



Radioökologische Modelle zur Dosisab- schätzung im Endlagerkontext

Analyse des Modells in der „Berechnungsgrundlage für die Dosisabschätzung bei der Endlagerung von hochradioaktiven Abfällen“ (BeGru) vom Dezember 2022

Volker Hormann und Clemens Walther

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit
und Verbraucherschutz

Gefördert im

Niedersächsischen Vorab der Volkswagenstiftung



VolkswagenStiftung



Niedersächsisches Ministerium
für Wissenschaft und Kultur

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Förderkennzeichen: 02E11849A-J

Impressum

Mit dem Projekt TRANSENS wird erstmalig in Deutschland transdisziplinäre Forschung zur nuklearen Entsorgung in größerem Maßstab betrieben.

TRANSENS ist ein Verbundvorhaben, in dem 16 Institute bzw. Fachgebiete von neun deutschen und zwei Schweizer Universitäten und Forschungseinrichtungen zusammenarbeiten. Das Vorhaben wird vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages und im Niedersächsischen Vorab der Volkswagenstiftung vom Niedersächsischen Ministerium für Wissenschaft und Kultur (MWK) von 2019 bis 2024 gefördert (FKZ 02E11849A-J).

TRANSENS lebt vom pluralen Austausch. Die TRANSENS-Berichte spiegeln die Meinung der Autor:innen wider. Diese Meinungen müssen nicht mit den Meinungen anderer Beteiligter an TRANSENS übereinstimmen.

Kontakt: Prof. Dr. Clemens Walther, Leibniz Universität Hannover Institut für Radioökologie und Strahlenschutz, walther@irs.uni-hannover.de

TRANSENS-Bericht eingereicht am 24.08.2024, veröffentlicht am 12.09.2024

Review: Klaus-Jürgen Röhlig (Tu Clausthal)

Zitierweise: Volker Hormann und Clemens Walther (2024): Radioökologische Modelle zur Dosisabschätzung im Endlagerkontext. Die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle im Kontext der Raumplanung im Untergrund, TRANSENS-Bericht-20.

ISSN (online): 2747-4186

DOI: 10.21268/20240822-0; (<https://doi.org/10.21268/20240822-0>)

Titelbild: TRANSENS

Inhalt

1	Einleitung.....	4
2	Ermittlung relevanter Pfade und Parameter	6
2.1	Modellstudien	8
2.2	Szenarien/Modelle.....	9
2.2.1	Klima.....	9
2.2.2	Kontaminationsszenarien	10
2.2.3	Generische Modelle	10
2.3	Pfade und Parameter	11
2.3.1	Trinkwasser	12
2.3.2	Ingestion von Pflanzen	12
2.3.3	Ingestion von Tierprodukten	13
2.3.4	Inhalation von Staub.....	14
2.3.5	Externe Gammaexposition.....	15
2.3.6	Andere Pfade.....	16
2.4	Nuklide.....	17
2.4.1	BDCF-Werte	17
2.4.2	Zeitabhängige Prozesse in der Biosphäre.....	17
2.4.3	Relative Nuklidkonzentrationen im Grundwasser	18
2.5	Zusammenfassung	19
3	Modellparameter und ihre Unsicherheiten	21
3.1	Dosiskoeffizienten für Ingestion.....	22
3.2	Parameter für die Ingestion von Trinkwasser	23
3.3	Bodenspezifische Parameter – Verweilkonstanten.....	25
3.3.1	Zeitverhalten der Aktivität im Oberboden.....	25
3.3.2	Abschätzung der Verweilkonstanten	28
3.3.3	Ackerland.....	30
3.3.4	Weideland.....	33
3.3.5	Vorschlag zur Kategorisierung	33
3.4	Parameter für die Ingestion von pflanzlichen Nahrungsmitteln.....	34
3.4.1	Relativer Beitrag der Pflanzenkontaminationen durch Nuklide auf und in der Pflanze	35
3.4.2	Nuklidspezifische Parameter	37
3.4.3	Ökosphären- und klimaspezifische Parameter	40
3.4.4	Verhaltensabhängige Parameter	46
3.5	Parameter für die Ingestion von tierischen Nahrungsmitteln.....	49
3.5.1	Nuklidabhängige Parameter	50
3.5.2	Verhaltensabhängige Parameter	54
3.5.3	Relativer Beitrag der einzelnen Pfade zur gesamten Ingestionsdosis.....	55
3.6	Parameter für den Muttermilchpfad	59
3.6.1	Bedeutung des Muttermilchpfads.....	59
3.6.2	Verhaltensabhängige Parameter – Verzehrswerten	61
3.6.3	Nuklidabhängige Parameter – Transferfaktoren	61
3.7	Parameter für den Inhalationspfad.....	63
3.7.1	Staubkonzentration und Atemrate.....	63
3.7.2	Aufkonzentrierungsfaktor.....	64
3.7.3	Dosiskoeffizienten.....	64
3.7.4	Alternative Expositionsrechnungen für das Selbstversorgungsszenario	65
3.8	Parameter für externe Exposition durch Gammabodenstrahlung.....	67
3.8.1	Aufenthalt auf bewässerten landwirtschaftlichen Flächen	67

3.8.2	Dosisleistungskoeffizienten (DLK) und Geometriefaktoren	68
3.8.3	Aufenthaltsdauern und Reduktionsfaktoren für den Aufenthalt in Gebäuden 73	
3.8.4	Aufenthalt auf Ufersediment	74
4	Beispiele zur Abschätzung der Dosis als Indikator.....	80
4.1	BDCF-Werte	81
4.2	Ton (geringe Mächtigkeit)	82
4.3	Salz (flache Lagerung, ca. 3 Mio Jahre)	84
5	Zusammenfassung	86
5.1	Parameter und ihre Unsicherheiten.....	86
5.2	Konzeptionelle bzw. epistemische Unsicherheiten	89
5.3	Konservativitäten	90
5.4	Relevante Nuklide und Pfade	92
5.5	Fazit.....	92

1 Einleitung

Im Rahmen der nach §§ 26 und 27 StandAG vorgeschriebenen vorläufigen Sicherheitsuntersuchungen wird in der Endlagersicherheitsanforderungsverordnung (EndlSiAnfV, BMUV 2020b) und in der Endlagersicherheitsuntersuchungsverordnung (EndlSiUntV, BMUV 2020c) vorgegeben, dass im Zuge des Standortauswahlverfahrens als einer von mehreren sicherheitsrelevanten Indikatoren die zusätzliche mittlere effektive Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung heranzuziehen ist, *„die während des Bewertungszeitraums durch Austragungen von Radionukliden aus den eingelagerten radioaktiven Abfällen auftreten kann“* (§ 7 Absatz 1 EndlSiAnfV). Dieser Indikator (Einheit $\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$) dient zur Beurteilung des Risikos von strahlungsbedingten Gesundheitsschäden durch in die Umweltmedien freigesetzte Nuklide. Er kann mit Hilfe sogenannter radioökologischer Modelle abgeschätzt werden, wenn die Konzentrationen der einzelnen Nuklide („Quellterme“) an den Eintrittsstellen in das Ökosystem, z.B. im Grundwasser, bekannt sind. Diese Modelle berücksichtigen quantitativ die unterschiedlichen Wege („Pfade“), auf denen die Nuklide in den Menschen gelangen können und berechnen den effektiven Dosiswert unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Strahlenempfindlichkeiten der einzelnen Organe.

Das Ergebnis einer solchen Abschätzung beruht auf verschiedenen Parametern wie z.B. der Menge verzehrter Nahrungsmittel und besitzt daher eine große Unsicherheit. Hinzu kommt, dass der Bewertungszeitraum 1 Million Jahre beträgt, in denen sich die zugängliche Umwelt und das menschliche Verhalten signifikant ändern können (z.B. Klimaänderungen). Dennoch ist die abgeschätzte zusätzliche mittlere effektive Jahresdosis ein wichtiger Indikator zur Beurteilung von Freisetzungen.

Zu dieser Abschätzung muss es eine – zunächst standortunabhängige – Berechnungsgrundlage geben, deren radioökologischer Teil Thema dieses Reports ist.

Im Sommer 2020 wurde vom Bundesamt für Sicherheit der nuklearen Entsorgung (BASE) ein Entwurf für die „Berechnungsgrundlage für die Dosisabschätzung bei der Endlagerung von hochradioaktiven Abfällen“ vorgelegt, der als Diskussionsgrundlage für eine endgültige Fassung dienen sollte. Im April 2022 wurde vom BASE ein Aufruf veröffentlicht, Kommentare und Verbesserungsvorschläge einzureichen, die dann in einem Fachworkshop diskutiert werden sollten. Die Autoren dieses Reports reichten daraufhin eine Sammlung von etwa 60 Punkten beim BASE ein (siehe Anhang), von denen dann einige auf dem Fachworkshop diskutiert wurden. Die endgültige Version der Berechnungsgrundlage erschien im Dezember 2022 und wird hier kurz „BeGru“ genannt.

Die BeGru enthält eine *„regulatorische Festlegung von Anforderungen und Vorgehensweisen“*, welche die Vorhabenträgerin für die Standortauswahl (zurzeit die Bundesgesellschaft für Endlagerung, BGE) *„für die Standortauswahl für ein Endlager für hochradioaktive Abfälle bei der Abschätzung der zusätzlichen mittleren effektiven Jahresdosis im Zuge der vorläufigen Sicherheitsuntersuchungen zugrunde zu legen hat“*. Dies beinhaltet ganz allgemeine Vorgehensweisen, wie sie z.B. die Datenqualität und die Auswahl der Modelle oder die Qualitätssicherung und Vermeidung von Fehlern betreffen, aber auch explizite mathematische Vorschriften zur Abschätzung der Dosis als Indikator unter bestimmten Grundannahmen. Das der Dosisberechnung zugrundeliegende radioökologische Modell wurde praktisch vollständig der derzeit gültigen Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ermittlung der Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch genehmigungs- oder anzeigebedürftige Tätigkeiten (BMUV 2020a, künftig AVV T genannt) entnommen. Diese geht davon aus, dass die entsprechenden Quellterme für die radioökologischen Berechnungen schon

vorliegen, und über die Ermittlung der Radionuklidkonzentrationen in Grund- und Oberflächenwasser werden keine quantitativen Aussagen gemacht, d.h. die BeGru enthält keine Berechnungsgrundlage für den Nuklidtransport vom einschlusswirksamen Gebirgsbereich zu den möglichen Eintrittsstellen in die Ökosphäre.

Expositionspfade wie Gamma- und Betasubmersion, also durch externe Exposition von Personen durch in der Luft befindliche Radionuklide, werden in der BeGru nicht berücksichtigt, da diese bei einer möglichen Exposition, die im Falle eines Endlagers ausschließlich über den Grundwasserpfad verlaufen würde, keine Rolle spielen würden. Andere Pfade, die eher langfristig bedeutsam werden könnten, wie z.B. der kapillare Aufstieg von Nukliden aus dem Grundwasser in die Wurzelzone, wurden in die Endfassung der BeGru aufgenommen¹, aber nur qualitativ, da es zurzeit noch keine validierten Modelle dafür gibt.

In diesem Report soll das radioökologische Modell der BeGru insbesondere im Hinblick auf seine Parameter und deren Unsicherheiten analysiert werden, zumal aus der AVV T auch die entsprechenden Werte für die Modellparameter übernommen wurden und diese offenbar zum großen Teil in den letzten 20 Jahren kaum revidiert worden sind. An einigen Stellen, an denen konservative Modellannahmen starke Überschätzungen der berechneten zusätzlichen Dosis haben könnten, werden auch alternative Berechnungsmöglichkeiten dargestellt.

Zuerst wird in Kapitel 2 die Struktur des BeGru-Modells zusammen mit den verwendeten Parametern dargestellt und anhand von Modellergebnissen aus der internationalen Literatur, wie z.B. dem radioökologischen Modell aus der BIOMOSA-Studie (BIOMOSA 2004), die Signifikanz der einzelnen Kontaminationspfade für verschiedene relevante Nuklide und Kontaminationsszenarien aufgezeigt. In diesem Zusammenhang werden auch die Nuklide vorgestellt, die in der Literatur als relevant gelten.

Im zentralen dritten Kapitel werden dann die einzelnen Parameter der BeGru mit Werten aus der Literatur verglichen und anhand dessen eine Abschätzung ihrer Unsicherheiten versucht. Die Parameter werden dabei jeweils nach Expositionspfaden gruppiert und hinsichtlich ihrer Abhängigkeit von Klima, Nukliden, Verhalten etc. eingestuft.

Die Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) hat kürzlich für verschiedene Gesteinsformationen generische Rechnungen durchgeführt, die unter anderem die Zeitverläufe sog. Radiologischer Indikatoren (Mönig et al. 2012) für verschiedene Nuklide zum Ergebnis hatten. Diese Größen werden in Kap. 2.4.3 genauer erklärt. Sie können näherungsweise auf Grundwasserkonzentrationen umgerechnet und als Eingangswerte für einen am IRS erstellten Radioökologiecode (Kogiomtziadis 2023) verwendet werden, der das BeGru-Modell abbildet. Mit Hilfe dieses Codes wird in Kap. 4 beispielhaft aufgezeigt, wie sich die Relevanz von Pfaden und Nukliden bei gegebenen Quelltermen ermitteln lässt.

Im Kapitel 5 werden die Ergebnisse aus den vorangegangenen Kapiteln noch einmal zusammengefasst. Insbesondere werden die Parameter des radioökologischen Modells hinsichtlich ihrer geschätzten Unsicherheit in drei verschiedene Klassen eingeteilt.

Zu Beginn der Kapitel bzw. Unterkapitel werden die jeweils wichtigsten Punkte in einer Textbox zusammengefasst.

Zu den wesentlichen Ergebnissen des vorliegenden Reports zählen folgende Punkte:

- Viele Prozesse, die aufgrund des Eintrags von Radionukliden aus dem Grundwasser in die Ökosphäre stattfinden können, sind in der BeGru noch nicht quantitativ erfasst und z.T. auch noch nicht hinreichend erforscht. Beispiel: Übergang von

¹ Dies geschah offenbar aufgrund von Anregungen durch die Autoren dieses Reports (siehe auch Anhang, Kommentar zu Kap. 12.1, Punkt b).

Radionukliden aus dem Grundwasserleiter in stehende und fließende Gewässer oder kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser in die Wurzelzone.

- Einige Parameter des BeGru-Modells besitzen geschätzte Unsicherheiten² von mehr als einer Größenordnung (z.B. Verweilkonstanten in der Wurzelzone) und/oder entsprechen nach Meinung der Autoren nicht dem Stand der Wissenschaft (z. B. jährliche Trinkwassermenge einer repräsentativen Person). Hier besteht Bedarf, diese Werte weiter einzugrenzen bzw. zu aktualisieren.
- Hinsichtlich vieler Annahmen ist die BeGru stark konservativ, sodass die Gefahr besteht, dass sich im radioökologischen Modell bei der Dosisabschätzung durch akkumulative Effekte unrealistisch hohe Schätzwerte ergeben.

Wenn nicht anders angegeben, beziehen sich die Analysen und Referenzen in diesem Report auf die Endversion der BeGru. Ein fachlicher Begründungstext zur BeGru ist bisher (Stand April 2024) noch nicht erschienen.

2 Ermittlung relevanter Pfade und Parameter

Radioökologische Modelle (in diesem Zusammenhang manchmal auch „Biosphärenmodelle“ genannt) beschreiben mit Hilfe mathematischer Methoden die Ausbreitung radioaktiver Stoffe in den relevanten Umweltkompartments mit dem Ziel, bei gegebener Kontamination der Quelle (im Endlagerkontext ist dies Grundwasser) eine Abschätzung der Strahlendosis für den Menschen vorzunehmen.

In **Abbildung 1** ist das der BeGru zugrunde liegende Biosphärenmodell skizziert (eigene Darstellung). Der rote Pfeil bezeichnet einen Pfad, der im Entwurf nicht vorgesehen ist, aber über längere Zeiten insbesondere bei grundwassernahen Böden relevant sein kann, nämlich den kapillaren Aufstieg vom Grundwasser in die Wurzelzone. Er wurde in der Endversion hinzugefügt, aber ohne konkrete Berechnungsvorschrift, da dieser Prozess zurzeit noch Forschungsgegenstand ist.

² Die Schätzungen basieren auf den Betrachtungen in Kap. 3.

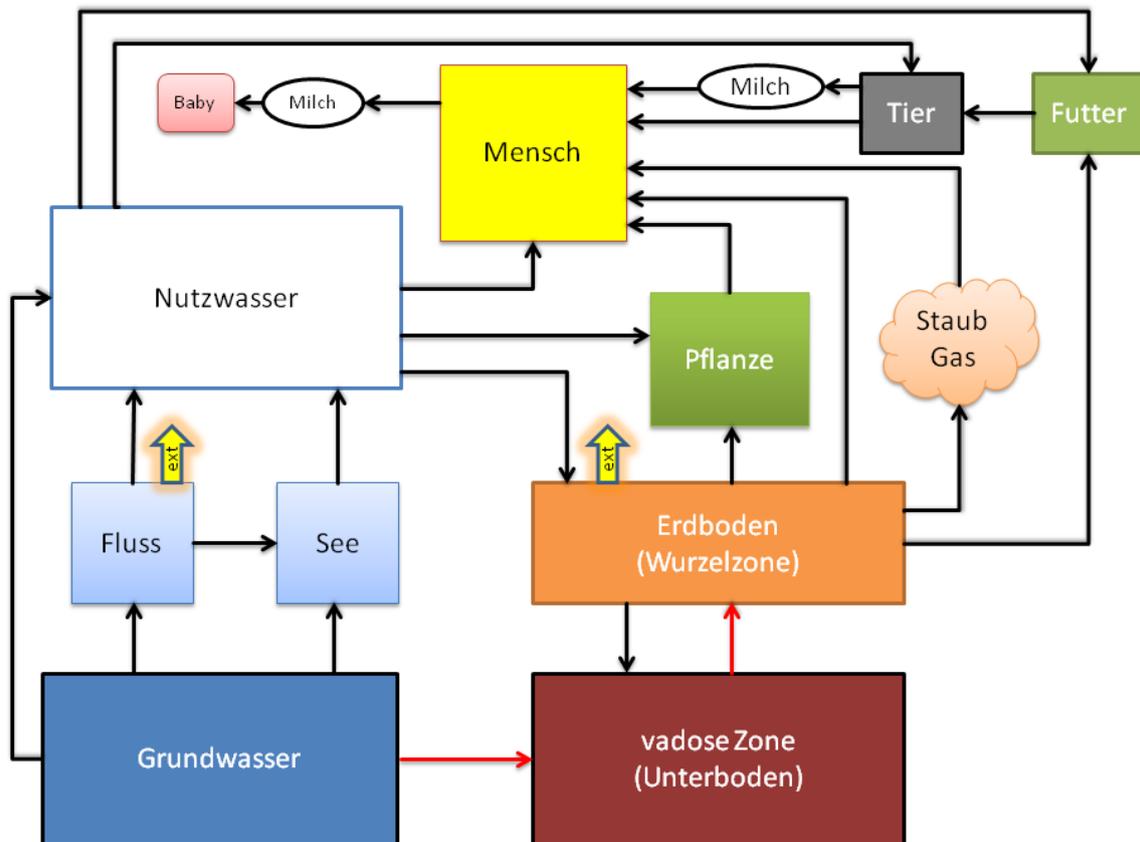


Abbildung 1 Relevante Kompartments und Pfade, die im Endlagerkontext zur Strahlenexposition beitragen können (rot: im BeGru-Entwurf noch nicht berücksichtigt). Die gelben kurzen Pfeile bezeichnen Exposition durch externe Bestrahlung (kontaminierte Ufersedimente bei Flüssen).

Das Besondere am Endlagerkontext ist, dass der Grundwasserleiter bezüglich der Biosphäre die einzige primäre Kontaminationsquelle ist. Als "Nutzwasser" wird hier ein Kompartiment bezeichnet, aus dem einerseits das Trink-, Tränk- oder Beregnungswasser entnommen wird (z.B. ein Brunnen), das andererseits aber auch der Lebensraum von Fischen sein kann (menschliche Exposition durch Fischfleisch über Kompartiment "Tier"), d.h. der Inhalt dieses Kompartiments ist pfad- und szenarienabhängig. Die Relevanz der einzelnen Pfade und zugehörigen Parameter wird ebenfalls szenarienabhängig, aber auch nuklidabhängig sein. Ein Beispiel dafür ist der Übergang vom Boden in die Pflanze, der durch den sogenannten Transferfaktor bestimmt wird. Dieser Parameter ist sowohl nuklid- als auch pflanzenabhängig und wird zusätzlich noch von den physikochemischen Eigenschaften des Bodens beeinflusst.

2.1 Modellstudien

Das radioökologische Modell der BeGru ist an internationale Modelle angelehnt. Die zu berücksichtigenden Ausbreitungspfade hängen davon ab, welcher Zustand des Ökosystems („Szenario“) betrachtet werden soll. Welche Nuklide relevant sind, richtet sich in erster Linie nach den Bedingungen im Endlager und seiner Umgebung („Standort“). In der BeGru sind bisher nur Parameter für das gegenwärtige Klima in Deutschland angegeben, und zwar ohne Quellenangaben und Begründungen.

Im Prinzip müssten für jedes Szenario, jedes Kompartiment und jedes Nuklid die relevanten Pfade und Parameter bestimmt werden, um eine vollumfängliche Klassifizierung durchzuführen. Das ist erst dann möglich, wenn das BeGru-Biosphärenmodell sowohl implementiert als auch validiert worden ist und für verschiedene Klimaszenarien eingesetzt werden kann. Dafür wäre es auch wichtig, die Quellterme zu kennen, d.h. zumindest das Verhältnis der Aktivitäten der im Grundwasser vorliegenden Nuklide. Daher ist es sinnvoll, zunächst auf verschiedene Modellierungsansätze und -durchführungen aus der Literatur zurückzugreifen und diese auf gemeinsame Befunde hinsichtlich der Relevanz von Pfaden und Parametern zu untersuchen.

Als Ausgangspunkt dient hier der Endbericht des von der IAEA koordinierten BIOMASS-Projekts (IAEA 2003), in welchem das sogenannte Referenzbiosphärenkonzept weiterentwickelt wird und für einige Beispiele auch schon Bewertungen zur relativen Bedeutung von Pfaden und Parametern abgegeben werden (Referenzbiosphären sind stilisierte Biosphären, die international als Standard zur Modellierung dienen können). Im EU-Projekt BIOMOSA (BIOMOSA 2004) wird dies Konzept für verschiedene reale Standorte, die unterschiedlichen Klimazonen entsprechen, angewendet. Es werden die Ergebnisse fünf verschiedener Modellansätze und ein generisches Modell verglichen. Eine komprimierte Darstellung der Ergebnisse ist in Pröhl et al. (2005), Olyslaegers et al. (2005) und Chen et al. (2006) zu finden.

In der Folge (und offenbar auch parallel dazu, wie von der Nagra in der Schweiz) wurden einige nationale Studien durchgeführt, von denen hier nur einige zum Vergleich herangezogen werden. Es sind dies die Berichte von Agüero et al. (2009, Spanien), Valls und Duro (2012, Validierung der ursprünglichen Nagra-Studie), Walke et al. (2013, Großbritannien), Noseck et al. (2009, GRS, Standort über Steinsalz) und OPERA (2017, Niederlande). Die Implementation der jeweiligen Modelle erfolgte jeweils mit unterschiedlichen Codes (GoldSim, AMBER, und ORCHESTRA); Noseck et al. (2013) verwendeten einen hauseigenen Code.

Als Endpunkte stehen in diesen Studien die nuklid- und szenarienabhängigen sogenannten Dosiskonversionsfaktoren (BDCF, "biosphere dose conversion factors"), die als Quotient aus jährlicher Dosis (Sv/a) und jährlicher, in die Ökosphäre gelangender Aktivität (Bq/a) für die einzelnen Nuklide definiert sind und somit bei bekanntem Quellterm die direkte Abschätzung der freisetzungsbedingten jährlichen Strahlendosen für die Bevölkerung ermöglichen sollen. Diese Größen sind allerdings nicht nur klima- und szenarienabhängig (z.B. Grundwasser- oder Brunnenkontamination), sondern es ergeben sich auch zwischen den einzelnen Modellansätzen Unterschiede, die insgesamt mehrere Größenordnungen ausmachen können (Valls und Duro 2012). In den meisten Modellen werden die BDCF jeweils für Kinder und Erwachsene berechnet.

Das Biosphären-Modell der BeGru ist eine Version der in diesen Studien verwendeten Modelle. Welche der möglichen Szenarien betrachtet werden sollen, ist noch nicht klar aus-

formuliert. Parameterwerte für das radioökologische Modell werden nur für das gegenwärtige Klima in Deutschland angegeben. Sie sind im Wesentlichen identisch mit denen aus dem Anhang der AVV Tätigkeiten und ihre Quellen werden im Allgemeinen nicht angegeben.

Die relative Bedeutung einzelner Nuklide ist auch von den relativen Aktivitätskonzentrationen im Quellterm abhängig. Hier soll zunächst für eine Auswahl an Nukliden die jeweilige Bedeutung der Pfade unter Annahme einer Einheitskonzentration (1 Bq/L) im Grundwasser betrachtet werden. Dies wird auch in praktisch allen radioökologischen Studien so gehandhabt. Für die radiologische Bedeutung eines Nuklids ist nicht nur die aufgenommene Aktivität, sondern der jeweilige (tabellierte) Dosiskoeffizient D_i in Sv/Bq maßgeblich.

Je nach Freisetzungsszenario und geologischer Situation sind unterschiedliche Gruppen von Nukliden dosisrelevant. Praktisch immer werden in der Literatur die Nuklide ^{36}Cl , ^{79}Se , ^{99}Tc , ^{135}Cs , ^{129}I , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{237}Np und ^{239}Pu (incl. eventueller Zerfallsprodukte) genannt. In vielen Fällen kommen noch andere Nuklide wie ^{231}Pa und/oder ^{230}Th (BIOMOSA 2004, OPERA 2017, Valls und Duro 2012), sowie ^{94}Nb und ^{126}Sn (IAEA 2003, Noseck et al. 2009, OPERA 2017, Lee et al. 2015; externe Bestrahlung) dazu. Wichtige dosisrelevante Zerfallsprodukte sind ^{210}Pb , ^{210}Po (Töchter von ^{226}Ra) und ^{227}Ac (Tochter von ^{231}Pa). Einige Studien betrachten auch ^{14}C mit seiner verhältnismäßig kurzen Lebensdauer von 5730 Jahren. Dieses Nuklid spielt, wenn überhaupt, in Szenarien mit frühem Behälterversagen (vgl. Larue et al, 2013) eine Rolle.

2.2 Szenarien/Modelle

Bei der Dosisabschätzung durch radioökologische Modelle muss der klimatische Zustand des zu betrachtenden Lebensraums genauso betrachtet werden wie die Art und Weise, in der die Radionuklide in das Ökosystem gelangen („Kontaminationsszenarien“).

2.2.1 Klima

In verschiedenen Studien werden (in unterschiedlichen Kombinationen) verschiedene Klimazustände betrachtet, die sich in Europa entwickeln könnten. Die wichtigsten sind:

- temperiertes Klima (entspricht dem Ist-Zustand) und Variationen davon (z.B. maritim, kontinental etc.)
- mediterranes Klima (Beispiel: Spanien)
- boreales Klima (trocken, kalt, aber ohne Permafrost)

Weitere Klimazustände sind Tundra, Taiga, Steppe etc. (siehe z.B. Noseck et al. 2009).

Zu den spezielleren Klimaentwicklungen gehören das Auftauen von Permafrost, die Austrocknung von Seen und Flussläufen sowie die Überflutung von Standorten (siehe unten). Es werden auch die Auswirkungen der Klimata auf die jeweiligen Nutzungs- und Lebensgewohnheiten betrachtet (siehe unten). Einige Modelle sind standortgebunden und sollen beispielhaft für verschiedene Klima- und Nutzungsszenarien stehen.

2.2.2 Kontaminationsszenarien

Üblicherweise werden Szenarien angenommen, in denen von einer Kontamination der Biosphäre durch Wasser aus (tiefen) Brunnen ausgegangen wird, aber auch der Eintritt über Oberflächenwasser und direkte Bodenkontamination über aufsteigendes Grundwasser (Feuchtgebiete) werden betrachtet. Auch hier werden die Auswirkungen auf Nutzung und Lebensgewohnheiten mit in die Modellierung einbezogen.

Eine der besonderen Entwicklungen, die in der fernen Zukunft stattfinden könnten, wäre beispielsweise die Überflutung der relevanten Gebiete durch Meerwasser mit anschließender Freisetzung ins Wasser und Fischkonsum durch die Küstenbewohner. Es ist allerdings sehr fraglich, ob sich in einem solchen Szenario höhere Dosen ergeben würden als in den oben angegebenen, denn in diesem Fall würden einige Pfade wegfallen und die Aktivität wäre stark durch das Meerwasser verdünnt. Die Frage ist auch, wie wahrscheinlich es ist, dass eine solche Situation an einem Standort in Deutschland eintritt. Die in der BeGru skizzierte Biosphärenmodellierung bezieht sich „ausschließlich auf potentielle Endlagerstandorte im Landesinnern“ (BeGru, Seite 30, Absatz 6; eine Erweiterung wird allerdings offengelassen). Daher werden im Folgenden Modelle, wie sie z.B im Zusammenhang mit der vorgesehenen Endlagerung im schwedischen Forsmark entwickelt wurden, nicht betrachtet. Spezielle Parameter, die im Überschwemmungsszenario eine Rolle spielen würden, kommen auch in der Parameteranalyse in Kap. 3 nicht vor.

2.2.3 Generische Modelle

Generische Modelle sind eine Verallgemeinerung der standortgebundenen Modelle und sollten alle als wichtig betrachteten Expositionspfade der verschiedenen Klima-, Kontaminations- und Nutzungsszenarien enthalten (Chen et al. 2006).

2.3 Pfade und Parameter

Internationale radioökologische Modelle kommen zu dem Schluss, dass in praktisch allen Szenarien in erster Linie folgende Kontaminationspfade eine Rolle spielen:

- Trinkwasser
- Verzehr von pflanzlichen Nahrungsmitteln
- Verzehr von tierischen Nahrungsmitteln (Fleisch, Fisch, Milch, Eier)
- Inhalation von Staub (für bestimmte Nuklide)
- Exposition durch externe Gammastrahlung (für bestimmte Nuklide)

Die den Modellen zugrundeliegenden mathematischen Strukturen enthalten Größen („Parameter“), die klima-, standort- und verhaltensabhängig sein können (z.B. Verzehrsmengen einzelner Nahrungsmittel) und im jeweiligen Szenario im Rahmen einer Berechnung als konstant angesehen werden. Die Werte dieser Parameter müssen experimentell ermittelt werden und sind somit Quellen der Unsicherheit der abgeschätzten Dosis.

Zunächst sei erwähnt, dass aufgrund der Vielzahl der möglichen freigesetzten Nuklide, aber auch der unterschiedlichen Klima- und Nutzungsbedingungen im Prinzip jeder Pfad wichtig für die Exposition sein kann. Im BIOMOSA-Report (2004) wird das so formuliert: "*(...) it could be said that all pathways are potentially important if the large number of different radionuclides are kept in mind that can be released by a repository.*" Im Allgemeinen werden aber bestimmte Pfade und Parameter als besonders relevant zu klassifizieren sein. Hier soll versucht werden, mit Hilfe von Ergebnissen aus den weiter oben erwähnten Studien eine vorläufige Einordnung vorzunehmen.

Von den in **Abbildung 1** dargestellten Kompartimenten sind zwei von großer Bedeutung: Das Grundwasser ist die Kontaminationsquelle des Nutzwassers, das je nach Szenario mehr oder weniger stark verdünnt wird. Die Wurzelzone bzw. Erdoberfläche ist der Knotenpunkt, von dem die meisten Expositionspfade ausgehen. Im Folgenden spielen diese beiden Kompartimente mit ihren zugeordneten Pfaden und Parametern eine zentrale Rolle.

Insgesamt sind die Pfade bzw. Szenarien am wichtigsten, in denen die im Grundwasser enthaltene Aktivität in den Kompartimenten am wenigsten verdünnt wird bzw. sich sogar anreichert, wie dies im Oberboden im Laufe der Zeit der Fall ist (siehe Berechnung der Verweilkonstanten). Dies bedeutet aber auch, dass die Aufnahme von Trinkwasser die Gesamtexposition durch Ingestion nicht unbedingt dominiert (siehe z.B. Staudt et al. 2013, Fig. 8).

Die im Folgenden zusammengefassten Befunde beziehen sich, wenn nicht anders beschrieben, auf erwachsene Personen. Als "relevant" sollen Pfade bezeichnet werden, wenn sie in einem oder mehreren Szenarien mehr als 10 % zur Gesamtdosis beitragen können. Dies bezieht sich, wenn nicht anders angegeben, auf den Pfad für das jeweilig genannte Nuklid. Der Gesamtanteil des Pfades an der Strahlendosis ist nicht nur szenarienabhängig, sondern auch von den relativen Nuklidkonzentrationen im Grundwasser abhängig. Er kann daher nur abgeschätzt werden, wenn die dazu benötigten Daten vorliegen. Die relativen Beiträge der einzelnen Ingestionspfade werden für verschiedene Nuklide in Kap. 3.5.3 berechnet.

2.3.1 Trinkwasser

Es ist anzunehmen, dass die Ingestion von Trinkwasser fast immer einen wichtigen Expositionspfad darstellt, insbesondere, wenn auf den anderen Pfaden keine Prozesse stattfinden, die zu einer Anreicherung dieses Nuklids in einem Kompartiment oder zu einer besser resorbierbaren chemischen Form führen. Dies wird in allen Studien bestätigt, zumeist liegt der Beitrag dieses Pfads zur Gesamtdosis bei über 10 %, kann aber für Aktinide wie U, Np und Pu auch 50 - 90 % betragen (BIOMOSA 2004, OPERA 2017). Abweichungen davon, wie beispielsweise ein Beitrag von < 1 % der Ingestionsdosis bei ^{79}Se im belgischen Standortzenario in BIOMOSA (2004) kommen dann vor, wenn andere Pfade dominanter sind, was in diesem Beispiel an der Annahme eines höheren Transferfaktors Boden-Pflanze für Se im belgischen Modell liegt (Olyslaegers et al. 2005). In Walke et al. (2013) liegen die entsprechenden Größen für alle Nuklide bei 7 % und darunter; dies liegt vermutlich daran, dass das Modell den Konsum von durch Regenwasser verdünntem oberflächennahen Brunnenwasser (neben gefiltertem Oberflächenwasser) zulässt, während in den meisten anderen Studien von der Nutzung von Brunnenwasser ausgegangen wird.

Generell ist der Trinkwasserpfad bei der Nutzung von tiefem, ungefiltertem Grundwasser relevant. Bei der Nutzung von Oberflächenwasser sind die Befunde ähnlich, da auch hier von einer Einheitskonzentration von $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ausgegangen wird. Tatsächlich ist aber in beiden Fällen zu erwarten, dass bei andauernder Kontamination des Bodens über diesen Pfad die Ingestion von sonstigen (insbesondere pflanzlichen) Lebensmitteln gegenüber dem Trinkwasser aufgrund von Anreicherungsprozessen im Boden immer wichtiger wird. Dieser Effekt ist allerdings durch die Migration der Nuklide in tiefere, wurzelferne Bodenschichten begrenzt. In der BeGru wird im Gegensatz zu den hier erwähnten Studien davon ausgegangen, dass das Oberflächenwasser für die Nutzung als Trinkwasser nicht gefiltert wird.

Parameter

Die Parameter für die Berechnung der Dosis über den direkten Grundwasserpfad sind (siehe BeGru, Gl. 26):

1. die Konzentrationen C_r^{Tw} der einzelnen Radionuklide im Grundwasser in $\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$
2. die Menge des jährlich als Trinkwasser konsumierten Grundwassers U^{Tw} in $\text{L} \cdot \text{a}^{-1}$
3. der jeweilige effektive von der ICRP tabellierte Dosiskoeffizient $g_{g,r,eff}$ in $\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$

Die aus dem direkten Konsum von ungefiltertem Grundwasser resultierende Jahresdosis ist das Produkt aus diesen Faktoren. Dabei ist U^{Tw} bei gegebenem Quellterm die bestimmende Größe.

2.3.2 Ingestion von Pflanzen

Der Pflanzeningestionspfad gehört in allen Studien für die meisten Nuklide und Szenarien zu den wichtigen Expositionsquellen, in einigen Fällen allerdings mit der Ausnahme von ^{79}Se und ^{36}Cl (Valls und Duro 2012, OPERA 2017). Bei den Aktiniden ist der Beitrag in vielen Fällen eher moderat, nämlich etwa 10 - 20 % der Gesamtexposition (BIOMOSA 2004, Noseck et al. 2009, OPERA 2017), was in diesen Fällen mit der stärkeren Bedeutung des Trinkwasserpfads zusammenhängt. Interessant ist auch, dass die einzelnen Lebensmittelklassen je nach Szenario und Nuklid ganz unterschiedliche Beiträge leisten (was bei der Modellierung verschiedener Klimazonen schon aufgrund des Anbaus unterschiedlicher Pflanzen zu erwarten ist), die in der Summe aber ähnlich sind. In der BeGru wird nur

zwischen Blattgemüse und anderen Pflanzen unterschieden, die angenommenen Transferfaktoren sind jedoch gleich. Der einzige Unterschied besteht hinsichtlich der angenommenen Bewuchsdichten.

In der BIOMASS-Studie wurde für die Referenzbiosphäre ERB2B auch der Konsum von Wildpflanzen untersucht. Die berechneten Dosen sind bei den angenommenen Verzehrswerten (etwa 20 % der landwirtschaftlich erzeugten pflanzlichen Nahrung) bei allen betrachteten Nukliden (^{129}I , ^{237}Np , ^{99}Tc und ^{94}Nb) um mindestens eine Größenordnung höher.

Parameter

Die diesen Pfad bestimmenden Parameter sind laut BeGru, Gl. 14 und 26 neben den jeweiligen Dosiskoeffizienten und (Grund-)Wasserkonzentrationen:

1. die Menge der jährlich konsumierten pflanzlichen Nahrung $U^{Pf,Bl}$ in $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$, dabei wird zwischen Blattgemüse und sonstigen Pflanzen unterschieden
2. der Anteil $f^{Pf,Bl}$ dieser Lebensmittelgruppe, der kontaminiert ist (in der BeGru wird dieser Faktor etwas willkürlich gleich 0.5 gesetzt).
3. die Menge W_k des während der Weide- und Wachstumszeit aufgebrauchte Beregnungswassers in $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$
4. der Anteil f_w der durch Beregnung auf der Pflanze abgelagerten Aktivität (Interzeptionsfaktor, müsste eigentlich bei der Berechnung der Kontamination des Erdbodens berücksichtigt werden)
5. der Verweilkonstante λ_v für das Verbleiben der Nuklide auf der Pflanze in s^{-1}
6. die Zeitdauer t_w^n in s, während der die Pflanzen während der Wachstumsperiode durch Beregnung kontaminiert werden
7. der Ertrag bzw. Bewuchsdichte Y^n von Pflanzen der Gruppe n in $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ Feuchtmasse (geht invers in die Dosisberechnung ein)

Dies sind die Parameter, die im ersten Summanden der Gl. (14) der BeGru den Anteil der durch die direkt auf die Pflanze aufgetragenen Aktivität bestimmen. Die für den Anteil der aus dem Erdboden aufgenommenen Aktivität verantwortlichen Parameter sind:

8. der Transferfaktor³ T_r vom Boden zur Pflanze für das Radionuklid r in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ Feuchtmasse pro $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ Trockenboden
9. die effektive Verweilkonstante $\lambda_{m,ri}$ für die Verlagerung aus der Wurzelzone in tiefere Bodenschichten in s^{-1} (nichtlinear, hängt vom Verteilungskoeffizienten K_d im Boden ab)
10. die Flächentrockenmasse p^m des Bodens in $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ für Acker- oder Weideboden (invers)

2.3.3 Ingestion von Tierprodukten

In manchen Szenarien sind für bestimmte Nuklide auch Tierprodukte dosisrelevant, im Allgemeinen aber weniger als pflanzliche Nahrungsmittel (Noseck et al. 2009). Dabei kommt Fleisch zumeist eine größere Bedeutung als Milch zu. Im Allgemeinen betrifft dies in erster Linie die Nuklide ^{79}Se , ^{36}Cl , ^{129}I und ^{135}Cs , wobei das Selen die höchsten Werte

³ Neuerdings wird in der englischsprachigen Literatur statt des Ausdrucks "transfer factor" häufiger der Begriff "concentration ratio" benutzt.

erreicht, aber auch die höchsten Schwankungsbreiten aufweist (3 % - 80 % der Ingestionsdosis je nach Szenario). In einigen Studien (Agüero et al. 2008, Walke et al. 2013, Valls und Duro 2012) spielen auch einige Aktinide eine Rolle. Der Hauptgrund für die großen Schwankungen sind die unterschiedlichen Annahmen bezüglich des Transferfaktors Nahrung-Fleisch (siehe Daten im Anhang aus Pröhl et al. 2005).

In der BeGru wird die Berechnung der Kontamination von Tierprodukten in zwei Schritten durchgeführt: Zunächst wird die Kontamination von Tränkwasser und Futter bestimmt (mit Hilfe der in den letzten beiden Abschnitten angegebenen Parameter) und dann die resultierende Fleisch- bzw. Milchkontamination über die jeweiligen Transferfaktoren Tränkwasser bzw. Futter - Fleisch/Milch. Die im zweiten Schritt auftretenden Parameter sind:

1. der Wasserkonsum L des Tiers in $L \cdot d^{-1}$ (in der BeGru nur Rind)
2. die Aufnahme von Futter \dot{M}_{Fu} (Weidebewuchs) in $L \cdot d^{-1}$
3. die Transferfaktoren T_r^{Fl} und T_r^{Mi} in $d \cdot kg^{-1}$ für den Übergang von der Nahrung in Fleisch bzw. Milch, wobei kein Unterschied gemacht wird zwischen Tränkwasser und Futter als Nahrungsquelle

Die Transferfaktoren dürften hierbei die größten Unsicherheiten aufweisen, da Wasser- und Futterkonsum aus physiologischen und landwirtschaftlichen Gründen eingeschränkt sind. Der Konsum von Fisch ist in den verschiedenen Studien von unterschiedlicher Relevanz. Wenn verhältnismäßig niedrige Verzehrswerten (ca. 0.2 - 1 kg pro Jahr) angenommen werden, ist der Anteil an der Gesamtexposition generell gering. Bei höheren Raten können die Anteile für Nuklide wie ^{79}Se , ^{135}Cs und ^{129}I je nach Ernährungsweise teilweise 70 % erreichen (siehe z.B. OPERA 2017, Appendix E). In drei Studien (OPERA 2017, Noseck et al. 2009, Walke et al. 2013) ergaben sich auch besonders hohe Werte für ^{14}C . In diesen Fällen ist neben der Verzehrsmenge und der Nuklidkonzentration des Wassers, in dem die Fische leben, der Transferfaktor T_r^{Fi} vom Oberflächenwasser in das Fischfleisch von Bedeutung (siehe auch Kap. 3.5.1.3).

Die in die Berechnung der Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser eingehenden Parameter sind

1. der mittlere Abfluss (Mittelwasser) MQ im Falle von Fließgewässern und der mittlere Abfluss des Zuflusses $j MQ^j$ im Falle von Oberflächengewässern (in $m^3 \cdot s^{-1}$)
2. die jährlich durch Grundwasser in das Fließgewässer bzw. das stehende Gewässer transportierte Aktivität A_r in Bq
3. das Volumen des stehenden Gewässers V_{Gew} in m^3

In Fließgewässern wird es aufgrund von Zufluss durch unkontaminiertes Wasser immer zur Verdünnung des Grundwassers kommen, dies ist auch in stehenden Gewässern der Fall, wenn sie nicht primär durch Grundwasser gespeist werden.

2.3.4 Inhalation von Staub

In IAEA (2003) und BIOMOSA (2004) wird der Dosisbeitrag durch inhalierten Staub gegenüber den anderen Quellen als gering eingeschätzt. In trockenen Klimata kommt diesem Pfad allerdings eine größere Bedeutung zu (OPERA 2017, Agüero et al. 2008, Noseck et al. 2009). Besondere Bedeutung haben hier ^{231}Pa (bis zu 40 % der Gesamtexposition durch dieses Nuklid, OPERA 2017), ^{239}Pu und andere Aktinide⁴. Die Inhalationsdosis hängt neben

⁴ Siehe aber auch die Bemerkungen zu wenig mobilen Elementen wie Pa in Kap. 3.4.2

dem nuklid- und altersspezifischen Inhalationsdosiskoeffizienten $g_{h,r,eff}$ von folgenden Parametern ab:

1. der Atemrate \dot{V} in $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
2. dem Aufkonzentrierungsfaktor $AF_{20\mu\text{m},r}$ für das Radionuklid r , der das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivität in der Staubfraktion ($< 20 \mu\text{m}$) und der spezifischen Aktivität im Oberboden beschreibt
3. dem Referenzwert S_{St} für die Staubkonzentration in der bodennahen Luft in $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$, der die jahreszeitlichen Schwankungen berücksichtigen soll.

Des Weiteren wird die spezifische Aktivität C_r^{Bo} des Radionuklids r im ungesiebten Oberboden in $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ Trockenmasse benötigt. Eine Grundlage für die Berechnung von C_r^{Bo} wird nicht gegeben. In der BeGru entspricht diese Größe am ehesten der spezifischen Aktivität $C_{k,r}^m(t_a)$ im Wurzelbereich (0 - 20 cm für Ackerboden, 0 - 10 cm für Weideboden), die immer für das Ende eines Bezugsjahres berechnet wird. Der Begriff bzw. die Dicke des Oberbodens wird weder in der BeGru selbst, noch in der AVV Tätigkeiten spezifiziert. In der BeGru Bergbau gibt es den Begriff "obere Bodenschicht", für die dort eine Dicke von 30 cm angegeben wird. Die dort zur Berechnung der Inhalationsdosis verwendete Größe "spezifische Aktivität ... in der oberen Bodenschicht" ist offenbar eine Messgröße.

In der BeGru wird davon ausgegangen, dass in Gebäuden die gleiche Staubkonzentration wie im Freien vorliegt und offenbar auch, dass die Exposition ganzjährig ist.

2.3.5 Externe Gammaexposition

Unter den am häufigsten untersuchten Nukliden (siehe Kap. 2.1) ist ^{226}Ra das einzige, bei dem ein relevanter Anteil der von diesem Nuklid und seinen Folgeprodukten verursachten Dosis über den externen Pfad (bewässerter Boden) erfolgt. In einigen Szenarien aus BIOMOSA (2004) sind dies mehr als 50 %. In den Studien, die auch ^{94}Nb und ^{126}Sn berücksichtigen, liegt der Anteil für diese Nuklide in den meisten Fällen noch höher (bis zu 98 %).

Einzig in der Studie von Valls und Duro (2012) wurde keine nennenswerte Belastung über diesen Pfad gefunden. Es wird dort allerdings explizit darauf hingewiesen, dass sich dieser Befund ausschließlich auf die unterstellten Annahmen und berücksichtigten Nuklide (incl. ^{226}Ra) bezieht.

Relevante Parameter für die Berechnung der externen Strahlendosis durch berechnete Flächen sind neben der Flächenaktivität $B_{k,r}(t_{1a})$ des Radionuklids r im Boden:

1. der Dosisleistungskoeffizient $g_{b,r,eff}$ für die effektive Dosis durch Gammabodenstrahlung des Radionuklids r in $\text{Sv} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ (tabelliert),
2. die Korrekturfaktoren $c_{geo,b1}$ und $c_{geo,b2}$ zur Berücksichtigung der Körpergeometrie der Referenzpersonen bei den Gamma-Energien 1 MeV und 0.1 MeV (tabelliert),
3. der Reduktionsfaktor $f_{Ge,B}$ für Gammabodenstrahlung bei Aufenthalt in Gebäuden,
4. die Aufenthaltsdauern t_F und t_{Ge} im Freien bzw. in Gebäuden in s,
5. der Anteil f_r des Gamma-Energieemissionsspektrums des Radionuklids r oberhalb der Energie 0.2 MeV (tabelliert)

Für die externe Dosis durch Aufenthalt auf Ufersedimenten kommen noch folgende Parameter hinzu:

1. die Dichte des Sediments ρ_{se} (BeGru: $700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ Trockenmasse für kühlgemäßes Klima)
2. die Sedimentationsgeschwindigkeit v_{se} (BeGru: $2.1 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ für kühlgemäßes

- Klima),
3. der Konzentrationsfaktor für Schwebstoffe $K_{Se,r}$ für das Nuklid r in $L \cdot kg^{-1}$ (tabelliert)
 4. die Anlagerungskonstante $\lambda_{Anl,r}$ des Nuklids r an Schwebstoffe in s^{-1} (tabelliert)
 5. Zeit zwischen dem Eintritt des Nuklids r in das Oberflächengewässer und der Entnahme des Wassers in s (BeGru: 5 d = $5.18 \cdot 10^5$ s)

Im BeGru-Entwurf wird bei der Berechnung der Exposition durch berechnete Flächen die Absorption der Gammastrahlung durch den Boden nicht berücksichtigt, in der Endversion wurde folgender Satz hinzugefügt⁵: „*Sofern das Tiefenprofil der Bodenkontamination hinreichend bekannt ist und plausibel begründet wird, darf die Abschirmwirkung des Bodens berücksichtigt werden.*“

Der Flussumfer-Pfad wird in einigen Studien nicht betrachtet (Walke et al. 2013, Noseck et al. 2009, Agüero et al. 2009, Valls und Duro 2012). In den anderen Studien wird er nur in bestimmten Szenarien mit in die Modellierung einbezogen. Allgemeine Aussagen über die relative Bedeutsamkeit gegenüber dem bewässerten Boden werden aufgrund der Zeitabhängigkeit nicht gemacht, es ist aber zu vermuten, dass der relative Beitrag des bewässerten Bodens im Laufe der Jahrhunderte im Allgemeinen aufgrund der Anreicherung der Nuklide zunimmt, während der Beitrag des Flussumfers aufgrund des ständigen Auftrags von Sediment nach einer sehr kurzen Aufbauphase konstant bleibt.

2.3.6 Andere Pfade

In der BIOMASS-Studie (IAEA 2003) wurde für die Referenzbiosphäre ERB 2b auch der Konsum von Wildtieren und Wildpflanzen berücksichtigt. Es wurden dabei sieben verschiedene Expositionsgruppen (z. B. Landarbeiter, Dorfbewohner) betrachtet. Hier zeigte sich, dass für ^{237}Np , ^{129}I und ^{99}Tc die berechneten relativen Dosisbeiträge teilweise um mehr als eine Größenordnung höher waren als bei den entsprechenden kultivierten Pflanzen bzw. Tieren. Beispiel: Bei der Expositionsgruppe Landarbeiter wurde für ^{237}Np eine Gesamtjahresdosis von $7.1 \cdot 10^{-8}$ Sv berechnet. Der geschätzte Konsum von kultivierten Pflanzen (Blattgemüse, Wurzelgemüse, Getreide) führte dabei zu einer Jahresdosis von $5.9 \cdot 10^{-10}$ Sv, während bei der gleichen Expositionsgruppe für den Konsum von Wildpflanzen eine Dosis von $5.7 \cdot 10^{-8}$ Sv ermittelt wurde. Davon gingen $4.8 \cdot 10^{-8}$ Sv auf den Genuss von Wildpilzen (6 kg pro Jahr) zurück.

Diese Unterschiede sind in erster Linie dadurch bedingt, dass in dieser Referenzbiosphäre davon ausgegangen wird, dass die Ökosphäre direkt durch die Freisetzung von Grundwasser kontaminiert wird (Aktivitätskonzentration $0.001 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$) und der Lebensraum der Wildtiere (feuchtes Buschland) wesentlich grundwassernäher und somit stärker kontaminiert ist. Dies ist ein Szenario, das in der BeGru zwar erwähnt („aufsteigendes Grundwasser“, Kap. 12.3.2), aber durch die dort angegebenen Berechnungsvorschriften nicht abgedeckt wird.

Ein weiterer Pfad, der sowohl in Referenzbiosphäre ERB 2b als auch in der BeGru betrachtet wird, ist die Ingestion von Boden. Im obigen Beispiel macht dies weniger als 0.4 % der gesamten Jahresdosis aus, für die anderen betrachteten Nuklide (^{94}Nb , ^{129}I und ^{99}Tc) ist der Anteil noch geringer.

⁵ Siehe auch Anhang, Kommentar (ii) zu Kap. 12.4.3.1 BeGru-Entwurf.

2.4 Nuklide

Jedes Nuklid hat seine besonderen physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften, so dass die Beiträge zur gesamten abgeschätzten Dosis pfadabhängig sind und sich sehr stark voneinander unterscheiden können. Beispielsweise steht bei dem Nuklid ^{129}I die Dosis durch den Verzehr von Nahrungsmitteln und Trinkwasser gegenüber den anderen Pfaden im Vordergrund.

Welche Nuklide freigesetzt werden können und in welcher Menge sie dann jeweils ins Grundwasser gelangen, hängt neben den Nuklideigenschaften sehr stark vom Inventar und den Bedingungen im Endlager sowie von den Eigenschaften des umgebenden Gesteins ab.

2.4.1 BDCF-Werte

Die BDCF-Werte ("biosphere dose conversion factors") in Sv pro $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ kennzeichnen die Nuklide bezüglich ihrer radiologischen Relevanz bei gleicher Aktivitätskonzentration im Grundwasser. Eine generelle Einordnung der Nuklide nach diesen Werten ist schwierig, da die einzelnen Studien im Allgemeinen von unterschiedlichen Szenarien bzw. Parameterwerten ausgehen. Vergleicht man aber die sog. "well-scenarios" (Kontamination der Ökosphäre über Brunnenwasser) aus den Studien OPERA (2013), BIOMOSA (2014), IAEA (2003), Walke et al. (2013) und Noseck et al. (2009), so zeigt sich, dass die Aktinide, und zwar insbesondere die Nuklide ^{226}Ra (im Wesentlichen aufgrund seiner Folgeprodukte) und ^{231}Pa die höchsten BDCFs besitzen. Am anderen Ende der Skala stehen mobilere Nuklide wie ^{99}Tc , ^{36}Cl und ^{14}C , welche zwar die niedrigsten BDCFs aufweisen (eine Ausnahme ist aufgrund seiner relativ hohen Dosiskoeffizienten das ^{129}I , welches in allen Studien einen höheren Wert als ^{238}U besitzt⁶), aber aufgrund ihrer Mobilität im Vergleich zu den Aktiniden vermutlich in deutlich höheren Konzentrationen im Brunnenwasser vorhanden sein werden. Für die tatsächliche Relevanz von Nukliden ist daher in allen Szenarien ebenso der Quellterm, d.h. die vorliegenden relativen Aktivitätskonzentrationen im Grundwasser ausschlaggebend. Es ist davon auszugehen, dass diese je nach Freisetzungsszenario und Standort zeitabhängig sind und von den jeweiligen charakteristischen Sorptionsprozessen im Untergrund bestimmt werden. Dies kann dazu führen, dass verschiedene Nuklide bei ihrem Eintritt in die Biosphäre nicht mit ihren Tochternukliden im Gleichgewicht stehen, nämlich dann, wenn ein Tochternuklid auf seinem Weg stärker sorbiert wird als das Mutternuklid.

2.4.2 Zeitabhängige Prozesse in der Biosphäre

Viele Studien, in denen das Verhalten von Radionukliden in der Umwelt thematisiert wurde, beschäftigen sich mit der Analyse rezenter Freisetzungen wie in Hanford oder Tschernobyl oder dem Nuklearwaffenfallout, bei denen jedoch nur eine Teilmenge der endlagerrelevanten Elemente untersucht werden konnte. Darüber hinaus stammen viele der Erkenntnisse über geochemische Verhaltensmerkmale dieser Elemente aus Batch- oder Lysimeterversuchen, die zeitlich stark limitiert sind. Daher werden häufig - insbesondere im Rahmen

⁶ Das Iod reichert sich in der Schilddrüse an und erzeugt dort eine vergleichsweise hohe Organdosis.

von Laborversuchen - Prozesse nicht bzw. nicht vollständig erfasst, die sich auf Zeitskalen von mehr als etwa 10 - 30 Tagen abspielen.

Ein Beispiel ist die Immobilisierung von Caesium in der Matrix von Tonmineralen. Nach der anfänglichen Bindung von Cs an die sogenannten "frayed edge sites" der Minerale (beschrieben durch Ionenaustauschmodelle, siehe z.B. Bradbury und Baeyens 2000) kommt es zu einer langsamen Migration in das Innere der Zwischenschicht und die Sorption wird zum Teil irreversibel (siehe z.B. das Mini-Review von Park et al. 2019). Bei einem anderen Teil des Cs verläuft die Desorption extrem langsam (Größenordnung Monate bis Jahre, Durrant et al., 2018). Diese Sachverhalte können zu einer Überschätzung des nach größeren Zeiten pflanzenverfügbaren Cs in radioökologischen Modellen führen.

Ein anderes Beispiel ist das Verhalten von Chlor. Im Labor wird Chlor oft als konservativer Tracer behandelt, unter der Annahme, dass das Cl als Chlorid-Ion vorliegt. Nach einiger Zeit wird in Böden jedoch ein beträchtlicher Teil des Chlors in organische Verbindungen eingebaut, was dazu führt, dass in der oberen Schicht (< 30 cm Tiefe) von landwirtschaftlich genutzten Böden etwa 80 % des enthaltenen Cl in organischer Form vorliegt (Svensson et al. 2021). Die Umwandlung wird durch mikrobielle Aktivität katalysiert und die Umwandlungsrate liegt in bewachsenen Böden in der Größenordnung von 0.02 d^{-1} (Montelius et al. 2019). Es ist anzunehmen, dass das Cl in organischer Form bezüglich der Rückhaltung an Bodenpartikeln aber auch bezüglich des Transfers in die Pflanze andere Eigenschaften besitzt als das Chlorid. Die meisten Experimente, auf denen die K_d -Werte und Transferfaktoren in IAEA TecDoc 1616 beruhen, wurden aber vermutlich mit Chlorid-Ionen und in Batchversuchen durchgeführt. Ähnliche Beobachtungen wurden auch für Iod gemacht, die entsprechenden Zeitkonstanten liegen in der gleichen Größenordnung und sind ebenfalls von der mikrobiellen Aktivität abhängig (siehe z.B. Xu et al. 2011). Im Trans-LARA-Projekt führte dies mit Hilfe von Daten des IRS Hannover (Holtmann 2018) zu einer Anpassung des Iod-Sorptionsmodells (Hormann 2021).

Diese Beispiele zeigen, dass in Böden und möglicherweise auch Sedimenten zeitabhängige Prozesse ablaufen können, die zumindest bei einigen Nukliden Einfluss auf radioökologische Parameter besitzen. Limitierender Zeitfaktor ist bei Böden dann die Verweildauer des betreffenden (mobilen) Nuklidanteils. Noch größere Zeitskalen als ein Jahr scheinen bezüglich des Zeitverhaltens von Sorption und Speziation von Radionukliden im Boden bisher eher selten untersucht worden zu sein. Es gibt aber beispielsweise Lysimeterversuche, die darauf hindeuten, dass an Mineraloberflächen gebundenes Plutonium nach über 30 Jahren schwerer mobilisierbar ist als nach 3 Tagen (Emerson et al. 2029).

2.4.3 Relative Nuklidkonzentrationen im Grundwasser

Für die Biosphärenmodellierung spielen die Nuklidkonzentrationen im Grundwasser eine entscheidende Rolle. Zur Beurteilung der Relevanz der Pfade würden auch Konzentrationsverhältnisse ausreichen, denn bestimmte Pfade sind nur für einige Nuklide wichtig, z.B. ^{94}Nb , ^{126}Sn und einige Aktinide bei externer Bestrahlung (siehe auch Kap. 2.3.5). Wenn insgesamt zu erwarten ist, dass die entsprechenden in die Umwelt gelangenden Nuklidkonzentrationen im Verhältnis zu ihrer radiologischen Bedeutung gering sind, erübrigt sich eine genauere Betrachtung dieses Pfades und seiner Parameter im Biosphärenmodell.

Im Falle eines Behälterversagens sind für die resultierenden Konzentrationen beim Eintritt in die Biosphäre in erster Linie folgende Eigenschaften maßgeblich:

- das Nuklidinventar
- die chemisch-physikalischen Eigenschaften der betreffenden Nuklide
- die Umstände der Freisetzung (z.B. der Zeitpunkt nach der Einlagerung)

- die Eigenschaften des hydrogeochemischen Milieus (insbesondere bezüglich Nuklidsorption) auf dem Weg in die Biosphäre.

Plutonium beispielsweise macht mit seinen Nukliden zwar einen großen Teil des in Deutschland vorliegenden Inventars aus (Larue et al. 2013), wird aber auf dem Weg durch das Gestein so stark sorbiert, dass in den meisten Szenarien nur ein sehr geringer Anteil davon in die Umwelt gelangt. Umgekehrt ist eher zu erwarten, dass mobilere langlebige Nuklide wie ^{36}Cl , ^{99}Tc und ^{129}I eine Rolle spielen.

In deutschen Projekten, die sich mit Sicherheitsuntersuchungen befassen, wie dem RESUS-Projekt von GRS, BGR und BGE TEC (Synthesebericht in Mönig et al. 2020), werden keine Grundwasser- oder gar Brunnenwasserkonzentrationen berechnet, sondern sogenannte radiologische Indikatoren I , die die Biosphärenmodellierung schon einbeziehen und folgendermaßen definiert sind (Mönig et al. 2012):

$$I = \frac{10}{W \cdot K} \cdot \sum_i S_i \cdot DCF_i \quad (1)$$

S_i ist der Strom des Radionuklids i über den Rand des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs in $\text{Bq} \cdot \text{a}^{-1}$; die DCF_i in $\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{m}^3$ sind die entsprechenden, hier nach dem Biosphärenmodell von Pröhl und Gering (2002) berechneten Dosiskonversionsfaktoren (siehe Kap. 2.4.1). W ist die für 10 Personen veranschlagte benötigte Wassermenge ($5000 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$), es wird angenommen, dass der Strom S_i auf die jährlich geschöpfte Wassermenge für ein Kollektiv von 10 Erwachsenen verteilt wird, daher der Faktor 10. K ist ein Bezugswert für die Geringfügigkeit der Freisetzung und beträgt für wahrscheinliche Szenarien 0.1 mSv pro 10 Personen und Jahr. Nach dieser Definition ist die Freisetzung geringfügig, wenn $I < 1$. Sind die Indikatoren I_i für die relevanten Nuklide bekannt, so können daraus die zur Berechnung von I benutzten Aktivitäten im Wasser am Rande des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs $A_i = S_i / W$ in $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ermittelt werden:

$$A_i = \frac{K \cdot I_i}{10 \cdot DCF_i} \quad (2)$$

Diese Berechnung bezieht sich allerdings auf eine frühere Version der EndlSiAnfV von 2010, in der die Möglichkeit einer „vereinfachten radiologischen Langzeitaussage“ bestand und das „...Brunnenwasser sämtliche aus dem einschlusswirksamen Gebirgsbereich in dem jeweiligen Jahr ausgetretenen Radionuklide enthält“. Eine Vernachlässigung der Sorptionsprozesse während des Transports im Deck- und Nebengebirge / Aquifersystem wäre allerdings – je nach Standortsszenario – sehr wahrscheinlich stark konservativ, d.h. die Nuklidkonzentrationen im Brunnenwasser sind vermutlich wesentlich geringer. Da aber in den gefundenen Arbeiten offenbar keine Modellierungen des Transports im Aquifer durchgeführt wurden, sollen die auf diese Weise berechneten

Werte in Kap. 4 beispielhaft als Quellterme (Brunnenwasserkonzentrationen) benutzt werden, um zu prüfen, welche Aussagen sich aus dem BeGru-Modell hinsichtlich der Relevanzen der einzelnen Pfade ergeben.

2.5 Zusammenfassung

Insgesamt ergibt sich für die meisten Nuklide, dass der Trinkwasserpfad in fast allen Szenarien die größte Rolle spielt (**Abbildung 2**). Daneben ist auch die Ingestion von Pflanzen

von Bedeutung. Die Ingestion von Fleisch und Fisch sind nur für einige Nuklide und in wenigen Szenarien relevant. Die Inhalation von Staub und die externe Bestrahlung liefern nur in einzelnen Szenarien und nur für wenige spezielle Nuklide einen nennenswerten Dosisbeitrag. Dabei muss allerdings berücksichtigt werden, dass diese groben Schätzungen nur für die Annahme gelten, dass die betrachteten Nuklide mit der gleichen Konzentration im Grundwasser vorkommen. Es fällt auf, dass im Allgemeinen die mobilsten Nuklide die niedrigsten BCFs aufweisen und umgekehrt. Wenn Abschätzungen für die relativen Nuklidkonzentrationen im Grundwasser vorliegen, können diese groben Kategorisierungen mit Hilfe des Biosphärenmodells noch einmal überprüft werden (siehe Kap. 4). Die relativen Beiträge der einzelnen Ingestionspfade im BeGru-Modell werden in Kap. 3.5.3 abgeschätzt.

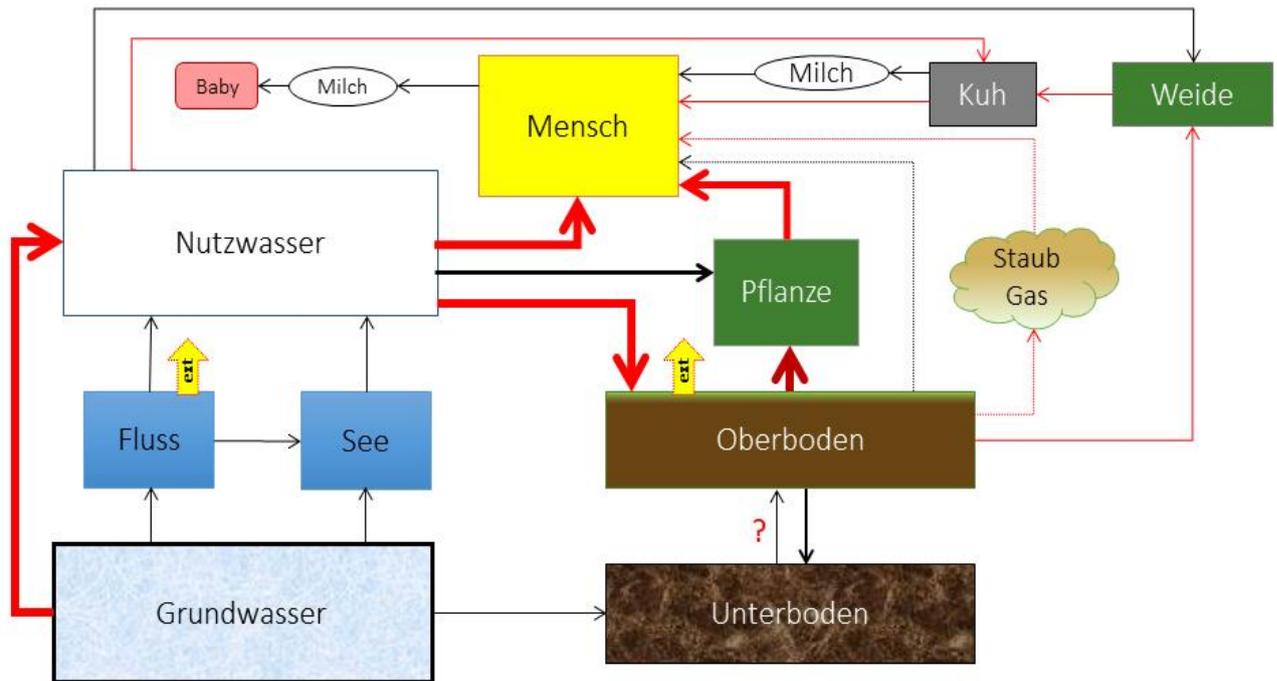


Abbildung 2 Relevanz der Pfade für die Exposition von Menschen im BeGru-Modell. Dicke rote Pfeile: in fast allen Szenarien dominierend, dünne rote Pfeile: für wenige Szenarien und Nuklide von Bedeutung, rote gepunktete Pfeile: nur in speziellen Szenarien für spezielle Nuklide wichtig. Die Relevanz des Grundwasser-Boden-Pflanze-Pfads ist noch nicht geklärt.

3 Modellparameter und ihre Unsicherheiten

Während die mathematischen Beschreibungen der einzelnen Kontaminationspfade klimaunabhängig sind, gilt dies in den meisten Fällen nicht für die in die Abschätzung eingehenden Parameter. Für das z. Zt. herrschende feucht-gemäßigte Klima sind die Werte in der BeGru vorgegeben. Diese sind mit Unsicherheiten behaftet, was in der BeGru durch starke Konservativitäten bezüglich der Modellierung und der Parameterwahl berücksichtigt wird.

Die mit Hilfe der BeGru zu berechnenden Strahlendosen beziehen sich für jede der sechs Altersklassen (≤ 1 a, 1-2 a, 2-7 a, 7-12 a, 12-17 a, > 17 a) auf eine Referenzperson, die durch einen definierten Satz von Parametern, wie z.B. Körper- und Organgewichte charakterisiert ist. Eine Anzahl von weiteren Parametern, die in die Dosisberechnung eingehen, beruhen auf experimentellen Daten oder sind davon abgeleitet, wie z.B. Verweildauern von Radionukliden im Boden oder in Organen. Diese Größen sind Schätzwerte und als solche mit Unsicherheiten behaftet.

Interindividuelle Variabilitäten, wie z.B. unterschiedliche Körpergewichte werden hier i.A. nicht betrachtet, denn die errechneten Dosen sollen lediglich Indikatorcharakter haben und für sog. repräsentative Personen abgeschätzt werden. Dies sind (Referenz-)Personen, die "aufgrund ihrer Lebensgewohnheiten für höher exponierte Bevölkerungsgruppen in der jeweiligen Altersgruppe repräsentativ sind". Eine Ausnahme ist in der BeGru der Nahrungsmittelkonsum, bei dem für die Lebensmittelgruppe, die bei mittleren jährlichen Verzehrsmengen zur höchsten Ingestionsdosis führt, das 95 % Perzentil berücksichtigt werden soll. Zusammen mit der Maßgabe, dass die Exposition an den "ungünstigsten Einwirkungsstellen" betrachtet werden soll, ist dieses Vorgehen stark konservativ und berücksichtigt eher Einzelpersonen aus der Bevölkerung als repräsentative Personen (selbst wenn diese definitionsgemäß schon höher exponiert sind, siehe Definition (13) in BeGru, Kap. 3).

Eine nähere Betrachtung der Variabilität eines Parameters könnte dann sinnvoll sein, wenn seine Streubreite (und nicht die Unsicherheit des geschätzten Median- oder Mittelwerts) sehr groß ist und zu erwarten ist, dass dies in einer großen Zahl von Fällen insgesamt zu einer signifikanten Dosisunterschätzung führen kann.

Der Parameter Grundwasserkontamination \tilde{C}_r^{Tw} soll hier nicht betrachtet werden, denn er hängt von Faktoren ab, die ausserhalb der Ökosphäre liegen (z.B. den Eigenschaften des Wirtsgesteins) und muss durch besondere Simulationsrechnungen abgeschätzt werden.

Die folgenden Betrachtungen und die aus der Literatur zitierten Parameterwerte beziehen sich in erster Linie auf das in Deutschland zurzeit herrschende (feucht-gemäßigte) Klima.

3.1 Dosiskoeffizienten für Ingestion

Die altersabhängigen Dosiskoeffizienten für die Berechnung der Ingestionsdosis wurden über Metabolismusmodelle ermittelt, deren Parameter wiederum Unsicherheiten aufweisen. Die Unsicherheitsfaktoren liegen in der Größenordnung von 2 bis 3.

Die Dosiskoeffizienten $g_{g,r,eff}$ in Sv pro Bq aufgenommene Aktivität, die für die Berechnung der (effektiven, d.h. über alle Organe gemittelten) Ingestions- und Inhalationsdosis für jedes Nuklid zwingend benötigt werden, weisen laut Brassler et al. (2008) im Vergleich zu anderen Parametern niedrige Unsicherheiten auf, die Korrekturen an diesen Werten seien in den letzten Jahren immer geringer geworden. Die im deutschen Regelwerk tabellierten Werte werden im Allgemeinen den entsprechenden ICRP-Veröffentlichungen entnommen. Die BeGru und auch die aktuelle StrlSchV beziehen sich zwar immer noch auf die Tabellen im Bundesanzeiger 160a und b vom 28.08.2001 (BND 2001), aber zumindest bei den Werten für Erwachsene aus der Bevölkerung haben sich in der aktuellen ICRP-Veröffentlichung 119 (ICRP 2012) demgegenüber keine Veränderungen ergeben.

Man könnte fragen, ob die Parameter der Metabolismusmodelle, aus denen sie bestimmt werden, so stark klimaabhängig sind, dass sie merkliche Abweichungen für unterschiedliche Klimazustände bedingen. Es werden aber offenbar in allen aktuellen Klimazonen dieselben von der ICRP angegebenen Dosiskoeffizienten für die Dosisberechnung benutzt und damit dieselben Referenzpersonen zugrundegelegt.

Es sollen hier kurz die altersbedingten Unterschiede betrachtet werden. Die Tabellen zur StrlSchV enthalten Dosiskoeffizienten für die oben beschriebenen sechs Altersstufen. Die Werte für Säuglinge sind generell die höchsten aller Altersgruppen (siehe **Tabelle 1**), was offenbar der Grund dafür ist, dass laut BeGru eine über die Lebenszeit (bis einschliesslich des 70. Jahres) gemittelte Jahresdosis abgeschätzt werden soll.

In der Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle (RiPhyKo 2007) werden entsprechende Dosiskoeffizienten für Beschäftigte festgelegt. Diese sind identisch mit den in ICRP 68 (ICRP 1994b) veröffentlichten Werten für Beschäftigte und auch (mit Ausnahme von ^{99}Tc) mit den Werten für die Bevölkerung aus der StrlSchV. Bei den Aktiniden werden zusätzlich noch verschiedene Löslichkeitsklassen berücksichtigt, die Identität bezieht sich hier auf Nuklide in der löslichsten Form. In den neuesten ICRP-Veröffentlichungen 134, 137 und 141 (ICRP 2016, ICRP 2017, ICRP 2019) ergeben sich bei den Werten für Beschäftigte insgesamt signifikante Abweichungen nach unten (**Tabelle 1**).

Für die aus den jeweiligen metabolischen Modellen abgeleiteten Dosiskoeffizienten für die Bevölkerung ermittelten Puncher und Harrison (2013) für eine Reihe von Nukliden (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{239}Pu , ^{241}Am , ^3H , ^{129}I und ^{131}I) Unsicherheitsfaktoren, welche durch die Unsicherheit der benutzten metabolischen Parameter (z.B. Ratenkonstanten für die zeitabhängige Verteilung des Nuklids im Körper) bedingt sind. Diese Faktoren liegen für Ingestion bei jeder Altersgruppe etwa zwischen 2 und 3. Sie sind klar von der interindividuellen Variation abzugrenzen, da die Dosiskoeffizienten für die eingangs erwähnten Referenzpersonen berechnet werden.

Tabelle 1 Effektive Dosiskoeffizienten für Ingestion in Sv/Bq nach ICRP und StrlSchV für Säuglinge und Erwachsene aus der Bevölkerung, zum Vergleich die aktuellen ICRP-Werte für Beschäftigte. * lösliche Verbindungen

Nuklid	Säugling (StrlSchV)	Säugling (ICRP 119)	Erwachsene (StrlSchV)	Beschäftigte (ICRP 134,137,141)
³⁶ Cl	9.8e-9	8.8e-9	9.3e-10	-
⁷⁹ Se	4.1e-8	1.1e-8	2.9e-9	-
⁹⁹ Tc	1.0e-8	8.0e-8	6.4e-10	7.8e-10
¹²⁹ I	1.8e-7	2.8e-7	1.1e-7	9.4e-8
¹³⁵ Cs	4.1e-9	3.1e-9	2.0e-9	-
²²⁶ Ra	4.7e-6	5.7e-6	2.8e-7	1.3e-7
²³¹ Pa	1.3e-5	1.3e-5	7.1e-7	1.8e-7
²³⁷ Np	2.0e-6	2.0e-6	1.1e-7	3.0e-8
²³⁸ U	3.4e-7	1.4e-7	4.5e-8	3.1e-8*
²³⁹ Pu	4.2e-6	5.2e-6	2.5e-7	1.2e-7*

3.2 Parameter für die Ingestion von Trinkwasser

Der in der BeGru angenommene Wert des Konsums von Trinkwasser ist im internationalen Vergleich sehr niedrig. Dies wird allerdings durch die konservative Annahme kompensiert, dass das gesamte konsumierte Trinkwasser kontaminiert ist. Darüber hinaus wird die angenommene mittlere Verzehrsmenge verdoppelt, falls Trinkwasser das dosisdominierende Lebensmittel ist.

Neben den Nuklidkonzentrationen im Trinkwasser und den Dosiskoeffizienten ist die Menge des jährlich als Trinkwasser konsumierten Grundwassers U^{Tw} in $L \cdot a^{-1}$ der verbleibende Parameter für den Trinkwasserpfad. In der BeGru wird gemäß Anlage 11 Teil B, Tabelle 1 der StrlSchV bei Erwachsenen von einem jährlichen Konsum von 350 L Trinkwasser ausgegangen (in den anderen Altersgruppen ist der Wert niedriger); dabei wird angenommen, dass das gesamte Wasser kontaminiert ist. Dieser Wert wurde einem Bericht des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes (WABOLU 1997) entnommen, dessen Daten aus den Jahren 1990 bis 1992 stammen. In der "Fachlichen Begründung der Änderungen in der AVV zu § 47 StrlSchV" (Abkürzung: FBÄ AVV) von 2005 wird dazu schon bemerkt, dass diese Werte zum Teil erheblich von den entsprechenden Werten in anderen Ländern abweichen. Die Werte beziehen sich laut Tab. 7.1.3 WABOLU (1997) auf das "konsumierte Trinkwasservolumen aus Leitungen des Haushalts und anderen Leitungen" und sind als Berechnungsgrundlage für die Exposition durch mögliche toxische Inhaltsstoffe des Leitungswassers erhoben worden. Sie berücksichtigen zwar den Konsum von Kaffee, Tee und anderen Aufgussgetränken, aber nicht den Konsum von Mineralwasser und sonstigen abgefüllten Getränken. Demgegenüber lag der Konsum von alkoholfreien Getränken im Jahr 2006 laut Nationaler Verzehrsstudie II (NVS II 2008) im Durchschnitt bei ca. 2320 g pro Tag, das sind etwa 845 L pro Jahr, allerdings werden hier die hohen Temperaturen im

Sommer des Erhebungsjahres betont. Laut den entsprechenden Tabellen des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft BMEL (BMEL 2021) beträgt der jährliche Konsum von nicht-alkoholischen Getränken im Mittel der Jahre 2014 - 2020 etwa 530 L, inklusive alkoholischer Getränke sogar etwa 660 L. Der Konsum von Leitungswasser wird nur über Kaffee und Aufgussgetränke berücksichtigt, dürfte aber durch den Konsum von Mineralwasser abgedeckt sein. Die in Kap. 1 erwähnten radioökologischen Studien gehen je nach Szenario von einem Trinkwasserkonsum von 400 - 730 L pro Jahr in gemäßigten Klimata aus. Zum Vergleich: Die Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DEG) empfiehlt, täglich 1,5 L Wasser zu trinken, das sind ca. 550 L pro Jahr⁷, siehe **Abbildung 3**.

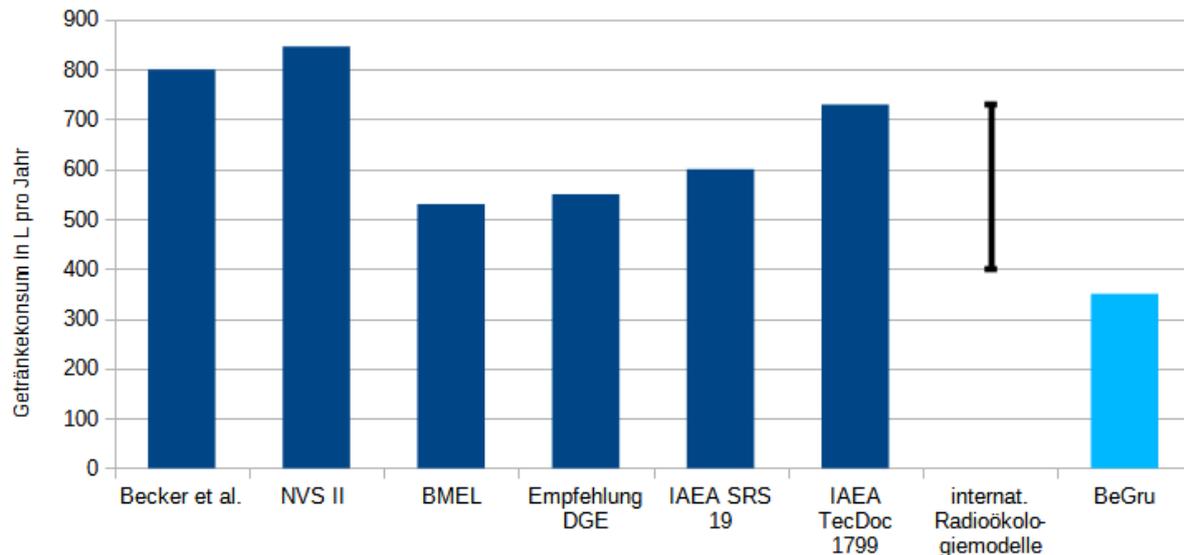


Abbildung 3 Getränkekonsum pro Kopf und Jahr. Der Balken bezeichnet den Bereich der in den in Kap. 1.1 zitierten Studien angenommenen Werte.

Nimmt man also zukünftige Szenarien an, in denen keine abgefüllten Wässer mehr konsumiert werden und die Trinkwasserzufuhr vornehmlich über lokale, kontaminierte Quellen geschieht, ist der Wert aus der StrlSchV offenbar deutlich zu niedrig angesetzt. Der aus den Daten des BMEL hervorgehende Durchschnittswert von 530 L pro Jahr scheint realistischer zu sein und entspricht auch eher den Annahmen der internationalen radioökologischen Modellstudien. Der Faktor 2 zur Abdeckung des 95. Perzentils dürfte davon nicht betroffen sein, denn die individuelle Verteilung des Flüssigkeitskonsums sollte sich bei Annahme eines anderen Mittelwerts bei gleicher statistischer Verteilung nicht ändern.

Die angenommenen Mengen in der GRS-Studie von Becker (2003) und den beiden IAEA Reports (IAEA 2001, 2016) sind noch um einiges höher als der Mittelwert aus BMEL (2021). Bei dem Vergleich der verschiedenen Werte in **Abbildung 3** sollte berücksichtigt werden, ob beispielsweise alkoholische Getränke hinzugerechnet werden oder nicht (in der Tab. 207 aus BMEL 2021 sind das immerhin etwa 20 % des gesamten Konsums), was aus den betreffenden Literaturquellen leider oft nicht hervorgeht.

In selbstversorgenden Gesellschaften dürfte zwar der weitaus überwiegende Teil der konsumierten Flüssigkeit aus lokalen Quellen stammen, es ist jedoch zu vermuten, dass nicht alle Getränke gleichermaßen kontaminiert wären. Beispielsweise wären Fruchtsäfte zumindest im Falle der Actiniden weniger kontaminiert als das reine Trinkwasser, da die Transferfaktoren relativ niedrig sind. Daten für den Transfer mobiler Nuklide wie Cl, I und Tc in

⁷ In heißeren Klimata ist der Wasserbedarf größer; klimaabhängige Radioökologiemodelle setzen hier oft einen Wert von 1100 L pro Jahr an (siehe z.B. Pröhl et al. 2005).

Früchte liegen in TecDoc 1616 (IAEA 2009) nicht vor, für andere Pflanzen sind die Transferfaktoren für ^{137}Cs und ^{99}Tc zumeist größer als 1 (siehe TecDoc 1616, Tab. 39 und 40). Welcher Prozentsatz des konsumierten Wassers tatsächlich kontaminiert wäre, ist also noch fraglich, siehe auch Diskussion in Kap. 3.4.4. Die konservative Annahme von $f_i = 1$ für $i = W$ in Gl. (11) (siehe unten) scheint aber insgesamt durchaus gerechtfertigt.

Bei der Festlegung des Wasserkonsums zur Dosisermittlung sollte auch beachtet werden, dass die Definition einer Referenzperson nach ICRP 89 (2002) und damit die Berechnung der Dosiskoeffizienten diesen Parameter beinhaltet, allerdings nur in Form der Gesamtwasseraufnahme (incl. Nahrungsmittel). Eine französische Studie wird dort mit einer durchschnittlichen Flüssigkeitsaufnahme von umgerechnet $485 \text{ L} \cdot \text{a}^{-1}$ zitiert.

3.3 Bodenspezifische Parameter – Verweilkonstanten

Der Transfer von Radionukliden in die Nahrungsmittel hängt von den Verweildauern der einzelnen Radionuklide im Boden und damit von deren Konzentration ab. Die BeGrü sieht für diese Größe nur drei verschiedene Werte vor, die sich um jeweils eine Größenordnung unterscheiden. Den Nukliden wird dann jeweils einer dieser Werte zugeordnet. Dies vergrößert die Unsicherheit der zu bestimmenden Aktivitätskonzentration im jeweiligen Nahrungsmittel. In diesem Kapitel wird eine Methode vorgeschlagen, mit der diese Größe auch standortspezifisch abgeschätzt werden kann. Die auf diese Weise für einen häufig in Deutschland vorkommenden Boden („Referenzboden“) berechneten Verweildauern sind für einige Nuklide um etwa eine Größenordnung geringer als in der BeGrü.

Für die durch Ingestion von pflanzlichen und tierischen Nahrungsmitteln verursachte Dosis kann die Verweildauer des betreffenden Nuklids im Boden von entscheidender Bedeutung sein. Da den Nukliden jeweils eine von nur drei verschiedenen Verweilkonstanten zugeordnet wird, soll hier die Abhängigkeit von anderen Bodenparametern untersucht und eine Neuabschätzung vorgenommen werden.

3.3.1 Zeitverhalten der Aktivität im Oberboden

Die im Bezugsjahr k durch Bewässerung verursachte flächenbezogene Aktivität $B_{k,r}$ eines Nuklids r in $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ im Oberboden (Ackerland: 0.2 m, Weideland: 0.1 m) wird über folgen des Differentialgleichungssystem berechnet:

$$\frac{dB_{k,r}(t)}{dt} = \dot{Q}_{k,r} + \lambda_{r-1} \cdot a_{r-1,r} \cdot B_{k,r-1}(t) - (\lambda_r + \lambda_{m,r}) \cdot B_{k,r}(t) \quad (3)$$

Dabei ist:

$\dot{Q}_{k,r}$: flächenbezogene Eintragsrate im k -ten Bezugsjahr in $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$

$\lambda_{m,r}$: Verweilkonstante in der Wurzelzone in s^{-1}

λ_r : Zerfallskonstante in s^{-1}

$a_{r-1,r}$: Anteil der Zerfälle des Radionuklids $r-1$, die zum Radionuklid r führen (dimensionslos)

$\dot{Q}_{k,r}$ ist zu berechnen als Produkt der klimaabhängigen Bewässerungsrate W_k während der Vegetationsperiode in $L \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ (zu berechnen aus Gl. (3) BeGru) und der mittleren Aktivitätskonzentration $\bar{C}_{k,r}^W$ in $Bq \cdot L^{-1}$ im Bewässerungswasser, für die Tochternuklide ist sie Null. Da sich hier auf das ganze Jahr bezogen wird, muss das Produkt noch mit einem Faktor $\frac{1}{2}$ multipliziert werden, denn die Kontamination findet nur im Zeitraum der Vegetations- bzw. Wachstumsperiode statt, die Verlagerung in tiefere Bodenschichten aber während des ganzen Jahres. Dies wird in der AVV T auch so gehandhabt (siehe Gl. 68 dort), in der BeGru aber nicht. Die flächenbezogene Eintragsrate ist dann:

$$\dot{Q}_{k,r} = \frac{1}{2} W_k \bar{C}_{k,r}^W \quad (4)$$

Die spezifische Aktivität im Wurzelbereich am Ende des Bezugsjahres $C_{k,r}^m(t)$ in $Bq \cdot kg^{-1}$ Trockenmasse wird berechnet aus

$$C_{k,r}^m(t_{1a}) = \frac{B_{k,r}(t_{1a})}{p^m} \quad (5)$$

Dabei ist p^m die Flächentrockenmasse des Bodens in $kg \cdot m^{-2}$, die aus der Bodendichte und der angenommenen Dicke der Bodenschicht abgeleitet wird. Der Index m bezieht sich auf den jeweiligen angenommenen Wert für Acker- oder Weideboden (280 bzw. $120 \text{ kg} \cdot m^{-2}$).

Der Einfachheit halber sollen im Folgenden keine Zerfallsketten betrachtet werden, sondern nur die Zerfälle der einzelnen Nuklide bei einer definierten Eintragsrate. In diesem Fall besitzt Gleichung (3) die einfache Lösung

$$B_k(t) = \frac{\dot{Q}}{\lambda_r + \lambda_{m,r}} (1 - e^{-(\lambda_r + \lambda_{m,r})t}) \quad (6)$$

Die Werte der Verweilkonstante λ_m wurden aus der AVV T übernommen und betragen 10^{-8} s^{-1} für Tc und Cl (Kategorie 1), 10^{-9} s^{-1} für Sr, Ru und I (Kategorie 2), sowie 10^{-10} s^{-1} für Cs, Actinide und alle anderen Elemente, die aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften nicht einer der beiden ersten Kategorien zuzuordnen sind (Kategorie 3). Diese Werte gelten für Ackerböden, für Weideland werden sie mit einem Faktor 2 multipliziert. Die Verweilkonstanten sind um Größenordnungen höher als die Zerfallskonstanten der langlebigen Nuklide und dominieren daher den Nenner bzw. Exponenten in Gleichung (6). Die Verweilkonstanten berücksichtigen nicht den Verlust durch Transport in die Pflanze (soweit überhaupt signifikant) und die mögliche Abgabe an die Luft (z.B. bei ^{129}I). Es sollen jetzt die zeitlichen Verläufe der Bodenkontamination unter der Annahme dargestellt werden, dass ab dem Zeitpunkt $t = 0$ eine (zeitlich konstante) Kontamination des Bewässerungswassers von 1 Bq/L vorliegt.

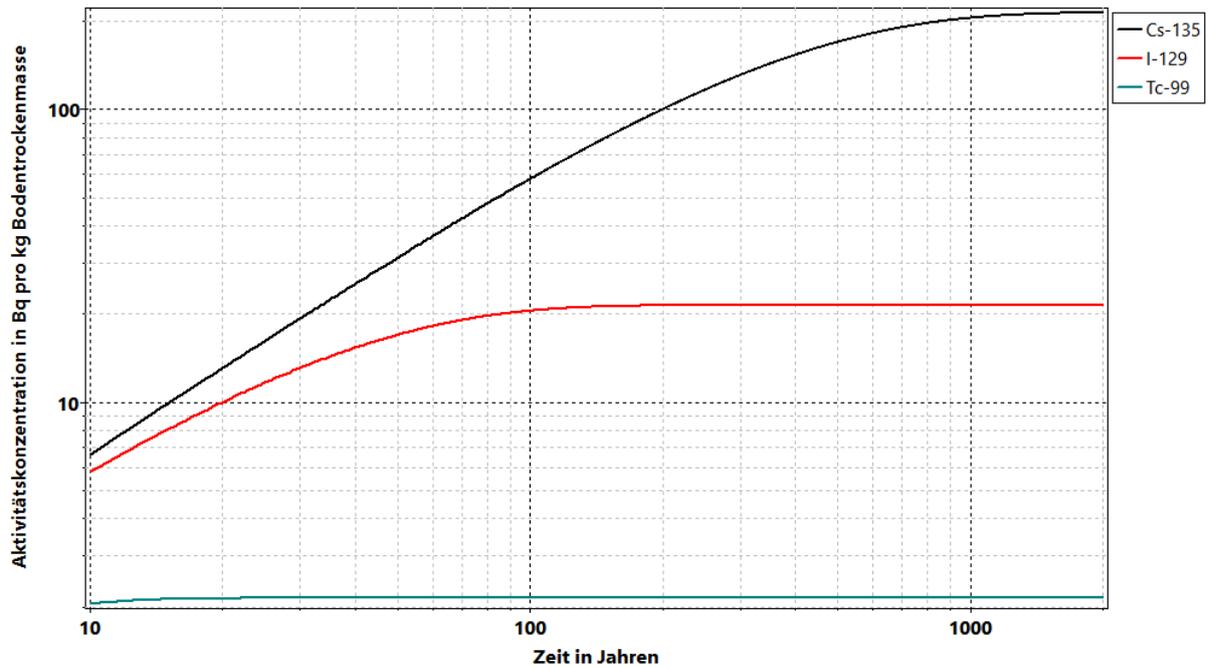


Abbildung 4 Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen in Bq/kg Trockenboden im Oberboden bei konstanter Bewässerung (1 Bq/L) für unterschiedliche Verweilkonstanten (siehe Text, doppeltlogarithmische Auftragung).

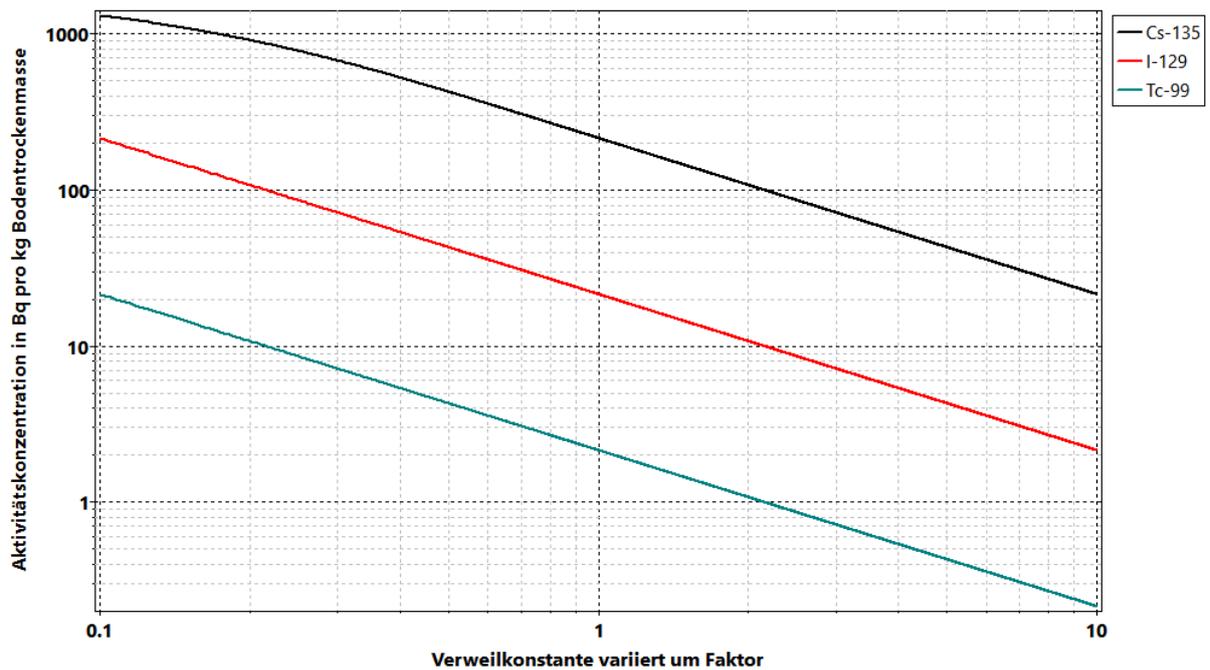


Abbildung 5 Abhängigkeit der Gleichgewichtsbodenkontamination in Bq/L nach 3000 Jahren von der Variation der Verweilkonstante (doppeltlogarithmische Auftragung).

Als jährlich gemittelte Bewässerungsrate wird der Wert aus der AVV Tätigkeiten ($6.0 \cdot 10^{-6} \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) angesetzt. Die Verläufe für Nuklide der einzelnen Kategorien unterscheiden sich sehr stark voneinander (**Abbildung 4**). Während für Cs (Kategorie 3) das Gleichgewicht erst nach mehr als 1000 Jahren erreicht ist, ist dies für Nuklide der Kategorie 1 schon nach etwa 20 Jahren der Fall. Wie schon aus Gleichung (6) ersichtlich ist, unterscheiden sich die Gleichgewichtskonzentrationen der einzelnen Kategorien um jeweils eine Größenordnung.

Die Abhängigkeit der Konzentrationen von der Variation der Retentionszeiten im Gleichgewicht ist in **Abbildung 5** grafisch dargestellt. Die leichte Krümmung im linken Bereich der Kurve für ^{135}Cs kommt dadurch zustande, dass bei kleinen Verweilkonstanten die Cs-Konzentration im Boden nach 3000 Jahren noch nicht vollständig im Gleichgewicht ist.

Die Frage ist, zu welchen Zeitpunkten Gl. (3) bzw. Gl. (6) ausgewertet werden soll, d.h. wie lang die Nutzungsdauer und -art eines Feldes im jeweiligen Szenario höchstens sein kann, denn das bestimmt die maximale Nuklidkonzentration im Boden. Dies ist wichtig für die Bestimmung der Exposition durch Nahrungsmittel in Kap. 3.4 und auch für die Bestimmung der externen Gammaexposition in Kap. 3.8.1, sofern sich im Boden über die Jahre noch kein Konzentrationsgleichgewicht eingestellt hat (siehe **Abbildung 4**). In der BeGru wird darüber keine Aussage gemacht.

3.3.2 Abschätzung der Verweilkonstanten

Die Berechnung der in der AVV T und der BeGru tabellierten Verweilkonstanten ist offenbar nicht veröffentlicht worden. Sie kann aber mit Hilfe des K_d -Konzepts über den Ausdruck W_{out}/V abgeschätzt werden. Hierbei ist W_{out} der durch eine Fläche von 1 m^2 pro Sekunde in den Unterboden durchtretende Wasserfluss in $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ und V das Volumen der Wurzelzone unter 1 m^2 Fläche in m^3 .

Im Folgenden soll angenommen werden, dass im Mittel Verteilungs- und Rückhalteprozesse in der oberen Bodenschicht keine Rolle spielen, da der Boden mindestens einmal im Jahr gepflügt wird. W_{out} ergibt sich dann aus der Bilanz von Bewässerung W_B , Niederschlag W_N und Evapotranspiration W_{Ev} des Pflanzen-Bodensystems:

$$W_{out} = W_B + W_N - W_{Ev} \quad (7)$$

Dieser Ansatz beinhaltet weder den Oberflächenabfluss (runoff) noch den kapillaren Transport vom Aquifer in den Oberboden. Ersterer ist bei Hanglagen von Bedeutung, würde aber vermutlich durch ein höheres Beregnungsvolumen ausgeglichen werden. Der kapillare Transport in den Oberboden ist bedeutsam bei grundwasserbeeinflussten Böden (Gleye). Dies würde zu einem geringeren Nettowasserfluss in den Unterboden führen und somit zu einer längeren Verweildauer der Nuklide; andererseits dürfte in solchen Fällen die Beregnungsrate geringer sein. Beide Prozesse werden weder in der BeGru noch in der AVV T berücksichtigt.

Das tatsächlich im Boden vorhandene Wasservolumen hängt von der Porosität ϵ bzw. der mittleren Wassersättigung $\bar{\theta}$ ("volumetrischer Wassergehalt" in m^3/m^3 Boden) ab, da das Wasser nur über wassergefüllte Poren transportiert werden kann. Es sei hier angenommen, dass die mittlere Wassersättigung über längere Zeiträume konstant ist, was natürlich bei Klimaänderungen nicht der Fall wäre. Das zu betrachtende, "effektive" Volumen ist dann $d \cdot \bar{\theta}$, wenn d die Dicke der oberen Bodenschicht in m ist und das Volumen auf eine Fläche von 1 m^2 bezogen wird. Die Verweilkonstante λ_W des Wassers in der oberen Bodenschicht in s^{-1} ist dann

$$\lambda_W = 0.001 \cdot W_{out} / (d \cdot \bar{\theta}) \quad (8)$$

Der Vorfaktor entsteht durch die Umrechnung von L in m^3 . Die Rückhaltung des betreffenden Radionuklids kann über den Retentionsfaktor R ausgedrückt werden, der vom Verteilungskoeffizienten K_d abhängt: $R = 1 + \frac{\rho_B}{\bar{\theta}} K_d$. ρ_B ist die Trockenbodendichte in kg/m^3 , der

K_d -Wert muss die Dimension $\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ haben. Die Verweilkonstante des Radionuklids in Gleichung (6) wird dann abgeschätzt durch:

$$\lambda_m = \frac{0.001 \cdot (W_B + W_N - W_{Ev})}{d \cdot \bar{\theta} \cdot \left(1 + \frac{\rho_B}{\bar{\theta}} K_d\right)} \quad (9)$$

Dabei wird vorausgesetzt, dass bei der Sorption keine Sättigungseffekte auftreten, was bei den zu erwartenden geringen Konzentrationen auch nicht zu erwarten ist. Die Parameter im Nenner sind (mit Ausnahme der Dicke der oberen Bodenschicht d) bodenabhängig; die W_i sind eher klimaabhängig, wobei deren Summe bei Berechnung wohl eher wenig variiert, da der Bewässerungsbedarf von Regenmenge und Evaporation abhängt. In feuchten Klimata wird Beregnung kaum nötig sein, so dass dieser Kontaminationspfad in solchen Fällen nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Die Verweilkonstanten für verschiedene relevante Radionuklide sollen hier zunächst für einen Referenzboden (RefeSol 1, Bodenklasse SI2) und das gegenwärtige gemäßigte Klima im langjährigen Mittel berechnet werden.

Für die Parameter werden folgende Werte eingesetzt:

Bewässerung W_B : $6.0 \cdot 10^{-6} \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (Wert aus der AVV Tätigkeiten für 180 Tage im Jahr auf das ganze Jahr verteilt, entspricht ca. 189 mm pro Jahr): Es sei hier daran erinnert, dass laut BeGru dieser Wert für jeden Klimazustand aus gemittelten monatlichen Klimadaten abzuschätzen ist. Es sei hier daran erinnert, dass laut BeGru dieser Wert für jeden Klimazustand aus gemittelten monatlichen Klimadaten abzuschätzen ist. Es soll hier davon ausgegangen werden, dass außerhalb der Wachstumszeit nicht bewässert wird.

Niederschlag W_N : In langjährigen Mittel (1971-2000) liegt der Niederschlag laut DWD in Deutschland bei ca. 800 mm pro Jahr. Das entspricht einer Rate von $2.5 \cdot 10^{-5} \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Evapotranspiration W_{Ev} : Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (2003) gibt für den Zeitraum von 1961 - 1990 einen Mittelwert von 532 mm pro Jahr an, das sind $1.7 \cdot 10^{-5} \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Für das aus dem Oberboden abfließende Wasser ergibt sich dann eine Rate von $W_{out} = 1.4 \cdot 10^{-5} \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Wenn man davon ausgeht, dass bei bewirtschafteten Böden die Bewässerungsrate dem Niederschlag und der Evaporation angepasst wird, dürfte die Streubreite dieses Werts im Vergleich mit der des K_d -Werts (siehe unten) gering sein. Zum Vergleich: Die im "Hydrologischen Atlas Deutschland" (Bundesanstalt für Gewässerkunde, 2003) angegebene langjährige durchschnittliche Sickerwasserrate (das Wasser, das den Unterboden, d.h. die aquifernahe Schicht unter Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs von Grundwasser verlässt) beträgt 316 mm pro Jahr, das entspricht einer Rate von $1.0 \cdot 10^{-5} \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Dieser Wert bezieht sich allerdings auf die Gesamtfläche Deutschlands und nicht nur auf landwirtschaftlich genutzte Böden, außerdem wurde bei der Berechnung keine Bewässerung berücksichtigt.

Dicke des Oberbodens d : 0.2 m (Ackerboden) bzw. 0.1 m (Weideland). Die Definitionen stammen aus der AVV Tätigkeiten und gehen auf Annahmen für die jeweiligen Pflugtiefen zurück. In der BeGru Bergbau wird für die obere Bodenschicht im Acker- und Gartenbau eine Dicke von 0.3 m angenommen. In Blume et al. (2010) werden die ersten 0.35 m des

Bodens als "sehr intensiv durchwurzelter Oberboden" bezeichnet, sodass die Pflanzenaufnahme von Radionukliden im Allgemeinen in diesem Bereich signifikant sein dürfte. Die Verweilkonstanten wären dann gegenüber den Annahmen der BeGrü entsprechend kleiner und somit die Maximalkonzentrationen in Gleichung 2b und c größer.

Trockenbodendichte ρ_B : Häufige Werte liegen je nach Bodenart zwischen 1.3 und 1.7 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ (Wessolek et al., 2009). Die in der BeGrü zur Berechnung der Bodenkontamination verwendete Flächentrockenmasse liegt bei 280 $\text{g}\cdot\text{dm}^{-2}$. Dies ist auf eine Bodendicke von 0.2 m bezogen, was einer Trockenbodendichte von 1.4 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ entspricht. Bei Weideland ist die angenommene Trockenbodendichte 1.2 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Die im Bodenzustandsbericht von Jacobs et al. (2018), Abb. 3-21 gezeigten Mittelwerte für den Feinboden (< 2mm Korngröße, 90-100 % des gesamten Bodens) liegen etwas niedriger.

Mittlere Wassersättigung (volumetrisch) θ : Diese Größe ist sehr schwer abzuschätzen, da sie von den Bodeneigenschaften, dem Klima und der Bewirtschaftung abhängt. Während der Vegetationsperiode wird meistens ein Wassergehalt angestrebt, der bei 50-80 % der nutzbaren Feldkapazität (nFK) liegt (Blume et al., 2010). Außerhalb der Vegetationsperiode wird im Allgemeinen nicht mehr bewässert, aber die Evapotranspiration ist dann auch niedriger und die Niederschläge höher. Es soll hier angenommen werden, dass in der Vegetationsperiode der mittlere Wassergehalt über ein Jahr im Durchschnitt etwa 65% der nFK beträgt. (Bei den in der KliWEP-Studie (Hertwig, 2004) untersuchten Böden sind es ca. 50 %). Renger et al. (2009) haben für verschiedene Bodenarten die nFK in Abhängigkeit von Gehalt an org. Substanz und Trockenrohddichte berechnet (siehe dort, Tab. 4). Dabei wird der „Totwasseranteil“ (Kristall- und stark an die Partikeloberflächen gebundenes Wasser) nicht dazugerechnet. Im Winterhalbjahr ist die Regenmenge und somit die Bodenfeuchte höher. Hier soll davon ausgegangen werden, dass der volumetrische Wassergehalt in dieser Zeit bei der Feldkapazität liegt. Die mittlere Wassersättigung ergibt sich dann aus dem Mittelwert beider Halbjahre. Diese Abschätzung ist insofern konservativ, als dass sie Regenereignisse mit dadurch bedingter gravitativer Perkolation nicht berücksichtigt. Für eine Trockenrohddichte von 1.4 g/cm^3 ergibt sich für den Texturtyp SI 2 von Refesol 1 eine mittlere volumetrische Wassersättigung von etwa 0.16. (Ss: 0.09, Uu: 0.24).

Verteilungskoeffizient K_d : Die von der IAEA tabellierten Werte ("best estimates", IAEA, 2010) weisen für die verschiedenen Radionuklide Streubreiten auf, die z.T. mehr als eine Größenordnung ausmachen können. Die Unsicherheit dieses Parameters dominiert daher die jeweils berechnete Verweilkonstante. Refesol 1 ist am ehesten in die Bodenklasse "Sand" einzuordnen, Uu dagegen ist Lehm. Es wurden die entsprechenden Werte aus TecDoc 1616 benutzt.

3.3.3 Ackerland

Die in **Tabelle 2** angegebenen K_d -Werte aus IAEA (2010) ergeben dann mit Hilfe von Gleichung (4b) die jeweiligen Verweilkonstanten (hier für Refesol 1 angegeben). Die berechneten Werte sind in den meisten Fällen größer als die in der AVV vorgegebenen Konstanten, manchmal sogar um eine Größenordnung und mehr (siehe rote Rauten in **Abbildung 6**). Auch wenn für die Dicke des Oberbodens $d = 0.35$ m angenommen würde, wären die Ergebnisse nur um einen Faktor 0.57 kleiner und damit in zumeist immer noch höher als in der AVV Tätigkeiten. Es gibt allerdings noch Kombinationen von Trockenbodendichte und mittlerem Wassergehalt, bei denen sich die errechneten Werte signifikant von denen aus

Tabelle 2 unterscheiden.

In Tab. 4 aus Renger et al. (2009) sind die nutzbaren Feldkapazitäten (aus dem der durchschnittliche Wassergehalt geschätzt wird, siehe oben) in Abhängigkeit von Bodentyp und Trockendichte des Bodens aufgetragen. Besonders niedrige Werte von ρ_B ergeben sich für lockere Sandböden ($\rho_B = 1.3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$), besonders hohe dagegen für eher schwere Lehmböden ($\rho_B = 1.7 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$). Für diese Böden werden hier ebenfalls Verweilkonstanten bestimmt. Für Lehmböden werden dabei die entsprechenden K_d -Werte aus IAEA (2010) verwendet. **Abbildung 6** zeigt, dass die für Refesol 1 errechneten Verweilkonstanten für Np, Se, I, Cl und Tc eine Größenordnung über den in der AVV angegebenen Werten liegen. Die entsprechenden Werte aus der BeGru liegen außerhalb des durch die Unsicherheit der Verteilungskoeffizienten gegebenen Bereichs. Nur die Werte für Cs und Pu stimmen überein, bei Ra ist der betreffende Wert sogar niedriger⁸. Die Unsicherheiten der berechneten Werte sind im Wesentlichen durch die Unsicherheiten der jeweiligen K_d -Werte bestimmt. Die entsprechenden Bereiche sind für Refesol 1 in **Abbildung 7** dargestellt.

Tabelle 2 Vergleich der mit Hilfe des Kompartimentmodells und der Verteilungskoeffizienten aus IAEA (2010) berechneten Verweilkonstanten für verschiedene Elemente in einem lehmigen Sand (Ackerboden, Refesol 1) mit den entsprechenden Werten aus der AVV Tätigkeiten.

Element	Anzahl Studien	K_d -Wert (GM) in m^3/kg	GSD	λ_m in s^{-1} (AVV T)	λ_m in s^{-1} (berechnet)	Abweichung Faktor
Cs	114	0.53	6	1.00E-10	9.43E-11	1
U	50	0.11	12	1.00E-10	4.54E-10	5
Np	8	0.014	4	1.00E-10	3.54E-09	35
Pu	11	0.4	4	1.00E-10	1.25E-10	1
Ra	20	3.1	8	1.00E-10	1.61E-11	6
Se	15	0.06	5	1.00E-10	8.91E-10	9
I	48	4.10E-03	7	1.00E-09	1.19E-08	12
Sr	65	0.02	6	1.00E-09	2.26E-09	2
Cl	3	5.00E-04	4	1.00E-08	8.18E-08	8
Tc	5	4.00E-05	3	1.00E-08	3.31E-07	33

⁸ Bei Betrachtung des Eintrags für Ra in Tab. 16 TecDoc 1616 besteht der Verdacht, dass die geometrischen Mittelwerte für Sand und Lehm vertauscht wurden. Die Werte stammen offenbar aus Vandenhove et al. (2009). Es wird dort darauf hingewiesen, dass bei der Schätzung der Verteilungskoeffizienten auch eine Studie einbezogen wurde, in der die Gleichgewichtseinstellung bei unrealistisch niedrigen Calciumkonzentrationen durchgeführt wurden. Die veröffentlichten IAEA-Werte sind also vermutlich eher zu hoch.

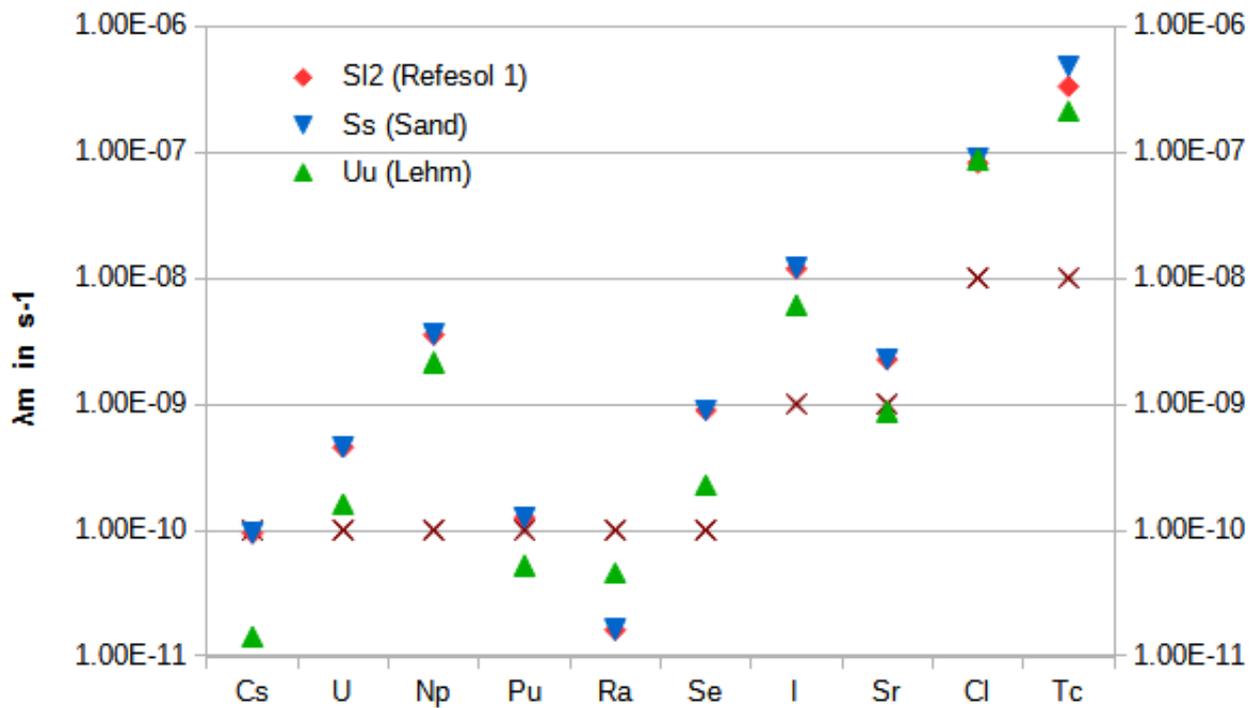


Abbildung 6 Berechnete Verweilkonstanten für verschiedene Bodenarten im Vergleich zu den in der AVV vorgegebenen Werten (Kreuze)

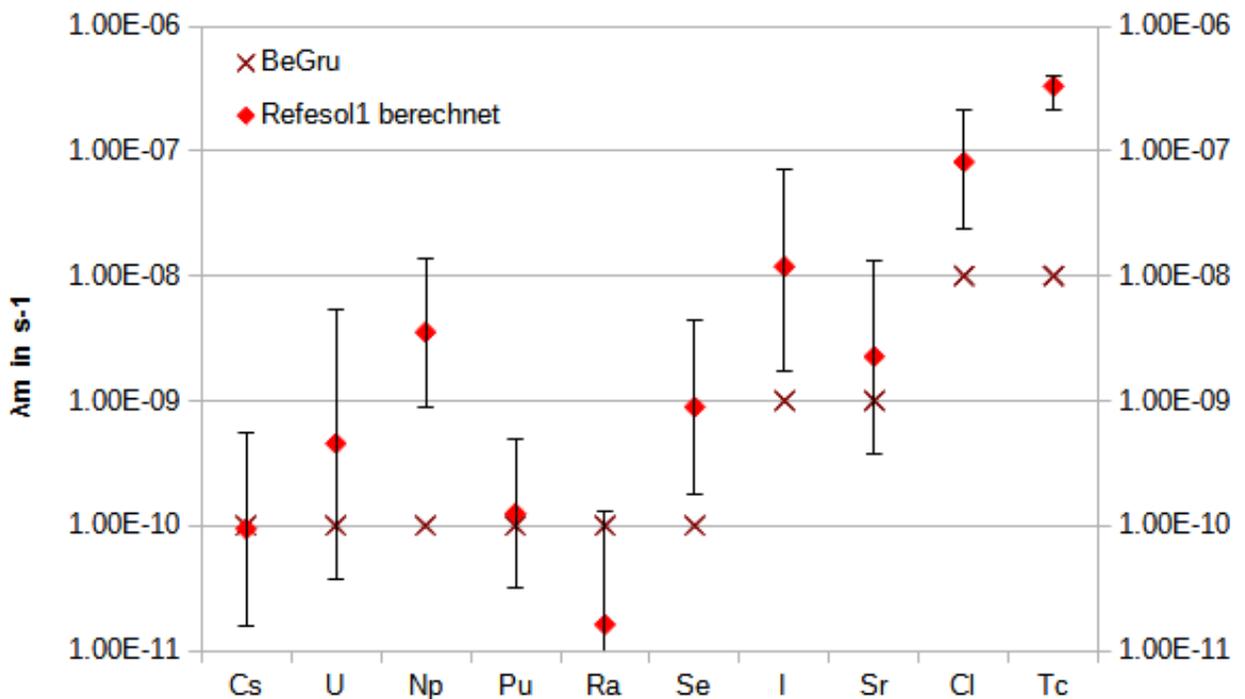


Abbildung 7 Berechnete Verweilkonstanten für Refesol 1 (Rauten) im Vergleich mit den in der AVV Tätigkeiten vorgegebenen Werten (Kreuze). Die Balken zeigen die durch die (zumeist geometrischen) Standardabweichungen der zur Berechnung verwendeten K_d -Werte verursachten Unsicherheiten an.

Nur bei Tc und in geringerem Maße bei Cl tragen die Unsicherheiten des Wasserflusses in den Unterboden und der Abschätzung des mittleren Wassergehalts $\bar{\theta}$ merklich zur Gesamtunsicherheit bei. Dies ist in **Abbildung 7** nicht dargestellt, macht aber schätzungsweise

nur einen Faktor 2 bis 3 aus.

Die oben berechneten Wassergehalte gelten nur für Böden mit Humusgehalten unter 1 % (Refesol 1: 0.95 %). Bei Böden mit Humusgehalten von 3 % (Beispiel: Refesol 3) sind die berechneten mittleren Wassergehalte um etwa 20 - 30 % höher, die mit dem Humusgehalt korrelierten Trockengewichte aber tendenziell niedriger.

Eine prinzipielle systematische Fehlerquelle ist, wie weiter oben diskutiert, die Annahme der Dicke der Wurzelzone. Die berechneten Werte wären für eine Oberbodendicke von 0.35 m um einen Faktor 0.57 kleiner. Allerdings ist die Pflugtiefe bei den heutigen Anbaumethoden meist geringer, sodass in den Jahren nach der ersten Kontamination in der ungestörten Wurzelzone noch ein Konzentrationsgradient vorhanden wäre, was den zeitlichen Verlauf der mittleren Konzentration in der gesamten Wurzelzone verändern würde.

Insgesamt sind die durchschnittlichen Verweilkonstanten aber auch bei Annahme einer größeren Oberbodendicke und einer höheren Wassersättigung größer als in der AVV angenommen, was bedeutet, dass die Nuklide nach diesem Kompartimentmodell in vielen Fällen die Wurzelzone schneller verlassen als bisher angenommen. Höhere Verweildauern, d.h. niedrige Verweilkonstanten wie bei Ra haben bei festem Transferfaktor eine höhere berechnete Pflanzenkontamination (und auch eine höhere externe Dosis) zur Folge. Umgekehrt sind die Verweilkonstanten von U, Np, Se, I, Cl und Tc um eine Größenordnung und mehr höher, was nach diesem Modell gemäß Gl. (6) und Gl. (11) insbesondere bei Cl, Se und Tc eine entsprechende Überschätzung der Pflanzenkontamination zur Folge hätte (siehe dazu auch **Abbildung 8**).

3.3.4 Weideland

Es soll hier noch abgeschätzt werden, ob der in der AVV angegebene Faktor 2 für Weideland nachzuvollziehen ist. Dies wäre grundsätzlich der Fall, wenn für den Oberboden unter Weideland die gleichen Bodenparameter anzunehmen wären, denn die angenommene Bodendicke ist nur halb so groß. Hier soll vom gleichen Bodentyp (S12) ausgegangen werden wie beim Refesol 1 – nur, dass der Gehalt an org. Substanz etwa doppelt so hoch ist wie beim Refesol 1 (siehe Jacobs et al., 2018, Abb. 3-22) und die Trockenrohdichte $1.2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ beträgt. Für die meisten Nuklide liegt der errechnete Faktor bei 2.3. Bei Cl und Tc sind die K_d -Werte so klein, dass die Auswirkungen der Annahmen für die Bodenfeuchte dominieren und die Werte sind etwas niedriger. Die Unterschiede der berechneten Werte zu den Verweilkonstanten in der AVV liegen aber trotzdem in der gleichen Größenordnung wie für das Ackerland, der Faktor 2 scheint also gerechtfertigt.

3.3.5 Vorschlag zur Kategorisierung

In der BeGru ist eine Unterscheidung nach Bodenarten nicht vorgesehen. Wenn möglich, sollte aber für jedes einzelne Nuklid eine Verweilkonstante abgeschätzt werden. Eine konservative Abschätzung könnte beispielsweise darin bestehen, als Richtwerte die unteren Werte der Unsicherheitsbereiche von Refesol 1 aus **Abbildung 7** zu nehmen. In diesem Fall sind die Werte für Np, Se, I, Cl, und Tc höher als die der Verweilkonstanten in der AVV. Die Werte für Cs, U, Pu, Ra und Sr sind dagegen niedriger als in der AVV.

Eine andere Möglichkeit ist die Verwendung der Werte für den nicht unbedingt repräsentativen, aber bezüglich der berechneten Verweildauern ungünstigeren Bodentyp Uu mit hoher Lagerungsdichte (grüne Dreiecke in **Abbildung 6**).

Kombinationen von mehreren ungünstigen Annahmen, z.B. bezüglich des Wassergehalts und der Lagerungsdichte, können zu Konfigurationen führen, die sehr unwahrscheinlich sind und hätten somit Überkonservativitäten zur Folge. Die Kategorisierung in nur drei

Verweilkonstanten wie in der BeGru vorgesehen, scheint aber unzureichend zu sein und würde insbesondere für Np, I, Cl und Tc letztendlich zu überhöhten berechneten Pflanzenkontaminationen führen.

Angesichts der Unsicherheiten der verwendeten K_d -Werte ist die Zweckmäßigkeit der Berechnung für verschiedene Klimaszenarien allerdings eher fraglich. Möglich wäre zumindest für einzelne Nuklide die Abschätzung des K_d mit Hilfe von geochemischen Modellen wie UNiSeCs unter Verwendung von Referenzböden als jeweilige klimatische "End"zustände. Ein Vorteil dieser Methode ist zumindest ihre Anwendbarkeit auf verschiedene Standorte. Bei Kenntnis der entsprechenden Bodenparameter wäre die Unsicherheit der berechneten K_d -Werte deutlich geringer.

3.4 Parameter für die Ingestion von pflanzlichen Nahrungsmitteln

Die in der BeGru angenommene Kontamination der pflanzlichen Nahrungsmittel über die Wurzel wird beschrieben durch sog. „Transferfaktoren“. Die in der BeGru angenommenen Werte sind gegenüber den von der IAEA empfohlenen Werten teilweise um eine Größenordnung höher.

Pflanzen können bei Beregnung nicht nur über die Wurzel, sondern durch das Beregnungswasser auch direkt über ihre Oberflächen kontaminiert werden. Dieser Anteil dominiert u.a. bei den Aktiniden. Die Unsicherheit des neben der Bewässerungsmenge wichtigsten damit verknüpften Parameters („Massen-Interzeptionsfaktor“) ist allerdings schwer zu schätzen; er kann bis zu einer Größenordnung betragen. Dieser Parameter ist, grob vereinfachend gesprochen, ein Maß dafür, welcher Anteil des Beregnungswassers durch die Pflanze abgeschirmt wird. Der auf der Pflanzenoberfläche verbleibende Nuklidanteil wird bei der Berechnung der Bodenkontamination nicht berücksichtigt.

Zur effektiven Dosis durch Pflanzeningestion trägt in Gl. (26) der BeGru die Summe

$$\sum_{i=Pf,Bl} g_{r,eff} f_i U^i \tilde{C}_{k,r}^i \quad (10)$$

bei. f_i ist dabei der kontaminierte Anteil der konsumierten Pflanzen und U^i die jeweilige Verzehrsmenge in kg pro Jahr und $g_{eff,r}$ der Dosiskoeffizient für das Nuklid r in $Sv \cdot Bq^{-1}$. Es wird bei der Pflanzeningestion nur zwischen Blattgemüse und sonstigen Pflanzen unterschieden; die bei der Berechnung von $\tilde{C}_{k,r}^i$ (spezifische Aktivität in der Pflanze in $Bq \cdot kg^{-1}$) benötigten Parameter sind bis auf die jeweiligen Erträge Y^n gleich (vgl. Gl. (11) weiter unten). Da die Berechnung der Futtermittelkontamination $C_{k,r}^{Fu}$ ebenfalls über Gl. (11) erfolgt, werden die zugehörigen Parameter hier mitbetrachtet. Es werden hier nicht die in Kap. 3.3.2 abgeschätzten, sondern die in der BeGru tabellierten Verweildauern im Boden verwendet.

3.4.1 Relativer Beitrag der Pflanzenkontaminationen durch Nuklide auf und in der Pflanze

Zunächst soll hier die relative Bedeutung der beiden Summanden in Gl. (14) der BeGru, in dem die spezifische Aktivität $C_{k,r}^n$ des Radionuklids r in und auf Pflanzen der Gruppe n am Ende des k -ten Bezugsjahres berechnet wird, evaluiert werden. Die entsprechende Gleichung ist hier der Anschauung halber noch einmal wiedergegeben (ohne Tilde).

$$C_{k,r}^n = W_k \cdot \bar{C}_{k,r}^W \cdot f_w \cdot \frac{\beta^n}{Y^n \cdot \lambda_v} + C_{k,r}^m \cdot T_r^n \quad (11)$$

Die T_r^n sind dabei die Transferfaktoren Boden-Pflanze in $L \cdot kg^{-1}$.

Zunächst sei angemerkt, dass der erste Summand Σ_1 , der den auf der Pflanze abgelagerten Anteil bezeichnet, für ein bestimmtes Szenario nur Konstanten enthält, wenn sich der Quellterm $\bar{C}_{k,r}^W$ (mittlere Aktivitätskonzentration des Nuklids r im Bewässerungswasser) nicht mit der Zeit ändert. t_W^n ist definiert als „...Zeitdauer, während der Pflanzen der Gruppe n während der Wachstumsperiode infolge Beregnung oberirdisch kontaminiert werden“, was bedeutet, dass nach diesem Modell während der Wachstumsperiode bis zur Ernte eine kontinuierliche Beregnung mit der Rate $W_k L \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ stattfindet⁹. Dies schließt mehrere Wachstumszyklen nicht aus. λ_v hat den Charakter einer Verweilkonstante, die verschiedene Verlustprozesse wie Auswaschung („wash-off“) oder Resuspension berücksichtigen soll. $\beta^n \equiv 1 - \exp(-\lambda_v \cdot t_W^n)$ beschreibt dann den Anreicherungsprozess auf bzw. in der Blattoberfläche. Mit den in der BeGru angegebenen Werten ist $\beta^n \approx 0.95$ für Blattgemüse und sonstige Pflanzen bzw. 0.77 für Weidebewuchs.

Dieser Ansatz für Σ_1 findet sich auch in SRS 19 (IAEA 2001). Werden die Pflanzen nicht beregnet, sondern auf andere Art und Weise bewässert, fällt dieser Term ganz weg. Die Translokation der Kontamination in essbare Pflanzenteile, die Absorption in das Pflanzengewebe sowie die Ablagerung von kontaminiertem Boden auf der Pflanze werden hier nicht berücksichtigt.

Der zweite Summand Σ_2 wird im Laufe der Zeit immer bedeutsamer, da sich die durch Bewässerung im Boden abgelagerte Aktivität solange anreichert, bis durch die Migration in tiefere Bodenschichten ein Gleichgewicht erreicht ist. Die Verluste durch den Nuklidtransfer in die Pflanze werden in der BeGru nicht berücksichtigt. Der radioaktive Zerfall spielt in erster Näherung keine Rolle, da die Verweildauern der langlebigen Nuklide im Vergleich zu den Halbwertszeiten um Größenordnungen geringer sind. Da sich die Quellterme demgegenüber auch nur langsam ändern, soll hier von einer konstanten Kontamination des Bewässerungswassers ausgegangen werden. Die im Folgenden gemachten Berechnungen beziehen sich wieder auf das gegenwärtige Klima.

⁹ Im Modell der BIOMASS-Studie (IAEA 2003) kommt in einem entsprechenden Ausdruck eine Zeit vor, die als „time interval between irrigation and harvest“ bezeichnet wird. Dort wird vereinfachend angenommen, dass die Kontamination nur einmal am Anfang der Wachstumsperiode erfolgt. Der Ausdruck für die oberirdische Kontamination der Pflanze unterscheidet sich von Σ_1 , und es werden noch weitere Prozesse wie z.B. Translokation in essbare Teile berücksichtigt.

Die Größe $C_{k,r}^m$ kann mit Hilfe der Gln. (12) und (13) der BeGru und der im Abschnitt über die Verweilkonstanten λ_m abgeschätzten Beziehung

$$B_k(t) = \frac{\dot{Q}}{\lambda + \lambda_m} (1 - e^{-(\lambda + \lambda_m)t}) \quad (12)$$

näherungsweise ($\lambda \ll \lambda_m$) berechnet werden als

$$C_{k,r}^m(t) = \frac{\frac{1}{2} W_k \bar{C}_{k,r}^W}{p^m \lambda_m} (1 - e^{-\lambda_m t}) \quad (13)$$

Hierbei ist $\frac{1}{2} W_k$ die der AVV Tätigkeiten entnommene, auf ein ganzes Jahr bezogene Bewässerungsrate ($6 \cdot 10^{-6} \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) und p^m die Flächentrockenmasse des Bodens (120 kg m^{-2} für Weideboden und $280 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ für Ackerboden). Als Bezugsgröße wird hier eine Nuklidkonzentration im Bewässerungswasser von $0.8 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ angenommen (sodass $\Sigma_1 \approx 1$) und als Pflanzentyp sonstige Pflanzen mit $Y^n = 2.4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$. Im Folgenden werden die Summanden für verschiedene Nuklide berechnet, die sich hinsichtlich ihrer (in der BeGru tabellierten) Verweildauern unterscheiden. Der erste Summand bleibt mit einer Kontamination von $1 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM konstant, da er nicht nuklidabhängig ist. Der zweite Summand wird für den Gleichgewichtszustand ermittelt, der sich bei $t \rightarrow \infty$ einstellt. (Bezeichnung: $\Sigma_2(\infty)$). Die Ergebnisse sind in **Abbildung 8** zusammengefasst.

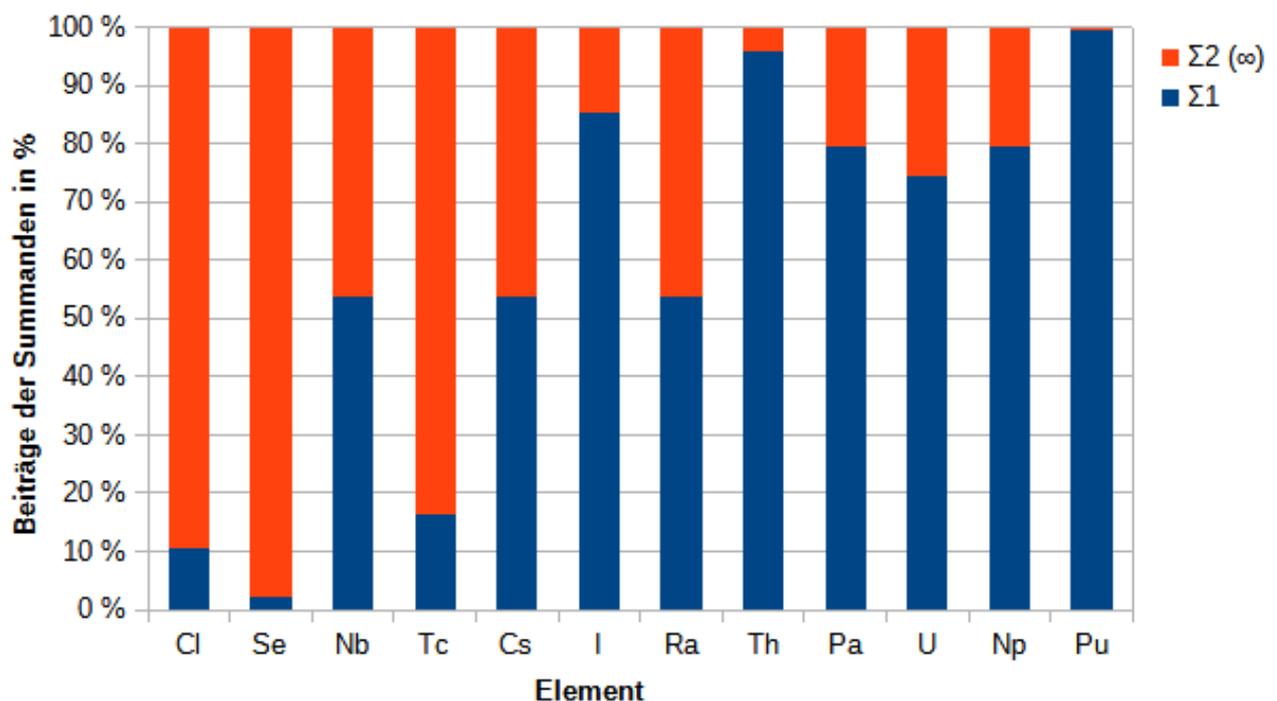


Abbildung 8 Beiträge der beiden Summanden in Gl.(11) zur Gesamtkontamination der Pflanze; rot: Wurzelaufnahme, blau: Kontamination der Pflanzenoberflächen.

Wie aus Gl. (11) ersichtlich, hängt die relative Bedeutung der beiden Kontaminationsbeiträge vom Verhältnis des Transferfaktors zur Verweilkonstanten im Boden ab (alle anderen Parameter außer der Kontamination des Wassers sind nicht nuklidspezifisch). Bei den Nukliden mit vergleichsweise kurzer Verweildauer, aber hohen Transferfaktoren (Cl, Tc, Se) dominiert die Aufnahme über den Boden, während bei den Aktiniden, insbesondere bei Th und Pu, die Kontamination der Pflanzenoberfläche im Vordergrund steht, weswegen die

Gesamtkontamination vergleichsweise niedriger ist.

Bezüglich der Analyse von Unsicherheit und Variabilität sind also prinzipiell die Parameter beider Summanden zu betrachten. Würden die Verweildauern im Boden wie in Kap. 3.3 berechnet werden, wären die Beiträge des zweiten Summanden für einige Nuklide (Cl, Tc, I, U, Np) geringer.

3.4.2 Nuklidspezifische Parameter

Die beiden nuklidspezifischen Parameter Verweilkonstante im Boden λ_m und Transferfaktor T_r^n spielen bei der Bodenkontamination eine Rolle. Sie hängen von den physikochemischen Eigenschaften des betreffenden Bodens ab und der Transferfaktor zusätzlich noch von der nuklidspezifischen Pflanzenaufnahme. Die Verweilkonstante wurde schon in Kap. 3.3 besprochen.

3.4.2.1 Transferfaktor

Die Transferfaktoren (TF) sind in Tecdoc 1616 (IAEA 2009) nach Pflanzenkategorien tabelliert. Hier bestehen allerdings noch Lücken, denn für Se und Pa sind keine TF gelistet, und für Cl gibt es nur Daten für Blattgemüse. Für Nb konnten offenbar nur zwei Studien bzw. eine Studie gefunden werden, zu Cs in Weidebewuchs wurden allerdings Daten aus über 400 Studien zusammengetragen (**Tabelle 3**).

Tabelle 3: Anzahl der in IAEA TecDoc 1616 benutzten Studien für die Ermittlung der "best estimates" für die jeweiligen Transferfaktoren Boden-Pflanze

Element	Pflanzentyp	Anzahl Studien	Pflanzentyp	Anzahl Studien
Cl	Blattgemüse	6	Weidebewuchs	-
Nb		2		1
Tc		10		18
Cs		290		401
I		12		12
Ra		77		42
Th		24		36
U		108		53
Np		5		16
Pu		13		22

Es soll hier ermittelt werden, ob sich die in der AVV T angenommenen Werte mit denen aus Tecdoc 1616 decken. Dazu mussten die Werte aus der AVV T in TF bezogen auf die Pflanzentrockenmasse umgerechnet werden. Für Weidebewuchs ist ein Umrechnungsfaktor von 0.2 angegeben, siehe TRS 472 (IAEA 2010), Tabelle 82, der Wert für Blattgemüse wurde aus den Einträgen für einige Gemüsesorten abgeschätzt, er beträgt ungefähr 0.1. Der dadurch bedingte Schätzfehler liegt bei ungefähr 20 % und somit in der Größenordnung der Kreuze für die eingetragenen TF in **Abbildung 9**. (Hier noch Vergleich zur AVV von 2012 einfügen)

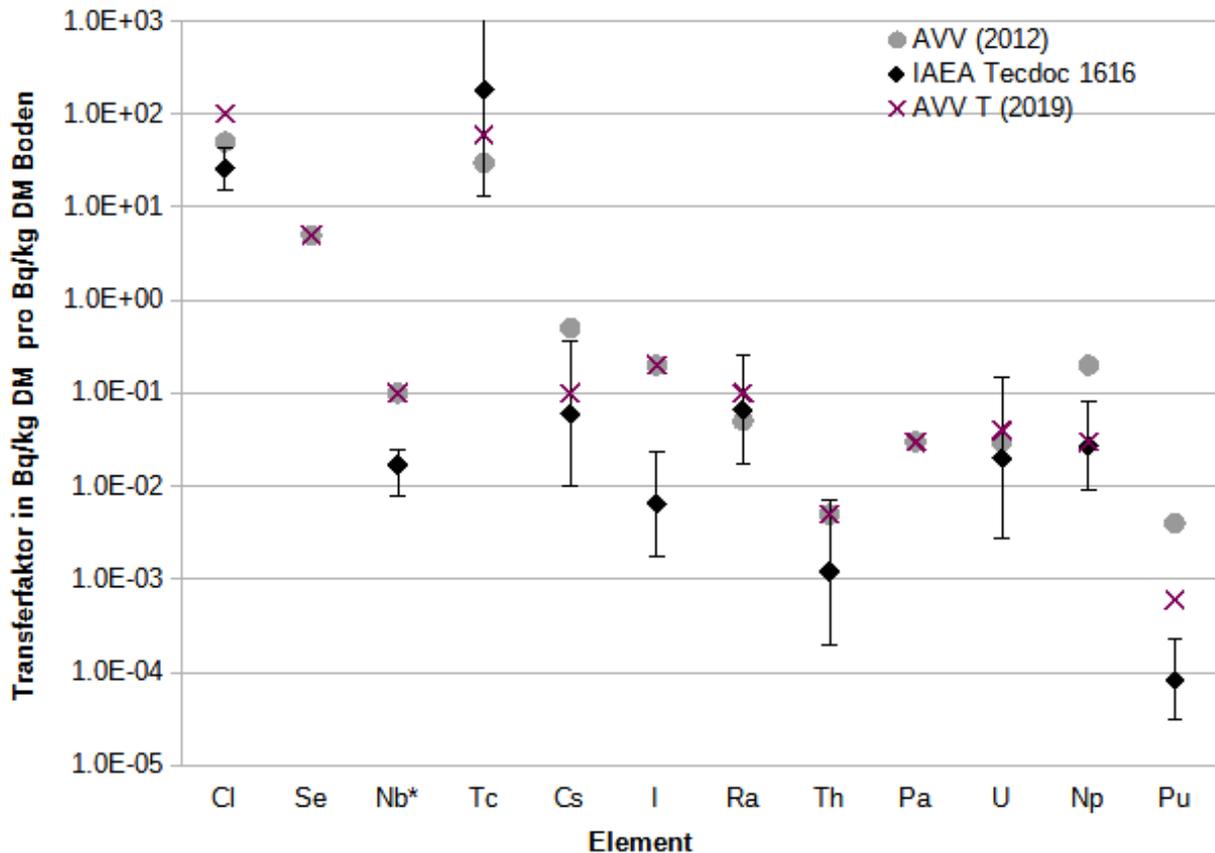


Abbildung 9 Transferfaktoren Boden-Pflanze für Blattgemüse bezogen auf die Pflanzentrockenmasse in kg/kg aus IAEA Tecdoc 1616 (Rauten, geometrische Mittelwerte) und der AVV T (Kreuze). Die Fehlerbalken geben die geometrischen Standardabweichungen an. * für Nb wurde das arithmetische Mittel aus zwei Werten gebildet

Es fällt auf, dass die geometrischen Mittelwerte inklusive der geometrischen Standardabweichungen bei Cl, Nb, I und Pu um etwa eine Größenordnung kleiner sind als die in der AVV T angegebenen Werte. Ansonsten liegen die TF der AVV T im Bereich der geometrischen Standardabweichung der entsprechenden Werte aus TecDoc 1616 (**Abbildung 9**). Für Weidebewuchs liegen die Werte aus der AVV T dagegen mit Ausnahme von I sehr nahe an den geometrischen Mittelwerten aus Tecdoc 1616 (**Abbildung 10**).

Die Ursache für die im Vergleich höheren Transferfaktoren in der AVV T ist unklar. Insbesondere für Iod sollte dieses noch geklärt werden.

Die in TecDoc 1616 angegebenen Unsicherheiten umfassen teilweise mehr als eine Größenordnung. Für Getreide können die Unsicherheiten noch größer sein (siehe z.B. TecDoc 1616, Fig. 6). Da der Verzehr von Pflanzen einen wesentlichen Dosisbeitrag leistet, wirkt

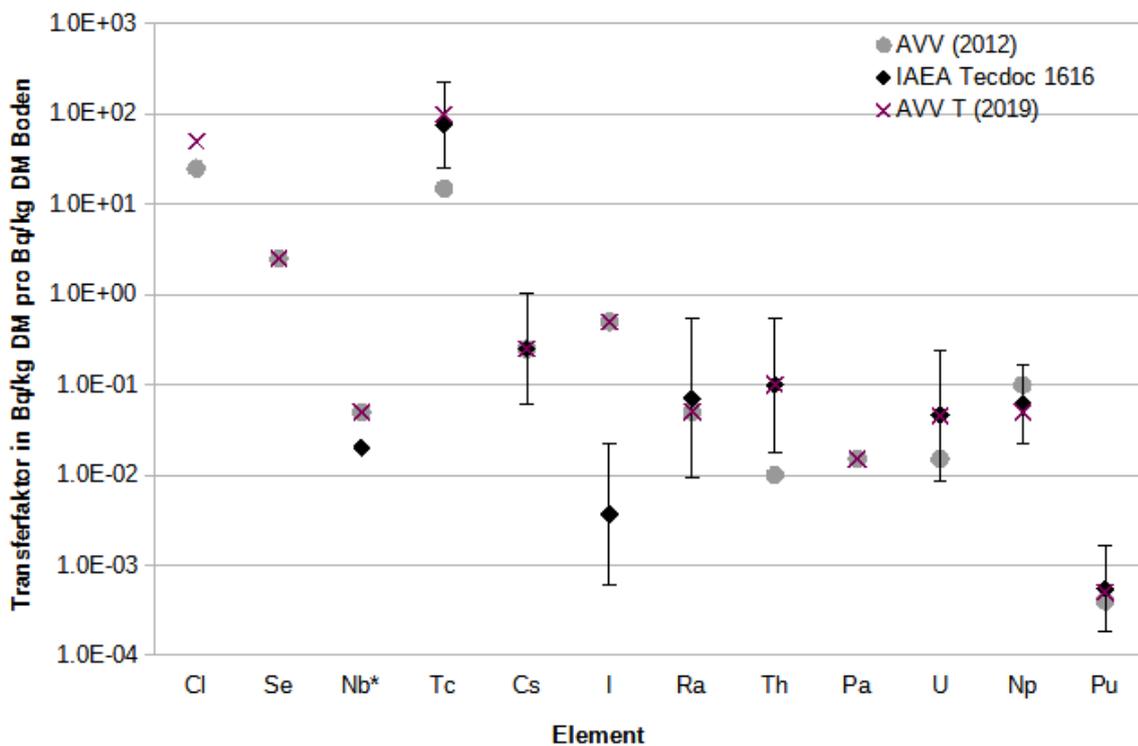


Abbildung 10 Transferfaktoren Boden-Pflanze für Weidebewuchs bezogen auf die Pflanzentrockenmasse in kg/kg aus IAEA Tecdoc 1616 (Rauten, geometrische Mittelwerte) und der AVV T (Kreuze). Die Fehlerbalken geben die geometrischen Standardabweichungen an. * für Nb war lediglich ein Wert aus einer einzigen Quelle tabelliert.

sich dies signifikant auf die Unsicherheit der berechneten Dosis aus. Entsprechende Unsicherheiten sind in der AVV T nicht angegeben.

Für Se und Pa in Blattgemüse sowie bei Cl, Se und Pa in Weidebewuchs werden in TecDoc 1616 keine Zahlen angegeben.

Die Abschätzung der TF für Se ist schwierig, da sich die TF zwischen dem "nativen", dh. natürlichen Se und dem frisch hinzugefügten Se voneinander unterscheiden (Bitterli et al. 2010). Bei „nativem“ Se liegen die dort zitierten Literaturwerte (bezogen auf Pflanzenfeuchtmasse) bei 0.002 - 0.6 für Blattgemüse und 0.01 - 0.7 für Weidebewuchs. Bei der Addition von "frischem" Selenat dagegen ergaben sich Transferfaktoren zwischen 1.5 und 21.4 bzw. 1.7 und 14.5. Diese Werte sind vermutlich am ehesten für die erste Zeit nach einer Freisetzung relevant, später wird dann der Transfer in die Pflanze aufgrund der stärkeren Festlegung oder anderer Prozesse geringer. Insbesondere der zeitliche Verlauf ist noch nicht hinreichend bekannt, sodass realistische Abschätzungen für den TF (Se) im Endlagerszenario noch nicht gemacht werden können. Zumindest aufgrund der niedrigen Redoxpotentiale im Grundwasser ist wohl eher zu erwarten, dass das Se initial nicht als Selenat vorliegt und der TF entsprechend niedriger ist. Die in der BeGrü aus der AVV T übernommenen Werte liegen jeweils bei 0.5 und stimmen mit dem von Walke et al. (2013) angenommenen Wert überein. Sie befinden sich an der oberen Grenze des oben angegebenen Bereichs für „natives“ Se.

Über das Verhalten von Pa in den Umweltmedien, insbesondere in Böden und Pflanzen, ist immer noch wenig bekannt. Der vorherrschende Oxidationszustand von Protactinium ist Pa(V), Pa(IV) ist selbst im anoxischen Bereich nicht stabil (LeNaour et al. 2019). Pa(V) wird besonders von Tonmineralen und Eisenhydroxiden stark sorbiert (Sakamoto et al.

2002). Der K_d in IAEA TecDoc 1616 liegt im Bereich von 10^1 bis 10^5 L kg^{-1} . Es konnten auch in der neueren Literatur keine Transferfaktoren gefunden werden. Der in der AVV T gelistete Wert von $3 \cdot 10^{-3}$ kg Frischmasse pro kg Bodentrockenmasse scheint so etwas wie ein "Default-Wert" zu sein, der sowohl für Blattgemüse als auch Weidebewuchs gilt, wenn über den Transfer wenig bekannt ist (Y, Ru, Au, Ac, Bk, Cf und die meisten Lanthanide). Die Lanthanide können jedoch schon wegen ihrer Dreiwertigkeit nicht unbedingt als chemische Analoga für Pa angesehen werden.

Dass Pa im Endlagerkontext überhaupt radiologisch relevant sein kann, wurde in einer früheren Arbeit (Berry et al. 1989) als unwahrscheinlich bezeichnet, denn durch die starke Sorption im Nah- und Fernfeld eines Endlagers ist der Transport in die Ökosphäre sehr beschränkt, siehe auch Kapitel 2.4.3.

3.4.3 Ökosphären- und klimaspezifische Parameter

Die beiden oben beschriebenen Parameter besitzen sicher auch eine gewisse Klimaabhängigkeit, wobei die Verweilkonstanten im Boden in erster Linie vom Niederschlag und der (klimaabhängigen) Bodenzusammensetzung abhängen dürften. Die Transferfaktoren sind sowohl boden- als auch pflanzenspezifisch. Im TecDoc 1979 (IAEA 2021) wurden für einige Elemente und Pflanzentypen Transferdaten zu tropischen und ariden Klimagebieten zusammengestellt und mit den Daten aus TRS 472 verglichen (IAEA 2021, Kap. 5, S. 61-64). Aufgrund der geringen Anzahl von Studien lassen sich allerdings keine statistisch gesicherten Aussagen machen. Generell scheinen die Transferfaktoren in tropischen Gebieten höher zu liegen als in ariden und temperierten Klimazonen. In einzelnen Fällen können die Unterschiede mehr als eine Größenordnung ausmachen. Für aride Gebiete sind die Befunde aufgrund der schlechten Datenlage uneinheitlich, für einige Element-Pflanzen-Kombinationen scheint es aber signifikante Unterschiede zu geben.

Ansonsten gehören zu ökosphären- und klimaabhängigen Parametern die folgenden Größen aus Gl. (11) (nähere Erläuterungen siehe Gl.(14) BeGru):

- jährliche Bewässerungsmenge W_k in $\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ($1 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} = 3.1536 \cdot 10^7 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$)
- Verweilkonstante für das Verbleiben auf der Pflanzenoberfläche λ_v ($5.7 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$ für gemäßigtes Klima, d.h. ca. 14.1 d Halbwertsdauer)
- Anteile der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität f_w (kühlgemäßigtes Klima: 0.3 bei Beregnung)
- Zeitdauer, während der die Pflanzenoberflächen durch Beregnung kontaminiert werden t_w^n (kühlgemäßigtes Klima: 30 d für Weideland und 60 d für Gemüse)
- Ertrag bzw. Bewuchsdichte der Pflanzengruppe n Y^n (kühlgemäßigtes Klima: $1.6 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ für Blattgemüse, $2.4 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ für andere Pflanzen, $0.85 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ für Weidepflanzen)

3.4.3.1 Jährliche Bewässerungsmenge

Die jährliche Bewässerungsmenge W_k gehört zu den wichtigsten Parametern im Ingestionspfad, da die Kontamination des Systems Pflanze-Boden direkt proportional zu W_k ist (bei Annahme konstanter Nuklidkonzentration). Sie ergibt sich aus der Summe der klimaabhängigen monatlichen Bewässerungsmengen B_l , die aus Gl. (1) der BeGru berechnet werden sollen:

$$B_l = (2 + 0.2 \cdot T_l) \cdot T_l - 1.2 \cdot (F_l - 80) - P_l \quad (14)$$

T_l , F_l und P_l sind dabei die Monatswerte von Lufttemperatur, relativer Luftfeuchte und Niederschlag (in $^{\circ}\text{C}$, % bzw. mm).

In der AVV T wird ein Wert von $1.2 \cdot 10^{-5} \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ angenommen. Bei 6 Monate Bewässerungsdauer sind das etwa $189 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Im IAEA TecDoc 1799 (IAEA 2016) wird für temperiertes Klima anhand von Gl. (14) ein Bewässerungsdefizit von $185 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ berechnet; der entsprechende Wert¹⁰ für den Klima-Referenzort Magdeburg liegt bei $228 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. In der Praxis ist die jährliche Beregnungsmenge aber geringer und liegt in Deutschland oft zwischen 80 und $100 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ (**Abbildung 11**), wobei zur Zeit ohnehin nur 2.7 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche überhaupt beregnet wird, die Hälfte davon liegt in Niedersachsen (Schittenhelm und Kottmann 2017).

Wriedt et. al (2008) haben mit Hilfe des sogenannten EPIC-Modells einen anderen Ansatz verfolgt und kommen zu wesentlich höheren optimalen Beregnungsmengen (z.B. $569 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ in kontinentalem Klima). Sie haben allerdings auch Bewässerungsstrategien mit geplanten Wasserdefiziten ($-100 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und $-150 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$) entwickelt, die in den meisten Fällen zu vertretbaren Ertragseinbußen ($< \text{ca. } 10 \%$) führen; es wird dabei betont, dass diese Strategien in Europa weit verbreitet und generell angemessen sind. Die entsprechenden Bewässerungsmengen liegen für kontinentales Klima bei $205 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ bzw. $105 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Der erste Wert entspricht etwa der Annahme in der AVV T und der zweite liegt in der Nähe des in Deutschland üblichen Bereichs (siehe **Abbildung 11**).

Hinsichtlich der Variabilität des Bewässerungsbedarfs ist der Arbeit von Zinkernagel et al. (2022) zu entnehmen, dass dieser sehr stark von der angebauten Pflanzensorte abhängt. Beispielsweise betrug der entsprechende Mittelwert über den Zeitraum 1991 - 2020 für (spät angebaute) Buschbohnen $37 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und für einige Sorten wie Rosenkohl $360 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ (beides auf Sandböden). Die Bedarfsmengen für Lehm Böden liegen im Schnitt etwa 20 - 30 % niedriger, da diese Böden ein stärkeres Wasserrückhaltungsvermögen besitzen.

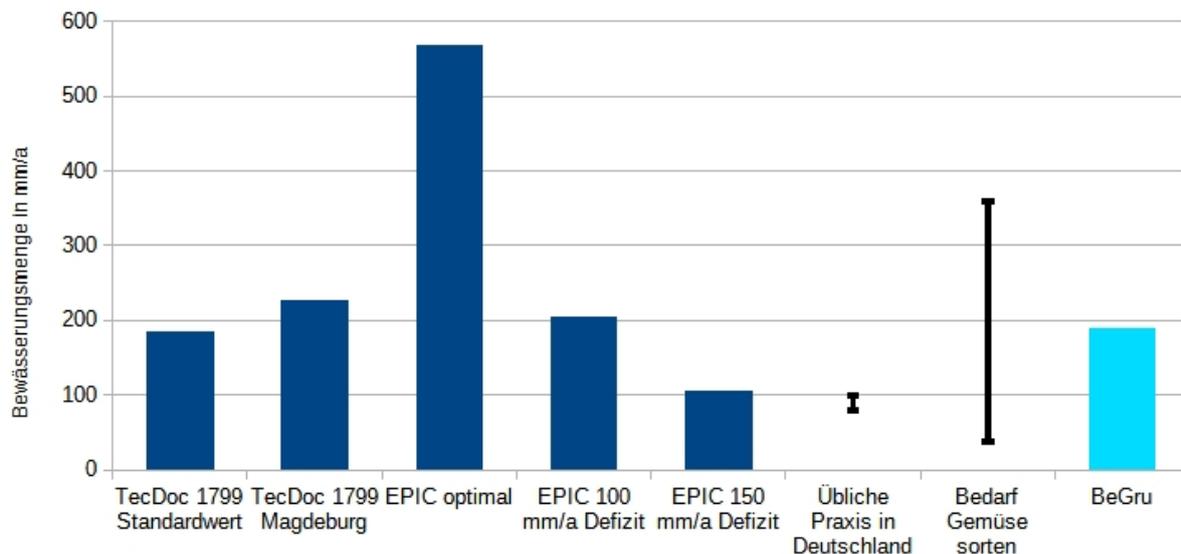


Abbildung 11 Modellierter Bewässerungsbedarf (dunkelblau) für Kontinentalklima und anhand von Daten ermittelte Bewässerungsmengen in Deutschland (Balken) im Vergleich mit dem Richtwert der BeGru (hellblau). Zu den Quellen siehe Text.

Dabei ist zu bemerken, dass beim Getreideanbau üblicherweise nicht bewässert wird (Walke et al. 2013), aber bei der Kontaminationsberechnung die Parameter für „sonstige Pflanzen“ benutzt werden.

¹⁰ extreme Werte sind $0 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ für den Referenzort Vardø und $599 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ für den Referenzort Rom

Allerdings werden in der Landwirtschaft sogenannte Fruchtwechsel durchgeführt, sodass das Getreide im Allgemeinen auf vorher kontaminierten Flächen wächst.

Insgesamt lässt sich daraus schließen, dass der in BeGru und AVV T angegebene Wert zwar über den derzeitigen durchschnittlichen Bewässerungsmengen liegt, aber dafür die meisten Gemüsesorten abdeckt.

In mediterranen Klimata ist der mit dem EPIC-Modell errechnete optimale Wasserbedarf um etwa einen Faktor 2 höher als in kontinentalen Klimata. Eine Verringerung der Bewässerungsmenge führt dort schneller zu Ertragseinbußen (Wriedt et al. 2008). Der in TecDoc 1799 berechnete entsprechende Wert liegt bei $599 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ für den Klimastandort Rom (IAEA 2016).

3.4.3.2 Verweildauer auf der Pflanzenoberfläche und Berechnungsdauer

Es sollen die beiden Parameter im Ausdruck $f(t) = \frac{1 - \exp(-\lambda_V \cdot t_W^n)}{\lambda_V}$ aus Gl.(11) gemeinsam untersucht werden. Der Wert für λ_V (englisch: removal rate oder weathering rate) aus der BeGru ist fast identisch mit dem in SRS 19 (IAEA 2001) als konservative Schätzung vorgeschlagenen Wert ($0.05 \text{ d}^{-1} \approx 5.8 \cdot 10^{-7} \text{ s}^{-1}$). Auch die Werte für t_W^n (Weidebewuchs 30 d, Blattgemüse 60 d) entsprechen denen in SRS 19, Tabelle VIII angegebenen Zahlen.

Grob geschätzt kann die Berechnungsdauer t_W^n in den verschiedenen Klimazonen zwischen 0 Tagen (feuchtes Klima) und 180 Tagen (sehr trockenes Klima, geschätzte Vegetationsdauer) betragen. Die in IAEA (2009) zusammengetragenen Halbwerts-Verweildauern $\ln 2 / \lambda_V$ (HVP, half-value period) für verschiedene Nuklide und Pflanzen liegen für Gras (\approx Weidebewuchs) zwischen 8 und 49 Tagen, sowie bei Blattgemüse zwischen 9 und 35 Tagen, dabei insgesamt im eher niedrigeren Bereich. Zunächst fällt auf, dass der Unterschied zwischen Weidebewuchs und Blattgemüse (30 bzw. 60 Tage Berechnungsdauer) für den in der BeGru angenommenen Wert wesentlich geringer ist als ein Faktor 2 und dass sich $f(t)$ bei höheren Bewässerungsdauern kaum noch ändert (siehe **Abbildung 12**, gestrichelte grüne Linie). Bei einer Annahme von sehr großen Verweildauern wäre der Unterschied etwas größer (ca. Faktor 1.4) und Unterschiede in den Berechnungsdauern würden sich etwas stärker bemerkbar machen (schwarze Linie in **Abbildung 12**).

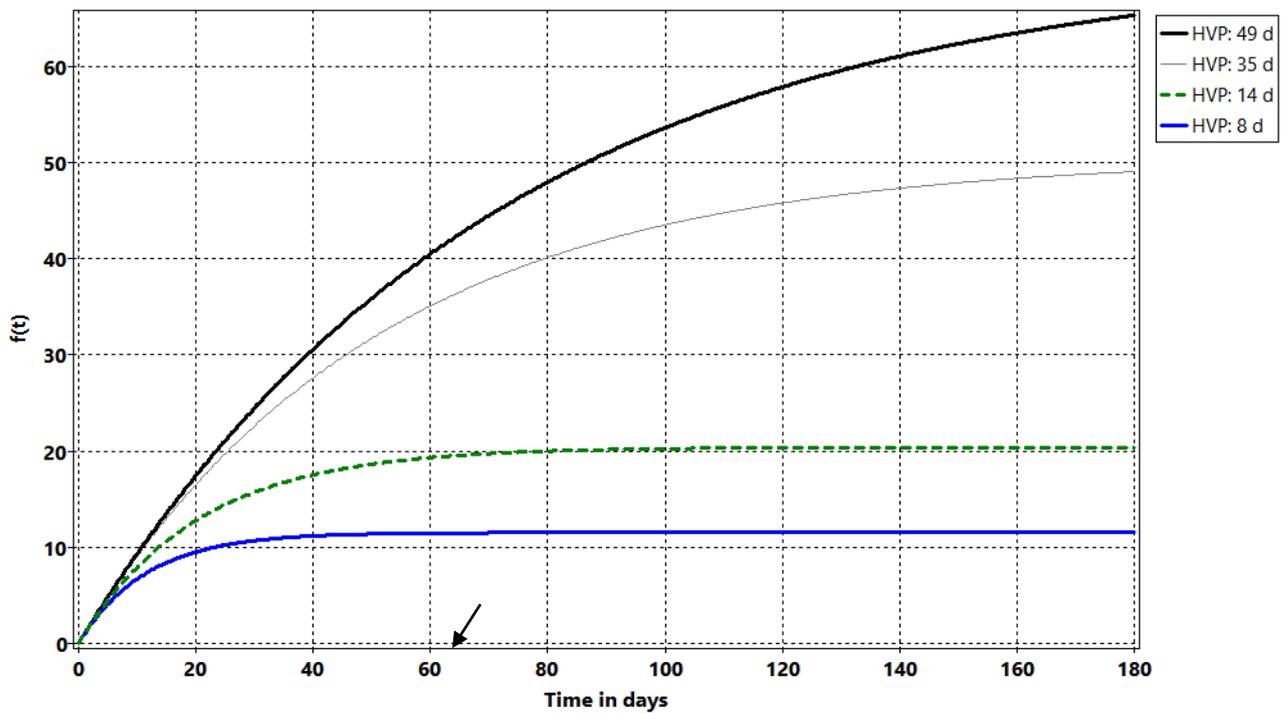


Abbildung 12 Funktion $f(t)$ in Abhängigkeit von der Berechnungsdauer t für verschiedene Verweildauern (HVP); die gestrichelte Linie entspricht der in der BeGru angenommenen Verweildauer. Pfeil: Angenommene Berechnungsdauer für Blattgemüse.

Insgesamt fallen also die relativen Berechnungsdauern von Weidebewuchs und Blattgemüse innerhalb eines Klimazustandes wenig ins Gewicht und selbst wesentlich höhere Berechnungsdauern hätten bei der in der BeGru angenommenen Verweildauer von 14 Tagen einen vernachlässigbaren Effekt, denn selbst die Annahme einer Berechnungsdauer im Maximalbereich würde bei Blattgemüse den Term $f(t)$ nur um einen Faktor < 2 erhöhen. Da anzunehmen ist, dass die beiden Größen negativ korreliert sind (längere Verweildauer bei geringerer Berechnungsdauer) ist anzunehmen, dass die Variation von $f(t)$ verglichen mit den anderen Parametern insgesamt sehr niedrig ist. Bei geringer Berechnung kommt diesem Term ohnehin nur eine untergeordnete Bedeutung zu (siehe Kap. 3.4.1)

3.4.3.3 Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität und Bewuchsdichte

Diese beiden Größen werden hier gemeinsam behandelt, da in der Literatur häufig der sogenannte Massen-Interzeptionsfaktor¹¹ betrachtet wird. Dieser Faktor ist definiert als $\alpha = f_w/Y^n$ und taucht, bezogen auf das Feuchtgewicht, als Parameter in Gl. (11) auf. Er ist ein Maß dafür, welche Fläche des Bodens pro kg der Pflanze durch die Pflanze selbst abgeschirmt wird, während die Beregnung stattfindet. α ist nicht nur von der Bewuchsdichte Y^n , sondern auch von der chemischen Form des Nuklids, der Beregnungsintensität, dem Vegetationsstadium und der Größe der Blattoberfläche abhängig (Pröhl 2009). f_w kann dabei über die (empirische) Formel von Chamberlain (1970) berechnet werden, wenn die beiden Koeffizienten in Gl. (15) bekannt sind oder abgeschätzt werden können:

¹¹ Im Englischen als „mass interception fraction“ bezeichnet; „interception fraction“ ist die Größe f_w .

$$1 - f_w = 1 - \exp(-\mu \cdot w) \quad (15)$$

Dabei ist μ der sogenannte Interzeptionskoeffizient in $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ Trockengewicht und w die oberirdische Biomassendichte in kg (Trockengewicht) $\cdot \text{m}^{-2}$.

Auch andere Prozesse wie die Auswaschung durch Regen können die Größe α beeinflussen. Die meisten Werte wurden für verschiedene Nuklide unter unterschiedlichen (nicht immer realistischen) Versuchsbedingungen ermittelt und liegen dementsprechend auch um gut eine Größenordnung auseinander (IAEA 2010, Pröhl 2009). In den verschiedenen standortspezifischen Modellen im BIOMOSA-Projekt wurden für Blattgemüse f_w -Werte zwischen 0.025 und 0.33 und Erträge zwischen 1.5 und 2.1 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ angenommen, was Massen-Interzeptionsfaktoren zwischen 0.013 und 0.22 $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ entspricht. In SRS 19 (IAEA 2001) wird für alle pflanzlichen Nahrungsmittel ein als „konservativ“ bezeichneter „Default“-Wert von 0.3 $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ Feuchtgewicht angegeben. In AVV T und BeGru wird angenommen, dass $f_w = 0.3$; die daraus errechneten Massen-Interzeptionsfaktoren liegen bei ca. 0.19 bzw. 0.13 $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ für Blattgemüse bzw. sonstige pflanzliche Nahrungsmittel, d.h. in beiden Fällen niedriger als der „konservative“ Wert aus SRS 19.

Zum Vergleich sind die Werte für Blattgemüse und Weidebewuchs in **Abbildung 13** zusammen dargestellt.

Für Weidebewuchs liegt der Massen-Interzeptionsfaktor in SRS 19 bei 3 $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ Trockengewicht, das ist bezogen auf Feuchtgewicht 0.6 $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$, wenn angenommen wird, dass der Trockengehalt 20 % des Feuchtgewichts beträgt (IAEA 2010). Der entsprechende Wert in der BeGru ergibt sich zu $0.3/0.85 = 0.35 \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ Feuchtgewicht und ist damit ebenfalls deutlich geringer als in SRS 19.

Aus Walke et al. (2013) kann man mit Hilfe der dort (Table 19) angegebenen Parameter und Gl. (15) einen Wert von 0.20 $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ für Gemüse („green vegetables“) errechnen, dies liegt sehr nahe am BeGru-Wert für Blattgemüse.

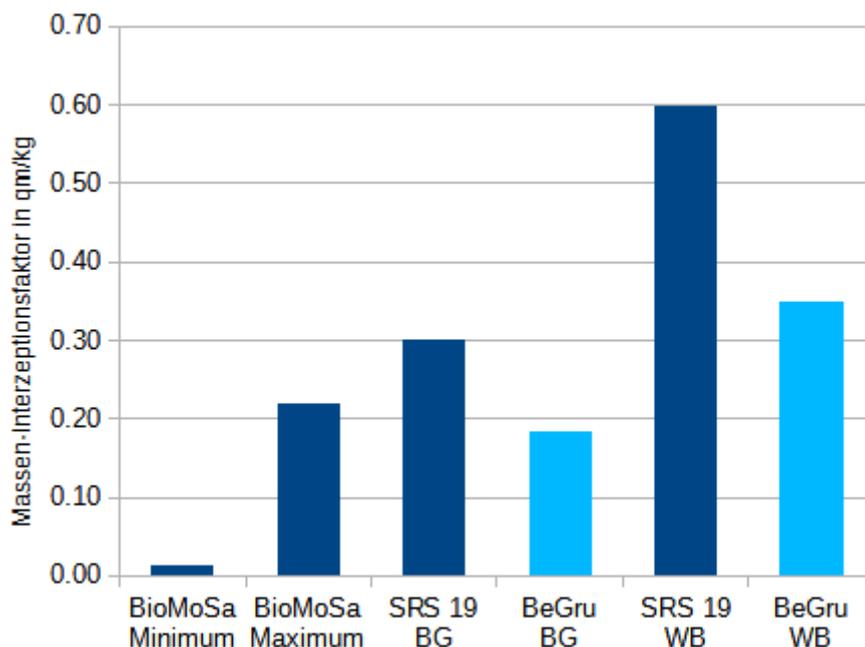


Abbildung 13 Vergleich des Massen-Interzeptionsfaktors für Blattgemüse (BG) und Weidebewuchs (WB) aus der BeGru (hellblau) mit denen aus der Literatur (dunkelblau)

In TecDoc 1799 (IAEA 2016) ist zur Berechnung des f_w -Werts eine Formel angegeben, die

auch schon von Pröhl und Müller (1996) benutzt wurde. Sie ist etwas komplizierter als Gl. (15) und soll hier nicht explizit behandelt werden. Die darin enthaltenen Parameter sind wiederum von pflanzen-, element- und wetterspezifischen Faktoren abhängig, die in TecDoc 1799 teilweise nicht tabelliert sind. Nur für Winterweizen werden alle Parameter angegeben; der resultierende Massen-Interzeptionsfaktor beträgt $0.66 \text{ m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$ und liegt damit höher als die in **Abbildung 13** angegebenen Werte.

Insgesamt lässt sich der Literatur entnehmen, dass es für die Massen-Interzeptionsfaktoren der einzelnen Pflanzenarten noch keine verlässlichen Werte bzw. empirische Abschätzungen gibt, was durch die Abhängigkeit von äußeren Faktoren erschwert wird. Die Unsicherheit scheint hier bei einer Größenordnung zu liegen.

3.4.3.4 Bodendichte und Wurzeltiefe

Die Flächentrockenmasse p^m des Bodens hängt über die Beziehung $p^m = d \cdot \rho$ mit den angenommenen Wurzeltiefen d und den Bodendichten ρ zusammen. In Kap. 3.3 zeigte sich, dass in dem einfachen Kompartimentmodell die Verweilkonstante λ_m von d und ρ abhängt. Der Mittelwert für mineralische Ackerböden lag dabei bei 1.3 kg m^{-3} ; aus der angenommenen Flächentrockenmasse $280 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ und der Wurzeltiefe d von 0.2 m ergab sich ein Wert von 1.4 kg m^{-3} . Für Weideböden wird in der BeGru $120 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ veranschlagt. Mit der angenommenen Wurzeltiefe 0.1 m ergibt sich eine Bodentrockendichte von $\rho_{\text{Weide}} = 1.2 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-2}$, siehe auch Diskussion in Kap. 3.3.2.

Die Flächentrockenmasse tritt in Gl. (13) auch explizit als Parameter auf. Das Produkt $p^m \cdot \lambda_m$ wirkt sich über Gl. (11) und (13) daher auf den relativen Beitrag der durch die Bodenkontamination verursachten Anteil der Pflanzenkontamination aus (Summand Σ_2).

Nach dem Modell aus Kap. 3.3 ist die durch die Aufnahme über den Boden verursachte Pflanzenkontamination für große Zeiten, d.h. im Gleichgewicht, nicht mehr von der Dicke der Wurzelzone abhängig und kann auch ohne das Produkt $p^m \cdot \lambda_m$ ausgedrückt werden. Dies soll hier kurz gezeigt werden. Man kann also $\Sigma_2(\infty)$ direkt aus klima- und standortspezifischen Daten berechnen.

Für große Zeiten ist

$$\Sigma_2(\infty) = \frac{\frac{1}{2} W_k \bar{C}_{k,r}^W T_r^n}{p^m \lambda_m} \quad (16)$$

Nun ist aber laut Gl (9) und mit $W'_{out} = 0.001 \cdot W_{out}$ (Einheit $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

$$\lambda_m = \frac{W_{out}}{d \cdot \bar{\theta} \left(1 + \frac{\rho_B}{\bar{\theta}} K_d\right)} \quad (17)$$

und somit wegen $p^m/d = \rho_B$

$$\Sigma_2(\infty) = \frac{1}{2} W_k \bar{C}_{k,r}^W T_r^n \cdot \frac{\bar{\theta} \left(1 + \frac{\rho_B}{\bar{\theta}} K_d\right)}{W_{out} \rho_B} \quad (18)$$

3.4.4 Verhaltensabhängige Parameter

Die Parameter, die vom Aufenthaltsort und Verhalten der betreffenden Referenzperson abhängen, sind die jährliche Verzehrsmenge U^i (pro Kopf Verbrauch in kg pro Jahr) und der Anteil f_i des Nahrungsmittels (hier: Pflanzen bzw. Nahrungsmittel pflanzlichen Ursprungs), der kontaminiert ist.

Auch hier sind die Literaturangaben, was die Verzehrsmengen an Nahrungsmitteln pflanzlichen Ursprungs angeht, uneinheitlich. Während die Werte aus der OPERA-Studie (OPERA 2017), aus BioMoSa (Pröhl et al. 2005) und dem TecDoc 1799 (IAEA 2016) weitgehend mit dem BeGru-Wert übereinstimmen (TecDoc 1799 übernimmt explizit den Wert 253 kg pro Jahr aus der deutschen StrlSchV), gehen andere Studien auch von höheren Verbrauchsmengen aus (siehe **Abbildung 14**). Becker (2003) veranschlagt einen täglichen Kalorienverbrauch von 3000 kcal, die mediane Energiezufuhr liegt allerdings in Deutschland zurzeit bei etwa 2100 kcal (NVS II 2008; Frauen 1833 kcal, Männer 2413 kcal). Im SRS 19 (IAEA 2001) wird von einer „critical group“ ausgegangen, die ebenfalls einen höheren Nahrungsverbrauch hat. Walke et al. (2013) unterscheiden zwischen zwei verschiedenen Ingestionsraten, nämlich „typical“ und „high“, wobei letztere das 95 % - Perzentil repräsentiert¹² (oberer Balken in **Abbildung 14**).

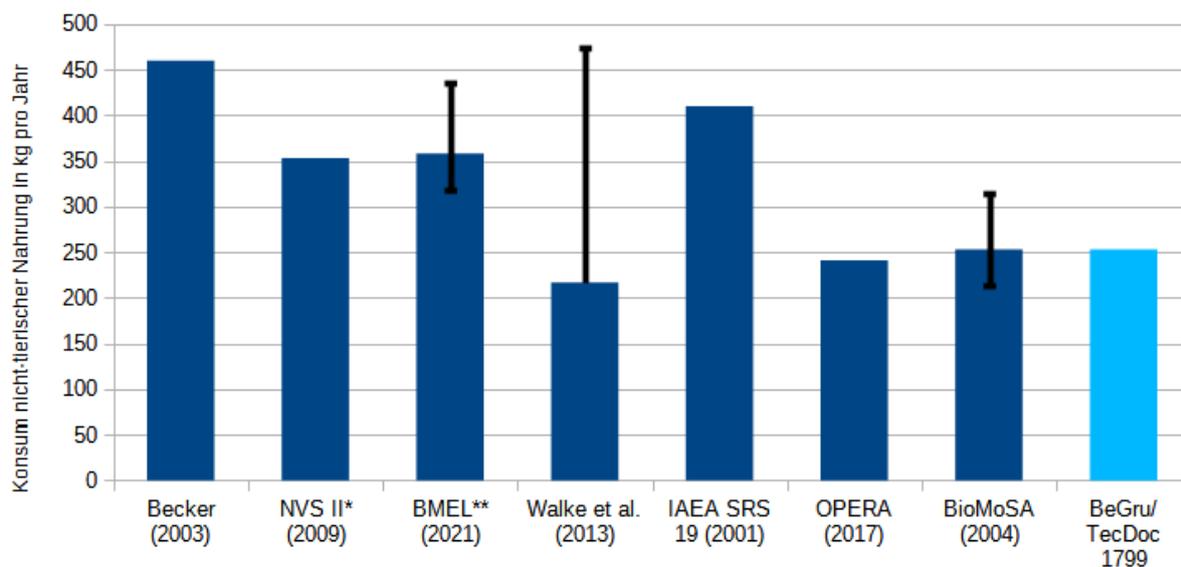


Abbildung 14 Konsum von Nahrung pflanzlichen Ursprungs in gemäßigten Klimazonen laut verschiedener Literaturquellen. BioMoSa: Referenzort Deutschland, der Balken bezeichnet den Bereich der Werte für die Länder Belgien, Spanien, Schweden und Ungarn. * inklusive Eintöpfe und Suppen (30 kg pro Jahr), ohne Süßwaren (19 kg pro Jahr) ** inkl. pflanzl. Öle und Fette (20 kg pro Jahr), ohne Zucker (34 kg pro Jahr) und Zitrusfrüchte (32 kg pro Jahr), zur Bedeutung des Balkens siehe Text.

Aus zwei Untersuchungen (NVS II 2008, BMEL 2021) lässt sich für Deutschland auf einen höheren durchschnittlichen Verbrauch an Nahrungsmitteln pflanzlichen Ursprungs schießen als in der BeGru angenommen. Die nationale Verzehrsstudie (NVS II 2008) beruht auf

¹² Es sei darauf hingewiesen, dass bei der Ermittlung des Wasserbedarfs laut BeGru Kap 3.1 von „einer kleinen Gruppe von 10 Personen“ ausgegangen werden soll, „die einen Hof bewirtschaftet“. Konsequenterweise müsste dann auch von einem durch die körperliche Arbeit bedingten höheren Wasser- und Kalorienverbrauch ausgegangen werden.

einer Befragung von 20000 Personen, während die Werte in den BMEL-Tabellen aus Daten der Lebensmittelindustrie errechnet wurden (Bezug hier auf die Daten von 2020). berücksichtigt werden sollen. Beispiele: Produkte aus Zucker (jährlicher pro-Kopf-Verbrauch 34 kg) werden zumeist aus Rübensaft hergestellt und dann industriell verarbeitet.

Die Frage ist, ob der so hergestellte Zucker noch kontaminiert ist und ob in Szenarien mit selbstversorgenden Gemeinschaften dieser Beitrag einfach wegfallen kann oder der Bedarf durch Konsum anderer pflanzlicher Nahrungsmittel kompensiert wird. Ähnliches gilt aufgrund ihrer Herkunft für Zitrusfrüchte, die immerhin ca. 33 % des Obstkonsums ausmachen (BMEL 2021) und einen Teil der pflanzlichen Fette und Öle. Betrachtet man nur die BMEL-Werte für Getreideerzeugnisse (85 kg), Kartoffeln (57 kg) sowie Gemüse (106 kg) und Obst (71 kg) (beides nur „Marktanbau“), so ergibt sich eine jährliche Verzehrsmenge von 318 kg. Bei zusätzlicher Berücksichtigung von pflanzlichen Ölen und Fetten, Zucker sowie Zitrus- und sonstigen Früchten liegt der Wert bei 436 kg (siehe Balken in **Abbildung 14**).

In Pröhl et al. (2005), deren Daten ja auch der StrlSchV bzw. BeGru zugrunde liegen, werden Obst im Allgemeinen und Zitrusfrüchte im Besonderen nicht berücksichtigt. Auch pflanzliche Fette und Öle werden hier wie in vielen radioökologischen Studien zumeist ausgeschlossen. Dagegen werden 75 kg pro Jahr „fruit vegetables“ veranschlagt; zu dieser Kategorie gehören z.B. Tomaten, Paprika und Kürbisse, aber kein Obst. In StrlSchV und BeGru werden diese 75 kg jedoch aufgeteilt in 35 kg einheimisches Frischobst inkl. -produkte und -säfte, sowie 40 kg „Gemüse“ inkl. -produkte und -säfte. Laut BMEL (2021) liegt der Obstkonsum in Deutschland aber bei etwa 109 kg pro Jahr (wobei allerdings etwa 30 % davon Zitrusfrüchte sind und ein unbekannter Anteil Bananen) und der Gemüsekonsum bei 106 kg pro Jahr, was den größten Teil der Differenz der beiden entsprechenden Balken in **Abbildung 14** erklärt. Bei diesen Überlegungen ist auch zu beachten, dass sich diese Daten nicht auf den Nahrungsmittelverbrauch von Referenzpersonen beziehen.

Da die Datenlage bezüglich der Transferfaktoren einiger pflanzlicher Nahrungsmittel noch recht dünn ist, sollte die Nichtberücksichtigung einer Pflanzengruppe gut begründet werden, auch wenn sich abzeichnet, dass die Transferfaktoren für einige Elemente erheblich niedriger sind (wie beim Transfer von Cs, Sr und Ra in Früchte, IAEA 2009).

Insgesamt hält sich aber die Unsicherheit bezüglich der Verzehrsmengen in Grenzen, denn der Unterschied zwischen BeGru-Annahme und den höchsten Verzehrsmengen in **Abbildung 14** ist geringer als ein Faktor 2 (man vergleiche mit den Unsicherheiten der Transferfaktoren).

Anteil der kontaminierten Nahrungsmittel

Bezüglich des Faktors f_i (Anteil der kontaminierten Nahrungsmittel) konnte in den radioökologischen Studien kein Hinweis auf Annahmen von $f_i < 1$ gefunden werden. Die Bestimmung und Extrapolation dieses Faktors für unterschiedliche Szenarien ist schwierig, denn dazu müssten der lokale Bedarf und der lokale Ertrag bekannt sein. In der BeGru werden die dort angenommenen f_i - Werte ($f_i = 0.5$ für alle Lebensmittel ausser Wasser und Muttermilch) nicht begründet. Nimmt man Selbstversorgung an, wie in der BeGru Kap. 12.1 suggeriert, so müsste für alle Lebensmittel $f_i = 1$ gelten.

Für die heutige Zeit und unter Annahme einer Kontamination im Bundesgebiet kann man beispielhaft eine Abschätzung der Obergrenze skizzieren, und zwar mit Hilfe des sogenannten Selbstversorgungsgrades S_i , der definiert ist als Quotient aus Eigenerzeugung $P_{w,i}$ des Nahrungsmittels i in kg und dem Verbrauch V_i in kg (multipliziert mit 100 %). Dieser Wert kann auch größer als 100 % sein, wenn vom betreffenden Nahrungsmittel mehr erzeugt als benötigt wird. Da aber das Versorgungsdefizit eine Rolle spielt, werden im Folgenden

größere Werte immer auf 100 % gesetzt. In dieser Bilanz wird nicht berücksichtigt, dass auch bei vollständiger Deckung des Nahrungsmittelbedarfs durch inländische Produkte trotzdem noch ausländische Produkte importiert und verzehrt werden. Auch deshalb kann die folgende Abschätzung nur eine Obergrenze für den Anteil der kontaminierten Nahrung liefern.

Wenn S_i für jede Nahrungsmittelgruppe bekannt ist, kann man den über die gesamte Gruppe der pflanzlichen Nahrungsmittel gemittelten Selbstversorgungsgrad \bar{S} berechnen aus

$$\bar{S} = \frac{1}{V} \sum_i S_i \cdot V_i \quad (19)$$

Hierbei ist V die Summe über alle V_i . Die Berechnung kann jetzt mit Hilfe der Daten aus **Tabelle 4** erfolgen.

Unter Verwendung von Gl. (19) ergibt sich ein durchschnittlicher Versorgungsgrad von 59 %, d.h. die Obergrenze für f_i läge in diesem Fall bei etwa 0.6, unter der Annahme, dass die importierte Nahrung nicht kontaminiert und der Anteil des Selbstversorgungsgrades überall gleich ist. Dies ist verträglich mit der Annahme in der BeGru, dass aktuell $f_i = 0.5$ für alle Lebensmittelgruppen außer Trinkwasser und Muttermilch.

Tabelle 4 Versorgungsgrade und Pro-Kopf-Verbrauch der einzelnen Kategorien pflanzlicher Nahrung (ohne Zuckererzeugnisse) für Gesamtdeutschland im Jahr 2020. Quelle: BMEL (2021). * in Fällen, in denen der Versorgungsgrad > 100 % ist, wird im Inland mehr erzeugt als verbraucht.

Nahrungsmittel	Selbstversorgungsgrad* S_i in %	Pro-Kopf-Verbrauch V_i in kg
Getreide	104	90
Kartoffeln	144	63
Gemüse	37	106
Obst	20	79
pflanzl. Öle und Fette	22	20

Wenn entsprechende Daten vorliegen, kann dieses Verfahren auch kleinskaliger angewendet werden.

3.5 Parameter für die Ingestion von tierischen Nahrungsmitteln

Die in der BeGru angenommene Kontamination von tierischen Nahrungsmitteln über Futter und Tränkwasser wird beschrieben durch sog. „Übergangsfaktoren“. Diese sind für einige Nuklide um Größenordnungen höher als die entsprechenden Werte aus der Literatur, was dazu führt, dass die Gesamt-Ingestionsdosen für diese Nuklide durch Fleisch und in geringerem Maße auch Milch dominiert werden. Benutzt man zur Dosisberechnung die empfohlenen IAEA-Werte, liefern jedoch die tierischen Nahrungsmittel für Chlor, Caesium und Iod immer noch sehr hohe Dosisbeiträge. Süßwasserfisch ist für die Ingestionsdosis außer für Caesium und in geringerem Maße Selen nicht relevant. Für die meisten Aktinide hingegen spielt der Kontaminationspfad „tierische Nahrungsmittel“ kaum eine Rolle.

Zu den für die Ingestion von tierischen Nahrungsmitteln relevanten Parametern gehören die bereits in Kap. 3.4.2 besprochenen Größen Transferfaktor Boden-Weidebewuchs und Trink- bzw. Tränkwasserkonzentration und auch die in Kap. 3.4.3 behandelten pflanzen-spezifischen Parameter gemäß Gl. (11). Die effektive Dosis ergibt sich analog zu Gl. (10) aus

$$\sum_{i=Fl,Mi,Fi} g_{eff,r} f_i U^i \tilde{C}_{k,r}^i \quad (20)$$

Hierbei stehen $i = Fl, Mi$ und Fi für Fleisch, Milch und Fisch, U^i ist wieder die Verzehrsmenge in kg pro Jahr und $\tilde{C}_{k,r}^i$ die Konzentration im jeweiligen Nahrungsmittel in $Bq \cdot kg^{-1}$ Feuchtmasse. Die Konzentrationen werden mit Hilfe folgenden Zusammenhangs berechnet:

$$\tilde{C}_r^{Mi,Fl} = (C_r^{Fu} \cdot \dot{M} + C_r^W \cdot L) \cdot T_r^{Mi,Fl} \quad (21)$$

Dabei sind

C_r^{Fu} : Aktivitätskonzentration im Futter in $Bq \cdot kg^{-1}$ Feuchtmasse

C_r^W : Aktivitätskonzentration im Tränkwasser in $Bq \cdot L^{-1}$

\dot{M} : tägliche Futtermengeaufnahme in $kg \cdot d^{-1}$ (70 kg in feuchtemäßigtem Klima)

L : tägliche Wasseraufnahme in $L \cdot d^{-1}$ (110 L in feuchtemäßigtem Klima)

$T_r^{Mi,Fl}$: Transferfaktoren für den Übergang vom Futter in Milch T_r^{Mi} bzw. Fleisch T_r^{Fl} in $d \cdot kg^{-1}$ (identisch mit den Übergangsfaktoren für den Übergang von Tränkwasser in Milch bzw. Fleisch)

Vergleicht man die Transferfaktoren für Rindfleisch in Tabelle 27, TecDoc 1799 (IAEA 2016) mit denen für Schweinefleisch, so liegen die letzteren durchweg höher (etwa Faktor 2 bis 10), für Geflügel im Allgemeinen sogar um zwei Größenordnungen. Dies bedeutet aber nicht, dass die Vereinfachung in der BeGru, für das Fleisch nur die Werte für Rindfleisch anzusetzen, insgesamt zu Unterschätzungen führt. In den fachlichen Begründungen zur AVV (BfS 2005) wird diese Annahme damit gerechtfertigt, dass der Weidebewuchs höher kontaminiert sei als andere Futtermittel und die Kontamination somit konservativ abgeschätzt sei.

Für die Konzentration in Fisch wird

$$\tilde{C}_r^{Fi} = C_r^W \cdot T_r^{Fi} \quad (22)$$

angesetzt, wobei T_r^{Fi} den Faktor für den Übergang der Kontamination in Fischfleisch in $L \cdot kg^{-1}$ bezeichnet.

Die Definition von C_r^W bezieht sich hier jeweils auf die Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser, d.h. es wird davon ausgegangen, dass das Oberflächenwasser als Tränkwasser genutzt wird. Damit wird implizit festgelegt, dass das Tränkwasser aus derselben Quelle stammt wie die verzehrten Fische, was in Brunnenwasserszenarien nicht unbedingt der Fall sein muss.

3.5.1 Nuklidabhängige Parameter

Zur Aktivitätskonzentration im Futter C_r^{Fu} sei noch angemerkt, dass hier außerhalb der Phase, in dem die Tiere frischen Weidebewuchs fressen, der Aufbau von kurzlebigen Tochternukliden im Lagerfutter (das mit Weidebewuchs identisch sein soll) mit berücksichtigt werden soll. Ansonsten wird diese Größe berechnet wie in Gl. (11) beschrieben.

Nuklidabhängig sind bei der Dosisberechnung für Nahrungsmittel tierischer Herkunft die Übergänge vom Futter in Fleisch bzw. Milch, wobei die entsprechenden Werte für die Übergänge vom Tränkwasser als gleich angenommen werden. Auch der Übergang von Oberflächenwasser in Fischfleisch hängt von dem betreffenden Element ab. Die Datenlage bezüglich dieser Parameter ist relativ schlecht; in TecDoc 1616 wird resümiert, dass für etwa 50 % der relevanten Nuklide keine Daten vorliegen und nur für weniger als 14 % mehr als 5 Datensätze vorliegen.

Im Folgenden werden die in der BeGru bzw. der AVV T 2019 tabellierten entsprechenden Werte mit denen von der IAEA tabellierten Faktoren einerseits und denen in Valls und Duro (2012) sowie Walke et al. (2013) verwendeten Werten andererseits verglichen. Es werden hier jeweils die aktuellsten Datensätze der IAEA verwendet, nämlich TecDoc 1799 (IAEA 2016) für den Transfer Futter-Fleisch und Konzentrationsfaktor Fisch, sowie TecDoc 1950 (IAEA 2021) für den Transfer Futter-Milch. Die Daten von Walke et al. (2013) basieren z.T. auf älteren IAEA-Datensätzen, aber auch aus internen, unveröffentlichten Reports. Im Fall von Valls und Duro (2012) stammen die Daten aus einem unveröffentlichten NAGRA-Report. Die in TecDoc 1799 tabellierten Werte für den Konzentrationsfaktor Fisch wurden bis auf den Wert für Cl aus der AVV Strahlenschutz (BMU 2012) übernommen.

3.5.1.1 Transfer Futter – Rindfleisch

In **Abbildung 15** sind die Faktoren für den Transfer aus dem Futter (bzw. Tränkwasser) in das (Rind-)Fleisch aufgezeichnet. Vergleicht man die Einträge aus den beiden TecDocs, so fällt auf, dass in TecDoc 1616 keine Werte für Se, Tc, Pa und Np vorhanden sind und die Anzahl der verwendeten Datensätze mit Ausnahme von Cs (58 Datensätze) nicht größer als 6 ist (für Cl, Nb und Ra wird nur ein Datensatz und daher auch kein Bereich angegeben).

TecDoc 1799, das eigentlich neuere Dokument, greift mit Ausnahme von Cs auf ältere Literaturwerte zurück (Staven et. al. 2003, die sich wiederum in einigen Fällen auf das ältere IAEA-Dokument TRS 364 beziehen, das eigentlich durch TRS 472 bzw. TecDoc 1616

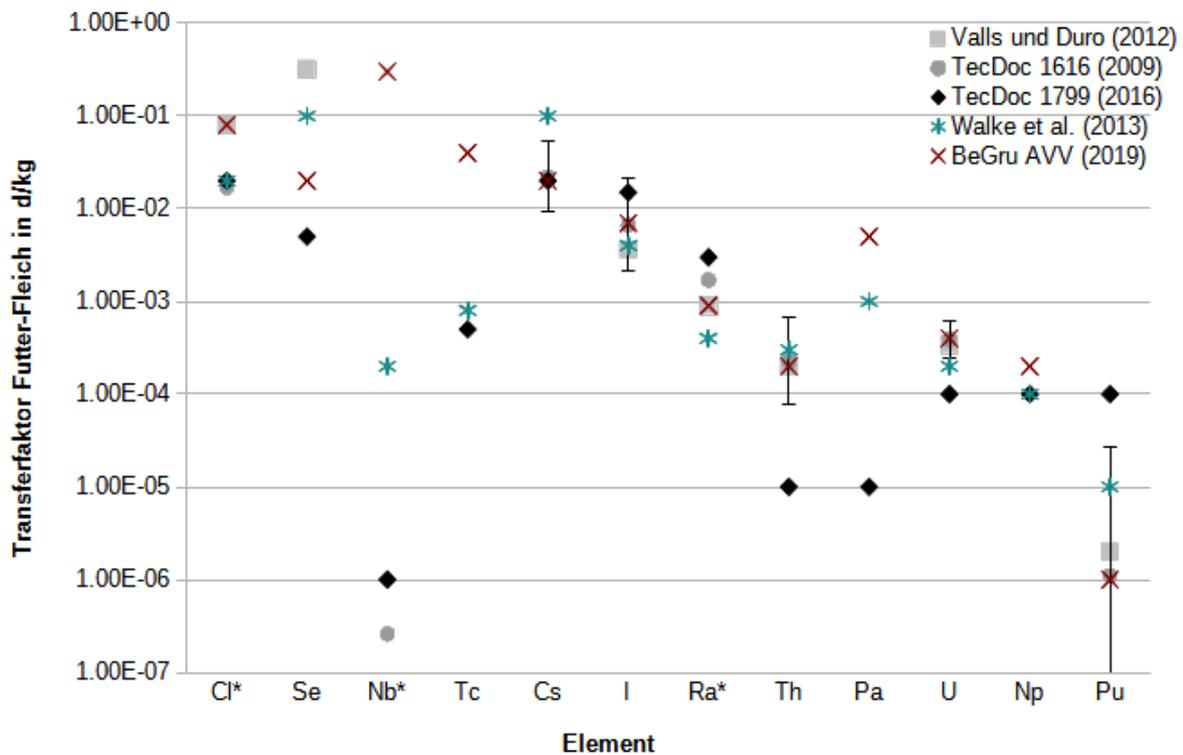


Abbildung 15 Transferfaktoren Futter – Fleisch in $d \cdot kg^{-1}$; die Fehlerbalken geben die geometrischen Standardabweichungen aus TecDoc 1616 an; * Schätzwert aus TecDoc 1616 beruht nur auf einem Datensatz.

abgelöst wurde und auch nicht mehr erhältlich ist), der Grund hierfür wird nicht angegeben.

Beim Vergleich der Daten ist zu sehen, dass die BeGru- bzw. AVV-Werte (Kreuze) im Vergleich mit den Literaturwerten bei den Nukliden Nb, Tc, Pa und Pu um mehrere Größenordnungen auseinanderliegen; bei Nb ist der Wert extrem stark abweichend ($3 \cdot 10^{-1} d \cdot kg^{-1}$), er ist schon in der AVV von 2001 tabelliert. Bei Cl, Cs, I, Ra, U und Np sind die Abweichungen allerdings vergleichsweise gering (niedriger als eine Größenordnung). Im Vergleich zu TecDoc 1799 sind die BeGru-Werte nur für I, Ra und Pu niedriger, im letzten Fall allerdings um zwei Größenordnungen.

Für die Elemente Se, Pa und Pu unterscheiden sich auch die Faktoren aus Valls und Duro (2012) sowie Walke et al. (2013) erheblich von denen aus TecDoc 1799.

Die in TecDoc 1616 angegebene geometrische Standardabweichung für Pu ist mit 24.8 (5 Datensätze) sehr hoch.

3.5.1.2 Transfer Futter – Kuhmilch

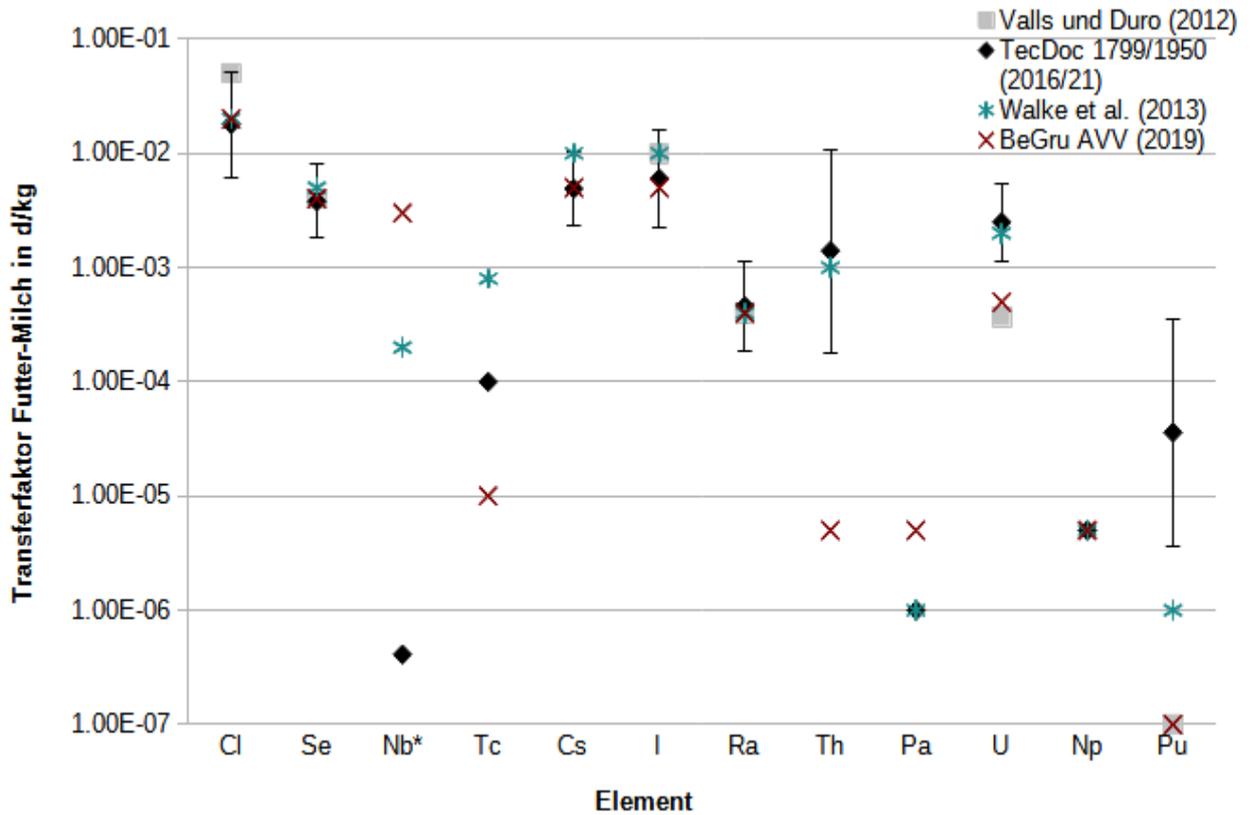


Abbildung 16 Transferfaktoren Futter – Milch in $d \cdot kg^{-1}$; die Fehlerbalken geben die geometrischen Standardabweichungen aus TecDoc 1950 an, die Werte ohne Balken sind in TecDoc 1950 nicht enthalten, sie wurden TecDoc 1799 entnommen; * Schätzwert aus TecDoc 1950 beruht nur auf einem Datensatz.

Die Transferfaktoren Futter – Kuhmilch wurden kürzlich in Te25cDoc 1950 (IAEA 2021) revidiert. Für Nb, Tc, Pa und Np wurden allerdings keine Veränderungen vorgenommen, daher sind in **Abbildung 16** für diese Elemente die Werte aus TecDoc 1799 eingetragen. Auch hier ergibt sich wieder ein sehr heterogenes Bild: Während die BeGru-Werte für Cl, Se, Cs, I, Ra und Np sehr nah an denen der IAEA liegen, betragen die Abweichungen im Falle von Nb, Tc, Th und Pu eine Größenordnung und mehr. Die geometrischen Standardabweichungen der IAEA-Datensätze sind für Th und Pu am höchsten, sie betragen 7.8 bzw. 9.8 bei jeweils 3 Datensätzen.

3.5.1.3 Transfer Oberflächenwasser – Fischfleisch

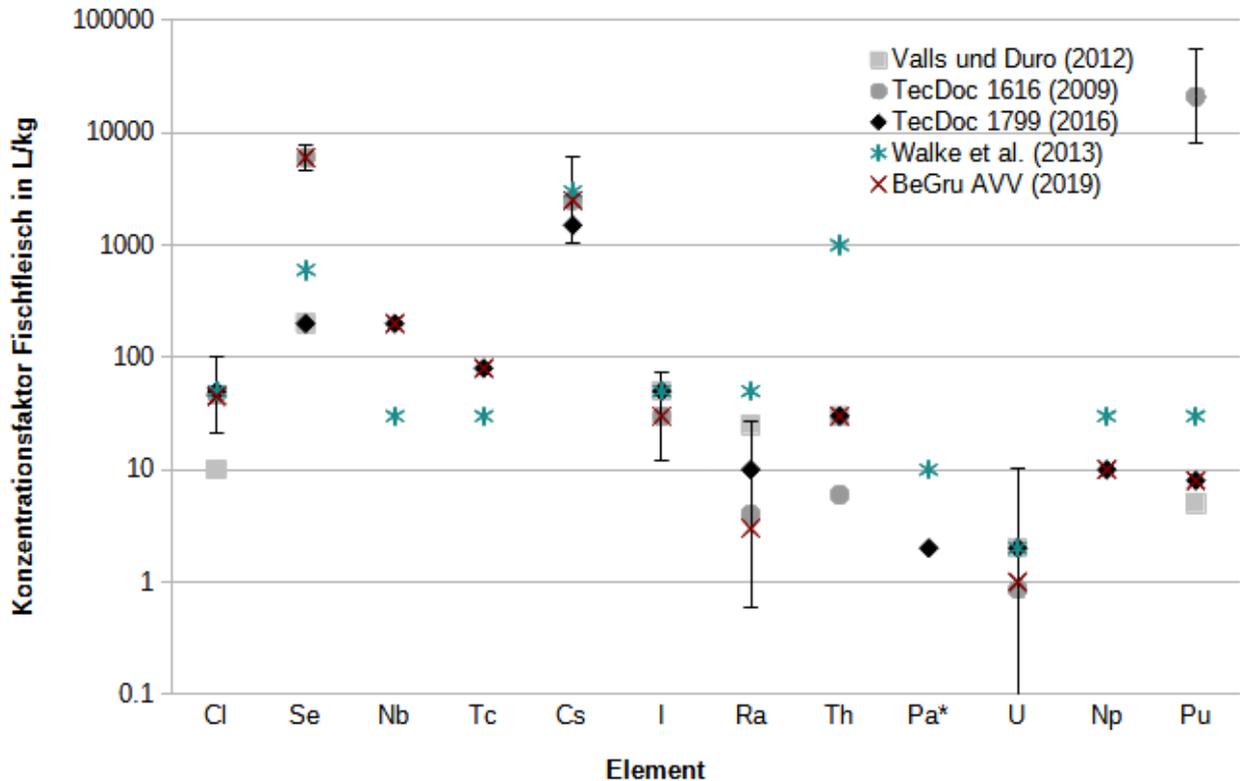


Abbildung 17 Konzentrationsfaktoren Oberflächenwasser - Fischfleisch in $L \cdot kg^{-1}$; die Fehlerbalken geben die geometrischen Standardabweichungen aus TecDoc 1616 an; * Wert in der BeGru nicht tabelliert

Die Konzentrationsfaktoren für Fischfleisch sind dadurch gekennzeichnet, dass sie in fast allen Fällen (manchmal wesentlich) größer als 1 sind (**Abbildung 17**). Dem steht gegenüber, dass das Oberflächenwasser gegenüber dem Grundwasser zumeist stark verdünnt ist und der Fischkonsum relativ gering (laut BeGru 7.5 kg pro Jahr, davon 17 % Süßwasserfisch). Unter besonderen Bedingungen (starke Speisung des Oberflächengewässers durch Grundwasser und Konsum von Fischen ausschließlich aus diesem Gewässer) kann dieser Pfad dennoch für einige Nuklide zu einem signifikanten Dosisbeitrag führen (siehe auch Kap. 2.3.3).

Da die Faktoren aus TecDoc 1799 auf der AVV Strahlenschutz 2012 beruhen¹³, sind einige Werte in der BeGru mit diesen identisch. Der Wert für Se wurde in der BeGru allerdings stark nach oben korrigiert, weitere Änderungen betreffen die Elemente Cs, I, Ra und U. Hier orientieren sich die BeGru und aktuelle AVV T an den Faktoren aus TecDoc 1616. Die größten geometrischen Standardabweichungen haben hier die Werte für U (Faktor 12 bei 9 Datensätzen) und Ra (Faktor 6.8 bei 21 Datensätzen). Unsicherheitsbereiche bzw. geometrische Standardabweichungen werden in TecDoc 1799 nicht angegeben.

¹³ In TecDoc 1799 wird irrtümlich die Einheit $m^3 \cdot kg^{-1}$ angegeben.

3.5.2 Verhaltensabhängige Parameter

Hier spielen die menschlichen Verzehrsgewohnheiten (Fleisch-, Milch- und Fischkonsum, Variablennamen U^i) und der tierische Futter- und Tränkwasserkonsum (Variablennamen \bar{M} bzw. L) eine Rolle.

3.5.2.1 Fleisch-, Milch- und Fischkonsum

In der BeGru werden folgende Verzehrsmengen pro Jahr und Person angenommen: Fleischprodukte incl. Eier 90 kg, Milch und Milchprodukte 130 kg, sowie Fisch 7.5 kg (davon im Mittel 17 % = 1.28 kg Süßwasserfisch).

Laut nationaler Verzehrstudie liegt die mediane Energiezufuhr pro Tag bei etwa 2100 kcal, was einer niedrigen körperlichen Aktivität entspricht (NVS II 2008). Die der NVS II und dem agrarstatistischen Jahrbuch (BMEL 2021) entnommenen Werte entsprechen also in etwa diesem Energieverbrauch. Wie in Kap. 3.4.4 nimmt Becker (2003) einen Bedarf von 3000 kcal an und kommt auf entsprechend höhere Werte. Auch die Ingestionsraten für eine „critical group“ in SRS 19 (IAEA 2001) sind höher, siehe auch Kap. 3.4.4.

Auffällig ist, dass im Gegensatz zum Pflanzenkonsum die Werte aus den deutschen Studien NVSII (2009) und BMEL (2021) eher niedriger sind als in der BeGru veranschlagt. Dies könnte u.a. damit zusammenhängen, dass der Fleischkonsum in Deutschland seit 30 Jahren um etwa 15 % gesunken ist BMEL (2021).

Dennoch lässt sich aus dem Vergleich schließen, dass die Unsicherheit im Verbrauch bezüglich Fleisch- und Milchprodukte geringer als ein Faktor 2 ist.

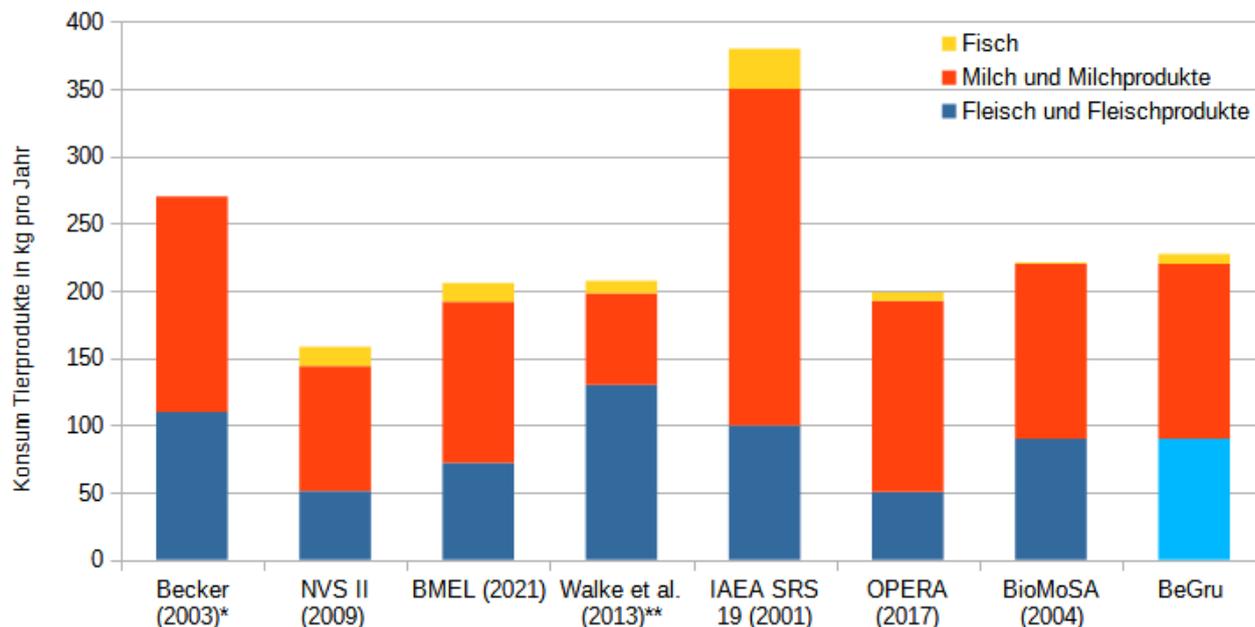


Abbildung 18 Konsum von Nahrung tierischen Ursprungs in gemäßigten Klimazonen laut verschiedener Literaturquellen. *Energiebedarf 3000 kcal, ** "typical consumption"

3.5.2.2 Futter- und Tränkwasserkonsum

Die Annahmen in verschiedenen radioökologischen Modellen (IAEA 2016, Becker 2003, BioMoSa 2004, Walke et al. 2013) unterscheiden sich nur vergleichsweise wenig von den in der BeGru veranschlagten Werten (70 kg · d⁻¹ für Futtergras und 100 L · d⁻¹ für Tränkwasser). Bei Futter liegen die Werte zwischen 60 und 100 kg · d⁻¹ und bei Tränkwasser einheitlich bei 75 L · d⁻¹ (BioMoSa: deutscher Standort). Dabei wird im TecDoc 1799 und in der BioMoSa-Studie noch eine Unterscheidung zwischen Milchkühen und Fleischrindern vorgenommen. Bei Letzteren ist die Futtermenge (zwischen 20 und 125 kg · d⁻¹) und der Wasserverbrauch (zwischen 30 und 60 L · d⁻¹) im Mittel geringer. Als Futter wird in diesem Fall u.a. auch Mais oder anderes Getreide angenommen.

Die BeGru-Annahmen beziehen sich also offenbar auf Milchkühe, die auch als Schlachtvieh genutzt werden. Warum der Tränkwasserverbrauch um ein Drittel höher veranschlagt wird als im internationalen Vergleich, wird nicht begründet.

3.5.3 Relativer Beitrag der einzelnen Pfade zur gesamten Ingestionsdosis

Die einzelnen Dosisbeiträge (Sv · a⁻¹) im Ingestionspfad für das Nahrungsmittel *i* können über den Ausdruck

$$E_r^i = f_i \cdot g_{eff,r} \cdot U^i \cdot C_r^i \quad (23)$$

berechnet werden. Dabei ist f_i der Anteil der Gruppe *i*, der kontaminiert ist, $g_{eff,r}$ der Ingestionsdosiskoeffizient für das Nuklid *r* in Sv/Bq, U^i die Verzehrsmenge des Nahrungsmittels *i* in kg pro Jahr und C_r^i die Konzentration des Nuklids *r* in diesem Nahrungsmittel in Bq/kg. Die C_r^i sind dabei gegeben durch die Gl. (11) und (13) für pflanzliche Nahrung, Gl. (21) für Fleisch und Milchprodukte, sowie Gl. (22) für Fisch.

Für die folgenden Betrachtungen soll angenommen werden, dass der Boden sich bezüglich der Kontamination durch Bewässerung im Gleichgewicht befindet, sodass der Ausdruck in Klammern von Gl. (13) eins ergibt. Der Aufbau von Tochternukliden wird nicht berücksichtigt. Des Weiteren soll zunächst von einem „Brunnenszenario“ ausgegangen werden, in dem das Trink-, Tränk- und Beregnungswasser aus kontaminiertem Grundwasser gewonnen wird. In diesem Szenario können also die Größen $\bar{C}_{k,r}^W$ und C_r^W gleichgesetzt werden.

Da Fische nicht im Brunnenwasser leben und das Oberflächenwasser aufgrund von Verdünnungs- und Sorptionseffekten (z.B. im Bodensediment) im Allgemeinen vergleichsweise schwach kontaminiert sein wird, soll hier zunächst der Dosisbeitrag durch den Verzehr von Fisch trotz der hohen Konzentrationsfaktoren (siehe **Abbildung 17**) vernachlässigt werden. Die Nuklidkonzentration in der Pflanze (*n* = Blattgemüse, sonst. Pflanzen, Weidebewuchs/Futter) kann dann mit Hilfe von Gl. (11) und Gl. (13) ausgedrückt werden als

$$C_r^n = \frac{1}{2} W_k \cdot C_{W,r} \cdot \left(\frac{f_W \cdot \beta^n}{Y^n \cdot \lambda_v} + \frac{T_{n,r}}{p^m \cdot \lambda_{m,r}} \right) \equiv \frac{1}{2} W_k \cdot C_{W,r} \cdot S_r^{n,m} \quad (24)$$

Es sei darauf hingewiesen, dass die Parameter p^m (Flächentrockenmasse des Bodens) und $\lambda_{m,r}$ (Verweildauer im Boden) ebenfalls angepasst werden müssen, wenn statt Blattgemüse bzw. sonstige Pflanzen Weidebewuchs berechnet werden soll.

Für die Nuklidkonzentrationen in Nahrungsmitteln tierischer Herkunft ($v = \text{Fleisch, Milchprodukte}$) kann dann mit Hilfe von Gl. (21) und Gl. (24) geschrieben werden (Fu: Weidewuchs):

$$C_r^v = \frac{1}{2} W_k \cdot C_{W,r} \cdot \left(S_r^{Fu,m} \cdot \dot{M} + \frac{L}{\frac{1}{2} W_k} \right) \cdot T_r^v \quad (25)$$

Die Trinkwasserkonzentration ist einfach

$$C_r^{Tw} = C_{W,r} \quad (26)$$

Vergleicht man die letzten vier Gleichungen, so fällt auf, dass das (nuklidspezifische) Dosisverhältnis

$$R_r^i = \frac{E_r^i}{\sum_j E_r^j} \quad (27)$$

weder vom Dosiskoeffizienten noch von der Nuklidkonzentration im Wasser abhängt.

Die prozentualen Anteile der einzelnen Ingestionspfade sind in **Abbildung 19** dargestellt. Ein Vergleich mit den Ergebnissen internationaler Studien ist schwierig, da jede Studie einen eigenen Satz von Parametern und Annahmen zur Modellierung nutzt und dort z.T. auch Tochternuklide berücksichtigt werden. Dennoch lassen sich einige Gemeinsamkeiten und Unterschiede feststellen.

Es sei an dieser Stelle daran erinnert, dass bei der späteren Dosisberechnung die Verzehrsmenge des Pfads, der bei mittlerer Verzehrsmenge zur höchsten Dosis führt, mit dem entsprechenden Faktor aus Anlage 11, Teil B, Tab. 1, Spalte 8 StrISchV multipliziert werden soll.

Zunächst fällt die starke Dominanz des Fleischpfads bei Nb auf, was in keinem der internationalen Modelle beschrieben wird. Dies ist sicherlich auf den in der BeGru angenommenen extrem hohen Übergangsfaktor Futter-Fleisch (siehe **Abbildung 15**) zurückzuführen, der daher noch einmal überprüft werden sollte. Ähnliches gilt auch für Cl und Tc. Dennoch gehört der Fleischpfad auch in internationalen Studien (Olyslaegers et al. 2005, Walke et al. 2013) für Cl, Se und Cs zu den dominanten Pfaden.

Des Weiteren ist der geringe Anteil des Trinkwasserpfads bei Cl, Se, Tc und Cs bemerkenswert, was zum Teil an den Übergangsfaktoren Futter-Fleisch, aber auch an dem im internationalen Vergleich sehr niedrigen angenommenen Trinkwasserkonsum liegt (siehe Kap. 0).

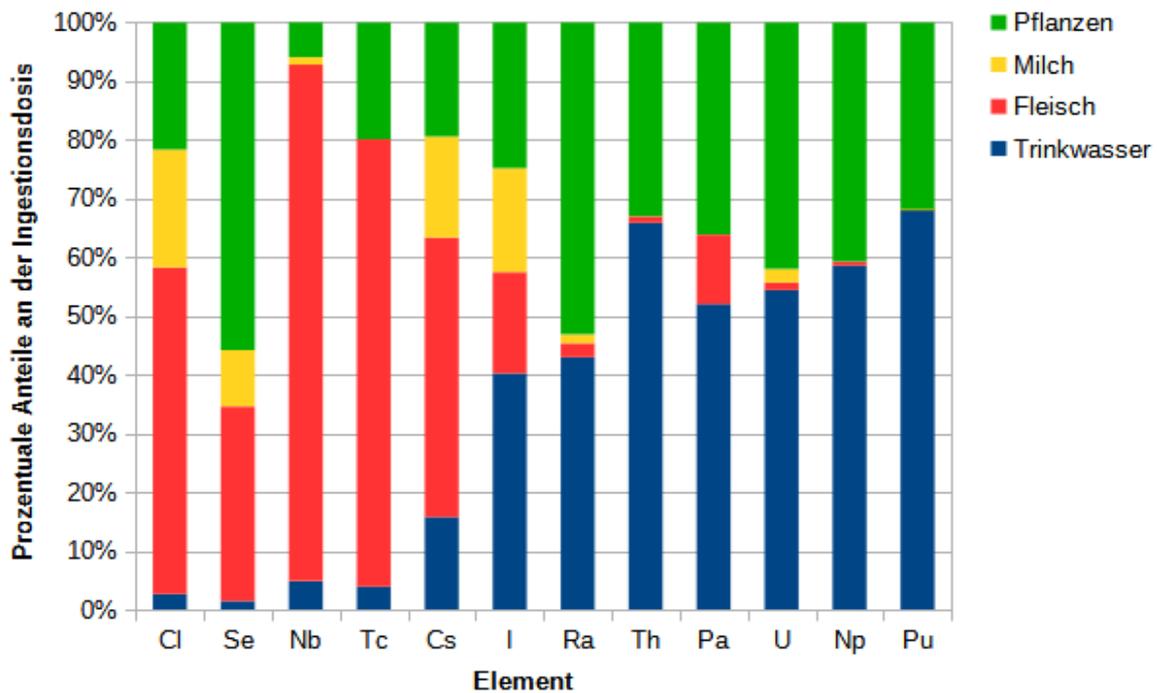


Abbildung 19 Prozentuale Anteile der Ingestionspfade im Brunnenszenario (Kontamination durch Süßwasserfisch vernachlässigt, alle Transferfaktoren aus BeGru/AVV)

Die Bedeutsamkeit des Pflanzenpfads insbesondere bei den Aktiniden findet sich im Allgemeinen auch bei Olyslaegers et al. (2005), Walke et al. (2013) und OPERA (2017). Wie stark diese Anteile von den angenommenen Transferfaktoren abhängen, wird im folgenden Beispiel deutlich.

In **Abbildung 20** sind die prozentualen Anteile dargestellt, die sich ergeben, wenn für die Transferfaktoren Fleisch und Milch nicht die BeGru-Werte, sondern die aus den IAEA TecDocs 1799 und 1950 verwendet werden. Die durch den Fleischkonsum bedingten Anteile sind hier mit Ausnahme von Cs wesentlich geringer und für Nb, bei dem sich mit dem Transferfaktor der BeGru ein sehr hoher durch Fleischverzehr verursachter Anteil ergab, verschwindet dieser Beitrag fast völlig (zum Vergleich sei hier noch einmal auf **Abbildung 15** hingewiesen).

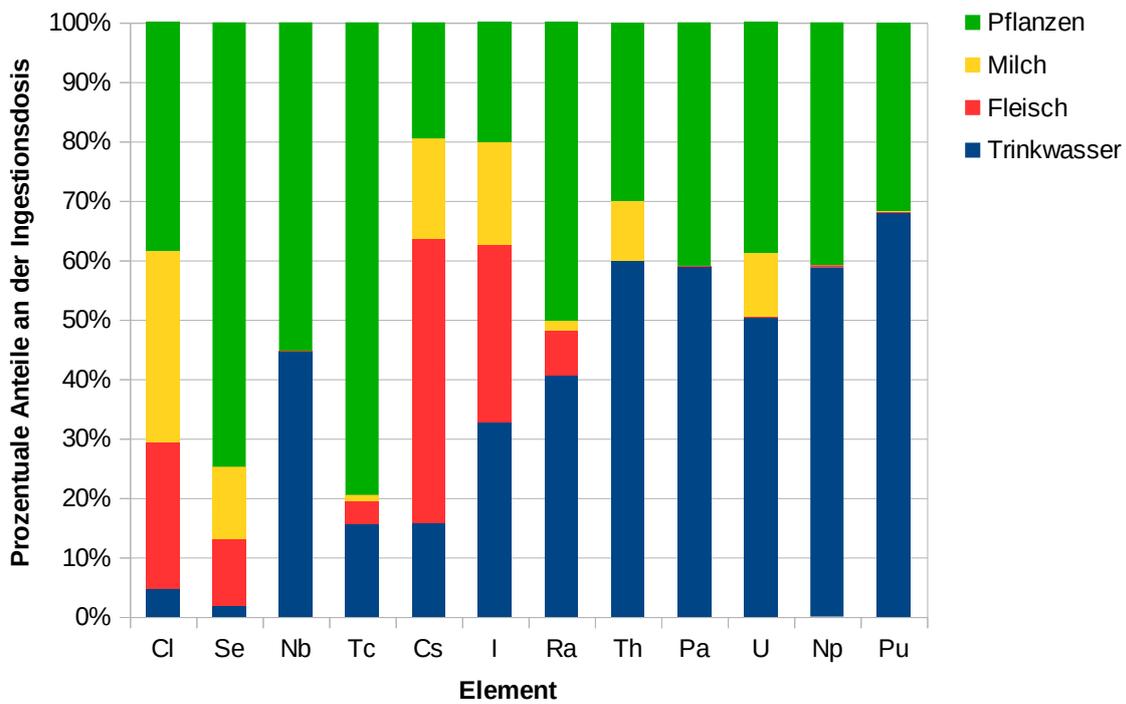


Abbildung 20 Prozentuale Anteile der Ingestionspfade im Brunnenszenario (Kontamination durch Süßwasserfisch vernachlässigt, Transferfaktoren für Fleisch und Milch aus IAEA TecDoc 1799 und 1950)

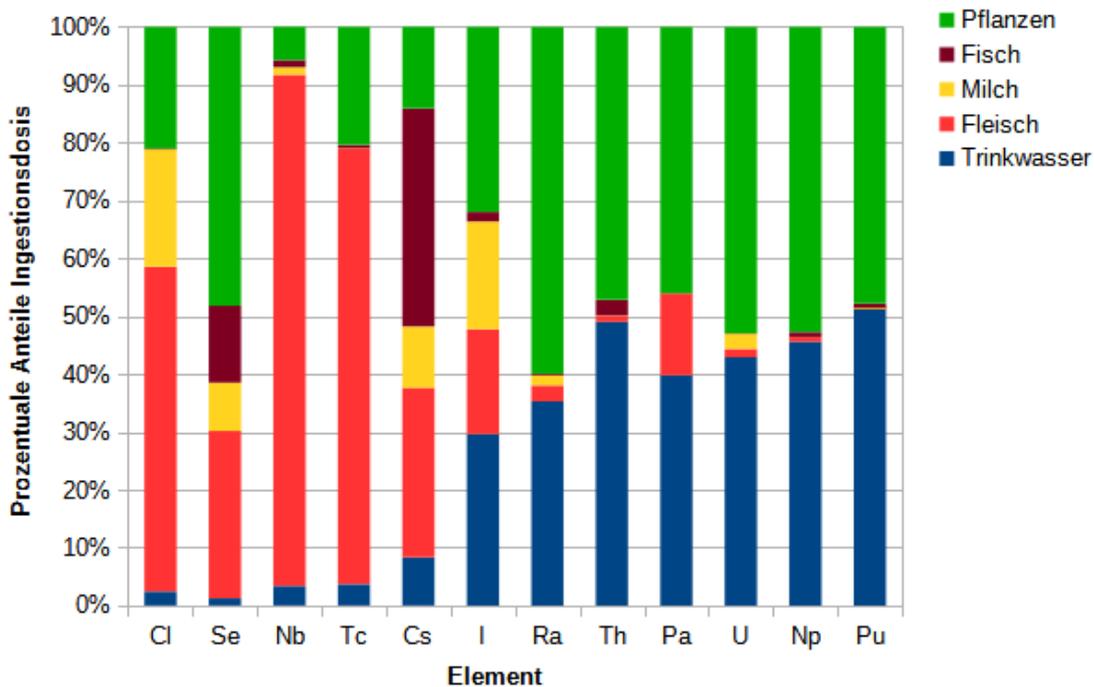


Abbildung 21 Prozentuale Anteile der Ingestionspfade bei ausschließlicher Nutzung von Oberflächenwasser, alle Transferfaktoren aus BeGru/AVV.

Berücksichtigt man den Fischpfad (Süßwasserfisch), so entspricht dies einem Szenario, in dem Oberflächenwasser für alle Zwecke genutzt wird. Die entsprechenden Anteile sind – hier wieder ausschließlich mit BeGru-Werten berechnet – in **Abbildung 21** dargestellt. Es fallen die großen Beiträge durch Fisch bei Se und Cs auf. Diesen Befund kann man auch

den oben zitierten Studien entnehmen, in OPERA (2017) dominiert dieser Pfad auch bei I und Th.

Im Allgemeinen bestätigt die vorliegende Abschätzung die Befunde aus den internationalen Modellstudien. Sie kann also dazu genutzt werden, im BeGru-Modell die Relevanz der Hauptingestionspfade in Abhängigkeit von den angenommenen Parametern darzustellen. Die Unsicherheit der Transferfaktoren spielt dabei offenbar eine größere Rolle als die der Verzehrsmengen, denn der Unsicherheitsbereich erstreckt sich in vielen Fällen über zwei Größenordnungen.

3.6 Parameter für den Muttermilchpfad

Die Kontamination von Muttermilch ist im Hinblick auf die Lebenszeitdosis von untergeordneter Bedeutung, da der Konsum nur etwa während des ersten Lebensjahres stattfindet. Dies gilt auch, wenn die konservativen Annahmen der BeGru unterstellt werden.

Der Dosisbeitrag über den Muttermilchpfad wird nur für das erste Lebensjahr angesetzt. Er kann laut BeGru auf zwei verschiedene Weisen bestimmt werden. Wenn für den Muttermilchkonsum des Säuglings Dosiskoeffizienten $g_{i,r,eff}^{MM}$ bekannt sind, die in diesem Fall auf die Aktivität in der Nahrung ($i = g$) bzw. der Atemluft ($i = h$) der Mutter bezogen sind, so ist der Dosisbeitrag durch Muttermilch einfach

$$E_{MM,r} = \sum_{i=g,h} A_r^i \cdot g_{i,r,eff}^{MM} \quad (28) ,$$

wenn A_r^i die jährlich von der Mutter verzehrte bzw. inhalierte Aktivität ist. Stehen nur die Transferfaktoren $T_r^{MM,i}$ von Lebensmitteln in die Muttermilch zur Verfügung, so ist

$$E_{MM,r} = \frac{U^{MM}}{365 \cdot a_d} \sum_{i=g,h} A_r^i \cdot T_i^{MM,i} \quad (29)$$

Hier ist U^{MM} die vom Säugling jährlich verzehrte Menge an Muttermilch und $a_d = 1$ Tag. In BeGru und AVV T sind lediglich die Transferfaktoren tabelliert.

3.6.1 Bedeutung des Muttermilchpfads

In der ICRP-Veröffentlichung 95 (ICRP 2005) sind sowohl Dosiskoeffizienten (nicht für ^{36}Cl , ^{99}Tc , ^{135}Cs und ^{231}Pa) als auch Transferfaktoren (nicht für Cl und Pa) tabelliert¹⁴. Die Verhältnisse der Dosen für den Säugling zu den entsprechenden Dosen für die Mutter sind ein Maß für die Relevanz dieses Pfades. Sie ergeben sich aus den jeweiligen Dosiskoeffizienten aus ICRP 95 und denen für Erwachsene aus Anlage 18 Teil B Nummer 4 StrlSchV BND (2001), siehe **Tabelle 5**. Es wurden hier die Daten von ^{137}Cs anstatt ^{135}Cs verwendet, da auch bei ^{137}Cs die radioaktive Halbwertszeit wesentlich größer als die biologische Halbwertszeit ist und beide Isotope stabile Barium-Nuklide als Töchter besitzen, so dass die

¹⁴ Hier wird auf die Werte für chronische Aktivitätsaufnahme der Mutter Bezug genommen.

Verhältnisse der Dosiskoeffizienten für die beiden Isotope im Wesentlichen gleich sein sollten (die Auswirkungen des metabolischen Verhaltens von ^{137m}Ba mit seiner Halbwertszeit von 2.6 min seien hier vernachlässigt).

Die Quotienten sind nur für ^{79}Se größer als Eins, für die Aktiniden liegen sie um Größenordnungen darunter. Für ^{36}Cl und ^{99}Tc liegen leider keine Daten vor, es ist aber aufgrund der großen Mobilität dieser Elemente zu vermuten, dass die Verhältnisse eher im Bereich von ^{79}Se und ^{129}I liegen. Zum Vergleich: Nimmt man an, dass die jährliche Dosis für ein bestimmtes Nuklid bei Säuglingen das Zehnfache der betreffenden Erwachsenenendosis E_E beträgt, so liegt eine grobe Abschätzung der gemittelten Dosis unter Vernachlässigung der unterschiedlichen Dosiskoeffizienten in den Altersgruppen zwischen 1 und 17 Jahren bei $(10 + 69) \cdot E_E / 70$, d.h. die über 70 Jahre gemittelte, durch dieses Nuklid verursachte Dosis wäre lediglich um etwa 13 % größer als die Jahresdosis für Erwachsene.

Tabelle 5 Dosiskoeffizienten (DK) für Inhalation (oben, Inhalationsklasse F) und Ingestion (unten) für Erwachsene und Säuglinge (Muttermilchkonsum), * von der Mutter aufgenommene Aktivität.. Die Werte in Klammern bezeichnen die DK für die Ingestion von Beikost, Altersgruppe ≤ 1 Jahr.

Nuklid	DK Erwachsene und Säuglinge (Sv/Bq) StrISchV	DK Säuglinge (Sv/Bq*) ICRP 95	Quotient DK Säuglinge - DK Erwachsene
^{79}Se	1.1e-9 2.9e-9 (4.1e-8)	2.8e-9 7.0e-9	2.5 2.4
^{94}Nb	5.8e-9 1.7e-9 (1.5e-8)	1.0e-10 4.2e-12	0.017 2.5e-3
^{129}I	3.6e-8 1.1e-7 (1.8e-7)	2.1e-8 6.1e-8	0.58 0.55
^{137}Cs	4.6e-9 1.3e-8 (2.1e-8)	9.0e-10 2.6e-9	0.20 0.20
^{226}Ra	3.6e-7 2.8e-7 (4.7e-6)	3.6e-8 2.8e-8	0.1 0.1
^{230}Th	1.0e-4 2.1e-7 (4.1e-6)	4.8e-8 9.8e-11	4.8e-4 4.7e-4
^{238}U	5.0e-7 4.5e-8 (3.4e-7)	4.0e-9 3.3e-10	8.0e-3 7.3e-3
^{237}Np	5.0e-5 1.1e-7 (2.0e-6)	4.0e-8 8.3e-11	8.0e-4 7.5e-4
^{239}Pu	1.2e-4 2.5e-7 (4.2e-6)	5.0e-8 1.0e-10	4.2e-4 4.0e-4

Würde man die Altersklassen 1 bis 17 Jahre bei der Mittelung berücksichtigen, wäre dieser Prozentsatz für die meisten Nuklide noch geringer, da die Dosiskoeffizienten in diesen Altersklassen im Allgemeinen höher liegen als bei Erwachsenen. Die Bedeutung des Muttermilchpfads im Hinblick auf die über 70 Jahre gemittelte Dosis ist also eher gering.

Dennoch sollen hier die Parameter, die in diesem Pfad eine Rolle spielen, betrachtet werden. Neben den Aktivitäten, die von der Mutter durch Ingestion (Kap. 0 bis 0) und Inhalation (Kap. 3.7) aufgenommen werden, sind dies:

- Jährliche Verzehrsmengen an Lebensmitteln (Beikost) gemäß Tabelle 9, Anhang A4 BeGru
- Jährliche Verzehrsmenge U^{MM} an Muttermilch in kg (laut BeGru 200 kg pro Jahr)
- Transferfaktor $T_r^{MM,g}$ von Lebensmitteln in die Muttermilch für das Radionuklid r in

- $d \cdot \text{kg}^{-1}$
- Transferfaktor $T_r^{MM,h}$ von der Atemluft in die Muttermilch für das Radionuklid r in $d \cdot \text{kg}^{-1}$,

In den letzten beiden Fällen sollen die Transferfaktoren gleich 0 gesetzt werden, falls sog. „Säuglingsmilch“ verzehrt wird. Die Kontamination ist in diesem Fall durch das verwendete Trinkwasser gegeben, wobei ein zusätzlicher Trinkwasserverbrauch von 160 L pro Jahr angenommen werden soll.

3.6.2 Verhaltensabhängige Parameter – Verzehrswerten

Hier soll zunächst der Milchverzehr während des ersten Lebensjahres betrachtet werden. In der Fachliteratur wird empfohlen, die Ernährung des Säuglings etwa nach dem 5. Lebensmonat durch Beikost zu ergänzen (Koletzko et al. 2016) und den Anteil zu vergrößern, bis am Ende des ersten Lebensjahres der Beitrag durch Muttermilch nur noch gering ist. Nimmt man grob vereinfachend an, dass dieser linear auf Null abfällt, so kann man unter der Annahme, dass in den ersten 6 Monaten im Schnitt ungefähr (0.79 ± 0.17) L pro Tag konsumiert werden (Geddes et al. 2021), eine jährliche Gesamtaufnahme von (201 ± 43) L Muttermilch abschätzen, was der in der BeGru und der AVV T angenommenen Menge entspricht. Die gleichen Annahmen werden auch in der ICRP-Publikation 98 (ICRP 2004) gemacht. Die tatsächliche Unsicherheit der Gesamtaufnahme ist allerdings größer, denn einige Kinder werden nicht mit Muttermilch gestillt und es besteht die Möglichkeit, dass erst später mit der Fütterung von Beikost begonnen wird.

Nimmt man an, dass die Beikost (bei gestillten Säuglingen 180.5 kg, inklusive 55 kg Trinkwasser, exklusive Milchfertigprodukte) im Mittel ähnliche Aktivitätskonzentrationen aufweist wie die Nahrung der Mutter (insgesamt 830.5 kg), dürfte die dadurch bedingte Dosis zumindest für Ra und die Aktiniden mindestens in der Größenordnung der Muttermilchdosis liegen, da sich die Dosiskoeffizienten für die Ingestion von Beikost von denen für Muttermilch um mehr als eine Größenordnung unterscheiden. Genaueres kann allerdings nur durch eine detaillierte Rechnung mit Hilfe eines radioökologischen Codes gezeigt werden.

3.6.3 Nuklidabhängige Parameter – Transferfaktoren

Wie weiter oben erwähnt, können die durch den Verzehr von Muttermilch verursachten Dosen gemäß Gleichung (29) berechnet werden, wenn neben den Verzehrswerten die Transferfaktoren $T_r^{MM,g}$ und $T_r^{MM,h}$ bekannt sind. Diese sind in Anhang A2, Tab. 4 BeGru aufgelistet. In ICRP (2004) sind zwar keine entsprechenden Werte tabelliert, wohl aber die Bruchteile der von der Aktivität der von der Mutter verzehrten Nahrung, der in die Muttermilch gelangt. Die Transferfaktoren können dann über die Beziehung

$$f_{1,i,r} \cdot f_{TC-MM,r} = T_r^{MM,i} \cdot I^{MM} \quad (30)$$

bestimmt werden (BfS 2005). I^{MM} ist dabei die vom Säugling konsumierte, durchschnittliche tägliche Menge an Muttermilch (ca. 0.55 L pro Tag). $f_{1,i,r}$ ist der Anteil der über die Nahrung ($i = g$) bzw. die Luft ($i = h$) aufgenommenen, inkorporierten (d.h. in die Körperflüssigkeiten gelangende) Aktivität. $f_{TC-MM,r}$ ist davon der in die Muttermilch transferierte Anteil. Das Produkt dieser beiden Größen ist also der Bruchteil der Aktivität der von der Mutter verzehrten Nahrung, welcher in die Muttermilch gelangt und ist in ICRP 95 tabelliert. Dieser Wert kann offensichtlich nicht größer als 1 sein.

Ein Vergleich der BeGru-Werte mit den über Gleichung (30) mit Hilfe der Werte aus ICRP

(2004) errechneten Transferfaktoren ist in **Abbildung 22** gezeigt. Für Se, Cs und I sind diese sehr ähnlich, bei den anderen Elementen liegen die nach ICRP (2004) berechneten Werte um 1 - 2 Größenordnungen niedriger. Ähnliches gilt für die Transferfaktoren nach Inhalation (hier nicht dargestellt). Zum Vergleich sind einige Werte aus Thiessen et al. (2022) dargestellt, die allerdings auf der Annahme einer Kontamination durch radioaktiven Fallout, also einer akuten Belastung beruhen. Die Transferfaktoren stammen auch aus ICRP 95 und unterscheiden sich nur vergleichsweise wenig von denen für chronische Belastung. Es wird geschätzt (Thiessen et al. 2022), dass die Unsicherheit der Transferfaktoren etwa eine Größenordnung beträgt.

Die Annahme verschiedener Verzehrsmengen der Mutter in den unterschiedlichen Berechnungen reicht nicht aus, um diese Differenzen zu erklären. Für einige Elemente (z.B. Transurane) wurden allerdings vom BfS mangels besserer Daten Transferfaktoren Futtermittel - Kuhmilch zugrunde gelegt und aus Gründen der Konservativität mit einem Faktor 25 multipliziert (BfS 2005).

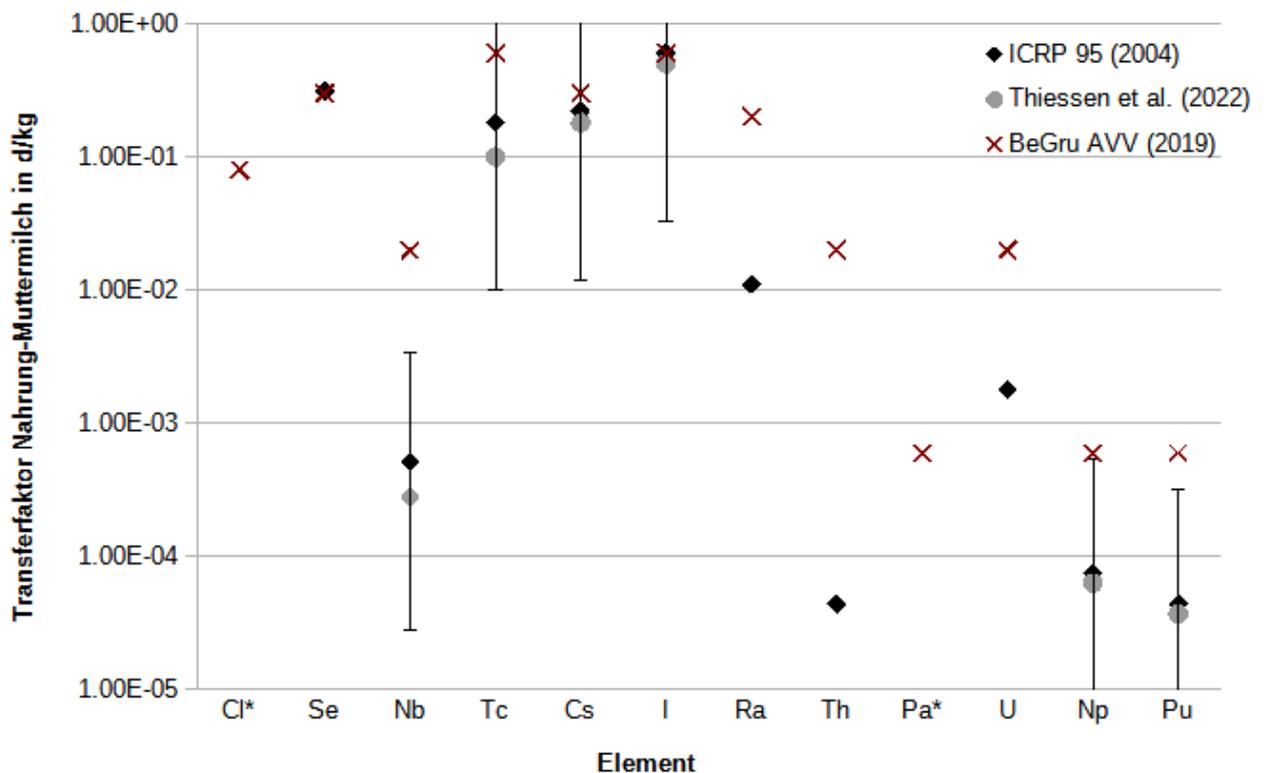


Abbildung 22 Transferfaktoren für die über die Nahrung in die Muttermilch gelangende Aktivität; * keine Werte in ICRP 95 tabelliert. Die durch die Balken angegebenen Bereiche wurden geschätzt (Thiessen et al., 2022).

In diesen Fällen liegt möglicherweise eine Überkonservativität vor. Leider werden in den oben zitierten radioökologischen Studien keine Transferfaktoren gelistet, mit denen weitere Vergleiche durchgeführt werden könnten.

3.7 Parameter für den Inhalationspfad

Die Dosis über den Inhalationspfad ist höchstens für die Aktiniden von Bedeutung und auch hier verglichen mit den anderen Pfaden gering. Die Unsicherheit dieses Beitrages ist hauptsächlich durch die angenommene Staubkonzentration bedingt.

Als Beiträge zum Inhalationspfad sollen Gase und aufgewirbelter Staub berücksichtigt werden. Zu den Nukliden, die gasförmig vorliegen können, gehören ^{14}C , ^{129}I und Radon-Isotope wie ^{222}Rn , die auf dem Weg in den Grundwasserleiter nachgebildet werden können. ^3H und die weiteren Edelgase können vernachlässigt werden, zumal die Halbwertszeiten sehr kurz sind (Noseck et al. 2018). Zu den an Staubpartikel bzw. Aerosole gebundenen Nukliden gehören im Prinzip alle, die über das Grundwasser auf den Erdboden aufgetragen und stark an die Bodenpartikel gebunden werden. Wie in Kap. 2.3.4 schon erwähnt, sind hier die Aktiniden, vor allem ^{231}Pa und ^{239}Pu , besonders relevant. Insgesamt ist aber der Beitrag durch diesen Pfad eher gering (siehe Kap. 2.3.4).

Ausgangsgröße für die Dosisberechnung ist bei Gasen die Konzentration \bar{C}_r^L in der bodennahen Luft in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, deren Berechnung in der BeGrü nicht weiter konkretisiert wird. Im Falle der Exposition durch Staub hängt diese mit C_r^{Bo} , der Konzentration im Oberboden in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ zusammen, die der in Kap. 3.3.1 berechneten Größe $C_{k,r}^m$ entspricht (Parameter siehe dort):

$$\bar{C}_r^L = AF_{20\mu\text{m},r} \cdot S_{St} \cdot C_r^{Bo} \quad (31)$$

Dabei ist $AF_{20\mu\text{m},r}$ ein (dimensionsloser) Aufkonzentrierungsfaktor, der das mittlere Verhältnis der spezifischen Aktivitäten in Staubfraktion (Partikelgröße $< 20 \mu\text{m}$) und Oberboden beschreibt.

S_{St} ist ein Referenzwert für die Staubkonzentration in der bodennahen Luft in $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$.

Die sich daraus ergebende zusätzliche Jahresdosis in Sv ist:

$$E_{h,r} = g_{h,r,eff} \cdot t_{1a} \cdot \dot{V} \cdot \bar{C}_r^L \quad (32)$$

Dabei ist $g_{h,r,eff}$ der entsprechende Dosiskoeffizient für Inhalation in $\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$ und \dot{V} die Atemrate in $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. t_{1a} ist die Zeit eines Jahres in s, es also wird angenommen, dass während des ganzen Jahres Staub der Konzentration \bar{C}_r^L eingeatmet wird.

3.7.1 Staubkonzentration und Atemrate

Die Staubkonzentration ist klimaabhängig; beispielsweise ist sie in ariden Klimata aufgrund der geringen Bodenfeuchte höher. In der BeGrü wird ein Wert von $5\cdot 10^{-8} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ angenommen, und zwar auch für den Aufenthalt in Gebäuden. Die in den internationalen Studien (Pröhl et al. 2005, Walke et al. 2013, Noseck et al. 2004, Valls und Duro 2011, IAEA 2003) für feucht-gemäßigte Klimata angegebenen Werte liegen zwischen $2\cdot 10^{-8}$ und $1\cdot 10^{-7} \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. In der Studie von Noseck et al. werden auch andere klimatische Bedingungen berück-

sichtig: Für das Steppenklima wird beispielsweise ein Wert von $2 \cdot 10^{-7} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ angenommen. Valls und Duro (2011) unterscheiden einen Hintergrundwert (Zahlenwert wie BeGru) und eine sehr hohe Staubkonzentration während der Beschäftigung ($1 \cdot 10^{-5} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$). In einem internationalen Vergleich zwischen verschiedenen Inhalationsdosismodellen (BIOPROTA 2005) wird in den meisten Modellen für normale Aktivität ein Wert von $1 \cdot 10^{-7} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ angenommen, über dem Ackerboden aber eine Konzentration von $5 \cdot 10^{-6} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Die Schätzung der eingeatmeten Aktivität und ihre Mittelung über das ganze Jahr ist sehr schwierig, da neben den Bodeneigenschaften (z.B. Feuchte oder Partikelgrößenverteilung) auch die Tätigkeit (z.B. Pflügen, Säen) und deren Zeitdauer eine große Rolle spielen. Eine Annahme der oben erwähnten stark erhöhten Staubkonzentration während der gesamten Arbeitszeit im ganzen Jahr wäre sicherlich überkonservativ.

Die mittlere Atemrate wird in der BeGru mit $2.6 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ veranschlagt. Die in den internationalen Studien (siehe oben) angegebenen Werte unterscheiden sich davon um weniger als 40 %.

In die Berechnung der in der BeGru verwendeten Dosiskoeffizienten aus ICRP (1996) gehen ebenfalls Atemraten ein. Sie liegen im Tagesmittel für die (männliche¹⁵) Bevölkerung bei $2.2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ und für Beschäftigte bei $2.7 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (leichte Arbeit) und $3.3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (schwere Arbeit), siehe Atemtraktmodell in ICRP (1994a).

3.7.2 Aufkonzentrierungsfaktor

Nur einige radioökologische Studien berücksichtigen einen Aufkonzentrierungsfaktor, obwohl zu erwarten ist, dass im aufgewirbelten Staub der Anteil an feinen Partikeln höher ist als im Boden. Da das Oberfläche-Volumen-Verhältnis bei kleinen Partikeln höher ist und die Sorption von Radionukliden von der zur Verfügung stehenden Oberfläche abhängt, hat dies eine (vermutlich nuklidspezifische) erhöhte Konzentration in der Staubfraktion zur Folge. Dieser Effekt hängt von der Korngrößenverteilung des Bodens ab. Wasiolek (2009) hat mit Hilfe eines einfachen Modells abgeschätzt, dass der Aufkonzentrierungsfaktor bei Staubkonzentrationen bis zu einer Größenordnung von etwa $10^{-7} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ in erster Linie bei Sandböden eine Rolle spielt und dort im Bereich eines (hier massebezogenen) medianen aerodynamischen Partikeldurchmessers (MMAD¹⁶) von 2 bis 6 μm zwischen 11.0 und 3.7 liegt, bei Tonböden allerdings nur zwischen 2.0 und 0.7.

Für den Aufkonzentrierungsfaktor $AF_{20\mu\text{m},r}$ im jetzigen Klimazustand gibt die BeGru einen Wert von 4 vor; dieser ist in der AVV T nicht vorgesehen, da dort nur die Kontamination durch Ableitungen mit Luft betrachtet wird. In der BIOMOSA-Studie (Pröhl et al. 2005) und bei Noseck et al. (2004) wird lediglich für die kationisch vorliegenden Elemente Zr, Sn, Cs, Ra, Th, Pa, U, Np und Pu ein Faktor 3 angenommen; Grund dafür ist vermutlich, dass diese Elemente besonders stark an die Tonfraktion gebunden werden, siehe auch Hinweis d) in Kap. 2 der BeGru Bergbau (2020).

3.7.3 Dosiskoeffizienten

Die Dosiskoeffizienten für Inhalation sind in (BND 2001) tabelliert und den entsprechenden ICRP-Tabellen (ICRP 1996) entnommen. Sie beziehen sich auf Mitglieder der Bevölkerung

¹⁵ Bei Frauen ist die mittlere Atemrate ca. 10-20% niedriger

¹⁶ MMAD ist derjenige Durchmesser, bei dem Partikel größer als dieser Wert 50 % der Gesamtmasse beitragen, vgl. Definition von AMAD in der folgenden Fußnote.

und setzen einen aktivitätsbezogenen Medianwert des aerodynamischen Teilchendurchmessers (AMAD¹⁷) von 1 µm voraus. In den Tabellen befinden sich zumeist Werte für verschiedene Absorptionsklassen, die sich je nach chemischer Form des Nuklids auf die auf die Absorptionsraten ins Blut beziehen, dabei bedeutet F schnell, M mäßig schnell und S langsam. Für Uran wären das in der Klasse F beispielsweise die meisten U(VI)-Verbindungen, da diese gut wasserlöslich sind. Verbindungen der Klasse S sind dagegen unlöslich. In der BeGru wird im Anhang A.2.2, Absatz (3) Folgendes festgelegt: „Der Berechnung der zusätzlichen effektiven Folgedosis ist für jedes Radionuklid die Lungenabsorptions- bzw. Ingestionsklasse zugrunde zu legen, bei der der höchste Dosiskoeffizient für die effektive Folgedosis vorliegt.“ Das kann dazu führen, dass die Inhalationsdosis für Nuklide wie ²³⁹Pu, die stark an Bodenpartikel sorbiert sind (K_d - Medianwert 740 L · kg⁻¹, IAEA 2009) und somit nicht als leicht löslich gelten können, überschätzt wird; in diesem Fall ist der Dosiskoeffizient für die Klasse F um einen Faktor 2 größer als für die Klasse M und um einen Faktor 10 größer als für die Klasse S.

Die Unsicherheitsfaktoren für die Inhalationsdosiskoeffizienten liegen laut Puncher und Harrison (2013) ähnlich wie bei Ingestion (siehe Kap. 3.1) zwischen 2 und etwa 4; bei ²²⁶Ra hat der Faktor einen Wert von 6.

Man könnte vermuten, dass die Annahme für den AMAD im Falle des resuspendierten Bodens möglicherweise nicht korrekt ist. Tatsächlich empfehlen Degrange und Witschger im IAEA-TecDoc 1472 (IAEA 2004), einen AMAD von 5 µm anzunehmen, falls die Partikelgrößen des Aerosols nicht bekannt sind. Dorrian (1997) hat Literaturwerte für Fallout, natürliche Aerosole und resuspendierte Aerosole zusammengetragen. Während die Werte bei Fallout und natürlichen Aerosolen zumeist bei 0.2 – 1 µm liegen, sind sie für resuspendiertes Material deutlich höher (ca. 1 - 11 µm). Vergleicht man allerdings die im Endlagerkontext relevanten Dosiskoeffizienten gleicher Inhalationsklassen für 1 µm und 5 µm bei Beschäftigten, so sind die Werte für 1 µm nur um weniger als ein Faktor 2 höher.

Grundsätzlich stellt sich die Frage, ob die über das Atemtraktmodell aus ICRP 66 berechneten und in ICRP 71 tabellierten Dosiskoeffizienten (ICRP 1994 und ICRP 1995) im Falle von Inhalation von resuspendiertem Bodenmaterial überhaupt zur Dosisabschätzung geeignet sind. Zum einen bezieht sich das Modell, insbesondere hinsichtlich der Auflösungskinetik in der Lunge, auf Partikel, die in ihrem ganzen Volumen aus radioaktivem Material bestehen bzw. dieses im Partikel homogen verteilt ist. Im Falle von resuspendiertem Staub werden die Radionuklide aber im Allgemeinen an die Teilchenoberfläche gebunden vorliegen. Die Kinetik der Ablösung dieser Stoffe dürfte anders sein als die der Auflösung eines radioaktiven Partikels. Zum anderen wird in ICRP 66, Annex E 1.1 ausdrücklich erwähnt, dass der Transport von Teilchen in der Lunge („Clearance“) zwar offenbar generell stoffunabhängig ist, aber dass sich das Transportmodell für einige Stoffklassen nicht eignet.

Zitat: „It should be noted that the particle transport model is not intended to be used for fibres or other materials such as quartz, whose physicochemical characteristics might interfere with normal clearance mechanisms.“

3.7.4 Alternative Expositionsberechnungen für das Selbstversorgungsszenario

Für die Atemrate der repräsentativen erwachsenen Person wird in der BeGru derselbe Wert

¹⁷ 50 Prozent der Aktivität im Aerosol sind gemäß dieser Definition verknüpft mit Teilchen, deren aerodynamischer Durchmesser größer als der AMAD ist.

wie in der AVV T verwendet. Sollten im Selbstversorgungsszenario höhere mittlere Atemraten und Staubkonzentrationen adäquater sein, müssten konsequenterweise die Dosiskoeffizienten für Beschäftigte (siehe Kap. 3.7.2) benutzt werden, die mit höheren Atemraten verknüpft und im Allgemeinen etwas niedriger sind. Die Unterschiede der so abgeschätzten Expositionen zu denen aus der BeGru sollen hier für eine Bodenaktivität von $1 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ und gleiche angenommene Staubkonzentrationen gezeigt werden. Betrachtet werden hier Nuklide, die in der Literatur als relevant für den Inhalationspfad angesehen werden.

Fasst man die Gln. (31) und (32) zusammen, so kann man daraus direkt die Exposition durch Inhalation berechnen. Als Grundlage der Berechnung werden hier konsistenterweise die Atemraten im Tagesmittel aus ICRP (1994a) für schwere Arbeit ($3.3\cdot 10^{-4} \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) und die entsprechenden Dosiskoeffizienten aus ICRP (2012) mit einem AMAD = $5 \mu\text{m}$ (siehe Kap. 3.7.3) verwendet. Die Dosiskoeffizienten für Beschäftigte sind bei den hier betrachteten Nukliden außer im Falle von U nicht für alle Absorptionsklassen tabelliert. In diesen Fällen wurde wie bei der Maßgabe der BeGru die Klasse mit dem höchsten Dosiskoeffizienten ausgewählt (dies ist für alle betreffenden Nuklide die Klasse M für sogenannte „unspecified compounds“). Als Vergleich wird auch eine Berechnung nach den Vorgaben der BeGru, aber mit den Absorptionsklassen aus dem alternativen Ansatz dargestellt. Es ergeben sich die in Abbildung 23 dargestellten jährlichen Dosiswerte.

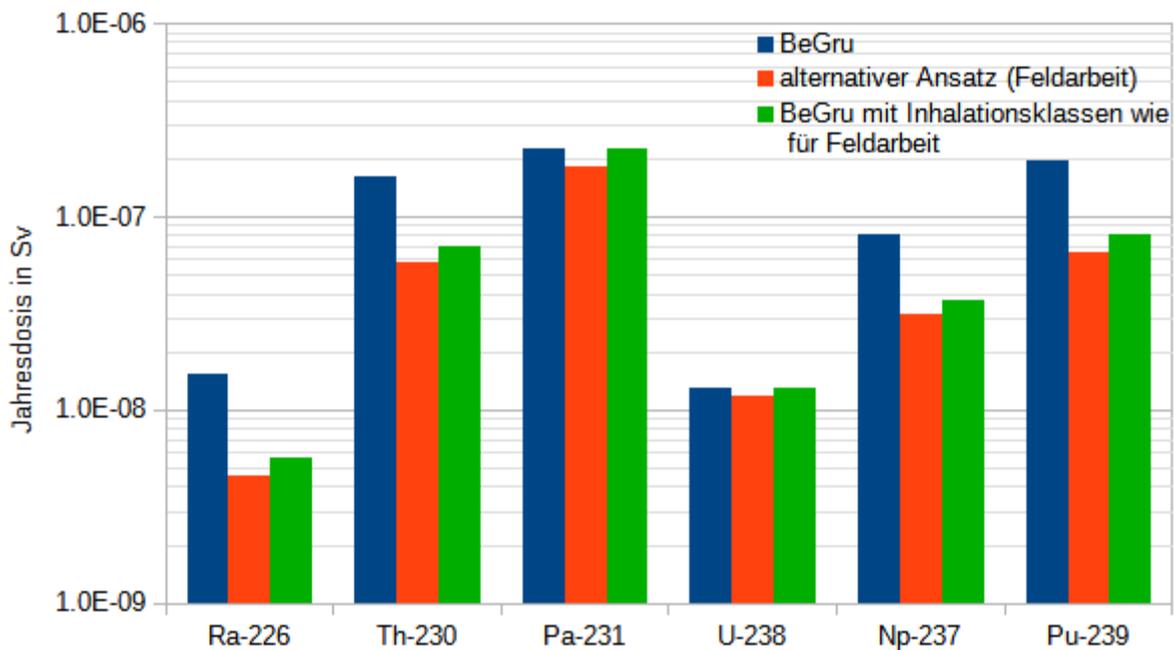


Abbildung 23 Berechnete Jahresinhalationsdosen. Blau: nach BeGru-Vorschrift; rot: mit den Werten für körperlich schwer arbeitende Personen (rot, AMAD = $5 \mu\text{m}$); grün: nach BeGru-Vorschrift, aber mit den Absorptionsklassen aus dem alternativen Ansatz.

In den meisten Fällen sind die mit dem alternativen Ansatz berechneten Werte (rot) deutlich niedriger als die nach den Maßgaben der BeGru (blau), jedoch ergeben sich für ^{231}Pa und ^{238}U nur unwesentliche Unterschiede. Dies sind die Nuklide, bei denen die verwendeten Absorptionsklassen gleich sind und die verwendeten Dosiskoeffizienten sich nur um einen Faktor 1.7 bzw. 1.4 voneinander unterscheiden. Werden in der Berechnung laut BeGru-Vorschrift alle Absorptionsklassen aus dem alternativen Ansatz angenommen (grün), so sind die Unterschiede zum alternativen Ansatz für alle Nuklide nur gering. Es zeigt sich also, dass bei gegebener Staubkonzentration offenbar die Wahl der Absorptionsklasse bei

der Dosisabschätzung eine größere Rolle spielt als die der Atemraten und des AMAD. Vergleicht man bei gegebenen Dosiskoeffizienten und Atemraten sowie gegebenem Aufkonzentrierungsfaktor die möglichen Schwankungsbereiche der Parameter bei der Berechnung der Inhalationsdosis (siehe Tabelle 13 und Kommentar), so findet man, dass bei konstanter Nuklidkonzentration im Boden die Unsicherheit der angenommenen Staubkonzentration in der Luft das Ergebnis dominiert.

3.8 Parameter für externe Exposition durch Gammabodenstrahlung

Die externe Exposition ist nur in bestimmten Szenarien und für bestimmte Nuklide relevant. Es gibt allerdings Fälle, in denen dieser Pfad den größten Anteil der Gesamtexposition ausmachen kann. Das Berechnungsmodell der BeGru ist hier stark konservativ, da es für den Aufenthalt auf Acker- und Weideböden im Gegensatz zum Aufenthalt an Flussufern die Absorption der Gammastrahlung durch den Erdboden nicht berücksichtigt.

Wie in Kap. 2.3.5 schon erwähnt, ist die externe Exposition durch Gammabodenstrahlung nur für einige Nuklide und in bestimmten Szenarien relevant, wenn die betreffenden Nuklide überhaupt in nennenswerten Mengen in die Umwelt gelangen.

Die BeGru sieht für die externe Exposition zwei Pfade vor, nämlich die Exposition durch Aufenthalt auf bewässerten landwirtschaftlichen Flächen und die Exposition durch Aufenthalt auf Ufersediment. Resuspensionseffekte haben eher eine Erniedrigung der Oberflächenaktivität zu Folge und werden nicht berücksichtigt. Da anzunehmen ist, dass insgesamt ein größerer Anteil von Menschen durch den Aufenthalt auf Äckern und Weiden exponiert wird und die Aktivitätskonzentration in diesen Böden höher ist, soll dieser Pfad zuerst behandelt werden.

3.8.1 Aufenthalt auf bewässerten landwirtschaftlichen Flächen

Die effektive Dosis $E_{b,r}$ durch Exposition während des Aufenthalts auf bewässerten landwirtschaftlichen Flächen wird berechnet durch:

$$E_{b,r} = g_{b,r,eff} \cdot [f_r \cdot c_{geo,b1} + (1 - f_r) \cdot c_{Geo,b2}] \cdot (t_{Fr} + f_{Ge,b} \cdot t_{Ge}) \cdot B_{k,r}(t_{1a}) \quad (33)$$

$g_{b,r,eff}$ sind die nuklidspezifischen Dosisleistungskoeffizienten für Gammabodenstrahlung in $\text{Sv} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$ (tabelliert)

f_r ist der Anteil des Gamma-Energieemissionsspektrums des Radionuklids r oberhalb der Energie 0,2 MeV (tabelliert)

$c_{geo,b1}$ und $c_{Geo,b2}$ sind (dimensionslose) Korrekturfaktoren, die die Körpergeometrie der Referenzperson bei den Gammaenergien 1 MeV bzw. 0.1 MeV berücksichtigen; bei Erwachsenen sind beide Werte gleich 1

t_{Fr} und t_{Ge} sind die angenommenen Aufenthaltsdauern im Freien bzw. in Gebäuden in s ($t_{Fr} = 1760 \text{ h}$ und $t_{Ge} = 7000 \text{ h}$)

$f_{Ge,b}$ ist der dimensionslose Reduktionsfaktor für Gammabodenstrahlung bei Aufenthalt in

Gebäuden (0.3)

$B_{k,r}(t_{1a})$ ist die flächenbezogene Aktivität des Nuklids r in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ (siehe Gl. (3))

Die Dosisleistungskoeffizienten sind also offenbar unter der Annahme berechnet worden, dass die gesamte Aktivität an der Bodenoberfläche vorhanden ist. Wie aber bei der Berechnung der Aktivität im Oberboden bzw. der Wurzelzone (Ackerboden 0 – 20 cm, Weidboden 0 - 10 cm) vorausgesetzt wird, ist die Aktivitätskonzentration aufgrund von Durchmischungsprozessen (Pflügen) in der gesamten Schicht räumlich konstant (sie wird über Gl. (5) aus der Flächenkontamination berechnet). Dies bedeutet aber, dass ein Teil der im Boden vorhandenen Aktivität von der Bodenmatrix abgeschirmt wird. In der StrlSchV wird dies im Szenario „Aufenthalt auf Spülfeldern“ durch Einführung einer sogenannten effektiven Schichtdicke $U_r = 0.05$ m (bei langlebigen Nukliden 0.07 m, siehe z.B. Pröhl und Gering 2002) berücksichtigt, d.h. man nimmt an, dass nur die Aktivität in dieser Bodenschicht zur effektiven Dosis beiträgt. Das bedeutet, dass hier die flächenbezogene Aktivität durch einen Ausdruck $B_{k,r}(t_{1a}) = C_{k,r}^m(t_{1a}) \cdot \rho_B \cdot U_r$ ersetzt werden müsste, wobei $C_{k,r}^m(t_{1a})$ die Aktivitätskonzentration in der Wurzelzone bzw. dem Oberboden und $\rho_B = p^m/d$ die Trockenbodendichte ist (siehe Kap. 3.3.2).

Andererseits wird in Gl. (33) der Beitrag tieferer Bodenschichten nicht berücksichtigt. Im folgenden Abschnitt soll mit Hilfe der kürzlich erschienenen Zusammenstellungen von Dosisleistungskoeffizienten der U.S. Environmental Protection Agency (EPA 2019) und der ICRP (ICRP 2019) eine grobe Abschätzung dieser Effekte für die wichtigsten Nuklide unternommen werden.

3.8.2 Dosisleistungskoeffizienten (DLK) und Geometriefaktoren

Für die im Anhang der StrlSchV (BND 2001) tabellierten Dosisleistungskoeffizienten werden keine Quellen angegeben. Die Werte wurden für Erwachsene berechnet, andere Altersgruppen sollen durch den Korrekturfaktor in den eckigen Klammern von Gl. (33) berücksichtigt werden. Schon allein die Berechnung des Photonentransports im Boden ist aufwändig und wird mit Hilfe von Monte-Carlo-Methoden durchgeführt, da verschiedene physikalische Effekte und oft auch mehrere Gamma-Linien einbezogen werden müssen. In den letzten Jahren haben Weiterentwicklungen hinsichtlich der Modellierung des Strahlentransports im Boden und der Konstruktion von Strahlenschutzphantomen stattgefunden. Dies führte kürzlich zur ICRP Publikation 144 (ICRP 2019), in der erstmals nuklidspezifische DLK für kontaminierte Böden tabelliert sind, und zwar sowohl für Flächenkontaminationen in verschiedenen Schichttiefen (0.0, 0.5, 3.0 und 10.0 $\text{g}\cdot\text{cm}^{-1}$, hier skaliert auf die Bodendichte) als auch für verschiedene exponentielle Aktivitätsverteilungen.

Die U.S.-amerikanische Umweltbehörde EPA veröffentlichte im selben Jahr ein Dokument (EPA 2019), in dem die DLK für konstante Aktivitätsverteilungen in Schichten bis zu Tiefen von 0, 1, 5 und 15 cm sowie bis in „unendliche“ Tiefe tabelliert sind.

Die Modelle von ICRP und EPA unterscheiden sich u.a. hinsichtlich der verwendeten Strahlenschutzphantome und der Codes für die Berechnung des Strahlentransports. Beide verwenden aber die in ICRP (2007) vorgegebenen Gewebewichtungsfaktoren und berechnen die DLK für dieselben Altersklassen (Säuglinge, 1 j., 5 j., 10 j., 15 j., und Erwachsene). In beiden Studien werden auch Sekundäreffekte wie Bremsstrahlung berücksichtigt.

Im Folgenden sollen zunächst – hier nur für die wichtigsten Nuklide und für Erwachsene – die DLK für die Oberflächenkontamination mit denen aus der StrlSchV verglichen werden. Danach erfolgt ein Vorschlag für eine (immer noch konservative) Abschätzung der externen Gammadosis auf Basis der Daten aus EPA (2019).

Oberflächenkontamination ohne Einbeziehung der Oberflächenrauigkeit

In diesem Fall können nur die Werte aus ICRP (2019) zum Vergleich zu denen aus der StrlSchV herangezogen werden, da in der EPA-Veröffentlichung keine entsprechenden Werte tabelliert sind. Vergleicht man die DLK für ^{94}Nb , die Töchter von ^{126}Sn (^{126}Sb und $^{126\text{m}}\text{Sb}$), sowie die dosisrelevantesten Töchter von ^{226}Ra (^{214}Pb , ^{214}Bi und $^{210\text{m}}\text{Bi}$) bzw. ^{237}Np (^{233}Pa , ^{213}Bi und ^{209}Tl), so ergeben sich Abweichungen von maximal 20 % mit der Ausnahme von ^{213}Bi (50 %), siehe **Abbildung 24**.

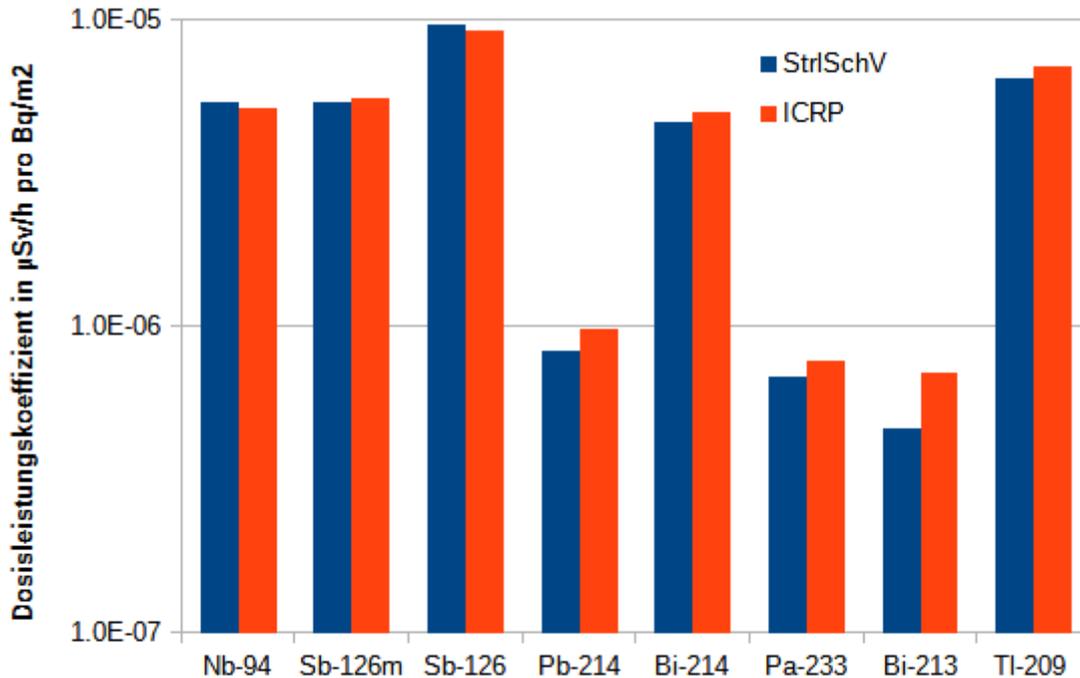


Abbildung 24 Dosisleistungskoeffizienten (Erwachsene) für externe Gammabodenstrahlung bei Oberflächenkontamination ohne Berücksichtigung der Oberflächenrauigkeit.

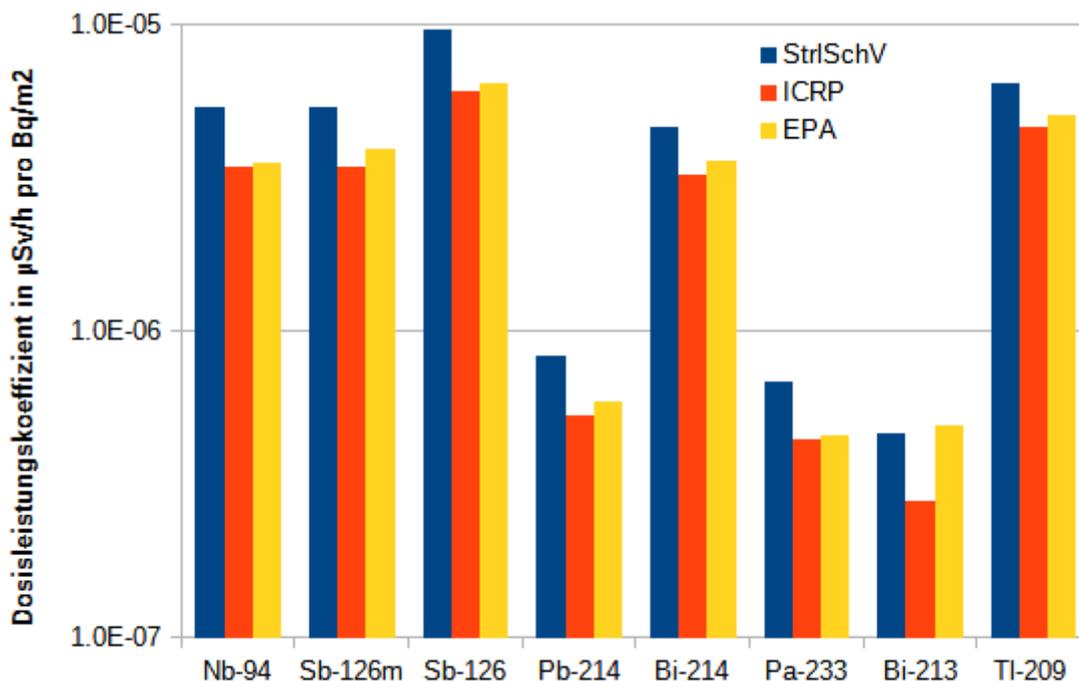


Abbildung 25 Dosisleistungskoeffizienten (Erwachsene) für externe Gammabodenstrahlung bei Oberflächenkontamination (Werte aus ICRP 2019 und EPA 2019 mit Berücksichtigung der Oberflächenrauigkeit).

Oberflächenkontamination unter Einbeziehung der Oberflächenrauigkeit

Wird die Oberflächenrauigkeit berücksichtigt, so entspricht dies laut EPA und ICRP einer planaren Quelle in einer skalierten Bodentiefe von $0.5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-2}$ bzw. einer Bodentiefe von 3 mm bei einer Bodendichte von $1.6 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Abbildung 25 zeigt, dass dieser Abschirmungseffekt (mit Ausnahme des EPA-Werts für ^{213}Bi) durchaus signifikant ist. Die EPA-Werte liegen systematisch etwas höher als die der ICRP; der größere Unterschied bei ^{213}Bi ist nicht ohne Weiteres zu erklären, zumal sich beide Studien auf die Nuklidzerfallsdaten aus ICRP (2008) beziehen.

Abschätzung der externen Dosis durch Gammabodenstrahlung

Das Modell der BeGru setzt bei der Berechnung der Pflanzenkontamination voraus, dass die Aktivität in der obersten Bodenschicht gleichmäßig verteilt ist. Bei der Berechnung der externen Dosis dagegen wird angenommen, dass sich die gesamte Aktivität, die nicht in den Unterboden migriert ist, an der Oberfläche befindet und es wird auch keine Oberflächenrauigkeit berücksichtigt. Dosisbeiträge durch Nuklide in tieferen Bodenschichten werden dagegen vernachlässigt.

Beide Effekte können mit einbezogen werden, wenn die Dosisberechnung ähnlich wie in Gl. (33), aber unter Verwendung der DLK der EPA für konstante Aktivität bis in „unendliche“ Bodentiefen durchgeführt wird. Dieser Ansatz ist für das Szenario in der BeGru (bearbeitete landwirtschaftliche Flächen) immer noch konservativ, denn er setzt im Unterboden die gleiche Aktivitätskonzentration voraus wie im Oberboden. Andere Ansätze wären evtl. bei aufsteigendem Grundwasser oder der Nutzung von verlandeten Flächen sinnvoll. Dies müsste noch weiter evaluiert werden.

Die von der EPA tabellierten DLK $g_{V,eff}$ für homogene Bodenkonzentrationen sind nicht auf die Flächenaktivität $B_k(t_{1a})$, sondern auf die Volumenaktivität $A_k(t_{1a})$ in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ bezogen. Diese ist durch $A_k(t_{1a}) = B_k(t_{1a})/d$ gegeben, wobei $d = 0.2 \text{ m}$ die Dicke der obersten Schicht

des Ackerbodens ist.

Die in der BeGru angenommene Ackerbodendichte beträgt $1.4 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, daher muss $g_{V,eff}$ laut EPA noch mit einem Faktor $k = 1.6/1.4$ korrigiert werden. Die externe Gammadosis kann dann weiter durch Gl. (33) berechnet werden, wenn man dort $g_{b,r,eff}$ durch den Ausdruck $\hat{g}_{b,r,eff} = (g_{V,eff} \cdot k)/d$ ersetzt. Die Abhängigkeit von d mag hier zunächst verwundern, es sei aber daran erinnert, dass die Verweildauern und damit die in Gl. (6) berechneten Flächenaktivitäten ebenfalls von der Dicke des Oberbodens abhängen.

Die Abschätzungen für die anderen Altersklassen erfolgen analog. Insgesamt können dabei die Geometriefaktoren $c_{geo,bi}$ und damit die gesamte eckige Klammer in Gl. (33) entfallen, wenn die die EPA-Dosisleistungskoeffizienten für die entsprechenden Altersklassen verwendet werden.

Vergleicht man die nach dieser groben Näherung berechneten Dosen für die hier betrachteten Nuklide mit dem in der BeGru verwendeten Modell für Erwachsene, so ergeben sich für Ackerböden Werte, die um Faktoren zwischen 0.16 und 0.22 niedriger sind. Für Weideböden ist die Dosisreduktion nur etwa halb so groß (siehe Tabelle 6), denn die Näherung ist hier weniger realistisch, da der Dosisbeitrag durch die überschätzte Aktivität im Unterboden hier aufgrund der größeren Nähe zur Oberfläche deutlich höher ist (siehe auch Diskussion weiter unten).

Tabelle 6 Abschätzung der Reduktion der berechneten externen Gammadosis für Erwachsene gegenüber dem BeGru-Modell aufgrund Absorption im Boden unter Verwendung der Dosisleistungskoeffizienten aus EPA (2019)

Nuklid	Dosisreduktion gegenüber dem BeGru-Modell	
	Weideböden	Ackerböden
⁹⁴ Nb	0.43	0.18
^{126m} Sb	0.42	0.18
¹²⁶ Sb	0.41	0.18
²¹⁴ Pb	0.40	0.17
²¹⁴ Bi	0.51	0.22
²³³ Pa	0.38	0.16
²¹³ Bi	0.45	0.19
²⁰⁹ Tl	0.52	0.22

Es soll hier daher noch kurz die Abschätzung der Größenordnung einer solchen Korrektur anhand der DLK aus EPA (2019) für unendliche Tiefe $DLK(\infty)$ und 15 cm Tiefe $DLK(15)$ sowie konstante Volumenkonzentration vorgenommen werden. Der relative Beitrag δD der Schicht > 15 cm Bodentiefe (siehe **Abbildung 26**) ergibt sich dann aus

$$\delta D = \frac{(DLK(\infty) - DLK(15))}{DLK(\infty)} \quad (34)$$

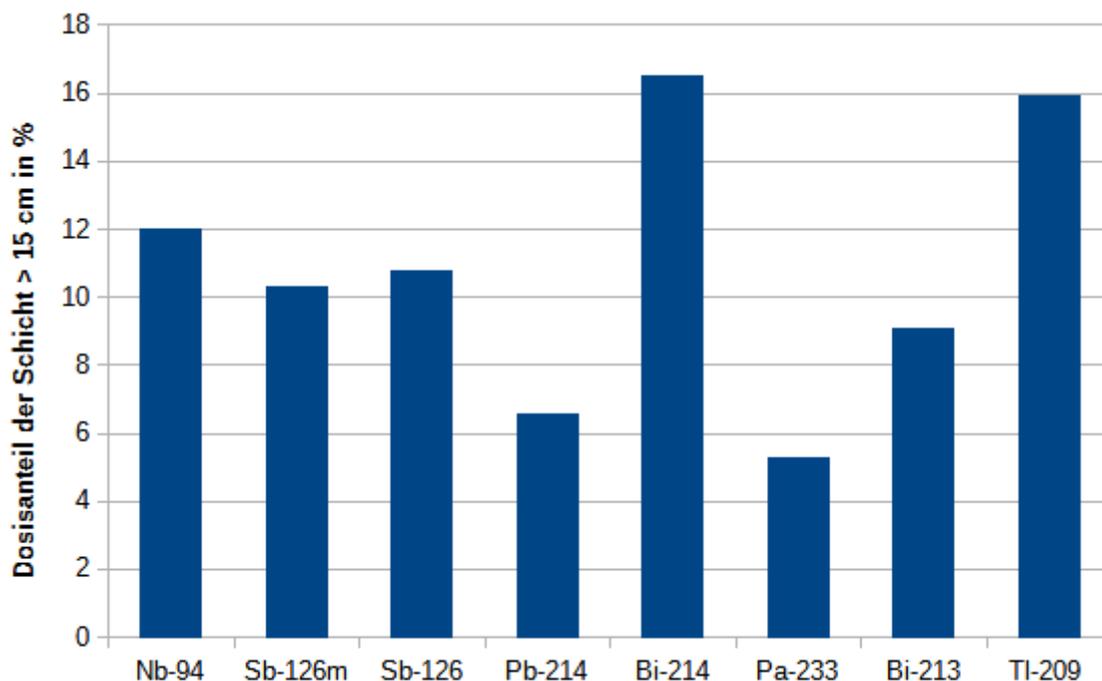


Abbildung 26 Anteil der Aktivität in mehr als 15 cm Bodentiefe an der externen Gammadosis in % bei räumlich konstanter Aktivitätskonzentration; Quelle: Dosisleistungskoeffizienten aus EPA (2019) für Erwachsene.

Für alle Nuklide liegt dieser Beitrag bei weniger als 20 %, für Ackerböden sind aufgrund der größeren Schichtdicke noch geringere Korrekturen zu erwarten, zumal die Konzentration im Unterboden mit der Bodentiefe eher abnimmt. Für Ackerböden ist also die hier skizzierte Abschätzung nicht überkonservativ.

Bei Weideböden ist die Sachlage komplizierter, denn der Dosisbeitrag aus Schichten unterhalb 0.1 m ist für viele Gamma-Linien durchaus noch signifikant (Pröhl und Gering 2002), aber der Konzentrationsverlauf in diesen Schichten und somit der Grad der Dosisüberschätzung ist boden-, nuklid- und zeitabhängig, d.h. er müsste mit einem eigenen Modell erfasst werden. Genauere Berechnungen der externen Gammadosis wären daher aufwändig, da sie eine entsprechende Neuberechnung der DLK erfordern würden. Letzteres kann im Prinzip mit Hilfe von Formel (8.1) aus ICRP (2019) unter Interpolation der entsprechenden Werte für planare Quellen durchgeführt werden.

Insgesamt dürfte aber die durch die DLK und die Geometriefaktoren bedingte Unsicherheit der externen Dosis bei Verwendung dieses Ansatzes insbesondere für die Altersgruppen < 18 J. geringer sein als im Modell der BeGru, zumal die von der EPA verwendeten Phantome und Strahlungstransportcodes inzwischen wesentlich verfeinert worden sind. Eine quantitative Aussage über die Unsicherheiten der DLK in EPA (2019) ist schwer zu treffen und wird dort auch nicht gemacht. Da die mit den verwendeten Transportcodes und Modellphantomen berechneten Größen aber im Strahlenschutz und der medizinischen Physik verwendet werden, sind diese Unsicherheiten verglichen mit denen anderer radioökologischer Parameter vermutlich eher gering.

3.8.3 Aufenthaltsdauern und Reduktionsfaktoren für den Aufenthalt in Gebäuden

Die Aufenthaltsdauern und Reduktionsfaktoren beziehen sich auf die heutigen Lebensgewohnheiten; daher werden die Werte aus der AVV T zugrunde gelegt, nämlich 1760 h pro Kalenderjahr im Freien bzw. 7000 h in Gebäuden. Es wird nicht zwischen Aufenthalt auf Acker- und Weideflächen unterschieden. Der Reduktionsfaktor für Gebäude beträgt 0.3. Die tatsächlichen Aufenthaltsdauern sind stark von den Lebensgewohnheiten abhängig und müssten je nach Expositionsszenarium angepasst werden. Beispielsweise würde sich bei Landarbeitern, die sich während der Vegetationsperiode 6 Tage in der Woche durchschnittlich 8 h und außerhalb der Vegetationsperiode durchschnittlich 4 h auf den berechneten Flächen aufhalten, eine Dauer von 1877 h ergeben. Die Zeiten sind auch altersabhängig, denn es werden bei den heutigen Lebensgewohnheiten in Europa wohl kaum Kinder auf den berechneten Flächen arbeiten, sondern dort höchstens spielen¹⁸. Außerdem beziehen sich die Werte aus der AVV T auf die Aufenthaltsdauer im Freien, was auch unberechnete Flächen einschließt. Laut einer Veröffentlichung der Statistischen Ämter der Länder (AK ETR 2022) wurden in Deutschland in den Jahren 2000 – 2021 etwa 2200 bis 2500 Arbeitsstunden im Jahr durch Selbstständige und mithelfende Familienangehörige in Land- und Forstwirtschaft sowie Fischerei geleistet. Davon wird sicherlich nicht die gesamte Zeit auf den berechneten Flächen zugebracht, denn je nach Betrieb müssen beispielsweise noch Ernteprodukte gelagert, verarbeitet und verkauft werden; auch die Versorgung von Tieren sowie die Wartung von Maschinen müsste berücksichtigt werden, leider konnten hierzu keine Daten gefunden werden.

Die Werte aus der BeGru sind schwer mit denen aus anderen radioökologischen Modellen zu vergleichen. Pröhl und Gering (2002) gehen beispielsweise von einer Aufenthaltsdauer von 1000 h pro Jahr auf kontaminierten Flächen aus, wobei sich dies auf Referenzpersonen der StrlSchV bezieht. Auf der anderen Seite wird in der BIOMASS-Studie (IAEA 2003) angenommen, dass sich ein Landarbeiter in der dortigen Referenzbiosphäre ERB 2A im Jahresmittel etwa 8 h pro Tag (2920 h im Jahr) auf Ackerflächen aufhält und zusätzlich noch einmal in der Freizeit 4 h pro Tag (1460 h im Jahr) auf Weideflächen, d.h. insgesamt 4380 h pro Jahr auf berechneten Flächen. Ähnliche Annahmen werden von Walke et al. (2013) gemacht. Dies bezieht sich offenbar auf postindustrielle Gesellschaften und ist aus den oben erwähnten Gründen eine sehr pessimistische Schätzung, zumal die Aufenthaltszeiten stark von der Jahreszeit abhängen. In OPERA (2017) dagegen beträgt die angenommene Aufenthaltsdauer 1500 h für temperiertes Klima.

Zum Vergleich: Aus den Angaben in Schaschl (2007) ergibt sich für einen kleinen Ort in Niederösterreich Anfang des 19. Jahrhunderts eine durchschnittliche Jahresarbeitszeit von 300 Tagen á 12 h pro Person. Davon wurden etwa 43% auf dem Feld zugebracht, das entspricht einer jährlichen Aufenthaltsdauer von 1548 h. In einer anderen Studie über zeitgenössische Betriebe lag der Anteil an Feldarbeit in vier Betrieben mit Schwerpunkt Marktfruchtbau bei durchschnittlich 44 % (Greimel et al. 2002).

Der in der BeGru angenommene Wert von 1760 h liegt also in einem plausiblen Bereich.

Der Abschirmfaktor für den Aufenthalt in Gebäuden hängt sehr stark von der Art des Gebäudes und dessen Standort sowie der Photonenenergie der Gammastrahlung ab. In IAEA (2000) wird beispielsweise für (jeweils nicht unterkellerte) Ziegelhäuser ein Bereich von 0.04 bis 0.4 und für Holzhäuser ein Bereich von 0.2 bis 0.5 angegeben. Dabei wird von

¹⁸ In OPERA (2017) wird angenommen, dass sich Kinder im Alter von 10-13 Jahren durchschnittlich 300 h im Jahr auf kontaminierten Feldern aufhalten.

„wet deposition“ im Bereich des Hauses ausgegangen. Im Szenario eines bewirtschafteten Hofes wird offenbar nicht vorausgesetzt, dass der Hof auf einer früher berechneten Fläche erbaut wurde. In diesem Fall dürfte der Abschirmfaktor noch kleiner sein, da sich ein Hof üblicherweise mindestens mehrere Meter von den berechneten Flächen entfernt befindet. Nach Isaksson (2011) trägt bei einer gleichmäßigen Flächenkontamination die Fläche im Umkreis von 57 m schon zu 88 % des gesamten Photonenflusses bei, d.h. die Fläche außerhalb dieses Kreises liefert nur 12 %. Der in der BeGru verwendete Wert von 0.3 ist daher eher konservativ.

Kontamination durch aufsteigendes Grundwasser wie in Mooregebieten entspräche einem anderen Szenario und müsste gesondert betrachtet werden. Die Berechnung von Anbauflächen und Weiden wäre dann, wenn überhaupt, eher von untergeordneter Bedeutung.

3.8.4 Aufenthalt auf Ufersediment

Das Zeitverhalten der Aktivität im Ufersediment wird im BeGru-Modell durch eine ähnliche Gleichung wie Gl. (3) beschrieben, mit dem Unterschied, dass im letzten Term keine Verweildauer im Sediment vorgesehen ist. Die Absorption der Strahlung im Sediment wird hier berücksichtigt, indem die Differentialgleichung in jedem Bezugsjahr nach dem Aufbau der Sedimentschicht so integriert wird, dass der Integrationsbereich einer Zeit t_{eff} (in s) entspricht, in der bei einer Sedimentationsgeschwindigkeit $v_{se} = 2.1 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ eine Sedimentschicht der Dicke $U_{eff} = 0.05 \text{ m}$ („effektive Schichtdicke“) abgelagert wird. Dies ergibt $t_{eff} = 2.38 \cdot 10^8 \text{ s}$. Die Schwebstoffkonzentration im Wasser steckt implizit im Wert für die Sedimentationsgeschwindigkeit und es wird davon ausgegangen, dass die Schwebstoffkonzentration homogen ist. Die effektive Schichtdicke ist hier unabhängig von der Energie der Gammastrahlung. Pröhl und Gering (2002) sind der Auffassung, dass dies eine pessimistische Annahme sei; sie veranschlagen für langlebige Nuklide eine effektive Schichtdicke von 0.07 m in Sedimenten, begründen dies aber nicht.

Der Beitrag zur externen Dosis wird in diesem Fall wie in Gl. (33) berechnet, nur dass hier noch mit einem Faktor $f_U = 0.2$ multipliziert wird, der die endliche Geometrie des Uferstreifens berücksichtigen soll.

Insgesamt dürfte der Dosisbeitrag durch Ufersediment in einem Brunnenszenario gegenüber dem Aufenthalt auf berechneten Flächen zumindest nach großen Zeiten bedeutend niedriger sein, denn die Konzentration des einströmenden Grundwassers wird im Oberflächengewässer stark verdünnt. Filtereffekte beim Durchgang des Grundwassers durch die Sedimentschicht kommen möglicherweise noch dazu.

Wird aber zur Berechnung Oberflächenwasser benutzt, kann das Verhältnis der Dosisbeiträge abgeschätzt werden. Es sollen hier die Nuklide mit dem höchsten Konzentrationsfaktor für Schwebstoffe (z.B. Aktinide) betrachtet werden.

Zunächst wird die Eintragsrate \dot{Q}_U berechnet, die durch die Gln. (7) und (8) aus der BeGru gegeben ist (hier ohne Index für das Radionuklid r):

$$\begin{aligned} \dot{Q}_U &= \rho_{se} \cdot v_{se} \cdot K_{se} \cdot (1 - \exp(-\lambda_{Anl} \cdot t_f)) \cdot \bar{C}_k^W & \text{für } T_{Anl} > 0 \\ \dot{Q}_U &= \rho_{se} \cdot v_{se} \cdot K_{se} \cdot \bar{C}_k^W & \text{für } T_{Anl} = 0 \end{aligned} \quad (35)$$

Dabei ist

ρ_{se} : Dichte des Sediments ($700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$)

v_{se} : Sedimentationsgeschwindigkeit ($2.1 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$)

K_{se} : Konzentrationsfaktor für Schwebstoffe (für Aktinide $1.8 \cdot 10^4 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$)

λ_{Anl} : Anlagerungskonstante für Schwebstoffe (für Aktinide $3 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$)

T_{Anl} : Halbwertszeit für die Anlagerung an Schwebstoffe in Oberflächengewässern in s,
 ($\lambda_{Anl} \cdot T_{Anl} = \ln 2$), für Aktinide $2.31 \cdot 10^5 \text{ s} \approx 2.5 \text{ d}$

t_f : Zeit zwischen dem Eintritt des Radionuklids r in das Oberflächengewässer und der Entnahme des Wassers ($5 \text{ d} = 4.32 \cdot 10^5 \text{ s}$).

Der letzte Parameter müsste in diesem Kontext eigentlich eher „maximale Anlagerungszeit“ heißen, da das Wasser bei der Sedimentation ja nicht entnommen wird (weitere Diskussion siehe unten).

Alle Werte stammen aus der Strahlenschutzverordnung. Der Zahlenwert für \dot{Q}_U ergibt sich bei einer Konzentration von $\bar{C}_k^W = 1 \text{ Bq} \cdot \text{L}^{-1}$ zu $1.92 \cdot 10^{-3} \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

Der entsprechende Wert für die Eintragsrate durch Beregnung \dot{Q}_{irr} ergibt sich aus Gl. (4) zu $3.0 \cdot 10^{-6} \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$. Hier fällt schon auf, dass die Eintragsrate für Sediment um einen Faktor von etwa 500 höher ist, was hauptsächlich daran liegt, dass Beregnungsdauer und -menge im Gegensatz zur ständig stattfindenden Sedimentation vergleichsweise gering sind (bei der Beregnung ist die Eintragsrate über das ganze Jahr gemittelt).

Es soll nun das Verhältnis der Dosisbeiträge durch Aufenthalt auf Ufersediment und Aufenthalt auf beregneten Ackerflächen abgeschätzt werden, unter der Annahme, dass für die Beregnung Oberflächenwasser benutzt wird.

Aus den Eintragsraten können die für die Dosisabschätzung benötigten Flächenkontaminationen ermittelt werden. Für das Sediment kann die Flächenkontamination $O_k(t)$ dann für langlebige Mutternuklide über die vereinfachte Gleichung

$$\frac{dO_U(t)}{dt} = \dot{Q}_U \quad (36)$$

berechnet werden. Wird diese Gleichung, wie in der BeGru vorgesehen, über einen Zeitraum t_{eff} integriert, in dem sich die effektive Schichtdicke U_{eff} bei einer Sedimentationsgeschwindigkeit v_{se} (siehe Kap. 3.8.4.3) aufbaut, so erhält man

$$O_U(t_{eff}) = \dot{Q}_U \cdot t_{eff} = \dot{Q}_U \cdot \frac{U_{eff}}{v_{se}} \quad (37)$$

Dies entspricht einem Zahlenwert¹⁹ von $1.92 \cdot 10^{-3} \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 2.38 \cdot 10^8 \text{ s} = 4.57 \cdot 10^5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$.

Für die Flächendichte $B(t)$ durch Beregnung mit Oberflächenwasser ergibt sich aus Gl. (12), ebenfalls unter Vernachlässigung des Zerfalls mit einer Verweilkonstanten $\lambda_m = 10^{-10} \text{ s}^{-1}$ für große Zeiten ein Wert von $B_\infty = \dot{Q}_{irr} / \lambda_m = 3.0 \cdot 10^4 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$.

Im letzten Schritt werden die entsprechenden Ausdrücke für die externen Dosen verglichen. Mit Gl. (33) und dem entsprechenden Ausdruck für die Dosis E_U durch den Aufenthalt auf Ufersediment folgt für das Dosisverhältnis

$$\frac{E_U}{E_b} = \frac{t_A \cdot f_U}{t_{Fr} + f_{Ge,b} \cdot t_{Ge}} \cdot \frac{O_U}{B_\infty} \quad (38)$$

Die Dosisleistungskoeffizienten und die Faktoren für die Körpergeometrie konnten dabei gekürzt werden. Setzt man die entsprechenden Werte für die Aufenthaltsdauern und den Korrekturfaktor für die Bestrahlungsgeometrie am Ufer ($f_U = 0.2$) ein, so ergibt sich ein Dosisverhältnis von etwa 0.6. Beide Dosen liegen also bei der ausschließlichen Nutzung

¹⁹ Der Anlagerungsfaktor für Aktinide beträgt $1.8 \cdot 10^4 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$, das ist gegenüber den K_d -Werten für Böden aus IAEA (2009) teilweise um mehr als eine Größenordnung höher. Der Grund ist vermutlich, dass sich gegenüber dem Boden eher feine Partikel im Sediment befinden.

von Oberflächenwasser zur Berechnung in derselben Größenordnung. Wird Grundwasser für die Berechnung genutzt, entspricht das Dosisverhältnis in diesem Beispiel größenordnungsmäßig dem Verhältnis der Konzentrationen in Oberflächen- und Grundwasser.

3.8.4.1 Anlagerungskonstante und Anlagerungszeit

Der Exponentialterm in Klammern aus Gl. (35) hat in diesem Beispiel den Wert 0.73. Für die anderen Elementgruppen liegt er bei 0.88 bzw. 1. Das Modell wurde der AVV T entnommen und basiert auf der Vorstellung einer definierten, räumlich begrenzten Kontaminationsquelle. Es wird dort zwischen Nah- und Fernbereich unterschieden, die betreffenden Werte für t_f sind 10 h bzw. 5 d. In der BeGru wird nur der Fernbereich betrachtet. Für eine Länge von 700 Flusskilometern (entspricht ungefähr der Länge von Gundremmingen an die niederländische Grenze) ergäbe sich daraus eine Fließgeschwindigkeit von $1.6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Zum Vergleich: In Köln liegt die Fließgeschwindigkeit des Rheins zwischen 1 und $2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (<https://rheinstation.uni-koeln.de/der-rhein>). Insgesamt sind die Fließgeschwindigkeiten sehr variabel, denn sie hängen von vielen Faktoren wie z. B. Fließquerschnitt, Pegelstand und Gefälle ab.

Im Endlagerszenario ist zu erwarten, dass der Eintritt in das Oberflächenwasser in den meisten Fällen eher großflächig und kontinuierlich ist. Das Gebiet, in dem das Wasser die größte Konzentration besitzt, dürfte im Bereich des kontaminierten Grundwassers liegen, danach treten Verdünnungseffekte auf. Da die effektive Schichtdicke in etwa 2750 Tagen aufgebaut wird und die Partikel auch nach der Deposition immer wieder mit dem kontaminierten Wasser in Berührung kommen, ist die Kontaktzeit entsprechend groß. Realistischer ist es daher vermutlich, den Term $1 - \exp(-\lambda_{Anl} \cdot t_f)$ für alle Nuklide auf 1 zu setzen. Die berechnete Dosis wird dadurch allerdings nur um einen Faktor 1.4 erhöht.

3.8.4.2 Konzentrationsfaktor

Die Konzentrationsfaktoren K_{Se} sind, ähnlich wie die Verweildauern in drei Kategorien für verschiedene Elementgruppen eingeteilt. So lauten die Werte $200 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ für Sr, Tc, Te und Nb, $5000 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ für Cs, Zn, Y, La, I, Sb und Ra, sowie $1.8\cdot 10^4 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ für Co, Ce, Ru, Mn, Cr, Fe, Zr, Ni, Ag und Aktinide. In den internationalen Studien sowie dem IAEA-TecDoc 1616 konnten für die in Kap. 3.8.1 betrachteten Nuklide nur wenig entsprechende Werte gefunden werden. Der Wert für Nb ist gegenüber den Literaturwerten ($1.0\cdot 10^4 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ bei IAEA 2003 und Walke et al. 2013, sowie $3.0\cdot 10^4 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ bei Noseck et al. 2009) mit $200 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ sehr niedrig (Abbildung 27). Für Sb ist der Wert mit dem aus IAEA (2010) identisch, der jedoch eine geometrische Standardabweichung von 3.8 besitzt. Pa müsste der Klasse mit $K_{Se} = 1.8\cdot 10^4 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ zugeordnet werden, während Walke et al. (2013) einen Wert von $1\cdot 10^3 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ annehmen, Noseck et al. (2009) dagegen wie bei Nb $3.0\cdot 10^4 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$. In der BioMoSa-Studie liegen die Werte je nach Standort zwischen $1.8\cdot 10^4 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$ und $1.0\cdot 10^5 \text{ L}\cdot\text{kg}^{-1}$. Insgesamt sind die Konzentrationsfaktoren ähnlich variabel wie die K_d -Werte im Erdboden (IAEA 2010), was zum Teil daran liegt, dass diese Größe von ähnlichen Variablen wie z.B. pH und Gehalt an organischer Substanz abhängt wie K_{Se} , wobei die Datenlage bei K_d etwas besser ist, denn einige für die externe Exposition relevante Nuklide wie Bi oder Tl scheinen noch nicht untersucht worden zu sein und sind daher auch in neueren Datenbasen nicht enthalten (Boyer et al. 2018).

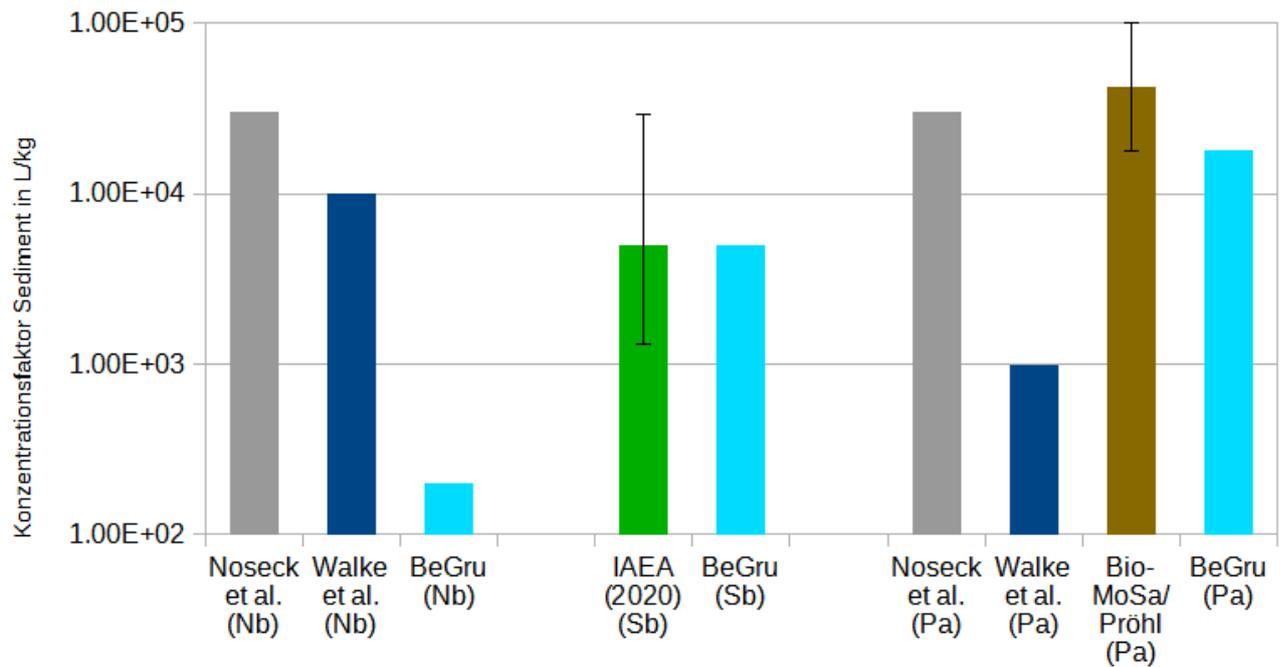


Abbildung 27 Vergleich der Konzentrationsfaktoren Wasser-Sediment

3.8.4.3 Sedimentationsgeschwindigkeit und Sedimentdichte

Die Sedimentationsgeschwindigkeit v_{se} gibt die Dicke der Sedimentschicht in m an, die am Ufer pro Sekunde abgelagert wird (Zahlenwert hier: $2.1 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} = 6.6 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$) und sollte nicht mit der Sinkgeschwindigkeit der einzelnen Schwebstoffpartikel verwechselt werden. Bei langlebigen Nukliden, bei denen der Aufbau von Tochternukliden vernachlässigbar ist, kann man durch Einsetzen von Gl. (35) in Gl. (37) zeigen, dass die Flächenkontamination nicht von der Sedimentationsgeschwindigkeit abhängt, da sich die Aktivität in der obersten Schicht während der effektiven Sedimentationszeit nicht ändert. Sie soll hier aber neben der Sedimentdichte ρ_{se} kurz mit anderen Werten aus der Literatur verglichen werden. In Pröhl et al. (2005), die die Ergebnisse der BioMoSa-Studie zusammenfassen, sind für drei länderspezifische Modelle jeweils Werte angegeben, nämlich $10 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$, $8.5 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und $4 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ für die jährliche Sedimentation sowie $2000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, $100 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ und $1600 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ für die Sedimentdichte. Gründe für diese Unterschiede werden nicht angegeben. Dem relativ niedrigen Wert für ρ_{se} ($700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$) in der BeGru liegt vermutlich die Annahme zugrunde, dass das Sediment einen hohen organischen Anteil besitzt.

3.8.4.4 Aufenthaltsdauer und Korrekturfaktor für die Strahlungsgeometrie

Die angenommene Aufenthaltsdauer $t_A = 760$ h, das sind 190 Tage mit jeweils 4 Stunden, wird nicht begründet. Es wird offenbar davon ausgegangen, dass die in der Landwirtschaft tätigen Personen einen Teil ihrer Arbeitszeit mit Süßwasserfischerei verbringen. In der BIOMOSA-Studie wird dieser Expositionspfad nur im belgischen und im spanischen Modell berücksichtigt (Pröhl et al. 2005). Die Aufenthaltsdauern betragen dort 500 bzw. 365 h im Jahr. Im Referenzbiosphärenmodell ERB 2b der IAEA 2003 wird in Allgemeinen ein jährlicher Aufenthalt an Seen und Flüssen von 169 h angenommen, für die Gruppe der Süßwasserfischer aber 3088 h, wobei in diesem Fall allerdings der Aufenthalt auf landwirtschaftlichen Flächen wegfällt.

Der Korrekturfaktor dürfte in Szenarien, in denen die Ufer des Gewässers häufig großflächiger überschwemmt sind (z.B. Auen) größer sein als 0.2. So wird dieser Parameter in der AVV T für Überschwemmungsgebiete gleich 1 gesetzt. In EPA (2019) werden folgende Korrekturfaktoren angegeben:

- 0.1 für Ufer von Kanalabflüssen
- 0.2 für Flussufer
- 0.3 für Ufer von Seen
- 0.5 für Meeresufer
- 1.0 für Gezeitenbecken

Diese Annahmen beruhen auf laut NRC (1977) auf experimentellen Daten. Es fällt auf, dass anders als in der BeGru der Korrekturfaktor für Seeufer größer ist als der für Flussufer.

3.8.4.5 Effektive Schichtdicke

Eine Definition für die effektive Schichtdicke U_{eff} wird in der BeGru und in der AVV T nicht angegeben. Eine Möglichkeit zur Abschätzung dieser Größe (hier zur Betonung der Abschätzung d_{eff} genannt) bietet der Quotient aus den in EPA (2019) angegebenen Dosisleistungskoeffizienten für unendliche Tiefe ($G_\infty = \dot{D}_\infty/C_0$) und Oberflächenkontamination ($g_{surf} = \dot{D}_{surf}/B_0$):

$$\frac{G_\infty}{g_{surf}} = \frac{\dot{D}_\infty}{\dot{D}_{surf}} \cdot \frac{B_0}{C_0} \equiv d_{eff} \quad (39)$$

Hierbei sind die \dot{D} die jeweiligen Dosisraten in $\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}$ und C_0 bzw. B_0 die jeweiligen Volumen- bzw. Oberflächenaktivitäten in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ bzw. $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$. Die beiden Dosisraten sind dann gleich, wenn $B_0 = d_{eff} \cdot C_0$, d.h., wenn angenommen wird, dass die Oberflächenaktivität der in einem Volumen der Dicke d_{eff} vorhandenen Aktivität entspricht. In diesem Fall sind die Expositionen durch eine homogene Tiefenverteilung und durch eine nicht abgeschirmte Aktivität aus der effektiven Schichtdicke äquivalent.

Vergleicht man die in Tabelle 7 aufgelisteten, entsprechend berechneten effektiven Schichtdicken mit dem BeGru-Standardwert für Sediment (0.05 m), so ist festzustellen, dass dieser für die meisten der hier dargestellten relevanten Nuklide offenbar eine gute Näherung ist. Der Dosisbeitrag durch niedrige Gammaenergien wird allerdings überschätzt. Beispiel: Für ^{129}I , das eine schwache Linie (Intensität ca. 7.5 %) bei etwa 40 keV besitzt, liegt die effektive Schichtdicke nach der obigen Abschätzungsmethode bei 0.018 m.

Tabelle 7 Aus den in EPA (2019) angegebenen Dosisleistungskoeffizienten abgeschätzte effektive Schichtdicken.

Nuklid	Effektive Schichtdicke in m
⁹⁴Nb	0.049
^{126m}Sb	0.044
¹²⁶Sb	0.046
²¹⁴Pb	0.043
²¹⁴Bi	0.050
²³³Pa	0.043
²¹³Bi	0.032
²⁰⁹Tl	0.050

4 Beispiele zur Abschätzung der Dosis als Indikator

Gegenwärtig ist der Prozess der Standortauswahl noch nicht so weit fortgeschritten, dass anhand der BeGru für bestimmte Standorte und Szenarien belastbare Indikator-dosen berechnet werden können. Dennoch ist es möglich, anhand von generischen Rechnungen der GRS für die Konzentrationen an der Grenze des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs beispielhaft eine grobe erste Abschätzung der Relevanz von Nukliden und einzelner Kontaminationspfade vorzunehmen. Es zeigt sich, dass die Ergebnisse u. a. sehr stark von den betrachteten Gesteinsformationen abhängen. Dabei ist wichtig, festzustellen, dass die berechneten Konzentrationen im Grundwasser einen zeitlichen Verlauf haben, deren Maxima je nach den Bedingungen im Gestein auch erst später als nach 1 Million Jahren auftreten können.

Die Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) hat im Projekt KOSINA und in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) im Projekt RESUS Grundlagen und Konzepte für die Bewertung von Endlagersystemen in verschiedenen Gesteinsformationen erstellt (siehe z.B. Kindlein et al. 2018, Becker et al., 2020 oder Alfarrá et al. 2020). Hier handelt es sich um „generische Betrachtungen, denen plausible Annahmen zu in Deutschland möglichen geologischen Situationen“ (Alfarrá et al. 2020) zugrunde liegen, also nicht standortbezogen sind. In diesen Studien werden Situationen mit bestimmten Parameterkonfigurationen (sog. Basisfälle und davon abgeleitete Fälle) untersucht und die zeitliche Entwicklung bestimmter Parameter (sog. Indikatoren) betrachtet. Einer dieser Parameter ist der „radiologische Indikator“, dessen Definition bereits in Kap. 2.4.3, Gl. (1) beschrieben wurde und der benutzt werden kann, um über Gl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** eine Abschätzung der Konzentrationen bzw. der Konzentrationsverhältnisse der relevanten Nuklide im Grundwasser vorzunehmen. Es sei daran erinnert, dass sich die so berechneten Konzentrationen auf den Rand des einschlusswirksamen Gebirgsbereichs beziehen und die Konzentrationsverhältnisse im Brunnenwasser aufgrund der Sorption der Radionuklide auf dem Transportweg sehr wahrscheinlich anders sind (siehe Kap. 2.4.3).

Dem radiologischen Indikator in diesen Studien liegen die Dosiskonversionsfaktoren aus Pröhl und Gering (2002) zugrunde, deren radioökologisches Modell auf der AVV Strahlenschutz aus dem Jahr 2001 beruht. Aus den über 10 Studien aus KOSINA und RESUS sollen hier drei ausgewählt werden, die für unterschiedliche Gesteinstypen (Ton, Salz, Kristallin) durchgeführt wurden und an denen beispielhaft unter Verwendung des BeGru-Modells Werte von Indikator-Dosen berechnet werden. Es sei dabei betont, dass diese Werte keine Schätzungen für spätere standortbezogene Modellierungen sein können und deswegen auch keine radiologische Relevanz besitzen. Sie sind auch nicht notwendigerweise repräsentativ für die verschiedenen Wirtsgesteine. Bei der Auswahl der jeweiligen Studien für die radioökologische Modellierung war das Kriterium eher das gleichzeitige Vorhandensein mehrerer Radionuklide im Grundwasser, um die relative Bedeutung der Nuklide und die Gesamtrelevanz der jeweiligen Transportpfade zu untersuchen. Dabei wurde jeweils der Zeitpunkt ausgewählt, an dem der radiologische Indikator unter den gegebenen Bedingungen sein Maximum erreicht. In den RESUS-Studien für Salz hat die geschätzte Grundwasserkonzentration im Bewertungszeitraum kein Maximum, sodass für diese Gesteinsart die

KOSINA-Studie ausgewählt wurde, deren Simulationen über diesen Zeitraum hinaus durchgeführt wurden (das Maximum tritt hier nach ca. 3 Mio. Jahren auf). Für Kristallingestein existiert noch keine Studie, die für entsprechende Schätzungen geeignet wäre.

Die radiologischen Indikatoren werden in den verwendeten Studien lediglich grafisch dargestellt; Zahlenwerte wurden mit Hilfe der freien Software GraphGrabber 2.0 (<https://www.quintessa.org/software/downloads-and-demos/graph-grabber-2.0.2>) aus den Grafiken ermittelt. Die Unsicherheit der ermittelten Zahlenwerte liegt bei etwa 10 %. Mit Hilfe der von Anna Kogiomtzigidis im Rahmen des TRANSENS-Projektes vorgenommenen Implementation (Kogiomtzigidis 2023) des BeGru-Modells in einen Lazarus/Pascal Code (Lazarus 2.2.6, Free Pascal 3.2.2) wurden die folgenden Berechnungen durchgeführt. Das betrachtete Szenario ist der in der BeGru beschriebene, von 10 Personen bewirtschaftete Hof, wobei hier ausschließliche Grundwassernutzung bei kühlgemäßem Klima betrachtet wird. Es wird angenommen, dass unter diesen Umständen der Beitrag der externen Exposition an Uferstreifen gegenüber dem Aufenthalt auf bewässerten Flächen wegen der kürzeren Aufenthaltsdauer und der vermutlich starken Verdünnung der Nuklidkonzentrationen im Oberflächenwasser zu vernachlässigen ist. Des Weiteren ist die bisherige Version des Codes lediglich für Lebenszeitdosen von Erwachsenen ausgelegt. Die jährlichen Beiträge von Expositionen im Kinder- und Jugendlichenalter sind im Allgemeinen höher und führen daher zu etwas höheren Lebenszeitdosen. Da absolute Dosisabschätzungen hier aber nicht Ziel der Berechnungen sind, soll dieser Umstand vernachlässigt werden.

Die Berechnung geht von radioaktivem Gleichgewicht in den jeweiligen Teilketten der Mutternuklide ^{126}Sn , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{229}Th und ^{239}Np aus, wie auch in der BeGru vorausgesetzt. Bei den Zerfallsketten wurden für diese Berechnungen Nuklide mit Verzweigungsverhältnissen $< 0.1\%$ ignoriert. Des Weiteren soll hier angenommen werden, dass das ^{222}Rn (Halbwertszeit 3.8 Tage) und damit auch seine Zerfallsprodukte während seiner Lebensdauer im Boden verbleiben. In einigen Fällen (z.B. bei ^{218}Po , dem Zerfallsprodukt von ^{222}Rn) existieren im deutschen Regelwerk keine Dosiskoeffizienten für Ingestion und Inhalation, was offenbar auf die kurzen Halbwertszeiten der betroffenen Nuklide zurückzuführen ist. In diesen Fällen wurden die Dosiskoeffizienten gleich Null gesetzt.

4.1 BDCF-Werte

Anhand des Dosiskonversionsfaktors (BDCF) kann die Umwelttoxizität eines Radionuklids in Bezug auf den Menschen abgeschätzt werden, d.h. die zu erwartende Lebenszeitdosis pro Einheitskonzentration im Quellwasser. Die BDCF-Werte hängen vom jeweiligen radioökologischen Modell und dem betrachteten Szenario ab.

Zunächst soll hier kurz gezeigt werden, inwiefern sich die von der gegenwärtigen Implementation des BeGru-Modells vorhergesagten Dosiskonversionsfaktoren (BDCF-Werte) von denen aus Pröhl und Gering (2002) unterscheiden. Dabei muss beachtet werden, dass bei der Berechnung der auf der AVV Strahlenschutz von 2001 beruhenden Werte davon ausgegangen wurde, dass für die Ingestion alle Nahrungsmittel aus der eigenen Produktion stammen (entspricht der Annahme $f_i = 1$ für alle Nahrungsmittel). Außerdem werden dort die Verzehrsmengen aller Nahrungsmittel mit dem jeweiligen Faktor für das 95. Perzentil multipliziert. Bei der externen Exposition auf landwirtschaftlich genutzten Böden wird in der BeGru auch das Eindringen der Nuklide in tiefere Bodenschichten berücksichtigt. Deswegen ist zu erwarten, dass die auf dem BeGru-Modell beruhenden BDCF-Werte niedriger

sein werden. Dies ist auch tatsächlich der Fall (siehe Tabelle 8).

Daher ist zu erwarten, dass die nach der BeGru berechneten Einzeldosen für eine repräsentative Person geringer sind als die aus den jeweiligen GRS-Studien.

Tabelle 8 Vergleich der mit den Vorgaben der BeGru berechneten BDCF-Werte mit denen aus Pröhl und Gering (2002)

Nuklid	BDCF (Pröhl und Gering 2002)	BDCF (BeGru)
	Sv·a ⁻¹ /(Bq·L ⁻¹)	
³⁶ Cl	3.5E-05	2.2E-05
⁷⁹ Se	3.4E-04	1.8E-04
⁹⁴ Nb	3.1E-03	1.2E-03
¹²⁶ Sn	1.6E-02	1.4E-03
¹²⁹ I	5.6E-04	1.4E-04
¹³⁵ Cs	5.7E-05	2.4E-05
²¹⁰ Pb	2.3E-03	1.8E-03
²²⁶ Ra	3.0E-02	1.5E-03
²²⁹ Th	1.7E-02	1.0E-03
²³³ U	3.9E-03	9.9E-05
²³⁷ Np	4.7E-03	3.0E-04

4.2 Ton (geringe Mächtigkeit)

Als Beispiel für Ton als Wirtsgestein werden hier die Ergebnisse aus GRS 572 (Alfarra et al. 2020) als Grundlage der Dosisabschätzung verwendet. Während die Indikatorwerte bei großer Mächtigkeit während des Bewertungszeitraums in der Größenordnung von 10⁻² bis 10⁻³ liegen und kein Maximum aufweisen, tritt dieses bei geringer Mächtigkeit im Basisfall bei etwa 1 Mio. Jahren auf. Die relevanten Nuklide sind hier ¹²⁹I und ⁷⁹Se, einen geringen Anteil hat ³⁶Cl. Die Indikatorwerte und die daraus berechneten Grundwasserkonzentrationen sind in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9 Aus dem Indikatorwert nach Gl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** berechnete Grundwasseraktivitäten nach ca. 1 Mio. Jahren (BDCF-Werte aus Pröhl und Gering 2002).

Nuklid	BDCF in Sv·a ⁻¹ /Bq·L	Indikatorwert	Aktivität im Grundwasser in Bq·L ⁻¹
¹²⁹ I	5.60E-04	150	2.68E+00
⁷⁹ Se	3.40E-04	80	2.35E+00
³⁶ Cl	3.50E-05	0.55	1.57E-01

Auch das BeGru-Modell sagt voraus, dass die Gesamtdosis überwiegend zu etwa gleichen Teilen durch ¹²⁹I und ⁷⁹Se verursacht wird (Abbildung 28). Die berechnete gesamte Personendosis beträgt hier 0.81 mSv pro Jahr (GRS 577: 2.31 mSv pro Jahr). Davon werden 99.8 % durch Ingestion von Nahrungsmitteln und Trinkwasser verursacht, Inhalation und externe Exposition spielen demgegenüber also kaum eine Rolle. Die größten Beiträge liefern dabei pflanzliche Nahrung außer Blattgemüse und Trinkwasser (Abbildung 29).

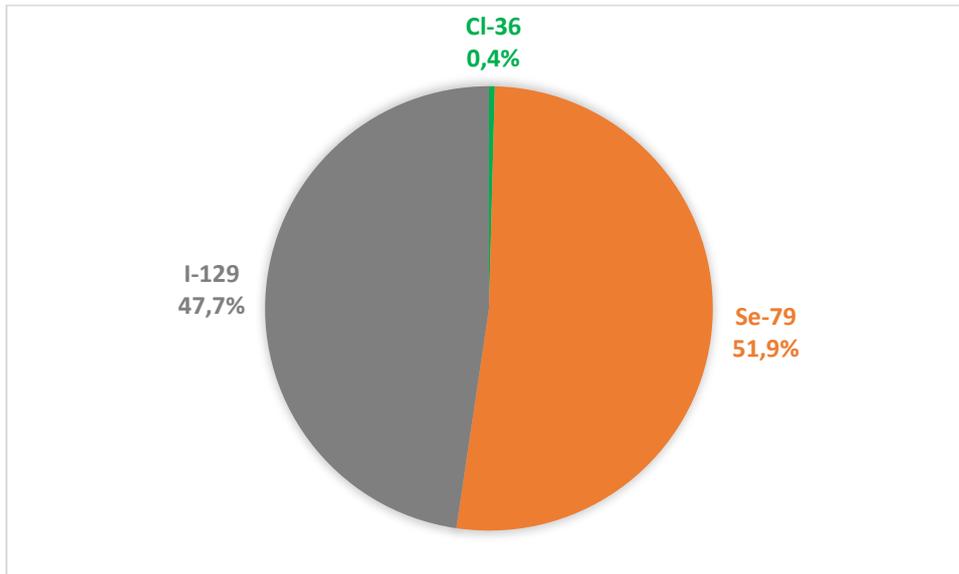


Abbildung 28 Anteile der relevanten Nuklide an der für das Basisszenario für Ton (geringe Mächtigkeit, GRS 572) nach dem BeGru-Modell berechneten Gesamtexposition.

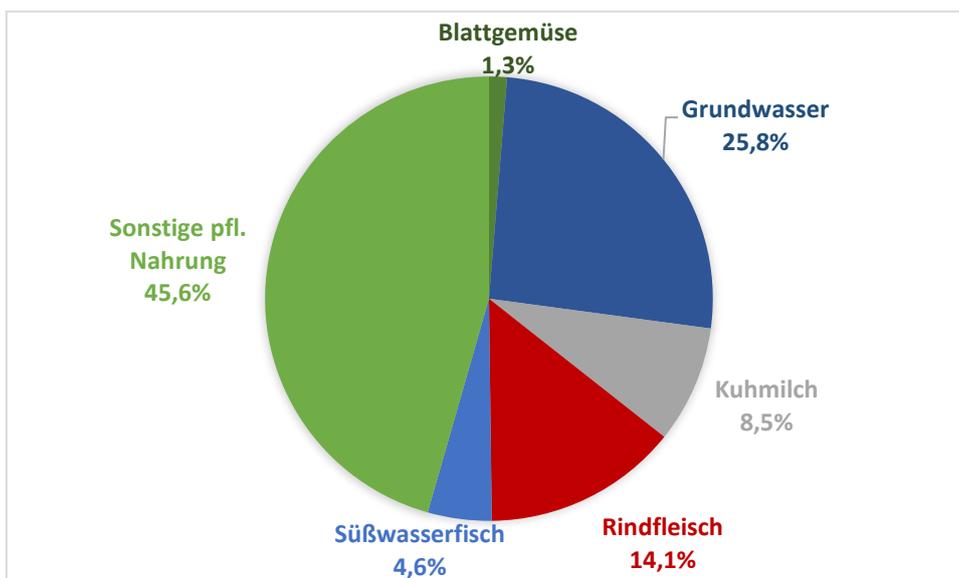


Abbildung 29 Anteile der einzelnen Nahrungsmittelgruppen an der für das Basisszenario für Ton (geringe Mächtigkeit, GRS 572) nach dem BeGru-Modell berechneten Gesamtexposition durch Nahrungsmittel.

4.3 Salz (flache Lagerung, ca. 3 Mio Jahre)

In dem in GRS 496 (Kindlein et al. 2018) beschriebenen Basisfall treten während des Bewertungszeitraums keine nennenswerten Aktivitäten im Grundwasser auf. Der radiologische Indikator hat erst nach etwa 3 Mio. Jahren ein Maximum und liegt dort bei etwa $5 \cdot 10^{-3}$, also weit unter dem Referenzwert. Die relevanten Nuklide sind hier ^{129}I , ^{135}Cs , ^{126}Sn , ^{229}Th , ^{237}Np und ^{233}U . Dabei weist das ^{229}Th den höchsten Indikatorwert auf (siehe *Tabelle 10*).

Die größten Anteile an der Gesamtexposition von 6.8 nSv (GRS: 38 nSv) pro Jahr und Person kommen hier nach dem BeGru-Modell durch ^{129}I , ^{135}Cs und ^{126}Sn zustande (siehe **Abbildung 30**), in GRS 496 dagegen liefert das ^{229}Th den höchsten Beitrag (*Tabelle 10*).

Tabelle 10 Aus dem Indikatorwert nach Gl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) berechnete Grundwasseraktivitäten nach ca. 3 Mio. Jahren (BDCF-Werte aus Pröhl und Gering 2002).

Nuklid	BDCF in $\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{L}$	Indikatorwert	Aktivität im Grundwasser in $\text{Bq} \cdot \text{L}^{-1}$
^{129}I	5.60E-04	8.50E-04	1.52E-05
^{135}Cs	5.70E-05	5.00E-04	8.77E-05
^{126}Sn	1.60E-02	1.80E-05	1.13E-08
^{229}Th	1.70E-02	1.60E-03	9.41E-07
^{237}Np	4.70E-03	4.60E-04	9.79E-07
^{233}U	3.90E-03	3.80E-04	9.74E-07

Das BeGru-Modell sagt voraus, dass in diesem Szenario 91 % der Einzeldosis durch Ingestion verursacht wird, 7 % durch externe Exposition und 2 % durch Inhalation. Bei der Ingestion dominiert das Trinkwasser und der Konsum von Süßwasserfisch (siehe **Abbildung 31**). Letzteres ist auf den großen Übergangsfaktor Wasser-Fisch zurückzuführen (siehe auch **Abbildung 21**). Der Beitrag ist stark vom Umweltszenario abhängig, denn es gibt in der BeGru keine Vorgaben für die Parameter, die die Binnengewässer beschreiben, da sie sehr stark standortabhängig sind. Im hier verwendeten Radioökologiecode wird eine Seegröße von $2.00\text{E}+06 \text{ m}^3$ und eine Zuflussrate aus dem Grundwasser in den See von $0.008 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ sowie eine Gesamtzuflussrate von $0.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ angenommen. Dies entspricht einem kleinen See mit einem Volumen von etwa 5 % des Steinhuder Meers.

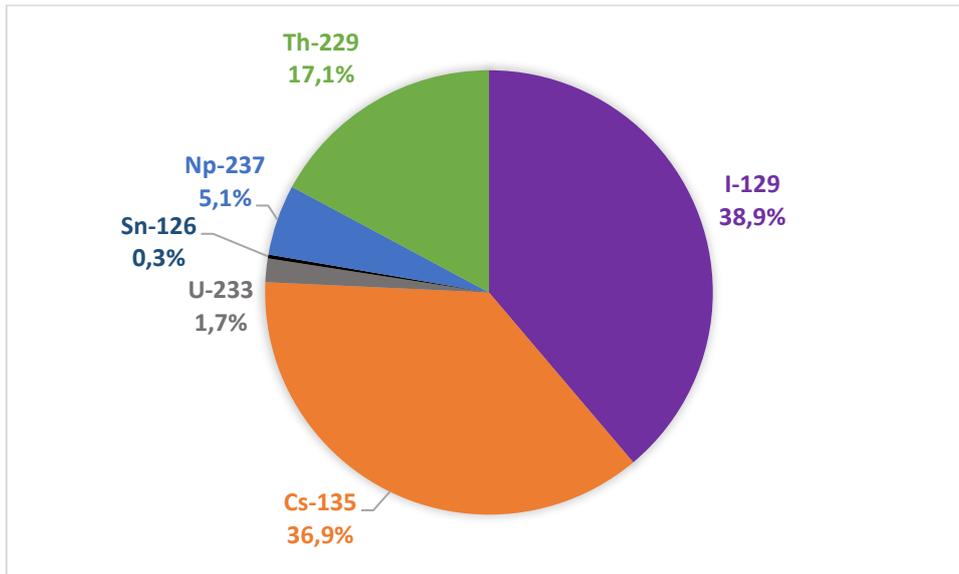


Abbildung 30 Anteile der relevanten Nuklide an der für das Basisszenario für Salz (flache Lagerung, GRS 496) nach dem BeGru-Modell berechneten Gesamtexposition.

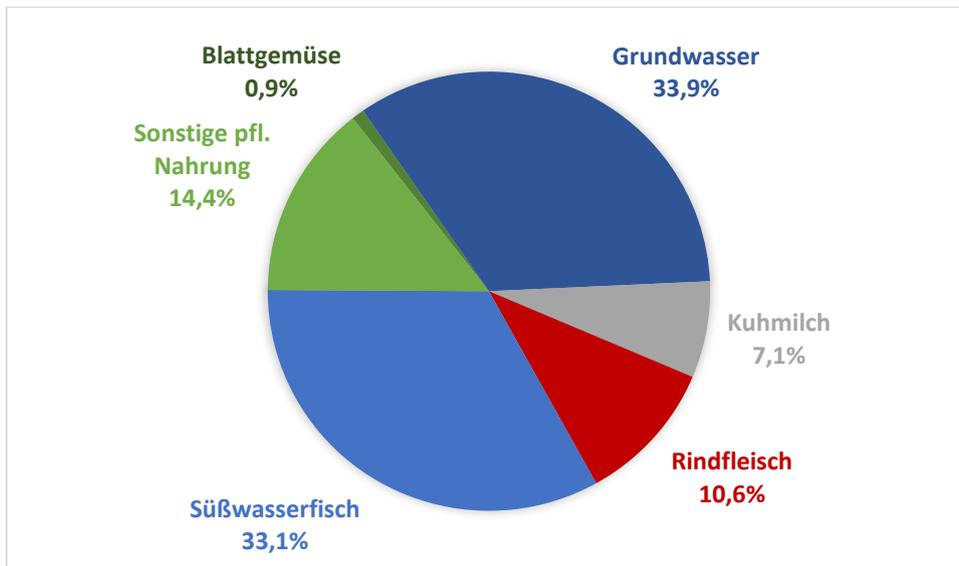


Abbildung 31 Anteile der einzelnen Nahrungsmittelgruppen an der für das Basisszenario für Salz (flache Lagerung, GRS 496) nach dem BeGru-Modell berechneten Gesamtexposition durch Nahrungsmittel.

5 Zusammenfassung

Das radioökologische Modell der BeGru in seiner derzeitigen Form (Dezember 2022) ist „aus Konsistenzgründen“ stark an die AVV Tätigkeiten angelehnt, in der allerdings nur Einleitungen von Radionukliden über Luft und (Ab-)Wasser in die Umwelt erfasst werden. Im Endlagerkontext jedoch ist die potentielle Quelle des Eintrages in die Ökosphäre das Grundwasser. Viele Prozesse, die aufgrund dieses Kontaminationspfades genauer betrachtet werden müssten, sind quantitativ nicht erfasst und z. T. auch noch nicht hinreichend erforscht; dies wird der Vorhabenträgerin (z. Zt. die BGE) überlassen. Quantitative Betrachtungen zu Relevanz von Pfaden und den damit verbundenen Parameterunsicherheiten konnten daher an dieser Stelle nicht durchgeführt werden, daher sind die Untersuchungen der Parameter auf den mathematisch expliziten Teil der BeGru beschränkt.

Während es in der AVV T um die (retrospektive und prospektive) Berechnung tatsächlicher Dosen für Mitglieder der Bevölkerung geht, kann die in der BeGru berechnete zusätzliche Gesamtdosis aufgrund des betrachteten langen Zeitraums nur als Indikator dienen.

5.1 Parameter und ihre Unsicherheiten

Jeder Parameter, der in die Berechnung der Lebenszeitdosis eingeht, ist mit Unsicherheiten behaftet. Dies ist einer der Hauptgründe, warum die BeGru zum Teil von stark konservativen Annahmen ausgeht. Es gibt Parameter, deren Unsicherheiten im Bereich von einer Größenordnung und mehr liegen können. Die Bedeutung für die Unsicherheit der Dosis als Indikator richtet sich dabei allerdings nach der Bedeutung des Kontaminationspfades, in dem der Parameter eine Rolle spielt.

Es sollen an dieser Stelle noch einmal die in Kap. 3 behandelten Parameter zusammengefasst und hinsichtlich ihrer geschätzten Unsicherheit klassifiziert werden. Ein Unsicherheitsfaktor u für einen Parameter p bedeutet, dass p zwischen p/u und $p \cdot u$ liegt. Die hier definierten Klassen sind **A** (Unsicherheitsfaktor < 2), **B** (Unsicherheitsfaktor zwischen 2 und 10) und **C** (Unsicherheitsfaktor > 10). Es sei darauf hingewiesen, dass hier keinerlei Korrelationen zwischen den Parametern betrachtet werden. Die angegebenen Parameterwerte beziehen sich alle auf kühlgemäßes Klima, Parameterwerte für andere klimatische Zustände werden nicht gegeben. Physikalische Konstanten, die eine sehr geringe Unsicherheit besitzen (wie z.B. Zerfallskonstanten), werden nicht berücksichtigt.

Im Ingestionspfad sind die Unsicherheiten bei den Transferfaktoren und den Verweilkonstanten der Nuklide in der Wurzelzone am höchsten (Tabelle 11).

Die Parameter für den Muttermilchpfad sind in Tabelle 13 dargestellt. In Kap. 3.6.1 wurde bereits beschrieben, dass die Bedeutung dieses Pfades in Bezug auf den radiologischen Indikator, nämlich der zusätzlichen Lebenszeitdosis, eher gering ist.

Tabelle 11 Zusammenfassung der Parameter für den Ingestionspfad (*: Unsicherheit eher im unteren Bereich der Kategorie, **: Klassifizierung nuklidabhängig). Werte von klimaabhängigen Parametern sind kursiv dargestellt.

Parameter	Bezeichnung	Wert	Kapitel	Klasse
$g_{g,r,eff}$	Dosiskoeffizient	Nuklid- und altersabhängig (Sv · Bq ⁻¹)	3.1	B*
U^{Tw}	Trinkwassermenge	350 L · a ⁻¹	0	B*
λ_m	Verweilkonstante in der Wurzelzone	Nuklidabhängig (s ⁻¹)	3.3.1	C
T_r^n	Transferfaktor Boden-Pflanze	Nuklidabhängig (L · kg ⁻¹)	3.4.2.1	B,C**
W_k	Bewässerungsmenge	<i>6.0 · 10⁻⁶ L · m⁻² · s⁻¹</i>	3.4.3.1	A
λ_V	Verweilkonstante Blattoberfläche	<i>5.7 · 10⁻⁷ s⁻¹</i>	3.4.3.2	A
t_W^n	Berechnungsdauer	30 d (Weidebewuchs) 60 d (Blattgemüse)	3.4.3.2	A
Y^n	Bewuchsdichte bzw. Ertrag	1.6 kg · m ⁻² (Blattgemüse) 2.4 kg · m ⁻² (sonst. Pflanzen) 0.85 kg · m ⁻² (Weidebew.)	3.4.3.3	A
f_w	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität	0.3 (dimensionslos)	3.4.3.3	A
d	Dicke des Oberbodens bzw. der Wurzelzone	0.2 m (Ackerboden) 0.1 m (Weideland)	3.4.3.4	A
p^m	Flächentrockenmasse des Bodens	280 kg · m ⁻² (Acker) 120 kg · m ⁻² (Weide)	3.4.3.4	A
U^i	Jährliche Verzehrsmengen des Nahrungsmittels i	Nahrungsmittelabhängig (kg)	3.4.4 und 3.5.2.1	A
f_i	Anteil der kontaminierten Nahrung	1 (Wasser, Muttermilch) 0.5 (andere Nahrung)	3.4.4	A
$T_r^{Mi,Fl}$	Transferfaktoren für den Übergang vom Futter in Milch bzw. Fleisch	Nuklidabhängig (d · kg ⁻¹)	3.5.1	B,C**
T_r^{Fi}	Transferfaktor für den Übergang vom Oberflächenwasser in Fisch	Nuklidabhängig (d · kg ⁻¹)	3.5.1	C
\dot{M}	tägliche Futtermengeaufnahme	<i>70 kg · d⁻¹</i>	3.5.2.2	A
L	tägliche Wasseraufnahme	<i>110 L · d⁻¹</i>	3.5.2.2	A

Tabelle 12 Zusammenfassung der Parameter für den Muttermilchpfad (*: Unsicherheit eher im unteren Bereich der Kategorie, **: Klassifizierung nuklidabhängig).

Parameter	Bezeichnung	Wert	Kapitel	Klasse
$g_{i,r,eff}^{MM}$	Dosiskoeffizienten	Nuklid- und altersabhängig (Sv · Bq ⁻¹)	3.6.1	B*
U^{MM}	Jährliche Verzehrsmenge an Muttermilch	200 kg	3.6.2	A
$T_r^{MM,g}$	Transferfaktor von Lebensmitteln in die Muttermilch	Nuklidabhängig (d · kg ⁻¹)	3.6.3	B,C**
$T_r^{MM,h}$	Transferfaktor von der Atemluft in die Muttermilch	Nuklidabhängig (d · kg ⁻¹)	3.6.3	B,C**

Tabelle 13 Zusammenfassung der Parameter für den Inhalationspfad (*: Unsicherheit eher im unteren Bereich der Kategorie)

Parameter	Bezeichnung	Wert	Kapitel	Klasse
S_{St}	Staubkonzentration	$5 \cdot 10^{-8} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$	3.7.1	B
\dot{V}	Atemrate	$2.6 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	3.7.1	A
$AF_{20\mu\text{m},r}$	Aufkonzentrierungsfaktor	4 (dimensionslos)	3.7.2	B
$g_{h,r,eff}$	Dosiskoeffizient für Inhalation	Nuklid- und altersabhängig ($\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$)	3.7.3	B*

Bei den Parametern für Exposition durch Inhalation (Tabelle 13) ist die Staubkonzentration am unsichersten, aber auch der Aufkonzentrierungsfaktor ist eigentlich klima- und standortabhängig und trägt somit zur Unsicherheit der ermittelten Exposition durch Inhalation wesentlich bei.

Über die Unsicherheiten der Dosisleistungskoeffizienten in Tabelle 14 konnte keine Literaturquelle gefunden werden, daher wird angenommen, dass sie ähnlich sind wie die der Dosiskoeffizienten. Da dies aber nur eine Vermutung ist, wird die entsprechende Unsicherheitsklasse in Klammern angegeben. Ein Argument für eine geringere Unsicherheit ist, dass bei der externen Exposition metabolische Vorgänge kaum eine Rolle spielen.

Die mit ° markierten Parameter Anlagerungskonstante und Anlagerungszeit kommen gemeinsam in einem Sättigungsterm vor, siehe Gl. (35). Dieser ist gegenüber Parametervariation nur schwach sensitiv.

Für niederenergetische Gammalinien kann die Abweichung von der gegebenen effektiven Schichtdicke größer als ein Faktor 0.5 sein.

Tabelle 14 Zusammenfassung der Parameter für externe Exposition auf landwirtschaftlichen Flächen und Uferstreifen (*: Unsicherheit eher im unteren Bereich der Kategorie; falls nuklidabhängig, gilt dies nicht für alle Nuklide; **Klassifizierung nuklidabhängig; °: siehe Text)

Parameter	Bezeichnung	Wert	Kapitel	Klasse
$g_{b,r,eff}$	Dosisleistungskoeffizient	Nuklidabhängig ($\text{Sv} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$)	3.8.2	(A,B*)
$c_{geo,bi}$ $i = 1..2$	Geometrische Korrekturfaktoren	Altersabhängig (dimensionslos)	3.8.2	A*
f_r	Anteil des Gammaspektrums > 0,2 MeV	Nuklidabhängig (dimensionslos)	3.8.2	A*
t_{Fr} und t_{Ge}	Aufenthaltsdauern im Freien und in Gebäuden	1760 bzw. 7000 h pro Jahr	3.8.3	A
$f_{Ge,b}$	Reduktionsfaktor bei Aufenthalt in Gebäuden	0.3 (dimensionslos)	3.8.3	A
λ_{Anl}	Anlagerungskonstante für Schwebstoffe°	Nuklidabhängig, drei Kategorien ($\cdot \text{s}^{-1}$)	3.8.4.1	A
t_f	Anlagerungszeit°	5 d = $4.32 \cdot 10^5 \text{ s}$	3.8.4.1	
K_{Se}	Konzentrationsfaktor für Schwebstoffe	Nuklidabhängig, drei Kategorien (dimensionslos)	3.8.4.2	B
v_{Se}	Sedimentationsgeschwindigkeit	$2.1 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	3.8.4.3	A
ρ_{Se}	Sedimentdichte	$700 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$	3.8.4.3	B*
t_A	Aufenthaltsdauer	760 h	3.8.4.4	A

f_U	Geometriefaktor für den Uferstreifen	0.2 (dimensionslos)	3.8.4.4	A
U_{eff}	Effektive Schichtdicke	0.05 m	3.8.4.5	A, B**

Insgesamt besitzen die Transferfaktoren die größten Unsicherheiten. Die große Streubreite der ermittelten Werte ist in erster Linie dadurch bedingt, dass diese Größen von vielen unterschiedlichen Umweltfaktoren wie z.B. Bodencharakteristik oder Düngung abhängen. In IAEA (2010) werden die Transferfaktoren Boden – Pflanze daher für verschiedene Bodentypen tabelliert, was die Streubreite im Allgemeinen etwas reduziert, die geometrischen Standardabweichungen können aber trotzdem (wie beispielsweise bei Pu für verschiedene Pflanzenarten) bei über 10 liegen. Eine weitere Ursache können methodische Unterschiede und Mängel der einzelnen Studien (z.B. unzureichende Gleichgewichtseinstellung) sein. Des Weiteren dürfte es in vielen Fällen eine Rolle spielen, ob die in den Experimenten eingesetzte chemische Form der Radionuklide den tatsächlichen Gegebenheiten in der Umwelt entspricht.

Eine Möglichkeit zur Reduktion dieser Unsicherheiten ist die standortspezifische und methodisch einwandfreie experimentelle Neubestimmung dieser Größen.

5.2 Konzeptionelle bzw. epistemische Unsicherheiten

Eine andere Quelle von Unsicherheiten liegt in der möglicherweise unzureichenden oder fehlerhaften Quantifizierung von Umweltprozessen bzw. der fehlenden Berücksichtigung wichtiger Prozesse. Diese Art von Unsicherheit kann durch sorgfältige Modellbildung minimiert, aber nicht vollständig eliminiert werden.

Die BeGru ist auch in ihrer Version vom Dezember 2022 nicht vollständig, was die mathematische Ausformulierung des Biosphärenmodells angeht. Ein Beispiel ist der Übergang vom Grundwasser ins Oberflächenwasser, bei der keine Berechnungsgrundlage für den Eintrag eines Radionuklids in das stehende Gewässer gegeben wird. Es werden also beispielsweise sowohl Filtereffekte, die beim Durchgang des Grundwassers durch Sedimentschichten auftreten können, als auch der Grundwasserstrom selbst nicht quantifiziert. Ein anderes Beispiel ist der kapillare Aufstieg vom Grundwasser in die Wurzelzone, für den es zurzeit noch keine international anerkannten Modelle gibt.

Dies gilt generell für Langzeitprozesse, die sich über Tausende von Jahren erstrecken und daher experimentell nur schwer zu erfassen sind. Es ist möglich, dass die Verteilungen von Radionukliden in Boden und Oberflächenwässern letzten Endes durch solche Vorgänge bestimmt werden. Erosion wird beispielsweise in der BeGru nur kurz im Zusammenhang mit der Küstenlinie erwähnt, dürfte aber zusammen mit anderen Transportprozessen auf lange Sicht maßgeblich zur Umverteilung radioaktiver Stoffe auch im Binnenland beitragen.

Die Modellszenarien werden in der BeGru nur grob skizziert (landwirtschaftlicher Hof mit 10 Personen und Selbstversorgung, kühlgemäßigtes Klima), es wird aber beispielsweise nicht konkretisiert, wie lange eine angrenzende Landfläche bewirtschaftet wird. Das Modell sieht voraus, dass sich bezüglich der Aktivitätskonzentration im Boden nach Bewässerung bei manchen Nukliden erst ein Gleichgewicht nach 1000 – 2000 Jahren einstellt (siehe **Abbildung 4** in Kap.3.3.1). Ob eine Landfläche tatsächlich in einem solchen Zeitraum dauerhaft bewirtschaftet wird bzw. werden kann, ist fraglich.

Eine Sammlung von Kommentaren und Änderungsvorschlägen wurde von den Autoren dieses Reports im April 2022 bei der BASE eingereicht und einige Punkte davon wurden auf einer Fachveranstaltung am BASE am 30.06. und 01.07.2022 diskutiert. Das eingereichte Dokument befindet sich im Anhang.

5.3 Konservativitäten

Die BeGru macht an vielen Stellen konservative Annahmen, um die mögliche zusätzliche Exposition, auch wenn die durch das Biosphärenmodell berechneten Werte nur Indikatorfunktion haben, nicht zu unterschätzen. Dies birgt allerdings die Gefahr, dass sich bei der Dosisabschätzung durch Akkumulation dieser Konservativitäten unrealistisch hohe Schätzwerte ergeben.

Die BeGru macht an vielen unterschiedlichen Stellen konservative Annahmen mit dem Ziel, die zusätzliche Exposition durch Radionuklide aus dem Endlager nicht zu unterschätzen. Die wichtigsten dieser Annahmen sollen hier noch einmal zusammengestellt und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die einzelnen Expositionspfade qualitativ eingeordnet werden. Dabei wird hier vom Grundszenario (10 Personen bewirtschaften einen Hof im Landesinneren) unter der Annahme von kühlgemäßem Klima ausgegangen. Außerdem wird ausschließliche Nutzung von Grundwasser unterstellt.

Zunächst einmal ist die Maßgabe aus § 7 der EndSiAnfV, dass die abgeschätzte zusätzliche effektive Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung höchstens im Bereich von 10 Mikrosievert pro Kalenderjahr liegt, gegenüber dem gegenwärtigen Hintergrundwert von im Mittel 2100 $\mu\text{Sv/a}$ selbst auch schon konservativ, wenn von einer linearen Dosis-Wirkungskurve ausgegangen wird. Dies ist zwar nicht explizit Bestandteil der BeGru, aber alle weiteren Konservativitäten sollten auch im Zusammenhang mit dieser Annahme betrachtet werden:

- 1) Die Einführung der sog. „repräsentativen Person“ (Kap 3, Nr. 12 BeGru) bezieht sich auf Personen, die aufgrund ihrer Lebensweise als „besonders exponiert“ bezeichnet werden können. Im Grundszenario kann dies unter folgenden Umständen der Fall sein:
 - a) Der Aufenthaltsort bzw. Hof befindet sich direkt in der Nähe einer Eintrittsstelle („ungünstigste Stelle“), so dass beispielsweise kontaminiertes, unverdünntes Grundwasser als Trink- und Beregnungswasser genutzt wird, wenn es ausreichend vorhanden und von der chemischen Zusammensetzung her geeignet ist (dies betrifft insbesondere den Ingestionspfad).
 - b) Die repräsentative Person befindet sich während des Tages auf oder in der Nähe von kontaminierten (beregneten) Flächen (Inhalation und externe Exposition). Dabei sollen sich die Personen immer dort aufhalten, wo die Summe aus externer Exposition und Inhalation am höchsten ist (sofern Daueraufenthalt möglich).
 - c) Die Person konsumiert ausschließlich Trinkwasser von diesen Stellen und es wird rechnerisch angenommen, dass die Hälfte der konsumierten Nahrungsmittel von diesen Stellen stammen, während die andere Hälfte nicht kontaminiert ist.
- 2) Bei den Verzehrsmengen wird für das Nahrungsmittel, das bei durchschnittlichem Konsum die höchste Dosis unter allen Nahrungsmitteln verursacht, angenommen, dass die Verzehrsmenge dem 95. Perzentil entspricht, d.h. 95 % aller Personen verzehren weniger als die repräsentative Person. Rechnerisch durchgeführt wird dies durch Multipli-

kation der tabellierten Verzehrsmenge des Nahrungsmittels, das die höchste Dosis verursacht, mit einem Faktor, der zwischen 1.6 und 5 liegt (BeGru Anhang A 4.1, Tabelle 9).

- 3) Bei der Zubereitung der Nahrung werden keine Dekontaminationseffekte berücksichtigt.
- 4) Als Fleischlieferanten werden ausschließlich Rinder angenommen, mit der Begründung, dass diese unter allen Fleischsorten die höchsten Expositionen ergeben.
- 5) Bei der Berechnung der Bodenkontamination durch Beregnungswasser wird die Interzeption (Abschirmung) durch die Pflanze nicht berücksichtigt. Bei der Berechnung der direkten Oberflächenkontamination wird ein Interzeptionsfaktor von 0.3 angenommen; dieser Effekt wird nur wenig durch Auswaschungsprozesse verringert (der Faktor $(1 - e^{-\lambda_m t})$ in Gl. (13) beträgt für Blatt- und sonstiges Gemüse bei kühlgemäßem Klima etwa 0.95). Die Interzeption wirkt sich auf die externen Dosen und auch auf die Ingestionsdosen aus. Die Inhalationsdosen dürften durch die Interzeption verringert werden, da ein Teil der Aktivität nicht auf den Boden gelangt, dessen Feinanteil später resuspendiert und in der Folge eingeatmet werden kann.
- 6) Was den Inhalationspfad angeht, so wird davon ausgegangen, dass die Staubkonzentration über das ganze Jahr und auch in Gebäuden gleich ist. Bei der nuklidspezifischen Berechnung soll immer die Absorptionsklasse angenommen werden, denen der höchste Dosiskoeffizient zugeordnet ist. Die Dosiskoeffizienten der Klassen für leicht- und schwerlösliche Verbindungen (F bzw. S) können sich dabei in einigen Fällen um mehr als einen Faktor 10 voneinander unterscheiden. Bei ^{239}Pu beispielsweise ist der Dosiskoeffizient für die Klasse F um einen Faktor 7.5 höher als für die Klasse S. Es ist allerdings aufgrund des hohen K_d -Werts in Böden wahrscheinlich, dass an Bodenpartikel gebundenes Pu eher zu den schwerlöslichen Verbindungen der Klasse S gezählt werden müsste.
- 7) Bei der externen Exposition soll an Behausungen die gleiche Kontamination wie auf den berechneten Flächen angenommen werden. Die geringere Exposition im Haus wird nur durch einen Abschirmfaktor berücksichtigt. Bei der Berechnung der externen Exposition auf Ackerflächen wird die Durchmischung durch Pflügen bzw. die Migration in Bodenschichten < 20 cm und somit die damit verbundenen Abschirmungseffekte durch den Erdboden vernachlässigt.
- 8) Die Modellparameter wurden schon in Kap. 3 ausgiebig untersucht und in Kap. 5.1 noch einmal zusammengestellt. In den meisten Fällen sind hier die Werte eher konservativ gewählt. In Einzelfällen kann dies dazu führen, dass die Expositionen für bestimmte Pfade stark überschätzt werden, was allerdings nicht bedeutet, dass die Gesamtdosis gleichermaßen betroffen ist. Beispiel: Transferfaktoren Futter – Fleisch und Futter – Milch für Nb, siehe Kap. 3.5.1.1 und 3.5.1.2.
- 9) Langjährige Erosion bzw. der damit zusammenhängende Transport von Radionukliden in nicht oder wenig kontaminierte Gebiete und die damit zusammenhängenden Verdünnungseffekte an den „ungünstigsten Einwirkungsstellen“ werden nicht betrachtet.

Die Konservativität bezüglich mehrerer Modellannahmen und –parameter birgt die Gefahr, dass die berechneten zusätzlichen Dosen bei gleichzeitig geringer Wahrscheinlichkeit des Gesamtszenarios stark überschätzt werden.

5.4 Relevante Nuklide und Pfade

Es hängt stark vom betrachteten Wirtsgestein und dem Aquifersystem sowie dem Endlager- und Biosphärenszenario ab, welche Nuklide relevant sind (siehe Kapitel 4). Was die Expositionspfade angeht, so dominiert in den meisten Fällen die Ingestion von Trinkwasser und pflanzlicher Nahrung. In einzelnen Fällen kann auch die externe Gammaexposition signifikant zur Lebenszeitdosis beitragen.

5.5 Fazit

Die Berechnungsgrundlage für die Dosisabschätzung bei der Endlagerung von hochradioaktiven Abfällen hat auch in ihrer Fassung vom Dezember 2022 nur vorläufigen Charakter, da sie lediglich bezüglich der Biosphärenmodellierung explizit ist.

Zur Berücksichtigung der Schnittstelle Geosphärenmodell – Biosphärenmodell werden in Kap. 11 BeGru nur allgemeine Vorgaben gemacht. Beispielsweise wird die Berechnung von Prozessen wie dem Transport von Radionukliden im Grundwasserleiter (Kap. 10.2.2 und 12.3.2) oder dem kapillaren Aufstieg vom Grundwasser in die Wurzelzone von landwirtschaftlich genutzten Böden (Kap. 12.3.4) nicht spezifiziert.

Standortspezifität soll zwar bei der Geosphärenmodellierung berücksichtigt werden (siehe z.B. Kap. 10.2.2), bei der Biosphärenmodellierung jedoch nicht, denn alle Modellparameter sind standortunabhängig anzuwenden. Dies ist beispielsweise bei der Verwendung der Verweilkonstanten im Boden fragwürdig, da allein schon die für diese Größe entscheidenden nuklidspezifischen Verteilungskoeffizienten (K_d -Werte) stark von der Zusammensetzung des Bodens abhängig sein können.

Bezüglich verschiedener Modellannahmen ist die Biosphärenmodellierung der BeGru stark konservativ, was bei ungünstigen Quelltermen (Konzentrationen im Grundwasser) zu deutlicher Überschätzung der geschätzten Strahlendosen führen kann (siehe Kap. 5.3). Die Modellparameter sollten auf dem Stand der Wissenschaft beruhen und sind aus Sicht der Autoren revisionsbedürftig. Zur größeren Transparenz sollten die entsprechenden Quellen und ggf. auch eine Begründung zur Wahl des jeweiligen Parameters zur Verfügung gestellt werden.

Auch wenn die ermittelte zusätzliche Exposition nur als Indikator dienen soll, steht in der BeGru der Dosisbegriff immer noch stark im Vordergrund. Obwohl die Bedeutung als Indikator bzw. abgeschätzte Größe in der Einleitung der BeGru betont wird, könnte in der Öffentlichkeit dennoch der Eindruck entstehen, als würden hier trotz aller Unsicherheiten konkrete Strahlendosen für bestimmte Personengruppen berechnet, wie es in der AVV T der Fall ist. Demgegenüber erscheint eine stärkere Fokussierung auf den Standortvergleich sinnvoll, sowie die Betonung darauf, dass die hier ermittelte Größe ein zwar wichtiger, aber doch nur einer von mehreren Indikatoren ist, die zur Ermittlung des am besten geeigneten Standorts beitragen sollen.

Literatur

1. Agüero et al. (2009). Application of the Spanish methodological approach for biosphere assessment to a generic high-level waste disposal site. *Sci. Tot. Env.* 403, 34 – 58.
2. AK ETR (2022). Statistische Ämter der Länder – Erwerbstätigenrechnung, Reihe 1 Band 2. Arbeitsvolumen in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland 2000 bis 2021. Hrsg.: Arbeitskreis „Erwerbstätigenrechnung der Länder“.
3. AVV T (2020) Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ermittlung der Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch genehmigungs- oder anzeigebedürftige Tätigkeiten (AVV Tätigkeiten). BAnz AT 16.06.2020 B3.
4. Becker (2003). Beitrag zur Erstellung einer Referenzbiosphäre zur Berechnung der in der Nachbetriebsphase eines Endlagers für radioaktive Stoffe hervorgerufenen potentiellen Strahlenexposition unter Berücksichtigung des Einflusses des Klimas. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz. BMU-2003-623.
5. BeGru Bergbau (2010). Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen – Bergbau) Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, BfS-Schrift „BfS-SW-07/10“. urn:nbn:de:0221-20100329966.
6. Berry et al. (1989). Solubility and Sorption of Protactinium in the Near-field and Far-field Environments of a Radioactive Waste Repository. *Analyst* 114, 339-347.
7. BIOMOSA (2004). Biosphere Models for Safety Assessment of radioactive waste disposal based on the application of the Reference Biosphere Methodology. Final Report.
8. BIOPROTA (2005). Modelling the Inhalation Exposure Pathway. BIOPROTA Theme 2, Task 2 Report.
9. Bitterli et al. (2010). Use of transfer factors to characterize uptake of selenium by plants. *Journal of Geochemical Exploration* 107, 206–216.
10. Blume, H. P. et al. (2010). Scheffer-Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, 16th edn. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Germany.
11. BfS (2005). Fachliche Begründung der Änderungen in der AVV zu § 47 StrlSchV. Stand: 21.01.05
12. BMEL (2021). Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland. Bundesinformationszentrum Landwirtschaft.
13. BMU (2003). Hydrologischer Atlas von Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Lieferung 1-3 mit 51 Kartentafeln - Bonn/Berlin 2000/2001/2003.
14. BMU (2012). BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder Einrichtungen vom 28 August 2012, Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47.
15. BMUV (2020a) Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ermittlung der Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch genehmigungs- oder anzeigebedürftige Tätigkeiten vom 8. Juni 2020. AVV Tätigkeiten. Fundstelle: BAnz AT 16.06.2020 B3.
16. BMUV (2020b) Endlagersicherheitsanforderungsverordnung vom 6. Oktober 2020 (BGBl. I S. 2094). Endlagersicherheitsanforderungsverordnung - EndlSiAnfV.
17. BMUV (2020c) Endlagersicherheitsuntersuchungsverordnung vom 6. Oktober 2020 (BGBl. I S. 2094, 2103). Endlagersicherheitsuntersuchungsverordnung - EndlSiUntV.

18. BND (2001). Dosiskoeffizienten bei äußerer und innerer Strahlenexposition, Band 1 und 2; Bundesanzeiger Nr. 160a und 160b vom 28. August 2001.
19. Boyer et al. (2018). Extended Kd distributions for freshwater environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 192, 128-142.
20. Bradbury und Baeyens (2000). A generalised sorption model for the concentration dependent uptake of caesium by argillaceous rocks. *Journal of Contaminant Hydrology* 42, 141-163.
21. Brassler et al. (2008). Endlagerung wärmeentwickelnder radioaktiver Abfälle in Deutschland. Hauptband. GRS-Bericht 247. ISBN 978-3-939355-22-9.
22. Chamberlain (1970). Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. *Atmospheric Environment* 4, 57-78.
23. Chen et al. (2006). Application of a generic biosphere model for dose assessments to five European sites. *J. Radiol. Prot.* 26, 161-187.
24. Dorrian (1997). Particle size distributions of radioactive aerosols in the environment. *Radiat. Prot. Dosimet.* 69, 117-132.
25. Durrant et al. (2018). Cesium sorption reversibility and kinetics on illite, montmorillonite, and kaolinite. *Science of the Total Environment* 610-611, 511-520.
26. Emerson et al. (2019). Plutonium binding affinity to sediments increases with contact time. *Chemical Geology* 505, 100-107.
27. EPA (2019). External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil. Federal Guidance Report No. 15. Office of Radiation and Indoor Air U.S. Environmental Protection Agency, Washington.
28. Geddes et al. (2021). 25 Years of Research in Human Lactation: From Discovery to Translation. *Nutrients* 13, 3071.
29. Greimel et al. (2002). Arbeitszeitbedarf in der österreichischen Landwirtschaft. Hrsg.: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning.
30. Hertwig (2004). Parametrisierung, Anpassung und Kalibrierung des Bodenwasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH für das Einzugsgebiet der Parthe sowie Berechnung von drei Landnutzungsszenarien auf Grundlage der Klimaprognose von Sachsen. Abschlussbericht Beak-Nr. 2004_0085, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben Az.:13-8802.3529/33, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft vertreten durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie.
31. Holtmann (2018). Gammaskpektrometrische Bestimmung der Sorption von I-125 und Am-243 an vier verschiedenen Referenzböden. Bachelorarbeit, Institut für Radioökologie und Strahlenschutz, Leibniz-Universität Hannover.
32. Hormann (2021). Verbundprojekt TRANS-LARA: Transport- und Transferverhalten langlebiger Radionuklide entlang der kausalen Kette Grundwasser-Boden-Oberfläche-Pflanze unter Berücksichtigung langfristiger klimatischer Veränderungen Teilprojekt D: Modellierung von Sorption und Speziation langlebiger Radionuklide in landwirtschaftlich genutzten Böden (Abschlussbericht 02NUK051D).
33. IAEA (2000). Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency. IAEA TecDoc 1162. International Atomic Energy Agency, Vienna.
34. IAEA (2001). Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. Safety Reports Series No. 19. International Atomic Energy Agency, Vienna.
35. IAEA (2003). "Reference Biospheres" for solid radioactive waste disposal. Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSESSment (BIOMASS) Programme. International Atomic Energy Agency, Vienna.
36. IAEA (2004). Naturally occurring radioactive materials (NORM IV). IAEA TecDoc 1472. International Atomic Energy Agency, Vienna.
37. IAEA (2009). Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater

- Environments for Radiological Assessments. IAEA TecDoc 1616. International Atomic Energy Agency, Vienna.
38. IAEA (2010). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. IAEA TRS 472. International Atomic Energy Agency, Vienna
 39. IAEA (2016). Environmental change in post-closure safety assessment of solid radioactive waste repositories. IAEA TecDoc 1799. International Atomic Energy Agency, Vienna
 40. IAEA (2021a) Approaches for Modelling of Radioecological Data to Identify Key Radionuclides and Associated Parameter Values for Human and Wildlife Exposure Assessments. IAEA TecDoc 1950, International Atomic Energy Agency, Vienna.
 41. IAEA (2021b). Soil-Plant Transfer of Radionuclides in Non-temperate Environments. IAEA TecDoc 1979, International Atomic Energy Agency, Vienna.
 42. ICRP (1994a). Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24(1-3).
 43. ICRP (1994b). Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers. ICRP Publication 68. Ann. ICRP 24(4).
 44. ICRP (1996). Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients. ICRP Publication 72. Ann. ICRP 26(1).
 45. ICRP (2002). Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection: Reference Values. ICRP Publication 89. Ann. ICRP 32(3/4).
 46. ICRP (2005). Doses to infants from radionuclides ingested in mothers' milk. ICRP Publication 95. Ann. ICRP 24(3/4).
 47. ICRP (2012). Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.).
 48. ICRP (2015). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 1. ICRP Publication 130. Ann. ICRP 44(2).
 49. ICRP (2016). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 2. ICRP Publication 134. Ann. ICRP 45(3/4), 1-35.
 50. ICRP (2017). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).
 51. ICRP (2019). Occupational intakes of radionuclides: Part 4. ICRP Publication 141. Ann. ICRP 48(2/3).
 52. ICRP (2019b). Dose Coefficients for External Exposures to Environmental Sources. ICRP Publication 144. Ann. ICRP 49(2).
 53. Jacobs et al. (2018). Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 316 p, Thünen Rep 64, DOI:10.3220/REP1542818391000.
 54. Kogiomtjidis (2023). Biosphere. Code zur Dosisabschätzung nach den Vorgaben der Berechnungsgrundlage für die Dosisabschätzung bei der Endlagerung von hochradioaktiven Abfällen. Institut für Radioökologie und Strahlenschutz, Leibniz-Universität Hannover.
 55. Koletzko et al. (2016). Ernährung und Bewegung von Säuglingen und stillenden Frauen. Monatsschr. Kinderheilkd. 164, 771-798.
 56. Larue et al. (2013). Radiologische Konsequenzenanalyse. Bericht zum Arbeitspaket 10, Vorläufige Sicherheitsanalyse für den Standort Gorleben. GRS-289, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln.
 57. Le Naour et al. (2019). Protactinium(V) in aqueous solution: a light actinide without actinyl moiety. Radiochim. Acta 9-11, 979-991.
 58. Mönig et al. (2012). Sicherheits- und Nachweiskonzept, Bericht zum Arbeitspaket

- 4, Vorläufige Sicherheitsanalyse für den Standort Gorleben. GRS-277, Köln.
59. Mönig et al. (2020). RESUS: Empfehlungen zur sicherheitsgerichteten Anwendung der geowissenschaftlichen Abwägungskriterien des StandAG – Synthesebericht. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) gGmbH, Köln, GRS-567, ISBN 978-3-947685-53-0, August 2020.
 60. Montelius et al. (2019). Radiotracer evidence that the rhizosphere is a hot-spot for chlorination of soil organic matter. *Plant Soil* 443, 245–257.
 61. Noseck et al. (2013). Impact of climate change on far-field and biosphere processes for a HLW-repository in rock salt. GRS - Report 241. ISBN 978-3-939355-15-1.
 62. Noseck et al. (2018). Scientific Basis for a Safety Case of Deep Geological Repositories. GRS - Report 501. ISBN 978-3-946607-86-1.
 63. NVS II (2008). Nationale Verzehrsstudie II, Ergebnisbericht Teil 2. Hrsg.: Max Rubner-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel.
 64. Olyslaegers et al. (2005). A comparative radiological assessment of five European biosphere systems in the context of potential contamination of well water from the hypothetical disposal of radioactive waste. *J. Radiol. Prot.* 25, 375–391.
 65. OPERA (2017). Report on migration and uptake of radionuclides in the biosphere. OPERA-PU-SCK 631 & NRG 7232 .
 66. Park et al. (2019). Selective adsorption and irreversible fixation behavior of cesium onto 2:1 layered clay mineral: A mini review. *Journal of Hazardous Materials* 369, 569–576.
 67. Pröhl et al. (2005). Development and comparison of five site-specific biosphere models for safety assessment of radioactive waste disposal. *J. Radiol. Prot.* 25 343–373.
 68. Pröhl (2009). Interception of dry and wet deposited radionuclides by vegetation. *Journal of Environmental Radioactivity* 100, 675–682.
 69. Pröhl und Gering (2002). Dosiskonversionsfaktoren zur Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern nach dem Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschriften zu § 47 Strahlenschutzverordnung. GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Strahlenschutz. Neuherberg.
 70. Pröhl und Müller (1996). Radiation exposure from radionuclides in groundwater: an uncertainty analysis for selected exposure scenarios. *Radiat. Environ. Biophys.* 35, 205–218.
 71. Puncher und Harrison (2013). Assessing the reliability of dose coefficients for inhaled and ingested radionuclides. *Journal of Radiological Protection* 32(3), 223.
 72. RiPhyKo (2007). Richtlinie für die physikalische Strahlenschutzkontrolle. Teil 2: Ermittlung der Körperdosis bei innerer Strahlenexposition (Inkorporationsüberwachung) (§§ 40, 41 und 42 StrlSchV).
 73. Renger et al. (2009). Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges“ zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte, in: Wesolek, G. (ed.) *Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese Heft 40.*
 74. Sakamoto et al. (2002). Sorption Characteristics of Actinium and Protactinium onto Soils. *Journal of Nuclear Science and Technology, Supplement* 3, 481-48.
 75. Schaschl (2007). Rekonstruktion der Arbeitszeit in der Landwirtschaft im 19. Jahrhundert am Beispiel von Theyern in Niederösterreich. *Social Ecology Working Paper* 96. Vienna.
 76. Schittenhelm und Kottmann (2018). Notwendigkeit der Bewässerung aus Sicht des Pflanzenbaus. in: *Bewässerung in der Landwirtschaft. Tagungsband zur Fachtagung am 11./12.09.2017 in Suderburg*, Hrsg.: S. Schimmelpfennig et al., Thünen Working Paper 85, Braunschweig.

77. Staudt et al. (2013). Fachliche Unterstützung des BfS bei der Erstellung von Referenzbiosphärenmodellen für den radiologischen Langzeitsicherheitsnachweis von Endlagern - Modellierung des Radionuklidtransports in Biosphärenobjekten - Vorhaben 3609S50005. BfS-RESFOR-78/13. urn:nbn:de: 0221-2013041210526.
78. Svensson et al. (2021). Chlorine cycling and the fate of Cl in terrestrial environments. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 7691–7709.
79. Valls und Duro (2012). Verification of Nagra's Biosphere Modelling Results. Project 'Opalinus Clay'. Expertenbericht zuhanden des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorates ENSI. Brugg, Schweiz.
80. Thiessen et al. (2022). Parameter Values for Estimation of Internal Doses from Ingestion of Radioactive Fallout from Nuclear Detonations. *Health Phys.* 122(1), 236-268.
81. Vandenhove et al. (2009). New best estimates for radionuclide solid-liquid distribution coefficients in soils. Part 2. Naturally occurring radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity* 100 (9), 697-703.
82. Walke et al. (2013). RWMD Biosphere Assessment Model: Terrestrial Component. AMEC Report 18025/TR/002, Issue 2.
83. WABOLU (1997). Umwelt-Survey 1990/92, Band V: Trinkwasser. Umweltbundesamt. ISSN 0175-4011.
84. Wasiolek (2009). Modeling the inhalation enhancement factor in prospective radiological risk assessment. *Radioprotection* 44(5), 221 – 225.
85. Wessolek et al. (2009). Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis, Teil I: Ergebnisse und Vorschläge der DBG-Arbeitsgruppe „Kennwerte des Bodengefüges" zur Schätzung bodenphysikalischer Kennwerte. TU Berlin.
86. Wriedt et al. (2008). Water Requirements for Irrigation in the European Union. JRC Scientific And Technical Reports 46748, Luxembourg. DOI 10.2788/88345.
87. Xu et al. (2011). Is soil natural organic matter a sink or source for mobile radioiodine (¹²⁹I) at the Savannah River Site? *Geochimica et Cosmochimica Acta* 75(19), 5716-5735.
88. Zinkernagel et al. (2022). Der Bewässerungsbedarf von Freilandgemüse steigt. Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft, Band 100, Ausgabe 2. Hrsg: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. ISSN 2196-5099.

Anhang

Im April 2022 wurde öffentlich dazu aufgerufen, den Entwurf der BeGru vom 30.07.2020 zu kommentieren und Vorschläge zur Verbesserung einzubringen. Das IRS Hannover reichte daraufhin eine Sammlung von etwa 60 Kommentaren und Vorschlägen ein, die hier im Anhang wiedergegeben sind. Am 30.06. und 01.07.2022 wurde am BASE in Berlin ein „Experten-Workshop“ durchgeführt, in dem eine Teilmenge der eingereichten Kommentare (darunter auch einige Einlassungen des IRS) diskutiert wurden. Sämtliche Kommentare wurden dann in einer Liste zusammengefasst und kurz vom BASE bzw. dem Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), das für den radioökologischen Teil der BeGru federführend ist, beantwortet.

Einige wenige inhaltliche Anregungen, wie die Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs von Grundwasser, wurden in die Endfassung der BeGru aufgenommen. In erster Linie handelt es sich aber um Klarstellungen und Änderungen kosmetischer Natur. Eine Revision der Parameter des radioökologischen Modells wurde nicht vorgenommen.

Ein fachlicher Begründungstext ist bisher (Stand April 2024) noch nicht veröffentlicht worden.

Kommentare und Vorschläge zur Biosphärenmodellierung im Entwurf der Berechnungsgrundlage vom 31.07.2020

Allgemeine Bemerkungen

Abkürzungen:

Entwurf: Diese Kurzform bezeichnet hier immer den Entwurf der Berechnungsgrundlagen für die Dosisabschätzung bei der Endlagerung von hochradioaktiven Abfällen vom 31.07.2020.

AVV T: AVV Tätigkeiten (aus dem Jahr 2020)

K_D : Verteilungskoeffizient fest-flüssig im Boden in L/kg

i: Pflanzenkategorie (Weidepflanze, Blattgemüse/sonstige Pfl. Nahrungsmittel)

k: Bezugsjahr

r: Index für das Radionuklid

t_{1a} : Zeitdauer eines Jahres in s

Kommentare:

(i) Die fehlende Begründung von Annahmen und Parameterwerten erschwert die Verwendung des Entwurfs als Diskussionsgrundlage (siehe Entwurf S. 6, Hinweis 1). Die meisten Annahmen und Parameterwerte werden unkommentiert der AVV T entnommen.

(ii) Der Entwurf ist wenig konkret, was die einzelnen Klima- und Nutzungsszenarien angeht. Dadurch können relevante Expositionspfade ignoriert und andere aber stark überbewertet werden. Die Definition der Lebensgewohnheiten einer repräsentativen Person bezieht sich auf heutige Lebensgewohnheiten einer urbanen Bevölkerung. Auch dies müsste bei den verschiedenen Szenarien evtl. angepasst werden.

(iii) Der Entwurf beinhaltet keine Grundlage zur Berechnung des Übergangs von Radionukliden aus dem Grundwasser in Oberflächengewässer und auch kein Hinweis darauf, wie dies modelliert werden kann. Es gibt nur allgemeine Maßgaben, wie z.B. dass "Fehler, einschließlich numerische Fehler, bei der Modellierung des Übergangs von Radionukliden aus dem Geosphärenmodell in das Biosphärenmodell so klein wie möglich gehalten werden." Ähnliches trifft zu für den Transport von Radionukliden aus dem Grundwasser durch den Unterboden in die Wurzelzone, der als Pfad nicht berücksichtigt wird, aber insbesondere nach langen Zeitdauern relevant sein kann.

Bemerkungen zu einzelnen Kapiteln

3 Begriffsbestimmungen

Kommentare zum Begriff "repräsentative Person":

(i) Es ist anzunehmen, dass diese Definition der ICRP Publikation 101 entlehnt wurde. In der EndlSiAnfV ist lediglich von "Einzelpersonen der Bevölkerung" die Rede. Die ICRP weist in Publikation 122, Satz (92) darauf hin, dass es möglicherweise angebracht ist, in verschiedenen Szenarien unterschiedliche repräsentative Personen zu betrachten. Es wird dort auch empfohlen (Satz (95)), die Betrachtungen diesbezüglich auf erwachsene Personen zu begrenzen (siehe auch weiter unten). Wir schlagen vor, die Empfehlungen der ICRP zu übernehmen und, falls nicht, dies zu begründen.

(ii) In diesem Entwurf wird der Begriff "höher exponierte Gruppe" nicht näher spezifiziert; dies dürfte auch szenarienabhängig sein. Es könnten z.B. die in der Landwirtschaft beschäftigten Personen zu dieser Gruppe gehören. In diesem Fall müssten dann konsequenterweise verschiedene Parameter (beispielsweise Atemraten) angepasst werden. Die Frage ist, ob überhaupt höher exponierte Gruppen betrachtet werden sollten, da ja laut Kap. 4.2 Satz (8) und §7 Satz (1) EndlSiAnfV die abgeschätzte Dosis den Charakter eines Indikators haben soll. Dieser Punkt sollte eindeutig geklärt werden.

7 Potentielle Entwicklungen des Endlagers

Kommentar:

Bezüglich der Szenarienentwicklung für die Radioökologie in § 7 EndlSiAnfV wird festgelegt, dass für die Dosisabschätzungen "die Lebensbedingungen zum Zeitpunkt der Antragstellung für den gesamten Bewertungszeitraum" unterstellt werden sollen. Laut § 3 EndlSiAnfV sind klimatische Entwicklungen des Endlagersystems aber ausdrücklich mit einbezogen. Es ist die Frage, inwieweit die Definition des Endlagersystems im StandAG §2 Satz

11²⁰ das Ökosystem mit einschließt, und was mit "Lebensbedingungen" gemeint ist.

Klimatische Entwicklungen verändern natürlich die Lebensbedingungen und damit auch die Exposition. Der Passus in § 7 (1) EndlSiAnfV würde jedoch erfordern, dass bei den radioökologischen Berechnungen immer kühlgemäßigtes Klima zu unterstellen ist. Würde man unterstellen, dass das Endlager, das darüber liegende Gestein sowie Grundwasserleiter und Böden einer klimatischen Entwicklung unterliegen, die Nutzung der Böden und die radioökologischen Parameter (und somit die Lebensbedingungen) aber nicht, wäre dies höchst inkonsistent und auch der Bevölkerung schwer zu vermitteln.

Der Entwurf geht dann auch von einer Klimaabhängigkeit des Ökosystems aus, und dies bezieht sich nicht nur auf die physikochemischen Parameter. In Kap. 8.5, Satz (1) heißt es: "Während bei der Geosphäre die Entwicklungen über den Bewertungszeitraum im Wesentlichen prognostizierbar sind, endet bei der Biosphäre hingegen die Möglichkeit einer gesicherten Vorhersage der Entwicklung spätestens nach wenigen Zehntausend Jahren. Deswegen muss auf stilisierte Biosphären und bei vielen Modellgrößen (z. B. Lebensgewohnheiten, Wirtschaftsweisen) auf plausible Annahmen zurückgegriffen werden." Das ist eigentlich ein Widerspruch zu § 7 EndlSiAnfV.

In Satz (2) heißt es: "Abgesehen von kühlgemäßigem Klima, für das die vorliegende Berechnungsgrundlage Modellparameter enthält, ist die Parametrisierung der radioökologischen Modelle an die jeweiligen klimatischen Gegebenheiten anzupassen." Die Modellstrukturen selbst bleiben also gleich, werden aber in den (Klima-)Szenarien unterschiedlich parametrisiert, was auch sinnvoll erscheint.

8.5 Besonderheiten der Biosphärenmodellierung

Kommentare:

(i) Es ist nicht ganz klar, warum eine Sensitivitätsanalyse der bestehenden Biosphärenparameter nicht sinnvoll sein könnte (es sei denn, sie hat schon stattgefunden), insbesondere da sie ja in Kap. 8.4 zumindest implizit gefordert wird, z.B. in Absatz (4) heißt es: "Die Unsicherheitsanalysen weisen die Bandbreite und die Verteilung der jeweils berechneten Dosis aus. Die zugehörigen Sensitivitätsanalysen bewerten den Einfluss einzelner Parameter mit dem Ziel, Erkenntnisse für die Verbesserung der Aussagekraft der Dosisabschätzung zu erhalten."

(ii) Die Berechnung von Größen, z.B. Flächenaktivitäten in einem "Bezugsjahr" (Definition: Kalenderjahr innerhalb des Bewertungszeitraums, für das die effektive Dosis der repräsentativen Person berechnet wird) geschieht u.a. rekursiv bzw. iterativ und könnte in einigen Fällen (z.B. 12.3.3.3, Ufersediment) für große k unrealistisch hohe Werte annehmen, zumal auch Nutzungs- bzw. Parameteränderungen oder andere Einflussgrößen in die Langzeitbetrachtung nicht mit einbezogen werden.

(iii) Die veranschlagten Werte für die betrachteten Parameter scheinen teilweise auf sehr alten Veröffentlichungen zu beruhen. Bei Parametern, die insbesondere bei Langzeitbetrachtungen die Dosisabschätzung maßgeblich beeinflussen, würde sich vermutlich eine Literaturrecherche lohnen. Für die Transferfaktoren Boden-Pflanze könnten beispielsweise die „best estimates“ aus IAEA (2010) benutzt werden.

Insbesondere die Verweilkonstanten in der Wurzelzone des Bodens sind von Bedeutung, da sie stark nichtlinear in die Berechnung der Bodenkontamination eingehen (siehe Anhang

20 "Endlagersystem: das den sicheren Einschluss der radioaktiven Abfälle durch das Zusammenwirken der verschiedenen Komponenten bewirkende System, das aus dem Endlagerbergwerk, den Barrieren und den das Endlagerbergwerk und die Barrieren umgebenden oder überlagernden geologischen Schichten bis zur Erdoberfläche besteht, soweit sie zur Sicherheit des Endlagers beitragen."

A). Ein wichtiger Pfad ist die Ingestion von Trinkwasser. Der durchschnittliche Wasserkonsum eines Menschen wird schon in der AVV T offenbar deutlich unterschätzt (siehe Anhang B).

12 Biosphärenmodellierung zur Dosisabschätzung

12.1. Übergeordnete Aspekte

Kommentare:

(i) Es wird nicht spezifiziert, ab wann ein Nuklid als langlebig gelten soll. Dies ist sicherlich auch abhängig von den Zeitskalen, in denen die Prozesse in der Biosphäre stattfinden. (z.B. langsame Akkumulationsprozesse - schnelle Durchmischung)

(ii) Was für andere als gemäßigte Klimata angenommen werden soll, wird nicht spezifiziert. In Kap. 8.5 wird dem Vorhabenträger die Möglichkeit eingeräumt, die Parameter anzupassen bzw. auch abweichende Modelle einzusetzen.

(iii) Bei der Berechnung der zu erwartenden Exposition sollen "spezifische Daten" des Untersuchungsraumes angewendet werden und, so nicht vorhanden, plausible Annahmen getroffen werden. Es wird nicht erläutert, was diese "spezifischen Daten" sind. Ein Beispiel ist vielleicht die Abschätzung des Wasserbedarfs in der Landwirtschaft, der für verschiedene Untersuchungsräume und Klimaszenarien unterschiedlich sein kann (mittlere Temperatur etc.).

Kommentare zu folgenden angenommenen Expositionspfaden:

- a) Nutzung von **entweder** kontaminiertem Grundwasser **oder** (ausschließend) Oberflächenwasser zum Trinken, Tränken und Bewässern. "Von den beiden Varianten (Nutzung von Grundwasser, Nutzung von Oberflächenwasser) ist jeweils die ungünstigere für die Abschätzung der Exposition der repräsentativen Person heranzuziehen."
- b) Anstieg von oberflächennahem Grundwasser, Überprüfung der Verfügbarkeit des Wassers für die Wurzelaufnahme
- c) Gastransport aus der Geosphäre in die Atmosphäre

zu a): Es gibt sicherlich Szenarien, in denen nur Oberflächenwasser genutzt wird (arides Klima, tiefer Grundwasserstand). In diesem Fall ist diese Vorgabe bei einer stärkeren Kontamination des Grundwassers allein schon überkonservativ. Wenn aber bei der Expositionsermittlung von den "ungünstigsten Einwirkungsstellen" ausgegangen werden soll, ist es schwer, sich wahrscheinliche Szenarien vorzustellen, in denen das genutzte Oberflächenwasser stärker kontaminiert ist als der die Kontamination hervorrufende Quellterm, nämlich das Grundwasser. Wenn das stimmt, müsste man immer von der Grundwassernutzung ausgehen.

zu b).: Unter eher feuchten Bedingungen ist sicherlich auch der diffusiv-konvektive Transport vom Grundwasser durch das ungesättigte Medium zur Wurzelzone relevant, insbesondere in größeren Zeiträumen. Der Grundwasser-Unterboden-Wurzelzone-Pfad sollte daher in die Berechnungsgrundlage aufgenommen werden.

zu c): Es ist anzunehmen, dass dies wegen des starken Verdünnungseffektes im Freien in erster Linie in Behausungen relevant wäre, wenn zur Exposition durch natürliches Radon ein signifikanter Beitrag hinzukommt. Dies scheint aber sehr unwahrscheinlich zu sein.

Zitat:

"Für die Modellierung muss untersucht werden, ob die lokalen Wasservorkommen (Grundwasser, Oberflächenwasser) in einem Untersuchungsraum den Wasserbedarf decken. Dabei ist von einer kleinen Gruppe von 10 Personen auszugehen, die einen Hof bewirtschaftet. Unter realitätsnahen Annahmen ist der benötigte Wasserbedarf für die potentiellen Klimaentwicklungen in einem Untersuchungsraum zu berechnen. **Dieser Wasserbedarf muss durch den oder die gewählten Grundwasserleiter langfristig gedeckt werden können.**"

Kommentar:

Die Formulierung bzgl. der Deckung des Wasserbedarfs durch Grundwasser ist nicht eindeutig. Warum soll der Wasserbedarf langfristig durch den Grundwasserleiter gedeckt werden können, wenn auch die Nutzung von Oberflächenwasser erlaubt ist?

Es sollte klar definiert werden, ob hier ein "Brunnenszenario" gemeint ist, oder ob auch die anteilige Nutzung von Oberflächenwasser in der Modellierung betrachtet werden soll.

12.2 Klima

Kommentare:

(i) Bei den Klimadaten ist es sicherlich sinnvoll, bei der Abschätzung von Pflanzenaufnahme/Tierexposition Monatsmittel für die jeweilige Vegetationsperiode zu verwenden. Für Transportprozesse im Boden sind allerdings eher die ganzjährigen Mittel relevant, denn diese Prozesse sind vergleichsweise langsam.

(ii) Bei der Einbeziehung von Referenzorten sollten für die Modellierung auch entsprechende Referenzböden aus dem Refesol-System (Kördel et al. 2009) angenommen werden, denn die Nuklidretention, (d.h. die K_D -Werte) und damit auch die Transferfaktoren sind stark von der Zusammensetzung bzw. dem physikochemischen Zustand des Bodens abhängig. Es sollte dann eine Zuordnung von Refesols zu einzelnen Klimazuständen stattfinden.

12.3 Ausbreitung von Radionukliden und Umweltkontamination

Kommentar:

Es fehlt als wichtiger Parametervektor explizit noch das (nuklid- und standortspezifische) Retentionsvermögen des Erdbodens in der Biosphäre zur Abschätzung der Kontamination in der Wurzelzone bei aufsteigendem Grundwasser bzw. advektiv-diffusivem Transport (siehe auch Kommentar zu 12.1.c). Bei der Berechnung und der Abschätzung von Unsicherheiten kann beispielsweise das smart- K_D -Konzept verwendet werden (Stockmann et al. 2017).

12.3.1 Grundwasser

Kommentare:

(i) Es soll für die Nutzung zum Trinken, Tränken und Bewässerung sowohl Grundwasser als auch Oberflächenwasser (sofern siedlungsnah) betrachtet werden. Die für die Exposition ungünstigere Variante soll zur Dosisabschätzung benutzt werden. Ein Kontaminationspfad, durch den ein Oberflächenwasser (zumindest Fließgewässer) stärker als das Grundwasser kontaminiert ist (höchstens nach Überspülung von zuvor kontaminierten Flächen), ist sehr unwahrscheinlich. Zumindest in Fällen bzw. Szenarien, in denen die Verwendung von Grundwasser praktisch auszuschließen ist, wie z.B. bei tiefer Grundwasserlage in Fließgewässernähe, ist diese Vorgabe sicherlich überkonservativ (siehe auch Kommentar zu 12.1).

(ii) Es soll überprüft werden, ob in Abhängigkeit vom Klima aufsteigendes kontaminiertes

Grundwasser vorkommen kann (z.B. bei dauerhaft erhöhten Niederschlägen oder in Tallagen durch Lateraltransport). Dabei ist auch die entsprechende klimaabhängige Bodenentwicklung wichtig (Wasserleitfähigkeit). Bei dauerhaft erhöhten Niederschlägen ist dies vermutlich der dominierende Kontaminationspfad. Die Möglichkeit des Vertikaltransports auch durch die ungesättigte Bodenzone wurde schon erwähnt, dies dürfte insbesondere über mittlere bis lange Zeiträume nicht zu vernachlässigen sein (wahrscheinlich schon bevor Klimaänderungen relevant werden).

12.3.3 Oberflächengewässer

Kommentare:

(i) Es sollte überprüft werden, ob in der Regel nicht nur von einer vollständigen Durchmischung des Oberflächenwassers, sondern auch tatsächlich von einer Durchmischung der sedimentierten Schwebstoffe auszugehen ist, da dies zu einer starken Dosisüberschätzung führen kann. Dies gilt insbesondere für partikelaffine Nuklide in stehenden Gewässern. Außerdem ist zu vermuten, dass bei vielen Radionukliden zumindest in den Fällen, in denen das Gewässer hauptsächlich direkt durch das Grundwasser kontaminiert wird, die Aktivität größtenteils in der (meist stark organischen) Sedimentschicht am Boden sorbiert wird. Ein Modell für den Übergang Grundwasser-Oberflächenwasser müsste dafür noch spezifiziert werden.

(ii) Es ist nicht konsistent, wenn bei der Nutzung von Oberflächenwasser Sedimentation vernachlässigt wird, aber im Pfad Kontamination von Ufersediment (12.3.3.3) nicht.

(iii) Veränderungen im Flusslauf und Verlandung von stehenden Gewässern sollen auch berücksichtigt werden (siehe 12.2). Diese Prozesse resultieren für partikelgebundene, langlebige Nuklide (z.B. ^{239}Pu , ^{238}U , ^{237}Np , ^{135}Cs) aufgrund von Anreicherungsprozessen im Sediment in weiteren möglichen Expositionsszenarien.

12.3.3.1 Ausbreitung radioaktiver Stoffe in Fließgewässern

Kommentare:

(i) Im Allgemeinen wird das Nuklidgemisch beim Eintritt in das Fließgewässer nicht im radioaktiven Gleichgewicht sein, da die Retention auf dem Weg zum und durch den Grundwasserleiter nuklidabhängig ist.

(ii) Wenn der Eintritt primär über Grundwasser erfolgt, ist die Frage, ob die Annahme einer vollständigen Durchmischung gerechtfertigt ist (siehe auch Kommentar (i) zu 13.3.3). Die Voraussetzungen sind hier anders als bei Einleitungen durch kerntechnische Anlagen, wie sie in der AVV T angenommen werden.

(iii) Im Gegensatz zur AVV T werden tideabhängige Effekte nicht berücksichtigt.

12.3.3.2 Ausbreitung radioaktiver Stoffe in stehenden Gewässern

Kommentare:

(i) In stehenden Gewässern dürfte der Transport schwebstoffgebundener Nuklide in tiefere Schichten noch weniger zu vernachlässigen sein als in Fließgewässern. Da für verschiedene Radionuklide bekannt ist, dass sie sich in Sedimenten anreichern, könnte die Annahme der vollständigen Durchmischung zumindest für längere Zeiten zur Dosisüberschätzung führen. Wäre eine starke Durchmischung der Schwebstoffe die Regel, so wären Sedimentdatierungsverfahren in Seen (siehe z.B. Putyrskaya et al. 2015 oder Konoplev et al. 2002) nicht möglich. Wenn das betreffende Radionuklid vornehmlich mit den Schwebstoffen transportiert wird, ist anzunehmen, dass sich in stehenden Gewässern wegen der Sedimentation

im Laufe der Zeit ein Schwebstoffkonzentrationsprofil und allein deswegen schon ein Aktivitätsprofil einstellen wird, auch wenn dies, zumindest zwischenzeitlich, dynamisch ist. Das Wasser wird aber vermutlich eher oberflächennah entnommen. Es sollte näher betrachtet werden, wie Konzentrationsprofile für die unterschiedlichen Nuklide in stehenden Gewässern aussehen bzw. sich zeitlich entwickeln und wie eine daraus folgende Dosisüberschätzung sein könnte.

(ii) Es wäre auch zu prüfen, ob im Regelfall die Kontamination in erster Linie über das aufsteigende Grundwasser und nicht über die Zuflüsse geschieht, denn in diesem Fall könnte ein Teil der Kontamination schon in der Sedimentschicht zurückgehalten werden (siehe Kommentar zu 12.3.3). Eine Anreicherung von Nukliden im Sediment kann allerdings zu einer stärkeren Kontamination in größerer Tiefe lebender Fische führen.

(iii) Nach Verlandung kann es zur landwirtschaftlichen Nutzung dieser durch das Sediment kontaminierten Flächen kommen. Eine Berechnungsgrundlage für solch ein Szenario, das in 12.2, Absatz 4 ausdrücklich erwähnt wird, fehlt.

12.3.3.3 Kontamination von Ufersediment

Kommentare:

(i) In Gl. (4) wird die Selbstabsorption bei zunehmender Schichtdicke und Verlagerung in tiefere Schichten in Zeiträumen von mehr als ca. 100 Jahren noch nicht berücksichtigt, was bei Integration über lange Zeiten zu unrealistisch hohen Aktivitäten führen würde. Erst in 12.4.3.2 wird näher spezifiziert, wie $O_{k,ri}$ berechnet werden soll (siehe dort). Dies sollte schon an dieser Stelle geschehen.

(ii) Verluste, wie z.B. durch Verlagerung in tiefere Bodenschichten werden nicht in Betracht gezogen. Die durch Gl. (18) auf S. 52 des Entwurfs berechnete Zeitspanne, während der Sediment der Dicke $U_r = 0.05$ m abgelagert wird, ist bei einer Sedimentationsgeschwindigkeit von $v_{se} = 2.1 \cdot 10^{-10}$ m/s ungefähr $2.4 \cdot 10^8$ s. Bei Nukliden wie Cl und Tc, die laut Tab. 2 des Entwurfs in der oberen Schicht des Ackerbodens eine Halbwertsverweildauer von ca. $2/10^{-8}$ s = $6.4 \cdot 10^7$ s haben, könnte dies signifikant sein, wenn man davon ausgeht, dass das Ufersediment im Mittel nicht trockener, sondern eher feuchter ist als der Ackerboden.

(iii) Innerhalb großer Zeiträume kann es zu einer Verlagerung der Flussläufe mit einer anschließenden Nutzung des ehemaligen Ufergebiets als landwirtschaftliche Fläche kommen (siehe 12.3.3.4).

12.3.3.4 Kontamination von Boden und Pflanzen infolge Bewässerung

Kommentare:

(i) Bei der Berechnung der flächenbezogenen Aktivität im Wurzelbereich in Gl. (9) - (13) wird die Interzeption durch den vorhandenen Bewuchs vernachlässigt, was aber insbesondere bei Weideland für organikaffine Nuklide eine Rolle spielen dürfte. Dies ist auch mit der Berechnung der direkt auf der Pflanze abgelagerten Aktivität in Gl. (14) nicht konsistent, denn dadurch entspricht die Summe der nach einem Jahr in den Boden eingetragenen und der in und auf der Pflanze vorhandenen Aktivität nicht der gesamten durch Beregnung eingetragenen Menge. Die flächenbezogene Eintragsrate auf der rechten Seite von Gl. (9) müsste also entsprechend korrigiert werden.

(ii) Es wird nicht klargestellt, ob die Verweilkonstanten auch die Auswaschung durch Regenwasser in den Monaten ohne Beregnung berücksichtigen.

(iii) Die Verweilkonstanten hier und in der AVV T haben z. T. andere Werte als in der Störfallberechnungsgrundlage der SSK, im Referenzbiosphärenmodell der GRS, sowie der

alten AVV. Insbesondere ist jetzt der Wert für die Aktiniden um eine Größenordnung höher als im Jahr 2003 bei SSK und GRS vorgeschlagen. Das geht vermutlich auf die von Pröhl und Gering (2002) geäußerte Kritik in der Verfahrensunterlage zur Stilllegung des Endlagers Morsleben zurück, welche sich wiederum auf Literatur von Bunzl et al. 1992-1995 (Zitate siehe dort) beruft. Die Verweilkonstanten haben für langlebige Nuklide erhebliche Auswirkungen auf die Abschätzung der Kontamination über lange Zeiten und könnten unter Umständen zu starken Überschätzungen der Bodenkontamination in der Wurzelzone führen. Im Anhang A wird ein Vorschlag für eine neue Abschätzung der Verweilkonstanten skizziert.

(iv) In der AVV T enthält der Ausdruck zur Berechnung von $\dot{Q}_{k,ri}$ (Entwurf, Gl. (12)) noch einen Faktor $\frac{1}{2}$ (Gl. (68) in Anhang 7.2 AVV T), der offenbar von der Annahme herrührt, dass die Weide- und Wachstumszeit die Hälfte des Kalenderjahres ausmacht. Der Faktor fehlt hier, weil die Definition in der AVV T sich auf das gesamte Kalenderjahr bezieht, die Definition im Entwurf aber auf die Vegetationsdauer. Weil aber laut Gl. (6) die Aktivität am Ende des Bezugsjahrs berechnet wird und eine größere Auflösung auch nicht sinnvoll ist, sollte m. E. die Definition der AVV T beibehalten und der Faktor $\frac{1}{2}$ wieder eingefügt werden. In anderen Klimaszenarien könnten die Vegetationsdauern möglicherweise unterschiedlich sein und der Faktor müsste dann entsprechend verändert werden.

12.3.4.2 Resuspension kontaminierten Bodens

Kommentar:

Bei Futterpflanzen wie z.B. Gras ergibt die Annahme einer "haushaltsmäßigen Zubereitung" sicherlich keinen Sinn. Es sollte explizit darauf hingewiesen werden, dass der auf den Futterpflanzen abgelagerte Staub bei der Berechnung der Kontamination von Milch und Fleisch mit berücksichtigt wird.

12.4 Exposition der repräsentativen Person

Kommentare:

(i) Es ist nicht klar, was mit der Formulierung "für jedes Lebensjahr" gemeint ist. Eine Berechnung für jedes Lebensjahr ist nur sinnvoll, wenn die dosisrelevanten Parameter oder die Eingangskonzentrationen signifikant schwanken. Die Formulierung "die effektive Folgedosis über 50 Jahre bei Erwachsenen und bis einschließlich des 70. Lebensjahres bei allen anderen Altersgruppen" ist zwar genau, jedoch schon in der Definition der Dosiskoeffizienten enthalten. Die "über die Lebenszeit gemittelte Jahresdosis" könnte dann als die über die Altersklassen gewichtete und gemittelte Summe aller Jahresdosen von Geburt bis zum Alter von 70 Jahren verstanden werden. Wenn dies so gemeint ist, sollte dies durch eine entsprechende Formel dargestellt und spezifiziert werden, ob über diese Zeit von einer konstanten Exposition (mit Ausnahme altersspezifischer Parameter) ausgegangen werden soll. (Wenn nicht, sollten zur Verdeutlichung Beispielszenarien angegeben werden.)

(ii) Akkumulationsprozesse in der Umwelt sollen durch die Berechnungsgrundlagen in 12.3 abgedeckt sein (siehe dazu auch Kommentar (i) zu Kap. 12.3.3). Prozesse wie die Rekontamination des Grundwassers durch Sickerwasser sind vermutlich zu vernachlässigen. Diese Annahme sollte explizit erwähnt werden.

(iii) In ICRP 122, Kap. 5.1 (95) wird empfohlen, die Berechnungen im Endlagerkontext auf erwachsene repräsentative Personen zu beschränken:

"Given the inherent uncertainties in calculations extending to the distant future, the dose or risk to an adult representative person will adequately represent the exposure of a person representative of the more highly exposed individuals in the population."

Dies erscheint sinnvoll, denn die berechnete Dosis soll ja nur Indikatorfunktion haben. Die in (i) skizzierte Mittelung der Jahresdosis würde dann wegfallen und damit die Dosisabschätzung wesentlich vereinfachen.

(iv) Für die Lebensgewohnheiten sollen die Daten aus der StrSchV für alle klimatischen Zustände verwendet werden. Es ist allerdings inkonsistent, wenn radioökologische Quellterme unter verschiedenen klimatischen Bedingungen berechnet, aber die Daten zu Lebensgewohnheiten nicht angepasst werden. Wenn Referenzbiosphären für die Klimamodellierungen benutzt werden, dürften Daten für die Lebensgewohnheiten vorhanden sein (siehe z.B. Becker 2003) und sollten zumindest mit den aktuellen Daten verglichen werden.

(v) Es ist nicht klar, was in diesem Zusammenhang "lokal erzeugte Lebensmittel" (S. 48) bedeutet, im Hinblick auf die Faktoren f_n in Gl. (23) des Entwurfs könnte man diesen Ausdruck auch durch "kontaminiert" ersetzen, denn die restlichen 50 % sollen ja offenbar nicht kontaminiert sein. Die Wahl der Zahlenwerte für f_n sollte begründet werden.

(vi) Der Entwurf beschränkt sich auf die Nutzung von Brunnen- oder Fluss- bzw. Seewasser. In einigen Szenarien sollte auch die Nutzung von Regenwasser durchaus realistisch sein. Bei kaltem Klima wird man für Trink- und Tränkwasser wahrscheinlich eher Schnee schmelzen. Auch hier wird wieder das Fehlen definierter Klimaszenarien deutlich.

12.4.1 Expositionspfade

Kommentare:

(i) Im Entwurf (z.B im ersten Satz von Kap. 12.4.1) ist häufiger von „radioaktiven Stoffen“ die Rede. Die damit bezeichneten Stoffe entsprechen in diesem Zusammenhang nicht notwendigerweise der Definition in § 3 Abs. (1) StrlSchG. Entweder sollte dieser Ausdruck in Kap. 3 von dieser Definition abgegrenzt oder ein anderer Terminus (z.B. „Radionuklide“) benutzt werden.

(ii) Der Satz vor Punkt 3. sollte lauten: "Zur Abschätzung der inneren Exposition bei **Stäuben** und gasförmigen Stoffen", denn in Kap. 12.4.4.1 wird auch die Inhalation von Stäuben behandelt.

(iii) Pröhl und Gering (2002) haben u.a. die Exposition durch Ingestion von Boden (siehe Kap.12.4.4.3) betrachtet. Der durch Ingestion von Boden verursachte Anteil war bei Kleinkindern durch Aktinide wie ^{239}Pu höchstens 15 % der gesamten Exposition durch das betreffende Nuklid. Für die anderen Altersgruppen war dieser Pfad nicht von Bedeutung. Dies wurde in Biosphärenmodellierungen mehrerer Arbeitsgruppen (z.B. BIOMOSA 2004, Walke et al. 2013) bestätigt. Wenn laut Entwurf eine über die Lebenszeit gemittelte Jahresdosis berechnet werden soll, wird im Ergebnis eine kurze Lebensphase mit im Vergleich zu anderen Pfaden leicht erhöhter Belastung durch Bodeningestion nicht ins Gewicht fallen.

12.4.2 Erzeugung von Lebensmitteln

Kommentare:

(i) Es soll für die Erzeugung jeder Lebensmittelgruppe wie in der AVV T jeweils die Stelle ausgewählt werden, "für die sich unter Berücksichtigung der Ernährungsgewohnheiten (...) die höchste effektive Folgedosis durch den Verzehr dieser Lebensmittelgruppe ergibt".

Die Annahme, dass jede (kontaminierte) Lebensmittelgruppe von Standorten stammt, an denen sie maximal belastet ist, wäre in Fällen, in denen die Quellterme im betrachteten Gebiet stark schwanken, im Allgemeinen stark konservativ, denn das würde voraussetzen, dass alle Nahrungsmittel aus einem relativ eng begrenzten Gebiet stammen. Dies wäre eigentlich nur bei Selbstversorgung der Fall (dann ist allerdings die Annahme, dass der

Anteil der lokal erzeugten Lebensmittel mit Ausnahme von Muttermilch und Trinkwasser 50 % der verzehrten Menge der repräsentativen Person beträgt, nicht angemessen). Für niedrige ortsabhängige Schwankungen der Trink-, Tränk- und Beregnungswasserkontamination wäre diese Vorgabe ohnehin gegenstandslos.

(ii) Es müsste noch spezifiziert werden, was die "übliche landwirtschaftliche Praxis" zur Zeit für die einzelnen Klimaszenarien bzw. -referenzregionen ausmacht.

12.4.3.1 Exposition durch Gammastrahlung radioaktiver Stoffe im Boden

Kommentare:

(i) Bei der Bewässerung dürfte die Kontamination jenseits des jeweiligen Gebietes (bearbeitetes Feld) stark abnehmen. Dass eine Person ihr ganzes Leben lang auf diesem Pfad exponiert ist, wird lediglich für Landarbeiter bzw. -bewohner zutreffen. Dies sollten dann die repräsentativen Personen sein.

(ii) Gleichung (17) ist dann sinnvoll, wenn $B_{k,r}$ den Anteil der auf den Boden aufgebrachten Aktivität beschreibt, der sich nach dem Auftrag noch in der effektiven Schichtdicke (5 cm) befindet, da auf diese Weise wie in der AVV T die Absorption des Bodens berücksichtigt wird. Das in Gl. (9) berechnete $B_{k,r}$ ist allerdings die "flächenbezogene Aktivität (...) im Wurzelbereich", d.h. diese Größe ergibt sich aus der gesamten pro Fläche aufgetragenen Aktivität und bezieht sich auf die Wurzelzone (20 cm bei Ackerboden, 10 cm bei Weideboden), wobei implizit angenommen wird, dass sich die aufgetragene Aktivität (z.B. durch Pflügen) im Wurzelbereich homogen verteilt. Unter diesen Voraussetzungen ist die Dosisabschätzung wegen der Vernachlässigung der Absorption überkonservativ. Bei Annahme vollständiger Durchmischung der Wurzelzone befindet sich also nach dem Pflügen nur noch ein Viertel (bzw. die Hälfte) der im Jahr aufgetragenen Aktivität in der 5 cm dicken oberen Bodenschicht. Nimmt man an, dass der Boden nicht durchmischt wird, müssten die Verweildauern in Tabelle 2, S. 43 des Entwurfs entsprechend angepasst werden (siehe auch Anhang 1).

(iii) Mit "aufsteigendem Grundwasser" ist vermutlich eine besondere und vergleichsweise seltene Situation nach starken Regenfällen gemeint. Davon abzugrenzen wäre die stetige Migration durch die vadose Zone, die auch im BMBF-Projekt Trans-LARA zu modellieren versucht wurde, siehe auch Kommentare weiter oben.

12.4.3.2 Exposition durch Gammastrahlung bei Aufenthalt auf Ufersediment

Kommentare:

(i) Zur Berechnung der flächenbezogenen Kontamination $O_{k,eff,r}^U$ soll Gl. (4) "zwischen der Zeitspanne t_{eff} ($= U_r/v_{Se}$) und dem Ende des k-ten Bezugsjahres ausgewertet" werden. Diese Formulierung ist nicht besonders glücklich. Sie ist wohl so zu interpretieren, dass die flächenbezogene Kontamination durch Integration von (4) zwischen den Zeitpunkten $t_k - t_{eff}$ und t_k (dem Ende des k-ten Bezugsjahrs) ermittelt werden soll. In dieser Zeit baut sich eine Schicht der Dicke U_r auf. Es müssten dann die Randbedingungen $O_{k,ri}(t_{eff}) = 0$ und $O_{k,ri-1}(t_{eff}) = 0$ gelten. In den ersten 7 Jahren wäre die untere Integrationsgrenze 0.

(ii) Es stellt sich die Frage, welche repräsentativen Personen sich 760 h im Jahr auf Ufersedimenten aufhalten. Die Personen mit einer Exposition aus Gl. (17) (Gammabodenstrahlung, Kap. 12.4.3.1) wohl eher nicht.

12.4.4.1 Exposition durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Atemluft (Inhalation)

Kommentar:

Für die Modellierung ist wichtig, wie C_r^{Bo} ermittelt wird. Falls Bewässerung das einzige Kontaminationsszenario ist, sollte diese Konzentration aus $B_{k,r}$ in Gl. (17) abzuleiten sein. Dabei sollte die Verteilung der aufgebrauchten Aktivität im Boden berücksichtigt werden (siehe Kommentar (ii) zu Kap. 12.4.3.1). Im Falle der direkten Kontamination durch Migration aus dem Grundwasser durch die vadoso Zone gäbe es hier noch einen zusätzlichen Quellterm.

12.4.4.2 Exposition durch Aufnahme radioaktiver Stoffe beim Verzehr von Lebensmitteln und Muttermilch (Ingestion)

Kommentar:

Die Vernachlässigung von Dekontaminationseffekten durch lebensmitteltechnische und haushaltsmäßige Zubereitung ist zumindest teilweise ein Widerspruch zu der in Kap. 12.3.4.2 gemachten Annahme, dass bei der haushaltsmäßigen Zubereitung pflanzliche Nahrungsmittel gewaschen werden und daher anhaftender Staub entfernt wird. Dieser Widerspruch sollte geklärt werden.

12.4.4.2.1 Kontamination von Milch und Fleisch

Kommentare:

(i) Der Ausdruck C_r^W wird weder im Text noch im Symbolverzeichnis definiert. Eigentlich müsste alles auf das Bezugsjahr bezogen werden, da dies zumindest bei der Trinkwasserquelle Oberflächenwasser auch so ist, d.h. er müsste mit $C_{k,r}^W$ identisch sein.

(ii) Es wird in den Gl. (28) bis (31) des Entwurfs bei den Transferfaktoren nicht unterschieden, ob die Quelle Trinkwasser oder Futter ist, d.h. es werden die gleichen Transferfaktoren für den Übergang Trinkwasser - Milch bzw. Fleisch und den Übergang Futter - Milch bzw. Fleisch verwendet. Dies sollte begründet werden, denn im Futter könnten die Nuklide in chemischen Formen vorliegen, die unterschiedlich resorbiert werden.

(iii) In dem Satz, der Gl. (32) des Entwurfs vorangeht, ist offenbar das Wort "nicht" vergessen worden. Sinn ergäbe: "Für den Bruchteil f_p des Jahres, während dem die Tiere nicht auf der Weide grasen oder mit frischem Weidebewuchs gefüttert werden, ist die spezifische Aktivität des Radionuklids r im Futter der Tiere die gleiche wie die spezifische Aktivität im Weidebewuchs zum Zeitpunkt des Grasens bzw. zum Zeitpunkt der Ernte". Die Größe f_p taucht ansonsten im gesamten Text nicht mehr auf.

12.4.4.2.2 Kontamination von Fischfleisch (Süßwasser)

Kommentar:

Hier wird wieder implizit von einer vollständigen Durchmischung des Wassers mit Schwebstoffen ausgegangen. Ob bei der Bestimmung des Konzentrationsfaktors diese Annahme auch gemacht wurde, wird nicht beschrieben. Normalerweise dürfte solch ein Faktor empirisch ermittelt werden mit (im Allgemeinen) nicht durchmischtem Wasser. Durch die Durchmischung ergäbe sich aber bei partikelaffinen Nukliden eine höhere Nuklidkonzentration und die abgeschätzte Aktivität im Fischfleisch wäre dann zu hoch. Ähnliches gilt auch im Falle der Nutzung von Oberflächenwasser als Trinkwasser für die Bestimmung der Kontamination von Milch und Fleisch weiter oben.

Zusammenfassung

Der Entwurf ist sehr stark an die AVV T von 2020 angelehnt und nur bezüglich der Expositionspfade und weniger Annahmen leicht modifiziert bzw. an ein Endlagerszenario angepasst. Einige in diesem Kontext mögliche Expositionspfade werden nicht betrachtet, viele Annahmen sind aber stark konservativ, was sich insgesamt stark auf die ja nur als Indikator dienende zu berechnende Exposition auswirken könnte. Die Wahrscheinlichkeit des gleichzeitigen Eintretens all dieser Annahmen ist multiplikativ, was zu sehr unwahrscheinlichen Expositionsszenarien führen kann. Diese Art der Abschätzung ist in der AVV T gewünscht, da dies "zur Abschätzung einer sicheren oberen Schranke für die zusätzliche maximale Individualdosis durch Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen" dient (SSK 263 (2013), Anhang A 1). Im Endlagerszenario ist aber eine realistische Prognose der Exposition von Mitgliedern der Bevölkerung gar nicht möglich und für die vorliegende Berechnungsgrundlage, die ja der vorläufigen Sicherheitsuntersuchung im Standortauswahlverfahren (Kap. 2, Absatz 1) dienen soll, daher auch gar nicht nötig.

Anhang A Abschätzung der Verweildauern von Radionukliden im Erdboden

Dies ist die an das BASE übermittelte Version. Die explizite Abschätzung findet sich in Kap. 3.3.2.

Die Berechnung der in der AVV T und dem vorliegenden Entwurf tabellierten Verweilkonstanten ist unseres Wissens nicht veröffentlicht worden.

Wir haben eine Abschätzung Hilfe des K_D -Konzepts vorgenommen, die zur Veröffentlichung vorgesehen ist und hier daher nur stichpunktartig skizziert wird:

- Abschätzung des in den Unterboden eintretenden Wasserflusses W und der mittleren Wassersättigung dem in den Unterboden eintretenden Wasserfluss und der mittleren Wassersättigung V für einen Referenzboden und gemäßigtes Klima.
- Berechnung der Verweilkonstante des Wassers aus dem Quotienten W/V .
- Berücksichtigung der Rückhaltung des jeweiligen Radionuklids über einen (vom Verteilungskoeffizienten K_D abhängigen) Retentionsfaktor; der K_D kann den entsprechenden Tabellen für die „best estimates“ aus IAEA (2020) entnommen werden.
- Abschätzung der Unsicherheit der ermittelten Verweilkonstanten und Vergleich mit den Werten aus der AVV Tätigkeiten.
- Vorschlag: Berechnung der Verweilkonstanten für verschiedene Referenzböden (Refesols, Kördel et al. 2009), die den jeweiligen Klimazuständen zugeordnet werden können. Zur Ermittlung der K_D -Werte können auch validierte geochemische Modelle wie UNiSeCs (Hormann 2015, Hormann 2021) herangezogen werden.

Anhang B Abschätzung des durchschnittlichen Wasserkonsums

Diese an das BASE übermittelte Version ist im Wesentlichen eine Kurzform von Kap. 0.

Neben den Nuklidkonzentrationen im Trinkwasser und den Dosiskoeffizienten ist die Menge des jährlich als Trinkwasser konsumierten Grundwassers U^{Tw} in $L \cdot a^{-1}$ der bestimmende Parameter für den Trinkwasserpfad. Im Entwurf wird gemäß Anlage 11 Teil B, Tabelle 1 der

StrlSchV bei Erwachsenen von einem jährlichen Konsum von 350 L Trinkwasser ausgegangen (in den anderen Altersgruppen ist der Wert niedriger). Dieser Wert wurde einem Bericht des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes (WABOLU 1997) entnommen, dessen Daten aus den Jahren 1990 bis 1992 stammen. In der "Fachlichen Begründung der Änderungen in der AVV zu § 47 StrlSchV" von 2005 wird dazu schon bemerkt, dass diese Werte zum Teil erheblich von den entsprechenden Werten in anderen Ländern abweichen. Die Werte beziehen sich laut Tab. 7.1.3 WABOLU (1997) auf das "konsumierte Trinkwasservolumen aus Leitungen des Haushalts und anderen Leitungen" und sind als Berechnungsgrundlage für die Exposition durch mögliche toxische Inhaltsstoffe des Leitungswassers erhoben worden. Sie berücksichtigen zwar den Konsum von Kaffee, Tee und anderen Aufgussgetränken, aber nicht den Konsum von Mineralwasser und sonstigen abgefüllten Getränken. Demgegenüber lag der Konsum von alkoholfreien Getränken im Jahr 2006 laut Nationaler Verzehrsstudie II (NVS II 2008) im Durchschnitt bei ca. 2320 g pro Tag, das sind etwa 845 L pro Jahr, allerdings werden hier die hohen Temperaturen im Sommer des Erhebungsjahres betont. Laut den entsprechenden Tabellen des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft BMEL (<https://www.bmel-statistik.de>) beträgt der jährliche Konsum von nicht-alkoholischen Getränken im Mittel der Jahre 2014 - 2020 etwa 530 L. Der Konsum von Leitungswasser wird nur über Kaffee und Aufgussgetränke berücksichtigt, dürfte aber durch den Konsum von Mineralwasser abgedeckt sein. Die oben erwähnten radioökologischen Studien gehen je nach Szenario von einem Trinkwasserkonsum von 400 - 730 L pro Jahr in gemäßigten Klimata aus. Zum Vergleich: Die Deutsche Gesellschaft für Ernährung (DEG) empfiehlt, täglich 1,5 L Wasser zu trinken, das sind ca. 550 L pro Jahr.

Nimmt man also zukünftige Szenarien an, in denen keine abgefüllten Wässer mehr konsumiert werden und die Trinkwasserzufuhr vornehmlich über kontaminierte Quellen geschieht, ist der Wert aus der StrlSchV offenbar deutlich zu niedrig angesetzt. Der vom BMEL ermittelte Durchschnittswert von 530 L pro Jahr scheint realistischer zu sein und entspricht auch eher den Annahmen der internationalen radioökologischen Modellstudien. Der Faktor 2 zur Abdeckung des 95. Perzentils dürfte allerdings weiterhin adäquat sein, denn die individuelle Verteilung des Flüssigkeitskonsums sollte sich insgesamt nicht ändern.

Literatur

1. Agüero et al. (2009). Application of the Spanish methodological approach for biosphere assessment to a generic high-level waste disposal site. *Sci. Tot. Env.* 403, 34 – 58.
2. Becker (2003). Beitrag zur Erstellung einer Referenzbiosphäre zur Berechnung der in der Nachbetriebsphase eines Endlagers für radioaktive Stoffe hervorgerufenen potentiellen Strahlenexposition unter Berücksichtigung des Einflusses des Klimas. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz. BMU – 2003-623.
3. BIOMOSA (2004). Biosphere Models for Safety Assessment of radioactive waste disposal based on the application of the Reference Biosphere Methodology. Final Report.
4. Chen et al. (2006). Application of a generic biosphere model for dose assessments to five European sites. *J. Radiol. Prot.* 26, 161–187.
5. Hormann (2015). Modelling Speciation and Distribution of Radionuclides in Agricultural Soils. In: Walther C, Gupta D (eds) *Radionuclides in the Environment*. Springer, Cham
6. Hormann (2021). A consistent model for estimating the partitioning of Am, Pu and Se in agricultural soils. *J Radioanal Nucl Chem* 329, 769–784 .
7. IAEA (2003). "Reference Biospheres" for solid radioactive waste disposal. Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOSphere Modelling and ASSessment (BIOMASS) Programme. IAEA, Vienna.
8. IAEA (2010). Technical reports series No. 472: Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna.
9. Kördel et al. (2009) The reference-matrix concept applied to chemical testing of soils. *Trends Analyt Chem* 28, 51–63.
10. Konoplev et al. (2002). Comparative study of ^{137}Cs partitioning between solid and liquid phases in Lakes Constance, Lugano and Vorse. *J Environ Radioact.* 58(1), p.1-11.
11. Noseck et al. (2013). Impact of climate change on far-field and biosphere processes for a HLW-repository in rock salt. GRS - Report 241. ISBN 978-3-939355-15-1.
12. NVS II (2008). Nationale Verzehrsstudie II, Ergebnisbericht Teil 2. Hrsg.: Max Rubner-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel.
13. Olyslaegers et al. (2005). A comparative radiological assessment of five European biosphere systems in the context of potential contamination of well water from the hypothetical disposal of radioactive waste. *J. Radiol. Prot.* 25, 375–391.
14. OPERA (2017). Report on migration and uptake of radionuclides in the biosphere. OPERA-PU-SCK631&NRG7232
15. Putyrskaya et al. (2015). Dating of sediments from four Swiss prealpine lakes with ^{210}Pb determined by gamma-spectrometry: progress and problems. *J. Environ. Radioact.* 145, p. 78-94
16. Pröhl und Gering (2002). Planfeststellungsverfahren zur Stilllegung des Endlagers für radioaktive Abfälle Morsleben. Dosiskonversionsfaktoren zur Berechnung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase von Endlagern nach dem Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung in Anlehnung an die Vorgehensweise im Rahmen des Planfeststellung. Bundesamt für Strahlenschutz, Unterlagen-Nr. P 162.
17. Pröhl et al. (2005). Development and comparison of five site-specific biosphere

- models for safety assessment of radioactive waste disposal. J. Radiol. Prot. 25 343–373.
18. SSK 263 (2013). Ermittlung der Strahlenexposition. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 263. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 12. September 2013.
 19. Stockmann et al. (2017). Smart K_d - values, their uncertainties and sensitivities - Applying a new approach for realistic distribution coefficients in geochemical modeling of complex systems. Chemosphere 187, 277-285.
 20. Valls und Duro (2012). Verification of Nagra's Biosphere Modelling Results. Project 'Opalinus Clay'. Expertenbericht zuhanden des Eidgenössischen Nuklearsicherheitsinspektorates ENSI. Brugg, Schweiz.
 21. WABOLU (1997). Umwelt-Survey 1990/92, Band V: Trinkwasser. Umweltbundesamt, ISSN 0175-4011.
 22. Walke et al. (2013). RWMD Biosphere Assessment Model: Terrestrial Component. AMEC Report 18025/TR/002, Issue 2.