

Beurteilung von Bodenkontaminationen mit Radioaktivität im Gebiet Hannover-List nach Maßstäben und Ansätzen der BBodSchV

Teil 2: Plausibilitätsprüfung

Rainer Gellermann · Petra Günther · Burkhard Evers

Eingegangen: 11. Juli 2010/Akzeptiert: 27. August 2010/Online veröffentlicht: 23. September 2010
© Springer-Verlag 2010

Zusammenfassung *Hintergrund und Ziel* Im Teil 1 dieses Beitrags wurden für radioaktive Bodenkontaminationen mit natürlich vorkommenden Radionukliden Prüfwerte nach Maßstäben und Methoden der BBodSchV abgeleitet. Diese Prüfwerte werden in diesem Teil des Beitrags in Hinblick auf Plausibilität diskutiert.

Material, Methoden, Ergebnisse der Prüfwertableitungen sind in Teil 1 des Beitrags enthalten.

Diskussion Die vorliegende Arbeit zeigt, dass die im Teil 1 abgeleiteten Prüfwerte für radioaktive Bodenkontaminationen den Anforderungen der bodenschutzrechtlichen Berechnungsgrundlagen nach Plausibilität und Praktikabilität genügen. Die epidemiologischen Grundlagen für die Behandlung ionisierender Strahlung als kanzerogener Noxe sind in hohem Maße fundiert. Ein quantitativer Risikobezug ist auf der Basis von Strahlenrisiken möglich. Als Basisgröße für den Risikobezug wird in dieser Arbeit unter Bezug auf ICRP Empfehlungen der Wert von 5 % pro Sievert genutzt. Die abgeleiteten Prüfwerte für die orale Bodenaufnahme sind hinreichend weit von den regionalen

Hintergrundwerten von Uran und Thorium in norddeutschen Böden entfernt, sodass sie für norddeutsche Böden direkt anwendbar sind. Bei den ebenfalls betrachteten Expositionen durch Direktstrahlung im Freien und Inhalation von Radon in Kellerräumen ergeben sich rechnerisch Prüfwerte im Bereich der natürlichen Konzentrationen. Das auch im Bodenschutz bei kanzerogenen Stoffen ohne Schwellenwert vorgesehene Prinzip der Zusatzexposition erlaubt aber auch in solchen Fällen praktikable Prüfwerte festzulegen.

Schlussfolgerungen Das im Teil 1 entwickelte Prüfwertkonzept entspricht den Anforderungen an Plausibilität und Praktikabilität, wie sie in der Methodik zur Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten vorgegeben sind. Damit ist es Bodenschutzbehörden möglich, radioaktive Bodenverunreinigungen eigenständig zu bewerten und ggf. Entscheidungen zu notwendigen Maßnahme im Sinne von § 9 und 10 BBodSchG zu treffen. Praktische Anwendungsaspekte der Prüfwerte und Möglichkeiten zur Bestimmung des Maßnahmebedarfs werden im Teil 3 erläutert.

Schlüsselwörter Boden · Bodenschutz · Prüfwerte · Radioaktivität · Radon · Strahlenexposition · Thorium · Uran · Wirkungspfad Boden-Mensch

Assessment of radioactive contaminations of the ground in Hanover-List with scales and methods of the German Federal Ordinance on Soil Protection and Contaminated Sites (BBodSchV). Part 2: Application of test thresholds and determination of need for actions

Abstract *Background, aim, and scope* In Part 1 of this paper test thresholds for radionuclides in soil have been derived on the basis of methods and scales of the German Or-

ESM (Teil 1): DOI 10.1007/s12302-010-0120-y

R. Gellermann (✉)
Fugro-HGN GmbH,
Pillmannstraße 10, 38112 Braunschweig, Deutschland
E-Mail: r.gellermann@fugro-hgn.de

P. Günther
IFUA-Projekt-GmbH,
Milsers Straße 37, 33729 Bielefeld, Deutschland
E-Mail: petra.guenther@ifua.de

B. Evers
Region Hannover, Fachbereich Umwelt,
Team Gewässer- und Bodenschutz Landeshauptstadt Hannover,
Höltystraße 17, 30171 Hannover, Deutschland
E-Mail: burkhard.evers@region-hannover.de

dinance on Soil Protection (BBodSchV). In this paper, these test thresholds are checked with regard to their plausibility.

Materials, methods, results are described in Part 1 of this paper.

Discussion This contribution demonstrates that the test thresholds derived in Part 1 are plausible and feasible according to the requirements of the established methods. The epidemiological basis for the treatment of ionizing radiation is well founded. Risks can be quantified via the knowledge of cancer risks due to radiation. As a reference value the overall fatal risk coefficient of 5 % per Sv recommended by ICRP is used. The test thresholds obtained are sufficiently far from background levels in soils of northern Germany. Consequently, the test thresholds are applicable without any background corrections. Exposures by external radiation outdoors and exposures by inhalation of radon in cellar rooms result in calculated test thresholds in the order of background levels. Nevertheless, feasible results are obtained because in the case of toxic substances without threshold levels the additional exposures are considered for determination of test thresholds.

Conclusions The approach of test thresholds for radioactive soil contamination presented in Part 1 of this paper complies with the criteria of the German methods for calculation of test thresholds in soil protection regarding plausibility and feasibility. It enables the soil protection authorities to assess radioactive contaminations of the ground according to the established rules in the field of soil protection and to make decisions according to Articles 9 and 10 of the German Soil Protection Act. Part 3 of this paper discusses the application of the test thresholds and the possibilities of determining the need for remediation actions.

Keywords Exposure pathway soil–human · Radiation exposure · Radioactivity · Radon · Soil · Soil protection · Test thresholds · Thorium · Uranium

1 Einleitung

Da es in Deutschland derzeit keine verbindlichen Regelungen zu radiologischen Altlasten gibt, ist das Bodenschutzgesetz bei Bodenkontaminationen mit erhöhter Radioaktivität die einzige Rechtsgrundlage, die ein behördliches Handeln mit Eingriffen in das Eigentumsrecht zulässt und das wegen der fehlenden Regelungen im Strahlenschutzrecht nach § 3

BBodSchG (1998) auch für radioaktive Altlasten einschlägig ist. Für die praktische Umsetzung einer Gefahrenbeurteilung nach Bodenschutzrecht eröffnet § 4 (5) BBodSchV (1999) die Möglichkeit, für einen Schadstoff, für den in der BBodSchV kein Prüf- oder Maßnahmenwert festgesetzt ist, entsprechende Werte nach den im Bundesanzeiger 161a vom 28. August 1999 veröffentlichten Methoden und Maßstäben abzuleiten (Bachmann et al. 1999). Diese Ableitung wurde im Teil 1 des Beitrages (Gellermann et al. 2010) beschrieben. Die Notwendigkeit, Prüfwerte abzuleiten, ergab sich, da im Gebiet Hannover-List radioaktive Bodenkontaminationen auf privaten und öffentlichen Flächen gefunden wurden, die auf einer ordnungsrechtlich verbindlichen Basis beurteilt werden mussten. Eine Zusammenstellung der Prüfwerte enthält Tab. 1.

Rechnerisch abgeleitete Prüfwerte sind aber nach Bachmann et al. (1999) auf ihre Plausibilität zu überprüfen. Dafür wurden in Bachmann et al. (1999) Kriterien und Vorgehensweisen beschrieben. In Anlehnung an diese Methodik werden in diesem Beitrag die Prüfwerte diskutiert. Darüber hinaus wird auch der Bezug zu strahlenschutzfachlich etablierten Werten kurz dargestellt. Eine ausführliche Analyse von Zusammenhängen zwischen humantoxikologischen Ansätzen der Bewertung chemisch-toxischer Stoffe im Bodenschutz und deren Verknüpfung mit radioaktiven Stoffen enthält die Arbeit von Jacob et al. (1997).

2 Plausibilitätsbetrachtungen

2.1 Datenbasis Humanbiomonitoring/epidemiologische Untersuchungen

Zur Quantifizierung des gesundheitlichen Risikos durch kanzerogene Stoffe werden im Bodenschutz normierte Risikoeffizienten („unit risk“; „slope factor“) verwendet. Diesen Werten liegen epidemiologische Daten oder Tierversuchsdaten zugrunde, die, soweit keine andere Dosiswirkungskurve belegt ist, mit einem linearen Modell auf niedrige Dosen extrapoliert werden (Bachmann et al. 1999).

Die humantoxische Wirkung radioaktiver Stoffe und davon ausgehender ionisierender Strahlung ist eine der zentralen Grundlagen der Prüfwertableitungen im Teil 1. Grundsätzlich können ionisierende Strahlungen akute Strahlenschäden an lebenden Geweben hervorrufen. Diese deterministischen Strahlenwirkungen treten aber nur bei

Tab. 1 Prüfwerte nach Teil 1

	Kinderspielflächen	Wohngebiete	Park- und Freizeitanlagen
U-238sec (mit U-235sec) + Th-232sec	0,20 Bq/g	0,40 Bq/g	1,0 Bq/g
Rn-222 + FP (in Kellern)		Inhalation Radon 260 Bq/m ³	(Nicht übertragbar)

sehr hohen Dosen auf, die für die hier betrachteten Situationen mit Bodenkontaminationen ausgeschlossen werden können. Geringe Dosen verursachen stochastische Strahlenwirkungen, die sowohl mutagen als auch kanzerogen ausfallen können (ICRP 2007). Als wichtigste Bezugspopulation für epidemiologische Daten werden die Atombombenüberlebenden von Hiroshima und Nagasaki seit Jahrzehnten beobachtet (Preston et al. 2007). Der generelle Endpunkt der Gefahrenbetrachtung, das Risiko, durch Strahlenwirkungen an Krebs zu erkranken, ist dadurch seit langem gesicherte wissenschaftliche Erkenntnis. Radioaktivität und davon ausgehende ionisierende Strahlung kann folglich als kanzerogene Noxe angesehen werden.

Die Quantifizierung des gesundheitlichen Risikos durch Strahlung erfolgt über die effektive Dosis als Beurteilungsgröße. Die in Sievert (Sv) angegebene effektive Dosis wichtet die im Körper absorbierte Strahlungsenergie (Energiedosis) nach Strahlenart und Gewebeeempfindlichkeit. Die Wirkung zusätzlicher Dosen bei langandauernden niedrigen Dosisraten wird üblicherweise auf der Basis einer linearen, schwellenfreien Dosis-Wirkungs-Beziehung (LNT-Modell) bewertet. Epidemiologische Auswertungen führen zum nominellen Wahrscheinlichkeitskoeffizient für das Auftreten von Krebserkrankungen von ca. 10 % pro Sievert. Von der ICRP wurde 1991 vorgeschlagen, im Niedrigdosisbereich einen geringeren Risikokoeffizienten als im linearen Modell zu verwenden. Als Parameter wurde dazu ein Dosis- und Dosisrateneffektivitätsfaktor (DDREF) eingeführt und mit einem Wert 2 belegt. Der im Teil 1 verwendete nominelle Wahrscheinlichkeitskoeffizient von 5 % pro Sievert nach ICRP berücksichtigt diesen DDREF. Die deutsche Strahlenschutzkommission hat sich allerdings nach Prüfung der verfügbaren Daten in der Literatur mehrfach dafür ausgesprochen, einen DDREF von >1 nicht zu verwenden (SSK 2006). Das hätte formal übertragen deutlich niedrigere Prüfwerte, nämlich eine Ingestionsdosis von nur 0,062 mSv/a bzw. eine Bodenkontamination von etwa 0,1 Bq/g (U-238sec + Th-232sec) zur Folge. In Anbetracht der nicht abgeschlossenen wissenschaftlichen Diskussion über das Strahlenrisiko im Niedrigdosisbereich und der Notwendigkeit, Kontaminationen auf Privatgrundstücken im Altlastenfall Hannover nur in einem Maße unter einen Gefahrenverdacht zu stellen, das notwendig und angemessen ist, wurde der international übliche Risikokoeffizient von 5 % pro Sievert als Bezugswert verwendet.

Prüfwerte nach Bodenschutzrecht werden einzelstoffbezogen abgeleitet und auf das akzeptierbare Zusatzrisiko von 10^{-5} pro Lebenszeit bezogen (Bachmann et al. 1999). Die in dieser Arbeit betrachteten Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen liegen allerdings stets als Gemisch von verschiedenen Radionukliden vor, wobei (kurzlebige) Tochter-nuklide aus (langlebigen) Mutternukliden spontan nachgebildet werden. Diese in der Praxis von radiologischen

Altlasten unterschiedlich zusammengesetzten Gemische aus Radionukliden der Th-232-Reihe (meist im Aktivitäts-gleichgewicht) und Nukliden der U-238-Reihe mit verschiedenen Aktivitätsanteilen der langlebigen Radionuklide U-238, Th-230, Ra-226, teilweise auch Pb-210, können als einheitliche Substanz betrachtet werden, wenn sie den gleichen Endpunkt der toxischen Wirkung, hier also der Strahlenwirkung, besitzen.

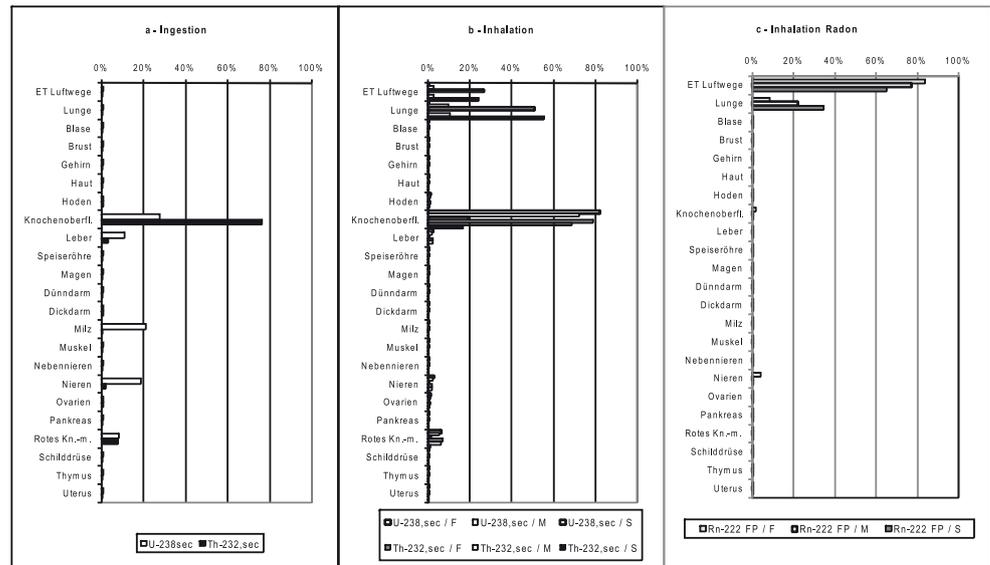
Die zur Bewertung der oralen oder inhalativen Bodenaufnahme einer bestimmten Aktivität von Radionukliden (angegeben in Becquerel = Bq) entscheidende innere Strahlenexposition ist aufgrund des unterschiedlichen chemischen Verhaltens der Radionuklide im Körper organspezifisch. Zur Quantifizierung der inneren Strahlenexposition werden Dosiskoeffizienten (Sv/Bq) verwendet, die angeben, welche Dosis ein Organ bzw. Gewebe bei Inkorporation von 1 Bq eines Radionuklids erhält. Diese Dosiskoeffizienten werden für bestimmte Altersgruppen auf der Basis biokinetischer Modelle abgeleitet (ICRP 1989) und sind die rechtlich verbindliche Grundlage zur Bewertung innerer Strahlenexpositionen (Bundesanzeiger 2001). Normiert auf den Summenwert aller Dosiskoeffizienten eines Radionuklids oder einer Nuklidgruppe zeigen die so errechneten Verhältniszahlen die Verteilung der Strahlenwirkung zwischen verschiedenen Organen/Geweben an. Die organbezogenen Endpunkte der Strahlenwirkung können so unabhängig von der Höhe des Risikos ausgewiesen werden.

In Abb. 1 sind die normierten Dosiskoeffizienten der Einzelnuklide der U-238 und Th-232 Reihe dargestellt. Abbildung 1a zeigt, dass bei oraler Bodenaufnahme der natürlichen Radionuklide die Knochenoberfläche der kritische Endpunkt der Strahlenwirkung ist. Bei den weiteren Organen bzw. Geweben unterscheiden sich Uran- und Thoriumreihe etwas. Es ist daher eine Ermessensfrage, ob beide Reihen als Gefahrstoff zusammengefasst oder getrennt behandelt werden.

Bei inhalativer Aufnahme von Radionukliden differenzieren die biokinetischen Modelle der ICRP abhängig von der chemischen Form, in der diese Nuklide vorliegen, zwischen Lungenabsorptionsklassen F (schnell) M (mittelschnell) und S (langsam) (ICRP 1989). Bei Staubpartikeln, die alle Radionuklide der Zerfallsreihen im radioaktiven Gleichgewicht enthalten, dominieren mit den Knochenoberflächen und dem roten Knochenmark ähnliche Endpunkte wie bei der Ingestion, wenn die chemische Form der Lungenabsorptionsklasse F oder M entspricht, bei Staub der Lungenabsorptionsklasse S die Atemwege und die Lunge (Abb. 1b).

Bei der Inhalation von Radon resultiert die Strahlenexposition aus den im Atemtrakt zurückgehaltenen kurzlebigen Folgeprodukte von Radon (Rn-222 FP). Das Edelgas Radon wird größtenteils wieder ausgeatmet. Wie Abb. 1c zeigt, dominieren bei Inhalation von Radon sehr klar die Atemwege und die Lunge. Daher sind Expositionen durch orale

Abb. 1 Normierte Dosiskoeffizienten für innere Strahlenexposition durch Nuklide der Zerfallsreihen U-238sec und Th-232sec (ohne Radon und kurzlebige Radonfolgeprodukte) sowie der kurzlebigen Rn-222-Folgeprodukte. Altersgruppe 2–7 Jahre. Bei der Inhalation werden die Lungenabsorptionsklassen F (schnell), M (mittel), S (langsam) unterschieden



oder inhalative Bodenaufnahme und Expositionen durch das Edelgas Radon als unterschiedliche Stoffe im Sinne des Bodenschutzes zu behandeln. Die besondere Stellung von Radon wird auch dadurch deutlich, dass im Unterschied zu anderen Radionukliden das Dosisrisikomodell für Radon aus epidemiologischen Untersuchungen an Bergleuten sowie durch Auswertung von Bevölkerungsstudien zu Radon und Lungenkrebs abgeleitet wurde (z. B. SSK 2008).

Bei der Ableitung von Prüfwerten nach bodenschutzrechtlichen Methoden ist die erhöhte Empfindlichkeit von Kindern im Expositionszeitraum bei der Gefahrenbeurteilung nach § 4 (5) BBodSchV zu beachten (Bachmann et al. 1999). Diese Forderung wurde im Teil 1 dieser Arbeit berücksichtigt, in dem die Dosiskoeffizienten für die Altersgruppe 2–7 a zugrunde gelegt wurden. Diese Koeffizienten decken die nach Bodenschutzrecht relevante Lebenszeit für das Szenario Kinderspielfläche von 1–8 a weitgehend ab. Höhere Dosiskoeffizienten sind für die Altersgruppe 1–2 a anzuwenden, etwas niedrigere Werte für das achte Lebensjahr.

2.2 Bedeutung kanzerogener gegenüber nichtkanzerogener Wirkungen bei der Prüfwertableitung

Von den hier betrachteten Radionukliden kommen alle Tochternuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihen nur in chemisch äußerst geringen Stoffmengen vor. Ihr Stoffmengenanteil an den Gehalten der chemischen Spurenstoffe Blei, Bismut, und Thallium in Böden ist daher vernachlässigbar. Die chemisch-toxische Wirkung dieser Spurenelemente wird daher durch die Radionuklide nicht erhöht. Radionuklide ohne kernphysikalisch stabile Nuklide (Radium, Polonium, Actinium, Protactinium) kommen in sehr geringen Stoffmengen vor. So entspricht 1 Bq/g Ra-226 in Böden

einem Massegehalt von $2,7 \times 10^{-5}$ mg/kg. Für kurzlebigerer Nuklide wie Polonium ist die entsprechende Masse um mehr als drei Größenordnungen kleiner. Eine toxische Wirkung aus chemischen Gründen ist für diese Radionuklide zwar grundsätzlich nicht auszuschließen, wegen der hohen Wirkpotenz der Strahlung je Stoffmenge liegt allerdings das Strahlenrisiko für Krebsinzidenz ausgedrückt als Unit-risk-Wert bei ca. $1 \text{ je } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ Lebenszeitexposition (berechnet für einen Erwachsenen mit 70 kg Körpergewicht und 70 Jahre Lebenszeit) und damit weit über Vergleichswerten anderer anorganischer Spurenelemente (As: $1,8 \times 10^{-3}$ je $\mu\text{g kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$ Lebenszeitexposition, s. Bachmann et al. 1999). Daher sind chemotoxische Wirkungen von Tochternukliden der Uran- und Thoriumzerfallsreihen vernachlässigbar.

Das gilt nicht für die Mutternuklide U-238 und Th-232, die die Hauptkomponente der chemischen Elemente Uran bzw. Thorium bilden. Für diese chemischen Elemente können Prüfwerte aus toxikologischen Betrachtungen abgeleitet werden. Diese Prüfwerte sind aufgrund anderer toxikologischer Endpunkte aber nicht mit den hier abgeleiteten Werten vergleichbar. Für die Bewertung von Bodenkontaminationen ist deshalb zu prüfen und zu entscheiden, welche Bodenkontamination relevanter ist, da sie zu niedrigeren Prüfwerten führt. Das wurde im Fall des hier betrachteten Gebietes in Hannover-List auch ausgeführt; die entsprechenden Ableitungen (Barkowski und Machtolf 2008) sprengen aber den Rahmen der in dieser Arbeit beschriebenen Sachverhalte. Außerdem ist zu beachten, dass Messwerte für den Elementgehalt von Uran im Boden nicht repräsentativ für die Radioaktivität der Uran-Reihe(n) sind, da in der ehemaligen Chemiefabrik offensichtlich Uran chemisch aus den Erzen abgetrennt wurde. Daher dominieren in den Bodenkontaminationen vielfach Radium (Ra-226), teilweise auch Thorium-230 (Th-230) als Radionuklide.

2.3 Normale Expositionen und Hintergrundgehalte

In die Ableitregeln nach BBodSchV gehen Hintergrundwerte zunächst nicht ein. Nach den Ableitungsmethoden der Prüf- und Maßnahmewerte im Bodenschutz (Bachmann et al. 1999) ist daher zu prüfen, ob die formal berechneten Werte bei den üblichen Hintergrundwerten des betrachteten Parameters praktikabel sind. Dabei sind zwei Aspekte zu prüfen und zu bewerten: zum einen die gefahrenbezogene Dosis von 0,125 mSv/a (1 mSv pro 8 Jahren, s. Teil 1) und die normale Exposition durch Ingestion von Nahrung insgesamt (Hintergrundbelastung), zum anderen die rechnerisch abgeleiteten Prüfwerte in ihrem Verhältnis zur natürlichen Konzentration der Schadstoffe im Boden (Hintergrundwerte).

Die normale Exposition durch Ingestion von natürlichen Radionukliden mit der Nahrung (incl. Trinkwasser) wurde von Vahlbruch (2004) abgeschätzt. Für die Altersgruppe der 2–7-Jährigen in Niedersachsen gibt er als Erwartungswert 0,37 mSv/a mit einem 95 %igen Vertrauensbereich von 0,25–0,68 mSv/a an. Diese Werte unterscheiden sich nur unwesentlich von den entsprechenden Werten für Gesamtdeutschland, die mit 0,36 mSv/a (0,25–0,65 mSv/a Vertrauensbereich) angegeben werden. Die Hintergrundbelastung durch die normale Nahrungsaufnahme liegt damit deutlich höher als die gefahrenbezogene Dosis für die Ableitung der Prüfwerte. Da bei kanzerogenen Wirkungen im Bodenschutz genau wie im Strahlenschutz das durch die schädliche Bodenveränderung verursachte zusätzliche Krebsrisiko beurteilt wird, entfällt gemäß Bachmann et al. (1999) die rechnerische Beurteilung der Hintergrundbelastung. Auch bei Stoffen mit lokaler Wirkung auf den Atemtrakt wie dem Radon entfällt nach den Ableitungsmethoden für Prüfwerte im Bodenschutz die Berücksichtigung der Gesamthintergrundbelastung. Als Vergleichswert zur Beurteilung von existierenden Situationen mit altlastenbedingten Strahlenexpositionen ist allerdings die Hintergrundbelastung ein nutzbarer Bezug.

Die Radioaktivität von natürlichen Böden wird durch die Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen U-238 und Th-232 sowie das Radionuklid K-40 bestimmt. Trotz gewisser verwitterungsbedingter Störungen der Aktivitätsgleichgewichte kann für die Zerfallsreihen in guter Näherung von einem Aktivitätsgleichgewicht ausgegangen werden. Das bedeutet, dass in Böden die Aktivität der Tochternuklide wie Ra-226 und Pb-210 in der U-238-Reihe oder Ra-228 und Th-228 in der Th-232-Reihe in erster Näherung der von U-238 bzw. Th-232 entspricht.

Die bereits im Teil 1 zitierten Ergebnisse von Harb (2004), nach denen im norddeutschen Tiefland mit etwa 0,017 Bq/g U-238 und 0,022 Bq/g Th-232 zu rechnen ist, stellen einen hinreichend großen Abstand von Hintergrund und Prüfwert sicher, sodass die Anwendbarkeit der Prüfwerte durch den natürlichen Hintergrund im Gebiet Hannover nicht beein-

trächtig ist. Legt man die Ergebnisse von Utermann et al. (2009) zugrunde, nach denen die aus Sanden gebildeten Böden in Norddeutschland mit Medianwerten von ca. 0,5 mg/kg (0,006 Bq/g U-238) und 90. Perzentilwerten von 0,9 mg/kg (0,010 Bq/g) die niedrigsten Urangehalte deutscher Böden aufweisen, dann ist das Hintergrundniveau für die natürlichen Radionuklide noch niedriger anzusetzen.

Die Summenaktivität U-238 + Th-232 in unkontaminierten Sandböden im Raum Hannover ist damit weit unter dem niedrigsten Prüfwert für Kinderspielplätze zu veranschlagen, der mit 0,2 Bq/g U-238, max + Th-232, max angegeben wird (Tab. 1). Die in Teil 1 abgeleiteten Prüfwerte sind folglich ohne Korrekturen des Hintergrundes verwendbar. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass diese Aussage zunächst nur für Norddeutschland und die dort dominierenden Böden mit geringen Uran- und Thoriumgehalten gilt. Die Böden auf Tongesteinen und sauren Magmatiten des Erzgebirges repräsentieren den oberen Wertebereich in Deutschland und erreichen 90. Perzentilwerte für Uran von 6,2 mg/kg (0,075 Bq/g) (Utermann 2009). Setzt man für diese Böden ähnliche Thoriumaktivitäten wie die von Uran an, so sind Summenaktivitäten von ca. 0,15 Bq/g in unkontaminierten Böden möglich.

2.4 Strahlenschutzfachliche Beurteilungswerte für Radionuklidaktivitäten im Boden

Als primäre Bezugsgröße zur radiologischen Beurteilung einer Situation wird im Strahlenschutz die effektive Dosis benutzt. Diese Dosis ist eine nicht direkt messbare Größe, die aus unterschiedlichen Messgrößen (Umgebungsäquivalentdosis für die äußere Strahlenexposition; Konzentrationen und Aufnahmeraten bei innerer Strahlenexposition) zu ermitteln ist. Als Maßstab zur Beurteilung von Expositionen bei (radiologisch nicht überwachten) Personen der Bevölkerung hat sich eine effektive Dosis von 1 mSv pro Jahr etabliert. Dieser Wert entspricht dem Grenzwert für Personen der Bevölkerung nach Artikel 13 der EU Grundnormen (EURATOM 1996) sowie nach §46 StrlSchV. In Deutschland wurde 1 mSv/a als Dosisrichtwert genutzt, um die Bodenkontaminationen durch den historischen Bergbau und besonders den Uranbergbau zu beurteilen (SSK 1991a,b). Bei einer Überschreitung dieses Wertes wird ein grundsätzlicher Handlungsbedarf zum Schutz der Bevölkerung gesehen.

Der Dosisrichtwert von 1 mSv/a bezieht sich dabei auf eine zusätzliche und kontrollierbare (hier: kontaminationsbedingte) Strahlenexposition. Nicht einzubeziehen in diese Dosis ist die natürliche Strahlenexposition, der alle Personen ausgesetzt sind. Bereits die natürliche externe Strahlenexposition ohne Radionuklid Aufnahme mit Nahrung und ohne Inhalation von Radon liegt für Deutschland bei 0,5–1,2 mSv/a (SSK 2008). Hinzu kommt eine Exposition durch Radon in Höhe von durchschnittlich 1,1 mSv/a und

eine Exposition durch die Nahrung von ca. 0,3 mSv/a (SSK 2008).

Um die Exposition bei bergbaulichen Altlasten realistisch, aber nicht übermäßig konservativ abzuschätzen, wurde eine Berechnungsgrundlage („Berechnungsgrundlagen Bergbau“) entwickelt, die für Altlasten mit gewissen Modifikationen grundsätzlich anwendbar ist (BfS 2010). Allgemeine Prinzipien und Vorgehensweisen zur Ermittlung von Strahlenexpositionen sind sowohl in der Anlage XII Teil D StrlSchV als auch in der nur im Entwurf vorliegenden radiologischen Altlastenverordnung enthalten (StrAV 2005).

Entscheidend ist, dass eine abschließende Beurteilung von existierenden Bodenkontaminationen durch eine Ermittlung der potenziellen Strahlenexposition, die von der Kontamination ausgeht, erfolgen kann. Dieser Gedanke wird in dieser Arbeit zur Ermittlung des Maßnahmebedarfs umgesetzt (s. Teil 3).

Für praktische Überprüfungen anhand von Messwerten wurden für die Beurteilung von Verdachtsflächen Kriterien entwickelt, die trotz abweichender Szenarienannahmen zu grundsätzlich ähnlichen Werten für die Beurteilung von Bodenkontaminationen führen, wie sie im Teil 1 abgeleitet wurden. So hat die SSK auf der Grundlage des Dosisrichtwertes von 1 mSv/a anhand von ODL-Werten und der Aktivitätskonzentrationen von ²²⁶Ra im Untergrund die in Tab. 2 angegebene Vorgehensweise empfohlen.

Auch die Strahlenschutzverordnung (StrlSchV 2001) betrachtet Materialien mit spezifischen Aktivitäten natürlicher Radionuklide von weniger als 0,2 Bq/g als radiologisch unbedenklich und sieht für solche Materialien keinen Bedarf an Strahlenschutzmaßnahmen. Bei spezifischen Aktivitäten über diesem Wert sind die bei einer Sanierung zu entsorgenden Aushubmaterialien als überwachungsbedürftige Rückstände nach § 97 StrlSchV zu klassifizieren. Bei einer Deponierung kleinerer Mengen (weniger als 5000 t/a) müssen aber erst Aushubmaterialien mit spezifischen Aktivitäten über 1 Bq/g durch die Strahlenschutzbehörde entlassen werden (Anlage XII Teil B StrlSchV).

Damit kann eine spezifische Aktivität von 0,2 Bq/g im strahlenschutzrechtlichen Kontext als unterer Beurteilungswert für eine Bodenkontamination angesehen werden. Der im Teil 1 abgeleitete Prüfwert für orale Bodenaufnahme auf Kinderspielflächen nach BBodSchV unterscheidet sich von den

strahlenschutzseitig benutzten Werten durch die eingeschlossene Addition der beiden Zerfallsreihen. Damit kann der Prüfwert je Zerfallsreihe bis auf 0,1 Bq/g reduziert sein. Im Hinblick auf die Funktion des Wertes im bodenschutzrechtlichen Kontext und die ggf. nachgeschaltete Prüfung des Maßnahmebedarfs ist der Wert insgesamt plausibel und praktikabel.

2.5 Strahlenschutzfachliche Beurteilung von Umgebungsstrahlung

Die an jedem Ort der Erdoberfläche messbare Umgebungsstrahlung besteht aus der kosmischen Strahlung und der Bodenstrahlung (terrestrische Strahlung). Die zugehörige Messgröße ist die Umgebungsäquivalentdosisleistung, meist als Ortsdosisleistung (ODL) bezeichnet. Sie wird mit einem bundesweiten Messnetz (IMIS) permanent gemessen. Histogramme der ODL von Messstationen in Nord- und Süddeutschland zeigt Abb. 2. Danach reicht der natürliche Schwankungsbereich der ODL in Norddeutschland von ca. 60 nSv/h bis 120 nSv/h. Für sieben Messstationen im direkten Umkreis von Hannover wurden Werte von 65 nSv/h bis 90 nSv/h ermittelt.

Von Gellermann (2010) wurde allerdings gezeigt, dass die ODL in Städten, bedingt durch das beim Straßen- und Wegebau benutzte Material, stellenweise deutlich höher liegt. Als oberer Normalbereich der ODL in urbanen Verkehrsflächen wird ein Wert von 300 nSv/h benannt (Gellermann 2010). Dieser Wert wird allerdings nicht statistisch begründet, sondern ergibt sich aus den in vielen deutschen Städten, auch in Hannover, anzutreffenden Schlackesteinen als Straßenpflaster. Der ODL-Wert von 300 nSv/h wurde auch von der SSK (1991b) als Zielwert für die Begrenzung

Tab. 2 Empfehlung der SSK zur Folgenutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen (SSK 1991a)

²²⁶ Ra ≤ 0,20 Bq/g	Uneingeschränkte Nutzung
0,20 Bq/g < ²²⁶ Ra ≤ 1,0 Bq/g	Land- und forstwirtschaftliche Nutzung sowie gewerbliche Nutzung sind eingeschränkt. Boden ist ggf. abzudecken, um ODL auf unter 300 nSv/h zu reduzieren
²²⁶ Ra ≥ 1,0 Bq/g	Standortspezifische Untersuchungen erforderlich

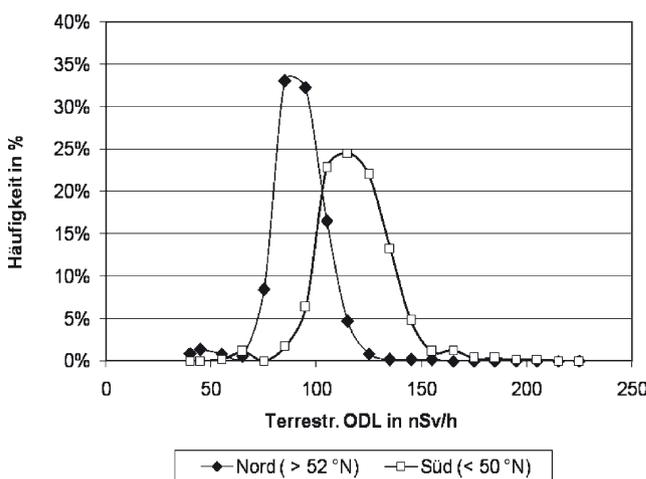


Abb. 2 Histogramme der IMIS-Daten der Ortsdosisleistung (ODL) in Norddeutschland (Gebiete nördlich 52° N) und Süddeutschland (Gebiete südlich 50° N). Die kosmische Strahlung wurde einheitlich mit 40 nSv/h angenommen

der ODL in Parkanlagen vorgeschlagen. Er wurde im Teil 1 benutzt, um die Zusatzexposition auf kleineren Flächen im öffentlichen Raum abzugrenzen. Unter Einrechnung dieses oberen Normalbereiches wird der Prüfwert für die externe Strahlenexposition mit 500 nSv/h auf einen Wert gelegt, der eine praktikable Abgrenzung von auffälligen Kontaminationen gestattet.

2.6 Radon

Die inhalative Schadstoffaufnahme über die Raumluft ist gemäß Bachmann et al. (1999) als Expositionspfad in kontaminierten Bereichen mit hohen Konzentrationen leichtflüchtiger Stoffe in der Bodenluft in der Altlastenbewertung zu beachten. Das Edelgas Radon (hauptsächlich Rn-222) ist ein solcher leichtflüchtiger Stoff, der vom Boden über die Bodenluft in Raumluft übergeht. Es ist erwiesenermaßen kanzerogen, sodass mittlere Radonkonzentrationen in Wohnräumen unter 100 Bq/m³ als Zielwert empfohlen werden (BMU 2004). Die Konzentrationen von Radon in Wohnungen in der Stadt Hannover liegen bei etwa 50 Bq/m³, Werte über 100 Bq/m³ sind möglich, aber selten (BfS 2008).

Für die Beurteilung der Radonkonzentration in Wohnungen haben die EU (EURATOM 1990) und die SSK (SSK 1994) Empfehlungen ausgesprochen. Alle diese Empfehlungen dienen dem Schutz der menschlichen Gesundheit bei erhöhten Radonkonzentrationen in Wohnungen. Sie sind aber keine geeigneten Prüfwerte im bodenschutzrechtlichen Sinne, da sie weder einen Bezug zu Bodenkontaminationen enthalten noch als Zusatzexposition aus einer derartigen Kontamination in Bezug zum Hintergrund definiert sind.

Aus diesem Grunde wurde versucht, für ein im Untersuchungsgebiet Hannover-List relevantes Szenario, den Aufenthalt in Kellerräumen, einen bodenschutzrechtlich verwendbaren Prüfwert abzuleiten. Da unabhängig erhobene Angaben zu den Aufenthaltszeiten in Kellern von Wohngebäuden nicht verfügbar waren, mussten Annahmen getroffen werden. Dabei wurde bewusst auf übermäßige Konservativität verzichtet. Das bodenschutzrechtlich etablierte Niveau der tolerablen/akzeptablen Risiken führt bei einer lebenslangen Exposition zu sehr niedrigen Radonkonzentrationen von ca. 60 Bq/m³ als Unbedenklichkeitsschwelle. Da derartig geringe Konzentrationen völlig im Bereich der natürlichen Radonkonzentrationen in Kellern liegen, sind die rechnerisch ableitbaren Werte nur als Zusatzbelastung zu einem allgemeinen Konzentrationsniveau anwendbar. Das wurde bei der Festlegung des Prüfwertes berücksichtigt.

3 Schlussfolgerungen

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass die im Teil 1 abgeleiteten Prüfwerte für radioaktive Bodenkontaminationen den

Anforderungen der bodenschutzrechtlichen Berechnungsgrundlagen nach Plausibilität und Praktikabilität genügen. Die epidemiologischen Grundlagen für die Behandlung ionisierender Strahlung sind hinreichend fundiert und die Prüfwerte berücksichtigen die regionalen Hintergrundwerte.

Das aus einem kontaminierten Boden freigesetzte Radon unterscheidet sich im Endpunkt der kanzerogenen Wirkungen (Atemtrakt, Lunge) von oraler oder inhalativer Exposition durch Bodenpartikel und ist daher als eigenständige Noxe zu betrachten.

Eine Übertragung der im Teil 1 abgeleiteten Prüfwerte auf andere Standortbedingungen muss berücksichtigen, dass der Standort Hannover in einem Gebiet niedriger natürlicher Radioaktivität liegt. Daher ist eine Anwendung der von uns erhaltenen Werte in ganz Deutschland zumindest bei den Prüfwerten für die Radonkonzentration in Kellern nicht ohne weiteres möglich.

Obwohl der Risikobezug als primärer Maßstab im Strahlenschutz und im Bodenschutz sehr unterschiedlich ausfällt, können plausible und praktikable Prüfwerte für radioaktive Bodenkontaminationen abgeleitet werden. Grund für die letztlich vergleichbaren Resultate ist die notwendige Einheit von Wert – hier Prüfwert – und die zu seiner Überprüfung im Einzelfall anzuwendenden Methoden. Damit wird im Ergebnis das Schutzgut menschliche Gesundheit im Strahlenschutz und Bodenschutz vergleichbar geschützt.

Danksagung Die vorliegende Arbeit entstand aus den von der Region Hannover geleiteten und finanzierten Untersuchungen an radiologischen Altlasten im Stadtgebiet Hannover. Für die zahlreichen Anregungen, die uns bei dieser Untersuchung von vielen Beteiligten zuzugingen, möchten wir uns hiermit bedanken. Spezieller Dank gilt Herrn Dr. Stölker (BfS Freiburg) für die Überlassung von IMIS-Daten.

Literatur

- Bachmann G et al. (1999) Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten. Umweltbundesamt. Erich Schmidt, Berlin
- Barkowski D, Machtolf M (2008) Machbarkeitsstudie zur Verknüpfung der Bewertung radiologischer und chemisch-toxischer Wirkungen. Unveröffentl. Gutachten im Auftrag der Region Hannover, IfUA Bielefeld
- BBodSchG (1998) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz) vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502)
- BBodSchV (1999) Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 – BGBl 1999 Teil I Nr. 36; Bonn 16. Juli 1999
- BfS (2008) Radonvergleichswerte für Hannover. Schreiben des Bundesamts für Strahlenschutz (Dr. K. Gehrcke) an das Niedersächs. Landesgesundheitsamt (Herrn H. Grams) vom 30. 7. 2008 (unveröffentl.)
- BfS (2010) Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge kontaminationsbedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen – Bergbau)
- BMU (2004) Merkblätter Radon. Broschüre des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- Bundesanzeiger (2001) Dosiskoeffizienten bei äußerer und innerer Strahlenexposition. Bundesanzeiger Nr. 160a und b vom 28.08.2001, Teil II

- EURATOM (1990) Empfehlung 90/143/EURATOM. Empfehlung der Kommission vom 21.2.1990 zum Schutz der Bevölkerung vor Radonexpositionen innerhalb von Gebäuden
- EURATOM (1996) 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 ionisierender Strahlungen. ABl. EG vom 29.6.1996, L159/1
- Gellermann R (2010) Die Welt in der wir wirklich leben – brauchen wir eine urbane Radioökologie? In: Natürliche und künstliche Radionuklide in unserer Umwelt. 42. Jahrestagung des FS. TÜV Rheinland, Köln
- Gellermann R, Günther P, Evers B (2010) Beurteilung von Bodenkontaminationen mit Radioaktivität im Gebiet Hannover-List nach Maßstäben und Ansätzen der BBodSchV. Teil 1: Ableitung von Prüfwerten. *Umweltwiss Schadst Forsch* 22:116–122
- Harb SRM (2004) On the human radiation exposure as derived from the analysis of natural and man-made radionuclides in soils. Dissertation, Universität Hannover
- ICRP (1989) Age-Dependant Doses from Intakes of Radionuclides: Part 1, ICRP Publication 56. Pergamon Press
- ICRP (2007) The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37
- Jacob P, Pröhl G, Schneider K, Voß J-U (1997) Machbarkeitsstudie zur Verknüpfung der Bewertung radiologischer und chemisch-toxischer Wirkungen von Altlasten. Forschungsbericht 203 40 814/01 und 02. UBA-FB 97-070. Veröffentlicht als: UBA Texte 43/97, Umweltbundesamt Berlin
- Preston DL, Ron E, Touora S, Funamoto S, Nishi N, Soda M, Mabuchi K, Kodama K (2007) Solid cancer incidence in atomic bomb survivors: 1958–1998. *Rad Res* 168:1–64
- SSK (1991a) Strahlenschutzkommission (SSK): Strahlenschutzgrundsätze bei der Freigabe von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zur industriellen Nutzung; Verabschiedet auf der 104. Sitzung am 27./28.6.1991. BAnz. Nr. 156 vom 22.8.1991
- SSK (1991b) Strahlenschutzgrundsätze für die Nutzung von durch den Uranbergbau kontaminierten Flächen zu forst- und landwirtschaftlichen Zwecken sowie als Grünanlage (Parkanlage) und Wohngebiet; Stellungnahme der Strahlenschutzkommission., Verabschiedet auf der 105. Sitzung am 7./8.10.1991. BAnz. Nr. 227 vom 7.12.1991
- SSK (1994) Strahlenschutzgrundsätze zur Begrenzung der Strahlenexposition durch Radon und seine Zerfallsprodukte in Gebäuden. Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission, Bd 36
- SSK (Strahlenschutzkommission) (2006) Comments on the 2006 Draft of the ICRP Recommendations. Stellungnahme der Strahlenschutzkommission vom 6.9.2006
- SSK (Strahlenschutzkommission) (2008) Einfluss der natürlichen Strahlenexposition auf die Krebsentstehung. Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission, Bd 62. Hoffmann, Berlin
- StrAV (2005) Arbeitsentwurf Strahlenschutz – Altlastenverordnung Stand 21.3.2005. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS)
- StrlSchV (2001) Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz vom 20.7.2001, Artikel 1: Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV). BGBl. I, Nr. 38, S. 1714, Bonn, 26. Juli 2001
- Utermann J, Duijnisveld WHM, Godbersen L, Fuchs M (2009) Uran in Böden und Sickerwässern – gibt es Indizien für eine Phosphordüngerbürtige Uran-Anreicherung? Jahrestagung der DBG: Böden – eine endliche Ressource. Berichte der DBG, Bonn
- Vahlbruch J-W (2004) Über den Transfer von natürlichen Radionukliden in terrestrischen Ökosystemen und die realistische Modellierung der natürlichen Strahlenexposition in Norddeutschland. Dissertation, ZSR Hannover