist als für Po - 214 mit $E_\alpha = 7,68$ MeV.

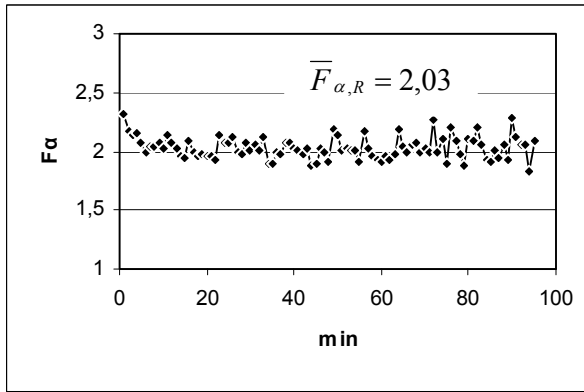


Abb. 5: $F_{\alpha,R}$ für ein Radon- Folgeprodukt "konditioniertes" Filter, $\overline{F}_{\alpha,R} = 2,03$

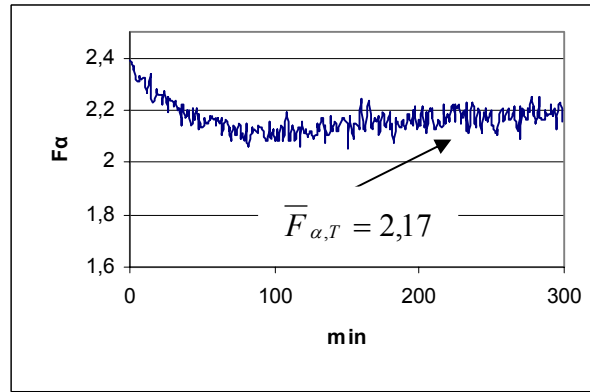


Abb. 6: $F_{\alpha,R}$ für ein Thoron- Folgeprodukt "konditioniertes" Filter, $\overline{F}_{\alpha,T} = 2,17$

Beitrag C: Konzentrationsabhängige Effekte

Bisher sind wir davon ausgegangen, dass während der Toröffnung kein weiteres α - Teilchen registriert wird (d.h. hinreichend kleine Aktivitätskonzentrationen liegen vor). Tritt dieser Fall jedoch ein, so verlängert sich aufgrund der Schaltungslogik (siehe Abb. 1) ab diesem Zeitpunkt die Öffnungszeit des Tors um $200\mu s$. Man kann sich vorstellen, dass bei einer α -Rate von $\rho_\alpha \sim (200\mu s)^{-1}$ das Tor permanent geöffnet wäre und somit die Differenz $\rho_{Ps} - \rho_{Zf}$ Null ergäbe.

Für höhere Aktivitätskonzentrationen betrachten wir in erster Näherung nur die Prozesse, bei denen das Tor ein(!) weiteres Mal innerhalb einer bereits vorliegenden Öffnungszeit getriggert wird. Die Wahrscheinlichkeit für diesen Prozess ergibt sich nach (5) zu $p = \rho_\alpha \cdot 200\mu s$. Wir sehen aus (Abb. 7) trotz der komplizierten Überdeckung der Intervalle, dass in einem großen Bereich (grau markiert) die Impulsdifferenz der verzögerten und der unverzögerten Impulse Null ergibt. Wird das Tor insbesondere durch den Zerfall Bi-212 \rightarrow Po-212 zusätzlich getriggert, dann liefert dieser Zerfall dadurch keinen Beitrag zu $\rho_{Ps} - \rho_{Zf}$, wird das Tor zusätzlich durch den Zerfall Bi-214 \rightarrow Po-214, dann ergeben sich noch geringfügige Korrelationsbeiträge für $\rho_{Ps} - \rho_{Zf}$, die wir aber der Einfachheit halber nicht im Folgenden nicht berücksichtigen werden.

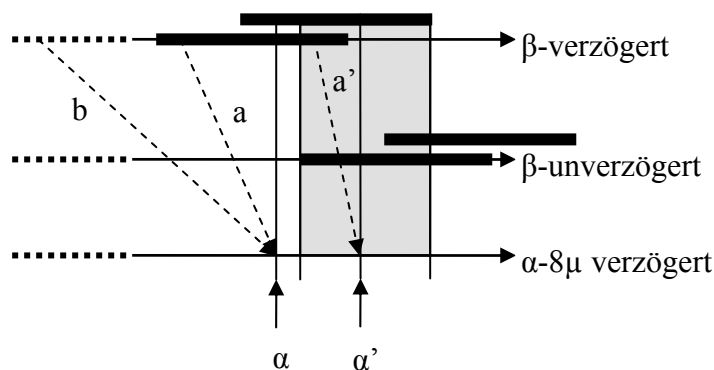


Abb.7: Zweifache Auslösung der Toröffnung durch ein zweites α - Teilchen α' . Im grau markierten Zeitfenster werden β - Teilchen gleichermaßen im verzögerten wie im unverzögerten β -Kanal registriert.

Tor-Dauer $200\mu s$:

Als Ergebnis können wir festhalten, dass diejenigen α - Teilchen, die einen zweiten Trigger-Impuls auslösen, keine wesentlichen Beiträge zur Differenz $\rho_{Ps} - \rho_{Zf}$ liefern - aber sie fehlen in der Anzahl der α - Teilchen, die einfach getriggerte Prozesse auslösen!

Diese geringere Anzahl der Toröffnungen ist durch einen Faktor $\{1 - \rho_{\alpha_{ges}} \cdot \Delta\}$ in (Gl. 11) bzw. (Gl.12) zu berücksichtigen und wir erhalten damit endgültig (Gl. 13) bzw. (Gl.14):

$$F_{\alpha,R} = \frac{1}{\{1 - \rho_{\alpha_{ges}} \cdot \Delta\} \cdot \{0,54 \cdot \eta_{\beta} + \Phi_{\alpha,\beta}(Po-214)\}} \quad (13)$$

bzw.

$$F_{\alpha,T} = \frac{1,56}{\{1 - \rho_{\alpha_{ges}} \cdot \Delta\} \cdot \{\eta_{\beta} + \Phi_{\alpha,\beta}(Po-212) - \eta_{\beta} \cdot \Phi_{\alpha,\beta}(Po-212)\}} \quad (14)$$

($\rho_{\alpha_{ges}}$ steht für die Brutto- α -Rate!).

In (Abb. 6) kann man die Abnahme von F_{α} zu Beginn der Auswertung deutlich erkennen. Durch Multiplikation der Messwerte F_{α} in (Abb. 6) mit diesem Faktor $\{1 - \rho_{\alpha_{ges}} \cdot \Delta\}$ können wir den Effekt aufgrund der Konzentrationsabhängigkeit kompensieren (Abb. 7).

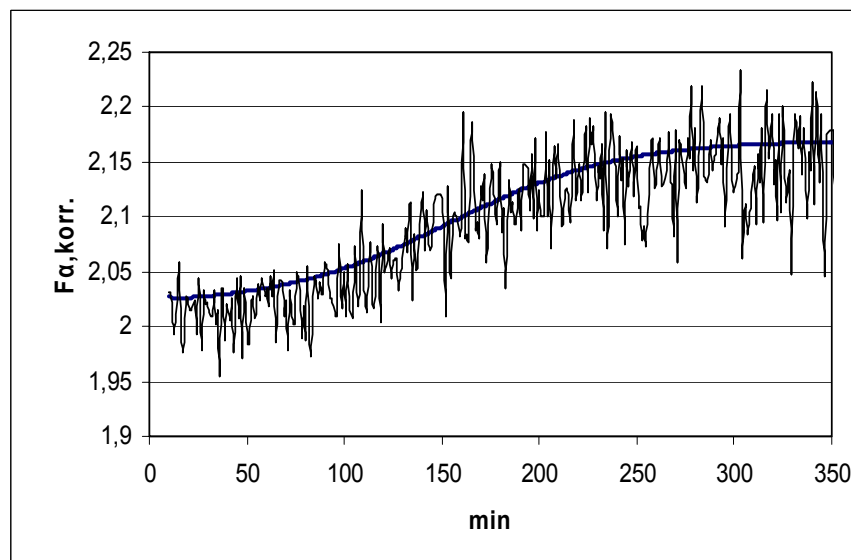


Abb. 7: "Abklingkurve" für F_{α} Werte, ohne konzentrationsabhängigen Einfluss; Korrekturfaktor: $(1 - \rho_{\alpha_{ges}} \cdot \Delta)$ nach (Gl. 13) und (Gl. 14)

Die durchgezogene Kurve wurde nach (Gl. 15) berechnet mit $\tau_{\text{eff.}} = 30$ min für die β -Aktivität der Radon-Folgeprodukte

4. F_{α} einer Mischung von Radon- und Thoron- Folgeprodukten

Betrachten wir eine Filterbeladung von Radon- und Thoron- Folgeprodukten nach dem Abklingen der Aktivität von Po-218 ($\tau_{1/2} = 3,05$ min), dann erhalten wir aus (Gl. 13) und (Gl. 14) einen Ausdruck für den tatsächlichen Kompensationsfaktor F_{α} zu

$$F_{\alpha} = \frac{\rho_{\alpha}(Po-214) + 1,56 \rho_{\alpha}(Po-212)}{\rho_{\alpha}(Po-214) / F_{\alpha,R} + 1,56 \cdot \rho_{\alpha}(Po-212) / F_{\alpha,T}} = \frac{(1 + A) \cdot F_{\alpha,T}}{(1 + A \cdot F_{\alpha,T} / F_{\alpha,R})} \quad (15)$$

mit $A = \rho_{\alpha}(Po-214) / (1,56 \rho_{\alpha}(Po-212))$

Es gilt: $F_{\alpha} \rightarrow F_{\alpha,T}$ für $A \rightarrow 0$ und $F_{\alpha} \rightarrow F_{\alpha,R}$ für $A \gg 1$ (16)

Man erkennt, dass wegen der kleinen effektiven Halbwertszeit der Radon- Folgeprodukte von $\tau_{1/2} \sim 30\text{min}$ im Vergleich zur Halbwertszeit der Thoron- Folgeprodukte von $\tau_{1/2} \sim 10\text{h}$ F_α bei Messungen mit langer Abklingzeit wegen $A \rightarrow 0$ sich immer der Wert $F_{\alpha,T}$ einstellen wird. Andererseits wird, falls die Thoron Folgeprodukt-Aktivität auf dem Filter nicht vernachlässigbar ist, d.h. A nicht $\gg 1$, auch immer $F_\alpha > F_{\alpha,R}$ sein. Wünschenswert wäre natürlich der Idealfall $F_\alpha = F_{\alpha,R} = F_{\alpha,T}$! Aus (Gl. 13) und (Gl. 14) ist ersichtlich, dass für diese Bedingungen die Wirkungsgrade η_α und η_β , Foliendicken der Zählrohre und die Torzeit Δ aufeinander abgestimmt sein. Es genügt nicht, z.B. alleine die Torzeit $\Delta = 250\mu\text{s}$ zu wählen, um durch den Faktor $1 - e^{-\lambda(\text{Po-214}) \Delta} = 0.64$ den Anteil der pseudokoinzidenten α - Zerfälle von Bi-212 zu berücksichtigen.

In einer Modellrechnung (Abb. 7) haben wir für unsere Auswertebedingungen nach (Gl. 15) den gemessenen zeitlichen Verlauf des Faktors F_α nachvollzogen.

5. Fazit

Wir hatten bisher den Faktor F_β in (Gl. 4) nicht explizit behandelt. Für ihn gilt aber in gleichem Maße wie für F_α die Veränderlichkeit aufgrund der diskutierten Einflüsse auf die Differenz $\rho_{Ps} - \rho_{Zf}$. Zudem ergeben sich in der Praxis oft markante Änderungen von F_β durch die zeitlichen Veränderungen der relativen β -Aktivitätsanteile von Pb-214 und Bi-214 einerseits, sowie Pb-212 und Bi-212 andererseits im Zähler von (Gl. 4). Man kann selten davon ausgehen, dass diese Aktivitätsanteile im Gleichgewicht stehen. Bei Thoron -Folgeprodukten wird man z.B. erst nach einer entsprechend langen Filterstandzeit dieses Gleichgewicht erreicht haben.

Um diese komplexen Zusammenhänge zumindest teilweise umgehen zu können, werten wir im Studiengang Strahlenschutz der Berufsakademie Karlsruhe zusammen mit dem Studiengang Elektrotechnik derzeit ein Messverfahren aus [2], in dem wir durch schnelle Zähler direkt die Zeitpunkte der α - und β - Zerfälle registrieren. Durch direktes Auszählen der Impulse in vorgegebenen Tor-Intervallen lassen sich so z.B. eine ABPD äquivalente Auswertung nachbilden bzw. durch entsprechende statistische Schätzverfahren direkt die Aktivitätsanteile von Radon- bzw. Thoron-Folgeprodukten auf dem Filter bestimmen.

6. Literaturverzeichnis

[1] 'Meßanleitungen Umweltradioaktivität', Anleitungen Nr. 6, 11, Urban & Fischer, München, Jena, 2000

[2] J. Hilpert, W. Schwarz, W. Kraut, to be published

**F – Strahlenexposition der
Bevölkerung durch Radon
und andere natürliche
Strahlenquellen**

SCHWEIZERISCHES RADONPROGRAMM: GESTERN, HEUTE UND MORGEN

THE SWISS RADON PROGRAM: YESTERDAY, TODAY AND TOMORROW

Georges Piller^{1,2}, M. Gruson¹, S. Horváth^{1,3}

¹Bundesamt für Gesundheit, CH-3003 Bern

²Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, CH-5232 Villigen-HSK, Schweiz

³Polizeidepartement des Kantons Zug

Zusammenfassung

Die Schweiz kennt seit 1994 eine Strahlenschutzverordnung (StSV), welche verbindliche Grenz- und Richtwerte für Radon festlegt und betroffene Personen vor Radon schützen soll. Die StSV ist die Basis für das nationale Radonprogramm. Sie gibt die Meilensteine vor zum Erstellen des Radonkatasters im Jahre 2004 und Realisieren der Sanierungsprogramme (2014). Das nationale Radonprogramm baut auf wissenschaftlichen Grundlagen auf und wird regelmässig aufgrund neuer Erkenntnisse angepasst. Lehren aus dem praktischen Vollzug und externen Evaluationen werden soweit sinnvoll und machbar rasch umgesetzt. Zwei wesentliche Handlungsschwerpunkte prägen das schweizerische Radonprogramm: Zum einen das Auffinden und Sanieren der Gebäude mit den höchsten Radongaskonzentrationen, zum anderen die Reduktion der Radongaskonzentrationen generell.

Summary

Since 1994, Switzerland has a radiological protection regulation, which specifies binding limits and directive values for radon and should protect concerned persons against radon. This regulation is the basis for the national radon program. It gives substantial milestones for the determination of the chart of radon areas in the year 2004 and the realisation of mitigation programs (2014). The national radon program is built up on scientific bases and is regularly adapted if new findings become known. Lessons learned from the practical execution and from external evaluations are converted rapidly as far as reasonable and feasible. The Swiss radon program follows two principal goals: On one hand, finding and mitigating of the buildings with the highest radon gas concentrations, on the other hand the reduction of the radon gas concentrations generally.

Schlüsselwörter Radon, Messung, Kartierung, Sanierung, Ausbildung

Keywords Radon, Measurement, Mapping, Mitigation, Education

1. Historie

In der Schweiz begannen die Untersuchungen zum Thema Radon in den achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts in der Uhrenmetropole La Chaux-de-Fonds und Umgebung. Damals wurde vermutet, dass das in der Uhrenindustrie verwendete Radium hohe Radonkonzentrationen in Gebäuden bewirken könnte. Deswegen untersuchte die Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (Suva) die Radium-Setzateliers sowie andere Gebäude, in denen niemals mit Radium hantiert wurde, auf Radon. Diese Messungen zeigten, dass bei weitem nicht alle Setzate-

liers hohe Radonkonzentrationen aufwiesen und auch in Gebäuden, wo niemals Radium verwendet wurde, hohe Radonwerte auftreten konnten.

Basierend auf diesen Erkenntnissen leitete das damalige Labor Fribourg der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität gezielte Messungen zur Ermittlung der Herkunft dieser erhöhten Radonkonzentrationen ein. Auch das damalige Eidgenössische Institut für Reaktorforschung (heute Paul Scherrer Institut PSI) führte eine Reihe von Radonmessungen in der ganzen Schweiz durch.

Diese Untersuchungen bildeten die Grundlage für das Radonprogramm Schweiz (RAPROS, [1]), das 1987 begann und 1991 endete. RAPROS wurde vom Bundesamt für Gesundheit (BAG) koordiniert und kam zu folgenden Schlüssen:

- Aufgrund von landesweiten Radonmessungen in Wohnhäusern ist in einigen Tausend Gebäuden mit hohen Radongaskonzentrationen zu rechnen.
- Der grösste Teil des Radons, das in Häusern gemessen wird, stammt aus dem Bauuntergrund. Die Erstellung einer schweizerischen Radongefährdungskarte allein aufgrund von geologischen Kriterien oder Bodengasmessungen ist nicht möglich.
- Trink- und Brauchwasser sind generell von untergeordneter Bedeutung.
- Die am meisten verwendeten Baumaterialien geben aus radiologischer Sicht zu keinen Bedenken Anlass.
- Temperaturbedingte Druckunterschiede zwischen Keller und höheren Stockwerken sind die treibende Kraft für die Ausbreitung von Radon im Wohnbereich. Entlang vertikaler Luftströmungen können durch Fugen und Risse beträchtliche Mengen radonreicher Kellerluft in den Wohnbereich gelangen.
- Eine starke Herabsetzung der Luftwechselrate in Wohnräumen führt zu einer generellen Verschlechterung der Innenluftqualität, nicht aber zwingend zu einer Erhöhung der Radonkonzentration.
- Im westlichen Jura existiert eine grossflächige Radium-Anomalie natürlicher Herkunft. Die hohen Radonkonzentrationen in und um La Chaux-de-Fonds sind eine Folge dieser Anomalie im Boden und der Verkarstung des Untergrundes. Es wurde kein Hinweis gefunden, dass Kontaminationen aus der Uhrenindustrie zu erhöhten Radonkonzentrationen führen.
- Für die Sanierung von Gebäuden mit erhöhten Radonkonzentrationen steht eine breite Palette von Methoden zur Verfügung. Jede Sanierung muss auch unter dem Aspekt der Innenraumluftqualität und des Energiesparens durchgeführt werden.

Die Erkenntnisse aus RAPROS bildeten die Grundlage für die radonrelevanten Artikel in der Strahlenschutzverordnung (StSV, SR 814.501, www.admin.ch), die 1994 in Kraft trat. Die Festlegung der Grenz- und Richtwerte zum Schutz vor erhöhten Radonkonzentrationen basierte vorwiegend auf den Bergarbeiterstudien [2], auf den Empfehlungen der internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP, [3]) und den Weltgesundheitsorganisation (WHO, [4]). Die WHO stellte schon damals fest: "Radon, a human carcinogen, occurs in both mines and homes and poses an important public health problem".

2. Strahlenschutzverordnung

Für die Radonproblematik hat der Bundesrat in den Artikeln 110 bis 118 der StSV entsprechende Vorschriften erlassen und Bund und Kantone mit dem Vollzug beauftragt. Der Fach- und Informationsstelle Radon des BAG sind die folgenden Aufgaben zugewiesen:

- Messstellen anerkennen
- Messempfehlungen erarbeiten und Messkampagnen durchführen, zusammen mit den Kantonen
- Kantone, Hauseigentümer und weitere Interessierte beraten
- Öffentlichkeit informieren
- Auswirkungen von Massnahmen evaluieren
- Untersuchungen über die Herkunft und Wirkung durchführen
- Ausbildungskurse durchführen

Zu den Aufgaben der Kantone gehören:

- Genügende Anzahl von Messungen durchführen
- Radongebiete bestimmen (bis 30.9.2004) und anpassen
- Einsicht in die Pläne der Radongebiete ermöglichen
- Bauvorschriften erlassen
- Nach Beendigung der Bauarbeiten stichprobenweise Radon messen
- Genügend Messungen in öffentlichen Gebäuden in Radongebieten durchführen
- Erforderliche Massnahmen zum Schutz Betroffener anordnen
- Messungen auf Gesuch von Betroffenen anordnen

Für Wohngebäude gelten in der Schweiz ein Grenzwert von 1000 Bq/m^3 (Jahresmittel) für bestehende Gebäude und ein Richtwert von 400 Bq/m^3 für Neubauten und Sanierungen. Die Kantone sorgen dafür, dass die Grenz- und Richtwerte nicht überschritten werden. Zu diesem Zweck haben sie entsprechende Bauvorschriften zu erlassen und nach der Beendigung der Bauarbeiten stichprobenweise zu kontrollieren, ob der Grenzwert eingehalten wird.

Die Kantone müssen zudem aufgrund einer genügenden Anzahl von Messungen die Gebiete mit erhöhten Radonkonzentrationen bestimmen. Sie haben dafür eine Frist von 10 Jahren erhalten; diese Aufgabe wurde 2004 erfolgreich vollendet.

Damit steht für den Vollzug der Sanierungsprogramme als wesentliches Instrument eine flächendeckende Radonkarte der Schweiz zur Verfügung. Diese basiert auf Messungen mit passiven Radondosimetern in rund 58'000 Gebäuden und wird laufend angepasst. Diese Dosimeter wurden von anerkannten Messstellen geliefert und ausgewertet. Der Prozess für die Anerkennung von Radonmessstellen wurde vor über 10 Jahren mit dem damaligen Eidgenössischen Amt für Messwesen (heute Bundesamt für Metrologie METAS) und dem PSI besprochen und ist heute fester Bestandteil der Zertifizierung nach ISO 9001 der Abteilung Strahlenschutz des BAG.

3. Radonkataster

Die StSV besagt, dass die Radongaskonzentration von anerkannten Messstellen zu ermitteln ist. Die Messstellen werden durch das BAG anerkannt, wenn das vorgesehene Messsystem dem Stand der Technik entspricht und an nationale oder internationale Normale angeschlossen ist (Rückverfolgbarkeit) [5]. Der Gesuchsteller hat bei der Gesuchseingabe auch Angaben über die Qualitätssicherung zu machen.

Die Erstellung des Radonkatasters wurde 2004 termingerecht abgeschlossen. Dadurch wurden die Radongebiete festgestellt und abgegrenzt. In diesen Radongebieten legen die Kantone nun die zu treffenden Sanierungsmassnahmen fest für Räume, in denen der Grenzwert überschrit-

ten ist. Dies bedingt, dass zusätzliche ausgedehnte Messkampagnen zum Auffinden dieser hoch belasteten Gebäude durchgeführt werden.

Aufgrund der bisherigen Messungen wird geschätzt, dass noch viele 10'000 Gebäude auszumessen sind. Mehr als die Hälfte dieser Gebäude befindet sich im Kanton Tessin. Dabei werden hauptsächlich Einfamilienhäuser, Schulen, Kindergärten sowie Mehrfamilienhäuser mit bis zu drei Stockwerken gemessen. Ferienhäuser werden im Rahmen der gross angelegten Messkampagnen nicht erfasst. Gemäss Strategie des nationalen Radonprogramms sollen diese Messungen bis Ende 2010 realisiert sein.

Die Intensivierung der Radonmessungen in den Risikozonen hat im Winter 2004/2005 angefangen, vor allem im Tessin und im Kanton Bern. Im Winter 2005/2006 wurden in den Kantonen Bern, Graubünden, Jura, Neuenburg und Tessin umfassende Messkampagnen lanciert. Diese Messkampagnen wurden mit Medienarbeit von Bund und betroffenen Kantonen unterstützt, was während Wochen zu Hunderten von Anfragen seitens der Bevölkerung und zu kurzfristigen Lieferengpässen bei einzelnen anerkannten Messstellen führte. Die Messdaten dieser Kampagnen werden von den Kantonen gesammelt und jährlich dem BAG übermittelt. In Zukunft sollen diese dezentralen Radondatenbanken durch eine abrufbare zentrale Datenbank ersetzt werden. Damit wird das Fehlerpotenzial wesentlich reduziert und die Datenerfassung vereinfacht.

Das BAG hat im Rahmen von RAPROS (Radonprogramm Schweiz 1987-1991, [1]) mit der Suche nach Gebieten mit erhöhten Radonkonzentrationen begonnen. Dabei wurde das arithmetische Mittel (AM) der Radongaskonzentrationen in bewohnten Räumen zur Klassierung von Gebieten verwendet. Das AM hat gegenüber anderen Massen wie geometrisches Mittel, Median oder Prozentsatz der Gebäude über einem bestimmten Schwellwert den Vorteil, dass es merklich auf Ausreisser reagiert, was für die Suche nach Gebieten mit erhöhten Konzentrationen natürlich erwünscht ist. Zudem korrelieren diese verschiedenen Masse weitgehend miteinander [6].

Aufgrund der Tatsache, dass die StSV "nur" den Begriff Radongebiet verwendet, stellte sich die Frage, ob eine 2- oder mehrstufige Klassierung angebracht sei. Die 2-stufige Klassierung lehnt sich zwar an die StSV an, hat aber den Nachteil, dass neben Radongebiet von "Nicht-Radongebiet" gesprochen wird. In der Umgangssprache bedeutet dies soviel wie Gebiet ohne Radon, was eindeutig nicht stimmt. Heute empfiehlt das BAG, die schweizerische Radonkarte aufgrund von Messungen in Wohn- und Aufenthaltsräumen und einer 3-stufigen Klassierung (Tab. 1) zu erstellen.

Tab. 1: Klassierung des BAG für die schweizerische Radonkarte

Arithmetisches Mittel [Bq/m^3]	Radonrisiko
≤ 100	gering
100 - 200	mittel
> 200	hoch

Die schweizerische Radondatenbank enthält Daten aus rund 58'000 Häusern und mehr als 106'000 Einzelmesswerte [7]. Aus diesen Daten und aufgrund anderer Kriterien (z.B. Geologie) haben die Kantone jede Gemeinde ihres Territoriums eingestuft und dem BAG gemeldet. Das BAG hat diese Angaben kompiliert und als schweizerische Radonkarte veröffentlicht.

Zudem können Angaben betreffend Radon für jede der knapp 3000 Schweizer Gemeinden unter www.ch-radon.ch abgefragt werden.

Nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung ergibt sich für die Schweiz ein arithmetisches Mittel der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen von 75 Bq/m^3 . Mit den Konversionsfaktoren nach ICRP-65 [8] führt dies zu einer effektiven Dosis von 1.6 mSv pro Jahr [9]. Etwa 1 bis 2 Prozent der Bevölkerung lebt in Konzentrationen über dem Richtwert von 400 Bq/m^3 und zirka 0.2 Prozent in Konzentrationen über dem Grenzwert von 1000 Bq/m^3 . In einigen tausend Häusern der Schweiz ist der Grenzwert für die Radongaskonzentration überschritten.

Die Radonkarte dient den Kantonen und Gemeinden als Vollzugsinstrument. Aus diesem Grunde werden jeder Risikostufe auch Massnahmen betreffend Messung, Sanierung, Umnutzung, Handänderung und Neubauten zugewiesen (Tab. 2).

4. Attributives Radonrisiko

Die Sektion Radon des BAG hat im November 2003 das Institut für Biometrie, Epidemiologie und Informationsverarbeitung, WHO-Collaborating Centre, an der Tierärztlichen Hochschule Hannover beauftragt, erstmalig anhand der Forschungsergebnisse zum Radonrisiko in Innenräumen sowie von Daten über die Radonexposition, die Mortalität und das Rauchverhalten die populationsattributablen Maßzahlen für die Schweiz zu ermitteln.

Die aktuellen Daten zur Radonsituation und zum Rauchverhalten in der Schweiz wurden hierzu durch das BAG, die Daten zur Mortalität in der Schweiz vom Bundesamt für Statistik zur Verfügung gestellt. Basierend auf diesen Daten wurden damit unter der Nutzung des generellen WHO-Konzepts des "Global Burden of Disease" Modellrechnungen durchgeführt. In dieser Studie wurden die Erkenntnisse aus der europäischen Pooling-Studie verwendet [11].

Insgesamt werden in der Schweiz ca. 2800 Lungenkrebsfälle pro Jahr berichtet. Davon lassen sich ungefähr 8.5 % auf die Belastung mit Radon in Innenräumen zurückführen [10]. Dies entspricht jährlich rund 240 Lungenkrebsfällen.

Die zum Teil sehr unterschiedlichen durchschnittlichen Belastungen in den Kantonen führen in der regionalen Betrachtung auch zu einem stark unterschiedlichen populationsattributablen Risiko zwischen den Kantonen. Da aber auch die in den Kantonen lebende Bevölkerung eine sehr unterschiedliche Größe aufweist, wirkt sich dies unterschiedlich auf die insgesamt auf Radon zurückführbare Anzahl von Lungenkrebstoten aus. So ist z.B. das attributive Risiko in den Kantonen Glarus und Tessin mit insgesamt um 14 % und 15.5 % sehr hoch; die korrespondierende Anzahl von Todesfällen lautet dort etwa 3 und 16 pro Jahr. In den Kantonen Bern und Zürich beispielsweise, die eine eher mittlere Radonbelastung aufweisen, ist das attributive Risiko mit ca. 9 % bzw. 8 % wesentlich geringer, die Anzahl der assoziierten Todesfälle aber wegen der größeren Bevölkerungsdichte mit ungefähr 29 bzw. 36 pro Jahr jedoch hoch. Im Kanton Genf, der die geringste Radonbelastung aufweist, ist das attributive Risiko mit gut 2 % vergleichsweise gering. Die Anzahl der Lungenkrebskrankungen, die auf Radon zurückzuführen ist, beträgt hier weniger als 4 pro Jahr.

Tabelle 2: Empfehlungen des BAG für die verschiedenen Radonrisikostufen

		Hohes Radonrisiko (Radongebiet)	Mittleres Radonrisiko	Geringes Radonrisiko
Bestehende Bauten	Übliche Benutzung von Wohn- und Aufenthaltsräumen	Messung notwendig	Messung empfohlen	Messung erwägen
	Umnutzung von Kellerräumen in Wohn- und Aufenthaltsräume	Messung in betroffenen Räumen vor Planungsarbeiten notwendig Allfällige bauliche Massnahmen treffen* Nach Realisierung Kontrollmessungen notwendig	Messung in betroffenen Räumen vor Planungsarbeiten empfohlen Allfällige bauliche Massnahmen treffen* Nach Realisierung Kontrollmessungen empfohlen	Messung in betroffenen Räumen vor Planungsarbeiten erwägen Allfällige bauliche Massnahmen treffen* Nach Realisierung Kontrollmessungen erwägen
	Renovation von Wohnräumen	Vor Renovationsarbeiten Messung notwendig Allfällige bauliche Massnahmen treffen* Nach der Renovation Messung notwendig	Messung vor Renovation empfohlen Allfällige bauliche Massnahmen treffen* Nach der Renovation Messung empfohlen	Messung vor Renovation erwägen Allfällige bauliche Massnahmen treffen* Nach der Renovation Messung erwägen
	Handänderungen von Liegenschaften	Messung vor oder nach Handänderung notwendig Artikel zu Radon im Handänderungsvertrag notwendig	Messung vor oder nach Handänderung empfohlen Artikel zu Radon im Handänderungsvertrag empfohlen	Messung vor oder nach Handänderung erwägen
Neubauten	Planung und Ausführung	Stand der Technik mit präventiven Massnahmen. SIA-180 Ziff. 3.1.4. ** Empfehlung: Durchgehende Betonplatte mit perforiertem Rohr unter der Fundamentplatte und mit einer Anschlussmöglichkeit für eine allfällige Bodenentlüftung Kontrollmessung nach Fertigstellung	Stand der Technik SIA-180 Ziff. 3.1.4. **	Stand der Technik
Empfehlungen gelten vorwiegend für Einfamilienhäuser, Bauernhäuser, kleine Mehrfamilienhäuser (bis 3 Stockwerke), Kindergärten, Schulen.				

* Massnahmen gemäss "Radon: Technische Dokumentation" 311.347d, unter www.ch-radon.ch ist diese Dokumentation als pdf-File abrufbar.

** SIA-Norm 180 Wärme- und Feuchteschutz im Hochbau, Ziff. 3.1.4.3:

Die Abdichtung zwischen Wohnbereich und Keller oder dem Erdreich muss in Gegenden mit hoher Radonbelastung besonders sorgfältig ausgeführt werden.

Diese Berechnungen wurden durch Modifikation von (Modell-) Annahmen und durch Vergleich mit den Berechnungen in anderen Ländern validiert. Dadurch konnte abgeschätzt werden, dass die vorgelegten Analysen eher den unteren Bereich des durch Radon in Innenräumen verursachten Lungenkrebsgeschehens in der Schweiz widerspiegeln. Die Berechnungen bestätigen insgesamt, dass Radon in Wohnungen den wichtigsten umweltbezogenen Risikofaktor für die Entstehung des Lungenkrebses in der Bevölkerung der Schweiz darstellt. Der wesentliche Anteil der Attribution ist bei durchschnittlichen Belastungen gegeben, so dass eine Reduzierung der auf Radon zurückführbaren Todesfälle vor allem durch eine Senkung der mittleren Radonbelastung in den Häusern der Schweiz anzustreben ist.

5. Bauliche Massnahmen

Eines der Ziele der StSV ist, die Gebäude mit den höchsten Radon-Konzentrationen zu sanieren. Zu diesem Zweck wurde ein Grenzwert von 1'000 Bq/m³ für Wohn- und Aufenthaltsräume und 3'000 Bq/m³ für Arbeitsräume festgelegt. Gebäude über dem Grenzwert sind auf Kosten der Eigentümer zu sanieren, und die Kantone haben dafür zu sorgen, dass dies innert 20 Jahren realisiert wird.

Zudem soll vermieden werden, dass neu erstellte Gebäude hohe Konzentrationen aufweisen. Die Kantone sind als autonome Regionen für den Erlass von Bauvorschriften verantwortlich. Einige haben schon Vorschriften zum Schutz vor erhöhten Radonkonzentrationen erarbeitet. Die Aufnahme von Auflagen im Baugesuch oder ein Verweis auf die StSV genügen häufig.

Auch der Schweizerische Architekten- und Ingenieurverband (SIA) ist sich der Radonproblematik bewusst und hat in seinem privaten Regelwerk (SIA-Normen) eine entsprechende Bestimmung erlassen, wonach die Abdichtung zwischen Wohnbereich und Keller oder dem Erdreich in Gegenden mit hoher Radonbelastung besonders sorgfältig ausgeführt werden muss. Das SIA-Regelwerk ist in der Praxis von grosser Bedeutung, weil es zahlreiche Sorgfaltspflichten – auch in Bezug auf Radon - formuliert.

Bis heute hat die Sektion Radon die Sanierung von knapp 200 der rund 700 bekannten Grenzwertüberschreitungen begleitet. Das praktische Planungs- und Realisierungswissen ist im Radonhandbuch des BAG zusammengefasst und steht Baufachleuten in detaillierter Weise zur Verfügung [12].

6. Ausbildung

Der Inhalt des Radonhandbuchs ist gezielt und flächendeckend an aktuelle und künftige Fachleute der Bauwirtschaft weiterzugeben. Für diesen Wissenstransfer stellt das BAG Lehrmittel zur Verfügung. Die sogenannten Referenten-Drehbücher bauen auf dem Radonhandbuch auf und stehen in elektronischer Form für Präsentationen zur Verfügung. Zu den einzelnen „Folien“ gibt es fachliche und didaktische Angaben. Verfügbar sind ein 58-seitiger Basiskurs, ein 46-seitiger Aufbaukurs und ein Arbeitsheft mit 16 Übungen und 2 Lernzielkontrollen. Anlässlich des nationalen Radonforums, das im November 2003 im Rahmen von ERRICCA-2 (European Radon Research and Industry Collaboration Concerted Action) in Luzern stattfand, wurden erste Radonsachverständige zertifiziert. Diese mussten die geforderten Kompetenzen nachweisen sowie eine individuelle praktische Arbeit verfassen und präsentieren. Diese Radon Sachverständigen werden das BAG und die Kantone bei Sanierungen von Häusern, bei Ausbildung von Baufachleuten und bei der Kommunikation der Radonproblematik unterstützen.

Radon findet nach und nach Einzug in die Grundausbildung und in die Weiterbildung. Wegweisend ist dabei ein 3-tägiger Kurs, den die "Scuola Universitaria Professionale della Svizzera Italiana" im Juni 2006 erstmals durchführte. Dabei kamen nebst kursorischem Unterricht auch die Lösung von Aufgaben, die Besichtigung von sanierten Objekten, praktische Fallbeispiele und eine Internetprüfung zum Einsatz.

7. Evaluation

Die Amtsleitung des BAG hat anfangs 2003 der Zwischenevaluation des nationalen Radonprogramms durch eine externe Firma erste Priorität zugewiesen. Die untersuchungsleitenden Fragestellungen lauteten:

1. Ist die Strategie zur Zielerreichung des Programms relevant und zweckmässig? (Konzeptevaluation)
2. In welchen Massnahmenbereichen sind Verbesserungen notwendig, damit das BAG kurz- und mittelfristig einen optimalen Beitrag zur Erreichung der intendierten Wirkungen des Radonprogramms leisten kann? (Massnahmeevaluation)
3. In welchen Bereichen hat sich die Zusammenarbeit zwischen Beteiligten (Bund, Kantone, Gemeinden, Baufachleute) und Betroffenen (Hauseigentümer/-innen, Mieter/-innen) bewährt, in welchen sind Verbesserungen nötig, damit die Ziele des Programms erreicht werden können? Welchen Einfluss haben Kontextbedingungen? (Beurteilung der Akteurzusammenarbeit)

Die Zwischenevaluation beurteilte anhand einer politikwissenschaftlichen Methodik die Konzeption, den Vollzug und die Wirksamkeit des Radonprogramms Schweiz [13]. Der Fokus lag bei den Aktivitäten der Sektion Radon des BAG. Die Evaluatoren kamen zum Schluss, dass die Relevanz der Radonproblematik klar zu bejahen ist. Die Studie zeigte auch, dass Fortschritte bei der Behebung des Radonproblems erzielt werden konnten. Insbesondere konnte eine wichtige Etappe, das Erstellen der Radonkarte, fristgerecht abgeschlossen werden. In Bezug auf die Umsetzung sind die durchgeführten Massnahmen der Sektion sowie die Akteurzusammenarbeit quantitativ und qualitativ als gut zu bezeichnen. Das Programm weist jedoch konzeptionelle Schwächen auf. Insbesondere sind die Ziele zuwenig verbindlich festgelegt, die Verantwortlichkeiten zwischen Bund und Kantonen nicht abschliessend geklärt, und es fehlt eine zielorientierte Umsetzungsstrategie. Auf dieser Basis ist nicht zu erwarten, dass die für 2014 gesetzten Ziele erreicht werden können. Aus dieser Analyse des nationalen Radonprogramms leiten die Evaluatoren die folgenden Empfehlungen ab:

1. Das BAG muss die Sanierungsziele des Radonprogramms zusammen mit den Kantonen verbindlich klären.
2. Die Verantwortung für die Zielerreichung muss zwischen BAG und Kantonen verbindlich geregelt werden.
3. Die Kantone müssen die Bauherrschaft im Rahmen von Baugesuchen für Neu- und Umbauten verpflichten, geeignete Massnahmen zur Einhaltung der Grenz- beziehungsweise Richtwerte zu treffen.
4. Die Sektion muss die Ziele des Radonprogramms in jährlichen Etappenzielen konkretisieren.
5. Die Sektion muss eine Umsetzungsstrategie formulieren, welche alle Bereiche umfasst.
6. Künftig muss bei den Aktivitäten der Sektion die Öffentlichkeitsarbeit einen höheren Stellenwert einnehmen.
7. Um das Programm breiter abstützen zu können, muss die Sektion Mitstreiter finden.

Die Sektion Radon hat anhand dieser Empfehlungen einen Massnahmenplan für das nationale Radonprogramm 2005-2014 und ein entsprechendes Kommunikationskonzept erarbeitet.

8. Kommunikation

Im Kommunikationskonzept, das zusammen mit externen Kommunikationsspezialisten realisiert wurde, sind diverse Dialoggruppen identifiziert worden, die bearbeitet werden müssen, um die gesetzten Ziele zu erreichen. Als Hauptdialoggruppen wurden Bauherren, Hauseigentümer und Architekten sowie Baubehörden festgelegt. Ohne diese Gruppen geht nichts. Wenn diese Gruppen das Radonproblem ernst zu nehmen beginnen, dann ist schon viel getan. Wenn sie es ignorieren, kann eine langfristige Reduzierung der Radongaskonzentration in Wohnbauten nicht oder nur durch Zwangsmassnahmen erreicht werden.

Als Zwischendialoggruppen wurden jene Personengruppen festgelegt, welche zwar nicht direkt zur Lösung des Radonproblems beitragen, aber die oben genannten Hauptdialoggruppen positiv beeinflussen können. Das sind in erster Linie Architekten, aber auch Lehrer, Ärzte und andere "opinion leaders".

Für jede der zu bearbeitenden Dialoggruppen wurden Ziele, Botschaften und Massnahmen festgelegt, deren Wirksamkeit im Rahmen einer Evaluation überprüft werden kann. Beispielsweise wurde eine neue, einfach verständliche Kurzbroschüre entwickelt, welche sich an die spezifischen Bedürfnisse von Bauherren richtet. Im Rahmen eines Pilotprojekts erhält jeder Bauherr automatisch eine solche Broschüre zugestellt, sobald er ein Baugesuch eingereicht hat und dieses publiziert worden ist. Da die Adressen bekannt sind, kann im Rahmen einer Evaluation stichprobenweise untersucht werden, ob die Bauherren die empfohlenen Präventionsmassnahmen ergriffen haben.

Um über die Medien an die breite Öffentlichkeit zu gelangen, muss man über eine prägnante Botschaft verfügen. Man kann nicht Medienarbeit machen wollen, ohne etwas zu sagen. Und was man sagt, muss man in der Sprache der Publikumsmedien sagen. Das bedingt eine Abkehr vom wissenschaftlichen Präzisionsdogma und Mut zur Vulgarisierung der gewonnenen Erkenntnisse in Form von populären Botschaften. Und man muss die Menschen dort abholen, wo sie betroffen sind: „Radon gefährdet ihre Kinder“ oder „Radon entwertet ihr Haus“.

Ob ein solches Vorgehen gefällt oder nicht sei dahingestellt. Tatsache ist: In einer zunehmenden mediatisierten Welt werden vor allem jene Botschaften wahrgenommen, die schockieren, auffallen oder zumindest neu und ungewöhnlich sind. Erfolg hat, wer gehört wird. Gehört wird, wer auffällt. Das kann aber durchaus auch auf originelle Weise geschehen. Beispielsweise in Rahmen von Radon Wanderausstellungen vor Baumärkten oder an Baumessen.

9. Und wie geht es weiter?

Basierend auf den seit 1980 gewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnissen und den praktischen Erfahrungen setzt das schweizerische Radonprogramm die folgenden Prioritäten:

- Messkampagnen

Die Erfahrung zeigt, dass Gebäude mit hohen Radonkonzentrationen nur mit Messungen zu finden sind. Deshalb sind noch weitere ausgedehnte Messungen nötig, prioritär in Gebieten mit hohem Radonrisiko, wo empfohlen wird, alle Gebäude zu messen.

- **Gefährdungskarten**
Radonkarten, die auf Gemeindemittelwerten basieren, lassen lokale und regionale Fluktuationen innerhalb der Gemeinden oder grenzüberschreitend nicht erkennen. Es sind aber verschiedene geostatistische Methoden bekannt, mit denen räumliche Abhängigkeiten untersucht und dargestellt werden können. Solche Karten können bei der Entscheidungsfindung über allfällige Präventionsmassnahmen bei einem neuen Bauvorhaben oder bei einer Umnutzung behilflich sein.
- **Sanierungsprogramme**
Die neuen ausgedehnten Messkampagnen werden zu einer Vielzahl von Gebäuden mit Grenzwertüberschreitungen führen. Für die Sanierung dieser Gebäude sind kantonale Programme aufzustellen, welche die jeweiligen regionalen Bauweisen und Gepflogenheiten mit berücksichtigen.
- **Ausbildung**
Der Aus- und Weiterbildung von Baufachleuten ist ein sehr hoher Stellenwert zuzuweisen. Nach Möglichkeit sind die üblichen Bildungskanäle zu benutzen, weil dort zusätzlich Kreditpunkte gemäss dem europäischen Kredittransfersystem (ECTS - European Credit Transfer and Accumulation System) zu erwerben sind.
- **Kommunikation**
Die im Kommunikationskonzept vorgeschlagenen Massnahmen sind für die verschiedenen Dialoggruppen in die Praxis umzusetzen.
- **Untersuchungen**
Im Rahmen der Aufgabenverzichtsplannung des Bundes wurde entschieden, keine weiteren Untersuchungen über die Herkunft des Radons zu realisieren.

10. Literaturverzeichnis

- [1] BAG, Radonprogramm Schweiz RAPROS: Bericht über die Jahre 1987-1991, Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, CH-3003 Bern, ISBN 3-905235-00-5, www.ch-radon.ch, 1992
- [2] J. Lubin et al, Radon and lung cancer risk: A joint analysis of 11 underground miners studies, US National Institutes of Health. NIH publication No. 94-3644., 1994
- [3] ICRP (International Commission on Radiological Protection), Protection against Radon-222 at Home and at Work, ICRP Publ. 65, Annals of ICRP Vol 23/2, Pergamon Press, Oxford, 1993
- [4] WHO, Indoor air Quality: A risk-based approach to health criteria for radon indoors, Report on a WHO Working Group, Eilat, Isreal, 28 March-4 April 1993, EUR/ICP/CEH 108(A), 1996
- [5] G. Piller und Martha Gruson, Von der Messung zur schweizerischen Radonkarte, Strahlenschutzpraxis, Heft 2, 2006
- [6] G. Piller and H-U. Johner, Classification of Radon Areas in Switzerland, Rad. Prot. Dosimetry, 78/1, 7-9, 1998

- [7] BAG, Radon – Jahresbericht 2005, Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Radon, www.ch-radon.ch, 2006
- [8] ICRP (International Commission on Radiological Protection), Protection against Radon-222 at Home and at Work, ICRP Publ. 65, Annals of ICRP Vol 23/2, Pergamon Press, Oxford, 1993
- [9] KSR, Analyse der Beiträge zur Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung in 2004, Eidgenössische Kommission für Strahlenschutz und Überwachung der Radioaktivität, www.ksr-cpr.ch, 2005
- [10] S. Menzler und L. Kreienbrock, Attributive Risiken durch Radon in der Schweiz, Studie im Auftrag des Bundesamtes für Gesundheit, 2005
- [11] S. Darby et al., 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)
- [12] BAG, Radonhandbuch Schweiz: technische Dokumentation für Baufachleute, Gemeinden, Kantone und Hauseigentümer, www.ch-radon.ch oder www.bbl.admin.ch (Bestellnummer 311.346), 2000
- [13] Interface Institut für Politikstudien, Zwischenevaluation: Radonprogramm Schweiz 1994-1014, Zwischenevaluation Studie im Auftrag des Bundesamtes für Gesundheit, 2004

NATÜRLICHE UND ANTHROPOGENE EINFLUSSFAKTOREN AUF DIE RADONKONZENTRATION IN WOHNRÄUMEN

NATURAL AND ANTHROPOGENIC INFLUENCES ON THE INDOOR RADON CONCENTRATION

J. Kemski, R. Klingel

Kemski & Partner, Alte Heerstraße 1, 53121 Bonn

Zusammenfassung

Anhand von ca. 9.000 untersuchten Häusern in verschiedenen Regionen Deutschlands konnten wesentliche Einflussfaktoren für die Radongefährdung eines Hauses mit Hilfe einer Varianzanalyse bestimmt werden. Es handelt sich um eine spezifische Kombination aus naturräumlichen, konstruktionsbedingten und nutzungsbedingten Merkmalen. Ihr Einfluss ist so groß, dass bei vergleichbarer Quellstärke im Boden regionale Unterschiede in der Radonbelastung von Häusern resultieren. Messwerte für die Radonkonzentration in der Boden- oder Raumluft sind logarithmisch normalverteilt. Mit Hilfe der Verteilungstheorie und der Einführung einer Kenngröße zur Wechselwirkung Boden-Haus ist auf der Grundlage einer Karte der Radonkonzentration in der Bodenluft eine Prognose der Überschreitungswahrscheinlichkeit für beliebige regionale Einheiten möglich.

Summary

Radon concentrations in houses are lognormally distributed. Measurements of about 9.000 houses in Germany accompanied by detailed questionnaires lead to the knowledge of the most important influences on the radon risk of houses. By an analysis of variance specific geogenic, building type and life habit factors could be separated. A prognosis of the probability to exceed given radon thresholds in houses on different regional scales is possible.

Schlüsselwörter Radon, Varianzanalyse, Raumluft, Transfer, Prognose

Keywords radon, analysis of variance, indoor, transfer, prognosis

1. Einleitung

Die Radonbelastung von Gebäuden stellt sich bei näherer Betrachtung als ein komplexes Zusammenspiel einer Vielzahl von Prozessen dar, die je nach Standort variieren können und in ihrer Gesamtheit nicht immer quantitativ zu erfassen sind (1). Emanation und Migration bestimmen als Eigenschaften der Böden und Gesteine das geogene Radon-Potenzial in unmittelbarer Umgebung der Häuser. Geländemorphologie und Bauweise bestimmen die Menge an Radon, die tatsächlich ins Gebäude eindringt. Risse im Fundament und Mauerwerk sowie undichte Rohr- und Kabelzuleitungen sind die häufigsten Eintrittspfade. Druckunterschiede zwischen Raumluft und Erdreich („Kamineffekt“) spielen bei diesen Prozessen eine wichtige Rolle. Die tatsächliche Höhe der Radonkonzentration im Haus wird letztlich durch Nutzungs- und Lebensgewohnheiten (z.B.: Aufenthaltsdauer in den Räumen, Lüftung) der Bewohner bestimmt.

2. Datengrundlagen

Innerhalb der letzten 10 Jahre wurden im Rahmen mehrerer Projekte des Bundesamtes für Strahlenschutz und verschiedener Länderministerien in unterschiedlichen Regionen Deutschlands Radonmessungen in der Raumluft von fast 9.000 Gebäuden durchgeführt. Die Auswahl der Gebiete basierte auf geologischen Kriterien. Die Messungen erfolgten ausnahmslos nach DIN 25706-1 mit Hilfe von Kernspurfolien (2, 3). In einem Fragebogen wurde neben Angaben zu Bauweise und Baualter besonderes Augenmerk auf Informationen gelegt, die für den Radonübertritt aus dem Baugrund ins Gebäude von Bedeutung sind (z.B.: Risse in Kellerboden und -wänden, Feuchteschutz, Wärmedämmung). Alle Häuser wurden georeferenziert und geologischen Einheiten zugeordnet (Kartengrundlage: Geologische Karten der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Maßstab: 1 : 200.000), die unter Aspekten des geogenen Radon-Potenzials generalisiert wurden. Unabhängig von den o.g. Raumluftmessungen wurde in Deutschland eine Karte der Radonkonzentration in der Bodenluft erstellt. Ca. 4.000 deutschland-weit verteilte Messorte bildeten die Stützpunkte für eine Interpolation unter Berücksichtigung geologischer Grenzen; alle Messungen erfolgten nach einem standardisierten Verfahren (Kemski et al. 2002). Die Darstellung erfolgt in Rasterelementen einer Größe von 3 x 3 km. Die Auswahl der Messorte orientierte sich am geologischen Untergrund. Gebiete hoher geologischer Variabilität wiesen eine höhere Messortdichte auf, geologisch gleichförmig aufgebaute Areale wurden weniger dicht beprobt. Für jedes Gebäude wurde aus der Deutschland-Karte die Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft des entsprechenden Rasterelementes bestimmt. Für die vorliegende zusammenfassende Auswertung wurden alle untersuchten Häuser acht geologisch repräsentativen Regionen zugeordnet. Die abschließende Prognose von Überschreitungswahrscheinlichkeiten wird für die gesamte Landesfläche erstellt.

3. Messergebnisse

Die Messwertverteilungen für Keller- und Erdgeschossräume folgen unabhängig von der regionalen Zuordnung stets angenähert einer logarithmischen Normalverteilung mit jeweils unterschiedlichen Mittelwerten und Streuung (Tab. 1 und Abb. 1). Bei allen unseren Untersuchungen in den letzten Jahren, unabhängig von der Größe der Stichprobe und der regionalen Zuordnung, erwies sich die logarithmische Normalverteilung als die typische Verteilungsfunktion für Indoor-Messwerte. Damit ergibt sich eine wichtige Voraussetzung für eine statistisch fundierte Prognose von Überschreitungswahrscheinlichkeiten (s. Kap. 4).

Regional sind deutliche Unterschiede in der Radonbelastung der östlichen (Regionen Mitte Ost und Kristallin Ost) und westlichen Bundesländer (alle übrigen Regionen) zu beobachten. Die geometrischen Mittelwerte sind im Osten etwa um Faktor 2 höher als im Westen. Hauptursache hierfür ist der deutlich schlechtere Zustand der Bausubstanz im Osten. Bei neuen Gebäuden (Baujahr nach 1990) gleichen sich die Werte wieder an.

Erdgeschoss					
Region	Geologie	n	GM	GSD	Max
Nord	glaz. Lockersedimente	219	36	2,2	240
West	Sedimentgesteine	2640	46	2,1	820
Kristallin West	Granit	1221	50	2,2	5300
Mitte Süd	Sedimentgesteine	716	35	1,7	330
Kristallin Süd	Granit, Gneis	1074	66	2,5	2900
Süd	glaz. Lockersedimente	1261	64	2,2	2200
Mitte Ost	Vulkanite, Sed.gesteine	446	87	2,3	2700
Kristallin Ost	Granit, Gneis	1269	105	2,7	10000
Alle		8846	57	2,4	10000

Keller					
Region	Geologie	n	GM	GSD	Max
Nord	glaz. Lockersedimente	177	49	2,6	900
West	Sedimentgesteine	2357	69	2,4	3000
Kristallin West	Granit	1097	79	2,6	2000
Mitte Süd	Sedimentgesteine	687	55	2,0	840
Kristallin Süd	Granit, Gneis	951	105	2,6	4600
Süd	glaz. Lockersedimente	1168	95	2,3	3100
Mitte Ost	Vulkanite, Sed.gesteine	422	154	2,8	4500
Kristallin Ost	Granit, Gneis	1182	144	2,9	11000
Alle		8041	88	2,6	11000

Tab. 1: Statistische Kennwerte der Verteilungen (GM, Max in Bq/m^3 ; n = Anzahl)

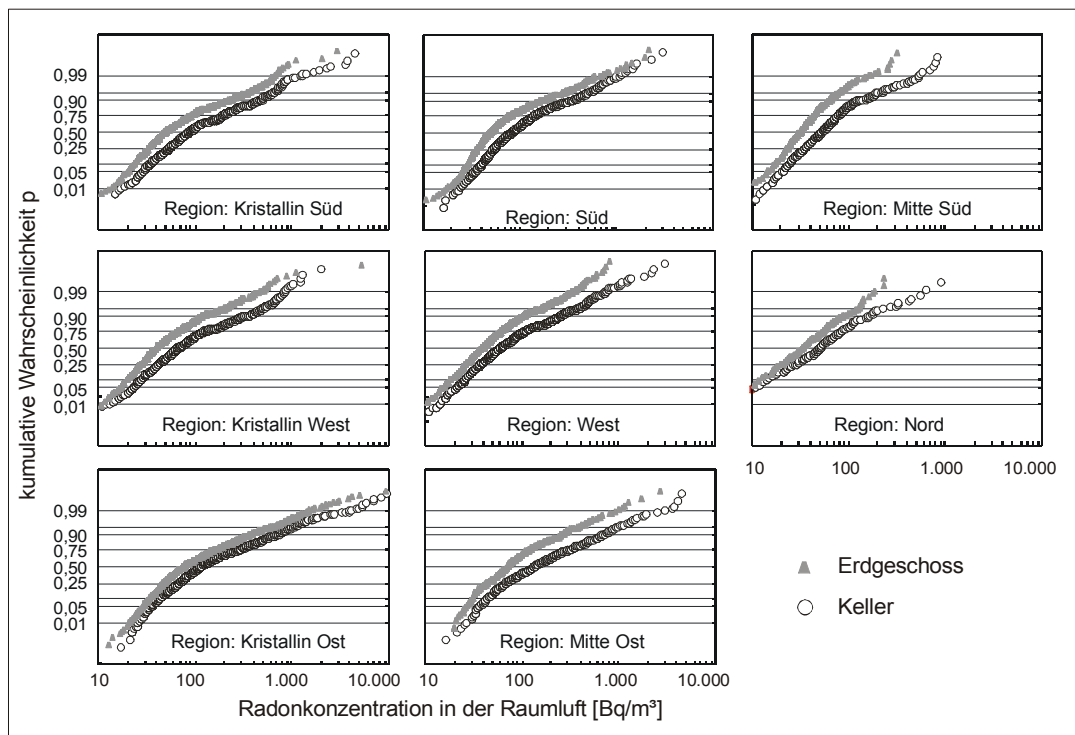


Abb. 1: Regionenbezogene Verteilung der Raumluftmesswerte

Die in den Fragebögen erhobenen Informationen wurden kategorisiert und der Einfluss dieser kategorialen Prädiktoren auf die Radonraumluftkonzentration untersucht. Drei Gruppen von Variablen lassen sich unterscheiden: Naturraum, Bauweise und Lebensgewohnheiten (Tab. 2).

Varianzanalyse Radonaktivitätskonzentration in der Raumluft						
			Keller (n = 7957)		Erdgeschoss (n = 8767)	
Gruppe	Variable	Freiheitsgr.	%	Sig.niv.	%	Sig.niv.
Naturraum	Region	7	7,1	< 0.0001	7,2	< 0.0001
	Geologie	6	4,3	< 0.0001	3,3	< 0.0001
	Bodenfeuchte	3	0,7	< 0.0001	0,3	0.0002
	Hauslage	5	0,5	< 0.0001		
	Radon Bodenluft	7	0,4	< 0.0001	0,5	< 0.0001
Bauweise	Unterkellerung	3			15,5	< 0.0001
	Bauweise	5			2,7	< 0.0001
	Baualter	5	1,5	< 0.0001	2,1	< 0.0001
	Baumaterial	3	1,5	< 0.0001	1,2	< 0.0001
	Haustyp	6	1,0	< 0.0001	0,7	< 0.0001
	Feuchtschutz	2	0,7	0.0002	0,4	< 0.0001
Lebens- gewohnheit	Begehung	4	0,3	0.0146	4,3	< 0.0001
	Fensteröffnung	4	2,7	< 0.0001	1,3	< 0.0001
	Türöffnung	4	0,8	< 0.0001	0,3	< 0.0001
	Restvarianz		78,5		60,2	

Tab. 2: Varianzanteile der signifikanten Variablen

Für Erdgeschossräume hat die Unterkellerung mit 12.9 % den höchsten Varianzanteil. Danach folgen die naturräumlichen Variablen, die für den Kellerbereich die wichtigsten Größen darstellen. Die Variablen der Gruppe Lebensgewohnheiten können als Proxy für die Luftwechselrate in den Messräumen verstanden werden. Die Analyse zeigt deutlich, dass neben den unveränderlichen Standortgegebenheiten und der Bauweise auch die Lebensgewohnheiten über die Radonkonzentration in einem Gebäude entscheiden.

Die Effekte der einzelnen Variablen auf die Höhe der Radonkonzentration im Gebäude erreicht durchaus den Faktor 2, wie anhand von vier Variablen in Abbildung 2 beispielhaft gezeigt wird.

Als eines der wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen wurden deutliche Unterschiede in der Radonbelastung für Wohnräume in den alten und neuen Bundesländern gefunden. Die geometrischen Mittelwerte sind im Osten etwa um Faktor zwei höher als im Westen, die Überschreitungshäufigkeiten betragen ein Vielfaches der Werte in den alten Bundesländern (Tab. 1). Dieses Ergebnis ist auf den deutlich schlechteren Erhaltungszustand der Bausubstanz im Osten zurückzuführen. Bei neuen Gebäuden (>1990) gleichen sich die Werte wieder an.

Ein quantitatives Maß für die Ankopplung des Hauses an den Baugrund ist der sogenannte Transferfaktor (2, 4). Hierbei handelt es sich um den Quotient zwischen Raumluft- und Bodenluftkonzentration in ‰. Transferfaktoren werden sowohl von Bauweise als auch von der Radonquellstärke im Boden bzw. Gestein gesteuert. Idealerweise existieren für jedes Haus beide Informationen als vor Ort ermittelte Messwerte. Da Bodenluftmessungen am einzelnen Haus für die hier betrachteten Gebäude nicht vorhanden sind, aber eine einheitliche Datenbasis gewährleistet sein soll, wurde jedem Haus die innerhalb generalisierter geologischer Einheiten interpolierte Wert aus der Deutschlandkarte zugeordnet.

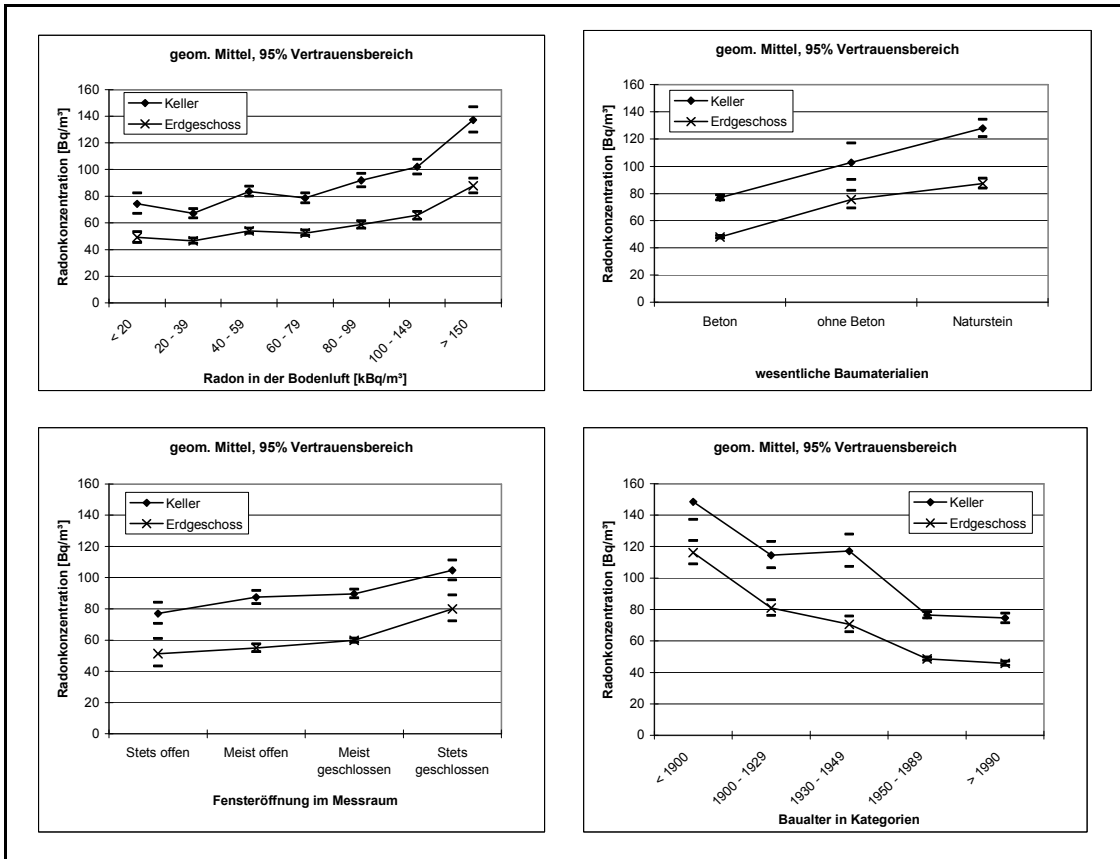


Abb. 2: Effekte verschiedener Variablen auf die Radonkonzentration in Gebäuden

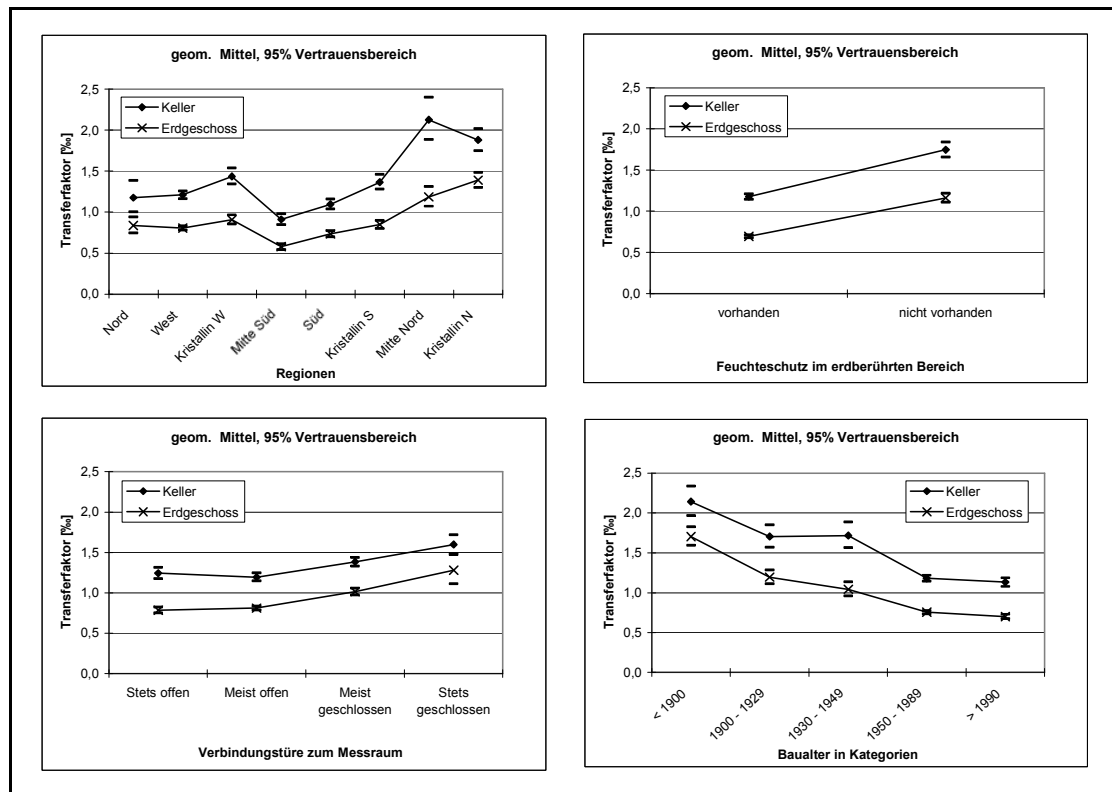


Abb. 3: Effekte verschiedener Variablen auf den Transferfaktor

Die Transferfaktoren sind logarithmisch normal verteilt, die bei der Varianzanalyse für die Radonkonzentration gefundenen bestimmenden Variablen finden sich in gleicher Form für die Transferfaktoren wieder. Die regionale Variation der Transferfaktoren spiegelt die Vielfältigkeit der Bautypen und Bauausführungen in Deutschland wider. Bei einer gezielten Auswahl (z.B. junge, vollunterkellerte Häuser mit Beton als Baumaterial) gleichen sich die Transferfaktoren allerdings regional an.

Auch für die Transferfaktoren besitzen die bestimmenden Variablen unterschiedlich starke Effekte (Abb. 3). Da die Unterkellerung, das Baualter und der Unterschied der alten zu den neuen Bundesländern die Variablen sind, die auch bei neuen Messungen am leichtesten zu erheben sind, werden in der nachfolgenden Tabelle 3 statistische Kennzahlen für den entsprechenden Bautyp aufgeführt. Die deutlichsten regionalen Unterschiede sind bei den nicht unterkellerten Häusern zu erkennen.

		Baujahr vor 1950			Baujahr nach 1950		
		n	GM	p90	n	GM	p90
West	unterkellert	781	0,9	3,2	4437	0,6	1,7
	nicht unterkellert	691	1,5	5,3	1012	1,1	4,1
Ost	unterkellert	494	1,0	4,1	512	0,9	3,1
	nicht unterkellert	533	2,4	11,2	163	1,9	8,6

Tab. 3: Haustypspezifische Transferfaktoren (in %; n = Anzahl)

4. Prognose der zu erwartenden Überschreitungswahrscheinlichkeit

Mit Hilfe der Verteilungsfunktion des Transferfaktors können bei bekannten Bodenluftkonzentrationen Überschreitungswahrscheinlichkeiten für beliebige Schwellenwerte in Häusern berechnet werden. Eine solche Prognose ist z.B. auf der Grundlage der Bodenluftkarte Deutschlands für jedes Rasterelement der Karte und nachfolgend auch für beliebige Verwaltungseinheiten möglich. Für eine deutschlandweite Prognose müssen verschiedene regionale Aspekte berücksichtigt werden. Neben der oben genannten Berücksichtigung charakteristischer Bauweisen bietet sich eine Aufgliederung nach den auf Bodenluft-Klassen basierenden Vorschlägen zur Ausweisung von Radonvorsorgegebieten an. Zum jetzigen Zeitpunkt ist nur eine Differenzierung nach neuen und alten Bundesländern möglich, weitere Unterscheidungsmöglichkeiten und damit Verbesserungen der Vorhersage werden mit dem Anwachsen des Datenpools folgen. Je nach Zielvorgabe der Prognose können unterschiedliche Aspekte betrachtet werden. Eine Berücksichtigung ausschließlich von jungen Häusern mit guter Bauausführung führt zu einem Bild, das die künftige Belastung eines neuen Baubestandes reflektiert. Eine solche Prognose ist sinnvoll z.B. für den Vergleich verschiedener Regionen im Hinblick auf die Ausweisung von Baugebieten. Die Einbeziehung des gesamten Datenbestandes bildet dagegen auch den alten und von der Substanz her stärker sanierungsbedürftigen Baubestand ab und weist auf Gebiete hin, in denen ggf. ergänzende Messkampagnen durchzuführen sind.

Die in Abbildung 4 gezeigte Prognosekarte für Deutschland basiert auf allen vorhandenen Datensätzen; es erfolgte eine Differenzierung nach Bodenluftkonzentrationen sowie nach

regionalen Aspekten (West/Ost). Überschreitungswahrscheinlichkeiten über 10 % sind demnach in fast allen Bundesländern, z.T. aber nur lokal vorhanden. Belastungsschwerpunkte liegen in Sachsen, Thüringen, Sachsen-Anhalt, Teilen von Mecklenburg-Vorpommern sowie in Bayern.

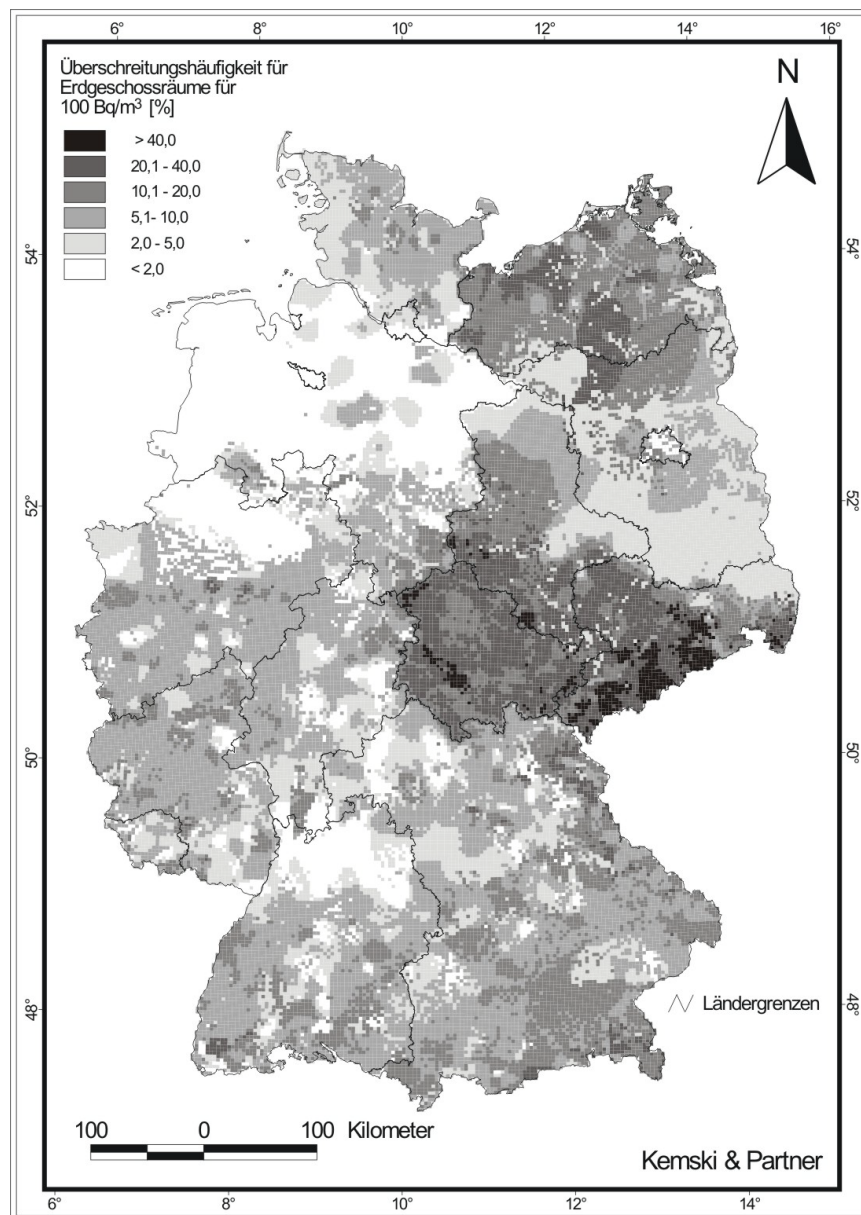


Abb. 4: Prognosekarte für einen Zielwert von 100 Bq/m³ in Erdgeschossräumen

Erst eine anschließende Verschneidung mit der Siedlungsdichte liefert aber eine Aussage über die Anzahl der tatsächlich betroffenen Gebäude. Auf der Grundlage des bundesland-bezogenen Hausbestandes (Stand 1999) kann für jedes Bundesland die erwartete Anzahl von Gebäuden abgeschätzt werden, in denen ein Radonschwellenwert überschritten wird (Tab. 4). In den östlichen Bundesländern werden aufgrund des generell schlechteren Zustandes der Bausubstanz und der örtlich erhöhten Radonkonzentrationen in der Bodenluft eine größere Anzahl von höher belasteten Gebäuden erwartet als im westlichen Landesteil.

	Anzahl der Gebäude (in 1.000) mit Radonkonzentrationen			
	> 100 Bq/m ³	> 200 Bq/m ³	> 400 Bq/m ³	> 1.000 Bq/m ³
Baden-Württemberg	192	71	16	1,7
Bayern	272	101	23	2,1
Berlin	9,0	2,7	0,8	< 0,1
Brandenburg	19	5,9	1,6	0,2
Bremen	2,7	0,8	0,2	< 0,1
Hamburg	3,0	2,6	0,6	< 0,1
Hessen	96	35	8,1	1,0
Mecklenburg-Vorpommern	64	27	11	2,1
Niedersachsen	101	33	8,4	1,0
Nordrhein-Westfalen	255	94	21	2,5
Rheinland-Pfalz	97	36	8,0	0,9
Saarland	23	8,1	1,9	0,2
Sachsen	193	92	41	7,9
Sachsen-Anhalt	112	48	20	4,0
Schleswig-Holstein	55	20	4,6	0,6
Thüringen	138	65	28	5,3
Deutschland	1632	642	193	30

Tab. 4: Erwartete Überschreitungswahrscheinlichkeiten in jedem Bundesland

5. Fazit

Die Kombination aus geologisch basierter Bodenluftkarte und Raumluftmessungen mit detaillierten Kenntnissen der Baucharakteristika und den daraus ableitbaren Transferfaktoren erlaubt eine belastbare Prognose der Überschreitungswahrscheinlichkeit für eine frei wählbare Radonraumluftkonzentration. Die Vorhersage kann für unterschiedliche Szenarien bezüglich Bauweise oder Region modifiziert werden und stellt somit ein wichtiges Instrument für die Steuerung planerischer Verwaltungsaufgaben dar.

6. Literaturverzeichnis

- (1) KEMSKI, J., KLINGEL, R., SIEHL, A. (1996): Das geogene Radon-Potential.- in: SIEHL, A. (Hrsg.): Umweltradioaktivität.- 179-222, Ernst & Sohn.
- (2) KEMSKI, J., KLINGEL, R., SIEHL, A., STEGEMANN, R., VALDIVIA-MANCHEGO, M. (2002): Transferfunktion für die Radonkonzentration in der Bodenluft und der Wohnraumluft Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2002-598, 206 S.
- (3) KEMSKI, J., KLINGEL, R., STEGEMANN, R. (2004): Validierung der regionalen Verteilungen der Radonkonzentration in Häusern mittels Radonmessungen unter Berücksichtigung der Bauweise (Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben St. Sch. 4271).- Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2004-641, 77 S.
- (4) KEMSKI, J., KLINGEL, R., SIEHL, A., STEGEMANN, R. (2005): Radon transfer from ground to houses and prediction of indoor radon in Germany based on geological information.- in: Radioactivity in the Environment, 7: McLAUGHLIN, J.P.; SIMOPOULOS, S.E.; STEINHÄUSLER, F. (Hrsg.): The Natural Radiation Environment VII: 820-832.

RADON-INFORMATIONSKAMPAGNE DES LANDES RHEINLAND-PFALZ

RADON-INFORMATION IN RINELAND-PALATINATE

Dr. Rolf Hentzschel

Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, Mainz, Deutschland

Zusammenfassung

Im Jahr 2005 beschloss das Ministerium Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz zur verbesserten Information der Bürger über das Thema Radon in Häusern eine Radon-Informationskampagne, die auf mehreren Säulen basiert. Hierfür wurde eine Radon-Informationsbroschüre erstellt, die in einer bürgernahen Sprache physikalische Zusammenhänge erklärt, über gesundheitliche Risiken aufklärt und Handlungsempfehlungen enthält. Diese Broschüre wurde an Verwaltungen und interessierte Bürger des Landes versendet. Als zentraler Ansprechpartner für Behörden und Bürger wurde eine Radon-Informationsstelle eingerichtet. Diese Stelle kann neben Beratungen auch eigene Radonmessungen durchführen. Mit der Erstellung einer Radon-Karte Rheinland-Pfalz wurde begonnen, die auf unterschiedlichen, schon vorhandenen Untersuchungsergebnissen sowie Radonmessungen in der Bodenluft basieren wird. Um einen verbesserten Überblick über die tatsächliche Radonsituation in bestehenden Häusern in Rheinland-Pfalz zu erhalten, wurden in sechs Landkreisen in insgesamt 1183 Wohnungen Radonmessungen in der Raumluft durchgeführt. Über den aktuellen Entwicklungsstand der Radon-Karte Rheinland-Pfalz, die Ergebnisse der Radonmessungen in den Wohnungen sowie über die bisherigen Erfahrungen der Radon-Informationsstelle wird berichtet.

Summary

In the year 2005 the Ministry of environment, forests and consumer protection Rhineland-Palatinate decided on a radon information campaign, which was based on several columns to improve information of the citizens on the topic radon in houses. Therefore a radon information brochure was provided, which explains physical connections in a comprehensive language, elucidates on health risks and contains recommendations for action. This brochure was dispatched in administrations and to interested citizens of the country. A radon information centre was established as a central partner for authorities and citizens. This centre can accomplish also own radon measurements apart from consultation. The compilation of a radon map Rhineland-Palatinate was started, which will be based on different, already existing test results as well as on radon measurements in soil air. In order to receive an improved overview of the actual radon situation in existing houses in Rhineland-Palatinate, radon measurements in the room air were accomplished in altogether 1183 dwellings in six districts. The current level of development of the radon map Rhineland-Palatinate, the results of the radon measurements in the dwellings and the previous experiences of the radon information centre will be reported.

Schlüsselwörter Radon in Aufenthaltsräumen, Radonkarte, Radonbroschüre

Keywords Radon in lounges, radon map, radon brochure

1. Einleitung

Die Strahlenbelastung durch natürliche Radioaktivität wurde bis vor einigen Jahren von vielen Fachleuten und Laien oft als unvermeidliche und nebensächlich hingenommen. Durch die epidemiologischen Studien zum Thema Radon und Lungenkrebs in den letzten zehn Jahren sowie durch Veröffentlichungen über erhöhte Radonkonzentrationen in lokal begrenzten Gebieten Deutschlands erwachte zuerst bei den Fachleuten ein verstärktes Interesse an dieser Thematik. Um bei den Bürgerinnen und Bürgern ein Bewusstsein für die Ursachen einer erhöhten Belastung durch Radon, die damit verbunden möglichen Risiken für die Gesundheit sowie die Möglichkeiten zur Reduzierung dieses Risikos zu wecken, entschloss sich das Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (MUFV) im Jahr 2005, eine Informationskampagne zu starten.

2. Das Rheinland-Pfälzische Radon-Informationskampagne

Die Informationskampagne wurde im Jahr 2005 unter der internen Bezeichnung „Rheinland-Pfälzische Handlungskonzept Radon“ gestartet. Dieses Handlungskonzept beruht im Wesentlichen auf drei Säulen:

- Eine Radonbroschüre
- Eine Radon-Informationsstelle
- Eine Radonkarte Rheinland-Pfalz

Die einzelnen Säulen sollen im Folgenden erläutert werden.

3. Die Radonbroschüre

Die Zielgruppen für die 27-seitige Radonbroschüre [1] sind sowohl Bürger als auch Landesbehörden. In der Broschüre werden physikalische Grundlagen, epidemiologische Erkenntnisse sowie bautechnische Ursachen und Gegenmaßnahmen für eine erhöhte Radonkonzentration in Wohnräumen dargestellt. Wichtig war es hierbei, den Spagat zwischen einer bürgernahen, allgemeinverständlichen Sprache einerseits und einer fachlich und wissenschaftlich korrekten Darstellung andererseits zu bewältigen. So wurden die Risiken, die sich für Raucher und Nichtraucher durch Radon ergeben können, in Abhängigkeit der Radonkonzentration beschrieben und die statistisch zu erwartenden Todesfälle für Raucher und Nichtraucher im Vergleich zu anderen Lebensrisiken dargestellt. Die folgende Abbildung zeigt diese Risiken im Vergleich.

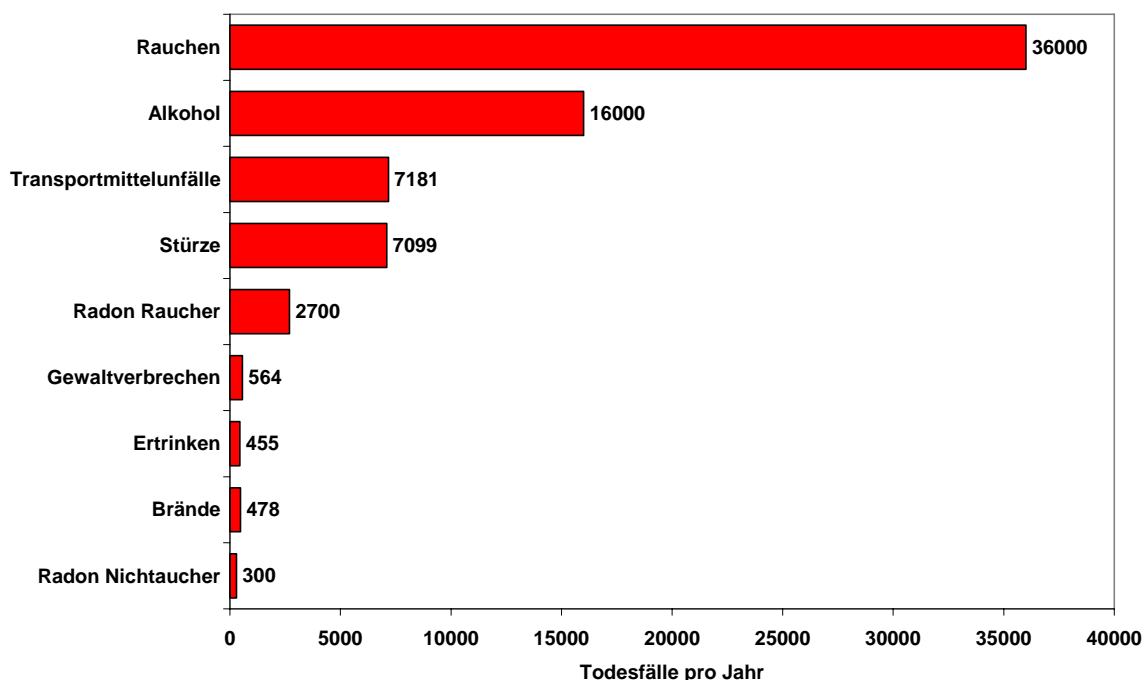


Abb. 1: Vergleich verschiedener Risiken als Ursache von Todesfällen für das Jahr 2001. Die Gesamtzahl der Todesfälle betrug 820 541 Fälle.

Für Maßnahmen zur Senkung der Radonkonzentration in Aufenthaltsräumen wird in dieser Broschüre, in Anlehnung an die praktikablen Richtwerte des Entwurfs der Radonrichtlinie [2], folgendes empfohlen:

- Oberhalb einer Radonkonzentration in der Raumluft von 200 Bq/m^3 in bestehenden Gebäuden einfache Maßnahmen zur Senkung der Radonkonzentration.
- Ab einer Radonkonzentration von 1000 Bq/m^3 besondere Maßnahmen unter Zuhilfenahme fachmännischen Rates.
- Ab einer Radonkonzentration in der Bodenluft von mehr als $100\,000 \text{ Bq/m}^3$ besondere Maßnahmen bei der Errichtung von Neubauten.

4. Die Radon-Informationsstelle

Um den Bürgern und Landesbehörden in Rheinland-Pfalz einen direkten und zentralen Ansprechpartner zu bieten, wurde im Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht eine Radon-Informationsstelle eingerichtet. Das Landesamt verfügt durch frühere Tätigkeiten im Rahmen der Sanierung einer ehemaligen Uranfabrik sowie durch die Überwachung von radonbelasteten Arbeitsplätzen in Wasserwerken über langjährige Erfahrungen bei der Messung von Radon. Zur Zeit ist die Radon-Informationsstelle mit einer halben Stelle des höheren Dienstes besetzt. Die Informationsstelle betreibt auch eine im Aufbau begriffene Internetseite (<http://www.luwg.rlp.de>) mit nützlichen Informationen über Radonmessungen und Messstellen, auf der auch die Radon-Broschüre zum Download bereit steht.

5. Radonkarte Rheinland-Pfalz

Um eine einheitliche Planungsgrundlage für Maßnahmen bei Neubauten zu haben, ist eine Karte der Radonkonzentration in der Bodenluft notwendig. Die Radonkarte Deutschland bietet hierzu einen zu großen Maßstab und zu wenige Messpunkte, um die kleinräumige Radonsituation darstellen zu können. Daher wurde das Landesamt für Geologie und Bergbau mit der Erstellung einer Radonkarte Rheinland-Pfalz beauftragt. In einem ersten Projektschritt wurden hierfür alle bisher verfügbaren Daten zusammengetragen und digitalisiert, um anschließend mit einem Geografischen Informationssystem ausgewertet zu werden. Zu diesen Datenquellen gehören beispielsweise die Uranprospektion, Daten über Uran in Gewässern und Bachsedimenten sowie über geologische Störungen. In den weiteren Projektschritten sind Radonmessungen in der Bodenluft geplant. Hierzu sollen neben den üblichen Kurzzeitmessungen auch Methoden für Langzeitmessungen erprobt werden.

6. Sonstige Aktivitäten

In Gebieten, in denen aufgrund der Radonkarte Deutschland mit einer erhöhten Radonkonzentration in der Bodenluft gerechnet werden muss, wurden Radonmessungen in der Raumluft von Wohnhäusern durchgeführt. Diese Messungen erfolgten zum Teil gemeinsam mit dem Bundesamt für Strahlenschutz. Insgesamt wurden hierbei in den Jahren 2003 bis 2005 bei zwei Messkampagnen in 1183 Haushalten Raumluftmessungen durchgeführt. Bei der ersten Messkampagne in den Landkreisen Bitburg-Prüm und Trier-Saarburg wurde eine Radonkonzentration von 200 Bq/m^3 in 7,5% aller Aufenthaltsräume überschritten, bei der zweiten Messkampagne in den Landkreisen Cochem-Zell, Kusel, Mayen-Koblenz und Westerwaldkreis waren es 12%. Die Überschreitungshäufigkeit der Schwelle von 100 Bq/m^3 liegt etwa um den Faktor 2,5 höher. Eine Auswertung in der zweiten Messkampagne bezüglich des Einflusses des Gebäudealters ergibt für Häuser, die vor 1900 errichtet wurden, einen Medianwert von 85 Bq/m^3 . Bei Häusern, die nach 1960 errichtet wurden, beträgt er nur 55 Bq/m^3 . Die Untersuchungen zeigen, dass für Gebäude, die nach modernen Baustandards errichtet wurden, auch in Regionen mit einer erhöhten Radonkonzentration in der Bodenluft in der Regel kein gravierendes Radonproblem besteht.

Die folgende Abbildung zeigt die Lage der Messorte der Radonkonzentration in der Raumluft in einer Karte der Radonkonzentration in der Bodenluft, die auf der Radonkarte Deutschland basiert.

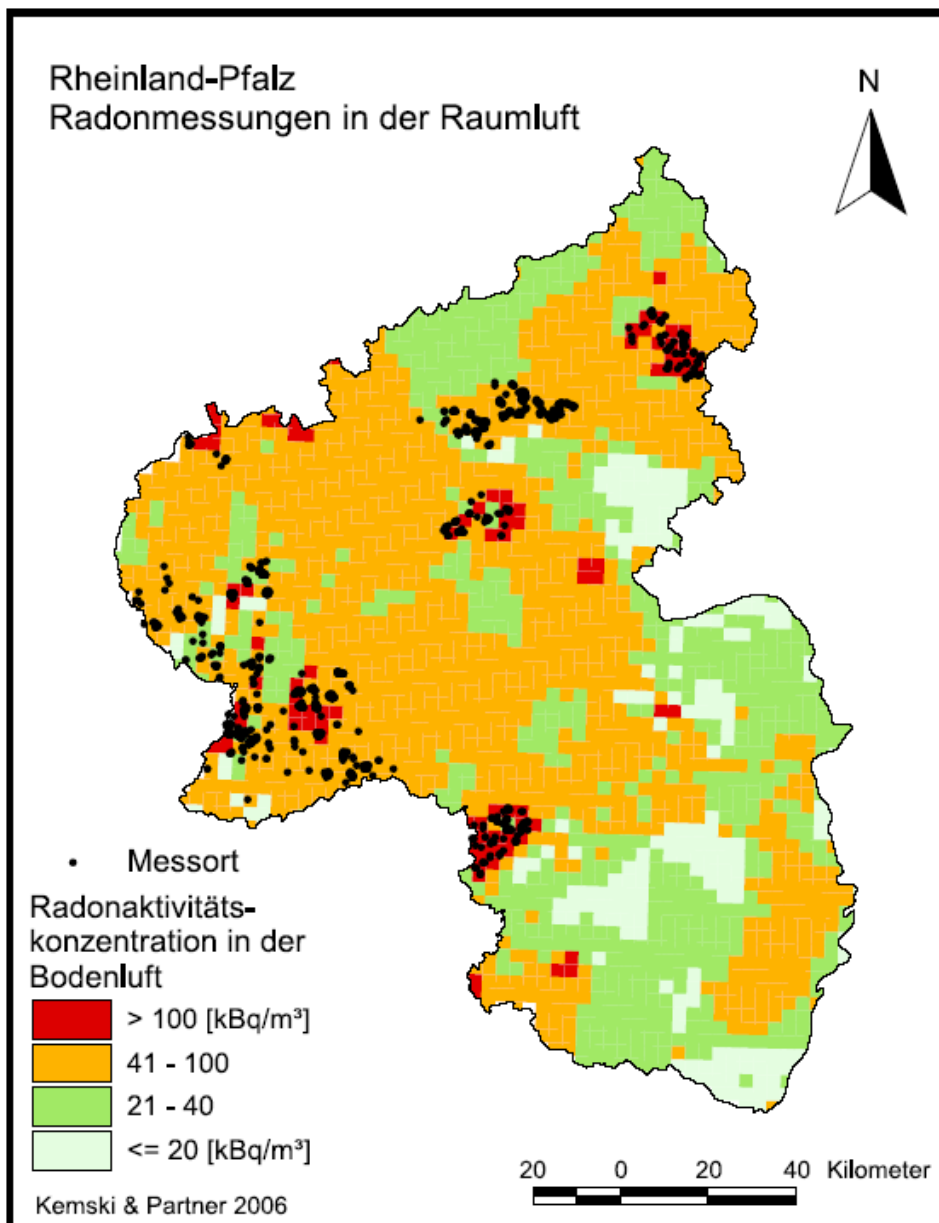


Abb. 2: Messorte der Raumluftmessungen in den Jahren 2003 bis 2005. Die Karte der Radonkonzentration in der Bodenluft basiert auf der Radonkarte Deutschland.

7. Literaturverzeichnis

- [1] Radon, Experten geben Tipps zum Umgang mit Radon, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, 2005
- [2] Richtlinie für die Sanierung radonbelasteter Gebäude und Empfehlungen zum radongeschützten Bauen (Radon-Richtlinie), Projektgruppe „Schadstoffe“ der Fachgruppe „Bautechnik“ der Bauministerkonferenz, September 2003
- [3] Kemski, J., Klingel, R.: Radonmessungen in Gebäuden des Landkreises Bitburg-Prüm sowie des Landkreises Trier-Saarburg, Bonn, 2005

[4] Kemski, J., Klingel, R.: Radonmessungen in Gebäuden in Rheinland-Pfalz (Landkreise Cochem-Zell, Kusel, Mayen-Koblenz und Westerwaldkreis), Bonn, 2005

RADONBERATUNG UND RADONSANIERUNGEN IM FREISTAAT SACHSEN

RADONCONSULTATION AND RADONREMEDIATION AT FREISTAAT SACHSEN

Frank Leder, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft

Zusammenfassung

Der Freistaat Sachsen ist eines der Bundesländer, das aufgrund geologischer Bedingungen flächendeckend die höchsten Konzentrationen an Bodenradon aufweist. Deshalb hat er sich schon frühzeitig diesem Radonproblem angenommen. Bereits 1992 wurde ein Handlungskonzept zu Radon in Gebäuden erarbeitet, das im Wesentlichen auch heute noch Bestand hat. Hauptschwerpunkt ist die Beratung und Information der Betroffenen durch die Radonberatungsstelle in Bad Schlema. Von 1994 bis 2005 wurden in einem bundesweit einmaligen Förderprogramm Sanierungsmaßnahmen unterstützt. Im Ergebnis der bisherigen Erfahrungen zeichnet sich ab, dass es mit einem Paket von vielen Einzelmaßnahmen, die von Information über Beratung, Ausbildung und bautechnischen Maßnahmen bis hin zu Normungen reichen, gelingen kann, die Radoninnenraumkonzentration in den Gebäuden künftig dauerhaft senken zu können.

Summary

In some geological areas of the German Federal State of Saxony comparatively increased concentrations of soil radon can be observed. Knowledge about this problem caused Saxon authorities to enforce an early and extensive examination. Already in 1992 a concept of action for radon in buildings was developed which largely still is enduring. Main focus is the information and consultation of the concerned public by the well frequented Saxon Radon Information Point in Bad Schlema. From 1994 to 2005 a nationwide unique Saxon program supported remediation measures for buildings with high radon concentrations. As a result of present experience it becomes apparent that in future a package of different single measures as information and consulting, education, technical construction measures and standardisation may help to decrease radon concentrations in buildings permanently.

Schlüsselwörter Radonberatung, Radonsanierung

Keywords Radonconsultation, Radonremediation

1. Vorbemerkungen

Nachdem erkannt worden ist, dass Radon in erhöhten Konzentrationen Lungenkrebs verursachen kann, wurde an Regelungen zum Schutz und zu Schutzmaßnahmen der Beschäftigten im Bergbau gearbeitet. Aber auch erhöhte Radonkonzentrationen in der Raumluft von Aufenthaltsräumen können bei den Bewohnern Lungenkrebs verursachen. Weil große Gebiete Sachsens ein erhöhtes Radonpotential aufweisen, hat sich die sächsische Staatsregierung schon Anfang der 90iger Jahre dem Problem gestellt. Im Folgenden soll darüber berichtet werden, mit welchen Maßnahmen sich das Sächsische Staatsministeriums für Umwelt und Landwirt-

schaft (SMUL) dem Problem Radon in Gebäuden gestellt hat, welche Erfahrungen gemacht wurden und welche Maßnahmen als sinnvoll angesehen werden.

2. Die Radonsituation im Freistaat Sachsen

Sachsen ist auf Grund der besonderen geologisch-mineralogischen Situation eines von den Bundesländern, die von erhöhten Radonkonzentrationen am stärksten betroffenen sind. In den Grundgebirgsbereichen treten granitische Gesteine auf, bei deren Bildung sich in hydrothermalen Lagerstätten Schwermetalle – u.a. Uran – angereichert haben. Die Vorkommen an diesen abbauwürdigen Erzen führten zu dem Jahrhunderte langen, intensiven Bergbau im Erzgebirge. Der teilweise sehr oberflächennahe Bergbau, die Bergbaurückstände und die Verwendung von Bergematerial beim Hausbau verstärkten die aufgrund des Mutterisotops Uran bereits geologisch erhöhten Radonkonzentrationen in manchen Gebäuden.

Weil die geologische Struktur Sachsens sehr heterogen ist, können detaillierte weiträumige Aussagen zum Radonvorkommen nicht getroffen werden.

2.1. Das Radonpotential

Die Radonkarte für den Freistaat Sachsen (siehe Abb. 1) wurde auf Basis von 234 ausgewählten repräsentativen Messorten erstellt [1]. Im Mittel kommt damit ein Messort auf eine Fläche von 78 km².

Die vorhandene Messortdichte reicht nicht aus, um mit gewisser Sicherheit Gebiete in Sachsen ausweisen zu können, in denen erhöhte Radonkonzentrationen im Boden vorkommen. Entsprechende Verdichtungsmessungen sind daher noch erforderlich.

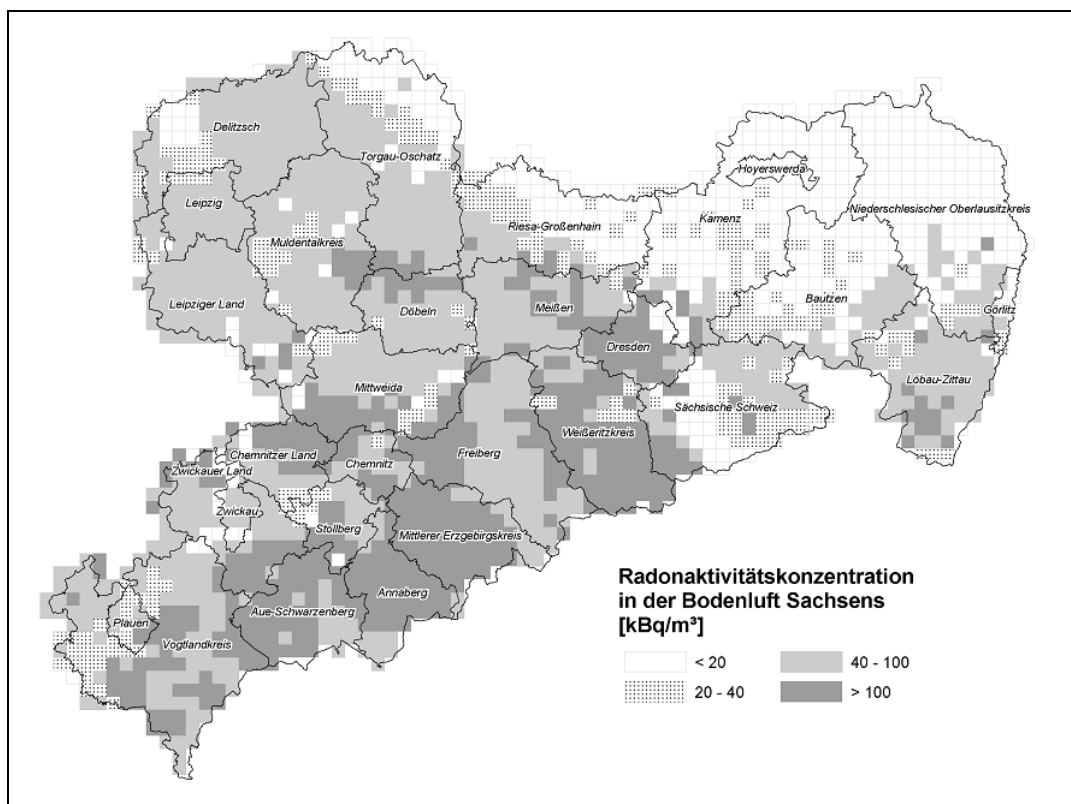


Abb. 1: Die Radonkonzentration in der Bodenluft in Sachsen

2.2. Radon in Gebäuden

Zur Einschätzung der Radonsituation in den Gebäuden Sachsens stehen etwa 51.000 Messdaten zur Verfügung, die in mehr als 10 sehr unterschiedlichen Messprogrammen ermittelt worden sind. Insgesamt liegen aus 394 Gemeinden Daten vor, welche sich über alle Landkreise des Freistaat Sachsen verteilen. In den Landkreisen Zwickauer Land, Meißen und Döbeln gibt es für alle Gemeinden Messwerte. Für 152 Gemeinden liegen bisher keine Daten vor (siehe Abb. 2).

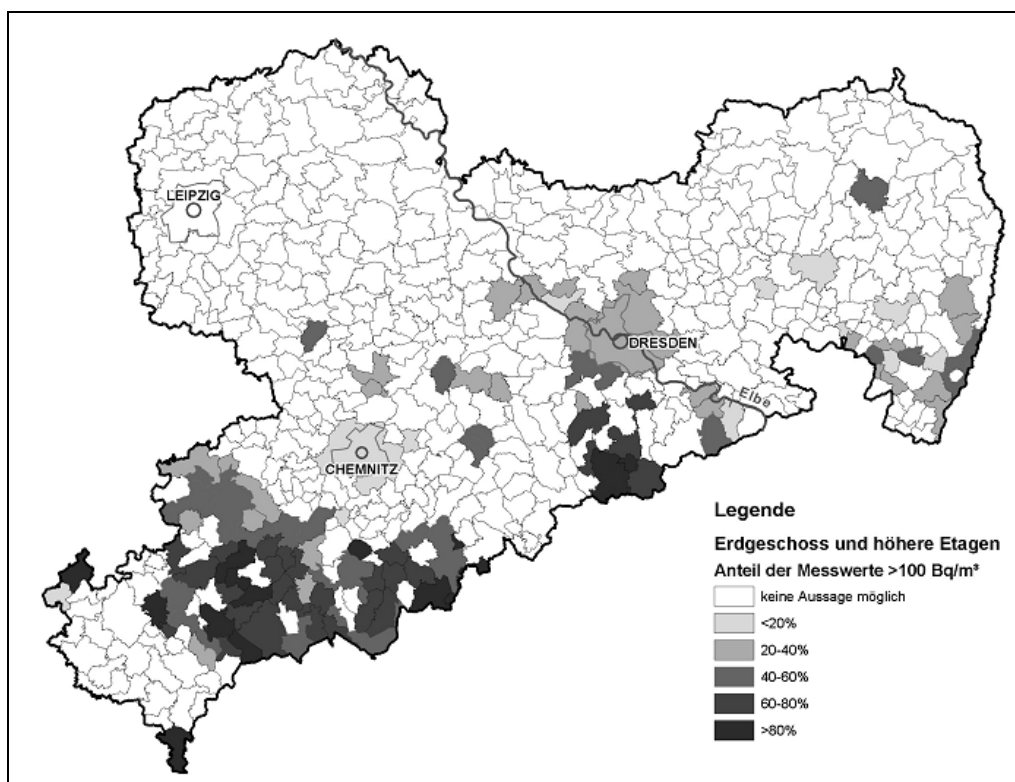


Abb. 2: Gemeinden in denen Aussagen zu Radonkonzentrationen in Aufenthaltsräumen möglich sind

Weil ca. 85 % der vorhandenen Daten aus Kurzzeitmessungen mit einer Messdauer von 1 bis 6 Tagen und nur ca. 10 % der Werte aus Langzeitmessungen mit einer Messdauer von mindestens 1 Jahr stammen, sind also weitere Verdichtungsmessungen erforderlich, um eine sichere Aussage über eine flächendeckende Bewertung der Radonsituation in Gebäuden treffen zu können.

Radon-Konzentration [Bq/m ³]		0...100	100...200	200...1.000	>1.000	Summe
Erzgebirge	Anzahl der Messwerte	10.600		5.700	2.000	18.300
	Anteil der betroffenen Häuser in Prozent	90 %		8 %	2 %	
Sachsen	Anzahl der Messwerte	21.000		8.100	2.500	31.600
	Anteil der betroffenen Häuser in Prozent	73 %	22 %	5 %	1 %	

Tab. 2: grobe Abschätzung zur Anzahl und dem Anteil betroffener Wohngebäude in Sachsen bei denen die Aufenthaltsräumen im Erdgeschoss und höher betrachtet wurden

Eine erste grobe Abschätzung auf der bisherigen Datenlage ergibt, dass ca. 6 % der Wohngebäude Radonkonzentration oberhalb 200 Bq/m³ in Erd- und Obergeschossen aufweisen, oberhalb 400 Bq/m³ ca. 2 % und oberhalb 1.000 Bq/m³ ca. 1 % (siehe Tab. 2). 1 % entspricht etwa 4.500 Wohngebäuden Sachsens.

3. Maßnahmen der sächsischen Landesregierung

In Anbetracht der Untersuchungsergebnisse zum Lungenkrebsrisiko durch Radon, die zumindest für höhere Konzentrationen ein erhöhtes Risiko aufzeigen, der besonderen Betroffenheit sächsischer Regionen und der Tatsache, dass die meisten europäischen Länder Empfehlungen bzw. Regelungen zu Radon in Gebäuden haben, sind Maßnahmen zum Schutz vor erhöhten Radoninnenraumkonzentrationen sinnvoll.

3.1. Die Förderung von Sanierungsmaßnahmen

Weil die sächsische Staatsregierung der Radonthematik einen wichtigen Stellenwert beimisst, wurden bereits seit dem Jahre 1993 Maßnahmen zur Bestimmung der Radonkonzentration in Gebäuden und Sanierungsmaßnahmen gefördert. Ziel war es, die teilweise sehr erheblichen Radoninnenraumkonzentrationen zu minimieren, um das individuelle Lungenkrebsrisiko der Bewohner von Häusern drastisch zu senken. Eine breite Unterstützung von Sanierungsmaßnahmen, um die Radoninnenraumkonzentration in den Gebäuden von Sachsen durchschnittlich zu senken, war nicht vorgesehen.

Neben Einzelmaßnahmen zur Ermittlung und Minderung der Radonkonzentration in Gebäuden wurden auch Sondervorhaben, wie beispielsweise die Entwicklung und Anwendung von Techniken zur Radonsanierung von Gebäuden sowie die großflächige Reduzierung der Radonkonzentration in bebauten Gebieten unterstützt.

Die Höhe der Förderung betrug im Regelfall 30 % der zuwendungsfähigen Ausgaben. Bei Gebietskörperschaften oder Sondervorhaben konnte die Förderung auf bis zu 80 % erhöht werden. Die ausgereichten Fördermittel sind in Tabelle 3 aufgeführt.

In Auswertung der mit Fördermitteln gestützten Maßnahmen kann festgehalten werden, dass es immer möglich ist, sehr hohe Radoninnenraumkonzentrationen auf annehmbare Werte zu mindern. Selbst bei extremen Ausgangswerten wie beispielsweise von 76.000 Bq/m³ im Wohnbereich wurden in diesem Einzelfall mit Endwerten von unter 800 Bq/m³ zufrieden stellende Ergebnisse erzielt.

Zeitraum	Maßnahmen zur Ermittlung und Minderung der Radonkonzentration in Gebäuden	Sondervorhaben	Fördermittel gesamt
1993-2001	472 (923)	1.767 (3.456)	2.239 (4.379)
2002-2005	73	504	577
1993-2005	545	2.271	2.816

Tab. 3: Übersicht zu den ausgereichten Fördermittel in T€ (in Klammern DM)

In der Regel wurden Minderungen von durchschnittlich mehr als 95 % erzielt. Die erreichten Sanierungswerte lagen in einem Wertebereich von 150 Bq/m³ bis 800 Bq/m³. Die Ausgangssituation und Sanierungsergebnisse ausgewählter Vorhaben sind in Tabelle 4 dargestellt.

Als wichtigstes Sondervorhaben sei das Projekt Schneeberg angeführt, bei dem durch eine natürliche Bewetterung des Grubengebäudes die Radonkonzentration in den darüber liegenden Gebäuden in der Stadt Schneeberg vermindert werden soll. Das Projekt läuft von 1996 bis 2007. Zwischenergebnisse, die im Rahmen spezieller Bewetterungsversuche unter Winter- und Sommerbedingungen gewonnen wurden, zeigen die Wirksamkeit des Systems und eine positive Beeinflussung einer Vielzahl von Gebäuden. Die Ergebnisse werden nach Abschluss der wesentlichsten bergbaulichen Maßnahmen Anfang 2008 vorliegen.

Nr.	Rn-Konzentration [Bq/m ³]					Minderung
	vor Sanierung			nach Sanierung		
	Bodenluft	Keller	Wohnraum	Keller	Wohnraum	[%]
1	678.000	14.000	49.000	700	490	>96,5
2			28.100		576	98
3		126.000	76.000	3.060	<740	99
4			3.184	410	490	85
5			4.540		440	90
6	266.500		4.500	238	150	95
7	860.000	70.000	18.000		190	99
8		5.586	1.890		219	85
9	540.000	15.000	3.970		740	82
10		8.700	7.840		760	93

Tab. 4: Ausgewählte Beispiele geförderter Vorhaben

Die Förderung ist zum 31.12.2005 eingestellt worden, weil die Unterstützung nicht auf Dauer ausgerichtet war, die Eigenverantwortung der Betroffenen künftig stärker im Mittelpunkt stehen soll und die Unterstützung durch Information, Beratung und Aufklärung der Betroffenen intensiver erfolgen soll.

3.2. Die Radonberatung

Parallel zur Förderung wurde 1994 vom damaligen Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung eine Radonberatungsstelle in Bad Schlema eingerichtet, die bis 1999 vom Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) betrieben wurde. Danach hat die Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft (UBG) die Beratungsstelle übernommen und den Aufgabenbereich erweitert, so dass jetzt auch eigenständige Untersuchungs- und Messprogramme durchgeführt werden können.

An diese Beratungsstelle können sich alle Betroffenen (Privatpersonen, Kommunen, Vereine u.a.) wenden. Es werden Messungen zu Radonkonzentrationen in Gebäuden und in der Bodenluft durchgeführt und Informationen zu möglichen Schutz- bzw. Sanierungsmaßnahmen gegeben. Die Beratung erfolgt direkt oder telefonisch.

Im Zeitraum 2000 bis 2005 wurden ca. 500 Beratungen und über 270 Messeinsätze mit ca. 1.900 Einzelmessungen durchgeführt. Wie groß ein Interesse an einer Beratung und Unterstützung ist, zeigen die etwa 50 Anfragen von Bürgern und Kommunen aus anderen Bundesländern. Eine solche Einrichtung war lange Zeit einmalig in Deutschland. Die Radonberatungsstelle hat sich zu einer Institution entwickelt und sich einen sehr guten Ruf erarbeitet.

3.3. Information und Öffentlichkeitsarbeit

Eine möglichst umfassende Information der Öffentlichkeit und der Betroffenen ist eine Grundsäule der Radonvorsorge. Deshalb wurden von den Behörden des Freistaates Sachsen eine Reihe Informationsmaterialien herausgegeben.

Die Broschüren und Flyer mit den Titeln „Radongeschütztes Bauen“ [2], „Radon - Gesundheitsrisiko oder Heilmittel?“ [3] und „Radioaktivität und Strahlenschutz – Normalität oder Risiko?“ [4] geben Erläuterungen zum Thema und Hinweise zu Sanierungsfragen.

In speziellen Workshops, welche regelmäßig durchgeführt werden, sollen die Betroffenen und die entsprechenden Fachleute informiert und zu weitergehenden Überlegungen angeregt werden. Die Zielgruppe für diese Informationen ist daher sehr weit gefächert. Sie reicht von Architekten, Bauingenieuren, Mitarbeitern von Bauämtern in den Kommunen und Landratsämtern, den speziellen Planungsbüros, den Kammern und Innungen bis hin zu den Betroffenen selbst. Dies ist auch eine wichtige Möglichkeit, mit Firmen und Vereinen, die sich mit der Radonthematik beschäftigen, Kontakt zu halten und Informationen auszutauschen.

Zum Tag der offenen Tür der Sächsischen Staatsministerien und der Staatskanzlei, dem so genannten „Gläsernen Regierungsviertel“ stehen stets kompetente Mitarbeiter zur Auskunft bereit. Messebeteiligungen auf den Regionalmessen in Sachsen wie beispielsweise der Umweltmesse „Terratec“ und der Verbrauchermesse „Hausmesse“ gehören auch zur Öffentlichkeitsarbeit.

Auf den Internetseiten des SMUL (www.smul.sachsen.de), des LfUG (www.lfug.smul.sachsen.de) und der UBG (www.smul.sachsen.de/de/wu/organisation/ubg) sind umfangreiche Informationen zum Thema Radon und Hinweise auf entsprechende Ansprechpartner zu finden.

Auch die Medien nehmen sich der Thematik an. So konnten verschiedene Presseberichte und TV-Sendungen veröffentlicht werden.

3.4. Bau- und Flächennutzungsplanungen

Bereits zu einem frühen Zeitpunkt wurde das LfUG als Strahlenschutzbehörde bei der Beteiligung von Trägern öffentlicher Belange einbezogen, insbesondere bei der Erstellung von Bauleitplanungen. In einem Jahr werden zwischen 300 und 400 Anfragen geprüft.

Als ein weiteres sehr wirksames Mittel haben sich konkrete Hinweise und Informationen zur Radonsituation in den entsprechenden Bauleitplänen, Bebauungsplänen, Flächennutzungsplänen oder Städtebaulichen Satzungen erwiesen. Empfehlungen zu Schutzmaßnahmen gegenüber dem Eindringen von Radon in Gebäuden für künftige Bauherren sind deshalb in eine Reihe von solchen Plänen eingeflossen.

3.5. Eigenverantwortung und Regelungen

Die Verbesserung der Radonsituation ist ein wichtiges Ziel für eine Vorsorge gegenüber Lungenkrebs. Die Behandlung der Radonthematik muss jedoch so erfolgen, dass sie einerseits dem vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gerecht wird und andererseits die historisch gewachsenen Besonderheiten und geologischen Bedingungen sowie die wirtschaftlichen Verhältnisse der Regionen berücksichtigt.

In der Vereinbarung zwischen den Landesverbänden Sachsens der CDU und der SPD über die Bildung der Staatsregierung für die 4. Legislaturperiode des Sächsischen Landtages vom November 2004 (Koalitionsvertrag) werden Normen- und Standarderhöhungen gegenüber dem jeweils geltenden EU-Recht abgelehnt, sofern sie den Interessen Sachsens entgegenstehen.

Als ein aktuelles Beispiel ist das zum damaligen Zeitpunkt vom BMU geplante Radonchutzgesetz angeführt.

Weil die Deregulierung ein wichtiges politisches Anliegen ist, wurde auch in dem Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und SPD vom 11.11.2005 zur Bildung der Bundesregierung vereinbart, dass die Entlastung von Bürgern, Wirtschaft und Behörden von einem Übermaß an Vorschriften und der damit einhergehenden Belastung durch bürokratische Pflichten und Kosten ein wichtiges Anliegen der Koalition ist.

Der Sächsische Landtag hat in seiner 37. Sitzung am 08.12.2005 einen gemeinsamen Antrag der CDU- und SPD-Fraktion „Radonrichtlinie ablehnen – qualifizierte Beartung ausbauen“ zugestimmt. Danach wird die Staatsregierung ersucht, sich dafür einzusetzen, dass gesetzliche Regelungen zur Begrenzung der Radonkonzentration unterbleiben, und stattdessen in Anlehnung an die Vorschläge der Europäischen Kommission Zielwerte empfohlen werden. Weiterhin soll die fachgerechte Beratung zum radonsicheren Bauen und Sanieren verstetigt und die Verringerung der Radonkonzentration weiterhin befördert werden.

Für die Zustimmung der Menschen zu politischen Entscheidungen wird es entscheidend sein, wie es gelingt, unnötige Bürokratie abzubauen und die europäische Gesetzgebung auf das tatsächlich Notwendige zu beschränken.

4. Weitere sinnvolle Maßnahmen zum Radonschutz

Neben möglichen gesetzlichen Regelungen und der bereits diskutierten Information und Beratung sowie Bebauungsplanung bestehen auch andere sinnvolle Lösungsansätze, die nachfolgend diskutiert werden sollen.

4.1. Aus- und Weiterbildung von Fachkräften

Die Radondichtheit eines Gebäudes hängt maßgeblich von der Qualität der Bauausführung ab. Risse, Spalten und schlecht ausgeführte Abdichtungen von Durchführungen durch Bodenplatten und Mauerwerk sind Radoneintrittspfade. Deshalb ist eine Sensibilisierung und Aufklärung im Baubereich von besonderer Bedeutung.

Erstrebenswert wäre es deshalb, wenn das Thema Radonschutz künftig in der Ausbildung von Architekten, Bauingenieuren und anderen Fachingenieuren des Bauwesens aufgenommen wird. Es ist erfreulich, dass das Thema Radon an der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (HTW) im Jahr 2005 bundesweit einmalig in das Ausbildungsprogramm integriert werden konnte.

Aber auch eine entsprechende Vermittlung der Kenntnisse zum Radon bei der Facharbeiterausbildung wäre wichtig. Wie bekannt, liegt der Schwerpunkt bei der Wirksamkeit von vorbeugenden Baumaßnahmen auf deren qualitätsgerechter Ausführung. Kleinste Fehler in der Bauausführung machen viele Projektziele zunichte.

Ebenso wäre künftig auch der Qualifizierung der Fachkräfte ein breiter Raum zu widmen.

4.2. Messtechnik und Messverfahren

Grundlage für eine exakte Bewertung der Radoninnenraumkonzentration ist zu allererst eine genaue und reproduzierbare Messung. Dafür sollten Messverfahren, -methoden und -geräte festgelegt werden. Außer der Loseblattsammlung „Übersicht über die Messung von Radon und Radonzerfallsprodukten“ [5], die von Arbeitskreis „natürliche Radioaktivität“ des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. erarbeitet wurde, und allgemeine Hinweise im Radonhandbuch des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) [6] gibt

es gegenwärtig keine verbindlichen Vorgaben. Die Erstellung einer zentralen Richtlinie oder eines Leitfadens zu Radon-Messtechnik und –Verfahren ist daher dringend geboten. Hilfreich wären auch entsprechende DIN-Normen zur Messung der Radon-Konzentration in der Innenraumluft, im Boden und im Wasser, zur Messung der Radonfolgeproduktkonzentration in der Luft und zur Messung der Radonexhalation aus Baumaterialien. Diesbezügliche Normen auf europäischer Ebene zu erstellen, wäre möglicherweise sogar sinnvoller. Darüber hinaus wäre es wünschenswert, wenn die mit dieser Thematik beschäftigten Ingenieurbüros und Einrichtungen im Rahmen einer „guten Laborpraxis“ regelmäßig Vergleichsmessungen zur Qualitätssicherung durchführen, wie das in anderen europäischen Ländern bereits schon üblich ist. In Ermangelung dessen, wird die UBG künftig Stichtagsbehebungen anbieten.

4.3. Wissenschaftliche Maßnahmen

Forschungen zum Thema Radon beschränkten sich bisher im Wesentlichen auf epidemiologische Untersuchungen zur Wirkung von Radon auf den Menschen und auf Materialeigenschaften hinsichtlich der Radonexhalation und Sperrwirkung.

Voraussetzung für wirksame und effektive Vorbeuge- und Sanierungsmaßnahmen ist aber, dass die Radonverhältnisse in den jeweiligen Gebäuden und Räumen im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Baugrund-, gebäudetechnischen, Lüftungs- und Klimabedingungen verstanden werden. Neben den grundlegenden theoretischen Überlegungen bedarf es nach hiesiger Ansicht hierzu auch noch einiger praktischer Untersuchungen an entsprechenden Gebäuden. Die Radonverhältnisse sind bei Einfamilienhäusern anders als bei Mehrfamilienhäusern und öffentlichen Gebäuden zu bewerten. In diesem Zusammenhang sei erwähnt, dass die UBG in Zusammenarbeit mit der HTW die Radonverhältnisse bei Niedrigenergie- und Passivhäusern untersucht. Die Ergebnisse werden für Anfang 2007 erwartet. Interessierte werden auf die entsprechenden Internetseiten verwiesen.

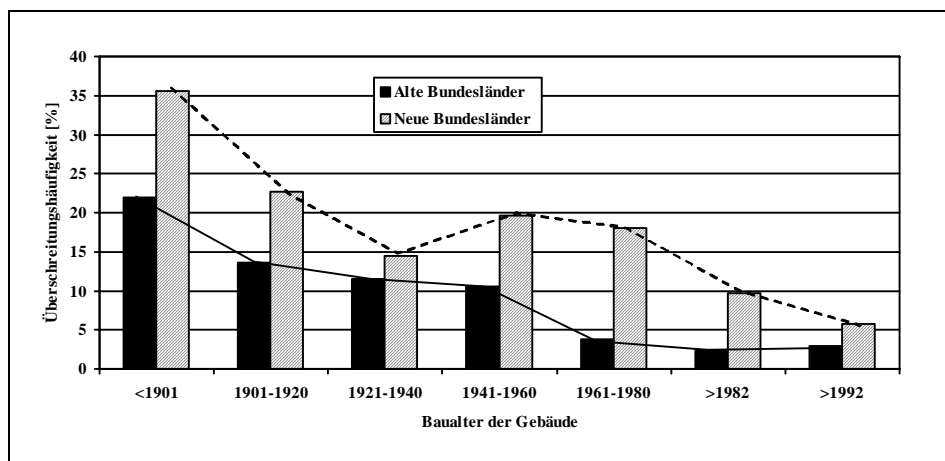


Abb. 4: Darstellung der Überschreitungshäufigkeit in Abhängigkeit vom Baualter (nach Kemski & Partner, 2004)

4.4. Bautechnische Maßnahmen

Die Erfahrungen zeigen, dass bei einer qualitätsgerechten Bauausführung, die den modernen Baustandards entspricht, die Radoninnenraumkonzentrationen sehr niedrig gehalten werden kann. In der Regel ist dann schon ein hinreichender Radonschutz gegeben. In einer Untersuchung von Kemski & Partner im Auftrag des BMU ist ein solcher Trend möglicherweise zu

erkennen (siehe Abb. 4). Radonprobleme in Innenräumen sind nämlich dann zu erwarten, wenn die Fundamentbodenplatte große Risse oder Spalten aufweist, eine DIN-gerechte Abdichtung der Gebäude gegen Bodenfeuchte nicht erfolgt oder Zu- und Abgänge der Medien in das Gebäude nicht entsprechend dicht in das Mauerwerk eingebunden sind. Radon Schutzmaßnahmen müssen deshalb künftig zu allgemeinen Regeln der Baukunst werden.

4.5. Ingenieurleistungen

Ein fundamentaler Schwerpunkt liegt natürlich auf der Wirkung der auf dem Markt angebotenen Leistungen zum Radon Schutz einschließlich der entsprechenden Messungen und Bewertungen von fachkundigen Ingenieurbüros und Baubetrieben, von denen sich eine Reihe in Sachsen mit Angeboten zu Beratungen und Sanierungen zur Minimierung der Radoninnenraumkonzentration sowie zu Messungen etabliert haben.

5. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Der Freistaat Sachsen sieht es auch künftig als eine wichtige Aufgabe an, die Radoninnenraumkonzentrationen in den Gebäuden zu minimieren. Dies soll ausschließlich durch eine intensive Aufklärung, Information und durch die Stärkung der Eigenverantwortung der Betroffenen erfolgen.

Die bisher bei der Radonsanierung und dem vorbeugenden Radon Schutz bei Neubauten gewonnene Erfahrung ist, dass es fast immer gelingt, ein Gebäude auf annehmbare Radoninnenraumkonzentrationen einzustellen. Ob dies organisatorische, bautechnische oder lüftungstechnische Maßnahmen sind, soll dahin gestellt bleiben. Die Auswahl der Mittel soll in jedem Falle dem jeweiligen Eigentümer oder Nutzer überlassen sein. Um jedoch eine geeignete Auswahl der Mittel treffen zu können, ist profunde Kenntnis der Radonwegsamkeiten, der Wirkung von Radonbarrieren und des luftdynamischen Verhaltens in Gebäuden zwingend erforderlich.

Die Erfahrungen zeigen auch, dass es im Rahmen eines Paketes von vielen Einzelmaßnahmen möglich sein sollte, eine effektive und dauerhaft wirksame Minderung der durchschnittlichen Radoninnenraumkonzentrationen in Deutschland zu erreichen. Zu einem solchen Paket gehören an Hand einer ausreichenden Datengrundlage unter anderem eine fachgerechte Bewertung, eine umfassende Information und Aufklärung, eine hinreichende Ausbildung des Fachpersonals, Hinweise in den entsprechenden Bauplanungen, standardisierte Messgeräte und – verfahren einschließlich einer Qualitätssicherung sowie Qualitätssertifizierungen von Baumaterialien.

Jede einzelne Maßnahme für sich betrachtet hat möglicherweise noch keine ausschlaggebende Wirkung, aber im Komplex wirken diese sicherlich nachhaltig.

6. Literaturverzeichnis

- [1] Kemski & Partner; Untersuchungen zur Radonsituation und Bodenradonsituation in Deutschland im Auftrag des BMU; 2003
- [2] Radon - Gesundheitsrisiko oder Heilmittel? SMUL; November 2003
- [3] Radioaktivität und Strahlenschutz – Normalität oder Risiko?; SMUL November 2004
- [4] Radonberatung; UBG; 1998
- [5] Übersicht über die Messung von Radon und Radonzerfallsprodukten (Loseblattsammlung); Fachverband für Strahlenschutz e.V.; Januar 2000
- [6] Radon-Handbuch Deutschland; BMU; September 2001

DIE MÖGLICHKEITEN DER NATÜRLICHEN BEWETTERUNG VON BERGBAULICHEN AUFFAHRUNGEN UNTER BEBAUTEN GEBIETEN ZUR SENKUNG DER RADONBELASTUNG FÜR DIE BEVÖLKERUNG - ERFAHRUNGEN BEI PILOTPROJEKTEN IM ERZGEBIRGE

THE POSSIBILITIES OF THE NATUREAL VENTILATION OF UNDERGROUND MINING SYSTEMS IN BUILT UP AREAS FOR LOWERING OF THE RADON STRAIN FOR THE POPULATION-EXPERIENCES AT PROJEKTS IN THE ORE MOUNTAINS

B. Leißring¹, N. Leißring²,

¹Akademie zur Abwehr von Umweltschäden und zur biologischen Regeneration e.V., Schneeberg, Deutschland

²Bergtechnisches Ingenieurbüro GEOPRAX, Chemnitz, Deutschland

Zusammenfassung

Die in Gebäuden auftretende Radonkonzentration hat in Gebieten mit untertägigem Bergbau oftmals eine direkte Beeinflussung durch radioaktiv belastete Grubenwetter. Durch die gezielte Nutzung der natürlichen Bewetterung kann die resultierende Gesamtbelastung gesenkt werden. Es werden die in Pilotprojekten im Erzgebirge gewonnenen Erfahrungen dargelegt und der Zusammenhang mit weiteren Komponenten der tatsächlich wirkenden Einflussgrößen auf die Radonbelastung in Gebäuden diskutiert.

Summary

The radon concentration in building in region with underground mining is often directly influenced by radioactively contaminated mining air circumstances. By calculated use of the natural ventilation the resulting total contamination can be lowered. The experiences gained in pilot projects in the Ore Mountains will be presented and connections with further components of the really active influencing quantities on the radon strain in buildings will be discussed.

Schlüsselwörter Radon in Gebäuden, Bergbau, Grubenwetter, natürliche Bewetterung, Radonbelastungssenkung

Keywords radon concentration in building, mining, mining air circumstances, natural ventilation, lowering of radon strain

1. Vorbemerkung / Zielstellung

Durch umgegangenen Bergbau wird der Baugrund in Abhängigkeit der geomechanischen Situation und der Teufenlage der Grubenbaue in seinen Eigenschaften mehr oder weniger stark beeinflusst. Insbesondere kann dies durch die anthropogenen Veränderungen zusätzlich zu den geologischen, lagerstättenkundlichen Gegebenheiten zu relevanten Migrationswegen für den Radontransport aus dem Untergrund in darüberliegende Gebäude führen. In Gebieten mit umgangenem Bergbau können vor allem bei oberflächennahen Auffahrungen sich besonders effektive Ausgangsbedingungen für den Transport von Radon ergeben und zum Teil flächenhaft wirken.

Durch die auftretenden Druckdifferenzen zwischen Grubenraum und Gebäudeinneren kann es zu einer massiven konvektiven Radonausbreitung kommen.

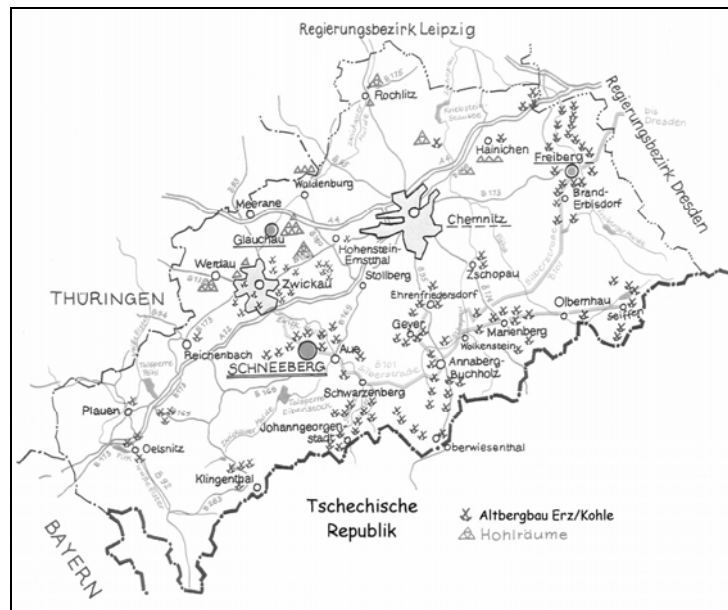


Abbildung 1: Schematische Übersichtskarte Erzgebirge (Regierungsbezirk Chemnitz)

Die Übersichtskarte (Abb. 1) zeigt die Bearbeitungsgebiete im Regierungsbezirk Chemnitz im Erzgebirge und deutet die Vielzahl von Gebieten, wo diese Problematik zu beachten ist, an. Bei den erfolgten Untersuchungen wurde deutlich, dass von wissenschaftlichen Interesse und großer innovativer praktischer Bedeutung die Fragestellung ist, ob durch gezielte natürliche Bewetterung in einem weit verzweigten und flächenhaft unter einer Stadt vorhandenen Grubenfeld eine deutliche Senkung der Radonbelastung für die Bevölkerung möglich ist. Die Ergebnisse der Pilotprojekte dienen sowohl zum Verständnis der speziellen radiologischen Verhältnisse als auch für ortsbezogenen Lösungsansätze, die über die lokalen Nutzungen zur Ausgangsbasis für analoge Problemstellungen in analogen Bergbauebenen dienen können.

2. Ausgangsbasis und Grundlagen

Die Erkenntnisse, die im Rahmen des vom Bundesumweltministerium getragenen Pilotprojektes „Radonsanierung Schneeberg“, bei der baulichen Sanierung einzelner Häuser zur Senkung der Radonbelastung in den Innenräumen der Häuser erzielt wurden, führten zu Überlegungen auch flächendeckende Effekte zur Radonbelastungssenkung zu beachten, zumal die im Rahmen von Lüfterversuchen erzielten positiven Resultate dazu anregten. (HAMEL, LEHMANN, KUBE, COUBALL, LEISSRING, (1996) [2].

Ausgangspunkt für die Idee, eine flächendeckende Senkung der Radonbelastung für Stadtgebiete zu prüfen, war die Forschungsstudie zur Untersuchung über Möglichkeiten der gezielten Bewetterung im Schneeberger Grubenfeld zur Senkung der Radonbelastung für die Bevölkerung, die die Möglichkeiten einer Umsetzung aufzeigt (LEISSRING et al, 1994) [1].

Darauf basierend war auch in anderen Gebieten die Frage der Nutzung der vorhandenen oder bei Bedarf neu herzustellenden unterirdischen Auffahrungen zur gezielten Bewetterung des Grubenfeldes und damit verbunden einer „Ausspülung“ des Radons interessant. Dabei sollten möglichst die sich einstellenden natürlich strömenden Grubenwetter genutzt werden.

Dies kann zu erheblichen Kosteneinsparungen gegenüber einem permanenten Lüfterbetrieb führen. Insgesamt soll durch die gezielte Bewetterung eine deutliche Senkung des Niveaus des Radonpotentials im Untergrund und somit auch günstigere Bedingungen für die darüber liegenden Gebäude erreicht werden. Mit der Bewetterung der unterirdischen Hohlräume wird angestrebt, dass das Gesamtniveau der über Migrationswege in die Häuser eindringenden Grubenwetteranteile unter Nutzung der erreichbaren Druckunterschiede in ihrer Belastung so verdünnt oder umgeleitet werden, dass bautechnischer Gebäudeschutz ganz oder teilweise entfallen kann. Zusätzliche Probleme treten bei Häusern auf, die durch den geogenen Rn^{222} -Anteil belastet werden und Häuser, die auf oder mit kontaminiertem Material gebaut wurden.

2.1. Der natürliche Auftrieb und der Einfluss von jahreszeitlichen Temperaturänderungen

Der natürliche Auftrieb in einer Grube (siehe Abbildung 2) ist, nach Fritzsche [4], abhängig vom Höhenunterschied ΔH zwischen den Tagesöffnungen und dem Dichtegefälle ($\rho_{mE} - \rho_{mA}$) der Wetter im Grubengebäude beziehungsweise an der Tagesoberfläche.

$$\text{Berechnung des natürlichen Auftriebs } \Delta p_N = \Delta H \cdot g \cdot (\rho_{mE} - \rho_{mA}) \quad (1)$$

Im Sommer ist die im Schacht befindliche Luft infolge der Einwirkung der Gesteinstemperatur kühler, also dichter als die Außenluft. Die Luft im Schacht hat somit ein Übergewicht gegenüber der gedachten Luftsäule über dem Stollenmundloch und sinkt im Schacht nach unten. Die Folge ist der im Schacht einziehende Sommerstrom.

Im Winter kehrt sich dieser Vorgang aufgrund der unten dargestellten Dichteänderung in Abhängigkeit der Temperatur um. Folgende Druckdifferenzen sind erwartbar:

im Sommer: $\Delta p_N = -0,35 \cdot \Delta H$

im Winter: $\Delta p_N = 0,62 \cdot \Delta H$

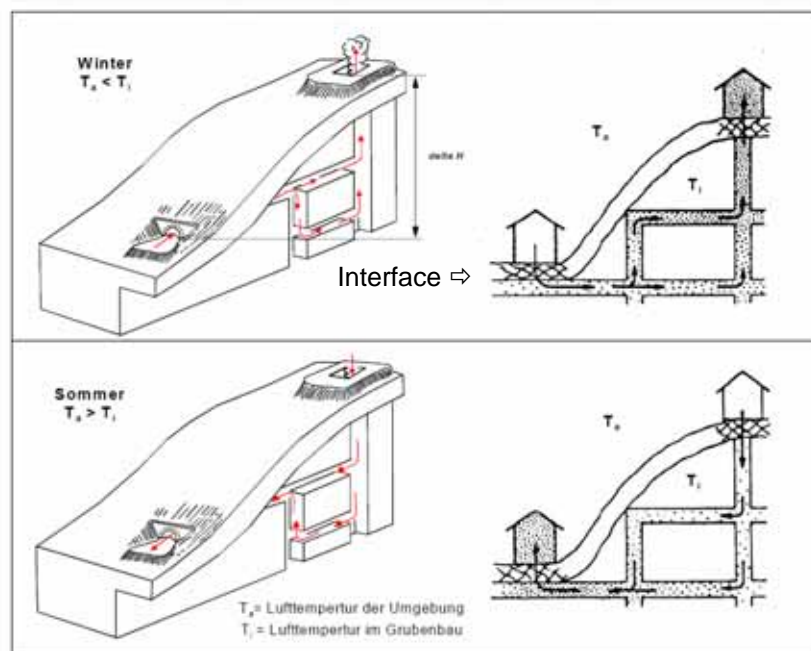


Abbildung 2: Schematische Darstellung der natürlichen Bewetterung und des zusätzlichen Einflusses des Interfaces auf den Radontransport

2.2. Prüfung der Gegebenheiten für eine natürliche Bewetterung

Basierend auf den standörtlichen Gegebenheiten und der Ausrichtung der Prüfung der Möglichkeit einer gezielten natürlichen Bewetterung wurden jeweils folgende Aspekte geprüft:

1. Die Rissanalysen zu den Grubenanlagen zeigen das Vorhandensein von Tagesöffnungen in Hoch- und Tallage mit einem möglichst großen Höhenunterschied und den möglichen untertägigen Verbindungen.
2. Die Zusammenhänge zwischen Bergbauumgang und Migrationswegen des Radons aus dem Untergrund in die Bebauung korrelieren größten Teils mit der Intensität der lokalen Auffahrungen, so dass im Umkehrfall auch die Möglichkeit einer, positive Effekte bringenden Bewetterung besteht.
3. Schlussfolgernd daraus wird erkennbar, dass sich relevante Senkungen der Radonbelastungen durch entsprechend zu schaffende Strömungsbedingungen in den unterirdischen Anlagen bis hin zu den unmittelbar unter den Häusern vorhandenen Migrationswegen erzielen lassen. Zusätzlich ist die Wirkung des Interface „Gebäude/Baugrund“ unbedingt zu beachten.

Die Effizienz und der Umfang der Möglichkeiten werden durch die speziellen standörtlichen Bedingungen und zu erwartenden Kosten eingeschränkt.

3. Pilotprojekte

Für drei Standorte werden Untersuchungen zur radiologischen Situation in der Bebauung vorgestellt und die Korrelation mit der geologischen/lagerstättenkundlichen und bergbaulichen Gegebenheit bezüglich einer Nutzung der natürlichen Bewetterung der jeweiligen Grubengebäude zur Senkung der Radonbelastung in den Häusern vorgenommen.

Tabelle 1: Zusammenstellung der durch GEOPRAX realisierten Vorhaben

Stadt	erfasste Gebäude	Expositionszeitraum	Bemerkung zu den Vorhaben
Annaberg (Stadtkern)	376 (von gesamt ca. 500 vorhandenen Gebäuden) je Gebäude 4 Dosimeter 2 Keller / 2 EG	09.12.1996 bis 23.12.1996	Konzept und erste Realisierungen für natürliche Bewetterung liegen vor. „Untersuchung über Möglichkeiten der gezielten natürlichen Bewetterung zur Senkung der Radonbelastung“ (2000) vorgelegt.
	monatliche Messungen in 5 ausgewählten Häusern und im Grubenraum	2000 bis 2004	Vorhaben: „Weitere Erkundung und Sicherung der Wetterweg sowie Messung der Wettermengen und der Radonbelastung der Grubenwetter“ (2000 -2004) realisiert.

Fortsetzung Tabelle 1: Zusammenstellung der durch GEOPRAX realisierten Vorhaben

Stadt	erfasste Gebäude	Expositionszeitraum	Bemerkung zu den Vorhaben
Johann-georgenstadt	200 Gebäude (je 3 Dosimeter Keller u. EG) (20 % der Gesamtbebauung flächenhaft erfasst)	Jahresmessungen 2001/2002 Sommerhalbjahr und Winterhalbjahr	Vorlage einer Strategie zur Abschätzung von Möglichkeiten der Nutzung der natürlichen Bewetterung in Johanngeorgenstadt (2001); Prüfung aller geplanten Verwahrungsarbeiten in ihrer Wirkung auf das Konzept der natürlichen Bewetterung im Auftrag des Sächsischen Oberbergamtes bis 2005.
Schneeberg	68 Gebäude (in Hoch- / Mittel- und Tallage)	Kontinuierliche monatliche Messungen von 1996 bis 2006	Pilotprojekt: „Natürliche Bewetterung“ 1995 bis 2006, Messungen Freiluft / Bodennradon / Grubenwetter, Bewetterungsversuche

3.1. Bergstadt Annaberg

Ausgehend von an signifikanten Häusern bekannten Radonkonzentrationen, die weit über den Empfehlungswerten der Strahlenschutzkommission liegen, und den geologischen und lagerstättenkundlichen Kenntnissen über das Radonpotential im Untergrund wurde mit dem realisierten Pilotprojekt eine Erfassung der Radonkonzentration in den Häusern der zentralen Altstadt von Annaberg-Buchholz vorgesehen.

Dabei wurde eine bisher nicht realisierte Erkundungsmethodik angewandt, die von einem homogenen Grundnetz von Messorten in dem Stadtgebiet ausgeht und eine Verdichtung auf geologisch relevanten Zonen beinhaltet.

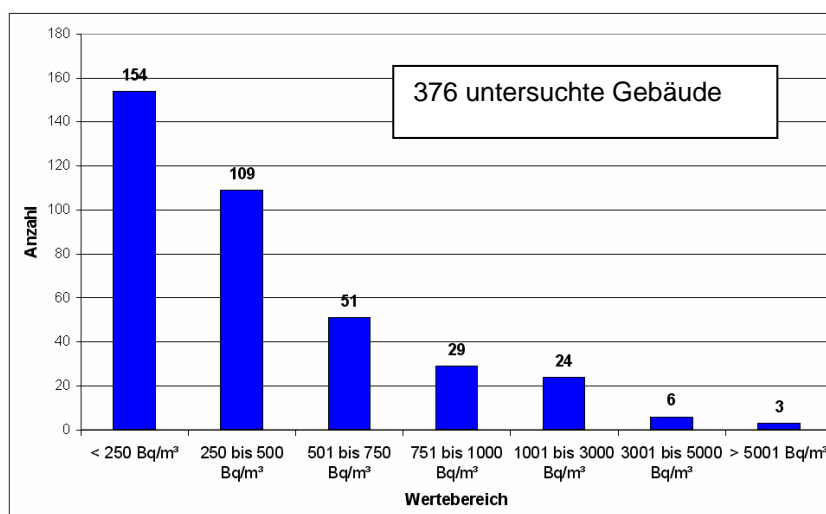


Abbildung 3: Verteilung der Radonkonzentration

Dies stellt insofern eine neue Methodik dar, da bisher in Sachsen vorrangig die Korrelation zwischen erhöhten Radonkonzentrationen und umgegangenen oberflächennahen Bergbau untersucht wurde.

Die Korrelation von geologischen Strukturen und erhöhter Radonbelastung in den Gebäuden ist gegeben. Die Nutzung der natürlichen Bewetterung ist realisierbar.

In den Jahren 2000 bis 2004 wurden in einem weiteren Vorhaben erste bergmännische Arbeiten an den Wetterwegen und kontinuierliche Messungen der Radonbelastung in Gebäuden und den Grubenwettern vorgenommen, um die Machbarkeit der Bewetterung weiter zu konkretisieren.

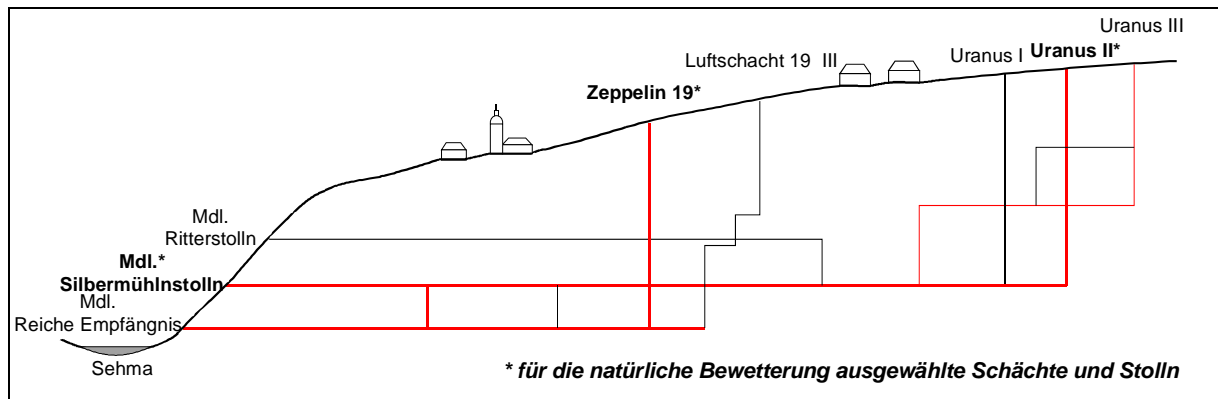


Abbildung 4: Schematische Darstellung der relevanten Grubenbaue

3.2. Bergstadt Johanngeorgenstadt

In Johanngeorgenstadt wurde in einem Vorhaben von 2001 bis 2002 die Radonbelastung in der Bebauung in zwei Halbjahresmessungen flächenhaft in 194 Gebäuden erfasst. Die Ergebnisse sind in Abbildung 5 dargestellt.

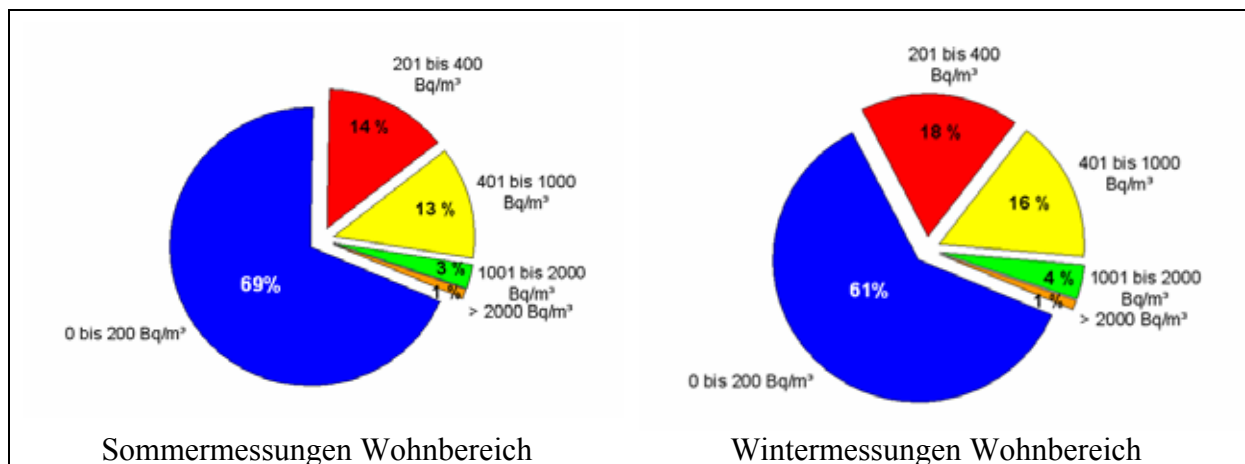


Abbildung 5: Prozentuale Verteilung der Radonkonzentration in den Gebäuden

Für die Nutzung der natürlichen Bewetterung ergaben sich folgende Prämissen:

- Die flächendeckende unterirdische Erstreckung des Grubengebäudes unter der Stadt ist gegeben.
- Die Lage der Stadt ist gekennzeichnet durch das Vorliegen markanter Höhenunterschiede zwischen Talbereich und Hochlage. Zudem existieren relevante Tagesöffnungen in beiden Bereichen, die auch bezüglich des Abstandes zu der vorhandenen Bebauung günstige Bedingungen für die Ableitung der belasteten Wetter aufweisen.

Schlussfolgernd aus den Rissrecherchen und Untersuchungen wird erkennbar, dass sich relevante Senkungen der Radonbelastungen durch entsprechend zu schaffende Strömungsbedingungen in den unterirdischen Anlagen bis hin zu den unmittelbar unter den Häusern vorhandenen Migrationswegen durch gezielte Bewetterung erzielen lassen.

3.3. Bergstadt Schneeberg

Von besonderer Relevanz ist die praktische Umsetzung der Möglichkeiten der natürlichen Bewetterung in der Bergstadt Schneeberg. Die Ausgangssituation und die Ziele des Pilotprojektes sind in [3] ausführlich dargestellt.

Seit 1995 sind deshalb umfangreiche bergbauliche und ingenieurtechnische Aufwendungen für die Realisierung des Projektes erfolgt.

Während der Laufzeit des Pilotprojektes bis 2006 wurden in mehr als 68 Häusern kontinuierliche, monatliche Messungen der Radonkonzentration vorgenommen. In Bewetterungsversuchen (Sommer/Winter) wurden mehrere Tests zur Optimierung der Bewetterungseinflüsse ausgeführt. Auch wurden im Grubengebäude die Wettermengen und Radonkonzentration im jahreszeitlichen Verlauf erfasst. Insgesamt ist mit zusätzlichen Druck- und Tracergasmessungen und Untersuchungen zum Interface Gebäude/Baugrund ein umfangreicher Kenntnisstand erreicht.

Die Konzentration der zur Zeit laufenden Arbeiten liegt in der abschließenden Prüfung, welche Effekte durch den erreichten Stand der Herstellung der Wetterwegsamkeiten im Grubengebäude mit der natürlichen Bewetterung möglich sind. In Abbildung 6 wird schematisch die bergbauliche Situation für die natürliche Bewetterung dargestellt.

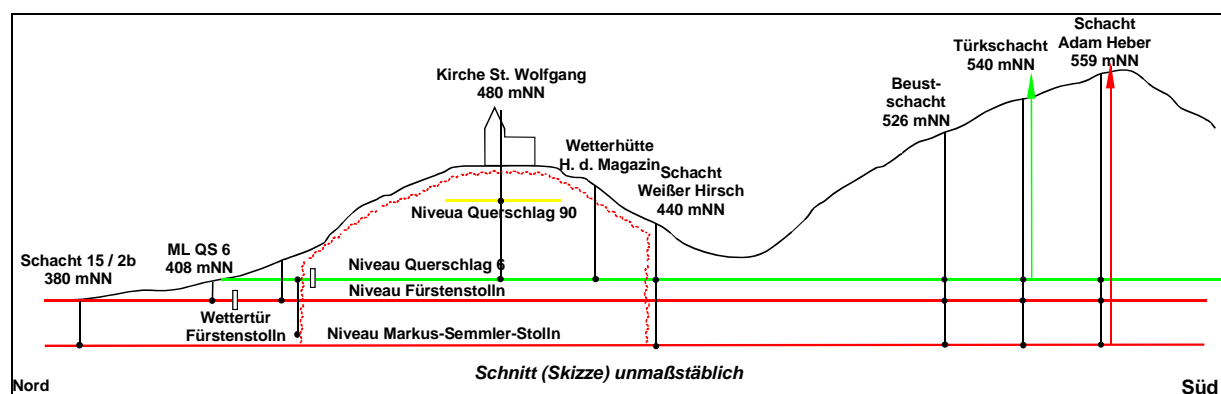


Abbildung 6: Schematische Übersicht Bewetterungssystem Schneeberg

4. Thesen zur natürlichen Bewetterung in Bewertung der Pilotprojekte

Es besteht ein erhebliches öffentliches Interesse an der praktischen Lösung des Radonproblems. Die Bergstädte des Erzgebirges haben aufgrund des historischen Bergbaues und des Uranbergbaues eine nicht zu unterschätzende Sonderstellung der potentiellen Radonbelastung. Mit der Realisierung geeigneter Maßnahmen kann eine generelle und punktuelle Verbesserung der Situation erreicht werden. Die Einbeziehung der Sanierung weiterer bergbaulicher Altstandorte in den Rahmen des jeweiligen Bewetterungssystems zur Senkung der bergbaubedingten Radonbelastungen in den Häusern ist dringend zu empfehlen.

Mit der zielgerichteten Umsetzung von Bewetterungsmaßnahmen in den abgeworfenen Grubenräumen zur Senkung der Radonbelastung in der Bebauung wird eine Berücksichtigung der potentiellen Vorsorge der ansässigen Bevölkerung entsprochen und somit der umweltpolitischen Sorgspflicht durch die Verwaltung nachgekommen.

Mit den vorliegenden Ergebnissen über die Situation der Radonbelastung und den Möglichkeiten einer flächenhaften Senkung im jeweiligen Stadtgebiet ist die langfristige Basis einer generellen Lösung erarbeitet. Die Realisierung der Herstellung der Wetterwege trägt als Begleiteffekt zur Erhöhung des Erkenntnisstandes der Sicherung der Tagesoberfläche und der Bebauung bezüglich sonst nicht erkannter Bergschadensereignisse Rechnung und dient somit auch der Bergschadensprophylaxe. Die Verwirklichung von großflächigen Bewetterungsmaßnahmen setzt die kontinuierliche Zusammenarbeit von bergamtlichen Entscheidungsträgern und staatlichem Strahlenschutz als Basis voraus.

Eine abgewogene politische Entscheidung für eine Bearbeitung des nicht anderweitig flächenhaft lösbaren Problems der Radonbelastung dient letztlich großen Teilen der Stadt und ist bei Weiterführung der staatlichen Zuwendungen eine im Aufwand- und Nutzenabschätzung für die Stadt trotz des eventuell notwendigen Eigenanteils eine überschaubare und lohnenswerte Aufwendung im positiven Sinn und Nutzen für die Bevölkerung.

Bei allen anstehenden Arbeiten in den Grubenrevieren sollte die Entscheidungsfindung bei den Sicherungs- und Verwahrungsarbeiten, insbesondere bei der dauerhaften Verwahrung von Schächten in topographischer Hochlage und Arbeiten an den potentiellen Wetterwegen, die Berücksichtigung der potentiellen Realisierung einer natürlichen Bewetterung als Basis zur Senkung der Radonbelastung in den Häusern der Stadt beinhalten.

Ausgehend von den Möglichkeiten der natürlichen Bewetterung gilt es standortspezifisch die Wirkung des Interface auf die Radonmigration zu beachten und entsprechende technische Maßnahmen zur Senkung der Radonbelastung zu konzipieren.

Quellenverzeichnis

- [1] Leißring et al.: Studie: Untersuchung über Möglichkeiten der natürlichen Bewetterung in Schneeberger Grubenfeld zur Senkung der Radonbelastung der Bevölkerung. - Schneeberg, 1994
- [2] Hamel, P., Lehmann, R., Kube, G., Couball, B., Leißring, B.: Modellhafte Sanierung radonbelasteter Wohnungen in Schneeberg. - BfS - ST - 10/1996
- [3] Lehman, R., Leißring, B., Ruhl, A.: Natürliche Bewetterung von Schneeberg.- Bonn: Forschung zum Problemkreis „Radon“, Vortragsmanuskripte des 14. Statusgespräches Berlin (Oktober 2001), 2001
- [4] Fritzsche, C. M.: Bergbaukunde.- Berlin, Göttingen, Heidelberg: Springer Verlag, 1955

RADONSCHUTZ MIT WÄRMERÜCKGEWINNUNG

RADON PROTECTION WITH HEAT RECOVERY

W. Horn

Ingenieurbüro für bautechnischen Radonschutz, Bad Schlema, Deutschland

Zusammenfassung

Radonschutz in Bauwerken wird üblicherweise mit Dichtbahnen und abdichtenden Materialien in der Gründungsebene vorgenommen. Dies war bisher für maximale Radonkonzentrationen von 200 Bq/m³ und höher ausreichend. Durch steigende Energiepreise, staatliche Vorgaben zum Wärmeschutz und dichte Gebäudehüllen sinkt die Lüftungsrate extrem. Bei einer Radonkonzentration von einem Zielwert von maximal 100 Bq/m³ muss auch der Zufluss von Radon aus den Baustoffen beachtet werden. Der passive Schutz in der Gründungsebene ist gegenüber dem Radon aus den darüber befindlichen Baustoffen wirkungslos. Sofern möglich kann durch geschickte Auswahl von Baustoffen die Exhalationsrate beeinflusst werden. Die einfachste Lösung wäre viel zu lüften. Jedoch ist das nicht problemlos möglich. Die beste Lösung für niedrige Radonkonzentrationen ergibt sich mit hocheffizienter Wärmerückgewinnung.

Summary

Usually radon protection in buildings is realized with plastic sheets and sealing materials in the foundation level. Up to now this was sufficient for a maximum radon concentration in buildings of about 200 Bq/m³ and more. Increasing energy prices, governmental regulations concerning energy conservation in buildings and airtight houses cause a drastic decrease in air exchange (ventilation) rates. In the case of radon concentrations of about 100 Bq/m³ the amount of radon exhalation of the building materials also has to take into consideration too. The passive radon sealing becomes more and more ineffective in that case. If possible the exhalation of radon can be influenced by a clever selection of building materials. The easiest solution would be a high air exchange rate. However that is not possible in any case. The best solution to reach low radon concentrations exists by a high efficient heat recovering system.

Schlüsselwörter Radonschutz, Wärmerückgewinnung, Luftwechselrate

Keywords radon protection, heat recovering systems, air exchange rate

1. Einleitung

Der Wert für die Radonkonzentration, ab dem signifikant gesichert Lungenkrebs nachweisbar ist, wurde mehrfach gesenkt. So wird in den Leitlinien des Strahlenschutzes von 2004 [1] eine Radon-Aktivitätskonzentration von 140 Bq/m³, in denen von 2005 [2] von 100 Bq/m³ als untere Nachweisgrenze der statistischen Signifikanz genannt. In der Stellungnahme der Strahlenschutzkommission von 2005 [3] wird berichtet, dass für die europäische Pooling-Studie in der Kategorie von 80 - 139 Bq/m³ ein signifikant erhöhtes Risiko ermittelt wurde. Ständig bessere Untersuchungen bestärken die Maßgabe, dass generell niedrige Radonkonzentrationen in Aufenthaltsräumen anzustreben sind. Die WHO [4] gibt seit dem Jahr 2000 als Zielwert 100 Bq/m³ vor; als *best value* werden sogar 50 Bq/m³ genannt.

Diese Untersuchungsergebnisse lassen die Wirkung von Radon auf den Menschen in den vergangenen Jahrzehnten erkennen. Gegenwärtig vollziehen sich drastische globale Ver-

änderungen (Globalisierung des Weltmarktes; riesiger Energiehunger von Ländern wie China, Indien, Brasilien; Klimaerwärmung), die sich letztlich bis auf die Radonkonzentration und auf die Gesundheit der Menschen auswirken:

- Zunehmend steigender Bedarf an Energie führt neben höherer Umweltbelastung zu höheren Preisen bei fossilen Brennstoffen auf dem Weltmarkt.
- Gegenmaßnahmen: Durch bessere Wärmedämmung sinken die Transmissionsverluste, durch geringeren Luftaustausch sinken die konvektiven Wärmeverluste.
- Die Bauweise passt sich den Energieproblemen an und führt zu zukunftsweisenden Entwicklungen: Passivhaustechnik.
- Eine dichtere Gebäudehülle und geringeres Lüften führen besonders bei Altbauten zu mehrfach höheren Radonkonzentrationen in Aufenthaltsräumen, worauf schon 1980 von der Strahlenschutzkommission hingewiesen wurde [5].

Wegen einerseits der besseren Kenntnis über die Auswirkung von Radon auf den Menschen schon bei niedrigen Konzentrationen und andererseits der steigenden Radonkonzentrationen in Aufenthaltsräumen ist umso mehr Vorsorge mit Schutzmaßnahmen erforderlich. Für Baumaßnahmen nennt das Bundesamt für Strahlenschutz 100 Bq/m³ als zu unterbietenden Zielwert ([2], Seite 36). Dieser Zielwert soll durch Optimierung noch unterboten werden. Er ist wesentlich anspruchsvoller als bisherige Vorgaben der Europäischen Kommission für Neubauten mit 200 Bq/m³ bzw. für Altbauten mit 400 Bq/m³ [6] oder 250 Bq/m³ als Obergrenze des Normalbereiches der Strahlenschutzkommission [7].

Die scheinbar einfachste und immer wirksame Methode, die Radonkonzentration niedrig zu halten bzw. noch zu senken, ist viel zu lüften. Leider ist Radonschutz **nicht** durch häufigeres Lüften einfach und problemlos möglich, sondern kann zu Gesundheits- und Bauschäden führen. Die wohlgemeinte Empfehlung für verstärktes Lüften weist leider eher darauf hin, dass derjenige von der Radonthematik, vom Lüften und allgemein von Wohnraumhygiene ungenügende oder gar falsche Vorstellungen hat.

Dennoch ist es möglich, mit Lüften zum Radonschutz beizutragen. Beratungen mit einer Lüfterfirma für Wärmerückgewinnungsgeräte führten zu einer Lösung, die den Zielwert von 100 Bq/m³ in der Regel erreichen lässt. Hierzu sind ausreichende Kenntnisse über das Gebäude, die Nutzung und die einzelnen Radonlasten notwendig.

2. Nutzungsanforderungen

Wenn Radonschutz vorgesehen ist und eine bestimmte maximale Radonkonzentration (im Weiteren als **Zielwert** bezeichnet) einzuhalten ist, dann müssen auch die Nutzungsbedingungen für diesen Zielwert bekannt sein. So ist es sehr wichtig zu wissen, welche Luftwechselrate im Messraum vorhanden ist. Sonst ist keine bzw. nur eine sehr eingeschränkte bewertende Aussage möglich. Nachfolgend wird für eine Wohnung vorgeschlagen:

a) Raumnutzung

sehr variabel.

In einer Wohnung kann ein einzelner Raum, eine Raumgruppe oder die gesamte Wohnung (wie bei einem Loft) außer dem Sanitärbereich zugrunde gelegt werden. Der Trend zu „freierem“ Wohnen ohne Türen mit Durchblick durch die Räume, variable Raumnutzung, offenes repräsentatives Wohn-Treppenhaus usw. soll möglich sein.

b) Raumbellegung

Minimum ist nur 1 Person, auch wenn mehrere Personen, z. B. Eltern mit 2 Kindern für lange Zeit gemeinsam in der Wohnung leben. Die Anzahl der Single-Haushalte ist beachtlich: sie beträgt in Deutschland rd. 14 Millionen und nimmt stetig zu [8].

c) Hygienischer Mindestluftbedarf

Anstelle eines bestimmten Luftwechsels für die gesamte Wohnung oder eines einzelnen Raumes ist es besser, die personenbezogene hygienische Mindestluftmenge als Bezugsbasis zu wählen.

Andere Nutzungsbedingungen wie in Schulen (Klassenräume, Lehrer- bzw. Direktorzimmer), Büros, Kindergärten, Einkaufsstätten (Verkaufsbereich, Verwaltung) können für abweichende Situationen jederzeit anders festgelegt werden. Wichtig ist jedoch dabei, dass die Nutzung bzw. eine Nutzungsänderung nicht eingeschränkt wird. Diese Kriterien sind bisher kaum von Bedeutung gewesen. Dies wird sich ändern, sobald der Nutzer erkennt, dass Radon **seine eigene** Gesundheit beeinträchtigt und er sein Recht auf gesunde Wohnbedingungen einfordert (Schutz- und Vorsorgeprinzip zur Abwehr von Umweltgefahren [9]). Die oben erwähnten globalen Einflüsse zwingen ihn zum Energiesparen, was nicht nur sichtbare Schimmelpilzflecke zur Folge hat.

3. Radonschutz bisher

Vor etwa 20 Jahren erkannte man, dass der Baugrund und nicht die Baustoffe die hohen Radonkonzentrationen im Gebäude verursachen. Aus den Baustoffen konnte gar nicht so viel Radon exhalieren, dass bis weit über 10.000 Bq/m³ in Wohnräumen möglich wären.

Wie Untersuchungen zeigen ([10], Tab. 3.13), ergeben sich aus Messungen in ca. 6.000 Wohnungen mit insgesamt 20.609 Einzelmessungen die in Tab. 1, Spalte 2 aufgeführten Medianwerte. Daraus können die anteiligen Werte von Spalte 4 herausgerechnet werden:

Tab. 1: Radonkonzentrationen – Zuordnung, in Bq/m³

Messort	Rn-Konz. gesamt	Die Radonkonzentration ergibt sich daraus infolge	Rn-Konz. anteilig
Keller (KG)	52	Boden und Baustoffe im KG (52-19-14)	19
Erdgeschoss (EG)	43	anteilig aus KG (43-19-14)	10
1. Geschoss (OG)	38	anteilig aus EG u. KG (38-19-14)	5
2. Geschoss	33	nur aus Baustoffen in OG's (33-14)	19
Höher	33		
im Freien	14	im Freien	14

Hierbei ist zu beachten, dass die Medianwerte um etwa rd. 22% niedriger sind als die zugehörigen Mittelwerte. Der gesamte Mittelwert von Wohnräumen (ohne KG) liegt in Deutschland für die Altbundesländer bei 49 Bq/m³; für Sachsen liegt er bei ~85 Bq/m³.

Aus dieser Tabelle ergibt sich:

- Der Anteil von Radon aus Baustoffen beträgt in den Obergeschossen nur 19 Bq/m³.
- Im Keller sind die Werte durch unmittelbaren Zutritt von hochradonhaltiger Luft aus dem Erdreich und durch einen größeren Anteil an Baumasse erwartungsgemäß am höchsten.
- Im Erdgeschoss kommt aus dem Keller noch etwas Radon an. Das Erdgeschoss hat in der Regel auch noch eine größere Baumasse. Nicht jedes Erdgeschoss ist unterkellert, so dass Radon auch direkt ins Gebäude gelangen kann.
- Radon gelangt hiernach vom KG und EG nur bis ins 1. OG.
- Die Werteverhältnisse zwischen KG - EG - 1.OG lassen mit 19 : 10 : 5 jeweils eine Halbierung des Einflusses ins nächst höhere Geschoss erkennen.

Schlussfolgerungen

- (1) Die Baustoffe geben nur wenig Radon ab, sie können offenbar vernachlässigt werden.
- (2) Wenn aus dem Baugrund Radon ins Gebäude eintritt, dann wirkt sich dies auf das EG (besonders bei nicht unterkellerten Gebäuden) und je nach Stärke des Zuflusses noch auf das 1. OG aus.
- (3) Radonschutz ist somit nur zum Erdreich hin notwendig und ausreichend. Wenn aus dem Erdreich nichts hereinkommen kann, braucht man im EG und OG nicht extra Lüften.

Schutzmaßnahmen

- (1) Die einfachsten Behelfsmaßnahmen sind das Aufsuchen und Abdichten von Leckagen in der untersten Ebene zum Baugrund hin. Dies ist bei jüngeren Gebäuden, die schon eine Bodenplatte haben, noch relativ einfach möglich.
- (2) Bei allen anderen Gebäuden ohne Bodenplatte sind Abdichtungsarbeiten oftmals sehr mühsam und mit hohen Aufwendungen verbunden.
- (3) Wenn neue Fußböden eingebaut werden, ist auf einen guten Anschluss an das aufgehende Mauerwerk zu achten. Das Mauerwerk selbst muss ebenfalls gut abgedichtet werden.
- (4) Radonschutz durch Lüften beschränkte sich im Wesentlichen auf Luftführung im Erdreich unter der Bodenplatte bzw. im Fußbodenaufbau selbst. Vielmehr wurden Lüftungsanlagen wegen störende Schallpegel (besonders nachts), des Energieverbrauchs, Vereisung usw. nach kurzer Zeit wieder ausgestellt oder versagten den Dienst.
- (5) Material
 - Der Einbau von starren Dichtbahnen (auch wenn sie ein Dichtheitszertifikat haben) hat sich oft als schwierig und nicht erfolgreich erwiesen.
 - Bituminöse Dickbeschichtungen auf Außenwänden wirken gleichzeitig gegen Feuchte.
 - Für Abdichtungen auf der Bodenplatte eignen sich besonders dünne Spezialdichtbahnen mit hervorragenden Verlegeeigenschaften für Luftdichtheit (Konvektion). Die Diffusion wird von ihnen allein bzw. gemeinsam mit anderen Bauteilschichten beherrscht.

Zu diesen Schutzmaßnahmen liegen inzwischen umfangreiche Erfahrungen vor. Die Erfolgsquote ist unterschiedlich und hängt weniger vom Material, als vielmehr von der Sorgfalt der Ausführungsfirma ab. Zielwerte von 200 Bq/m³ sind gut erreichbar.

4. Herausforderung – Zielwert 100 Bq/m³

Durch dichte Bauweise und reduzierte Lüftungsrate steigt die Radonkonzentration. Die fallenden Werte von Tabelle 1 vom Keller zu den Obergeschossen werden durch Querlüftung verursacht. Luft steigt im Gebäude durch Temperatur- und damit Druckdifferenzen bis zum Dachraum und entweicht dort durch Leckagen oder Dachfenster. Wenn extrem dichte Fenster und Außentür(en) bei neuen oder sanierten Häusern keine Querlüftung erlauben, muss die Luft unverdünnt nach oben aufsteigen. Im Dach kommt nahezu die gleiche Radonkonzentration an, die im Erdgeschoss bzw. Kellergeschoss vorhanden ist. Aus einem Haus mit Querlüftung wird ein Haus mit Schachtlüftung – die Sogkraft steigt in dem Maße, wie die Soghöhe sich vervielfacht. Bei in Deutschland im Durchschnitt ca. 2-geschossiger Bauweise kommt damit fast die gleiche Anzahl radonbelasteter Wohnungen hinzu.

Folgende Näherungen deuten auf die Dimension der Veränderungen hin:

- a) Die Sogkraft S muss höher (Annahme: doppelt bis dreifach) und
- b) die Luftwechselrate n muss geringer (Annahme: 0,5- bis 0,3fach)

angesetzt werden. Beide Faktoren wirken verstärkend auf die Radonkonzentration:

$$f_{\text{Sog}} = S / n = 2/0,5 \text{ bis } 3/0,3 \rightarrow \text{Faktor steigt 4- bis 10fach} \quad (1)$$

Neue Annahmen aus Gleichung 1 in Bezug auf die Ergebnisse von Tabelle 1:

Luftwechselrate n	sinkt auf 1/3	
Radonkonzentration	steigt um rd.	Rlw = 3
Radonanteil	die Werte vom KG-Boden	19 Bq/m ³
	und von den Baustoffen	19 Bq/m ³
		Rnbb = 38 Bq/m ³

geht „unverdünnt“ bis ins Dachgeschoss.

Unter Beachtung des Außenluftanteils $R_{na} = 14 \text{ Bq/m}^3$ und des Verhältnisses Mittelwert/ Medianwert $f_m = 1,22$ ergibt sich die Radonkonzentration zu

$$\begin{aligned}
 R_n &= R_{lw} \times R_{nbb} \times f_m + R_{na} & (2) \\
 &= 3 \times 38 \times 1,22 + 14 \\
 &= 153 \text{ Bq/m}^3 > 100 \text{ Bq/m}^3 - \text{Zielwert}
 \end{aligned}$$

Das Ergebnis aus Näherungsformel (Gl 2) besagt, dass bei der Hälfte der Bausubstanz der Alt-bundesländer die Radonkonzentration über 153 Bq/m^3 und bei deutlich mehr als der Hälfte der Wohnungen $>100 \text{ Bq/m}^3$ liegen werden, wenn sie nur neue Fenster und Türen erhalten.

Weitere Faktoren:

a) Direktes Ansaugen von Luft aus Erdreich:

In der eben vorgenommenen Abschätzung wurde nicht berücksichtigt, dass das Erdreich jetzt direkt angesaugt wird und mehr hochkonzentrierte Radon-Bodenluft hereinfließt als bisher (Kurzschluss im Erdgeschoss durch die undichte Haustür entfällt). Die errechnete Radonkonzentration wird eher noch höher sein.

b) Tatsächliche natürliche Luftwechselrate

Wie aus der Literatur ersichtlich ist und wie eigene Messungen ergaben, konnten natürliche Luftwechselraten für Häuser mit dichter Außenhülle (neue Fenster und Türen) ermittelt werden, die bei $0,13$ bis $0,15 \text{ h}^{-1}$ [11] bzw. sogar deutlich unter $0,1 \text{ h}^{-1}$ lagen.

Für die Werte in Tabelle 1 kann eine mittlere Luftwechselrate von $ca. 0,6 \pm 0,1 \text{ h}^{-1}$ ermittelt werden. Damit kann der obene angenommene Luftwechselfaktor bei $R_{lw} = 4$ bis 6 liegen. In diesem Fall kann sogar der Radonanteil aus dem Keller mit 19 Bq/m^3 vernachlässigt werden:

$$\begin{aligned}
 &= (4 \dots 6) \times 19 \times 1,22 + 14 \\
 &= 107 \dots 153 \text{ Bq/m}^3 > 100 \text{ Bq/m}^3 - \text{Zielwert}
 \end{aligned}$$

c) Nutzungsanforderungen

In Abschnitt 2 wurde auf Raumbelegung, Raumnutzung und tatsächliche hygienische Mindestluftfrate hingewiesen. Die in Tabelle 1 angegebenen Daten können überwiegend Räumen mit Größen von $ca. 15$ bis 20 m^2 zugeordnet werden. Wenn kein Einzelraum, sondern eine offene Raumgruppe mit 2 bzw. sogar nur 1 Person genutzt ist, vergrößert sich die Exhalationsfläche mehrfach und die auszutauschende Luftmenge sinkt in Bezug auf das Gesamtvolumen drastisch. In etwa gleichem Maße steigt die Radonkonzentration weiter an, der Trend zu höheren Konzentrationswerten vom Abschnitt b) setzt sich fort.

5. Radonschutz neu: mit Wärmerückgewinnung

Aus vorigem Abschnitt folgt:

1. Allein die Radonexhalation aus den Baustoffen reicht aus, dass ohne weiteres Radonkonzentrationen $>100 \text{ Bq/m}^3$ entstehen können.
2. Die bisherige Herangehensweise mit vorrangig passivem Radonschutz (s. Abschnitt 2), ist nicht mehr ausreichend.

Lösung: Radonschutz muss durch Lüftungstechnische Maßnahmen vorgenommen werden.

Die Reihenfolge – erst passiver (Dichtbahnen), dann aktiver (Lüftung) Radonschutz – kann umgedreht werden. Dabei gilt unverändert die Grundvoraussetzung: Die Bodenplatte zum Erdreich muss luftdicht sein. Das ist keine neue, sondern eine alte, generelle und selbstverständliche Forderung an jede Baufirma. Sie wird jetzt wichtiger denn je. Sie spielte im Gegensatz zur Bodenfeuchte oder zu eindringendem Wasser bisher keine Rolle, weil bzgl. einströmender Bodenluft keine maßgebliche Kontrolle notwendig war.

Einfaches Weglüften von Radon geht nicht, weil:

- a) Lüften benötigt Wärme. Die Wärmeverluste sind jedoch zu minimieren!
- b) Niemand weiß, wann und wie lange man lüften muss.
- c) Der Planer muss die geltenden Vorschriften einhalten (Energieeinsparverordnung [12]).
- d) Im Winter, wenn (in der Regel) die Radonkonzentrationen am höchsten sind, müsste mehr gelüftet werden. Das widerspricht der Praxis: Gerade im Winter wird weniger gelüftet, weil sonst die Luft zu trocken wird. Lüftungsanlagen müssen für den Nutzer von Hand regelbar sein. Er dreht dann in die von ihm gewünschte Richtung, um die oft zu trockene Luft mit ihrer Reizwirkung auf die Schleimhäute (Hals, Nase, Augen) weg zu bekommen.
- e) Mit geringerer Frischluftmenge – wegen d) – steigt nicht nur die Radonkonzentration, sondern auch der CO₂-Gehalt. Es sind somit drei Einflussgrößen zu beherrschen.

Folgende Vorgehensweise ergibt sich je nach örtlichen Bedingungen und in Abhängigkeit vom Gebäude bzw. Baustand (Neubau, bestehendes Gebäude):

- 1) Wenn möglich: Auswahl bzw. Einfluss auf die Baumaterialien.
- 2) Bei Neubau: luftdichte Bodenplatte.
- 3) Ermittlung der Radon**produktion** [Bq/(kgs)] (nicht die Radonkonzentration) vom Baugrund und von der kapillarbrechenden Schicht sowie weitere Bodenkennwerte, die Einfluss auf Diffusion und Konvektion von Radon ins Gebäude haben.
- 4) Ermittlung der Radonkonzentration im Gebäude bei Raumnutzungsgruppen aus
 - Diffusion durch die Bodenplatte,
 - Exhalation aus allen maßgeblichen Baustoffenbei minimaler Personenbelegung (Minimum = 1 Person, Single-Haushalt).
- 5) Optimierung: Berechnung der Radonkonzentration mit
 - normaler Feuchteabdichtung auf der Bodenplatte (teilweiser Radondurchgang)
 - gesondertem Dichtbahnmaterial (kein Radondurchgang)
 - Lüftungstechnischen Maßnahmen im Fußbodenbereich
- 6) Zuarbeit für
 - Einarbeiten des Radonschutzes vom Architekten in Gesamtplanung
 - Leistungsverzeichnis
 - Lüftungstechniker für Wärmerückgewinnungsanlage
- 7) Kontrolle der Ausführungsarbeiten auf der Baustelle durch Planer/ Architekten/ Lüftungingenieur
- 8) Messungen und Kontrolle mit bzw. nach Fertigstellung des Bauvorhabens mit
 - Ermittlung der Radonkonzentration und Luftwechselrate vor Übergabe
 - Ermittlung der Dichtheit der Bodenplatte
 - Langzeitkontrolle bis 1 Jahr nach Fertigstellung

Bei der Planung der Lüftungsanlage ist zu beachten:

- Eine zu geringe Luftmenge führt zu einer unzulässig schlechten Luftqualität!

- Eine darüber hinaus gehende Luftmenge führt in der Regel zu folgenden Nachteilen:
 - mehr Stromverbrauch durch höhere Lüfterleistung;
 - größere Leitungsquerschnitte für die Luftverteilung (höhere Kosten, Platzbedarf...);
 - störende Geräusche bei höherem Luftfluss (wenn Leitungsquerschnitt unzureichend);
 - häufigerer Wechsel der Filter (höhere Kosten) durch höhere Verschmutzungsmenge;
 - die Wärmeverluste steigen anteilig trotz sehr guter Rückwärmezahl;
 - zuströmende Luft wird im Erdwärmetauscher weniger aufgewärmt. ... usw.

Es wird somit nicht im Interesse des Bauherrn liegen, mit höheren Kosten mehr Luft als erforderlich durch seine Räume zu führen.

Auch mit einem Wärmerückgewinnungsgerät ist Radonschutz **nicht ohne weiteres möglich**. Eine hohe Rückwärme ist generell von Vorteil. Bei höherem Luftwechsel darf die Effizienz nur unwesentlich sinken, Tab. 2. Die stark umrandeten Felder zeigen, dass bei erhöhtem Luftdurchsatz die Anlage ineffizient wird und damit zur Fehlinvestition wird.

Tab. 2: Sinkende Effizienz der Wärmerückgewinnungsanlage bei höherem Luftwechsel

Effizienzgrad bei	Luftwechselrate n [1/h]	1	2	3
60%	übliche Technik	0,6	0,36	0,22
70%	dito	0,7	0,49	0,34
90%	besond. Technik	0,9	0,81	0,73
95%	dito	0,95	0,90	0,86

Sofern ein höherer Luftwechsel durch Radon notwendig wird, ist dieser korrekt zu ermitteln. Die zukunftsweisende Entwicklung der Passivhausweise mit Wärmerückgewinnung kommt dem Radonschutz entgegen. Die schon gewonnenen Erfahrungen an mehreren Tausend gebauten Häusern können voll genutzt werden. So ist auch das Problem mit dem Zurückhalten der Luftfeuchte gelöst [13], was der Lüftungstechniker dann in seiner Planung berücksichtigt. So paradox es in Bezug auf Radon klingen mag, je dichter ein Gebäude ist, desto effektiver arbeiten die Wärmerückgewinnungsgeräte und umso leichter lässt sich auch Radonschutz verwirklichen.

Weitere Vorteile beim Radonschutz mit Wärmerückgewinnung sind:

- Es kann auf dem schon hohen Stand der Passivhaustechnik-Technik aufgebaut werden.
- Neben Radon werden auch Thoron und alle Folgeprodukte reduziert.
- Auch kritische Baustoffe wie Lehm sind beherrschbar.
- Radonschutz kann indirekt über den Wärmeschutz mit gefördert werden.
- Es entstehen neben den Kosten wie Messungen, Kontrolle bei

normaler Radonbelastung	→	nahezu keine Kosten
höherer Radonbelastung	→	nur die auch sonst erforderlichen Mehrkosten.

Abschließende Bemerkung zu den Kosten:

Radonschutz wird überwiegend mit extremen Kosten gleichgesetzt. Ich kenne kein Bauvorhaben ohne Kostenabweichungen, Planungsänderungen usw. Der Anteil für Radonschutz – besser: für die Gesundheit – ist im Vergleich dazu ein Klacks. Es ist in erster Linie nicht das Geld, sondern das Wissen und die Einstellung zu dieser Thematik. Diese fast tägliche Diskussionen können ab jetzt durch die Wärmerückgewinnung der Vergangenheit angehören. Mit Wärmerückgewinnung und Passivhaustechnik können Kosten gespart werden, wenn man ehrlich rechnet: Nicht nur die einmaligen Investitionskosten, sondern alle, auch die ganz am Anfang erwähnten steigenden Energiekosten sind korrekt zu erfassen. Damit können nach

Jordan [14] sogar Kosten gespart werden. Damit dürfte es keinen vernünftigen Grund mehr geben, Radonschutz zu unterlassen.

6. Literaturverzeichnis

- [1] Positionsbestimmung des BfS zu Grundsatzfragen des Strahlenschutzes („Leitlinien Strahlenschutz), Bundesamt für Strahlenschutz, 14.05.2004
- [2] Positionsbestimmung des BfS zu Grundsatzfragen des Strahlenschutzes („Leitlinien Strahlenschutz), Bundesamt für Strahlenschutz 01.06.2005
- [3] Lungenkrebsrisiko durch Radonexpositionen in Wohnungen (Stellungnahme der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 199. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 21./22. April 2005); Seite 6.
- [4] World Health Organisation (2000) Air quality guidelines for Europe, 2nd edn. WHO Regional Publications, European Series No. 91 WHO, Regional Office for Europe Copenhagen.
- [5] Zur Radon-Exposition der Bevölkerung. Verabschiedet in der 29. Sitzung 24./25. April 1980. Veröffentlichung in Strahlenschutzkommission Band 1
- [6] Kommission der Europäischen Gemeinschaften: Empfehlungen der Kommission vom 21.02.90 zum Schutz der Bevölkerung vor Radonexposition innerhalb von Gebäuden. Amtsblatt der EG; Nr. L 80/26; 27.03.90.
- [7] Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 84. Sitzung am 30. Juni 1988.
- [8] Statistisches Bundesamt 2004
- [9] Bohl J.: Konkrete Gefahr erfordert Handeln. Zeitschrift für Umweltmedizin, 9. Jg. Heft 1/2001, S. 14-15
- [10] Die Exposition durch Radon und seine Zerfallsprodukte in Wohnungen der Bundesrepublik Deutschland und deren Bewertung. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 19
- [11] Ebel W.: Tracergasmessungen: Auswirkungen von Fensteröffnungen bei kontrollierter Lüftung. In: 7. Internationale Passivhaustagung. 21.-22.02. 2003 Hamburg. Passivhaus Institut Darmstadt. Seite 217-226
- [12] Energieeinsparverordnung. BGBl. I S. 3146, 02.12.04. In: 10. Internationale Passivhaustagung. 19./20.05.2006 Hannover. Passivhaus Institut Darmstadt. Seite 99-104
- [13] Kriesi R.: Enthalpie Plattentauscher, ein weiterer Schritt zur Komfortsteigerung.
- [14] Jordan M.: Das Passivhaus – die preisgünstigste Bauform. In: 10. Internationale Passivhaustagung. 19./20.05.2006 Hannover. Passivhaus Institut Darmstadt. Seite 589-590

MESSPROGRAMM ZUR VERDICHTUNG DER KARTE ZUR "RADONAKTIVITÄTSKONZENTRATION IN DER BODENLUFT" IN SACHSEN

MEASURING PROGRAM FOR CONSOLIDATION OF THE MAP OF "RADON ACTIVITY CONCENTRATION IN SOIL GAS" IN SAXONY

W. Preuße¹, H. Busch¹, S. Seidel², M. Hempel²

¹Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft, 2. Landesmessstelle für Umweltradioaktivität
Chemnitz, Deutschland

²Hochschule Zittau/Görlitz (FH), Deutschland

Zusammenfassung

Seit 2005 wird in Sachsen durch die Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft (UBG) ein Messprogramm zur Verdichtung der Karte zur Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft durchgeführt. Im Ergebnis soll die Karte verbesserte Aussagen zum lokalen Radonvorkommen in Sachsen ermöglichen. Zu diesem Zweck werden vorrangig Gemeinden beprobt, in denen ein hohes Radonpotential durch die bisherige Bodenluftkarte prognostiziert wird, jedoch noch keine Messwerte vorliegen, oder in denen trotz bisher niedriger Einstufung gemäß vorliegender Bodenluftkarte hohe Radonkonzentrationen in der Raumluft registriert wurden. Die Auswahl von mindestens drei Messpunkten innerhalb einer Gemeinde erfolgt unter Berücksichtigung der tatsächlich besiedelten Flächen und der auf der Gemeindefläche vertretenen geologischen Einheiten. Die im 1. Halbjahr 2006 im mittleren Erzgebirge gewonnenen Messwerte werden zu einer Neuberechnung des betreffenden Ausschnittes der Bodenlufttrardonkarte verwendet. Diese wird im Poster für die Tagung dem Ausschnitt aus der Deutschlandkarte von 2004 gegenübergestellt und verglichen. Wegen der zum Zeitpunkt der Einsendung des Beitrages für den Tagungsband noch nicht ganz abgeschlossenen Messungen im Testgebiet mittleres Erzgebirge kann dieser die Ergebnisse noch nicht enthalten.

Summary

Since 2005 the Saxon state laboratories for environmental monitoring (UBG) run a measuring program in order to consolidate the map of radon activity concentration in soil gas. The resulting new map is to make an improved classification of radon prone areas in Saxony possible. The focus of the measuring program is mainly directed to municipalities where no soil gas measurements were carried out so far but a high radon potential is predicted by the radon-in-soil-gas map or where the prognosis of a low radon potential from the 2004-map contradicts high measured indoor radon concentrations. At least three sampling sites were selected in each of the target municipalities considering the actual populated area and the local geological units. The values measured during the 1st half of 2006 in the middle Erzgebirge (Ore Mountains) are used for a new computation of the corresponding section of the radon-in-soil-gas map. This map will be compared with the section of the 2004-map of Germany on the poster at the conference. Since the measurements in the test region middle Erzgebirge are still ongoing at the date of the submission of this paper it cannot contain the results yet.

Schlüsselwörter Radon, Bodenluft

Keywords radon, soil gas

1. Motivation

Ausgehend von den prinzipiellen Erkenntnissen zur Gefährlichkeit der Inhalation der kurzlebigen Folgeprodukte von Radon-222 (hier Rn-222) wurden in Deutschland wie auch in anderen Ländern eine Reihe von Untersuchungsprogrammen zur genaueren Bestimmung des radoninduzierten Lungenkrebsrisikos in Abhängigkeit von der Exposition, zur Verteilung von Rn-222 in Gebäuden sowie zur Charakterisierung des geogenen Radon-Potentials durchgeführt. Für Deutschland und einige benachbarte Staaten wurden über die bei diesen Studien gewonnenen Ergebnisse auf den jährlichen Statusgesprächen zur Forschung zum Problemkreis Radon des deutschen Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) berichtet.

Das BMU hat im Jahr 2004 versucht mit der Vorlage von Entwürfen für ein Radonchutzgesetz und eine Radonchutzverordnung die bis dahin gewonnenen Erkenntnisse umzusetzen. In Deutschland ist seitdem der Begriff des Radonvorsorgegebietes, das über eine Klassifikation der lokal zu erwartenden Aktivitätskonzentration von Rn-222 in der Bodenluft definiert wird, ein wesentlicher Ausgangspunkt für durchzuführende Untersuchungen und zu ergreifende Maßnahmen. Ein Radonvorsorgegebiet wird hiernach in einer von drei Kategorien definiert:

Radonvorsorgegebiet (VK)	kein (0)	VK I	VK II	VK III
Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft (kBq/m ³)	< 20	20 - 40	40 - 100	> 100

Die durch das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) bereitgestellte Deutschlandkarte zur Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft (Abb. 1), aus der grundsätzlich die Lage der Vorsorgegebiete ablesbar ist, bestätigt die bekannte Tatsache, dass der Freistaat Sachsen eines der am stärksten betroffenen deutschen Bundesländer ist. Andererseits wird seitens der Autoren der Karte (s. z.B. [1]) ausdrücklich daraufhin gewiesen, dass diese sowohl wegen ihrer örtlichen Auflösung (Raster 3 km x 3 km) als auch wegen der oft geringen Dichte der Stützstellen (Punkte mit gemessenen Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft) kein geeignetes Prognoseinstrument auf lokaler Ebene darstellen kann. Um für den Freistaat Sachsen den diesbezüglichen Kenntnisstand zu verbessern, wurde vom Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) entschieden ein Messprogramm durchzuführen, mit dem die Anzahl der Stützstellen für die Bodenlufradonkarte in Sachsen mindestens verdoppelt wird. Das SMUL hat die Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft (UBG, betreibt u.a. die sächsischen Landesmessstellen für Umweltradioaktivität) mit der Durchführung dieses Messprogramms beauftragt.

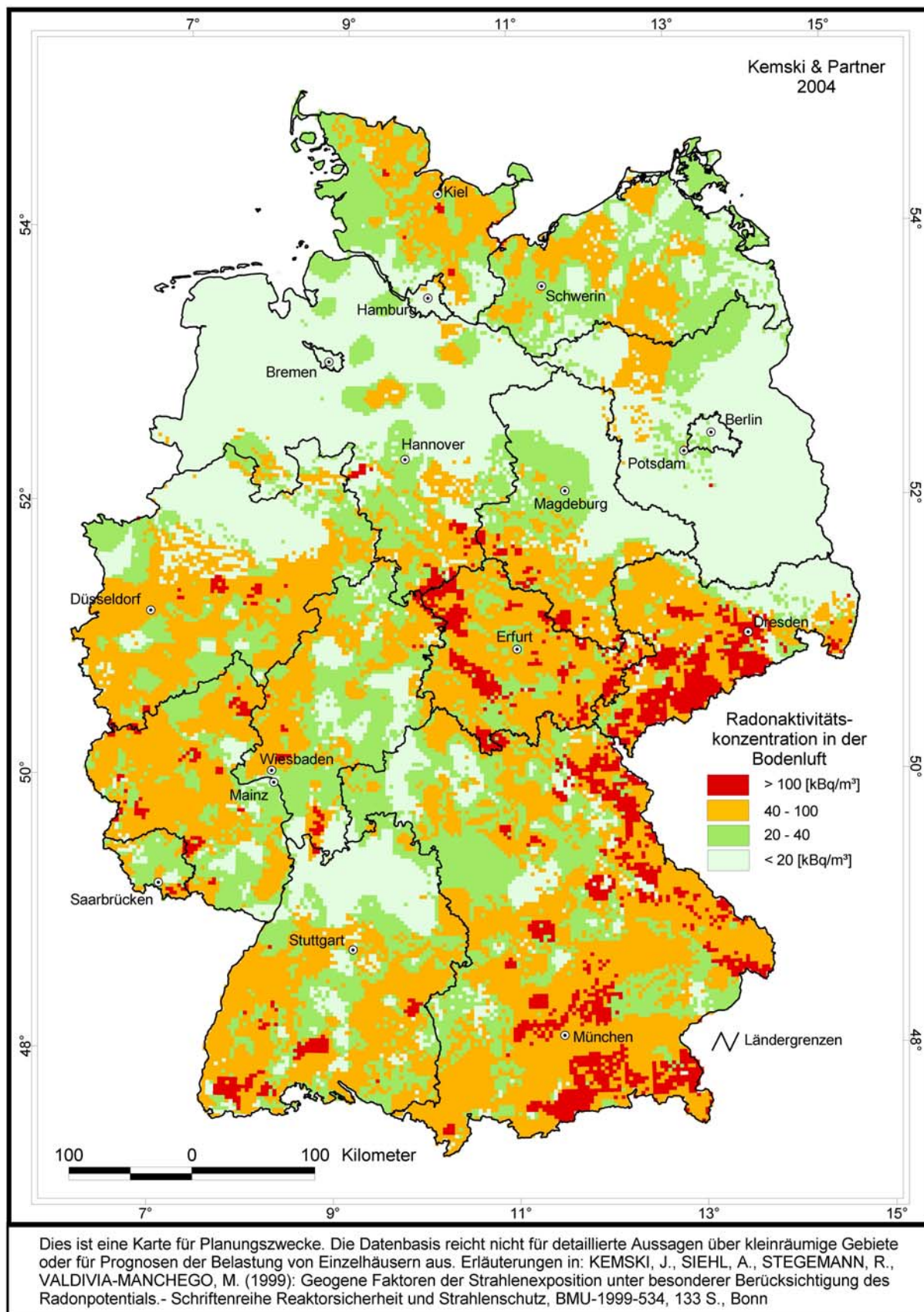


Abb. 1: Deutschlandkarte der Radonaktivitätskonzentration in der Bodenluft (übernommen aus [2]).

2. Konzept

Die bisherige Bodenlufttradonkarte stützt sich in Sachsen auf 319 Bodenluftmesspunkte und wie in ganz Deutschland auf eine generalisierte Geologie, die als Hintergrund bei der abstandsgewichteten Interpolation zwischen den Messwerten in der Fläche dient [1]. Mit der vorhandenen Bearbeitungskapazität können entsprechend der vorgegebenen Zielstellung im geplanten Zeitraum von 2-3 Jahren ca. 400 Messpunkte beprobt und gemessen werden. Um eine vergleichbare Qualität und damit Verwendbarkeit der neu zu gewinnenden Messwerte sicherzustellen, wurde in enger Anlehnung an die Methodik des Auftragnehmers des BMU bei der Erstellung der Deutschlandkarte aus Abb. 1 vorgegangen [3]:

- Auswahl von ca. 130 Gemeinden (Abb. 2) auf der Grundlage des bisherigen Untersuchungsstandes:

Anzahl der für Bodenluftmessungen ausgewählten Gemeinden	ausgewählt, da ... (tritt ...mal auf)	Vorsorgegebietskategorie VK laut Abb. 1	
67 von 141	kein Bodenluftmesswert (67 x)	VK III	
11 ¹⁾ von 141	nur ein Bodenluftmesswert (38 x)		
43 ²⁾ von 233	kein Bodenluftmesswert (147 x)	VK II	
12 von 153	trotz VK erhöhte Raumluftwerte > 200 Bq/m ³	VK I	VK 0

¹⁾ Der vorhandene Messwert ist < 40 kBq/m³ und widerspricht somit VK III.

²⁾ Nach den geologischen Gegebenheiten ist eventuell VK III zu erwarten.

- Auswahl von mindestens 3 Messpunkten in jeder der ausgewählten Gemeinde möglichst auf öffentlichen Flächen, um einerseits den Aufwand (Anzahl der zu beteiligenden Ansprechpartner) zu begrenzen und andererseits auch die geologische Variabilität innerhalb einer Gemeinde wenigstens teilweise abbilden zu können.
- Durchführung von drei Bohrungen an jedem Messpunkt im Abstand von 5 m (Ecken eines gleichschenkligen Dreiecks) möglichst bis in eine Tiefe von 1,1 m.
- Befüllung von jeweils 3 Lucas-Zellen pro Bohrung mit Bodenluft aus ca. 1 m Tiefe.
- Dreimalige Messung jeder Lucas-Zelle mit einem Photomultiplier im Labor.
- Charakterisierung des Messpunktes durch den höchsten Mittelwert (nach Ausschluss von Ausreißer) aus den Messungen der drei Lucas-Zellen einer Bohrung (Abb. 3).
- Neuberechnung der Bodenlufttradonkarte für den Freistaat Sachsen mit den Messwerten der neuen und der früheren Messpunkte als Stützstellen auf der Grundlage der generalisierten Geologie, die auch bei der Berechnung der bisherigen Karte verwendet wurde.

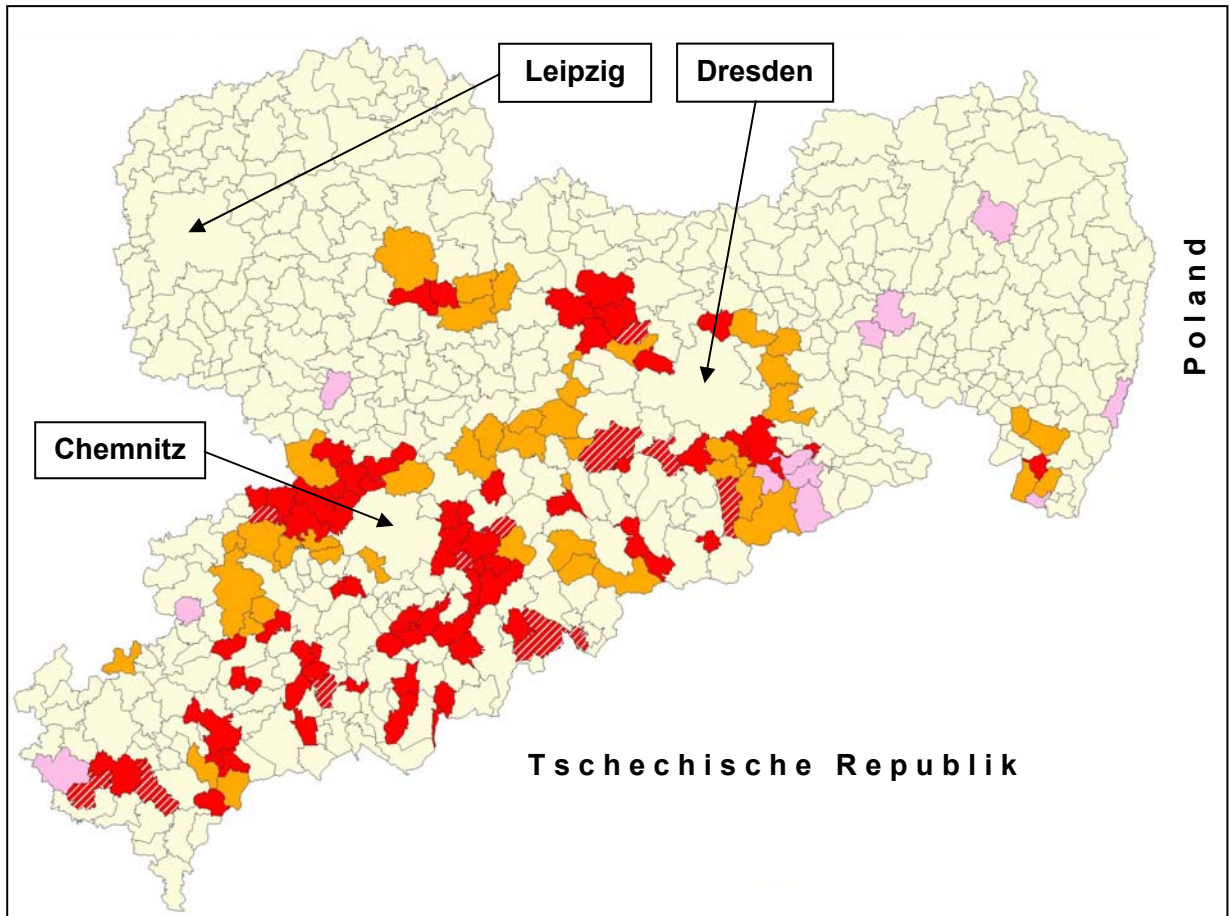


Abb. 2: Lage der für das Bodenluftmessprogramm ausgewählten Gemeinden in Sachsen (zur Farblegende siehe die vorstehende Tabelle, die schraffierten dunklen Flächen sind VK III mit bisher einem Bodenluftmesswert).

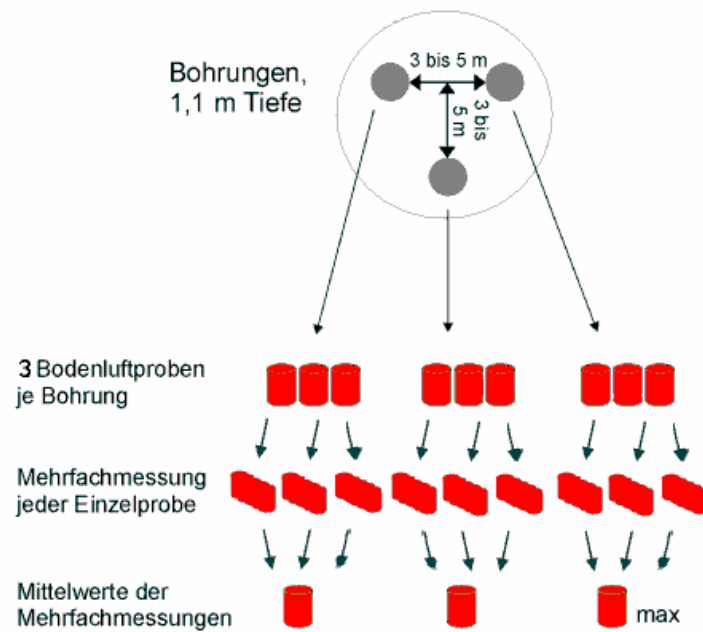


Abb. 3: Schematische Darstellung von Bodenluftprobenahme und -messung (nach [4]).

3. Umsetzung

Nach Abschluss der vorbereitenden Arbeiten wurden im Jahr 2005 die Messpunkte in 26 Gemeinden beprobt und gemessen. Dabei stellte sich heraus, dass formale Anforderungen zu erfüllen sind, die bei den Planungen zunächst nicht beachtet worden waren. Dies betrifft in erster Linie die Notwendigkeit der Beantragung von Schachtscheinen für alle Medien, die möglicherweise in einer zu untersuchenden Fläche verlegt sind.

Im ersten Halbjahr 2006 werden zielgerichtet Gemeinden im Raum des mittleren Erzgebirges (Abb. 4) untersucht, um für dieses zusammenhängende Gebiet eine versuchsweise Berechnung der verdichteten Bodenlufradonkarte realisieren zu können bevor das gesamte Messprogramm absolviert ist.

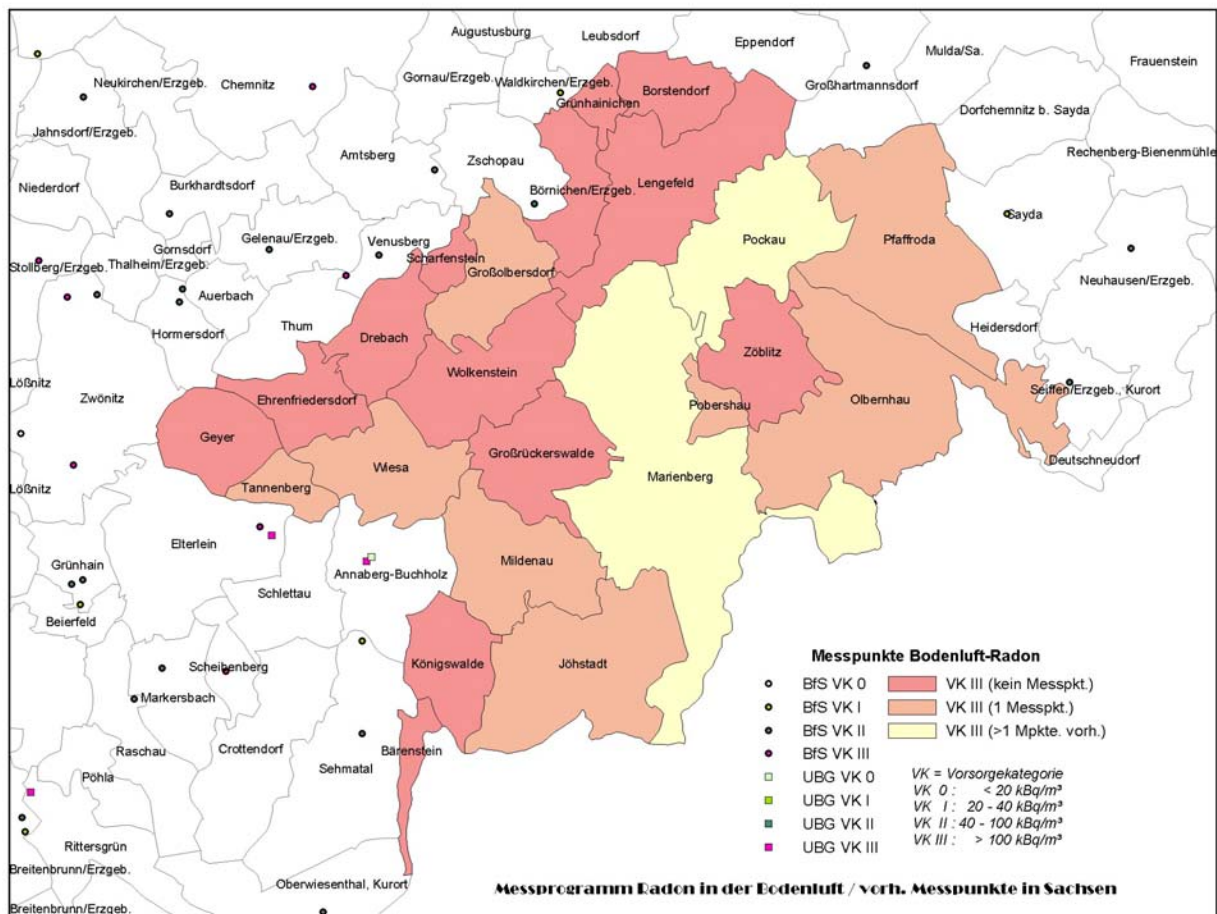


Abb. 4: Untersuchte Gemeinden im Mittleren Erzgebirge für die eine erste Berechnung der verdichteten Bodenlufradonkarte durchgeführt wird.

Die Darstellung der Ergebnisse dieser Neuberechnung und der Vergleich mit der bisherigen Bodenlufradonkarte muss dem Posterbeitrag auf der Tagung vorbehalten bleiben, da die dazugehörigen Probenahmen und Messungen im Testgebiet mittleres Erzgebirge noch bis zum Juli 2006 durchgeführt werden.

4. Danksagung

Wir danken den Herren J. Kemski und R. Klingel (Kemski & Partner - Beratende Geologen, Bonn) für ihre Hilfsbereitschaft und Unterstützung in allen fachlichen und technischen Fragen und Herrn M. Valdivia-Manchego (Geologisches Institut der Universität Bonn) für die Neuberechnung der Bodenluft radonkarte im Untersuchungsgebiet.

5. Literaturverzeichnis

- [1] Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., Stegemann, R. (2005): Radon transfer from ground to houses and prediction of indoor radon in Germany based on geological information.- in: Radioactivity in the Environment, 7: McLaughlin, J.P.; Simopoulos, S.E.; Steinhäusler, F. (ed.): The Natural Radiation Environment VII: 820-832

- [2] Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung (Jahresbericht 2004), Hrsg. BMU 2005; Karte auch unter <http://www.bmu.de/strahlenschutz/downloads/doc/6656.php> (Zugriff am 20.06.2006), Autoren: Kemski & Partner - Beratende Geologen, Bonn

- [3] Kemski, J., Siehl, A., Stegemann, R., Valdivia-Manchego, M. (2001): Mapping the geogenic radon potential in Germany.- Science Total Environm., 272: 217-230

- [4] Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., Stegemann, R., Valdivia-Manchego, M. (2002): Transferfunktion für die Radonkonzentration in der Bodenluft und der Wohnraumluft (Abschlussbericht zu den Forschungsvorhaben St. Sch. 4186 und St. Sch. 4187), Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz des BMU, BMU-2002-598

NATÜRLICHE RADIONUKLIDE IM TRINKWASSER – UNTERSUCHUNGEN IN HESSEN

NATURAL OCCURRING RADIOACTIVE NUCLIDES IN DRINKING WATER - INVESTIGATIONS IN HESSE

H. Hingmann¹, V. Ehret¹ Th. Allinger²

¹ Fachhochschule Gießen-Friedberg, Institut für Medizinische Physik und Strahlenschutz

² Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Kassel

Zusammenfassung

Mit der Untersuchung natürlicher Radionuklide im Trinkwasser soll für Hessen eine Grundlage dafür geschaffen werden, die Messwerte für die Ermittlung der in der Trinkwasserverordnung genannten Radioaktivitäts-Parameter einzuordnen. Derzeit (Stand: Juni 2006) liegen Ergebnisse für 43 Anlagen vor. Um Hinweise auf z. B. hydrogeologische oder verfahrenstechnische Einflüsse erkennen zu können, wurden an allen Probenahmestellen auch Rohwasserproben genommen. Die Analytik wird/wurde vom Bundesamt für Strahlenschutz vorgenommen und betrifft die Radionuklide Ra-226, U-238, U-234, Pb-210, Po-210, Rn-222 und die Gesamt-Alpha-Aktivität.

Nicht zuletzt erscheinen die Messungen auch in Zusammenhang mit der Diskussion über einen Grenzwert für Uran im Trinkwasser relevant.

Summary

This investigation on naturally occurring radioactive nuclides in drinking water creates a base to classify the measurements leading to the radioactivity parameters, given by the German Drinking Water Ordinance. Until now (June 2006) there are results available for 43 plants. Samples were also taken from raw water to get information about influences of e.g. hydrogeological features or water treatment. Analysis for the concerning nuclides Ra-226, U-238, U-234, Pb-210, Po-210, Rn-222, and the total-alpha-activity is/was undertaken by the Federal Office of Radiation Protection.

The results appear to be relevant for the discussion on a threshold value for uranium in drinking water.

Schlüsselwörter *Trinkwasser, natürliche Radioaktivität, Uran, Radium*

Keywords *Drinking Water, Natural Radioactivity, Uranium, Radium*

1. Einleitung

In der novellierten Trinkwasserverordnung vom 21.05.2001 [1] werden die zulässigen Gehalte radioaktiver Stoffe im Trinkwasser durch „Radioaktivitäts-Parameter“ geregelt. Hierbei handelt es sich um die Begrenzung der Tritium-Konzentration (100 Bq/l) und die Festlegung einer Gesamtrichtdosis (0,1 mSv/a), die durch Aufnahme radioaktiver Nuklide mit dem Trinkwasser nicht überschritten werden darf. Zur Dosisermittlung sind alle künstlichen und natürlichen Radionuklide außer Tritium, Kalium-40 und Radon einschließlich aller Folgeprodukte zu berücksichtigen.

Über die Ermittlungen der Aktivitätsparameter sind in der Trinkwasserverordnung keine konkreten Angaben gemacht. Die zuständige Behörde kann auf eine Überwachung verzichten, wenn sie auf der Grundlage anderer durchgeführter Überwachungen davon überzeugt ist, dass der Wert für Tritium und die berechnete Gesamtrichtdosis deutlich unter dem Parameterrichtwert liegt. Die Gesamtrichtdosis ist nicht direkt messbar, sondern rechnerisch zu ermitteln aus dem Trinkwasserkonsum, den nuklidspezifischen Radioaktivitätskonzentrationen und Dosiskoeffizienten. Als Alternative zur Dosisermittlung wird die Messung der Gesamt-Alpha-Aktivitätskonzentration als ausreichendes Maß für die Gesamtrichtdosis diskutiert.

Natürliche radioaktive Stoffe sind in allen Böden und Gesteinen vorhanden. Ihre Entstehung geht vor allem von den radioaktiven Elementen Uran und Thorium aus. Die Konzentrationen hängen ab von geologischen Gegebenheiten, in granitischen Gebieten werden höhere Werte erwartet. Aus Gesteinen gelangen geringe Mengen dieser Radionuklide über Lösungs- und Transportvorgänge ins Grund- und Trinkwasser. Die Einflüsse auf die Konzentration natürlicher radioaktiver Stoffe im Trinkwasser können sehr vielfältig sein. Neben geologischen und hydrogeologischen Aspekten können auch Aufbereitungsschritte Bedeutung haben. Im Rahmen dieses Beitrags bleiben derartige Aspekte weitestgehend unbehandelt. Umfassende Ausführungen dazu und weitere im Rahmen anderer Messprogramme ermittelte Ergebnisse findet man in [2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9].

2. Vorhaben

Im Rahmen des Trinkwassermessprogramms des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) wurden bisher für Hessen aus 43 Wasserversorgungsanlagen Roh- und Reinwasserproben entnommen und hinsichtlich ihrer Radioaktivitätskonzentration nuklidspezifisch analysiert. In der Regel gibt es zwei Probenahmeorte je Landkreis, Abb. 1 zeigt deren geografische Verteilung bundesweit und für Hessen. Die Messungen wurden vom BfS durchgeführt. Die Probenmengen betragen je 40l, zusätzlich 0,5l für die Rn-222-Bestimmung.

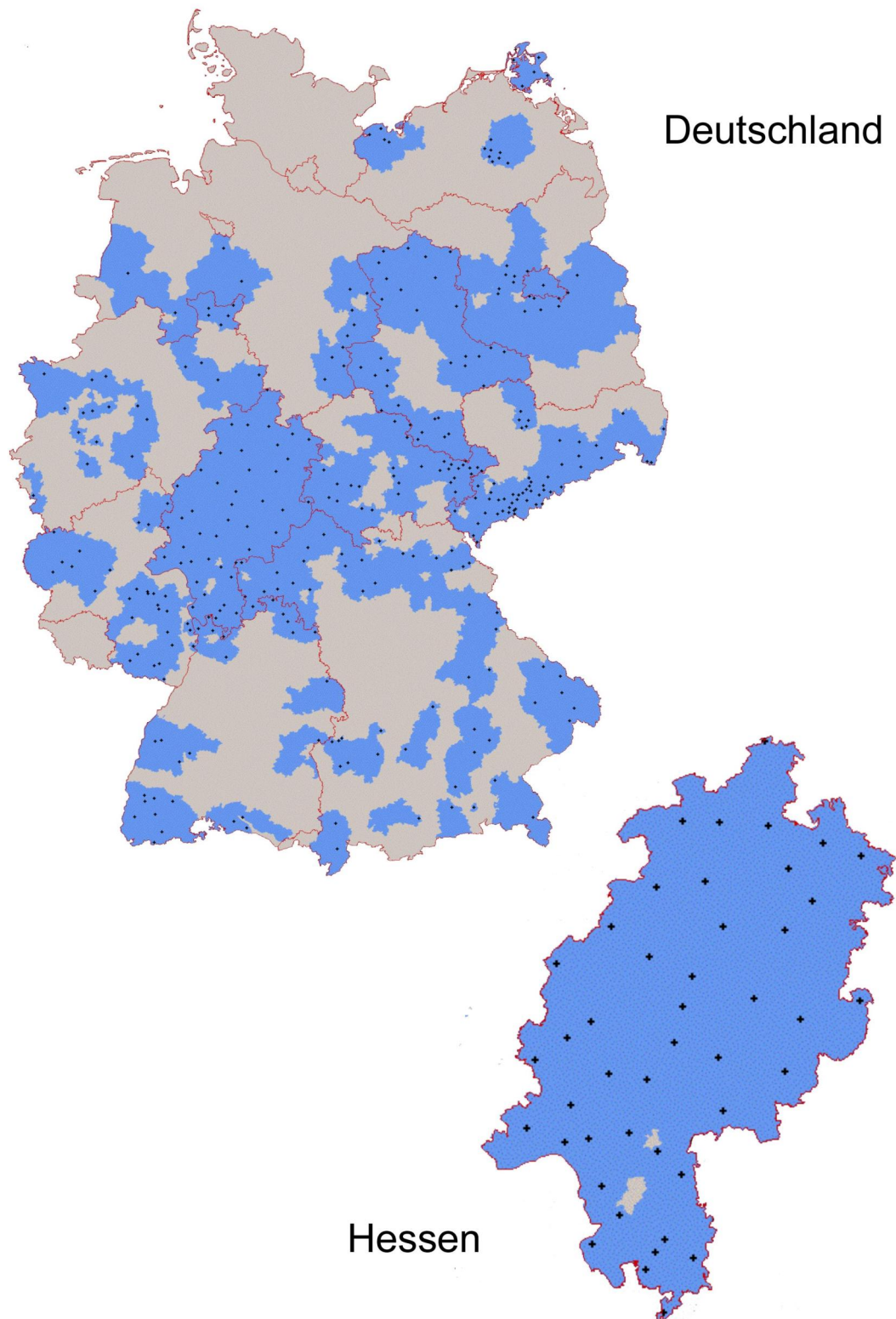


Abb. 1: Geografische Verteilung der im Rahmen des BfS -Trinkwasserprogramms beprobten Wasserversorgungsanlagen (Stand: Anfang 2006; modifiziert aus [10])

3. Ergebnisse

Die Vielzahl der Einzelergebnisse sind in Tab. 1 zusammengefasst. Sie enthält für Hessen alle Daten bis Juni 2006. Zum Vergleich sind dort auch bundesweit ermittelte Medianwerte und Wertebereiche angegeben. Leider standen dafür nicht die Werte des BFS-Trinkwassermessprogramms zur Verfügung.

Ergebnisse für U-234 sind in der Tabelle 1 nicht enthalten. Eine analytische Bestimmung wurde nur vorgenommen, wenn die Aktivitätskonzentration von U-238 größer als 10 mBq/l war. Deshalb liegt hierfür nur eine geringe Anzahl und statistisch nicht repräsentative Auswahl von Ergebnissen vor.

Für Rn-222 wurde im Rahmen eines früheren Projektes aus der Analyse von 155 Reinwasserproben für Hessen ein Medianwert von 6100 mBq/l ermittelt [11]. Der in Tab. 1 genannte Wert von 6700 mBq/l aus 43 Proben kommt diesem sehr nahe.

Tab. 1: Vergleich der Radionuklidkonzentrationen

Radionuklid	Deutschland ¹⁾		Hessen ²⁾	
	Wertebereich mBq/l	Medianwert mBq/l	Medianwert mBq/l	Wertebereich mBq/l
Ges. - α	--	--	19,4	< 1,7 - 246
U-238	< 0,5 - 440	16 (6 ³⁾) ⁴⁾	1,9	< 0,7 - 78
Ra-226	< 0,5 - 260	5	4,1	< 0,8 - 14
Rn-222	< 2 - 1 500 000	5900	6700	< 1400 - 61000
Pb-210	< 0,2 - 620	6,9 ⁴⁾	1,9	< 1,7 - 16
Po-210	< 0,1 - 110	1,7 ⁴⁾	0,7	< 0,4 - 13
Ra-228	< 4,5 - 130	12 ⁴⁾	3,6	< 0,7 - 44

¹⁾ BfS-Ergebnisse aus [3] (aktuellere BfS-Daten leider nicht verfügbar)

²⁾ Ergebnisse aus 43 Einzelmessungen (Stand Juni 2006)

³⁾ geschätzter Wert für die gesamte Bundesrepublik

⁴⁾ Die Werte dieser Radionuklide für Deutschland wurden überwiegend an Proben aus dem Erzgebirge und dem Vogtland bestimmt.

Für alle Radionuklide zeigt Tab. 1 für die Aktivitätskonzentrationen hessischer Trinkwasserproben geringere Medianwerte. Die oberen Grenzen der Wertebereiche liegen deutlich unter denen der bundesweit ermittelten Ergebnisse. Für Ra-226 wird dies auch in Abb. 2 bestätigt. Dort ist die Summenhäufigkeit der Ra-226-Konzentrationen dargestellt. Im Unterschied zu Tab. 1 wurde hier für Deutschland ein jüngeres Datenkollektiv verwendet. Erwartungsgemäß verläuft die Kurve für Hessen bei niedrigeren Konzentrationen.

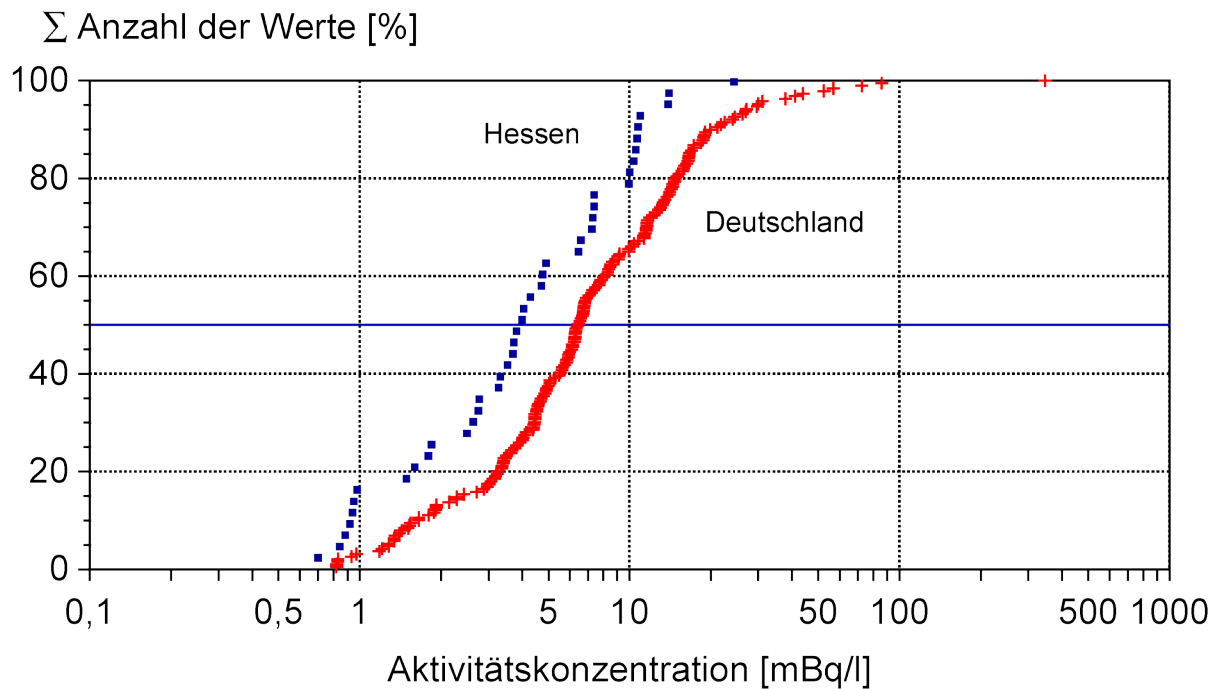


Abb. 2: Summenhäufigkeit der Ra-226-Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser (modifiziert aus [10])

Die für Hessen ermittelten Urankonzentrationen sind jeweils für Roh- und Reinwasser in Abb. 3 dargestellt. Man erkennt insgesamt große Schwankungen, aber nur geringe Unterschiede zwischen den Roh- und Reinwasserwerten. Das lässt auf geringen Einfluss durch Aufbereitungsmaßnahmen schließen.

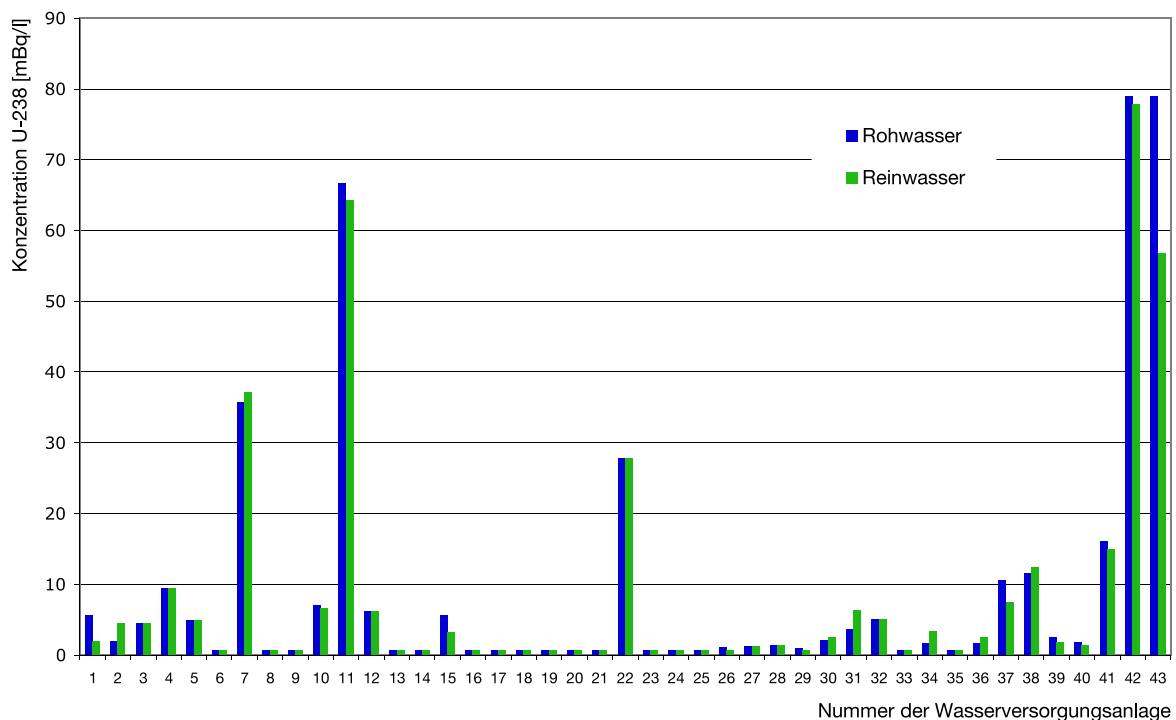


Abb. 3: Aktivitätskonzentration von Uran-238 im Roh- und Reinwasser

Abb. 4 zeigt das Verhältnis der Aktivitätskonzentrationen von U-238 zu Ra-226. Die Werte liegen von kleiner 1 bis 16 und sind geprägt von der Menge und Löslichkeit bzw. chemischen Verbindung dieser Radionuklide am Entnahmestort des Rohwassers.

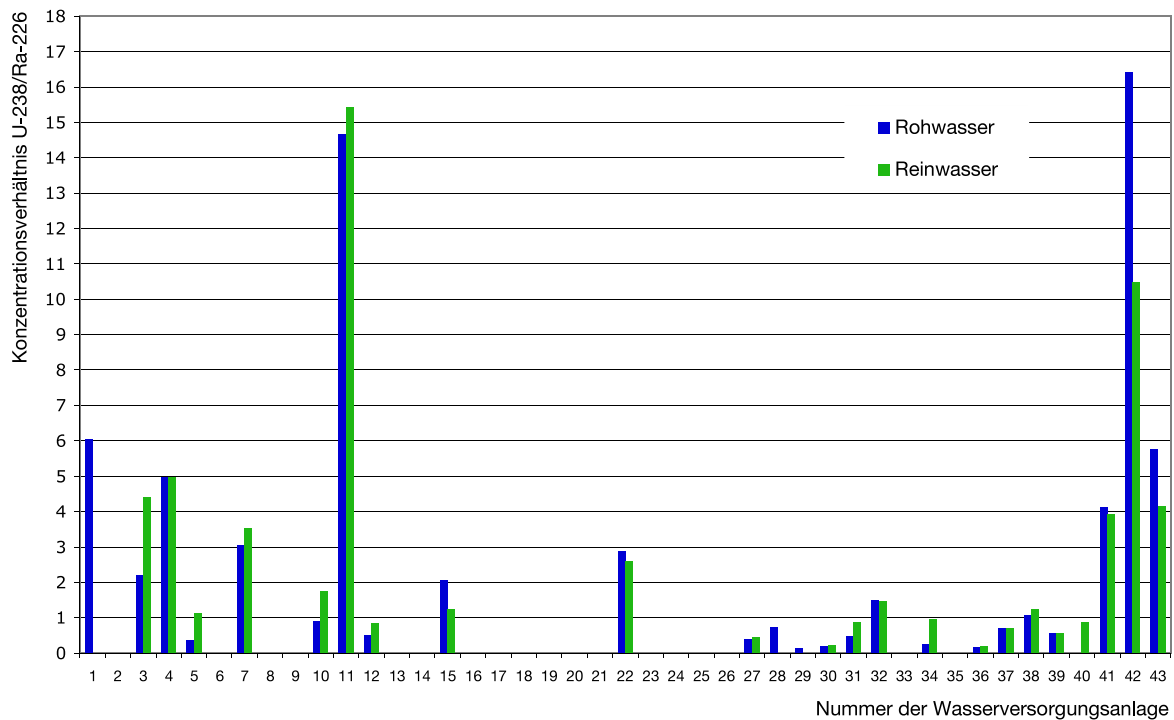


Abb. 4: Verhältnis der Aktivitätskonzentrationen von U-238 zu Ra-226 im Roh- und Reinwasser (liegt eine Konzentration unterhalb der NWG, wurde kein Wert ermittelt)

4. Effektive Dosis

Zur Beurteilung der gemessenen Konzentrationswerte muss die unterschiedliche strahlenbiologische Wirksamkeit der Radionuklide berücksichtigt werden. Dies geschieht mit der Berechnung der effektiven Dosis durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit dem Trinkwasser (Gl. 1).

$$H = \sum_r g_r \cdot U_w \cdot c_r \quad (1)$$

- H = effektive Jahresdosis in Sv
- g_r = Dosiskoeffizient für das Radionuklid r in Sv/Bq
- c_r = Konzentration des Radionuklids r in Bq/l
- U_w = Jährlicher Trinkwasserkonsum in l

Die Werte für Dosiskoeffizienten und jährlichen Trinkwasserkonsum sind altersabhängig. In Abb. 5 sind die Dosiskoeffizienten für künstliche und natürliche Radionuklide dargestellt. Man erkennt beispielsweise einen deutlich höheren Wert für Ra-228 im Vergleich zu Ra-226. Das bedeutet, dass bei gleicher Aktivitätskonzentration die effektive Dosis für Ra-228 entsprechend höher ist.

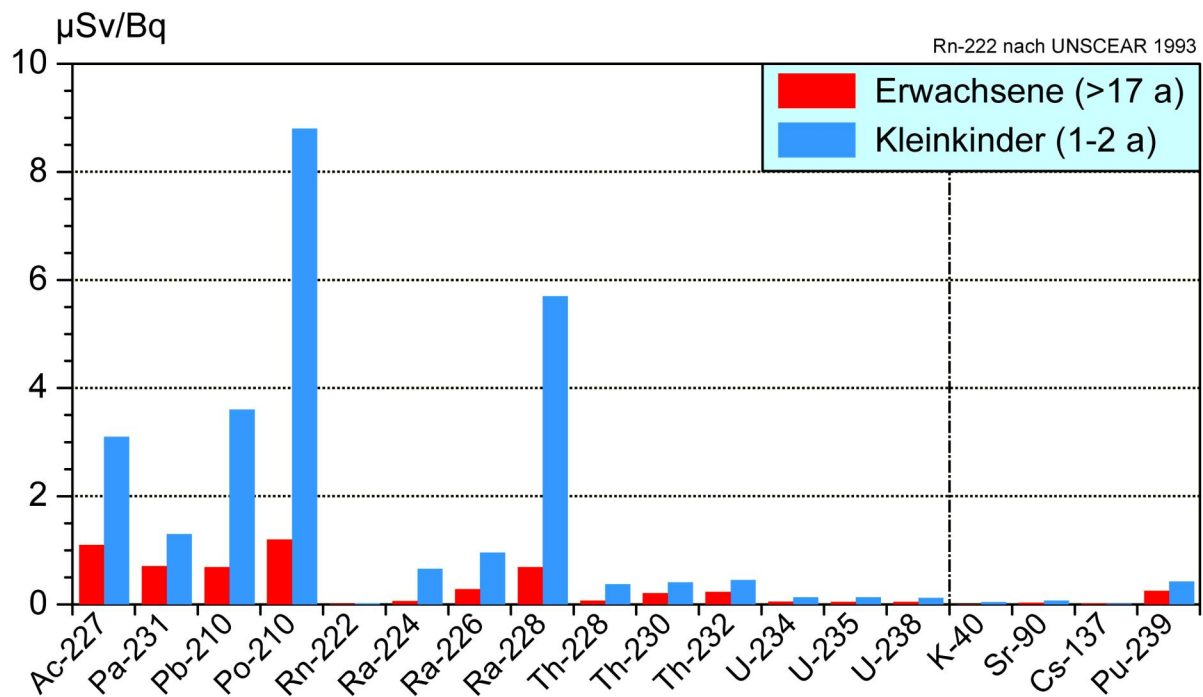


Abb. 5: Dosiskoeffizienten (Ingestion) verschiedener Radionuklide [10]

5. Schlussaspekte

Insbesondere seit der öffentlichen Diskussion über Radiumgehalte in Mineralwässern legen die Wasserversorger in der Regel großen Wert darauf, dass die Ergebnisse von Radioaktivitätsmessungen nicht unsachgemäß benutzt werden. Die Qualität von Beiträgen zur Diskussion über die Einführung eines Grenzwertes für Uran in Trinkwasser trägt hiezu maßgeblich bei.

Der umfangreiche Datenpool und so auch Werte des aktuellen Trinkwassermessprogramms des Bundesamtes für Strahlenschutz stehen leider gegenwärtig ebenfalls nicht zur Verfügung. Die Pflicht zur rigorosen Anonymisierung der Werte und die Nichtverfügbarkeit der BfS-Ergebnisse erschweren spezifische Betrachtungen hinsichtlich geologischer Einflüsse, Aufbereitungsaspekten und Regionen höherer Konzentrationen.

6. Danksagung

Die Autoren danken Herrn Dr. Bünger vom Bundesamt für Strahlenschutz, Fachgebiet 2.2, für die Zusammenarbeit bei der Organisation der Probenahmen, der Analysen und Interpretation der Messergebnisse.

7. Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung (TrinkwV) vom 21. Mai 2001, Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 24, Seite 959ff, 2001
- [2] Bünger, Th.: Der Gehalt natürlicher Radionuklide (Uran, Radium, Thorium u. a.) im Trinkwasser; in: Radon und Trinkwasser; Hrsg. K. Aurand und H. Rühle; Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin 1997
- [3] Bünger, Th., Obrikat, D.: Überwachung natürlicher Radionuklide in Trinkwasser, Vortrag auf dem "12. Fachgespräch zur Überwachung der Umweltradioaktivität, Bonn, 8.-12.4.2003", Tagungsband S. 465, im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- [4] Bünger, Th., Rühle, H.: Determination and evaluation of natural radioactive nuclides in drinking water from selected water supplies of the Erzgebirge and the Vogtland regions, Kerntechnik, Vol. 62, p.239-244, Munich 1997
- [5] Körner, S.; Buchanzow, A: Strahlenexposition durch natürliche Radioisotope aus gewerblichen Betrieben in Bayern, Abschlussbericht vom 30.12.2004, Bayerisches Landesamt für Umwelt
- [6] Reifenhäuser, C.: Untersuchung natürlicher Radionuklide im Trinkwasser, in: Jahresbericht 2003, Bayerisches Landesamt für Umwelt
- [7] Rühle, H.: Natürliche radioaktive Stoffe im Trinkwasser und Mineralwasser; Strahlenschutzpraxis, 1/2001
- [8] Wissler, S.; Pilz, N.: Natürliche Radioaktivität im Wasser - Anforderungen in der Trinkwasserverordnung und Strahlenschutzverordnung; energie/wasser-praxis 3/2006
- [9] DVGW-Information Nr. 66: TrinkwV 2001 - Bedeutung der radioaktivitätsbezogenen Parameter
- [10] Bünger, Th.: Radioaktivität im Trinkwasser sowie Strahlenschutzaspekte bei der Trinkwasseraufbereitung und den dabei anfallenden Reststoffen, 15. Fachtagung „Umweltverträgliches Wirtschaften“ - Vortrag im C.U.T in Osnabrück, 16. März 2006
- [11] Hingmann, H.; Ehret, V.: Radonkonzentrationen in Roh- und Reinwasserproben aus Hessen, 34. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.; Kloster Seon; April 2002; Tagungsband Seite 213 - 219

KONZEPT ZUR ABSCHÄTZUNG DER RADON-LANGZEITEXPOSITION IN AUFENTHALTSBEREICHEN

CONCEPT FOR THE ASSESSMENT OF RADON-LONG TERM EXPOSITION IN LOUNGE AREAS OF BUILDINGS

R. Lehmann, W. Meyer
Bundesamt für Strahlenschutz, Deutschland

Zusammenfassung

Für die Bewertung des Gesundheitsrisikos durch Radonexposition in Wohnungen wird ein Expositionszeitraum von 30 Jahren zu Grunde gelegt. Ersatzweise wird die Radonexposition in Wohnungen und anderen Aufenthaltsbereichen anhand der Ergebnisse von Messungen der Radonkonzentration über weitaus kürzere Zeiträume, längstens einem Jahr, bewertet. Unter anderem auf Grund der unterschiedlichen meteorologischen Verhältnisse unterscheiden sich diese Messwerte mehr oder weniger vom langjährigen Mittelwert. Es wird ein Konzept diskutiert, Ergebnisse von Messungen über kürzere Zeiträume als Mittelwerte entsprechend der langjährigen meteorologischen Situation im Messgebiet zu interpretieren.

Summary

A period of 30 years is taken as a basis for evaluating the health risk due to radon exposures in dwellings. Alternatively, the radon exposure in dwellings and other places of physical stay is evaluated with the help of results gained in measurements of the radon concentrations over far shorter periods, at maximum one year. Not only because of the varying meteorological conditions differ these measured values more or less from the mean value gained over many years. A concept is discussed to interpret the results of measurements over shorter periods as mean values corresponding to the meteorological situation of many years in the area where the measurements took place.

Schlüsselwörter Radon, Messungen, Jahresmittelwert

Keywords radon, measurements, long term mean value

1. Einleitung

Für das Gesundheitsrisiko durch Radonexposition sind die letzten 30 Jahre (Langzeit-Radonexposition) entscheidend. Problematisch für die Bewertung dieser Langzeitexposition ist neben der retrospektiven Expositionsabschätzung die Dauer der Messungen in den aktuellen Aufenthaltsbereichen. Als Konvention hat sich in international eingebürgert, die Langzeitexposition anhand der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration zu bewerten. Da die zeitlichen Schwankungen der Radonkonzentration in den meisten Fällen durch Variationen der Austauschrate der Raum-Innenluft mit der Außenluft bestimmt werden, und diese wiederum in vielen Fällen stark von der Außentemperatur abhängig ist, wird hier eine Vorgehensweise beschrieben, wie auf der Basis von Messungen über kurze Zeiträume die für den Untersuchungsbereich für ein Jahr oder längere Zeiträume relevante mittlere Radonkonzentration abgeschätzt werden kann.

2. Unsicherheiten bei der Bestimmung der Langzeitmittelwerte der Radonkonzentration

2.1 Allgemeines

Die Radonkonzentration in Räumen ist eine Messgröße, die in Abhängigkeit von der Messmethode charakteristische Unsicherheiten aufweist. Bei der Bewertung der Langzeit Radonexposition treten zusätzliche Unsicherheiten infolge der mehr oder weniger starken zeitlichen Schwankungen der Radonkonzentration auf. Diese überwiegen in der Regel die eigentlichen Messunsicherheiten deutlich.

Das Ergebnis einer Messreihe ist der um die bekannten systematischen Abweichungen berichtigte Mittelwert \bar{x} verbunden mit einem Intervall, in dem vermutlich der wahre Wert der Messgröße liegt. Die Differenz zwischen der oberen Grenze dieses Intervalls und dem berichtigten Mittelwert bzw. der Differenz zwischen dem berichtigten Mittelwert und der unteren Grenze dieses Intervalls wird als Messunsicherheit bezeichnet [1]. Die Messunsicherheit bei integrierenden Messungen über ein Jahr mit BfS-Diffusionskammern ist im Bereich um 100 Bq/m^3 kleiner als 15 %.

Der zeitliche Gang der Radonkonzentration in Häusern wird sowohl durch objektive- als auch subjektive Faktoren bestimmt.

Eine Reihe von Gegebenheiten werden bereits bei der Projektierung und Errichtung des Gebäudes vorgegeben. Dazu zählen: Gebäudestandort und Bauwerksstruktur, verwendete Baumaterialien und Konstruktionselemente einschließlich deren Verarbeitung, technisch bedingte Durchdringungen der Gebäudehülle im erdberührten Bereich sowie das gesamte Heizungs-Lüftungssystem. Einige dieser Merkmale können während der langjährigen Nutzungsphase der Häuser Veränderungen erfahren.

Durch die Gebäudenutzer bestimmte Parameter sind die Art der Raumnutzung und das Heizungs-/Lüftungsverhalten.

Meteorologische Parameter (Außentemperatur, Geschwindigkeit und Richtung des Windes sowie Luftdruck) sind standortabhängig und zeitlich veränderlich. Sie beeinflussen in Abhängigkeit von den oben genannten Gegebenheiten des Gebäudes und seines Standortes sowie den jeweiligen Nutzern die zeitliche Veränderung und die räumliche Verteilung der Radonkonzentration im Haus.

2.2 Jahresmittelwert der Radonkonzentration

Zur Bewertung der Radonsituation in Wohnungen wird gewöhnlich der Jahresmittelwert verwendet. Dabei ist bekannt, dass der Jahresmittelwert der Radonkonzentration, selbst in von Menschen unbenutzten Räumen, in Abhängigkeit von den mittleren jährlichen meteorologischen Verhältnissen und der baulichen Situation bis einige 10 % schwanken kann. In Kellern Schneebergs mit Langzeitmittelwerten der Radonkonzentration unter 1000 Bq/m^3 (wenig oder nicht durch Untertagewetter beeinflusst) wurden die in Abb. 1 dargestellten Schwankungen der Jahresmittelwerte festgestellt. Diese annähernd normal verteilten Variationen weisen eine Standardabweichung von 28 % der Jahresmittelwerte gegenüber dem Langzeitmittelwert auf. In offensichtlich stark durch Grubenwetter beeinflussten Häusern beträgt die Standardabweichung 34 %.

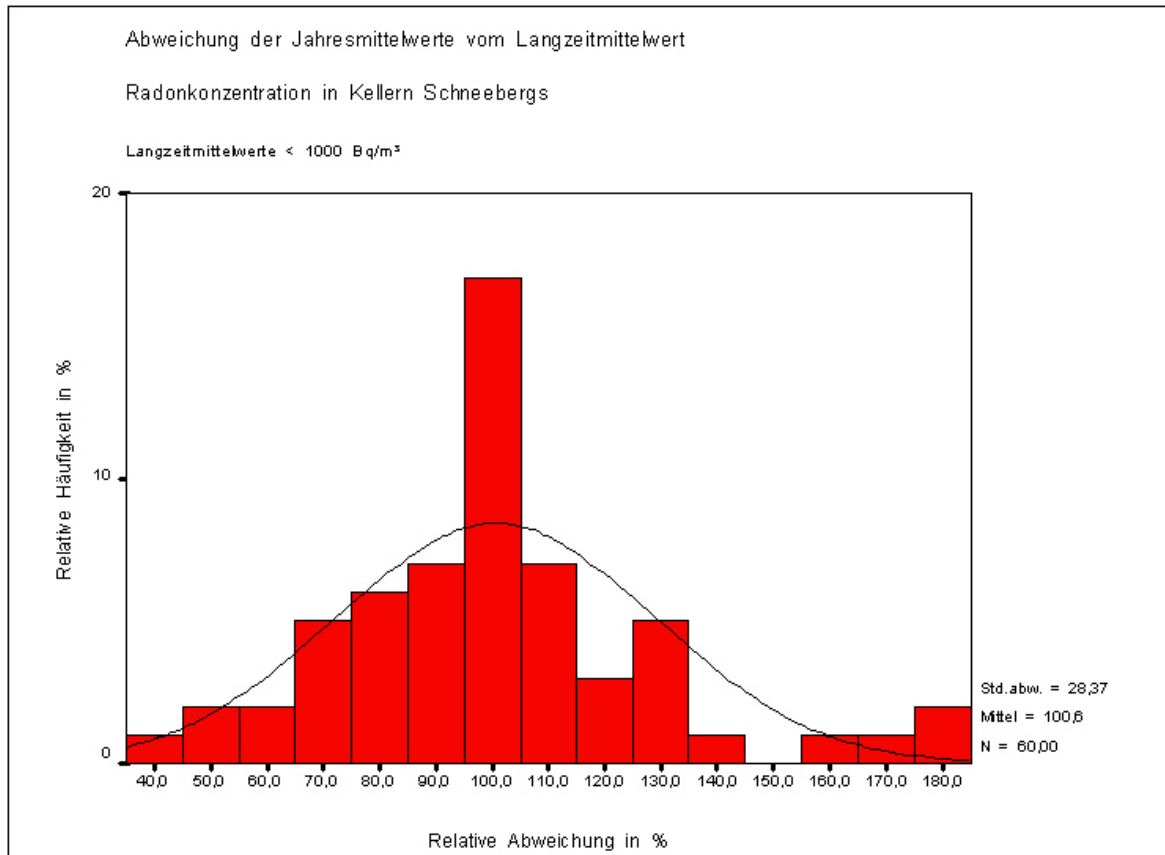


Abb. 1: Schwankungen der Jahresmittelwerte der Radonkonzentration in von Personen ungenutzten Kellerräumen

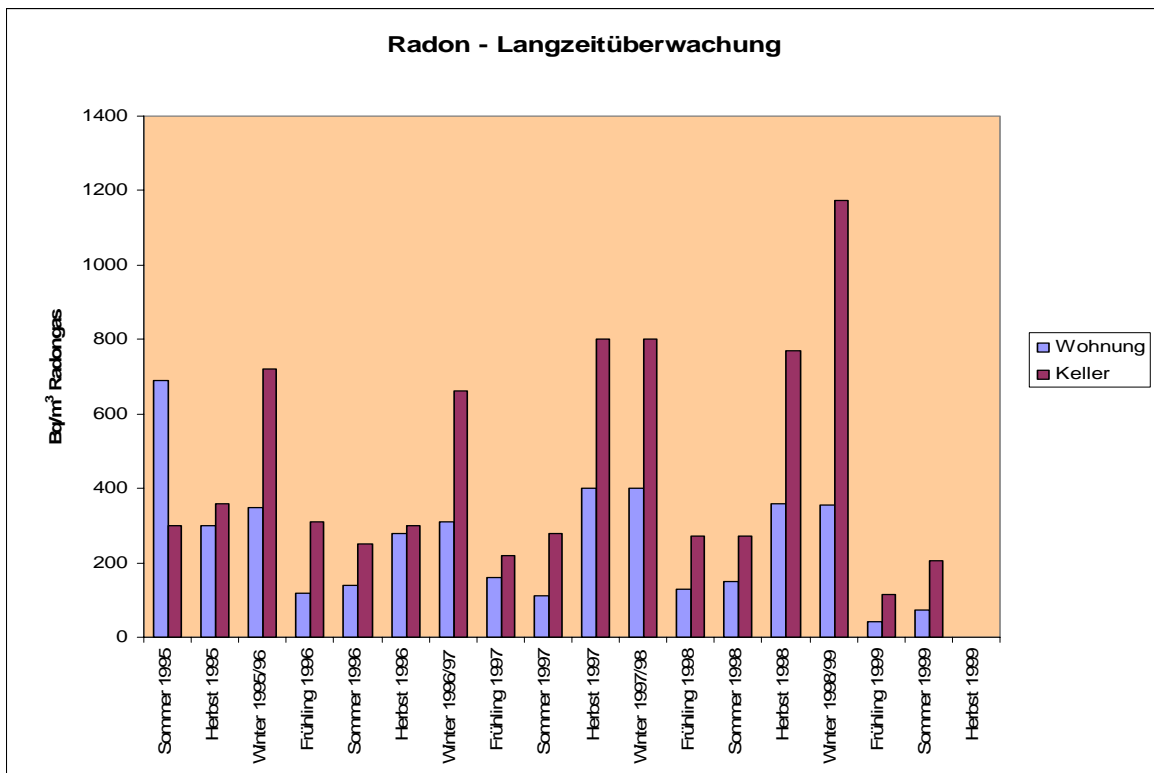


Abb. 2: Messungen in einem Wohnhaus in der Schweiz [2]

Die Variationen des Jahresmittelwertes der Radonkonzentration werden an einem weiteren Beispiel aus der Schweiz gezeigt (vergl. Abb. 2). Das Schweizer Bundesamt für Gesundheit hat über mehrere Jahre Messungen in Wohnungen und Kellern von 10 Häusern durchgeführt.

Messungen in 1200 Einfamilienhäusern in Tschechien, die in zwei aufeinander folgenden Jahren durchgeführt wurden zeigten, dass das Verhältnis 1. Messreihe zu 2. Messreihe im geometrischen Mittel 0,7 bis 0,8 beträgt mit der relativ großen geometrischen Standardabweichung von 1,6 [3].

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es gerechtfertigt ist, von einer Standardabweichung der Jahresmittelwerte vom Langzeitmittelwert um rund 30 % auszugehen.

3. Verfahren zur Abschätzung der Langzeit-Radonkonzentration

3.1 Allgemeines

Bei der Abschätzung der Radon-Langzeitkonzentration wird vorläufig nur die Abhängigkeit der Radonkonzentration von der Außentemperatur berücksichtigt. Da diese Abhängigkeit nicht nur von Standort- und Gebäudeparametern, sondern auch stark vom individuellen Verhalten der Nutzer bestimmt wird (z.B. Öffnungsdauern und Öffnungszeiten von Fenstern und Türen), ist die abgeschätzte Radonkonzentration nur für die aktuellen Nutzer relevant, bei denen die Messung durchgeführt wurde. Nutzerunabhängige, z.B. auf raumtypische Luftwechselraten bezogene Radonkonzentrationen würde das nutzungsabhängige Messen von Radonkonzentration und Luftwechselrate bei verschiedenen Temperaturen voraussetzen um daraufhin hinsichtlich „Standard-Nutzungsbedingungen“, gleichbedeutend mit „Standard-Luftwechselraten“ eine Korrektur durchzuführen.

Zur Abschätzung der Radon-Langzeitkonzentration werden die Temperaturverläufe der Testreferenzjahre (TRY) verwendet. TRY wurden vom deutschen Wetterdienst für 15 Regionen Deutschlands zusammengestellt. Die TRY beinhalten den charakteristischen Witterungsverlauf komplett für ein repräsentatives Jahr [4]. Die Jahreszeitenmittelwerte der wichtigsten Wetterelemente sollen in den TRY möglichst gut mit den dreißigjährigen Mittelwerten übereinstimmen. Sie liefern die klimatologischen Randbedingungen zur Simulation des thermischen Verhaltens von Gebäuden und können gemäß [4] für die Simulation technischer und nichttechnischer Systeme verwendet werden, die von meteorologischen Elementen abhängen. Die Verwendung der TRY für die Abschätzung der Radon-Langzeitkonzentration in Gebäuden bietet sich somit an.

3.2 Vorgehensweise

Es wird folgende Vorgehensweise vorgeschlagen:

- a) 1. Messung der möglichst nach Stunden zeitaufgelösten Radonkonzentration über 4 Wochen. In dieser Zeit sollte ein ausreichend breiter Bereich der Außentemperatur erfasst werden.
- b) Einholen von möglichst stündlichen Messwerten der Außentemperatur am Messort.

- c) XY-Diagramm (Radonkonzentration-Außentemperatur), Trendanalyse zwischen beiden Parametern.
- d) Bestimmtheitsmaß der Trendfunktion $>0,5$?
Wenn ja, zu j) oder k)
Wenn nein, zu e)
- e) 4 Monate nach Erstmessung erneute (2.) Messung der nach Stunden zeitaufgelösten Radonkonzentration über 4 Wochen,
- f) Einholen von möglichst stündlichen Messwerten der Außentemperatur am Messort
- g) Zusammenführen der Ergebnisse der 1. 2. Messung.
- h) XY-Diagramm, Trendanalyse zwischen Radonkonzentration / Außentemperatur
- i) Bestimmtheitsmaß der Trendfunktion $>0,5$?
Wenn ja, zu j) oder k)
Wenn nein, zu m)
- j) Einholen des stündlichen Ganges der Außentemperatur von einer Wetterstation nahe dem Messort für das vergangene Jahr und Anwendung der Trendfunktion zur Abschätzung des Jahresmittelwertes.
- k) Anwendung der Trendfunktion auf TRY (Außentemperatur 2 m über dem Erdboden) zur Berechnung der Stundenwerte der Radonkonzentration im Laufe des TRY.
- l) Berechnung des 30-Jahresmittelwertes (Mittelwert aus Einzeldaten des TRY)
- m) Die Temperaturen während der Messreihen überstreichen mindestens den Bereich der Standardabweichung der Temperaturvariation der TRY?
Wenn ja, zu n)
Wenn nein , zu o)
- n) Der Jahresmittelwert liegt im Bereich aus dem Mittelwert der Ergebnisse der 1. und 2. Messung \pm Standardabweichung aus allen Messergebnissen. Der Langzeitmittelwert liegt im Bereich aus dem Mittelwert der Ergebnisse der 1. und 2. Messung \pm doppelte Standardabweichung aus allen Messergebnissen.
- o) 4 Monate nach Zweitmessung erneute (3.) Messung der nach Stunden zeitaufgelösten Radonkonzentration über 4 Wochen
- p) Der Jahresmittelwert entspricht dem Mittelwert der Ergebnisse der 1., 2. und 3. Messung. Der Langzeitmittelwert liegt im Bereich aus dem Mittelwert der Ergebnisse der 1., 2. und 3. Messung \pm Standardabweichung aus allen Messergebnissen.

Die Vorgehensweise wird im folgenden Beispiel verdeutlicht.

3.3 Messungen im Keller eines Hauses in Schneeberg

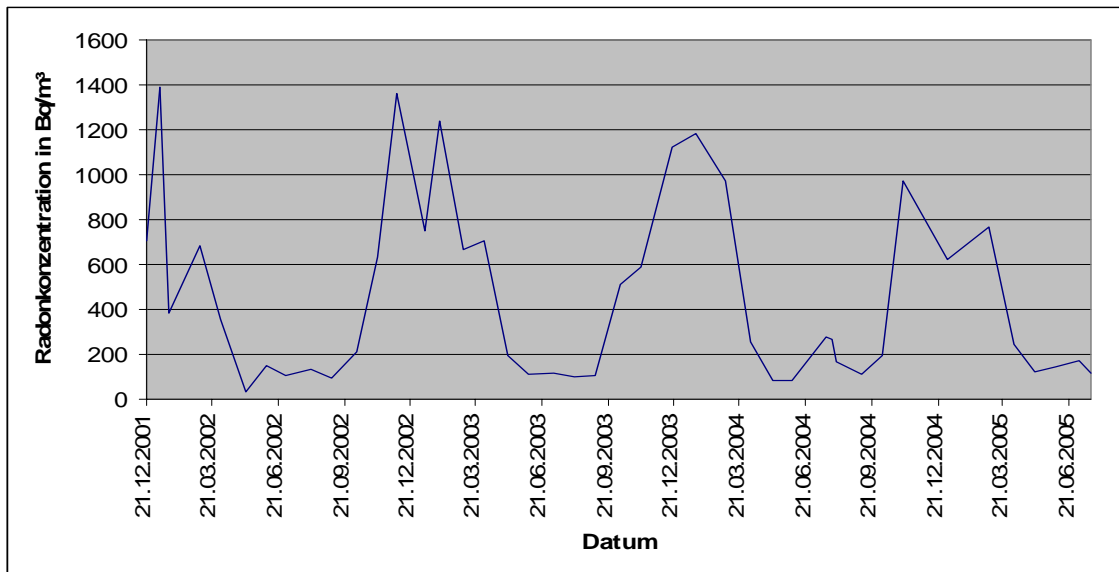


Abb. 3: Messwerte

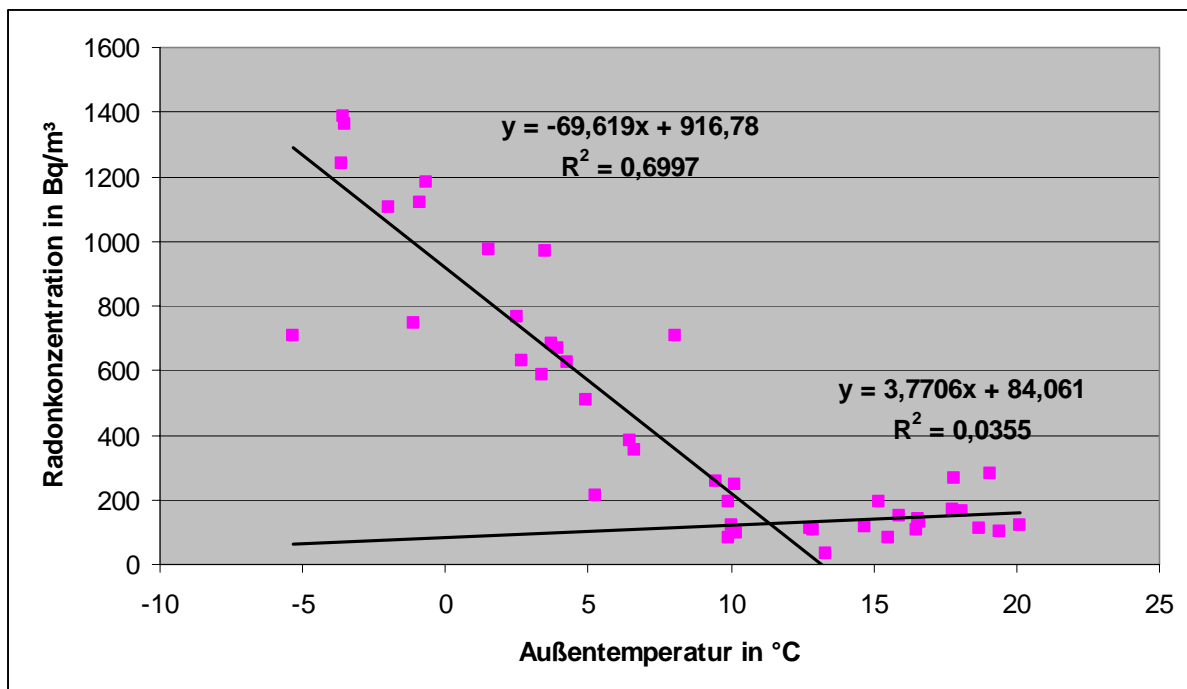


Abb. 4: Abhängigkeit der Radonkonzentration von der Außentemperatur

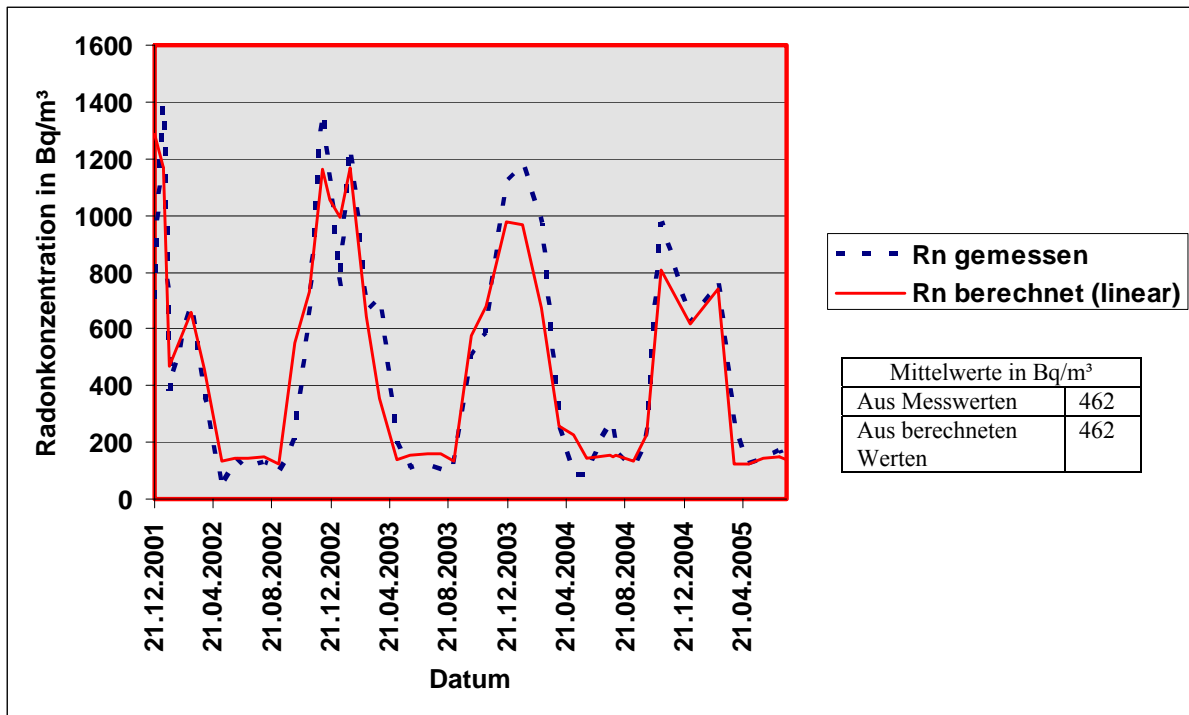


Abb. 5: Vergleich zwischen gemessener und mit der Funktion aus Abb. 4 berechneter Radonkonzentration

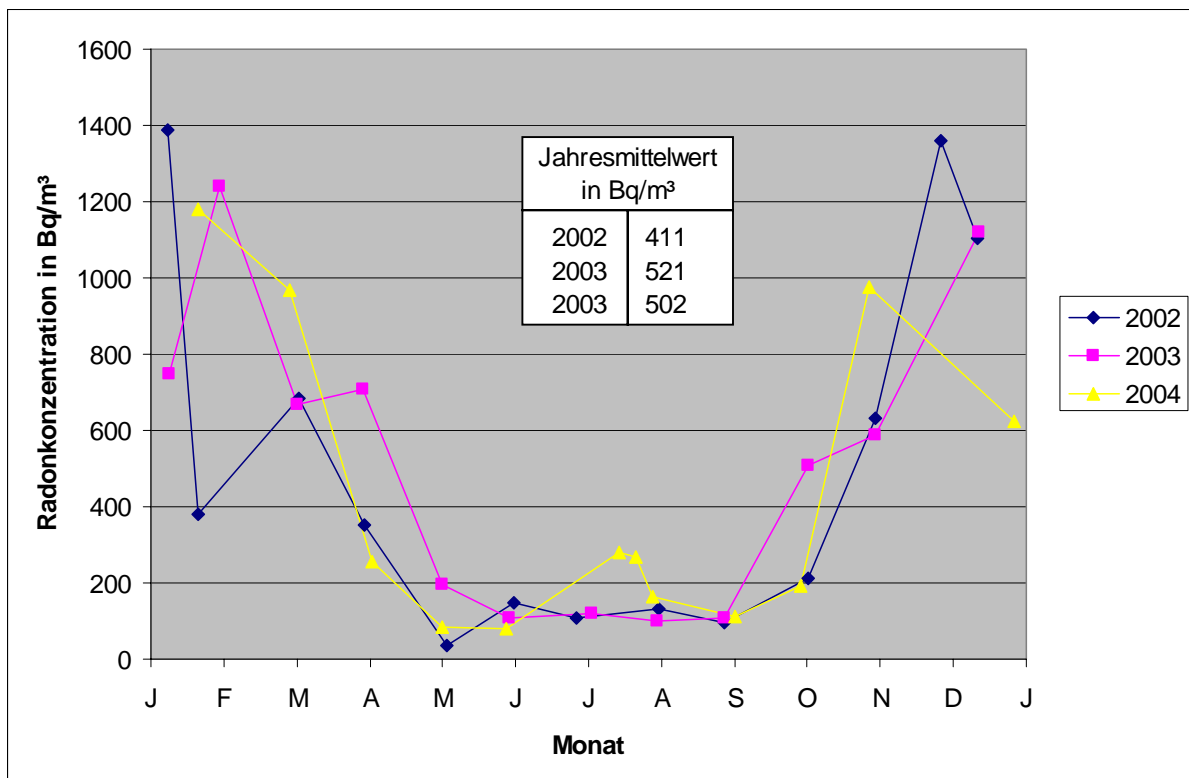


Abb. 6: Gemessene Jahresgänge der Radonkonzentration

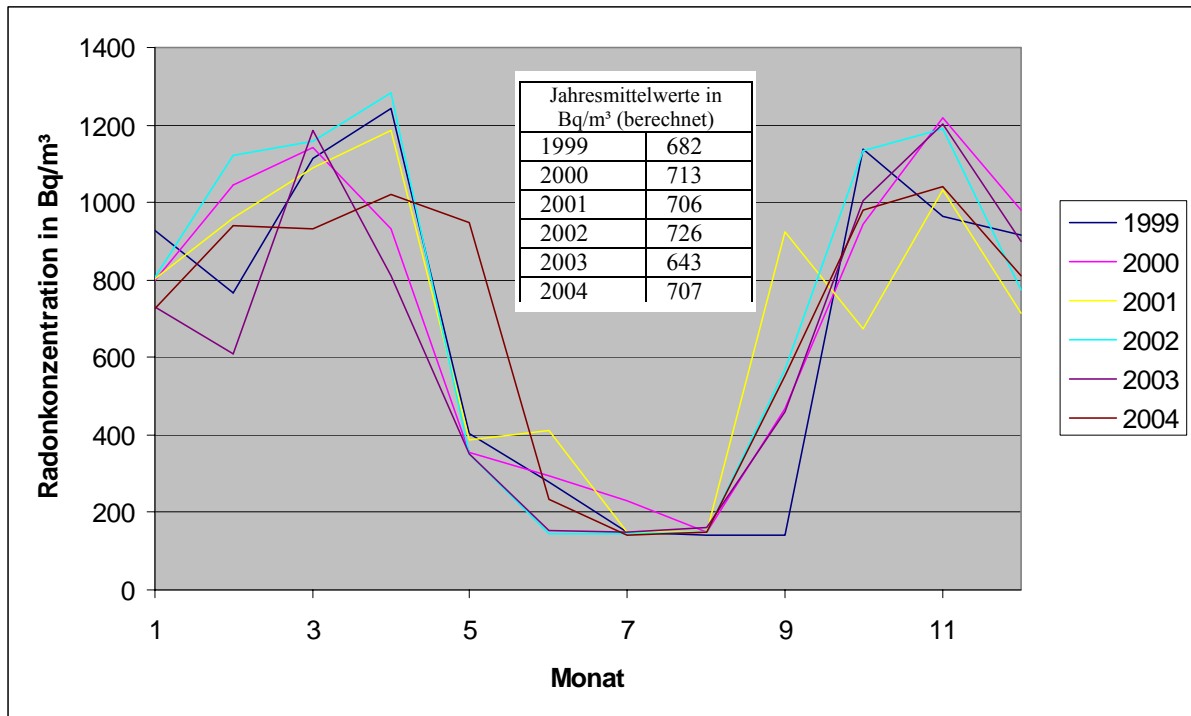


Abb. 7: Berechnete Jahresgänge der Radonkonzentration (unkorrigierter Temperaturbezug auf Repräsentanzstation Hof)

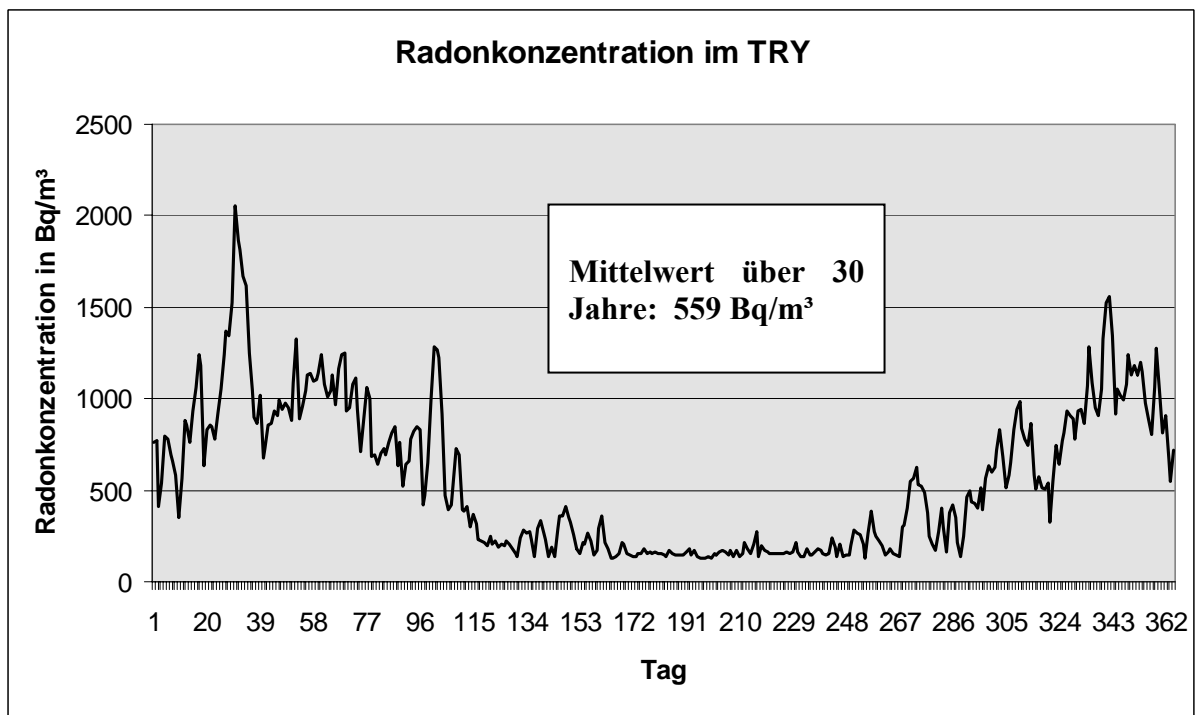


Abb. 8: Für das Testreferenzjahr berechneter Verlauf der Radonkonzentration

4. Zusammenfassung

Wenn die funktionelle Zusammenhang zwischen der Außentemperatur und der Radonkonzentration in einem Raum ein Bestimmtheitsmaß über 0,5 aufweist, kann diese Funktion genutzt werden, um aus dem Jahresverlauf der Außentemperatur den Jahresmittelwert und aus der für 30-Jahreszeiträume regionaltypischen Außentemperatur der TRY den Langzeitmittelwert der Radonkonzentration abzuschätzen. Ansonsten können unter Berücksichtigung der Standardabweichung der Einzelmesswerte nur Bereiche abgeschätzt werden, in denen der Jahresmittelwert oder der Langzeitmittelwert zu erwarten ist.

5. Literaturverzeichnis

- [1] DIN 1319 Teil 3: Grundbegriffe der Messtechnik. Begriffe für die Messunsicherheit und für die Beurteilung von Messgeräten und Messeinrichtungen. August 1983
- [2] Bundesamt für Gesundheit der Schweiz. Persönliche Information.
- [3] Staatliche Strahlenschutzbehörde der Tschechischen Republik. Persönliche Information.
- [4] J. Christoffer, T. Deutschländer, M Webs; Testreferenzjahre von Deutschland für mittlere und extreme Witterungsverhältnisse TRY; Eigenverlag, 2004

**G – Strahlenexposition bei
Arbeiten und beruflichen
Tätigkeiten in Gegenwart
natürlicher Radionuklide**

BERUFLICHE STRAHLENEXPOSITION DURCH NATÜRLICHE RADIONUKLIDE – SCHUTZMASSNAHMEN ERST SEIT 2001?

OCCUPATIONAL RADIATION EXPOSURE BY NATURAL OCCURRING RADIONUCLIDES – PROTECTION MEASURES NOT BEFORE 2001?

Dr. Günter Seitz, Thomas Ludwig
Berufsgenossenschaft der Feinmechanik und Elektrotechnik
Fachbereich Strahlenschutz, Köln

Zusammenfassung

Die Berufsgenossenschaften unterstützten ihre Mitgliedsbetriebe schon immer auch im Strahlenschutz. Beispiele für solche Beratungen im Bereich des Umgangs mit natürlichen Radionukliden sind die Verwendung von Poliermitteln in der optischen Industrie, die Verwendung von thorierten WIG-Schweißelektroden und thorierten Gasglühkörpern sowie die Herstellung von thorierten Lampenelektroden.

Summary

The workmen's compensation institutions did support their members also in former times in questions of radiation protection. Examples of workplaces with natural occurring radioactive material can be found in the fields of: using gas mantles, TIG-welding-rods, production of thoriated lamp electrodes and using polish powder for the optical industry.

Schlüsselwörter NORM, Berufsgenossenschaft, Thorium, Expositionsabschätzung, WIG-Schweißen, Gasglühkörper

Keywords NORM, Occupational Accidents Insurance, Thorium, exposure assessment, TIG-welding, gas mantles

1. Historische Entwicklung der gesetzlichen Forderungen

Im Jahr 1990 veröffentlichte die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) ihre neuen Empfehlungen zum Strahlenschutz [1] und geht darin auch auf den Umgang mit natürlichen Radionukliden ein. Diese bildeten die Grundlage für die im Jahr 1996 herausgegebenen internationalen Basic Safety Standards der UNO (BSS) [2]. Die Europäische Gemeinschaft übernahm diese Vorgaben in ihrer Richtlinie 96/29 vom 13. Mai 1996 [3]. Die Mitgliedsstaaten der EU hatten die Verpflichtung diese Richtlinie bis zum 13. Mai 2000 in nationales Recht umzusetzen, was in Deutschland mit der Novellierung der StrlSchV erst im Jahr 2001 vollzogen wurde. Die Einzelheiten dieser Umsetzung in Bezug auf die NORM-Arbeitsplätze können hier als bekannt vorausgesetzt werden.

Einzelne Untersuchungen zur Problematik der NORM-Arbeitsplätze wurden seitens der Berufsgenossenschaften jedoch schon vor 1980 durchgeführt. Da es sich dabei im Wesentlichen um betriebsbezogene Vorgänge handelte, konnten im Hinblick auf den Schutz der Sozialdaten keine Veröffentlichungen erfolgen. Systematische Untersuchungen zu einzelnen Arbeiten wurden später veröffentlicht. Umfangreiche Untersuchungen wurden auch durch das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen schon im Jahr 1990 in Auftrag gegeben [4].

Angaben der SSK [5] über die Zahl der betroffenen Personen und die Höhe der einwirkenden Exposition bzw. die daraus resultierende Dosis stellen Abschätzungen dar, die schwer zu verifizieren sind.

Die heutige Vorgehensweise bei Arbeiten wird als bekannt vorausgesetzt und braucht hier nicht wiederholt zu werden. Auch vor der Novellierung der Strahlenschutzverordnung im Jahr 2001 wurde von berufsgenossenschaftlicher Seite jeder Information über die Verwendung natürlicher radioaktiver Stoffe, die an die Berufsgenossenschaften herangetragen wurden, grundsätzlich nachgegangen. Sofern Voruntersuchungen und orientierende Messungen die Möglichkeit einer erhöhten Exposition (z. B. über 5 mSv pro Jahr) ergaben, wurden intensivere Untersuchungen durchgeführt und ggf. auch Maßnahmen veranlasst. Konnten diese nicht durch rechtliche Regelungen untermauert werden, wurden Vorschläge zur Expositionsminimierung auf dem Wege der Beratung gegeben. Solche Empfehlungen wurden im Allgemeinen von den Betrieben auch umgesetzt.

2. Beispiele für Expositionsabschätzungen

Im Folgenden wird kurz anhand einiger Beispiele über frühere Expositionsabschätzungen bei der Verwendung von natürlichen radioaktiven Stoffen berichtet.

2.1 Verwendung von thoriumhaltigen Schleifpulvern in der optischen Industrie

Eine der ersten wesentlichen Anwendungen, die von den Berufsgenossenschaften untersucht wurden, war schon im Jahr 1986 die Verwendung von Schleifpulvern in der optischen Industrie.

Zum Schleifen von Linsen wurden (und werden sicher immer noch) große Mengen Schleifpulver benötigt. Die notwendigen Eigenschaften für die Schleifqualität erfüllen z.B. Verbindungen seltener Erden, die bis in die Mitte der 80er Jahre einen erheblichen Anteil an Thorium enthielten. In den Lagern, in denen Tonnen dieser Pulver aufbewahrt wurden, traten Ortsdosisleistungen bis zu 10 $\mu\text{Sv/h}$ auf. Messungen der spezifischen Aktivität führten zu abgeschätzten Zufuhrwerten, die die Möglichkeit nicht ausschlossen, dass die damit umgehenden Personen der Überwachung als beruflich strahlenexponierte Personen unterliegen müssten, was zunächst durchaus nicht der Fall war. Eine genauere Expositionsabschätzung mittels Atemluftaktivitätsanalysen zeigte jedoch, dass die mögliche Zufuhr an natürlichen Radionukliden unterhalb von etwa 10 Bq pro Jahr lag. Empfehlungen zur Expositionsminimierung wurden dennoch umgesetzt. Das Problem wurde langfristig seitens der betroffenen Industrie dadurch gelöst, dass die verwendeten Schleifpulver von den Zulieferern vorgereinigt wurden, d.h. der Anteil des Thoriums wurde erheblich gesenkt. Spätere Kontrolluntersuchungen zeigten, dass das Problem dann weitgehend gelöst war.

2.2 Herstellung thoriierter Elektroden für die Lampenindustrie

Zahlreiche Untersuchungen wurden schon 1988 bei der Herstellung von thorierten Drähten und Elektroden für die Lampenindustrie durchgeführt. Bei der dabei angewendeten spanabhebenden Bearbeitung von thoriumhaltigen Elektroden wurde Thoriumdioxid aerosolgebunden freigesetzt. Die maximale Freisetzung trat aber bei der Sinterung der Halbzüge auf, was zu erheblichen baulichen bzw. einrichtungstechnischen Nachrüstungen führte. Die Anzahl der betroffenen Personen war sehr begrenzt, da es sich um Spezialarbeiten handelte, die von einer geringen Anzahl von gut ausgebildeten Personen durchgeführt wurde. Interessanterweise war dieser Verbrauch großer Mengen an Thorium nach der alten StrlSchV genehmigungspflichtig. Jetzt, nach der Novellierung der StrlSchV, wird dieser Umgang als „Arbeiten“ eingestuft. In einem umfangreichen Messprogramm im Jahr 1998, bei dem neben Messungen der Atemluftaktivitätskonzentration auch Stuhl- und Urinausscheidungsmessungen sowie Exhalationsmessungen zum Einsatz kamen, wurde die Exposition durch die Inkorporation von Thorium untersucht [6]. Die Grenzwerte für beruflich strahlenexponierte

Personen wurden seinerzeit nach alter StrlSchV (50 mSv) und auch heute nach neuer StrlSchV (20 mSv) eingehalten.

2.3 Verwendung thoriierter WIG-Schweißelektroden

Die zahlenmäßig im gewerblichen Bereich vielleicht häufigste Anwendung war die Verwendung thoriierter Schweißelektroden. Gemäß den vor 1998 geltenden berufsgenossenschaftlichen Regeln, war generell für das WIG Schweißen keine Absaugung gefordert, da es sich bei diesem Schweißverfahren gegenüber anderen Schweißtechnologien um ein sehr schadstoffarmes Verfahren handelt.

Mitte der 90'iger Jahre wurden umfangreiche Messungen beim Schweißen und beim Anschleifen der Elektroden durchgeführt [7]. Diese ergaben insbesondere für das Wechselstromschweißen mit höher dotierten Elektroden (4%) die Möglichkeiten der Freisetzung des Thoriums in die Atemluft in grenzwertüberschreitender Konzentration (effektive Dosis größer 20 mSv möglich). Bei thorierten Elektroden kam neben der Freisetzung beim Schweißen selbst noch das Problem der Freisetzung beim Anschleifen der Elektroden hinzu. Die zu treffenden Schutzmaßnahmen waren u.U. aufwändiger als die beim Schweißen selbst notwendigen. Die Berufsgenossenschaften reagierten 1998 durch eine berufsgenossenschaftliche Information, die zunächst als technische Regel Schutzmaßnahmen beschrieb und 2001 durch Aufnahme in der entsprechenden Unfallverhütungsvorschrift in den Rang einer Vorschrift gehoben und 2002 nochmals überarbeitet wurde [8]. Auch der Gesetzgeber hat bei der Novellierung der StrlSchV diesem Umstand in der Forderung der Expositionsabschätzung beim WIG-Wechselstromschweißen mit thorierten Elektroden Rechnung getragen und fordert nun eine Expositionsabschätzung beim Wechselstromschweißen und beim Anschleifen.

Eine zunehmende Verringerung der Verwendung thoriierter Elektroden ist zu erwarten, da verstärkt thoriumfreie Ersatzelektroden angeboten und auch genutzt werden.

2.4 Verwendung thoriierter Gasglühkörper

Schon ab dem Jahr 1991 wurden berufsgenossenschaftliche Untersuchungen bei der Verwendung von thoriumhaltigen Gasglühkörpern durchgeführt. Die Verwendung solcher Glühkörper war bekannt im Bereich der Campingbeleuchtung, der Stadtbeleuchtung (auch heute gibt es noch in einigen deutschen Großstädten jeweils Tausende von solchen Gaslaternen) und in der Schifffahrtsstraßenbeleuchtung. Auch die Beleuchtung von Eisenbahnweichen greift auf Gas als Energieträger zurück. Im Einzelfall konnten bei der Wartung und Reparatur von Gaslaternen und beim Wechsel der Gasglühkörper die Grenzwerte für nicht beruflich strahlenexponierte Personen durch Inkorporationen überschritten werden.

2.5 Herstellung von thorierten Gasglühkörpern

Bis vor kurzem wurden auch in Deutschland solche thoriumhaltigen Gasglühkörper hergestellt. Dabei waren im Einzelfall erhebliche Expositionsüberschreitungen möglich, die auch nach früherer Strahlenschutzgesetzgebung Maßnahmen erforderten [9].

3. Fazit

Schon bevor der Gesetzgeber den Umgang mit natürlichen radioaktiven Stoffen rechtlich geregelt hatte, wurden entsprechende Arbeitsplätze unter anderem seitens der Berufsgenossenschaften identifiziert und Schutzmaßnahmen ergriffen. Diese ließen sich auf dem Wege der Aufklärung und Beratung in den meisten Fällen auch ohne rechtliche Forderungen erreichen.

4. Literaturverzeichnis

- [1] Internationale Strahlenschutzkommission; Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission 1990; Deutsche Ausgabe vom Bundesamt für Strahlenschutz; Gustav Fischer Verlag; Stuttgart 1993
- [2] Basic Safty Standards; IAEA; Wien 1996
- [3] Richtlinie 96/29/Euratom (Grundnormen), Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlungen
- [4] Becker, D. E.; Reichelt, A.; Überblick über die wichtigsten Expositionspfade; In: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, ed. Anthropogene Stoffe und Produkte mit natürlichen Radionukliden, Teil I; München: BST MLU 1991
- [5] Strahlenexposition an Arbeitsplätzen durch natürliche Radionuklide; Berichte der Strahlenschutzkommission Heft 10; Fischer Verlag; 1997
- [6] T. Ludwig, G. Seitz, K. Weinmüller, W. Riedmann; Comparison of various monitoring methods for quality assurance purposes at thoriated electrode production; in: IRPA10 Proceedings, International Radiation Protection Association; Hiroshima 2000
- [7] T. Ludwig, D. Schwaß, G. Seitz, H. Siekmann; Intakes of Thorium while using thoriated Tungsten electrodes for TIG welding; Health Physics 77: 462-469; 1999
- [8] T. Ludwig, V.-E. Spiegel-Ciobanu, A. Johannknecht; Umgang mit thoriumoxidhaltigen Wolframelektroden beim Wolfram-Inertgasschweißen (WIG); Berufsgenossenschaftliche Information Nr. BGI 746; Carl Heymanns Verlag; Köln 2002
- [9] T. Ludwig, W. Riedel, G. Seitz; Abschätzung der Strahlenexposition beim Umgang mit Thoriumverbindungen auf der Basis des Vergleichs von Urinausscheidungsanalysen und Raumluftmessungen; in: Strahlenschutz für Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen; Tagungsband der 33. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz: 293-296; Verlag TÜV Rheinland GmbH; Köln 2001

ARBEITSPLÄTZE MIT NATÜRLICHEN RADIONUKLIDEN - UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE AUS BAYERN -

WORKPLACES WITH NATURAL RADIONUCLIDES - INVESTIGATION RESULTS FROM BAVARIA -

Christiane Reifenhäuser, Simone Körner, Ronzon Mallick

Bayerisches Landesamt für Umwelt, D-86177 Augsburg

Zusammenfassung

Seit der Novellierung der Strahlenschutzverordnung im Jahr 2001 unterliegen Arbeitsfelder mit erhöhten Expositionen durch natürliche terrestrische Strahlung gesetzlichen Regelungen. Nach Inkrafttreten der neuen Strahlenschutzverordnung hat das Bayerische Landesamt für Umwelt alle bayerischen Wasserversorgungsunternehmen, Brauereien, Molkereien und Mineralwasserhersteller, untertägige Arbeitsplätze sowie Radonheilbäder informiert, dass die jährliche Radonexposition ihrer Beschäftigten abgeschätzt werden muss. In Bayern wurden ca. 3.330 Unternehmen mit radonexponierten Arbeitsplätzen untersucht, wobei die Trinkwasserversorgungsunternehmen mit 2551 die größte Gruppe darstellen. 96% aller untersuchten Unternehmen liegen unter dem Eingreifwert von 6 mSv im Kalenderjahr. Überschreitungen des Eingreif- bzw. Grenzwertes wurden bei 74 Wasserversorgungsunternehmen und bei 2 Bergwerken festgestellt.

Arbeitsfelder mit erhöhten Expositionen durch Uran und Thorium sind in Bayern von untergeordneter Bedeutung. Aus einer durchgeführten Umfrage wurden 13 Betriebe ermittelt, die mit thorierten Schweißelektroden arbeiten. Nur noch wenige Betriebe verwenden Gasglühstrümpfe, thorierte Legierungen oder natürliches Thorium und Uran. Bei allen untersuchten Betrieben war der Eingreifwert von 6 mSv im Kalenderjahr unterschritten.

Summary

Since the amendment of the Radiation Protection Ordinance in the year 2001 special places of work with increased exposure of natural terrestrial radiation are subject of legal regulations. After the Radiation Protection Ordinance came into force the Bavarian Environment Agency informed all water supply facilities, breweries, dairies, mineral water manufactures, underground workplaces and radon spas, that the annual radon exposure of their workers has to be estimated. In Bavaria approximately 3,330 companies with radon-exposed work places were investigated, within this companies the water supply facilities represent the largest group with 2,551. About 96 % of the investigated companies are below the action level of 6 mSv. In 74 water supply facilities and two mines the radon exposure of the staff exceeded the action level or the limit (20 mSv).

Work places with increased exposure by uranium and thorium are of secondary importance in Bavaria. During a research project 13 companies were found that still use thorium doped welding electrodes. Only a few facilities use gas glowing trunks, thorium alloys or natural thorium and uranium. The exposure of this examined work places is below the action level of 6 mSv.

Schlüsselwörter Radonexposition, Wasserversorgung, Arbeitsplätze mit Uran und Thorium
Keywords radon exposure, water supply facilities, work places with uranium and thorium

1. Einleitung

Mit der Novellierung der Strahlenschutzverordnung [1] unterliegen nun auch Arbeitsplätze mit natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen gesetzlichen Regelungen. Dabei unterscheidet die Strahlenschutzverordnung zwischen Arbeitsfeldern mit erhöhter Radon-222-Exposition und Arbeitsfeldern mit erhöhten Expositionen durch Uran und Thorium. Beschäftigte in diesen Bereichen sind verpflichtet, ihre Exposition abzuschätzen. Die genauen gesetzlichen Regelungen dazu sind in der Strahlenschutzverordnung in den §§ 93 bis 96 festgelegt. Liefert die Abschätzung eine effektive Dosis über dem in § 95 festgelegten Eingreifwert von 6 mSv im Kalenderjahr, müssen die Beschäftigten die Dosis auf geeignete Weise, z.B. durch Ermittlung der Personendosis, kontinuierlich überwachen.

2. Radonexponierte Arbeitsplätze

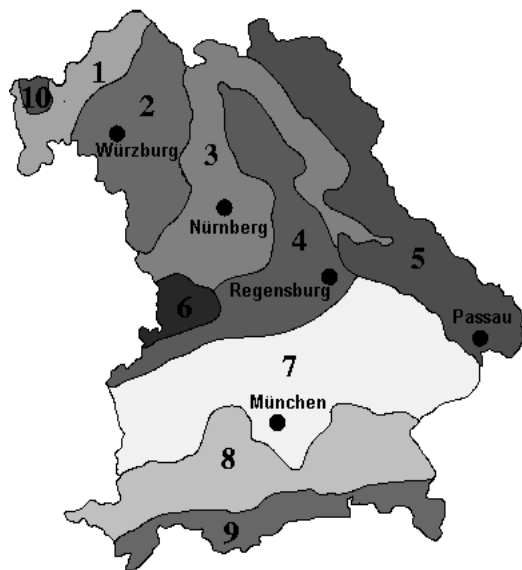
2.1. Übersicht

Die Strahlenschutzverordnung nennt in Anlage XI, Teil A explizit Arbeitsfelder mit erhöhten Radon-222-Expositionen [1]. Dazu zählen untertägige Arbeitsplätze wie z.B. Bergwerke, Höhlen, Radonheilbäder und -Heilstollen sowie Unternehmen der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung. Schon vor 1996 begann das Bayerische Landesamt für Umwelt mit der Überprüfung von Arbeitsplätzen im Bereich der Trinkwasserversorgung (WVU). Auch Brauereien, Molkereien und Mineralwasserhersteller besitzen zum Teil eine eigene Wassergewinnung und wurden daher im Hinblick auf erhöhte Radonexpositionen der Beschäftigten untersucht. Insgesamt ergeben sich nach der Anlage XI, Teil A in Bayern ca. 3.330 Unternehmen mit Arbeitsplätzen, an welchen eine erhöhte Radon-222-Exposition auftreten kann. Die Tabelle 1 zeigt eine Übersicht über die Anzahl dieser in Bayern ermittelten Betriebe.

Tab. 1: Anzahl der Betriebe mit Arbeitsplätzen, bei denen eine erhöhte Radon-222-Exposition auftreten kann

Art des Unternehmens	Anzahl
Untertägige Arbeitsplätze	
• Bergwerke	6
• Schaubergwerke	14
• Schauhöhlen	13
Radonheilbäder	2
Unternehmen der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung	
• Trinkwasserversorger (WVU)	2551
• Brauereien	614
• Molkereien	94
• Mineralwasserhersteller	37

Nach unseren Untersuchungen kann Bayern in 10 Regionen mit jeweils in sich vergleichbarem Radonpotential unterteilt werden (Abb. 1) [2].



Region	Gebiete	Geologie
1	Spessart	Buntsandstein
2	Würzburger Main Gebiet	Muschelkalk, Unterer Keuper
3	Steigerwald	Fränkischer Keuper
4	Fränkische Alb	Malm, Dogger, Kreide
5	Bayerische Wälderregion	Granite, Gneise
6	Nördlinger Ries	Auswurfmasse des Ries-Meteoriten
7	Bayer. Sedimentgebiet	Sedimentgesteine, Molassen
8	Bayer. Voralpenland	Jungmoränen
9	Nördlicher Alpenrand	Tria, Alttertiär, Jura
10	Aschaffenburg	Granite, Gneise

Abb. 1: Die Aufteilung Bayerns in 10 Regionen mit jeweils vergleichbarem Radonpotential

Die in der Tabelle 1 genannten Betriebe liegen in ganz Bayern verteilt. Die Aufteilung auf die verschiedenen Regionen zeigt die Abbildung 2. In diesem Diagramm ist auch die Anzahl der Betriebe mit einer Überschreitung des Eingreifwertes von 6 mSv/a enthalten. Die meisten Überschreitungen liegen in der granitisch geprägten Region (Nummer 5) in Ostbayern.

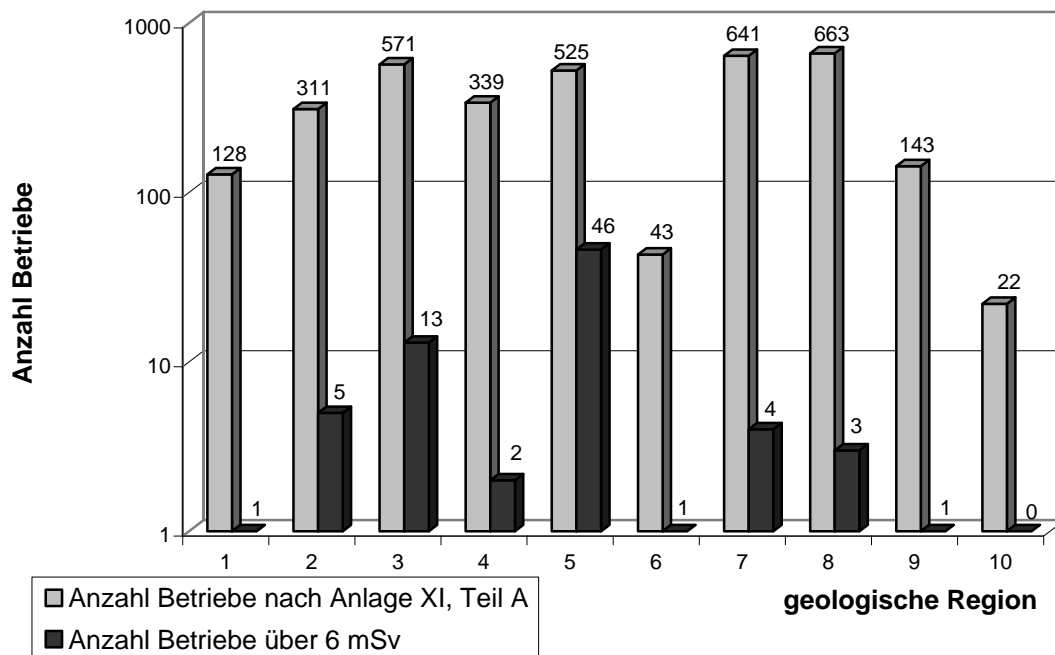


Abb. 2: Anzahl aller Betriebe nach Anlage XI, Teil A StrlSchV und Anzahl der Betriebe mit Überschreitungen des Eingreifwertes von 6 mSv/a aus den Erhebungsmessungen

2.1 Betriebe der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung

Das Bayerische Landesamt für Umwelt hat alle Unternehmen über ihre Pflicht zur Abschätzung der Exposition informiert. Bei Betrieben der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung erfolgte die Bestimmung der Radonexposition mittels Kernspurdetektoren. Dabei tragen die Beschäftigten für die Abschätzung der Radonexposition für einen Zeitraum von drei Monaten einen Kernspurdetektor am Körper (personengebundenes Exposimeter). Da Exposimeter nicht abgeschaltet werden können, sind sog. Referenzexposimeter zur Korrektur notwendig. Bei kleinen Anlagen (nur wenige Räume und unregelmäßige kurze Aufenthalte) kann die Routineexposition auch dadurch bestimmt werden, dass die gemessene Radonkonzentration in Bq/m^3 in den jeweiligen Anlagen mit den entsprechenden Aufenthaltszeiten in Stunden multipliziert wird. Eine ausführliche Beschreibung über die Bestimmung der Radonexposition findet sich in [3].

Aus den in Bayern insgesamt vorliegenden ca. 7000 ortsgebundenen Radonmessungen kann eine Bandbreite der an den verschiedenen Orten gemessenen Konzentrationen angegeben werden. Die Messergebnisse schwanken in einem sehr großen Bereich von etwa 100 Bq/m^3 bis zu $1.000.000 \text{ Bq/m}^3$. Exemplarisch sind in der Tabelle 2 für die verschiedenen Orte in Trinkwasserversorgungsunternehmen die Bandbreite der Messergebnisse zusammengestellt.

Tab. 2: Bandbreite der Messergebnisse der Radonkonzentrationen an verschiedenen Messorten in Trinkwasserversorgungsunternehmen

Messort	Radonkonzentration [Bq/m^3]
Brunnen	< 130 bis 210.000
Sammel-/Quellschächte	< 130 bis 1.000.000
Aufbereitungen	< 130 bis 174.000
Hochbehälter	< 130 bis 333.000

Das Bayerische Landesamt für Umwelt hat von den Unternehmen eine Rückmeldung erhalten, sodass für die betroffenen Arbeitsplätze die Ergebnisse der Abschätzung bekannt sind, auch wenn diese unter dem Eingreifwert von 6 mSv pro Jahr liegen. Wasserversorgungsunternehmen, die an die Fernwasserversorgung angeschlossen sind oder über kein eigenes Personal verfügen sowie Brauereien und Molkereien ohne eigene Wasserversorgung sind von einer Abschätzung der Radonexposition befreit, da in diesen Fällen kein radonexponierter Arbeitsplatz vorliegt. In der Tabelle 3 sind die Ergebnisse der Dosisermittlung zum jetzigen Zeitpunkt zusammengestellt. Die Zahl der ursprünglich 74 Betriebe mit einer Überschreitung des Eingreif- oder Grenzwertes ist inzwischen auf aktuell 25 gesunken. Dies dokumentiert den Erfolg von durchgeführten Reduktionsmaßnahmen.

Tab. 3: Ergebnisse der Dosis in Betrieben der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung (Stand Juni 2006)

Unternehmen	Ergebnisse der Dosisermittlung			
	unter 6 mSv/a*)	über 6 mSv/a	über 20 mSv/a	Untersuchung läuft noch
Wasserversorgungsunternehmen	2463	20	5	63
Brauereien	587	0	0	27
Molkereien	85	0	0	1
Mineralwasserhersteller	36	0	0	1

*) hierin enthalten sind die Unternehmen, die keine Abschätzung durchführen müssen.

2.2 Untertägige Bergwerke, Schächte und Höhlen einschließlich Besucherbergwerke

Auch bei Arbeiten in untertägigen Bergwerken, Schächten und Höhlen einschließlich Besucherbergwerken muss die Radonexposition ermittelt werden. Eine Nachfrage bei den bayerischen Bergämtern und eine weitergehende Suche v.a. im Internet lieferte alle in Frage kommenden Objekte. In Einrichtungen mit erhöhten Radonwerten wurden Maßnahmen in Form von Arbeitszeitbeschränkungen der Mitarbeiter und/oder bessere Bewetterung (Belüftung) empfohlen. Reduktionsmaßnahmen sind bei untertägigen Arbeitsfeldern oft nur mit erheblichem technischen und finanziellen Aufwand möglich. In Tabelle 4 sind die Ergebnisse der ermittelten Dosis der Beschäftigten in den untersuchten untertägigen Betrieben zusammengestellt.

Tab. 4: Ergebnis der Dosisabschätzung bei untertägigen Arbeitsplätzen (Stand Juni 2006)

Unternehmen	Ergebnis der Abschätzung der Dosis			
	unter 6 mSv/a	über 6 mSv/a	über 20 mSv/a	Untersuchung läuft noch
Bergwerke	3	1	0	2
Schaubergwerke	6	1	0	7
Schauhöhlen	8	0	0	5

2.3 Radonheilbäder

In Bayern gibt es zwei Radonheilbäder, die beide im Fichtelgebirge auf granitischem Grund liegen. In beiden Heilbädern liegt die für das Personal abgeschätzte Radonexposition deutlich unter dem Eingreifwert von 6 mSv pro Kalenderjahr. Aufgrund der sehr guten Lüftungsverhältnisse, insbesondere in den Wannenräumen, liegen die Raumluftkonzentrationen trotz hoher Gehalte im Wasser relativ niedrig.

3. Arbeitsfelder mit erhöhten Expositionen durch Uran und Thorium und deren Zerfallsprodukten

Auch Betriebe mit Beschäftigten in Arbeitsfeldern mit erhöhten Expositionen durch Uran und Thorium müssen eine Abschätzung der Körperdosis gemäß § 95 StrlSchV durchführen. In der Anlage XI, Teil B der Strahlenschutzverordnung sind die zu berücksichtigenden Arbeitsfelder festgelegt. Hierzu zählen Schleifen von und Wechselstromschweißen mit thorierten Schweißelektroden, Handhabung und Lagerung thoriertem Gasglühstrümpfe und Verwendung von Uran und Thorium zu präparativen Zwecken, Handhabung von Produkten aus thorierten Legierungen, Gewinnung und Verarbeitung von Pyrochlorerzen und Verwendung von Schlacke aus der Verhüttung von Kupferschiefererzen. Die beiden letztgenannten Arbeitsfelder kommen in Bayern nicht vor.

3.1 Schleifen von und Wechselstromschweißen mit thorierten Schweißelektroden

Im Rahmen eines Forschungsprojektes hat das Bayerische Landesamt für Umwelt die Verwender von thorierten Schweißelektroden in Bayern recherchiert. Die Anwendung von thorierten Schweißelektroden ist deutschlandweit stark rückläufig. Eine Umfrage unter 160 Betrieben ergab, dass in Bayern nur mehr 13 Betriebe thorierte Elektroden verwenden. In zwei Betrieben haben wir Arbeitsplatzmessungen mit einem personengetragenen Staubsammler durchgeführt. Aus gammaspektrometrischen Untersuchungen des Staubes aus stationären Staubsammlern kann die Atemluftkonzentrationen am Schweißplatz ermittelt werden und so über die Arbeitszeit die Exposition abgeschätzt werden. Im Leitfaden für die Umsetzung der Regelung nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 der StrlSchV [4] sind Dosisleistungskoeffizienten tabelliert, mit welchen unter Zugrundelegung der Jahresarbeitszeit des Schweißers die auf das Kalenderjahr bezogene effektive Dosis berechnet werden kann. Für die betroffenen Betriebe haben wir die effektive Dosis unter Verwendung dieser Dosisleistungskoeffizienten abgeschätzt. In der Tabelle 5 sind diese Ergebnisse zusammengefasst.

Tab. 5: Ergebnisse der effektiven Dosis für die Beschäftigten der Betriebe, die thorierte Schweißelektroden verwenden

Art der Arbeit	Arbeitszeit [h/a]	Dosis [mSv/a]
Gleichstromschweißen	130 bis 500	0,008 bis 0,012
Wechselstromschweißen	26 bis 100	0,1 bis 0,42
Anschleifen	50 bis 300	0,015 bis 0,087

3.2 Handhabung und Lagerung thoriertem Gasglühstrümpfe

Verwender von Gasglühstrümpfen sind z.B. die Bahn, Wasser- und Schifffahrtsämter sowie Städte, die diese für die Straßenbeleuchtung einsetzen. Großen Einsatz fanden Gasglühstrümpfe hauptsächlich in Camping-Gaslampen. Hier wurde jedoch die Herstellung inzwischen auf thoriumfreie Gasglühstrümpfe umgestellt.

Bei einem Betreiber von städtischen Gasstraßenbeleuchtungen haben wir Untersuchungen der Dosisleistung in der Umgebung der Glühkörper und über Wischtests die Kontamination der Oberflächen der Schachtel, am Lagerort und innerhalb der Glasabdeckung einer Gaslampe

durchgeführt. Die Dosisleistung einer Schachtel mit 20 Glühkörpern beträgt an der Oberfläche etwa 0,5 $\mu\text{Sv/h}$, in 20 cm Abstand etwa 0,06 $\mu\text{Sv/h}$. Für die Abschätzung der effektiven Dosis haben wir verschiedene Expositionsszenarien wie Aufenthalt im Lagerraum mit Glühkörpern, innerbetrieblicher Transport oder Wechsel von Glühkörpern in Ansatz gebracht. In allen Fällen lag die abgeschätzte Dosis mit maximal 0,024 mSv/a deutlich unter dem Eingreifwert.

3.3 Verwendung von Uran und Thorium zu analytisch-präparativen Zwecken

Uranpräparate wie z.B. Uranylacetat werden vorwiegend im analytisch-präparativen Bereich eingesetzt. Die Verwendung von Uranylacetat als Kontrastmittel wurde exemplarisch an einer Universität in Bayern näher untersucht. Dabei wurde die Personendosis für verschiedene Arbeitsschritte abgeschätzt. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 6 zusammengefasst.

Tab. 6 : Messergebnisse der Untersuchung der Personendosis bei Verwendung von Uranpräparaten

Messort	Arbeitsschritte	Lösung	Ortsdosis	Aufenthaltsdauer [h/a]	Personendosis [mSv/a]
Elektronenmikroskopie	Abwiegen, Lösungsansetzen und Transport	Uranylacetat	2 $\mu\text{Sv/h}$ (am Behälter)	100	0,2
			0,3 $\mu\text{Sv/h}$ (an den Proben)		0,03
Labor	Transport der Flasche, abwiegen	Uranyl-nitrat	30 $\mu\text{Sv/h}$ (Vorratsflasche) < 1 $\mu\text{Sv/h}$ (vor Aufbewahrungsschrank)	0,03	0,001 < 0,00003

3.4. Handhabung von Produkten aus thorierten Legierungen

In Bayern werden in zwei großen Betrieben Produkte aus thorierten Legierungen hergestellt. Diese Betriebe führen Messungen der Thorium-232-Atemluftkonzentrationen der Raumluft und der effektiven Dosis an den Arbeitsplätzen durch und teilen die Ergebnisse dem Bayerischen Landesamt für Umwelt als zuständiger Behörde mit. Die ermittelten effektiven Dosen liegen in den beiden Betrieben bei 0,2 bis 3 mSv pro Jahr.

4. Literaturverzeichnis

- [1] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung (StrlSchV) vom 20. Juli 2001; Bundesgesetzblatt, Teil I, Seiten 1713-1848, 2001
- [2] M. Trautmannsheimer: Abschlussbericht des Forschungsvorhabens „Radonexponierte Arbeitsplätze in Wasserwerken in Bayern“. Bayerisches Landesamt für Umwelt vom 01.05.2002, Internet: <http://www.bayern.de/lfu/strahlen> → Radon in Wasserwerken

- [3] S. Körner, A. Buchanzow: Abschlussbericht des Forschungsvorhabens „Strahlenexposition durch natürliche Radioisotope aus gewerblichen Betrieben“, Bayerisches Landesamt für Umwelt vom 30.12.2004, Internet: <http://www.bayern.de/lfu/strahlen> → Radon in Wasserwerken
- [4] Th. Beck, E. Ettenhuber: Überwachung von Strahlenexpositionen bei Arbeiten, Leitfaden für die Umsetzung der Regelungen nach Teil 3 Kapitel 1 und 2 StrlSchV, BfS-SW-03/06, Salzgitter, März 2006, ISBN 3-86509-483-X

STRAHLENSCHUTZ BEI AUFTRETEN VON NORM-INKRUSTIERUNGEN IN INDUSTRIEANLAGEN

S. Wörlen¹, C. Bunzmann¹, R. Barthel¹, S. Thierfeldt¹

¹Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, Deutschland

Zusammenfassung

Inkrustierungen („Scales“) sind in Industrieanlagen weit verbreitet. Beispiele für Anlagen, in denen radiologisch relevante Inkrustierungen auftreten können sind Anlagen in denen ein nasser Aufschluss von Erzen stattfindet, Anlagen der Erdöl- und Erdgas- Industrie und Anlagen zur Wasseraufbereitung (Trinkwasser, Bergbau, Abwasserreinigung). Unter ungünstigen Umständen können die Expositionen von Arbeitnehmern im Bereich von einigen mSv/a liegen. Die Expositionen lassen sich aber in vielen Fällen schon durch einfache organisatorische oder technische Strahlenschutzmaßnahmen deutlich reduzieren.

Dieser Vortrag stellt typische Fallbeispiele in anonymisierter Form dar und beschreibt die radiologische Analyse sowie die möglichen bzw. tatsächlich implementierten Maßnahmen. Er zeigt so das Spektrum der Expositionen durch NORM-Inkrustierungen auf, die in vielen Anlagen aufgrund der Ausgestaltung des deutschen Regelwerks nicht analysiert werden müssen bzw. für die noch keine adäquaten Maßnahmen zur Dosisminimierung getroffen wurden.

Summary

Scales commonly occur in industrial facilities. Examples for facilities, in which radiologically relevant scales can occur include facilities with a wet pulping of ores, facilities of the oil and gas industry and water treatment plants (drinking water, mining, waste water treatment). Under unfavourable conditions such scales can cause an exposure for workers of the order of several mSv/a. However, in many cases the exposure can be significantly reduced by simple organizational or technical radiation protection measures.

In this presentation typical anonymous examples are shown and the radiological analysis as well as the possible and/or implemented measures are described. In this way it shows the spectrum of possible exposures by NORM scales, which have not been analysed in many facilities or for which no adequate measures for dose minimisation have been taken.

Schlüsselwörter Strahlenschutz, NORM, Scales

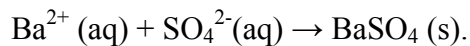
Keywords radiation protection, NORM, Scales

1. Einleitung

Inkrustierungen („Scales“) sind in Industrieanlagen weit verbreitet. Sie liegen sowohl an der Oberfläche von Rohren und Behältern als auch in Filteranlagen vor. Inkrustierungen treten bevorzugt auf, wenn chemische Verbindungen aus der Lösung ausfallen. Die dazu nötige Übersättigung der jeweiligen Verbindung kann z.B. durch Änderungen der Temperatur, durch chemische Reaktionen oder durch Mischung verschiedener Lösungen bewirkt werden. Die Inkrustierungen erreichen routinemäßig Dicken bis zu einigen Zentimetern.

In Anlagen, die Rohstoffe mit einem erhöhten Gehalt an natürlichen Nukliden verarbeiten oder die einen sehr hohen Durchsatz an Wasser haben, können in Abhängigkeit des Durchsatzes, des chemischen Milieus und der Aktivitäten der Ausgangsstoffe in diesen Inkrustierungen erhebliche Anreicherungen an natürlichen Nukliden auftreten.

Eine häufige und radiologisch relevante Ursache von Inkrustierungen ist die Ausfällung von Erdalkalisulfaten und Carbonaten, wie z.B. nach



Radium wird aufgrund seiner chemischen Ähnlichkeit zu anderen Erdalkalimetallen bevorzugt in diese Erdalkalisulfate und Carbonate eingebaut und dadurch gegenüber der Lösung erheblich angereichert.

Beispiele für Anlagen, in denen radiologisch relevante Inkrustierungen auftreten können, sind Anlagen, in denen ein nasser Aufschlusschritt von Erzen (z.B. Titanerzen) stattfindet, Anlagen der Erdöl- und Erdgasindustrie und Anlagen zur Wasseraufbereitung (Trinkwasser, Bergbau, Abwasserreinigung). Die spezifischen Aktivitäten in den Inkrustierungen können einige 10 Bq/g Radium, in Ausnahmefällen auch bis zu einigen 1.000 Bq/g betragen, auch wenn die Rohstoffe nur geringe Aktivitäten von einigen zehntel Bq/g aufweisen. Das Auftreten von radiologisch relevanten Inkrustierungen in Betrieben, deren Rohstoffe keine NORM-Stoffe darstellen, erschwert eine umfassende Bestandsaufnahme, so dass radiologisch relevante NORM-Inkrustierungen lange unentdeckt bleiben können. Teilweise wurde das Vorhandensein der NORM-Inkrustierung erst durch Eingangsmonitore beim Schrotthändler entdeckt.

2. Radiologische Analyse

Ziel der radiologischen Analyse ist ein Nachweis eines regelwerkskonformen Strahlenschutzes nach Stand der Technik. Dazu ist eine Bestandsaufnahme der radiologischen Situation in einer Industrieanlage notwendig. Diese umfasst:

- Bestimmung der Aktivität der NORM Inkrustierungen
- Bestimmung der Exposition von Mitarbeitern, und
- ggf. Bestimmung von geeigneten Strahlenschutzmassnahmen.

2.1 Fallbeispiele

Im Folgenden werden zwei Fallbeispiele dargestellt:

Im Beispiel A ist ein Tank (Durchmesser 2 m, Höhe 2 m) innen mit Scales (Dicke 1 cm, Dichte 2 g/cm³) mit 300 Bq/g Ra 226 belegt ist. Dies führt zu einer Dosisleistung von ca. 10 µSv/h an der Oberfläche (außen) und 3 µSv/h in einem Abstand von 1 m.

Im Beispiel B ist ein Wasserfilter von 1 m² Fläche mit Inkrustierungen von 0,1 mm Dicke und 300 Bq/g Ra 226 belegt. Dies führt zu einer Dosisleistung von ca. 0,1 µSv/h.

2.2 Bestimmung der Aktivität der NORM-Inkrustierungen

Eine Bestimmung der Aktivität der NORM-Rückstände ist sowohl Voraussetzung für eine Bestimmung der Exposition als auch für die Gewährleistung der Regelkonformität.

Die spezifische Aktivität von NORM-Inkrustierungen lässt sich prinzipiell über Alpha-, Beta- oder Gammastrahlen messen. Im Labor lassen sich einzelne Proben mit hoher Genauigkeit analysieren. Messungen vor Ort dagegen bieten die Möglichkeit, die radiologische Situation schnell und kosteneffektiv einzuschätzen.

Fall A:

Vor Ort bieten sich Messungen der (Gamma-)Ortsdosisleistung an. Die Dosisleistung liegt deutlich über dem Hintergrund. Aus der Dosisleistung kann (bei bekannter Geometrie und bekanntem Nuklidvektor) mit einfachen Rechnungen die Aktivität bestimmt werden. Aufgrund der hohen Reichweite der Gammastrahlung wird mit einer Messung jeweils die Gesamtaktivität bestimmt. Der Vorteil der Messung liegt darin, dass sie von außerhalb des Tanks erfolgen kann.

Fall B:

Messungen der (Gamma-)Ortsdosisleistung sind hier nicht möglich, da die Ortsdosisleistung im Bereich des Hintergrunds liegt. Vor Ort bietet sich hier eine Messung mit einem Kontaminationsmonitor an. Der Vorteil ist Messung der lokalen Aktivität, die auch in der Nähe von anderen Quellen mit höherer Ortsdosisleistung möglich ist. In Abb. 1 ist beispielhaft das (berechnete) Ansprechverhalten eines typischen Detektors in Abhängigkeit der Flächendichte der Inkrustierungen gezeigt. Dabei ist deutlich die Sättigung des Messeffekts durch die Absorption in den Inkrustierungen zu sehen. Bei Flächendichten größer ca. $0,5 \text{ g/cm}^2$ wird effektiv die massenspezifische Aktivität der Inkrustierungen bestimmt, bei dünnen Lagen bis ca. $0,1 \text{ g/cm}^2$ die Gesamtaktivität der Messfläche.

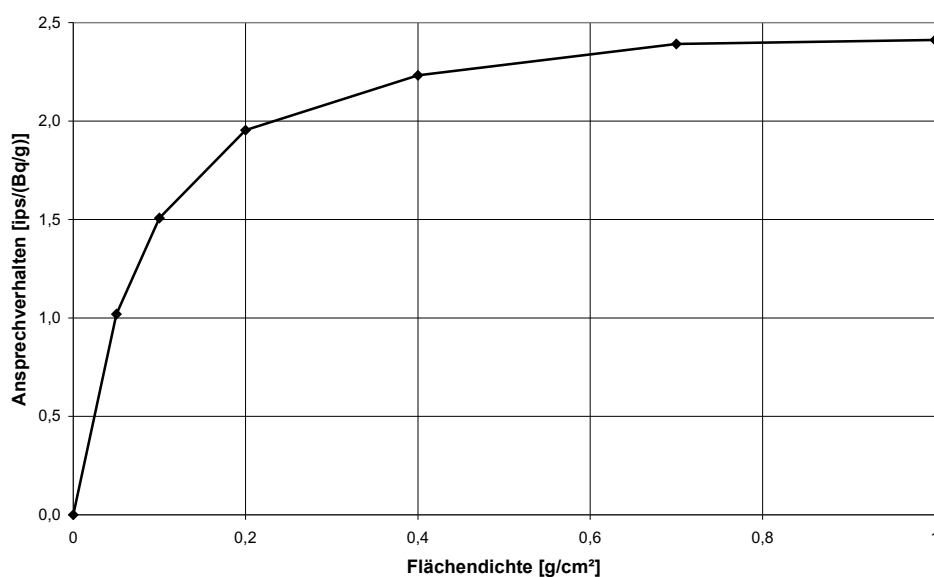


Abb. 1: Ansprechverhalten eines Plastiksintillationszähler in Abhängigkeit der Flächendichte der NORM-Inkrustierung

2.3 Radiologische Bewertung von Arbeitsplätzen

Inkrustierungen können Ortsdosisleistungen in der Größenordnung von $1 \mu\text{Sv/h}$ bis in Ausnahmefällen von einigen $10 \mu\text{Sv/h}$ verursachen. In Abhängigkeit der mechanischen Eigenschaften und der Arbeitsumstände kann der führende Expositionspfad sowohl die Inhalation als auch die externe Bestrahlung sein.

Im Fall A wird nur externe Exposition betrachtet, da der Tank im Normalbetrieb nicht geöffnet ist. Es wird hier angenommen, dass ein Arbeitnehmer sich 1000 h in der Umgebung (1 m Abstand) des Tanks aufhält. Daraus berechnet sich eine Exposition von 3 mSv/a .

Im Fall B ist aufgrund der geringen Dosisleistung externe Exposition nicht relevant. Da ein Filter trocken gehandhabt wird, ist die Exposition durch Inhalation relevant. Es wird hier angenommen, dass der Arbeitnehmer 300 h/a bei einer Staubkonzentration von 6 mg/m^3 arbeitet. Daraus berechnet sich eine Exposition von 3 mSv/a .

2.4 Strahlenschutzmaßnahmen

Die Expositionen lassen sich aber in vielen Fällen schon durch einfache organisatorische oder technische Strahlenschutzmaßnahmen deutlich reduzieren. Beispiele hierfür können sein:

- verstärkte Lüftung
- Befeuchten von Inkrustierungen vor Wartungsarbeiten
- Atemschutz
- Abschirmungen (z.B. Betonwände)
- Verlagerung von Arbeiten in Bereiche mit geringerer Ortsdosisleistung

Fall A:

Es wird angenommen, dass eine Abschirmung von 20 cm Beton angebracht wird und die Arbeitszeit durch organisatorische Maßnahmen auf 500 h/a begrenzt wird. Damit kann die Exposition auf ca. $0,3 \text{ mSv}$ reduziert werden.

Fall B:

Es wird angenommen, dass die Staubkonzentration durch Befeuchten des Filters vor Arbeiten auf $0,6 \text{ mg/m}^3$ begrenzt werden kann. Dementsprechend kann auch hier die Dosis auf $0,3 \text{ mSv/a}$ reduziert werden.

3. Zusammenfassung und Ausblick

Es hat sich gezeigt, dass bei NORM-Inkrustierungen in Industrieanlagen radiologisch relevante Dosen von einigen mSv/a auftreten können, auch wenn die in der Anlage verarbeiteten Rohstoffe nicht als NORM-Stoffe klassifiziert werden. Dabei hängt die Exposition stark von der verwendeten Prozesstechnik und den Arbeitsvorgängen ab. Die Exposition ist daher nur schwer an spezifischen Aktivitäten der Rohstoffe festzumachen. Es ist daher schwierig, einen Überblick über alle radiologisch relevanten Inkrustierungen zu erhalten, bzw. effektiv im Regelwerk zu erfassen.

Ein doppelter Kriteriensatz, der sowohl die massenspezifische als auch die flächenspezifische Aktivität begrenzt, kann einen sinnvollen Ansatz darstellen. Ein so gestalteter Ansatz ist z.B. im niederländischen Regelwerk implementiert.

EXPOSITION DURCH NATÜRLICHE RADIONUKLIDE INFOLGE VON ARBEITEN: TECHNOLOGISCHE PROZESSE, ENTWICKLUNGEN UND KONSEQUENZEN

EXPOSITION TO NATURAL RADIONUCLIDES AS A CONSEQUENCE OF WORKS: TECHNOLOGICAL PROCESSES, DEVELOPMENTS AND CONSEQUENCES

M. Niedermayer, A. Reichelt

TÜV SÜD Industrie Service GmbH, Deutschland

Zusammenfassung

In der novellierten Strahlenschutzverordnung von 2001 wurden erstmals in der Gesetzgebung der Bundesrepublik Deutschland detaillierte Regelungen zum Schutz der Bevölkerung bei natürlich vorkommenden radioaktiven Stoffen getroffen. Dies schließt insbesondere Arbeiten ein, bei denen oder infolge derer Personen der allgemeinen Bevölkerung erhöhten Strahlungswerten exponiert sind. Bei den Arbeiten handelt es sich häufig um die Aufbereitung und Weiterverarbeitung von Bodenschätzen, im Zuge derer sich in Rückständen der Gehalt natürlicher Radionuklide anreichert. Diese Rückstände werden im Weiteren einer Verwertung bzw. einer Beseitigung zugeführt. Die dabei ggf. zu überwachenden technologischen Prozesse und damit die entsprechenden Industriezweige sind explizit in Anlage XII der novellierten Strahlenschutzverordnung aufgeführt. In dem vorliegenden Tagungsbeitrag wird eine Auswahl der technologischen Prozesse hinsichtlich ihrer radiologischen Relevanz am Beispiel der Aufbereitung und Weiterverarbeitung von Bauxit erläutert. Die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Überwachung von Rückständen und Betrieben wird diskutiert.

Summary

In the amended Radiation Protection Decree of 2001, for the first time in the legislation of the Federal Republic of Germany, detailed regulations were made for protecting the population from naturally occurring radioactive materials. This includes in particular work during which, or as a result of which, employees or members of the general public are exposed to increased natural radioactivity. This work often concerns the preparation and processing of mineral resources, in the course of which the content of natural radionuclides in remainders is enriched. Furthermore, these remainders are supplied to a re-processing or a disposal site. The technological processes which may have to be monitored hereby, and with them the corresponding industries, are explicitly listed in Appendix XII of the amended Radiation Protection Decree. In the present paper, a selection of technological processes is explained with regard to their radiological relevance considering the conditioning and further processing of bauxite as example. The resulting consequences for the surveillance of remainders and firms are discussed.

Schlüsselwörter TENORM, Rückstände, Überwachung

Keywords TENORM, remainders, monitoring, surveillance

1. Die Überwachung von Rückständen mit natürlichen Radionukliden

In der novellierten Strahlenschutzverordnung vom 26. Juli 2001 wurden Regelungen zum Schutz von Mensch und Umwelt vor natürlichen Strahlenquellen getroffen. Dies betrifft auch „Arbeiten“ im Sinne der Strahlenschutzverordnung, also den Umgang mit radioaktiven Stoffen, wobei die strahlende Eigenschaft des Stoffes bei seiner Verwendung keine Anwendung findet. Solche Arbeiten treten u. a. dann auf, wenn mit Stoffen umgegangen wird, die natürliche Radionuklide enthalten. Infolge bergbaulicher und industrieller Prozesse kann sich der Gehalt an natürlichen Radionukliden anreichern. Dies ist der Fall bei der Gewinnung, Aufbereitung und Weiterverarbeitung einer Vielzahl von Rohstoffen, wobei solche einer speziellen Überwachung unterworfen werden, die potenziell bei Personen der Bevölkerung zu einer Strahlenexposition von 1 mSv oder mehr führen können.

Die Überwachung liegt in der Bundesrepublik bei den jeweiligen Landesbehörden. Sie bedarf der Kenntnis der entsprechenden technologischen Prozesse. Diese können sehr vielfältig sein und sich im Lauf der Zeit aufgrund von Entwicklungen im industriellen und wirtschaftlichen Gefüge verändern. Vor diesem Hintergrund die überwachungsbedürftigen Betriebe eines Bundeslandes lückenlos herauszufiltern und anforderungsgerecht im Sinne der Strahlenschutzverordnung zu überwachen, ist eine schwierige Aufgabe, die insbesondere durch eine ggf. personell ausgelastete Behörde schwer zu schultern ist.

Im Folgenden wird am Beispiel des Bauxits ein Überblick über die technologischen Prozesse unter Beachtung der radiologischen Relevanz (insbesondere vor dem Hintergrund der industriellen Landschaft der Bundesrepublik Deutschland) gegeben und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Überwachung entsprechender industrieller Betriebe näher erläutert.

2. Überwachung Bauxit gewinnender, aufbereitender und weiterverarbeitender Betriebe

2.1 Bauxit

Bei Bauxit handelt es sich um ein Gestein aus einem Gemenge verschiedener aluminiumreicher Minerale, insbesondere den kristallinen Mineralen Diaspor (α -AlO(OH)), Böhmit (γ -AlO(OH)) und Hydrargillit (=Gibbsit; γ -Al(OH)₃) sowie dem amorphen Mineral Alumogel (Al₂O₃ · x H₂O). Es enthält typischerweise 50 – 70% Al₂O₃, 0 – 25% Fe₂O₃, 12 – 40% H₂O sowie 2 – 30% SiO₂. In diesem Gemenge ist über die genannten Minerale hinaus noch eine Vielzahl weiterer vorhanden und mit diesen ein Anteil an natürlichen Radionukliden.

Lagerstätten von Bauxit sind in der Bundesrepublik Deutschland nur in sehr geringem Umfang vorhanden. Der Bedarf wird somit weitestgehend durch Importe gedeckt.

2.2 Technologie

Die weltweit wichtigste Bauxitanwendung ist die Gewinnung von Primäraluminium. Darüber hinaus findet Bauxit Anwendung als Ausgangsmaterial zur Gewinnung von Tonerde und Kork zum Einsatz in der chemischen Industrie sowie zur Gewinnung von Schleifmitteln und als Einsatzmaterial in der Feuerfestindustrie. Sein Einsatz als Katalysator in der Schmierölfra-

fination kann als weitgehend historisch betrachtet werden und wird im Folgenden nicht weiter berücksichtigt.

Sowohl beim Einsatz zur Gewinnung von Primäraluminium als auch in der chemischen Industrie, ist die Gewinnung von Aluminiumoxid aus dem Bauxit jeder weiteren Aufarbeitung und Weiterverarbeitung vorgeschaltet. Bei diesem Prozessschritt werden im sog. Bayer-Verfahren die nicht-aluminiumhaltigen Minerale aus dem Bauxit gelöst und mithin auch der überwiegende Anteil an natürlichen Radionukliden.

2.2.1 Gewinnung von Aluminiumoxid aus Bauxit („Bayer-Prozess“)

Aluminiumoxid wird in zwei Schritten aus dem Bauxit gewonnen: Im ersten wird Bauxit durch die Behandlung mit Natronlauge von seinen zahlreichen Verunreinigungen befreit und somit in reines Aluminiumhydroxid überführt. Dieses kann bereits selbst als Ausgangsmaterial in der chemischen Industrie genutzt werden und wird daher zum Teil den entsprechenden Betrieben zugeführt. Der Rest wird durch Erhitzen („Calzinieren“) in Aluminiumoxid überführt.

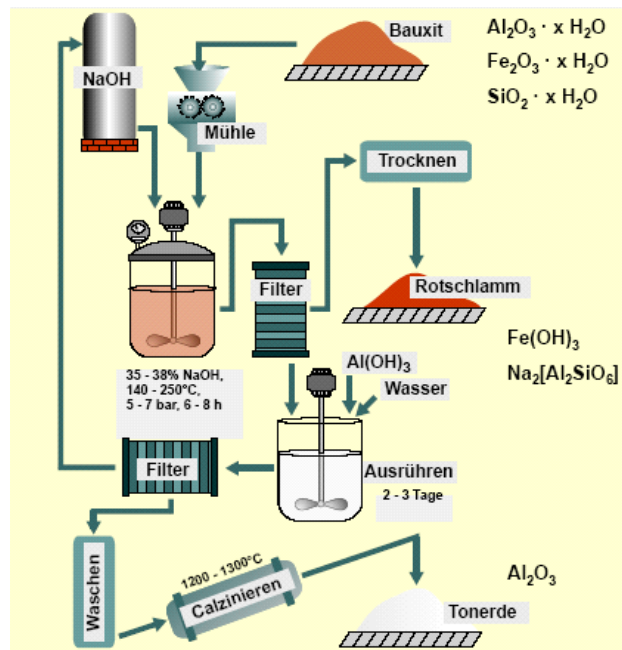


Abb. 1: Schematische Darstellung der Gewinnung von Al_2O_3 aus Bauxit [1]

Bei der Laugung geht das überwiegend im Bauxit vorhandene Aluminiumhydroxid $\text{Al}(\text{OH})_3$ in Lösung, während die weiteren mineralischen Bestandteile ausfallen. Diese werden aufgrund ihrer deutlichen Färbung, die insbesondere auf den Gehalt an Eisenmineralen zurückgeht, „Rotschlamm“ genannt. Er ist der Träger der Mehrzahl der ursprünglich im Bauxit gebundenen natürlichen Radionuklide. Er wird getrocknet und muss aufgrund derzeit noch fehlender weiterer Nutzbarkeit einer Deponie zugeführt werden.

Nach einer Folge von Filterschritten und einem darauf folgenden kontrollierten Abkühlprozess fällt auch das gewonnene Aluminiumhydroxid aus. Dieses wird dann von der Natronlauge getrennt und gewaschen.

Das gewonnene Aluminiumhydroxid wird entweder als Ausgangsstoff für Prozesse der chemischen Industrie verwendet oder zu Aluminiumoxid weiterverarbeitet. Dazu wird es erhitzt („calziniert“). Das entstehende Al_2O_3 wird häufig mit dem Begriff „Tonerde“ bezeichnet. Erhitzt man dieses auf Temperaturen von über $1000\text{ }^\circ\text{C}$, so entsteht daraus eine Modifikation des Al_2O_3 , die oftmals „Korund“ bezeichnet wird. Diese zeichnet sich durch besonders scharfkantige Kristalle aus und eignet sich somit und insbesondere aufgrund ihrer großen Härte für den Einsatz in der Schleifmittelindustrie aus. Darüber hinaus findet es Verwendung in der Feuerfestindustrie. Zur Gewinnung von Primäraluminium genügt der Einsatz von Tonerde.

In Abb. 1 sind die technologischen Schritte zur Gewinnung von Al_2O_3 aus Bauxit schematisch dargestellt. Die Stoffströme, die hierbei eine Rolle spielen, sind in Abb. 2 veranschaulicht.

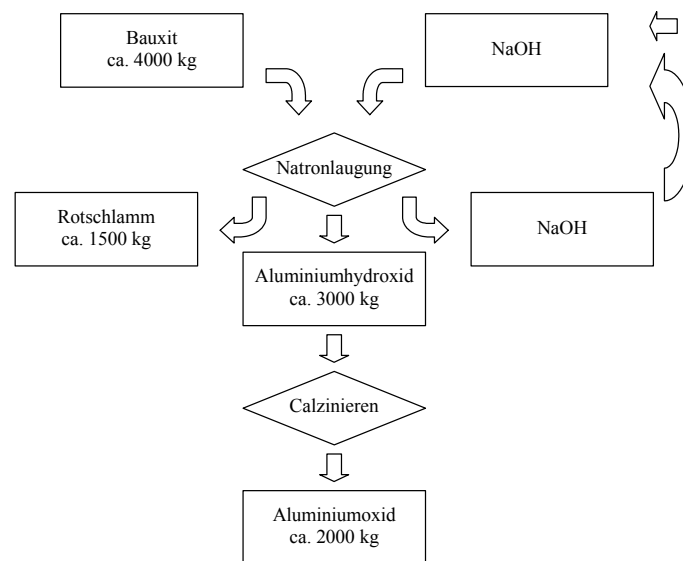


Abb. 2: Stoffströme bei der Gewinnung von Al_2O_3 aus Bauxit

2.2.2 Gewinnung von Primäraluminium

Wenn nun aus dem im Bayerprozess (vgl. Kap. 2.2.1) gewonnenen Aluminiumoxid Primäraluminium produziert werden soll, so geschieht dies mittels der Schmelzelektrolyse. Hierzu wird Al_2O_3 geschmolzen und mittels der Elektrolyse in Aluminium und Sauerstoff zerlegt. Da Al_2O_3 einen sehr hohen Schmelzpunkt (ca. $2015\text{ }^\circ\text{C}$) hat, wird es zunächst in Kryolith (Na_3AlF_6) gelöst, wodurch sich der Schmelzpunkt auf ca. $950\text{ }^\circ\text{C}$ senkt.

Bei Kryolith handelt es sich um ein Mineral, das auf der Erde nur an einem bekannten Punkt in abbaubarer Menge vorlag, Ivittut im Südwesten Grönlands. Dieses Vorkommen ist seit 1987 erschöpft. Da aber bereits seit 1895 Verfahren zur synthetischen Gewinnung von Kryolith vorliegen, stellt dies kein Problem für die Aluminiumindustrie dar. Bzgl. möglicher TENORM-Rückstände bedeutet dies, dass kein weiteres natürliches Material in den Gewinnungsprozess eingeht. Mithin erfolgt kein Eintrag an natürlicher Radioaktivität in den Prozess und es sind bei der Primäraluminiumgewinnung keine TENORM-Rückstände zu erwarten.

Als tatsächlich auftretende Rückstände wird in der Literatur auf Krätze hingewiesen [2]. Dabei handelt es sich um ein Gemisch aus Metallen und Metalloxiden, wie es auf der Oberfläche von Metallschmelzen auftritt. Dabei wird vermerkt, dass diese vollständig aufgearbeitet werden.

Die Stoffströme, die bei der Schmelzflusselektrolyse eine Rolle spielen, sind in Abb. 3 veranschaulicht.

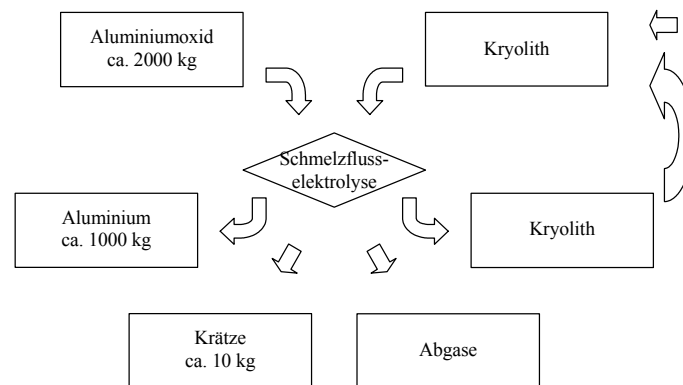


Abb. 3: Stoffströme bei der Schmelzflusselektrolyse zur Gewinnung von Primäraluminium aus Al_2O_3

2.2.3 Anwendung von Bauxit und Aluminiumoxid in der Feuerfestindustrie

Neben der Anwendung von Bauxit zur Gewinnung von Primäraluminium wird sowohl Bauxit selbst als auch das im Zuge des Bayerprozesses (vgl. Kap. 2.2.1) gewonnene Aluminiumoxid in der Feuerfestindustrie verwendet.

Zur Verwendung in der Feuerfestindustrie wird Bauxit, unaufbereitet oder nur mit geringer Vorbehandlung (z. B. mechanisch oder thermisch) bzw. Aluminiumoxid zu variablen Anteilen keramischen Massen vor deren Brand beigemischt. Die Höhe der Anteile sowie die mineralogische Form des zugemischten Aluminiumoxids (Tonerde oder Korund), auch die verwendeten Korngrößen hängen vom Anforderungsprofil an das gebrannte Feuerfestgut ab. Auch Aluminiumhydroxid kann als Eingangsstoff in die Feuerfestindustrie Verwendung finden. Die jeweils verwendeten Eingangsstoffe werden in der Regel von den Betrieben der Feuerfestindustrie erworben, sodass bei ihnen keine größeren Mengen an radiologisch relevanten Rückständen für die Erzeugung der Ausgangsstoffe anfallen. Einige Betriebe erhalten einen Bayer-Prozess aufrecht. Auch sie verwenden zwar als Eingangsmaterial kein Bauxit, sondern Aluminiumhydroxid, das allerdings für ihre Bedürfnisse nicht in ausreichender Reinheit vorliegt. Bei den dabei auftretenden Rückständen handelt es sich um kleinste Mengen. Potentiell kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass auch diese Rückstände von radiologischer Relevanz sein könnten.

Radiologisch bedeutsamer allerdings ist die unmittelbare Verwendung von Bauxit in der Feuerfestindustrie. Auch dieses wird keramischen Massen vor dem Brand zugesetzt. Die dabei entstehenden Produkte sind allerdings von geringerer Qualität als entsprechende Al_2O_3 -Keramiken. Der Bauxit wird dazu häufig vorher thermisch behandelt.

Die allgemeinen technologischen Schritte in der Feuerfestindustrie sind dieselben wie generell in der keramischen Industrie: Die keramischen Massen werden zunächst mit Feuchtigkeit versetzt, homogenisiert, geformt, getrocknet und gebrannt. Als Rückstände treten dabei im Wesentlichen Schlämme und Stäube auf. Zudem ist mit Filterrückständen aufgrund von Rauchgasfilterung zu rechnen.

2.2.4 Gewinnung von Elektrokorund

Eine Besonderheit stellt die Gewinnung von Elektrokorund dar. Dieser stellt einen mineralogisch dem in Kap. 2.2.1 beschriebenen Korund identischen Stoff dar, jedoch von besonders hoher Qualität. Diese spiegelt sich in besonders reinen Eigenschaften wider. Der Korund kann dabei hart oder zäh, spröde oder splittrig, je nach spezieller Anforderung ausfallen [3].

Technologisch handelt es sich um synthetischen Korund, dessen Eingangsmaterial aufgeschmolzen wird und danach entlang speziell entwickelter Temperaturkurven abgekühlt wird [3].

Als Eingangsmaterial in den Produktionsprozess von Elektrokorund kann Bauxit oder Tonerde verwendet werden. Die Tonerde stellt dabei ein Produkt des Bayer-Prozesses dar und ist somit radiologisch ohne Relevanz. Wird hingegen Bauxit verwendet, so gilt ähnlich wie schon bei der Anwendung in der Feuerfestindustrie, dass die im Bauxit vorhandenen natürlichen Radionuklide im Material verbleiben und somit der Prozess hinsichtlich der Strahlenschutzverordnung von Relevanz ist.

Als Rückstände ist hierbei im Wesentlichen mit Stäuben und Filtrerrückständen aufgrund von Rauchgasfilterung zu rechnen. Bei Anwendung von entsprechenden Klassierverfahren (Wassersedimentation) ist zudem das Auftreten von Schlämmen in Betracht zu ziehen.

3. Konsequenzen für die Recherche

Anhand der in Kap. 2 aufgezeigten verschiedenen Technologien, die unter Gewinnung, Aufbereitung bzw. Weiterverarbeitung von Bauxit zu subsumieren sind, konnte für Bauxit folgender Katalog von Industriezweigen zusammengestellt werden, denen im Wesentlichen sämtliche Betriebe zuzuordnen sind, die potentiell überwachungsbedürftige Rückstände erzeugen könnten:

- Gewinnung von Bauxit
- Aufbereitung von Bauxit (in Malwerken)
- Produktion von Aluminiumhydroxid (Bayer-Prozess)
- Produktion von Tonerde (Bayer-Prozess + Calzination)
- Erzeugung von Primäraluminium
- Produktion von Korund
- Erzeugung von Feuerfestkeramik
- Erzeugung von Feuerfestbeton
- Erzeugung von Elektrokorund
- Erzeugung von Korund-Schleifkörpern
- Korund-Strahlanlagen

4. Aktivitäten

Die in der Literatur aufgezeigten Werte der massenbezogenen Aktivität (vgl. Tab. 1) geben einen Hinweis auf die Regelungsbedürftigkeit der Rückstände aus der Bauxitaufbereitung und -weiterverarbeitung.

Tab. 1: Literaturwerte zu gemessenen Aktivitäten aus den Rückständen der Bauxitaufbereitung und -weiterverarbeitung

Reststoff	massenbezogene Aktivität [Bq/kg]			
	U-Reihe	Th-Reihe	Ac-Reihe	K-40
Rotschlamm	250 (43-800)	300 (73-1.000)	.	(27-58)
Deponiematerial, Rotschlamm	207 ^{Ra-226} 118 ^{Pb-210} 51 ^{U-238}	.	.	49
Aluminium-Schlackenstein	15 (12-16)	10 (6-9)	.	750 (360-960)

Insbesondere die Werte für Rotschlamm können laut [4] für eine Person, die in der Nähe einer Rotschlammdeponie wohnt, zu einer zusätzlichen Strahlenexposition von bis zu 1,4 mSv führen.

5. Prognosen

Zusätzlich zu der Kenntnis der technologischen Prozesse dürfen bei der Überwachung der nach Strahlenschutzverordnung zu überwachenden Betriebe zeitliche Entwicklungen nicht außer Acht gelassen werden. Technologiezweige können an Bedeutung verlieren oder ganz aus der industriellen Landschaft eines Staates verschwinden, während andere an Bedeutung gewinnen oder sogar neu entstehen. Insbesondere im zweiten Fall besteht die Gefahr für die überwachende Behörde, dass neu entstehende Betriebe bei der Überwachung übersehen werden.

Im Fall der Aufbereitung und Weiterverarbeitung des Bauxits stellt sich für die Bundesrepublik Deutschland folgende Situation dar: Während weltweit die primäre Verwendung von Bauxit in der Gewinnung von Primäraluminium besteht - für das Jahr 1980 wird eine Verwendung von 78 % des verarbeiteten Bauxits zur Gewinnung von Primäraluminium angegeben [5] - nimmt in Deutschland die Bedeutung dieses Industriezweiges eher ab. Aufgrund der hohen Energiekosten und des hohen Bedarfs an elektrischer Energie wird auch die Primäraluminiumgewinnung in der letzten deutschen Aluminiumhütten zunehmend unrentabel.

6. Schlussfolgerung

Die Darstellung der Vielfalt der verschiedenen technologischen Prozesse und die daraus resultierende Notwendigkeit der Kenntnisse zeigen allein am Beispiel der Aufbereitung und Weiterverarbeitung von Bauxit den hohen Aufwand einer lückenlosen Überwachung von Rückständen und Betrieben. Dabei sind in der Anlage XII der Strahlenschutzverordnung über

die Rückstände aus Aufbereitung und Weiterverarbeitung des Bauxits hinaus noch die Rückstände aus einer Vielzahl weiterer Rohstoffe festgelegt. Die Darstellung ggf. zeitlicher Entwicklungen zeigt darüber hinaus die Notwendigkeit, die einmal als überwachungsbedürftig erkannten Betriebe immer neu zu überprüfen, ob nicht etwa durch technologische, industrielle oder wirtschaftliche Entwicklungen neue hinzukommen.

Wie in Kap. 3 für den Fall der Aufbereitung und Weiterverarbeitung von Bauxit aufgezeigt werden konnte, wurde bei der TÜV SÜD Industrie Service GmbH für alle in Anlage XII aufgeführten Prozesse ein Katalog von Industriezweigen entwickelt, der die Recherche nach den überwachungsbedürftigen Betrieben erleichtert. Die Frage der Überwachungsbedürftigkeit bleibt jedoch in jedem Einzelfall durch individuelle Überprüfung der recherchierten Betriebe erforderlich, da sich die Relevanz insbesondere aus den angewandten Technologien und betrieblichen Abläufen ergibt.

7. Hinweis

Viele Erkenntnisse dieses Vortrages wurden gewonnen im Rahmen der Erstellung eines Gutachtens für das hessische Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz zum Thema „Überwachungskonzept für überwachungsbedürftige Rückstände und sonstige Materialien nach §§ 97 - 102 StrlSchV“.

8. Literaturverzeichnis

- [1] Chemnet Kiel, Internet: <http://www.chemievorlesung.uni-kiel.de/metalle/borgruppe.pdf> (besucht am 29.01.2006)
- [2] Krüger, J., Studie über Anfall und Verbleib radioaktiver Rückstände im Bereich der Eisen- und Nicht-Eisenmetallurgie, RWTH Aachen, 1999
- [3] FES, 2006: Information des Fachverbandes der Elektrokorund- und Siliziumkarbid-Hersteller e.V. (FES), D-60329 Frankfurt am Main
<http://www.fes.vci.de/produkte.htm>
- [4] Reichelt, A., Niedermayer, M., Sitte, B., Hamel, P.M., Erfassung und radiologische Bewertung von Hinterlassenschaften mit NORM-Materialien aus früheren Tätigkeiten und Arbeiten einschließlich der modellhaften Untersuchung branchentypischer Rückstände, Teil 1: Historische Recherche zur Ermittlung der radiologischen Relevanz von NORM-Rückständen und Konzepte zur Standortidentifikation, Studie der TÜV Industrie Service GmbH, TÜV SÜD Gruppe im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, im Druck
- [5] Winnacker, K., Küchler, L., Chemische Technologie, Bd. 4: Metalle, Carl Hanser Verlag, München und Wien, 1982

DIE INTERNE BERUFLICHE STRAHLENEXPOSITION IM VERGLEICH ZUR NATÜRLICHEN BEIM NUKLEARMEDIZINISCHEN PERSONAL – EINE RETROSPEKTIVE ANALYSE VON INKORPORATIONSMESSUNGEN AUS DEN JAHREN 1992 – 2004

OCCUPATIONAL INTERNAL RADIATION EXPOSURE COMPARED TO NATURAL FOR NUCLEAR MEDICINE PERSONNEL – AN ANALYSIS IN RETROSPECT OF INCORPORATION MEASUREMENTS DURING THE YEARS 1992 – 2004

G. Lottes

Institut für Klinische Radiologie, Universitätsklinikum Münster, Deutschland

Zusammenfassung

Für den Zeitraum von 1992 – 2004 wurden alle Inkorporationsmessungen eines Ganzkörperzählers, mit dem die strahlenexponierten Personen der nuklearmedizinischen Abteilung des Universitätsklinikums Münster regelmäßig untersucht werden, ausgewertet und die internen Dosen bestimmt. Gemäß dem unterschiedlichen Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen wurden 5 Berufsgruppen gebildet: Therapie-Personal, Radiochemiker, MTA's, Ärzte und Medizinische Physik. Fragestellungen: 1. Wie hoch ist der Anteil der internen effektiven Dosen, im Vergleich zur natürlichen Dosis und welche Isotope sind ausschlaggebend dafür? 2. Sind die maximalen internen Dosen so hoch, dass eine regelmäßige Inkorporationskontrolle nach der Strahlenschutzgesetzgebung notwendig ist? Ergebnisse: Die höchsten internen Dosen werden durch die Iod-Isotope verursacht, insbesondere durch I-131 beim Therapiepersonal sowie den Stationsärzten, und durch I-125, I-131 sowie I-123 bei Markierungsarbeiten im radiochemischen Labor. Bezogen auf das Gesamtkollektiv beträgt die mittlere interne Dosis 35 μSv pro Jahr, entsprechend einem zusätzlichen Anteil von 2,5% der natürlichen internen Dosis. Die Hälfte der Kollektivdosis entfällt auf das Therapiepersonal mit durchschnittlich 100 μSv pro Mitarbeiter, ein Viertel auf das Laborpersonal (43 μSv) und 16% auf die (Stations-)Ärzte (28 μSv). Für die anderen Berufsgruppen kann die innere Exposition vernachlässigt werden. Die maximalen (jährlichen) internen Dosen im Beobachtungszeitraum betragen 0,65 mSv für das radiochemische Personal, 0,45 mSv für die Stations-Ärzte und 0,39 mSv für das Therapiepersonal. Für diese Berufsgruppen sollte eine regelmäßige Inkorporationskontrolle an einer amtlichen Messstelle durchgeführt werden, da die Möglichkeit besteht, dass der Schwellenwert von 1 mSv überschritten wird.

Summary

Over the period from 1992 to 2004 the measurements of a whole body counter for the personnel of the nuclear medicine department of the University Hospital Munster were evaluated and the internal effective doses were calculated. Due to the different applications of radioactive material the personnel was subdivided into 5 groups: Therapy-personnel, radiochemists, physicians, technicians and medical physicists. The aim was to answer the following questions: 1. Which additional amount of the internal dose is caused by work compared to the natural internal exposition and which isotopes are mainly responsible for it? 2. For internal doses higher than 1 mSv, regular measurements performed by whole body counting are obligatory. Do the maximal doses reach this threshold and which groups of

workers are affected? *Results:* The highest internal doses were caused by iodine-isotopes, particularly by I-131 inhaled by ward-personnel and by I-125, I-131 and I-123 incorporated during labelling work in the radiochemistry lab. The yearly internal dose averages out to 35 μSv , related to the whole staff, according to 2.5% of the natural internal dose. Therapy personnel contributes to half of the collective effective dose with an average value of 100 μSv . For lab personnel we calculated 43 μSv and for physicians working at the ward 28 μSv . The internal doses for the other groups of nuclear medicine personnel could be neglected. Maximum yearly values for internal doses were: 0.65 mSv for radiochemists, 0.45 mSv for physicians working at the ward and 0.39 mSv for the nurses. Though these values do not exceed the threshold of 1 mSv, regular measurements are recommendable for these groups of nuclear medicine personnel.

Schlüsselwörter: natürliche innere Dosis, berufliche innere Dosis, Ganzkörper-Messung, Strahlenschutz-Überwachung

Keywords: Internal natural dose, internal occupational dose, whole body counting, radiation monitoring

1. Einleitung

Während im beruflichen Strahlenschutz für die äußere Strahlenexposition relativ viele Daten auch mit großen Kollektiven veröffentlicht worden sind [1], fehlen diese für den Bereich der inneren Exposition fast vollständig. Der Grund ist darin zu sehen, dass bei beruflich strahlenexponierten Personen eine äußere dosimetrische Überwachung (in der Regel mit Filmdosimetern) immer vorgeschrieben ist, eine Inkorporationsüberwachung aber zusätzlich und nur in bestimmten Fällen gefordert wird.

Ziel dieser Arbeit war es daher, anhand der Inkorporationsmessungen des Personals der Klinik und Poliklinik für Nuklearmedizin des Universitätsklinikums Münster über den Zeitraum von 1992 – 2004 retrospektiv die Daten der Inkorporationsmessungen eines Ganzkörperzählers auszuwerten, die internen Dosen zu bestimmen und den einzelnen Berufsgruppen zuzuordnen. Mit einem Vergleich zu den natürlichen Dosen sollte der Anteil der internen Dosen zur inneren Gesamtexposition bestimmt werden. Außerdem wurden bei den Inkorporationen mit Iod-Isotopen die Schilddrüsen-Dosen berechnet.

Die Daten dieser Studie sind auch als Ergänzung zu den Veröffentlichungen des Strahlenschutzregister des Bundesamtes für Strahlenschutz zu sehen, das sich im Aufbau befindet und bisher nur sehr wenige Daten zu Inkorporationsmessungen veröffentlicht hat. Es fehlen vor allem die Bezüge der inneren Dosen zu Nukliden, Arbeitsbereichen usw. [2].

Ein weiteres Ziel der Studie war es, auf Basis dieser Daten eine Empfehlung zu geben, bei welchen Berufs- und Personengruppen anhand der Daten für die inneren Dosen eine regelmäßige Inkorporationsüberwachung für erforderlich gehalten wird.

2. Material und Methoden

Ganzkörperzähler

Die Ganzkörper-Messanlage besteht aus drei Messketten: einer Anordnung von 4 x 5-Zoll NaI-Sonden zur Bestimmung der Ganzkörperaktivität, einer 3-Zoll Sonde zur Messung der Schilddrüse und einem mit flüssigem Stickstoff gekühlten Ge-Detektor zur Spektrum-Analyse

mit hoher Energieauflösung [3]. Zur Reduzierung des Strahlenuntergrundes sind die Messsonden in eine Stahlkammer eingebracht, die zusätzlich mit Blei ausgekleidet ist. Die Messeinrichtung wird gemäß der Richtlinie über die Anforderungen an Inkorporationsmessstellen [4] regelmäßigen Konstanzprüfungen unterzogen. Als amtlich anerkannte Mess-Stelle nimmt sie regelmäßig an den Ringversuchen des Bundesamtes für Strahlenschutz teil. Die Nachweisgrenzen nach der Richtlinie [4] betragen bei der Schilddrüse für I-131 und für I-123 = 6 Bq, sowie für I-125 = 3 Bq. Die Nachweisgrenzen im Ganzkörper betragen beispielsweise für Tc-99m = 68 Bq und für Tl-201 = 16 Bq.

Personalmessungen

Im Durchschnitt wurden pro Jahr ca. 400 Inkorporationsmessungen beruflich strahlenexponierter Personen durchgeführt, davon etwa je zur Hälfte externe (nördliches und östliches NRW, sowie südliches Niedersachsen) und interne (Universität und Universitätsklinik Münster). Die Zahl der für die nuklearmedizinische Klinik durchgeführten Messungen liegt bei 100 Untersuchungen pro Jahr. Dies entspricht den Vorgaben der Umgangsgenehmigung, die halbjährliche Messungen für das Personal vorschrieb.

Bei den Personalmessungen erfolgt zunächst eine Überprüfung auf mögliche Kontaminationen mit einem Hand-, Fuß-, Kleidermonitor und danach speziell eine Messung der Hände in einer abgeschirmten kleinen Bleikammer.

Datenmaterial der Studie

Zugrunde gelegt wurden die Messdaten aller beruflich strahlenexponierten Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Klinik im Beobachtungs-Zeitraum von 1992 (nach der Anerkennung als amtliche Messstelle) bis zum Jahre 2004. Erfasst wurden die Inkorporationen (Aktivität in Bq) des Ganzkörpers, sowie der Schilddrüse bei den Iod-Isotopen, weiterhin die Kontaminationen mit dem verursachenden Nuklid. Die Daten wurden den fünf Berufsgruppen zugeordnet, die mit offenen radioaktiven Stoffen umgehen: Therapiepersonal, Radiochemiker/Laborpersonal, Medizinisch-Technische Assistenten (MTA's), Ärzte und Messtechnik/Strahlenschutz. Soweit es möglich war, wurden zusätzlich aufgenommen: der Arbeitsbereich während des Messzeitpunktes, das Nuklid, mit dem am häufigsten umgegangen wurde und die jährlich applizierten Gesamt-Aktivitätsmengen von diesem Nuklid.

Die Daten für die natürliche innere Exposition wurden dem aktuellen Jahresbericht 2004 des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit entnommen [5].

Die Sortierung der Daten und die Berechnung der Dosen, sowie die Darstellung in Diagrammen wurde mit dem Tabellenkalkulations-Programm Excel durchgeführt.

Dosisberechnungen

Für die oben genannten 5 Berufsgruppen wurden die Kollektivdosen und daraus die mittlere effektive Dosis pro Jahr und Person im Beobachtungszeitraum (1992-2004), sowie die Schilddrüsen-Dosen berechnet. Als Grundlage hierfür diente die „Richtlinie für die Ermittlung der Körperdosen bei innerer Strahlenexposition (Berechnungsgrundlage“ von 1997 [6]. Diese wird zurzeit überarbeitet und war zum Zeitpunkt dieser Arbeit noch nicht veröffentlicht, sondern lag nur als Entwurf vor. Deshalb sind zur Ermittlung der Dosen bei chronischer Zufuhr die Tabellen-Werte der alten Richtlinie verwendet worden, die sich aber nur wenig verändern dürften. Für die Bestimmung der Dosen bei einmaliger Zufuhr gibt es jedoch neuere veröffentlichte Dosis- und Retentionsfaktoren [7], die für die Übergangszeit

gelten. Wie oben erwähnt, ist die Frequenz der Inkorporationsmessungen durch die Umgangsgenehmigung vorgegeben gewesen und mit durchschnittlich 2 Messungen pro Jahr gering. Jedoch wurden das Labor- und das Therapiepersonal wegen des höheren Inkorporationsrisikos häufiger gemessen. Weiterhin wurden zusätzliche Messungen bei jedem Inkorporationsverdacht durchgeführt. Durch die Bestimmung der Dosen von großen Kollektiven über einen langen Zeitraum von 13 Jahren wird durch die Erhöhung der Stichprobenzahl eine Verbesserung der Statistik erreicht, so dass Abschätzungen der internen Dosen möglich sind. Darüber hinaus kann genau angegeben werden, ob bei einer bestimmten Messung die Grenz- oder Schwellenwerte der Strahlenschutz-Gesetzgebung überschritten wurden.

Alle Angaben in dieser Studie beziehen sich – wie im Strahlenschutz üblich - auf **jährliche** Dosen. Das gilt auch für die maximalen Dosen, die sich auf das Jahr im Beobachtungszeitraum beziehen, in dem die höchste innere Exposition ermittelt wurde.

Einmalige und chronische Zufuhr

Bei den Messergebnissen, die eine Inkorporation zeigten, wurde anhand der Halbwertszeit des Nuklids und der zeitlichen Abstände der Messungen festgelegt, ob es sich um eine *einmalige* oder um eine *chronische* Zufuhr gehandelt haben könnte. Bei *einmaliger* Zufuhr - und in der Regel unbekanntem Inkorporationszeitpunkt - wurden die Retentionsfaktoren zur Dosisbestimmung für das halbe Überwachungsintervall des entsprechenden Nuklids eingesetzt, entsprechend dem Referenzverfahren, wie es in der Richtlinie [6]. beschrieben ist. Bei der Annahme einer *chronischen* Zufuhr wurden durch eine lineare Interpolation zwischen den tatsächlichen Messpunkten weitere Zwischenwerte eingefügt, die dem nach der Richtlinie für das entsprechende Nuklid vorgeschriebenen Überwachungsintervall entsprochen hätten.

3. Ergebnisse

Häufigkeit von Inkorporationen und Kontaminationen

Tab 1. zeigt eine Zusammenstellung der Messungen nach Gesamtzahl und der Häufigkeit der festgestellten Inkorporationen und Kontaminationen.

Tab. 1: Ganzkörper-Messungen

	Personen	Messungen	Inkorporationen		Kontaminationen	
			Anzahl	%	Anzahl	%
Gesamt	137	1058	608	57	239	23
Therapie	40	460	398	87	79	17
Chemiker/Lab	16	160	102	64	81	51
MTAs	30	253	43	17	46	18
Ärzte	51	185	65	35	33	18
Med. Physik	13	128	15	12	9	7

Insgesamt sind bei ca. der Hälfte der Untersuchungen Inkorporationen gemessen worden und bei einem Fünftel Kontaminationen. Durch die Verarbeitung offener radioaktiver Substanzen im Labor sind die Radiochemiker am häufigsten von Kontaminationen, speziell der Hände, betroffen. Bei fast 90% der Messungen des Therapiepersonals und bei zwei Drittel der Messungen des Laborpersonals (Radiochemie) sowie bei einem Drittel der Messungen bei den Ärzten wurden Inkorporationen festgestellt. Weniger durch Inkorporationen sind die MTAs und die Messtechnik betroffen (< 20%).

Innere berufliche Strahlenexposition

Festgestellt wurden Inkorporationen mit den Iod-Isotopen I-131, I-125 und I-123, sowie mit Tc-99m und F-18. Alle anderen Nuklide können vernachlässigt werden, da sie mit einem Anteil von weniger als 1% keinen Beitrag zur inneren Exposition liefern. In Abb. 1 sind die Anteile der mittleren inneren Exposition (effektive Dosen) im Vergleich für die einzelnen Berufsgruppen dargestellt.

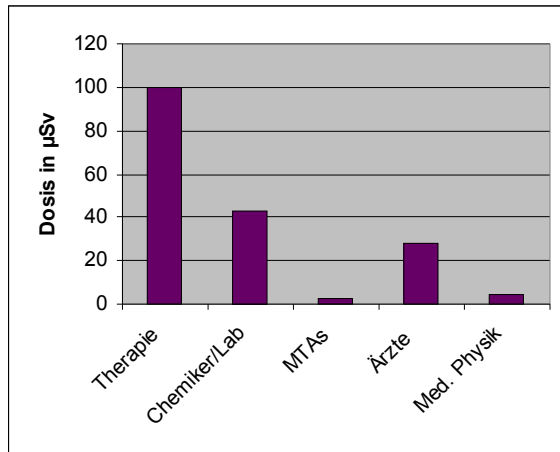


Abb. 1: Mittlere interne Dosen pro Jahr

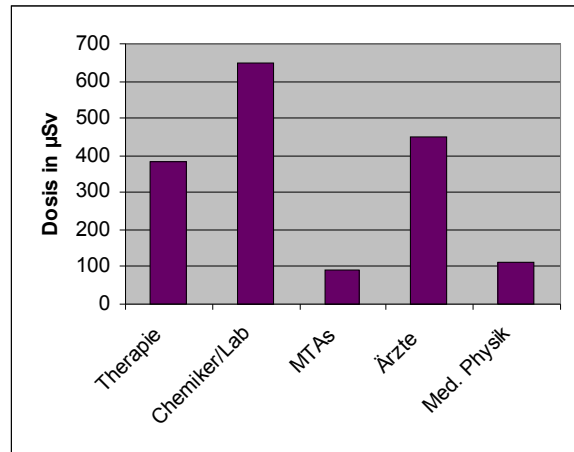


Abb. 2: Maximale interne Dosen pro Jahr

Den größten Beitrag zur kollektiven Gesamtdosis im Beobachtungszeitraum liefert das Therapie-Personal mit einer Dosis von 100 µSv. Für das radiochemische Laborpersonal wurden 43 µSv und für die Ärzte 28 µSv ermittelt. Die internen Dosen für die MTA's und die Medizinische Physik liegen unterhalb von 5 µSv pro Jahr. Der Mittelwert für alle Berufsgruppen beträgt 35 µSv. Die Maximalwerte der inneren Exposition werden von den Radiochemikern mit 650 µSv erreicht, die Messtechniker und die MTA's erreichen maximal 100 µSv, Therapiepersonal und Ärzte 400 µSv (Abb. 2). Die innere Strahlenexposition wird fast ausschließlich durch den Umgang mit Iod-Isotopen verursacht, durch Inhalation des I-131 bei der Arbeit auf der Therapiestation (Ärzte und Pflegepersonal/Stationshilfen) sowie bei Markierungsarbeiten im radiochemischen Labor durch Aufnahme der Isotope I-123, I-125 und I-131.

Ärzte

Dreiviertel ihrer effektiven Kollektivdosis erhalten die Ärzte durch die Inkorporation mit I-131 bei Betreuung der Patienten auf der Therapiestation (Abb. 3). Die mittleren jährlichen Dosen betragen 28 µSv. Die Dosen verursacht durch Tc-99m und andere Nuklide liegen unterhalb von 5 µSv.

Laborpersonal

Der höchste Anteil der internen Dosen (43%) wird durch das I-125 bei Markierungsarbeiten verursacht (Abb. 4). Etwas geringer sind die Beiträge von I-131 (33%) und I-123 (20%). Die Inkorporationen mit Tc-99m und F-18 betragen weniger als 5%.

Die Verteilung und die Höhe der internen Dosis ist abhängig vom Spektrum der Forschungstätigkeit der Radiochemiker, insbesondere von der Aktivitätsmenge sowie der Art des Umgangs und kann in einem anderen Labor in der Nuklearmedizin verschieden sein.

Therapiepersonal

Mehr als die Hälfte der gesamten Kollektivdosis erhalten die auf der Station tätigen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter (Abb. 1). Die Dosen bewegen sich zwischen 275 µSv und 20 µSv mit einem Mittelwert von 100 µSv. Die Dosen wurden ermittelt bei einer durchschnittlichen Belegung mit 1000 Patienten und einer durchschnittlichen Aktivitätsmenge von 1000 GBq pro Jahr

MTA's und Medizinische Physik

Die inneren effektiven Dosen sind mit einem mittleren Wert von weniger als 5 μSv und einem maximalen Wert von 100 μSv so niedrig, dass die innere Strahlenexposition bei diesen beiden Berufsgruppen bei den folgenden Betrachtungen vernachlässigt werden kann (Abb. 1 und 2).

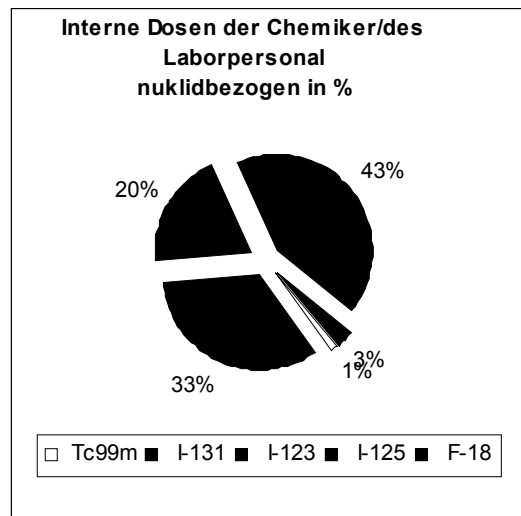
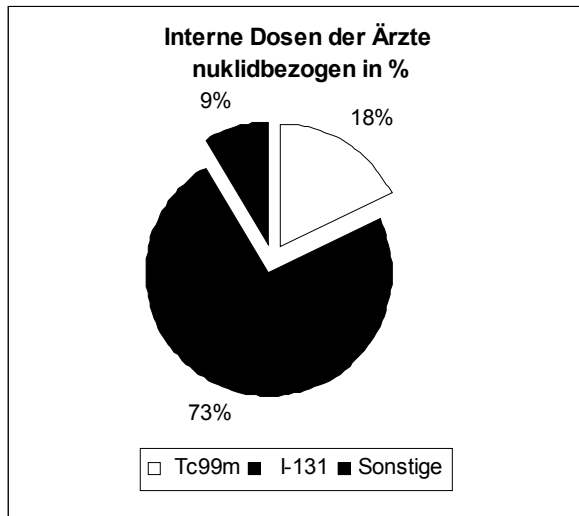


Abb. 3: Verteilung der inneren Dosen (Ärzte) Abb. 4: Verteilung der inneren Dosen (Labor)

Schilddrüsen-Dosen

Um einen Vergleich zu ermöglichen, wurden die Schilddrüsen-Dosen auf die Zeit bezogen (Expositionszeit), in der tatsächlich mit dem entsprechenden Iod-Isotop umgegangen wurde (beispielsweise die Ausbildungszeit für Ärzte auf der Station), also nicht gemittelt über den gesamten Überwachungs-Zeitraum.

Die *mittlere* Strahlenexposition der Schilddrüse ist mit 2 mSv für das Therapiepersonal am größten (Abb. 5). Bei den Radiochemikern betragen die SD-Dosen 1,8 mSv für I-125 und 1,6 mSv für I-131. Die SD-Dosen für I-123 sind zu vernachlässigen.

Die *maximalen* jährlichen SD-Dosen entstehen durch Inkorporationen mit I-125 (max. 13 mSv) und I-131 (max. 9 mSv) bei den Radiochemikern und mit I-131 (max. 8 mSv) beim Therapiepersonal (Abb. 6).

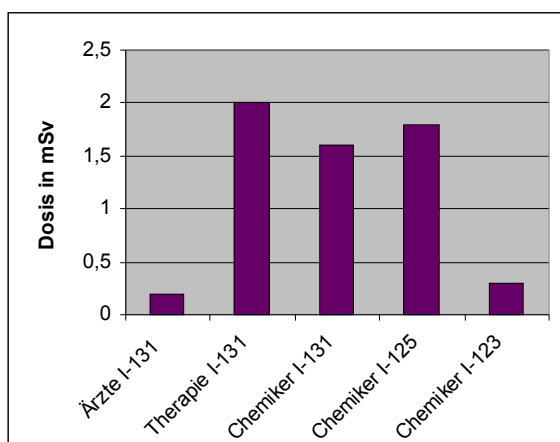


Abb. 5: Mittlere Schilddrüsen-Dosen

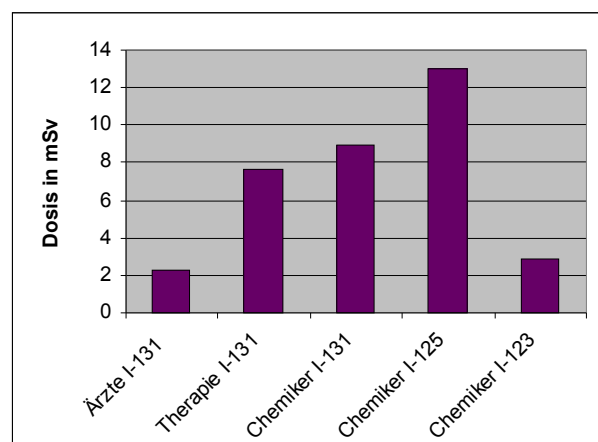


Abb. 6: Maximale Schilddrüsen-Dosen

Natürliche und berufliche innere Strahlenexposition

Ein Vergleich der natürlichen inneren Strahlenexposition von 1,4 mSv [5] mit der beruflichen zeigt, dass für alle Berufsgruppen der Nuklearmedizin im Mittel ein Anteil von weniger als 10 % zur natürlichen Dosis hinzukommt (Abb. 7). Für das Gesamtkollektiv beträgt der Anteil 2,5 %.

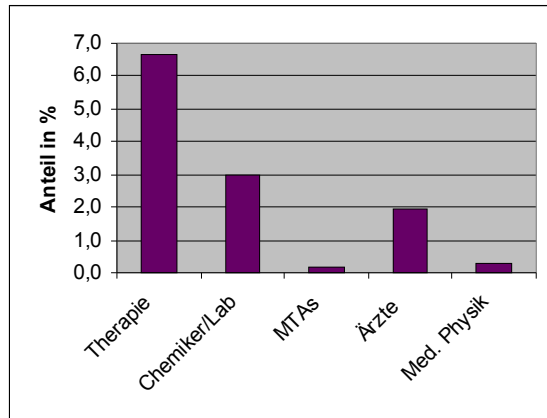


Abb. 7: Anteil der mittleren beruflichen inneren Dosis an der Gesamtexposition

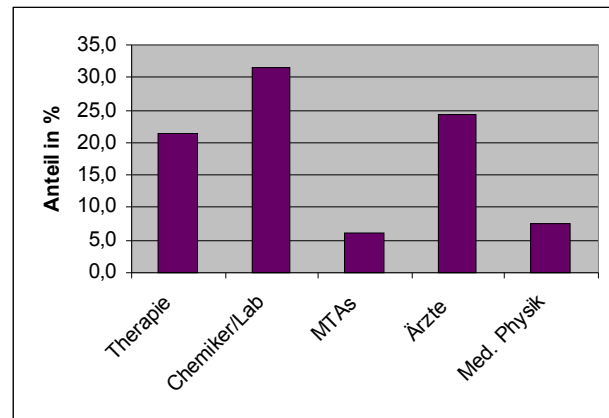


Abb. 8: Anteil der maximalen beruflichen inneren Dosis an der Gesamtexposition

Dieser Anteil ist am größten für das Therapie-Personal und die Stationsärzte, da das I-131 von den Patienten aus- und vom Personal eingeatmet wird. Die höchsten maximalen inneren Dosen erhalten jedoch die Mitarbeiter der radiochemischen Labore bei Markierungsarbeiten (Abb. 8). Die jährlichen Dosen können bis zu einem Drittel der gesamten inneren Exposition betragen. Verursacht werden sie hauptsächlich durch Inhalation von I-125 und I-131 im Rahmen von Forschungsarbeiten.

4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Auswertungen unserer Studie lassen folgende Schlüsse und Empfehlungen zu:

- Die effektiven inneren Dosen betragen im langjährigen Mittel etwa 35 μ Sv und damit ca. 2,5 % der natürlichen inneren Exposition. Beim Therapiepersonal beträgt der Anteil jedoch etwa 7 %. Die maximalen Dosen können jedoch ein Drittel der inneren Exposition erreichen, insbesondere bei den Radiochemikern.
- Einen signifikanten Beitrag zur Inkorporation liefern nur die Iodisotope, insbesondere I-131 beim Therapiepersonal (Schwestern, Pfleger und Stationsärzte), sowie I-125 und I-123 bei Markierungsarbeiten im Labor (Radiochemiker). Die Inkorporationen mit allen anderen Nukliden können vernachlässigt werden.
- Die jährlichen Schilddrüsen-Dosen betragen im Mittel 1,25 mSv und maximal 13 mSv. Der Grenzwert von 300 mSv nach §55 StrlSchV wird also bei weitem nicht erreicht.
- Setzt man voraus, dass in der neuen Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle, Teil II, die Schwelle des Erfordernisses für regelmäßige Inkorporationsmessungen ab einer effektiven internen Dosis von 1,0 mSv festgelegt wird, so wird diese Schwelle nur von den Radiochemikern, den Stationsärzten bzw. dem Therapiepersonal annähernd erreicht. Somit wäre nach unseren Auswertungen nur für diese drei Berufsgruppen eine regelmäßige Inkorporations-Messung erforderlich. Bei den MTA's und der Messtechnik könnte man sich auf Kontaminationsmessungen mit kalibrierten Messgeräten beschränken.

5. Danksagung

Herrn Dr. Jörg Eckardt, Medizinphysiker in der Klinik und Poliklinik für Nuklearmedizin des Universitätsklinikums Münster, sei gedankt für seine Anregungen und Diskussionsbeiträge bei der Auswertung der Studie und der Beurteilung der Ergebnisse.

6. Literaturverzeichnis

- [1] UNSCEAR 2000 REPORT VOL 1: Sources and Effects of Ionizing Radiation. Annex E: Occupational Radiation Exposures. 2002.
- [2] Frasch G, Almer E, Fritzsche E et al.: Die berufliche Strahlenexposition in Deutschland 2002 und 2003. Bericht des Strahlenschutzregisters. BfS-SG-03/04, 2004 und BfS-SG-05/05, 2005
- [3] Vollet B, Zimmermann H, Sciuk J, Brandau W, Schober O: Der Germanium-Detektor in einem Ganzkörperzähler zur Quantifizierung inkorporierter Radionuklide. Z Med Phys 1993; 3: 202-208.
- [4] Richtlinie über Anforderungen an Inkorporationsmessstellen. (Gemeinsames Ministerialblatt, GMBL. 1996 Nr. 46, in Überarbeitung)
- [5] Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2004, BMU, Bonn, Dezember 2005
- [6] Richtlinie für die Ermittlung der Körperdosen bei innerer Strahlenexposition gemäß §63 und §63a der Strahlenschutzverordnung (Berechnungsgrundlage) vom 13. März 1997 (BAnz. 1997, Nr. 122a, in Überarbeitung)
- [7] Nosske D, Dalheimer K, Dettmann K, et al. Retention- und Ausscheidungsdaten sowie Dosiskoeffizienten für die Inkorporationsüberwachung. Übergangsregelung bis zum Inkrafttreten der entsprechenden Richtlinie zur inneren Exposition. BfS-SG-02/03, Dez. 2003.

BESTIMMUNG DER SPEZIFISCHEN AKTIVITÄT VON ^{226}Ra UND ^{210}Pb IM HAAR

DETERMINATION OF SPECIFIC ACTIVITIES OF ^{226}Ra UND ^{210}Pb IN HUMAN HAIR

I. Schäfer¹; G. Seitz², B. Liebscher¹, W. Boden¹

¹VKTA Rossendorf e.V. PF 510119, D-01314 Dresden, Deutschland

²Institut für Strahlenschutz der BGFE und der BG Chemie, Köln, Deutschland

Zusammenfassung

Zur Klärung der mit der Exposition durch natürliche Radioaktivität aufgetretenen Fragen ist es erforderlich, Normalwerte für Ausscheidungen zu bestimmen und zu quantifizieren. Die Bestimmung von spezifischen Aktivitäten der langlebigen Tochter-Nuklide ^{226}Ra und ^{210}Pb der ^{238}U -Zerfalls-Reihe im menschlichen Haar bei Personen der Bevölkerung und an NORM-Arbeitsplätzen (Naturally Occurring Radioactive Materials) in verschiedenen Regionen Deutschlands soll dazu einen Beitrag leisten.

Eine Gruppe von insgesamt 104 Personen konnte in fünf Regionen Deutschlands zur Mitarbeit gewonnen werden. Zur Beurteilung von Arbeitsfeldern wurden Mitarbeiter aus Wasserwerken, aus der Erdgasgewinnung, aus Schaubergwerken und aus Heilbädern als Probanden ausgewählt. Aus den gleichen Regionen wurden Personen aus der Bevölkerung in die Studie einbezogen. Die Medianwerte aller Untersuchungsergebnisse liegen für ^{226}Ra bei < 1 mBq/g und für ^{210}Pb bei 5,8 mBq/g Haar, Einzelwerte von bis zu 70 mBq/g für ^{226}Ra und 250 mBq/g für ^{210}Pb sind jedoch festgestellt worden.

Summary

A lot of questions concerning the exposure of general population and workplaces must be investigated. Standard values for excretion rates have to be defined and quantified. Subject of this paper is the determination of long living nuclides in the ^{238}U -decay chain (^{226}Ra und ^{210}Pb) in hair of individuals of the general public and at NORM workplaces. The different background radiation level in different German regions is additionally taken into account in the investigations.

A cohort of 104 persons was selected in five regions of Germany. Workers were chosen from drinking water providers, natural gas providers, balneologic facilities, exhibition mines and persons of general population were recruited in the same regions either. The median of all results are < 1 mBq/g hair for ^{226}Ra and about 5,8 mBq/g hair for ^{210}Pb , single values were determined up to 70 mBq/g for ^{226}Ra und 250 mBq/g for ^{210}Pb .

Schlüsselwörter ^{226}Ra , ^{210}Pb , Haar, natürliche Radionuklide, NORM-Arbeitsplätze

Keyword ^{226}Ra , ^{210}Pb , human hair, natural radionuclides, NORM workplaces

1. Einleitung

Natürliche Radionuklide werden seit Inkrafttreten der neuen Strahlenschutzverordnung vom Juli 2001 in den Strahlenschutz einbezogen. Zur Klärung der aktuellen, im Zusammenhang mit der Exposition durch natürliche radioaktive Stoffe aufgetretenen Fragen, gab es ein

Forschungsvorhaben^A zur Ermittlung von Ausscheidungsraten der natürlich auftretenden langlebigen Nuklide der ²³⁸U-Zerfalls-Reihe durch Ausscheidungsanalyse bei Personen der Bevölkerung und an NORM-Arbeitsplätzen (Naturally Occurring Radioactive Materials) in verschiedenen Regionen Deutschlands. Im Ergebnis dieser Studie sollten bei diesem Personenkreis neben Ausscheidungsraten für Urin- und Stuhlproben [1,2] auch Normalwerte für die spezifische Aktivität von ²²⁶Ra und ²¹⁰Pb im Haar ermittelt werden. Letztere werden hier diskutiert. Bisher gibt es für ²²⁶Ra im Haar kaum publizierten Daten. Für ²¹⁰Pb sind die bisher verfügbaren Daten für Haare meistens auf wenige ausgewählte Probanden begrenzt [3,4,5].

Zum Erreichen des Studienzieles wurden:

- **Arbeitsfelder mit einer erhöhten Strahlenexposition** durch natürliche Radionuklide (Erdgas-Industrie, Wasserwerke, Schaubergwerke, Heilbäder) und
- **Geografische Regionen** mit unterschiedlichen spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide im Boden (Bayern, Schwarzwald, Erzgebirge/Vogtland, Harz, Wendland)

in die Untersuchungen einbezogen. Insgesamt nahmen 70 Personen, die ihrer Tätigkeit nach einem NORM-Arbeitsplatz zuzuordnen sind und 34 Personen der allgemeinen Bevölkerung an diesen Untersuchungen teil.

Während der Laufzeit des Vorhabens von 2001 bis 2005 wurden drei Probenahmen bei den Probanden durchgeführt. Die Haarproben wurden im Labor radiochemisch analysiert.

2. Probenahme und Analytik

2.1 Probenahme

Die Probenahmen erfolgten zeitgleich mit den Urin- und Stuhlproben der Studie. Um die Haare von anhaftendem Staub und Fett zu befreien, wurden die Haarproben zunächst mit destilliertem Wasser und Aceton gewaschen und anschließend getrocknet. Die vorbehandelten Haare wurden eingewogen und mit konzentrierter HNO₃ und H₂O₂ aufgeschlossen.

2.2 Analysenmethoden

Nach radiochemischer Anreicherung wurde die spezifische Aktivität von ²²⁶Ra durch ICP-Massenspektrometrie und von ²¹⁰Pb durch Alpha-Spektrometrie bestimmt.

2.2.1 ²²⁶Ra-Bestimmung in Haarproben mit ICP-Massenspektrometrie

Nach Vorbehandlung und Aufschluss der Haarproben wird das Radium durch Phosphatmitfällung angereichert und durch Ionenaustausch (DOWEX[®] IX8) isoliert.

Für die Bestimmung von ²²⁶Ra in den Aufschlusslösungen wurde die Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, ICP-MS) eingesetzt. Eine detaillierte Beschreibung der ICP-MS ist in verschiedenen Publikationen[6,7] zu finden.

^A BMU UFO StSch 4280

2.2.2 ²¹⁰Pb-Bestimmung in Haarproben mit Alpha-Spektrometrie

²¹⁰Pb ist ein langlebiges natürliches Radionuklid ($T_{1/2} = 22,4$ a) aus der ²³⁸U-Zerfallsreihe. Es zerfällt über ²¹⁰Bi ($T_{1/2} = 5$ d) zum ²¹⁰Po. ²¹⁰Po ($T_{1/2} = 138$ d) zerfällt über einen Alphazerfall in das stabile ²⁰⁶Blei.

Die Verfahren zur Bestimmung des ²¹⁰Pb lassen sich primär nach den Zerfallsarten unterscheiden, wobei direkte Verfahren die vom ²¹⁰Pb unmittelbar emittierte γ -Strahlung nachweisen. Die indirekten Verfahren nutzen die ionisierende Strahlung der Tochternuklide ²¹⁰Bi und ²¹⁰Po im radioaktiven Gleichgewicht bzw. in einer definierten Phase der Gleichgewichtseinstellung.

Die Analyse von ²¹⁰Pb in Haarproben erfolgt indirekt über ²¹⁰Po nach Einstellung des radioaktiven Gleichgewichts in den Proben, ($\tau_{1/2} = 138$ d), mindestens aber 200 Tagen nach Probenahme, durch alpha-spektrometrische Messung nach radiochemischer Isolierung und Spontanabscheidung auf Silber.

Zur Analyse des ²¹⁰Po wird der Probe nach Zusatz von Fe-Träger ²⁰⁸Po als interner Tracer zugesetzt. Nach Veraschung und Aufschluss der Probe erfolgt die Zersetzung organischer Reste mit HNO₃/HClO₄, anschließend wird durch eine Hydroxidfällung angereichert. Nach Lösen in 6 M HCl und Zugabe von Wasser und Ascorbinsäure erfolgt die Spontanabscheidung des Poloniums bei 95 °C in 6 Stunden.

3. Spezifische Aktivität von ²²⁶Ra und ²¹⁰Pb im Haar

3.1 ²²⁶Ra im Haar

Tab. 1: Spezifische Aktivität ²²⁶Ra im Haar

	Anteil der Messwerte	Spezifische Aktivität [mBq/g]					
		m	Wertebereich		Median	Unteres Quartil	Oberes Quartil
	< NWG [%]		Minimum	Maximum			
Gesamtwerte	49,2	4,8	<1	67	<1	<1	5,9
Beschäftigte	50,0	4,5	<1	67	<1	<1	4,4
Bevölkerung	47,4	5,5	<1	48	<1	<1	8,4

NWG=Nachweisgrenze = 1,0 mBq/g m = arithmetisches Mittel

Tab. 1 und Abb. 1 zeigen für ²²⁶Ra im Haar einen Wertebereich von <1 mBq/g bis 67 mBq/g. Etwa 50 % der ca. 180 Messwerte sind kleiner als die Nachweisgrenze.

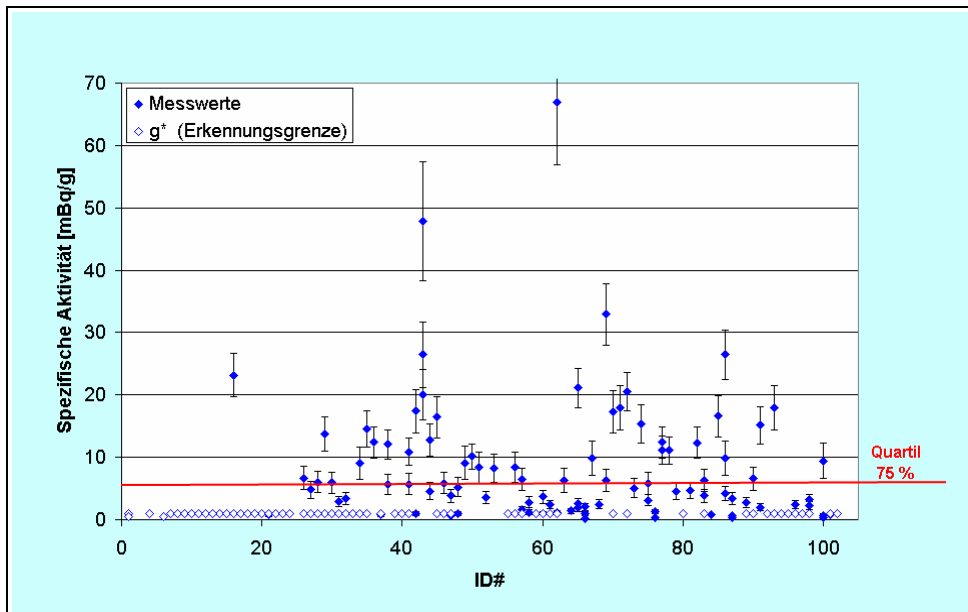


Abb. 1: Spezifische Aktivität von ^{226}Ra im Haar - alle Werte mit einfacher Standardabweichung (s) der Gesamtunsicherheit

In der Abb. 1 ist die spezifische Aktivität gegen die Probanden-Identifikationsnummer (ID) dargestellt. Die Werte über 20 mBq/g sind Einzelwerte und nur bei drei Probanden lassen sich Werte oberhalb des oberen Quartils (75% Percentil) durch eine zweite oder dritte Probenahme bestätigen.

Für die vergleichende Auswertung innerhalb solcher Verteilungen eignet sich das Verfahren der Boxplot-Darstellung.

In den Abb. 2 wird die spezifische Aktivität von ^{226}Ra im Haar unterschieden nach Beschäftigten und Bevölkerung, dabei sind alle Ausreißer und Extremwerte mit erfasst.

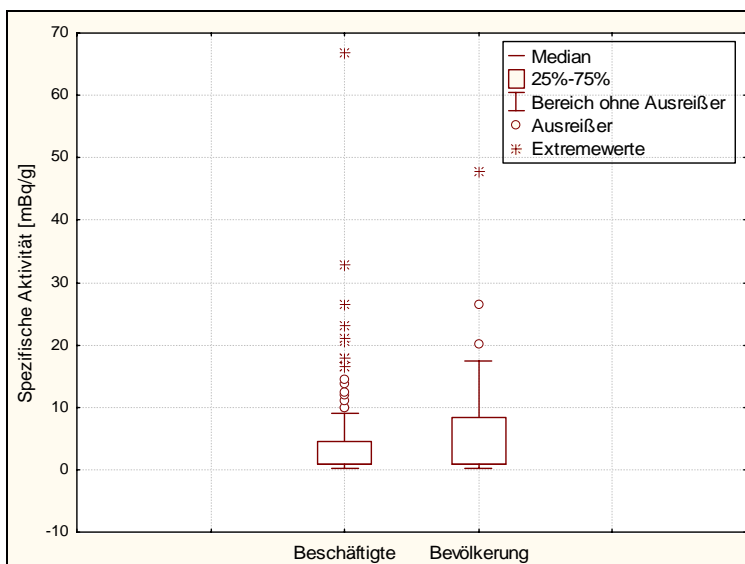


Abb. 2: Gesamtwerte mit ^{226}Ra im Haar für Beschäftigte und Bevölkerung mit Ausreißern und Extremwerten

Unterschiede zwischen den Ergebnissen für Beschäftigte und Personen der Bevölkerung sind zu erkennen. Die Boxen enthalten 50 % aller Werte, 25 % sind niedriger und 25 % sind höher als die Ergebnisse, die die Boxengrenzen darstellen [8].

Im Gegensatz zu anderen Ergebnissen der Studie liegen die Ergebnisse für ^{226}Ra für Beschäftigte niedriger als für Personen der Bevölkerung, die Box Plots zeigen aber deutlich, dass es bei Beschäftigten eine erhöhte Zahl an Ausreißern und Extremwerten gibt. Die Medianwerte sind in den Box Plots nicht zu erkennen, da sie kleiner als die Nachweisgrenze sind.

Tab. 2: Spezifische Aktivität ^{226}Ra im Haar – nach Arbeitsfeldern

	m	Median	Wertebereich		Unteres Quartil	Oberes Quartil
			Minimum	Maximum		
Arbeitsfelder	[mBq/g]	[mBq/g]	[mBq/g]	[mBq/g]	[mBq/g]	[mBq/g]
Bäder	4,8	<1	<1	26	<1	6,0
Wasserwerke	2,5	<1	<1	16	<1	3,2
Schaubergwerke	5,8	<1	<1	67	<1	5,9
Erdgasgewinnung	5,4	<1	<1	23	<1	<1

m = arithmetisches Mittel

In Tab. 2 werden die spezifischen Aktivitäten des ^{226}Ra nach Arbeitsfeldern aufgeschlüsselt. Bei Mitarbeitern der Erdgasverarbeitung in Norddeutschland wurde ^{226}Ra im Haar nur unterhalb der NWG nachgewiesen. Die oberen Quartile für Beschäftigte in Bädern und Schaubergwerken sind mit etwa 6 mBq/g nahezu identisch. Bei den Beschäftigten in Bädern finden die erhöhten Werte eine Erklärung durch das Trinken der eigenen Mineralwässer bzw. durch das Einatmen von Aerosolen. Letzteres spielt gemeinsam mit einer gewissen Staubbelastrung auch in den Schaubergwerken eine Rolle.

3.2. ^{210}Pb im Haar

Tab. 3: Spezifische Aktivität ^{210}Pb im Haar

	Anteil der	Spezifische Aktivität [mBq/g]					
	Messwerte	m	Wertebereich		Median	Unteres Quartil	Oberes Quartil
	< NWG [%]		Minimum	Maximum			
Gesamtwerte	0	12	0,7	245	5,8	2,7	11
Beschäftigte	0	15	0,8	245	7,2	4,2	14
Bevölkerung	0	5,2	0,7	40	3,2	1,9	5,7

NWG=Nachweisgrenze = 1,0 mBq/g m = arithmetisches Mittel

Tab. 3 und Abb.3 zeigen für ^{210}Pb im Haar einen Wertebereich von 0,7 mBq/g bis 245 mBq/g. Kein Messwert liegt unterhalb der Nachweisgrenze. In der Abbildung 3 ist die spezifische Aktivität von ^{210}Pb im Haar für alle durchgeführten Untersuchungen nach Probanden-ID dargestellt.

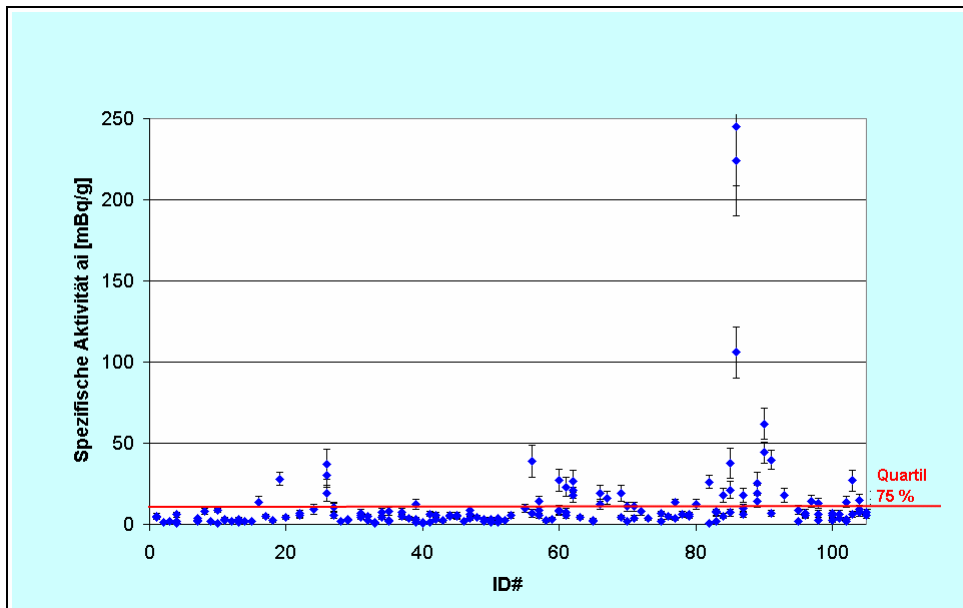


Abb. 3: Spezifische Aktivität von ^{210}Pb im Haar alle Werte mit einfacher Standardabweichung (s) der Gesamtunsicherheit

Abb. 3 zeigt, dass sich bei 6 Werten über 11 mBq/d (oberes Quartil) die Ergebnisse durch drei Probenahmen bestätigen, alle anderen erhöhten Werte sind Einzelwerte. Vergleichende Auswertungen zwischen den Ergebnissen für die Bevölkerung und Beschäftigten sowie zwischen den einzelnen Arbeitsfeldern ergeben sich aus den Boxplots in den Abb. 4 und 5.

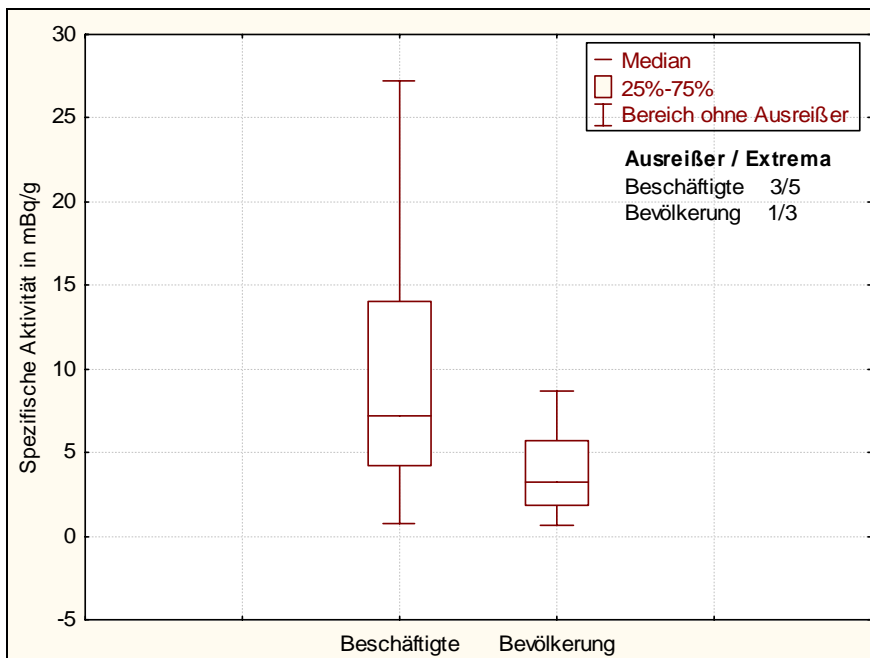


Abb. 4: Spezifische Aktivität ^{210}Pb im Haar – alle Ergebnisse unterschieden nach Beschäftigten und Bevölkerung

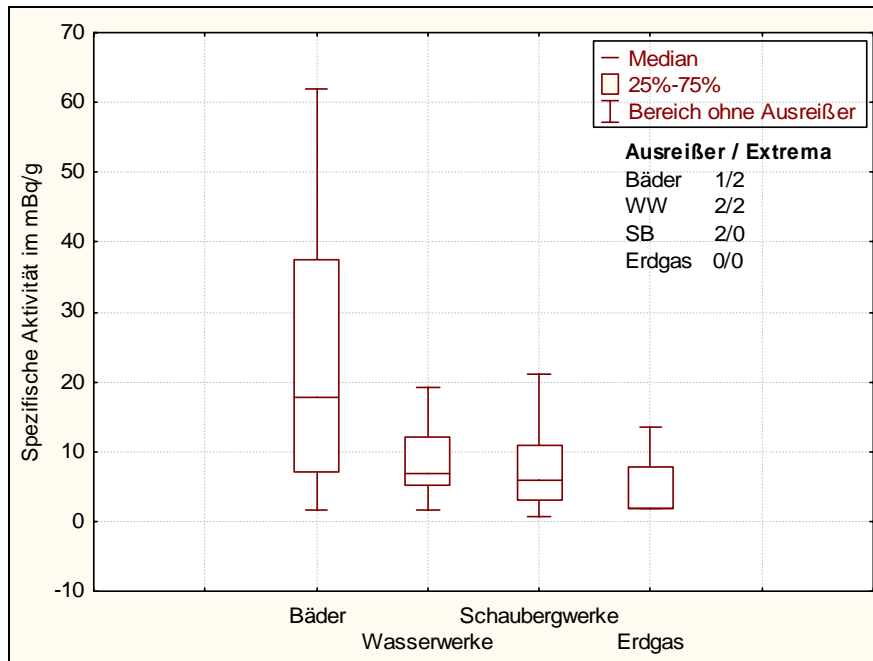


Abb. 5: Spezifische Aktivität ^{210}Pb im Haar – alle Beschäftigten nach Arbeitsfeldern

Bei Beschäftigten sind die Werte wesentlich höher als bei Personen der Bevölkerung. Besonders auffällig sind die Ergebnisse bei Beschäftigten in Bädern im Erzgebirge/Vogtland, was auf die erhöhte Exposition durch ^{226}Ra und ^{222}Rn in Radonbädern zurückzuführen ist. Die anderen Arbeitsfelder unterscheiden sich nur unwesentlich voneinander.

4. Zusammenfassung

Zur Beurteilung der Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide muss zwischen den natürlichen Anteilen, denen jede Person der Bevölkerung ausgesetzt ist, und eventuellen Erhöhungen dieser Anteile oder weiterer natürlicher Zufuhren durch berufliche Tätigkeiten unterschieden werden. Diese Notwendigkeit stellt gegenüber der Bewertung der Strahlenexposition mit künstlichen Radionukliden eine zusätzliche Schwierigkeit dar, da natürliche Strahlenquellen einen untrennbaren Bestandteil der menschlichen Lebensumwelt darstellen und in ihrem Vorkommen und in ihren Möglichkeiten, auf den Menschen einzuwirken, großen Schwankungen unterliegen.

Vor dieser Schwierigkeit steht auch die Inkorporationskontrolle durch Ausscheidungsanalytik. Die in Stuhl, Urin und Haaren analysierbaren natürlichen Radionuklide sind im Ergebnis die Summe der Aufnahme durch umweltbedingte Ingestion (von Wasser, Nahrung, Boden und Staub) und durch solche beim beruflichen Umgang mit erhöhten Konzentrationen von natürlichen Radionukliden. Gleiches gilt für die Inhalation.

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Untersuchung der spezifischen Aktivität von ^{226}Ra und ^{210}Pb im Haar. Um die hierfür notwendigen Nachweisgrenzen zu erreichen, erfolgte die Bestimmung des ^{226}Ra mittels Massenspektrometrie mit induktiv-gekoppeltem Plasma (ICP-MS) und die Bestimmung von ^{210}Pb durch Messung des nachgebildeten Alpha-Strahlers ^{210}Po . ^{226}Ra konnte in der Matrix Haar nur in 50 % der analysierten Proben oberhalb der Nachweisgrenze von 1 mBq/g ausgewiesen werden. Die Medianwerte aller Untersuchungen liegen für ^{226}Ra unterhalb der Nachweisgrenze, für ^{210}Pb bei 5,8 mBq/g Haar.

Eine Differenzierung der Daten nach den Gruppen „Bevölkerung“ und „Beschäftigte“ zeigt, dass für ^{210}Pb die Medianwerte für die Gruppe der Beschäftigten größer sind als diejenigen der Bevölkerung, nicht aber für ^{226}Ra . Bei der Analyse nach Arbeitsfeldern wird deutlich, dass die Werte für die Beschäftigten hauptsächlich durch das Arbeitsfeld „Bäder“ dominiert werden.

5. Danksagung

Die Autoren bedanken sich beim Auftraggeber der Studie für die interessante Aufgabenstellung, welche es erlaubte, sehr viele der in den letzten Jahren gesammelten Erfahrungen bei der Low-Level-Analytik natürlicher Radionuklide in die Bearbeitung einfließen zu lassen.

Die Diskussionen mit Frau Martina Hartmann als Vertreter des Auftraggebers waren während der Bearbeitung der Studie stets sachdienlich und sehr hilfreich.

An dieser Stelle möchten die Autoren den Probanden für ihr Interesse, ihr Verständnis und die aufwendige und zuverlässige Mitarbeit bei der Beprobung und Protokollierung, die Voraussetzung für den Erfolg der vorliegenden Studie war und allen an der Studie beteiligten Mitarbeitern der Abteilung Analytik des VKTA Rossendorf danken.

6. Literaturverzeichnis

- [1] I. Schäfer, G. Seitz, M. Hartmann, Excretion rates of ^{226}Ra in urine and faeces of members of general population and workers at selected NORM-working places in Germany, Proceedings IRPA –Conference, Madrid 2004
- [2] I. Schäfer, G. Seitz, M. Hartmann, Investigations of excretion rates of the radionuclides ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb and ^{210}Po of persons of the general population and of workers in selected regions in Germany, Proceedings IRPA-Conference Paris 2006
- [3] P. L. Santos, R.C Gouvea, I.R Dutra, Human Occupational Radioactive Contamination from the use of Phosphated Fertilizers, The Science of the Total Environment 162(1995), 19-22
- [4] M. Yamamoto, KY. Yamauchi, H. Kawamura, K. Komura,; K. Ueno, Measurements of ^{210}Pb and ^{210}Po in japanese human hair, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 157, No.1 (1992), 37-45
- [5] M. Hartmann, Bundesamt für Strahlenschutz, Persönliche Mitteilung 2002
- [6] K.E. Jarvis et al., Handbook of Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. Glasgow and London: Blackie & Son Ltd., 1992
- [7] N.V. Epov, D. Lariviere, R.D. Evans, C. Li, R.J. Cornett, Direct Determination of ^{226}Ra in Environmental Matrices Using- Collision Cell Inductively Coupled Plasma Mass-Spectrometry, Journal of Radioanalytical and Nuclear chemistry, Vol. 256, No. 1, 53-60
- [8] J. Hartung, B. Elpelt, K.-H. Klösener, Statistik, R. Oldenbourg Verlag 2005

DYNAMISCHE RADON-MESSUNG IN EINEM HOCHBEHÄLTER EINER TRINKWASSERGEWINNUNGSANLAGE

DYNAMIC RADON MEASUREMENTS IN CLEAN-WATER TANKS OF A WATERWORK

I. Swillus¹, W. Kraut¹, J. Schmitz¹

¹Berufsakademie Karlsruhe, Deutschland

Zusammenfassung

Aktive, zeitaufgelöste Radonmessungen an belasteten Arbeitsplätzen sind die wichtigsten Mittel, anlagenspezifische Quellterme zu finden und daraus eventuelle Sanierungsmaßnahmen zu definieren. Im vorliegenden Fall wurden in einem größeren städtischen Wasserwerk die Zusammenhänge zwischen Radonkonzentration in den zwei kommunizierenden Reinwasserbehältern und Brunnenförderung aus 19 Brunnen, bzw. betrieblicher Fahrweise der Gewinnung aufgezeigt. Dafür standen zwei „AlphaGuard“ Radonmonitore und ein Radonfolgeproduktmonitor (WLM30) zur Verfügung, sowie die zentral erfassten Gewinnungsparameter des Wasserwerks.

Die über mehr als zwei Wochen laufende Messungen ergaben eine signifikante Korrelation zwischen Radonkonzentration und Befüllung, bzw. Füllstand der Behälter. Überraschend war für den Betreiber, dass die Behälter nicht gleichzeitig befüllt werden, sondern ein Behälter quasi vorgeschaltet war, was sich in Höhe und zeitlicher Verschiebung der Radonförderpeaks deutlich ausdrückte.

Der Gleichgewichtsfaktor variierte im Verlauf einer Messung (14 Std.) von 0,6 bis 0,8 und lag damit deutlich über dem Referenzwert der Strahlenschutzverordnung von 0,4.

Der Versuch die gefundenen Radonpeaks einem bestimmten Brunnen oder Brunnengruppe zuzuordnen schlug wegen der sehr komplexen Fördersequenz, den Laufzeiten im Rohrsystem und der Vermischung in der Aufbereitung fehl. Die Radonkonzentration des Rohrwassers lag bei 15 Bq/l, die Konzentration in der Behälterluft zwischen 2000 und 12000 Bq/m³.

Da im Behältergebäude keine Arbeitsplätze vorhanden sind und weitestgehend fernüberwacht wird, richtet sich die Sanierung auf die über das Netz nachgeschalteten Betriebs-einrichtungen. Durch konsequentes nacheinander fahren der Behälter und Zwangsbelüften des Eingangsbehälters ließe sich ein wesentlicher Anteil des unvermeidbar geförderten Radons entfernen.

Summary

Active, time resolved Radon measurements at polluted workplaces in waterworks are an important tool to evaluate installation specific Radon source terms. Therefore one can define possible remedial actions. In the given case of a larger urban water work the connection between Radon concentration in the two large parallel clean water tanks and the production from 19 different wells and their management were shown. The measurements were performed with two continuous Radon monitors (“AlphaGuard”) and one working level monitor (WLM30). For the evaluation of the results a number of digitally recorded production parameters were at hand.

During the more than two weeks running measurements a significant correlation between the filling process and the level and the highly variable Radon concentration in the containment air was found. For the operating company it was surprising, that tanks were not filled in

parallel, but that one tank was more or less in advance, what was shown in the height and sequence of the Radon peak.

The aim to assign the found Radon peaks to certain wells or well-groups failed because of the very complex winning sequence, the running time of the raw water in the pipes and the mixture in the processing plant. The Radon concentration in the well-water was about 15 Bq/l and the varied in the tank water air between 2000 and 12000 Bq/m³.

As the tank building contained no workplaces and as they are steered by remote sensing the remedial action is directed towards the ensuing installations. By consequent performance of the tanks in series and forced ventilation of the entrance tank, a remarkable part of the unavoidable Radon production could be removed.

Schlüsselwörter Radon, Trinkwassergewinnung, Quellterm, kontin. Radonbestimmung, Gleichgewichtsfaktor, Sanierung

Keywords Radon, waterworks, equilibrium faktor, source term, cont. Radon measurements

1 Einleitung

Da die gesundheitsschädlichen Auswirkungen der Inhalation von Radon seit langem untersucht werden und die Wassergewinnung explizit in der neuen Strahlenschutzverordnung vom 20.07.2001 durch die Festlegung von Arbeitsfeldern genannt wird, wurden Messungen mit dem Radonmessgerät „Alpha Guard“, sowie dem Radonfolgeproduktmessgerät „WLM 30“ in einem Wasserwerk durchgeführt, um Aufschlüsse über die Radonkonzentration, die der Folgeprodukte in Hochbehältern eines Wasserwerkes und deren zeitliches Verhalten zu erlangen.

Abb. 1 zeigt den schematischen Weg des Grundwassers zum Endverbraucher im gewählten Wasserwerk.

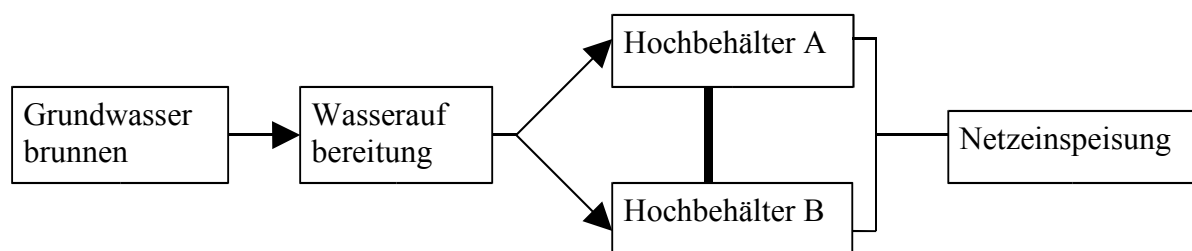


Abb. 1: Schematisches Fließbild vom Grundwasser zum Endverbraucher bei dem untersuchten Wasserwerk

Zur Gewinnung des Wassers wird das Grundwasser mit einem Brunnen nach oben gefördert und fließt anschließend durch die Wasseraufbereitung. Hier wird das geförderte Wasser mit verschiedenen Verfahren aufbereitet. Dazu gehört unabhängig von der Qualität des Wassers ein Oxidationsvorgang, bei dem durch Lufteinblasen und anschließender Filtration dem Wasser Eisen und Mangan entzogen wird. Nach den Aufbereitungsschritten fließt das Wasser in die dafür vorgesehenen Hochbehälter (Reinwasserbehälter) ein. Die Behälter (mit A und B gekennzeichnet) sind über eine Ausgleichsleitung miteinander verbunden, so dass ein Wasseraustausch stattfinden kann und in den Behältern ungefähr der gleiche Behälterstand herrscht. Von den Hochbehältern wird das Wasser je nach Bedarf durch Netzpumpen in das Trinkwasserverteilungsnetz der Stadt gegeben.

Da im vorliegenden Fall eine geschlossene Aufbereitung vorliegt, kann das im Grundwasser gelöste Radon, welches in das Gebäude gelangt nur über die Behälterabluft oder durch das

Netzwasser abgegeben werden. Eine Freisetzung erfolgt entweder durch Entspannung oder durch turbulenten Einlauf, wobei der Radoneintrag sowohl in der Aufbereitungsstufe, als auch im Hochbehälter stattfinden kann und sich das Edelgas wegen seines hohen Diffusionskoeffizienten rasch im Behälter ausbreitet.¹ Bedingt durch die jeweilige Lüftungssituation an den einzelnen Betriebspunkten kann es hierdurch in angrenzenden Räumen, Anlagenteilen oder Betriebsräumen zu erheblichen Radonkonzentrationen kommen. Jedoch ist anzumerken, dass heute die meisten Wasserwerke durch Fernwirkleinrichtungen gesteuert werden und dort keine Dauerarbeitsplätze mehr vorliegen, sondern dass das Personal in Abständen die Anlage zur Kontrolle und Wartung begeht. Durch die Herabsetzung der Aufenthaltsdauer wird die Strahlenbelastung (Exposition) für die Beschäftigten schon durch organisatorische Maßnahmen stark reduziert.

In dem ausgewählten Wasserwerk wurden im Zuge der Untersuchungen zwei synchron laufende Radonmessgeräte verwendet und jeweils in den beiden Hochbehältern A und B aufgestellt. Das Messgerät für die Radonfolgeprodukte wurde zusätzlich in einen Hochbehälter gestellt, nachdem durch die Versuche zu erkennen war, dass in den Behältern stark schwankende Radonkonzentrationen vorherrschen. Im Behälter A war die Radonkonzentration etwa um den Faktor 3 höher als im Behälter B und die Konzentration zeigte eine signifikante Dynamik.

Während der Messungen wurden die Radonkonzentration und die Klimaparameter im Hochbehälter in zehnmütigen Messintervallen aufgezeichnet und die digitalisierten Daten in Excel-Tabellen übernommen. Die anschließende Auswertung der Klimaparameter ergab jedoch, dass diese meteorologischen Einflussgrößen im vorliegenden Fall eine untergeordnete Rolle spielten, da sich die Temperatur im Behälter nur unwesentlich während des Versuchszeitraums änderte.²

Zur Auswertung der in den Hochbehältern durch Messung erhaltenen Daten standen weitere Betriebsdaten seitens des Wasserwerkes zur Verfügung. In diesen waren einzelne Betriebszustände, wie beispielsweise Behälterstände, Fördermengen, Pumpenein-, und Ausschaltzeiten der 19 Förderbrunnen angegeben.

2 Synchronisation der Geräte

Im Verlauf der Untersuchungen in den Hochbehältern wurden die beiden vorhandenen Radonmessgeräte auf ihren synchronen Lauf hin überprüft. Nur wenn die Geräte gleich laufen können sichere Aussagen über das Verhältnis der in den beiden Hochbehältern herrschenden Radonkonzentrationen getroffen werden. Dies gilt somit auch als Beleg für die Richtigkeit der kontinuierlichen Kurven.

Der Versuchsaufbau gestaltete sich hierfür einfach, da die beiden baugleichen Geräte gemeinsam in einen Hochbehälter gestellt wurden und über einen Messzeitraum von zwei Tagen die Radonkonzentration in beiden Geräten aufgezeichnet wurde. Die graphische Darstellung (Abb. 2) zeigt, dass die nebeneinander betriebenen Geräte in ihren Messwerterfassung ausreichend übereinstimmen. Zu erkennen ist deutlich, dass beide digitalisierten Aufzeichnungen der Messwerte die gleiche Dynamik über den Messzeitraum zeigen. Es tritt eine Differenz im Peak von rund 6% auf und über das Integral eine Abweichung von 10%. Das Synchronverhalten der Messgeräte galt bei anschließenden Messungen als gewährleistet.

¹ siehe dazu [1], Exposition durch Radon / Radonfolgeprodukte in Wasserwerken, S 532 ff.

² meteorologische Einflüsse machen sich erst zu unterschiedlichen Jahreszeiten signifikant bemerkbar.

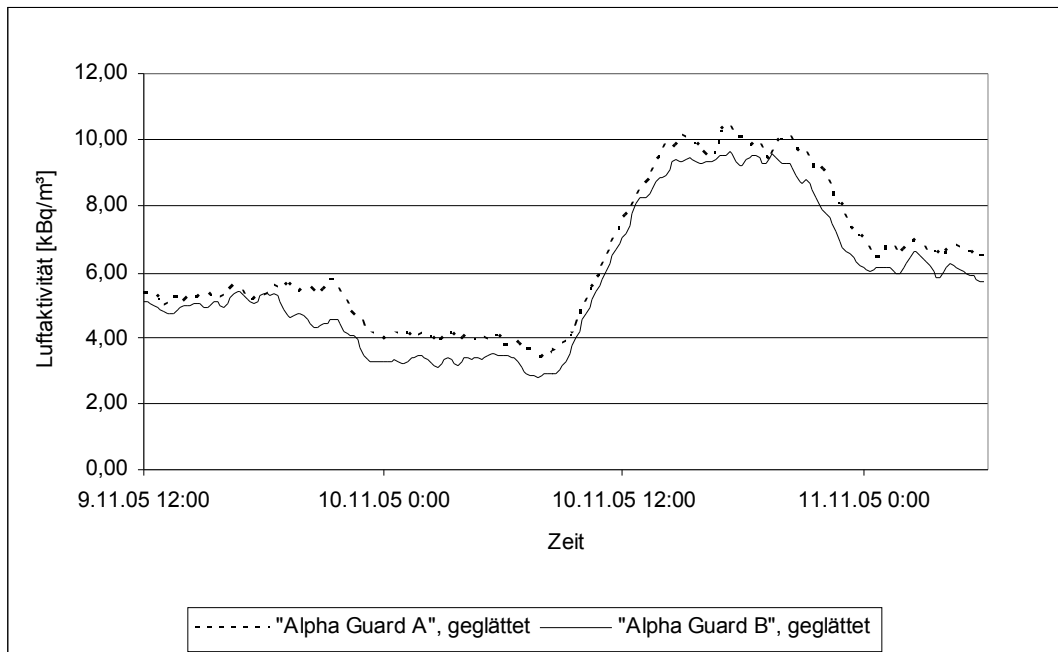


Abb. 2: Synchronisation der Messgeräte „Alpha Guard A“ und Alpha Gurad B“, Mit $\Delta t = 10 \text{ min}$

3 Kontinuierliche Radonbestimmung

Wie in Abb. 3 zu sehen ist, zeigen die Kurven der aufgezeichneten Radonkonzentrationen ein dynamisches, also deutliches zeitvariables Verhalten. Zu erkennen sind die geglätteten Funktionen der aufgenommenen Daten der beiden Behälter.

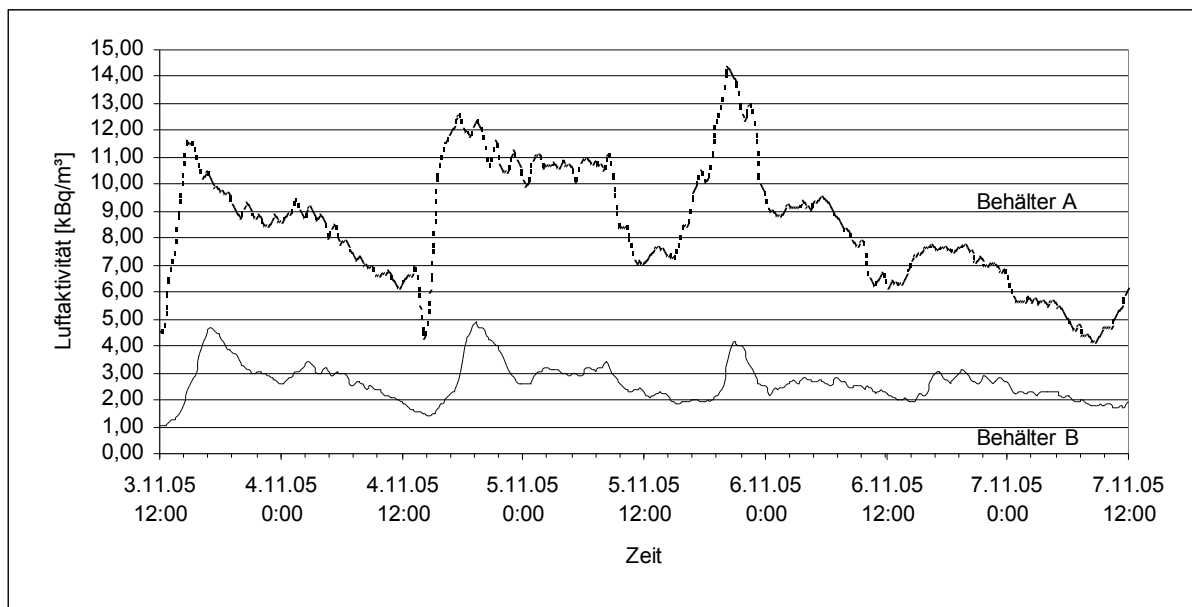


Abb. 3 : Kontinuierliche Radonbestimmung in den Reinwasserbehältern. Gemessen mit Alpha Guard A, bzw. B, mit $t_0 = 03.11.2005, 12:00 \text{ Uhr}$, $\Delta t = 10 \text{ min}$, Mittelwerte: Behälter A = 7900 Bq/m^3 , Behälter B = 2500 Bq/m^3

Die unterschiedlichen Radonkonzentrationen während einzelner Tage und auch über den gesamten Verlauf ergeben sich durch das unterschiedliche Befüllen der Behälter, sowohl

durch die unterschiedlich lange Befüllzeiten, als auch durch das Anfahren verschiedener Brunnenpumpen.

Die Verschiebung der auftretenden Peaks bei der Kurve des A-Behälters nach links ist so zu erklären, dass das ankommende Wasser aus der Aufbereitung diesen Behälter zuerst erreicht. Das Wasser strömt anschließend durch das Ausgleichsrohr beider Behälter in den B-Behälter, dessen Radonmessgerät die Peaks ebenso wahrnimmt, jedoch mit bis zu einer Stunde zeitverzögert. Die bis zum Faktor 3 höhere Radonkonzentration in Behälter A bestätigt diese Aussage: Die Hauptausgasung des Radons aus dem Wasser erfolgt in die Behälterluft A. Dies ist auffällig da nach Ansicht der Wasserwerksbetreiber beide Behälter gleichmäßig über eine Y-Verbindung beaufschlagt werden. Aufgrund der vorliegenden Messungen ist anzunehmen, dass der Behälter A zuerst befüllt wird, sodass hier durch die Abgabe des im Wasser gelösten Radons an die Behälterluft A eine höhere Radonkonzentration auftreten kann. Unterstützend zu dieser Annahme kommt hinzu, dass der Gesamtverlauf des Kurvenbildes des Behälter B insgesamt geglätteter verläuft und keine so differenzierten Peaks wie die Radonkonzentrationskurve des Behälter A auftreten. Weiterhin weist die zeitliche Verzögerung im Einlaufbehälter B auf eine signifikante Verweilzeit in A hin.

Beispielhaft soll nun ein Tag während des Versuchszeitraumes in Korrelation mit den erhaltenen Betriebsdaten ausgewertet werden und so gezeigt werden, dass die entstehenden Peaks eine Folge der Frischwasserbefüllung sind. Es soll des Weiteren untersucht werden, ob anhand der erhaltenen Daten bereits eine Aussage über einzelne Brunnen getroffen werden kann, wobei sowohl die Förderleistungen, als auch die Behälterstände miteinbezogen werden sollen.

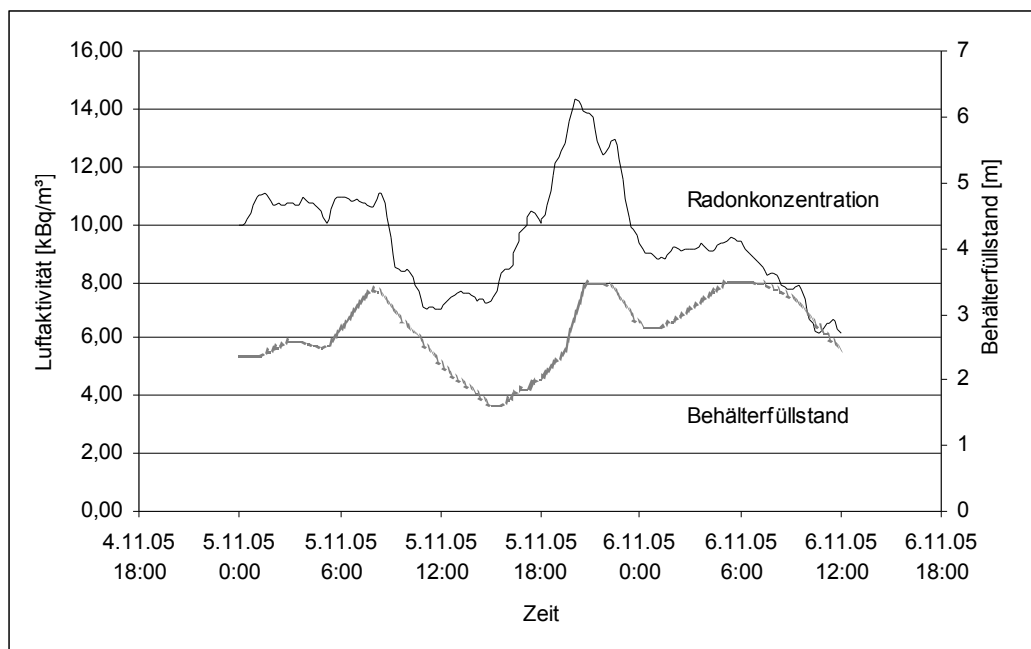


Abb. 4: *Abhängigkeit der Radonkonzentration im Behälter A vom Behälterfüllstand*

In Abb. 4 erkennt man deutlich eine Abhängigkeit der Radonkonzentration vom Füllstand des Behälters. Steigt dieser an, so steigt auch die Radonkonzentration auf Grund des frisch einlaufenden radonhaltigen Wassers an. Diese Tatsache kann Aufschlüsse über den Belüftungszustand des Behälters geben. Bei einem zwangsbelüfteten Betriebspunkt würden keine Abhängigkeiten dieser Art auftreten können.

Eine vermutete Korrelation zwischen den Pumplaufzeiten und Fördermengen der einzelnen Grundwasserbrunnen und der Radondynamik konnte in dieser Arbeit nicht hergestellt werden.

In einem Versuch hierzu wurde die Radonkonzentration, der Behälterfüllstand und die einzelnen Pumpen mit ihren Laufzeiten über einen Zeitraum von 36 Stunden aufgetragen. Der Tag wurde so gewählt, dass in diesem Zeitraum ein signifikanter Peak der Radonkonzentration vorlag.

Die einzige Aussage, die mit Sicherheit getroffen werden kann ist, dass einzelne Grundwasserbrunnen nicht zu einem Peak im Behälter führten, da diese Brunnen über einen sehr langen Zeitraum kontinuierlich gelaufen sind. Bei einzelnen Brunnen, die während der überwachten Zeit anliefen konnte ein Beitrag zu einer signifikanten Erhöhung der Radonkonzentration ausgeschlossen werden.

Zu dem auftretenden Peak könnten nur Brunnen beitragen, die einige Stunden vor der Radonkonzentrationserhöhung im Behälter zugeschaltet wurden. Bedacht werden muss aber auf jeden Fall die Laufzeit, die das Wasser in den Rohrleitungen benötigt und die Verweilzeit in der Wasseraufbereitung, wodurch sich die mögliche Zahl der Brunnen, die für den Radonpeak verantwortlich sein könnten erhöhen kann.

Damit wird deutlich, dass die charakteristischen Peaks im Behälter A durch das Zuschalten einzelner Brunnen nicht eindeutig zu erklären sind. Die Hauptgründe hierfür sind zum Einen in unterschiedlich langen Laufzeiten der Wässer vom Brunnen zur Aufbereitung zu suchen und zum Anderen in der zusätzlich stattfindenden Rückvermischung, wodurch auf die brunnenspezifische Radonkonzentration starke Überlagerungen einwirken. Eine Zuordnung zu vorhandenen Messwerten war unter diesen Bedingungen nicht zu treffen.

Eine Möglichkeit, neben der Einzelanalyse der Brunnen diese durchaus interessante Korrelation nachzuweisen besteht in einer Detailuntersuchung, bei der gezielt für einen begrenzten Zeitraum aus Einzelbrunnen gefördert wird und gleichzeitig andere Brunnen abgeschaltet bleiben bzw. kontinuierlich Grundlast fahren.

4 Gleichgewichtsfaktor im Behälter

Für die Bestimmung des Gleichgewichtsfaktors wurden die zuvor zeitsynchronisierten Geräte „Alpha Guard“ zur Radonaktivitätsmessung und „WLM 30“ zur Radonfolgeproduktmessung zusammen im Hochbehälter A eingesetzt. Die durch den Messaufbau erhaltenen Messwerte wurden anschließend unter Verwendung der Gleichung 1 ausgewertet und der Gleichgewichtsfaktor daraus bestimmt (Abb. 5).

$$F = \frac{C_{(\text{RnFP})}}{C_{(\text{Rn} - 222)}} \quad (4.1)$$

Mit: $c_{(\text{RnFP})}$ = Konzentration der Radonfolgeprodukte
 $c_{(\text{Rn-222})}$ = Konzentration des Radon-222

Um bei dynamischen Detailuntersuchungen zu verstehen was geschieht muss man sich genauen Aufschluss über die Entstehung der Folgeprodukte verschaffen. Dies kann prinzipiell so beschrieben werden: Das geförderte Wasser läuft in den Hochbehälter ein, wobei nur das gasförmige Radon in die Behälterluft ausgast während die im Wasser gebildeten Folgeprodukte dort gelöst bleiben. Nach einer gewissen Aufbauzeit steigt die Folgeproduktkonzentration in der Behälterluft immer weiter an, bis schließlich ein anlagenspezifischer Gleichgewichtszustand erreicht wird. Der Gleichgewichtszustand beschreibt den Zustand, bei dem sich die Konzentrationen nicht mehr weiter verändern, das heißt, dass der Zerfall, die Neubildung und die Resorption an der Wasseroberfläche und den Behälterwänden konstant bleibt.

Eine Gleichgewichtsverschiebung kann z.B. durch ein abnehmendes Behälterniveau

(Volumenausgleich durch Außenluft) oder durch andere Lüftungsmaßnahmen erfolgen, wobei außerdem die physikalische Halbwertszeit und eine Reihe technische Faktoren zusätzlich beeinflussend wirken.

Abb. 5 ist zu entnehmen, dass folgerichtig die Radonkonzentrationskurve steiler verläuft als die der Radonfolgeprodukte. Der Gleichgewichtsfaktor kann eine Aussage über das „Alter“ des Radons treffen, wobei er im vorliegenden Beispiel stetig von der Einspeisung des Wassers bis zum gemessenen Ende um 23:30 Uhr zunimmt. Wegen des oben erläuterten Gleichgewichtszustandes muss natürlich eine Veränderung der Radonkonzentration, z.B. durch das Einspeisen von „jungem“ Radon den Gleichgewichtsfaktor wieder herabsetzen. Der Gleichgewichtsfaktor zeigt sich also in dem vorliegenden Fallbeispiel als dynamische Komponente und steht dadurch im Widerspruch zu der Aussage der Strahlenschutzverordnung, in der festgelegt wird, dass in bestimmten Arbeitsfeldern ein mittlerer Gleichgewichtsfaktor angenommen werden kann. Wie man der Abb. 5 entnehmen kann finden wir im untersuchten Hochbehälter einen Gleichgewichtsfaktor von etwa von 0,5 bei Frischwassereinspeisung, der sich dann bis in den Bereich von 0,8 aufbaut. Diese Variation der Gleichgewichtsfaktoren kann auf Grund dynamischer, gewinnungstechnischer und physikalischer Einflüsse entstehen.³

Im vorliegenden Fall würde bei einer Dosisberechnung die Annahme eines konstanten Gleichgewichtsfaktors von 0,4 nach Strahlenschutzverordnung zu falschen, d.h. zu niedrigen Ergebnissen führen.

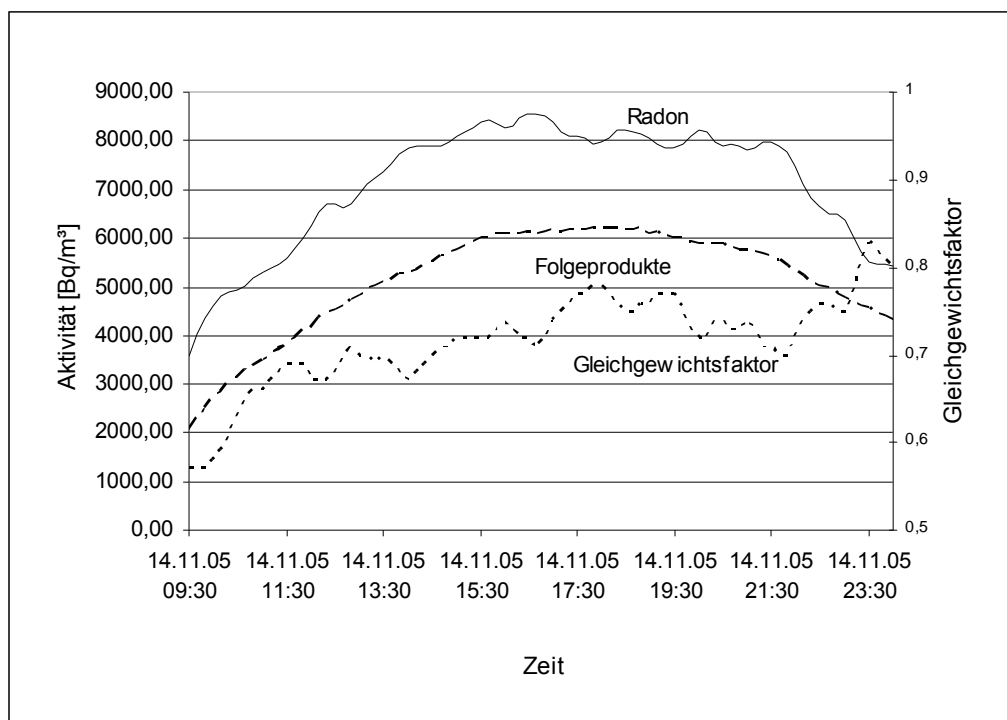


Abb. 5: Bestimmung des Gleichgewichtsfaktors nach Gleichung 1; Radonkonzentration gemessen mit „Alpha Guard“, Radon-Folgeprodukte gemessen mit „WLM 30“, Hochbehälter A; kurzfristige Schwankungen des Gleichgewichtsfaktors sind durch mathematische Operationen bedingt.

³ Vgl. [7]

5 Sanierung

Im vorliegenden Fall ist zwar keine generelle Entfernung des von den Brunnen eingetragenen Radons möglich – alle Brunnen fördern zwischen 10-20 Bq/l – aber eine Reduzierung der Abgabe von Radon ins Netz im Sinne des § 94 StrlSchV (ALARA-Prinzip) könnte durch folgende technische Maßnahme erreicht werden: Durch Einstellen der Einlaufschieber auf überwiegenden Eintrag in Behälter A und nachgeschalteter Befüllung von B über die Ausgleichsleitung würde, wie unbeabsichtigt bereits der Fall, der überwiegenden Teil des Radons in A ausgasen und könnte von dort mit Hilfe einer Zwangsbelüftung abgegeben werden. Dadurch wird erreicht, dass im Stadtnetz nachgeschaltete Betriebspunkte wie z.B. Zwischenbehälter entlastet werden.

6 Literaturverzeichnis

- [1] J. Schmitz, R.M. Nickels: Exposition durch Radon/Radonfolgeprodukte in Wasserwerken. Fachverband für Strahlenschutz e.V., Radioaktivität in Mensch und Umwelt, Band I, ISBN 1013-4506, Lindau, 28. September – 2. Oktober 1998
- [2] H. Hingmann, V. Ehret: Radon in hessischen Wasserwerken – Einflussgrößen und Exposition der Beschäftigten, Fachhochschule Giessen Friedberg, 2003
- [3] International Commission on Radiological Protection (ICRP): Protection against Radon-222 at home and at work, ICRP Publication 65, Pergamon Press, London, 1993
- [4] S. Körner, A. Buchanzow: Strahlenexposition durch natürliche Radioisotope aus gewerblichen Betrieben in Bayern, Abschlussbericht, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 30.12.2004
http://www.bayern.de/lfu/Strahlen/radon/ergebnisbericht_2004.pdf
- [5] J. Schmitz, R.M. Nickels: Exposition durch Radon und Radonfolgeprodukte in Wasserwerken, 140, Nr.11, Wasser Abwasser GWF, 1999
- [6] J. Schmitz, R.M. Nickels, T. Bünger: „Radon am Arbeitsplatz – Vorauswahl radonverdächtiger Wasserwerke. Dezember 2000, Forschungsvorhaben des BfS, persönliche Mitteilung
- [7] J. Schmitz, R.M. Nickels, S. Ugi: 10 Jahre Radonmessungen in bad.-württ. Wasserwerken. Forschung zum Problemkreis „Radon“, 17. Radonstatusgespräch Berlin, 14./15. Oktober 2004, BMU
- [8] Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission, Band 19, ISBN 3-437-11451-4, Gustav Fischer Verlag, 1992

ERSTE ERGEBNISSE ZUM FORSCHUNGSVORHABEN „RADON-ERHEBUNGSMESSUNGEN IN WASSERWERKEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG“

FIRST RESULTS OF THE RESEARCH PROJECT „RADON-ERHEBUNGSMESSUNGEN IN WASSERWERKEN IN BADEN-WÜRTTEMBERG“

F. Becker, B. Burgkhardt, S. Nagels, M. Schaller, T. Tecle, S. Ugi, M. Urban

Forschungszentrum Karlsruhe, Abt. HS-KES, Karlsruhe, Deutschland

Zusammenfassung

Für das Forschungsvorhaben „Radonerhebungsmessungen in Wasserwerken in Baden-Württemberg“ hat die Abteilung HS-KES des Forschungszentrums Karlsruhe begonnen, eine systematische und vergleichbare Erhebung der Radonexposition Beschäftigter in Wasserwerken flächendeckend durchzuführen. Das Projekt wurde erfolgreich durch den Einsatz des Karlsruher passiven Radonexposimeters in die Wege geleitet. Es werden die neuesten Ergebnisse präsentiert.

Summary

The department HS-KES of the Forschungszentrum Karlsruhe started a systematic and comparable campaign for the research project „Radonerhebungsmessungen in Wasserwerken in Baden-Württemberg“. The area-wide investigation of workers' exposure to Radon in waterworks is being realized by the use of the Karlsruhe passive exposimeter. The latest results will be presented.

Schlüsselwörter natürliche Radioaktivität, Radon, Wasserwerke, Strahlenschutz

Keywords natural radioactivity, radon, waterworks, radiation protection

1. Einleitung

Natürliche radioaktive Strahlung wird auch verursacht durch radioaktive Stoffe, die in den Böden und Gesteinsschichten der Erdkruste vorhanden sind. Bei der Gewinnung von Wasser aus dem Boden kann je nach Gesteinsformation in unterschiedlicher Menge das radioaktive Edelgas Radon über das Wasser in die Brunnen, Hochbehälter und auch auf direktem Weg aus dem Boden in die Wasseraufbereitungsanlagen gelangen. Das in Wasser gelöste Radon entweicht dort in die Luft und hat damit in der Regel für die Qualität des Wassers beim Endverbraucher keine Bedeutung. Jedoch wird möglicherweise das in den Anlagen des Wasserwerks beschäftigte Personal einer erhöhten Konzentration von Radon und seinen kurzlebigen Folgeprodukten ausgesetzt. Die beim radioaktiven Zerfall auftretende Strahlung kann zu einer nicht unerheblichen Strahlenexposition der Atemwege und einer daraus resultierenden Gefährdung der Gesundheit führen. Deshalb ist nach der Strahlenschutzverordnung von 2001 (StrlSchV) eine auf den Arbeitsplatz bezogene Abschätzung der Radonexposition durchzuführen. In einigen baden-württembergischen

Wasserwerken wurden bereits in den Jahren 1994 bis 1997 erste Untersuchungen zur Radonexposition der Beschäftigten durchgeführt. Die Ergebnisse dieses Vorhabens haben gezeigt, dass sich die zu erwartenden Strahlenexpositionen der Beschäftigten an einem Wasserwerk nicht z.B. aufgrund der geologischen Verhältnisse voraussagen lassen, sondern explizit gemessen werden müssen [2, 3]. Mit dem neuen Projekt „Radonerhebungsmessungen in Wasserwerken in Baden-Württemberg“ sollen nun systematische und vergleichbare Erhebungen flächendeckend in Wasserwerken von Baden-Württemberg durchgeführt werden. Der Aufwand der Wasserwerke beschränkt sich auf das Tragen eines Personenexposimeters zur Radonexpositionsbestimmung der betroffenen Beschäftigten beim Aufenthalt in den Hochbehältern und Wasseraufbereitungsanlagen über drei Monate und auf das Auslegen von Ortsdosimetern über zwei Wochen in diesen Bereichen. Die Exposimeter werden kostenlos zur Verfügung gestellt. Ziel des Vorhabens ist es, die arbeitsplatzbezogene Radonexposition in den Wasserwerken durch Messungen abzuschätzen und ggf. einfache und wirkungsvolle Maßnahmen zur Verringerung der Radonexposition in Kooperation mit den Wasserwerken zu erarbeiten. Im Mittelpunkt steht, jede unnötige Strahlenbelastung der Beschäftigten in Wasserwerken zu vermeiden. Das Vorhaben bietet den Wasserwerken den Vorteil, bei geringem eigenem Aufwand die Forderungen der Strahlenschutzverordnung zu erfüllen. Das 18-monatige Vorhaben wird vom Forschungszentrum Karlsruhe, Abt. HS-KES, durchgeführt, welches langjährige Erfahrungen auf diesem Gebiet besitzt.

2. Messtechnik – Karlsruher passive Radonexposimeter

Im Folgenden wird die Konstruktion und Funktion des Karlsruher passiven Radonexposimeters beschrieben [4]. Das Exposimeter verwendet einen Kernspurdetektor (Makrofol) zum Nachweis der Alpha-Teilchen von Radon bzw. seinen Zerfallsprodukten. Radon aus der Umgebungsluft diffundiert durch ein Glasfaserfilter in das Innere einer geschlossenen Kammer (Abb. 1); daher wird auch die Bezeichnung Radondiffusionskammer verwendet.

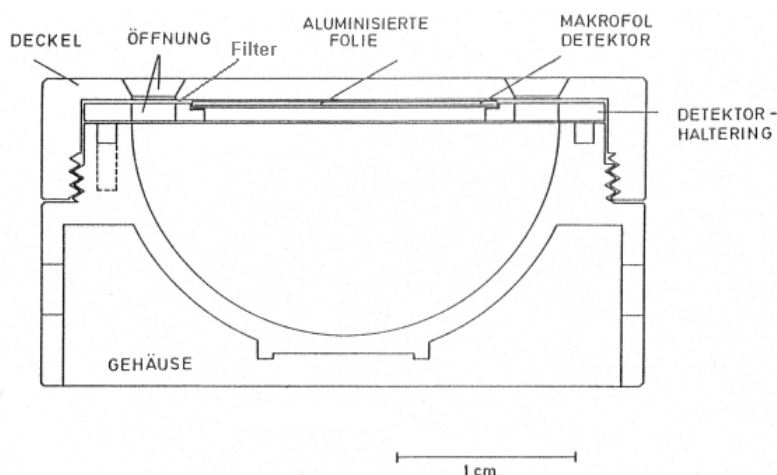


Abb. 1: Querschnitt des Radonexposimeters

Die beim radioaktiven Zerfall des Radons und seiner Zerfallsprodukte entstehenden Alpha-Teilchen schlagen in den Kernspurdetektor ein und verletzen die innere Struktur des Materials. Bei der Auswertung wird der Kernspurdetektor elektrochemisch geätzt. Damit werden die Einschlagstellen der Alpha-Teilchen vergrößert, so dass sie als sichtbare

„Kernspuren“ elektronisch ausgezählt werden können (Abb. 2 rechts). Die Anzahl dieser Einschlagspuren oder Kernspuren ist somit ein Maß für die in einer bestimmten Zeit vorhandene Alpha-Aktivität. In der Umgebungsluft befindliche, an Aerosole angelagerte Radonzerfallsprodukte und andere Aerosole werden durch den Filter zurückgehalten. In Abb. 2 sind die einzelnen Komponenten des Radonexposimeters zu sehen. Es handelt sich um passive Teile, es wird also keine Elektronik, Chemie etc. zur Registrierung der Strahlung verwendet. Das Exposimeter integriert oder sammelt die Anzahl der Alpha-Teilchen; daher auch der Name „Passiv-Sammler“.

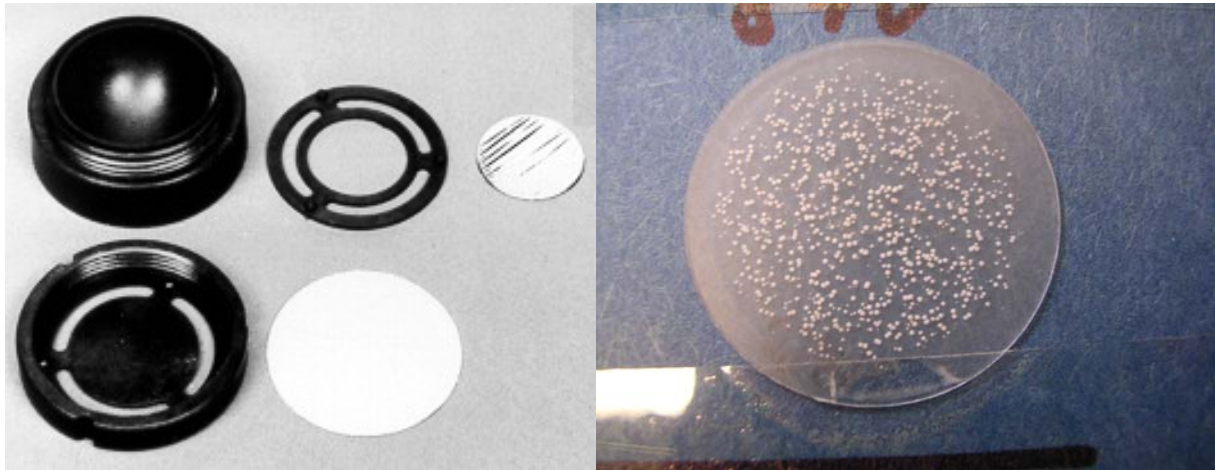


Abb. 2: Komponenten des Radonexposimeters

Die Radonexposition wird wie folgt berechnet (Gl. 1):

$$E_{PRn} = \frac{(A_{Rn-P} \cdot t_{ges} \cdot 24) - (A_{Rn-RO} \cdot ((t_{ges} \cdot 24) - t_{ex}))}{1000} \quad (1)$$

mit:

E_{PRn} Radonexposition der Person [kBq h / m³]

A_{Rn-P} Radonaktivitätskonzentration des Personenexposimeters [Bq/m³]

A_{Rn-RO} Radonaktivitätskonzentration des zugehörigen Referenzexposimeters [Bq/m³]

t_{ges} Gesamtzeit der Exposition des Personen- sowie des Referenzexposimeters [d]

t_{ex} Summe der Expositionszeit des Personenexposimeters während des Aufenthalts in der Anlage (Arbeitszeit) [h]

Für beruflich strahlenexponierte Personen erhält man daraus die effektive Dosis H (Gl. 2):

$$H = E_{PRn} \cdot 3,1 \mu Sv / (kBq \cdot h \cdot m^{-3}) \quad (2)$$

3. Ergebnisse

Die ersten ausgewerteten Ergebnisse (Stand Juli 2006) zum Forschungsvorhaben „Radonerhebungsmessungen in Wasserwerken in Baden-Württemberg“ sind in Abb. 3 und Abb. 4 zusammengefasst. Es wurden von ca. 300 Wasserversorgungsunternehmen bereits 113 Ergebnisse ausgewertet.

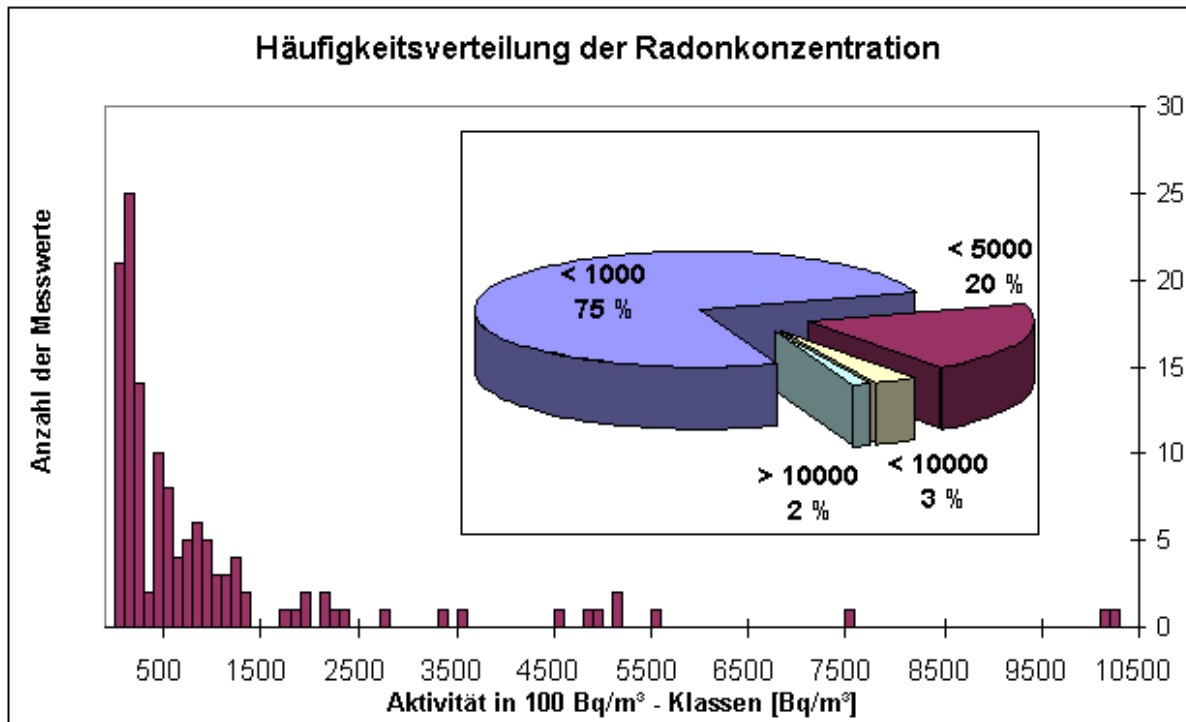


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Radonkonzentration

Abb. 3 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Radonkonzentration der ersten Messungen. Das eingefügte Kuchendiagramm veranschaulicht, dass rund 75% der Messwerte unter 1000 Bq/m³, rund 20% zwischen 1000 und 5000 Bq/m³ und 3% zwischen 5000 und 10000 Bq/m³ liegen. Bei 2% der Messwerte wurde eine größere Radonkonzentration von über 10000 Bq/m³ festgestellt.

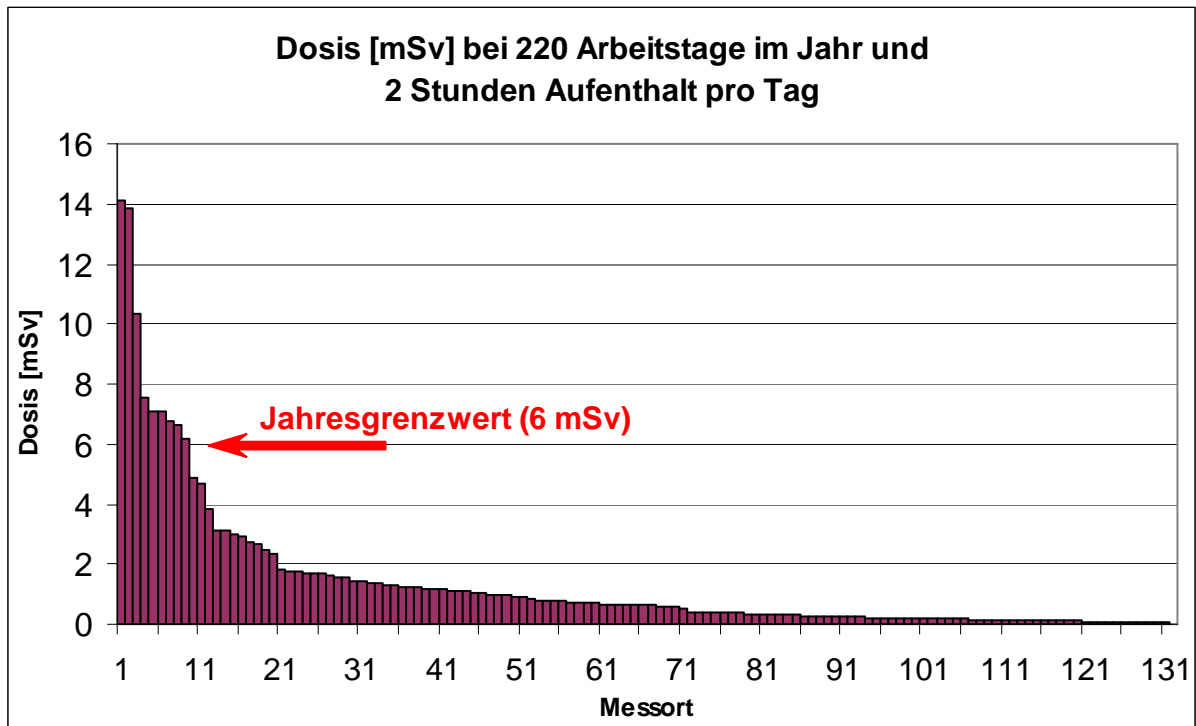


Abb. 4: Jahresdosis bei 220 Arbeitstagen im Jahr und zwei Stunden Aufenthalt pro Tag

Abb. 4 beschreibt den Verlauf der Jahresdosis bei 220 Arbeitstagen im Jahr und zwei Stunden Aufenthalt pro Tag im kritischen Arbeitsbereich. Der Jahresgrenzwert von 6 mSv ist durch einen Pfeil markiert. In diesem Szenario liegen also neun Messorte über dem Grenzwert.

4. Fazit

Die Auswertung zeigt, dass erhöhte Konzentrationen von Radon und seinen kurzlebigen Folgeprodukten an Arbeitsplätzen in Wasserwerken auftreten und damit das dort beschäftigte Personal einer Strahlenexposition sogar über dem Jahresgrenzwert ausgesetzt werden kann. Das Ziel, im Rahmen des vom Land Baden-Württemberg geförderten Projektes „Radonerhebungsmessungen in Wasserwerken in Baden-Württemberg“, langfristig jede unnötige Strahlenbelastung der Beschäftigten in Wasserwerken zu vermeiden ist durch die Abteilung HS-KES des Forschungszentrums Karlsruhe erfolgreich in die Wege geleitet worden. Die systematische und vergleichbare Erhebung wird nach Abschluss des Projektes flächendeckend durchgeführt sein. Die Abteilung HS-KES mit ihrer langjährigen Erfahrungen auf diesem Gebiet steht als kompetenter Ansprechpartner für Messungen dieser Art und zur Erarbeitung von einfachen und wirkungsvollen Maßnahmen zur Verringerung der Radonbelastung zur Verfügung.

5. Danksagung

Wir danken dem Land Baden-Württemberg für die Förderung dieses Projektes (BW Plus Förderkennzeichen L 75 25005).

6. Literaturverzeichnis

- [1] Deutsche Norm DIN 25706-1, Passive Radonmessungen – Kernspurmessverfahren, November 1994
- [2] Schmitz, J.; Nickels, R.M.; Fritsche R.: Exposure to Radon/Radon Decay Products in Waterworks, IRPA 10 International Congress Proceedings, Paper P-Ib-27, Hiroshima, Japan 14.-19.5.2000
- [3] Schmitz, J.; Nickels, R.M.: Exposition durch Radon/Radon-Folgeprodukte in Wasserwerken. Radioaktivität in Mensch und Umwelt : 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Lindau, 28.September - 2.Oktober 1998
- [4] Urban, M.: Karlsruher passive Radondosimeter - ein in mehr als 10jähriger Praxis erprobtes und bewährtes Dosimetriesystem, Voelkle, H. [Hrsg.], Messung von Radon und Radon-Folgeprodukten: Kolloquium, Berlin, 6.-7.Mai 1991, Köln: Verl. TÜV Rheinland, 1991 S.53-56, FS-91-56-T

Autorenverzeichnis

Name	Seite	Name	Seite
A		H	
Abraham, A.	446	Haberlau, U.	170
Allinger, Th.	541	Häger, T.	456
B		Hahn, M.	170
Bartel, U.	335, 377	Hampel, G.	456
Barthel, R.	215, 573	Hampel, J.	456
Becker, F.	609	Hartsch, J.	121
Boden, W.	593	Heimann, R.	456
Bornschein, H.	454	Heinrich, T.	389
Bunzmann, C.	573	Hempel, M.	533
Burgkhardt, B.	609	Henniger, J.	353
Busch, F.	423	Hentzschel, R.	502
Busch, H.	533	Herrmann, R.	263
C		Hingmann, H.	423, 541
Chadt, C.	423	Hinz, W.	335, 377
D		Höpner, J.	389, 454
Dombrowski, H.	361, 369	Horn, W.	525
Döring, J.	229	Horvath, S.	483
Dorner, J.	52	K	
Dushe, C.	291	Kemski, J.	494
E		Kirchner, G.	101
Ehret, V.	423, 541	Klingel, R.	494
Ettenhuber, E.	291	Knappik, R.	397
Eulenberger, S.	464	Köhler, M.	176, 389, 397
F		Korndörfer, Ch.	128, 263
Flesch, K.	199, 397	Körner, S.	162, 565
Frommhold, R.	407	Kraut, W.	472, 601
Funke, L.	229, 389	Kreyßig, E.	407, 464
G		Kümmel, M.	291
Gabler, D.	353	Kunze, C.	320
Gehrcke, K.	149, 181, 291	L	
Geipel, R.	84	Lange, S.	446
Gellermann, R.	141, 181, 191, 199, 229	Laubinger, R.	52
Gerler, J.	181, 229	Leder, F.	508
Gmeiner, B.	52	Lehmann, R.	549
Grosch, G.	407	Leißring, B.	517
Gruson, M.	483	Leißring, N.	517
Günther, K.	446	Liebscher, B.	593
		Lindner, T.	377
		Löbner, W.	327, 335, 377, 389
		Lottes, G.	585
		Ludwig, T.	561

Name	Seite
M	
Mallick, R.	207, 565
Maringer, F. J.	415
Mättig, I.	308
Meyer, W.	549
Michel, R.	3, 113, 275, 283
Mothes, W.	199
N	
Nagels, S.	609
Neumaier, S.	361
Nickstadt, K.	229
Niedermayer, M.	577
O	
Oeser, V.	431
Ohlendorf, F.	263
P	
Patzer, G.	52
Philipsborn, von, H.	84
Piller, G.	483
Preuße, W.	533
Pröhl, G.	343
R	
Regner, J.	300, 327, 377
Reichelt, A.	577
Reichelt, U.	353
Reifenhäuser, Ch.	162, 565
Richer, B.	263
Ritzel, S.	3, 275, 283
Rox, A.	423
Ruschel, Ch.	438
S	
Sachse, R.	275
Schäfer, I.	593
Schaller, M.	609
Schellenberger, A.	199, 229
Schkade, U.-K.	229, 389
Schmidt, M.	52
Schmidt, P. . .	121, 251, 320, 335, 377, 407
Schmidt, R.	35
Schmitz, J.	601
Schönefeld, K.	431
Schramm, C.	335
Schulz, H.	141, 199, 229, 291, 300, 397

Name	Seite
Schwankner, J. R.	52
Seidel, S.	533
Seitz, G.	561, 593
Sporbert, U.	464
Strauwitz, v., B.	128
Streil, T.	431
Swillus, I.	601
T	
Tecele, T.	609
Thierfeldt, S.	573
U	
Ugi, S.	609
Uhlig, R.	137
Ullrich, F.	389
Urban, M.	609
V	
Vahlbruch, J.-W.	3
W	
Walsdorf, A.	223
Walter, U.	320
Wanke, C.	275, 283
Weiß, D.	238, 389
Wisser, S.	223
Wissmann, F.	361, 369
Wolf, F.	308
Wörten, S.	573
Z	
Zauner, St.	456

Neue Publikationen des Fachverbandes für Strahlenschutz

- FS-04-127-AKSIGMA **Nachweisgrenzen und Erkennungsgrenzen bei Kernstrahlungsmessungen: Spezielle Anwendungen**, Hrsg.: R. Michel, ISSN 1013-4506, ISBN: 3-8249-0836-0, TÜV-Verlag GmbH, Köln, August 2004
- FS-04-128-T **Nichtionisierende Strahlung – Sicherheit und Gesundheit**, 36. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz in Köln, 31. August bis 2. September 2004, Hrsg.: Hans-Dieter Reidenbach, Klaus Dollinger, Joachim Hofmann, ISSN 1013-4506, TÜV-Verlag GmbH, Köln, August 2004
- FS-05-129-AKSIGMA **Determination of the Detection Limit and Decision Threshold for Ionising-Radiation Measurements: Fundamentals and Particulars Application** (Proposal for a Standard), K. Weise, K Hübel, R. Michel, E. Rose, M. Schläger, D. Schrammel, M. Täschner
- FS-05-130-AKNIR **Leitfaden Sonnenstrahlung**, Stand 25.01.2006
- FS-05-131-AKNIR **Leitfaden Ultraviolettstrahlung**, Stand: 25.02.2005
- FS-05-132-AKNIR **Leitfaden Sichtbare und infrarote Strahlung**, Stand: 25.02.2005
- FS-05-133-AKNIR **Leitfaden Laserstrahlung**, Stand: 25.02.2005
- FS-05-134-AKNIR **Leitfaden Lichteinwirkung auf die Nachbarschaft**, Stand: 25.02.2005
- FS-05-135-AKNIR **Leitfaden Elektromagnetische Felder**, Stand: 25.02.2005
- FS-05-136-AKNIR **Leitfaden Infraschall**, Stand: 25.02.2005
- FS-05-137-AKNIR **Leitfaden Ultraschall**, Stand: 05.04.2005
- FS-05-138-AKE **Leitfaden für die praktische Umsetzung des § 29 StrlSchV** (Freigabeleitfaden), Ausgabe 3, A. Bertram-Berg u. a., ISSN 1013-4506, TÜV-Verlag GmbH, Köln, Dezember 2005
- FS-05-139-T **Strahlenschutz-Aspekte bei der Entsorgung radioaktiver Stoffe**, 37. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V., 5. Gemeinsame Jahrestagung mit dem Österreichischen Verband für Strahlenschutz, Basel, 20. bis 23. September 2005
Bandherausgeber: Andreas Zuberbühler, Martin Baggenstos, Norbert Zoubek, Albin Janett, TÜV-Verlag GmbH, Köln, September 2005
- FS-06-140/CD **Chronik 1966–2006 – Daten, Fakten und Notizen zur 40-jährigen Geschichte des FS**, September 2006, Redaktion: Dietrich E. Becker, Hans H. Brunner, Klaus Henrichs, Rupprecht Maushart
- FS-06-141-T **Strahlenschutz-Aspekte bei natürlicher Radioaktivität**, 38. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V., 19.–22. September 2006 in Dresden, TÜV Media GmbH, Köln, September 2006

StrahlenschutzPRAXIS, die Vierteljahres-Fachzeitschrift des Fachverbandes für Strahlenschutz – aktuell, interessant, informativ! TÜV Media GmbH, Köln

⇒ *Vollständige Liste unter www.fs-ev.de*

