



Strahlenschutzkommission

Geschäftsstelle der
Strahlenschutzkommission
Postfach 12 06 29
D-53048 Bonn
<http://www.ssk.de>

Radon-Dosiskoeffizienten für berufliche Expositionen
Empfehlung der Strahlenschutzkommission

Verabschiedet in der 341. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 02./03. Februar 2026

Vorwort

Für berufliche Expositionen wurden mit der ICRP-Publikation 137 im Jahr 2017 (ICRP 2017) neue Radon-Dosiskoeffizienten veröffentlicht, die insbesondere auf biokinetischen und dosimetrischen Modellen basieren. Gestützt auf die Empfehlung „Radon-Dosiskoeffizienten“ der Strahlenschutzkommission (SSK) vom Dezember 2017 (SSK 2017) sind die damals neuen Dosiskoeffizienten gemäß der ICRP-Publikation 137 bisher nicht im deutschen Strahlenschutzrecht für Arbeitsplätze umgesetzt worden, da Bedenken hinsichtlich der Herleitung der von der ICRP empfohlenen Werte und hinsichtlich der behördlichen Umsetzung bestanden. Aufgrund der Empfehlung zur Übernahme der Dosiskoeffizienten durch die „Group of Experts referred to in Article 31 of the Euratom Treaty“ und durch die EU-Kommission sieht sich der Gesetzgeber in Deutschland veranlasst, sich erneut mit dieser Thematik auseinanderzusetzen.

Vor diesem Hintergrund hat das Bundesumweltministerium die SSK am 6. Dezember 2023 beauftragt, eine Stellungnahme zur Anwendbarkeit der neuen Radon-Dosiskoeffizienten gemäß der ICRP-Publikation 137 zu erarbeiten und die Folgen für den beruflichen Radonschutz unter Berücksichtigung wesentlicher Aspekte zu bewerten. Die hierfür einberufene Arbeitsgruppe setzte sich aus den folgenden Mitgliedern zusammen:

- Prof. Dr. Joachim Breckow, Vorsitzender der Arbeitsgruppe
- Dr. Andreas Maier
- Dr. Fabio Barazza
- Dr. Klaus Flesch
- Prof. Dr. Claudia Fournier
- Dr. Valeria Gruber
- Johanna Pehlivan, M.Sc.
- Dipl.-Phys. Jens Regner
- Prof. Dr. Clemens Walther
- Prof. Dr. Friedo Zölzer

Wir danken dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) für die Bereitstellung umfangreicher Fachinformationen und fachlicher Unterstützung.

Bonn, im Februar 2026

Prof. Dr. Joachim Breckow
Vorsitzender der Arbeitsgruppe
„Radon-Dosiskoeffizienten für
berufliche Expositionen“

Prof. Dr. Ursula Nestle
Vorsitzende der
Strahlenschutzkommission

INHALT

1	Einleitung.....	5
2	Stellungnahme und Empfehlungen	8
3	Beantwortung der Fragen aus dem Beratungsauftrag	12
3.1	Arbeitsplatzkategorien und Einfluss der Atemrate	12
3.2	Partikelgröße, Partikelverteilung	13
3.3	Epidemiologische Studien	14
3.4	Übertragung auf andere Arbeitsbereiche.....	15
3.5	Stufenmodell im Radonschutz	16
4	Wissenschaftliche Begründung	17
4.1	Grundlagen zum Beratungsauftrag.....	17
4.1.1	Radon und seine kurzlebigen Zerfallsprodukte	17
4.1.2	Expositionsgrößen der Radon-Zerfallsprodukte und Gleichgewichtsfaktor	20
4.1.2.1	Ableitung des Gleichgewichtsfaktors F aus der potenziellen Alpha-Energiekonzentration	20
4.1.2.2	Ableitung von Radon-Dosiskoeffizienten.....	23
4.1.3	Anatomische und physiologische Grundlagen für die Definition des Referenzarbeiters gemäß ICRP.....	24
4.1.3.1	Historischer Hintergrund der Referenzindividuen	24
4.1.3.2	Definition und Bedeutung des Referenzarbeiters	25
4.1.3.3	Atemphysiologische Parameter.....	26
4.1.3.4	Werte für die Atemrate des Referenzarbeiters	27
4.1.3.5	Einfluss der respiratorischen/ atemphysiologischen Parameter auf die Dosisberechnung	28
4.1.4	Parameter der Expositionsumgebung und ihre Wirkung auf die Radon-Exposition.....	30
4.1.5	Begründung für die Änderung der Radon-Dosiskoeffizienten in der ICRP-Publikation 137	32
4.2	Wissenschaftliche Begründung zur Beantwortung der Fragen des Beratungsauftrags	35
4.2.1	Arbeitsplatzkategorien und Einfluss der Atemrate.....	35
4.2.2	Partikelgröße, Partikelverteilung	37
4.2.2.1	Einleitung	37
4.2.2.2	Human Respiratory Tract Model, HRTM	37
4.2.2.3	Dosiskoeffizienten.....	41
4.2.2.4	Dosisbestimmung laut ICRP-Publikation 137	42
4.2.3	Epidemiologische Studien	42
4.2.4	Übertragung auf andere Arbeitsbereiche	45
4.2.4.1	(Internationale) Stellungnahmen und Sichtweisen.....	46

4.2.4.2	Situation in anderen europäischen Ländern	48
4.2.4.3	Zur Radonmessung und Dosisabschätzung/-ermittlung verpflichtete Arbeitsplätze in Deutschland.....	54
4.2.5	Stufenmodell im Radonschutz	58
4.3	Grundsätzliches zur Radon-Dosiskonversion	63
4.3.1	Die Situation für Radon.....	64
4.3.2	Die Besonderheit der Radon-Dosisbestimmung	65
4.3.3	Lösungsweg	67
4.3.3.1	Arbeitsplatzkategorien und Aktivitätskonzentrationen	67
4.3.3.2	Risikobezug des Stufenmodells	68
4.3.4	Änderung des Strahlungs-Wichtungsfaktors für Radon	71
4.3.5	Mögliche Auswirkungen und Konsequenzen bei Umsetzung der Empfehlung	74
4.3.5.1	Alternative Vorgehensweisen.....	75
5	Literatur	77
6	Abkürzungsverzeichnis.....	89
7	Begriffserklärung	90

1 Einleitung

Generell sieht das Konzept des Strahlenschutzes vor, die Wirkungen von ionisierender Strahlung aufgrund unterschiedlicher innerer oder externer Strahlenexposition durch Angabe der dadurch verursachten Dosis, insbesondere der effektiven Dosis, vergleichbar zu machen. Liegen bei inneren Expositionen Angaben zu den Aktivitätsverteilungen bestimmter Radionuklide im Körper vor, so müssen diese mittels sogenannter Dosiskoeffizienten in eine (effektive) Dosis umgerechnet werden (ICRP 2010).

In Bezug auf die Exposition durch Radon hat sich die International Commission on Radiological Protection (ICRP) in verschiedenen Publikationen mit der Umrechnung von Radon-Expositionsgrößen, z. B. von einer Radon-Aktivitätskonzentration (in Einheiten von Bq m^{-3}) oder einer Kumulierten Radon-Aktivitätskonzentration (in Einheiten von Bq h m^{-3}) in eine effektive Dosis (in Einheiten von mSv) beschäftigt und leitet daraus sogenannte Radon-Dosiskoeffizienten (RDC) ab. Im deutschen Strahlenschutzrecht (StrlSchV 2018) ist ein RDC implementiert, der auf die ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993) zurückgeht. Seither hat die ICRP eine Reihe von weiteren Publikationen zum Thema RDC veröffentlicht, vor allem die ICRP-Publikation 115 aus dem Jahr 2010 (ICRP 2010), die ICRP-Publikation 126 aus 2014 (ICRP 2014) und die ICRP-Publikation 137 aus 2017 (ICRP 2017). Insbesondere die Dosiskoeffizienten aus der ICRP-Publikation 137 binden sich in ein generelles Verfahren für die Dosisberechnung bei beruflicher innerer Exposition durch inkorporierte Radionuklide ein, das in einer Serie von fünf Publikationen für nahezu alle relevanten Radionuklide vorgestellt wurde (ICRP 2015, ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019, ICRP 2022). In die Berechnungen dieser Dosiskoeffizienten gehen zahlreiche Inkorporationsparameter, diverse biokinetische Modelle und viele weitere Annahmen zu den jeweiligen Stoffwechselvorgängen ein.

Die ICRP-Publikation 137 führt im Vergleich zur ICRP-Publikation 65, der bisherigen Grundlage im deutschen Recht, etwa zu einer Verdopplung des Radon-222-Dosiskoeffizienten. International wird unterschiedlich bei der Berechnung der durch Radon¹ verursachten effektiven Dosis umgegangen. Während eine Reihe von Ländern die neuen ICRP-Werte übernommen haben, ist in Deutschland der in der Anlage 18 Teil B Nr. 3 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV 2018) für die auf den Arbeitsplatz bezogene Expositionsabschätzung anzuwendende RDC unverändert geblieben. Aufgrund der allgemeinen Tendenz im Strahlenschutz, den ICRP-Empfehlungen grundsätzlich zu folgen, sieht der deutsche Gesetz- und Verordnungsgeber Handlungsbedarf. Aktuell wird der Handlungsdruck noch durch die Empfehlung 2024/440 der Europäischen Kommission (EC 2024) erhöht, in der sie den Mitgliedstaaten empfiehlt, für die Schätzung der effektiven Dosis und der Äquivalentdosis aus interner Exposition im Sinne der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014) die Dosiskoeffizienten aus der OIR-Reihe (Occupational Intakes of Radionuclides) zu verwenden (ICRP 2015, ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019, ICRP 2022). Eine Übernahme der ICRP-Werte für Radon würde jedoch sowohl Fragen hinsichtlich der praktischen Umsetzung aufwerfen als auch prinzipielle Überlegungen und konzeptionelle Schwierigkeiten berühren. Auf einige davon hatte die SSK bereits in einer Empfehlung aus dem Jahr 2017 (SSK 2017) hingewiesen, in der sie dafür plädierte, den damals in der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) festgelegten Wert weiterhin beizubehalten.

Vor diesem Hintergrund erteilte das Bundesumweltministerium der SSK den Beratungsauftrag vom 6. Dezember 2023 mit folgendem Wortlaut:

¹ Wenn nicht anders vermerkt, ist im weiteren Text mit dem Begriff „Radon“ stets das Radionuklid Radon-222 gemeint.

„Für berufliche Expositionen wurden mit dem ICRP-Bericht 137 im Jahr 2018 neue Radon Dosiskoeffizienten (RDC) veröffentlicht, die erstmals auf biokinetischen und dosimetrischen Modellen basieren. Gestützt auf die Empfehlung ‚Radon-Dosiskoeffizienten‘ der SSK vom Dezember 2017 wurden die RDC des ICRP-Berichtes 137 für Arbeitsplätze noch nicht im deutschen Strahlenschutzrecht angewendet. Eine Forderung zur Übernahme der Dosiskoeffizienten des ICRP-Berichtes 137 seitens der ‚Group of Experts referred to in Article 31 of the Euratom Treaty‘, sowie ein international inzwischen fortgeschrittener Stand der Umsetzung, erhöhen den Druck auf Deutschland die RDC für Arbeitsplätze formal umzusetzen. Die Anwendung der im ICRP-Bericht 137 vorgeschlagenen Dosiskoeffizienten für Arbeitsplätze wirft aus fachlicher Sicht erhebliche Schwierigkeiten und insbesondere folgende Fragen auf:

- Wie ist das methodisch abweichende Vorgehen zur Dosiskonversion bei Radon bezogen auf differenzierte Arbeitsplatzkategorien und neue Klassen von Arbeitern mit reduzierten Atemraten gegenüber der etablierten Vorgehensweise im Strahlenschutz sowie im allgemeinen Arbeitsschutz mit Nutzung eines Referenzarbeiters bei anderen Radionukliden zu bewerten? Wie könnte eine Zusammenführung von Inhalationsdosen von Radon sowie weiterer Radionuklide für einen Arbeitsplatz trotz verschiedener Atemraten sinnvoll gelingen und begründet werden?
- Im biokinetisch-dosimetrischen Ansatz werden Annahmen über die Partikelverteilung der Radonzerfallsprodukte am Arbeitsplatz getroffen. Die Berechnungen zeigen, dass Radonzerfallsprodukte im Größenbereich von wenigen Nanometern einen erheblichen Beitrag zur effektiven Dosis verursachen, was zu unterschiedlichen Dosiskoeffizienten für Arbeitsplätze in Innenräumen und Schauhöhlen gegenüber untertägigen Bergwerken führt. Ist aus Sicht der SSK die wissenschaftliche Datenlage zur dosimetrischen Wirkung von Radonzerfallsprodukten verschiedener Partikelgrößen ausreichend belastbar, um unterschiedliche Dosiskonversionsfaktoren an verschiedenen Arbeitsplätzen zu rechtfertigen?
- Welche Schlussfolgerungen können aus neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen, insbesondere der ‚Pooled Uranium Miners Analysis‘ PUMA-Studie, hinsichtlich des mit ICRP-Bericht 137 unterstellten Lebenszeitriskos (LEAR) gezogen werden?
- Eine Umsetzungsvariante in europäischen Staaten ist die Anwendung des mit ICRP-Bericht 137 empfohlenen Dosiskoeffizienten von $3 \text{ mSv/mJ h m}^{-3}$, abgeleitet aus der Berechnung für Personen mit überwiegend sitzender Arbeit, auch für andere, oder sogar alle Arbeitsplätze. Kann bei einem ähnlichen Vorgehen in Deutschland unter Berücksichtigung aller Unsicherheiten bei der Dosisermittlung für Radon und dem in Deutschland verankerten Stufenkonzept ein ausreichend konservatives Schutzniveau aller Betroffenen erreicht werden?
- Das im Strahlenschutzrecht hinterlegte Stufenmodell hat zum Ziel, einen ausreichenden Schutz vor Radon für Arbeitskräfte einschließlich der Einhaltung der Jahresgrenzwerte bei beruflicher Exposition zu gewährleisten. Wie kann aus Sicht der SSK ein ausreichender Strahlenschutz an Arbeitsplätzen sichergestellt werden in Situationen, in denen eine Radon Aktivitätskonzentration von 300 Bq/m^3 nicht überschritten wird, die effektive Dosis jedoch aus Sicht des beruflichen Strahlenschutzes nicht vernachlässigbar ist, da z. B. eine effektive Dosis von 6 mSv im Jahr überschritten wird? Die Situation von Personen unter 18 Jahren (Auszubildende) und der für sie geltende Grenzwert von 1 mSv , mit Zulassung der zuständigen Behörde maximal 6 mSv im Kalenderjahr, soll hier ebenfalls berücksichtigt werden.

Ich bitte die Strahlenschutzkommission um eine Stellungnahme zur Anwendbarkeit der im ICRP-Bericht 137 vorgeschlagenen Dosiskoeffizienten für den Schutz vor Radon am Arbeitsplatz und um Bewertung der Folgen für den Schutz bei beruflicher Exposition unter Einbeziehung der o. a. Fragestellungen.“

Die Beantwortung dieser Fragen erfolgt in Kapitel 3 dieser Empfehlung und wird in Kapitel 4 wissenschaftlich begründet.

Bei der Beantwortung der Fragen aus dem Beratungsauftrag bleiben jedoch aus Sicht der SSK ungelöste Probleme bestehen und eine befriedigende Beantwortung gelingt nur vordergründig und nicht grundsätzlich.

Daher sah sich die SSK veranlasst, die im Zusammenhang mit der Radon-Dosiskonversion auftretenden Probleme grundlegender und konzeptioneller Natur zu benennen und die damit zusammenhängenden Strahlenschutzgrundsätze zu diskutieren. Im Rahmen der kontroversen Diskussionen konnte aufgrund der Komplexität des Themas und der Vielzahl möglicher Konsequenzen keine in allen Punkten einheitliche Position erarbeitet werden. Die hier formulierten Empfehlungen beruhen daher auf der Einschätzung der Mehrheit der Mitglieder. Dabei waren sich alle Beteiligten einig, dass unterschiedliche Einschätzungen möglich sind und wissenschaftlich begründet werden können. Der Disput war eher konzeptioneller Natur, d. h. es wurden unterschiedliche Meinungen darüber vertreten, ob und in welchem Maße der deutsche Strahlenschutz von den internationalen Empfehlungen abweichen könnte und sollte. So werden im Folgenden verschiedene Optionen angesprochen, und es besteht die Hoffnung, dass sich dieses Vorgehen für die weitere Diskussion, auch auf internationaler Ebene, als nützlich erweist.

Nach Ansicht der SSK ist die wissenschaftliche Evidenz für die Einführung neuer Radondosis-koeffizienten nicht als eindeutig zu bewerten. Ein epidemiologischer Ansatz könnte in der Verwendung eine sinnvolle Alternative für den Strahlenschutz im Bereich der Radon-Exposition bieten. Für den Strahlenschutz in diesem Sinne sind Bestimmungen und Dokumentationen der Radon-Aktivitätskonzentrationen notwendig. Dies kann messtechnisch sehr sicher dargestellt werden. Eine Dokumentation und Verwendung der Aktivitätskonzentration als Schutzgröße entspricht jedoch nicht dem von der ICRP vorgeschlagenem internationalen Konzept. Um hier nicht aus dem internationalen Konsens zum Strahlenschutz auszuscheren und eine internationale Vergleichbarkeit zu gewährleisten, kann eine auf dem epidemiologischen Ansatz beruhende Bestimmung eines dosisäquivalenten Risikoschätzers eingeführt werden.

Dieser Risikoschätzer wäre damit für Studien, Vergleichszwecke und im Fall gemischter Expositionen mit einer effektiven Dosis gleichzusetzen. Mögliche risikomodifizierende Faktoren, wie zum Beispiel die körperliche Aktivität während der Radon-Exposition, blieben aufgrund fehlender Evidenz unberücksichtigt.

Aus diesen Überlegungen heraus geht die SSK über die ausschließliche Behandlung des Beratungsauftrags hinaus und formuliert weiterführende Empfehlungen, in denen Wege aufgezeigt werden, wie Radonschutz in konsequenter Fortführung des bereits in der bestehenden deutschen Strahlenschutzgesetzgebung implementierten Verfahrens angemessen umgesetzt werden kann. Diese Empfehlungen werden in Kapitel 2 des vorliegenden Dokuments ausgeführt.

Der Stichtag des vorliegenden Papiers für die berücksichtigte Datenlage und Literatur ist der 31. Dezember 2024.

2 Stellungnahme und Empfehlungen

Aufgabe des Strahlenschutzes ist die Begrenzung des mit der Strahlung assoziierten Risikos, welches gemeinhin durch die effektive Dosis ausgedrückt wird. Hier wird eine Organdosis über das Detriment mit einem bestimmten Lebenszeitrisko für Krebserkrankungen verknüpft. Im Falle interner Exposition, z. B. durch Radon und seine Folgeprodukte, erfolgt gegenwärtig über einen Radon-Dosiskoeffizienten die Verknüpfung einer gegebenen Kumulierten Radon-Aktivitätskonzentration mit der effektiven Dosis, und damit indirekt dem Risiko.

Zur Abschätzung der effektiven Dosis und der Äquivalentdosis aus interner Exposition, befürwortet die EU-Kommission gemäß Empfehlung Euratom 2024/440 (EC 2024) bei der Übernahme in nationales Recht für die Schätzung der effektiven Dosis und der Äquivalentdosis aus interner Exposition im Sinne der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014) die Verwendung der ICRP-Publikationen zu berufsbedingten Aufnahmen von Radionukliden aus der OIR-Reihe (Occupational Intakes of Radionuclides) (ICRP 2015, ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019, ICRP 2022) und aller darin enthaltenen Dosiskoeffizienten. In Bezug auf die Exposition mit Radon ist dies insbesondere die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017). Diese berechnet unter Verwendung dosimetrischer und biokinetischer Modelle und Referenzannahmen zur Aerosolcharakteristik (bspw. einem $F = 0,2$) für Referenzarbeiter in Bergwerken einen RDC von $3,3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$.

Dieser RDC wird gestützt durch einen früher von ICRP verfolgten sogenannten epidemiologischen Ansatz, der bei einem Risikokoeffizienten von $F \cdot 8 \cdot 10^{-4}/(\text{MBq h m}^{-3})$ und Berücksichtigung des Detriments für eine erwachsene Bevölkerung aus der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) ebenfalls einen RDC von $3,3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ abschätzt. Mit definierten Referenzannahmen werden für Referenzarbeiter in Innenräumen bzw. in Schauhöhlen verschiedene RDC abgeschätzt, und zwar $5,7 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ bzw. $6,7 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$. Für diese Referenzarbeiter wird sowohl für Innenräume als auch für Schauhöhlen eine Atemrate von $1,2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ definiert; dies entspricht einem Aktivitätsmuster von 2,5 h sitzender und 5,5 h leichter körperlicher Tätigkeit.

Die zugrundeliegende Atemrate ist mit gemessenen Atemraten von Bergarbeitern vergleichbar und es wird angenommen, dass sie die Atemraten von Büroarbeitenden beträchtlich überschätzt. Mit einer auf Messwerten beruhenden realistischeren Atemrate wurde für hauptsächlich sitzende Tätigkeiten ein RDC von $4 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ abgeschätzt.

Basierend auf den genannten abgeschätzten RDC, wird in der ICRP-Publikation 137 zur Vereinfachung die Verwendung von nur zwei RDC-Werten empfohlen:

- Für Bergwerke und die meisten Arbeiten in Innenräumen: $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$.
- Für körperliche Tätigkeit in Innenräumen, die den Referenzarbeitern entspricht, und für Tätigkeit in Schauhöhlen: $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$.

Gegenüber den bisher laut StrlSchV (2018) geltenden RDC von $1,4 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ bedeutet dies eine annähernde Verdopplung bzw. Vervielfachung. Das für eine bestimmte Exposition vorhergesagte Risiko wäre somit 2- bis 4-mal so hoch wie bisher angenommen und in der Strahlenschutzgesetzgebung verankert.

Eine Übernahme der Empfehlung der ICRP-Publikation 137 würde folgende Fragen aufwerfen:

- **Stützen epidemiologische Daten die Annahme eines höheren Risikos als bisher angenommen?** Das angenommene Risiko in der ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993) ist niedriger als es die aktuelle, erweiterte PUMA-Studie (Kreuzer et al. 2024) nahelegt (Lebenszeitrisko für Lungenkrebsmortalität pro Kumulierter Radon-Akti-

vitätskonzentration, $LEAR/P_A$ beträgt $F \cdot 8,5 \cdot 10^{-4}/(\text{MBq h m}^{-3})$), wobei die Ergebnisse darauf hindeuten, dass vor allem bei niedrigeren Expositionen das Risiko noch höher ist.

- **Sind die dosimetrischen und biokinetischen Modelle ausreichend belastbar?**
Diese Modelle beinhalten eine Vielzahl von Annahmen und Parametern mit entsprechenden Unsicherheitsfaktoren. Bedeutende Faktoren für die aus der Exposition resultierende Lungendosis sind u. a. Partikelgrößenverteilung, Anteil unangelaugter Zerfallsprodukte, Gleichgewichtsfaktor sowie Atemrate. Für die Situation der Bergarbeiter kann über den sogenannten epidemiologischen Ansatz eine Überprüfung der Plausibilität erfolgen, für die anderen Arbeitsplatzsituationen gibt es dafür keine ausreichenden epidemiologischen Daten. Die unterschiedlichen Expositionsbedingungen werden über die Referenzannahmen nur teilweise berücksichtigt. Eine weitergehende Individualisierung anhand der Expositionsbedingungen ist aufgrund der großen Unsicherheiten nicht sinnvoll und auch zu aufwändig. Es ist nachvollziehbar, dass für überwiegend sitzende Tätigkeiten die Annahme einer niedrigeren Atemrate als beim Referenzarbeiter sinnvoll ist, zumal sich mittlere Atemraten relativ problemlos überprüfen lassen.
- **Ist die hier erstmalige Einführung verschiedener Arbeitsplatzklassen sinnvoll?**
Mit definierten Referenzannahmen zur Aerosolcharakteristik ist ein gleicher RDC für Bergarbeiter und Innenraumbeschäftigte mit sitzender Tätigkeit vertretbar. Letztere machen vermutlich den größten Teil der Beschäftigten in Kellern und Erdgeschoss der Radonvorsorgegebiete aus. Probleme könnten sich theoretisch ergeben, wenn diese zusätzlich mit anderen Radionukliden exponiert würden, für deren Risikoabschätzung die Annahme der Referenzarbeiter gilt. Allerdings ist nicht anzunehmen, dass eine solche Mehrfachexposition für Beschäftigte mit sitzenden Tätigkeiten in Radonvorsorgegebieten in größerer Anzahl realistischerweise auftritt.

Was die Annahme einer zweiten Arbeitsplatzkategorie mit doppelt so hohen RDC betrifft, so würde diese mit einem deutlich erhöhten Verwaltungsaufwand sowie konzeptionellen Problemen beim Stufenmodell einhergehen (s. u.). Es stellt sich daher die Frage, ob ihre Einführung gerechtfertigt ist. Man kann davon ausgehen, dass die Betroffenen zum einen diejenigen sind, die bereits jetzt in Anlage 8 des Strahlenschutzgesetzes (StrlSchG 2017) genannt sind und dosimetrisch überwacht werden. Es handelt sich vermutlich um mehrere hundert Personen in Deutschland. Dazu kämen Beschäftigte mit erheblich körperlicher Arbeit in Innenräumen mit Aktivitätskonzentrationen über 300 Bq m^{-3} selbst nach Einführung von Reduktionsmaßnahmen. Es ist zu erwarten, dass auch hier die Zahl der Betroffenen überschaubar bleibt.

Neben dem hohen Verwaltungsaufwand bei relativ wenigen Betroffenen und dem Fehlen belastbarer Daten für tatsächliche Risikounterschiede spricht gegen eine solche Einführung einer zweiten Kategorie auch, dass im Strahlenschutz auch an vielen anderen Stellen individuelle Unterschiede, z. B. im Geschlecht, nicht berücksichtigt werden. Im Falle von Radon wird zum Beispiel das Rauchverhalten nicht berücksichtigt, obwohl es eine sehr große Veränderung des assoziierten Risikos mit sich bringt. Zu bedenken ist auch, dass die Anschlussfähigkeit zu den Regelungen bei den häuslichen Expositionen erhalten bleiben sollte.

- **Wäre ein RDC von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ ausreichend konservativ?** Dieser RDC wäre etwa doppelt so hoch wie der bisher Genutzte. Für die 391 Personen, die laut Strahlenschutzregister (BfS 2025) im Jahr 2023 z. B. in Bergwerken, Schauhöhlen

und Wasserwerken dosimetrisch überwacht wurden, würde für 77 statt bisher 23 Personen eine effektive Dosis über 6 mSv bestimmt, und für 5 Personen statt bisher 0 eine effektive Dosis über dem Grenzwert von 20 mSv (siehe Tabelle 4.10 und Tabelle 4.11 in Abschnitt 4.2.4.3). Bei der Abschätzung der effektiven Dosis werden gewöhnlich 2 000 Arbeitsstunden pro Jahr angenommen – ein deutlich konservativer Wert.

- **Sind die neuen RDC kompatibel mit dem Stufenmodell und einem Referenzwert von 300 Bq m^{-3} ?** Bei einem empfohlenen RDC von $F \cdot 15,6 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ (entspricht $3 \text{ mSv}/(\text{MJ h m}^{-3})$) und angenommen 2 000 Arbeitsstunden pro Jahr bei $F = 0,4$ führen 300 Bq m^{-3} zu einer effektiven Dosis von 3,8 mSv, das heißt 64 % des Dosiskriteriums für berufliche Exposition von 6 mSv wären erreicht (bei einer sehr konservativen Annahme über die Arbeitsstunden). Dieser Abstand zwischen Referenzwert und Dosiskriterium ist akzeptabel. Allerdings führt ein für bestimmte Arbeitsplätze empfohlener RDC von $F \cdot 31,3 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ (entspricht $6 \text{ mSv}/(\text{MJ h m}^{-3})$) und angenommen 2 000 Arbeitsstunden pro Jahr bei $F = 0,4$ zu einer Gleichsetzung von 300 Bq m^{-3} mit einer effektiven Dosis von 7,5 mSv, das heißt das Stufenmodell würde nur Sinn machen, wenn auf diese zweite Arbeitsplatzkategorie verzichtet würde oder wenn der Referenzwert verringert würde.

Grundsätzlich könnte die Verknüpfung der Kumulierten Radon-Aktivitätskonzentration mit dem Risiko auch ohne den Weg über den RDC erfolgen. Aus dem Detriment aus der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) lässt sich das Lebenszeitrisko LEAR, das mit dem Dosiskriterium 6 mSv effektiver Dosis verknüpft ist, abschätzen als $2,5 \cdot 10^{-4}$. Hierbei vergleicht man das schadengewichtete Risiko (Detriment) mit dem Risiko für Lungenkrebsmortalität. Dabei muss hier angemerkt werden, dass die gleichen Limitierungen gelten wie beim epidemiologischen Ansatz der ICRP, zum Beispiel, dass das Detriment nicht für Alphastrahlung bestimmt wurde. Nimmt man zudem den Risikokoeffizienten von $F \cdot 8 \cdot 10^{-4}/(\text{MBq h m}^{-3})$, wie er auch in der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) angenommen wurde, wäre das jährliche Lebenszeitrisko bei 300 Bq m^{-3} für Bergarbeiter (mit $F = 0,2$) bei 10^{-4} , also bei 40 % des mit dem Dosiskriterium 6 mSv verknüpften Risikos. Bei Innenraumbeschäftigten ($F = 0,4$) wäre das Risiko bei $2 \cdot 10^{-4}$, also 80 % des Dosiskriteriums 6 mSv. Zu beachten ist, dass dieser Wert auch für die vielen Beschäftigten an Büroarbeitsplätzen in Radonvorsorgegebieten gelten würde.

Nach diesem Modell ließe sich das Dosiskriterium (6 mSv) ausdrücken als

$$C_{Rn} = \frac{0,3}{F \cdot t_a} \text{ MBq m}^{-3} \text{ h a}^{-1} \quad (1)$$

und der Grenzwert (20 mSv) als

$$C_{Rn} = \frac{1}{F \cdot t_a} \text{ MBq m}^{-3} \text{ h a}^{-1} \quad (2)$$

Durch die freien Parameter F (Gleichgewichtsfaktor) und t_a (jährliche Expositionsdauer) würde dieser Ansatz im Prinzip eine Individualisierung von Dosiskriterium 6 mSv und Grenzwert bezüglich Gleichgewichtsfaktor und Arbeitsstunden erlauben, nicht aber bezüglich Atemrate bzw. körperlicher Aktivität.

Zu beachten ist, dass davon ausgegangen werden kann, dass für die meisten Innenraumarbeitsplätze einfache Reduktionsmaßnahmen zu einer Unterschreitung des Referenzwertes von 300 Bq m^{-3} führen würden, so dass die Notwendigkeit für weiterführende Rechnungen und entsprechende weiterführende Maßnahmen höchstwahrscheinlich nicht gegeben ist.

Ein weiterer alternativer Lösungsansatz besteht darin, auf der Grundlage einer Arbeit von Beck (2024) den Strahlungs-Wichtungsfaktor für Radon – oder sogar für alle Alphastrahler – von gegenwärtig $w_R = 20$ auf $w_R = 10$ zu ändern (vgl. Abschnitt 4.3.4). Dieser Ansatz stellt eine Variation des epidemiologischen Ansatzes dar, indem eine Beziehung zwischen Kumulierter Radon-Aktivitätskonzentration und effektiver Dosis hergestellt wird. Er unterscheidet sich zwar nicht grundsätzlich vom Ansatz der ICRP, resultiert jedoch in einer Modifikation des Strahlungs-Wichtungsfaktors w_R für Radon anstatt in einer direkten Modifikation des RDC. Dieses Vorgehen würde zwar einige der oben erwähnten Probleme bzgl. des RDC abmildern, hätte jedoch zur Folge, dass damit im deutschen Strahlenschutzrecht ein von der international einheitlichen Verwendung abweichender Strahlungs-Wichtungsfaktor eingeführt würde. Die damit verbundenen sehr weitreichenden Konsequenzen hält die SSK nicht für gerechtfertigt.

Aus der Gegenüberstellung der jeweiligen Vor- und Nachteile der verschiedenen Lösungsansätze ergeben sich im Einzelnen folgende konkrete Empfehlungen, die in Kapitel 4 wissenschaftlich näher begründet werden:

- 1) Die SSK empfiehlt, im Radonschutz bei Angaben von Grenzwerten und Referenzwerten vollständig auf den Bezug auf Dosisgrößen, insbesondere auf die effektive Dosis zu verzichten. Stattdessen sollen als Bezugsgrößen ausschließlich Expositionsgrößen, also die Radon-Aktivitätskonzentration oder die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration Verwendung finden. Dies bedeutet die konsequente Fortführung des bereits in der bestehenden deutschen Strahlenschutzgesetzgebung implementierten Verfahrens, bei dem diese Bezugnahme bis auf wenige Ausnahmen bereits weitgehend praktiziert wird (z. B. Referenzwert 300 Bq m^{-3}). Das Strahlenschutzkonzept für die Exposition durch Radon wird damit vom sonst üblichen Bezug auf die Dosis separiert. Es stützt sich dennoch auf die gleichen Prinzipien und gleichen Standards wie für andere Expositionsquellen.
- 2) In Hinblick auf das Dosiskriterium empfiehlt die SSK, den im gegenwärtigen Strahlenschutzrecht nach § 130 Abs. (2) StrlSchG (2017) bisher noch verankerten Bezugswert für die effektive Dosis für Beschäftigte auf einen Bezugswert für die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration zu ändern. Es wird empfohlen, den Wert von 6 mSv a^{-1} durch $0,3/(F \cdot t_a) \text{ MBq h a}^{-1} \text{ m}^{-3}$ zu ersetzen. F ist der Gleichgewichtsfaktor und t_a die jährliche Expositionsdauer. Das mit diesem Wert verbundene Risiko entspricht dem durch andere Expositionsbedingungen verursachten Risiko mit einer effektiven Dosis von 6 mSv a^{-1} .
- 3) Die SSK empfiehlt, den nach § 78 Abs. (1) StrlSchG (2017) gültigen Grenzwert für beruflich exponierte Personen ebenfalls mit Bezug auf die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration zu verwenden. Es wird empfohlen, den Wert von 20 mSv a^{-1} durch $1/(F \cdot t_a) \text{ MBq h a}^{-1} \text{ m}^{-3}$ zu ersetzen. F ist der Gleichgewichtsfaktor und t_a die jährliche Expositionsdauer.
- 4) Die SSK empfiehlt, für Arbeitsplatzsituationen, in denen Beschäftigte sowohl durch Radon als auch aus anderen Expositionsquellen exponiert sein können, folgende Summenformel anzuwenden:

$$\frac{E_a}{20 \text{ mSv a}^{-1}} + \frac{C_{Rn}}{\frac{1}{F \cdot t_a} \text{ MBq m}^{-3} \text{ h a}^{-1}} \leq 1 \quad (3)$$

Dabei ist C_{Rn} die (mittlere) Radon-Aktivitätskonzentration während der jährlichen Aufenthaltsdauer am Arbeitsplatz t_a . F ist der Gleichgewichtsfaktor und E_a die effektive Dosis im Kalenderjahr aufgrund anderer Expositionsquellen. Damit ist gewährleistet, dass das resultierende Gesamtrisiko nicht größer ist als das Risiko aufgrund von 20 mSv a^{-1} allein aus anderen Expositionsquellen.

- 5) Die SSK empfiehlt, als Standardwert für den unter den Ziffern 2) und 3) eingeführten Gleichgewichtsfaktor $F=0,4$ zu verwenden. Falls es fachliche Gesichtspunkte gibt, dass F wesentlich von 0,4 abweicht, ist eine entsprechend modifizierte Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration zu berechnen. Somit ergeben sich Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentrationen von $0,75/t_a \text{ MBq h a}^{-1} \text{ m}^{-3}$ anstelle von 6 mSv a^{-1} und von $2,5/t_a \text{ MBq h a}^{-1} \text{ m}^{-3}$ anstelle von 20 mSv a^{-1} .
- 6) Die SSK empfiehlt, die Abkehr von dem Vorgehen des in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) vorgeschlagenen Verfahrens zeitlich zu begrenzen. In der Zwischenzeit ermutigt die SSK die deutschen Expertinnen und Experten in der ICRP, die hier ausgeführten fachlichen Hintergründe zu erläutern, um einen Revisionsprozess in der ICRP anzustoßen. Es ist aus Sicht der SSK wichtig, dass der Strahlenschutz so weit wie möglich international harmonisiert bleibt. Einen Weg dazu sieht die SSK in einer stärkeren Koordination der nationalen Vertretungen in der ICRP, so dass deutsche Positionen zukünftig koordiniert in die Arbeit der ICRP eingebracht werden können.

3 Beantwortung der Fragen aus dem Beratungsauftrag

3.1 Arbeitsplatzkategorien und Einfluss der Atemrate

„Wie ist das methodisch abweichende Vorgehen zur Dosiskonversion bei Radon bezogen auf differenzierte Arbeitsplatzkategorien und neue Klassen von Arbeitern mit reduzierten Atemraten gegenüber der etablierten Vorgehensweise im Strahlenschutz sowie im allgemeinen Arbeitsschutz mit Nutzung eines Referenzarbeiters bei anderen Radionukliden zu bewerten? Wie könnte eine Zusammenführung von Inhalationsdosen von Radon sowie weiterer Radionuklide für einen Arbeitsplatz trotz verschiedener Atemraten sinnvoll gelingen und begründet werden?“

Die Methodik zur Ableitung der Inhalationsdosiskoeffizienten basiert auf dem ICRP-Lungenmodell HRTM (Human Respiratory Tract Model), ein morphologisches Modell des menschlichen Atemtraktes (ICRP 1994). Dem Modell werden numerische Referenzwerte für die Atemrate und weitere Parameter vorgegeben, auf deren Grundlage die Dosiskoeffizienten berechnet werden. Dieses Modell ist außerordentlich detailliert und differenziert ausgestaltet. Aus Sicht der SSK ist dieser Umstand jedoch mit einer Reihe von problematischen Konsequenzen verknüpft:

- Der hohe Grad an Differenzierung suggeriert nach Ansicht der SSK eine hohe Genauigkeit, da eine Vielzahl von Parametern explizit berücksichtigt wird. Diese formale Differenzierung erlaubt jedoch keine Aussage über die tatsächliche Belastbarkeit der Ergebnisse, da die einzelnen Modellparameter selbst mit teils erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Auf diesen Umstand hatte die SSK bereits in ihrer Empfehlung aus dem Jahr 2017 (SSK 2017) hingewiesen. An dieser Einschätzung hat sich im Grunde nichts geändert.
- Selbst wenn die Parameter und deren Verknüpfung sehr genau bestimmt werden könnten, wäre damit zwar unter Umständen eine genauere Berechnung der (Lungen-)Dosis möglich. Es sind jedoch keine epidemiologischen Studien verfügbar, die den Detaillierungsgrad der für das HRTM notwendigen Parameter abbilden können. Aufgrund der derzeit verfügbaren Messtechniken ist auch in naher Zukunft keine solche Studie zu erwarten. Während die Radon-Aktivitätskonzentration in der Atemluft messtechnisch gut bestimmt werden kann, sind für das HRTM relevante weitere Expositions- und Modellparameter, insbesondere die Konzentration der kurzlebigen Folgeprodukte, der

Gleichgewichtsfaktor sowie die Luftwechselrate, deutlich schwieriger zu erfassen und stark szenarioabhängig. Hinzu kommt, dass die Deposition der Radonfolgeprodukte im menschlichen Atemtrakt nicht direkt messbar ist, sondern im HRTM über modellbasierte Annahmen zu Aerosolgrößen, Atemmustern und physikalisch-biologischen Prozessen abgebildet wird, die jeweils mit erheblichen Unsicherheiten behaftet sind. Es muss im Auge behalten werden, dass es das Ziel des Strahlenschutzes ist, das Risiko zu beschränken und nicht die Dosis. Eine genauere Bestimmung der Dosis ist nicht gleichbedeutend mit einer ebenso genauen Feststellung des damit verbundenen Risikos.

- Nicht zuletzt aus Erwägungen der Praktikabilität wird im Strahlenschutz nicht jede wissenschaftliche Erkenntnis zu Unterschieden für bestimmte Subgruppen der Bevölkerung vollständig differenziert abgebildet. Stattdessen erfolgt bewusst eine Vereinheitlichung, um ein handhabbares und konsistentes Schutzsystem zu gewährleisten. Ein besonders prägnantes Beispiel dafür ist, dass der Organ-Wichtungsfaktor für Brustkrebs für Männer und Frauen in gleicher Höhe festgelegt wurde. Auch andere Unterschiede zwischen Frauen und Männern, älteren und jüngeren, rauchenden und nichtrauchenden Personen sowie viele weiteren werden bewusst nivelliert. Es handelt sich dabei um die gewählte Strategie des Strahlenschutzes, auf Basis einer künstlichen Referenzpopulation zu planen und individuelle Unterschiede durch konservative Annahmen angemessen zu berücksichtigen.
- Die für Radon eingeführte Anpassung der Atemrate führt bei gemeinsamer Bewertung mit anderen Radionukliden zu methodischen Inkonsistenzen, da diese weiterhin mit Referenzannahmen bewertet werden. Konsistente Alternativen sind entweder wissenschaftlich aufwendig oder praktisch problematisch und könnten z. B. zu systematischen Überschätzungen der Radondosis führen, während eine relevante gemeinsame Exposition in der Praxis beispielsweise bei Bürotätigkeiten kaum zu erwarten ist.

Aus den genannten Gründen bewertet die SSK das in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) vorgeschlagene methodische Abweichen bei der Dosiskonversion für Radon kritisch, insbesondere hinsichtlich differenzierter Arbeitsplatzkategorien.

3.2 Partikelgröße, Partikelverteilung

„Im biokinetisch-dosimetrischen Ansatz werden Annahmen über die Partikelverteilung der Radon-Zerfallsprodukte am Arbeitsplatz getroffen. Die Berechnungen zeigen, dass Radon-Zerfallsprodukte im Größenbereich von wenigen Nanometern einen erheblichen Beitrag zur effektiven Dosis verursachen, was zu unterschiedlichen Dosiskoeffizienten für Arbeitsplätze in Innenräumen und Schauhöhlen gegenüber untertägigen Bergwerken führt. Ist aus Sicht der SSK die wissenschaftliche Datenlage zur dosimetrischen Wirkung von Radon-Zerfallsprodukten verschiedener Partikelgrößen ausreichend belastbar, um unterschiedliche Dosiskonversionsfaktoren an verschiedenen Arbeitsplätzen zu rechtfertigen?“

Die SSK ist der Meinung, dass die wissenschaftliche Datenlage zu diesem außerordentlich komplexen Vorgang nicht ausreichend belastbar ist. Die Partikeldeposition im Respirationstrakt hängt stark von der Partikelgröße ab (Smerajec und Vaupotić 2012). Zusätzliche Effekte wie beispielsweise hygroscopisches Wachstum einiger Aerosole müssen ebenfalls berücksichtigt werden (Reineking und Porstendörfer 1988). Ebenso spielen Faktoren wie die Atemfrequenz, die Geometrie und die Geschwindigkeit des Luftstroms im Respirationstrakt eine Rolle, sodass die Partikeldeposition ebenfalls von individuellen morphologischen und physiologischen Gegebenheiten abhängt.

Die Aktivitätsgrößenverteilung hängt stark von der Größenverteilung der Partikel in der Umgebungsluft ab. Diese kann rückführbar auf nationale Normale nur bis zu einer unteren Grenze

(aerodynamischer Durchmesser) von 10 nm gemessen werden. Im Rahmen der Partikelmess-technik finden derzeit vielfältige Innovationen hinsichtlich Erweiterung der Messbereiche, verbesserte Qualitätssicherung und Kostensenkung statt. Dies gilt nur eingeschränkt für die Bestimmung der Aktivitätsgrößenverteilungen. Diese werden benötigt, um RDC an unterschiedliche Expositionsszenarien (Arbeitsplätze in Innenräumen, untertägigen Bergwerken und Schauhöhlen) anzupassen (ICRP 2017). Dieses Verfahren kann nur sinnvoll durchgeführt werden, wenn deren Unsicherheiten bekannt sind und sich die jeweiligen Verteilungen unter Berücksichtigung der Unsicherheiten signifikant unterscheiden. Sind keine Qualitätssicherung und Rückführung möglich, so ist diese nicht durchführbar. Gleiches gilt im Prinzip für alle anderen in die Modellierung einfließenden Parameter.

Im Zusammenhang mit Radon-Exposition sind besonders die kurzlebigen Zerfallsprodukte aus der Zerfallsreihe des Radons, die sich an Aerosolpartikeln anlagern können, von großer Bedeutung für die Dosisermittlung (siehe Abschnitt 4.1.1).

Sowohl die Datenlage für den dosimetrischen Ansatz als auch die für den epidemiologischen Ansatz weisen große Unsicherheiten auf, die, wie häufig im Strahlenschutz, aber nicht quantifiziert werden. Die vorgeschlagenen Dosiskoeffizienten für verschiedene Partikelgrößen täuschen hingegen eine Genauigkeit vor, die durch die tatsächlich vorhandenen Daten nicht gestützt wird, da in den meisten zugrundeliegenden Studien Partikelgrößenverteilungen nur unzureichend bekannt sind und keine Studien mit sehr schmaler Partikelgrößenverteilung existieren.

3.3 Epidemiologische Studien

„Welche Schlussfolgerungen können aus neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen, insbesondere der ‚Pooled Uranium Miners Analysis‘-Studie (PUMA) hinsichtlich des mit ICRP-Bericht 137 unterstellten Lebenszeitrisikos (LEAR) gezogen werden?“

Aufgrund der langen Beobachtungszeiten und des großen Kohortenumfangs stellt die PUMA-Studie (Kreuzer et al. 2024) eine der wichtigsten epidemiologischen Studien zum Radon-Risiko für Bergarbeiter dar. Die Ergebnisse der Studie erlauben die Berechnung von Radon-Risikoeffizienten, d. h. von Risikoangaben pro Expositionseinheit für eine Referenzpopulation. Die Bezugsgröße für die ermittelten Risikogrößen ist dabei ausschließlich die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration. In der PUMA-Studie wird als Risikogröße das lebenslange zusätzliche absolute Risiko (Lifetime Excess Absolute Risk, LEAR) in Abhängigkeit von der Kumulierten potenziellen Alpha-Energiekonzentration (angegeben in der alten Nicht-SI-Einheit WLM) betrachtet. Aus der PUMA-Studie kann als Schlussfolgerung ein Lebenszeitrisiko (LEAR) pro Kumulierter Radon-Aktivitätskonzentration von $F \cdot 8,5 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3})$ entnommen werden, wobei die Ergebnisse darauf hindeuten, dass vor allem bei niedrigeren Expositionen das Risiko noch höher ist. Somit ist das angenommene Risiko in ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993), welches die Grundlage für die aktuellen regulatorischen Vorschriften ist, niedriger als es die aktuelle, erweiterte PUMA-Studie nahelegt.

Da keine Bezugnahme auf eine Lungen-Organ-dosis oder eine effektive Dosis geschieht, kann die PUMA-Studie, ebenso wenig wie alle anderen Radon-epidemiologischen Studien, keine Grundlage für die Berechnung von Radon-Dosiskoeffizienten mit dem von der ICRP bevorzugten dosimetrischen Ansatz bilden. Ein Abgleich auf der Grundlage eines epidemiologischen Ansatzes ist jedoch möglich (vgl. Abschnitt 4.3.3.2).

Die PUMA-Studie und andere Studien zu beruflichen Radon-Expositionen oder beispielsweise auch die Darby-Studie zu häuslichen Radon-Expositionen (Darby et al. 2005) ermöglichen demnach keine Dosisberechnung bzw. keine Ermittlung von Dosiskoeffizienten auf Basis eines

dosimetrischen Ansatzes. Nach Auffassung der SSK lassen sich jedoch deren wertvolle Ergebnisse unmittelbar und ohne Dosisbezug anwenden, um Radonschutz direkt mit den in epidemiologischen Studien verwendeten Bezugsgrößen, vor allem also mit der Kumulierten Radon-Aktivitätskonzentration zu verknüpfen. Dies führt als alternativer Lösungsweg zu den Empfehlungen in Kapitel 2, die in der Wissenschaftlichen Begründung (Kapitel 4) ausführlich beschrieben werden.

3.4 Übertragung auf andere Arbeitsbereiche

„Eine Umsetzungsvariante in europäischen Staaten ist die Anwendung des mit ICRP-Bericht 137 empfohlenen Dosiskoeffizienten von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$, abgeleitet aus der Berechnung für Personen mit überwiegend sitzender Arbeit, auch für andere, oder sogar alle Arbeitsplätze. Kann bei einem ähnlichen Vorgehen in Deutschland unter Berücksichtigung aller Unsicherheiten bei der Dosisermittlung für Radon und dem in Deutschland verankerten Stufenkonzept ein ausreichend konservatives Schutzniveau aller Betroffenen erreicht werden?“

Die Europäische Kommission empfiehlt (EC 2024) im Wesentlichen die Anwendung von zwei ICRP-Dosiskoeffizienten für unterschiedliche Arbeitsplatzbedingungen. Sie lässt jedoch auch davon abweichende Werte für „ortsspezifische“ Situationen zu, insbesondere für unterschiedliche Arbeitsplätze. Somit lässt die Empfehlung einen gewissen Spielraum, der in den europäischen Staaten unterschiedlich genutzt wird, so dass die entsprechende Umsetzung in unterschiedlicher Weise gehandhabt wird. Einige Länder haben beide ICRP-Werte unverändert übernommen, andere operieren mit modifizierten RDC mit der entsprechenden Kategorisierung von Arbeitsplätzen. Nur Italien und Finnland haben sich grundsätzlich auf einen einzigen RDC festgelegt, nämlich $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$, siehe Abschnitt 4.2.4.2.

In den nordeuropäischen Ländern, insbesondere in Schweden, wird eine Kategorisierung in Bezug auf die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration durchgeführt (siehe Abschnitt 4.2.4.2). Dieser Ansatz weist nach Auffassung der SSK eine Reihe von Vorteilen auf (insbesondere der direkte Risikobezug) und wird auch zur Überwindung von konzeptionellen Schwierigkeiten, die die SSK prinzipiell bei der Dosisumrechnung sieht, weiterverfolgt (siehe dazu auch Erläuterungen unter Abschnitt 4.2.1).

Im Strahlenschutz muss häufig zwischen „ausreichend konservativ“ und „möglichst realistisch“ abgewogen werden (vgl. SSK 2005). Im Fall von Radon-Exposition kann davon ausgegangen werden, dass Personen mit „substanzieller körperlicher Aktivität“ allein aufgrund ihrer Atemrate einer etwa doppelt so hohen internen Exposition ausgesetzt sind als solche mit „überwiegend sitzender Arbeit“. Insofern wäre die alleinige Betrachtung von Personen mit überwiegend sitzenden Tätigkeiten und die Nichtberücksichtigung von Arbeitsbereichen mit größerer körperlicher Aktivität nicht streng konservativ. Allerdings umfassen generell die Risikospalten verschiedener Arbeitsbereiche oder verschiedener Bevölkerungsgruppen auch bei gleicher Strahlenexposition häufig sogar mehr als einen Faktor zwei. Solche Unterschiede werden im Strahlenschutz nicht in jedem Fall abgebildet und dennoch wird ein angemessenes Schutzniveau erreicht. Dies kann nach Ansicht der SSK auch im Radonschutz erreicht werden, auch wenn nur eine Arbeitsplatzkategorie berücksichtigt wird. Der in Kapitel 2 vorgeschlagene alternative Lösungsansatz lässt die Berücksichtigung verschiedener Arbeitsplatzbedingungen durch Vorgaben zur jährlichen Expositionsdauer oder durch Berücksichtigung des Gleichgewichtsfaktors als Instrument im Optimierungsprozess zu. In diesem Sinne erweist er sich als flexibel und praktikabel, so dass damit ein ausreichend konservatives Schutzniveau aller Betroffenen erreicht werden kann.

Die Entscheidung über die Art und Anzahl verschiedener Arbeitsplatzkategorien berührt damit eine prinzipielle Frage im Konzept des Strahlenschutzes: Wie in Abschnitt 4.2.1 erläutert wird

in dem von der SSK vorgeschlagenen Lösungsansatz mit Rücksicht auf die Praktikabilität weitgehend auf eine mögliche Unterteilung für bestimmte Subgruppen der Bevölkerung verzichtet. Dies ist Ausdruck dafür, dass der Strahlenschutz robust genug ist, um bekannte oder unbekannte Unterschiede hinsichtlich des Strahlenrisikos für bestimmte Subgruppen oder Individuen abzudecken. In Bezug auf Radon wird beispielsweise auf eine Unterscheidung zwischen rauchenden und nichtrauchenden Personen bewusst verzichtet, obwohl die Risiko- und Dosisunterschiede zwischen diesen beiden Gruppen erheblich sind. Eine ähnliche Argumentation könnte angewendet werden, um nur eine Arbeitsplatzkategorie zu definieren.

3.5 Stufenmodell im Radonschutz

„Das im Strahlenschutzrecht hinterlegte Stufenmodell hat zum Ziel, einen ausreichenden Schutz vor Radon für Arbeitskräfte einschließlich der Einhaltung der Jahresgrenzwerte bei beruflicher Exposition zu gewährleisten. Wie kann aus Sicht der SSK ein ausreichender Strahlenschutz an Arbeitsplätzen sichergestellt werden in Situationen, in denen eine Radon Aktivitätskonzentration von 300 Bq m^{-3} nicht überschritten wird, die effektive Dosis jedoch aus Sicht des beruflichen Strahlenschutzes nicht vernachlässigbar ist, da z. B. eine effektive Dosis von 6 mSv im Jahr überschritten wird? Die Situation von Personen unter 18 Jahren (Auszubildende) und der für sie geltende Grenzwert von 1 mSv , mit Zulassung der zuständigen Behörde maximal 6 mSv im Kalenderjahr, soll hier ebenfalls berücksichtigt werden.“

Das im Radonschutz zur Anwendung gebrachte Stufenmodell bedeutet eine mit dem Gefährdungspotenzial (Risikozunahme) einer Radon-Exposition verknüpfte Hierarchie mit jeweils zunehmendem Umfang und Ausmaß an Schutzmaßnahmen. Die einzelnen Stufen sind in der gegenwärtig praktizierten Form als „Bezugsgrößen-Mischung“ entweder auf Aktivitätskonzentrationen oder auf Dosiswerte bezogen, wobei eine Abstufung erst durch den Vergleich der damit verbundenen Risikowerte erkennbar wird (vgl. Abschnitt 4.2.5). Das einer Risikoabstufung zugrundeliegende Konzept sieht als niedrigste Stufe (niedrigstes Risiko) des Stufenmodells die Feststellung einer Überschreitung des Referenzwerts von 300 Bq m^{-3} vor. Eine Überschreitung von 6 mSv im Kalenderjahr bedeutet in diesem Konzept die nächsthöhere Stufe verbunden mit einem höheren Risiko als die niedrigste Stufe (vgl. Abschnitt 4.2.5). Somit sollte mit der Intention eines Stufenmodells eine Situation, in der „eine Radon Aktivitätskonzentration von 300 Bq m^{-3} nicht überschritten wird, die effektive Dosis von 6 mSv im Jahr [...] [jedoch] überschritten wird“ nicht auftreten. Bei einer Übernahme der ICRP-Dosiskoeffizienten für Radon wären jedoch solche Fälle durchaus möglich, beispielsweise wenn der ICRP-Dosiskoeffizient für Radon für überwiegend körperliche Tätigkeit übernommen würde oder wenn für überwiegend sitzende Tätigkeiten ein Gleichgewichtsfaktor von mehr als 0,5 angenommen werden müsste (vgl. Abschnitt 4.2.5). Die Möglichkeit solcher Fälle bildet auch den Hintergrund der Frage aus dem Beratungsauftrag. Die Anwendung der ICRP-Dosiskoeffizienten für Radon würde die durch das Stufenmodell angestrebte Risikozunahme nicht abbilden. Aufgrund der Bedeutung des Stufenmodells im Gesamtkontext des Strahlenschutzes hält die SSK die Übernahme der ICRP-Dosiskoeffizienten für Radon deshalb nicht für sinnvoll.

Die SSK sieht einen weiteren kritischen Punkt bei der Gegenüberstellung der mit den Stufen verbundenen Risiken darin, dass sowohl Dosisbezug (6 mSv) als auch Aktivitätsbezug (300 Bq m^{-3}) zur Anwendung kommen. Beim Dosisbezug und der Anwendung von RDC treten Parameter auf, die unabhängig von der Situation bei Radon-Exposition sind (z. B. DDREF, Detriment-Modell usw.). Es ist schwer nachzuvollziehen, dass die Brauchbarkeit des aktuell im Strahlenschutz verankerten Stufenmodells im Radonschutz von Parametern abhängen kann, die sich nicht auf Radon beziehen, sondern die mit anderen Strahlenarten, anderen betroffenen Organen und anderen Expositionsbedingungen assoziiert sind.

Aus Sicht der SSK hätte die Implementierung der ICRP-Dosiskoeffizienten für Radon in das bestehende Strahlenschutzsystem auch negative Folgen für das Gesamtsystem des Strahlenschutzes. Die SSK empfiehlt daher in Kapitel 2 als Alternative einen Lösungsweg, der eine konsequente Fortführung des bereits weitgehend im Strahlenschutz umgesetzten Prinzips der Separierung des Radonschutzes von den anderen Bereichen des Strahlenschutzes bedeutet. Dieser Ansatz wird in der Wissenschaftlichen Begründung (Kapitel 4) ausführlich dargestellt (dazu insbes. Abbildung 4.7).

4 Wissenschaftliche Begründung

4.1 Grundlagen zum Beratungsauftrag

Im folgenden Grundlagenteil werden die zentralen Konzepte vorgestellt, die für die Beantwortung der Fragestellungen aus dem Beratungsauftrag relevant sind. Dabei wird insbesondere auf die in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) herangezogenen Messgrößen, Annahmen zum Referenzarbeiter, Parametern der Respiration sowie zur Expositionsumgebung eingegangen.

4.1.1 Radon und seine kurzlebigen Zerfallsprodukte

Unter den natürlich vorkommenden Radionukliden hat das Radon (^{222}Rn) als einziges gasförmiges Radionuklid innerhalb der ^{238}U -Zerfallsreihe eine besondere Bedeutung². Mit einer Halbwertszeit von etwa 3,8 Tagen weist es eine ausreichend lange Lebensdauer auf, um als inertes Edelgas z. B. aus dem Gestein des Baugrundes von Gebäuden in Aufenthaltsräume einzudringen. Dadurch können erhöhte Radon-Aktivitätskonzentrationen entstehen, die bei einer Inhalation des Radons und seiner kurzlebigen Zerfallsprodukte zu einer Strahlenexposition beim Aufenthalt von Personen führen.

Radon und seine kurzlebigen Zerfallsprodukte haben mit mehr als der Hälfte den größten Anteil an der mittleren natürlichen Strahlenexposition der Bevölkerung in Deutschland. Die Strahlenexposition durch Radon und seine kurzlebigen Zerfallsprodukte ist dabei zu mehr als 95 % den kurzlebigen Zerfallsprodukten des Radons zuzuschreiben, die als Partikel inhaliert werden. Radon als Gas hat demgegenüber nur eine geringe Bedeutung für die Strahlenexposition. Abbildung 4.1 enthält eine Darstellung der Zerfallskette des ^{222}Rn mit seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten bis zum langlebigen ^{210}Pb . Die kurzlebigen Zerfallsprodukte des Radons sind Schwermetalle.

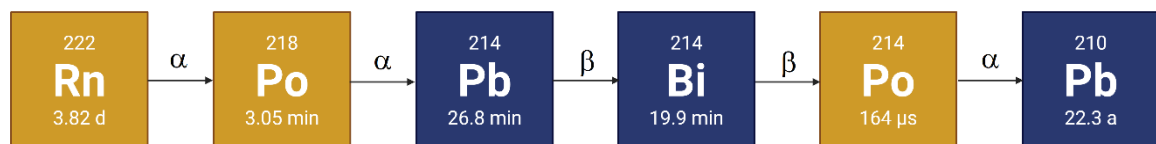


Abbildung 4.1: Darstellung der Zerfallskette des ^{222}Rn mit seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten bis zum langlebigen ^{210}Pb (Created with BioRender.com).

Die nach dem Zerfall des Radons stattfindenden Prozesse und die Rolle von Aerosolen für die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte verdeutlicht das Schema in Abbildung 4.2. Nach der

² Die hier vorgenommene Betrachtung beschränkt sich auf das Radonisotop ^{222}Rn . Die Radonisotope ^{220}Rn aus der ^{232}Th -Zerfallsreihe und ^{219}Rn aus der ^{235}U -Zerfallsreihe sind nicht Gegenstand der Betrachtung.

ICRP- bzw. der ICRU-Einteilung wird zwischen unangelagerten und angelagerten Zerfallsprodukten unterschieden (ICRP 2017, ICRU 2015).

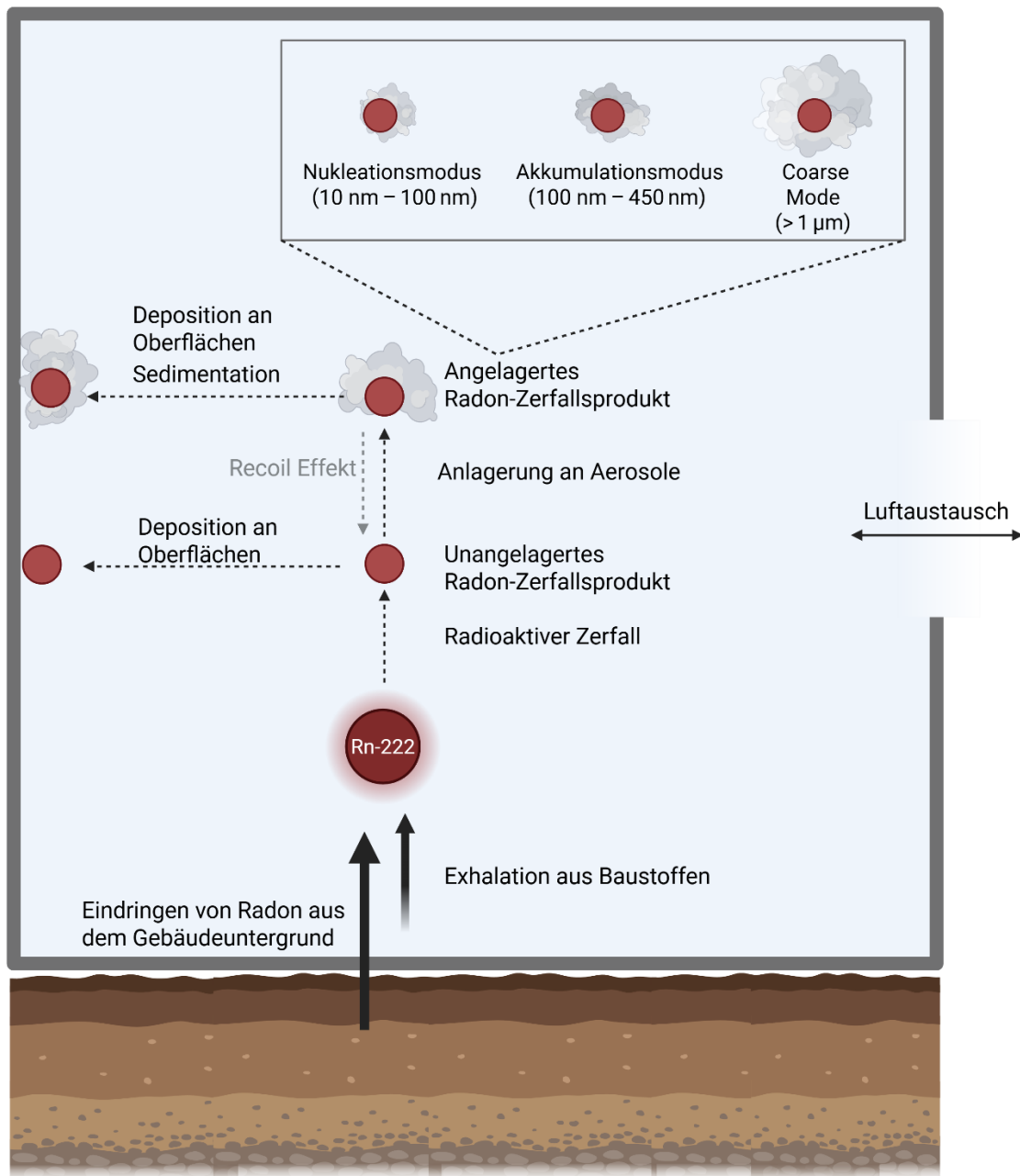


Abbildung 4.2: Schematische Darstellung des Verhaltens von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten in der Raumluft, einschließlich Anlagerung an Aerosole³ und Deposition an Oberflächen (Created with BioRender.com).

Beim Zerfall von Radon entstehen zu 88 % positiv geladene ^{218}Po -Ionen und zu 12 % neutrale ^{218}Po -Atome (Wellisch 1913, Henderson 1916). Durch Reaktion mit Spurengasen und Wasserdampf entstehen innerhalb der ersten Sekunde nach dem Zerfall radioaktive Partikel, welche

³ Beim Alpha-Zerfall von ^{218}Po kann sich durch die Rückstoßenergie des Heliumkernes das entstehende ^{214}Pb von Aerosolen wieder lösen, was als „Recoil-Effekt“ bezeichnet wird.

eine Größe zwischen 0,5 nm bis 5 nm aufweisen und allgemein als unangelagerte Zerfallsprodukte bezeichnet werden (ICRP 2017). In den nächsten 1 s bis 100 s können sich die Zerfallsprodukte an vorhandene Aerosole anheften (Porstendörfer 1994), wodurch sich die Partikelgröße ändert und im Bereich von 10 nm bis zu einigen μm liegen kann und sich somit über mehrere Größenordnungen erstreckt. Partikel dieser Größenfraktionen werden als angelagerte Zerfallsprodukte bezeichnet (ICRP 2015, ICRP 2017). Die angelagerten Zerfallsprodukte weisen eine trimodale Aktivitätsgrößenverteilung auf, sodass sie in den Nukleationsmodus (AMTD⁴ 10 nm bis 100 nm) (Knutson et al. 1984, Kulmala et al. 2004), den Akkumulationsmodus (AMTD 100 nm bis 450 nm) (Porstendörfer und Reineking 1992, Shimo und Saito 2000) und den sogenannten Coarse Mode (AMAD⁵ > 1 μm) (Becker et al. 1984, Reineking und Porstendörfer 1988) unterteilt werden können. Die Größenverteilung in der Umgebungsluft kann dabei stark variieren und wird beispielsweise durch die relative Luftfeuchtigkeit und die Konzentration anderer Spurengase und Aerosole beeinflusst (ICRP 2017).

Die Aktivitätskonzentrationen der kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte in der Luft liegen in der Praxis immer unter der Aktivitätskonzentration des Radons. Die Ursache dafür ist die Deposition der Radon-Zerfallsprodukte auf Oberflächen, wodurch deren Aktivitätskonzentration in der Luft reduziert wird. Die dabei ablaufenden Prozesse sind komplex. Je kleiner die Partikel sind, desto größer ist deren Diffusivität und damit auch die Depositionsrate. Auch hat der Ladungszustand Auswirkungen auf den Ablagerungseffekt auf Oberflächen. Bei größeren Partikeln spielt die Sedimentation eine Rolle. Zum Beispiel liegt der Hauptteil der Aktivität der Radon-Zerfallsprodukte ²¹⁴Pb und ²¹⁴Bi im Allgemeinen im Akkumulationsmodus vor (El-Hussein und Ahmed 1995, Cheng et al. 1997, Mohammed 1999), da gerade bei Partikeln dieser Größe die Depositionsgeschwindigkeit minimal ist.

Auch ein hoher Luftwechsel in Räumen kann dazu führen, dass gegenüber dem Radon deutlich kleinere Aktivitätskonzentrationen der Radon-Zerfallsprodukte auftreten, weil dem Radon nicht genügend Zeit zur Verfügung steht, um zu zerfallen (d. h. den Radon-Zerfallsprodukten fehlt die Zeit zum Nachwachsen) (ICRP 2017, S. 449). Ein Maß für den Grad des Ungleichgewichts zwischen dem Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten ist der Gleichgewichtsfaktor F , der in Abschnitt 4.1.3 definiert wird.

In der Regel führen hohe Aerosolkonzentrationen in der Luft zu einem hohen Anteil angelagerter Radon-Zerfallsprodukte. Dieser Fall ist typisch z. B. für die Situation in aktiven Bergwerken. Ist hingegen die Aerosolkonzentration gering, kann der Anteil unangelagerter Radonzerfallsprodukte steigen.

Als unangelagerter Anteil⁶ (f_p) der Radon-Zerfallsprodukte wird das Verhältnis der potenziellen Alpha-Energiekonzentration $PAEC$ (Definition siehe Abschnitt 4.1.2) der unangelagerten Radon-Zerfallsprodukte zur Summe der potenziellen Alpha-Energiekonzentrationen der unangelagerten und der angelagerten Radon-Zerfallsprodukte bezeichnet.

Für dosimetrische Zwecke werden bestimmte Aktivitätsverhältnisse für die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte angenommen (ICRP 2017, S. 473). Für die angelagerten Nuklide verhalten sich demnach ²¹⁸Po : ²¹⁴Pb : ²¹⁴Bi wie 1,0 : 0,75 : 0,60 und für die unangelagerten Nuklide wie 1,0 : 0,1 : 0,0.

⁴ AMTD: Activity median thermodynamic diameter

⁵ AMAD: Activity median aerodynamic diameter

⁶ Auch als freier Anteil bezeichnet

4.1.2 Expositionsgrößen der Radon-Zerfallsprodukte und Gleichgewichtsfaktor

4.1.2.1 Ableitung des Gleichgewichtsfaktors F aus der potenziellen Alpha-Energiekonzentration

Bei einem radioaktiven Zerfallsprozess ergibt sich die Gesamtzahl aller Zerfälle N_{ges} durch den Quotienten aus Anfangsaktivität A_0 eines Radionuklids und dessen Zerfallskonstante λ :

$$N_{ges} = \frac{A_0}{\lambda} \quad (4)$$

wobei die Zerfallskonstante λ mit der Halbwertszeit $T_{1/2}$ folgendermaßen zusammenhängt:

$$\lambda = \frac{\ln(2)}{T_{1/2}} \quad (5)$$

Die durch diesen Prozess insgesamt freigesetzte Energie E_{ges} ist das Produkt aus der Energie pro Zerfall E und der Gesamtzahl von Zerfällen N_{ges} :

$$E_{ges} = E \cdot N_{ges} = E \cdot \frac{A_0}{\lambda} \quad \text{bzw. normiert auf die Aktivität:} \quad \frac{E_{ges}}{A_0} = \frac{E}{\lambda} \quad (6)$$

Im Falle einer Zerfallskette setzt sich die Gesamtenergie aus der Summe der Energien aus allen Zerfällen des Mutternuklids und allen Zerfällen der Tochternuklide (Zerfallsprodukte) zusammen.

Die Lungendosis ergibt sich hauptsächlich aus den Alpha-Zerfällen der inhalierten und im Atemtrakt abgelagerten kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukten. Diese befinden sich allerdings in der Atemluft nicht im radioaktiven Gleichgewicht mit dem Mutternuklid. Die potenzielle Alpha-Energie PAE eines solchen kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukts in der Zerfallskette von Radon ist die gesamte Alpha-Energie, die beim Zerfall dieses Radionuklids und aller seiner weiteren kurzlebigen Zerfallsprodukte bis zum langlebigen ^{210}Pb freigesetzt wird (Tabelle 4.1). Dabei wird jedes dieser Radionuklide als Mutternuklid jeweils separat mitsamt aller seiner Zerfallsprodukte betrachtet.

Beispielsweise trägt in der Zerfallskette des ^{214}Bi , das selbst keinen Alpha-Zerfall aufweist, lediglich das Radionuklid ^{214}Po mit einer Alpha-Zerfallsenergie von 7,69 MeV pro Zerfall zur potenziellen Alpha-Energie PAE bei, während ^{218}Po sowohl als Mutternuklid mit 6 MeV pro Zerfall als auch mit ^{214}Po als eines seiner Zerfallsprodukte mit 7,69 MeV pro Zerfall zur PAE beiträgt (= 13,69 MeV pro Zerfall). Für den Fall des radioaktiven Gleichgewichts

$$A(^{222}\text{Rn}) = A(^{218}\text{Po}) = A(^{214}\text{Pb}) = A(^{214}\text{Bi}) = A(^{214}\text{Po}) \quad (7)$$

können die auf die Aktivität normierten PAE zu einer Gesamt- PAE pro Aktivität zusammengefasst werden. Dies entspricht der Energie pro Aktivität, die für den Fall des radioaktiven Gleichgewichts durch den Alpha-Zerfall der kurzlebigen Radionuklide und ihrer jeweiligen Zerfallsprodukte an das Lungengewebe abgegeben werden kann (Tabelle 4.1, Spalten 6 und 7). Diesen Fall gibt es praktisch nicht, sondern er ist ein Konstrukt, um die PAE eines im Nichtgleichgewicht vorliegenden Gemischs aus den einzelnen Radon-Zerfallsprodukten mit der PAE im Gleichgewicht (vgl. weiter unten „Gleichgewichtsäquivalentkonzentration“, EEC) in Bezug setzen zu können.

Tabelle 4.1: Nuklidspezifische Daten zur Berechnung der potenziellen Alpha-Energie (vgl. Tabelle A.1 in (ICRP 2017) sowie Tabelle A1 in (SSK 2000))⁷.

Nuklid	Halb- wertszeit $T_{1/2}$	Zerfalls- konstante λ [s^{-1}]	Potenzielle Alpha-Energie PAE				
			pro Zerfall		pro Aktivität		
			[MeV]	[10^{-12} J]	[MeV/Bq]	[10^{-10} J/Bq]	Verhältnis
²²² Rn	3,82 d	$2,1 \cdot 10^{-6}$					
²¹⁸ Po	3,05 min	$3,8 \cdot 10^{-3}$	13,69	2,19	3 615	5,79	0,105
²¹⁴ Pb	26,8 min	$4,3 \cdot 10^{-4}$	7,69	1,23	17 840	28,6	0,516
²¹⁴ Bi	19,9 min	$5,8 \cdot 10^{-4}$	7,69	1,23	13 250	21,2	0,379
²¹⁴ Po	164 μ s	$4,3 \cdot 10^3$	7,69	1,23	$2 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-6}$	
			Gesamt: (Radioaktives Gleichgewicht)		34 710	55,6	1

Die potenzielle Alpha-Energiekonzentration *PAEC* ist die Summe der einzelnen *PAE* pro Zerfall eines beliebigen Gemischs aus kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukten (unangelagerte und angelagerte), die in einem bestimmten Luftvolumen vorhanden sind. Die SI-Einheit der *PAEC* ist $J m^{-3}$.

Die so genannte Gleichgewichtsäquivalentkonzentration (*EEC*) C_{eq} mit der Einheit $Bq m^{-3}$ (vgl. Kapitel 7 Begriffserklärung) ist definiert als die Aktivitätskonzentration des Radons im Gleichgewicht mit seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten, die dieselbe potenzielle Alpha-Energiekonzentration *PAEC* besitzt wie die tatsächlich vorliegende, sich *nicht* im Gleichgewicht befindende Mischung der kurzlebigen Zerfallsprodukte:

$$PAEC(C_{eq}) = 55,6 \cdot 10^{-10} J Bq^{-1} \cdot C_{eq} \quad (8)$$

Mit einer beliebigen Mischung der Aktivitätskonzentrationen der kurzlebigen Zerfallsprodukte ergibt sich die Gleichgewichtsäquivalentkonzentration zu:

$$C_{eq} = 0,105 \cdot C_{Po-218} + 0,516 \cdot C_{Pb-214} + 0,379 \cdot C_{Bi-214} \quad (9)$$

Die Wichtungsfaktoren für die jeweiligen Nuklid-Aktivitätskonzentrationen ergeben sich aus den relativen Anteilen im radioaktiven Gleichgewicht (Tabelle 4.1, Spalte 8). Liegt beispielsweise folgende Verteilung der Aktivitätskonzentrationen vor:

$$\begin{aligned} C_{Po-218} &= 200 Bq m^{-3} \\ C_{Pb-214} &= 150 Bq m^{-3} \\ C_{Bi-214} &= 120 Bq m^{-3} \end{aligned} \quad (10)$$

so ergibt diese Mischung (Verhältnis 1,0:0,75:0,60, vgl. angelagerte Nuklide in Abschnitt 4.1.1) die gleiche *PAEC* wie eine Radon-Aktivitätskonzentration C_{eq} im radioaktiven Gleichgewicht:

⁷ Ein Abgleich mit BIPM-5 (BIPM 2010) führt zu geringfügig anderen Werten. Um die Konsistenz mit den SSK-Werten und dem SSK-Glossar zu gewährleisten, wird jedoch auf die SSK-Stellungnahme „Leitfaden zur Messung von Radon, Thoron und ihren Zerfallsprodukten“ (SSK 2000) Bezug genommen.

$$C_{eq} = (0,105 \cdot 200 + 0,516 \cdot 150 + 0,379 \cdot 120) \text{ Bq m}^{-3} = 144 \text{ Bq m}^{-3}$$

$$PAEC(C_{eq}) = 55,6 \cdot 10^{-10} \text{ J Bq}^{-1} \cdot C_{eq} = 8 \cdot 10^{-7} \text{ J m}^{-3}$$
(11)

Der Gleichgewichtsfaktor F ist das Verhältnis der Gleichgewichtsäquivalentkonzentration C_{eq} des Radon-Zerfallsproduktgemisches zur tatsächlichen Radon-Aktivitätskonzentration C_{Rn} :

$$F = \frac{C_{eq}}{C_{Rn}} = \frac{PAEC(C_{eq})}{PAEC(C_{Rn})}$$
(12)

F beschreibt somit das Verhältnis der Potenziellen Alpha-Energiekonzentration eines vorliegenden Radon-Zerfallsproduktgemisches $PAEC(C_{eq})$ zur Potenziellen Alpha-Energiekonzentration $PAEC(C_{Rn})$, die eine vorliegende Radon-Aktivitätskonzentration haben würde.

Angenommen für das obige Beispiel (bei dem die kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte nicht im radioaktiven Gleichgewicht sind) läge eine Aktivitätskonzentration für Radon von $C_{Rn} = 200 \text{ Bq m}^{-3}$ gegenüber dessen Gleichgewichtsäquivalentkonzentration der Radon-Zerfallsprodukte von $C_{eq} = 144 \text{ Bq m}^{-3}$ vor, so ergibt sich daraus ein Gleichgewichtsfaktor von $F = 144/200 = 0,72$.

Das Integral der $PAEC$ über die Expositionszeit ist die Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration P_{PAEC} mit der Einheit J h m^{-3} und dient im beruflichen Strahlenschutz als die Basisbezugsgröße für Dosis und Risiko.

Mit Hilfe dieser Definitionen lässt sich eine Umrechnung der Kumulierten potenziellen Alpha-Energiekonzentration P_{PAEC} in die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration P_A durchführen (vgl. Tabelle 4.1, Spalte 7 und Tabelle 4.2):

$$\frac{P_{PAEC}}{P_A} = F \cdot 55,6 \cdot 10^{-10} \frac{\text{J h m}^{-3}}{\text{Bq h m}^{-3}} = F \cdot 5,6 \cdot 10^{-3} \frac{\text{J}}{\text{MBq}}$$
(13)

Radon-Dosiskoeffizienten (RDC, siehe Abschnitt 4.1.2.2) dienen der Umrechnung von Expositionsgrößen in Dosisgrößen, insbesondere zur Umrechnung in effektive Dosis. Als Bezug für die Exposition kommen unterschiedliche Größen und Einheiten zur Anwendung, was eine gewisse Unübersichtlichkeit zur Folge hat. Bezugsgrößen für die Exposition sind die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration P_A mit der Einheit Bq h m^{-3} und die Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration P_{PAEC} mit der Einheit J h m^{-3} bzw. mit der historischen Einheit WLM („working level month“, 1 WLM entspricht einer $PAEC$ von $2,08 \cdot 10^{-5} \text{ J m}^{-3}$ über einen monatlichen Arbeitszeitraum von 170 Stunden). Alle Expositionsgrößen lassen sich eindeutig ineinander umrechnen (Tabelle 4.2).

Tabelle 4.2: Umrechnung der verschiedenen Einheiten für die Exposition durch Radon und seine Zerfallsprodukte. Faktor, mit dem ein Wert in der Einheit einer Zeile zu multiplizieren ist, um den Wert in der Einheit der Spalte zu erhalten (ohne Einheiten).

	P_A : MBq h m ⁻³	P_{PAEC} : J h m ⁻³	WLM
P_A : MBq h m ⁻³	1	$F \cdot 5,6 \cdot 10^{-3}$	$F \cdot 1,56$
P_{PAEC} : J h m ⁻³	$F^{-1} \cdot 178$	1	286
WLM	$F^{-1} \cdot 0,64$	$3,5 \cdot 10^{-3}$	1

In der praktischen Anwendung sowie in den Gesetzestexten des StrlSchG (2017) und der StrlSchV (2018) ist die Exposition sowohl als Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration P_A in Einheiten von Bq h m⁻³ als auch als Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration“ P_{PAEC} mit der Einheit J h m⁻³ angegeben. Die Empfehlungen der ICRP zu den RDC sowie epidemiologische Studien zur beruflichen Radon-Exposition beziehen sich primär auf die Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration P_{PAEC} . Die vor allem in der epidemiologischen Literatur noch verwendete historische Einheit WLM ist keine SI-Einheit und daher nicht mehr zulässig. Im vorliegenden Dokument wird WLM nur benutzt, wenn ein direkter Bezug auf die Originalliteratur notwendig ist. Zu beachten ist, dass die Einheitenumrechnung von J h m⁻³ in WLM lediglich durch einen Zahlenfaktor erfolgt, während in die Umrechnung in Bq h m⁻³ der Gleichgewichtsfaktor F eingeht.

4.1.2.2 Ableitung von Radon-Dosiskoeffizienten

Die Berechnung der effektiven Dosis aus einer gegebenen beruflichen Exposition (Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration P_A oder Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration P_{PAEC}) erfolgt mittels Radon-Dosiskoeffizienten (RDC). Die grundsätzliche Ermittlung dieser RDC basiert auf zwei unterschiedlichen Ansätzen, dem epidemiologischen Ansatz und dem dosimetrischen Ansatz. Im Folgenden werden beide Ansätze näher charakterisiert.

Epidemiologischer Ansatz

Der epidemiologische Ansatz zur Ableitung von RDC bildet die historische Grundlage für die Bewertung der Exposition durch Radon im Strahlenschutz. Er beruht auf der Analyse beobachteter Zusammenhänge zwischen der Exposition durch kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukten und dem Auftreten von Lungenkrebs. Wesentliche Erkenntnisse stammen aus epidemiologischen Studien an beruflich exponierten Personengruppen, vorrangig Bergarbeiter im Uranerzbergbau.

Der Zusammenhang zwischen Exposition und Erkrankungsrisiko wird in der Regel über das zusätzliche relative Risiko ($ERR = RR - 1$) modelliert, das als proportional zur Exposition angenommen wird. Der Risikokoeffizient wird durch statistische Anpassung an die Beobachtungsdaten bestimmt, wobei zeitliche Modifikatoren, Alter bei Exposition, Zeit seit Exposition und Expositionsdauer sowie die Expositionsrate berücksichtigt werden.

Zur Ableitung der Erhöhung des absoluten Lebenszeitrisikos (LEAR) aufgrund einer beruflichen Exposition wird das ermittelte RR auf eine definierte Referenzbevölkerung (im arbeitsfähigen Alter von 18 bis 65 Jahren) übertragen. Dabei wird angenommen, dass das relative Risiko altersspezifisch auf die jeweiligen Basisinzidenzraten für Lungenkrebs der Referenzbevölkerung wirkt. Durch zeitliche Integration der Exposition über die Lebensarbeitszeit ergibt sich das LEAR für Lungenkrebs infolge einer beruflichen Exposition durch Radon und wird im Allgemeinen als Risikokoeffizient $LEAR/P_A$ mit der Einheit 1/(MBq h m⁻³) oder $LEAR/P_{PAEC}$ mit der Einheit 1/(mJ h m⁻³) angegeben.

Der Bezug zur effektiven Dosis wird so hergestellt, dass das von der Exposition durch Radon verursachte Risiko mit dem Detriment-gewichteten Risiko gleichgesetzt wird, das im allgemeinen Strahlenschutzsystem mit der Dosis verknüpft ist.

Dosimetrischer Ansatz

Der dosimetrische Ansatz verfolgt das Ziel, die durch Radon und seine kurzlebigen Zerfallsprodukte verursachte Strahlenexposition auf der Basis physikalischer und biologischer Modelle quantitativ zu berechnen. Ausgangspunkt ist die Inhalation der Zerfallsprodukte und deren Deposition im menschlichen Respirationstrakt. Hierzu werden Atemwegsmodelle eingesetzt, die den Atemtrakt in anatomisch definierte Regionen unterteilen. Für jede Region werden die Deposition der Zerfallsprodukte, ihre Verweildauer sowie die Energieabgabe der emittierten Alphastrahlung modelliert. Die absorbierte Dosis wird in den als strahlenempfindlich angenommenen Zielzellen berechnet, wobei Annahmen zur räumlichen Verteilung dieser Zellen und zur Reichweite der Alphateilchen eingehen. Die Umrechnung der absorbierten Energiedosis in die Äquivalentdosis erfolgt durch Anwendung des Strahlungs-Wichtungsfaktors für Alphastrahlung. Die effektive Dosis wird unter Berücksichtigung des Gewebe-Wichtungsfaktors der Lunge ermittelt.

Einen wesentlichen Einfluss auf die mit dem dosimetrischen Ansatz ermittelten RDC haben die Partikelgrößenverteilung der inhalierten kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte und die Atemrate. Die Deposition kurzlebiger Radon-Zerfallsprodukte erfolgt über größenabhängige Mechanismen wie Diffusion, Sedimentation und Trägheit. Daraus resultieren unterschiedliche regionale Depositionsmuster im Atemtrakt mit unterschiedlichen Strahlenwirkungen. Die Atemrate bestimmt die Aktivitätszufuhr pro Zeiteinheit und ist damit näherungsweise proportional zum resultierenden RDC.

4.1.3 Anatomische und physiologische Grundlagen für die Definition des Referenzarbeiters gemäß ICRP

Die ICRP hat umfassende Modelle und Referenzwerte entwickelt, um die Strahlenexposition durch Inhalation radioaktiver Stoffe zu bewerten. Ein zentraler Bestandteil dieser Modelle ist die Definition der Atemrate des Referenzarbeiters.

4.1.3.1 Historischer Hintergrund der Referenzindividuen

Referenzindividuen für dosimetrische Zwecke gibt es seit 1949. Das erste ICRP-Referenzindividuum wurde als „Standard Man“ bezeichnet. 1963 wurde der „Standard Man“ in „Reference Man“ umbenannt (ICRP 1975). Dieses Modell repräsentierte einen typischen Arbeiter und lieferte Informationen über die anatomischen, morphologischen und physiologischen Charakteristika im Zusammenhang mit der Biokinetik und Dosimetrie bei der internen Ablagerung von Radionukliden. 1984 wurde der „Reference Man“ aktualisiert, um den erheblich erweiterten Informationen zur Biokinetik und Dosimetrie von Radionukliden und dem verstärkten Fokus auf die Exposition der allgemeinen Bevölkerung Rechnung zu tragen. Dies führte zu einem größeren Bedarf an Referenzmodellen für Kinder und andere Untergruppen der Bevölkerung. In Bezug auf die Entwicklung verschiedener biokinetischer Modelle und deren dosimetrischen Auswirkungen veröffentlichte die ICRP in der Folge die folgenden wichtigen Publikationen:

- ICRP-Publikation 66 (ICRP 1994): „Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection“ – Diese Publikation enthält detaillierte Richtlinien zur Bestimmung der respiratorischen Parameter.
- ICRP-Publikation 70 (ICRP 1995): „Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection: The Skeleton“.

- ICRP-Publikation 88 (ICRP 2001): „Doses to the Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by the Mother“.
- ICRP-Publikation 89 (ICRP 2002): Überarbeitung der Informationen aus Publikation 23 (ICRP 1975), welche zusätzliche Informationen über individuelle Unterschiede zwischen normalen Personen bereitstellt, einschließlich Unterschiede bei Alter, Geschlecht und ethnischer Gruppe.
- ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010): „Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon“.

ICRP-Publikationen der OIR-Serie (Occupational Intakes of Radionuclides):

- ICRP-Publikation 130 (ICRP 2015): Part 1
- ICRP-Publikation 134 (ICRP 2016): Part 2
- ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017): Part 3
- ICRP-Publikation 141 (ICRP 2019): Part 4
- ICRP-Publikation 151 (ICRP 2022): Part 5

4.1.3.2 Definition und Bedeutung des Referenzarbeiters⁸

Der Referenzarbeiter ist ein theoretisches Modell, das die durchschnittlichen physiologischen und verhaltensbezogenen Merkmale eines erwachsenen Arbeiters widerspiegelt (siehe Abbildung 4.3). Zur Definition des Referenzarbeiters wird die erwachsene Referenzperson in Verbindung mit dem biokinetischen und dosimetrischen Referenzmodell herangezogen, wobei die zugehörigen Parameterwerte im Rahmen der OIR-Serien definiert werden (ICRP 2015). Dieses Modell dient dazu, konsistente und standardisierte Bewertungen der Strahlenexposition vorzunehmen. Zu den relevanten Parametern gehören anatomische und physiologische Merkmale, wie die Atemrate („ventilation/ breathing rate“) (ICRP 2002) sowie Aktivitätsmuster („activity pattern“), d. h. sitzende Arbeit, leichte und schwere Arbeit.

Der Referenzarbeiter befindet sich in einer Umgebung, die durch physikalische Parameter gekennzeichnet wird. Diese wurden in Abschnitt 4.1.2 beschrieben.

Bei bekannten Abweichungen von den Referenzannahmen, hohen resultierenden Dosen oder einer Überschreitung der Dosisgrenzwerte empfiehlt die ICRP detailliertere Dosiskoeffizienten abzuleiten und zu verwenden, sofern ausreichende Daten verfügbar sind.

⁸ Der in der ICRP definierte Referenzarbeiter (engl. *reference worker*) ist konzeptionell geschlechtsneutral, basiert aber in vielen Parametern noch auf dem männlichen Referenzmodell.

Definierte Referenz	Geschlecht	Alter	Definition	Kommentar
Individuum "Reference Individual" 	Idealisierte Personen verschiedenen Alters und Geschlechts		ICRP 89 (ICRP 2002)	Überbegriff
Mensch/Mann/Frau "Reference Male or Reference Female" 	Männlich oder Weiblich	Erwachsen	ICRP 89 (ICRP 2002)	Männliches und weibliches erwachsenes Referenzmodell
Person "Reference Person" 	Neutral	Erwachsen	ICRP 103 (ICRP 2007)	Nach Geschlecht gemittelte konzeptionelle Person, für die die effektive Dosis definiert wird. Für Arbeit und Ruhezeit.
Referenzarbeiter "Reference Worker" 	Neutral	Erwachsen	ICRP 130 (ICRP 2015)	Die Referenzperson in Kombination mit den Referenzmodellen für Dosimetrie und Biokinetik und deren Parameterwerten. Nur für Arbeitszeit.

Abbildung 4.3: Übersicht über die Definitionen von Referenzindividuum, Referenzmann, Referenzfrau, Referenzperson, Referenzarbeiter⁹ (Created with BioRender.com).

4.1.3.3 Atemphysiologische Parameter

Es wird grundsätzlich zwischen zwei Kategorien von atemphysiologischen Parametern unterschieden, den lungenspezifischen Parametern und den Atemparametern.

Lungenspezifische Parameter hängen von Faktoren wie Alter, Größe, Gewicht, Geschlecht, ethnischer Herkunft und Gesundheitszustand ab. Dies sind zum Beispiel die totale Lungkapazität, das Luftvolumen bei maximaler Einatmung, die funktionelle Residualkapazität, das Restluftvolumen nach normaler Ausatmung, dargestellt in (ICRP 1994, Anhang B, Abbildung B.1A, S. 169). Mit Werten für diese und weitere biometrische Parameter (z. B. Lungenvolumen, ICRP 1994, Anhang B, Tabellen 6 und 7, S. 189 ff.), die auf Messungen aus den 1970er Jahren und früher beruhen (ICRP 1951, Stuart 1976, Stuart 1984, ICRP 1994, SSK 2017), wurde der Teil des ICRP-Lungenmodells, der sich mit den Ablagerungsmechanismen beschäftigt („deposition model“) genutzt, um spezifische Ablagerungswerte für das Lungenmodell in Abhängigkeit von der Partikelgröße zu berechnen. Die Werte für die Parameter werden für sechs verschiedene Referenzgruppen (Altersgruppen) angegeben (ICRP 1994, Anhang A, z. B. Tabelle A3, S. 139, Anhang B, S. 173 ff.).

Folgende Parameter beschreiben verschiedene Aspekte der Atmung:

- Der Atemmodus gibt an, wie die eingeatmete Luft zwischen Nase und Mund verteilt wird.

⁹ http://icrpaedia.org/ICRP_Glossary

- Die Atemfrequenz („breathing frequency“) ist die Anzahl der Atemzüge pro Minute, während das Tidalvolumen das Luftvolumen pro Atemzug misst (ICRP 1994, Anhang B, S. 179 ff).
- Die Atemrate (auch „ventilation rate“ oder „breathing rate“), also das Luftvolumen, das pro Zeiteinheit eingeatmet wird, ist das Produkt aus Atemfrequenz und Tidalvolumen.

Beide letztgenannten Parameter, sowohl die Atemfrequenz als auch die Atemrate, variieren in Abhängigkeit von Körpergröße, Alter, Geschlecht, Gesundheitszustand des Atmungssystems und dem Aktivitätsniveau (ICRP 1994, S. 22, ICRP 2002). Zusätzlich gibt es verschiedene Atemmuster: Die meisten Menschen atmen in Ruhe durch die Nase und wechseln bei mittlerer Anstrengung zu einer Mischung aus Nasen- und Mundatmung. Einige Menschen sind gewohnheitsmäßige Mundatmer, während andere immer durch die Nase atmen oder kein konsistentes Atemverhalten zeigen.

4.1.3.4 Werte für die Atemrate des Referenzarbeiters

Bereits seit den 1950er Jahren werden Referenzparameter für die Atmung von Arbeiterinnen und Arbeitern festgelegt (siehe Tabelle 4.3). Diese Parameter werden in angemessenen zeitlichen Abständen überprüft und bei Bedarf an neue wissenschaftliche Erkenntnisse angepasst.

Die in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) verwendeten Modellannahmen für den Referenzarbeiter basieren überwiegend auf den im Human Respiratory Tract Model (HRTM, ICRP 1994) festgelegten Parametern.

Wichtige Referenzparameter für die Atmung des Referenzarbeiters umfassen:

- Atemrate (Produkt aus Tidalvolumen und Atemfrequenz): Diese Parameter variieren je nach Art der ausgeführten Aktivität. Die ICRP berücksichtigt dabei konservative Annahmen für verschiedene Aktivitätsniveaus, wie sie typischerweise in einem Arbeitsumfeld oder im häuslichen Bereich auftreten:
 - schlafend: $0,45 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$
 - sitzend (Ruhezustand): $0,54 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$
 - leichte Aktivität: $1,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$
 - schwere Aktivität: $3,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.
- Referenzwerte für die Zeiteinteilung des Tagesablaufes („time budgets“ [h d^{-1}]) in Abhängigkeit vom Alter, für Aktivitäten im Innen- und Außenbereich, Schlaf- und Wachzeiten, siehe (ICRP 2002, Tabelle 2.33 und 2.34, S. 26 und Abs. (177), S. 99) bzw. Arbeitszeitverteilung: Referenzwerte für das täglich eingeatmete Luftvolumen wurden sowohl für die Allgemeinbevölkerung (ICRP 2002, Tabelle 2.32, S. 25 und Abs. (178), S. 100) als auch für Arbeiter (ICRP 2002, Tabelle 2.35, S. 27 und Tabelle Abs. (179), S. 101) festgelegt. Für die Definition der Atemrate des Referenzarbeiters wird in ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) ein Aktivitätsmuster von $2,5 \text{ h d}^{-1}$ sitzender Tätigkeit und $5,5 \text{ h d}^{-1}$ leichter körperliche Betätigung angewendet. Dies entspricht etwa 1/3 der Arbeitszeit sitzend und 2/3 bei leichter Aktivität. Mit diesem Muster wird bereits in ICRP-Publikation 103 (ICRP 2015, S. 59) der Referenzarbeiter beschrieben. In früheren Publikationen diente es ebenfalls als Grundlage für die Definition von leichter Arbeit („light work“, ICRP 1994, S. 23) oder des sitzenden Arbeiters („sedentary worker“, ICRP 2002, S. 27) (siehe Tabelle 4.3). Zusätzlich werden in ICRP-Publikationen abweichende Aktivitätsmuster für schwere körperliche Arbeit sowie für leichte Bürotätigkeiten definiert (siehe Tabelle 4.3).
- Alter und Gesundheitszustand: Die wichtigsten Faktoren für die Atmung im Modell ist das Alter und das Ausmaß an körperlicher Aktivität (siehe ICRP 2002, Tabellen 2.31 bis

2.35, Abs. (177)-(179)). Der Referenzarbeiter wird als gesunder Erwachsener betrachtet, der durch die Nase atmet (ICRP 2002, S. 89, ICRP 1994). In der ICRP-Publikation 130 wurde definiert, dass der gesunde Referenzarbeiter nicht raucht (ICRP 2015, S. 59, S. 130). Der potenzielle Einfluss des Rauchens bzw. des Umfangs des Zigarettenkonsums wurden in das überarbeitete Modell allerdings nicht aufgenommen (ICRP 2015, S. 164).

Tabelle 4.3: Referenzwerte für die Atemraten [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$] und das während eines 8-stündigen Arbeitstages eingeatmete Gesamtvolumen der Luft [m^3] für verschiedene Aktivitäten des erwachsenen Referenzarbeiters gemäß der ICRP-Empfehlungen (1951–2017).

Aktivität	ICRP	Atemrate [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]	Eingeatmetes Luftvolumen [m^3] pro Arbeitstag	Aktivitätsmuster
Bei der Arbeit „At Work“	1951	1,25	10	NA
Leichte Arbeit „Working - light activity“	1975	1,2	9,6	NA
Leichte berufliche Tätigkeit „Occupational light work“	1994	1,2	9,6	2,5 h sitzend, 5,5 h leichte Bewegung
Sitzende Arbeit „Sedentary worker“	2002	1,2	9,6	1/3 sitzend, 2/3 h leichte Bewegung
Referenzarbeiter „Reference worker“	2015	1,2	9,6	2,5 h sitzend, 5,5 h leichte Bewegung
Referenzarbeiter „Reference worker“	2017	1,2	9,6	2,5 h sitzend, 5,5 h leichte Bewegung
Schwere Arbeit^a „Heavy work“	1994	1,7	13,5	7 h leichte Bewegung, 1 h starke körperliche Belastung
Schwere Arbeit^a „Heavy work“	2002	1,7	13,5	7/8 leichte Bewegung, 1/8 starke körperliche Belastung
Sitzende Bürotätigkeit^b „Sedentary - office work“	2017	0,89	7,1	2/3 sitzend, 1/3 leichte Bewegung

^a Als Beispiele für „heavy work“ werden in (ICRP 2002, S. 100) Berufe wie Feuerwehrleute, Beschäftigte im Baugewerbe und in der Landwirtschaft genannt.

^b Daten von Harrison und Marsh (2012), zitiert in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017), veröffentlicht in den Proceedings of ICRP 2011.

4.1.3.5 Einfluss der respiratorischen/ atemphysiologischen Parameter auf die Dosisberechnung

Die respiratorischen Parameter werden im HRTM (Human Respiratory Tract Model) und anderen dosimetrischen Modellen zur Berechnung der Dosis herangezogen. Schwankungen in diesen Parametern haben deutliche Auswirkungen auf die mit dem Modell berechnete Strahlenexposition, da sie die Verteilung und Ablagerung von Radionukliden im Atemtrakt sowie den Transport in den Körper beeinflussen. Wie aus den in den Abschnitten 4.1.3.3 und 4.1.3.4 referierten Daten hervorgeht, variieren die Werte der respiratorischen / atemphysiologischen Parameter je nach ausgeübter Tätigkeit erheblich und können auch deutlich von Person zu Person schwanken (ICRP 2002, S. 96 ff).

Die ICRP macht in der Publikation 66 (ICRP 1994, Tabelle 31) einen Vorschlag für eine Wichtung der relativen Strahlenempfindlichkeit von Gewebe im Atemtrakt, siehe Tabelle 4.4.

Tabelle 4.4: Zusammenfassung: Wichtungsfaktoren, die der Aufteilung des Strahlenschadens auf die Gewebe des Atmungstrakts zugeordnet sind, gemäß Tabelle 31 in der ICRP-Publikation 66 (ICRP 1994).

Gewebe	Zugeordnete Anteile (A) von w_T
Extrathorakaler Bereich	
ET ₁ (vorderer Nasenbereich)	0,001
ET ₂ (hintere Nasenwege, Kehlkopf, Rachen und Mund)	1
LN _{ET} (Lymphgefäße)	0,001
Thorakaler Bereich	
BB (bronchial)	0,333
bb (bronchiolär)	0,333
AI (alveolär-interstitiell)	0,333
LN _{TH} (Lymphgefäße)	0,001

Der Wichtungsfaktor $w_T=0,12$ der Lunge wird hier angewandt für die Berechnung der Effektiven Folgedosis für den thorakalen Bereich. Der extrathorakale Bereich wird als eine der „Restlichen Gewebe“¹⁰ angesehen, die summarisch einen Wichtungsfaktor von $w_T=0,12$ besitzen. Mit diesem Parametersatz kann nach Deposition in verschiedenen Bereichen des Atemtrakts das jeweilige Krebsrisiko abgeschätzt werden. Die Qualität der Daten, auf die sich diese Aufteilung der ICRP bezieht, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden¹¹.

Bereits in (SSK 2017) und in einer Zusammenfassung von Makumbi et al. (2024) wurden die verschiedenen Unsicherheiten aufgezeigt, die mit den dosimetrischen Konzepten und den berechneten Dosiskoeffizienten verbunden sind. Diese Unsicherheiten umfassen neben der individuellen Variabilität und den Umweltbedingungen insbesondere die Depositionswerte der Radon-Zerfallsprodukte im Lungenbereich (Partikelablagerungsmodell), die mechanischen Transportarten der deponierten Radon-Zerfallsprodukte (Partikeltransportmodell), die Absorptionsrate vom Atemtrakt ins Blut (Absorptionsmodell) sowie die Definition und Lage der strahlensensiblen Zellen.

Referenzwerte für die respiratorischen Parameter werden in Kapitel 3 in der ICRP-Publikation 66 (ICRP 1994) sowohl für den Referenzarbeiter als auch für die Bevölkerung definiert. Aus der Tabelle 4.3 geht hervor, dass gemäß der Definition des Referenzarbeiters in (ICRP 2017) davon ausgegangen wird, dass während eines 8-Stunden-Arbeitstages ein Luftvolumen von 9,6 m³ eingeatmet wird. Dies entspricht einer durchschnittlichen Atemrate von 1,2 m³ h⁻¹ (1/3 sitzende, 2/3 leichte Arbeit) (ICRP 2017, Abs. (665)). Diese Festlegung diene als Basis für die Berechnung von Dosiskonversionskoeffizienten.

Zur Berechnung der Dosis bei Exposition durch Radon unter Verwendung des HRTM wird zwischen der Aufnahme von Radongas und Radon-Zerfallsprodukten unterschieden. Um die aufgenommene Aktivität zu berechnen, werden verschiedene physikalische und physiologische Parameter berücksichtigt. Für die aufgenommenen Radionuklide sind dies unter anderem die

¹⁰Nebennieren, Obere Atemwege, Gallenblase, Herz, Nieren, Lymphknoten, Muskelgewebe, Mundschleimhaut, Bauchspeicheldrüse, Prostata, Dünndarm, Milz, Thymus, Gebärmutter/Gebärmutterhals.

¹¹Eine Diskussion zu Unsicherheiten des Modells für den Fall der Inhalation Uran-haltiger Partikel findet sich in (HPA 2007).

Aktivitätskonzentration von Radionukliden in der Umgebungsluft, die Expositionszeit, die Aktivitätskonzentrationen der Zerfallsprodukte sowie die Atemrate.

Die Modellierung der Dosis wird zudem durch eine detaillierte Berücksichtigung von physikalischen Prozessen wie Partikelfiltration und Deposition sowie biologisch beeinflussten Mechanismen der Clearance im Atemtrakt ergänzt.

Filtrationsmodelle beschreiben die Abscheidung von Aerosolen in den verschiedenen Abschnitten des Atemtrakts, die je nach Größe, Form und physikalischen Eigenschaften der Partikel variieren. Diese Prozesse werden durch die Polydispersität der Aerosole beeinflusst, da in realen Umgebungen Aerosole typischerweise aus einer Mischung unterschiedlich großer Partikel bestehen.

Hygroskopische Aerosole stellen eine weitere Einflussgröße dar, da sie nach dem Einatmen durch die Feuchtigkeit in den Atemwegen wachsen. Ein Hygroskopiefaktor wird verwendet, um dieses Wachstum der Partikelgrößen zu modellieren, was wiederum die Deposition in den verschiedenen Regionen des Atemtrakts beeinflusst.

4.1.4 Parameter der Expositionsumgebung und ihre Wirkung auf die Radon-Exposition

Die Exposition durch Radon an einem Arbeitsplatz wird vorrangig durch die Aktivitätsgrößenverteilung der Radon-Zerfallsprodukte, auf die verschiedene physikalische und umgebungsbedingte Parameter Einfluss haben, bestimmt (vgl. Abschnitt 4.2.2). Der primäre Parameter für die in einem Raum entstehende Aktivitätsgrößenverteilung der Radon-Zerfallsprodukte ist die Partikelkonzentration. Die Partikelkonzentration und deren Größenverteilung ist im Wesentlichen abhängig vom Vorhandensein von Aerosolen bzw. Aerosolquellen (z. B. Zigarettenrauch, Partikel aus Abgasen), von der Luftfeuchte, von der Raumkonfiguration (Volumen und innere Oberfläche des Raumes), vom Raumluftwechsel und der Luftbewegung im Raum.

Grundsätzlich nimmt der Anteil unangelerter Radon-Zerfallsprodukte mit steigender Partikelkonzentration ab, während der Anteil der angelagerten Radon-Zerfallsprodukte und die Partikelkonzentration direkt miteinander korreliert sind.

Das Raumvolumen und die innere Oberfläche eines Raumes haben Einfluss auf die Ablagerungsrate der Radon-Zerfallsprodukte, die zusätzlich von der Partikelgröße abhängig ist. Unterschiedliche Partikelgrößen weisen deutlich unterschiedliche Ablagerungsgeschwindigkeiten auf. So ist die mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit unangelerter Radon-Zerfallsprodukte etwa um zwei Größenordnungen höher als die Ablagerungsgeschwindigkeit an Aerosole angelagerter Radon-Zerfallsprodukte.

Bei niedrigen Partikelkonzentrationen und einem daraus resultierenden höheren Anteil unangelerter Radon-Zerfallsprodukte ist der Gleichgewichtsfaktor F in der Regel niedrig. Mit dem Vorhandensein von Aerosolen und daran angelagerter Radon-Zerfallsprodukte sind höhere Werte des Gleichgewichtsfaktors F verbunden. Geringere Werte des Gleichgewichtsfaktors können insbesondere bei hohen Lüftungsraten auftreten.

Für viele Arbeitsplätze mit Bezug zum Radonschutz stehen in der Praxis keine belastbaren Messdaten zur Verfügung. Die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) stellt für ausgewählte Arbeitsplatztypen Ergebnisse aus unterschiedlichen Studien zusammen und nutzt diese zur Einordnung der zugrunde gelegten Modellannahmen. Bereits diese Zusammenstellung macht deutlich, dass die berichteten Werte eine große Spannweite aufweisen. Im Folgenden werden die in der ICRP-Publikation 137 dargestellten Arbeitsplatztypen sowie die damit verbundenen Annahmen zur Expositionsumgebung kurz dargestellt.

Innenräume

Die Parameterwerte für die Aktivitätsgrößenverteilung der Radon-Zerfallsprodukte an Arbeitsplätzen in Innenräumen (siehe Tabelle A3, ICRP 2017) stützen sich primär auf Messungen von Porstendörfer (2001) sowie auf Studienergebnisse in Wohngebäuden. Der Wert des Gleichgewichtsfaktors wird hauptsächlich von der Lüftungsrate in Innenräumen beeinflusst, die durch das Öffnen/Schließen von Fenstern und die Nutzung von elektrischen Ventilatoren, Klimaanlage und Luftentfeuchtern gesteuert wird. Der Durchschnittswert des Gleichgewichtsfaktors in Schulen, Kindergärten, Büros, Kernkraftwerken, Fabriken und Cafés liegen typischerweise zwischen 0,3 und 0,6. UNSCEAR übernahm im Jahr 2000 einen Gleichgewichtsfaktor von 0,4 für Innenräume (UNSCEAR 2000, Anhang B, Abs. (127)). Der unangelagerte Anteil (f_p) der Radon-Folgeprodukte hängt umgekehrt von der Aerosolkonzentration in der Raumluft ab und wird somit stark durch Lüftung und Aerosolquellen beeinflusst. Für Innenarbeitsplätze wird ein mittlerer Wert von $f_p = 0,08$ angenommen, basierend auf Messungen von Porstendörfer (2001) und weiteren Studien in Wohngebäuden (ICRP 2017, Abs. (A40)).

Bergwerke

Die Charakterisierung der Aerosolparameter für Bergwerke gestaltet sich schwierig aufgrund der stark variablen Bedingungen, wie z. B. unterschiedliche Bergbauarten (Verwendung von diesel- oder elektrisch betriebenen Geräten), verschiedene Belüftungsraten und die Art der Heizung während der Wintermonate (ICRP 2017, Anhang A.5.2).

Eine inverse Korrelation von Gleichgewichtsfaktor F und unangelagertem Anteil der Radon-Zerfallsprodukte f_p besteht hier nicht in der gleichen Weise wie für Innenräume und touristische Höhlen.

Touristische Höhlen

In touristischen Höhlen (auch Schauhöhlen genannt) wird aus verschiedenen Gründen häufig keine zusätzliche Bewetterung durchgeführt, sondern die natürliche Belüftung genutzt. Eine Minimierung von Luftbewegung und Luftaustausch ist zum Schutz des Höhlenklimas und damit der Flora und Fauna, geologischer Gebilde wie auch Kulturgüter erwünscht. Dadurch kann die Radon-Aktivitätskonzentration hohe Werte von mehreren Tausend Bq m^{-3} erreichen. Der Gleichgewichtsfaktor F zeigt dabei eine breite Spannweite von etwa 0,2 bis 0,7, abhängig von Jahreszeit, Luftaustausch und Aerosolkonzentration. Für Modellzwecke legt die ICRP repräsentative Werte von $f_p = 0,15$ und $F = 0,4$ fest. Diese gelten als mittlere, realistische Annahmen für touristisch genutzte Höhlen (ICRP 2017, Anhang A.5.3).

Wasserwerke und Heilbäder

Expositionssituationen in Anlagen der Wassergewinnung und Thermalbädern werden im Anhang der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) ausführlich beschrieben, obwohl Referenzparameterwerte nicht bereitgestellt werden. In Anlagen der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung, die Grundwasser mit hoher Radon-Aktivitätskonzentration behandeln oder lagern, werden hohe Radonwerte in der Luft gemessen. Die relative Luftfeuchtigkeit in solchen Anlagen wurde als nahezu 100 % gemeldet (ICRP 2017, Anhang A.5.4).

Thermalbäder werden sowohl für medizinische Therapie- und Rehabilitationszentren als auch für Erholungszwecke genutzt. Radon, das aus den Thermalquellen austritt, stellt eine zusätzliche Strahlenexposition für das Personal und die Badegäste bzw. Patientinnen und Patienten dar. Messungen haben gezeigt, dass das dominierende Freisetzungsmuster von Radon in Luft während des Befüllens der Badewanne auftritt. Die durchschnittlichen Werte von F und f_p wurden für verschiedene Bereiche von Thermalbädern gemeldet und variieren je nach Standort und Umständen.

4.1.5 Begründung für die Änderung der Radon-Dosiskoeffizienten in der ICRP-Publikation 137

Die Ausführungen in Abschnitten 4.1.3 und 4.1.4 erläutern die große Zahl an teilweise wenig charakterisierten Einflussfaktoren, die die Lungendosis bei gegebenen Radon-Aktivitätskonzentrationen beeinflussen können. Naturgemäß führen diese zu großen Unsicherheiten in den Dosisschätzungen. Die Verfügbarkeit von großen epidemiologischen Studien ermöglicht im Falle von Radon eine Überprüfung der Plausibilität der gemachten Annahmen im sogenannten epidemiologischen Modell. In der ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993) wurde ursprünglich ein RDC von $1,4 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ bzw. von $F \cdot 7,8 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ für Arbeiter festgelegt, basierend auf epidemiologischen Daten aus Bergarbeiterstudien.

In der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) wurden neuere epidemiologische Daten berücksichtigt, vor allem solche von Untergruppen mit relativ geringer Exposition verschiedener Bergarbeiter-Kohorten. Zudem wurde das dosimetrische Modell als bevorzugtes Modell für die Bestimmung des RDC propagiert. Dies führte zur annähernden Verdopplung (Faktor 1,82) des Radon-Risikokoeffizienten („nominal risk coefficient“). Durch die Anwendung dieses überarbeiteten nominalen Risikokoeffizienten von $F \cdot 8 \cdot 10^{-4}/(\text{MBq h m}^{-3})$ (vgl. Abbildung 4.8) und unter Berücksichtigung des Detriments aus der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) wurde ein neuer RDC von $F \cdot 18,8 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ bzw. $3,3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für Beschäftigte in Bergwerken ermittelt (ICRP 2017, Abs. (664)-(665)). Die Änderungen des RDC in der ICRP-Publikation 137 wurden damit begründet, dass die Herleitung wie bei Radionukliden vereinheitlicht und daher nicht aus epidemiologischen Daten, sondern analog aus dem biokinetischen und dosimetrischen Modell erfolgen soll. Diese Veränderung wurde jedoch bislang nicht im deutschen Strahlenschutzrecht umgesetzt. Ein gewichtiges Argument gegen die Übernahme war, dass zum damaligen Zeitpunkt aktualisierte Risikoabschätzungen für weitere bedeutende Kohorten, vor allem der WISMUT-Kohorte, noch ausstanden (SSK 2017).

Tabelle 4.5: Radon-Dosiskoeffizienten nach verschiedenen ICRP-Publikationen/ Modellen für die berufliche Exposition.

Radon-Risikokoeffizient für Lungenkrebstod (Lebenszeitrisko)		Gesamt-Detriment	Dosiskoeffizient		Faktor der Erhöhung gegenüber der ICRP-Publikation 65
1/(MBq h m ⁻³)	1/(mJ h m ⁻³)	1/mSv	mSv/(MBq h m ⁻³)	mSv/(mJ h m ⁻³)	
ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993)		ICRP-Publikation 60 (ICRP 1991)			
$F \cdot 4,4 \cdot 10^{-4}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$	$5,6 \cdot 10^{-5}$	$F \cdot 7,8$	1,43	-
ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010)		ICRP-Publikation 60 (ICRP 1991)			
$F \cdot 8 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$5,6 \cdot 10^{-5}$	$F \cdot 14,1$	2,5	1,7
ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010)		ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007)			
$F \cdot 8 \cdot 10^{-4}$ (vgl. Abbildung 4.8)	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$F \cdot 18,8$ (vgl. Abbildung 4.8)	3,3	2,4
Biokinetische und dosimetrische Modelle (ICRP 2017) unter Annahme einer Atemrate von 1,2 m ³ h ⁻¹					
HRTM, Referenzarbeiter, Bergwerk			$F \cdot 18,8$	3,3	2,4
HRTM, Referenzarbeiter, Innenraumarbeitsplätze			$F \cdot 31,3$	5,7	4,0
HRTM, Referenzarbeiter, touristische Höhlen			$F \cdot 37,5$	6,7	4,7
Empfehlungen in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017)					
Mehrheit aller Arbeitsplätze			$F \cdot 15,6$	3	2,1
Touristische Höhlen, schwere körperliche Arbeit			$F \cdot 31,3$	6	4,2

Eine Unterscheidung nach Arbeitsplatzkategorien wurde erstmals mit der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) vorgenommen (Tabelle 2.1 in SSK 2017). Dort wird für die Atemrate von 1,2 m³ h⁻¹ angenommen, dass der Referenzarbeiter zwei Drittel seiner Arbeitszeit in Bewegung ist (ICRP 2017, Abs. (665)). In Bezug auf Expositionen in Bergwerken ähnelt dieser Wert der durchschnittlichen Atemrate von 1,3 m³ h⁻¹, die aus einer Studie mit 620 unter Tage beschäftigten Bergleuten abgeleitet wurde, die schwere Arbeiten in einer Goldmine in Südafrika durchführten (ICRP 1994, Abs. (B76)). Er ist auch mit den von Ruzer et al. (1995) abgeleiteten Atemraten für Personal ($0,9 \pm 0,4$) m³ h⁻¹, Assistenzbohrer ($1,1 \pm 0,5$) m³ h⁻¹ und Bohrer ($1,4 \pm 0,5$) m³ h⁻¹ konsistent, die unter Tage in einem Erzbergwerk in Tadschikistan arbeiteten (ICRP 2017, Abs. (A83)).

In der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) werden für den Referenzarbeiter im Innenbereich bzw. in Schauhöhlen Werte von 5,7 mSv/(mJ h m⁻³) bzw. 6,7 mSv/(mJ h m⁻³) modelliert. Dabei wurde für beide Fälle die gleiche Atemrate wie bei Bergarbeitern, jedoch ein Gleichgewichtsfaktor von 0,4 statt 0,2 sowie ein 8- bis 15-fach höherer unangelagerter Anteil (0,08 (Aufenthaltsräume), 0,15 (Schauhöhlen) statt 0,01 (Bergwerke)) zugrunde gelegt (siehe Abbildung

4.4). Der höhere Gleichgewichtsfaktor beruht darauf, dass Bergwerke seit langem über sehr effektive Bewetterungssysteme verfügen, an Innenarbeitsplätzen und in Schauhöhlen aber ein Luftaustausch und die Luftbewegung in weit geringerem Maße stattfinden. Der RDC bezogen auf die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration ist in diesen Fällen $F \cdot 33 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$.

Allerdings haben Harrison und Marsh (2012) für sitzende Tätigkeiten wie Büroarbeit angenommen, dass die Referenzatemrate zu hoch ist. Die Annahme einer niedrigeren Atemrate von $0,86 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (zwei Drittel der im Sitzen verbrachten Zeit, ein Drittel der Zeit bei leichter Bewegung) würde den Dosiskoeffizienten für Radon und Radon-Zerfallsprodukte bei unveränderter Aerosolcharakteristik von $F \cdot 33 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ bzw. $5,7 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ auf etwa $F \cdot 24 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ bzw. $4,1 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ reduzieren (siehe Abbildung 4.4, Harrison und Marsh 2012). Dosimetrische Berechnungen nach der gleichen Methode führen für Bewohnerinnen und Bewohner von Häusern mit hoher Radon-Aktivitätskonzentration zu $3,7 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$. Dies ist in (ICRP 2017, Abs. (665)) zwar erwähnt, im Kapitel „Empfehlungen“ aber nicht explizit darauf Bezug genommen.

Nach Rundung und Vereinfachung werden in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) zwei unterschiedliche RDC empfohlen: Für Bergwerke und die überwiegenden Radon-Expositionssituationen in Gebäuden soll ein Koeffizient von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ bzw. $F \cdot 17 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ angenommen werden (ICRP 2017, Abs. (667)), ohne dass die besondere Aerosolcharakteristik weiter zu berücksichtigen ist. Für Innenarbeitsplätze, an denen Arbeiter in erheblichem Maß körperlich aktiv sind („engaged in substantial physical activities“; diese entsprechen den Referenzarbeitern), und für Arbeiter in Schauhöhlen, wird der doppelte Wert von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ bzw. $F \cdot 33 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ für angemessen erachtet (ICRP 2017, Abs. (668)).

Arbeitsfelder/ Arbeitsplatzkategorien	Innenraum- Arbeitsplätze: Referenzarbeiter	Innenraum- Arbeitsplätze: Sitzende Tätigkeiten*	Bergwerke: Referenzarbeiter	Touristische Höhlen: Referenzarbeiter
Aktivitätsniveau	1/3 sitzend 2/3 leichte Bewegung	2/3 sitzend 1/3 leichte Bewegung	1/3 sitzend 2/3 leichte Bewegung	
Atemrate [$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$]	1,2	0,86	1,2	
Freier Anteil der Radon-Zerfallsprodukte f_p	0,08		0,01	0,15
Gleichgewichtsfaktor F	0,4		0,2	0,4
Berechneter Radon- Dosiskoeffizient (Radon + Folgeprodukte) [$\text{mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$]	5,7	4,1	3,3	6,7
Radon- Dosiskoeffizienten nach ICRP 137 [$\text{mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$]	3 / 6	3	3	6

*Harrison und Marsh (2012), zitiert in ICRP 137 (2017).

Abbildung 4.4: Übersicht der ICRP-Publikation 137: Arbeitsfelder, Aktivitätsniveaus und Umgebungsparameter zur Berechnung der Radon-Dosiskoeffizienten (RDC) nach dem biokinetischen/dosimetrischen Modell. In Grün sind die in der ICRP-Publikation 137 empfohlenen RDC hervorgehoben: $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für die Mehrheit aller Arbeitsplätze, $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für touristische Höhlen und Innenraumarbeitsplätze mit erheblicher Bewegung (Created with BioRender.com).

Nicht weiter diskutiert wird die Empfehlung, den niedrigen Dosiskoeffizienten überhaupt für alle Fälle zu verwenden, in denen keine weiteren Informationen über die Aerosol-Bedingungen vorliegen (ICRP 2017, Abs. (667)).

Obwohl im Anhang die besondere Situation in Wasserwerken erörtert wird, findet sich in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) zu diesem Punkt keine ausführlichere Diskussion. Dezierte Modellrechnungen zur Ermittlung der RDC für stark körperlich arbeitende Personen (*significant physical activity*) mit einer Atemrate von $1,7 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ sind in der ICRP-Publikation 137 ebenfalls nicht enthalten.

Die ICRP weist darauf hin, dass in Fällen, in denen die Aerosol-Bedingungen deutlich von den typischerweise angenommenen Bedingungen abweichen und zuverlässige Aerosol-Daten vorliegen, die berechnete Dosis einer detaillierten Betrachtung bedarf. In diesen Fällen können ortsspezifische Dosiskoeffizienten berechnet werden, wie in Anhang A der ICRP-Publikation 137 näher erläutert wird (ICRP 2017, Abs. (669)).

4.2 Wissenschaftliche Begründung zur Beantwortung der Fragen des Beratungsauftrags

4.2.1 Arbeitsplatzkategorien und Einfluss der Atemrate

Da mehr als 95 % der effektiven Dosis auf die Lungendosis zurückzuführen sind, spielen im Zusammenhang mit der Exposition durch Radon und die Radon-Zerfallsprodukte insbesondere atemphysiologische Parameter (siehe Abschnitte 4.1.3.3, 4.1.3.4 und 4.1.3.5) sowie die Parameter der Expositionsumgebung (siehe Abschnitt 4.1.4) eine entscheidende Rolle. Die Wahl an geeigneten Referenzparametern für die Berechnung des RDC mit dem biokinetischen/dosimetrischen Modell der ICRP-Publikation 137 bringt mehrere Herausforderungen mit sich. Im Gegensatz zu regulierten Strahlenschutzbereichen (z. B. Medizin, Kerntechnische Anlagen, Forschung), in denen die Expositionsbedingungen meist gut kontrolliert und relativ einheitlich sind, zeigt sich bei typischen Arbeitsplätzen bezüglich hohen Radon-Expositionen eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität der Expositionsbedingungen (siehe Abschnitt 4.1.4). Für die entsprechend zugrundeliegenden Expositionsszenarien (siehe Abschnitt 4.1.4) unterscheiden sich beispielsweise die modellierten RDC um einen Faktor 2 mit $3,3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für Bergwerke und $6,7 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für touristische Schauhöhlen, siehe Tabelle 4.5.

Um dieser Problematik zu begegnen, aber ohne einzelne Arbeitsplätze in den Berechnungen individuell zu betrachten, werden in der Empfehlung der ICRP-Publikation 137 nur zwei arbeitsplatzspezifische Kategorien unterschieden. In der Empfehlung spiegelt sich dieser Unterschied wider bei den Werten für den RDC von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für die Mehrheit der Arbeitsplätze und $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für touristische Schauhöhlen sowie Innenraumarbeitsplätze mit substanzieller körperlicher Aktivität. Auffällig ist jedoch, dass die empfohlenen RDC niedriger sind als die fallspezifischen Modellierungen (ICRP 2017, Abs. (665)).

Die in der ICRP-Publikation 137 vorgeschlagenen RDC für die Mehrheit der Arbeitsplätze sind etwa doppelt so hoch wie die RDC in der ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993). Für Referenzarbeiter in Bergwerken stimmen die vorgeschlagenen Werte gut mit denen aus der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) überein, die damals u. a. mit den gegenüber der ICRP-Publikation 65 erhöhten Risikokoeffizienten aktualisierter epidemiologischer Studien an Bergwerkarbeitern begründet wurden.

Es stellt sich jedoch die Frage, inwieweit es gerechtfertigt ist, einen RDC von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für weitere Arbeitsplätze anzunehmen, bzw. Arbeitsplatzklassen zu definieren, für die ein höherer RDC von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ gelten soll.

Eine mögliche Erklärung für die Empfehlung der niedrigeren RDC könnte in der Anpassung an die von Harrison und Marsh (2012) angenommenen Aktivitätsmuster für den Referenzarbeiter liegen. Die ICRP weist darauf hin, dass die standardmäßig angenommene Atemrate von $1,2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ für überwiegend sitzende Tätigkeiten, wie Büroarbeit, möglicherweise zu hoch angesetzt ist. Studien von Harrison und Marsh legen nahe, dass ein Wert von $0,89 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ für Büroarbeitsplätze in Innenräumen plausibler wäre. Würde diese reduzierte Atemrate angewendet, ergäbe sich ein niedrigerer Dosiskoeffizient für Arbeitsplätze in Innenräumen von $4,1 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$. Diese Anpassung der Atemrate wird in der abschließenden Empfehlung für den RDC von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ nicht explizit erwähnt, jedoch zuvor im Kapitel zur Nutzung dosimetrischer Daten erläutert. Gleichzeitig weist die ICRP darauf hin, dass für Arbeitskräfte mit erhöhter körperlicher Aktivität der höhere RDC von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ anzusetzen ist. Dies deutet darauf hin, dass die Reduzierung der Atemrate eine wesentliche Grundlage für die Empfehlung des RDC von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für die Mehrheit der Arbeitsplätze ist. Trotz dieser Anpassungen erklärt die reduzierte Atemrate alleine die Empfehlung eines niedrigeren RDC von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ nicht vollständig. Weitere Faktoren, die zur Festlegung der Empfehlung beigetragen haben, sind nicht explizit dargelegt, was eine präzise wissenschaftliche Bewertung erschwert.

Die ICRP sieht vor, dass Abweichungen von den Referenzbedingungen berücksichtigt werden, wenn ausreichend Daten zur Verfügung stehen. In der Praxis wird die Atemfrequenz von Arbeitern bei der Ermittlung der Radon-Exposition jedoch nicht individuell erfasst, sodass keine spezifischen Messdaten zur Beurteilung vorliegen. Daher können abweichende Referenzbedingungen lediglich für generalisierte Referenzszenarien definiert werden. Dies wirft die Frage auf, ob das neue Referenzszenario der sitzenden Bürotätigkeit für die Beurteilung der Radon-Exposition an der Mehrheit der Arbeitsplätze repräsentativer ist als das bisherige Szenario einer überwiegend stehenden leichten Arbeit.

Untersuchungen zeigen, dass der Anteil von Büroarbeitsplätzen durch Digitalisierung und Automatisierung kontinuierlich steigt. Im Jahr 2022 arbeiteten etwa 18 Millionen Menschen (rund 50 % der Erwerbstätigen) in Deutschland an Büro- und Bildschirmarbeitsplätzen (VBG 2022). Studien zu arbeitsbezogenen sitzenden Tätigkeiten („sedentary work“) aus dem Jahr 2023 ergaben, dass Büroangestellte durchschnittlich 7 Stunden (80 % der Arbeitszeit) sitzend verbringen (Nöscher et al. 2023).

Basierend auf den Ergebnissen dieser Studien erscheint die Annahme eines Referenzarbeiters mit einem Aktivitätsmuster von 2/3 leichter körperlicher Arbeit und nur 1/3 sitzender Tätigkeit für viele moderne Arbeitsplätze in Deutschland nicht mehr zutreffend. Die von Harrison und Marsh (2012) vorgeschlagene reduzierte Atemrate für überwiegend sitzende Tätigkeiten könnte daher eine realistischere Grundlage für die Dosisberechnung eines Großteils der Arbeitsplätze darstellen. Damit ist die Annahme der Atemrate besser gesichert und weniger Schwankungen unterworfen als z. B. die in das Modell eingehenden Umgebungsparameter.

Außerdem hat sich gemäß der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014) der Kreis der Arbeitsplätze, die strahlenschutzrechtlich im Zusammenhang mit Radon berücksichtigt werden müssen, erweitert. Dies betrifft viele Arbeitsplätze, bei welchen die Radon-Exposition nicht in direktem Zusammenhang mit der Tätigkeit steht, darunter vermutlich viele Büroarbeitsplätze.

Eine differenzierte, tätigkeitsbezogene Anwendung von Dosiskoeffizienten stellt im Vergleich zum bisherigen Vorgehen eine Neuerung dar, für die eine praxisgerechte und einfach handhabbare Methodik etabliert werden müsste.

Im Gegensatz zu Radon soll bei der Dosiskonversion für andere Radionuklide weiterhin der allgemeine Referenzarbeiter für leichte Arbeit verwendet werden, ohne eine spezifische Anpassung.

sung an unterschiedliche Tätigkeiten vorzunehmen und vor allem ohne die Atemrate grundsätzlich für sitzende Bürotätigkeiten zu reduzieren. Dies stellt eine Inkonsistenz für den Fall dar, dass eine einheitliche Bewertung der Inhalationsdosen verschiedener Nuklide erforderlich ist.

Eine mögliche Lösung könnte darin bestehen, für andere Radionuklide ebenfalls spezifische Dosiskoeffizienten basierend auf angepassten Atemraten zu bestimmen. Dies entspräche der ICRP-Philosophie, wonach erkannte Abweichungen von den Referenzbedingungen berücksichtigt werden sollten. Wissenschaftlich wäre dies ein konsistenter Ansatz, sofern bekannt ist, welche Atemrate dem RDC zugrunde liegt. In der Praxis wäre die Umsetzung jedoch mit erheblichem Aufwand verbunden, da für jedes Nuklid ein eigener Dosiskoeffizient für die jeweilige Atemrate berechnet werden müsste.

Alternativ könnte in Fällen, in denen die Exposition durch Radon gemeinsam mit anderen Nukliden betrachtet werden muss, für Radon ein konservativer Dosiskoeffizient mit der Atemrate des Referenzarbeiters von $1,2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ angenommen werden, um Dosen formal ohne inkonsistente Annahmen addieren zu können. Unter der Voraussetzung, dass der für reduzierte Atemraten abgeleitete Radon-Dosiskoeffizient die realen Expositionsbedingungen besser abbildet, würde die Radondosis dabei jedoch deutlich, um den Faktor zwei, überschätzt, was in der Folge zu weitergehenden, unter Umständen nicht bedarfsgerechten Strahlenschutzmaßnahmen führen kann. In der Praxis ist jedoch anzunehmen, dass im Fall einer Bürotätigkeit die gleichzeitige Exposition mit anderen Radionukliden vermutlich sehr selten, wenn überhaupt, auftritt.

4.2.2 Partikelgröße, Partikelverteilung

4.2.2.1 Einleitung

Laut Simulationen von Sakoda et al. (2010), die auf dem biokinetischen Modell von Leggett et al. (2013) basieren, geht nur etwa 1 % des inhalierten Radongases in die Blutbahn über, sodass unter regulären Umweltbedingungen (ohne aktive Filterung der Zerfallsprodukte etc.) über 95 % der effektiven Dosis bei Radon-Exposition durch die eingeatmeten Zerfallsprodukte verursacht wird (ICRP 2017). Bei der Inhalation lagern sich die Radon-Zerfallsprodukte im Respirationstrakt an und werden über verschiedene Mechanismen, wie dem mukoziliären Transport, über das Lymphsystem oder die Blutbahn weiter- oder abtransportiert. Die Transportraten sind für den Großteil der im Respirationstrakt deponierten Zerfallsprodukte so niedrig, dass durch die kurzen Halbwertszeiten der einzelnen Radon-Zerfallsprodukte (ICRP 2015) keine effiziente Aufnahme der Zerfallsprodukte in den Körper stattfindet, bevor die Tochter-nuklide im Respirationstrakt zerfallen sind. In Kombination mit dem hohen Organ-Wichtungsfaktor der Lunge trägt die Lungenäquivalentdosis somit mit über 95 % zur effektiven Dosis bei Radon-Exposition bei (Khursheed 2000, Sakoda et al. 2012).

In den folgenden Abschnitten wird daher näher auf den Zusammenhang zwischen der Aktivitätsgrößenverteilung der Radon-Zerfallsprodukte und dem Einfluss der Partikelgröße auf die Deposition im Respirationstrakt eingegangen. Hierzu werden die Nuklide ^{218}Po , ^{214}Pb und ^{214}Bi näher betrachtet.

4.2.2.2 Human Respiratory Tract Model, HRTM

In der ICRP-Publikation 66 (ICRP 1994) wird ein morphologisches Modell des menschlichen Atemtraktes (HRTM: Human Respiratory Tract Model) beschrieben und in der ICRP-Publikation 130 (ICRP 2015) aktualisiert. In dieser wird der Atemtrakt in fünf Regionen unterteilt (siehe Abbildung 4.5): der Extrathorakale Bereich (ET) wird unterschieden in ET₁ (vorderer Nasenraum) und ET₂ (Mund- und Rachenraum, Kehlkopf). Die thorakalen Bereiche

werden unterteilt in Bronchial (BB: Luftröhre und Bronchien), Bronchiolär (bb, Bronchiolen) und Alveolär-Interstitiell (AI, Bereich des Gasaustauschs).

In den einzelnen Regionen kann die Effizienz der Partikeldeposition über verschiedene Mechanismen in Abhängigkeit der Partikelgröße abgeschätzt werden. Die drei dominierenden Depositionsmechanismen sind dabei die a) inertielle Impaktion, b) Sedimentation und c) Diffusion (siehe Abbildung 4.6).

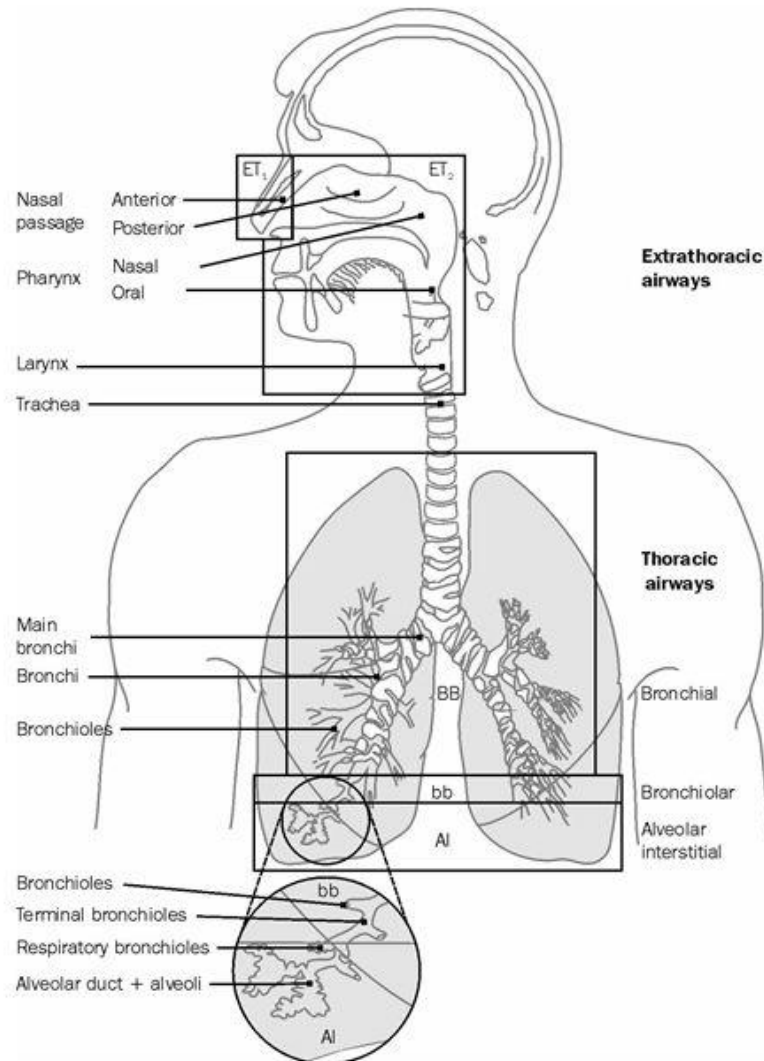


Abbildung 4.5: Atemwegsmodell (ICRP 1994)

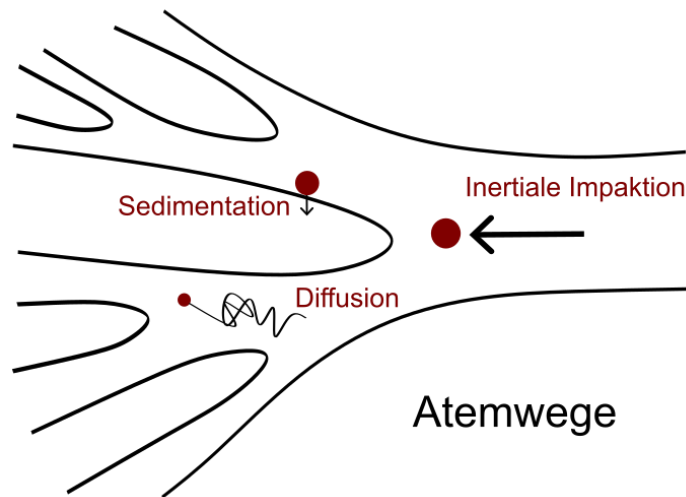


Abbildung 4.6: Schematische Darstellung der Depositionsmechanismen in den Atemwegen

- a) Die inertielle Impaktion tritt bei Partikeln mit einem Durchmesser von $2\text{ }\mu\text{m}$ bis $20\text{ }\mu\text{m}$ vor allem in oberen Atemtraktsregionen (ET_1 , ET_2 , teilweise BB) auf (siehe Abbildung 4.5).
- b) Sedimentation während des Transports im Atemtrakt tritt bei Partikelgrößen von $0,1\text{ }\mu\text{m}$ bis $50\text{ }\mu\text{m}$ auf. Dabei werden große und schwerere Partikel bereits bei hohen Luftstromgeschwindigkeiten in ET_2 und BB angelagert, leichtere mit Partikeldurchmessern von $0,1\text{ }\mu\text{m}$ bis $10\text{ }\mu\text{m}$ erst bei geringeren Luftstromgeschwindigkeiten in AI.
- c) Diffusion tritt bei Partikeln mit einem Durchmesser von unter $0,2\text{ }\mu\text{m}$ auf, wobei der Mechanismus für kleiner werdende Partikel relevanter wird. Besonders kleine Partikel wie die unangelagerten Zerfallsprodukte werden aufgrund ihrer hohen Diffusionskonstante direkt in den oberen Regionen des Respirationstrakts (ET_1 , ET_2) deponiert. Größere Partikel (5 nm bis 200 nm), die hauptsächlich dem Nukleationsmodus (10 nm bis 100 nm) angehören, werden vermehrt durch Diffusion in der alveolaren Region der Lunge (AI) bei niedrigeren Strömungsgeschwindigkeiten deponiert (Stuart 1984, Hofmann 2011, Carvalho et al. 2011).

Partikel mit einem Durchmesser von $0,2\text{ }\mu\text{m}$ bis $0,5\text{ }\mu\text{m}$ weisen die geringsten Depositionsraten auf, da sie zu leicht für Depositionsprozesse wie inertielle Impaktion sind, jedoch zu groß, um effektiv über Diffusion absorbiert zu werden.

Das Depositionsmodell beschreibt die Ablagerung von Aerosolen in jeder dieser Regionen und für verschiedene Aerosolgrößen im Bereich zwischen $0,1\text{ nm}$ bis $100\text{ }\mu\text{m}$. In den extrathorakalen Bereichen wurden hierfür gemessene Depositionswahrscheinlichkeiten mit Parametern wie Partikelgröße und Luftstrom verbunden und im Anschluss mit anatomischen Parametern skaliert, um Depositionswahrscheinlichkeiten für andere Bedingungen zu erhalten. Für die thorakalen Bereiche wurde ein theoretisches Modell für den Gastransport und die Partikelablagerung genutzt, um die Ablagerung in jeder der Regionen zu ermitteln. Depositionsparameter werden für drei Referenzszenarien angegeben (sitzen, leichte Bewegung, starke Bewegung). Weiterhin wird zwischen beruflicher Exposition und der Bevölkerung unterschieden, unterteilt in verschiedene Altersgruppen (3 Monate; 1-, 5-, 10- und 15-jährige Kinder sowie Erwachsene).

Hinsichtlich der Inhalation von Radionukliden durch Arbeiter wird als Referenz ein erwachsener Mann bei leichter Arbeit angenommen, welcher durch die Nase atmet. Bei beruflicher Exposition wird für den „active median aerodynamic diameter“ (AMAD) ein Wert von $5\text{ }\mu\text{m}$ empfohlen. Die regionale Ablagerung wird für diesen Fall in Tabelle 4.6 dargestellt.

Tabelle 4.6: Regionale Ablagerung von inhalierten Aerosolen für den Referenzarbeiter für einen AMAD von 5 μm (Werte gerundet).

Region	Ablagerung [% der inhalierten Aktivität]
ET ₁	34,0
ET ₂	40,0
BB	1,8
bb	1,1
AI	5,3
Summe	82,2

Das HRTM beschreibt mehrere Reinigungsmechanismen (*Clearance*) des Atemtrakts. Im Bereich des ET₁ geschieht die Abgabe der Partikel nach extern, beispielsweise über Schnäuzen. In anderen Regionen geschieht dies als Zusammenspiel von Transportmechanismen in den Verdauungstrakt oder die Lymphknoten und der Absorption in das Blut. Die Abtransportraten für den Transport und Absorption werden hierbei unabhängig voneinander betrachtet.

Hierbei wird angenommen, dass die Transportraten für alle Materialien gleich sind. Referenzwerte für Transportkonstanten wurden – sofern möglich – aus Studien mit Menschen gewonnen, da diese stark zwischen einzelnen Spezies schwanken.

Die Absorption hingegen hängt vom physikalischen und chemischen Zustand des deponierten Materials ab. Es wird angenommen, dass diese mit derselben Rate in allen Regionen vonstattengeht mit Ausnahme des ET₁, wo keine Absorption angenommen wird.

Die Absorption ist hierbei ein zweistufiger Prozess: Dissoziation in Material, welches in Körperflüssigkeiten absorbiert werden kann (*Dissolution*) und die Absorption in Körperflüssigkeiten selbst (*Uptake*). Die Clearance-Raten dieser beiden Prozesse können zeitabhängig sein.

Es wird empfohlen, dass materialspezifische Absorptionsraten angenommen werden für Verbindungen, für welche verlässliche experimentelle Daten existieren. Für andere Verbindungen werden Standardwerte empfohlen, abhängig, ob die Absorption schnell (Typ F), moderat (Typ M) oder langsam (Typ S) geschieht.

Die Absorptionstypen können als ungefähre Halbwertszeiten beschrieben werden:

- Typ F: 100 % Absorption mit einer Halbwertszeit von 10 Minuten. Es findet eine sehr schnelle Absorption von fast allen deponierten Materialien in BB, bb und AI und 50 % des deponierten Materials in ET₂ statt. Die anderen 50 % aus ET₂ werden über Transportmechanismen dem Verdauungstrakt zugeführt.
- Typ M: 10 % Absorption mit einer Halbwertszeit von 10 Minuten und 90 % mit einer Halbwertszeit von 140 Tagen. Es findet eine sehr schnelle Absorption von etwa 10 % der Ablagerungsprodukte in BB und bb und 5 % der Ablagerungsprodukte in ET₂ statt. Etwa 70 % der Ablagerungsprodukte in AI gehen in Körperflüssigkeiten über.
- Typ S: 0,1 % Absorption mit einer Halbwertszeit von 10 Minuten und 99,9 % mit einer Halbwertszeit von 7 000 Tagen. Es findet fast keine Absorption in ET, BB oder bb statt, etwa 10 % der Ablagerungsprodukte in AI gehen in Körperflüssigkeiten über.

Der kleine Teil der Ablagerungsprodukte, welcher in Lymphknoten übergeht, wird im Anschluss in Körperflüssigkeiten absorbiert mit derselben Geschwindigkeit wie im Atemtrakt.

Für als Teilchen inhalierte Radionuklide nimmt das HRTM an, dass totale und regionale Depositionen im Atemtrakt abhängig von der Größenverteilung der Aerosole sind.

Für Gase und Dämpfe ist dies anders, da hier die Deposition lediglich von der chemischen Form abhängt. In diesem Zusammenhang beschreibt Deposition, wie viel des inhalierten Stoffes nach Ausatmung zurückbleibt, da fast alle inhalierten Gasmoleküle wieder ausgeatmet werden, mit Ausnahme der Moleküle, welche sich in den Oberflächen lösen oder mit dieser reagieren. Der Anteil von inhalierten Gasen oder Dämpfen, der sich ablagert, hängt somit von dessen Löslichkeit und Reaktivität ab.

4.2.2.3 Dosiskoeffizienten

Laut ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) ergeben sich verschiedene Dosiskoeffizienten für die Radon-Zerfallsprodukte, je nach der Aerosolgrößenverteilung in der Umgebung (siehe Tabelle 4.7). Die zu Grunde liegenden Aerosolgrößenverteilungen für die verschiedenen Szenarien (Arbeitsplätze in Innenräumen, untertägigen Bergwerken und Schauhöhlen) und die damit einhergehende Deposition in den verschiedenen Regionen des Respirationstraktes, die letztendlich entscheidend für die errechneten Dosiskoeffizienten ist, sind in Tabelle 4.8 gegeben.

Tabelle 4.7: Dosiskoeffizienten für inhalierte Radon-Zerfallsprodukte. Es werden Werte für verschiedene Partikelgrößen gemäß Abschnitt 4.1.1 (u: unattached mode, n: nucleation mode, a: accumulation mode) angegeben (ICRP 2017).

Expositions-Szenario	Modus	Effektive Dosiskoeffizienten [Sv Bq ⁻¹]		
		²¹⁸ Po	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi
Gesamt	u	1,1E-08	6,1E-08	
Arbeitsplätze im Innenraum	n	3,8E-09	1,8E-08	1,5E-08
	a	1,3E-09	6,7E-09	5,9E-09
Bergwerk	a	1,4E-09	6,7E-09	5,6E-09
Schauhöhle	a	1,6E-09	7,9E-09	6,6E-09

Tabelle 4.8: Deposition inhalierter Radon-Zerfallsprodukte in verschiedenen Regionen des Atemtraktes (ICRP 2017).

Expositionsszenario	Modus	Deposition in Region [%]*					
		ET ₁	ET ₂	BB	bb	AI	Summe
Gesamt	u	51,91	27,96	7,93	10,05	0,59	98,43
Arbeitsplätze im Innenraum	n	3,85	2,08	0,93	6,53	27,90	41,29
	a	10,68	5,75	0,60	1,42	9,05	27,51
Bergwerk	a	3,16	1,70	0,41	2,16	9,94	17,37
Schauhöhle	a	3,42	1,84	0,47	2,61	11,94	20,28

* Die Genauigkeit der Werte wird für die Berechnung angegeben und lässt keine Rückschlüsse auf die Genauigkeit zu, mit welcher sie bekannt sind.

Durch die Deposition der Zerfallsprodukte über die soeben beschriebenen unterschiedlichen Mechanismen ergeben sich die in Tabelle 4.8 dargestellten Werte. Aufgrund der hohen Diffusionskonstante werden nahezu 100 % der unangelagerten Zerfallsprodukte bereits in den oberen Atemwegen deponiert. Partikel des Nukleationsmodus werden durch Sedimentation überwiegend in der alveolaren Region deponiert und größere Partikel über inertiale Impaktion in den oberen Atemwegsregionen sowie über Sedimentation in der alveolaren Region.

In der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) wird auch auf drei große epidemiologische Studien zu häuslicher Exposition in Europa (Darby et al. 2005), Nordamerika (Krewski et al. 2006) und China (Lubin et al. 2004) eingegangen, wobei die aus den häuslichen und Bergarbeiterstudien (siehe Abschnitt 4.2.3) ermittelten erhöhten relativen Wahrscheinlichkeiten, an Lungenkrebs zu erkranken, gut übereinstimmen. Aussagen hinsichtlich der Partikelgrößenverteilung sind in diesen Studien jedoch nicht enthalten. Allerdings sind bei diesen Expositionsbedingungen keine monodispersen Größenverteilungen zu erwarten. Bei diesen epidemiologischen Studien ist zu beachten, dass es sich um unterschiedliche Expositionsszenarien handelt, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse einschränkt (Müller et al. 2016).

4.2.2.4 Dosisbestimmung laut ICRP-Publikation 137

Die Deposition der Radionuklide hängt zum einen von den Partikeleigenschaften (z. B. Größenverteilung), dem Anteil der unangelagerten Zerfallsprodukte und zum anderen von den physiologischen Bedingungen (z. B. dem Atemvolumen, der Atemfrequenz, dem Alter der Person) ab. Aus der Kombination dieser Parameter ergibt sich die charakteristische Deposition der Radionuklide im Respirationstrakt. Zusammen mit den Abtransportraten werden die Dosiswerte für die strahlensensitiven Bereiche des Respirationstraktes berechnet. Der massengewichtete Mittelwert der in den Lungenbereichen BB, bb und AI applizierten Energiedosis ergibt die Lungendosis. Die Lungenäquivalentdosis in Sv ergibt sich durch Multiplikation mit dem Strahlungswichtungsfaktor für Alphateilchen von 20 (ICRP 2017).

Allgemein gilt, dass die applizierte Dosis negativ mit dem Partikeldurchmesser korreliert ist, da ein kleinerer Partikeldurchmesser zu einer effektiveren Energiedeposition in den unteren Regionen des Respirationstraktes führt, siehe Anhang A.8.2 in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017). Dies gilt jedoch nicht für Partikelgrößen unter 3 nm, da diese aufgrund ihres größeren Diffusionskoeffizienten bereits im weniger strahlungssensitiven Nasen- und Rachenraum deponiert werden, aus dem sie über den mukoziliären Transport mit relativ hohen Transportraten entfernt werden (Hopke 1996).

4.2.3 Epidemiologische Studien

Quantitative Risikoschätzungen im Strahlenschutz stützen sich grundsätzlich auf epidemiologische Studien. Für die meisten Expositionsbedingungen bilden die organspezifischen Dosis-Wirkungs-Beziehungen aus der Life Span Study (LSS) (z. B. Ozasa et al. 2012 und Grant et al. 2017), d. h. der Gesamtheit aller Studien zu den japanischen Atombombenüberlebenden, die Hauptbasis zur Ermittlung quantitativer Risikogrößen, wie z. B. der Risikokoeffizienten. Diese Risikokoeffizienten werden für einzelne Organe (z. B. auch für die Lunge) angegeben und beziehen sich auf eine äußere akute Exposition hauptsächlich durch Gammastrahlung und eine gut modellierbare Neutronenkomponente, so dass daraus aufgrund der mehr oder weniger homogen verteilten Exposition die gleichen Organ-Energiedosen über alle Organe des Körpers resultieren. Für Alphastrahlung liefert die LSS hingegen keine Aussagen.

Für Expositionen durch Radon stellt sich die Situation jedoch deutlich anders dar. Für Radon ist keine Dosis-Wirkungs-Beziehung bekannt. Epidemiologische Studien zum Radon-Risiko basieren stattdessen nahezu ausschließlich auf Wirkungs-Beziehungen in Bezug auf die Radon-

Exposition (in Einheiten Bq h m^{-3} , J h m^{-3} oder WLM) oder auf die Radon-Aktivitätskonzentration (in Einheiten von Bq m^{-3}), aber nicht auf die Radon-Dosis (z. B. Darby et al. 2005 und Richardson et al. 2022).

Im Unterschied zu den meisten anderen inneren Expositionen durch einzelne Radionuklide und ihre Zerfallsprodukte liegen für Radon-Expositionen dezidierte Aktivitäts-Wirkungs-Beziehungen aus epidemiologischen Studien vor, aus denen sich – zumindest prinzipiell – ein Radon-Risikoeffizient bestimmen lässt. Dieser bezieht sich jedoch nicht auf eine Dosisgröße, sondern auf die Aktivitätskonzentration bzw. auf die Radon-Exposition. Eine Radon-Dosis wird in diesen Studien weder definiert noch benötigt.

Die größte und wichtigste Studienserie zum beruflichen Radon-Risiko ist die gepoolte Untersuchung zu Lungenkrebs bei Bergarbeitern, die so genannten PUMA-Studien, deren aktuelle Auswertung aus dem Jahr 2024 stammt (Kreuzer et al. 2024). Diese Studien schließen vor allem die größte Einzelkohorte, die deutsche Wismut-Kohorte, mit ein.

Die „Pooled Uranium Miners Analysis“-Studie (PUMA) ist die größte Kohorte von Uranbergleuten mit 119 709 Bergleuten, 4,3 Millionen Personenjahren unter Risiko und 7 754 Todesfällen durch Lungenkrebs. Auf dieser Datenbasis konnten Schätzungen des zusätzlichen relativen Risikos (ERR) für die Lungenkrebsmortalität pro kumulierte Exposition (in Einheiten WLM) ermittelt werden. Das ERR wurde nach Gruppen für das erreichte Alter, die Zeit nach Radon-Exposition, Alter bei der Radon-Exposition und für die Expositionsrate separat ausgewertet. Zusätzlich zu der Gesamtkohorte wurde eine Subkohorte „1960+“ betrachtet, d. h. Bergleute mit chronisch niedrigen Radon-Expositionen und Expositionsraten, die 1960 oder später eingestellt wurden.

Das lebenslange zusätzliche absolute Risiko (LEAR) pro Kumulierter Radon-Aktivitätskonzentration P_A wurde unter Verwendung verschiedener Risikomodelle ermittelt, jedoch mit gleichen Auswertemethoden, d. h. Risikoprojektion bis zum Alter von <95 Jahren, ein Expositionsszenario von etwa $1,3/F \text{ MBq h m}^{-3}$ pro Jahr (in der Originalliteratur 2 WLM pro Jahr) im Alter von 18 bis 64 Jahren und Sterblichkeitsraten, die eine gemischte europäisch-amerikanisch-asiatische Bevölkerung darstellen. Das geschätzte LEAR/P_A betrug in der vollständigen PUMA-Kohorte etwa $8,5 \cdot 10^{-4} \cdot F/(\text{MBq h m}^{-3})$ (in der Originalliteratur: je nach Modellwahl $\text{LEAR}/\text{WLM} = 5,38 \cdot 10^{-4}$ bzw. $\text{LEAR}/\text{WLM} = 5,57 \cdot 10^{-4}$) und $\text{LEAR}/P_A = 11,8 \cdot 10^{-4} \cdot F/(\text{MBq h m}^{-3})$ in der „1960+“-Subkohorte (in der Originalliteratur: je nach Modellwahl $\text{LEAR}/\text{WLM} = 7,50 \cdot 10^{-4}$ bzw. $\text{LEAR}/\text{WLM} = 7,66 \cdot 10^{-4}$)¹². Die LEAR-Schätzungen pro Radon-Exposition, die aus Risikomodellen abgeleitet wurden, die aus früheren Publikationen von Uranbergarbeiterstudien stammen, reichen von $4 \cdot 10^{-4} \cdot F/(\text{MBq h m}^{-3})$ bis $14 \cdot 10^{-4} \cdot F/(\text{MBq h m}^{-3})$. Das angenommene Risiko in der ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993), welches die Grundlage ist für den gegenwärtig im Strahlenschutzrecht verankerten RDC, war nur etwa halb so groß wie es die aktuelle, erweiterte PUMA-Studie nahelegt.

Die Autorinnen und Autoren der aktuellen PUMA-Studie schreiben zu Recht, dass „*PUMA strengthens knowledge on the radon-related lung cancer LEAR, a useful way to translate models for policy purposes*“. Es ist jedoch wichtig festzuhalten, dass sich die Risikoangaben

¹² Unglücklicherweise wird in den meisten internationalen Studien, wie auch in der hier behandelten PUMA-Studie, die sehr unhandliche (und nicht zulässige) Nicht-SI-Einheit WLM verwendet. Die Umrechnung in zulässige Expositionsgrößen findet sich im Glossar. Darüber hinaus wird eine unkorrekte Vermischung von Größen und Einheiten verwendet (LEAR ist eine Größe, WLM ist eine Einheit). Korrekt muss die oben in Klammern im Original zitierte Beziehung folgendermaßen angegeben werden: $\text{LEAR}/P_{\text{PAEC}} = 5,38 \cdot 10^{-4} / \text{WLM}$. Im vorliegenden folgenden Text werden die entsprechenden Ausdrücke in korrekter Angabe wiedergegeben.

der PUMA-Studien, so wie allgemein die aller Radon-epidemiologischen Studien, stets auf Expositionsgrößen und nicht auf Dosisgrößen beziehen. Sie können somit durchaus belastbare Risikoschätzungen für die im Strahlenschutz geforderte Risikobegrenzung liefern, sie geben jedoch keinen Bezug zur Dosis und somit keine Basis für einen RDC auf der Grundlage eines dosimetrischen Ansatzes. Die Beobachtung, dass die generell niedriger exponierte „1960+“-Subkohorte höhere Risikoschätzer liefert als die Gesamtkohorte, die höhere Exposition vor 1960 beinhaltet (inverser Dosisseffekt), kann – vor allem bei eher geringeren Expositionen – als Unterstützung für die Annahme herangezogen werden, dass der bisher im Strahlenschutzrecht verankerte RDC das radonassoziierte Risiko unterschätzt hat.

Es bleibt jedoch festzuhalten, dass die durch die PUMA-Studien gewonnenen Erkenntnisse zu Radon-Risikokoeffizienten zwar eine wertvolle Basis für Risikoschätzungen bilden, jedoch nicht auf der Grundlage eines dosimetrischen Ansatzes für die Ermittlung von Dosiskoeffizienten.

Die LEAR-Werte der o. g. PUMA-Studie lassen sich mit folgender Beziehung für das WLM umrechnen:

$$1 \text{ WLM} = \frac{0,64}{F} \text{ MBq h m}^{-3} \quad (14)$$

Damit ergibt sich für das *LEAR* pro Kumulierter Radon-Aktivitätskonzentration P_A für die Gesamtkohorte bzw. für die „1960+“-Subkohorte:

$$\text{LEAR} / P_A = F \cdot 8,5 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3})$$

bzw.

$$\text{LEAR} / P_A = F \cdot 11,8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3}) \quad (15)$$

Insbesondere der Wert für die Gesamtkohorte passt erstaunlich genau mit dem entsprechenden Wert aus der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) überein, der dort mit $5 \cdot 10^{-4}/\text{WLM}$ angegeben wird und in $F \cdot 8 \cdot 10^{-4}/(\text{MBq h m}^{-3})$ umgerechnet werden kann. Aus diesen Werten kann unter Verwendung bestimmter Annahmen zur Expositionsdauer und zum Gleichgewichtsfaktor F ein Risikokoeffizient für Radon berechnet werden.

Die erwähnten epidemiologischen Studien geben Risiken für Uranbergarbeiter an und können auf Personen in Radon-belasteten Innenräumen übertragen werden, was auch durch die Ergebnisse der Indoor-Studien (Darby et al. 2005) bestätigt werden kann. Nach Auffassung der ICRP ist der Risikokoeffizient jedoch nur für leichte körperliche Tätigkeiten in Innenräumen anwendbar. Für „erhebliche körperliche Tätigkeiten“ in Innenräumen und für die Arbeit in Schauhöhlen, für die nach ICRP andere Risikokoeffizienten angenommen werden sollen, gibt es keine entsprechenden epidemiologischen Studien und sind wegen der relativ geringen Zahl der Beschäftigten in diesen Bereichen wohl auch in absehbarer Zeit nicht zu erwarten. Die SSK hält es jedoch für gerechtfertigt, den Radon-Risikokoeffizienten (Risiko pro Exposition) aus den Studien an Bergarbeitern und Personen mit leichter körperlicher Betätigung in Innenräumen auch auf die genannten anderen Arbeitssituationen zu übertragen. Zum einen sind die vorliegenden epidemiologischen Daten, aus denen der hier verwendete Risikokoeffizient abgeleitet wurde, mit Unsicherheiten behaftet (siehe z. B. Unterschiede innerhalb der PUMA-Studie zwischen der Gesamtkohorte und der Kohorte „1960+“). Zum anderen wäre die Alternative zu einer breiteren Anwendung des für bestimmte Gruppen etablierten Risikokoeffizienten eine Abschätzung von Risiken mit Hilfe des ICRP-Radon-Dosismodells, das nach Auffassung der

SSK, wie anderswo in diesem Dokument ausführlicher besprochen, auf einer Reihe unzureichend begründeter Annahmen beruht und dessen Unsicherheitsmargen erheblich sind.

4.2.4 Übertragung auf andere Arbeitsbereiche

Eine zentrale Frage ist, ob der für die Mehrheit aller Arbeitsplätze festgelegte RDC von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ ausreichend konservativ ist, wenn fallspezifische Modellierungen durchweg höhere Werte ergeben (ICRP 2017, Abs. (665)).

Die starken Variationen der Umgebungsparameter verdeutlichen, dass die dem Modell zugrunde gelegten Annahmen erheblichen Unsicherheiten unterliegen. Aufgrund der beobachteten Variabilität könnten in vielen Fällen deutlich höhere berechnete RDC resultieren.

Die Modellergebnisse der ICRP (siehe Tabelle 4.5) ergaben an vielen Stellen höhere Werte als den angegebenen RDC-Wert von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für die Mehrheit der Arbeitsplätze, sodass man eine nicht hinreichende Konservativität annehmen könnte. Demgegenüber deuten epidemiologische Daten aus Bergarbeiterstudien und aus der häuslichen Exposition darauf hin, dass dieser Wert im betrachteten Kontext vertretbar ist.

Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob ein einheitlicher „worst case szenario“-RDC von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ einen praktikablen Ansatz darstellt.

Mit einem RDC von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ würde man allerdings deutlich höhere Risikowerte abschätzen, als sie aus epidemiologischen Studien abzuleiten sind (ICRP 1993, ICRP 2010, vgl. Tabelle 4.5). Jedoch liegen epidemiologische Daten nur für den Uranbergbau und für Innenräume ohne „substantielle körperliche Tätigkeiten“ vor, also nicht für jene Expositionssituationen, für die der höhere RDC empfohlen wird. Die Annahme des höheren RDC hängt also ganz wesentlich von der Belastbarkeit des ICRP-Dosismodells ab.

Außerdem ist zu bedenken, dass mit einem derart hohen RDC die berechneten Dosen im Zusammenhang mit Radon erheblich steigen würden – um den Faktor 4,2 im Vergleich zur aktuellen Dosiskonversion. Dies könnte die Gefahr einer Überregulation mit sich bringen und weitreichende Konsequenzen für den praktischen Strahlenschutz haben.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bei ausschließlicher Betrachtung der von der ICRP zur Modellableitung herangezogenen Grundlagen weder ein RDC von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ noch ein RDC von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für sich genommen einen vollständig überzeugenden Ansatz für eine einheitliche Radon-Dosiskonversion darstellt. Während ein niedrigerer Wert potenziell nicht ausreichend konservativ ist, kann ein höherer Wert zu systematisch erhöhten Dosisabschätzungen und einer möglichen Überregulierung führen. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob die Einführung mehrerer Dosiskonversionskoeffizienten gegenüber der Verwendung eines einheitlichen RDC ein zusätzliches Sicherheitsniveau schafft, das den damit verbundenen methodischen und regulatorischen Mehraufwand rechtfertigt.

Außerdem stellt sich auch die Frage, ob der Ansatz, einen einheitlichen RDC zu verwenden, angesichts der erheblichen Schwankungen der Umgebungsparameter (z. B. der Aerosolcharakteristika) angemessen ist oder ob eine differenziertere Bewertung sinnvoll wäre. Dabei müsste aber auch geprüft werden, ob für eine solche Differenzierung ausreichend zuverlässige Daten vorliegen. Dies erweist sich in der Praxis für die Mehrheit der Arbeitsplätze als kaum umsetzbar, da die Erhebung detaillierter Aerosoldaten mit erheblichem Aufwand und hohen Kosten verbunden ist.

Die Bewertung der Expositionsbedingungen anhand einer Einteilung von Arbeitsplätzen nach Tätigkeit oder Industriezweig hat sich in Untersuchungen als wenig geeignet erwiesen (Schulz et al. 2024, Martin-Gisbert et al. 2023, Lee et al. 2023). Es hat sich gezeigt, dass diese Kategorien den tatsächlichen Einflussfaktoren nicht gerecht werden, da die Exposition durch

Radon und seinen Zerfallsprodukten von zahlreichen variablen Faktoren abhängt. So konnte in der Untersuchung von (Schulz et al. 2024) festgestellt werden, dass eine Differenzierung der Arbeitsplätze in Innenräumen anhand von Eigenschaften der Materialien oder der Prozesse nicht möglich ist. Entscheidend für die Exposition seien vielmehr das Eindringen radonhaltiger Luft in das Gebäude, das Lüftungsverhalten – etwa durch das Öffnen von Türen und Fenstern oder den Einsatz aktiver Lüftungsanlagen – sowie in Einzelfällen staubbildende Arbeitsprozesse (Lee et al. 2023). Daher wurde von dem Autorenteam eine Klassifizierung von Innenraumarbeitsplätzen nach Industriezweigen oder Berufsgruppen als nicht zielführend bewertet. Sie schlagen vor, die Belüftungssituation als relevantes Kriterium und die spezifische Lage des Arbeitsplatzes innerhalb eines Gebäudes für die Einschätzung der Expositionsumgebung heranzuziehen.

Aus dem oben Beschriebenen folgt, dass ein Ansatz gefunden werden muss, der einen wirksamen Radonschutz ermöglicht, ohne dass für jede einzelne Arbeitsstätte aufwändige spezifische Berechnungen durchgeführt werden müssen. Andererseits zeigt sich, dass die dem RDC zugrundeliegenden Parameter nur bedingt vereinheitlicht werden können. Das Ziel des Strahlenschutzes ist es die exponierten Personen optimal zu schützen. Die Bestimmung des RDC dient letztlich dazu ein Risiko über den Umweg der Dosisbestimmung abzuschätzen.

Wie oben in Abschnitt 4.1.5 dargestellt, werden in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) zwei verschiedene Dosiskoeffizienten für Radon empfohlen. Für Bergwerke und Gebäude „in den meisten Fällen“ soll ein Koeffizient von $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ angenommen werden (Abs. (667)). Für Innenarbeitsplätze, an denen Arbeiter in erheblichem Maß körperlich aktiv sind, und für Arbeiter in Schauhöhlen, wird der doppelte Wert von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für angemessen erachtet (Abs. (668)).

Die ICRP weist allerdings auch auf die Möglichkeit hin, dass in Fällen, in denen die Aerosoleigenschaften erheblich von den typischen Bedingungen abweichen, ausreichende und zuverlässige Aerosoldaten verfügbar sind und die geschätzten Dosen eine detailliertere Betrachtung erfordern, standortspezifische Dosiskoeffizienten berechnet werden können (Abs. (669)).

Im Abschnitt 4.2.4.2 ist die jeweilige Umsetzung der Dosiskoeffizienten nach der ICRP-Publikation 137 in einigen europäischen Ländern dargestellt. Die vorhandenen Arbeitsplatzkategorien in Deutschland, die von einer SSK-Empfehlung abgedeckt werden sollen, sind im Abschnitt 4.2.4.3 aufgeführt.

In dieser Situation wäre die Ignorierung eines Faktors 2 (Anwendung von 3 anstatt $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$) wohl tatsächlich nicht „konservativ“. Der Koeffizient $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ hat, wie oben ausgeführt, durchaus Unterstützung aus epidemiologischen Studien, sowohl für Bergarbeiter als auch für Personen, die in Radon-belasteten Häusern wohnen. Entsprechende Studien über Beschäftigte in Schauhöhlen oder im Innenbereich mit höherer körperlicher Aktivität liegen aber bisher nicht vor. Die statistische Qualität solcher Studien wäre wegen der geringen Zahl der Betroffenen auch kaum mit derjenigen von Bergarbeiter-Studien zu vergleichen. Der höhere Dosiskoeffizient ist also noch stärker als der niedrigere mit den Unsicherheiten aus den verwendeten Modellen zur Berechnung interner Dosen belastet.

4.2.4.1 (Internationale) Stellungnahmen und Sichtweisen

Die europäische Kommission hat sich in ihrer Empfehlung 2024/440 (EC 2024) dafür ausgesprochen, dass zur Schätzung der effektiven Dosis und der Äquivalentdosis aus interner Exposition im Sinne der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014) die neuesten ICRP-Publikationen und alle darin enthaltenen Dosiskoeffizienten zugrunde gelegt werden sollten. Die Empfehlung erfolgte basierend auf der Stellungnahme der Sachverständigengruppe Artikel 31 Euratom-Vertrag zu den aktualisierten Dosiskoeffizienten. In ihrer Stellungnahme vom 28. Juni

2023 (Abs. (6) von (EC 2024)) hob die Sachverständigengruppe hervor, dass die Reihe von ICRP-Publikationen hinsichtlich ihrer fortgeschrittenen Methodik und ihrer Anwendung auf eine Vielzahl von Radionukliden auf internationaler Ebene einzigartig sind und dem Stand der Technik in diesem Bereich entsprechen. Die Sachverständigengruppe sprach sich daher für die Verwendung der aktualisierten Dosiskoeffizienten aus. Die Expertengruppe erkannte an, dass die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) Änderungen in der Methodik und den Dosiskoeffizienten für einige Radionuklide, wie beispielsweise für Radon, enthalten, die bei ihrer praktischen Umsetzung Herausforderungen mit sich bringen können und weitere Diskussionen und einen Erfahrungsaustausch zu diesen Herausforderungen notwendig machen.

Das Inter-Agency Committee on Radiation Safety (IACRS) hat 2020 eine Information zu „Managing Exposure due to Radon at home and at work“ herausgegeben¹³. In den Keymessages und im Summary ist unter anderen zu der Verwendung der Dosiskoeffizienten folgendes festgehalten:

- *The October 2019 IAEA Technical Meeting on the Implications of the new DCFs¹⁴ for radon, recommended the use of a DCF of 10 mSv per working level month (WLM) (ICRP 2017) as the default for workplaces unless a different DCF is justified by specific aerosol characteristics.*
- *For planned exposure situations, where worker dose assessment is required for ensuring compliance with the dose limits provided in GSR Part 3, national authorities may choose to use a DCF that most accurately reflects the actual situation in the respective workplace, in particular taking into account the most relevant equilibrium factor F and aerosol characteristics.*
- *It is up to individual national authorities to decide if and when to implement this new DCF for radon. This could be done immediately, but it may be practical to do so once the full set of revised DCFs for workers are available to ensure a consistent approach for all radionuclides. Alternatively, national authorities may decide to apply a DCF other than that recommended by ICRP justified by specific aerosol characteristics.*

Das IACRS bezieht sich also darauf, dass IAEA die RDC der ICRP-Publikation 137 von 10 mSv/WLM (entspricht 3 mSv/(mJ h m⁻³)) als Standardwert für Arbeitsplätze empfiehlt. Dieses Vorgehen wird empfohlen, sofern kein anderer Dosiskoeffizient durch spezielle Aerosolcharakteristika gerechtfertigt ist. Es sagt auch, dass die nationalen Behörden entscheiden, ob und wann die neuen RDC für Radon umgesetzt werden sollen und dass auch andere Faktoren festgelegt werden können, wenn diese durch spezifische Aerosolkonzentrationen gerechtfertigt sind. Die Abweichung vom ICRP-„Standard“-RDC bezieht sich hier immer nur auf die Aerosolcharakteristika. Abweichungen bezogen auf Atemraten bzw. körperliche Tätigkeiten in Innenräumen werden hier nicht diskutiert.

Für Mitgliedstaaten der Europäischen Union ist die Umsetzung der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014) verpflichtend und daher sind die dementsprechenden Empfehlungen der europäischen Kommission über jenen des IACRS zu sehen.

¹³http://www.iacrs-rp.org/products/IACRS%20Radon%20Information%20Overview%20FINAL%20-%202024_07_2020.pdf

¹⁴Der RDC wird vom IACRS als „dose conversion factor“ (DCF) bezeichnet.

4.2.4.2 Situation in anderen europäischen Ländern

Innerhalb der Arbeitsgruppe WG3-S3 der EURADOS (European Radiation Dosimetry Group) wurde eine Umfrage zum nationalen Status bezüglich der verwendeten RDC sowie der Radon-Referenz- und Grenzwerte an Arbeitsplätzen und in Gebäuden gestartet. Die Umfrage endete im Februar 2024 und wurde von 14 Ländern – Österreich (AT), Tschechien (CZ), Finnland (FI), Frankreich (FR), Deutschland (DE), Ungarn (HU), Italien (IT), Polen (PL), Serbien (RS), Slowenien (SI), Schweden (SE), Spanien (ES), der Schweiz (CH) und dem Vereinigten Königreich (UK) – beantwortet. Fast alle Länder haben als Referenzwert für Arbeitsplätze 300 Bq m^{-3} festgelegt, Ausnahmen sind Serbien und Schweden (siehe Tabelle 4.9). Die Schweiz hat zusätzlich zum Referenzwert von 300 Bq m^{-3} an Arbeitsplätzen einen Schwellenwert von $1\,000 \text{ Bq m}^{-3}$ definiert, der an radonexponierten Arbeitsplätzen zum Tragen kommt.

Als genereller Grenzwert für die effektive Dosis gilt meist 20 mSv a^{-1} . Die festgelegten Dosis-koeffizienten beziehen sich in 7 Ländern auf die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017), werden aber auch in diesen Ländern unterschiedlich angewandt bzw. die Arbeitsplätze unterschiedlich klassifiziert. Andere angewandte ICRP-Publikationen sind die ICRP 65, ICRP 115 und ICRP 103 (siehe Tabelle 4.9). Mehr Details zur Umsetzung der ICRP-Publikation 137 in den einzelnen Ländern folgt unten.

Österreich

In Österreich wurde 2020 mit der Radonschutzverordnung (BMK 2020b, in Anlage 3 C), die Vorgehensweise zur Dosisabschätzung und laufenden Dosisermittlung gemäß Strahlenschutzgesetz (BMK 2020a) festgelegt. Dort wird für die zu verwendenden Dosiskoeffizienten auf die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) verwiesen und angegeben, dass für die meisten Fälle dementsprechend zur Berechnung der effektiven Dosis bei Gleichgewichtsfaktor 0,4 der Dosiskoeffizient $6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ zu verwenden ist. Dies ermöglicht eine einfache Anwendung in den meisten Fällen der verpflichteten Arbeitsplätze (Arbeitsplätze in Innenräumen, Wasserwerke, untertägige Arbeitsplätze), wo keine detaillierteren Informationen oder Messdaten vorliegen (wie z. B. Gleichgewichtsfaktor, Atemraten). Die Verordnung lässt aber auch zu, andere Dosiskoeffizienten zu verwenden – für Schauhöhlen und Arbeitsplätze mit erhöhter körperlicher Aktivität, wie in der ICRP-Publikation 137 empfohlen, oder für arbeitsplatzspezifisch erhobene Dosiskoeffizienten bei speziellen Bedingungen. Dies ist auch in den Erläuterungen zur Radonschutzverordnung so festgehalten und empfohlen.

Die Dosisabschätzung bzw. Dosisermittlung muss in Österreich durch zugelassene, akkreditierte Überwachungsstellen erfolgen, die die Beurteilung der Bedingungen am Arbeitsplatz durchführen und den passenden Dosiskoeffizient für die Berechnung wählen müssen. Natürlich kann auch die Behörde Entscheidungen oder Vorgaben dazu treffen.

Tschechische Republik

Verpflichtet zu einer Radonmessung sind in der Tschechischen Republik alle Arbeitsplätze mit potenziell erhöhter Radon-Exposition und einer Arbeitszeit von mindestens 100 Stunden pro Jahr.

Im Jahr 2022 wurden die Dosiskoeffizienten der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) durch eine Bekanntmachung des Staatlichen Amts für Nukleare Sicherheit (SONS) veröffentlicht. Für Arbeitsplätze (mit sitzender Tätigkeit) und Bergwerke ist darin ein Dosiskoeffizient von $6,7 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ und für Arbeitsplätze mit erhöhter körperlicher Aktivität und Höhlen $13 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ angegeben.

Tabelle 4.9: Übersicht zu Referenzwerten und Bezug zu ICRP für die Dosiskoeffizienten in verschiedenen europäischen Ländern (gemäß Umfrage der Arbeitsgruppe WG3-S3 der EURADOS im Februar 2024).

	AT	CZ	FI	FR	DE	HU	IT	PL	RS	SI	SE	ES	CH	UK
Referenzwert [Bq m^{-3}]	300	300	300	300	300	300	300	300	1 000	300	200	300	300, 1 000 (Schwellenwert)	300
Bezug für RDC	ICRP 137	ICRP 137	ICRP 137	ICRP 137	ICRP 65	ICRP 137	ICRP 137	ICRP 65	ICRP 65	ICRP 137	ICRP 115, ICRP 103	ICRP 137	ICRP 115	ICRP 65
Umsetzung der ICRP-Publikation 137 – Unterscheidung nach Arbeitsplatzkategorien	zulässig	ja	zulässig	ja		ja	nein			ja		ja		

In einer Guideline des Staatlichen Amtes für Nukleare Sicherheit (SONS) werden Arbeitsplatztypen genauer charakterisiert. Zum Arbeitsplatztyp „Innenraum“ wird die Verwendung von Gleichgewichtsfaktoren je nach Arbeitsplatzcharakter unterschieden – Standard-Umgebung ($F=0,4$), staubige Umgebung ($F=0,7$) und Umgebung mit Zwangsbelüftung ($F=0,4$) sowie für Höhlen (mit niedriger Aerosolkonzentration, „staubfreie Umgebung“, $F=0,4$). Es wird hier nach Art der Arbeitsplätze bzw. Umgebungsbedingungen klassifiziert und nicht nach Art der Tätigkeit (z. B. vorwiegend sitzend). Es gibt keine Angabe zu spezifischen Atemraten an den klassifizierten Arbeitsplätzen. Die Guideline soll bei der nächsten Überarbeitung der Rechtsmaterien 2025 übernommen werden.

Frankreich

In Frankreich wurde im November 2023 ein neues Dekret zu den Modalitäten für die Berechnung der effektiven Dosen und Äquivalentdosen aufgrund der Exposition von Personen durch ionisierenden Strahlen veröffentlicht, das auch die Dosiskoeffizienten für Radon regelt (MTE 2023).

Der Dosiskoeffizient ist abhängig von der Art des Arbeitsplatzes in 2 Kategorien:

- Innenraumarbeitsplätze, an denen die Beschäftigten überwiegend einer sitzenden Tätigkeit nachgehen (tertiärer Sektor/ Dienstleistungen, Büros etc.): $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$.
- Innenraumarbeitsplätze, an denen die Beschäftigten überwiegend einer nicht-sitzenden Tätigkeit nachgehen (erhebliche körperliche Aktivität: Bauarbeiten, Wartung, Instandhaltung etc.): $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$.

Die Unterscheidung erfolgt hier also basierend auf der Art der Tätigkeit (vorwiegend sitzend oder nicht sitzend) und klassifiziert nicht die Arbeitsplätze an sich. Über spezifische Atemraten und zu Gleichgewichtsfaktor sagt die Verordnung nichts.

Ungarn

In Ungarn wird die Anwendung des Dosiskoeffizienten durch eine von der ungarischen Atomenergiebehörde veröffentlichte Verordnung bestimmt. In dem Erlass wird die folgende Anforderung gestellt: Bei der Berechnung der Dosis aus der Inhalation von Radon und seinen Tochterelementen muss die neueste Version der einschlägigen ICRP-Publikationen verwendet werden. In diesem Fall ist es die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017).

Die Radon-Dosis wird nur an einigen wenigen Arbeitsplätzen in Ungarn überwacht, unter Anwendung der neuesten von der ICRP empfohlenen RDC. Wenn erforderlich, wurde als Maßnahme zur Einhaltung des jährlichen Dosisgrenzwerts eine Verkürzung der Arbeitszeit in den relevanten Arbeitsbereichen angewandt.

Italien

In Italien wurde im Jahr 2020 der Dosiskoeffizient $6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ (entsprechend $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$) aus der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) bei einem Gleichgewichtsfaktor 0,4 rechtlich verankert (DPC 2020). Es werden keine anderen für spezielle Situationen angegeben, und es wird keine Klassifizierung bzw. Charakterisierung von Arbeitsplätzen durchgeführt. Eine Dosisabschätzung/-ermittlung wird erst durchgeführt, wenn die Radon-Aktivitätskonzentration am Arbeitsplatz nicht unter den Referenzwert gesenkt werden kann.

Slowenien

In Slowenien wird der Dosiskoeffizient $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ oder $6,7 \cdot 10^{-6} \text{ mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ aus der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) ohne zusätzliche Berücksichtigung oder Anpassung von Aerosolcharakteristika für die meisten Innenraumarbeitsplätze und untertägige Bergwerke

angewandt. Für Innenraumarbeitsplätze, an denen Arbeitskräfte eine erhebliche körperliche Arbeit ausüben und für touristische Höhlen wird der Koeffizient $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ oder $1,4 \cdot 10^{-5} \text{ mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ verwendet.

Wo die Exposition von Arbeitskräften eine effektive Dosis von 6 mSv überschreiten kann, werden immer zusätzliche Messungen der Aerosolcharakteristika durchgeführt, um zu evaluieren, ob diese signifikant abweichen von typischen Bedingungen. Wenn die Bedingungen nicht den typischen Bedingungen entsprechen, werden die gemessenen Parameter für die Berechnung der Dosis verwendet. Hier wird auch die Art der Arbeit (z. B. Atemrate) mit einbezogen.

Spezifische ortsabhängige Koeffizienten basierend auf zusätzliche Messungen von Aerosolcharakteristika wurden für 2 touristische Höhlen in Slowenien berechnet (Postojnska jama und Škocijanska jama) und die Dosiskoeffizienten $4,5 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ oder $1,0 \cdot 10^{-5} \text{ mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ werden dort verwendet.

Spanien

In Spanien hat im April 2024 der Rat für nukleare Sicherheit einen Beschluss zur Festlegung der Dosiskoeffizienten für die interne Exposition unterschrieben und veröffentlicht. Darin ist enthalten, dass die effektiven Dosiskoeffizienten für die interne Exposition aus den ICRP-Publikationen 130, 134, 137, 141 und 151 (ICRP 2015, ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019, ICRP 2022) für beruflich strahlenexponierte Arbeitskräfte zu verwenden sind. Spezifische Kriterien für die Verwendung von effektiven Dosiskoeffizienten für die interne Radon-Exposition sind im Anhang des Dokuments angeführt.

Für die Exposition durch Radon sind standardmäßig die folgenden Dosiskoeffizienten zu verwenden:

- $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ in den meisten Innenräumen (Arbeitsstätten und Wohnungen).
- $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ in touristischen Höhlen und an Arbeitsplätzen, an denen die Beschäftigten eine intensive körperliche Tätigkeit ausüben (z. B. manuelle Schaufelarbeiten, manuelles Tragen von Lasten).

Weichen die Merkmale der Aerosolverteilung in der Luft erheblich vom Üblichen ab, kann der Rat für nukleare Sicherheit die Anwendung arbeitsplatzspezifischer Dosiskoeffizienten auf Grundlage der ICRP-Publikation 137 Teil 3 genehmigen.

Damit übernimmt Spanien die Empfehlung der Europäischen Kommission vom Februar 2024 (EC 2024) zur Verwendung der ICRP-Dosiskoeffizienten für die Schätzung der effektiven Dosis und Äquivalentdosis im Rahmen der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014). Für Radon übernimmt Spanien die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) mit der Festlegung eines Dosiskoeffizienten für die meisten Fälle und legt zudem einen spezifischen Wert für touristische Höhlen und Arbeitsplätze mit intensiver körperlicher Betätigung fest. Die Verwendung arbeitsplatzspezifischer Dosiskoeffizienten bei abweichender Aerosolverteilung muss von der zuständigen Behörde genehmigt werden. Spezifische Atemraten werden nicht diskutiert.

Beispiele von Ländern mit Bezug auf Radon-Exposition statt auf effektive Dosis

Schweden (aus Finne et al. 2024 und Turtiainen et al. 2024)

In Schweden gilt als Referenzwert für Arbeitsplätze in bestehenden Gebäuden eine Radon-Aktivitätskonzentration von 200 Bq m^{-3} (SFS 2018b). Wenn die Konzentration an einem Arbeitsplatz über dem Referenzwert liegt und auch durch Maßnahmen nicht unter den Referenzwert abgesenkt werden kann, muss eine Meldung an die Behörde (Swedish Radiation Safety Authority, SSM) erfolgen.

Da die berechnete mittlere jährliche Radon-Aktivitätskonzentration aus Langzeitmessung die Radon-Aktivitätskonzentration innerhalb der Arbeitszeiten überschätzen kann (z. B. bei geringerem oder keinem Betrieb der Lüftung außerhalb der Arbeits-/Betriebszeiten), kann bei Überschreitung des Referenzwerts eine Beurteilung der Radon-Aktivitätskonzentration während der Arbeitszeiten erfolgen. Dazu wird eine Folgemessung durchgeführt an einem oder mehreren Punkten. Die Messung erfolgt mit einem zeitauflösenden Messgerät, welches die Radon-Aktivitätskonzentrationen während und außerhalb der Arbeitszeiten aufzeichnen und unterscheiden kann. Die Messzeit muss zumindest sieben Tage sein, von denen fünf Arbeitstage sein sollen. Daraus kann dann die mittlere jährliche Radon-Aktivitätskonzentration während der Arbeitszeiten (C_a) berechnet werden:

$$C_a = c_1 / c_2 \cdot C_{LT}$$

c_1 : mittlere Radon-Aktivitätskonzentration innerhalb der Arbeitszeiten der Folgemessung.

c_2 : mittlere Radon-Aktivitätskonzentration der gesamten Messzeit der Folgemessung.

C_{LT} : mittlere Radon-Aktivitätskonzentration der passiven Langzeit-Radonmessung (Messzeit mindestens 2 Monate).

Wird der Referenzwert überschritten, muss eine Beurteilung der jährlichen Strahlenexposition durch Radon für jede Beschäftigte bzw. jeden Beschäftigten erfolgen.

Diese Werte müssen dann mit den maximal erlaubten Levels, sogenannten Hygienelimits (AFS 2018), verglichen werden. Diese sind abhängig von der Art des Arbeitsplatzes:

- Untertägige Arbeiten (Bergwerke, untertägige Bauarbeiten, Felsräume, Tunnel etc.): $2,1 \text{ MBq h m}^{-3}$.
- Andere Unterirdische Arbeiten (eingerichtete Räume im Fels, Keller etc.): $0,72 \text{ MBq h m}^{-3}$.
- Oberirdisch: $0,36 \text{ MBq h m}^{-3}$.

Überschreitet die berechnete jährliche Radon-Exposition der Beschäftigten an dem jeweiligen Arbeitsplatz das Hygienelimit, müssen Maßnahmen zur Reduktion der Exposition ergriffen werden (gemäß AFS 2018). Weitere Optimierung der Radon-Exposition muss gemäß (SFS 2018a) erfolgen.

Eine Meldung an die Behörde muss erfolgen, wenn der Referenzwert oder die Radon-Exposition $0,72 \text{ MBq h m}^{-3}$ überschritten wird.

Um einen Bezug zur Dosis herzustellen, wird, basierend auf der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) und der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010), in der Regulierung für Radon an Arbeitsplätzen (SSM 2018) angenommen, dass die zur Beurteilung in den Europäischen Basic Safety Standards (EU-BSS, Euratom 2014) verwendete jährliche Dosis von 6 mSv einer jährlichen Radon-Exposition von $0,72 \text{ MBq h m}^{-3}$ bei einem Gleichgewichtsfaktor von $F = 0,4$ entspricht.

Für die meisten Arbeitsplätze ist es nicht nötig, eine effektive Dosis zu berechnen. Dennoch muss für Arbeitskräfte bei Tätigkeiten in geplanten Expositionssituationen die Radon-Exposition berücksichtigt werden, wenn die jährliche effektive Gesamtdosis bestimmt wird, um mit dem Grenzwert für die effektive Dosis zu vergleichen (EC 2020).

Schweden hat (noch) keine Dosiskoeffizienten in der Regulierung festgelegt. Mit Stand Juni 2024 war SSM noch in der Evaluierungsphase der verschiedenen Dosiskoeffizienten der ICRP und UNSCEAR und noch nicht final entschieden, welcher Koeffizient zukünftig verwendet werden soll.

(SSM 2018) gibt an, dass die Dosis von Radon auf verschiedene Arten berechnet werden kann. Allerdings gibt es weder eine Verpflichtung noch eine Empfehlung, welche Dosiskoeffizienten verwendet werden sollen, noch wie die effektive Dosis aus der Radon-Exposition abgeschätzt werden soll. Die Dosisabschätzung soll durch jene Stelle durchgeführt werden, welche für die Kontrolle des Arbeitsplatzes der geplanten Expositionssituation zuständig ist (Turtiainen et al. 2024).

Finnland (aus Finne et al. 2024 und Turtiainen et al. 2024)

In Finnland ist der Referenzwert für Arbeitsplätze 300 Bq m^{-3} , wenn die Arbeitszeit am Arbeitsplatz mehr als 600 Stunden pro Person und Jahr beträgt. Beträgt die Arbeitszeit pro Person und Jahr an einem Arbeitsplatz weniger als 600 Stunden, kann die Radon-Aktivitätskonzentration höher als 300 Bq m^{-3} liegen, die Beurteilung erfolgt dann über die Radon-Exposition. Der Referenzwert für die Radon-Exposition beträgt $0,5 \text{ MBq h m}^{-3}$ pro Jahr.

Wenn am Arbeitsplatz eine Belüftung vorliegt, die außerhalb der Arbeitszeiten mit geringer Leistung oder gar nicht betrieben wird, kann zur ursprünglichen integrierenden Messung eine zusätzliche zeitauflösende Messung mit einer Woche Messzeit durchgeführt werden. Die Radon-Aktivitätskonzentration innerhalb der Arbeitszeiten (C_a) wird dann – einschließlich des im Gesetzestext vorgegebenen Korrekturfaktors von 0,9 – berechnet aus:

$$C_a = c_1 / c_2 \cdot C_{LT} \cdot 0,9$$

- c_1 : mittlere Radon-Aktivitätskonzentration innerhalb der Arbeitszeiten der Folgemessung über Messzeitraum von einer Woche.
- c_2 : mittlere Radon-Aktivitätskonzentration der gesamten Messzeit (1 Woche) der Folgemessung.
- C_{LT} : mittlere Radon-Aktivitätskonzentration der passiven Langzeit-Radonmessung (Messzeit mindestens 2 Monate).

Wenn die Radon-Aktivitätskonzentration nicht unter den Referenzwert gesenkt werden kann, muss der Betreiber um eine „Safety License“ ansuchen, ähnlich den Vorgaben für geplante Expositionssituationen. Die Lizenzierung ist bereits ab der Überschreitung des Referenzwerts nötig, nicht erst ab 6 mSv a^{-1} , wie in EU-BSS Artikel 35 (2) vorgesehen (EC 2020, Turtiainen et al. 2024). In diesen geplanten Expositionssituationen wird ein Grenzwert der effektiven Dosis von 20 mSv angewandt. Im Fall mehrerer lizenzierten Tätigkeiten (inklusive Radon) werden diese gemeinsam betrachtet und die Dosen addiert (EC 2020).

Finnland hat die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) übernommen, in Annex 3 der Government Decree on Ionising Radiation (1034/2018) (Finlex 2018) sind die Methoden zur Dosisbestimmung festgelegt. Als Dosiskoeffizient wird $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für Arbeitsplätze und Wohnräume angegeben. Andere Dosiskoeffizienten können verwendet werden, wenn unterstützende Studien oder internationale Empfehlungen zeigen, dass sie gerechtfertigt sind. Die ICRP-Empfehlung von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ für erhebliche körperliche Arbeit wurde nicht in die (Finlex 2018) übernommen (Turtiainen et al. 2024).

Mit Stand Mai 2024 hatte nur ein Arbeitsplatz eine Lizenzierung für die Überschreitung des Referenzwerts der Radon-Exposition (Turtiainen et al. 2024).

Belgien

In Belgien erfolgt die Beurteilung, ob eine Beschäftigte oder ein Beschäftigter als beruflich strahlenexponiert eingestuft wird, entweder auf Basis der jährlichen Radon-Exposition von $0,6 \text{ MBq h m}^{-3}$ ($2\,000 \text{ h}$ bei 300 Bq m^{-3}) oder der effektiven Dosis von 6 mSv/Jahr (FÖD 2001,

Art. 20.3). Als erster Schritt wird im Normalfall die Exposition berechnet und bei Überschreitung wird diese durch Maßnahmen gesenkt. Die Verpflichteten können auch die Dosis berechnen, wenn sie die Verwendung eines bestimmten Gleichgewichtsfaktors begründen können bzw. gemessen haben.

Für die Dosisberechnung ist geplant, die RDC aus der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) zu verwenden (spezifiziert in Annex 3, FÖD 2001, derzeit in Überarbeitung), mit $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$, sofern nicht zusätzliche verfügbare Aerosoldaten oder bestimmte Bedingungen (z. B. intensive körperliche Arbeit) einen anderen Faktor rechtfertigen

Für touristische Höhlen folgt Belgien derzeit noch nicht der Empfehlung der ICRP-Publikation 137 für die Verwendung des Dosiskoeffizient von $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$, da (noch) nicht ausreichend Daten vorliegen, um die den Berechnungen zugrunde liegenden Konditionen (Gleichgewichtsfaktor, „unattached fraction“) für Belgien zu bestätigen bzw. zu rechtfertigen. Daher wird auch hier die Exposition zur Beurteilung bzw. Regulierung der Beschäftigten in Schauhöhlen verwendet (siehe oben). Da die Radon-Aktivitätskonzentration in diesen Objekten meist nicht reduziert werden kann, wird die Exposition durch Reduktion der Aufenthaltszeiten reguliert.

4.2.4.3 Zur Radonmessung und Dosisabschätzung/-ermittlung verpflichtete Arbeitsplätze in Deutschland

Die Verpflichtung zur Radon-Erstmessung betrifft laut § 127 StrlSchG (2017) nur eine Auswahl von Arbeitsplätzen in Deutschland (siehe auch Abschnitt 4.3.3.1) – in Erdgeschoss und Keller in Radonvorsorgegebieten und in Arbeitsfeldern nach Anlage 8 StrlSchG.

Die Radonvorsorgegebiete in Deutschland wurden durch die Bundesländer gemäß den Vorgaben aus § 153 StrlSchV (2018) festgelegt. Radonvorsorgegebiete gibt es nur in den Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen und betroffen sind insgesamt nur 210 Gemeinden in Deutschland, das sind ca. 2 % aller Gemeinden mit einer Fläche von ca. 2,4 % von Deutschland. Es ist davon auszugehen, dass nur bei einem Teil der Arbeitsplätze Radon-Aktivitätskonzentrationen über dem Referenzwert auftreten werden. Laut den Erfahrungen bisher (gemäß Radon-Messdatenportal des BfS, ca. 24 000 Meldungen) wird der Referenzwert bei ca. 16 % der gemessenen Arbeitsplätze in Innenräumen überschritten. Bei Arbeitsplätzen in Innenräumen wird in den meisten Fällen eine Reduktion durch (bauliche) Maßnahmen unter den Referenzwert möglich sein. Eine Dosisabschätzung und damit Anwendung eines Dosiskoeffizienten werden daher voraussichtlich nur für wenige Arbeitsplätze in Innenräumen erforderlich sein.

Eine Abschätzung, welche Arbeitsplätze sich im Erdgeschoss und Keller in Radonvorsorgegebieten befinden, welche Bedingungen dort herrschen und welche Arbeiten/Tätigkeiten ausgeführt werden (sitzend, nicht-sitzend, Atemraten, Aerosolverteilung, Gleichgewichtsfaktoren), ist sehr schwierig.

Zu den verpflichtenden Arbeitsbereichen in ganz Deutschland (auch außerhalb der Radon-Vorsorgegebiete) zählen auch die Anlagen zur Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung. Diesbezüglich gibt die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) keine spezifischen Dosiskoeffizienten an. Es gibt aber einen Absatz zu Studien und Ergebnissen in Wasserwerken (ICRP 2017, Anhang A.5.4), siehe Abschnitt 4.1.4), vor allem in Deutschland. Radon-Aktivitätskonzentrationen in Wasserversorgungsanlagen wurden ausführlich in Bayern untersucht (Trautmannsheimer 2002). Gleichgewichtsfaktoren und Aerosolkonzentrationen wurden aber nicht untersucht, im Abschlussbericht wird aber ein durchschnittlicher Gleichgewichtsfaktor von 0,5 aus der Literatur angegeben.

Da in Wasserversorgungsanlagen durchaus hohe Radon-Aktivitätskonzentrationen vorherrschen können, ist es wahrscheinlich, dass Dosisabschätzungen durchgeführt werden müssen und ein Dosiskoeffizient verwendet werden muss. Oft sind aber die Aufenthaltszeiten in diesen Anlagenteilen für Kontrollzwecke und bei immer mehr automatisierten Anlagen gering. Teilweise, z. B. bei Reinigungsarbeiten in größeren Anlagen, kann aber sicher höhere körperliche Betätigung vorliegen und ein höherer Dosiskoeffizient kann für diese Tätigkeiten gerechtfertigt sein. Bei der in der ICRP-Publikation 137 zitierten Studie in Bayern (Trautmannsheimer 2002) wurden die Beschäftigten auch bei Behälterreinigungsarbeiten mit Personen-Exposimetern überwacht. Dabei wurden nur bei 2 von 19 untersuchten Wasserversorgungsanlagen hohe Radon-Expositionen (ca. 2 MBq h m^{-3} , der Wert der damals als Eingreifrichtwert festgelegt wurde) gefunden, alle anderen lagen unter $0,2 \text{ MBq h m}^{-3}$. Im Bericht sind auch Angaben zu mittleren Aufenthaltszeiten in verschiedenen Anlagenteilen aufgelistet. Die Einträge im Strahlenschutzregister (BfS 2023a, BfS 2025) zeigen, dass ungefähr ein Viertel der überwachten Personen bzw. messbar exponierten Personen an Radon-Arbeitsplätzen aus Anlagen zur Wassergewinnung und Wasseraufbereitung stammen (siehe Tabelle 4.10).

Laut dem Verein für europäische Radonheilbäder (EURADON) gibt es in Deutschland 9 Standorte für Radonheilbäder. Die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) gibt keine spezifischen Dosiskoeffizienten zu Thermen bzw. Heilbädern an, aber auch hier gibt es einen Absatz zu Studien (A 5.4, siehe Abschnitt 4.1.4), die Gleichgewichtsfaktoren im Bereich von 0,15 bis 0,6 belegen. In Radonheilbädern können die Radon-Aktivitätskonzentrationen den Referenzwert sicher übersteigen, allerdings gilt natürlich auch hier der Grundsatz, dass die Radon-Exposition für die Beschäftigten so gering wie vernünftigerweise erreichbar zu halten ist. In einzelnen Bereichen (Radonstollen) könnte die Annahme höherer Dosiskoeffizienten aber eventuell zu Dosen nahe dem Grenzwert führen.

Die verpflichteten Arbeitsplätze in untertägigen Arbeitsbereichen können zum Teil der DeStatis Arbeitsplatzkategorie „Bergbau und Gewinnung von Steinen und Erden“ mit 1 945 Unternehmen mit ca. 39 400 Beschäftigten zugeordnet werden. Im Berg- und Tagebau gibt es in Deutschland noch 13 700 sozialversicherungspflichtige Beschäftigte. Welcher Anteil davon noch untertätig bzw. übertätig arbeitet, geht aus den verfügbaren Zahlen nicht hervor. Wichtig ist festzuhalten, dass mindestens bei den untertätig Arbeitenden in der Regel erwartet werden kann, dass die Radon-Exposition mit einer externen Gamma-Exposition aus dem umgebenden Gestein kombiniert ist. Externe Gamma-Expositionen sind aber auch bei übertätig Arbeitenden nicht ausgeschlossen. Für untertägige Arbeitsbereiche gibt es in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) Diskussionen zu Dosiskoeffizienten und Bedingungen in aktiven Bergwerken mit Zwangsbelüftung, für die ein Gleichgewichtsfaktor von 0,2 angegeben ist und die Atemrate des Referenzarbeiters angenommen wird. Als Dosiskoeffizient wird hier, wie für Innenräume, $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ empfohlen. Für andere untertägige Arbeitsplätze, mit der Ausnahme von Höhlen, gibt es keine spezifischen Angaben zur Dosiskoeffizienten und keine weiteren Diskussionen dazu.

Laut Wikipedia gibt es in Deutschland ca. 160 Schaubergwerke¹⁵, die laut StrlSchG auch in die Verpflichtung zum Radonschutz fallen. Für Schaubergwerke wäre zu evaluieren, ob in diesen in Deutschland eher die Umgebungsbedingungen und Atemraten von (aktiven) Bergwerken oder eher die Bedingungen von Höhlen vorherrschen und welchen Szenarien der ICRP-Publikationen 137 (ICRP 2017) sie eher entsprechen.

¹⁵Liste von Schaubergwerken in Deutschland:

https://de.wikipedia.org/wiki/Liste_von_Schaubergwerken_in_Deutschland

Laut Verband der Deutschen Höhlen- und Karstforscher gibt es in Deutschland 53 Schauhöhlen, meist Karsthöhlen¹⁶. Für Höhlen wird gemäß der speziellen Umgebungsbedingungen (hoher unangelerter Anteil) in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) der höhere Dosiskoeffizient $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ empfohlen.

Bei Schaubergwerken und auch bei Schauhöhlen ist zu berücksichtigen, dass aufgrund natürlicher, durch jahreszeitliche Temperaturunterschiede ausgelöster Bewetterung sich Bedingungen ähnlich wie bei einer Zwangsbelüftung einstellen können, was dann wiederum Einfluss auf die Umgebungsbedingungen für die dort Arbeitenden haben könnte.

Die folgende Tabelle 4.10 gibt einen Überblick über die Zahl der Beschäftigten, die im Jahre 2023 mit Meldungen an das Strahlenschutzregister den gerade genannten Kategorien zugeordnet waren (BfS 2025).

Tabelle 4.10: Zahl der überwachten und messbar exponierten Personen an Radon-Arbeitsplätzen im Jahre 2023 (BfS 2025).

Radon-Arbeitsplätze		
Tätigkeitskategorie	Überwachte Personen	Messbar exponierte Personen
Radon Gesamt	391	236
Untertägige Bergwerke außer Uranbergbau	54	41
Untertägige Besuchereinrichtungen	34	28
Anlagen zur Wassergewinnung und -aufbereitung	99	52
Querschnittstätigkeiten Radon	204	115

Für diese Personen wurden vom BfS effektive Dosen mit den aktuell gültigen sowie den in der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) empfohlenen Radon-Dosiskoeffizienten (RDC) bestimmt, siehe Tabelle 4.11.

¹⁶ Liste der Schauhöhlen Deutschland: <https://www.vdhk.de/fileadmin/pdf/data/schauhoehlenliste.pdf>

Tabelle 4.11: *Zahl der Personen, bei denen eine jährliche Dosis von 6 mSv bzw. 20 mSv überschritten wäre, wenn die 2023 gemessenen Expositionen nach unterschiedlichen Modellen in effektive Dosen umgerechnet würden (BfS 2025).*

Intervall	Radon-Arbeitsplätze -	Radon-Arbeitsplätze Option a	Radon-Arbeitsplätze Option b	Radon-Arbeitsplätze Option c
	mit bisher gültigen RDC 1,4 mSv/ (mJ h m ⁻³)	Tätigkeitskategorien untertägiger Bergbau mit RDC: 3 mSv/(mJ h m ⁻³), Besuchereinrichtungen, Wasserwerke etc. mit RDC: 6 mSv/(mJ h m ⁻³)	Alle Tätigkeitskategorien mit RDC: 3 mSv/(mJ h m ⁻³), nur Untertägige Besuchereinrichtungen mit RDC: 6 mSv/(mJ h m ⁻³)	alle Tätigkeitskategorien mit RDC: 3 mSv/(mJ h m ⁻³)
überwacht	391	391	391	391
Anzahl Personen über 6 mSv	23	111	82	77
Anzahl Personen über 20 mSv	0	30	17	5

Schauhöhlen, Schaubergwerke und teilweise kleine Wasserversorgungen werden oft von Ehrenamtlichen/Freiwilligen betrieben und entsprechen dementsprechend nicht einer klassischen beruflichen Betätigung.

Seit Herbst 2021 empfängt das BfS über ein digitales Messdatenmeldeportal Messergebnisse und weitere Informationen zu den verpflichtenden Messungen an Arbeitsplätzen. Am 22. Juli 2025¹⁷ belief sich der Datenbestand der zur nachstehenden Auswertung genutzten Radonmessungen an Arbeitsplätzen im BfS auf 24 833 Datensätze. Es handelt sich um Daten der Messungen nach §§ 127 – 128 StrlSchG (2017), also vor der behördlichen Anmeldung und vor der Dosisabschätzung.

Auch mit diesen Daten wurden Überschreitungen von Schwellen abgeschätzt: Je nach Wahl des RDC, aber insbesondere ohne Kenntnis über die Effektivität einer Reduzierungsmaßnahme, die ja nach der Messung gemäß § 128 zu erfolgen hat, kann ermittelt werden, wie viele Personen bei einer Änderung der gesetzlichen Bestimmungen möglicherweise zu erwarten wären. Zur Abschätzung wurden die beiden zu betrachtenden Dosiskoeffizienten 3 mSv/(mJ h m⁻³) und 6 mSv/(mJ h m⁻³) verwendet. Zum Vergleich ist die resultierende effektive Dosis unter Verwendung des bisherigen Dosiskoeffizienten (1,4 mSv/(mJ h m⁻³)) ebenfalls berechnet worden.

In Tabelle 4.12 sind diese Abschätzungen für Wasserwerke dargestellt, basierend auf unterschiedliche Expositionsdauern (Arbeitszeit pro Jahr) und die unterschiedlichen Dosiskoeffizienten (RDC).

¹⁷Das Datum des Datenstands weicht vom Stichtag der vorliegenden Empfehlung (31. Dezember 2024) ab, da der Arbeitsgruppe lediglich die Zahlen aus einem Datensatzauszug vom 22. Juli 2025 vorlagen.

Tabelle 4.12: Grenzwertüberschreitungen im Datensatz Anlage 8 StrlSchG (2017) – Wasserwerke – bei Annahme unterschiedlicher Radon-Dosiskoeffizienten (RDC). Zugrunde gelegt sind die bis 22. Juli 2025 übermittelten Angaben zur jahresmittleren Radon-Aktivitätskonzentration (BfS 2023b).

RDC [mSv/mJ h m ⁻³]	Expositionszeit [h]	Anzahl Personen	Anzahl > 6 mSv	% > 6 mSv	Anzahl > 20 mSv	% > 20 mSv
1,4	2 000	1 423	414	29,09	143	10,05
6,0	2 000	1 423	881	61,91	477	33,52
3,0	2 000	1 423	642	45,12	253	17,78
1,4	1 600	1 423	318	22,35	137	9,63
6,0	1 600	1 423	802	56,36	416	29,23
3,0	1 600	1 423	569	39,99	204	14,34

Für den Datensatz „RVG - Arbeitsplätze in Innenräumen“ mit 23 410 Daten ergeben sich für die betrachtenden Dosiskoeffizienten die nachfolgenden Überschreitungen (Tabelle 4.13).

Tabelle 4.13: Grenzwertüberschreitungen im Datensatz Radonvorsorgegebiete – Arbeitsplätze in Innenräumen – bei Annahme unterschiedlicher Radon-Dosiskoeffizienten (RDC). Zugrunde gelegt sind die bis 22. Juli 2025 übermittelten Angaben zur jahresmittleren Radon-Aktivitätskonzentration (BfS 2023b).

RDC [mSv/mJ h m ⁻³]	Expositionszeit [h]	Anzahl Personen	Anzahl > 6 mSv	% > 6 mSv	Anzahl > 20 mSv	% > 20 mSv
1,4	2 000	23 410	443	1,89	16	0,07
6,0	2 000	23 410	5 335	22,79	774	3,31
3,0	2 000	23 410	2 032	8,68	110	0,47
1,4	1 600	23 410	236	1,01	11	0,05
6,0	1 600	23 410	4 011	17,13	465	1,99
3,0	1 600	23 410	1 314	5,61	40	0,17

Für die Innenarbeitsplätze wurden dabei keine Informationen zur körperlichen Belastung erhoben.

4.2.5 Stufenmodell im Radonschutz

Die Maßnahmen zum Radonschutz an Arbeitsplätzen sehen ein abgestuftes Vorgehen gemäß eines in Abbildung 4.7 dargestellten Stufenkonzepts vor. Für Arbeitsplätze im Erd- oder Kellergeschoss in einem Radonvorsorgegebiet besteht innerhalb von 18 Monaten nach der Festlegung des Gebiets in einer 1. Stufe die Pflicht zur Messung der Radon-Aktivitätskonzentration über einen Zeitraum von 12 Monaten. Die Messzeit kann auch verkürzt werden, wenn erkennbar ist, dass die über das Jahr gemittelten Radon-Aktivitätskonzentration den Referenzwert überschreitet (§ 155 Abs. (1), StrlSchV (2018)). In den meisten Fällen wurden die Radonvorsorgegebiete im ersten Quartal 2021 festgelegt. Die Messungen an den Arbeitsplätzen mussten somit größtenteils in der zweiten Hälfte des Jahres 2022 abgeschlossen sein. Wenn der über diesen Zeitraum gemittelte Wert unterhalb des Referenzwerts von 300 Bq m⁻³ geblieben ist,

waren keine weiteren Maßnahmen notwendig. Grundsätzlich gelten die Regelungen des Stufenkonzepts auch für Arbeitsplätze in untertägigen Bergwerken, Radonheilbädern/-stollen und Anlagen zur Wassergewinnung¹⁸.

Somit stellt das mit diesem Referenzwert verknüpfte Risiko die erste Stufe des Stufenkonzepts dar. Mit dem aktuell gut belegten Radon-Risikokoeffizient k_R aus der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) lässt sich das damit verbundene mittlere Risiko für eine bestimmte Expositionsdauer für eine Referenzpopulation abschätzen (vgl. Abbildung 4.8):

$$k_R = LEAR / P_A = F \cdot 8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3}) \quad (16)$$

Der Radon-Risikokoeffizient k_R stammt aus epidemiologischen Studien an Bergarbeitern und wurde, wie in Abschnitt 4.2.3 beschrieben, in der „Pooled Uranium Miners Analysis“-Studie (PUMA) im Wesentlichen bestätigt (Kreuzer et al. 2024). Für Bergarbeiter nimmt die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) einen Gleichgewichtsfaktor von $F = 0,2$ an. Mit einer maximalen Aufenthaltsdauer von 2 000 Stunden bezogen auf ein Kalenderjahr ergibt dies ein zusätzliches absolutes Lebenszeitrisiko (LEAR) von:

$$LEAR = 300 \text{ Bq m}^{-3} \cdot 0,2 \cdot 2.000 \text{ h} \cdot 8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3}) = 10^{-4} \quad (17)$$

Epidemiologische Daten zur Abschätzung des Lebenszeitrisikos liegen auch für Innenräume vor. Marsh und Bailey (2013) geben für die Exposition in Innenräumen etwa 10 % höhere Risiken pro Expositionseinheit an als für Bergarbeiter. Rechnet man vereinfacht auch hier mit dem gleichen Risikokoeffizienten wie bei Bergarbeitern, so erhält man für Arbeit ohne besondere körperliche Anstrengung („sedentary worker“), für die $F = 0,4$ angenommen wird:

$$LEAR = 300 \text{ Bq m}^{-3} \cdot 0,4 \cdot 2.000 \text{ h} \cdot 8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3}) = 2 \cdot 10^{-4} \quad (18)$$

Sofern eine Überschreitung des Referenzwerts von 300 Bq m^{-3} ermittelt worden ist, müssen Maßnahmen zur Reduzierung der Radon-Aktivitätskonzentration getroffen werden. Innerhalb von 30 Monaten nach Bekanntwerden der Messergebnisse müssen die Maßnahmen durchgeführt und mit anschließenden Kontrollmessungen der Erfolg der Maßnahmen nachgewiesen werden (Stufe 2 des Stufenkonzepts), d. h. die Aktivitätskonzentration muss nach den getroffenen Maßnahmen über einen Zeitraum von 12 Monaten gemittelt unterhalb des Referenzwerts von 300 Bq m^{-3} liegen.

§ 128 Abs. (4) StrlSchG (2017) berücksichtigt allerdings Sachverhalte, bei denen von Maßnahmen abgesehen werden darf. Dies trifft beispielsweise zu, wenn solche Maßnahmen unmöglich oder der Aufwand hierfür unangemessen hoch wären, und zwar wenn andere besondere Gründe außerhalb des Strahlenschutzes vorliegen (Belange des Arbeits- und Gesundheitsschutzes und resultierend aus der Natur des Arbeitsplatzes). Dabei handelt es sich u. a. um die Anforderungen an die Hygiene bei der Trinkwasseraufbereitung in Wasserwerken, die eine zusätzliche Belüftung entsprechender Räume erschweren können. Ebenso können im Einzelfall bauliche Gegebenheiten Maßnahmen erheblich erschweren oder unmöglich machen. Im Bereich von Radon-Heilstollen etwa sind Reduzierungen der Konzentration mit der Natur der Betätigung sogar unvereinbar. In diesen Fällen wird die Stufe 2 des Regelungskonzepts übersprungen.

Wenn diese Ausnahmefälle nicht zutreffen, sind in einer 3. Stufe des Konzepts (Abbildung 4.7) die betreffenden Arbeitsplätze bei der zuständigen Behörde anzumelden, und es ist eine arbeitsplatzbezogene Abschätzung der effektiven Dosis für die betreffenden Arbeitnehmerinnen und Arbeitnehmer notwendig. Ergibt die Abschätzung, dass die effektive Dosis 6 mSv im Kalenderjahr nicht überschreiten kann, so können die getroffenen Maßnahmen zum Radonschutz in

¹⁸Die Pflicht zur Überwachung der Radonsituation galt für diese Arbeitsplätze bereits seit der Strahlenschutzverordnung vom Jahr 2001 (StrlSchV 2001).

diesem Fall als ausreichend erfolgreich betrachtet werden. Allerdings soll die Exposition durch Radon regelmäßig überprüft werden. Liegt die abgeschätzte Dosis jedoch oberhalb von 6 mSv im Kalenderjahr, so greifen die entsprechenden Bestimmungen zum beruflichen Strahlenschutz (4. Stufe des Stufenkonzepts).

Somit stellt in diesem Stufenmodell das mit einer effektiven Dosis von 6 mSv im Kalenderjahr verbundene schadensgewichtete Risiko eine weitere Abstufung der zu treffenden Maßnahmen dar: Ein größeres (abgeschätztes oder zu erwartendes) Risiko verlangt strengere bzw. erweiterte Maßnahmen. Das mit 6 mSv im Kalenderjahr verbundene Risiko lässt sich mit dem schadensgewichteten ICRP-Risikokoeffizienten k_D („Detriment“) für die erwachsene Bevölkerung bezogen auf ein Kalenderjahr in folgender Weise berechnen (Abbildung 4.8):

$$k_{D,2} = 4,2 \cdot 10^{-2} / \text{Sv} \quad (19)$$

$$\Rightarrow LEAR = 6 \text{ mSv} \cdot 4,2 \cdot 10^{-5} / \text{mSv} = 2,5 \cdot 10^{-4}$$

Hierin enthalten ist nach der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) die Anwendung eines so genannten Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktors (DDREF) von DDREF=2. Folgt man der SSK in ihrer Empfehlung (SSK 2014), nämlich keinen DDREF anzuwenden bzw. DDREF=1 zu setzen, so ergibt sich für das schadensgewichtete Risiko (Detriment):

$$k_{D,1} = 8,4 \cdot 10^{-2} / \text{Sv} \quad (20)$$

$$\Rightarrow LEAR = 6 \text{ mSv} \cdot 8,4 \cdot 10^{-5} / \text{mSv} = 5 \cdot 10^{-4}$$

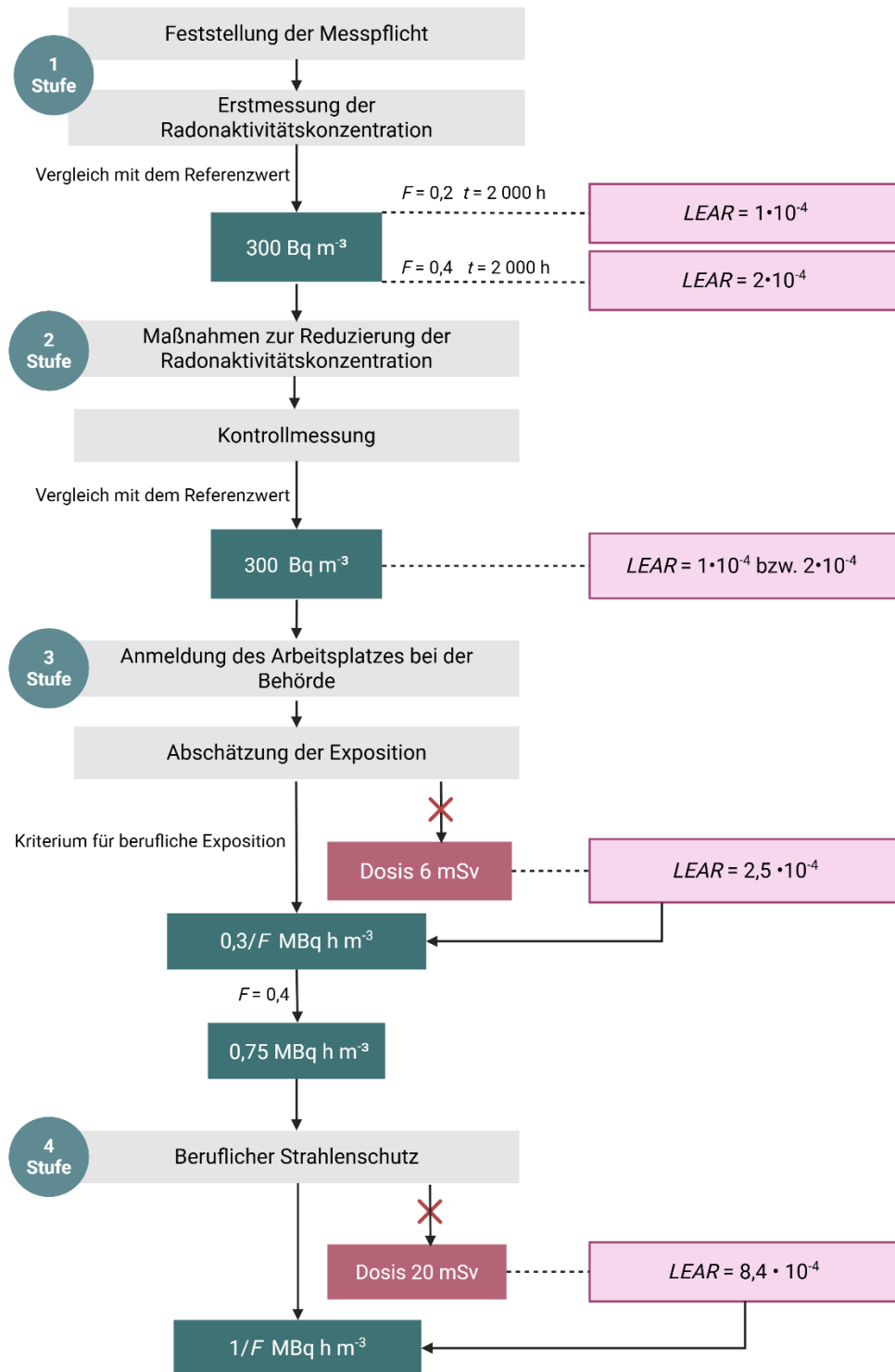


Abbildung 4.7: Stufenmodell für Maßnahmen zum Radonschutz an Arbeitsplätzen gemäß § 126 ff. StrlSchG (Created with BioRender.com).

Die Einstufung als „beruflich exponierte Person“ als Folge der 4. Stufe des Stufenkonzepts und der damit verbundenen Anwendung des beruflichen Strahlenschutzes bedingt, dass für diese Person ein Grenzwert für die effektive Dosis von 20 mSv im Kalenderjahr gilt, d. h. die Inbezugsetzung zu einem „maximal tolerierbaren Risiko“, das einer weiteren Abstufung des Risikos und der zugeordneten Strahlenschutzmaßnahmen entspricht.

Wird das mit einer Dosis von 20 mSv verbundene Risiko wiederum mit einem DDREF = 2 und mit DDREF = 1 berechnet, so ergibt sich:

$$\begin{aligned} LEAR &= 20 \text{ mSv} \cdot k_{D,2} = 8,4 \cdot 10^{-4} \\ LEAR &= 20 \text{ mSv} \cdot k_{D,1} = 17 \cdot 10^{-4} \end{aligned} \quad (21)$$

Stellt man die den Abstufungen entsprechenden Risiken gegenüber, so sieht man, dass nach der internen Logik der ICRP-Empfehlungen das beim Referenzwert von 300 Bq m^{-3} zu erwartende Risiko für Bergarbeiter deutlich unterhalb desjenigen bei 6 mSv liegt, für Beschäftigte mit sitzenden Tätigkeiten in Innenräumen jedoch nur knapp unterhalb dieses Risikos:

$$\begin{aligned} \text{Stufe 1:} \quad & 300 \text{ Bq m}^{-3} \quad LEAR = 1 \cdot 10^{-4} \quad \text{bzw.} \quad 2 \cdot 10^{-4} \\ \text{Stufe 3:} \quad & 6 \text{ mSv} \quad LEAR = 2,5 \cdot 10^{-4} \\ \text{Stufe 4:} \quad & 20 \text{ mSv} \quad LEAR = 8,4 \cdot 10^{-4} \end{aligned} \quad (22)$$

Bei Annahme eines DDREF von 1 (anstelle von 2) ergibt sich dagegen eine gleichmäßiger verteilte Abstufung etwa um jeweils den Faktor 2,5 bis 5:

$$\begin{aligned} \text{Stufe 1:} \quad & 300 \text{ Bq m}^{-3} \quad LEAR = 1 \cdot 10^{-4} \quad \text{bzw.} \quad 2 \cdot 10^{-4} \\ \text{Stufe 3:} \quad & 6 \text{ mSv} \quad LEAR = 5 \cdot 10^{-4} \\ \text{Stufe 4:} \quad & 20 \text{ mSv} \quad LEAR = 17 \cdot 10^{-4} \end{aligned} \quad (23)$$

Die Gegenüberstellung der jeweiligen Risikowerte ist relevant, da es das primäre Ziel des Strahlenschutzes ist, das stochastische Risiko (und nicht etwa die Dosis) auf ein tolerierbares Maß zu beschränken und somit eine sinnvolle Abstufung der Risiken das maßgebliche Kriterium für das Stufenkonzept darstellt.

Bei Anwendung des aktuell von der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) empfohlenen RDC d_R für Radon gerät diese Gleichmäßigkeit der Abstufung allerdings aus der Balance. Der Referenzwert für die Radon-Aktivitätskonzentration von 300 Bq m^{-3} entspricht in diesem Fall bei sonst gleichen Bedingungen wie oben:

$$d_R = F \cdot 17 \text{ mSv} / (\text{MBq h m}^{-3}) \quad (24)$$

Effektive Dosis:

$$E = 300 \text{ Bq m}^{-3} \cdot 0,4 \cdot 2000 \text{ h} \cdot 17 \text{ mSv} / (\text{MBq h m}^{-3}) = 4 \text{ mSv} \quad (25)$$

und:

$$LEAR = E \cdot k_{D,1} = 3,4 \cdot 10^{-4} \quad (26)$$

Das gilt nach der ICRP-Publikation 137 für sitzende Tätigkeiten in Innenräumen. Hierbei ist ein Gleichgewichtsfaktor $F=0,4$ und eine maximale Expositionsdauer mit 2000 Stunden pro Jahr angesetzt worden. Wie man sieht, ist das damit verbundene Risiko der 1. Stufe sehr nahe an dem der 3. Stufe. Bei einem Gleichgewichtsfaktor von $F=0,5$ oder höher oder dem ICRP-Dosiskoeffizienten für Radon für Innenräume bei überwiegend körperlicher Tätigkeit von

$$d_R = F \cdot 33 \text{ mSv} / (\text{MBq h m}^{-3}) \quad (27)$$

wäre das mit der 1. Stufe verbundene Risiko sogar größer als das der 3. Stufe. Damit wäre selbst für Aktivitätskonzentrationen am Arbeitsplatz von weniger als 300 Bq m^{-3} ein jährliches Risiko möglich, dass das von 6 mSv im Kalenderjahr übersteigt. Dies würde somit keine sinnvolle

Abstufung mehr darstellen, es würde sogar die Abstufung umkehren, was das gesamte Stufenkonzept unbrauchbar machen würde. Würde man – um dies zu vermeiden und um eine angemessene Abstufung wieder herzustellen – das 6 mSv-Kriterium ändern (z. B. ein Heraufsetzen auf 10 mSv im Kalenderjahr), so hätte das einen beträchtlichen Bruch mit dem Vorgehen für andere Expositionen zur Folge und würde einen kaum hinnehmbaren Konflikt mit dem allgemeinen Konzept des Strahlenschutzes bedeuten.

Für beruflich exponierte Personen unter 18 Jahren gilt nach § 78 Abs. (3) StrlSchG (2017) abweichend vom Grenzwert für Erwachsene ein Grenzwert von 1 mSv im Kalenderjahr, während es für diese Personengruppe keine gesonderte Regelung bzgl. des Referenzwerts für die Radon-Aktivitätskonzentration (300 Bq m^{-3}) gibt. Auch ein auf Personen unter 18 Jahren angepasster Dosiswert für die Stufe 3 des Stufenkonzepts existiert nicht. Eine Risikogegenüberstellung wie oben würde in jedem Fall und bei jeglichem in Betracht gezogenen Dosiskoeffizienten das höchste Risiko bereits bei der Stufe 1 ergeben. Somit muss das Stufenkonzept für beruflich exponierte Personen unter 18 Jahren generell als nicht angemessen betrachtet werden.

In den oben dargestellten Vergleichsrechnungen wurde von maximal 2 000 Jahresarbeitsstunden ausgegangen, was in der Praxis allerdings nur selten auftritt. Wird demgegenüber eine realistischere Zahl von 1 000 Jahresarbeitsstunden angenommen, so kann zunächst zwar wieder eine angemessene Risikoabstufung erreicht werden, dies jedoch nur, wenn der DDREF = 1 gesetzt wird und der Risikokoeffizient

$$k_{D,1} = 8,4 \cdot 10^{-2} / \text{Sv}$$

zur Anwendung kommt. Das würde allerdings bedeuten, dass sich die ICRP der Empfehlung der SSK zur Abschaffung des DDREF (SSK 2014) anschließen müsste.

4.3 Grundsätzliches zur Radon-Dosiskonversion

In Kapitel 3 des vorliegenden Papiers werden die Fragen aus dem Beratungsauftrag im Einzelnen behandelt und, soweit möglich, beantwortet. Es zeigt sich dabei jedoch, dass bei jeder der zu behandelnden Fragen ungelöste Probleme bestehen bleiben und eine befriedigende Beantwortung nur vordergründig und nicht grundsätzlich gelingt.

Daher sieht sich die SSK veranlasst, die im Zusammenhang mit der Radon-Dosiskonversion auftretenden Probleme grundsätzlicher und aus konzeptioneller Sicht zu benennen und die damit zusammenhängenden Strahlenschutzgrundsätze zu diskutieren. Aus diesen Überlegungen heraus geht die SSK über die ausschließliche Behandlung des Beratungsauftrags hinaus und formuliert in Kapitel 2 des vorliegenden Dokuments weiterführende Empfehlungen, in denen Wege aufgezeigt werden, wie Radonschutz in konsequenter Fortführung des bereits in der bestehenden deutschen Strahlenschutzgesetzgebung implementierten Verfahrens angemessen umgesetzt werden kann. Im Folgenden wird dies näher begründet.

Das wesentliche Ziel im Strahlenschutz ist es, das durch ionisierende Strahlung verursachte stochastische Risiko auf ein tolerierbares Maß zu beschränken (z. B. SSK 2018, SSK 2020 und SSK 2023). Grundlage für die Festlegung eines solchen tolerierbaren Risikos bilden i. d. R. Dosis-Wirkungs-Beziehungen, die aus strahlenepidemiologischen Studien ermittelt werden. Für die meisten Expositionsbedingungen bilden die organspezifischen Dosis-Wirkungs-Beziehungen aus der LSS (z. B. Ozasa et al. 2012 und Grant et al. 2017), d. h. der Gesamtheit aller Studien zu den japanischen Atombombenüberlebenden, die Hauptbasis zur Ermittlung der Risikokoeffizienten. Diese Risikokoeffizienten werden für einzelne Organe (z. B. auch für die Lunge) angegeben und beziehen sich auf eine äußere akute Exposition hauptsächlich mit Gammastrahlung und einer gut modellierbaren Neutronenkomponente, so dass daraus aufgrund

der mehr oder weniger homogen verteilten Exposition die gleichen Organ-Energiedosen über alle Organe des Körpers resultieren. Für Alphastrahlung liefert die LSS hingegen keine Aussagen.

4.3.1 Die Situation für Radon

Für Radon ist im Gegensatz zu den meisten anderen Expositionsbedingungen keine Dosis-Wirkungs-Beziehung bekannt. Epidemiologische Studien zum Radon-Risiko basieren stattdessen nahezu ausschließlich auf Wirkungs-Beziehungen in Bezug auf die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration (in Einheiten Bq h m^{-3}) oder auf die Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration (in Einheiten mJ h m^{-3} bzw. historisch WLM) oder auf die Radon-Aktivitätskonzentration (in Einheiten von Bq m^{-3}), also nicht auf die Radon-Dosis (z. B. Darby et al. 2005 und Richardson et al. 2022). Somit ist für das Ziel, das Risiko zu begrenzen, eine Radon-Dosis zunächst nicht notwendig, sondern als Maß für das Risiko könnte direkt der in epidemiologischen Studien hergestellte Bezug zur Exposition bzw. zur Aktivitätskonzentration dienen.

Tatsächlich verfolgt man im Radonschutz bisher bereits weitgehend diesen Ansatz. Die derzeitigen Regelungen zum Radonschutz gemäß StrlSchG (2017) beziehen sich in der Regel auf eine Angabe zur Aktivitätskonzentration in der Umgebungsluft oder auf eine Größe für die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration (Aktivitätskonzentration mal Expositionszeit). Beispielsweise ist der Referenzwert für Radon in Aufenthaltsräumen und am Arbeitsplatz auf eine Aktivitätskonzentration von 300 Bq m^{-3} festgelegt. Auf die Berechnung einer Radon-bedingten Dosis wird dabei verzichtet. Das Strahlenschutzkonzept für die Exposition durch Radon wird damit zwar vom sonst üblichen Bezug auf die Dosis separiert, stützt sich jedoch trotzdem auf die gleichen Prinzipien und gleichen Standards bei bestehenden Expositionssituationen wie für andere Expositionsquellen. Eine Ausnahme bilden zurzeit noch die Regelungen zum beruflichen Strahlenschutz (StrlSchG 2017) bei Strahlenexpositionen durch Radon, für die eine Bezugnahme auf die effektive Dosis erforderlich und sowohl im Konzept der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) als auch im deutschen Regelwerk so vorgesehen ist.

Für berufliche innere Expositionen hat die ICRP in einer Serie von fünf Publikationen für nahezu alle relevanten Radionuklide umfangreichen Berechnungen zur Umrechnung von Aktivitäten in Dosiswerte vorgelegt (ICRP 2015, ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019, ICRP 2022). In die Berechnungen dieser Dosiskoeffizienten gehen zahlreiche Inkorporationsparameter, diverse biokinetische Modelle und viele weitere Annahmen zu den jeweiligen Stoffwechselvorgängen ein. Für die meisten inneren Expositionssituationen ist diese „Dosiskonversion“ zwar formal unproblematisch. Inwieweit jedoch die auf diesen Dosiskoeffizienten beruhenden, zum Teil sehr genauen Dosisberechnungen dem damit implizit zugeordneten Risiko tatsächlich entsprechen, kann nur in Ausnahmefällen epidemiologisch belegt werden. Eine genaue Dosisangabe muss nicht unbedingt eine ebenso genaue Risikoangabe bedeuten. Im Gegensatz zur inneren Exposition durch die meisten anderen Radionuklide liegen für Radon eine Reihe epidemiologischer Risikostudien vor. Diese liefern zwar eine ausreichend belastbare Basis zur Abschätzung des Radon-Risikos, jedoch keinerlei Aussagen zur Radon-Dosis (vgl. Abschnitt 4.2.3).

Auch für Radon verfolgt die ICRP einen „dosimetrischen Ansatz“ (ICRP 2010, ICRP 2014, ICRP 2017), der allerdings zu einigen ernstzunehmenden Schwierigkeiten führt. Das der biokinetischen Modellierung zugrundeliegende ICRP-Lungenmodell HRTM (Human Respiratory Tract Model) berücksichtigt in detaillierter Weise die Aufnahme, die Deposition, die Aufenthaltsdauer, den Transport, den Austausch und die Abgabe der beteiligten Radionuklide für die einzelnen Kompartimente der Lunge. Damit beinhaltet das Modell zahlreiche Parameter, die teilweise nur sehr ungenau bestimmbar sind. Neben einer Reihe anderer Einflussgrößen

führt dieser Umstand zu großen Unsicherheiten bei der Ermittlung des RDC. Dies war einer der Gründe, die die SSK seinerzeit dazu veranlasste, die Übernahme der damals neuen Dosiskoeffizienten der ICRP in die deutsche Strahlenschutzgesetzgebung nicht zu empfehlen, sondern für die Beibehaltung der bisherigen Werte zu plädieren (SSK 2017). Für das Ziel, das Risiko durch Radon-Exposition zu begrenzen, hält die SSK eine Bestimmung der effektiven Dosis in Bezug auf Radon für nicht notwendig bzw. sogar für ungeeignet.

4.3.2 Die Besonderheit der Radon-Dosisbestimmung

Im Unterschied zu den meisten anderen inneren Expositionen durch einzelne Radionuklide und ihrer Zerfallsprodukte liegen für Radon-Expositionen dezidierte Aktivitäts-Wirkungs-Beziehungen aus epidemiologischen Studien vor, aus denen sich – zumindest prinzipiell – ein Radon-Risikokoeffizient bestimmen lässt. Dieser bezieht sich wie oben erwähnt auf die Radon-Aktivitätskonzentration bzw. auf die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration. Eine Radon-Dosis wird in diesen Studien weder definiert noch benötigt. Wenn dennoch mittels der ICRP-Dosiskonversion auch eine Radon-Dosis berechnet wird, kann diese im Prinzip mit den epidemiologischen Ergebnissen in Verbindung gebracht werden. Diesen „epidemiologischen Ansatz“ hatte die ICRP in der Vergangenheit durchaus verfolgt, ihn jedoch in der Folge zugunsten des dosimetrischen Ansatzes wieder zurückgestellt (ICRP 2017).

In Abbildung 4.8 ist der Weg von einer Kumulierten Radon-Aktivitätskonzentration (Aktivitätskonzentration C_{Rn} mal Expositionszeit t) bis zur Bestimmung des Radon-Risikos ($LEAR$ pro Kumulierter Radon-Aktivitätskonzentration) schematisch dargestellt. Im 1. Schritt liefert das HRTM („dosimetrischer Ansatz“ der ICRP) die Energiedosis für die Lunge. Aus diesem Wert wird mittels des Strahlungs-Wichtungsfaktors w_R (Schritt 2) und des Organ-Wichtungsfaktors für die Lunge w_{Lunge} (Schritt 3) die effektive Dosis berechnet. Das führt insgesamt zu dem RDC aus der ICRP-Publikation 115 von $F \cdot 18,8 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ (hier exemplarisch ohne explizite Arbeitsplatzkategorie¹⁹) für berufliche Exposition (ICRP 2010). Dieser Wert ist etwa doppelt so groß wie der aus der ICRP-Publikation 65 aus dem Jahr 1993 (ICRP 1993). Unter Verwendung des allgemeinen Risikokoeffizienten $4,2 \% \text{ Sv}^{-1}$ für stochastische Strahlenwirkungen in der erwachsenen Bevölkerung aus der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) gelangt man im letzten Schritt zum Radon-Risiko $LEAR$ pro Kumulierter Radon-Aktivitätskonzentration. Wichtig ist festzuhalten, dass dieser letzte Schritt unabhängig von Radon ist und sich auf die Datenbasis und die Annahmen und Modelle zur Ermittlung des ganz allgemeinen stochastischen Risikos stützt. Dies beinhaltet insbesondere das Modell des Detriments, den Dosis- und Dosiseffektivitätsfaktor $DDREF = 2$ sowie die Risikokoeffizienten im Wesentlichen aus den LSS-Publikationen, die eine akute Exposition mit Gammastrahlung und Neutronen betreffen – also alles Parameter, die nicht auf Radon zutreffen.

¹⁹Streng genommen gilt der als zentral angesehene Radon-Risikokoeffizient sogar *nur* für diesen einen Wert des Radon-Dosiskoeffizienten RDC.

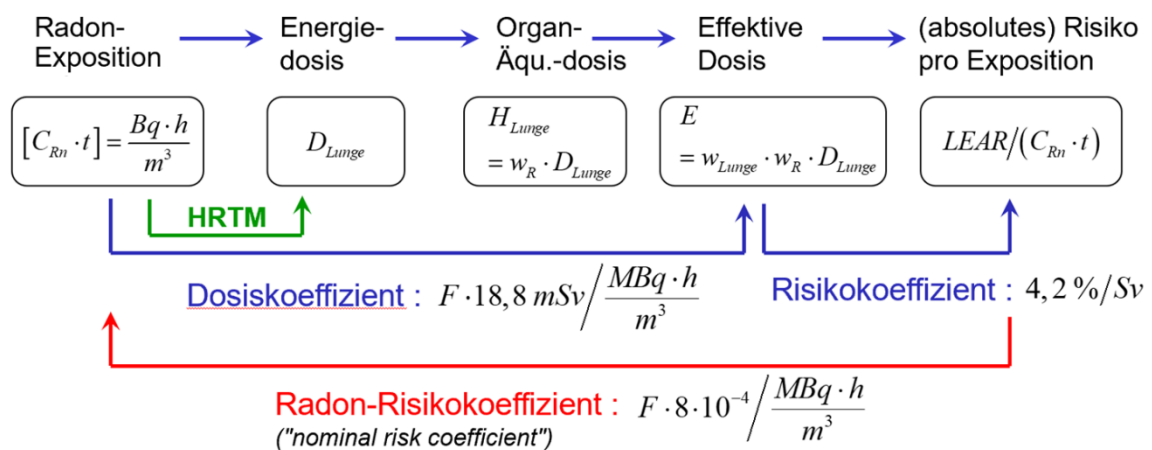


Abbildung 4.8: Schematische Darstellung des Zusammenhangs zwischen Kumulierter Radon-Aktivitätskonzentration (in der Abbildung als „Radon-Exposition“ bezeichnet) und Radon-Risiko. Dargestellt sind die einzelnen Schritte der Berechnung sowie der Zusammenhang zwischen Radon-Dosiskoeffizient und allgemeinem Risikokoeffizient, die multipliziert den Radon-Risikokoeffizient ergeben.

Die beschriebene Schrittfolge gibt im Grunde das Vorgehen für alle Radionuklide bei innerer Exposition wieder. Die Logik dieser Berechnungskette ist, dass sich etwaige Änderungen im allgemeinen Risikokoeffizienten für die Gesamtheit aller stochastischen Strahlenwirkungen nicht auf den RDC auswirken dürften. Für die meisten von der ICRP betrachteten Radionuklide in (ICRP 2015, ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019, ICRP 2022) wird dies auch stillschweigend unterstellt, obwohl eine Überprüfung aufgrund fehlender epidemiologischer Daten nicht möglich ist.

Im Gegensatz dazu kann in Bezug auf Radon das Resultat der gesamten Schrittfolge tatsächlich durch epidemiologische Ergebnisse abgeglichen werden. Dies ist mit dem Radon-Risikokoeffizienten („nominal risk coefficient“), der in der ICRP-Publikation 115 mit $F \cdot 8 \cdot 10^{-4} / (MBq \cdot h \cdot m^{-3})$ angegeben wird (ICRP 2010), auch erfolgreich geschehen. Dieser Wert stützt sich hauptsächlich auf epidemiologische Studien an Bergarbeitern (vgl. Abschnitt 4.2.5) sowie auf die Darby-Studie aus dem Jahr 2005 (Darby et al. 2005) und gibt den direkten Zusammenhang zwischen der Radon-Exposition und dem Radon-Risiko an (Abbildung 4.8). Der Umstand, dass dieser „epidemiologische Ansatz“ eine gute Übereinstimmung lieferte, hatte die ICRP auch dazu veranlasst, ihre Radon-Dosiskonversion als ausreichend belastbar anzusehen.

Eine wesentliche konzeptionelle Komplikation wird jedoch dabei übersehen bzw. nicht beachtet: Der Dosiskoeffizient für Radon (dicht ionisierende Strahlung) ist über den Risikokoeffizienten für alle Organe (ermittelt für locker ionisierende Strahlung) mit dem Radon-Risikokoeffizienten („nominal risk coefficient“) verknüpft. Falls sich also bei der Ermittlung des Detriments irgendwann einmal etwas ändern sollte (z. B. durch die Arbeit der Task Group 122 der ICRP oder eine Neuauswertung der LSS) oder andere Modelle zur Anwendung kommen sollten (z. B. ein anderes Detriment-Modell oder die Abschaffung des DDREF), so würde das auch eine Änderung des RDC zur Folge haben, denn der Radon-Risikokoeffizient müsste ja unverändert bleiben (Abbildung 4.8). Schon in der SSK-Empfehlung aus dem Jahr 2017 (SSK 2017) heißt es zu diesem Punkt: „Es ist schwer einzusehen, warum sich die effektive Dosis durch Radon-Exposition ändern sollte, falls beispielsweise die Risikoschätzung für Darmkrebs durch Röntgenstrahlung modifiziert würde.“ Auch wenn lediglich die Lunge betrachtet würde, bliebe diese Implausibilität trotzdem erhalten (Breckow 2018).

Die SSK spricht sich in ihrer derzeit aktuellen Empfehlung aus dem Jahr 2014 (SSK 2014) für eine Abschaffung des DDREF bzw. für $\text{DDREF} = 1$ aus. Konsequenz davon ist, dass der allgemeine Risikokoeffizient für die erwachsene Bevölkerung von $4,2 \% \text{ Sv}^{-1}$ auf $8,4 \% \text{ Sv}^{-1}$ steigt. Bleibt der Radon-Risikokoeffizient mit $F \cdot 8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3})$ als zentrale Bezugsgröße unverändert, würde dies eine Absenkung des Dosiskoeffizienten auf $F \cdot 9,4 \text{ mSv} / (\text{MBq h m}^{-3})$ für berufliche Exposition bedeuten (Abbildung 4.8). Würde die SSK einen Dosisbezug im Radon-schutz akzeptieren, so müsste sie entweder von den ICRP-Empfehlungen abweichende Dosiskoeffizienten empfehlen oder ihrer eigenen Empfehlung zum Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktor (DDREF) (SSK 2014) widersprechen. Beides hält die SSK für problematisch.

4.3.3 Lösungsweg

Wie oben dargelegt führt die Berechnung einer effektiven Dosis durch Radon-Exposition zu beträchtlichen Schwierigkeiten. Im internationalen und im deutschen Strahlenschutzrecht hat man bereits jetzt durch den Bezug auf Aktivitätskonzentrationen oder auf kumulierte Expositionsgrößen den Radonschutz weitgehend vom Dosisbezug gelöst. An einigen Stellen bleibt er jedoch gegenwärtig noch bestehen. So ist gemäß StrlSchG (2017) insbesondere für die Regelungen zum beruflichen Strahlenschutz bei Radon-Exposition eine Bezugnahme auf die effektive Dosis erforderlich. Und auch in Bezug auf radioaktive Altlasten wird ein Dosisbezug hergestellt. In § 136 des StrlSchG (2017) werden radioaktive Altlasten definiert, „durch die für die Einzelperson der Bevölkerung der Referenzwert der effektiven Dosis von 1 mSv im Kalenderjahr überschritten“ werden kann. Dieser Referenzwert schließt den Dosisanteil durch die Inhalation von Radon und seinen Zerfallsprodukten grundsätzlich ein. Im Gegensatz dazu spricht sich die SSK in einer Empfehlung zu dieser Thematik (SSK 2022) dafür aus, Radon bei der Betrachtung des Referenzwerts von 1 mSv auszuschließen und stattdessen Radon auf separate Referenzwerte mit Bezugnahme auf die Aktivitätskonzentrationen zu definieren.

Auch für die Regelungen zum beruflichen Strahlenschutz könnte man einen ähnlichen Weg beschreiten und ausschließlich Bezug auf Aktivitätskonzentrationen nehmen. In diesem Fall würde sich dies nicht nur auf die Referenzwerte für bestehende Expositionssituationen beziehen, sondern auch auf Grenzwerte für geplante Expositionssituationen. Damit wäre das Strahlenschutzkonzept für Radon ohne konzeptionelle Brüche und vollständig vom sonst üblichen Bezug auf die Dosis separiert (vgl. Abbildung 4.7). Es würde sich dennoch auf die gleichen Prinzipien und gleichen Standards stützen wie bei allen anderen Expositionsquellen. Es würde damit vor allem direkt dem Grundsatz des Strahlenschutzes folgen, dass primär nicht die Dosis, sondern das Risiko begrenzt werden soll.

4.3.3.1 Arbeitsplatzkategorien und Aktivitätskonzentrationen

Gemäß der Empfehlung 2024/440 der EU-Kommission (EC 2024) sollten bei der Übernahme in nationales Recht für die Schätzung der effektiven Dosis und der Äquivalentdosis aus interner Exposition im Sinne der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014) die der ICRP-Publikationen über die berufsbedingte Aufnahme von Radionukliden aus der OIR-Reihe (Occupational Intakes of Radionuclides) (ICRP 2015, ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019, ICRP 2022) und alle darin enthaltenen Dosiskoeffizienten verwendet werden. In Bezug auf die Exposition durch Radon ist dies insbesondere die ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017).

Das Bundesumweltministerium hat die SSK mit Beratungsauftrag vom 6. Dezember 2023 um die Beantwortung von Fragen gebeten, die in Kapitel 3 dieser Stellungnahme beantwortet werden. Die Fragen zielen vor allem auf die kritischen Punkte bzw. der Belastbarkeit des von der ICRP zugrunde gelegten biokinetisch-dosimetrischen Ansatzes (Partikelverteilung der Radon-Zerfallsprodukte am Arbeitsplatz, Einfluss von Radon-Zerfallsprodukten verschiedener

Partikelgrößen auf die Dosis), den Schlussfolgerungen aus neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen wie z. B. der PUMA-Studie, der Konservativität des Schutzniveaus für alle Betroffenen und der damit verbundenen Sicherstellung eines ausreichenden Strahlenschutzes an Arbeitsplätzen bei Radon-Aktivitätskonzentration auch unterhalb von 300 Bq m^{-3} ab.

Für die erforderlichen Regelungen im StrlSchG (2017) und in der StrlSchV (2018) muss allerdings differenziert werden: Für den (gesundheitlichen) Schutz vor Radon an Arbeitsplätzen in Innenräumen (in Gebieten nach § 121 bzw. nach Anlage 8 StrlSchG (2017)) ist die Einschätzung des Risikos maßgebend, wie in den vorherigen Kapiteln ausführlich dargelegt wurde. In der Folge bedeutet dies, dass das im StrlSchG (2017) formulierte Stufenmodell zum Radon-schutz entsprechend risikobasiert aufgebaut werden kann. Eine Abschätzung der effektiven Dosis ist allein aus Gründen des Schutzes vor Radon an Arbeitsplätzen und der Schlussfolgerung von möglicherweise erforderlichen Maßnahmen nicht unbedingt erforderlich.

Erst wenn die Einhaltung des Dosisgrenzwerts für die berufliche Exposition von 20 mSv im Kalenderjahr geprüft werden muss oder die beruflichen Expositionen gemäß § 166 Abs. (1) StrlSchG (2017) addiert werden müssen und nach Ziffer 2 auch der Beitrag im Zusammenhang mit Radon am Arbeitsplatz zu berücksichtigen ist, ist nach z. Zt. geltendem Strahlenschutzrecht die Ermittlung einer effektiven Dosis für Radon an Arbeitsplätzen unumgänglich.

Die in Kapitel 2 formulierten Empfehlungen der SSK bedeuten, dass die Regelungen für Maßnahmen zum (gesundheitlichen) Radonschutz (§§ 127 ff. StrlSchG (2017)) und die erforderlichen Festlegungen zur Ermittlung der beruflichen Exposition (§ 166 Abs. (1) StrlSchG (2017)) unabhängig bzw. getrennt voneinander betrachtet werden. Der Referenzwert von 300 Bq m^{-3} nach § 126 StrlSchG (2017) bleibt davon zunächst unberührt.

4.3.3.2 Risikobezug des Stufenmodells

Das in Abschnitt 4.2.5 beschriebene Stufenmodell wird für die Stufen 1 bis 3 beibehalten. Innerhalb der Stufe 4 ist allerdings die innerhalb von sechs Monaten nach der Anmeldung die auf den Arbeitsplatz bezogene Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration oder die Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration abzuschätzen und auf die Ermittlung der Körperdosis § 130 Abs. (1) StrlSchG (2017) wird verzichtet. Die Ermittlung der Expositionen sollte die arbeitsplatzspezifischen Bedingungen berücksichtigen und die Arbeitsplätze in nach § 121 StrlSchG (2017) festgelegten Gebieten sowie die Kategorisierung der in Anlage 8 aufgeführten Arbeitsfelder berücksichtigen.

Die einzelnen Schritte in der Abfolge des gegenwärtigen Stufenmodells (vgl. Abbildung 4.7) beziehen sich entweder auf die Radon-Aktivitätskonzentration oder auf die effektive Dosis, also auf jeweils unterschiedliche Bezugsgrößen. Wie in Abschnitt 4.2.5 dargelegt, besteht die im Strahlenschutz eigentlich beabsichtigte Abstufung jedoch in Bezug auf unterschiedlich große Risiken, denen eine entsprechende Hierarchie von Maßnahmen zugeordnet ist. Es liegt daher nahe, als einheitliche Bezugsgröße die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration zu wählen, für die ein ausreichend belastbarer Risikokoeffizient k_R vorliegt (vgl. Gleichung (16)):

$$k_R = F \cdot 8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3})$$

Das zusätzliche absolute Risiko pro Jahr $LEAR_a$ (mit der Einheit a^{-1}), das mit einer Radon-Exposition verbunden ist, ist demnach abhängig von der Radon-Aktivitätskonzentration C_{Rn} , der jährlichen Expositionsdauer t_a (mit der Einheit h a^{-1}) und dem Gleichgewichtsfaktor F :

$$LEAR_a = C_{Rn} \cdot t_a \cdot k_R = C_{Rn} \cdot t_a \cdot F \cdot 8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3}) \quad (28)$$

Für die *Stufe 1* des Stufenmodells gilt bisher der Referenzwert von 300 Bq m^{-3} . Wenn dieser beibehalten wird, bleibt auch der in Abschnitt 4.2.5 berechnete Risikobezug unverändert.

Der Risikobezug für die Stufe 3 bezieht sich bisher auf eine jährliche Dosis von 6 mSv. Das zugeordnete Risiko wurde in Abschnitt 4.2.5 zu

$$LEAR_a = 2,5 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1} \quad (29)$$

berechnet (vgl. Gleichung (19)). Soll dieses Risiko ebenfalls unverändert bleiben, so ergibt sich die entsprechende Radon-Aktivitätskonzentration aus der folgenden Umrechnung:

$$2,5 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1} = C_{Rn} \cdot t_a \cdot F \cdot 8 \cdot 10^{-4} / (\text{MBq h m}^{-3}) \quad (30)$$

$$\Rightarrow C_{Rn} \cdot t_a \cdot F = 0,3 \text{ MBq m}^{-3} \text{ h a}^{-1} \quad (31)$$

bzw.:

$$C_{Rn} = \frac{0,3}{F \cdot t_a} \text{ MBq m}^{-3} \text{ h a}^{-1} \quad (32)$$

Damit hat man einen einheitlichen Bezugswert, der noch den Gleichgewichtsfaktor F und die jährliche Aufenthalts- bzw. Expositionsdauer t_a (Einheit: h a^{-1}) als freie Parameter enthält (vgl. Abbildung 4.7).

Mit Gleichung (32) ist es möglich, mit einer einzigen flexiblen Beziehung und den beiden freien Parametern verschiedene Arbeitsplatzkategorien abzubilden, die alle das gleiche Risiko wie 6 mSv a^{-1} bedeuten. Dieses Vorgehen ist nach Ansicht der SSK weit flexibler handhabbar als die starre und weitgehend intransparente Vorgabe verschiedener Dosiskoeffizienten, deren Ermittlung nach wie vor mit großen Unsicherheiten und zahlreichen Annahmen verknüpft ist. Aus Sicht der praktischen Umsetzung kommt hinzu, dass die rechtssichere Zuordnung eines Arbeitsplatzes zu einer Kategorie vereinfacht wird und eine ggf. erforderliche Erhebung von typischen Gegebenheiten an Arbeitsplätzen sehr vereinfacht werden würde.

Beispielsweise ergibt sich mit Gleichung (32) für eine Arbeitszeit von $t_a = 2\,000 \text{ h a}^{-1}$ eine Radon-Aktivitätskonzentration für die Stufe 3 von 375 Bq m^{-3} , falls $F = 0,4$ angenommen werden kann (in Bergwerken von 750 Bq m^{-3} mit $F = 0,2$). Andere Expositionssituationen können durch Vorgaben und Annahmen zur Expositionszeit und zum Gleichgewichtsfaktor zwanglos mit nur einer Beziehung mit Gleichung (32) abgedeckt werden.

Darauf aufbauend könnte in Anlehnung an die derzeit geforderte Abschätzung von Körperdosen festgelegt werden, dass die Exposition durch Radon regelmäßig zu überprüfen ist, wenn die Radon-Aktivitätskonzentration die Werte nach Gleichung (32) nicht überschreitet (analog zu § 130 Abs. (2) StrlSchG (2017)) ohne Bezug zu einer ermittelten Körperdosis). Bei Feststellung einer Überschreitung der Werte aus Gleichung (32) wären die Anforderungen des beruflichen Strahlenschutzes zu erfüllen (§ 130 Abs. (3) StrlSchG (2017)) in entsprechend modifizierter Form.

Aus der Vorgabe nach Gleichung (32) könnten bei Bedarf unter Verwendung unterschiedlicher Gleichgewichtsfaktoren die jährlichen Kumulierten Radon-Aktivitätskonzentrationen (bzw. die Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration) für verschiedene Arbeitsplatzkategorien berechnet werden. An Arbeitsplätzen in Innenräumen (Keller- und Erdgeschoss) und an den in der Anlage 8 StrlSchG (2017) aufgeführten Arbeitsplätzen (mit Ausnahme in untertägigen Bergwerken) ergibt sich mit $F = 0,4$:

- $0,75 \text{ MBq h m}^{-3}$ bzw. $1,7 \text{ mJ h m}^{-3}$.

An Arbeitsplätzen in untertägigen Bergwerken mit $F = 0,2$ ist der Wert:

- $1,5 \text{ MBq h m}^{-3}$ bzw. $1,7 \text{ mJ h m}^{-3}$.

Die angegebenen Werte entsprechen somit einem Risiko, das zu 6 mSv a^{-1} äquivalent ist. Aufgrund spezifischer Expositionsbedingungen können diese Umrechnungsfaktoren variieren und durch die zuständige Behörde fallspezifisch unter Zugrundelegung von Gleichung (32) festgelegt werden. Auch für die Arbeitsfelder gemäß Anlage 8 StrlSchG (2017)) können mit entsprechenden Annahmen Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentrationen angegeben werden, sie sind jedoch gemäß dem zugeordneten § 127 Abs. (1) StrlSchG (2017)) nicht unbedingt erforderlich.

Diese Werte und auch die Bezugnahme auf die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration ohne Dosiskriterium 6 mSv sind sehr ähnlich dem Verfahren, das in Schweden und anderen nordeuropäischen Ländern (im Dokument werden Norwegen und Finnland erwähnt) praktiziert wird (vgl. Abschnitt 4.2.4.2). Um einen Bezug zur Dosis herzustellen, wird in Schweden bei der Regulierung für Radon an Arbeitsplätzen (SSM 2018) angenommen, dass die zur Beurteilung in den Europäischen Basic Safety Standards (EU-BSS, Euratom 2014) verwendete jährliche Dosis von 6 mSv einer jährlichen Radon-Exposition von $0,72 \text{ MBq h m}^{-3}$ bei $F=0,4$ entspricht.

Die Ausweisung gesonderter Werte der Aktivitätskonzentration für spezifische Arbeitsplatzkategorien hält die SSK für nicht notwendig. Stattdessen wird eine einheitliche Beziehung gemäß Gleichung (32) für alle möglichen Arbeitsplatzkategorien empfohlen. Konzepte und Maßnahmen des Strahlenschutzes sollen praktikabel und transparent sein. Nicht jede aus rein wissenschaftlicher Sicht mögliche Differenzierung hinsichtlich bestimmter Expositionsbedingungen muss im Strahlenschutz implementiert sein. Prinzipiell ist der Strahlenschutz so robust ausgelegt, dass bekannte oder unbekannte Unterschiede hinsichtlich des Strahlenrisikos für bestimmte Subgruppen oder Expositionssituationen aufgefangen und dennoch ein ausreichendes Schutzniveau für die Gesamtbevölkerung gewährleistet werden. Dieses Prinzip findet mit Bezugnahme auf Gleichung (32) für Radon-Expositionen an verschiedenen Arbeitsplätzen ebenfalls Anwendung.

Der Risikobezug, auf dem die Herleitung der Beziehung nach Gleichung (32) beruht, beinhaltet den Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktor $\text{DDREF} = 2$ und folgt damit nicht der SSK-Empfehlung (SSK 2014), die die Anwendung eines $\text{DDREF} = 1$ empfiehlt. Wie in Abschnitt 4.2.5 näher erläutert, würde sich mit einem DDREF von 1 (anstelle von 2) auch eine gleichmäßiger verteilte Abstufung im Stufenmodell ergeben. Um jedoch eine bessere Übereinstimmung mit der internationalen Umsetzung der ICRP-Dosiskonversion und den entsprechenden EU-Vorgaben zu erzielen, wird in der vorliegenden Empfehlung zunächst auf die Anwendung von $\text{DDREF} = 1$ verzichtet, auch da sich die ICRP der SSK-Empfehlung (SSK 2014) bisher nicht angeschlossen hat. Die SSK hält es jedoch für erforderlich, in Bezug auf die Argumentation in ihrer Empfehlung (SSK 2014) die Diskussion mit der ICRP fortzuführen. Sollte sich künftig auch die ICRP für $\text{DDREF} = 1$ (oder einer anderen Modifikation des DDREF) aussprechen, so hätte dies nicht nur Auswirkungen auf die ICRP-Dosiskonversion. In diesem Fall würde die SSK das gleichmäßiger abgestufte (und besser geeignete) Stufenmodell mit $\text{DDREF} = 1$ als Grundlage einer modifizierten Beziehung nach Gleichung (32) empfehlen.

Nach § 78 Abs. (1) StrlSchG (2017) beträgt der Grenzwert der effektiven Dosis für beruflich exponierte Personen 20 mSv im Kalenderjahr (Vierte Stufe im Stufenmodell). Gemäß § 131 Abs. (1) Nr. 3 StrlSchG (2017) gelten die Dosisgrenzwerte auch für Radon an Arbeitsplätzen. Auch anstelle dieses Werts mit Dosisbezug wird entsprechend obiger Überlegungen ein Aktivitätsbezug gemäß folgender Beziehung empfohlen:

$$C_{Rn} = \frac{1}{F \cdot t_a} \text{ MBq m}^{-3} \text{ h a}^{-1} \quad (33)$$

Mit dieser risikobasierten Bewertung könnte ein ausreichender Strahlenschutz bezüglich Radon an Arbeitsplätzen sichergestellt werden. Auch dieser Schritt folgt dem in Schweden praktizierten Vorgehen, das in Bezug auf berufsbedingte Radon-Exposition keinen Dosisgrenzwert vorsieht.

Als Standardwert für den Gleichgewichtsfaktor wird $F = 0,4$ empfohlen, so dass sich aus Gleichung (33) als Grenzwert eine Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration von $2,5 \text{ MBq h m}^{-3}$ ergibt. Wenn es fachliche Gesichtspunkte gibt, dass F signifikant von 0,4 abweicht, ist eine entsprechende Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration nach Gleichung (32) zu berechnen. Gleichung (33) bildet eine Aktivitätskonzentration ab, die das gleiche Risiko wie 20 mSv a^{-1} bedeutet.

Für Arbeitsplatzsituationen, in denen Beschäftigte sowohl durch Radon als auch aus anderen Expositionsquellen exponiert sein können, ist gewährleistet, dass das resultierende Gesamtrisiko nicht größer als das Risiko, das dem Grenzwert von 20 mSv a^{-1} entspricht, wenn folgende Summenformel gilt:

$$\frac{E_a}{20 \text{ mSv a}^{-1}} + \frac{C_{Rn}}{\frac{1}{F \cdot t_a} \text{ MBq m}^{-3} \text{ h a}^{-1}} \leq 1 \quad (34)$$

Dabei ist C_{Rn} die (mittlere) Radon-Aktivitätskonzentration während der jährlichen Aufenthaltsdauer am Arbeitsplatz t_a und E_a die effektive Dosis im Kalenderjahr aufgrund anderer Expositionsquellen.

Obwohl dem hier empfohlenen Stufenmodell ausschließlich die aus der Epidemiologie stammenden Beziehungen zwischen Risiko und (Kumulierter) Radon-Aktivitätskonzentration zugrunde liegen und auf eine Dosisabschätzung nach der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) oder der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) vollständig verzichtet wird, kann ein RDC d_R angegeben werden, der zu den gleichen Abstufungen hinsichtlich der Radon-Aktivitätskonzentration führen würde wie oben empfohlen. Eine solche Angabe erleichtert den Vergleich mit dem entsprechenden Vorgehen in anderen europäischen Ländern. Dazu muss 20 mSv durch die für Stufe 4 empfohlene über ein Jahr Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration (vgl. Gleichung (34)) geteilt werden:

$$d_R = \frac{E_a}{C_{Rn} \cdot t_a} = \frac{20 \text{ mSv a}^{-1}}{\frac{1}{F} \text{ MBq m}^{-3}} = F \cdot 20 \frac{\text{mSv}}{\text{MBq h m}^{-3}} \quad (35)$$

bzw. auf die Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration bezogen (vgl. Tabelle 4.2):

$$d_R = F \cdot 20 \frac{\text{mSv}}{F \cdot 5,6 \cdot \text{mJ h m}^{-3}} = 3,6 \frac{\text{mSv}}{\text{mJ h m}^{-3}} \quad (36)$$

wobei die ICRP-Werte von $F \cdot 18,8 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$ bzw. $3,3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ angibt.

Die Beziehung Gleichung (35) folgt praktisch der Herleitung von Gleichung (32) (dort berechnet für 6 mSv a^{-1}) und entspricht im Wesentlichen dem epidemiologischen Ansatz der ICRP (vgl. Abschnitt 4.3.2). Den epidemiologischen Ansatz hatte die ICRP in der Vergangenheit durchaus verfolgt, ihn jedoch in der Folge zugunsten des dosimetrischen Ansatzes wieder zurückgestellt (ICRP 2017).

4.3.4 Änderung des Strahlungs-Wichtungsfaktors für Radon

Ein weiterer möglicher Lösungsansatz basierend auf einer Arbeit von Beck (2024) führt zu einer Änderung des Strahlungs-Wichtungsfaktors für Radon.

Das Detriment aus der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) stützt sich wie schon die vorherigen auf die Ergebnisse der Life Span Study (LSS). Der größte Teil der Dosis kam hier aufgrund von Exposition durch Gammastrahlung, also „low-LET“-Strahlung zustande. Bei der Exposition der Lunge durch Radon und dessen Zerfallsprodukte ist aber im Wesentlichen die Alphastrahlung zu betrachten. Alphastrahlung hat aufgrund des höheren linearen Energie-Transfers (LET) eine höhere relative biologische Wirksamkeit (RBE). Berechnet man die effektive Dosis wie in Abschnitt 4.3.2 aufgeführt mittels der in der Lunge (Index L) absorbierten Energiedosis $D_{L,R}$

$$E = w_L \cdot w_R \cdot D_{L,R} = w_L \cdot H_L \quad (37)$$

so soll der Wichtungsfaktor w_R diesem Umstand Rechnung tragen. Er ist per Definition für low-LET-Strahlung (Gamma, Röntgen, Beta) $w_R = 1$. Für Alphastrahlung gilt $w_R = 20$, jedoch ist dies nicht zwangsläufig identisch mit der RBE jedes einzelnen Alpha-Strahlers, wie auch die ICRP schreibt (Abs. (165), ICRP 2003). In Abs. (376) wird explizit die Notwendigkeit betont, für Radon einen aussagekräftigeren Faktor abzuleiten („more meaningful“).

Die Gewebe-Wichtungsfaktoren w_T leiten sich aus den spezifischen Detrimenten für 14 Organe und Gewebe aus der LSS-Studie und weiteren Daten her. Das Detriment k_D (siehe Abschnitt 4.1.5) ist hierbei das Maß für den gewichteten Gesundheitsschaden einer Gruppe von Personen und ihrer Nachkommen durch Strahlenexposition dieser Personen. Es ist eine Funktion von Risiko, Letalität, Lebensqualität und Verlust von Lebenszeit.

Man kann getrennt zwei Detrimente betrachten. Als erstes das Detriment $k_{D,L,\gamma}$, das aus Studien nach Exposition mit low-LET-Strahlung gewonnen wurde. Als zweites das Detriment $k_{D,R}$ aus epidemiologischen Radonstudien, z. B. der Arbeiter im Uranbergbau als Funktion der Exposition. Da in diesen Studien keine Krebsentstehung in anderen Organen als der Lunge aufgrund der Exposition durch Radon und seiner Zerfallsprodukte beschrieben wird, kann der Index L entfallen.

In der ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993) wird für $k_{D,\gamma}$ die „nominale Mortalität“ (auf eine standardisierte Altersverteilung normalisiertes Sterberisiko unter Einbeziehung beider Geschlechter) nach Exposition durch Radon und Zerfallsprodukte benutzt. Ab der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) wird dies durch Verwendung des LEAR ersetzt. ICRP vergleicht im Rahmen der sog. *dose conversion convention* das dosisbezogene Detriment mit dem expositionsbezogenen Detriment. Wichtig ist hier, dass von der ICRP das totale Detriment benutzt wird und nicht nur das für die Lunge.

Das von (Beck 2024) vorgeschlagene Vorgehen ist folgendes:

$$k_{D,L,\gamma} \cdot D_{L,\gamma} = k_{D,L,\gamma} \cdot H_{L,\gamma} = k_{R,L} \cdot P_A \quad (38)$$

Damit werden die Organ-Risiken durch die beiden Expositionsarten gleichgesetzt: links für low-LET-Strahlung und rechts für Radon und seine Zerfallsprodukte. Im Fall von low-LET-Strahlung ist $w_R = 1$ und damit zahlenmäßig $D_{L,\gamma} = H_{L,\gamma}$.

Es folgt

$$E = w_L \cdot H_L = w_L \frac{k_{R,L}}{k_{D,L,\gamma}} P_A \quad (39)$$

Kombination von Gleichung (37) und (39) ergibt den Strahlungs-Wichtungsfaktor von Radon und Zerfallsprodukten (in Lungengewebe) als Verhältnis der Risikokoeffizienten:

$$w_\alpha = \frac{k_{R,L}}{k_{D,L,\gamma}} \cdot \frac{P_A}{D_{L,R}} \quad (40)$$

Eine gleichartige Rechnung wurde schon in der ICRP-Publikation 150 (ICRP 2021) benutzt für Exposition durch Uranium und Plutonium.

Ersetzt man die durch Radon verursachte Energiedosis in der Lunge $D_{L,R}$ durch die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration P_A :

$$D_{L,R} = d_k \cdot P_A \quad (41)$$

so erhält man mit d_k , also mit dem Radon-Dosiskoeffizienten, den Konversionsfaktor der Energiedosis pro Exposition:

$$E = w_L \frac{k_{R,L}}{k_{D,L,\gamma}} \cdot \frac{P_A}{D_{L,R}} D_{L,R} = w_L \frac{k_{R,L}}{k_{D,L,\gamma}} \cdot \frac{1}{d_k} D_{L,R} \quad (42)$$

Das Lungen-Detriment $k_{D,L,\gamma}$ kann durch das totale Detriment k_{tot} ersetzt werden. Hierfür wird das relative Detriment r_k definiert als Verhältnis des organbezogenen Detriments (hier Lunge) zum totalen Detriment

$$r_{k,L} = \frac{k_{D,L,\gamma}}{k_{D,tot,\gamma}} \quad (43)$$

Wenn man Gl. (40) in (39) einsetzt, erhält man

$$E = \frac{w_L}{r_{k,L}} \cdot \frac{k_{R,L}}{k_{D,tot,\gamma}} \cdot \frac{1}{d_k} D_{L,R} \quad (44)$$

und durch Umstellen

$$\frac{E}{D_{L,R}} \cdot d_k = \frac{w_L}{r_{k,L}} \cdot \frac{k_{R,L}}{k_{D,tot,\gamma}} \quad (45)$$

Die Konversion von Radon-Exposition zu Dosis ist nicht einfach als Verhältnis des Detriments durch low-LET-Strahlung und des Detriments durch Radon zu vollziehen. Vielmehr muss zusätzlich das Verhältnis des Gewebe-Wichtungsfaktors für die Lunge $w_L = 0,12$ und des relativen Detriments $r_{k,L}$ berücksichtigt werden. Dies trägt dem Umstand Rechnung, dass Gewebe-Wichtungsfaktoren den Beitrag der Lungendosis zur effektiven Dosis quantifizieren und nicht notwendigerweise gleich sind mit dem Beitrag des Organ-Detriments zum totalen Detriment.

$$w_L = r_{k,L} \quad (46)$$

Tabelle 4.14: Vergleich der Gewebe-Wichtungsfaktoren mit Koeffizienten für das totale Detriment und lungenspezifisches Detriment gemäß der ICRP-Publikationen 60 und 103 (Quelle: Beck (2024)).

			Total radiation detriment ($\mathfrak{D}/H$) _{tot} 10 ⁻⁵ mSv ⁻¹	Lung-specific values		
			Lung detri- ment ($\mathfrak{D}/H$) _{Lung} 10 ⁻⁵ mSv ⁻¹	Relative detri- ment $\mathfrak{d}_{\text{rel,Lung}}$	Tissue weighting factor ω_{Lung}	Ratio $\frac{\omega_{\text{Lung}}}{\mathfrak{d}_{\text{rel,Lung}}}$
Whole population	ICRP 60	7.3 ^a	0.80 ^a	0.110	0.12	1.09
	ICRP 103	5.74 ^b	0.903 ^b	0.157 ^b	0.12	0.76
Working age population	ICRP 60	5.6 ^a	0.64 ^a	0.114	0.12	1.05
	ICRP 103	4.22 ^b	1.207 ^b	0.286 ^b	0.12	0.42

^aICRP 60, Table 4

^bICRP 103, Table A.4.1

Die Werte der ICRP-Publikation 60 (ICRP 1991) erfüllen Gleichung (46) in guter Näherung. Mit der ICRP-Publikation 103 (ICRP 2007) erhöhten sich die Werte für $r_{k,L}$ bei gleichbleibendem Gewebe-Wichtungsfaktor für die Lunge und damit ist Gleichung (46) nicht mehr erfüllt. Gemäß Gleichung (40) entsprachen die Werte gemäß der *dose conversion convention* in der ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993) implizit einem Wichtungsfaktor für die Alphastrahlung des Radons und seiner Zerfallsprodukte von $w_\alpha = 10$ (Harrison und Muirhead 2003).

Spätere epidemiologische Studien an Arbeitern im Uranbergbau (NRC 1999, Tomasek et al. 2008) zeigten eine Verdopplung des Risikos als Funktion der Exposition gegenüber den der ICRP-Publikation 65 (ICRP 1993) zugrundeliegenden Studien. Als Folge wurde der nominale Risikokoeffizient in der ICRP-Publikation 115 (ICRP 2010) von $2,83 \cdot 10^{-4} \text{ WLM}^{-1}$ auf $5 \cdot 10^{-4} \text{ WLM}^{-1}$ erhöht. Dies erhöhte den Zähler von Gleichung (40) und damit auch w_α um fast einen Faktor 2.

Mit der ICRP-Publikation 103 wurde das Detriment für die Lunge gegenüber der ICRP-Publikation 60 fast verdoppelt (siehe Tabelle 4.14). Dies erhöhte den Nenner von Gleichung (40) und kompensierte den zuvor genannten Anstieg im Zähler, so dass sich der Strahlungs-Wichtungsfaktor gemäß Gleichung (41) wieder auf 10 senken sollte. Gemäß Gleichung (9) sollte dies ebenfalls eine Absenkung des RDC bedeuten. Nur aufgrund des Beibehaltens der *dose conversion convention*, durch die das totale (dosimetrische) Detriment mit dem Detriment durch Radon-Exposition verglichen wird, geschah dies aber nicht.

Das Anpassen des Strahlungs-Wichtungsfaktors für Radon und seine Zerfallsprodukte auf den eigentlich korrekten Wert nach Gleichung (40) $w_\alpha = 10$ würde wieder zu einer Konsistenz von dosimetrischem und epidemiologischem Ansatz führen.

4.3.5 Mögliche Auswirkungen und Konsequenzen bei Umsetzung der Empfehlung

Die möglichen Auswirkungen der Empfehlungen (Kapitel 2) auf der Grundlage des von der SSK präferierten Lösungsansatzes ergeben sich bei der praktischen Umsetzung mit Blick auf

- die Harmonisierung von personenbezogenen Daten aus der Vergangenheit, die beispielsweise durch die Umrechnung aus der Radon-Exposition in eine effektive Dosis bisher im Strahlenschutzregister erfasst worden sind,
- die erforderliche Anpassung der strahlenschutzrechtlichen Anforderungen zum beruflichen Strahlenschutz, sofern beruflich exponierte Personen eine Exposition sowohl aufgrund von aus Radon als auch anderen Expositionsquellen erhalten sowie
- die ermittelte, effektive Dosis von beruflich exponierten Personen, die bei Tätigkeiten außerhalb von Deutschland eine Exposition durch Radon erhalten haben, und für die nach

individuellen, landesspezifischen Vorgaben zur Dosiskonversion eine effektive Dosis berechnet worden ist.

Die Harmonisierung von personenbezogenen und im Strahlenschutzregister erfassten Daten könnte in einfacher Form in eine Radon-Exposition zurückgerechnet werden, da die aktuell gültige Dosiskonversion bereits in der StrlSchV (2001) angewendet wurde.

Aus rein praktischer Sicht können die strahlenschutzrechtlichen Anforderungen für den beruflichen Strahlenschutz weitgehend unverändert bleiben, wenn beruflich exponierte Personen eine Exposition aus Radon und anderen Expositionsquellen erhalten. Im beruflichen Strahlenschutz sind beispielsweise für Grenzwertbetrachtungen alle ermittelten Expositionen zu addieren. Durch Anwendung der Gleichung (34) kann dieser Anforderung Rechnung getragen werden. Die Einhaltung des Grenzwerts von 20 mSv im Kalenderjahr ist nachgewiesen, wenn die Summe beider Terme in dieser Gleichung ≤ 1 ist.

Die Dosisüberwachung von beruflich exponierten Personen soll nach dem StrlSchG staatsübergreifend nachvollziehbar sein (siehe dazu Drucksache 86/17 vom 21. Juli 2017). Als genereller Dosisgrenzwert für die effektive Dosis gilt nach den Vorgaben der EU-Richtlinie (Euratom 2014) im Regelfall 20 mSv im Kalenderjahr. Wie in Abschnitt 4.2.4 bereits festgestellt wurde, werden in den EU-Ländern Dosiskoeffizienten unterschiedlich angewandt und Arbeitsplätze unterschiedlich klassifiziert. Unabhängig davon, ob die deutsche Gesetzgebung den Empfehlungen der SSK mit ausschließlichem Bezug zur Radon-Exposition folgt, sind die Regelungen aus anderen Staaten für die Risikobewertung durch die Exposition von Radon nur schwer vergleichbar. Durch die unterschiedlichen Anwendungen der verschiedenen RDC der ICRP und Arbeitsplatz-Klassifizierung liegen ohnehin Abweichungen vor.

4.3.5.1 Alternative Vorgehensweisen

Zu dem hier von der SSK vorgeschlagenen Lösungsweg wurden verschiedene Alternativen diskutiert, weil der hier präferierte Weg zum Schutz vor Risiken durch berufliche Radon-Exposition wie dargelegt in Teilen von den Empfehlungen der ICRP-Publikation 137 (ICRP 2017) abweicht. Seine Umsetzung könnte trotz aller oben diskutierten Argumente in der internationalen Zusammenarbeit zu gewissen Problemen führen, auch was den Anschluss des nationalen Systems an die zukünftige Entwicklung des internationalen Strahlenschutzsystems betrifft. Sollte man sich aus diesem Grund doch näher an der Empfehlung orientieren wollen, böte sich nach Meinung einiger SSK-Mitglieder alternativ die folgende Möglichkeit:

Eine enge Anbindung an das internationale System und eine weitestgehende Umsetzung der Empfehlung 2024/440 der europäischen Kommission (EC 2024) würde bedeuten, dass man die ICRP-Dosiskonversionskoeffizienten, so wie sie sind, in Anwendung bringt. Für Bergwerke und Innenarbeitsplätze ohne substantielle körperliche Aktivität ist der empfohlene Koeffizient $3 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ bzw. $F \cdot 15,6 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$, wobei üblicherweise für Bergwerke $F = 0,2$, für Innenarbeitsplätze $F = 0,4$ angenommen wird.

Für touristische Höhlen und Innenarbeitsplätze mit substantieller körperlicher Aktivität wird ein doppelt so hoher Koeffizient empfohlen, also $6 \text{ mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})$ bzw. $F \cdot 31,3 \text{ mSv}/(\text{MBq h m}^{-3})$, in der Regel mit $F = 0,4$.

Alternativ könnte zur Verringerung des Verwaltungsaufwands und angesichts der Modellunsicherheiten sowie der zu erwartenden geringen Anzahl betroffener Arbeitsplätze auf die Einführung des zweiten, höheren RDC verzichtet werden.

Für andere Situationen, etwa im Falle, dass „ortsspezifische“ F -Werte bekannt sind, soll es auch zulässig sein, mit Hilfe der von der ICRP entwickelten Modelle andere Dosiskoeffizienten zu berechnen.

Die Dosiskoeffizienten erlauben die Abschätzung individueller effektiver Dosen für in Radonbereichen beschäftigte Personen. So lässt sich insbesondere überprüfen, ob für bestimmte Beschäftigte das Dosiskriterium von 6 mSv pro Jahr überschritten werden kann, und sie damit als beruflich strahlenexponiert gelten müssen. Ebenso lässt sich die Einhaltung des jährlichen Grenzwertes von 20 mSv für beruflich Strahlenexponierte überprüfen. Die durch Radon bedingten Dosen können dabei ohne Weiteres mit effektiven Dosen aus anderen Expositionspfaden (extern und intern) zusammengeführt werden.

Zudem kennt der Strahlenschutz auch „abgeleitete Aktivitätskonzentrationen“. Sie können für Fälle berechnet werden, in denen die Expositionssituation im Wesentlichen durch ein einzelnes Radionuklid bestimmt ist. Der Begriff „derived activity concentrations“ wurde zuerst in der ICRP-Publikation 130 (ICRP 2015) eingeführt, und dann auch in den weiteren Publikationen der OIR-Serie verwendet (ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019). Ähnlich kennt die StrlSchV (2018) „maximal zulässige Aktivitätskonzentrationen“ für die Freigabe von Stoffen zur Beseitigung (Anlage 4; basierend auf SSK-Empfehlung 2006 (SSK 2006)). Daneben hat die Strahlenschutzkommission abgeleitete Richtwerte für Maßnahmen zum Schutz von Personen bei Kontaminationen der Umwelt entwickelt (SSK 2015) sowie Referenzwerte zur Bewertung von Emissionen und Immissionen in Umweltmedien (SSK 2016). Es würde also den Rahmen des Üblichen keinesfalls sprengen, wenn man für reine Radon-Expositionen Dosiskriterien und Grenzwerte in Einheiten von Bq m^{-3} multipliziert mit der Expositionszeit angäbe.

Die SSK sieht folgende Vorteile des dosisbasierten Ansatzes:

- Der im Strahlenschutz seit Jahrzehnten verwendete Ansatz, Risiken aus allen Expositionspfaden in der effektiven Dosis zusammenzuführen, würde an dieser Stelle (beim Radonschutz) nicht durchbrochen.
- Der deutsche Strahlenschutz würde sich damit nicht vom internationalen System entfernen.
- Der Empfehlung 2024/440 der europäischen Kommission (EC 2024) würde in vollem Umfang Genüge getan.
- Bei reiner Radon-Exposition könnten Dosiskriterien und Grenzwerte nichtsdestoweniger als Produkt aus Radon-Aktivitätskonzentration und Expositionszeit ausgedrückt werden.
- Für radonexponierte Personen, für die zumindest eine gewisse Plausibilität dafür besteht, dass die gleiche externe Radon-Aktivitätskonzentration zu einer stärkeren internen Strahlenbelastung führt, könnten entsprechend niedrigere Dosiskriterien und Grenzwerte angegeben werden.

Die Nachteile des dosisbasierten Ansatzes wurden in der wissenschaftlichen Begründung detailliert diskutiert.

5 Literatur

- AFS 2018 Swedish Work Environment Authority (AFS). Hygieniska gränsvärden - Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden, AFS 2018:1. <https://www.av.se/globalassets/filer/publikationer/foreskrifter/hygieniska-gransvarder-afs-2018-1.pdf>, zuletzt aufgerufen am 26.05.2025
- Beck 2024 Beck TR. Note on dose conversion for radon exposure. *Radiat Environ Biophys.* 2024 Aug;63(3):351-6, doi: 10.1007/s00411-024-01077-0, Epub 20240617
- Becker et al. 1984 Becker KH, Reineking A, Scheibel HG, Porstendörfer J. Radon Daughter Activity Size Distributions. *Radiation Protection Dosimetry.* 1984;7:147-50
- BfS 2023a Bundesamt für Strahlenschutz (BfS). Die berufliche Strahlenexposition in Deutschland 2021: Bericht des Strahlenschutzregisters. Bundesamt für Strahlenschutz, Fachgebiet Beruflicher Strahlenschutz, Strahlenschutzregister. 23. März 2023, BfS-49/23. urn:nbn:de:0221-2023032236892
- BfS 2023b Bundesamt für Strahlenschutz (BfS). Radon-Meldeportal des BfS gemäß §155 (5) StrlSchV 2018. Datenbestand vom 27.04.2023. (Wissenschaftl. Aufbereitung durch FG UR1 Radonmetrologie, S. Feige und Dr. F. Assenmacher). <https://messdaten-radon.bfs.de/>, zuletzt aufgerufen am 22.07.2025
- BfS 2025 Bundesamt für Strahlenschutz (BfS). Die berufliche Strahlenexposition in Deutschland 2023: Bericht des Strahlenschutzregisters. Bundesamt für Strahlenschutz, Fachgebiet Beruflicher Strahlenschutz, Strahlenschutzregister. 31. Januar 2025, BfS-65/25. urn:nbn:de:0221-2025012349849
- BIPM 2010 Bureau International des Poids et Mesures (BIPM). Monographie BIPM-5. Table of Radionuclides (Vol. 5 - A = 22 to 244). 5, 2010, ISBN 13 978-92-822-2234-8
- BMK 2020a Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK). Österreichisches Bundesgesetz über Maßnahmen zum Schutz vor Gefahren durch ionisierende Strahlung (Strahlenschutzgesetz 2020 – StrSchG 2020). <https://www.ris.bka.gv.at/eli/bgbl/I/2020/50>, zuletzt aufgerufen am 26.05.2025

- BMK 2020b Österreichisches Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK). Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie über Maßnahmen zum Schutz von Personen vor Gefahren durch Radon (Radonschutzverordnung – RnV), BGBl. II Nr. 470/2020. <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20011323>, zuletzt aufgerufen am 26.05.2025
- Breckow 2018 Breckow J. Radon-Dosiskoeffizienten: Wie soll man eine Radon-Konzentration in eine Dosis umrechnen? Strahlenschutzpraxis. 2018 (3):75-8
- Carvalho et al. 2011 Carvalho TC, Peters JI, Williams RO, 3rd. Influence of particle size on regional lung deposition--what evidence is there? Int J Pharm. 2011 Mar 15;406(1-2):1-10, doi: 10.1016/j.ijpharm.2010.12.040, Epub 20110111
- Cheng et al. 1997 Cheng Y-S, Tou-Rong C, T. WP, Van Engen A. Radon and Radon Progeny in the Carlsbad Caverns. Aerosol Science and Technology. 1997;26(1):74-92, doi: 10.1080/02786829708965416
- Darby et al. 2005 Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, Deo H, Falk R, Forastiere F, Hakama M, Heid I, Kreienbrock L, Kreuzer M, Lagarde F, Makelainen I, Muirhead C, Oberaigner W, Pershagen G, Ruano-Ravina A, Ruosteenoja E, Rosario AS, Tirmarche M, Tomasek L, Whitley E, Wichmann HE, Doll R. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. BMJ. 2005 Jan 29;330(7485):223, doi: 10.1136/bmj.38308.477650.63, Epub 2004/12/23
- DPC 2020 Italian Civil Protection Department (DPC). Decreto Legislativo n.101 del 31 luglio 2020 - Attuazione della direttiva 2013/59/Euratom, che stabilisce norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti, e che abroga le direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom e 2003/122/Euratom e riordina della normativa di settore in attuazione dell'articolo 20, comma 1, lettera a), della legge 4 ottobre 2019, n. 117. <https://www.protezionecivile.gov.it/it/normativa/decreto-legislativo-n101-del-31-luglio-2020-0/>
- EC 2020 European Commission (EC), Directorate-General for Energy. Radon in workplaces – Implementing the requirements in Council Directive 2013/59/Euratom

- EC 2024 European Commission (EC). Empfehlung (EU) 2024/440 der Kommission vom 2. Februar 2024 über die Verwendung von Dosiskoeffizienten für die Schätzung der effektiven Dosis und der Äquivalentdosis für die Zwecke der Richtlinie 2013/59/Euratom des Rates
- El-Hussein und Ahmed 1995 El-Hussein A, Ahmed AA. Unattached fraction and size distribution of aerosol-attached radon progeny in the open air. *Appl Radiat Isotopes*. 1995;46:1393-9
- Euratom 2014 Rat der Europäischen Union. Richtlinie 2013/59/Euratom des Rates der Europäischen Union vom 5. Dezember 2013 zur Festlegung grundlegender Sicherheitsnormen für den Schutz vor den Gefahren einer Exposition gegenüber ionisierender Strahlung und zur Aufhebung der Richtlinien 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom und 2003/122/Euratom. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L 13/1, 17.01.2014
- Finlex 2018 Ministry of Justice, Finland (Finlex). Government Decree on Ionizing Radiation 1034/2018. <https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/48015/mainPdf/main.pdf?timestamp=2018-11-22T00%3A00%3A00.000Z>, zuletzt aufgerufen am 26.05.2025
- Finne et al. 2024 Finne I, Larsson M, Olsen B, Ulfbeck D, Wiese M, Kurttio P, Kojo K, Holmgren O, Turtiainen T, Jónsson G, Jelinek C, Jensen J, Mileschina L. Overview of radon management in the Nordic countries. *Nordic Radiation and Nuclear Safety Series*, Number 01:2024. Nordic Working Group on Natural Ionizing Radiation (Nordic-Nat), 2024, ISBN 978-91-527-7462-5
- FÖD 2001 FÖD Volksgesundheit, Sicherheit der Nahrungsmittelkette und Umwelt, Belgien (FÖD). Arrêté royal portant mise en vigueur de la loi du 15 avril 1994 relative à la protection de la population et de l'environnement contre les dangers résultant des rayonnements ionisants et relative à l'Agence fédérale de contrôle nucléaire. Königlicher Erlass vom 20. Juli 2001, Belgien. https://www.health.belgium.be/sites/default/files/uploads/fields/fpshealth_theme_file/14010517/Royal%20Decree%20of%2020%20July%202001.pdf, zuletzt aufgerufen am 26.05.2025
- Grant et al. 2017 Grant EJ, Brenner A, Sugiyama H, Sakata R, Sadakane A, Utada M, Cahoon EK, Milder CM, Soda M, Cullings HM, Preston DL, Mabuchi K, Ozasa K. Solid Cancer Incidence among the Life Span Study of Atomic Bomb Survivors: 1958-2009. *Radiat Res*. 2017 May;187(5):513-37, doi: 10.1667/RR14492.1, Epub 2017/03/21

- Harrison und Muirhead 2003 Harrison JD, Muirhead CR. Quantitative comparisons of cancer induction in humans by internally deposited radionuclides and external radiation. *Int J Radiat Biol.* 2003 Jan;79(1):1-13
- Harrison und Marsh 2012 Harrison JD, Marsh JW. Effective dose from inhaled radon and its progeny. *Ann ICRP.* 2012 Oct-Dec;41(3-4):378-88, doi: 10.1016/j.icrp.2012.06.012, Epub 20120822
- Henderson 1916 Henderson GH. The distribution of the active deposit of radium in an electric field. In: *Proceedings and Transactions of the Nova Scotian Institute of Science* 14.2 (1916), S. 123–132. 1916
- Hofmann 2011 Hofmann W. Modelling inhaled particle deposition in the human lung - A review. *Journal of Aerosol Science.* 2011;42:693-724, doi: 10.1016/j.jaerosci.2011.05.007
- Hopke 1996 Hopke PK. The initial atmospheric behavior of radon decay products. *J Radioanal Nucl Ch.* 1996 1996/03/01;203(2): 353-75, doi: 10.1007/BF02041517
- HPA 2007 Health Protection Agency (HPA). HPA-RPD-023: Uncertainty Analysis of the ICRP Human Respiratory Tract Model Applied to Interpretation of Bioassay Data for Depleted Uranium. Bailey MR, Puncher M. 2007, ISBN 978-0-85951-591-7
- ICRP 1951 International Commission on Radiological Protection (ICRP). *International Recommendations on Radiological Protection*. Revised by the International Commission on Radiological Protection at the Sixth International Congress of Radiology, London, 1950. *Br. J. Radiol* 24:46-53, 1951
- ICRP 1975 International Commission on Radiological Protection (ICRP). *Report of the Task Group on Reference Man*. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford., 1975
- ICRP 1991 International Commission on Radiological Protection (ICRP). *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP* 21(1-3), Pergamon Press, Oxford, 1991, ISBN 0080411444
- ICRP 1993 International Commission on Radiological Protection (ICRP). *Protection Against Radon-222 at Home and at Work*. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23(2), Pergamon Press, Oxford, 1993, ISBN 0080424759
- ICRP 1994 International Commission on Radiological Protection (ICRP). *Human respiratory tract model for radiological protection*. ICRP Publication 66. *Ann ICRP* 24(1-3), Pergamon, Oxford, 1994

- ICRP 1995 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Basic Anatomical & Physiological Data for use in Radiological Protection - The Skeleton. ICRP Publication 70. Ann. ICRP 25(2), 1995
- ICRP 2001 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Doses to the Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by the Mother. ICRP Publication 88. Ann ICRP 31(1-3), Pergamon, Oxford, 2001, ISBN 0080441416
- ICRP 2002 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection: Reference Values. ICRP Publication 89. Ann ICRP 32(3-4), Pergamon, Oxford, 2002, ISBN 0080442668
- ICRP 2003 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Relative biological effectiveness (RBE), quality factor (Q), and radiation weighting factor (w(R)). A report of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 92. Ann ICRP 33(4):1-117, 2003, ISBN 0146-6453 (Print), doi: 10.1016/s0146-6453(03)00024-1
- ICRP 2007 International Commission on Radiological Protection (ICRP). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann ICRP 37(2-4):1-332, Elsevier, Oxford, 2007, ISBN 9780702030482, doi: 10.1016/j.icrp.2007.10.003
- ICRP 2010 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115. Ann ICRP 40(1):1-64, Elsevier, Oxford, 2010, ISBN 9780702049774, doi: 10.1016/j.icrp.2011.08.011
- ICRP 2014 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Radiological Protection against Radon Exposure. ICRP Publication 126. Ann ICRP 43(3):5-73, Sage Publishing, London, 2014, ISBN 9781473916586, doi: 10.1177/0146645314542212
- ICRP 2015 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 1. ICRP Publication 130. Ann ICRP 44(2):5-188, Sage Publishing, London, 2015, ISBN 9781473944404, doi: 10.1177/0146645315577539
- ICRP 2016 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 2. ICRP Publication 134. Ann ICRP 45(3-4):7-349, Sage Publishing, London, 2016, ISBN 9781526408310, doi: 10.1177/0146645316670045

- ICRP 2017 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann ICRP 46(3-4):1-486, Sage Publishing, London, 2017, ISBN 9781526440167, doi: 10.1177/0146645317734963
- ICRP 2019 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 4. ICRP Publication 141. Ann ICRP 48(2-3):9-501, Sage Publishing, London, 2019, ISBN 9781529700749, doi: 10.1177/0146645319834139
- ICRP 2021 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Cancer risk from exposure to plutonium and uranium. ICRP Publication 150. Ann. ICRP 50(4). 2021, doi: <https://doi.org/10.1177/01466453211028020>
- ICRP 2022 (ICRP). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 5. ICRP Publication 151. Ann ICRP 51:11-415, 2022, ISBN 1872-969X (Electronic) 0146-6453 (Linking), doi: 10.1177/01466453211028755
- ICRU 2015 International Commission on Radiation Units and Measurements (ICRU). Measurement and Reporting of Radon Exposures. ICRU Report 88. Journal of ICRU. 12, Oxford University Press, 2015
- Khursheed 2000 Khursheed A. Doses to Systemic Tissues from Radon Gas. Radiation Protection Dosimetry. 2000;88(2):171, doi: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a033035
- Knutson et al. 1984 Knutson EO, George AC, Knuth RH, Koh BR. Measurements of Radon Daughter Particle Size. Radiation Protection Dosimetry. 1984;7(1-4):121-5, doi: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a082975
- Kreuzer et al. 2024 Kreuzer M, Sommer M, Deffner V, Bertke S, Demers PA, Kelly-Reif K, Laurier D, Rage E, Richardson DB, Samet JM, Schubauer-Berigan MK, Tomasek L, Wiggins C, Zablotska LB, Fenske N. Lifetime excess absolute risk for lung cancer due to exposure to radon: results of the pooled uranium miners cohort study PUMA. Radiat Environ Biophys. 2024 Mar;63(1):7-16, doi: 10.1007/s00411-023-01049-w, Epub 20240103
- Krewski et al. 2006 Krewski D, Lubin JH, Zielinski JM, Alavanja M, Catalan VS, Field RW, Klotz JB, Letourneau EG, Lynch CF, Lyon JL, Sandler DP, Schoenberg JB, Steck DJ, Stolwijk JA, Weinberg C, Wilcox HB. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. J Toxicol Environ Health A. 2006 Apr;69(7):533-97, doi: 10.1080/15287390500260945, Epub 2006/04/13

- Kulmala et al. 2004 Kulmala M, Vehkamäki H, Petäjä T, Dal Maso M, Lauri A, Kerminen V-M, Birmili W, McMurry P. Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: A review of observations. *Journal of Aerosol Science*. 2004;35:143-76, doi: 10.1016/j.jaerosci.2003.10.003
- Lee et al. 2023 Lee S, Lim D, Seo S. Occupational exposure monitoring for radon in various manufacturing workplaces and underground public-use facilities in Korea. *Environmental Science: Advances*. 2023;2(3):433-46, doi: 10.1039/D2VA00157H
- Leggett et al. 2013 Leggett R, Marsh J, Gregoratto D, Blanchardon E. A generic biokinetic model for noble gases with application to radon. *J Radiol Prot*. 2013 Jun;33(2):413-32, doi: 10.1088/0952-4746/33/2/413, Epub 20130423
- Lubin et al. 2004 Lubin JH, Wang ZY, Boice JD, Jr., Xu ZY, Blot WJ, De Wang L, Kleinerman RA. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int J Cancer*. 2004 Mar;109(1):132-7, doi: 10.1002/ijc.11683, Epub 2004/01/22
- Makumbi et al. 2024 Makumbi T, Breustedt B, Raskob W. Parameter uncertainty analysis of the equivalent lung dose coefficient for the intake of radon in mines: A review. *J Environ Radioact*. 2024 Jun;276:107446, doi: 10.1016/j.jenvrad.2024.107446, Epub 20240511
- Marsh und Bailey 2013 Marsh JW, Bailey MR. A review of lung-to-blood absorption rates for radon progeny. *Radiat Prot Dosimetry*. 2013 Dec;157(4):499-514, doi: 10.1093/rpd/nct179, Epub 2013/07/28
- Martin-Gisbert et al. 2023 Martin-Gisbert L, Candal-Pedreira C, García-Talavera San Miguel M, Pérez-Ríos M, Barros-Dios J, Varela-Lema L, Ruano-Ravina A. Radon exposure and its influencing factors across 3,140 workplaces in Spain. *Environ Res*. 2023 Dec 15;239(Pt 2):117305, doi: 10.1016/j.envres.2023.117305, Epub 20231017
- Mohammed 1999 Mohammed A. Activity Size Distributions of Short Lived Radon Progeny in Indoor Air. *Radiation Protection Dosimetry*. 1999;86(2):139-45, doi: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a032933
- MTE 2023 MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉNERGÉTIQUE, Arrêté du 16 novembre 2023 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants, JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE, 25 November 2023

- Müller et al. 2016 Müller WU, Giussani A, Rühm W, Lecomte JF, Harrison J, Kreuzer M, Sobotzki C, Breckow J. Current knowledge on radon risk: implications for practical radiation protection? radon workshop, 1/2 December 2015, Bonn, BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety). *Radiat Environ Biophys.* 2016 Aug;55(3):267-80, doi: 10.1007/s00411-016-0657-2, Epub 2016/06/24
- Nöscher et al. 2023 Nöscher P, Weber A, Leitzmann M, Grifka J, Jochem C. Arbeitsbezogenes sedentäres Verhalten. *Zentralbl Arbeitsmed Arbeitsschutz Ergon.* 2023;73(1):39-47, doi: 10.1007/s40664-022-00489-3, Epub 2023/01/09
- NRC 1999 National Research Council (NRC). Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI. The National Academies Press, Washington, DC, 1999, ISBN 978-0-309-05645-8, doi: doi:10.17226/5499
- Ozasa et al. 2012 Ozasa K, Shimizu Y, Suyama A, Kasagi F, Soda M, Grant EJ, Sakata R, Sugiyama H, Kodama K. Studies of the mortality of atomic bomb survivors, Report 14, 1950-2003: an overview of cancer and noncancer diseases. *Radiat Res.* 2012 Mar;177(3):229-43, doi: 10.1667/rr2629.1, Epub 2011/12/17
- Porstendörfer und Reineking 1992 Porstendörfer J, Reineking A. Indoor Behaviour and Characteristics of Radon Progeny. *Radiation Protection Dosimetry.* 1992;45(1-4):303-11, doi: 10.1093/rpd/45.1-4.303
- Porstendörfer 1994 Porstendörfer J. Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air. *Journal of Aerosol Science.* 1994;25(2):219-63, doi: 10.1016/0021-8502(94)90077-9
- Porstendörfer 2001 Porstendörfer J. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiat Prot Dosimetry.* 2001;94(4):365-73, doi: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a006512
- Reineking und Porstendörfer 1988 Reineking A, Porstendörfer J. Activity size distributions of the shortlived radon decay products and their influence on the deposition probability in the human lung. *Journal of Aerosol Science.* 1988;19(7):1331-7
- Richardson et al. 2022 Richardson DB, Rage E, Demers PA, Do MT, Fenske N, Deffner V, Kreuzer M, Samet J, Bertke SJ, Kelly-Reif K, Schubauer-Berigan MK, Tomasek L, Zablotska LB, Wiggins C, Laurier D. Lung Cancer and Radon: Pooled Analysis of Uranium Miners Hired in 1960 or Later. *Environ Health Perspect.* 2022 May;130(5):57010, doi: 10.1289/ehp10669, Epub 2022/05/23

- Ruzer et al. 1995 Ruzer LS, Nero AV, Harley NH. Assessment of Lung Deposition and Breathing Rate of Underground Miners in Tadjikistan. *Radiation Protection Dosimetry*. 1995;58(4), doi: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a082623
- Sakoda et al. 2010 Sakoda A, Ishimori Y, Kawabe A, Kataoka T, Hanamoto K, Yamaoka K. Physiologically Based Pharmacokinetic Modeling of Inhaled Radon to Calculate Absorbed Doses in Mice, Rats, and Humans. *Journal of Nuclear Science and Technology*. 2010 08/01;47:731-8, doi: 10.1080/18811248.2010.9711649
- Sakoda et al. 2012 Sakoda A, Ishimori Y, Fukao K, Yamaoka K, Kataoka T, Mitsunobu F. Lung dosimetry of inhaled radon progeny in mice. *Radiat Environ Biophys*. 2012 Nov;51(4):425-42, doi: 10.1007/s00411-012-0431-z, Epub 20120823
- Schulz et al. 2024 Schulz H, Kunze C, Düsing S, Merkel M, Weinholdt K, Wiedensohler A. 2024. Ermittlung von charakteristischen Expositionsbedingungen bei Radon an Arbeitsplätzen in Innenräumen: Vorhaben 3620S12380. In: Ressortforschungsberichte zum Strahlenschutz ; 227/24
- SFS 2018a Svensk författningssamling (SFS). Swedish Radiation Protection Act (Strålskyddslag), 2018:396. <https://faolex.fao.org/docs/pdf/swe187078.pdf>, zuletzt aufgerufen am 26.05.2025
- SFS 2018b Svensk författningssamling (SFS). Swedish Radiation Safety Regulation (Strålskyddsförordning), 2018:506. <https://faolex.fao.org/docs/pdf/swe187077.pdf>, zuletzt aufgerufen am 26.05.2025
- Shimo und Saito 2000 Shimo M, Saito H. Size distribution of radon progeny aerosols in indoor and outdoor air. *J Environ Radioactiv*. 2000;51(1):49-57, doi: [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(00\)00044-8](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(00)00044-8)
- Smerajec und Vaupotič 2012 Smerajec M, Vaupotič J. Nanoaerosols including radon decay products in outdoor and indoor air at a suburban site. *J Toxicol*. 2012;2012:510876, doi: 10.1155/2012/510876, Epub 20120227
- SSK 2000 Strahlenschutzkommission (SSK). Leitfaden zur Messung von Radon, Thoron und ihren Zerfallsprodukten. Stellungnahme der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 170. Sitzung der SSK am 07./08.12.2000. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 47, Urban & Fischer, München, 2002, ISBN 3-437-21478-0
- SSK 2005 Strahlenschutzkommission (SSK). Band 55: Realistische Ermittlung der Strahlenexposition. Klausurtagung des Ausschusses „Radioökologie“ der Strahlenschutzkommission am 25./26. November 2003, 30. Oktober 2005, ISBN 3-437-22329-1

- SSK 2006 Strahlenschutzkommission (SSK). Freigabe von Stoffen zur Beseitigung. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 213. Sitzung der SSK am 05./06.12.2006. Bekanntmachung im BAnz Nr. 113a vom 22.06.2007
- SSK 2014 Strahlenschutzkommission (SSK). Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktor (DDREF). Empfehlung der Strahlenschutzkommission mit wissenschaftlicher Begründung, verabschiedet in der 268. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 13./14.02.2014. urn:nbn:de:101:1-201604043407. Bekanntmachung im BAnz AT 03.05.2016 B4
- SSK 2015 Strahlenschutzkommission (SSK). Abgeleitete Richtwerte für Maßnahmen zum Schutz von Personen bei Kontaminationen der Umwelt mit Alpha- und Betastrahlern. Empfehlung der Strahlenschutzkommission mit wissenschaftlicher Begründung, verabschiedet in der 279. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 03./04.12.2015. urn:nbn:de:101:1-201605303033. Bekanntmachung im BAnz AT 01.07.2016 B3
- SSK 2016 Schutz der Umwelt im Strahlenschutz. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 286. Sitzung der SSK am 01. Dezember 2016. urn:nbn:de:101:1-2018042509. Bekanntmachung im AT 02.05.2017 B4
- SSK 2017 Strahlenschutzkommission (SSK). Radon-Dosiskoeffizienten. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 290. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 5. /6. Dezember 2017. Bekanntmachung im BAnz AT 24.05.2018 B3. urn:nbn:de:101:1-2018103111265357503494
- SSK 2018 Strahlenschutzkommission (SSK). Grundlagen zur Begründung von Grenzwerten für beruflich strahlenexponierte Personen. Empfehlung der Strahlenschutzkommission mit wissenschaftlicher Begründung, verabschiedet im Umlaufverfahren am 7. September 2018. Bekanntmachung im BAnz AT 14.11.2019 B5
- SSK 2020 Strahlenschutzkommission (SSK). Grenzwerte der Organ-Äquivalentdosen für die berufliche Strahlenexposition. Empfehlung der Strahlenschutzkommission mit wissenschaftlicher Begründung, verabschiedet in der 309. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 09./10. Dezember 2020. https://www.ssk.de/SharedDocs/Beratungsergebnisse_PD_F/2020/2020-12-10_Empf_Organ-Aequivalentdosen.html, zuletzt aufgerufen am 09.04.2021

- SSK 2022 Strahlenschutzkommission (SSK). Exposition der Bevölkerung durch Radon im Zusammenhang mit radioaktiven Altlasten, verabschiedet in der 319. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 28./ 29. März 2022. https://www.ssk.de/SharedDocs/Beratungsergebnisse/2022/2022-03-29_Emp_Exposition_Radon.html
- SSK 2023 Strahlenschutzkommission. Grundlagen zur Begründung von Grenzwerten der Strahlenexposition für die Bevölkerung. Stellungnahme der Strahlenschutzkommission mit wissenschaftlicher Begründung, Verabschiedet in der 336. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 08. Mai 2023. https://www.ssk.de/SharedDocs/Beratungsergebnisse/DE/2023/2023-05-08_Stg_Grenzwerte_Bevoelkerung.html
- SSM 2018 Strål Säkerhets Myndighetens (SSM). Swedish Radiation Safety Authority's Regulations Concerning Radon at Workplaces, SSMFS 2018:10. <https://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/contentassets/b37d087c7a704be29a6adfbddfa9d1bf/ssmfs-201810-stralsakerhetsmyndighetens-foreskrifter-om-radon-pa-arbetsplatser.pdf>
- StrlSchG 2017 Gesetz zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (Strahlenschutzgesetz - StrlSchG) vom 27. Juni 2017 (BGBl. I S. 1966), das zuletzt durch Artikel 4 des Gesetzes vom 23. Oktober 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 324) geändert worden ist"
- StrlSchV 2001 Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714; 2002 I S. 1459), die zuletzt durch nach Maßgabe des Artikel 10 durch Artikel 6 des Gesetzes vom 27. Januar 2017 (BGBl. I S. 114, 1222) geändert worden ist
- StrlSchV 2018 Verordnung zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 29. November 2018 (BGBl. I S. 2034, 2036; 2021 I S. 5261), die zuletzt durch Artikel 10 des Gesetzes vom 23. Oktober 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 324) geändert worden ist"
- Stuart 1976 Stuart BO. Deposition and clearance of inhaled particles. *Environ Health Perspect.* 1976 Aug;16:41-53, doi: 10.1289/ehp.761641
- Stuart 1984 Stuart BO. Deposition and clearance of inhaled particles. *Environ Health Perspect.* 1984 Apr;55:369-90, doi: 10.1289/ehp.8455369, Epub 1984/04/01
- Tomasek et al. 2008 Tomasek L, Rogel A, Tirmarche M, Mitton N, Laurier D. Lung cancer in French and Czech uranium miners: Radon-associated risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat Res.* 2008 Feb;169(2):125-37, doi: 10.1667/RR0848.1, Epub 2008/01/29

- Trautmannsheimer 2002 Trautmannsheimer M. Radonexponierte Arbeitsplätze in Wasserwerken in Bayern. Abschlussbericht vom 1.5.2002, im Auftrag des Bayrischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. <https://www.bestellen.bayern.de>, zuletzt aufgerufen am 22.05.2025
- Turtiainen et al. 2024 Turtiainen T, Kurtio P, Jensen J, Milesina L, Andersson P, Jelinek C, Larsson M, Olsen B, Finne I, Komperød M. Radon dose conversion coefficients and their use in the Nordic countries. Nordic Radiation and Nuclear Safety Series, Number 03:2024. Nordic Working Group on Natural Ionizing Radiation (Nordic-Nat), 2024, ISBN 978-91-990057-4-4
- UNSCEAR 2000 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, Volume I: Sources (including Annexes A-E). New York, 2000, ISBN 92-1-142238-8
- VBG 2022 Verwaltungs-Berufsgenossenschaft (VBG). VBG-Fachwissen, Gesundheit im Büro - Fragen und Antworten. Version 7.0 | Stand Juni 2022. https://cdn.vbg.de/media/b912d41f6d03424387befe7c27afad8b/dld%3Aattachment/Gesundheit_im_Buero.pdf, zuletzt aufgerufen am 11.11.2025
- Wellisch 1913 Wellisch EM. LII. The distribution of the active deposit of radium in an electric field.—II. The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science. 1913;26(154):623-35, doi: 10.1080/14786441308635009

6 Abkürzungsverzeichnis

AMAD	Activity Median Aerodynamic Diameter
AMTD	Activity Median Thermodynamic Diameter
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BSS	Basic Safety Standards
DCF	Dosiskonversionsfaktor
DDREF	Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktor
DeStatis	Statistisches Bundesamt
EEC	Gleichgewichtsäquivalentkonzentration
ERR	Excess Relative Risk
EURADON	Verein Europäische Radonheilbäder e. V.
EURADOS	European Radiation Dosimetry Group
GSR	General Safety Requirement
HRTM	Human Respiratory Tract Model
IACRS	Inter-Agency Committee on Radiation Safety
IAEA	International Atomic Energy Agency
ICRP	International Commission on Radiological Protection
LEAR	Lifetime Excess Absolute Risk
LSS	Life Span Study
OIR	Occupational Intakes of Radionuclides
PAE	Potenzielle Alpha-Energie
PAEC	Potenzielle Alpha-Energiekonzentration
PUMA	Pooled Uranium Miners Analysis
RDC	Radon-Dosiskoeffizient
SONS	State Office for Nuclear Safety (Tschechien)
SSK	Strahlenschutzkommission
SSM	Swedish Radiation Safety Authority
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
WLM	Working Level Month

7 Begriffserklärung

Active median
aerodynamic diameter
(AMAD)

AMAD ist die Abkürzung für Activity Median Aerodynamic Diameter und bezeichnet den Median der Verteilungsdichte der Aktivität als Funktion des aerodynamischen Durchmessers von Aerosolpartikeln. Der AMAD ist einer der Parameter, der die Dosis nach Aufnahme von radioaktiven Stoffen durch Inhalation beeinflusst.

Radon-
Aktivitätskonzentration

Die Radon-Aktivitätskonzentration ist der Quotient aus der Aktivität des Radons und dem Volumen der Luft, die Radon enthält. Die Einheit der Aktivitätskonzentration ist Bq m^{-3} . Bezeichnen A die Radon-Aktivität und V das Luftvolumen, so ergibt sich die Aktivitätskonzentration zu:

$$C_{Rn} = A/V$$

Angelagerter Anteil der
Radon-Zerfallsprodukte

Der angelagerte Anteil (attached fraction) der Radon-Zerfallsprodukte ist der Anteil der potenziellen Alpha-Energiekonzentration der kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte, der an Partikel angelagert ist.

Äquivalentdosis

Die ICRP und die ICRU haben für Strahlenschutz Zwecke Wichtungsfaktoren festgesetzt, welche es erlauben, die unterschiedliche biologische Wirksamkeit verschiedener Strahlungsarten und -energien und die unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit der verschiedenen Körperorgane und -gewebe in der Dosisangabe zu berücksichtigen. Dementsprechend hat der im Strahlenschutz verwendete Dosisbegriff „Äquivalentdosis“ die allgemeine Bedeutung eines Produkts aus einer Energiedosis und dem von der ICRP bzw. der ICRU definierten Strahlungs-Wichtungsfaktor bzw. Funktion des Qualitätsfaktors. Von dem Begriff „Äquivalentdosis“ wird sowohl bei den von der ICRP definierten, auf den Körper bezogenen Dosisgrößen mit dem Strahlungs-Wichtungsfaktor als auch bei den von der ICRU definierten Messgrößen der Orts- und Personendosimetrie mit dem Qualitätsfaktor Gebrauch gemacht. Die Einheit der Äquivalentdosis ist wie die der Energiedosis J kg^{-1} . Um deutlich zu machen, dass es sich um eine gewichtete Dosisgröße handelt, wird wie bei der effektiven Dosis anstelle von Gray (Gy) die Einheit Sievert (Einheitenzeichen Sv) verwendet.

Atemrate

Die Atemrate bezeichnet das eingeatmete Volumen der Atemluft pro Zeit. Die Einheit der Atemrate ist $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. In der internationalen Literatur auch als „ventilation rate“ oder „breathing rate“ bezeichnet.

DDREF

DDREF Dose and dose-rate effectiveness factor (*Dosis- und Dosisleistungs-Effektivitätsfaktor*). Der DDREF ist ein Bewertungsfaktor, der eine bei einigen Strahleneffekten geringere biologische Wirksamkeit (pro Dosis) der Strahlenexposition bei niedrigen Dosen und niedrigen Dosisleistungen

	berücksichtigen soll. Es handelt sich um den Faktor, um den ein zu beschreibender Dosis-Wirkungszusammenhang vom LNT-Modell abweicht. Diskutiert wird, ob er weiterhin bei malignen Prozessen zu berücksichtigen ist.
Depositionsrates	In der Literatur auch als „Ablagerungsgeschwindigkeit“ bezeichnet. Die Depositionsrates bzw. die Ablagerungsgeschwindigkeit ist das Verhältnis von der pro Zeit und pro Fläche abgelagerten Masse von luftgetragenen radioaktiven Stoffen zur mittleren Massenkonzentration dieser Stoffe in Vegetationshöhe. Die Einheit der Ablagerungsgeschwindigkeit ist m s^{-1} . Bei Ablagerung von Aerosolpartikeln ist die Ablagerungsgeschwindigkeit von deren Partikeldurchmesser abhängig.
Ablagerungsgeschwindigkeit	Die Ablagerungsgeschwindigkeit ist das Verhältnis von der pro Zeit und pro Fläche abgelagerten Masse von luftgetragenen radioaktiven Stoffen zur mittleren Massenkonzentration dieser Stoffe in Vegetationshöhe. Die Einheit der Ablagerungsgeschwindigkeit ist m s^{-1} . Bei Ablagerung von Aerosolpartikeln ist die Ablagerungsgeschwindigkeit von deren Partikeldurchmesser abhängig. In der Literatur auch als „Depositionsrates“ bezeichnet.
Detriment	Das Detriment wird auch als „schadensgewichtetes Risiko“ bezeichnet. Das Detriment ist das Produkt aus nominellem Risikokoeffizient und Schadensqualität. Die Einheit ist Sv^{-1} . Das Detriment hängt von einer Vielzahl von Einflussparametern ab. In die Berechnung gehen für jedes Organ oder Gewebe insbesondere ein: die Inzidenzwahrscheinlichkeit, der Letalitätsfaktor, der Verlust an Lebensqualität sowie der relative Verlust an Lebenserwartung.
Dosimetrischer Ansatz (für Radon)	Der dosimetrische Ansatz ist ein von der ICRP verwendetes Verfahren („dosimetric approach“), um Radon-Dosiskoeffizienten RDC zu bestimmen. Der dosimetrische Ansatz macht Gebrauch von biokinetischen Referenzmodellen, vor allem vom ICRP-Modell des menschlichen Atemtrakts („Human Respiratory Tract Model“, HRTM). Der dosimetrische Ansatz nimmt keinen Bezug auf epidemiologische Studien zu Radonrisiken. Siehe auch epidemiologischer Ansatz
Effektive Dosis	Die effektive Dosis E ist die Summe der mit den zugehörigen, von der ICRP empfohlenen und in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Gewebe-Wichtungsfaktoren w_T multiplizierten Organ-Äquivalentdosen H_T in relevanten Organen und Geweben

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R \cdot D_{T,R}$$

Epidemiologischer Ansatz (für Radon)	H_T ist die Organ-Äquivalentdosis in einem Gewebe oder Organ T; w_T ist der Gewebe-Wichtungsfaktor, w_R der Strahlungs-Wichtungsfaktor. Die Einheit der effektiven Dosis ist J kg^{-1}. Um deutlich zu machen, dass es sich um eine gewichtete Dosisgröße handelt, wird wie bei der Äquivalentdosis anstelle von Gray (Gy) die Einheit Sievert (Sv) verwendet. Der epidemiologische Ansatz ist ein von der ICRP verwendetes Verfahren („epidemiologic approach“), um Radon-Dosiskoeffizienten RDC zu bestimmen. Im epidemiologischen Ansatz wird das Verhältnis des Risikokoeffizienten durch Radon-Exposition zum Gesamt-Risikokoeffizienten durch locker ionisierende Strahlung (ermittelt hauptsächlich aus den Ergebnissen der LSS) betrachtet. Der epidemiologische Ansatz nimmt keinen Bezug auf biokinetische oder dosimetrische Modelle. Siehe auch dosimetrischer Ansatz
Gleichgewichtsäquivalentkonzentration, EEC (Radon)	Die EEC <u>E</u>quilibrium <u>E</u>quivalent <u>C</u>oncentration <i>Gleichgewichtsäquivalentkonzentration</i> C_{eq} bezeichnet die ^{222}Rn Aktivitätskonzentration C_{Rn}, im Gleichgewicht mit den Zerfallsprodukten, die dieselbe Potenzielle Alpha-Energie pro Volumen besitzt wie die tatsächlich vorliegende, sich nicht im Gleichgewicht befindende Mischung von Radon und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten. $C_{eq} = 0,105 \cdot C_{Po-218} + 0,516 \cdot C_{Pb-214} + 0,379 \cdot C_{Bi-214}$ Die Einheit der Gleichgewichtsäquivalentkonzentration ist Bq m^{-3}. Für Innenräume gilt $1 \text{ Bq m}^{-3} \text{ EEC} = 2,5 \text{ Bq m}^{-3}$ für ^{222}Rn, da ^{222}Rn und seine Zerfallsprodukte nicht im Gleichgewicht stehen. Es wird dabei ein Gleichgewichtsfaktor $F = 0,4$ angenommen. Typische Gleichgewichtsfaktoren in Häusern liegen im Bereich 0,2 bis 0,6.
Gleichgewichtsfaktor F (Radon)	Der Gleichgewichtsfaktor ist das Verhältnis der Gleichgewichtsäquivalentkonzentration C_{eq} zur Konzentration des ^{222}Rn (Radon) C_{Rn}. Der Gleichgewichtsfaktor F beschreibt somit das Verhältnis der potenziellen Alpha-Energiekonzentration $PAEC_{eq}$ wie sie im radioaktiven Gleichgewicht vorliegen würde zur $PAEC_{Rn}$ einer vorliegenden Mischung von ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten. Ein analoger Gleichgewichtsfaktor kann für ^{220}Rn (Thoron) und seine Folgeprodukte angesetzt werden.

$$F = PAEC_{eq} / PAEC_{Rn} = C_{eq} / C_{Rn}$$

	Der Wert des F ist in der Praxis immer kleiner als 1; typischerweise beträgt F für ^{222}Rn 0,4 für Innenraumluft und 0,2 für zwangsbelüftete Bergwerke.
Halbwertszeit, physikalische	Die Halbwertszeit t_r eines Radionuklids r ist diejenige Zeitspanne, in der dessen Aktivität auf die Hälfte abnimmt: $t_r = \frac{\ln 2}{\lambda_r}$ Dabei ist λ_r die Zerfallskonstante des Radionuklids r. Nach Ablauf von drei Halbwertszeiten sind noch ca. 10 %, nach sieben Halbwertszeiten noch ca. 1 % und nach zehn Halbwertszeiten noch ca. 0,1 % einer Ausgangsaktivität vorhanden. Die Halbwertszeiten von Radionukliden reichen von weniger als 10^{-12} s bis zu mehr als 10^{12} a.
Human Respiratory Tract Model (HRTM)	Das Human Respiratory Tract Model (HRTM) ist ein biokinetisches Modell welches die Deposition, Translokation und Absorption von inhalierten Materialien im menschlichen Atemtrakt beschreibt. Das HRTM bildet die Grundlage für den dosimetrischen Ansatz der ICRP (ICRP 1994).
Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration P_{PAEC}	Die Kumulierte potenzielle Alpha-Energiekonzentration P_{PAEC} ist das Zeitintegral der potenziellen Alpha-Energiekonzentration $PAEC$ über eine Expositionszeit T. Die Einheit der Kumulierten potenziellen Alpha-Energiekonzentration ist J h m^{-3}.
Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration	Die Kumulierte Radon-Aktivitätskonzentration P_A ist das Zeitintegral der Radon-Aktivitätskonzentration C_{Rn} über eine Expositionszeit T. Die Einheit der Kumulierten Radon-Aktivitätskonzentration ist Bq h m^{-3}.
Life Span Study (LSS)	Die <u>L</u>ife <u>S</u>pan <u>S</u>tudy (LSS) (<i>Langzeit-Kohortenstudie</i>) ist die Gesamtheit der epidemiologischen Studien über gesundheitliche Folgen bei den Atombomben-Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki. Epidemiologische Auswertungen über diese Kohorte haben eine zentrale Bedeutung für die Strahlenepidemiologie, Schätzungen des dosisabhängigen Krebsrisikos aus dieser Studie sind in die Grundlagen des derzeitigen Systems des Strahlenschutzes eingeflossen, etwa in die Festsetzung von Grenzwerten.
Lifetime Excess Absolute Risk, LEAR	LEAR <u>L</u>ifetime <u>E</u>xcess <u>A</u>bsolute <u>R</u>isk (<i>Zusätzliches Absolutes Risiko</i>). Das zusätzliche absolute Risiko bezogen auf die gesamte Lebenszeit (auch <i>Zusätzliche Absolute Wahrscheinlichkeit</i> genannt) für das Eintreten eines stochastischen Effekts wird angenähert durch die Anzahl von Fällen (z. B. Lungenkrebserkrankungen) pro Anzahl der Personen in einer Bezugspopulation.

Nomineller Risiko- koeffizient	Der nominelle Risikokoeffizient ist eine über Geschlecht und Expositionsalter gemittelte Abschätzung des Lebenszeitrisikos pro Dosis für eine repräsentative Bevölkerungsgruppe. Das Lebenszeitrisiko bezeichnet die absolute Wahrscheinlichkeit pro Dosis, im Verlauf des Lebens an Krebs oder Leukämie zu erkranken (Inzidenzrisiko) oder daran zu sterben (Mortalitätsrisiko). Nominelle Risikokoeffizienten werden z. B. zur Festlegung der Gewebe-Wichtungsfaktoren verwendet.
Gewebe- Wichtungsfaktor	Die Gewebe-Wichtungsfaktoren w_T beschreiben näherungsweise den Anteil des Strahlenrisikos, der sich bei homogener Ganzkörperbestrahlung aus der Bestrahlung eines Gewebes oder Organs T für das Gesamtrisiko ergibt. Die Gewebe-Wichtungsfaktoren stellen Mittelwerte dar, gemittelt über Menschen beider Geschlechter und aller Altersgruppen, und beziehen sich somit nicht auf die Eigenschaften einzelner Personen. Durch die Gewebe-Wichtungsfaktoren werden die einzelnen Organ-Äquivalentdosen H_T zur Berechnung der effektiven Dosis E gewichtet. Diese Faktoren w_T spiegeln die unterschiedliche Empfindlichkeit der verschiedenen Organe, Gewebe und Körperteile T gegenüber stochastischen Strahlenwirkungen (Krebsinduktion, Auslösung von Erbschäden) wider.
Potenzielle Alpha-Energie PAE	Die potenzielle <u>A</u> lpha- <u>E</u> nergie PAE ist die Summe der Alpha-Energien von ^{222}Rn und seinen kurzlebigen Zerfallsprodukten im radioaktiven Gleichgewicht. Die Einheit der PAE ist J.
Potenzielle Alpha- Energiekonzentration $PAEC$	$PAEC$ <u>P</u> otential <u>A</u> lpha <u>E</u> nergy <u>C</u> oncentration (<i>Potenzielle Alpha-Energiekonzentration</i>). Alpha-Energie, die aufgrund einer Radon-Aktivitätskonzentration C_{Rn} beim Zerfall von ^{222}Rn bis zum ^{210}Pb im Luftvolumen V durch eine beliebige Mischung von kurzlebigen ^{222}Rn Zerfallsprodukten emittiert wird. Sie entspricht der potenziellen Alpha-Energie geteilt durch das Volumen. Die Einheit der $PAEC$ ist J m^{-3} .
Gleichgewicht, radioaktives	Als radioaktives Gleichgewicht bezeichnet man den Zustand, der sich bei einer radioaktiven Zerfallsreihe, für welche die Halbwertszeit des Mutternuklids größer ist als die Halbwertszeiten der Tochternuklide, dann einstellt, wenn eine Zeit vergangen ist, die groß gegenüber der größten Halbwertszeit der Tochternuklide ist. Die Aktivitätsverhältnisse der Glieder der Zerfallsreihe sind dann zeitlich konstant. Diesen Zustand bezeichnet man als laufendes oder transientes Gleichgewicht. Ist die Halbwertszeit des Mutternuklids sehr groß gegenüber der aller Tochternuklide (z. B. ^{238}U - und ^{232}Th -Zerfallsreihe), sind die Aktivitäten der Tochternuklide dann nahezu gleich groß (stationäres Gleichgewicht).
Radon-Dosiskoeffizient, RDC	Der Radon-Dosiskoeffizient (RDC Radon <u>D</u> ose <u>c</u> oefficient, früher <i>Dosiskonversionskoeffizient</i> , Dosiskonversionsfaktor) gibt den Zusammenhang an zwischen der Strahlenexposition

	infolge Inhalation von Radon-222 und seinen Zerfallsprodukten, die in der Einheit mJ h m^{-3} oder MBq h m^{-3} angegeben wird (siehe Potenzielle Alpha-Energiekonzentration (PAEC) oder Radon Exposition) und der effektiven Dosis, die in der Einheit mSv angegeben wird.
Referenzarbeiter	Die Referenzperson (Reference Person) ist eine fiktive Person, für die die Organdosen errechnet werden, indem die entsprechenden Dosiswerte des männlichen und weiblichen Referenzmenschen gemittelt werden. Die Organdosen der Referenzperson werden mit den entsprechenden Gewebewichtungsfaktoren multipliziert, um die effektive Dosis zu berechnen. Für die berufliche Strahlenexposition ist die Referenzperson definiert in der ICRP-Publikation 130 als Reference worker (Referenzarbeiter).
Referenz-individuen	Idealisierter Mann bzw. idealisierte Frau mit charakteristischen Merkmalen, die von der ICRP für den Zweck des Strahlenschutzes definiert wurden, d. h. mit den anatomischen und physiologischen Eigenschaften, die in der ICRP-Publikation 89 über den Referenzmenschen (ICRP 2002) definiert sind.
Referenzwert (bei Notfall-expositionen oder in bestehenden Expositionssituationen)	Der Referenzwert bei Notfallexpositionen oder bestehenden kontrollierbaren Expositionssituationen gibt den Dosis- oder Risikowert an, bei dessen Überschreitung Expositionen als unangemessen betrachtet werden und bei dessen Unterschreitung eine Optimierung des Schutzes durchgeführt werden soll. Der genaue Zahlenwert, der als Referenzwert gewählt wird, hängt von den jeweiligen Umständen der betrachteten Exposition ab. Man spricht dann ggf. auch von Richtwert oder Maßnahmenwert.
Risikokoeffizient	Der Risikokoeffizient im Strahlenschutz ist ein Koeffizient zur Berechnung der Wahrscheinlichkeit für das Auftreten eines stochastischen Effekts pro Dosis. Ein Risikokoeffizient bezieht sich auf ein Organ oder Gewebe oder auf den gesamten Organismus. Er kann für die zusätzliche relative Rate, die zusätzliche absolute Rate, oder auch für kumulierte Risiken definiert werden. Die Einheit des Risikokoeffizienten ist Sv^{-1}.
Unangelagerter Anteil (Radon)	Der unangelagerte Anteil (unattached fraction) ist der Anteil der potenziellen Alpha-Energiekonzentration der kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte, der nicht an Partikel angelagert ist.
Working Level Month (WLM)	WLM <u>W</u>orking <u>L</u>evel <u>M</u>onth ist die Einheit für die Radon Exposition, die ein Arbeiter während eines Monats (170 Arbeitsstunden) bei 1 WL (Working Level) erhält. Die Einheit WLM ist keine SI-Einheit und sollte nicht mehr Verwendung finden.

Zerfallskonstante,
physikalische

Die Zerfallskonstante λ_r ist der reziproke Wert der mittleren Lebensdauer τ eines Radionuklids r bzw. der Halbwertszeit t_r und eine für jedes Radionuklid charakteristische Größe (siehe radioaktiver Zerfall).

$$\lambda_R = \frac{1}{\tau_r} = \frac{\ln 2}{t_r}$$

Die Einheit der Zerfallskonstante ist s^{-1} .

Zerfallsprodukte

Als Zerfallsprodukte werden die beim radioaktiven Zerfall entstehenden Tochternuklide bezeichnet. Diese können stabil oder radioaktiv sein. Im Allgemeinen sind die beim Zerfall dieser Nuklide emittierten Teilchen (Alphateilchen, Betateilchen, Photonen, Neutrinos, Neutronen) mit diesem Begriff nicht gemeint.

Zusätzliches
relatives Risiko
(ERR)

Das zusätzliche relative Risiko (Excess relative risk, ERR) ist der um 1 verminderte Quotient aus dem Risiko eines Ereignisses (z. B. Krankheit oder Tod) in einer exponierten Population und dem Risiko in einer nicht exponierten Population. Das zusätzliche relative Risiko kann in strahlenepidemiologischen Studien aus dem um 1 verminderten Quotienten der Ereignisraten in beiden Gruppen geschätzt werden. In der Literatur wird dieser Zusammenhang oft nicht dargestellt und das „Excess Relative Risk“ mit dem um 1 verminderten Quotienten der Ereignisraten gleichgesetzt.