

Hintergrundpapier

Steinkohlenbergbau und Radioaktivität

Physik, Chemie, Mikrobiologie, Toxikologie und Umweltrelevanz von Radium, seinen Verbindungen, Folge- und Begleitprodukten unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in der Fossa Eugeniana und dem Rheinberger Altrhein.

Inhalt:	Seite
Zusammenfassung	2
Einleitung	3
Radium, Radon und Blei	5
Allgemeines Vorkommen und Verhalten in der Umwelt	7
Toxikologie	9
Strahlungseffekte bei Menschen, Tieren und Pflanzen	11
Außerberufliche Strahlungsbelastung des Menschen durch natürliche und künstliche Strahlungsquellen	14
Sicherheitsempfehlungen	19
Sicherheitsvorschriften	20
Umweltmonitoring	21
Vorkommen und Verhalten von Radium in Grubenwässern und Vorflutern	22
Schlussfolgerungen und Forderungen	36
Quellen	39
Glossar	42

Zusammenfassung:

Das Einleiten hochsalzhaltiger Grubenwässer des Bergwerks West führt jährlich zum Ausfällen mehrerer Tonnen Radiobaryt ((Ba, Ra)SO₄) in der Fossa Eugeniana. Die großen Radionuklidfrachten der eingeleiteten Grubenwässer führen im weiteren Verlauf der Fossa Eugeniana durch die Stadt Rheinberg bis zur Ossenberger Schleuse und im Rheinberger Altrhein zu erhöhter Konzentration der besonders radiotoxischen Nuklide Radium-226, Radium-228 und Blei-210 in Wasser, Sedimenten, hochwasserbeeinflussten Böden, Flora und Fauna. So kommt es in diesem Bereich zu deutlich höheren Ortsdosisleistungen von bis zu 3.800 nSv/h im Vergleich zur geogenen Hintergrundstrahlung von bis zu 100 nSv/h. Die Radioaktivität im Wasser von bis zu 132 mBq/l liegt sehr deutlich über dem Wert von unbelasteten Oberflächenwässern mit nur 4 mBq/l. Ebenso wird das geogene Hintergrundniveau unbelasteter Böden von 13 bis 48 Bq/kg mit bis zu 830 Bq/kg deutlichst überschritten. Die bisher gemessenen Radionuklidkonzentrationen stellen keineswegs Maximalwerte dar, da die Messergebnisse aufgrund des ungleichmäßigen Einleitens der Grubenwässer durch das Nutzen günstiger Nachtstromtarife rund um die Uhr stark schwanken. Das Einstellen eines radioaktiven Gleichgewichtes wird die Ortsdosisleistung entlang der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins in den kommenden Jahren weiter merklich steigern, selbst wenn das Bergwerk West seinen Betrieb noch heute einstellt. Die Fossa Eugeniana gilt seit langem als biologisch verödet und der Rheinberger Altrhein ist stark sanierungsbedürftig. **Die radioaktive Kontamination der Umwelt reiht sich damit in die Liste der durch das Bergwerk West verursachten Ewigkeitsschäden ein.**

Die kontaminierte Fläche von der Einleitstelle der Schachanlage Rossenray über das Rheinberger Stadtgebiet bis zum Rheinberger Altrhein in Ossenberg ist frei zugänglich und wird auf mindestens 50.000 m² geschätzt. Die zusätzliche Strahlenbelastung, z. B. für Kinder, Spaziergänger und Angler, die sich an der Fossa Eugeniana und am Rheinberger Altrhein aufhalten, überschreitet leicht den von der Strahlenschutz-Verordnung 2001 festgelegten Grenzwert von max. 1 mSv/a. Die Größe der kontaminierten Fläche und die Höhe der Kontamination machen das betroffene Gebiet nach den Empfehlungen der Strahlenschutzkommission (SSK) zu einer Bundesaufgabe.

Eine von der DSK veranlasste Studie zur bergbaubedingten zusätzlichen Strahlenbelastung entlang der Lippe, die die dortigen Verhältnisse als konservatives Modell für andere

Bergbaustandorte bezeichnet, weist erhebliche Mängel auf und gilt keinesfalls für die Situation an der Fossa Eugeniana und am Rheinberger Altrhein.

Das Einleiten radioaktiven Materials wird in den Einleiterlaubnissen des Bergwerks West nicht behandelt. Fossa Eugeniana und Rheinberger Altrhein sind nicht in das Umweltmonitoring „Radioaktivität“ des Landesumweltamtes einbezogen. Weiterhin fehlen Messergebnisse z.B. für die Bergehalde Kohlenhuck, das Trinkwassereinzugsgebiet Binsheimer Feld und die Radon-Aktivität in benachbarten Gebäuden des kontaminierten Gebietes.

Vor diesem Hintergrund stellen sich eine Reihe von Fragen und Forderungen. Dazu gehört eine neue Bewertung der Umweltverträglichkeitsstudie des am 11.04.2003 planfestgestellten Rahmenbetriebsplans für das Bergwerk West, in der das Problem der Radioaktivität übergangen ist. Weiter ist fraglich, ob die Genehmigung des Rahmenbetriebsplans und die Einleiterlaubnisse für Grubenwässer Bestand haben können. Es ist zu prüfen, ob Umweltstraftatbestände vorliegen. Ferner sind Nutzungsverbote des kontaminierten Geländes festzulegen. Umfangreiche Sanierungsmaßnahmen sind kurzfristig zu planen und umzusetzen, wie sie beispielsweise in den neuen Bundesländern auszuführen waren. Die geplante Übertragung der Verantwortung für den Rheinberger Altrhein vom Land NRW auf die Linksniederrheinische Entwässerungs-Genossenschaft (LINEG), zuständig für die Klärung und Einleitung der Grubenwässer des Bergwerks West in die Vorfluter, verbietet sich.

Einleitung:

Gemeinsam mit der Steinkohleförderung werden große Mengen Grubenwässer an die Erdoberfläche gepumpt, um die Gruben trocken zu halten. Die Grubenwässer werden seit Jahren über Vorfluter (Bäche, Flüsse, Kanäle) entsorgt. Bergwerk West leitet seine Grubenwässer über die Hoerstgener Kendel, die Große Goorley und die Fossa Eugeniana ein. Für die Schächte Rossenray und Friedrich Heinrich sind Grubenwassermengen von max. 7,8 und 4,2 Mio. m³/a genehmigt. Die DSK gibt die Jahresfördermenge für das Bergwerk West mit 3,5 Mio. t Steinkohle pro Jahr an. Das entspricht einer maximalen spezifischen Grubenwassermenge von ca. 3 m³/t Steinkohle. Es wird also etwa dreimal soviel flüssiges Nebenprodukt (Abwasser) an die Tagesoberfläche gefördert wie als Zielprodukt gewonnen wird. Hinzu kommt das Bergematerial (ca. 1 t/t Steinkohle), das ordnungsgemäß entsorgt werden muss. Es entstehen also mindestens 4 t Abprodukte pro t Steinkohle.

Diese Grubenwässer und teilweise mitgeführte Sedimente gelangen nach Durchfluss des Rheinberger Stadtgebietes, der Zusammenführung mit dem Moersbach und weiterem Durchströmen der Stadt Rheinberg über den Rheinberger Altrhein in den Rhein.

Die Fossa Eugeniana ist insbesondere durch die Grubenwassereinleitungen aus dem Schacht Hoerstgen, der Zeche Friedrich Heinrich und der Zeche Rossenray einer hohen Chloridbelastung mit extremen Konzentrations- und Mengen-Schwankungen ausgesetzt. Der Chloridgehalt der Grubenwässer liegt im Bereich von 15 bis 35 g/l. Dadurch werden im Gewässerlauf zeitweise Chloridkonzentrationen von mehr als 10 g/l verursacht. Neben Natriumchlorid in stark schwankender Konzentration enthält das Grubenwasser auch Zink, Barium, Strontium und organische Substanzen. Die Fossa Eugeniana ist im Gewässergütebericht des Landesumweltamtes NRW als biologisch verödet eingestuft (Güteklasse III – IV). Der Rheinberger Altrhein ist ebenfalls dieser Gewässergüteklasse zugeordnet.

Seit mindestens 20 Jahren ist bekannt, dass mit den Grubenwässern erhebliche Mengen natürlicher Radionuklide – speziell Radium-Isotope und ihre Tochternuklide – in die Vorfluter gelangen. Dies gilt besonders für die Vorfluter des Bergwerkes West. Im Fall dieses Bergwerkes wurde diese Tatsache bisher von Behörden und der interessierten Öffentlichkeit wenig oder gar nicht beachtet. Die Einleiterlaubnisse für das Bergwerk West enthalten weder Grenzwerte noch Hinweise zum Thema Radioaktivität. Vor dem Hintergrund bergbaulicher Aktivitäten sind in die Radioaktivitätsmessungen des Landesumweltamtes bisher nur die Mündungen der Lippe und der Emscher einbezogen.

Die vorliegende Ausarbeitung stellt sich die Aufgabe, wichtige Daten zur natürlichen Radioaktivität zusammenzustellen, sie zu bewerten und eine Beurteilung der Umweltrelevanz der Grubenwassereinleitungen zu ermöglichen. Die Ergebnisse sollten zur kritischen Beurteilung bestehender und zukünftiger Genehmigungen zur Einleitung in die Vorfluter, den Betrieb von Schachtanlagen und Halden für Bergematerial, Sedimente der Grubenwasserklärung und sonstige Entsorgungsmöglichkeiten von Bergematerial herangezogen werden.

Der Schutz der nicht informierten Bevölkerung vor radioaktiver Strahlenbelastung verdient absoluten Vorrang.

Radium, Radon und Blei:

Radium (Ra) wurde im Jahr 1898 durch Marie Curie und ihre Forscherkollegen entdeckt. Diese Entdeckung war eine Folge der Beobachtung, dass manche uranhaltigen Mineralien, besonders Pechblende, mehrfach radioaktiver sind als das Uran selbst. Man nahm an, dass in den untersuchten Mineralien noch eine unbekannte Substanz enthalten sei, die stärker radioaktiv als Uran ist und nur in geringer Menge vorkommt. Die radiochemische Analyse der Pechblende bestätigte diese Annahme. Einer glücklichen Eingebung folgend, nannten die Entdecker das neue Element: „das Strahlende = Radium“. Das Vorkommen von Radium ist an das des Urans geknüpft, da Radium ein Tochternuklid der Uran-Zerfallsreihe ist. Man findet es daher stets in geringen Spuren in den Mineralien des Urans (ca. 360 mg Ra-226 / t Uran). Radium ist eines der seltensten Elemente. Sein Anteil an den obersten 16 km der Erdkruste wird auf nur 7×10^{-12} % geschätzt.

Schon die Entdecker beobachteten, dass die Umgebung von Radium-Präparaten radioaktiv verunreinigt wird. Später stellte man fest, dass dies von einer Emanation (gasförmigen Produkten, die durch radioaktiven Zerfall entstehen) herrührte. Es handelt sich um gasförmiges Radon (Rn), ein farb- und geruchsloses, radioaktives Edelgas. Verschiedene Rn-Isotope sind bekannt, die unter anderem durch Alpha-Zerfall (Aussendung von 2-fach positiv geladenen Heliumkernen) von Radium-Isotopen entstehen. Daher wird Radon auch heute noch gelegentlich als Radium-Emanation bezeichnet. Radon ist neben Plutonium wohl das seltenste Element unserer Erdrinde, sein Anteil wird auf nur $6,2 \times 10^{-16}$ % geschätzt.

Radium und Radon gehören zur Gruppe der natürlichen Radionuklide.

Tabelle 1 zeigt die Uran- und Thorium-Zerfallsreihen. Die während des Zerfalls auftretenden Radionuklide sind dort hinsichtlich der Hauptstrahlungsart und ihrer Halbwertszeit charakterisiert.

Tabelle 1 macht deutlich, dass in den Zerfallsreihen Radionuklide mit sehr unterschiedlichen Halbwertszeiten – weniger als 1 Sekunde bis zu vielen tausend Jahren – auftreten. Große Halbwertszeiten bedeuten eine lange Aufenthaltszeit des Radionuklids in der Umwelt.

Tabelle 1: Uran-238- und Thorium-232-Zerfallsreihen

	Uran-Zerfallsreihe			Thorium-Zerfallsreihe	
Isotop	Hauptstrahlung	Halbwertszeit	Isotop	Hauptstrahlung	Halbwertszeit
U-238	Alpha	4,468 x 10E9 a	Th-232	Alpha	1,405 x 10E10 a
Th-234	Beta	24,1 d	Ra-228	Beta	5,75 a
Pa-234	Beta	1,17 m	Ac-228	Beta	6,13 h
U-234	Alpha	2,445 x 10E5 a	Th-228	Alpha	1,913 a
Th-230	Alpha	7,54 x 10E4 a	Ra-224	Alpha	3,66 d
Ra-226	Alpha	1.600 a	Rn-220	Alpha	55,6 s
Rn-222	Alpha	3,825 d	Po-216	Alpha	0,15 s
Po-218	Alpha, Beta	3,05 m	Pb-212	Beta	10,64 h
Pb-214	Beta	26,8 m	Bi-212	Beta	60,6 m
Bi-214	Beta	19,9 m	Po-212	Alpha	3,0 x 10E-7 s
Po-214	Alpha	1,64 x 10E-4 s	Tl-208	Beta	3,053 m
Pb-210	Beta	22,3 a	Pb-208		stabil
Bi-210	Beta	5,013 d			
Po-210	Alpha	138,38 d			
Pb-206		stabil			

a = Jahre d = Tage h = Stunden m = Minuten s = Sekunden

E = Exponent , Beispiele: E4 = 10.000, E-4 = 0,0001

Quelle: K.H. Lieser, Nuclear and Radiochemistry, 2nd Ed., Wiley-VCH, Weinheim 2001,
S. 29, 30 (Auszug).

Weiterhin ist bemerkenswert, dass in beiden Zerfallsreihen gasförmiges Radon als Nuklid auftritt. Für das hier diskutierte Thema ist dieses Phänomen insofern von Bedeutung als z.B. aus dem relativ langlebigen Ra-226 über das gasförmige Rn-222 das relativ langlebige Blei-210 (Pb-210) entsteht und über die Luft in weite Bereiche der Umwelt transportiert werden kann. Das Endprodukt der beiden dargestellten Zerfallsreihen ist wiederum Blei.

Die maximale Strahlungsenergie des Urans-238 wird mit 4,20 MeV (siehe Glossar: Energiegehalt), die des Radiums-226 mit 4,78 MeV und die des Radons-222 mit 5,49 MeV angegeben.

Radium zerfällt unter Emission von Alpha-Strahlung (2-fach positiv geladenem Helium), wobei auch eine Kern-Gamma-Strahlung auftritt, die ihrerseits eine sekundäre Beta-Strahlung auslöst. Die Reichweite der Alpha-Strahlen in Luft bei 0 °C und 15 °C beträgt 3,212 cm und 3,389 cm. Die Anfangsgeschwindigkeit ist ca. 15.000 km/s (ca. 5 % der Lichtgeschwindigkeit), die Anfangsenergie ist, wie oben bereits erwähnt, $4,78 \times 10^6$ eV. Ein Alpha-Teilchen erzeugt auf seiner Bahn $1,52 \times 10^5$ Ionenpaare. Die Zahl der pro Sekunde von 1 Gramm Radium ausgesendeten Alpha-Teilchen wird mit $3,7 \times 10^{10}$ angegeben. Die Kern-Gamma-Strahlen haben eine Energie von $1,87 \times 10^5$ eV. Für die sekundäre Beta-Strahlung werden Energiewerte von $0,87 \times 10^5$ eV bzw. $1,85 \times 10^5$ eV genannt. Die Endform, in der die von radioaktiver Strahlung mitgeführte Energie nach mannigfachen Umwandlungen auftritt, ist Wärme. Radiumsalze besitzen daher immer eine höhere Temperatur als ihre Umgebung. Entsprechend der außerordentlich hohen kinetischen Energie der Strahlung ist die beim radioaktiven Zerfall insgesamt frei werdende Wärmemenge groß. 1 g elementares Radium entwickelt beim Zerfall eine Wärmemenge von ca. 105 J/h. 1 g Radium mit all seinen Zerfallsprodukten bis zum Polonium (Po) entwickelt rund 710 J/h. Die Wärmeentwicklung beim vollständigen Übergang von 1 mol Radium (226 g) in Blei (206 g) und Helium (20 g) – nach etwa der zehnfachen Halbwertszeit von Ra-226 rund 16.000 a – beträgt nach experimentellen Messungen ca. 3.350 GJ ($1 \text{ GJ} = 10^9 \text{ J}$). Das entspricht der Wärmemenge, die beim vollständigen Verbrennen von rund 100 t Kohle entsteht.

Allgemeines Vorkommen und Verhalten in der Umwelt:

Das langlebige Ra-226 und auch Rn-222 sind in der Umwelt mobil. Ra-226 findet man in relativ hohen Konzentrationen in Mineralquellen. Rn-222 trägt beträchtlich zur Radioaktivität der Luft bei. Rn-222 und seine Tochternuklide sind die Hauptquellen für die Strahlungsdosis, der der Mensch unter normalen Umweltbedingungen ausgesetzt ist. Aus erdnahen Bodenschichten werden Radionuklide durch natürliche Prozesse oder menschliche Aktivität an die Oberfläche gefördert. Ionen, wie Ra^{2+} werden durch Grundwasser und Tiefenwässer aus Kohle, Erzen und Mineralien herausgelöst und zutage gebracht. Neben bergbaulichen Abwässern enthalten die festen Rückstände der Bergbauaktivitäten, die auf Halden gelagert

werden, signifikante Mengen an Radionukliden. Radium-Isotope zerfallen hier zu gasförmigem Radon. Ungefähr 1 GBq Rn-222 entweicht aus einer Tonne Uranerz, die 1 % U_3O_8 (Uranoxid) enthält. Radionuklide werden weiterhin durch das Verbrennen von Kohle in Kraftwerken freigesetzt. In Abhängigkeit von der Herkunft enthalten Kohlen unterschiedliche Mengen an Uran und Thorium, die neben ihren Tochternukliden beim Verbrennen freigesetzt werden. Flüchtige Nuklide, insbesondere Radon, werden mit dem Abgas emittiert. Blei-210 (Pb-210) und Polonium-210 (Po-210) werden mit der Flugasche freigesetzt und der Rest, einschließlich Uran und Thorium, befindet sich in der Kraftwerksasche. Die weltweite Freisetzung von Radon liegt bei etwa 10^{14} Bq/a.

Wie bereits erwähnt wird also das relativ langlebige Radionuklid Pb-210 über das gasförmige Radon in der Umwelt verbreitet. In der Luft wird Pb-210 oft an Aerosolpartikeln adsorbiert und findet sich danach in Niederschlägen (Regen, Schnee) mit einer durchschnittlichen Aktivität von 0,08 Bq/kg. Die Nachweisgrenze von Pb-210 in frischem Schnee liegt in der Größenordnung von 0,0001 Bq/kg. Die Konzentration von Pb-210 in der Luft und in Niederschlägen ändert sich in kürzeren Zeitintervallen und mit den Jahreszeiten beträchtlich.

Mit Sedimentgesteinen können Radionuklide in unterschiedlicher Weise wechselwirken. Sie können an Sandstein, Kalkstein oder Sedimentgestein adsorbiert werden. Heterogener Austausch kann zur Sorption beitragen, z.B. der Austausch von Ca^{2+} (in fester Phase) durch $^{226}Ra^{2+}$ (in flüssiger Phase) an der Oberfläche von Kalkstein oder Dolomit. Zusätzlich kann durch Rekristallisation und die Bildung fester Lösungen ein Einbau in das Innere von Kristallen erfolgen. Glimmerartige Tonminerale spielen in der Natur eine wichtige Rolle, da sie in allen fruchtbaren Böden anwesend sind. Ra-226 kann sehr fest zwischen den einzelnen Schichten des Mineralkristallgitters gebunden werden. Die Hauptbestandteile von Böden sind Sand, Tone und Huminstoffe. Während die Wechselwirkung zwischen Radionukliden und Sand eher gering ist, ist sie für das Transportverhalten von Radionukliden im Fall von Tonmineralien und den organischen Komponenten im Humus bedeutend. $^{226}Ra^{2+}$ wird durch Tonpartikel zurückgehalten oder auf kalkhaltigen Böden durch Ausfällen oder Ionenaustausch gebunden. Andererseits ist bekannt, dass Ra^{2+} insbesondere durch Barium-Ionen in Gegenwart von Chlorid von Mineraloberflächen in Wasser gelöst werden kann. Ferner kann Radium durch den Rückstoßeffect beim Aussenden von Alpha-Teilchen freigesetzt werden. Radium-Ionen sind in Wasser mittelmäßig löslich, sofern weder Sulfat- noch Carbonat-Ionen anwesend sind. Mit diesen bildet es, wie auch andere Erdalkalien, schwer lösliche Sulfate und

Carbonate. Dagegen sind z.B. die Chloride und Nitrate des Radiums leicht lösliche Verbindungen.

Der Radon-Gehalt der Mineralwässer hängt mit geologisch altem, saurem, kristallinem Gestein wie Granit, Gneis, Quarzporphyr u.ä. zusammen. Dieses Gestein enthält oft fein verteilt verschiedene Uranmineralien, mit denen das in Spalten und Klüften zirkulierende Wasser in engem Kontakt steht. Großräumige Beispiele sind zum einen die Radon-Region Erzgebirge-Vogtland-Fichtelgebirge mit so bekannten Vorkommen wie Oberschlema (Hindenburg-Brunnen mit einer Aktivität von 180.500 Bq/l), Bad Brambach (ca. 27.000 Bq/l) sowie Bad Steben (ca. 2.000 Bq/l) und zum anderen die südwestdeutsche Region an den Rändern des Oberrheingrabens mit der sulfatfreien, radonhaltigen Sole von Heidelberg, Bad Kreuznach und Bad Münster am Stein. Ein weiteres bekanntes Vorkommen liegt in Badgastein.

Toxikologie:

Beim Umgang mit Radium sind besondere Sicherheitsvorkehrungen erforderlich, da Radium zur Gruppe der toxischsten Radioelemente gehört. In den Organismus gelangtes Radium lagert sich ähnlich wie andere Erdalkalien bevorzugt in den Knochen ab. Nach dem Verschlucken werden beim erwachsenen Menschen durchschnittlich 20 % der Radium-Dosis aufgenommen, der Wert ist aber sowohl vom Füllungszustand des Magendarmtraktes als auch von der Konzentration des stabilen Calciums in der Nahrung abhängig. Nach Inhalation gut löslicher Verbindungen muss auch mit einer raschen und hohen Resorption in der Lunge gerechnet werden. Wegen der nahen chemischen Verwandtschaft zum Calcium wird Radium in die Hydroxylapatit-Kristalle im Knochen eingelagert, wo sich nahezu die gesamte Radioaktivität ansammelt. Die Reichweite der Alpha-Partikel des Radiums beträgt im Gewebe nur 30 bis 40 µm, so dass das Knochenmark praktisch nicht bestrahlt wird. Entsprechend fanden sich Spätschäden auch hauptsächlich im Knochengewebe selbst. Die Rückhaltung des Radiums im Körper ist von mehreren metabolischen Faktoren abhängig. Die effektive Halbwertszeit des Radiums in Knochen wird mit 44 Jahren angegeben. Radium kann auch über die Muttermilch abgegeben werden. Neben Störungen des Skelettstoffwechsels und -umbaus sind Knochentumoren als Spätschäden praktisch wichtiger. Beim Menschen sind derartige Tumore nach Ra-226-Inkorporation bekannt, die sorgfältig analysiert wurden und seit längerer Zeit die Grundlage für die Festlegung der höchstzulässigen Werte auch anderer knochensuchender Radionuklide im menschlichen Skelett bilden. Der höchstzulässige Wert

für Ra-226 im menschlichen Skelett beträgt 0,1 μCi (siehe Glossar). Die hierdurch abgegebene Strahlendosis ist kleiner als die kleinste Strahlendosis, die nach Ra-226-Inkorporation beim Menschen noch zur Knochentumor-Entstehung geführt hat. Triftige Gründe sprechen bei den Ra-226-Fällen für die Existenz einer sog. praktischen Schwellenwertdosis. Leukämie ist aber bei der Aufnahme der skelettsuchenden Alpha-Strahler wie Ra-224 und Ra-226 keine typische Spätfolge. Die natürliche Strahlenexposition auf die inneren Organe eines Menschen von Innen wird zu einem großen Anteil durch Ra-226 und seinen Tochternukliden verursacht. Kinder mit aktivem Knochenbau sind besonders betroffen.

Der größte Beitrag zur täglichen Strahlendosis der Bevölkerung wird durch die Anwesenheit von Radon und seinen Tochternukliden in der Luft erbracht. Die Konzentration von Rn-222 in der Luft ist relativ hoch in Gegenden mit hoher Uran-Konzentration im Boden, sowie in schlecht gelüfteten Häusern, die aus Baustoffen errichtet sind, die geringe Mengen Uran, Radium oder Thorium enthalten. Entsprechend sind die Unterschiede in der auf den Menschen einwirkenden Strahlungsdosis beträchtlich, z.B. zwischen ca. 0,3 und 100 mSv in Großbritannien (im Mittel 1,2 mSv). Das Gas Radon ist besonders wegen seiner an Aerosol-Partikeln gebundenen und daher nicht flüchtigen, stark strahlenden Zerfallsprodukte (Polonium-, Blei- und Wismut-Isotopen der Zerfallsreihen) gefährlich. Beim Einatmen von radonhaltiger Luft verbleiben ca. 25 % des Radons im Atmungstrakt. Die effektive Halbwertszeit von Rn-222 in der Lunge wird mit 3,8 Tagen angegeben. Daher ist Radon an Arbeitsplätzen (Bergwerke, Kohleaufbereitungsanlagen, Wasserwerke, Labore) z.B. durch Absaugen der kontaminierten Luft oder durch Radon-Absorber zu entfernen, um biologische Schäden durch ionisierende Strahlung zu vermeiden. Epidemiologische Untersuchungen konnten keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen den unterschiedlichen Strahlungsdosen und Lungenkrebs belegen. Nur bei höheren Dosen ist der Zusammenhang nachgewiesen. 25 bis 50 % der Bergleute des Uranbergbaus im Erzgebirge zwischen 1875 und 1912 starben an Lungenkrebs. Er wurde hauptsächlich durch die Zerfallsprodukte von Rn-222 verursacht, die in Form von Aerosolen in der Luft anwesend waren.

Die Luft in einigen Höhlen in Granitgesteingebirgen enthält relativ hohe Konzentrationen an Radon. Sie werden in der Radiotherapie der Atemwege genutzt. Bei Radon-Aktivitäten in der Umgebungsluft von weniger als 400 Bq/m³ konnten keine karzinogenen Effekte nachgewiesen werden. Für Wohnungen, die eine Radon-Aktivität über 200 bis 600 Bq/m³ in

der Raumlufte aufweisen, werden jedoch Reduzierungsmaßnahmen vorgeschlagen. Radon und seine Folgeprodukte liefern den Hauptbeitrag für die Strahlenexposition der Beschäftigten in der Wasserversorgungswirtschaft.

Manche Pflanzen, z.B. Paranüsse und Wasserlinsen, vermögen Radium in erheblichem Maße anzureichern.

Sowohl metallisches Blei als auch seine Verbindungen sind giftig. Sie können durch Einnahme, Inhalation oder Hautresorption in den Körper gelangen. Als besonders gefährlich ist die fortgesetzte Aufnahme kleinerer Bleimengen, z.B. über die Nahrungskette, anzusehen. Dabei wird das Blei nur zu einem kleinen Teil im Harn ausgeschieden, zum größeren Teil aber gespeichert, und zwar besonders in den Knochen, wo es Calcium ersetzen kann, in Zähnen und in Haaren. Die resultierende Bleikrankheit äußert sich in Müdigkeit, Appetitlosigkeit, Kopfschmerzen, schmerzhaften Koliken, Blässe der Haut, Anämie und Muskelschwäche. Kinder scheinen besonders gefährdet hinsichtlich ihrer mentalen Entwicklung. Auf Pflanzen wirkt Blei durch Hemmung der Chlorophyllsynthese ein.

Die wasserlöslichen Verbindungen von Barium sind giftig. Sie verursachen Muskelkrämpfe und Herzstörungen. Bei Barium-Vergiftungen kommt Natriumsulfat als Gegenmittel infrage, das Barium in unlösliches, nicht giftiges Bariumsulfat überführt.

Strahlungseffekte bei Menschen, Tieren und Pflanzen:

Tabelle 2 zeigt, dass Organismen auf einer niedrigeren Stufe der Evolution eine höhere Widerstandsfähigkeit gegenüber Strahlung haben als solche auf einer höheren Entwicklungsstufe.

Die Möglichkeit genetischer Effekte fand erstmals im Jahr 1927 besondere Aufmerksamkeit, als strahlungsinduzierte Mutationen an *Drosophila* beobachtet wurden. Gleichwohl haben sich die meisten Veränderungen der DNA zurückgebildet. Die Bestrahlung der Genitalien von Mäusen mit ca. 2 Sv über 19 Generationen führte zu keinen beobachtbaren genetischen Veränderungen.

Aus Untersuchungen zur Tumorhäufigkeit bei Versuchstieren nach Gabe von Ra-226 oder Bestrahlung mit Röntgenstrahlen oder Elektronen lässt sich eine Schwellenwertdosis von weniger als 5 Gy (siehe Glossar) ableiten, unter der keine Effekte beobachtet wurden.

Große Strahlungsdosen führen in Pflanzen zu Mutationen, die entweder die Eigenschaften verbessern oder nachteilige Effekte hervorrufen. Die Bestrahlung von Pflanzensaat führt nur zu einem Verhältnis von vorteilhaften zu schädlichen Effekten von 1 : 1.000.

Tabelle 2: Strahlungseffekte bei Mensch, Tier und Pflanzen

Organismen	Inaktivierungsdosis (Di) oder lethale Dosis (D) 50 % innerhalb von 30 d
Enzyme	Di > 20.000 Gy
Viren	Di = 300 - 5.000 Gy
Bakterien	Di = 20 - 1.000 Gy
Blumen	Di > 10 Gy/d
Bäume	Di > 1 Gy/d
Amöben	D50/30 ca. 1.000 Gy
Drosophila	D50/30 ca. 600 Gy
Schellfisch	D50/30 ca. 200 Gy
Goldfisch	D50/30 ca. 20 Gy
Kaninchen	D50/30 ca. 8 Gy
Affe	D50/30 ca. 6 Gy
Hund	D50/30 ca. 4 Gy
Mensch	D50/30 ca. 4 Gy

Quelle: K.H. Lieser, Nuclear and Radiochemistry, 2nd. Ed., Wiley-VCH, Weinheim 2001, S. 424

Eine signifikante Erhöhung der Krebsrate oder Krebssterblichkeit durch die natürliche Hintergrundstrahlung im Bereich von Dosen zwischen 1 und 5 mSv/a konnte in der Bevölkerung der USA, Großbritanniens, Kanadas, Frankreichs, Schwedens, Finnlands, Chinas und anderer Länder nicht festgestellt werden. Weiterhin konnte, mit Ausnahme von Arbeitern in Uranbergwerken, kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Lungenkrebs und der Konzentration von Radon in der Luft belegt werden, obgleich angenommen wird, dass ein solcher Zusammenhang existiert.

Aufgrund von Unwägbarkeiten durch den Mangel an statistisch signifikanten Daten ist die Ableitung von Dosis-Effekt-Kurven im Bereich kleiner Dosen (kleiner 0,1 Sv) oder Dosisraten (kleiner 0,5 Sv/a) schwierig. Der statistische Fehler ist bei Dosen in der Größenordnung von weniger als 0,2 Sv größer als die Effekte.

Die Effekte von großen Einzeldosen beim Menschen sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Strahlungseffekte hoher Einzeldosen beim Menschen (ungefähre Werte)

Dosis	
Ganzkörper-Bestrahlung	
0,25 Sv	Keine klinisch erkennbaren Schäden
0,25 Sv	Rückgang von weißen Blutkörperchen
0,5 Sv	Zunehmende Zerstörung der leukozytenbildenden Organe bzw. abnehmende Widerstandsfähigkeit gegenüber Infektionen
1 Sv	Merkliche Veränderungen im Blutbild (Abnahme von Leukozyten)
2 Sv	Übelkeit und andere Symptome
5 Sv	Schäden am Magen-Darm-Trakt, dadurch Blutungen und ca. 50 % Todesfälle
10 Sv	Zerstörung des Nervensystems und 100 % Sterblichkeit innerhalb von 24 Stunden
Bestrahlung der Hände	
2 Gy	Keine nachweisbaren Effekte
4 Gy	Rötung der Haut, Hautablösung
6 Gy	Hautrötung, Pigmentierung
8,5 Gy	Irreversible Degenerierung der Haut
50 Gy	Bildung von nichtheilendem Hautkrebs (Amputation notwendig)

Quelle: K.H. Lieser, Nuclear and Radiochemistry, 2nd. Ed., Wiley-VCH, Weinheim 2001, S. 426

Verschiedene Annahmen werden im Bereich kleiner Dosen gemacht:

- Eine lineare Zunahme der Effekte mit der Dosis (Empfehlung der International Commission on Radiological Protection (ICRP)).

- Einem Schwellenwert von ca. 50 mSv, unter dem keine Zunahme von Krebs oder anderen strahlungsinduzierten Krankheiten auftritt, stimmen viele Radiologen zu.

Außerberufliche Strahlungsbelastung des Menschen durch natürliche und künstliche Strahlungsquellen:

Die Tabellen 4 bis 7 fassen Daten der Literatur zusammen.

Tabelle 4: Durchschnittliche Strahlenexposition durch natürliche Strahlungsquellen

Expositionsart	Ganzkörper (mSv/a)	Knochen (mSv/a)	Lunge (mSv/a)
Externe Strahlungsquellen:			
Kosmische Strahlung (a) (Meereshöhe, 50 ° Nord)	0,35	0,35	0,35
Terrestrische Strahlung (b) (K, U, Th und Zerfallsprodukte)			
	0,49	0,49	0,49
Interne Strahlungsquellen:			
Aufnahme durch Verschlucken			
H-3, T	<0,00002		
C-14	0,016	0,016	0,016
K-40	0,19	0,11	0,15
Rb-87	0,003		
Po-210		0,14	
Rn-220 und Rn-222	0,02	0,02	0,02
Ra-226 und Ra-228	0,03	0,72	0,05
U-238	0,0008		
Aufnahme durch Einatmen			
Rn-220			1,75 (c)
Rn-222			1,30 (c)

(a): Am Boden lokal bis zu ca. 2 Sv/a. Die Intensität der kosmischen Strahlung steigt mit einem Faktor von ca. 1,6 pro 1.000 m über Meereshöhe.

(b): Lokal bis zu ca. 4,3 Sv/a. Im Mittel im offenen Gelände ca. 25 % weniger als in Gebäuden. Minimale Werte x 1/10, maximale Werte x 10 der aufgelisteten Werte.

(c): Werte für Gebäude aus Ziegelsteinen und 3,5-fachen Luftaustausch pro Stunde. In Gebäuden aus Beton ohne Luftaustausch sind die Werte um den Faktor 4 bis 7 höher.

Quelle: K.H. Lieser, Nuclear and Radiochemistry, 2nd. Ed., Wiley-VCH, Weinheim 2001,

S. 428

Tabelle 5: Strahlenexposition durch künstliche Strahlungsquellen

Strahlungsart	Einzelne Strahlungsdosis Lokale Dosis	Einzelne Strahlungsdosis Ganzkörper	Mittlere Strahlungsdosis pro Kopf der Bevölkerung (mSv/a)
Medizinische Anwendungen:			
Externe Strahlungsquellen: (Röntgenstrahlen und Radionuklide)			
Diagnose	1 - 10 mSv	0,1 - 1 mSv	ca. 0,5
Therapie	bis zu 50 Sv	50 mSv	ca. 0,01
Interne Strahlungsquellen:			
Diagnose	1 - 1.000 mSv	0,1 - 10 mSv	ca. 0,02
Therapie	10 Sv	50 mSv	< 0,01
Berufliche Strahlenexposition	500 mSv/a	50 mSv/a	< 0,001
Radioaktive Niederschläge	(x)	(x)	< 0,1
Kernkraftwerke	(x)	(x)	< 0,01
Summe			0,6 - 0,7

(x) Bei schweren Unfällen, wie im Falle von Tschernobyl, wurden Dosen bis zu einigen Sv übertragen.

Quelle: K.H. Lieser, Nuclear and Radiochemistry, 2nd. Ed., Wiley-VCH, Weinheim 2001,

S. 429

Charakteristisch ist stets eine sehr hohe Bandbreite der Aktivitätskonzentrationen in verschiedenen Trinkwässern. Dies gilt insbesondere für natürliche Radionuklide, wie z.B. für Ra-226. Der Medianwert (50-Perzentil) von 1734 Probenahmestellen liegt bei 4,8 mBq/l. Dies bedeutet, dass 50 % der Werte niedriger als 4,8 mBq/l sind; 50 % liegen darüber. Nur 1 % der Proben haben Werte über 20 mBq/l, es sind aber auch Einzelproben mit 50 bis 300 mBq/l gefunden worden. Die oben gemachten Angaben beruhen auf dem gegenwärtig vorliegenden Datenbestand der Leitstelle Trinkwasser. Prinzipiell sind die Schwankungsbereiche aber nach unten und nach oben offen. Dementsprechend können vereinzelt auch niedrigere und höhere Werte auftreten.

Für Kleinkinder errechnet sich im Mittel eine jährliche Dosis von insgesamt 0,02 mSv und für Erwachsene von etwa 0,004 mSv. Insgesamt beträgt die mittlere Strahlenexposition über den Trinkwasserpfad nur etwa 0,2 % der natürlichen Strahlenexposition der Bevölkerung über alle Expositionspfade. Den Hauptbeitrag der Strahlenbelastung über das Trinkwasser liefern Ra-226 und Ra-228 sowie Pb-210 und Po-210.

Das Edelgas Rn-222 muss in diesem Zusammenhang gesondert betrachtet werden, da hierzu nicht nur das unmittelbar zum Trinken genutzte Trinkwasser zugrunde gelegt werden kann. Rn-222 entweicht beim Kochen und beim Zubereiten von Speisen und wird zugleich auch beim Duschen, Waschen usw. freigesetzt und zum Teil eingeatmet. Bei mittleren Konzentrationen resultieren aber keine nennenswerten Beiträge zu den oben genannten Werten der Exposition.

In der Trinkwasserverordnung wurde für Radionuklide ein Grenzwert (Indikationsparameter) von 0,1 mSv pro Jahr festgelegt.

**Tabelle 6: Konzentration künstlicher und natürlicher Radionuklide im
Trinkwasser in Deutschland**

Radionuklid	Medianwerte Deutschland Gesamtgebiet (mBq/l)	Erzgebirge, Vogtland (mBq/l)	Schwankungsbereich (mBq/l)
H-3, T	200		40 - 4.200 (x)
Sr-90	< 5		1,3 - 20
Cs-137	5		0,15 - 30
K-40	70		3 - 1.200
U-238	5	16	< 0,5 - 500
U-234	5	18	< 0,5 - 500
Th-230	0,5	2	< 0,2 - 10
Ra-226	5	19	< 0,5 - 300
Rn-222	5.900	19.000	< 1.000 - 1.500.000
Pb-210	1	2	< 0,2 - 200
Po-210	0,5	2	< 0,1 - 100
U-235	0,3	1	< 0,2 - 30
Th-232	(0,1) (xx)	0,5	< 0,1 - 4
Ra-228	(3) (xx)	12	< 4 - 130
Th-228	(0,2) (xx)	1	< 0,2 - 20

(x): Grundwasser

(xx): Schätzwerte

Quelle: K. Höll, Wasser, 8. Auflage, Walter de Gruyter, Berlin, New York 2002, S. 270

Die Strahlenexposition der deutschen Bevölkerung ist in Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 7: Mittlere Strahlenexposition der deutschen Bevölkerung durch natürliche und künstliche Radionuklide

Expositionsart	Effektive Dosis (mSv/a) für das Jahr 1999 (x)	Äquivalentdosis (mSv/a) (xx)
Kosmische Strahlung in Meereshöhe	0,3	0,35
Terrestrische Strahlung	0,4	0,49
Ingestion natürlicher radioaktiver Stoffe	0,3	0,26
Inhalation von Radon und Folgeprodukten	1,4	1,30
Natürliche Strahlenbelastung	2,4	2,4
Ionisierende Strahlung und Stoffe aus der Medizin	2,0	0,54
Reaktorunfall Tschernobyl	< 0,02	< 0,1
Kerntechnische Anlagen	< 0,01	< 0,01
Berufliche Strahlenexposition	0,17	< 0,001
Ionisierende Strahlung und Stoffe in der Umwelt	< 0,01	
Niederschlag von Kernwaffenversuchen	< 0,01	
Künstliche Strahlenbelastung	ca. 2,2	0,6 – 0,7
Zivilisatorische Strahlenbelastung	ca. 4,6	ca. 3

Quellen:

(x): S. Schmid, Dissertation 2001, S. 13

(xx): K.H. Lieser, Nuclear and Radiochemistry, 2nd. Ed., Wiley-VCH, Weinheim 2001

Aus beiden Quellen lässt sich eine natürliche Strahlenbelastung (mittlere effektive Dosis) der Bevölkerung in Deutschland von 2,4 mSv/a entnehmen. Dieser Mittelwert darf nicht darüber

hinwegtäuschen, dass in Gebieten erhöhter natürlicher Radioaktivität auch Werte deutlich oberhalb von 10 mSv/a erreicht werden können. Der Begriff natürliche Radioaktivität bedeutet hier nur, dass es sich um natürlich vorkommende Radionuklide handelt, deren Anfall im Rahmen des hier diskutierten Themas durchaus zu reduzieren oder sogar zu vermeiden ist.

Abweichungen zeigen die beiden Quellen bei der Strahlenbelastung durch künstliche Radionuklide, die offensichtlich durch unterschiedliche Bewertungen der Strahlenexposition in der Medizin und im Beruf begründet sind.

Insgesamt lässt sich eine mittlere zivilisatorische Strahlenbelastung zwischen ca. 3 und 4,6 mSv/a abschätzen.

Sicherheitsempfehlungen:

Die Annahme der ICRP, dass ein linearer Zusammenhang zwischen Strahlungseffekten und der Dosis besteht, beinhaltet einen hohen Grad an Sicherheit. Das Risiko mag damit überschätzt werden. Aus Sicherheitsgründen ist diese Annahme dennoch zu empfehlen. Das Krebsrisiko wird hiernach zu 100 % abgeschätzt bei einer effektiven Äquivalentdosis von 20 Sv.

Ein anderes Konzept ist das der kollektiven Dosis. Es basiert auf der Annahme, dass Krebs durch einen einzelnen zufälligen Prozess ausgelöst wird, unabhängig von der Dosisrate und der Dosisaufteilung und es beinhaltet, dass die nachteiligen Effekte die gleichen sind, egal ob eine Person 20 Sv erhält oder 20.000 Personen jeweils 1 mSv. Das Konzept der kollektiven Dosis wird oft angewendet, um die Effekte der natürlichen Hintergrundstrahlung zu bewerten. Bei einem durchschnittlichen Niveau von 3 mSv/a, sollten 0,015 % der Bevölkerung jährlich an den Folgen natürlicher Strahlung sterben. Da die Häufigkeit der Krebstodesfälle bei ca. 0,2 % pro Jahr liegt, ist es nicht möglich die Gültigkeit des Konzeptes der kollektiven Dosis durch epidemiologische Untersuchungen zu bestätigen.

Dosisgrenzen wurden durch die ICRP empfohlen. Unter Berücksichtigung möglicher genetischer Schäden sollte eine Obergrenze von 50 mSv in 30 Jahren nicht überschritten werden. Die Höchstgrenze für eine Einzeldosis, die zu keinen genetischen Effekten führt, ist 0,25 Sv.

Tabelle 8: Empfohlene Dosisgrenzwerte (ICRP 1990)

Dosis	Beruflich	Öffentlich
Effektive Dosis	20 mSv/a (x)	1 mSv/a (xx)
Augenlinse (Äquivalentdosis)	150 mSv	15 mSv
Haut (Äquivalentdosis)	500 mSv	50 mSv
Hände, Füße (Äquivalentdosis)	500 mSv	50 mSv

(x) Gemittelt über 5 Jahre. In einem Jahr sollte 50 mSv nicht überschritten werden.

(xx) Kann erweitert werden, wenn die 5-Jahres-Dosis 5 mSv nicht überschreitet.

Quelle: K.H. Lieser, Nuclear and Radiochemistry, 2nd. Ed., Wiley-VCH, Weinheim 2001,
S. 430

Sicherheitsvorschriften:

Spezielle Vorschriften sind für Personen erarbeitet worden, die mit Röntgenstrahlen oder radioaktiven Substanzen in der Radiologie, Nuklearmedizin, in chemischen und physikalischen Laboratorien, in Teilchenbeschleunigern, Kernreaktoren und in der Industrie arbeiten. Mit Rücksicht auf die mögliche Entstehung von Schäden, insbesondere genetische Defekte, wurden Grenzwerte für Dosen und Dosisraten festgelegt.

Abwasser aus radiochemischen Laboratorien, das radioaktive Substanzen enthalten kann, muss auf Radioaktivität kontrolliert werden. Wenn die Aktivität im Abwasser nicht höher als der akzeptierte Wert im Trinkwasser (z.B. 1 Bq/l) sein soll, müssen sehr sensitive Methoden zur Analyse eingesetzt werden.

Im Abgassystem von radiochemischen Laboratorien sind Filter installiert, die Aerosole und Dämpfe zurückhalten. Diese Filter müssen regelmäßig auf Radioaktivität untersucht werden und entsprechend ausgetauscht werden.

Feste Abfälle aus radiochemischen Laboratorien, die langlebige Isotope enthalten, werden in Polyethylensäcken gesammelt. Die Säcke werden verschweißt und in Fässern einer zentralen Sammelstelle für radioaktive Abfälle zugeführt.

Die Strahlenschutz-Verordnung 2001 (§ 5) legt eine zusätzliche effektive Dosis von 1 mSv/a für den Schutz von Einzelpersonen fest. Ausübende (oder Planer) von Tätigkeiten nach § 6 Abs. 1 Nr. 1 dieser Verordnung sind verpflichtet dafür zu sorgen, dass dieser Dosisgrenzwert nicht überschritten wird. Weiterhin ist ein Ausübender (oder Planer) verpflichtet, jede unnötige Strahlenexposition oder Kontamination von Mensch und Umwelt zu vermeiden. Darüber hinaus ist er verpflichtet, jede Strahlenexposition oder Kontamination von Mensch und Umwelt unter Beachtung des Standes von Wissenschaft und Technik und unter Berücksichtigung aller Umstände des Einzelfalles auch unterhalb der Grenzwerte so gering wie möglich zu halten.

Für die Planung und den Betrieb von Anlagen oder Einrichtungen gilt für die durch Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser aus diesen Anlagen oder Einrichtungen jeweils bedingte Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung ein Grenzwert (effektive Dosis) von 0,3 mSv/a. Die Ableitungen sind zu überwachen und nach Art und Aktivität spezifiziert der zuständigen Behörde mindestens jährlich mitzuteilen. Die zuständige Behörde kann Messungen anordnen. Messergebnisse können der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. Vorschriften für den Verbleib von radioaktiven Abfällen gibt es ebenfalls in der Strahlenschutz-Verordnung.

Umweltmonitoring:

In vielen Ländern wird die Radioaktivität der Umwelt kontinuierlich in Messstationen gemessen, insbesondere in der Nähe von Kernkraftwerken und anderen nuklearen Anlagen.

Die Ergebnisse von Routinemessungen an verschiedenen Stationen werden bewertet und einem Computernetzwerk zugeführt und dort gespeichert. Mit geeigneten Programmen, z.B. „integrated measuring and information system for the surveillance of environmental radioactivity (IMIS)“ können die Daten weiter bearbeitet und bewertet werden, um zu jeder Zeit einen aktuellen Überblick über die Radioaktivität in verschiedenen Regionen eines Landes geben zu können. So wird beispielsweise die Radioaktivität im Bereich der Lippe- und Emscher-Mündung regelmäßig gemessen.

Die angenommene Strahlenexposition der Bevölkerung in Nordrhein-Westfalen wird mit 2 mSv/a, bei einer geschätzten Schwankungsbreite von 1 bis 5 mSv/a, angegeben.

Vorkommen und Verhalten von Radium in Grubenwässern und Vorflutern:

Beim Abbau von Steinkohle können unter Tage barium- und sulfathaltige Grubenwässer aufeinander treffen, was zum Ausfällen von Bariumsulfat und zum Mitfällen von vorhandenem Ra-226 und Ra-228 führt. Obwohl ein Großteil der so anfallenden Sedimente und Inkrustierungen nach Aussagen der DSK unter Tage abgetrennt und gelagert wird, treten in den Grubenwässern und damit in den Vorflutern erhöhte Konzentrationen von Ra-226 und Ra-228 auf. Dies ist durch die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Grubenwässer in Verbindung mit dem ausgefallten, sogenannten Radiobaryt zu erklären. Beim Kontakt der Grubenwässer mit sulfathaltigem Oberflächenwasser fällt Radium zusammen mit Barium erneut als Radiobaryt aus. Insbesondere im Bereich der Einleitungsbauwerke kommt es zum Absatz mächtiger Radiobaryt-Krusten. Die folgende Tabelle bringt wichtige Löslichkeitsdaten für Erdalkalisulfate.

Tabelle 9: Löslichkeitsdaten von Erdalkalisulfaten

Verbindung	Löslichkeitsprodukt (25 °C) (mol ² /l ²)	Löslichkeit in Wasser (25 °C) (g/l)
Magnesiumsulfat (MgSO ₄)		364 (MgSO ₄ x 7 H ₂ O)
Calciumsulfat (CaSO ₄)	2×10^{-5}	2,1 (CaSO ₄ x 2 H ₂ O)
Strontiumsulfat (SrSO ₄)	3×10^{-7}	0,1
Bariumsulfat (BaSO ₄)	1×10^{-10}	0,0025
Radiumsulfat (RaSO ₄)	$4,2 \times 10^{-11}$ ***	0,0021* / 0,000021**

Quellen:

G.H. Aylward, T.J.V. Findlay, Datensammlung Chemie, Verlag Chemie, Weinheim 1975

* R.B. Holtzman, Health Physics 1963, 9, 86

** Gmelins Handbuch der Anorganischen Chemie, Radium und Isotope, Syst.-Nr. 31,
Verlag Chemie, Berlin 1928

*** J. Wiegand, S. Feige, IAEA-TECDOC-1271, Vienna 2002

Tabelle 9 zeigt, dass Radium in der Gruppe der Erdalkalien das am schlechtesten lösliche Sulfat bildet.

Radiumsulfat ist ebenso wie Bariumsulfat ein weißes Pulver. Beide haben die gleiche Kristallstruktur, sind also isomorph. Isomorphe Verbindungen können miteinander Mischkristalle bilden. Das ist für Barium- und Radiumsulfat nachgewiesen.

Zur Veranschaulichung der Größenordnungen sei gesagt, dass z.B. 1 Bq/l Ra-226 einer Radium-Konzentration von nur $1,2 \times 10^{-13}$ mol/l entspricht. Eine sehr geringe Anzahl Radium-Atome verursacht also eine sehr hohe Radioaktivität. Zusammen mit den oben aufgeführten Löslichkeitsprodukten lässt sich zeigen, dass Radium in der Regel nur gemeinsam mit Barium ausgefällt werden kann, da die Sulfat-Konzentration der Oberflächengewässer nicht ausreicht, um die geringe Menge Radium – die jedoch mit einer sehr hohen Radioaktivität verknüpft ist – allein auszufällen. Bei Abwesenheit von Barium-Ionen wird das Radium zunächst in Lösung bleiben oder an geeigneten Oberflächen im Sediment der Vorfluter festgehalten. Bleibt das Radium in Lösung, so sind lange Kontaminationsfahnen zu erwarten. Stellen sich im Vorfluter anaerobe Verhältnisse ein, so kann durch die Aktivität von sulfatreduzierenden, anaeroben Bakterien Barium und Radium aus dem Radiobaryt wieder gelöst und weitertransportiert werden. Das Ausgasen von Radon wird hierdurch ebenfalls erleichtert. Bariumsulfat ist wegen seiner sehr geringen Löslichkeit in Wasser toxikologisch unbedenklich. Daher kann es als Röntgenkontrastmittel im menschlichen Körper verwendet werden. Das gilt aber nicht mehr, wenn Barium in Lösung geht. Das oben beschriebene Inlösungbringen von Barium aus Bariumsulfat beeinflusst die toxikologischen Eigenschaften deutlich negativ.

Basierend auf einer durchschnittlichen eingeleiteten Grubenwassermenge der Zeche Rossenray von 3,4 Mio. m³ pro Jahr und einer konkreten Analyse eines eingeleiteten Grubenwassers (abfiltrierbare Stoffe: 9 mg/l; Barium: 1,2 mg/l, Sulfat: 450 mg/l) kann errechnet werden, dass jährlich etwa 30 Tonnen Feststoffe – davon etwa 7 Tonnen Bariumsulfat, das das radioaktive Radium enthält – über diesen Weg in die Fossa Eugeniana eingeleitet werden. Allein diese Menge trägt erheblich zur Verschlammung der Fossa Eugeniana bei.

Wiegand und Feige haben folgende Daten für die Radiumkonzentrationen in vom Steinkohlenbergbau beeinflussten Wässern und Sedimenten zusammengestellt (siehe Tabelle 10). Tabelle 11 bringt konkrete Messergebnisse der Autoren für Wasser-, Sediment-

und Bodenproben in und entlang der Großen Goorley, der Fossa Eugeniana, dem Moersbach und dem Rheinberger Altrhein.

Tabelle 10: Radium-Konzentrationen in der Umwelt durch Steinkohlebergbau

Wasser/Sediment	Radium-226	Radium-228
Flusswasser	0,01 – 0,1 Bq/l	0,01 – 0,05 Bq/l
Grubenwässer	< 63 Bq/l	< 28 Bq/l
Sedimente (Einleitbauwerke)	< 32.000 Bq/kg	< 15.000 Bq/kg
Sedimente (Abstrom der Einleitstelle)	< 5.000 Bq/kg	< 2.000 Bq/kg
Uferbänke	< 1.400 Bq/kg	< 500 Bq/kg
Klärschlämme	500 – 1.400 Bq/kg	< 600 Bq/kg

Quelle: J. Wiegand, S. Feige, IAEA-TECDOC-1271, Vienna 2002

Tabelle 11: Radioaktivität in der Großen Goorley, der Fossa, dem Moersbach und dem Altrhein

Messstelle	Gamma-Aktivität in Sedimenten und Böden (nSv/h) *	Rn-222-Konzentration im Wasser (mBq/l) **
Große Goorley	120 - 200	
Zeche Rossenray	1.200 (Einleitstelle) 800 140 - 300 3.800 (Einleitstelle)	1.300
Stadtgebiet Rheinberg: Fossa Eugeniana + Moersbach	130 – 600	640 – 1.180
Moersbach	80	950
Rheinberger Altrhein	80 - 600	350 - 1.940
Anrathskanal, Einmündung in den Moersbach	80	12.900

* bedingt durch Ra-226-haltige Sedimente

** Entgasung durch Emanation von Ra-226-haltigen Sedimenten im Flussbett

Quelle: S. Feige, J. Wiegand 1999

S. Feige, J. Wiegand 1998

S. Feige, Diplomarbeit 1997

Der geogene Hintergrund lag entlang des Messgebietes zwischen 50 und 110 nSv/h. Weitere Messergebnisse von Schmid sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Tabelle 12: Ortsdosisleistungen an der Fossa und am Rheinberger Altrhein

Messtelle	Zeche Rossenray (nSv/h)	Rheinberg Stadtgebiet (nSv/h)	Rheinberger Altrhein (nSv/h)
Uferkante	1.200 (Einleitstelle) 3.200 (Einleitstelle) 400 - 750	130 - 190	50 - 600
Hochwasserbeeinflusster Bereich	200 - 850		100 - 350
Hochwasserunbeeinflusster Bereich	70 - 120		80 - 110

Quelle: S. Schmid, Dissertation 2001, S. 124

Die Tabellen 10 bis 12 zeigen, dass die höchste Kontamination im Bereich des ersten Kontaktes der Grubenwässer mit sulfathaltigen Oberflächenwässern im Bereich der Einleitbauwerke auftritt. Stromabwärts sieht man eine geringere Kontamination, bedingt durch die Kanalisierung der Fossa Eugeniana. Weiter stromabwärts, insbesondere im Rheinberger Altrhein, erhöht sich die Gamma-Aktivität wieder. Dies ist in der geringen Fließgeschwindigkeit begründet. Der Rheinberger Altrhein wirkt als Sedimentfalle. Die Daten zeigen auch, dass insbesondere die Zeche Rossenray zur Kontamination der Fossa Eugeniana beiträgt. Dies ist von Bedeutung im Zusammenhang mit den Abbauaktivitäten unter Rheinberg und der von der DSK beantragten Erhöhung der geförderten Grubenwassermenge. Über vegetationslosen Uferbereichen wurden in der Regel geringere Aktivitäten als über bewachsenen Bereichen festgestellt, da die Sedimente am Pflanzenbewuchs haften.

Weiterhin zeigt Tabelle 11 die unterschiedlichen Rn-222-Konzentrationen im Wasser der Fossa Eugeniana. Der Verlauf der Messwerte ist durch Staueinrichtungen zu erklären. Hinter diesen Staueinrichtungen werden auch Werte unter der Nachweisgrenze gefunden. Im

Rheinberger Altrhein steigen die Rn-222-Konzentrationen wieder an, da sich hier, wie bereits erwähnt, Sedimente aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit anreichern.

Die extrem hohe Radon-Kontamination im Anrathskanal, Einmündung Moersbach, von 12.900 mBq/l könnte ihren Ursprung in der Halde Kohlenhuck haben. Hier wird Bergematerial und vermutlich auch der Klärschlamm aus der Grubenwasserklärung der Zeche Rossenray abgelagert. Untersuchungen zur Kontamination der Halde Kohlenhuck erscheinen notwendig.

Die Ra-226-Konzentration in den Wässern der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins liegt zwischen 69 und 600 mBq/l und damit deutlich über dem Niveau unbelasteter Wässer von ca. 5 mBq/l.

Über weitere Messwerte berichtet Schmid in ihrer Dissertation.

Tabelle 13: Radionuklidaktivitätskonzentrationen in den Sedimenten der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins

Messstelle	Ra-226 (Bq/kg)	Ra-228 (Bq/kg)	Pb-210 (Bq/kg)
Pumpwerk Krumsteg	8.824 ± 53	1.650 ± 14	339 ± 32
1,5 km abstromig Pumpwerk Krumsteg	2.024 ± 52	453 ± 23	34 ± 3
0,2 km anstromig des Zuflusses Jenneckes Gatt	761 ± 20	152 ± 8	15 ± 2
Altrhein (rechtes Ufer)	1.183 ± 73	115 ± 8	572 ± 29
Altrhein (linkes Ufer)	140 ± 13	47 ± 2	70 ± 7

Quelle: S. Schmid, Dissertation 2001, S.113

In den Sedimenten der Fossa Eugeniana ist das meiste Ra-226 residual gebunden, wobei dieser Anteil mit zunehmender Entfernung von der Einleitung abnimmt und die mobile Fraktion deutlich wächst. Der Anteil des mobilen Bariums steigt in den Sedimenten der Fossa Eugeniana ebenfalls mit zunehmender Entfernung von der Einleitung.

Die aus hochwasserbeeinflussten Böden entnommenen Proben zeigen in den durch Grubenwässer kontaminierten Oberflächengewässern deutlich höhere Radionuklidgehalte als Proben aus hochwasserunbeeinflussten Bereichen. In unbeeinflussten Untersuchungsgebieten entspricht die Ra-226-Aktivität der Proben dem Niveau des geogenen Hintergrundes, der für Ra-226 je nach Region in Deutschland zwischen 13 Bq/kg und 48 Bq/kg angegeben wird. Dagegen liegen die Aktivitätskonzentrationen der beeinflussten Proben mit Maximalkonzentrationen von 913 Bq/kg Ra-226 und 195 Bq/kg Ra-228 an der Lippe und 834 Bq/kg Ra-226 und 214 Bq/kg Ra-228 an der Fossa Eugeniana wesentlich höher. Da Hochwasserereignisse an der Lippe vergleichsweise zahlreicher sind, erscheinen die Aktivitäten an der Fossa Eugeniana besonders erschreckend.

Wie bereits erwähnt kommt es beim Einleiten hochsalzhaltiger Grubenwässer in die Oberflächengewässer zum Ausfällen von Radiobaryt, wenn barium- und radiumhaltige Tiefenwässer mit sulfatreichen Oberflächenwässern in Kontakt kommen. So wurden im Bereich der Einleitung der Zeche Rossenray von Schmid Ortsdosisleistungen von bis zu 3.200 nSv/h gemessen. Abstromig des Pumpwerkes Krumsteg in der Fossa ist eine Sedimentation von Radiobaryt nur in Stillwasserzonen möglich. Dagegen ist im Rheinberger Altrhein die Sedimentation fast vollständig. Eine starke Kontamination der Böden wurde im Gebiet zwischen Rheinberg und dem Rheinberger Altrhein festgestellt, da es hier häufig zu Überflutungen kommt.

Die Ergebnisse der Sediment- und Bodenanalysen von Schmid zeigen, dass Ra-226 mit seiner Halbwertszeit von 1.600 a und Pb-210 mit 22,3 a noch nicht im radioaktiven Gleichgewicht stehen. Mit der Zeit wird also, entsprechend der o. g. Halbwertszeit (22,3 a), die Aktivität der extrem radiotoxischen Blei-Isotope ansteigen. Das bestätigt eine entsprechende Aussage von Feige.

Weiterhin konnte Schmid erhöhte Aktivitätskonzentrationen in Flora und Fauna entlang der Fossa Eugeniana nachweisen.

Die angegebenen Ortsdosisleistungen und sonstigen Messwerte dürften keine Maximalwerte darstellen. Es sind noch höhere Messwerte zu erwarten, da aufgrund der günstigen Nachtstromtarife insbesondere während der Nacht größere Mengen Grubenwässer zutage gefördert und eingeleitet werden.

Im Verlauf des Rheinberger Altrheins kann es durch Rückstau von der Ossenberger Schleuse an beiden Ufern zu großflächigen Überschwemmungen kommen. Auffällig ist der hohe Anteil an Kohlestaub, der, wie Sondierungen 100 Meter südlich der Schleuse Ossenberg am westlichen und am östlichen Ufer erbrachten, auch noch in 70 cm Tiefe zu finden ist. Dem gesamten Ufer ist Kohlestaub aufgelagert, was die Besiedelung durch Pflanzen erschwert.

Gemäß der Empfehlung der Richtlinie 96/26 EURATOM, die in die neue Strahlenschutz-Verordnung aus dem Jahr 2001 übernommen ist, darf die zusätzliche anthropogen verursachte effektive Dosis der Bevölkerung 1 mSv/a nicht überschreiten. Dieser Grenzwert ist im Fall von bergbaulichen Einflüssen von der Aufenthaltszeit der Bevölkerung, besonders auch der spielender Kinder, auf kontaminierten Untergrund, sowie der inkorporierten Radium und Pb-210 Radioaktivität abhängig. Da somit die Fläche selbst nicht unmittelbar zu bewerten ist, hat die Strahlenschutzkommission neben diesem primären Dosisrichtwert aus Praktikabilitätsgründen auch Richtwerte für leicht messbare Größen empfohlen. Nach dieser Empfehlung ist die Nutzung der Verdachtsflächen im Bereich des ostdeutschen Uranerzbergbaus bei bestimmten Aktivitätskonzentrationen von Ra-226 (oder anderen Nukliden der Uran-Zerfallsreihe) im Boden wie folgt geregelt:

- = 200 Bq/kg: Uneingeschränkte Nutzung möglich.
- > 200 Bq/kg: Nutzung eingeschränkt möglich, z.B. landwirtschaftliche Grünflächen, Forstwirtschaft, gewerbliche Nutzung (falls Ortsdosisleistung = 300 nSv pro Stunde).
- > 1.000 Bq/kg: Standortspezifische Untersuchungen nötig, um über Nutzungsmöglichkeiten anhand des primären Dosisrichtwertes zu entscheiden.

Neben der Bestimmung der Aktivitätskonzentrationen kann eine Bewertung der Fläche auch über die Messung der Ortsdosisleistung erfolgen. Diese Bewertung orientiert sich an einer konservativen Abschätzung der Ra-226-Aktivitätskonzentration, nach der 170 nSv/h 200 Bq/kg entsprechen. Dieses Verhältnis gilt nur unter den Bedingungen des radioaktiven Gleichgewichts und kann daher bei den teilweise sehr jungen Sedimenten des Steinkohlebergbaus nur bedingt verwendet werden. Es wurde durch Messungen auf bergbaulich nicht beeinflussten Flächen bestätigt.

Zur Bewertung der Kontamination nutzt Feige einen Entscheidungsbaum vom Bundesamt für Strahlenschutz, der die Empfehlungen der Strahlenschutzkommission überprüft und eine standardisierte Bewertung bergbaulicher Hinterlassenschaften ermöglicht. Ein wichtiges Prüfkriterium ist der Richtwert von 300 nSv/h für die maximale Gamma-Ortsdosisleistung. Dieser Richtwert gewährleistet nach konservativer Schätzung eine maximale Aktivitätskonzentration von weit unter 1.000 Bq/kg Ra-226 im Boden. Bei Einhaltung dieses Richtwertes werden die entsprechenden Objekte der Klasse 1 (nicht relevant im Sinne einer Bundesaufgabe) zugeordnet. Aufgrund der hohen Ortsdosisleistungen im Bereich Fossa Eugeniana/Rheinberger Altrhein, die vielfach den Schwellenwert von 300 nSv/h überschreiten, erfolgt eine Einordnung dieses Bereiches in die Klasse 2 (relevant im Sinne einer Bundesaufgabe). Zusätzlich erfolgt die Einstufung der kontaminierten Gebiete über deren Größe, wobei als Schwellenwerte eine Fläche von 10.000 m² angenommen wird. Feige stellt weiterhin fest, dass es sich im genannten Bereich um keine lokale, kleinräumige Kontamination handelt. Allein im Bereich des Rheinberger Altrheins ist rechts und links vom Ufer eine Fläche von ca. 25.000 m² (ca. 3,5 Fußballfelder) kontaminiert, wobei durchgehend Ortsdosisleistungen von über 300 nSv/h gemessen wurden. Bei Hochwasser werden die kontaminierte Fläche und ihre Aktivität vergrößert, weil Sedimente weitergeschwemmt werden. Je nach Belastungshistorie ist davon auszugehen, dass die Kontamination der Sedimente bis in einen Meter Tiefe zu verfolgen ist. Mit der zusätzlich kontaminierten Fläche entlang der Fossa Eugeniana dürfte sich die von Feige angegebene Fläche verdoppeln. Weitere Vorfluter kommen hinzu.

Nach Berechnungen von Feige würde ein Angler, der sich jährlich ca. 1.000 Stunden (ca. 3 Stunden/Tag) über kontaminiertem Sediment mit einer Ortsdosisleistung von 1.000 nSv/h aufhält, einer zusätzlichen Belastung von 1 mSv/a ausgesetzt. Nach Berechnungen von Schmid ist ein Spaziergänger der sich 1 Stunde pro Tag einer Ortsdosisleistung an der Fossa von 3.200 nSv/a aussetzt, mit einer zusätzlichen Strahlung von 1,2 mSv/a belastet. Als besonders problematisch ist daher die freie Zugänglichkeit der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins anzusehen. Neben dieser externen Strahlenexposition ist auch die interne Strahlenexposition, z.B. bei Kindern, die im kontaminierten Bereich spielen und hier unbeabsichtigt radioaktives Material verschlucken können, von Bedeutung. Hinzu kommt das Einatmen gasförmiger Nuklide, wie Rn-222 oder von radioaktiven Aerosolpartikeln. Untersuchungsdaten zur Rn-222-Aktivitätskonzentration der Luft liegen leider nicht vor. Ebenso fehlen Radon-Messungen in den Kellerräumen der benachbarten Gebäude.

Nach Feige ist mit einem Gleichgewichtszustand zwischen Ra-226 und seinen Tochternukliden in einigen Jahrzehnten zu rechnen, wobei die Folgeprodukte bis zum Pb-210 dann mit gleich hoher Aktivität wie Ra-226 vorliegen. Die gemessene Gamma-Aktivität des Untergrundes wird in erster Linie durch die kurzlebigen Folgeprodukte Pb-214 und Bi-214, die nach wenigen Tagen im Gleichgewicht mit Ra-226 sind, verursacht. Ferner muss mit einer steigenden Pb-210-Aktivität gerechnet werden, die von Einzelpersonen, aber auch Kindern, aufgenommen werden kann. Das gilt selbst dann, wenn das Bergwerk West seinen Betrieb heute einstellte. Es bleibt eine Nutzungsbeschränkung von z.Z. als unbedenklich eingestuften Flächen zu fordern.

Insgesamt nutzt die DSK die Fossa Eugeniana und den Rheinberger Altrhein als „Endlager für radioaktive Abfälle“.

Zur weiteren Bewertung der Situation sind Daten der Radioaktivität im Trinkwasser erforderlich, das unter anderem im Bereich des Binsheimer Feldes gewonnen wird.

Die Sanierung des Rheinberger Altrheins wird seit mehr als 20 Jahren in Behördenkreisen immer wieder diskutiert. Ergebnis vieler Besprechungen war stets, dass eine Sanierung solange keinen Sinn mache, wie Grubenwässer durch den Rheinberger Altrhein geleitet werden.

Nicht zu vergessen ist die geplante Umwidmung des Rheinberger Altrheins von einem Gewässer 1. Ordnung (NRW-Verantwortung) in ein Gewässer 2. Ordnung. Der Rheinberger Altrhein würde damit in den Verantwortungsbereich der LINEG übergehen. Sie ist zuständig für die Klärung und Einleitung der Grubenwässer des Bergwerks West in die Vorfluter.

Veranlasst durch die seit August 2001 in Kraft getretenen neue Strahlenschutz-Verordnung hat die DSK in Kooperation mit der Emschergenossenschaft, dem Institut für Medizinische Strahlenbiologie der Universität Essen und dem Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie der Universität Hannover Untersuchungen zur Strahlenexposition der Bevölkerung durch natürliche Radionuklide aus dem Steinkohlebergbau durchgeführt. Konkret wurde der Einfluss von Grubenwassereinleitungen der Schachanlage Auguste

Viktoria bei Marl, die von der DSK als repräsentativ und aufgrund ihrer Ra-226-Jahresfrachten als konservative Schätzung für alle anderen Schachtanlagen angesehen wird, auf die Strahlenexposition der Bevölkerung untersucht. Die gehobenen Grubenwässer der Schachanlage Auguste Viktoria werden über ein Einleitungsbauwerk dem Silvertbach zugeführt. Dieser bildet nach dem Zusammenfluss mit dem Loemühlenbach den Sickingmühlenbach, welcher in die Lippe mündet. Das Gebiet der Probenahmen (Bodenproben bis ca. 15 cm Tiefe) erstreckt sich rechtsrheinisch von der Mündung des Vorfluters in die Lippe bis zur Mündung der Lippe in den Rhein. Die um die Komponente der kosmischen Strahlung von 30 nSv/h korrigierte Ortsdosisleistung schwankt entlang der Lippe zwischen 34 nSv/h und 235 nSv/h (hohe Werte im Bereich der Einleitstelle, danach bis zur Mündung um 100 nSv/h). Die Studie erklärt, die ihr zugrundeliegende Modellierung solle konservative Annahmen beinhalten, die über eine realistische Berechnung der bergbaubedingten zusätzlichen Jahresdosis hinausgehen. So nimmt z.B. das von der DSK zugrunde gelegte Modell „Berechnungsgrundlage Bergbau“ eine Aufenthaltszeit in den untersuchten Gebieten von 2.000 Stunden pro Jahr an. Die Modellierung ergibt für Erwachsene eine bergbaubedingte zusätzliche Strahlenexposition von unter 0,17 mSv bis zu 0,3 mSv (1- bis 2-jährige Kinder: 0,25 mSv bis 0,5 mSv). Zusammenfassend stellen die Autoren fest, dass der Einfluss des Steinkohlebergbaus auf den Gehalt an natürlichen Radionukliden am Lippeufer zwar eindeutig nachweisbar sei, die daraus resultierende Strahlenexposition aber weit unterhalb der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenexposition in Deutschland liege und damit nicht zu einer relevanten Erhöhung der Strahlenexposition der Bevölkerung führe.

Tabelle 14 zeigt einen Vergleich der von der DSK sowie von Schmid und Feige ermittelten Messwerte für die Lippe und die relevanten Vorfluter.

Tabelle 14: Ortsdosisleistungen (ODL) für die Lippe und ihre Vorfluter

Kontaminierter Bereich	Lippe DSK ** (nSv/h)	Lippe Schmid (nSv/h)	Lippe Feige (nSv/h)	Sickingmühlenbach Schmid (nSv/h)	Sickingmühlenbach Feige (nSv/h)	Silvertbach Feige (nSv/h)
Uferkante		120 bis 350	250 bis 400	500 bis 850	1.100	
Hochwasserbeeinflusster Bereich	34 bis 235	140 bis 250		300 bis 700	140 bis 200	700
Hochwasserunbeeinflusster Bereich		60 bis 160		80 bis 300	160	200 bis 500
Sediment				1.400 bis 6.000	1.400 bis 5.000	55 bis 6.000
Unbelasteter Bereich *	50 - 60	60	40 - 65		80	65

* Unbelasteter Bereich vor Einleitung des Sickingmühlenbachs in die Lippe oder jeweiliger geogener Hintergrund.

** Die Messwerte der DSK sind aufgrund der unpräzisen Angaben im vorliegen Bericht nicht genau zuzuordnen.

Quellen:

J.-W. Vahlenbruch et al., 2002 (genannt DSK-Studie)

S. Schmid, Dissertation 2001

S. Feige, Diplomarbeit 1997

Die DSK-Studie bedarf folgender Ergänzungen und Korrekturen:

- Die tatsächlichen Vorfluter (Silvertbach und Sickingmühlenbach) werden in der DSK-Studie nicht berücksichtigt. Abgesehen von den deutlich höheren Ortsdosisleistungen in den Vorflutern im Vergleich zur Lippe weist der Sickingmühlenbach eine um den Faktor 6 höhere Ra-Aktivitätskonzentration auf als die Lippe vor der Einleitung dieser Wässer, und eine um den Faktor 3 höhere Ra-Aktivitätskonzentration im Vergleich zur Lippe nach dem Einleiten dieser Wässer. Ähnlich verhält es sich mit den Konzentrationen für Barium, Strontium und Chlorid. Zur Beurteilung der Situation nutzt die DSK also die Verdünnung der eingeleiteten Wässer in der Lippe, was beispielsweise der Chemischen Industrie seit Jahren nicht mehr erlaubt ist. Eine Antwort, warum die Vorfluter nicht beprobt und die Messergebnisse nicht in die Bewertung einbezogen worden sind, bleibt die DSK schuldig.
- Die DSK-Proben wurden in unterschiedlicher Entfernung vom Flussufer genommen. Die Darstellung der Ergebnisse legt nicht offen, welches Ergebnis zu welcher Probenahme, insbesondere im Hinblick auf die Entfernung vom Flussufer, gehört und wie gemittelt ist. Schmid hat den Einfluss der Entfernung der Probenahmestelle vom Flussufer auf das Messergebnis exakt nachgewiesen.
- In der DSK-Studie fehlen Angaben, wann beprobt und gemessen worden ist (Jahr, Monat, Tag, Uhrzeit).
- In der DSK-Studie fehlt die Belastungshistorie, ein Hinweis auf die Beseitigung von Altlasten am Sickingmühlenbach oder auf die Renaturierung der Lippe.
- Die DSK-Studie setzt sich nicht mit den relevanten Messwerten von Wiegand, Schmid und Feige auseinander.
- Die verwendete „Berechnungsgrundlage Bergbau“ schließt bestimmte Expositionspfade von vornherein aus oder berücksichtigt sie überhaupt nicht. Dazu gehört z. B. der Transport von Pb-210 in die Umwelt über das gasförmige Rn-222.
- Die Einstellung eines radioaktiven Gleichgewichts und die damit verbundene zukünftige Erhöhung der Radioaktivität im Untersuchungsgebiet werden nicht diskutiert.
- Nachvollziehbare Daten zu den tatsächlichen Frachten der Schachanlage Auguste Viktoria im Vergleich zu anderen Schachanlagen, z.B. dem Bergwerk West, sind nicht vorgelegt.

Ein Vergleich der an der Lippe und der Fossa Eugeniana/Rheinberger Altrhein gemessenen Ortsdosisleistungen zeigt, dass am linken Niederrhein deutlich höhere Werte gemessen werden als an der Lippe. Die auf die Verhältnisse in und an der Lippe von der DSK vorgenommene Bewertung der zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung durch Bergbauaktivitäten ist daher nicht auf die Verhältnisse entlang der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins zu übertragen. Sie ist damit für den hier diskutierten Fall wertlos. Vielmehr dürften die Verhältnisse im und am Silvertbach und dem Sickingmühlenbach für die Bewertung der Strahlenexposition an der Fossa Eugeniana und dem Rheinberger Altrhein aussagekräftiger sein.

Schmid stellt in ihrer Dissertation fest, dass die Aktivitätskonzentration in unbelasteten Oberflächengewässern bei ca. 4 mBq/l liegt. Im Sickingmühlenbach, in den Grubenwässer des Bergwerks Auguste Viktoria eingeleitet werden, sind die Aktivitätskonzentrationen mit gemessenen Maximalwerten von 163 mBq/l ebenso wie in den Wässern der Einleitung der Zeche Rossenray mit gemessenen Maximalwerten von 132 mBq/l deutlich höher als in den Flüssen Lippe und Fossa Eugeniana. In beiden Flüssen beruht die Konzentrationsabnahme zum einen auf Verdünnungseffekten und zum anderen auf Ausfällungen von Radium als Radiobaryt. In der deutlich kleineren Fossa Eugeniana ist die Radium-226-Aktivitätskonzentration abstromig der Einleitung um den Faktor 7,5 im Vergleich zu unbelasteten Oberflächenwässern auf 30 mBq/l erhöht. In der Lippe dagegen sinken die Konzentrationen durch größere Verdünnungseffekte auf 20 mBq/l, was einer Erhöhung gegenüber unbelastetem Oberflächenwasser um den Faktor 5 entspricht. Obwohl jede Probenahmestelle über 14 Monate beprobt wurde, kann davon ausgegangen werden, dass die Maximalkonzentrationen höher liegen. Aufgrund günstiger Nachtstromtarife fördert die DSK gerade nachts große Mengen Grubenwässer zu Tage. Neben diesen tageszeitlichen Schwankungen variieren die Konzentrationen auch von Tag zu Tag sehr stark.

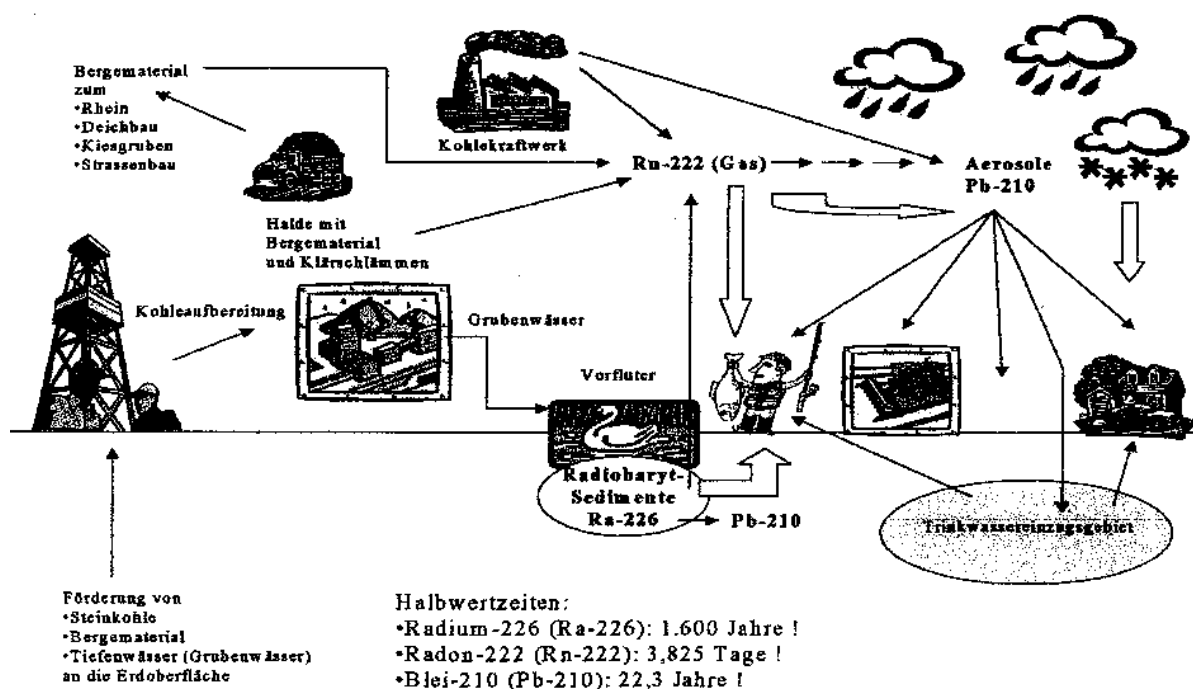
Mit Hilfe des jährlichen Volumenstroms an Grubenwässern und der Ra-226-Konzentration lässt sich für das Bergwerk West (hier insbesondere die Zeche Rossenray) eine Ra-226-Jahresfracht von rund 5 GBq errechnen.

Im Vergleich zu den unbelasteten Sedimenten zeigen auch die durch Grubenwässer beeinflussten Sedimentproben deutlich höhere Radionuklidkonzentrationen. Aufgrund einer

Abschätzung des Alters der Sedimente in der Fossa Eugenia vermutet Schmid, dass vor einigen Jahren größere Frachten an Radionukliden zu Tage gefördert wurden. Die Aktivitätskonzentrationen der Sedimente der Lippe bzw. der Fossa Eugenia liegen im Mittel in der gleichen Größenordnung, wie die der Sedimente aus der Zwickauer Mulde (durch Uranbergbau beeinflusst), die Ra-226-Aktivitätskonzentrationen von 640 Bq/kg aufweisen. Abbildung 1 fasst die Belastungspfade für die Bevölkerung durch ausgewählte Radionuklide aus dem Steinkohlenbergbau zusammen.

Abbildung 1 verdeutlicht, dass Zutrittsbeschränkungen für die Bevölkerung zu den kontaminierten Gebieten an der Fossa Eugenia und dem Rheinberger Altrhein, z. B. durch Zäune, nur einen unvollständigen, eingeschränkten Schutz vor der durch den Steinkohlenbergbau verursachten ionisierenden Strahlung bewirken können. Die Belastung durch die Radon-Emanation und die Radon-Exhalation aus den Radiobaryt-Sedimenten lässt sich damit nicht verhindern. Ebenso wenig ist die Bildung des langlebigen Nuklids Pb-210 aus dem gasförmigen Rn-222 und seine weiträumige Verteilung in der Umwelt zu unterbinden.

Abbildung 1: Belastungspfade der Bevölkerung durch Radionuklide (Ra-226, Rn-222 und Pb-210) aus dem Steinkohlenbergbau.



Schlussfolgerungen und Forderungen:

- Durch das Einleiten hochsalzhaltiger, insbesondere chloridhaltiger Grubenwässer aus dem Bergwerk West in die Fossa Eugeniana kommt es zum Ausfällen von Radiobaryt ((Ba, Ra)SO₄), wenn barium- und radiumhaltige Tiefenwässer mit sulfathaltigen Oberflächenwässern der Fossa Eugeniana in Kontakt kommen. Die großen Radionuklidfrachten der eingeleiteten Grubenwässer des Steinkohlebergbaus führen im weiteren Verlauf der Vorfluter zu erhöhten Konzentrationen an Radionukliden in den Sedimenten und hochwasserbeeinflussten Böden. So treten im Vergleich zur geogenen Hintergrundstrahlung in Deutschland von bis zu 100 nSv/h deutlich höhere Ortsdosisleistungen – bis 3.800 nSv/h – auf. Die Aktivitätskonzentrationen im Wasser – bis zu 132 mBq/l – liegen ebenfalls deutlich über den Werten von unbelasteten Gebieten (4 mBq/l). Der geogene Hintergrund der Böden von 13 Bq/kg bis 48 Bq/kg wird mit bis zu 830 Bq/kg in der Fossa Eugeniana ebenso vielfach überschritten. Das Landesumweltamt hat die Fossa Eugeniana im Gewässergütebericht 2001 als biologisch verödet eingestuft. Der Rheinberger Altrhein gilt seit mehr als 20 Jahren als stark sanierungsbedürftig.
- Die in und entlang der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins durch den Steinkohlenbergbau mit Radionukliden kontaminierten Flächen sind frei zugänglich und größer als 50.000 m². Das Rheinberger Stadtgebiet ist unmittelbar betroffen.
- Da das Alter der Sedimente bezogen auf die Halbwertszeit von Pb-210 (22,3 a) gering ist, muss davon ausgegangen werden, dass die effektiven Dosen von Einzelpersonen aus der Bevölkerung (insbesondere von Kindern) mit der Zeit weiter ansteigen. Ein Gleichgewicht zwischen Ra-226 und Pb-210 ist noch nicht erreicht. Zum heutigen Zeitpunkt wird die mit der Ortsdosisleistung gemessene Gamma-Aktivität von den kurzlebigen Tochternukliden Po-218, Pb-214 und Bi-214, die nach wenigen Tagen mit Ra-226 im Gleichgewicht stehen, verursacht. Im Laufe der Zeit werden die Konzentrationen der extrem radiotoxischen Blei-Isotope nachwachsen und die Größenordnung der Aktivität des Ra-226- erreichen. **Das bedeutet etwa eine Verdoppelung der effektiven Strahlendosis, der z. B. Kinder durch Sedimentaufnahme oder andere Ingestion von Pb-210 ausgesetzt sein können.**
- Die zusätzliche Strahlenbelastung für Kinder, Spaziergänger oder Angler, die sich entlang der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins aufhalten, kann leicht den

von der Strahlenschutz-Verordnung 2001 festgesetzten Grenzwert von 1 mSv/a für die zusätzliche Strahlenbelastung überschreiten. Die in diesem Zusammenhang von der DSK entlang der Lippe durchgeführte Studie bildet die Verhältnisse an der Fossa Eugeniana und dem Rheinberger Altrhein nachweislich nicht ab. Die Schlussfolgerungen der DSK-Studie sind daher für die Fossa Eugeniana, ebenso wie für den Rheinberger Altrhein, als unzutreffend abzulehnen.

- Ferner ist zu berücksichtigen, dass die in den Arbeiten von Feige und Schmid vorgelegten Messwerte keineswegs die maximal auftretenden Werte wiedergeben. Aufgrund günstiger Nachtstromtarife werden große Mengen Grubenwässer in der Nacht zutage gefördert. Neben solchen tageszeitlichen Schwankungen ändern sich die Konzentrationen auch von Tag zu Tag sehr stark.
- Die durch den Steinkohlenbergbau bedingten Kontaminationen mit Radionukliden in und entlang der Fossa Eugeniana und des Rheinberger Altrheins, aber auch der weiteren Umgebung **reihen sich schon jetzt in die Liste der durch den Steinkohlebergbau verursachten Ewigkeitsschäden ein.**
- Es ist daher zu untersuchen, ob die jetzige Genehmigungspraxis der zuständigen Behörden und die Verfahrensweise des Bergwerks West einen Straftatbestand darstellt. **Die von der DSK vorgelegte Umweltverträglichkeitsstudie ist durch eine neu auszuarbeitende Umweltverträglichkeitsprüfung zu ersetzen, die auch das Problem der verursachten Radioaktivität ausführlich behandelt.** Es ist weiterhin zu untersuchen, ob die vorliegende Genehmigung für den Rahmenbetriebsplan und die Einleiterlaubnisse für Grubenwässer des Bergwerks West vor diesem Hintergrund Bestand haben. Die zuständigen Behördenvertreter haben sich hier einer kritischen Diskussion zu stellen.
- Radionuklide sollen bereits unter Tage weitgehend vollständig nach dem Stand von Wissenschaft und Technik vermieden oder aus den Grubenwässern entfernt werden. Entsprechende Grenzwerte für Radionuklide (Ra-226, Ra-228, Rn-222 und Pb-210) und Metallionen sind für die Einleiterlaubnisse festzulegen und anzuwenden. Sie sind mit hoher Frequenz durch Messungen und Dokumentation durch den Verursacher zu begleiten. Entsprechende neue Hebungs- und Einleiterlaubnisse sind von der DSK zu beantragen.
- Ein Verbleib der Grubenwässer unter Tage ist zu untersuchen. Auch hier ist der Stand von Wissenschaft und Technik anzuwenden. Jedenfalls ist ein Minimierungskonzept zu entwickeln und öffentlich vorzulegen.

- Der Zugang zur Fossa Eugeniana und zum Rheinberger Altrhein ist vorübergehend zu untersagen und durch geeignete Maßnahmen zu unterbinden. Nutzungsverbote sind festzulegen. Parallel hierzu ist kurzfristig ein Sanierungskonzept für die Fossa Eugeniana und den Rheinberger Altrhein zu erarbeiten und umzusetzen. Das Konzept könnte aus einer möglichst vollständigen Entfernung der Sedimente aus den Gewässern und Uferbereichen bestehen, die durch Sicherungsmaßnahmen, wie abdichtende Wehre, begleitende Messungen usw., unterstützt werden. Die Sedimente sind in einer geeigneten Untertagedeponie zu lagern. Sollte ein Verbleib der Grubenwässer unter Tage nicht möglich sein, soll kurzfristig eine neue und geschlossene Abwasserleitung von den Einleitern des Bergwerks West zum Rhein geplant und verlegt werden. Die neue Einleitstelle ist in regelmäßige, unangekündigte Radioaktivitätsmessungen der zuständigen Behörden einzubeziehen. Die Einleitung der Grubenwässer muss über den gesamten Tagesverlauf hinweg gleichmäßig erfolgen.
- Die Emissionen von Radionukliden aus Bergematerial – Halde Kohlenhuck, Deiche, Rhein etc. – ist kurzfristig zu untersuchen. Entsprechende Maßnahmen sind kurzfristig aus den Messergebnissen abzuleiten und durchzuführen.
- Die Trinkwassergewinnung im Binsheimer Feld ist ebenfalls kurzfristig auf Radionuklide zu prüfen. Auch hier sind entsprechende Maßnahmen aus den Messergebnissen kurzfristig festzulegen und umzusetzen.
- Radon-Messungen in Gebäuden, die in Nachbarschaft zum kontaminierten Gebiet liegen, sind kurzfristig auszuführen. Entsprechende Maßnahmen sind umgehend aus den Messergebnissen abzuleiten und durchzuführen.
- Alle für die durchzuführenden Maßnahmen anfallenden Kosten sind vom Verursacher, der DSK, zu tragen.
- Zur Fossa Eugeniana und dem Rheinberger Altrhein vergleichbare Belastungen mit Radionukliden auf Absetzanlagen und Halden der Wismut GmbH im Erzgebirge führten dazu, dass sie mit einem Aufwand von etwa 5 Milliarden € zu sanieren sind.
- Die geplante Entlassung des Rheinberger Altrheins aus der Verantwortung des Landes NRW und die Übertragung in die Verantwortung der LINEG, bisher zuständig für die Klärung und Einleitung der Grubenwässer des Bergwerks West, ist vor dem Hintergrund des hier behandelten Problems abzulehnen.

Quellen:

G.H. Aylward, T.J.V. Findlay

Datensammlung Chemie – Taschentext 27

Verlag Chemie, Weinheim 1975

H.R. Christen

Grundlagen der allgemeinen und anorganischen Chemie, 4. Auflage

Verlag Sauerländer-Salle, Aarau, Frankfurt 1973, S. 15 - 20

Deutsche Steinkohle AG

http://www.deutsche-steinkohle.de/betriebe/bergwerk_west.htm

P.M. Fedorak et al.

Microbial Release of $^{226}\text{Ra}^{2+}$ from (Ba, Ra) SO_4 Sludges from Uranium Mine Wastes

Appl. Environ. Biol. 1986, 52 (2), 262 – 268

S. Feige

Radionuklid-Kontamination von Wässern, Sedimenten und Böden durch den Steinkohle- und Braunkohlebergbau

Diplom-Arbeit, Universität-Gesamthochschule Essen, 1997

S. Feige, J. Wiegand

The influence of coal mining on radon potential

Il Nuovo Cimento 1999, 22 (3 – 4), 345 – 352

S. Feige, J. Wiegand

Einfluss des Kohlebergbaus auf das Radon-Potential

Radioaktivität in Mensch und Umwelt, 30. Jahrestagung, Lindau 1998

Gewässergütebericht 2001

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen

<http://www.lua.de>

Gmelins Handbuch der Anorganischen Chemie

Radium und Isotope, System-Nr. 31, 8. Auflage

Verlag Chemie, Weinheim 1928

K. Höll (A. Grohmann, Hrsg.)

Wasser, 8. Auflage

Walter de Gruyter, Berlin, New York, 2002, S. 34, 261 - 273

Holleman-Wiberg

Lehrbuch der Anorganischen Chemie, 81. - 90. Auflage

Walter de Gruyter, Berlin, New York 1976

R.B. Holtzmann

Solubility Value of RaSO_4 in Water

Health Physics 1963, 9, 86

K.H. Lieser

Nuclear and Radiochemistry, 2nd edition

Wiley-VCH, Weinheim 2001

O.-A. Neumüller

Römpps Chemie Lexikon

8. Auflage, Band 1: A – Cl; Band 5: PI – S

Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart 1987

S. Schmid

Untersuchungen zur Radionuklidbelastung von Oberflächenwässern, Sedimenten und Böden
als Folge des Steinkohlenbergbaus im Ruhr-Revier

Dissertation, Universität Essen, 2001

Ullmanns Enzyklopädie der technischen Chemie

Band 20: Radionuklide bis Schutzgase, 4. Auflage

Verlag Chemie, Weinheim 1981

J.-W. Vahlbruch et al.

Untersuchungen zur Strahlenexposition durch natürliche Radionuklide aus dem
Steinkohlebergbau in der Vorflut

In R. Michel et al. (Hrsg.): Praxis des Strahlenschutzes

Tagungsband der 34. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.

Kloster Seeon, April 2002, TÜV-Verlag Köln, 2002

<http://www.zsr.uni-hannover.de/zsr/seeon/see02vah.pdf>

Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutz-
Verordnung) vom 20. Juli 2001, BGBl I 2001, 1714, (2002, 1459)

<http://www.juris.de>

Wasserrechtliche Erlaubnisbescheide Schachtanlage Friedrich Heinrich 1/2

Landesoberbergamt NRW, Aktenzeichen: f 11-7-1999-1

Bezirksregierung Düsseldorf, Aktenzeichen: 54.16.31.-201/90

Wasserrechtliche Erlaubnisbescheide Schachtanlage Rossenray

Landesoberbergamt NRW, Aktenzeichen: r 17-7-2-7

Bezirksregierung Düsseldorf, Aktenzeichen: 54.16.31-243/90

J. Wiegand, S. Feige

Origin of radium in high-mineralised waters

IAES-TECDOC-1271, Vienna 2002

http://www.uni-essen.de/geologie/veroeff/wiegand_pdf/IAEA-TecDoc.pdf

Glossar:

Aktivität	Maß für die Radioaktivität. Anzahl der radioaktiven Zerfälle pro Sekunde.
Aktivitätskonzentration	Maß für die Radioaktivität unabhängig von der Probenmenge. Sie kann sowohl auf Massen als auch auf Volumen bezogen angegeben werden (Bq/kg oder Bq/l oder Bq/m ³).
Äquivalentdosis	Größe für die unterschiedliche Wirkung verschiedener Strahlenarten auf biologisches Gewebe bei gleicher Energieabsorption. Wird erhalten durch Multiplikation der Energiedosis mit dimensionslosen Strahlungswichtungsfaktoren für die verschiedenen Arten ionisierender Strahlung. Die Maßeinheit hat zur Unterscheidung von der Energiedosis den Namen Sievert (Sv) (1 Sv = 1 Joule (J) / kg). Äquivalentdosis = Energiedosis x Strahlungswichtungsfaktor.
Äquivalentdosis, organspezifisch	Verschiedene Organe weisen unterschiedliche Empfindlichkeiten für Strahlenschäden auf. Äquivalentdosis (organspez.) = Äquivalentdosis (Organ) x Gewebewichtungsfaktor. Die Einheit ist das Sievert (Sv). Die Summe aller organspezifischen Äquivalentdosen ergibt die effektive Dosis.
Alpha (α)-Zerfall	Radioaktiver Zerfall unter Bildung von 2-fach positiv geladenen Helium-Kernen (He). Diese Strahlung ist eine korpuskulare Strahlung. Beispiel: $^{226}\text{Ra} \rightarrow ^{222}\text{Rn}^{2-} + ^4\text{He}^{2+} + \text{Energie}$ Die durchschnittliche Energie der Alpha-Teilchen beträgt 6 Mio. eV. 1 g Ra emittiert $3,7 \times 10^{10}$ Heliumkerne pro Sekunde. Helium ist ein Edelgas. Die Reichweite in Luft liegt bei einigen cm und in lebendem Gewebe bei einigen hundertstel Millimetern. Bei äußerer Bestrahlung sind Alpha-Teilchen harmloser, bei Inkorporation dagegen gefährlicher als alle anderen Strahlungsarten.
Becquerel (Bq)	Einheit der Radioaktivität. Ein Bq ist eine Kernumwandlung (ein Zerfall) pro Sekunde. Abgeleitete Einheiten sind das Bq/g (spezifische Aktivität) und Bq/l (Aktivitätskonzentration). 1 Bq/l Ra-226 entspricht: $1,2 \times 10^{-13}$ mol Ra/l.
Beta (β)-Zerfall	Radioaktiver Zerfall unter Aussendung von Elektronenstrahlen, sog. β-Strahlen (korpuskulare Strahlung). Beta-Strahlen entstehen beim Kern-

zerfall aus einem Neutron unter Bildung eines Protons und Energie. Die durchschnittliche Energie von Beta-Strahlen beträgt etwa 1 Mio. eV. Beta-Strahlen erreichen nahezu Lichtgeschwindigkeit. Die Reichweite der Beta-Strahlen in Luft liegt im Meterbereich und in lebendem Gewebe, je nach Energiegehalt, bei einigen Millimetern bis Zentimetern.

Curie (Ci) Ältere Einheit der Radioaktivität, definiert als die Aktivität von 1 g Ra-226.

$$1 \text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{ s}^{-1} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Bq} = 37 \text{ GBq}; 1 \mu\text{Ci} = 10^{-6} \text{ Ci}$$

Dosis, effektive Berechnet auf der Grundlage der Äquivalentdosis einzelner Organe anhand von (strahlen)risikoabhängigen Wichtungsfaktoren.

Einheit = Sievert (Sv).

Die effektive Dosis eines Menschen während einer bestimmten Zeitspanne (meist 1 Jahr) kann nicht gemessen werden, sondern lässt sich nur aufgrund von radiologischen Modellen berechnen oder abschätzen.

Durchdringung von Materie Am wenigsten durchdringend sind die verhältnismäßig großen Alpha-Teilchen. Die Alpha-Strahlen des Radiums werden bereits durch ein Aluminiumblatt von 1/200 mm Dicke zur Hälfte zurückgehalten und durch eine Luftschicht von 3 cm absorbiert. Die Beta-Strahlen des Radiums werden erst durch eine hundertmal dickere Aluminiumschicht von 1/2 mm und die noch durchdringenderen Gamma-Strahlen sogar erst durch eine Aluminiumplatte von 8 cm Dicke zur Hälfte absorbiert.

Emanation Freisetzung gasförmiger Produkte des radioaktiven Zerfalls, insbesondere Radon. Durch die Alpha-Rückstoßenergie des radioaktiven Zerfalls von Ra-226 kann Rn-222 in Feststoffen 20 bis 70 nm weit transportiert werden (recoil) und so aus den Mineralkörnern in den Porenraum des Untergrundes oder in Wasser gelangen. Die Emanation steigt mit wachsendem Wassergehalt des Bodens.

Energiedosis Strahlungsenergie, die auf eine bestimmte durchstrahlte Masse übertragen wird. Wesentlich Größe zur Messung der Wirkung ionisierender Strahlung. Einheit = Gray (Gy). (1 Gy = 1 Joule/kg).

Energieinhalt Die von radioaktiven Substanzen ausgestrahlten Teilchen/Strahlung (Alpha-, Beta- und Gamma-Teilchen/Strahlung) sind außerordentlich

energiereich, da sie mit großer Geschwindigkeit bzw. mit sehr hoher Frequenz ausgeschleudert werden. Die mitgeführte kinetische Energie wird in „Elektronenvolt“ (eV) gemessen. Alpha-Teilchen besitzen Energien von durchschnittlich 6 Millionen eV (6 MeV), was definitionsgemäß der Energie eines Protons oder Elektrons nach dem Durchlaufen einer Spannungsdifferenz von 6 Millionen Volt entspricht. Die Energie der Beta-Teilchen beträgt im Durchschnitt 1 Million eV. Gamma-Strahlen haben etwa die gleiche Energie von durchschnittlich 1 Million eV wie die Beta-Strahlen.

Exhalation

Die Radonexhalation beschreibt die Migration durch die Grenzfläche Boden/Luft.

**Gamma (g)-
Strahlung**

Radioaktiver Zerfall unter Aussendung von elektromagnetischer Strahlung sehr kurzer Wellenlänge, also extrem kurzwelliger Röntgenstrahlung. Tritt häufig als Begleiterscheinung von Alpha- und Beta-Strahlung auf. Die durchschnittliche Energie liegt bei etwa 1 Mio. eV. Gamma-Strahlen besitzen in Luft sehr große Reichweiten und durchdringen biologisches Gewebe leicht. Gamma-Strahlung ist nie vollständig abschirmbar, sie kann nur abgeschwächt werden.

**Gewebewichtungs-
faktoren,
organspezifische**

Gonaden (Geschlechtsdrüsen):	0,2
Knochenmark:	0,12
Lunge:	0,12
Haut:	0,01
Knochenoberfläche:	0,01

**Gleichgewicht,
radioaktives**

Zustand einer Zerfallsreihe, bei dem in einer Zeitspanne ebenso viele Atome eines Gliedes zerfallen, wie durch den Zerfall des vorhergehenden Radionuklids nachgebildet werden. Im Gleichgewicht verhalten sich die Atommengen radioaktiver Elemente wie ihre Halbwertszeiten. Ein stationäres Gleichgewicht kann sich nur dann einstellen, wenn die Halbwertszeit der Muttersubstanz sehr groß gegenüber der aller Folgeprodukte ist. Alle Glieder einer unverzweigten Zerfallsreihe haben in diesem Fall die gleiche Aktivität (gilt für die Uran-Zerfallsreihe, siehe Tabelle 1, S. 6).

Gray (Gy)

Einheit der Energiedosis (1 Gy = 1 J/kg).

Halbwertszeit	Zeitraum, in dem sich eine vorhandene Radioaktivität auf die Hälfte verringert. Charakteristische Konstante für jede Zerfallsreaktion und ein Maß für die Stabilität eines Radionuklids.
ICRP	International Commission on Radiological Protection.
Isotope	Atome mit gleicher Kernladungs- oder Ordnungszahl (Protonenzahl), die sich nur durch die Anzahl der im Atomkern enthaltenen Neutronen unterscheiden.
Migration	Transport des emanieren Rn-222 im Boden oder in Gesteinen.
Mutternuklid	Das erste Glied einer Zerfallsreihe, oft auch nur das jeweils dem betrachteten Radionuklid vorangegangene Glied. Beispiel: Ra-226 ist das Mutternuklid von Rn-222.
Ortsdosisleistung	Effektive Gesamtkörper-Äquivalentdosis an einem bestimmten Ort in Sievert (Sv) pro Stunde. Dient zur Ermittlung der möglichen Strahlenexposition, die eine Person erhält, wenn sie sich an dem betreffenden kontaminierten Ort einer Strahlungsquelle für eine bestimmte Zeit aufhält. Die Ortsdosisleistung wird in der Literatur häufig mit ODL abgekürzt.
Radionuklid	<p>Synonym für einen radioaktiven Stoff. Radionuklide besitzen die Eigenschaft, spontan unter Aussendung ionisierender Strahlung in andere Nuklide zu „zerfallen“ (d.h. sich umzuwandeln), die ihrerseits ebenfalls radioaktiv sein können. Zur Kennzeichnung der Radionuklide ist neben der Angabe des chemischen Elementes auch die Angabe der Massenzahl (Summe aus Protonen und Neutronen) erforderlich. Sie wird entweder als Hochzahl vor dem Element, z.B. ²²⁶Ra, oder mit Bindestrich nach dem Element, z.B. Ra-226, angegeben.</p> <p>Zu den Radionukliden der drei natürlichen Zerfallsreihen gehören z.B.: Actinium (Ac), Blei (Pb), Polonium (Po), Protactinium (Pa), Radium (Ra), Radon (Rn), Thallium (Tl), Thorium (Th), Uran (U), Wismut (Bi).</p>
Sievert (Sv)	<p>Einheit der Äquivalentdosis und der effektiven Dosis (1 Sv = 1 J/kg).</p> <p>1 mSv = 10⁻³ Sv; 1 nSv = 10⁻⁹ Sv; 1 Stunde = 1h; 1Jahr = 1a;</p>
Strahlenexposition	<p>Einwirkung ionisierender Strahlung auf den menschlichen Organismus. Als primäre physikalische Größe dient die Energiedosis, die in der Einheit Gray (Gy) angegeben wird (1 Gy = 1 Joule (J) / kg).</p>

Strahlungs-	Beta- und Gamma-Strahlung = 1
Wichtungsfaktoren	Neutronen-Strahlung = 5 bis 20 Alpha-Strahlung = 20
Tochternuklid	Auf das erste Glied einer Zerfallsreihe folgende Glieder oder auch das einem betrachteten Nuklid folgende Nuklid. Beispiel: Rn-222 ist das Tochternuklid von Ra-226.
Zerfall, radioaktiver	Kernumwandlung instabiler Kerne, die die Aussendung energiereicher Strahlung zur Folge hat und statistischen Gesetzen gehorcht. Pro Zeiteinheit zerfällt immer die gleiche Anzahl vorhandener Kerne. Die Anzahl ist proportional der Gesamtzahl radioaktiver Kerne und der Zerfallskonstante, die nuklidspezifisch ist. Der Zerfall eines einzelnen, bestimmten Kernes hängt nicht von irgendwelchen äußeren Faktoren oder von der Art des Zerfalls ab.
Zerfallsreihe	Sequenz aufeinanderfolgender Zerfallsprozesse und -produkte.

Erklärungen für weitere Fachbegriffe sind der Strahlenschutz-Verordnung vom 20.07.2001 zu entnehmen (siehe <http://www.juris.de>).