

**Freigabekonzepte
einer neuen
Strahlenschutzverordnung
nach Euratom-
Grundnormen 2013
in der Anwendung**

**Freigabekonzepte
einer neuen
Strahlenschutzverordnung
nach Euratom-
Grundnormen 2013
in der Anwendung**

**Andreas Artmann
Holger Eberhardt
André Filby
Maria-Teresa Hussels
Marc Johnen
Holger Seher
Harald Thielen
Torben Weyand**

Oktober 2020

Anmerkung:

Das diesem Bericht zugrunde liegende Forschungsvorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) unter dem Kennzeichen 4717E03510 durchgeführt.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Auftragnehmer.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der Meinung des Auftraggebers übereinstimmen.

Deskriptoren

ARTM, Deponie, Freigabe, Géant, Modelle, Modellierung, MVA, PHREEQC, SPRING, Strahlenexposition, Szenarien

Corrigendum

Gegenüber der Version vom Oktober 2020 wurden in der Tabelle 5.83 die Werte für C-14 und H-3 getauscht (Änderungen hervorgehoben). Die korrigierte Tabelle lautet wie folgt:

Tab. 5.83 Ergebnisse der Dosisberechnung mit ARTM für die Ingestion kontaminierter Lebensmittel

Nuklid	Dosis für 1 Bq/s [μ Sv]	$\dot{A}_{10\mu Sv}$ [Bq/s]	Emittierte Menge [g/a]	Emittierte Menge [g/s]	f [Bq/g]
Ag-108m	2,237E-06	4,5E+00	5,0E+06	1,6E-01	2,8E+01
Ba-133	4,796E-08	2,1E+02	5,0E+04	1,6E-03	1,3E+05
C-14	1,299E-09	7,7E+03	1,0E+09	3,2E+01	2,4E+02
Cl-36	1,321E-05	7,6E-01	5,0E+05	1,6E-02	4,8E+01
Co-60	1,221E-07	8,2E+01	5,0E+04	1,6E-03	5,2E+04
Cs-137	2,359E-07	4,2E+01	5,0E+06	1,6E-01	2,7E+02
H-3	2,411E-11	4,1E+05	1,0E+09	3,2E+01	1,3E+04
I-129	1,745E-06	5,7E+00	5,0E+06	1,6E-01	3,6E+01
Mn-54	8,084E-09	1,2E+03	5,0E+04	1,6E-03	7,8E+05
Ni-59	5,721E-09	1,7E+03	5,0E+04	1,6E-03	1,1E+06
Pu-238	5,710E-06	1,8E+00	5,0E+04	1,6E-03	1,1E+03
Pu-239	6,021E-06	1,7E+00	5,0E+04	1,6E-03	1,0E+03
Sr-90	3,015E-06	3,3E+00	5,0E+04	1,6E-03	2,1E+03
Tc-99	5,192E-07	1,9E+01	5,0E+04	1,6E-03	1,2E+04
U-238	5,921E-07	1,7E+01	5,0E+04	1,6E-03	1,1E+04

Gegenüber der Version vom Oktober 2020 wurden in der Tabelle 5.84 die Radionuklide nun alphabetisch sortiert und in der Spalte L3 unter GRS die Werte der Radionuklide für C-14 und H-3 getauscht (Änderungen hervorgehoben). Die korrigierte Tabelle lautet wie folgt:

Tab. 5.84 Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien L1, L2, L3 [Bq/g]

Nuklid	L1		L2		L3	
	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/
Ag-108m	2,6E+01	5,4E+03	2,9E+05	2,2E+06	2,8E+01	2,0E+03
Ba-133	3,0E+04	5,6E+06	1,1E+08	1,5E+09	1,3E+05	3,2E+06
C-14	-	-	9,3E+03	1,8E+05	2,4E+02	2,8E+11
Cl-36	-	-	1,5E+07	1,0E+08	4,8E+01	9,8E+03
Co-60	1,0E+04	2,4E+06	3,5E+07	7,4E+08	5,2E+04	1,4E+06
Cs-137	1,1E+02	2,4E+04	2,8E+05	1,7E+07	2,7E+02	6,0E+03
H-3	-	-	2,1E+05	6,3E+06	1,3E+04	1,7E+11
I-129	1,6E+03	3,7E+05	3,0E+05	1,7E+06	3,6E+01	7,5E+02
Mn-54	1,8E+05	4,0E+07	7,2E+08	4,7E+09	7,8E+05	1,7E+07
Ni-59	1,0E+07	-	2,4E+09	5,5E+10	1,1E+06	4,7E+07
Pu-238	5,6E+06	2,6E+10	9,8E+03	1,7E+05	1,1E+03	2,2E+04
Pu-239	1,0E+07	8,8E+09	9,0E+03	1,6E+05	1,0E+03	2,3E+04
Sr-90	-	-	6,7E+06	1,6E+08	2,1E+03	1,3E+05
Tc-99	-	8,7E+11	8,3E+07	1,8E+09	1,2E+04	1,1E+06
U-238	1,4E+05	2,9E+07	1,3E+05	1,0E+06	1,1E+04	2,2E+05

Kurzfassung

Im Rahmen des Forschungsvorhabens 4717E03510 erfolgte eine Bestandsaufnahme aller der Freigabe in der Strahlenschutzverordnung zugrunde liegender radiologischer Modelle, ihrer Szenarien, Expositionspfade und Parameter. Es wurde gezeigt, dass die in der Strahlenschutzverordnung StrlSchV (2017) angegebenen Freigabewerte in den Spalten 5, 6, 7, 9a-d, 10 und 10a weitestgehend konsistent mit jenen in der recherchierten Literatur sind. Bezüglich der Spalte 8 der StrlSchV (2017) konnten die zunächst beobachteten Abweichungen zwischen den Literaturwerten und jenen in der StrlSchV (2017) größtenteils aufgeklärt werden.

In einem nächsten Schritt wurden die Randbedingungen der Modelle für die Berechnung der Freigabewerte in der StrlSchV (2017) identifiziert, deren Herkunft recherchiert und beschrieben. Es hat sich gezeigt, dass die Angaben hinsichtlich der Modell-Randbedingungen größtenteils plausibel sind und eine inhaltliche Konsistenz besteht.

Aufbauend auf den vorgenannten Erkenntnissen wurden die wesentlichen Modellparameter der radiologischen Modelle zur Berechnung der Freigabewerte identifiziert und deren Variationsbandbreite diskutiert.

Den in der aktuellen Strahlenschutzverordnung StrlSchV (2018) festgelegten Freigabewerten liegen „generalisierte“ Expositionsszenarien zugrunde, welche eine große Bandbreite an Expositionssituationen darstellen. Für eine Auswahl an Nukliden wurde neben der üblichen deterministischen Berechnung aus den gegebenen (realistischen und unwahrscheinlichen) Parameterwerten auch ein probabilistischer Ansatz beruhend auf Parameterverteilungen untersucht.

Für ausgewählte Szenarien wurden weiterhin Berechnungen von Freigabewerten mittels frei erhältlichen Rechencodes durchgeführt. Die Plausibilität der Ergebnisse wurde durch Vergleichsrechnungen anderer Organisationen überprüft (Benchmarking). In diesem Zusammenhang wurde gezeigt, dass mit zwei in der GRS eingesetzten Programmen die Dosiskoeffizienten für die Berechnung der äußeren Strahlenexposition bestimmt werden können. Für die Modellierung der Wasserausbreitung aus einer Deponie wurde seitens der GRS ein zusätzliches Programm eingesetzt. Der Vergleich der damit berechneten Werte mit denen von zwei etablierten Unternehmen verwendeten Modellen zeigt für die meisten Nuklide eine gute Übereinstimmung.

Weiterhin wurde das Programmsystem Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell (ARTM) zur Berechnung der Ausbreitung und der Deposition freigesetzter luftgetragener radioaktiver Stoffe erstmals für die Berechnung von Freigabewerten eingesetzt. Im Szenario „Ingestion“ wurden mit ARTM deutlich niedrigere Freigabewerte berechnet als in der Literatur vorhanden. Auch das Öko-Institut kommt bei seinen Berechnungen zu einem ähnlichen Ergebnis. Mit Hilfe einer aktuellen Literaturquelle konnten die beobachteten Unterschiede in den Berechnungen aufgeklärt werden.

Abstract

Within the framework of the research project 4717E03510, a compilation of all radiological models, their scenarios, exposure pathways and parameters on which the clearance in the Radiation Protection Ordinance is based is being made. It was shown that the release values given in the Radiation Protection Ordinance StrlSchV (2017) in columns 5, 6, 7, 9a-d, 10 and 10a are mostly consistent with those in the researched literature. With regard to column 8 of the Radiation Protection Ordinance StrlSchV (2017), the initially observed deviations between the literature values and those in the StrlSchV (2017) could be largely clarified.

In a next step, the boundary conditions of the models for the calculation of the clearance values in the StrlSchV (2017) were identified; their origin was researched and described. It turned out that the information regarding the model boundary conditions is plausible to a great extent and that the data is consistent.

Based on the aforementioned findings, the essential model parameters of the radiological models for calculating the clearance values were identified, and their range of variation was discussed.

The clearance values specified in the current Radiation Protection Ordinance StrlSchV (2018) are based on "generalized" exposure scenarios that represent the wide range of exposure situations. For a selection of nuclides, a probabilistic approach based on parameter distributions was examined for several nuclides in addition to the usual deterministic calculation from the given (realistic and improbable) parameter values.

For selected scenarios, further calculations of clearance values were performed using freely available calculation codes. The plausibility of the results was checked by comparative calculations of other organizations (benchmarking). In this context, it was shown that two programs used at GRS could determine the dose coefficients for the analysis of external radiation exposure. A selected program was used to model the water dispersion from a landfill. The comparison of the values calculated with those models used by established companies shows a good agreement for most nuclides.

Furthermore, the program system Atmospheric Radionuclide Transport Model (ARTM) for the calculation of the dispersion and deposition of released airborne radioactive substances was used for the first time for the calculation of clearance values. In the "ingestion" scenario, significantly lower release values were calculated with ARTM than in the literature. The Öko-Institut also comes to a similar conclusion in its calculations. In a current literature source, these major differences in the calculations were clarified.

Inhaltsverzeichnis

	Kurzfassung	I
	Abstract	III
1	Einleitung	1
2	Bestandsaufnahme aller in der Strahlenschutzverordnung von 2001 zugrundeliegenden radiologischen Modelle, Szenarien, Expositionspfade und Parameter im Zusammenhang mit den Freigabewerten	5
2.1	Einleitung.....	5
2.2	Recherche der den Freigabepfaden zugrundeliegenden Modelle	7
2.3	Allgemeines zur Herleitung von Freigabewerten.....	9
2.4	Uneingeschränkte Freigabe von festen Stoffen und Flüssigkeiten	10
2.4.1	Identifizierung der Randbedingungen	11
2.4.2	Externe Bestrahlung	13
2.4.3	Inhalation.....	15
2.4.4	Exposition durch Ingestion.....	16
2.4.5	Vergleich zwischen den in /DEC 98/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/	17
2.5	Uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt und Bodenaushub und von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung sowie zweckgerichtete Freigabe von Gebäuden zum Abriss.....	21
2.5.1	Identifizierte Randbedingungen in RP 113.....	22
2.5.2	Uneingeschränkte Freigabe von Gebäuden aus kerntechnischem Umgang für eine konventionelle Folgenutzung	24
2.5.3	Uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt und zweckgerichtete Freigabe für Gebäuden zum Abriss	32
2.5.4	Vergleich zwischen den in /THI 00/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/	44
2.6	Uneingeschränkte Freigabe von Bodenflächen.....	57
2.6.1	Identifizierte Randbedingungen	57
2.6.2	Externe Bestrahlung	59

2.6.3	Inhalation.....	66
2.6.4	Ingestion kontaminierten Erdreichs.....	68
2.6.5	Ingestion von Radionukliden über Anbau von Pflanzen auf dem Standort.....	72
2.6.6	Ingestion von Radionukliden über den Grundwasserpfad	74
2.6.7	Ingestion von Radionukliden über den Oberflächenwasserpfad.....	76
2.6.8	Vergleich zwischen den in /THI 99/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/	78
2.7	Zweckgerichtete Freigabe von festen und flüssigen Stoffen zur Beseitigung.....	78
2.7.1	Allgemeines	78
2.7.2	Identifizierte Randbedingungen	79
2.7.3	In /SSK 06/ durchgeführte Modellanpassungen	86
2.7.4	In /SSK 06/ relevante Angaben und Daten.....	87
2.7.5	Ausbreitung der Radionuklide über den Grundwasserpfad	93
2.7.6	Vergleich zwischen den in /SSK 06/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/	96
2.8	Zweckgerichtete Freigabe von Metallschrott zur Rezyklierung.....	98
2.8.1	Identifizierte Randbedingungen	99
2.8.2	Exposition durch externe Bestrahlung während des Schrotttransports... 102	
2.8.3	Exposition durch Ingestion während der Herstellung des Metalls.....	103
2.8.4	Exposition durch Inhalation während der Herstellung des Metalls.....	104
2.8.5	Exposition durch Tritium in der Abluft des Stahlwerks.....	105
2.8.6	Exposition durch äußere Bestrahlung von Produkten aus rezykliertem Metall.....	106
2.8.7	Exposition durch ein Blasinstrument aus Messing	108
2.8.8	Exposition auf einem mit Schlacke belegten Sportplatz	109
2.8.9	Exposition während der Aufbereitung von Aluminiumschlacken.....	110
2.8.10	Exposition des Deponiearbeiters durch äußere Bestrahlung.....	111
2.8.11	Exposition während der Nachnutzung eines Deponiestandortes.....	113
2.8.12	Vergleich zwischen den in /SSK 98/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/	115
2.9	Zusammenfassung	115

3	Diskussion ausgewählter Modellparameter.....	117
3.1	Ausschöpfungsgrad	117
3.2	Vermischungsfaktor bzw. Verdünnungsfaktor	118
3.3	Dosiskoeffizient	120
3.4	Aufenthaltszeiten (Expositionszeiten)	123
3.5	K_d -Werte.....	124
3.6	Inhalationsraten	127
3.7	Zusammenfassung	129
4	Entwicklung und Auswahl von standardisierten Kriterien zur Bewertung radiologischer Expositionsszenarien für allgemeine, generische Zwecke.....	131
4.1	Einleitung.....	131
4.2	Generalisierte Expositionsszenarien	132
4.2.1	Abdeckende Szenarien der uneingeschränkten Freigabe /DEC 98/.....	132
4.2.2	Szenarien für die uneingeschränkte Freigabe nach SR 44 (/IAEA 05/) ..	133
4.2.3	Vergleich der Parameter für die uneingeschränkte Freigabe	137
4.3	Vergleich des deterministischen und probabilistischen Ansatzes.....	142
4.3.1	Auswahl des Szenarios.....	143
4.3.2	Deterministische Berechnungen	147
4.3.3	Probabilistische Berechnungen.....	150
4.4	Vorschlag zur Bewertung von radiologischen Expositionsszenarien	161
4.4.1	Analyse der Verteilungsparameter	161
4.4.2	Sensitivitätsanalyse	165
5	Anwendung von rechnerbasierten Methoden zur Berechnung von Freigabewerten	167
5.1	Methodenbeschreibung	168
5.2	Berechnung der Dosiskoeffizienten für die externe Bestrahlung	169
5.2.1	Verwendete Programme zur Bestimmung der Dosiskoeffizienten.....	170
5.2.2	Nuklidauswahl für die Berechnungen der Dosiskoeffizienten	171
5.2.3	Durchführung der Berechnungen	171
5.2.4	Ergebnisse.....	172

5.3	Zweckgerichtete Freigabe zur Beseitigung auf einer Deponie.....	186
5.3.1	Szenarien für Beschäftigte T, D1, D2, D3	187
5.3.2	Konzentration im Grund- und Sickerwasser einer Deponie, Modellierung Grund- und Sickerwasserausbreitung mit-SPRING	197
5.3.3	Szenarien für die Bevölkerung G1-G3 und O1-O2.....	220
5.3.4	Szenarien für die Bevölkerung O1 und O2.....	231
5.4	Zweckgerichtete Freigabe zur Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage.....	262
5.4.1	Szenarien für Beschäftigte der MVA M1, M2, M3, M4.....	264
5.4.2	Szenarien zur Verwertung der Verbrennungsrückstände S1, S3, S4 (Beschäftigte)	273
5.4.3	Szenarien zur Verwertung der Verbrennungsrückstände S2, S5 (Bevölkerung)	281
5.4.4	Ausbreitung über den Luftpfad.....	286
5.5	Ergebnis der Expositionsrechnungen.....	297
6	Zusammenfassung	299
A	Anhang	303
A.1	Nuklideigenschaften, Durchbruchkurven und Maximalkonzentrationen der berechneten Radionuklide für den Grundwasserpfad	303
	Abkürzungsverzeichnis.....	319
	Abbildungsverzeichnis.....	321
	Tabellenverzeichnis.....	325
	Literaturverzeichnis.....	335

1 Einleitung

Nicht bzw. leicht kontaminierte Materialien fallen in größeren Massen bei der Stilllegung und dem Abbau von kerntechnischen Anlagen oder in deutlich kleineren Massen in Medizin, Forschung oder dem Betrieb kerntechnischer Anlagen an. Diese Massen werden nach Durchlaufen eines in der Strahlenschutzverordnung geregelten behördlich genehmigten Freigabe- bzw. Herausgabeverfahrens zur Wieder- bzw. Weiterverwertung dem Stoffkreislauf zugeführt bzw. fachgerecht beseitigt.

Die 2001 novellierte Strahlenschutzverordnung /SSV 18/ legt im § 29 Absatz 1 die Anforderungen an die Freigabe auf der Grundlage des § 2 Absatz 2 Satz 1 Nr. 2 Atomgesetz fest. Hiernach kann bei einem Stoff, der im Rahmen einer genehmigungspflichtigen Tätigkeit nach dem Atomgesetz oder nach einer auf Grund des Atomgesetzes erlassenen Rechtsverordnung angefallen ist, die Aktivität oder Aktivitätskonzentration als unbedenklich außer Acht gelassen werden, wenn dieser die in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Freigabewerte unterschreitet und in einem Verwaltungsakt durch die zuständige Behörde freigegeben worden ist. Die Strahlenschutzverordnung unterscheidet dabei im § 29 grundsätzlich zwischen uneingeschränkter Freigabe und Freigabe mit einem spezifischen Entsorgungs- oder Verwertungsziel.

Diese Regelung befindet sich im Einklang mit den IAEA Basic Safety Standards (IAEA BSS) /IAEA 96/ und den EURATOM-Grundnormen /EU 96/ zur Freigabe sowie zum „10 Mikrosievert Konzept“ /IAEA 88/. Auf Basis der IAEA BSS legte der Gesetzgeber Freigabewerte (als Aktivitätskonzentration oder Gesamtaktivität) fest unterhalb derer radioaktive Stoffe aus dem gesetzlichen Geltungsbereich und der strahlenschutzrechtlichen Überwachung entlassen werden können. Die Freigabewerte sind dabei so definiert, dass die erwartete jährliche Dosis von Einzelpersonen der Bevölkerung, die von den freigegebenen Stoffen verursacht wird, im Bereich von 10 Mikrosievert liegt.

Die bestehenden Freigaberegulungen nach § 29 Strahlenschutzverordnung wurden nach Umsetzung der Richtlinie 2013/59/Euratom /CEU 14/ im Rahmen einer neuen Strahlenschutzverordnung fortgeschrieben und modernisiert.

In dieser Richtlinie wurden erstmals Freigabewerte für die uneingeschränkte Freigabe festgelegt, die mit Inkrafttreten der neuen Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) am 31.12.2018 in das deutsche Strahlenschutzrecht übernommen wurden. Diese Freigabewerte bleiben weiterhin ergänzt durch Freigabeoptionen für bestimmte Freigabepfade,

nun als Werte für die „spezifische Freigabe“ bezeichnet (entsprechend den Werten für die „zweckgerichtete Freigabe“ in der bis 30.12.2018 gültigen Fassung der StrlSchV (StrlSchV 2017)).

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden folgende Forschungsarbeiten durchgeführt:

Recherche zum Stand von Wissenschaft und Technik zur deutschen Freigabepraxis

In einem ersten Schritt erfolgte eine Bestandsaufnahme aller der Freigabe in der Strahlenschutzverordnung zugrunde liegender radiologischer Modelle, ihrer Szenarien, Expositionspfade und Parameter. Anschließend wurden alle Randbedingungen für die spezifische Freigabe identifiziert und bewertet.

Recherche zu den Variationsbreiten ausgewählter Parameter der Modelle

Einige der in den Freigabemodellen verwendeten Parameter und Randbedingungen sind nicht explizit durch die Strahlenschutzverordnung vorgeschrieben. Sie wurden im Rahmen von Forschungsvorhaben abgeleitet oder vorgeschlagen und bei Verordnungserstellung implizit berücksichtigt. Ein Beispiel hierfür sind Sorptionskoeffizienten, die sogenannten K_d -Werte, für Radionuklide. Diese Parameter wurden identifiziert und deren Variationsbreite bestimmt. Aufgrund der Vielzahl an Modellparametern konnte nur eine Auswahl der offenbar bedeutendsten Parameter untersucht werden.

Kriterien zur Bewertung radiologischer Expositionsszenarien

Den in der aktuellen Strahlenschutzverordnung /SSV 17 festgelegten Freigabewerte liegen die in SR 44 (/IAEA 05/) entwickelten „generalisierten“ Szenarien zugrunde, welche die große Bandbreite an Expositionssituationen in den Mitgliedsstaaten darstellen. Die Eignung dieses neuen Ansatzes zur Beschreibung allgemeiner Expositionssituationen wurde für eine Auswahl an Nukliden untersucht. Hierzu wurde neben der üblichen deterministischen Berechnung aus den gegebenen (realistischen und unwahrscheinlichen) Parameterwerten auch ein probabilistischer Ansatz beruhend auf Parameterverteilungen untersucht. Der probabilistische Ansatz erlaubt es, Unsicherheiten und Bandbreiten der Parameterwerte und folglich auch der aus den Berechnungen resultierenden Dosiskonversionsfaktoren zu berücksichtigen.

Bestimmung von Freigabewerten anhand rechnerbasierter Methoden

Im Rahmen des Forschungsvorhabens 3617E03510 wurden für die beiden Freigabepfade

- Freigabe von festen Stoffen zur Beseitigung auf einer Deponie und
- Freigabe von Stoffen zur Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage

die Berechnungen von Freigabewerten mit frei erhältlichen Rechencodes durchgeführt. Die Szenarien und die den zur Berechnung der Strahlenexposition zugrunde liegende Rechenvorschriften und alle Eingabeparameter wurden ausführlich beschrieben und die Ergebnisse dargestellt. Sowohl durch die ausführliche Dokumentation wie auch die Verwendung der frei erhältlichen Rechencodes ist eine vollständige Nachvollziehbarkeit der durchgeführten Rechenschritte und aller Zwischen- und Endergebnisse sowie die explizite Berücksichtigung von Randbedingungen, die die tatsächliche Freigabep Praxis mathematisch abbilden, möglich.

Die Plausibilität der Ergebnisse wurde durch Vergleichsrechnungen anderer Organisationen übergeprüft (Benchmarking). Für die Durchführung der Vergleichsrechnungen wurden das Öko-Institut e.V. und Brenk Systemplanung gewonnen, die in diesem Themenbereich ebenfalls über große Erfahrungen verfügen.

2 Bestandsaufnahme aller in der Strahlenschutzverordnung von 2001 zugrundeliegenden radiologischen Modelle, Szenarien, Expositionspfade und Parameter im Zusammenhang mit den Freigabewerten

2.1 Einleitung

In diesem Kapitel wird eine Bestandsaufnahme der aktuellen Freigabepraxis durchgeführt und ein Abgleich mit den der Strahlenschutzverordnung von 2001 /SSV 17/ zugrundeliegenden radiologischen Modellen, Szenarien, ihrer Expositionspfade, Parameter und Randbedingungen vorgenommen.

Unterschieden wird im Allgemeinen zwischen einer uneingeschränkten und einer zweckgerichteten Freigabe:

- Uneingeschränkte Freigabe:
 - von festen und flüssigen Stoffen (Sp. 5),
 - von Bauschutt und Bodenaushub > 1.000 Mg/a (Sp. 6),
 - von Bodenflächen (Sp. 7),
 - von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung (Sp. 8),
- Zweckgerichtete Freigabe:
 - von festen Stoffen zur Beseitigung auf Deponien (Sp. 9a/9c),
 - von Stoffen zur Beseitigung in einer Verbrennungsanlage (< 100 Mg/a und < 1.000 Mg/a) (Sp. 9b/9d),
 - von Gebäuden zum Abriss (Sp. 10),
 - von Metallschrott zur Rezyklierung (Sp. 10a),

Obige Spaltenangaben beziehen sich auf Tabelle 1 in Anlage III der Strahlenschutzverordnung von 2001 /SSV 17/.

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden die in den oben genannten Freigabepfaden zugrundeliegenden radiologischen Modelle aus den entsprechenden Forschungsberichten

und Stellungnahmen recherchiert, extrahiert und aufbereitet, wobei im ersten Schritt die eigentlichen Forschungsberichte in diesem Kapitel recherchiert wurden. In einem weiteren Schritt werden allgemeine Informationen zur Herleitung der Freigabewerte gegeben. Nachfolgend wird eine Bestandsaufnahme bzw. Darlegung aller der /SSV 17/ zugrundeliegenden radiologischen Modelle, Szenarien, Expositionspfade und Parameter vorgenommen.

Das Öko-Institut e. V. wurde von der GRS beauftragt, die Ergebnisse der Bestandsaufnahme im Hinblick auf die Vollständigkeit der zitierten Unterlagen zu prüfen sowie eine Plausibilitätsbetrachtung der im Bericht gezogenen Schlussfolgerungen vorzunehmen. Die in diesem Zusammenhang vom Öko-Institut gefundenen Prüfergebnisse wurden im gesonderten Bericht /ÖKO 19/ zusammengefasst und werden in diesem Bericht mit entsprechendem Verweis aufgegriffen.

2.2 Recherche der den Freigabepfaden zugrundeliegenden Modelle

Abb. 2.1 zeigt die Verzahnung der EU-Empfehlungen sowie die Entwicklung der Freigabewerte in der Strahlenschutzverordnung /SSV 17/ von 2001 /SSK 05/.

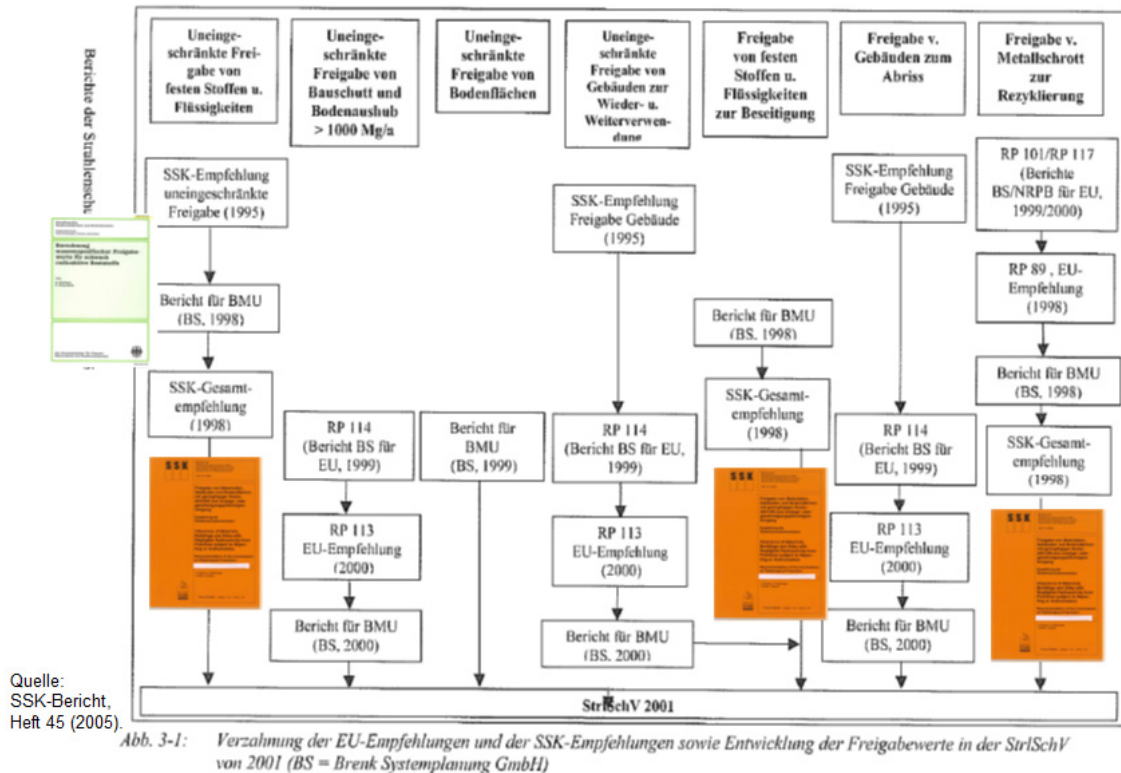


Abb. 2.1 Verzahnung der EU-Empfehlungen und der SSK-Empfehlungen (BS = Brenk Systemplanung GmbH).

Bezüglich der Spalte „Freigabe von festen Stoffen und Flüssigkeiten zur Beseitigung“ wurde in /SSK 06/ eine Aktualisierung vorgenommen. Diese Literaturquelle ist allerdings nicht abgebildet, wird jedoch in diesem Bericht ebenfalls behandelt.

Aus Abb. 2.1 ergeben sich laut /SSK 05/ folgende Zusammenhänge:

- *Uneingeschränkte Freigabe von festen Stoffen und Flüssigkeiten:*
Die Strahlenschutzkommission (SSK) hatte hierzu auf der Basis der Untersuchung /DEC 96/ bereits 1995 eine Empfehlung herausgegeben. Diese wurde in der Untersuchung von /DEC 98/ nochmals präzisiert und mündete in die SSK-Empfehlung von 1998 /SSK 98/ und von hier in die /SSV 17/ von 2001.
- *Uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt und Bodenaushub > 1.000 Mg/a:*
Ausgehend von einem Bericht der Brenk Systemplanung von /EC 99a/ sind in /EUR 00/ Empfehlungen der EU abgeleitet. Diese Basis wurde im Bericht /THI 00/

auf alle in Deutschland zu betrachtenden Radionuklide erweitert und mündete in die /SSV 17/ von 2001.

- *Uneingeschränkte Freigabe von Bodenflächen:*
Die Freigabewerte der /SSV 17/ von 2001 wurden im BMU-Vorhaben „Stilllegung von Kernanlagen – Freigabe von Bodenflächen kerntechnischer Standorte“ /THI 99/ ermittelt.
- *Uneingeschränkte Freigabe von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung:*
Hier führt der Weg von einer SSK-Empfehlung /SSK 95/ über die präzisierende Untersuchung Radiation Protection (RP) 114 von 1999 /EC 99a/ zur EU-Empfehlung RP 113 /EUR 00/. Diese Basis wurde im Bericht /THI 00/ auf alle in Deutschland zu betrachtenden Radionuklide erweitert und mündete in die /SSV 17/ von 2001.
- *Freigabe von festen Stoffen und Flüssigkeiten zur Beseitigung (außer von Bauschutt > 1.000 Mg/a):*
Die Freigabewerte der /SSV 17/ für feste Stoffe zur Beseitigung von 2001 basieren auf der SSK-Gesamtempfehlung /SSK 98/. Die Grundlagen wurden in /DEC 98/ erarbeitet. Aus /DEC 00/ wurden die Freigabewerte für Flüssigkeiten zur Beseitigung entnommen.
- *Freigabe von Gebäuden zum Abriss:*
Die Entwicklung ist die gleiche wie die der Werte für die uneingeschränkte Freigabe von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung.
- *Freigabe von Metallschrott zur Rezyklierung:*
Im Auftrag der EU wurden von Brenk Systemplanung und des National Radiological Protection Board (NRPB) Bericht für flächen- und massenbezogene Freigabewerte für Metalle erarbeitet /EC 99b/ /EUR 00/, die in die EU-Empfehlung RP 89 /EC 98/ mündeten. Die Szenarien wurden in /DEC 98/ angepasst und in die SSK-Gesamtempfehlung /SSK 98/ und von hier aus in die /SSV 17/ von 2001 übernommen.

Im ersten Schritt des Vorhabens wurden sämtliche in Abb. 2.1 genannten Literaturquellen recherchiert. Tab. 2.1 zeigt jene in Abb. 2.1 genannten Literaturquellen, in denen die in den oben genannten Freigabepfaden zugrundeliegenden radiologischen Modelle und Rechenvorschriften belegt sind.

Tab. 2.1 Ergebnisse der Literaturrecherche

Bezeichnung der Literaturquelle in Abb. 2.1	Vollständiger Titel der Literaturquelle
Bericht für BMU (BS, 1998)	/DEC 98/: Berechnung massenspezifischer Freigabewerte für schwach radioaktive Reststoffe, BMU-1998-520.
Bericht für BMU (BS, 2000)	/THI 00/: Freigabe von Gebäuden und Bauschutt aus kerntechnischem Umgang; Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2000-558.
Bericht für BMU (BS, 1999)	/THI 99/: Stilllegung von Kernanlagen – Freigabe von Bodenflächen kerntechnischer Standorte, Endbericht zu Vorhaben SR 2271 des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Brenk Systemplanung, Aachen, 1999.
Bericht für BMU (BS, 2000) (in Abb. 2.1 bezüglich der Spalte „Freigabe von festen Stoffen u. Flüssigkeiten zur Beseitigung“). Dementsprechend werden in Abb. 2.1 zwei unterschiedliche Literaturquellen mit dem gleichen Kürzel bezeichnet (!)	/DEC 00/: Deckert, A., Thierfeldt, S., Kugler, E.: "Radiologische Bewertung einer Kontamination: Entscheidungshilfe zur Festlegung von flächenbezogenen Freigabewerten" und "Herleitung von Freigabewerten für flüssige Reststoffe" und "Abschätzung der durch Freigabe von Reststoffen und Abfällen verursachten Kollektivdosen". Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2000-559, März 2000.

Neben der in Tab. 2.1 genannten Literatur spielen die Dokumente /SSK 06/ und /THI 04/ eine bedeutende Rolle bezüglich der Herleitung der Freigabewerte von festen und flüssigen Stoffen zur Beseitigung (siehe Kapitel 2.7).

Das Öko-Institut hat in seinem Gutachten /ÖKO 19/ zur Prüfung der Bestandsaufnahme festgestellt, dass die in recherchierte und ausgewertete Literatur als vollständig im Sinne der Aufgabenstellung zu bewerten ist.

2.3 Allgemeines zur Herleitung von Freigabewerten

Bei der Herleitung von Freigabewerten wurde in den genannten Literaturquellen allgemein nach folgendem Schema vorgegangen:

- Die Grundlage aller Betrachtungen bildete die Einhaltung des Wertes der Individualdosis 10 $\mu\text{Sv/a}$. Dabei wurden die Freigabewerte so berechnet, dass bei deren Anwendung die Einhaltung dieses Dosiskriteriums sichergestellt ist.
- Für jedes radiologische Modell wurde der Geltungsbereich definiert und die Randbedingungen hinsichtlich der Art des zu betrachteten Materials, der Mengen, der Herkunft usw. festgelegt.
- Weiterhin wurde eine Nuklidauswahl getroffen, für die Rechnungen durchgeführt wurden.
- Es wurden generische Szenarien aufgestellt, die alle relevanten Expositionsumstände sowie jeweils alle relevanten zutreffenden Expositionspfade (externe Bestrahlung, Inhalation, direkte und Sekundäringestion und evtl. Hautkontamination) mitberücksichtigen.
- Schließlich erfolgte eine nuklidspezifische Berechnung der jeweiligen Dosis über jedes Szenario bzgl. der Einheitsaktivität (1 Bq/g bzw. 1 Bq/cm²). Dabei wurde für jedes Radionuklid hieraus der maximale Dosisbeitrag über alle Szenarien ausgewählt. Dies ist der Dosiskonversionsfaktor, der eine Beziehung zwischen der Dosis pro Jahr ($\mu\text{Sv/a}$) und der Aktivität (Bq/g oder Bq/cm²) herstellt.

Gleichung (2.1) zeigt den Zusammenhang von Dosis(kriterium) und Konversionsfaktor zur Ermittlung der Freigabewerte.

$$\text{Freigabewert} \left[\frac{\text{Bq}}{\text{g}} \right] = \frac{\text{Dosis(kriterium)} 10 \left[\frac{\mu\text{Sv}}{\text{a}} \right]}{\text{Konversionsfaktor} \left[\frac{\frac{\mu\text{Sv}}{\text{a}}}{\frac{\text{Bq}}{\text{g}}} \right]} \quad (2.1)$$

2.4 Uneingeschränkte Freigabe von festen Stoffen und Flüssigkeiten

In /DEC 98/ werden ein radiologisches Modell für die uneingeschränkte Freigabe erarbeitet und abdeckende Szenarien erstellt. In diesem Kapitel wird näher auf diese Aspekte eingegangen.

Das in /DEC 98/ erarbeitete radiologische Modell für die uneingeschränkte Freigabe soll laut den genannten Autoren bezüglich der Strahlenexposition die Bereiche

„Wiederverwendung“, „Wiederverwertung“ und „Beseitigung“ abdecken. Zur Abschätzung der möglichen Exposition durch die uneingeschränkte Freigabe wurden daher von /DEC 98/ drei abdeckende Szenarien für die Expositionspfade Ingestion, Inhalation und äußere γ -Strahlung definiert.

Mittels dieser Szenarien wurden von /DEC 98/ radionuklidspezifische, auf eine massenspezifische Aktivität von 1 Bq/g bezogene Individualdosen für die uneingeschränkte Freigabe von Feststoffen berechnet. Dabei wurden die Dosisberechnungen mit dem Inkorporationsdosiskoeffizienten nach den EU-Strahlenschutzgrundnormen /EU 96/ durchgeführt.

Im folgenden Text werden die in /DEC 98/ betrachteten Szenarien bzw. Expositionspfade „Externe γ -Bestrahlung“ (Kapitel 2.4.2), „Exposition durch Inhalation“ (Kapitel 2.4.3) und „Exposition durch Ingestion“ (Kapitel 2.4.4) näher erläutert.

2.4.1 Identifizierung der Randbedingungen

Materialart

Die von /DEC 98/ hergeleiteten Freigabewerte beziehen sich auf beliebige feste Materialien.

Freigabeoptionen

Die in /DEC 98/ betrachteten Freigabeoptionen sind nicht weiter eingeschränkt. Die Wiederverwendung, Wiederverwertung oder Beseitigung der Materialien ist jeweils eingeschlossen.

Massenbereich

Aus den in /DEC 98/ betrachteten Szenarien kann der Massenbereich, für den die Freigabewerte gelten, nicht direkt hergeleitet werden. Jedoch ist im Allgemeinen festzustellen, dass auch größere Massen im Bereich einiger 100 Mg bis 1.000 Mg abgedeckt sind.

Dosiskriterium

Die Herleitung von Freigabewerten in /DEC 98/ basiert auf dem Dosiskriterium 10 μ Sv/a.

Altersgruppen

In /DEC 98/ werden für Kinder und Erwachsene keine separaten Szenarien betrachtet. Vielmehr wurden für die Ingestion und die Inhalation jeweils durch die Parameterwahl

(inhalierte bzw. aufgenommene Menge, Aufkonzentrationsfaktor) sichergestellt, dass die Ergebnisse auch für andere Altersgruppen als Erwachsene, trotz der für Kinder in aller Regel höheren Dosisfaktoren, abdeckend sind.

Einbezogene Radionuklide

In /DEC 98/ werden Freigabewerte für diejenigen Radionuklide berechnet, für die auch Freigrenzen in den Strahlenschutzgrundnormen der EU existieren (also ca. 300 Radionuklide). Tochternuklide werden mit einbezogen.

Die radioaktiven Edelgase werden bei den Dosisberechnungen dabei nicht berücksichtigt. Die nachgebildeten kurzlebigen Edelgastöchter, wie z. B. das aus Ra-226 gebildete Rn-222 wurden in der für das Mutternuklid berechneten Dosis mitberücksichtigt.

Freigabekriterien

Für die Berechnungen wird in /DEC 98/ folgendes angenommen:

- Eine gezielte Vermischung schwach radioaktiver Materialien mit nicht oder weniger radioaktiven Materialien zum Zweck der Erreichung der Freigabe wird verhindert. In /DEC 98/ wird bei keinem der Szenarien eine Vermischung unterstellt.
- Wenn eine feste Oberfläche vorhanden ist und es sich um Gegenstände handelt, deren Handhabung nach der Freigabe zu erwarten ist, wird neben der Unterschreitung eines massenspezifischen Freigabewerts auch eine flächenspezifische Begrenzung der Kontamination vorgeschrieben (z. B. Werte der Sp. 4 Anlage IX StrlSchV i.d.F.v. 1989).
- Mittelungsmasse und -fläche sind klein gegenüber der Gesamtmasse bzw. -fläche, die in einem Jahr freigegeben werden. In der Regel ist eine Begrenzung der Mittelungsmasse auf einige 100 kg und der Fläche auf ca. 1.000 cm² bei beweglichen Gegenständen ausreichend.
- In /DEC 98/ wird eine vollständige Ausschöpfung des Freigabewerts bei der Freigabe angenommen.

Bewertung der Randbedingungen

Sämtliche identifizierten Randbedingungen sind als plausibel zu werten.

Nach Spalte 5 (StrlSchV 2001) dürfen auch Abfälle freigegeben werden, die nach ihrer Freigabe aus abfallrechtlichen Gründen nicht wiederverwertet werden können, sondern auf einer Deponie oder in einer Verbrennungsanlage beseitigt werden müssen. Weiterhin dürfen Metalle nach Spalte 5 freigegeben werden, die dann recycelt werden können. Daher dürfen die Werte der Spalte 5 nicht höher sein als jene der Spalten 9a bis 9d und 10a. Nach /ÖKO 19/ war bei Anwendung dieser „Deckelung“ eine Begrenzung auf die Werte der Spalten 9b und 9c sowie 10a bei einer Reihe von Radionukliden erforderlich. Eine solche Deckelung ist auch in /SSK 98/ vorgenommen worden, obwohl (nicht explizit genannt) diese auf die Freigabe zur Beseitigung (Spalte 9 in der StrlSchV (2001)) und die Freigabe von Schrott zur Recyclierung (Spalte 10a) bezogen werden /ÖKO 19/.

Die Erforderlichkeit von Deckelungen ist ein Indiz dafür, dass die Szenarien, die für die einzelnen Spalten entwickelt wurden, nicht vollständig konsistent sind. Als Grund dafür sieht /ÖKO 19/, dass einzelne Szenarien, wie z. B. das Grundwasserszenario für mobile Radionuklide (wie z. B. Cs-137, Tc-99), zu einem späteren Zeitpunkt entwickelt wurden als die Freigabewerte der Spalte 5.

In /DEC 98/ sind abdeckende Szenarien konstruiert. Somit verfolgen diese nicht das Ziel, konkrete Expositionssituationen (z. B. während Verwertung und Produktnutzung) für bestimmte Stoffströme nachzubilden. Vielmehr sollen diese alle sinnvoll denkbaren Situationen mit den drei genutzten Szenarien abdeckend erfassen.

Die Konservativität der Szenarien ist hoch. Dies drückt sich durch die Parameterwahl (z. B. Expositionszeit 8.760 h/a bzw. 1.800 h/a für Beschäftigte, hohe Staubkonzentration, hohe Aufkonzentrationsfaktoren usw.) aus.

2.4.2 Externe Bestrahlung

Nach /DEC 98/ wird bei der Verwertung von Reststoffen, wie bspw. Metall oder Beton, das Eingangsmaterial in der Regel zwangsläufig mit anderen Rohstoffen vermischt. In der Konsequenz weist das Endprodukt gegenüber den freigegebenen Reststoffen eine geringere spezifische Aktivität auf. Das von /DEC 98/ erstellte abdeckende Szenario wird

ohne aktivitätsmindernde Vermischung für einen Arbeiter, der sich während der ganzen Jahresarbeitszeit (1.800 h/a) in der Nähe (Abstand von 1 m) eines Arbeitsgerätes aufhält, modelliert. Zur Bestimmung der äußeren γ -Bestrahlungsdosis wurde in dem Szenario ein Punkt in einem Abstand von 1 m zu einer Scheibe aus Stahl mit einem Radius von 0,5 m und einer Dicke von 0,5 m von /DEC 98/ angesetzt. Weiterhin wurde von den genannten Autoren unterstellt, dass die Stahlscheibe eine homogene Aktivitätsverteilung aufweist. Durch dieses Szenario wird die Exposition neben einer großen Maschine beschrieben und mittels Gleichung (2.2) berechnet /DEC 98/:

$$H_{ext} = d_{ext}(\rho, R, T, L) t_e \frac{(1 - e^{-\lambda t_s})}{\lambda t_s} \quad (2.2)$$

H_{ext}	Individualdosis durch äußere γ -Bestrahlung [(μ Sv/a)/(Bq/g)]
d_{ext}	Dosisleistung gemäß (2.3) für Stahl [(μ Sv/h)/(Bq/g)]
ρ	Dichte des Materials [g/cm ³]
R	Radius der Scheibe [m]
T	Dicke der Scheibe [m]
L	Expositionsabstand zum Gegenstand [m]
t_e	Expositionszeit [h/a]
λ	radioaktive Zerfallskonstante [a ⁻¹]
t_s	Zeitraum während des Szenarios [a]

Tab. 2.2 zeigt die von /DEC 98/ verwendeten nicht-nuklidspezifischen Parameterwerte.

Tab. 2.2 Von /DEC 98/ gewählte Parameter des abdeckenden Szenarios zur äußeren γ -Bestrahlung

Parameter	Wert	Einheit
Radius des Gegenstands (R)	0,5	m
Dicke des Gegenstands (T)	0,5	m
Abstand zum Gegenstand (L)	1	m
Dichte des Gegenstands (ρ)	7,86	g/cm ³
Zeitraum während des Szenarios (t_s)	1	a
Expositionszeit des Arbeiters (t_e)	1.800	h/a
Umrechnungsfaktor (k_c)	$5,76 \cdot 10^{-7}$	(Gy·g)/(MeV·Bq·h)

Die Dosisleistung d_{ext} wird von /DEC 98/ gemäß (2.3) berechnet:

$$d_{ext} = \rho k_c \sum_i F(E_i) E_i w_i \phi_i \left[\frac{\mu_{en}}{\rho} \right]_i^{air} \quad (2.3)$$

k_c Umrechnungsfaktor [(Gy·g)/(MeV·Bq·h)]

i Laufindex über die Photonen

$F(E_i)$ energieabhängiger Konversionsfaktor nach /ZAN 92/

E_i Photonenenergie [MeV] /ICRP 83/

Φ energieabhängiger Geometriefaktor gemäß (2.4) [cm]

$\left[\frac{\mu_{en}}{\rho} \right]_i^{air}$ Energieabsorptionskoeffizient (Schwächungskoeffizient) in Luft /FAW 93/

Nach /DEC 98/ ist der Geometriefaktor Φ das Integral über die zylindrische Geometrie, die in Abb. 2.2 dargestellt ist.

$$\phi = \frac{1}{2} \int_0^T dx \int_0^R B \frac{\exp(-\mu x / \cos \alpha)}{r^2 + (x + L)^2} r dr \quad (2.4)$$

μ Schwächungsfaktor für Eisen /FAW 93/ [1/cm]

B Aufbaufunktion im Eisen nach Berger /FAW 93/

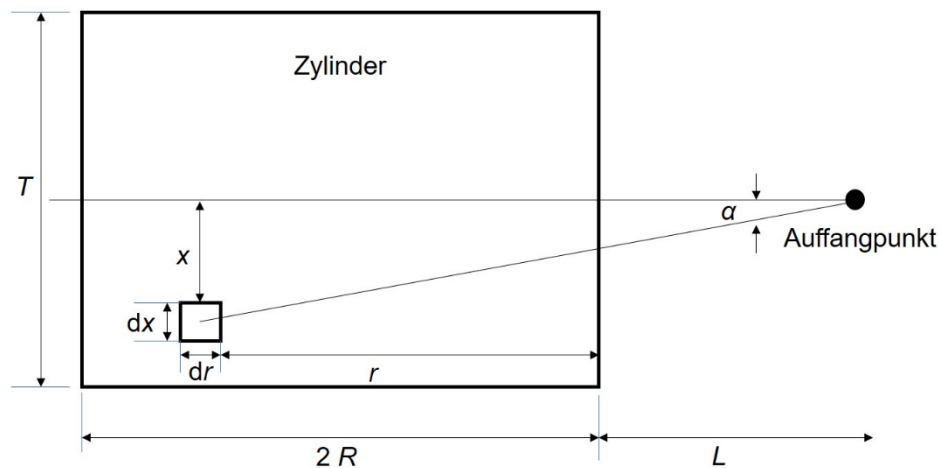


Abb. 2.2 Scheibengeometrie zur Berechnung des Photonenflusses /DEC 98/

2.4.3 Inhalation

/DEC 98/ stellen fest, dass die Exposition durch Inhalation von in der Atemluft freigesetzter Aktivität infolge der Nutzung, Verarbeitung oder Beseitigung freigegebener Reststoffe und Abfälle für die Verwertung von Metall und Baureststoffen, für die Wiederverwertung

von Gegenständen und für die Beseitigung von Abfällen untersucht wurde (siehe /DEC 98/ für weiterführende Literatur). Nach den genannten Autoren deckt das folgende Expositionsszenario die ungünstigsten Inhalationsszenarien aus den in /DEC 98/ genannten Untersuchungen ab:

$$H_{inh} = d_{inh} \cdot t_e \cdot C_{Staub} \cdot V_A \quad (2.5)$$

- H_{inh} nuklidspezifische Inhalationsdosis [(μ Sv/a)/(Bq/g)]
 d_{inh} Inhalationsdosiskoeffizient [μ Sv/Bq]
 t_e Expositionsdauer [h/a]
 C_{Staub} mittlere inhalierbare Staubkonzentration über ein Jahr [g/m^3]
 V_A Atemrate [m^3/h]

Die Werte der von /DEC 98/ für die Berechnungen verwendeten Parameter t_e , C_{Staub} und V_A sind in Tab. 2.3 angegeben.

Tab. 2.3 Parameter des abdeckenden Szenarios zur Inhalationsdosis /DEC 98/

Parameter	Wert	Einheit
Expositionszeit des Arbeiters (t_e)	1.800	h/a
mittlere inhalierbare Staubkonzentration über ein Jahr (C_{Staub})	1	mg/m^3
Atemrate des Deponiearbeiters (V_A)	1,2	m^3/h

Mittels oben angegebener Gleichung für die Berechnung von H_{inh} und den in Tab. 2.3 angegebenen Parametern angegeben Inhalationsdosiskoeffizienten lässt sich im ersten Schritt die nuklidspezifische Inhalationsdosis berechnen. Die Berechnungen der in /DEC 98/ angegebenen Individualdosen durch Inhalation wurden im Rahmen dieser Berichtserstellung für alle Radionuklide nachvollzogen und als korrekt bewertet.

2.4.4 Exposition durch Ingestion

/DEC 98/ nehmen als abdeckendes Ingestionsszenario eine inkorporierte Menge von 20 g/a und einen Aufkonzentrationsfaktor von 10 für alle Radionuklide an. In /DEC 98/ wird die Ingestionsdosis nach (2.6) berechnet.

$$H_{ing} = d_{ing} \cdot f_A \cdot M \quad (2.6)$$

H_{ing} nuklidspezifische Ingestionsdosis [(μ Sv/a)/(Bq/g)]

d_{ing} Ingestionsdosiskoeffizient [μ Sv/Bq]

f_A Aufkonzentrationsfaktor [-]

M aufgenommene Menge des Feststoffs [g/a]

Die für die Berechnungen der Ingestionsdosen verwendeten Parameter sind in Tab. 2.4 dargestellt.

Tab. 2.4 Parameter des abdeckenden Szenarios zur Ingestionsdosis /DEC 98/

Parameter	Wert	Einheit
Aufgenommene Menge (M)	20	g/a
Aufkonzentrationsfaktor (f_A)	10	-

In /DEC 98/ wurden nuklidspezifische Individualdosen für freigegebene Reststoffe mit einer massenspezifischen Aktivität von 1 Bq/g berechnet. /DEC 98/ geben an, dass die *Ingestionsdosiskoeffizienten* aus den EU-Grundnormen analog zu den Inhalationsdosiskoeffizienten ermittelt wurden, indem die höchsten Koeffizienten der Altersgruppe > 17 a genutzt wurden. Die Berechnungen der in /DEC 98/ angegebenen Individualdosen durch Ingestion wurden im Rahmen dieser Berichtserstellung für alle Radionuklide nachvollzogen und als korrekt bewertet.

2.4.5 Vergleich zwischen den in /DEC 98/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/

Beispielrechnung:

/DEC 98/ geben auf Seite 23 die (mittels (2.6) *nachvollziehbare*) Ingestionsdosis (und *maximale* Individualdosis) für C-14 von $1,2E-1$ [(μ Sv/a)/(Bq/a)] an. Dividiert man diesen Wert durch das Dosiskriterium von 10μ Sv/a, erhält man einen Wert von ≈ 83 Bq/g. Dieser Wert deckt sich mit den Freigabewerten, die für C-14 in den Spalten 5 (und 10a) der /SSV 17/ angegeben sind (= $8E+1$ Bq/g).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die in /DEC 98/ ermittelten Werte sich weitgehend mit jenen in Spalte 5 der /SSV 17/ decken.

Im Gutachten /ÖKO 19/ merkt das Öko-Institut an, dass sich die identifizierten Abweichungen auf jene Fassung der StrlSchV beziehen, die bis zum 30.12.2018 Gültigkeit hatte.

Das Öko-Institut stellt in /ÖKO 19/ fest, dass sich der weit überwiegende Teil der Abweichungen zwischen den aus /DEC 98/ abgeleiteten Freigabewerten und den Werten der Spalte 5 durch ein „Deckelungsverfahren“ erklärt, das aber bei der Begründung der Freigabewerte für die neue StrlSchV in 2001 /BUN 01/ nicht explizit angeführt wurde. Das Deckelungsverfahren hat nach /ÖKO 19/ folgenden Hintergrund:

Nach Spalte 5 dürfen auch Abfälle freigegeben werden, die nach ihrer Freigabe aus abfallrechtlichen Gründen nicht verwertet werden können, sondern auf einer Deponie oder in einer Verbrennungsanlage beseitigt werden müssen. Weiterhin dürfen Metalle nach Spalte 5 freigegeben werden, die dann recycelt werden können. Daher dürfen die Werte der Spalte 5 nicht höher sein als jene der Spalten 9a bis 9d und 10a. Nach /ÖKO 19/ war bei der Anwendung dieser Deckelung eine Begrenzung auf die Werte der Spalten 9b und 9c sowie 10a bei einer Reihe von Radionukliden erforderlich. Eine solche nicht explizit genannte Deckelung ist auch in /SSK 98/ vorgenommen worden, sowohl bezogen auf die Freigabe zur Beseitigung (Spalte 9 in der StrlSchV in der Fassung von 2001) und die Freigabe von Schrott zur Rezyklierung (Spalte 10a) /ÖKO 19/.

Nach Auffassung des Öko-Instituts /ÖKO 19/ zeigt die Erforderlichkeit von Deckelungen an, dass die Szenarien, die für die einzelnen Spalten entwickelt wurden, nicht vollständig konsistent sind. Als Grund dafür sieht /ÖKO 19/, dass einzelne Szenarien, wie z. B. das Grundwasserszenario für mobile Radionuklide (wie z. B. Cs-137, Tc-99), zu einem späteren Zeitpunkt entwickelt wurden als die Freigabewerte der Spalte 5.

Tab. 2.5 zeigt eine Zusammenstellung aus /ÖKO 19/, welche Abweichungen sich durch die Deckelung ergeben und welche nicht geklärt werden konnten. Für vier Radionuklide (S-35, Zr-95, Cs-137, Ce-144) ist eine nicht erklärbare geringfügige Abweichung festzustellen, die bereits in der Empfehlung der SSK /SSK 98/ enthalten war. In Falle von Cf-252 besteht außerdem die Abweichung auch gegenüber der SSK-Empfehlung /ÖKO 19/.

Tab. 2.5 In /ÖKO 19/ zusammengestellte Abweichungen zwischen aus /DEC 98/ abgeleiteten Freigabewerten und jenen der Anlage III Tabelle 1 Spalte 5 StrlSchV (2001)

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/cm ²]	Freigabewert (EU 2000) [Bq/cm ²]	Deckelung	Anmerkung
S-35	6,67E+01	6,00E+01	-	nach der Dosis Freigabewert von 70 Bq/g statt 60 Bq/g, auch in (SSK 1998) 60 Bq/g, Ursache der Abweichung unklar
Cl-36	5,26E+01	3,00E-01	Spalten 9c/9d	-
Sc-46	3,70E-01	3,00E-01	Spalte 10a	-
Mn-53	1,67E+03	6,00E+01	Spalte 9c	-
Ni-59	7,69E+02	3,00E+02	Spalte 9c	-
Zn-65	6,25E-01	5,00E-01	Spalte 10a	-
As-73	1,92E+02	1,00E+02	Spalte 10a	-
As-74	5,00E+00	3,00E+00	Spalte 9d	-
Sr-85	2,17E+00	1,00E+00	Spalte 10a	-
Sr-90+	1,61E+00	6,00E-01	Spalte 9c	-
Zr-93	4,17E+01	1,00E+01	Spalte 10a	-
Zr-95	5,56E-01	5,00E-01	-	nach der Dosis Freigabewert von 0,6 Bq/g statt 0,5 Bq/g, auch in (SSK 1998) 0,5 Bq/g, Ursache der Abweichung unklar
Mo-93	1,56E+01	4,00E+00	Spalte 9c	-
Tc-97	5,88E+02	6,00E+00	Spalte 9d	-
Tc-99	6,25E+01	6,00E-01	Spalte 9d	-
Ru-106+	1,79E+00	1,00E+00	Spalte 10a	-
Sn-113+	3,13E+00	2,00E+00	Spalte 10a	-
Sn-125	1,61E+01	8,00E+00	Spalte 9d	-

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/cm ²]	Freigabewert (EU 2000) [Bq/cm ²]	Deckelung	Anmerkung
Te-123m	1,56E+01	1,00E+01	Spalte 10a	-
I-129	4,55E-01	6,00E-02	Spalten 9c/9d	-
Cs-131	8,33E+02	9,00E+02	-	nach der Dosis Freigabewert von 800 Bq/g statt 900 Bq/g, auch in (SSK 1998) 900 Bq/g, Ursache der Abweichung unklar
Cs-136	2,22E+00	1,00E+00	Spalte 9d	-
Ba-131+	1,64E+01	1,00E+01	Spalten 9c/9d	-
Ce-139	1,32E+01	9,00E+00	Spalte 10a	-
Ce-144+	1,00E+01	9,00E+00	-	nach der Dosis Freigabewert von 10 Bq/g statt 9 Bq/g, auch in (SSK 1998) 9 Bq/g, Ursache der Abweichung unklar
Eu-155	4,55E+01	3,00E+01	Spalte 10a	-
Gd-153	4,76E+01	2,00E+01	Spalte 10a	-
Tb-160	8,33E-01	6,00E-01	Spalte 10a	-
W-181	3,13E+02	6,00E+01	Spalte 10a	-
Os-185	1,14E+00	5,00E-01	Spalte 10a	-
Tl-202	1,54E+01	7,00E+00	Spalte 9d	-
U-235+	4,76E-01	3,00E-01	Spalte 9c	-
Pu-237	2,50E+02	1,00E+02	Spalten 9c/9d	-
Cf-252	2,33E-01	2,00E-02	-	nach der Dosis Freigabewert von 0,2 Bq/g statt 02 Bq/g, in (SSK 1998) 0,2 Bq/g, Ursache der Abweichung unklar

2.5 Uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt und Bodenaushub und von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung sowie zweckgerichtete Freigabe von Gebäuden zum Abriss

/THI 00/ beschreibt die Herleitung von Freigabewerten auf der Basis von radiologischen Szenarien, die für die Freigabe von Gebäuden kerntechnischer Anlagen bzw. Anlagen, in denen sonstiger genehmigter Umgang mit radioaktiven Stoffen erfolgt sowie von Bauschutt aus solchen Anlagen geeignet sind.

Ziel der Untersuchungen von /THI 00/ war es, die damals vorliegenden Empfehlungen bzgl. der Gebäudefreigabe zu ersetzen und bzgl. der Rezyklierung von Bauschutt zu erweitern. Dies wurde durch eine radiologische Bewertung der folgenden Optionen umgesetzt:

- uneingeschränkte Freigabe eines Gebäudes zur Weiternutzung oder zum Abriss (Sp. 8 /SSV 17/),
- zweckgerichtete Freigabe eines Gebäudes nur zum Abriss (Sp. 10 /SSV 17/),
- uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt aus dem Gebäudeabriss (Sp. 6 /SSV 17/).

In den ersten beiden Fällen wurden diese Freigabeoptionen von /THI 00/ mit geeigneten oberflächenspezifischen Freigabewerten verknüpft, im letzten Falle wurden massespezifische Freigabewerte ermittelt.

Bei der Herleitung der Freigabewerte sind /THI 00/ mit folgenden Schritten vorgegangen:

1. Zunächst wurde untersucht, welche Arten von Gebäuden und Bauschutt mit welchen Massenaufkommen zu betrachten sind.
2. Aus den Informationen zu Art, Menge, Nuklidvektor und weiterem Einsatz (Wiederverwendung, Verwertung) wurden radiologische Szenarien für die verschiedenen Expositionsmöglichkeiten (externe Bestrahlung, Inhalation, Ingestion usw.) abgeleitet bzw. aus bestehenden Untersuchungen übernommen.
3. Aus diesen Szenarien wurde für jede Expositionsmöglichkeit ein abdeckendes Szenario abgeleitet, das in einfach handhabbarer Weise die Berechnung von Freigabewerten gestattet.

4. Mittels dieses abdeckenden Szenarios wurden zunächst Dosiswerten berechnet, die sich als Folge der oberflächen- bzw. massenspezifischen Einheitsaktivität für jedes Nuklid ergeben.
5. Aus dieser Dosis wurde durch Rückrechnung, ausgehend von einer Individualdosis von $10 \mu\text{Sv/a}$, von /THI 00/ der zugehörige Freigabewert bestimmt (vgl. Gleichung 2.1).

Im folgenden Text werden die in /THI 00/ erstellten Szenarien beschrieben, die für die Ableitung der Freigabewerte zur Gebäude- und zur Bauschuttfreigabe Anwendung finden.

2.5.1 Identifizierte Randbedingungen in RP 113

Materialart

In /EUR 00/ und /EC 99a/ werden die Materialien Bauschutt und Gebäude betrachtet, welcher bzw. welche aus „practices“ gemäß Art. 2 (1) der Strahlenschutz-Grundnormen der EU /EU 96/ stammen. Der natürliche Anteil der Radioaktivität im Baustoff wurde in diesem Zusammenhang nicht betrachtet.

Freigabeoptionen

In /EUR 00/ werden die folgenden Freigabeoptionen betrachtet:

- Uneingeschränkte Freigabe von Gebäuden (Abriss, Nutzung),
- Zweckgerichtete Freigabe von Gebäuden nur zum Abriss,
- Uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt.

Massenbereich

Die Freigabewerte für Bauschutt und Gebäude gelten jeweils für die Kontrollbereichsmassen eines ganzen Kernkraftwerks, welches als stehende Struktur oder als Schutt abgerissen (Gebäude) bzw. freigegeben (Schutt) wird, d. h. 100.000 Mg/a . Weiterhin wird abdeckend angenommen, dass das freizugebende Gebäude 100.000 Mg Baumaterial mit einem Verhältnis Oberfläche zu Masse von $1 \text{ m}^2/\text{Mg}$ aufweist und dass die Freigabeprozedur und der Abriss insgesamt ein Jahr dauern /EC 99a/.

Weiterhin wird in /EC 99a/ festgestellt, dass es unmöglich sei, die Freigabewerte für die gesamte Materialmenge auszuschöpfen. Deshalb wird ein Ausschöpfungsgrad von

20 % der Freigabewerte angenommen. Ebenfalls angenommen wird, dass nach der Freigabe zwangsläufig eine Vermischung mit nicht kontaminiertem Material während des Aufbereitungsprozesses oder des Einbaus in eine Deponie aus Gründen der Kapazitätsauslastung (50 % Vermischung) erfolgt. Daher wird in den betrachteten Szenarien ein generischer, technisch bedingter Vermischungsfaktor von $0,2 * 0,5 = 0,1$ eingeführt.

In /EUR 00/ wird darauf hingewiesen, dass die Anwendung der Freigabewerte für große Massen, also z. B. die Kontrollbereichsmassen von Kernkraftwerken aber auch für kleinere Anlagen wie Forschungsreaktoren möglich ist. Eine Anwendung für Gebäudestrukturen um Beschleuniger ist jedoch nicht möglich, da die Aktivierungsverhältnisse hier völlig anders geartet sind. Es wird ferner darauf hingewiesen, dass die Freigabewerte für die Freigabe kleiner Massen unnötig restriktiv sein können.

Dosiskriterium

Die Freigabewerte in /EUR 00/ beruhen auf den Dosiskriterien $10 \mu\text{Sv/a}$ für die Individualdosis, 50 mSv/a für die Hautdosis und 1 Personen-Sv/a für die Kollektivdosis. Sie stimmen somit mit den Strahlenschutzgrundnormen der EU überein.

Einbezogene Altersgruppen

In /EC 99a/ werden Arbeitsplatzszenarien (Arbeiter) und Szenarien bzgl. der allgemeinen Bevölkerung für die Altersgruppen Kleinkind (1 bis 2 Jahre) und Erwachsene (> 17 Jahre) einbezogen.

Einbezogene Radionuklide

In /EUR 00/ werden ca. 100 ausgewählte Radionuklide, die für den kerntechnischen Bereich typisch sind, einbezogen. Es werden jeweils separat angegebene Tochternuklide mit betrachtet, die bereits in die Szenarien berücksichtigt sind.

Da in /EUR 00/ Freigabewerte nur für Radionuklide mit Halbwertszeiten von mehr als 60 Tagen enthalten sind, wurden für die fehlenden Radionuklide mit Halbwertszeiten von weniger als 60 Tagen Werte aus /THI 00/ übernommen.

Ausschöpfung des Freigabewertes

Die Autoren von /EC 99a/ gehen für die Freigabe von Gebäuden von einer 33%-igen Ausschöpfung der Freigabewerte auf den Gebäudeoberflächen aus. Dies erklärt sich dadurch, dass die Freigabewerte zwar für alle Gebäudeoberflächen gelten, diese aber nicht alle gleichmäßig mit Radioaktivität beaufschlagt sind. Wird daher die Einhaltung

des Freigabewerts auf den Bereichen mit höherer Kontamination bzw. höherem Kontaminationsrisiko durchgesetzt, ggf. nach Dekontamination, so existieren gleichzeitig automatisch größere Bereiche, auf denen die Freigabewerte bei weitem unterschritten sind. Der verwendete Wert von 0,33 ist nach /SSK 05/ bei weitem abdeckend für Erfahrungswerte aus Rückbauprojekten.

Für Bauschutt wird zwar eine 100%-ige Ausschöpfung, jedoch eine Vermischung mit anderem Material angenommen, da Bauschutt z. B. aus gezielten Dekontaminations- und Umbaumaßnahmen herrühren und somit zumindest in Einzelchargen die Freigabewerte durchaus höher ausschöpfen kann als im Falle eines ganzen Gebäudes.

Bewertung der Randbedingungen

Die Szenarien stellen real mögliche Expositionssituationen nach. Innerhalb dieser Szenarien erfolgt die Parameterwahl allerdings so, dass die Exposition tendenziell überschätzt wird. Die Szenarien sind daher als realistisch-abdeckend zu bezeichnen.

Sämtliche identifizierten Randbedingungen sind als plausibel zu werten. Es konnten keine Inkonsistenzen bezüglich der Angaben und Herangehensweise festgestellt werden.

2.5.2 Uneingeschränkte Freigabe von Gebäuden aus kerntechnischem Umgang für eine konventionelle Folgenutzung

In den folgenden Abschnitten werden die Szenarien, Expositionspfade und Parameter beschrieben, die von /THI 00/ zur Ableitung der Freigabewerte für die Gebäude- und Bauschuttfreigabe Anwendung fanden.

2.5.2.1 Externe γ -Bestrahlung

Für die externe Bestrahlung durch Photonen wurde in /THI 00/ Personal in einem freigegebenen Gebäude, z. B. in einem freigegebenen Labor betrachtet, womit laut /THI 00/ realistische Expositionssituationen beschrieben werden.

/THI 00/ berechnen den Dosiskoeffizienten mit Hilfe einer Punkt-Kern-Integration in kugelförmiger Geometrie.

Dabei nehmen /THI 00/ in der Dosisberechnung einen Faktor f_d auf, um die durchschnittliche Kontamination auf Oberflächen zu berücksichtigen. Weiterhin wird in /THI 00/ der Zerfall der betreffenden Nuklide während einer Zeitdauer des Szenarios von einem Jahr durch einen Zerfallsterm f_{dec} berücksichtigt.

Die externe γ -Dosis in einer oberflächenkontaminierten Kugel wird in /THI 00/ mittels (2.7) berechnet:

$$H_{ext} = D_{ext} \cdot t_e \cdot f_d \cdot f_{dec} \quad (2.7)$$

- H_{ext} Individualdosis durch äußere γ -Bestrahlung pro Bq/cm² [(μ Sv/a)/(Bq/cm²)],
 D_{ext} durchschnittliche Dosisrate während des Szenarios [(μ Sv/h)/(Bq/cm²)],
 t_e Expositionszeit [h/a],
 f_d Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination im Gebäude [-],
 f_{dec} Faktor zur Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls während eines Jahres des Szenarios gemäß (2.8)[-], wobei

$$f_{dec} = \frac{1 - e^{-\lambda \cdot 1a}}{\lambda \cdot 1a} \quad (2.8)$$

/THI 00/ berechnen die Dosisrate D_{ext} nach (2.9)

$$D_{ext} = f_r \int_0^a dt \cdot \varepsilon_t \cdot \sum_i F(E_i) \cdot w_i \cdot \phi \quad (2.9)$$

- f_r Faktor zur Berücksichtigung der Reflexion von den Wänden [-],
 $\int_0^a dt$ Integral über das Jahr der Exposition,
 ε_t 1/8.760, eine Stunde des Jahres, in dem die Person exponiert wird,
 i Index über die Photonen (γ -Linien) des betreffenden Nuklids,
 $F(E_i)$ effektives Dosisäquivalent pro Photonenflusseinheit (ICRP 51¹) [(Sv/h)/Photon/cm²/s],
 E_i Energie des i-ten Photons [MeV],
 w_i Emissionswahrscheinlichkeit des i-ten Photons [-],
 ϕ geometrischer Photonenflussfaktor [-].

¹ Diese Literatur wird in /THI 00/ nicht im Literaturverzeichnis genannt. Vermutlich handelt es sich dabei um: International Commission on Radiological Protection (ICRP) (1987): Data for Use in Protection against External Radiation. 51. Ann. ICRP 17 (2-3).

Nach /THI 00/ hat der Photonenflussfaktor ϕ für eine kugelförmige Geometrie den Wert 1 und die Abschwächung und der Aufbau in Luft ist für die räumliche Distanz innerhalb eines Gebäudes vernachlässigbar und wird daher nicht von /THI 00/ betrachtet. /THI 00/ nutzen weiterhin tabellierte Werte für eine rotationssymmetrische Ausrichtung aus dem Dokument „International Commission on Radiological Protection (ICRP) 51“ für die Umrechnung von Fluenz auf Dosis.

/THI 00/ stellen fest, dass bei einem gegebenen Satz von numerischen Freigabewerten eine restriktivere (d. h. kleinere) Mittelungsfläche zur Freigabe von weniger Aktivität führt. Nach Ansicht der genannten Autoren ist dabei eine Mittelungsfläche für Gebäude von 1 m² sinnvoll, da der Expositionsabstand von Wänden oder Böden und Decken in einem Raum in der Größenordnung von 1 m liegt (weitere Erläuterungen, warum diese Mittelungsfläche gewählt wurde, finden sich in /THI 00/). /THI 00/ argumentieren, dass wenn eine Mittelungsfläche von 1 m² auf das Gebäude angewendet wird und alle kontaminierten Bereiche, die die Freigabewerte überschreiten, dekontaminiert werden, die über die gesamte Gebäudestruktur gemittelte, verbleibende flächenbezogene Gesamtaktivität deutlich unter den Freigabewerten liegt.

Weiterhin erwarten /THI 00/, dass die Decken der Räume nur leicht oder überhaupt nicht kontaminiert sind. Diese Tatsache berücksichtigen /THI 00/ in ihren Dosisberechnungen durch Anwendung eines Faktors von 0,33, der den durchschnittlichen Ausschöpfungsfaktor für den Freigabewert beschreibt und konservativ hoch gewählt ist.

Die von /THI 00/ für die radiologische Bewertung verwendeten nuklidunabhängigen Parameter werden in Tab. 2.6 zusammengestellt.

Tab. 2.6 Gebäudefolgenutzung: Parameter für den Expositionspfad externe Bestrahlung /THI 00/

Beschreibung der Parameter	Symbol	Wert	Einheit
Expositionszeit	t_e	1.800	h/a
Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination auf Oberflächen	f_d	0,33	-
Reflexionsfaktor	f_r	1,5	-

2.5.2.2 Dosisbelastung durch Staubinhalation

Als abdeckendes Szenario wird von /THI 00/ ein Szenario für Renovierungsarbeiten betrachtet, welches abdeckenden Charakter bzgl. der möglichen Exposition durch Inhalation aufweist.

/THI 00/ verwenden die Dosiskoeffizienten aus Tabelle C von /EU 96/ und wählen den restriktivsten Dosiskoeffizienten, einen aktivitätsbezogenen Medianwert des aerodynamischen Durchmessers (AMAD) von 5 µm für ihre Dosisberechnung.

Wegen der kurzen Dauer des Szenarios (Expositionszeit 100 h/a) und aufgrund der Tatsache, dass zwischen der Freigabe des Gebäudes und dem Beginn der Renovierungsarbeiten keine wesentliche Zeitverzögerung anzunehmen ist, wird von /THI 00/ kein radioaktiver Zerfall betrachtet. Die Dosisberechnungen werden mittels (2.10) durchgeführt:

$$H_{inh} = D_{inh} \cdot t_e \cdot f_d \cdot f_k \cdot C_{dust} \cdot B_r \cdot \delta / \rho \quad (2.10)$$

H_{inh}	Individualdosis durch Inhalation während der Gebäuderenovierung [(µSv/a)/(Bq/cm ²)],
D_{inh}	Dosiskoeffizient [µSv/Bq] (Tabelle C der Strahlenschutz-Grundnormen /EU 96/, 5 µm AMAD),
t_e	Expositionszeit [h/a],
f_d	Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination im Gebäude [-],
f_k	Aufkonzentrationsfaktor für die Aktivität im einatembaren Staubanteil [-],
C_{dust}	Staubkonzentration während abrasiver Oberflächenarbeiten [g/m ³],
B_r	Atemrate [m ³ /h],
δ	Dicke der abgetragenen Wandschicht [cm],
ρ	Dichte des Wandmaterials [g/cm ³].

Tab. 2.7 zeigt die von /THI 00/ verwendeten Parameter für das Inhalationsszenario.

Tab. 2.7 Gebäudefolgenutzung: Parameter für das Inhalationsszenario /THI 00/

Beschreibung der Parameter	Symbol	Wert	Einheit
Expositionszeit	t_e	100	h/a
Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination auf sehr großen Oberflächen	f_d	0,33	-
Aufkonzentrationsfaktor für die einatembare Staubfraktion	f_k	3	-
Effektive Staubkonzentration während der Abrissarbeiten	C_{dust}	5	mg/m ³
Atemrate	B_r	1,5	m ³ /h
Dicke der entfernten Schicht	δ	0,3	cm
Dichte des Oberflächenmaterials	ρ	2,3	g/cm ³

2.5.2.3 Dosisbelastung durch Direktingestion

Um die radiologische Auswirkung durch Direktingestion abschätzen zu können, wird von /THI 00/ angenommen, dass der Arbeiter während der Renovierungsarbeiten 1 g Staub aufnimmt. Für die Abschätzung einer Ingestionsdosis für die unbeabsichtigte Aufnahme von Material wird häufig ein Wert von 20 g/a /SSK 93/, /STU 94/, /IAEA 92/, /EC 98/, /SSK 98/ angesetzt, wobei dann allerdings von einer ganzjährigen Expositionszeit ausgegangen wird. Da die Dauer der stauberzeugenden Renovierungsarbeiten im von /THI 00/ betrachteten Fall allerdings viel kürzer als ein ganzes Jahr ist, stellt laut /THI 00/ ein Wert von 1 g/a für die aufgenommene Materialmenge einen abdeckenden Ansatz dar.

Die Dosisberechnung erfolgt von /THI 00/ mittels (2.11).

$$H_{ing} = D_{ing} \cdot M \cdot f_d \cdot f_k / \delta / \rho \quad (2.11)$$

- H_{ing} Individualdosis durch Ingestion während der Gebäuderenovierung [μSv/a],
- D_{ing} Ingestionsdosiskoeffizient [μSv/Bq] (Tabelle C Strahlenschutz-Grundnormen /EU 96/),
- M aufgenommene Menge des Materials [g/a],
- f_d Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination im Gebäude [-],
- f_k Konzentrationsfaktor für die Aktivität in der aufgenommenen Staubfraktion [-],

- δ Dicke der während der Oberflächenbearbeitung entfernten Oberflächenschicht [cm],
- ρ Dichte der Oberflächenschicht [g/cm³].

Tab. 2.8 zeigt die von /THI 00/ verwendeten Parameter für die Berechnungen zum Ingestionsszenario (Gebäudefolgenutzung).

Tab. 2.8 Von /THI 00/ gewählte Parameter für das Ingestionsszenario (Gebäudefolgenutzung)

Beschreibung der Parameter	Symbol	Wert	Einheit
Aufgenommene Menge	M	1	g/a
Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination auf sehr großen Oberflächen	f_d	0,33	-
Aufkonzentrationsfaktor für die Staubfraktion	f_k	3	-
Dicke der entfernten Schicht	δ	0,3	cm
Dichte des Oberflächenmaterials	ρ	2,3	g/cm ³

/THI 00/ betrachten ebenso wie für das Inhalationsszenario wegen der relativ kurzen Dauer der Renovierungsarbeiten keinen radioaktiven Zerfall.

2.5.2.4 Hautdosis

/THI 00/ berechnen die Hautdosis gemäß (2.12):

$$H_{skin} = D_{skin} \cdot w_{skin} \cdot k_f \cdot t_e \cdot L_{dust} \cdot f_d \cdot f_k / \delta / \rho \quad (2.12)$$

- H_{skin} effektive Individualdosis bei Hautkontamination mit β -Strahlern [μ Sv/a]
- D_{skin} Hautdosiskoeffizient für spezifische Hautdicke von 7 mg/cm² [(μ Sv/h)/(Bq/cm²)], /KOC 87/,
- w_{skin} Hautgewichtungsfaktor gemäß /ICRP 91/ [-],
- k_f Anteil kontaminierter Haut an der Gesamtoberfläche des Körpers [-],
- t_e Zeitdauer der Hautkontamination [h/a],
- L_{dust} effektive Staubbeladung der kontaminierten Haut [g/cm²],
- f_d Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination im Gebäude [-],
- f_k Aufkonzentrationsfaktor für die Feinstaubfraktion [-],
- δ Dicke der während der Arbeiten entfernten Oberflächenschicht [cm],
- ρ Dichte der Oberflächenschicht [g/cm³].

Tab. 2.9 zeigt die von /THI 00/ verwendete Parameter für das Szenario zur Hautdosis.

Tab. 2.9 Von /THI 00/ verwendete Parameter für das Szenario zur Hautdosis
(Gebäudefolgenutzung)

Beschreibung der Parameter	Symbol	Wert	Einheit
Hautgewichtungsfaktor	w_{skin}	0,01	-
Anteil der kontaminierten Haut an ges. Körperfläche	k_f	0,1	-
Kontaminationsdauer der Haut	t_e	150	h/a
Staubbelastung auf der Haut	L_{dust}	0,05	g/cm ²
Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination auf sehr großen Oberflächen	f_d	0,33	-
Aufkonzentrationsfaktor für die Feinstaubfraktion	f_k	3	-
Dicke der entfernten Schicht	δ	0,3	cm
Dichte des Oberflächenmaterials	ρ	2,3	g/cm ³

2.5.2.5 Exposition durch Radon

/THI 00/ stellen fest, dass ein Gebäude, welches mit Radiumisotopen kontaminiert ist, Radon in die Raumlufte freisetzt und es so zu einer Exposition bei den Bewohnern durch Inhalation kommen kann. /THI 00/ betrachten in ihrem Modell jenes Radon, das durch die zusätzliche Restkontamination der Wand freigesetzt wird. Das aus dem Baumaterial selbst stammende Radon wird nicht betrachtet, da es nicht zum Anteil der Radioaktivität gehört, auf die sich der genehmigte Umgang in der Anlage bezieht. Mittels (2.13) berechnen /THI 00/ die Rn-222-Konzentration in einem Raum, dessen Wände mit Ra-226 kontaminiert sind. In diesem Modell setzen /THI 00/ voraus, dass das Ra-226 sich nahe an der Oberfläche befindet und das 50 % der Rn-222-Produktion in den Raum freigesetzt wird. In diesem Zusammenhang wird von /THI 00/ das Verhältnis der Oberfläche zum Volumen des Raumes durch die Kenngröße δ/L definiert, wobei für Büroräume ein Wert von $L = 3$ m als sinnvolle Wahl erachtet wird.

$$C_{Rn-222} = r \cdot f_d \cdot f_E \cdot k_f \cdot \frac{1}{E_{air}} \cdot 6/L \quad (2.13)$$

C_{Rn-222}	Rn-222-Konzentration im Raum pro Ra-226-Oberflächenaktivität: 50 [(Bq _{Rn-222} /m ³)/(Bq _{Ra-226} /cm ²)],
r	Erzeugungsrate an Rn-222: 75 [(Bq _{Rn-222} /m ² /h)/(Bq _{Ra-226} /cm ²)],
f_d	Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination im Raum: 0,33 [-],
f_E	Emanationsanteil (50 % in die Wand, 50 % in den Raum): 0,5 [-],
E_{air}	Luftwechselrate im Raum: 0,5 [h ⁻¹],
L	charakteristische Abmessungen des Raumes: 3 [m].

Die Erzeugungsrate an Rn-222 wird von /THI 00/ durch die Zerfallskonstanten der Ra-226-Zerfallskette bestimmt.

Aus Gleichung 2.13 ergibt sich nach /THI 00/ für den Fall eines durchschnittlichen Ausschöpfungsgrads der Oberflächenkontamination von 0,33 aus der Einhaltung des Freigabewerts für Ra-226 von 1 Bq/cm² eine Rn-222-Konzentration im Raum von etwa 50 Bq/m³. Dieser Wert liegt deutlich unter typischen Empfehlungswerten für Interventionsmaßnahmen, kann nach /THI 00/ jedoch zu Exposition größer als 10 µSv/a führen.

/THI 00/ stellen fest, dass die Rn-222-Konzentration stark von der Raumnutzung, der Art der Wandversiegelung, der Konzentration an natürlich vorkommenden Ra-226 in den verwendeten Baumaterialien, der Rn-222-Konzentration im Untergrund unter dem Gebäude und weiterer Faktoren abhängt. Daher halten /THI 00/ es *„nicht für sinnvoll, ein Radon-Szenario zu verwenden, welches einen Freigabewert für Ra-226 definieren würde“*. Stattdessen erachten /THI 00/ es bei einer Folgenutzung des Gebäudes in Fällen, wo ein signifikanter Anteil der Aktivität im Nuklidvektor von Ra-226 herrührt, für sinnvoller, direkte Radon-Messungen in der Raumluft vorzunehmen. Wird dabei eine unerwünscht hohe Radonkonzentration festgestellt, so ist eine deutliche Reduktion der Radonbelastung im Gebäude durch einfache Maßnahmen (z. B. verbesserte Lüftung, Änderung des Wandbelags usw.) möglich /THI 00/.

2.5.3 Uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt und zweckgerichtete Freigabe für Gebäuden zum Abriss

Die von /THI 00/ entwickelten Szenarien beziehen sich sowohl auf die zweckgerichtete Freigabe von Gebäuden zum Abriss (ohne nachfolgende Nutzung), wozu oberflächen-spezifische Freigabewerte benötigt werden, als auch auf die uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt zur Rezyklierung oder Deponierung, wozu massenspezifische Freigabewerte berechnet wurden.

Die von /THI 00/ gewählte Strategie zur Ableitung geeigneter oberflächen- bzw. massenspezifischer Freigabewerte war analog zum Fall der radiologischen Bewertung zur Gebäudewiedernutzung nach der Freigabe durch die Entwicklung einer kleinen Anzahl einfacher Szenarien gekennzeichnet, die typische Expositionssituationen für die kritischen Personengruppen darstellen. Die beiden Entsorgungs- bzw. Verwertungspfade Deponierung und Rezyklierung müssen durch die abdeckenden Szenarien erfasst werden.

Für die Rezyklierung und Deponierung des Bauschutts werden von /THI 00/ vier Expositionspfade betrachtet:

- Externe γ -Bestrahlung,
- Inhalation von kontaminierten Stäuben,
- Ingestion von Aktivität,
- β -Hautkontamination.

Dabei wurde von /THI 00/ die nuklidspezifische Dosisbelastung jeweils für eine Einheitsaktivitätskonzentration von 1 Bq/g für Bauschutt und 1 Bq/cm² für die Freigabe der stehenden Gebäudestruktur vor dem Abriss berechnet.

/THI 00/ merken an, dass aufgrund der Ähnlichkeit der Szenarien die zweckgerichtete Freigabe von Gebäuden zum Abriss (mit anschließendem Recycling oder Deponierung des Bauschutts) und die uneingeschränkte Freigabe des Bauschutts zur Rezyklierung oder Deponierung parallel entwickelt werden.

Für ihre Dosisberechnungen nehmen /THI 00/ (abdeckend) an, dass das freizugebene Gebäude 100.000 Mg Baumaterial mit einem Verhältnis Oberfläche zu Masse von 1 m²/Mg aufweist und dass die Freigabeprozedur und der Abriss insgesamt ein Jahr dauern. Diese Werte für Baumaterialmassen werden von /THI 00/ auch bei den Szenarien verwendet, die sich auf den Massendurchsatz und nicht auf die oberflächenspezifische Aktivität beziehen.

Hinsichtlich der Vermischung mit unkontaminiertem Material aus dem konventionellen Stoffkreislauf nehmen /THI 00/ an, dass die Aufbereitung (oder Deponierung) des Bauschutts mit einer Kapazität von 100 Mg/h erfolgt, so dass es etwa 1.000 Arbeitsstunden dauert, um das Material vollständig aufzubereiten, wenn eine Gesamtmenge von 10⁵ Mg Bauschutt unterstellt wird. Für die weitere Berechnung werden konservativ 1800 Arbeitsstunden pro Jahr angenommen.

/THI 00/ stellen fest, dass es unmöglich ist, die Freigabewerte für die gesamte Materialmenge auszuschöpfen (20 % Ausschöpfungsgrad) und dass nach der Freigabe eine Vermischung mit unkontaminiertem Material während des Aufbereitungsprozesses oder des Einbaus in eine Deponie aus Gründen der Kapazitätsauslastung (50 % Vermischung) zwangsläufig erfolgt. Daher betrachten /THI 00/ in ihren Szenarien einen generischen, technisch bedingten Vermischungsfaktor von $0,5 \cdot 0,2 = 0,1$. Dieser Faktor wird im folgenden Text mit C_r gekennzeichnet und in allen Szenarien berücksichtigt.

2.5.3.1 Externe γ -Bestrahlung

/THI 00/ geben verschiedene vorstellbare Szenarien für die Exposition durch externe Bestrahlung an, aber wählen in ihren Betrachtungen ein repräsentatives Szenario, das die Berechnung der durchschnittlichen Dosisbelastung für ein Mitglied der kritischen Gruppe exponierter Personen ermöglicht.

Die Dosis durch externe Bestrahlung wurde von /THI 00/ mittels (2.14) ermittelt:

$$H_{ext} = D_{ext} \cdot C_f \cdot t_e \cdot e^{-\lambda t_{init}} \cdot f_{dec} \quad (2.14)$$

H_{ext} Individualdosis durch externe Bestrahlung $[(\mu\text{Sv/a})/(\text{Bq/g})]$ oder $[(\mu\text{Sv/a})/(\text{Bq/cm}^2)]$,

D_{ext} durchschnittliche Dosisrate während der Expositionszeit /CHE 91/, $[(\mu\text{Sv/h})/(\text{Bq/g})]$,

C_f Umrechnungsfaktor für Aktivität im Bauschutt $[(\text{Bq/g})/(\text{Bq/cm}^2)]$ für Gebäude oder [-] für Bauschutt,

t_e Expositionszeit [h/a],

t_{init} Zeitdauer zwischen Freigabe und Beginn des Szenarios [a],

f_{dec} nuklidspezifischer Faktor gemäß (2.15) zur Berücksichtigung des Zerfalls während der Szenariendauer (1 a) [-], wobei

$$f_{dec} = \frac{1 - e^{-\lambda \cdot 1a}}{\lambda \cdot 1a} \quad (2.15)$$

Die Dosis durch externe γ -Bestrahlung, die ein Arbeiter erhält, der auf einem halbnendlichen Volumen steht, wurde von /THI 00/ unter Benutzung der tabellierten energieabhängigen Werte für die Dosisleistung nach /CHE 91/ berechnet. Im Anhang /THI 00/ finden sich die berechneten nuklidspezifischen Dosisleistungen.

Laut /THI 00/ kennzeichnet C_f das Produkt aus der technisch bedingten, notwendigen Vermischung (50 %) und der konservativen Annahme zum Ausschöpfungsgrad im freizugebenden Material (20 %). Im Falle der Freigabe an der stehenden Struktur bedeutet C_f das Produkt aus dem Umrechnungsfaktor von Fläche auf Masse (1 Mg pro 1 m² entspricht 0,01 cm²/g) und der konservativen Annahme zum Ausschöpfungsgrad auf der Wand (33 %). Der Parameter C_f ist in diesem Fall nach (2.16) definiert /THI 00/:

$$C_f = R \cdot f_D \quad (2.16)$$

C_f Umrechnungsfaktor von massen- in flächenbezogene Aktivität [(Bq/g)/(Bq/cm²)],

R Verhältnis Oberfläche zu Masse [cm²/g],

f_d Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination im Gebäude [-].

Tab. 2.10 zeigt die von /THI 00/ für die Berechnung der externen Bestrahlung verwendeten Parameter.

Tab. 2.10 Bauschutt und Gebäude zum Abriss: von /THI 00/ verwendete Parameter zur externen Bestrahlung

Spalte „Bauschutt“: Parameterwerte nicht anwendbar auf Freigabe von Bauschutt;

Spalte „Gebäude“: analog für Freigabe von Gebäuden

n. a.: nicht anwendbar auf diese Freigabeoption

Beschreibung der Parameter	Symbol	Bauschutt	Gebäude	Einheit
Expositionszeit	t_e	1.800	1.800	h/a
Vermischungsfaktor für massenspezifische Berechnungen	C_f	0,1	n. a	-
Umrechnungsfaktor von oberflächen- auf massenspezifische Werte	C_f	n. a.	0,0033	(Bq/g)/(Bq/cm ²)
Zeit zwischen Freigabe und Beginn des Szenarios	t_{init}	0	0	a
Faktor zur Berücksichtigung des Zerfalls während des Szenarios	f_{dec}	nuklidabh. für 0 a	nuklidabh. für 1 a	-
Faktor zur Berücksichtigung der durchschnittlichen Kontamination auf sehr großen Oberflächen	f_d	n. a.	0,33	-
Verhältnis Oberfläche zu Masse	R	n. a.	0,01	cm ² /g

2.5.3.2 Dosisbelastung durch Staubinhalation

Nach /THI 00/ kann ein Dosisbeitrag durch Inhalation nur auftreten, wenn die Aktivität im Bauschutt in die Luft freigesetzt wird und eine Person diese staubbeladene Luft einatmet. Für den Expositionspfad Inhalation erachten /THI 00/ als kritischstes Szenario den

Betrieb einer Aufbereitungsanlage für Bauschutt, in der der freigegebene Bauschutt durch Mahlen und Separieren behandelt wird.

Bezüglich der Dauer vor Beginn und während des Szenarios treffen /THI 00/ folgende Annahmen:

- Bauschutt erreicht den Arbeiter bei der Aufbereitung oder dem Deponieeinbau unmittelbar nach der Freigabe, egal ob die Freigabe am Bauschutt oder am stehenden Gebäude erfolgt.
- Im Fall von Bauschutt erfolgt bei Aufbereitung oder Deponierung ein unmittelbarer Durchsatz von Material, das kurz zuvor freigegeben wurde, so dass kein Zerfall bei diesem Szenario von /THI 00/ unterstellt wurde.
- Im Fall der Gebäudefreigabe dagegen erfolgt nach /THI 00/ der Abbruch und die Aufbereitung oder Deponierung des Bauschutts kontinuierlich über bspw. 1 Jahr, so dass als Zerfallszeit während des Szenarios 1 a zu unterstellen ist.

Die Berechnung der Dosisbelastung durch Staubinhalation erfolgt von /THI 00/ mittels (2.17).

$$H_{inh} = D_{inh} \cdot t_e \cdot B_r \cdot f_k \cdot C_{dust} \cdot C_f \cdot e^{-\lambda \cdot t_{init}} \cdot f_{dec} \quad (2.17)$$

H_{inh}	Individualdosis durch Inhalation während der Rezyklierung des Bauschutts [($\mu\text{Sv/a}$)/(Bq/g)] oder [($\mu\text{Sv/a}$)/(Bq/cm ²)],
D_{inh}	Dosiskoeffizient [$\mu\text{Sv/Bq}$] (Tabelle C Strahlenschutz-Grundnormen /EU 96/, 5 μm),
t_e	Expositionszeit [h/a],
B_r	Atemrate [m ³ /h],
f_k	Aufkonzentrationsfaktor für Aktivität in der einatembaren Staubfraktion [-],
C_{dust}	effektive Staubkonzentration in der Luft während der Aufbereitung [g/m ³],
C_f	Umrechnungsfaktor für Aktivität im Bauschutt [(Bq/g)/(Bq/cm ²)] bei Gebäuden oder [-] bei Bauschutt,
t_{init}	Zeitdauer zwischen Freigabe und Beginn des Szenarios [a],
f_{dec}	nuklidspezifischer Faktor gemäß (2.15) zur Berücksichtigung des Zerfalls während der Szenariendauer [-].

Tab. 2.11 zeigt die von /THI 00/ angesetzten Parameter für die Szenarien zur Inhalation.

Tab. 2.11 Bauschutt und Gebäude zum Abriss: Parameter für die Szenarien zur Inhalation aus /THI 00/

Spalte „Bauschutt“: Parameterwerte anwendbar auf Freigabe von Bauschutt

Spalte „Gebäude“: analog für Freigabe von Gebäuden

n. a.: nicht anwendbar auf diese Freigabeoption

Beschreibung der Parameter	Symbol	Bauschutt	Gebäude	Einheit
Expositionszeit	t_e	1.800	1.800	h/a
Atemrate	B_r	1,5	1,5	m ³ /h
Effektive Staubkonzentration während des Recyclings	C_{dust}	5	5	mg/m ³
Aufkonzentrationsfaktor für die einatembare Staubfraktion	f_k	3	3	-
Zeit zwischen Freigabe und Beginn des Szenarios	t_{init}	0	0	a
Faktor zur Berücksichtigung des Zerfalls während des Szenarios	f_{dec}	nuklidabh. für 0 a	nuklidabh. für 1 a	-
Vermischungsfaktor für massenspezifische Berechnungen	C_f	0,1	n. a.	-
Umrechnungsfaktor von oberflächen- in massenspezifische Werte	C_f	n. a.	0,0033	(Bq/g)/ (Bq/cm ²)

2.5.3.3 Dosisbelastung durch Ingestion

Das von /THI 00/ angesetzte Szenario beschreibt die Direktingestion für den Arbeiter und unterstellt eine Aufnahme von 20 g des freigegebenen Bauschutts. Weitere Hintergründe bzw. Herleitungen der von /THI 00/ angesetzten Werte finden sich in dem genannten Dokument und werden an dieser Stelle nicht wiederholt.

Die Dosis durch Ingestion wird von /THI 00/ mittels (2.18) berechnet.

$$H_{ing} = D_{ing} \cdot M \cdot C_f \cdot e^{-\lambda t_{init}} \cdot f_{dec} \cdot f_k \quad (2.18)$$

H_{ing} Individualdosis durch unbeabsichtigte Aufnahme von Bauschutt [(μSv/a)/(Bq/g)] oder [(μSv/a)/(Bq/cm²)],

D_{ing} Dosiskoeffizient [μSv/Bq] (Tabelle A der Strahlenschutz-Grundnormen /EU 96/, Altersklasse 1-2 Jahre),

M aufgenommene Menge [g/a],

- C_f Umrechnungsfaktor für Aktivität im Bauschutt [(Bq/g)/(Bq/cm²)] bei Gebäuden oder [-] bei Bauschutt,
- t_{init} Zeitdauer zwischen Freigabe und Beginn des Szenarios [a],
- f_{dec} nuklidspezifischer Faktor gemäß (2.15) zur Berücksichtigung des Zerfalls während der Szenariendauer (1 a),
- f_k Aufkonzentrationsfaktor der Aktivität in der inkorporierbaren Feinstaubfraktion [-].

Die von /THI 00/ verwendeten Parameter und die zugehörigen Werte für die Berechnungen sind in Tab. 2.12 dargestellt.

Tab. 2.12 Bauschutt und Gebäude zum Abriss: in /THI 00/ angesetzte Parameter für die Szenarien zur Ingestion

Spalte „Bauschutt“: Parameterwerte anwendbar auf Freigabe von Bauschutt;

Spalte „Gebäude“: analog für Freigabe von Gebäuden

n. a.: nicht anwendbar auf diese Freigabeoption

Beschreibung der Parameter	Symbol	Bauschutt	Gebäude	Einheit
Zeit zwischen Freigabe und Beginn des Ingestions-szenarios	t_{init}			
Arbeiter		0	0	a
Erwachsener/Kind		1	2	a
Aufkonzentrationsfaktor:				
Arbeiter	f_k	3	3	-
Erwachsener/Kind		1	1	-
Aufgenommene Menge Direkt-ingestion	M			
Arbeiter		20	20	g/a
Kind		100	100	g/a
Jährlicher Trinkwasserkonsum	Q_w			
Erwachsener		500	500	l/a
Kind		20	20	l/a
Jährlicher Pflanzenverzehr	Q_{veg}	100	100	Kg/a
Vermischungsfaktor für massenspezifische Rechnungen	C_f	0,1	n. a.	-
Umrechnungsfaktor von oberflächen- auf massenspezifische Werte	C_f	n.a.	0,033	(Bq/g)/(Bq/cm ²)
Umrechnungsfaktor von Referenzaktivität in Deponie auf Aktivitätsmenge bei Gebäudefreigabe	f_A	n.a.	0,0165	-

Beschreibung der Parameter	Symbol	Bauschutt	Gebäude	Einheit
Referenzmenge an Aktivität in Bq/g oder Bq/cm ²	A		20	GBq/a
Deponiefläche	F		10 ⁴	m ²
Mächtigkeit des Grundwasserleiters	h		5	m
Wachstumsrate der Deponie	r		6,25	m/a
Abstand zw. Deponie u. Brunnen	s_B		500	m
Hydraulische Leitfähigkeit	k_f		0,003	m/s
Hydraulischer Gradient	dh/dl		0,02	-
Nutzbarer Porenraum im Grundwasserleiter	n_G		0,2	-
Dichte des Grundwasserleiters	ρ_G		1,86	g/cm ³ od. Mg/m ³
Sickerwassergeschwindigkeit (Darcy)	v_D		0,3	m/a
Nutzbarer Porenraum in der Deponie	n_D		0,25	-
Bauschuttmasse	-		10 ⁵	Mg
Bodenanteil aus rezykliertem Bauschutt	f_{soil}		0,03	-
Bauschuttdichte	ρ_D		1,6	g/cm ³ od. Mg/m ³
Zeitraum bis zum Anbau von Pflanzen	t_{veg}		10	a

2.5.3.4 Ingestion von kontaminiertem Wasser (Grundwasserpfad)

/THI 00/ verweisen bezüglich der Benutzung von kontaminiertem Wasser auf zwei verschiedene Szenarien:

Im ersten Szenario diffundiert eingedrungenes Sickerwasser durch einen Deponiekörper hindurch in einen Grundwasserleiter und wird von dort zu einem nahegelegenen Brunnen transportiert.

Im zweiten Szenario fließen die kontaminierten Wässer aus der Entwässerung der Deponie sowie das unbehandelte Sickerwasser in einen (oberirdischen) für Bewässerungszwecke genutzten Wasserlauf.

Weitere Hintergründe zur Herleitung der von /THI 00/ im Zusammenhang mit der Ingestion von kontaminiertem Wasser verwendeten Parameter finden sich im genannten Dokument.

Die Dosis durch Trinkwasseringestion wird in /THI 00/ mittels (2.19) berechnet:

$$H_{ing} = D_{ing} \cdot Q_w \cdot C_w \cdot f_A \quad (2.19)$$

H_{ing} Individualdosis durch Ingestion kontaminierten Trinkwassers [($\mu\text{Sv/a}$)/(Bq/g)] oder [($\mu\text{Sv/a}$)/(Bq/cm²)],

D_{ing} Dosiskoeffizient [$\mu\text{Sv/Bq}$], (Tabelle A der Strahlenschutz-Grundnormen /EU 96/,

Q_w jährlicher Trinkwasserkonsum [l/a],

C_w Radionuklidkonzentration im Brunnenwasser, dient auch zur Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls; [(Bq/l)/(Bq/cm²)] oder [(Bq/l)/(Bq/g)],

f_A Umrechnungsfaktor für Gebäude; 0,0165 (1 für Bauschutt).

Um die Radionuklidkonzentration C_w im Brunnenwasser zu bestimmen, wird in /THI 00/ eine eindimensionale Lösung für den Transport von Radionukliden durch eine wachsende Deponie, die sich ohne Basisabdichtung direkt über einem durchlässigen Grundwasserleiter befindet, abgeleitet. Weiterhin wurde von /THI 00/ angenommen, dass die Radionuklidkonzentration in der flüssigen Phase im Gleichgewicht mit den Radionukliden in der festen Phase ist (K_d -Ansatz). Die radionuklidspezifischen Verteilungsfaktoren K_d entsprechen typischen Werten für sandige Böden in /SHE 90/ und werden im Anhang B von /THI 00/ aufgeführt. Die Radionuklide werden durch Deponiesickerwasser aus dem Bauschutt in einen gesättigten, unbegrenzten Grundwasserleiter ausgewaschen. Die Entnahmestelle (Privatbrunnen) wurde von /THI 00/ in einer Entfernung von 500 m von der Deponie angenommen (siehe Abb. 2.3) und dient als Trinkwasserentnahmestelle. /THI 00/ verwenden (2.20) zur Berechnung der Konzentration im Brunnenwasser.

$$C_w = \frac{A}{hF\lambda(n_G + \rho_G K_d)} e^{-\lambda t_0} \left(e^{\lambda \frac{\sqrt{F}|v_{ND}|}{v_{NG}(r+|v_{ND}|)}} - 1 \right) \quad (2.20)$$

- A Gesamtaktivität [(Bq/a)/(Bq/g)] oder [(Bq/a)/(Bq/cm²)],
 h Mächtigkeit des Grundwasserleiters [m],
 F Deponiefläche [m²],
 λ radioaktive Zerfallskonstante [1/a],
 n_G nutzbarer Porenraumanteil im Grundwasserleiter [-],
 ρ_G trockene Schüttdichte des Grundwasserleiters [g/cm³],
 K_d radionuklidspezifischer Verteilungskoeffizient im Grundwasserleiter [cm³/g],
 v_{ND} Wandergeschwindigkeit des Radionuklids durch den Deponiekörper [m/a],
 v_{NG} Wandergeschwindigkeit des Radionuklids durch den Grundwasserleiter [m/a],
 v_G Grundwassergeschwindigkeit [m/a],
 r Wachstumsrate der Deponie [m/a].

$t_0 = x_0/v_{NG}$ ist der Zeitpunkt der maximalen Konzentration.

$x_0 = F^{1/2} + S_B$ ist die Position des Privatbrunnens (siehe Abb. 2.3).

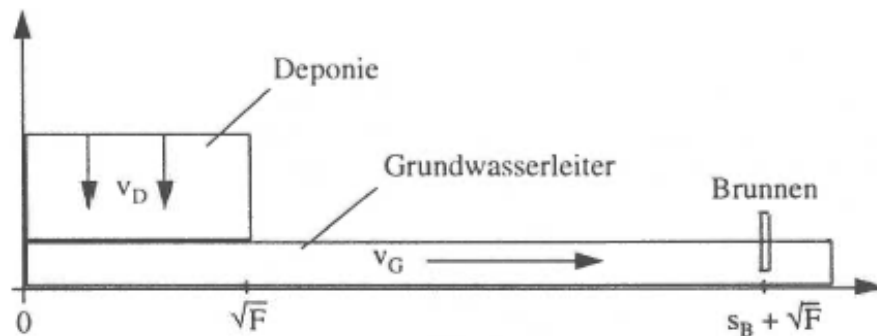


Abb. 2.3 Schematische Darstellung des Transports der Aktivität aus einer Deponie zu einem Privatbrunnen /THI 00/

Die Wandergeschwindigkeit eines Radionuklids durch den Deponiekörper v_{ND} durch den Grundwasserleiter v_{NG} wird von /THI 00/ mittels folgenden Gleichungen berechnet:

$$v_{ND} = \frac{v_D}{n_D + \rho_D K_d} \quad (2.21)$$

$$v_{NG} = \frac{k_f \cdot dh/dl}{n_G + \rho_G K_d} \cdot n_G \quad (2.22)$$

Die von /THI 00/ angesetzten Parameter zur Berechnung der maximalen Radionuklidkonzentration des Wasser im Privatbrunnen sind in Tab. 2.12 zusammengestellt. /THI 00/ berechnen die massen- bzw. flächenbezogene Gesamtaktivität A durch Multiplikation der Bauschuttmenge (10^{11} g) mit dem Konversions- bzw. Vermischungsfaktor C_f gemäß Tab. 2.12.

2.5.3.5 Ingestion von pflanzlichen Produkten, die in mit Bauschutt vermischtem Boden wachsen

In ihren Betrachtungen treffen /THI 00/ die Annahme, dass sich Bauschutt (z. B. als Verfüllmaterial) zu einem kleinen Anteil im (unbelasteten) Boden befindet. /THI 00/ halten ein solches Szenario für realistisch, wenn bspw. eine Altdeponie, auf der Bauschutt eingelagert wurde, mit Boden abgedeckt wird, dieser anschließend umgepflügt wird, so dass Boden und Bauschutt gemischt werden. Jener Aktivitätsanteil, der vom Boden in die Pflanzen übertritt, wird mit Hilfe von element-spezifischen Transferfaktoren beschrieben, die sich im Anhang von /THI 00/ finden. Weitere Hintergründe zur Herleitung der Annahmen für das genannte Szenario finden sich in dem betreffenden genannten Dokument.

Die Dosisberechnung wurde von /THI 00/ mittels (2.23) durchgeführt:

$$H_{ing} = D_{ing} \cdot C_f \cdot f_{soil} \cdot Q_{veg} \cdot T_{sp} \cdot e^{-\lambda t_{veg}} \quad (2.23)$$

H_{ing}	Individualdosis durch Ingestion von Pflanzen, die in mit rezykliertem Bauschutt vermischtem Boden wachsen $[(\mu\text{Sv/a})/(\text{Bq/g})]$ oder $[(\mu\text{Sv/a})/(\text{Bq/cm}^2)]$,
D_{ing}	Dosiskoeffizient $[\mu\text{Sv/Bq}]$ (max. Wert über alle Altersklassen aus Tabelle A der Strahlenschutz-Grundnormen /EU 96/,
f_{soil}	Anteil an Boden, der aus kontaminiertem Bauschutt besteht [-],
T_{sp}	Transfer-Faktor für Aktivitätstransfer aus dem Boden in die Pflanze [-],
C_f	Umrechnungsfaktor für die aktuelle Aktivitätskonzentration im Bauschutt $[(\text{Bq/g})/(\text{Bq/cm}^2)]$ für Gebäude oder für Bauschutt [-],
t_{veg}	Zeit zwischen Freigabe und Beginn der Kultivierung des Bodens [a],
Q_{veg}	jährlicher Verbrauch an pflanzlichen Nahrungsmitteln $[\text{kg/a}]$.

Bezüglich der von /THI 00/ gewählten Parameter sei auf Tab. 2.12 verwiesen.

2.5.3.6 Hautdosis

/THI 00/ stellen fest, dass sich während der Aufbereitungsprozesse des Bauschutts (1.800 h/a) Staub auf der Haut ansammeln und eine Exposition durch Hautkontamination hervorrufen kann. /THI 00/ benutzen für die Modellierung des Szenarios die gleichen Parameter wie bei dem Renovierungsszenario (siehe Kapitel 2.5.1), mit Ausnahme der Expositionszeit, die als Vollarbeitszeit mit 1.800 h/a angenommen wird. /THI 00/ berechnen die Hautdosis mittels (2.24):

$$H_{skin} = D_{skin} \cdot w_{skin} \cdot k_f \cdot t_e \cdot f_k \cdot L_{dust} \cdot C_f \cdot f_{dec} \quad (2.24)$$

H_{skin} effektive Individualdosis durch Kontamination der Haut mit β -Strahlern [(μ Sv/a)/(Bq/g)] oder [(μ Sv/a)/(Bq/cm²)],

D_{skin} Hautdosiskoeffizient für 7 mg/cm² [(μ Sv/h)/(Bq/cm²)] /KOC 87/,

w_{skin} Gewichtungsfaktor für die Haut entsprechend /ICRP 91/ [-],

k_f Anteil kontaminierter Haut an der gesamten Körperoberfläche [-],

t_e Kontaminationsdauer der Haut [h/a],

f_k Aufkonzentrationsfaktor für die Feinstaubfraktion [-],

L_{dust} effektive Staubbelastung der kontaminierten Haut [g/cm²],

C_f Umrechnungsfaktor für die aktuelle Aktivität im Bauschutt [(Bq/g)/(Bq/cm²)] für Gebäude oder für Bauschutt [-],

f_{dec} : nuklidspezifischer Faktor gemäß (2.15) zur Berücksichtigung des Zerfalls während der Szenariendauer (1 a).

Der Konversionsfaktor C_f wird gemäß Gleichung (2.15) auf die gleiche Weise berechnet wie bei den anderen von /THI 00/ aufgestellten Szenarien.

Tab. 2.13 zeigt die von /THI 00/ gewählten Parameter zur Berechnung der Hautdosis.

Tab. 2.13 Bauschutt und Gebäude zum Abriss: gewählte Parameter für die Hautdosis in /THI 00/

Spalte „Bauschutt“: Parameterwerte anwendbar auf Freigabe von Bauschutt;

Spalte „Gebäude“: analog für Freigabe von Gebäuden

n.a.: nicht anwendbar auf diese Freigabeoption

Beschreibung der Parameter	Symbol	Bauschutt	Gebäude	Einheiten
Hautgewichtsfaktor	w_{skin}	0,01	0,01	-
Anteil kontaminierter Haut	k_f	0,1	0,1	-
Kontaminationsdauer der Haut	t_e	1.800	1.800	h/a
Aufkonzentrationsfaktor für die Feinstaubfraktion	f_k	3	3	-
Staubbelegung auf der Haut	L_{dust}	0,05	0,05	g/cm ²
Vermischungsfaktor für massenspezifische Berechnungen	C_f	0,1	n.a.	-
Vermischungsfaktor von oberflächen- auf massenspezifische Werte	C_f		0,0033	(Bq/g)/ (Bq/cm ²)

2.5.4 Vergleich zwischen den in /THI 00/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/

In diesem Abschnitt wird ein *Auszug* des Vergleichs zwischen den in /THI 00/ ermittelten und angegebenen Dosiskonversionsfaktoren (die mittels (2.1) vom Autor dieses Berichts in Freigabewerte umgerechnet wurden) und den in der /SSV 17/ angegebenen Freigabewerten vorgenommen.

2.5.4.1 Dosisberechnungen für die Szenarien zur uneingeschränkten Freigabe von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung

Tab. 2.14 zeigt die Ergebnisse einer stichprobenartigen Prüfung zur Übereinstimmung zwischen den in /THI 00/ angegebenen Ergebnissen der normierten radionuklid-spezifischen Dosisberechnungen für *die Wieder- und Weiterverwendung freigegebener Gebäude* und den Angaben in der /SSV 17/.

Tab. 2.14 Prüfung der Übereinstimmung zwischen den in /THI 00/ berechneten Dosiswerten und den Freigabewerten in der /SSV 17/

Nuklid	Tabelle 5-1 in /THI 00/ (restriktives Szenario) [($\mu\text{Sv/a}$)/(Bq/cm^2)]	Berechneter Wert (10 $\mu\text{Sv/a}$/Wert) (aufgerundet) [Bq/cm^2]	Angabe in /SSV 17/ (Sp. 8) [Bq/cm^2]
Be-7	1,3E-01	77	80
C-14	3,6E-03	2778	1.000
Na-22	2,3E+01	0,43	0,4
Na-24	1E-01	100	1
S-35	3,8E-03	2.632	1.000
Cl-36	2,1E-02	476	30
Cl-38	1,6E-03	6.250	1
Ca-45	9,5E-03	1.053	1.000
Ca-47	2,1E-01	47,61	1

Festzustellen ist, dass die in /THI 00/ genannten Werte für die Szenarien zur Folgenutzung der Gebäude oftmals nicht mit den Angaben der Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV /SSV 17/ übereinstimmen. Es konnte im Rahmen dieses Vorhabens somit nicht geklärt werden, woher genau die Angaben in Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV /SSV 17/ stammen.

In /ÖKO 19/ wird festgestellt, dass eine Übereinstimmung zwischen den aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und denen der Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV nur bei 73 von 277 Radionukliden gegeben ist. Weiterhin stellt das Öko-Institut Abweichungen von teilweise größer als einem Faktor von 1.000 fest. Weit überwiegend sind die Freigabewerte geringer als die sich aus den in /THI 00/ ermittelten Dosiswerten ergebenden Werte, nur in ganz wenigen Fällen geringfügig höher /ÖKO 19/.

In /ÖKO 19/ wird weiterhin festgestellt, dass gemäß der Begründung der Novelle der StrlSchV im Jahr 2001 /BUN 01/ die Werte der Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV auf dem EU-Bericht /EUR 00/ beruhen, wobei statt der logarithmischen Rundung in der StrlSchV in der StrlSchV die arithmetische Rundung auf eine Stelle angewendet wurde. Nach /ÖKO 19/ enthält der EU-Bericht aber nur Radionuklide mit Halbwertszeiten von mehr als 60 Tagen, da bei der Freigabe von Gebäuden von einer längeren Abklingzeit vor der Freigabe ausgegangen wurde. Im genannten EU-Bericht wird diese

Beschränkung explizit genannt, allerdings ist in ihm mit dem Radionuklid U-240 dennoch ein Radionuklid mit einer Halbwertszeit von nur 14,1 Stunden enthalten /ÖKO 19/.

In Tab. 2.19 werden die vom Öko-Institut ermittelten Ursachen der Abweichungen zwischen /THI 00/ und /EUR 00/ dargestellt.

Tab. 2.15 Ursachen der Abweichungen zwischen aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und den Freigabewerten der der Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StriSchV für die in /EUR 00/ aufgeführten Radionuklide /ÖKO 19/

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/cm ²]	Freigabewert (EU 2000) [Bq/cm ²]	Freigabewert StriSchV [Bq/cm ²]	Anmerkungen
H-3	1,67E+05	3,80E+03	1,00E+03	Wert für H-3 in (BS 2000b): 3,8E3 auf 1E+03 Bq/cm ² begrenzt, da > 1E+03 Bq/cm ²
C-14	2,78E+03	2,80E+03	1,00E+03	
S-35	2,63E+03	2,60E+03	1,00E+03	
Cl-36	4,76E+02	3,20E+01	3,00E+01	Deckelung durch Freigabewert für Gebäude zum Abriss
Mn-53	2,33E+05	2,30E+04	1,00E+03	auf 1E+03 Bq/cm ² begrenzt, da > 1E+03 Bq/cm ²
Mn-54	1,45E+00	1,50E+00	1,00E+00	Übereinstimmung bei Rundung des leicht von (EU 2000) abweichenden Werts nach (BS 2000b)
Fe-55	1,01E+04	1,00E+04	1,00E+03	auf 1E+03 Bq/cm ² begrenzt, da > 1E+03 Bq/cm ²
Co-56	8,33E-01	8,20E-01	1,00E+00	nicht arithmetisch auf 1 Stelle gerundet, Wert entspricht Spalte 4 StriSchV
Co-58	3,13E+00	3,20E+00	1,00E+00	
Ni-59	4,17E+04	4,20E+04	1,00E+03	auf 1E+03 Bq/cm ² begrenzt, da > 1E+03 Bq/cm ²
Ni-63	1,79E+04	1,80E+04	1,00E+03	
Sr-90+	1,18E+02	3,40E+01	3,00E+01	Deckelung durch Freigabewert für Gebäude zum Abriss
Zr-93	3,13E+02	3,10E+02	1,00E+02	nicht arithmetisch auf 1 Stelle gerundet, Wert entspricht Spalte 4 StriSchV
Zr-95	1,41E+00	1,80E+00	1,00E+00	
Tc-99	9,09E+02	7,00E+01	7,00E+01	Deckelung durch Freigabewert für Gebäude zum Abriss
Sb-124	1,92E+00	1,90E+00	1,00E+00	

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/cm ²]	Freigabewert (EU 2000) [Bq/cm ²]	Freigabewert StrlSchV [Bq/cm ²]	Anmerkungen
I-125	7,69E+01	7,50E+01	1,00E+01	nicht arithmetisch auf 1 Stelle gerundet, Wert entspricht Spalte 4 StrlSchV
I-129	3,03E+01	7,50E+00	8,00E+00	Deckelung durch Freigabewert für Gebäude zum Abriss
Cs-135	1,80E+03	1,80E+03	1,00E+02	Wert aus (EU 2000) > 1E+03 Bq/cm ² , aber auf 1E+02 Bq/cm ² begrenzt (Wert entspricht Spalte 4 StrlSchV)
Sm-151	3,57E+03	3,60E+03	1,00E+03	auf 1E+03 Bq/cm ² begrenzt, da > 1E+03 Bq/cm ²
Gd-153	1,19E+01	1,20E+01	2,00E+01	nicht arithmetisch auf 1 Stelle gerundet, Wert entspricht Spalte 4 StrlSchV
Tb-160	2,78E+00	2,90E+00	1,00E+00	
Tm-170	3,70E+02	3,70E+02	1,00E+02	
Tm-171	1,45E+03	1,50E+03	1,00E+03	auf 1E+03 Bq/cm ² begrenzt, da > 1E+03 Bq/cm ²
Ta-182	1,67E+00	1,70E+00	1,00E+00	nicht arithmetisch auf 1 Stelle gerundet, Wert entspricht Spalte 4 StrlSchV
Ir-192	3,57E+00	3,70E+00	3,00E-01	Grund der Reduzierung unklar, Wert auch < Wert Spalte 4 StrlSchV
Tl-204	4,76E+02	4,80E+02	1,00E+02	nicht arithmetisch auf 1 Stelle gerundet, Wert entspricht Spalte 4 StrlSchV
Pb-210+	3,03E+00	1,40E+00	1,00E+00	
Po-210	4,17E+00	4,20E+00	1,00E+00	Deckelung durch Freigabewert für Gebäude zum Abriss
Th-228+	2,70E-01	2,70E-01	1,00E-01	nicht arithmetisch auf 1 Stelle gerundet, Wert entspricht Spalte 4 StrlSchV
Th-230	3,33E-01	3,30E-01	1,00E-01	
U-232+	1,69E-01	1,70E-01	1,00E-01	
U-240	1,06E+03		1,00E+01	Wert aus (EU 2000) > 1E+03 Bq/cm ² , aber auf 1E+01 Bq/cm ² begrenzt (Wert entspricht Spalte 4 StrlSchV); Halbwertszeit 14,1 h
Pu-238	3,13E-01	3,10E-01	1,00E-01	nicht arithmetisch auf 1 Stelle gerundet, Wert entspricht Spalte 4 StrlSchV
Pu-239	2,94E-01	2,90E-01	1,00E-01	
Pu-240	2,94E-01	2,90E-01	1,00E-01	
Pu-242	3,03E-01	3,00E-01	1,00E-01	
Pu-244+	3,13E-01	3,10E-01	1,00E-01	

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/cm ²]	Freigabewert (EU 2000) [Bq/cm ²]	Freigabewert StrlSchV [Bq/cm ²]	Anmerkungen
Am-241	3,45E-01	3,40E-01	1,00E-01	
Am-242m+	3,23E-01	3,20E-01	1,00E-01	
Am-243+	3,45E-01	3,40E-01	1,00E-01	
Cm-242	2,50E+00	2,50E+00	1,00E+00	
Cm-243	4,55E-01	4,60E-01	1,00E-01	
Cm-244	5,56E-01	5,50E-01	1,00E-01	
Cm-245	3,03E-01	3,00E-01	1,00E-01	
Cm-246	3,45E-01	3,40E-01	1,00E-01	
Cm-247+	3,70E-01	3,70E-01	1,00E-01	
Cf-248	1,52E+00	1,50E+00	1,00E+00	
Cf-249	2,08E-01	2,10E-01	1,00E-01	
Cf-250	4,17E-01	4,20E-01	1,00E-01	
Cf-251	2,00E-01	2,00E-01	1,00E-01	
Cf-252	7,14E-01	7,10E-01	1,00E-01	
Cf-254	4,17E-01	4,20E-01	1,00E-01	

In /ÖKO 19/ wird angemerkt, dass sich für wenige Radionuklide eine höhere Dosis für das Szenario der zweckgerichteten Freigabe zum Gebäudeabriss ergeben hat als für die uneingeschränkte Freigabe von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung. Da in der Tabelle der Freigabewerte in /EUR 00/ diese Unterscheidung nicht getroffen wird, wird dort immer von der höheren Dosis ausgegangen, also der niedrigere Freigabewert genannt. In /THI 00/ werden die zweckgerichteten Freigabewerte für Gebäude zum Abriss als auch die uneingeschränkten Freigabewerte für Gebäude zur Wieder- und Weiterverwendung getrennt tabelliert, wobei aber in den Fällen der höheren Dosis für das Szenario des Abrisses auch in der Tabelle der Freigabewerte für Gebäude zur Wieder- und Weiterverwendung konsequenterweise die sich aus der Freigabe zum Abriss ergebenden Werte aufgenommen sind /ÖKO 19/.

In /ÖKO 19/ wird bezüglich der in Tab. 2.19 gemachten Angaben festgestellt:

- Die Deckelung durch den Freigabewert für Gebäude zum Abriss führt bei 5 Radionukliden zu einer Begrenzung
- Freigabewerte größer als 1.000 Bq/cm² wurden offenbar auf 1.000 Bq/cm² begrenzt (9 Radionuklide). Nur in zwei Fällen (Cs-135 und U-240) erfolgte eine Begrenzung auf 100 Bq/cm² bzw. 10 Bq/cm² (diese Werte entsprechen jenen für die Oberflächenkontamination nach Anlage III Tabelle 1 Spalte 4 StrISchV)
- Bei 35 Radionukliden erfolgte die Rundung des Werts aus /EUR 00/ nicht konsequent arithmetisch auf eine Stelle, sondern es wurde ein niedrigerer (auf eine Größenordnung gerundeter Wert) in der StrISchV festgelegt. Dieser entspricht bis auf einen Fall immer dem Wert der Oberflächenkontamination nach Anlage III Tabelle 1 Spalte 4 StrISchV.
- Bezüglich Ir-192 ist unklar, warum in der StrISchV eine Begrenzung auf 0,3 Bq/cm² erfolgt, da aufgrund des berechneten Dosiswertes ein Freigabewert von 4 Bq/cm² zulässig wäre und auch der Wert der Oberflächenkontamination nach Anlage III Tabelle 1 Spalte 4 StrISchV höher als 0,3 Bq/cm² ist.
- Hinsichtlich kurzlebiger Radionuklide mit einer Halbwertszeit von nicht mehr als im Bereich von Tagen oder Wochen wird in /THI 00/ empfohlen, eine Umrechnung der massenbezogenen Freigrenzen auf eine Fläche vorzunehmen und dabei von einer Eindringtiefe von 1 cm sowie einer Dichte von 2 g/cm³ auszugehen. Nach /ÖKO 19/ wurde diesem Vorschlag nicht gefolgt.
- Hinsichtlich Radionukliden mit einer Halbwertszeit von bis zu 60 Tagen stellt /ÖKO 19/ fest, dass nur in wenigen Fällen (Be-7, Ru-103+, Ag-105, Cd-115m, Te-125m, Hf-181, Bi-210, Th-226+, Pu-237, Cf-253+, Fm-254) die Werte aus /THI 00/ auf eine Stelle gerundet in der StrISchV festgelegt sind, aber überwiegend die gleichen Werte wie die der Oberflächenkontamination gemäß Anlage III Tabelle 1 Spalte 4 StrISchV als Freigabewerte für die Freigabe von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung angegeben werden. Dies gilt auch für die Radionuklide Rb-86 und Tc-99m, die zwar eine Halbwertszeit von mehr als 60 Tagen haben, aber in /EUR 00/ nicht aufgelistet sind. Bei den oben genannten Radionukliden Ru-103+, Cd-115m, Te-125m, Pu-237 und Fm-254 wäre der Freigabewert aus /THI 00/ auf eine Stelle gerundet identisch mit dem Wert der Oberflächenkontamination gemäß Anlage III Tabelle 1 Spalte 4 StrISchV /ÖKO 19/. Die Radionuklide mit einer

Halbwertszeit bis 60 Tage, deren Freigabewerte in der Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrISchV weder dem dosisbezogenen Freigabewert aus /THI 00/ noch den Werten der Oberflächenkontamination gemäß Anlage III Tabelle 1 Spalte 4 StrISchV entsprechen, sind in Tab. 2.21 aufgeführt.

Tab. 2.16 Abweichungen zwischen den aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und den Freigabewerten der Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrISchV mit Angabe des Vielfachen der Oberflächenkontamination nach Spalte 4 für Radionuklide mit einer Halbwertszeit kleiner 60 Tage /ÖKO 19/

Radionuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/cm ²]	Freigabewert StrISchV [Bq/cm ²]	Anmerkungen
P-33	7,10E+03	1,00E+03	Freigabewert Spalte 8 ist 10facher Wert des Werts der Spalte 4
Co-58m	1,96E+05	1,00E+03	
Co-60m	4,17E+06	1,00E+03	
Ge-71	4,90E+04	1,00E+03	
Sr-89	1,70E+03	1,00E+01	Freigabewert Spalte 8 ist 0,1facher Wert des Werts der Spalte 4
Sr-91	7,69E+02	1,00E+01	Freigabewert Spalte 8 ist 10facher Wert des Werts der Spalte 4
Y-91m	1,12E+04	1,00E+01	
Nb-97	6,25E+03	1,00E+01	
Rh-103m	1,82E+06	1,00E+03	
Te-129	7,69E+04	1,00E+02	
Cs-132	4,35E+01	1,00E+01	
Pr-142	4,76E+03	1,00E+02	
Sm-153	1,75E+03	1,00E+02	
Er-169	1,00E+04	1,00E+03	
Re-188	5,00E+03	1,00E+02	
Os-191m	3,23E+04	1,00E+03	
Os-193	2,50E+03	1,00E+02	
Hg-197	1,22E+03	1,00E+02	
At-211	8,33E+01	8,00E+00	Freigabewert Spalte 8 ist 0,8facher Wert des Werts der Spalte 4
Es-254m+	1,75E+01	2,00E+00	Freigabewert Spalte 8 ist 2facher Wert des Werts der Spalte 4

2.5.4.2 Dosisberechnungen für den Fall der Rezyklierung oder Deponierung von Bauschutt (/SSV 17/ Sp. 10 bzw. Sp. 6)

Tab. 2.17 zeigt die Ergebnisse einer stichprobenartigen Prüfung zur Übereinstimmung zwischen den in /THI 00/ angegebenen Ergebnissen der Dosisberechnungen für den Fall der Gebäudeabrisses und anschließender Rezyklierung oder Deponierung von Bauschutt, der aus einem Gebäude stammt, welches unter Einhaltung eines einheitlichen Kontaminationsgrenzwertes von 1 Bq/cm² vor dem Abriss freigegeben wurde.

Tab. 2.17 Prüfung der Übereinstimmung zwischen den von /THI 00/ berechneten Dosiswerten und den Freigabewerten in der /SSV 17/ (**fett** = Übereinstimmung)

Nuklid	Tabelle 5-2 in /THI 00/ (restriktives Szenario) [(μ Sv/a)/(Bq/cm ²)]	Berechneter Wert (10 μ Sv/a/Wert) (aufgerundet) [Bq/cm ²]	Angabe in /SSV 17/ (Sp. 10) [Bq/cm ²]
Be-7	1,60E-02	625	600
C-14	1,70E-03	5.882	6.000
Na-22	2,90E+00	3,45	4
Na-24	1,50E-02	667	700
S-35	1,00E-04	100	200.000
Cl-36	3,10E-01	32	30
Cl-38	2,30E-04	43.478	40.000
Ca-45	4,00E-04	25.000	60.000
Ca-47	2,70E-02	370	400

Festzustellen ist, dass die Werte in /THI 00/ nach Berücksichtigung der angegebenen Dosiskonversionsfaktoren für die Szenarien zum Gebäudeabriss und zur anschließenden Rezyklierung des Bauschutts weitestgehend mit den Angaben der /SSV 17/ Spalte 10 übereinstimmen.

In /ÖKO 19/ sind die wenigen identifizierten Abweichungen zwischen den aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und jenen der Anlage III Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV zusammengestellt (siehe Tab. 2.18).

Tab. 2.18 Abweichungen zwischen den aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und den Freigabewerten der Anlage III Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV /ÖKO 19/

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/cm ²]	Freigabe-wert (BS 2000b) [Bq/cm ²]	Ungerunde-ter Freiga-bewert (EU 2000) [Bq/cm ²]	Freigabe-wert StrlSchV [Bq/cm ²]	Anmerkungen
Ca-45	2,50E+04	2,50E+04	6,40E+04	6,00E+04	Freigabewert StrlSchV aus (EU 2000)
Y-91	8,33E+03	8,10E+03	5,40E+04	5,00E+04	
Pr-143	6,25E+04	6,40E+05	nicht enthalten	6,00E+05	Freigabewert StrlSchV aus (BS 2000b), aber nicht konsistent mit der Dosisan-gabe in (BS 2000b)
Bi-206	8,33E+00	8,50E+01	nicht enthalten	9,00E+01	
Po-210	7,14E+01	7,40E+01	7,40E+00	7,00E+00	Freigabewert StrlSchV aus (EU 2000)
Cm-248	7,69E-01	7,90E-01	7,90E-01	1,00E+00	unklar, warum nicht auf 1 Stelle gerundet

In /ÖKO 19/ wird festgestellt, dass die Werte der Anlage III Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV (wie die für die Spalten 6 und 8) aus /EUR 00/ übernommen wurden. Da dort nur Radionuklide mit Halbwertszeiten von mehr als 60 Tagen betrachtet wurden, wurden für die fehlenden Radionuklide die Freigabewerte aus /THI 00/ ergänzt.

Nach /ÖKO 19/ bestehen bei zwei Radionukliden (Pr-143, Bi-206) Inkonsistenzen zwischen den in /THI 00/ ermittelten Dosiswerten und den in diesem Bericht abgeleiteten Freigabewerten (siehe auch beigefügtes Excel-File). In die StrlSchV wurde der Freigabewert aus /THI 00/ gerundet übernommen.

Es ist weiterhin unklar, warum im Falle von Cm-248 der Wert 7,9E-01 Bq/cm² nicht auf 8E-01 Bq/cm², sondern auf 1E+00 Bq/cm² gerundet wurde /ÖKO 19/.

Tab. 2.19 zeigt die Ergebnisse einer stichprobenartigen Prüfung zur Übereinstimmung zwischen den in /THI 00/ angegebenen Ergebnissen der Dosisberechnungen für den Fall der Rezyklierung oder Deponierung von Bauschutt, der aus einem Gebäude stammt, welches unter Einhaltung der massespezifischen Einheitsaktivität von 1 Bq/g vor dem Abriss freigegeben wurde. Die von /THI 00/ durchgeführten Berechnungen basieren auf einer freigegeben Masse von 100.000 Mg/a Bauschutt.

Tab. 2.19 Prüfung der Übereinstimmung zwischen den von /THI 00/ berechneten Dosiswerten und den Freigabewerten in der /SSV 17/ (**fett** = Übereinstimmung)

Nuklid	Tabelle 5-3 in /THI 00/ (restriktives Szenario) [($\mu\text{Sv/a}$)/(Bq/g)]	Berechneter Wert (10 $\mu\text{Sv/a}$ /Wert) (aufgerundet) [Bq/g]	Angabe in /SSV 17/ (Sp. 6) [Bq/g]
H-3	1,60E-01	63	60
C-14	9,60E-01	10,4	10
Na-22	9,80E+01	0,1	0,1
Na-24	1,90E+02	0,05	k. A.
S-35	9,6E-3	1.041	500
Cl-36	9,40E+00	0,94	0,3
Cl-38	6,70E+01	0,15	0,2
Ca-45	2,40E-02	417	400
Ca-47	4,80E+01	0,21	0,2

Festzustellen ist, dass die in /THI 00/ berechneten Werte für die Szenarien für rezyklierten Bauschutt in einigen Fällen nicht mit den Angaben der /SSV 17/ Spalte 6 nicht übereinstimmen.

Nach /ÖKO 19/ sind die Freigabewerte der Anlage III Tabelle 1 Spalten 6, 8 und 10 StrlSchV aus den Empfehlungen der Europäischen Kommission RP 113 /EUR 00/ entnommen. Da in /EUR 00/ Freigabewerte nur für Radionuklide bis zu einer Halbwertszeit von 60 Tagen enthalten sind, wurden für einige weitere Radionuklide Werte aus /THI 00/ übernommen /ÖKO 19/.

Nach /ÖKO 19/ wurden die Freigabewerte nach Spalte 6 der StrlSchV in der Fassung von 2001 im Jahr 2007 gesenkt, falls diese höher waren als die Freigabewerte nach den 2007 neu eingeführten Spalten 9c und 9d waren. Die Freigabewerte für Bauschutt und Bodenaushub von mehr als 1.000 Mg/a dürfen nicht größer sein als jene für feste Stoffe bis zu 1.000 Mg/a zur Beseitigung auf Deponien, da Bauschutt und Bodenaushub auch auf Deponien beseitigt werden kann oder einer Verbrennungsanlage zugeführt werden könnte /ÖKO 19/.

In /ÖKO 19/ wird darauf hingewiesen, dass sich in Fällen, in denen die der Spalte 5 zugrunde liegenden Szenarien geringere Freigabewerte ergeben haben als die der Spalte 6 zugrunde liegenden Szenarien, es angebracht ist, die Werte der Spalte 6 auf jene der Spalte 5 zu reduzieren. Dies ist nach /ÖKO 19/ auch überwiegend erfolgt, allerdings nicht bei den zehn Radionukliden S-35, Ca-45, Ra-228+, Np-237+, Pu-236, Am-242m+, Am-243+, Cm-243, Cm-247+ und Cf-252.

Weiterhin stellen /ÖKO 19/ fest, dass in einigen Fällen auch Abweichungen zwischen den in /THI 00/ genannten Freigabewerten und denen der EU-Publikation /EUR 00/ vorliegen. Geringere Werte als jene der Anlage III Tabelle 1 Spalte 6 finden sich in /EUR 00/ Cs-135 und Ir-194.

In Tab. 2.20 ist eine Zusammenstellung in /ÖKO 19/ bzgl. der Abweichungen gezeigt, die sich zwischen den basierend auf den in /THI 00/ ermittelten Freigabewerten und den Freigabewerten der Anlage III Tabelle 1 Spalte 6 StrlSchV durch die Deckelung ergeben, welche sich durch den Bezug auf die in /THI 00/ (dort Tabelle 5-4) ebenfalls aufgeführten Freigabewerte ergeben und welche nicht geklärt werden. Bei letzteren handelt es sich um die Abweichungen bei Au-199 und Cf-253, wobei in beiden Fällen der Freigabewert der StrlSchV kleiner ist als der nach /THI 00/.

Tab. 2.20 Ursachen der Abweichungen zwischen aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und jenen in der Anlage III Tabelle 1 Spalte 6 StrlSchV /ÖKO 19/

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/g]	Freigabewert StrlSchV [Bq/g]	Deckelung durch	Anmerkungen
Be-7	4,55E+00	3,00E+01	Spalte 5	Deckelung ist höher als FGW nach (BS 2000b)
P-32	8,33E+02	2,00E+01	Spalte 10a	-
P-33	1,89E+03	2,00E+02	Spalte 10a	-
S-35	1,04E+03	5,00E+02	Spalte 9c	-
Cl-36	1,59E+02	3,00E-01	Spalte 9c	-
Mi-53	1,52E+03	6,00E+01	Spalte 9c	-
Fe-55	6,25E+02	2,00E+02	Spalte 5	-
Ni-59	2,94E+03	3,00E+02	Spalte 9c	-

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/g]	Freigabewert StrlSchV [Bq/g]	Deckelung durch	Anmerkungen
Ni-63	1,20E+03	3,00E+02	Spalte 5	-
Ge-71	2,22E+05	4,00E+03	Spalte 10a	-
As-73	2,08E+02	1,00E+02	Spalte 10a	-
Br-82	8,33E-02	1,00E+01	Spalte 10a	-
Sr-89	4,35E+02	2,00E+01	Spalte 10a	-
Sr-90+	1,52E+00	6,00E-01	Spalte 9c	-
Y-90	1,45E+03	6,00E+02	-	Freigabewert nach (BS 2000b): 6,2E+02 Bq/g kein Freigabewert in (EU 2000) genannt
Y-91	6,25E+01	2,00E+01	Spalte 5	-
Zr-93	8,33E+01	1,00E+01	Spalte 10a	-
Nb-93m	1,19E+03	4,00E+02	Spalte 10a	-
Tc-97	1,37E+01	6,00E+00	Spalte 9d	-
Tc-97m	8,33E+00	9,00E+00	-	Freigabewert nach (EU 2000) und (BS 2000b): 8,6E+00 Bq/g
Tc-99	1,39E+00	6,00E-01	Spalte 9d	-
Pd-103+	5,56E+02	3,00E+02	Spalte 10a	-
Cd-109+	1,04E+02	2,00E+01	Spalte 10a	-
Sb-124	1,19E-01	5,00E-01	Spalte 10a	-
Te-125m	1,32E+02	6,00E+01	Spalte 10a	-
Te-127m+	4,35E+01	3,00E+01	Spalte 9c	-
I-125	3,33E+02	3,00E+00	Spalte 10a	-
I-129	1,23E-01	6,00E-02	Spalten 9c/9d	-
Cs-135	4,35E+02	2,00E+01	Spalte 10a	-
Ce-143	1,00E+00	9,00E-01	-	Freigabewert nach (BS 2000b): 9,4E-01 Bq/g kein Freigabewert in (EU 2000) genannt
Pr-143	1,12E+03	4,00E+01	Spalte 10a	-
Pm-147	5,88E+02	2,00E+02	Spalte 5	-
Sm-151	9,09E+02	5,00E+02	Spalte 5	-
Er-169	2,70E+03	1,00E+02	Spalte 10a	-

Radio-nuklid	Abgeleiteter Freigabewert (GRS 2018) aus (BS 2000b) [Bq/g]	Freigabewert StrlSchV [Bq/g]	Deckelung durch	Anmerkungen
Tm-170	1,30E+02	4,00E+01	Spalte 5	-
Tm-171	1,54E+03	5,00E+02	Spalte 5	-
Lu-177	8,33E+00	9,00E+00	-	Freigabewert nach (BS 2000b): 8,5E+00 Bq/g kein Freigabewert in (EU 2000) genannt
W-185	3,23E+02	1,00E+02	Spalte 5	-
Ir-194	2,56E+00	2,00E+00	Spalten 9c/9d	-
Au-199	3,45E+00	6,00E-01	-	Freigabewert nach (BS 2000b): 3,5E+00 Bq/g kein Freigabewert in (EU 2000) genannt Grund der Abweichung unklar
Tl-204	8,33E+01	4,00E+01	Spalte 5	-
Pb-210+	9,09E-02	3,00E-02	Spalte 5	-
Po-210	1,12E+00	4,00E-02	Spalte 5	-
Ra-226+	8,33E-02	3,00E-02	Spalte 5	-
Th-229+	3,13E-02	2,00E-02	Spalte 5	-
Th-230	9,09E-02	5,00E-02	Spalte 5	-
Th-232	3,85E-02	3,00E-02	Spalte 5	-
Np-237+	1,64E-01	1,00E-01	Spalte 9c	-
Pu-241	2,94E+00	2,00E+00	Spalte 5	-
Pu-242	7,69E-02	4,00E-02	Spalte 5	-
Pu-244+	8,33E-02	4,00E-02	Spalte 5	-
Am-241	9,09E-02	5,00E-02	Spalte 5	-
Cm-244	1,45E-01	8,00E-02	Spalte 5	-
Cm-245	7,69E-02	4,00E-02	Spalte 5	-
Cm-246	9,09E-02	5,00E-02	Spalte 5	-
Cf-253+	2,44E+00	1,00E-01	-	Freigabewert nach (BS 2000b): 2,5E+00 Bq/g kein Freigabewert in (EU 2000) genannt Grund der Abweichung unklar
Fm-255	9,09E+00	1,00E+01	-	Freigabewert nach (BS 2000b): 9,5E+00 Bq/g kein Freigabewert in (EU 2000) genannt

2.6 Uneingeschränkte Freigabe von Bodenflächen

In den folgenden Abschnitten werden die Szenarien, Expositionspfade und Parameter beschrieben, die in /THI 99/ zur Ableitung der Freigabewerte für die uneingeschränkte Freigabe von Bodenflächen Anwendung finden.

2.6.1 Identifizierte Randbedingungen

Materialart

In der vorliegenden Untersuchung wird die gleiche Trockendichte für den Boden sowie für den Grundwasserleiter (GWL) verwendet. Für die Materialart wird für Boden- und Gestein (= Grundwasserleiter) die gleiche Porosität (0,4) sowie Dichte ($1,5 \text{ g/cm}^3$) angenommen. D. h. Boden und GWL werden ansonsten nicht näher spezifiziert. Als Wert für die Gesamtporosität im Boden und GWL wurde ein Wert von 0,4 angesetzt; dies ist ein Wert, der für verschiedene Böden bzw. Gesteine realistisch ist.

Freigabeoption

Die in /THI 99/ betrachteten Freigabeoptionen sind uneingeschränkt und eingeschränkt, allerdings sind nur die Freigabewerte für die uneingeschränkten Nutzungsmöglichkeiten in die Spalte 7 StrISchV (2001) eingegangen.

Massenbereich (bzw. hier: Geländefläche)

Der Wert von 40.000 m^2 wird als abdeckend für das von Kontamination betroffene Gelände angesetzt. Der Ansatz ist dann auch für deutlich kleinere Anlagen (Forschungsreaktoren, Prototypanlagen usw.) laut /THI 99/ als konservativ anzusehen.

Dosiskriterium

Die Herleitung von Freigabewerten in /THI 99/ basiert auf dem Dosiskriterium $10 \mu\text{Sv/a}$.

Einbezogene Altersgruppen

Es werden insgesamt sieben Personengruppen betrachtet, die sich im Verhalten und in Parameterwerten unterscheiden. Es handelt sich um Erwachsene, Jugendliche von 12 bis 17 Jahren, Kinder von 7 bis 12 Jahren, Kinder von 2 bis 7 Jahren, Kleinkinder von 1 bis 2 Jahren und Säuglinge bis zu 1 Jahr sowie um auf dem Gelände tätige Arbeiter.

Die Dosiskoeffizienten für die Dosisberechnung durch Inhalation und Ingestion werden entsprechend der Zugehörigkeit zu einer bestimmten Altersgruppe gewählt. Weiterhin

ist die Zugehörigkeit zu einer Altersgruppe mit dem sonstigen Verhalten wie z. B. Atemraten, Verzehrsmengen oder die unbeabsichtigte Aufnahme von Erdreich korreliert. Ferner wurde berücksichtigt, dass Kinder und Jugendliche, die auf dem Gelände spielen, ein ganz anderes Verhalten aufweisen als Erwachsene, die sich dort aufhalten, Sport treiben oder einer anderen Beschäftigung nachgehen. Ebenso wurde das Verhalten von Kleinkindern durch separate Modellierung berücksichtigt /THI 99/.

Einbezogene Radionuklide

In /THI 99/ werden Freigabewerte für alle solche Radionuklide berechnet, für die auch Freigrenzen in den Strahlenschutzgrundnormen der EU existieren (also ca. 300 Radionuklide). Tochternuklide werden mit einbezogen.

Der Radon-Pfad (d. h. die Berechnung der Radon-Konzentration in der Luft über dem freigegebenen Standort als Folge der Kontamination des Bodens durch Nuklide der U-238 und Th-232-Zerfallsreihen) wird nicht betrachtet.

Ausschöpfung des Freigabewertes

In /THI 99/ wird eine vollständige Ausschöpfung des Freigabewerts bei der Freigabe angenommen.

Freigabekriterien

In /THI 99/ wird zwischen flächenbezogenen und massenbezogenen Mittelungskriterien unterschieden.

Als Mittelungsfläche wird 100 m² angesetzt, da dies sowohl ungefähr der Grundfläche eines auf dem Gelände errichteten Wohnhauses als auch der kleinsten sinnvollen Gartengröße entspricht.

Zur Bestimmung der massenbezogenen Aktivität in der obersten Bodenschicht kann über die Dicke, auf die sich die Freigabewerte beziehen, also die Eindringtiefe, gemittelt werden. Dies kann je nach Einzelfall z. B. eine Schichtdicke von 5 – 10 cm sein.

Bewertung der Randbedingungen

In der vorliegenden Untersuchung wird die gleiche Trockendichte (1,5 g/cm³) und Porosität (0,4) und Dichte für den Boden sowie für den Grundwasserleiter (GWL) verwendet. Die angesetzten Werte sind nachvollziehbar; jedoch wird nicht erläutert, warum man

gerade diese Werte ansetzt und warum für diese üblicherweise unterschiedliche Materialien (Böden sind normalerweise keine Grundwasserleiter) die gleichen Werte verwendet werden. Es ist nicht klar, um welche Materialien es sich bei „Boden“ und „Grundwasserleiter“ konkret handelt, da diese in /THI 99/ nicht genauer spezifiziert werden. Weiterhin ist es eher unwahrscheinlich, dass der Boden aus dem gleichen Material wie der GWL besteht.

An dieser Stelle lässt sich weiterhin feststellen, dass für einige Parameter wie Trockendichte der Böden/Grundwasserleiter und Porosität keine Herleitung bzw. Begründung geliefert wird und eine Nachvollziehbarkeit daher nicht gegeben ist. Die Werte sind dennoch plausibel /SCH 08/.

Die Szenarien bilden real mögliche Expositionssituationen nach (z. B. Bauphase, Phase der Neunutzung und weitere Untergliederung). Die Parameterwahl der Szenarien erfolgt so, dass die Exposition tendenziell überschätzt wird. Die Szenarien sind als realistisch-abdeckend zu bezeichnen.

Zu Beginn des Kapitels konnte festgestellt werden, dass die in /THI 99/ entwickelten Szenarien als realistisch-abdeckend zu bezeichnen sind. Hinsichtlich mancher Parameter ist jedoch nicht klar, ob dies tatsächlich der Fall ist. Dies betrifft die von /THI 99/ angesetzte Schichtdicke von 3 m zwischen der kontaminierten Schicht und der Oberkante des GWL unter dem Gelände. Es ist nicht klar, warum dieser Wert angesetzt wird, da Grundwasserpegel je nach Örtlichkeit deutlich näher an der Geländeoberkante liegen können (zumindest zeitweise). Weiterhin wird hinsichtlich der Niederschlagsrate ein konstanter Wert angesetzt, dessen Herleitung in /THI 99/ nicht erläutert wird. Das Einsickern der Radionuklide in das Grundwasser wird lediglich über diese Niederschlagsmenge modelliert. Es ist unklar, wie der (plausible, jedoch nicht nachvollziehbare) Wert (0,8 m/a) begründet wird. Weiterhin ist nicht klar, inwieweit die Annahme eines konstanten Wertes im Vergleich zu einem gewissen Jahresgang konservativ bzw. realistisch ist.

Die sonstigen genannten Angaben hinsichtlich der Randbedingungen sind als plausibel zu werten.

2.6.2 Externe Bestrahlung

Im folgenden Text werden die von /THI 99/ definierten Szenarien, die die verschiedenen Expositionsmöglichkeiten durch externe Bestrahlung beschreiben, kurz zusammen-

gefasst, dargestellt. /THI 99/ unterscheiden generell zwischen den Expositionsumständen während der *Bauphase* und während der *Phase der Neunutzung des Standorts*.

Im Zusammenhang mit der Bauphase betrachten /THI 99/ in Szenario 1.1 einen Bauarbeiter der sich ein Viertel seiner Jahresarbeitszeit auf dem unabgedeckten Teil des Geländes befindet. Dieses Szenario beinhaltet auch einen Arbeiter, der sich in der Baugrube befindet.

Hinsichtlich Szenario 1.2 betrachten /THI 99/ einen Bauarbeiter, der ein Viertel seiner Jahresarbeitszeit auf dem unabgedeckten Gelände und zusätzlich drei Viertel seiner Jahresarbeitszeit auf dem Gelände arbeitet, unter der Annahme, dass dieses durch das Auftragen einer Schicht von 20 cm unkontaminierten Mutterbodens abgedeckt wurde.

Tab. 2.21 zeigt die von /THI 99/ angesetzten Parameter für die Szenarien 1.1 und 1.2.

Tab. 2.21 Parameter für die Szenarien 1.1 und 1.2: Bauarbeiter, externe Bestrahlung

Parameter	Szenario 1.1	Szenario 1.2
Höhe über Boden	1 m	1 m
Expositionszeit	440 h/a (1/4 · 1760 h/a)	a) 440 h/a (1/4 · 1760 h/a) b) 1320 h/a (3/4 · 1760 h/a)
Geometrie gemäß Tab. 2.23	2	2 für a) 5 für b)
Kontaminationstiefe	5 cm	5 cm
Abdeckung	keine	a) keine b) 20 cm Erdreich
Altersklasse:	Erwachsener	Erwachsener

Bezüglich der Neunutzung des Standortes gelten die in /THI 99/ angesetzten Szenarien 2.1 bis 2.3 für Erwachsene sowie für Jugendliche der Altersgruppe 12 bis 17 Jahre. In den Szenarien 2.1.1 bis 2.1.3 betrachten /THI 99/ eine Person, die sich auf dem unabgedeckten Gelände aufhält; in den Szenarien 2.2.1 bis 2.2.4 wird zusätzlich eine Abdeckung angenommen. Szenario 2.3 beschreibt eine Person, die 8 h pro Arbeitstag in einem Gebäude, das ohne Keller auf dem Gelände errichtet wurde, arbeitet. Durch die Bodenplatte des Gebäudes findet eine Abschirmung statt.

In den Szenarien 3.1 und 3.2 setzen /THI 99/ Kinder der Altersgruppen 2 bis 7 Jahre sowie 7 bis 12 Jahre an. Dabei beziehen sich die Szenarien 3.1.1 und 3.1.2 auf ungedecktes Gelände, die Szenarien 3.2.1 und 3.2.2 nehmen eine zusätzliche Abdeckung an.

In den Szenarien 4.1 und 4.2 beschreiben /THI 99/ ein Kleinkind (Altersgruppe 1 bis 2 Jahre). Die Szenarien 4.1.1 und 4.1.2 beziehen sich auf ungedecktes Gelände, während die Szenarien 4.2.1 und 4.2.2 zusätzlich eine Abdeckung annehmen.

Nach /THI 99/ setzt sich die Dosis durch externe Bestrahlung aus den einzelnen nuklid-spezifischen Energien der γ -Photonen und deren Emissionswahrscheinlichkeiten gemäß (2.25) mit den zur jeweiligen Geometrie gehörigen energieabhängigen Dosisfaktoren und der Aufenthaltszeit.

$$H_{ext} = t_{exp} \cdot \sum_j \left(C_{D,j} \cdot \sum_i W_{i,j} \cdot D_{ext}(E_{i,j}) \right) \quad (2.25)$$

H_{ext}	Jahresdosis [$\mu\text{Sv/a}$],
t_{exp}	Expositionszeit pro Jahr [h/a],
$C_{D,j}$	Aktivitätskonzentration des Nuklids j [Bq/g],
$W_{i,j}$	Emissionswahrscheinlichkeit der γ -Linie i des Nuklids j [-],
D_{ext}	energieabhängiger Dosisfaktor [$(\mu\text{Sv/h})/(\text{Bq/g})$],
$E_{i,j}$	Energie der γ -Linie i des Nuklids j [MeV],
j	Laufindex über alle Nuklide,
i	Laufindex über alle γ -Linien des Nuklids j.

Tab. 2.22 zeigt die von /THI 99/ angesetzten Parameter für die genannten Szenarien. Weitere Details zu den Hintergründen der gewählten Werte finden sich in dem genannten Bericht.

Tab. 2.22 Parameter für die Szenarien 2, 3 und 4: alle Altersgruppen, externe Bestrahlung /THI 99/

Parameter	Szenario 2.1.1 Szenario 2.2.1	Szenario 2.1.2 Szenario 2.2.2	Szenario 2.1.3 Szenario 2.2.3	Szenario 2.2.4 Szenario 2.3
Höhe über Boden	1 / 0,1 m	1 m (Haus) 1 / 0,1 m (Garten)	1 m	1 m
Expositionszeit	730 / 150 h/a	4.380 h/a (Haus) 810/90 h/a (Garten)	350 h/a	1760 h/a
Geometrie gemäß Tab. 2.23	2 / 8 für 2.1.1 5 / 8 für 2.2.1	10 (Haus) 2 / 8 (Garten) für 2.1.2 5 / 8 (Garten) für 2.2.2	2 für 2.1.3 5 für 2.2.3	10
Kontaminationstiefe	5 cm	5 cm	5 cm	5 cm
Abdeckung	keine für 2.1.1 20 cm für 2.2.1	keine für 2.1.2 20 cm für 2.2.2	keine für 2.1.3 20 cm für 2.2.3	20 cm Beton
Altersklasse	Erwachsener, Jugendlicher 12-17 a	Erwachsener, Jugendlicher 12-17 a	Erwachsener	Erwachsener
Höhe über Boden	1 / 0,1 m	1 m (Haus) 1 / 0,1 m (Garten)	1 / 0, 1 m	1 m (Haus) 1 / 0,1 m (Garten)
Expositionszeit	1.095 / 365 h/a	4.380 h/a (Haus) 1.095 / 365 h/a (Garten)	950 / 510 h/a	5840 h/a (Haus) 950 / 510 h/a (Garten)
Geometrie gemäß Tab. 2.23	2 / 8 für 3.1.1 5 / 8 für 3.2.1	10 (Haus) 2 / 8 (Garten) für 3.1.2 5 / 8 (Garten) für 3.2.2	2 / 8 für 4.1.1 5 / 8 für 4.2.1	10 (Haus) 2 / 8 (Garten) für 3.1.2 5 / 8 (Garten) für 3.2.2
Kontaminationstiefe	5 cm	5 cm	5 cm	5 cm
Abdeckung	keine für 3.1.1 20 cm für 3.2.1	keine für 3.1.2 20 cm für 3.2.2	keine für 4.1.1 20 cm für 4.2.1	keine für 4.1.2 20 cm für 4.2.2
Altersklasse	Kinder 2 - 12 a	Kinder 2 - 12 a	Kinder 1 - 2 a	Kinder 1 - 2 a

Tab. 2.23 zeigt die von /THI 99/ gewählten Expositionsgeometrien für die vorangegangenen Szenariendefinitionen.

Tab. 2.23 Expositionsgeometrien für die Modellierung der externen Bestrahlung
/THI 99/

Geometrie Nr.	Kontaminations-tiefe [cm]	Dicke Abdeckung [cm]	Dichte Abdeckung [g/cm ³]	Höhe Expositions-ort [cm]	Beschrei-bung
1	1	0	-	100	stehend/ sitzend auf unabgedeck- tem Boden
2	5	0	-	100	
3	20	0	-	100	
4	1	20	1,2	100	stehend/ sitzend auf Boden mit 20 cm Abde- ckung Erd- reich
5	5	20	1,2	100	
6	20	20	1,2	100	
7	1	0	1,2	10	liegend auf unabgedeck- tem Boden

Für die Durchführung ihrer Berechnungen wurden von /THI 99/ zunächst für die in Tab. 2.24 genannten Expositionsgeometrien die zugehörigen Dosisfaktoren für Standardenergiebereiche bestimmt. Diese sind in Tab. 2.24 wiedergegeben.

Tab. 2.24 Dosisfaktoren für die Expositionsgeometrien gemäß Tab. 2.23 für verschiedene Energiebereiche (rotatorische Expositionsorientierung) /THI 99/

Dosisfaktoren [(Sv/h)] für Expositionsgeometrie										
Energie [MeV]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,015	9,60E-12	8,73E-12	2,88E-12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,09E-11	8,31E-12	3,65E-13	0,00E+00
0,02	4,41E-11	4,34E-11	3,15E-11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,33E-11	3,97E-11	1,86E-11	0,00E+00
0,03	2,22E-10	2,61E-10	2,50E-10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,27E-10	2,34E-10	2,13E-10	0,00E+00
0,04	4,83E-10	7,56E-10	7,69E-10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,36E-10	7,19E-10	6,94E-10	0,00E+00
0,05	7,33E-10	1,49E-09	1,63E-09	0,00E+00	2,82E-13	3,31E-13	8,47E-10	1,53E-09	1,58E-09	0,00E+00
0,06	9,97E-10	2,41E-09	2,87E-09	1,27E-12	3,86E-12	5,05E-12	1,19E-09	2,60E-09	2,96E-09	0,00E+00
0,08	1,44E-09	4,29E-09	5,97E-09	1,36E-11	4,71E-11	7,24E-11	1,79E-09	4,86E-09	6,69E-09	0,00E+00
0,1	1,85E-09	6,13E-09	9,50E-09	4,23E-11	1,55E-10	2,63E-10	2,38E-09	7,04E-09	1,10E-08	5,19E-14
0,15	2,80E-09	1,03E-08	1,81E-08	1,50E-10	5,87E-10	1,13E-09	3,77E-09	1,19E-08	2,15E-08	5,14E-12
0,2	3,77E-09	1,43E-08	2,68E-08	2,81E-10	1,13E-09	2,34E-09	5,20E-09	1,67E-08	3,18E-08	2,92E-11
0,3	5,72E-09	2,22E-08	4,39E-08	5,72E-10	2,37E-09	5,27E-09	8,04E-09	2,59E-08	5,19E-08	1,50E-10
0,4	7,62E-09	2,98E-08	6,92E-08	8,87E-10	3,74E-09	8,69E-09	1,08E-08	3,50E-08	7,17E-08	3,67E-10
0,5	9,55E-09	3,76E-08	7,83E-08	1,22E-09	5,21E-09	1,25E-08	1,37E-08	4,43E-08	9,19E-08	6,86E-10
0,6	1,13E-08	4,46E-08	9,45E-08	1,56E-09	6,68E-09	1,64E-08	1,63E-08	5,28E-08	1,11E-07	1,09E-09

Dosisfaktoren [(Sv/h)] für Expositionsgeometrie										
Energie [MeV]	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,8	1,47E-08	5,85E-08	1,27E-07	2,26E-09	9,81E-09	2,50E-08	2,14E-08	6,97E-08	1,48E-07	2,18E-09
1	1,79E-08	7,19E-08	1,59E-07	2,99E-09	1,31E-08	3,42E-08	2,62E-08	8,61 E-08	1,86E-07	3,63E-09
1,5	2,50E-08	1,02E-07	2,35E-07	4,86E-09	2,16E-08	5,89E-08	3,71E-08	1,23E-07	2,73E-07	8,54E-09
2	3,14E-08	1,30E-07	3,08E-07	6,79E-09	3,04E-08	8,54E-08	4,71E-08	1,59E-07	3,58E-07	1,49E-08
3	4,27E-08	1,80E-07	4,43E-07	1,06E-08	4,80E-08	1,39E-07	6,51E-08	2,23E-07	5,17E-07	2,94E-08
4	5,30E-08	2,26E-07	5,70E-07	1,42E-08	6,48E-08	1,91E-07	8,15E-08	2,83E-07	6,65E-07	4,43E-08
5	6,26E-08	2,67E-07	6,82E-04	1,75E-08	7,44E-08	2,39E-07	9,65E-08	3,37E-07	7,98E-07	5,88E-08

2.6.3 Inhalation

Bezüglich der Szenarien, die die Staubinhalation beschreiben, wird zwischen der *Bauphase* und der *Phase der Neunutzung* unterschieden. Dabei beschreiben die Szenarien 5.1 und 5.2 die Staubinhalation des Bauarbeiters während der Bauphase. Die Szenarien 6.1 bis 6.5 beschreiben verschiedene Expositionssituationen für Erwachsene, z. T. im Rahmen von beruflichen Tätigkeiten auf dem Gelände. Weiterhin beschreiben die Szenarien 7.1 und 7.2 bis 11.1 und 11.2 jeweils Jugendliche und Kinder der verschiedenen Altersgruppen beim Aufenthalt in einem Naherholungsgebiet und beim Aufenthalt im Wohnhaus mit Garten. Hinsichtlich der Hintergründe zur Herleitung dieser Szenarien und Parameter sei auf /THI 99/ verwiesen (die angesetzten Parameter finden sich jedoch in Tab. 2.25 und Tab. 2.26).

/THI 99/ berechnen die Dosisbelastung durch Inhalation gemäß (2.26). Liegt ein Nuklidgemisch vor, so ist nach /THI 99/ über die Beiträge der Einzelnuclide zu summieren.

$$H_{inh} = t_{exp} \cdot W_A \cdot C_S \cdot \sum_i (D_{inh,i} \cdot A_{F,i} \cdot C_{D,i}) \quad (2.26)$$

H_{inh}	Jahresdosis durch Inhalation [$\mu\text{Sv/a}$],
t_{exp}	Expositionszeit [h/a],
W_A	Atemrate [m^3/h],
C_S	Staubkonzentration in der Luft [kg/m^3],
$D_{inh,i}$	Inhalationsdosisfaktor des Nuklids i [$\mu\text{Sv}/\text{Bq}$],
$A_{F,i}$	Aufkonzentrationsfaktor für das Nuklid i [-],
$C_{D,i}$	massenspezifische Aktivität des Nuklids i [Bq/kg],
i	Laufindex über alle Nuclide.

Tab. 2.25 zeigt eine Übersicht zu den verschiedenen Szenarien mit Parametern zur Staubinhalation.

Tab. 2.25 Übersicht 1 zu den Szenarien zur Staubinhalation /THI 99/

Parameter	Szenario 5.1 Szenario 5.2	Szenario 6.3	Szenario 6.4	Szenario 6.5
Aufenthaltszeit im Gebäude [h/a]	1.320 (5.1) 3.220 (5.2)	-	180	-
Aufenthaltszeit im Freien [h/a]	440 (5.1) - (5.2)	730	1.580	350
Staubkonzentration im Gebäude [mg/m ³]	0,12 (5.1) 0,12 (5.2)	-	0,04	-
Staubkonzentration im Freien [mg/m ³]	0,3 (5.1) - (5.2)	0,02	0,1	0,1
Atemrate im Gebäude [m ³ /h]	1,8 (5.1) 0,8 (5.2)	-	1,8	-
Atemrate im Freien [m ³ /h]	1,8 (5.1) - (5.2)	1,8	1,8	1,8
Aufkonzentration [-]	4	4	4	4
Altersklasse	Erwachsener	Erwachsener	Erwachsener	Erwachsener

Tab. 2.26 zeigt eine Übersicht zu den für alle Altersklassen gleichartigen Szenarien mit Parametern zur Staubinhalation.

Tab. 2.26 Übersicht 2 zu den für alle Altersklassen gleichartigen Szenarien zur Staubinhalation /THI 99/

Parameter	Szenario 6.1 bis 11.1	Szenario 6.2 bis 11.2	gilt für Szenario:
Aufenthaltszeit im Gebäude [h/a]	-	4.380	6.1/6.2
		4.380	7.1/7.2
		4.380	8.1/8.2
		5.700	9.1/9.2
		5.700	10.1/10.2
		5.700	11.1/11.2
Aufenthaltszeit im Freien [h/a]	900	900	6.1/6.2
	1.460	2.190	7.1/7.2
	1.460	2.190	8.1/8.2
	1.460	1.460	9.1/9.2
	1.460	1.460	10.1/10.2

Parameter	Szenario 6.1 bis 11.1	Szenario 6.2 bis 11.2	gilt für Szenario:
	1.460	1.460	11.1/11.2
Staubkonz. im Gebäude [mg/m ³]	-	0,012	alle
Staubkonz. im Freien [mg/m ³]	0,02	0,1 0,03	6.2, 7.2, 8.2 9.2, 10.2, 11.2
Atemrate im Gebäude [m ³ /h]	-	0,8	6.1/6.2
		0,625	7.1/7.2
		0,55	8.1/8.2
		0,50	9.1/9.2
		0,24	10.1/10.2
		0,24	11.1/11.2
Atemrate im Freien [m ³ /h]	1	1,3	6.1/6.2
	1	1	7.1/7.2
	1	1	8.1/8.2
	0,8	0,8	9.1/9.2
	0,24	0,24	10.1/10.2
	0,24	0,24	11.1/11.2
Aufkonzentration [-]	4	4	alle
Altersklasse	Erwachsener	Erwachsener	6.1/6.2
	12-17 a	12-17 a	7.1/7.2
	7-12 a	7-12 a	8.1/8.2
	2-7 a	2-7 a	9.1/9.2
	1-2 a	1-2 a	10.1/10.2
	0-1 a	0-1 a	11.1/11.2

2.6.4 Ingestion kontaminierten Erdreichs

/THI 99/ berechnen die Dosisbelastung durch Ingestion kontaminierten Erdreichs gemäß (2.27) als Produkt aus der aufgenommenen Masse des kontaminierten Erdreichs, der massenspezifischen Aktivität des Erdreichs und dem Ingestionsfaktor für das betreffende Nuklid. Liegt ein Nuklidgemisch vor, so wird über die nuklidspezifischen Anteile summiert.

$$H_{ing} = m_{ing} \cdot \sum_i (D_{ing,i} \cdot C_{D,i}) \quad (2.27)$$

H_{ing}	Jahresdosis durch Ingestion [$\mu\text{Sv/a}$],
m_{ing}	jährlich verzehrte Masse [g/a],
$D_{ing,i}$	Ingestionsdosisfaktor des Nuklids i [$\mu\text{Sv/Bq}$],
$C_{D,i}$	massenspezifische Aktivität des Nuklids i [Bq/kg],
i	Laufindex über alle Nuklide.

Hinsichtlich der angesetzten Szenarien werden in /THI 99/ auch bei der Modellierung der Ingestion Expositionszeiten angesetzt, weil die Aufnahmewahrscheinlichkeit als proportional zur Aufenthaltszeit auf dem Gelände angegeben ist. Dabei werden die Werte von 40 g/a für Kinder bis 12 Jahre und 20 g/a für Kinder älter als 12 Jahre sowie Erwachsene, die jeweils für Aufenthaltszeiten von 2.000 h/a gelten, über die Aufenthaltszeiten gewichtet. Nach /THI 99/ beinhaltet die Ingestion kontaminierten Erdreichs auch die Ablagerung von Staubpartikeln in den oberen Atemwegen, die dann auch durch Verschlucken in den Verdauungstrakt gelangen.

In ihren Überlegungen setzen /THI 99/ die im folgenden Text beschriebenen Szenarien an:

Bauphase

- **Szenario 12:** Ein Bauarbeiter nimmt 18 g/a kontaminierten Erdreichs während der Arbeitszeit auf (1.760 h/a)

Neunutzung

- **Szenario 13.1:** Ein Erwachsener hält sich im Naherholungsgebiet auf, das auf dem freigegebenen Standort eingerichtet wurde. Seine Aufenthaltszeit beträgt 2,5 h/d, was einer inkorporierten Masse von 9 g Erdreich entspricht.
- **Szenario 13.2:** Ein Erwachsener hält sich im Garten seines Hauses auf, das auf dem freigegebenen Standort errichtet wurde. Während 900 h/a kann es hierbei zur Ingestion von Erdreich kommen (etwa bei der Gartenarbeit), so dass die aufgenommene Menge zu 9 g/a angenommen wird.

- **Szenario 13.3:** Ein Arbeiter aus der Land- und Forstwirtschaft bzw. aus dem Gartenbau arbeitet 20 % seiner Jahresarbeitszeit auf dem freigegebenen Standort, etwa bei der Parkpflege. Dabei nimmt er 4 g Erdreich auf.

Die Szenarien 14.1 und 14.2 bis 18.1 und 18.2 beschreiben nach /THI 99/ jeweils Jugendliche und Kinder der verschiedenen Altersklassen und sind analog zu den Szenarien 13.1 und 13.2 gestaltet. In diesem Zusammenhang werden die erhöhten Aufnahme-raten für jüngere Kinder sowie die der Altersklasse entsprechenden Aufenthaltszeiten berücksichtigt. Diese Szenarien sind zusammen mit den übrigen Szenarien in Tab. 2.27 dargestellt.

Tab. 2.27 Übersicht über die Szenarien zur Ingestion von Erdreich /THI 99/

Parameter	Szenario 13.1 bis 18.1	Szenario 13.2 bis 18.2	gilt für Szenario:
aufgenommene Menge Erdreich [g/a]	9	9	13.1/13.2
	17,5	21,5	14.1/14.2
	17,5	21,5	15.1/15.2
	35	44	16.1/16.2
	35	44	17.1/17.2
	35	44	18.1/18.2
Altersklasse	Erwachsener	Erwachsener	13.1/13.2
	12-17 a	12-17 a	14.1/14.2
	7-12 a	7-12 a	15.1/15.2
	2-7 a	2-7 a	16.1/16.2
	1-2 a	1-2 a	17.1/17.2
	0-1 a	0-1 a	18.3/18.2

Anzumerken ist, dass die Szenarien 12 (Bauarbeiter) und 13.3 (Arbeiter) von /THI 99/ nicht in Tab. 2.27 genannt werden. Grund dafür ist, dass in diesen Szenarien Jugendliche und Kinder der verschiedenen Altersklassen offenbar nicht berücksichtigt werden und dementsprechend ein Vergleich in der genannten Tabelle von /THI 99/ als unnötig erachtet wurde.

Eine Prüfung auf Nachvollziehbarkeit der von /THI 99/ angesetzten Werte hat ergeben, dass die in Szenario 12 angesetzte Inkorporationsrate des Bauarbeiters von 18 g/a unter Verwendung der oben genannten Angaben (1.760 h/a Aufenthaltszeit) nachvollziehbar ist.

Die erwähnte Prüfung auf Nachvollziehbarkeit hat unter Nutzung der oben angegebenen Daten für die Szenarien 13.1 und 13.2 (2,5 h/d bzw. 900 h/a Aufenthaltszeit) weiterhin ergeben, dass beide Inkorporationsraten von 9 g/a nachvollziehbar sind. Weiterhin lässt sich bezüglich Szenario 13.3 feststellen, dass der von /THI 99/ angesetzte Wert von 4 g inkorporierter Erdmasse mittels den o. g. Werten (400 h/a Aufenthaltszeit) ebenfalls nachvollziehbar ist.

Nicht nachvollziehbar sind allerdings die in Tab. 2.27 angegebenen Ingestionsraten für die Altersklasse von 0-17 a (Szenarien 14.1 bis 18.2). Beispielsweise wird für Kinder bis 12 Jahre von /THI 99/ eine Inkorporationsrate von 40 g/a angesetzt. Bei einer Aufenthaltsdauer von 900 h/a (Szenario 13.2 – analog dazu sollten wie oben angegeben die Szenarien 14.2, 15.2, 16.2, 17.2, 18.2 sein) errechnet man allerdings einen Wert von 18 g/a – nicht, wie in Tab. 2.27 angegeben, einen Wert von 21,5 bzw. 44 g/a. Im Falle des von /THI 99/ angesetzten Wertes von 44 g/a müsste bei einer Inkorporationsrate von 40 g/a (Wert für Kinder bis 12 Jahren) eine Aufenthaltsdauer von 2.200 h angesetzt sein; entsprechende Angaben finden sich allerdings nicht in /THI 99/. Festzustellen ist also, dass unklar ist, welche Aufenthaltsdauer für Kinder und Jugendliche bis 17 Jahre von /THI 99/ angesetzt wurden.

In /ÖKO 19/ wird die Auffassung geteilt, dass beispielsweise für die Szenarien 13.2 bis 18.2 bei den Altersklassen

- 0-1 Jahre, 1-2 Jahre und 2-7 Jahre jeweils 2.200 h/a (also durchschnittlich etwa 6 h täglicher Aufenthalt bei hoher Inkorporationsrate von 20 mg/h, entsprechend 44 g/a),
- für Kinder 7-12 Jahre 1.075 h/a (also durchschnittlich etwa 3 h täglicher Aufenthalt bei hoher Inkorporationsrate von 20 mg/h, entsprechend 21,5 g/a) sowie
- für Jugendliche 12-17 Jahre 2.150 h/a (also durchschnittlich etwa 6 h täglicher Aufenthalt bei niedriger Inkorporationsrate von 10 mg/h, entsprechend 21,5 g/a)

jährlicher Aufenthalt in einem Garten, der auf der freigegebenen Bodenfläche eingerichtet wäre, entsprechen würden. Nach /ÖKO 19/ fehlen diese Angaben in /THI 99/. Es kann angenommen werden, dass hier eine weitergehende Überlegung angestellt wurde, die einen realistischen Sachbezug herstellen sollte. Eine vollständige Konsistenz zu realen Gegebenheiten lässt sich allein von außen stehend nicht ableiten /ÖKO 19/.

2.6.5 Ingestion von Radionukliden über Anbau von Pflanzen auf dem Standort

/THI 99/ führen aus, dass der Transfer der Radionuklide aus dem Boden in Pflanzen und von dort in die menschliche Nahrungskette zu berücksichtigen ist. Dabei werden betrachtet:

- der direkte Verzehr von Obst und Gemüse,
- der Verzehr von Fleisch und Milch von Vieh.

Für ihre Berechnungen nutzten /THI 99/ die elementspezifischen Transferfaktoren der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 45 StrlSchV /BMU 90/. Mittels (2.28) berechnen /THI 99/ die Jahresdosis durch Pflanzenverzehr.

$$H_{ing,Pf} = m_{ing} \cdot \sum_i (D_{ing,i} \cdot C_{Boden,i} \cdot T_{Pf,i} \cdot e^{-\lambda_i \cdot t_{veg}}) \quad (2.28)$$

$H_{ing,Pf}$	Jahresdosis durch Pflanzenverzehr [$\mu\text{Sv/a}$],
m_{ing}	jährlich verzehrte Pflanzenmenge [g/a],
$D_{ing,i}$	Ingestionsdosisfaktor des Nuklids i [$\mu\text{Sv/Bq}$],
$C_{Boden,i}$	massenspezifische Aktivität des Nuklids i im Boden [Bq/kg],
$T_{Pf,i}$	Transferfaktor Boden \rightarrow Pflanze [$\text{Bq/kg(FS)}/\text{Bq/kg(TS)}$],
t_{veg}	Vegetationszeit [a],
λ	Zerfallskonstante [$1/\text{a}$],
i	Laufindex über alle Nuklide.

Analog berechnen /THI 99/ die Dosis durch Milch- bzw. Fleischverzehr gemäß

$$H_{ing,Fl/Mi} = m_{ing} \cdot \sum_i (D_{ing,i} \cdot C_{Wd,i} \cdot M_{Fu} \cdot (f_p + (1 - f_p) \cdot e^{-\lambda_i t_{Lf}}) \cdot T_{Fl, Mi} \cdot e^{-\lambda_i(t_{Wd} + t_{Fl})}) \quad (2.29)$$

- $H_{ing,Fl, Mi}$ Jahresdosis durch Fleisch- bzw. Milchverzehr [$\mu\text{Sv/a}$],
 m_{ing} jährlich verzehrte Menge an Milch bzw. Fleisch [1/a bzw. kg/a],
 $D_{ing,i}$ Ingestionsdosisfaktor des Nuklids i [$\mu\text{Sv/Bq}$],
 $C_{Wd,i}$ massenspezifische Aktivität des Nuklids i in der Weidepflanze [Bq/kg],
 $C_{Wd,i} = C_{Boden,i} \cdot T_{pf,i}$
 M_{Fu} tägliche Aufnahme von Weidefutter durch das Rindvieh (65 kg/d),
 f_p Bruchteil des Jahres, während dessen Tiere auf der Weide grasen (0,5),
 $T_{Fl, Mi, i}$ Transferfaktor Weidepflanze \rightarrow Fleisch bzw. Milch für Nuklid i [d/kg $_{FL, Mi}$],
 t_{Lf} Zeit zwischen Ernte und Verzehr von Lagerfutter (90 d),
 t_{Wd} Zeit bis zum erneuten Abweiden (30 d),
 t_{Fl} Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr (20 d bei Fleischverzehr),
 λ_i Zerfallskonstante des Nuklids i [1/a],
 i Laufindex über alle Nuklide.

/THI 99/ betrachten die verschiedenen Altersklassen, die sich in ihren Verzehrsgewohnheiten sowie den zugehörigen Ingestionsdosisfaktoren unterscheiden. Bei der Szenariowahl wird von /THI 99/ vereinfachend und abdeckend unterstellt, dass sich das gesamte Wurzelwerk der Pflanzen im kontaminierten Teil des Erdreichs befindet und dass sämtliche für den Eigenbedarf angebauten Pflanzen von dem betrachteten Anlagengelände selbst stammen. Die Szenarien 19.1 bis 19.6 beschreiben, nach /THI 99/, den Verzehr von Gemüse und Obst, das in Eigenanbau im Garten auf dem freigegebenen Standort gezogen wurde. Tab. 2.28 zeigt die von /THI 99/ angesetzten Verzehrsmengen für Gemüse, Obst, Milch und Fleisch für die verschiedenen Altersklassen zu den Szenarien 19.1 bis 19.6.

Tab. 2.28 Verzehrsmengen für Gemüse, Obst, Milch und Fleisch für die verschiedenen Altersklassen zu den Szenarien 19.1 bis 19.6 /THI 99/

Szenario/Altersgruppe	Obst, Gemüse [kg/a]	Milch [l/a]	Fleisch [kg/a]
19.1, Erwachsene	135	100	37,5
19.2, 12-17 a	130	100	35
19.3, 7-12 a	107,5	100	25
19.4, 2-7 a	100	100	20
19.5, 1-2 a	75	100	5
19.6, 0-1 a	37,5	100	2,5

Für die Durchführung der Berechnungen mittels (2.28) und (2.29) wurden von /THI 99/ altersabhängige Dosisfaktoren (siehe /THI 99/) sowie altersabhängige Parameter gemäß Tab. 2.28 verwendet.

2.6.6 Ingestion von Radionukliden über den Grundwasserpfad

Für die Modellierung des Wasserpfades wurden von /THI 99/ folgende Annahmen getroffen:

- Die Nuklide liegen zum Zeitpunkt der Freigabe als Schicht an der Geländeoberkante vor, die Dicke dieser Schicht hängt von der Kontaminationsursache sowie der Wanderungsgeschwindigkeit des Nuklids und der bisherigen Kontaminationszeit ab.
- Nach erfolgter Freigabe des Geländes wandern die Nuklide mit dem Sickerwasser senkrecht durch die ungesättigte Zone bis zu einem Grundwasserleiter (GWL) unter dem Gelände.
- Die Nuklide treten in diesen GWL über und werden mit dem Grundwasser weggeführt.
- An der Geländekante im Abstrom des Grundwasserleiters befindet sich ein Privatbrunnen, der zur Trinkwassergewinnung und zur Bewässerung von für den Eigenbedarf angebaute Pflanzen genutzt wird.

Gleichung (3.29) aus /THI 99/ ist eine vereinfachte Form der Transportgleichung und beschreibt den eindimensionalen Radionuklidtransport durch ein poröses Medium mit radioaktivem Zerfall ohne Dispersion.

$$\left(\frac{\partial}{\partial t} + v_y \frac{\partial}{\partial y} + \lambda\right) c(y, t) = q(y, t) \quad (2.30)$$

mit

$$q(y, t) = \frac{Q(y, t)}{n_B + \rho_B K_{d,B}} \quad (2.31)$$

- v_y Wandergeschwindigkeit des Radionuklids im porösen Medium [m/a],
- λ Zerfallskonstante [1/s],
- ρ_B Dichte des Bodens (Trockendichte) [kg/m³],
- $K_{d,B}$ K_d -Wert innerhalb des Bodens für das betrachtete Nuklid [m³/kg],
- n_B nutzbarer Porenraum des Bodens [-],
- c hier wie im Folgenden bezeichnet das nicht indizierte c stets die Konzentration in der Flüssigkeit [Bq/m³],
- Q Quellterm [Bq/(m³a)].

Die Wandergeschwindigkeit der Radionuklide innerhalb des Bodens wird von /THI 99/ mittels (2.32) berechnet.

$$v_y = \frac{u_y}{1 + \frac{\rho_B K_{d,B}}{n_B}} \quad (2.32)$$

- u_y Wassergeschwindigkeit im Boden (Abstandsgeschwindigkeit) [m/a]

Die Sickerwassergeschwindigkeit u_y ist nach (2.33) mit der Niederschlagsmenge h_{NG} verknüpft (Annahme näherungsweise stationärer Verhältnisse):

$$u_y = \frac{h_{NG} f_{si}}{n_B} \quad (2.33)$$

- u_y Sickerwassergeschwindigkeit [m/a],
- h_{NG} Niederschlagsmenge [m/a],
- f_{si} Anteil des Niederschlags, der in den Boden einsickert [-].

Weitere Details hinsichtlich der Lösung o. g. Gleichungen finden sich in /THI 99/.

Tab. 2.29 zeigt die von /THI 99/ angesetzten Werte für den Nahrungsmittelverzehr für die Szenarien 20.1 bis 20.6.

Tab. 2.29 Nahrungsmittelverzehr aus eigenem Anbau für die Szenarien 20.1 bis 20.6 /THI 99/

Nahrungsmittel	Jahresverbrauch der Referenzperson [kg/a] bzw. [1/a]					
	Sz. 20.1	Sz. 20.2	Sz. 20.3	Sz. 20.4	Sz. 20.5	Sz. 20.6
Trinkwasser	440	440	440	440	250	250
Milch und Milchprodukte	100	100	100	100	100	100
Fleisch und Fleischwaren	37,5	35	25	20	5	2,5
Pfl. Produkte ohne Blattgemüse	115	105	97,5	90	65	32,5
Blattgemüse	20	15	10	10	10	5
Altersgruppe	> 17 a	12 - 17 a	7 - 12 a	2 - 7 a	1 - 2 a	< 1 a

2.6.7 Ingestion von Radionukliden über den Oberflächenwasserpfad

In /THI 99/ wird eine Auswaschung von Nukliden mit dem oberflächennah ablaufenden Sickerwasser unterstellt. In dem Modell wird dabei eine Generierung von Sickerwasser aus einer Materialaufschüttung oder einer kontaminierten Fläche und dessen Aktivitätskonzentration betrachtet. Die Beschreibung erfolgt mittels der Gleichungen (2.34) bis (2.38).

$$C_{SW} = \frac{\dot{A}}{a \cdot Q_{SW}} = \frac{\alpha \cdot \rho_{Bo} \cdot h \cdot C_s}{a \cdot f_{si} \cdot h_{NG}} \quad (2.34)$$

mit

$$\dot{A} = \alpha \cdot A \quad (2.35)$$

$$\dot{A} = \rho_{Bo} \cdot h \cdot F \cdot C_s \quad (2.36)$$

$$Q_{SW} = f_{si} \cdot h_{NG} \cdot F \quad (2.37)$$

$$\alpha = \frac{1}{T_0 \cdot (1 + 2 \cdot \log(10 \cdot h))} \quad (2.38)$$

C_{SW}	spezifische Aktivität im Sickerwasser [Bq/l],
\dot{A}	mit dem Sickerwasser pro Jahr freigesetzte Aktivität [Bq/a],
A	Gesamtaktivität im Material [Bq],
α	mit dem Sickerwasser pro Jahr freigesetzter Anteil der Gesamtaktivität [1/a],
Q_{sw}	jährlich anfallende Sickerwassermenge aus dem Material [m ³ /a],
h	Mächtigkeit ² des Materials [m],
F	Aufstandsfläche des Materials [m ²],
f_{si}	infiltrierter Anteil des jährlichen Niederschlags (0,3 unabgedeckt) [-],
h_{NG}	jährliche Niederschlagsmenge (0,8 m/a Mittelwert) [m/a],
a	Umrechnungsfaktor 1.000 l/m ³ [l/m ³],
ρ_{Bo}	Dichte des Materials bzw. des Bodens (ca. 1,5 g/cm ³) [g/cm ³],
C_s	spezifische Aktivität im Material [Bq/g],
T_0	Referenzfreisetzungszeitraum (100 a) [a].

/THI 99/ übertragen in ihren Betrachtungen die für Uran gewonnenen Ergebnisse zur Freisetzungsrate auf ein anderes Nuklid j mittels (2.39).

$$T_{0,j} = \frac{1 + \rho_{Bo} K_{d,j} / n}{1 + \rho_{Bo} K_{d,Uran} / n} \cdot T_{0,Uran} \quad (2.39)$$

Aus der sich gemäß (2.34) ergebenden Aktivitätskonzentration im Sickerwasser errechnet sich die Konzentration in einem Oberflächengewässer gemäß (2.40).

$$C_{OW} = \frac{C_{SW} \cdot Q_{SW}}{Q_{OW}} = \frac{\dot{A}}{a \cdot Q_{OW}} \quad (2.40)$$

C_{OW}	Konzentration im Oberflächengewässer [Bq/l]
Q_{OW}	Fließrate des Oberflächengewässers am Ort der Entnahme [m ³ /a]

² Begriff aus der Geologie für Dicke einer Schicht oder ähnlichem

2.6.8 Vergleich zwischen den in /THI 99/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich die Freigabewerte, die sich unter Berücksichtigung der in /THI 99/ ermittelten Dosiskonversionsfaktoren ergeben, mit dem Dosiskriterium (siehe Gleichung (2.1)) mit denen in Spalte 7 der /SSV 17/, decken.

Das Öko-Institut bestätigt in /ÖKO 19/ diese Feststellung.

2.7 Zweckgerichtete Freigabe von festen und flüssigen Stoffen zur Beseitigung

2.7.1 Allgemeines

Für die Modellierung der Beseitigung von freigegebenen Stoffen wurde in der SSK-Gesamtempfehlung /SSK 98/ ein Modell verwendet, das auf den Untersuchungen von /POS 95/ basierte /SSK 06/. In der genannten Gesamtempfehlung /SSK 98/ sind bei der Herleitung der Freigabewerte außerdem die Altersgruppen und die Dosiskoeffizienten der EU-Strahlenschutzgrundnormen /EU 96/ berücksichtigt worden. In der Untersuchung von /POS 95/ wurden die in Abb. 2.4 aufgeführten radiologischen Expositionspfade untersucht. Dabei gelangt Abfall entweder in eine Müllverbrennungsanlage oder direkt auf eine Deponie (für weitere Details wird hier auf /POS 95/ verwiesen).

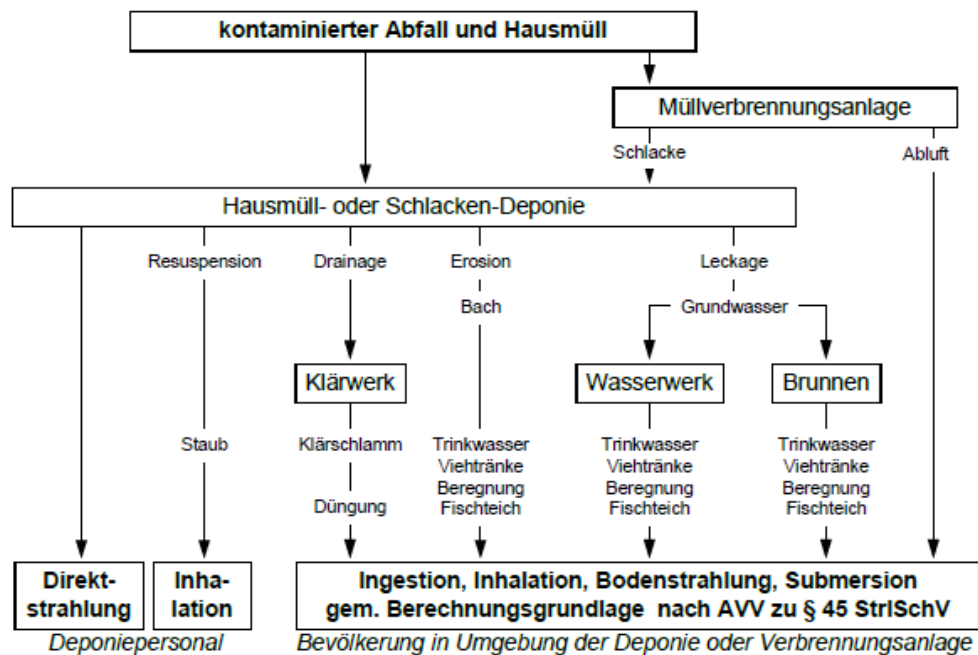


Abb. 2.4 Die von /POS 95/ verwendeten radiologischen Expositionspfade

Ab Mitte des Jahres 2005 wurden Veränderungen im Abfallrecht wirksam, die teilweise nicht mehr mit den Randbedingungen kompatibel waren, die für die Modellierung bei der Herleitung der Freigabe vormals verwendet wurden. Weiterhin hat sich zwischenzeitlich der technische Stand der Deponietechnik weiterentwickelt /SSK 06/.

Aufgrund der erwähnten für Änderungen wurde die SSK Strahlenschutzkommission vom damaligen Bundesministerium Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit mit der Erarbeitung einer Empfehlung zur Ermittlung der Freigabewerte zur Beseitigung beauftragt. In Erweiterung des Ansatzes von /SSK 98/ wurden in /SSK 06/ Differenzierungen der Massenaufkommen und Beseitigungsarten für die Anwendung der ermittelten Freigabewerte getroffen, um der Praxis besser gerecht zu werden.

2.7.2 Identifizierte Randbedingungen

Materialart

Die Veränderungen im Abfallrecht ab dem 1. Juni 2005 führten zu einer stofflichen Trennung von inerten, verrottbaren und brennbaren Abfällen. Zur Modellierung der Herleitung der Freigabewerte wurden in /SSK 06/ die Szenarien für die Verbrennung, Verrottung und Deponierung betrachtet. Für die Verrottung wurde kein eigener Wertesatz erstellt, da die Verrottung im Deponiemodell enthalten ist /SSK 06/.

Hinsichtlich der Materialart des auf die Referenzdeponie zu verbringenden Abfalls wird in /SSK 06/ keine konkrete Angabe gemacht; es wird lediglich als Material „Hausmüll“ genannt, nicht jedoch dessen angenommene Zusammensetzung. Ähnliches gilt für die Referenz-Müllverbrennungsanlage. Es wird nur festgestellt, dass jährlich 60.000 Mg Schlacke anfallen. Hinsichtlich der Materialzusammensetzung des Massenaufkommens der Referenz-Anlage für mechanisch-biologische Behandlung werden keine Angaben gemacht. In /SSK 06/ wird angegeben, dass die Referenzkläranlage ein Volumendurchsatz von 1.000 Mg Klärschlamm pro Kalenderjahr produziert.

Weiterhin wird in /SSK 06/ festgestellt, dass mineralische Abfälle den größten Massenanteil für die Deponierung (z. B. Bauschutt und Bodenaushub) darstellen.

Freigabeoptionen

In /SSK 06/ wurden Freigabewerte für die folgenden Beseitigungsoptionen berechnet:

- Deponierung bis zu einer Masse von 100 Mg/a,
- Deponierung bis zu einer Masse von 1.000 Mg/a,
- Verbrennung bis zu einer Masse von 100 Mg/a,
- Verbrennung bis zu einer Masse von 1.000 Mg/a.

Für die Herleitung der nuklidspezifischen Freigabewerte sind die folgenden Expositionspfade betrachtet worden: externe Bestrahlung, Inhalation, Ingestion.

Massenbereiche und andere Angaben

Nach /SSK 06/ wurden die nach 2005 zu erwartenden Jahreskapazitäten von Deponien und Müllverbrennungsanlagen (MVA) unter Berücksichtigung der gegenwärtig und zukünftig tatsächlich aus Stilllegungs- und Rückbauprojekten kerntechnischen Anlagen anfallenden Massen zugrunde gelegt /SSK 06/.

Für die Modellrechnungen einer Referenzdeponie wurde in /SSK 06/ ein jährliches Massenaufkommen von 60.000 Mg Hausmüll zugrunde gelegt. Dieser Wert stellte nach /SSK 06/ den Mittelwert der nach 2005 zu erwartenden Kapazitätsverteilungen der Deponien in Deutschland dar. Extrem kleine Deponien mit Kapazitäten unter 10.000 Mg/a sind aus der Betrachtung herausgenommen worden. Die räumliche Ausdehnung der Referenzdeponie wird mit 300 m x 300 m angesetzt. Die Höhe der Deponie beträgt 25 m für die Deponieklassen I, II, III /SSK 06/.

Für die Referenz-MVA wurde in /SSK 06/ ein jährliches Massenaufkommen von 240.000 Mg zugrunde gelegt. Dieser Wert entspricht nach /SSK 06/ dem durchschnittlichen Durchsatz je Anlage für 2005 gemäß Umweltbundesamt und somit dem Mittelwert der Verteilung über alle Anlagen zur Abfallverbrennung. Aus dieser MVA fallen jährlich 60.000 Mg Schlacke an /SSK 06/.

Für die mechanisch-biologische Behandlungsanlagen (MBA) wird in /SSK 06/ eine Jahreskapazität von 100.000 Mg zugrunde gelegt. Dies ist nach /SSK 06/ kompatibel mit der angesetzten Jahreskapazität der Referenzdeponie und entspricht dem unteren Bereich der Kapazitätsverteilung von mechanisch-biologischen Behandlungsanlagen.

Der jährliche Volumendurchsatz der Referenzkläranlage wird in /SSK 06/ konservativ mit 2.000.000 m³ Wasser und 1.000 Mg Klärschlamm pro Kalenderjahr angenommen, was der Kläranlage einer Kleinstadt entspricht.

Dosiskriterium

In /SSK 06/ wurden Freigabewerte für die Beseitigung berechnet, die einer effektiven Dosis von 10 µSv im Kalenderjahr entsprechen.

Altersgruppen

In den in /SSK 06/ vorgestellten Szenarien wurden Erwachsene (Personal) und die Bevölkerung (alle Altersgruppen, wie im Entwurf der AVV zu § 47 StrlSchV /BMU 05/ beschrieben) untersucht.

Einbezogene Radionuklide

In /SSK 06/ wurden Radionuklide und Zerfallsketten, für welche in den Strahlenschutz-Grundnormen der EU /EU 96/ Freigrenzen angegeben sind, betrachtet; dabei sind für Radionuklide mit Halbwertszeiten mit > 7 d Freigabewerte berechnet worden.

Radionuklide mit Halbwertszeiten von < 7 d wurden in /SSK 06/ nicht explizit betrachtet. Stattdessen wurden die Freigrenzen aus Anlage III Tabelle 1 Spalte 3 /SSV 17/ angewendet.

Freigabekriterien

In /SSK 06/ werden für die dort aufgeführten Freigabewerte für die Freigabe zur Beseitigung die Anwendung einiger Kriterien als notwendig erachtet. Zunächst werden die in Anlage IV Teil A Nr. 1 /SSV 17/ aufgeführten Festlegungen bei der Freigabe zur

Beseitigung weiterhin als zu beachten angemerkt. Es wird vorausgesetzt, dass die zu beseitigenden Stoffe auf einer Deponie abgelagert oder eingebaut oder in einer Verbrennungsanlage beseitigt werden. Eine Verwertung oder Wiederverwendung außerhalb der Deponie oder Verbrennungsanlage muss ausgeschlossen sein. Als Deponien für die Beseitigung freigegebener Stoffe sind nur solche Entsorgungsanlagen geeignet, die mindestens die Anforderungen der Deponieklasse I erfüllen und eine Jahreskapazität von mind. 10.000 Mg/a oder 7.600 m³/a für die eingelagerte Menge von Abfällen, gemittelt über die letzten 3 Jahre, erreichen.

Bewertung der Randbedingungen

Es wird bestätigt, dass das radiologische Modell aufgrund der gewählten Szenarien und Parameter konservativ ist. Die Parameter und weitere Annahmen sind so gewählt, dass sie die Gesamtheit der Expositionsumstände abdeckend beschreiben.

Grundsätzlich ist festzustellen, dass die in /SSK 06/ enthaltenen Informationen bzgl. der Herleitung der Freigabewerte lückenhaft sind und somit eine Bewertung entsprechend nicht möglich ist. Beispielsweise werden die zugrunde gelegten Gleichungen nicht angegeben und nur ein kleiner Teil der Parameterwerte dargelegt. Beispielsweise wird auf Seite 17 in /SSK 06/ festgestellt, dass die Dosiskoeffizienten für die externe Bestrahlung mit Abschirmrechnungen für die verschiedenen Szenarien ermittelt wurden, ohne jedoch weiter auf die Methodik und die Ergebnisse einzugehen. Es wird weiterhin dargelegt, dass „ungünstige Expositionsgeometrien“ zur Konservativität beitragen, ohne weiter auf diesen Aspekt einzugehen. Es werden der Transport zur Deponie bzw. Verbrennungsanlage bzw. die Arbeitsabläufe bei der Deponierung, in einer MBA und bei der Müllverbrennung „betrachtet“ usw., ohne oftmals jedoch die genauere Vorgehensweise (z. B. Berechnungen) transparent darzustellen. Dementsprechend ist nicht klar, inwieweit die angesetzten Randbedingungen tatsächlich in die Rechenergebnisse (Freigabewerte) eingeflossen sind, d. h. die Ergebnisse sind ohne weiterführende Informationen nicht nachvollziehbar.

Hinsichtlich des Massenaufkommens der Deponien wurden in einem anderen Vorhaben der GRS die Jahreseinlagerungsmassen von Deponien der Klassen I und II für das Jahr 2017 recherchiert. In diesem Zusammenhang wurden über 200 Deponien betrachtet. Allerdings geben bundesweit nur 61 Deponien das Massenaufkommen für das Jahr 2017 an, davon sind 33 Deponien in Bayern. Nur eine Deponie gibt hier eine Jahreseinlagerungsmasse von > 60.000 Mg an. Der Durchschnittswert des Massenaufkommens

dieser Deponien beträgt ca. 15.300 Mg/a, der Median liegt bei 5.400 Mg/a. Für das Saarland wurden 13 Deponien recherchiert, von denen nur vier ihre jeweilige Jahreseinlagerungsmasse angeben. Die Werte bewegen sich zwischen 103.700 Mg bis 351.900 Mg und betragen durchschnittlich ca. 229.000 Mg.

Weiterhin wurden in o. g. Vorhaben der GRS die Jahresmassenaufkommen von 126 MVAs aus der UBA-Liste recherchiert. Ein Mittelwert von 215.000 Mg/a wurde dabei für diese MVA ermittelt; dies deckt sich gut mit dem in /SSK 06/ angegebenen Wert. Der Median liegt der in der UBA-Liste angegebenen Daten liegt bei 165.000 Mg/a.

Abweichend zum Vorgehen im Forschungsvorhaben /THI 04/ wurde in /SSK 06/ zur Ableitung der Freigabewerte ein Ausschöpfungsgrad von 100 % zugrunde gelegt.

Das radiologische Modell, das in /SSK 06/ zur Herleitung der Freigabewerte dient, wird dort als konservativ bezeichnet. Dies zeichnet sich nach /SSK 06/ auch durch die Parameterwahl aus (Staubkonzentration, Volumendurchsatz Referenzkläranlage, niedrige Einbauraten bei der Deponierung).

In /SSK 06/ werden die konservativen Annahmen des radiologischen Modells wie folgt aufgelistet:

- Jährliche freigegebene Abfallmenge von 1.000 Mg/a:
Der Ansatz der jährlich freigegebenen Abfallmenge von 1.000 Mg auf eine Deponie bzw. in eine MVA wird in /SSK 06/ als abdeckend angesehen. Dieser Wert wurde in /SSK 06/ als Obergrenze erachtet, welche realistisch von einem einzelnen Abfallversucher abgegeben werden kann, da Bauschutt und Erdaushub oberhalb von 1.000 Mg/a gem. Anlage III Tab. 1 Sp. 6 StrlSchV /SSV 17 freizugeben waren
- Ausschöpfungsgrad der Freigabewerte von 100 % im gesamten Material:
/SSK 06/ stellt fest, dass die zum Zeitpunkt deren Berichtserstellung gemachte Erfahrung kerntechnischer Rückbauprojekte gelehrt hat, dass der mittlere Ausschöpfungsgrad von Stoffen, die zur Beseitigung freigegeben werden, im Bereich einiger Prozent bis weniger 10 Prozent beträgt. Eine vollständige Ausschöpfung der Freigabewerte im gesamten freizugebenden Material kann hier messtechnisch nicht erreicht werden.

- Modellteil Transport:
Die Annahme des Transports des gesamten Abfalls, der zu einer Deponie bzw. Verbrennungsanlage gelangt, im Falle von 1.000 Mg/a durch nur drei Fahrer wird von /SSK 06/ als konservativ angesehen. Die Annahmen zur Inhalation des Fahrers (1 mg/m³ einatembarer Staub in der Luft allein vom Abfall und Aufkonzentrationsfaktor 10) stellen nach /SSK 06/ konservative Annahmen dar.
- Modellteil Deponierung – Arbeitsabläufe:
Im Modellteil, welcher die Einlagerung auf der Deponie beschreibt, tragen nach /SSK 06/ vor allem folgende Annahmen zur Konservativität bei:
 - die Referenzperson hält sich während 25 % der Arbeitszeit auf der Abfallschicht und nicht im Fahrzeug auf,
 - die Referenzpersonen halten sich doppelt so lange wie für den Einbau benötigt auf der Abfallschicht auf,
 - die hohe Aufkonzentration im einatembaren Staub.

Insbesondere die Wahl einer realistischen bis abdeckenden einatembaren Staubkonzentration (1 mg/m³ außen bzw. 0,2 mg/m³ in der Fahrerkabine) in Verbindung mit dem Aufkonzentrationsfaktor 10 im Feinstaub stellen nach /SSK 06/ sicher, dass die Dosis durch Inhalation nicht unterschätzt wird.

- Modellteil Verwertung bzw. Deponierung der Verbrennungsrückstände:
In diesem Modellteil tragen nach /SSK 06/ insbesondere die langen Expositionszeiten, die für die Nutzung von öffentlichen Flächen, für deren Herstellung Schlacke aus der MVA verwendet wurde, und für die Nutzung von Produkten angesetzt wurden, sowie die ungünstigen Expositionsgeometrien zur Konservativität bei.
- Modellteil Nuklid Ausbreitung über den Luftpfad der MVA:
Die Annahmen zum Ausbreitungsverhalten sind nach /SSK 06/ konservativ, wie z. B. die Annahme einer ungünstigen Diffusionsklasse und einer niedrigen Freisetzungshöhe. Ebenfalls konservativ sind die Annahmen zur externen Bestrahlung durch am Boden abgelagerte Nuklide, da hier eine Akkumulation im Boden von 50 Jahren angesetzt wurde. Dasselbe gilt für die Inhalation, für welche ganzjährige Dauer unterstellt wurde. Ferner wird unterstellt, dass die exponierten Referenzpersonen ihre gesamten Nahrungsmittel am Ort der höchsten Kontamination in der Umgebung der MVA erzeugen.

- Modellteil Nuklidausbreitung über den Oberflächenwasserpfad:
In /SSK 06/ ist der Modellteil zum Klärwerk so aufgebaut, dass die Aktivität im Klärschlamm sowie im Abwasser des Klärwerks jeweils nicht unterschätzt wird. Für Elemente, für die keine eindeutige Zuordnung möglich war, wurde in /SSK 06/ unterstellt, dass diese jeweils zu 100 % in den Klärschlamm und ins Abwasser gehen, wodurch das Modell konservativer wird. Die weiteren Annahmen zur Ingestion über die direkte Nutzung des Oberflächenwassers, in welches die Abwässer des Klärwerks eingeleitet werden, sowie über die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft beruhen auf den Annahmen gemäß AVV zu § 47 StrlSchV /BMU 05/ und werden daher in /SSK 06/ als konservativ angesehen.
- Modellteil Nuklidausbreitung über den Grundwasserpfad:
Bei der Modellierung der Nuklidausbreitung über den Grundwasserpfad wird die Konzentration im Wasser eines Privatbrunnens im Grundwasserabstrom unterhalb der Deponie auf der Basis konservativer Annahmen berechnet. So wurde der Brunnen in einer Entfernung von nur 500 m zur Deponie sowie im Zentrum der Schadstofffahne angesetzt, ferner ist die Wahrscheinlichkeit für das Zusammentreffen alle Umstände, die zu diesem Szenario führen, extrem gering /SSK 06/.
- Modellteil Kontamination der Nahrung und Ingestion:
Die Annahmen zur Wassernutzung aus dem o. g. Privatbrunnen für Trinkwasser, Viehtränke und Beregnung von Gemüse und Blattgemüse orientieren sich an der AVV zu § 47 StrlSchV /BMU 05/ und werden in /SSK 06/ daher als konservativ angesehen. Insbesondere die gleichzeitige Annahme des Vorliegens eines derart ungünstig stehenden Brunnens, der ausgedehnten Wassernutzung und zugleich der weitgehenden Verwendung der Nahrungsmittel zur Deckung des Eigenbedarfs ist nach /SSK 06/ sehr konservativ.

Freigabewerte, die die Freigrenzen (Anlage III Tabelle 1 Sp. 3 /SSV 17/) überschreiten, wurden in /SSK 06/ auf die Werte der Freigrenzen reduziert.

2.7.3 In /SSK 06/ durchgeführte Modellanpassungen

Wie in Kapitel 2.7.1 festgestellt, wurden Mitte des Jahres 2005 Veränderungen im Abfallrecht wirksam. Diese Veränderungen führen zu einer stofflichen Trennung von inerten, verrottbaren und brennbaren Abfällen. Für ihre Modellierung der Herleitung der zweckgerichteten Freigabewerte nach Anlage III Tab. 1 Sp. 9 StrISchV haben /SSK 06/ die Szenarien für die Verbrennung, Verrottung und Deponierung betrachtet. Dabei wurde für die Verrottung kein eigener Wertesatz erstellt, da die Verrottung im Deponiemodell enthalten ist.

Hinsichtlich der relevanten Nuklide sind jene betrachtet worden, für die in den Strahlenschutz-Grundnormen der EU-Freigrenzen angegeben sind und die Halbwertszeiten von mehr als 7 Tage haben. Radionuklide mit kürzeren Halbwertszeiten sind nicht explizit betrachtet worden; hier sind die Freigrenzen aus Anlage III Tabelle 1 Spalte 3 StrISchV angewandt worden /SSK 06/.

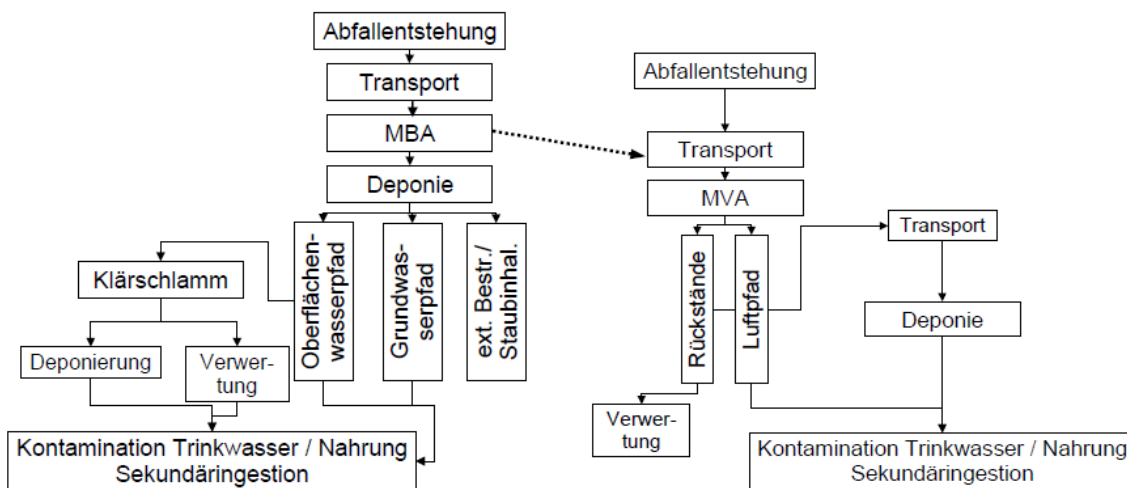


Abb. 2.5 Modellstruktur der Deponierung (links) und der Abgabe an eine MVA (rechts) /SSK 06/

/SSK 06/ verweist auf die Ergebnisse aus der Untersuchung des Massenaufkommens in /THI 04/ hinsichtlich der zur Beseitigung freigegebener Abfälle und der Beseitigung auf einer Deponie oder in einer MVA. In diesem Zusammenhang legten /SSK 06/ Freigabewertesätze für Massenaufkommen bis zu 100 mg/a bzw. bis zu 1.000 Mg/a fest.

Daraus ergeben sich in /SSK 06/ nuklidspezifische Wertesätze von spezifischen Aktivitäten für folgende Freigabeoptionen:

- Deponierung bis zu einer Masse von 100 Mg/a (entspricht StrISchV Spalte 9a),

- Deponierung bis zu einer Masse von 1.000 Mg/a (entspricht StrlSchV Spalte 9c),
- Verbrennung bis zu einer Masse von 100 Mg/a (entspricht StrlSchV Spalte 9b),
- Verbrennung bis zu einer Masse von 1.000 Mg/a (entspricht StrlSchV Spalte 9d).

Für die Herleitung der nuklidspezifischen Freigabewerte wurden in /SSK 06/ von die Expositionspfade externe Bestrahlung, Inhalation und Ingestion betrachtet.

2.7.4 In /SSK 06/ relevante Angaben und Daten

Es ist festzustellen, dass in /SSK 06/ die zugrundeliegenden Gleichungen für die Herleitung der Freigabewerte nicht angegeben und nur relativ wenige Parameter genannt werden. Tab. 2.30 zeigt einen Überblick der in /SSK 06/ gemachten Angaben (Modellanpassungen).

Tab. 2.30 Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich ihres Modells

/SSK 06/ Kapitel 3.3: Modellanpassungen		
Angabe in /SSK 06/		Anmerkung
Zur Ableitung der Freigabewerte wurde ein Ausschöpfungsgrad von 100 % zugrunde gelegt.		-
Dosiskoeffizienten für die externe Bestrahlung	Mit „Abschirmrechnungen“ für die verschiedenen Szenarien ermittelt worden	Keine weiteren Angaben zu den „Abschirmrechnungen“ und den eigentlichen Dosiskoeffizienten
Dosiskoeffizienten für die Inhalation und Ingestion	Diese wurden dem Bundesanzeiger 160 a und b vom 28.08.01 Teil I und II entnommen	In /SSK 06/ werden diese Koeffizienten nicht aufgelistet
	Der Transfer von Radionukliden in Nahrungsmittel und der Verzehr von Trinkwasser, die Ingestion über die Wasserpfade und die Berechnung der Ingestion über die Luftpfade erfolgte gemäß AVV zu § 47 StrlSchV /BMU 05/ (Entwurf)	In /SSK 06/ finden sich jedoch keine konkreteren Angaben dazu
Jährliches Massenaufkommen und Größe der Referenzdeponie	60.000 Mg/a Hausmüll; 300 x 300 m. Deponiehöhe: 25 m für DK I, II, III	-

/SSK 06/ Kapitel 3.3: Modellanpassungen		
Angabe in /SSK 06/		Anmerkung
Jährliches Massenaufkommen der Referenz-MVA	240.000 Mg/a. Aus dieser MVA fallen jährlich 60.000 Mg Schlacke an	-
Jährliches Massenaufkommen der Referenz-MBA	100.000 Mg/a	-
Jährlicher Volumendurchsatz der Referenzkläranlage	2.000.000 m ³ /a Wasser und 1.000 Mg/a Klärschlamm	-

Tab. 2.31 zeigt einen Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich des Transports zur Deponie/MVA.

Tab. 2.31 Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich des Transports zur Deponie/MVA in deren Modell

Aus /SSK 06/, Kapitel 3.3.9: Transport zur Deponie/MVA		
Angabe in /SSK 06/		Anmerkung
Der Fahrer des LKWs wird durch die Ladung einer äußeren Strahlenexposition sowie [...] Inhalation ausgesetzt		In /SSK 06/ werden keine näheren Angaben dazu gemacht.
Transportierte LKW-Ladung; Dichte und Gesamtmasse	Dichte: 1 Mg/m ³ ; Gesamtmasse. 20 Mg.	-
Expositionszeiten LKW-Fahrer	Bei einem Massenaufkommen von 1.000 Mg/a: Einsatz von drei Fahrern, bei einem Massenaufkommen von 100 Mg/a Einsatz von einem Fahrer. Expositionszeiten: 33 bzw. 10 h/a.	-
<i>Be- und Entladevorgänge am Eingangsbereich der Deponie</i>		
Feinstaubkonzentration	1 mg/m ³	Unverändert zu /POS 95/
Aufkonzentrationsfaktor	10	Unverändert zu /POS 95/

Zur Modellierung der Arbeitsabläufe bei der Deponierung betrachten /SSK 06/ von der Annahme und Wägung bis zum Einbau drei Teilszenarien:

- Abfertigung im Eingangsbereich der Deponie,
- Behandlung in einer Anlage zur mechanisch biologischen Vorbehandlung,
- Einbau des Abfalls in einen Deponiekörper.

Bei Deponien mit Jahreskapazitäten von 60.000 Mg gehen /SSK 06/ von drei Trupps mit jeweils zwei Personen aus. Bei einer angenommenen freigegebenen Menge von 1.000 Mg/a und einer nach /SSK 06/ konservativ niedrig angesetzten Einbaurrate dieses Materials von 20 Mg/h erhält man eine mittlere Expositionszeit von 17 Stunden pro Person und Jahr. Falls eine freigegebene Menge von 100 Mg/a angenommen wird, gehen /SSK 06/ von einem kurzzeitigem Einbau durch einen Trupp aus. Nach /SSK 06/ ergibt dies eine mittlere Expositionszeit von 5 Stunden pro Person und Jahr. Tab. 2.32 gibt einen Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe bei der Deponierung.

Tab. 2.32 Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe bei der Deponierung

Aus /SSK 06/, Kapitel 3.3.10.1: Arbeitsabläufe bei der Deponierung	
Gesamtstaubkonzentration (< 100 µm)	0,1 bis 0,8 mg/m ³
Feinstaubkonzentration (< 10 µm)	0,2 mg/m ³

Tab. 2.33 gibt einen Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage.

Tab. 2.33 Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage

Aus /SSK 06/, Kapitel 3.3.10.2: Arbeitsabläufe in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage	
Arbeitszeit	1.000 h/a
Anteil des aus der Freigabe stammenden Materials, welches zur biol. Vorbehandlung kommt	1 % des Massenanteils
Aufkonzentrationsfaktor	3
Staubkonzentration i. d. Hallenluft	1 mg/m ³
Verweilzeit des Materials in der MBA	3 Monate

Hinsichtlich der Arbeitsabläufe in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage wird von /SSK 06/ die Intensivrotte mit typischen Abmessungen von 10 x 10 x 4 m³ in einem Abstand von 2 m bei einer Dichte von 0,5 Mg/m³ und einer Abschirmung von 1 mm Eisen (Laufsteg bzw. Fahrzeug) der Berechnung zugrunde gelegt.

In /SSK 06/ (dort Kapitel 3.3.10.3) werden die folgenden relevanten Arbeitsschritte an einer MVA betrachtet:

- Arbeitsabläufe im Eingangsbereich der MVA,
- Arbeitsabläufe am Müllbunker und Beschickung des Verbrennungsofens,
- Arbeitsabläufe am Schlackebunker und Abtransport der Schlacken zur Deponierung bzw. zur Verwertung,
- Arbeitsabläufe am Staubbunker und Abtransport der Stäube zu einer Sondermülldeponie bzw. Untertagedeponie.

Die Staubkonzentration im Eingangsbereich der MVA wird von /SSK 06/ mit 0,2 mg/m³ angenommen. Nähere Angaben zu den Arbeitsschritten finden sich nicht in /SSK 06/. Tab. 2.34 zeigt einen Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage.

Tab. 2.34 Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage

Aus /SSK 06/, Kapitel 3.3.11: Verwertung von Stoffen aus der MVA	
Angabe in /SSK 06/	Anmerkung
Untersucht wurde der Einsatz der Schlacke im Straßen- und Wegebau und bei der Verwendung auf Parkplätzen mit hohen Aufenthaltszeiten	Keine weiteren Angaben dazu in /SSK 06/
Beim Verbrennungsprozess [...] werden Metalle ausgesondert, die dem Einschmelzen zugeführt werden. Das Szenario berücksichtigt [...] einen Verdünnungsfaktor von 5.	Keine weiteren Angaben dazu in /SSK 06/

Weiterhin wird in /SSK 06/ darauf hingewiesen, dass sich „weitere Details der Modellierung in Kapitel 3.6 von /THI 04/“ finden. Es ist allerdings festzustellen, dass dieses Kapitel in dem genannten Dokument nicht vorhanden ist. In /THI 04/ befasst sich jedoch Kapitel 3.2.6 mit der Verwertung bzw. Deponierung der Verbrennungsrückstände. Dort wird festgestellt, dass in /THI 04/ - im Vergleich zu /POS 95/ - die Tatsache berücksichtigt wird, dass die Abluftreinigungsanlagen leistungsfähiger geworden sind. Nach /THI 04/

fallen aus der Abluftreinigung zusätzlich feste Rückstände an, die zu beseitigen sind. Diese enthalten teilweise einen im Vergleich zum vorigen Ansatz höheren Anteil solcher Elemente (und damit auch die entsprechenden Nuklide), die im Model bisher vorwiegend über dem Abluftpfad emittiert angenommen wurden. Im Model von /THI 04/ wurden daher die Partitionsfaktoren für die Abgabe mit Abluft und die Abgabe mit den festen Rückständen an diese Randbedingungen angepasst.

Tab. 2.35 gibt einen Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Emission einer Müllverbrennungsanlage (MVA).

Tab. 2.35 Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Emission einer Müllverbrennungsanlage (MVA)

/SSK 06/ 3.3.12 Emission einer MVA		
Angabe in /SSK 06/		Anmerkung
Effektive Emissionshöhe einschließlich der thermischen Überhöhung für alle Diffusionsklassen	50 m	-
Windhäufigkeit	30 % im häufigsten Sektor	-
Langzeitausbreitungsfaktor aus der AVV zu § 47 /BMU 05/ in 300 m Entfernung zum Kamin	2,1E-6 s/m ³	-
Ablagerungsgeschwindigkeit	1,5 mm/s	-

/SSK 06/ haben die aus der Luftausbreitung herrührende externe Strahlung (Bodenstrahlung) und die Inhalation sowie die Ingestion über die Pfade

- Blattgemüse und sonstige Pflanzen,
- Weidepflanzen – Milch,
- Weidepflanzen – Fleisch.

für alle Altersgruppen, wie im Entwurf der AVV zu § 47 StrlSchV /BMU 05/ beschrieben, untersucht.

Hinsichtlich ihrer Modellierung der Ausbreitung über das Oberflächenwasser berücksichtigen /SSK 06/ gegenüber dem Modell von /POS 95/ und der SSK-Empfehlung /SSK 98/, dass durch die Oberflächenabdichtung der Sickerwassereintrag in die Deponie gegenüber den bisherigen Annahmen bei den Deponieklassen I, II und III verringert wird.

Tab. 2.36 fasst Angaben von /SSK 06/ bezüglich des Versagens der Deponie-Oberflächenabdichtung zusammen.

Tab. 2.36 Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Ausbreitung der Radionuklide über das Oberflächenwasser

3.3.13 Ausbreitung der Radionuklide über das Oberflächenwasser		
Angabe in /SSK 06/		Anmerkung
Versagen der Oberflächenabdichtung der Deponie in 3 Phasen	1) Rückhaltewirkung 100 % für 100 Jahre. 2) Zeitspanne abnehmender Wirkung über die folgenden 100 Jahre (Reduktion d. Rückhaltewirkung von 100 % auf 0 %). 3) abschließende Zeitspanne vollst. Versagens der Abdichtung nach 200 Jahren (Rückhaltewirkung 0 %).	-

Hinsichtlich der Kläranlage gehen /SSK 06/ davon aus, dass bei einer Abwasserbehandlung mindestens ein trennender Schritt stattfindet und so eine Partitionierung der verschiedenen Radionuklide in den Klärschlamm bzw. Abwasserpfad stattfindet.

In Anlehnung an /BMU 05/ betrachten /SSK 06/ für die Nutzung des Oberflächenwassers (Abwasser) folgende Szenarien:

- Trinkwasser,
- Beregnung von Blattgemüse und sonstigen Pflanzen,
- Fischteich,
- Beregnung von Weidepflanzen – Fleisch,
- Viehtränke und Beregnung von Weidepflanzen – Milch.

Tab. 2.37 zeigt weitere von /SSK 06/ für die Betrachtung der Kläranlage angesetzte Parameter. Daneben wurde von /SSK 06/ eine erlaubte Ausbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Flächen und die Verbrennung von Klärschlamm in einer Müllverbrennungsanlage betrachtet (allerdings werden dazu keine weiteren Angaben gemacht).

Tab. 2.37 Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich deren Betrachtungen hinsichtlich einer Kläranlage

3.3.14 Betrachtung der Kläranlage	
Angabe in /SSK 06/	
Volumenstrom des Vorfluters	3 m ³ /s
Durchsatz von Klärschlämmen aus der Kläranlage (entsprechend der Jahreskapazität 2.000.000 m ³)	1.000 Mg/a

2.7.5 Ausbreitung der Radionuklide über den Grundwasserpfad

In den Überlegungen von /SSK 06/ erfolgt die Ablagerung der Stoffe nur auf Deponieklasse I und höher, um die Vorteile, die sich aus dem Rückhaltevermögen der höheren Deponieklassen ergeben, zu berücksichtigen.

Abb. 2.6 zeigt das von /SSK 06/ angesetzte Schema der Kompartimente für die Modellierung der Ausbreitung der Radionuklide über den Grundwasserpfad. /SSK 06/ legen dar, dass über den Niederschlag Sickerwasser in den Deponiekörper eindringt. Dabei wurde nach /SSK 06/ das Eindringen des Sickerwassers über die Oberfläche des Deponiekörpers für die unterschiedlichen Betriebsphasen und Deponieklassen von Deponien im Modellansatz berücksichtigt (allerdings ohne konkretere Angaben über gewählte Parameter zu machen).

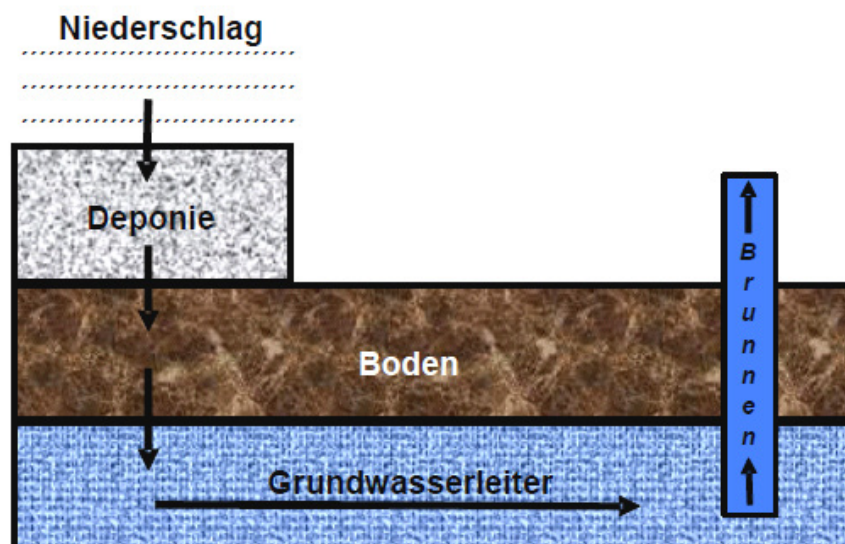


Abb. 2.6 Schema der Kompartimente Deponie, Boden, Grundwasserleiter und Brunnen /SSK 06/

Für die Freisetzung und Migration der Radionuklide im Deponiekörper sind von /SSK 06/ die in /POS 95/ und aus der SSK-Empfehlung /SSK 98/ zugrundeliegenden Modellansätze und K_d -Werte übernommen worden. Allerdings werden in /SSK 06/ keine konkreten Angaben bezüglich der „Modellansätze“ gemacht.

Weiterhin sind für die Migration im Boden und die Migration im Grundwasserleiter von /SSK 06/ die K_d -Werte und deren Wertebereiche im Rahmen einer umfangreichen Literaturrecherche abgeleitet worden (siehe /THI 04/, Kapitel 4.9.5).

Folgende Elemente und Nuklidgruppen wurden von /SSK 06/ betrachtet:

- Elemente mit geringer Sorption: H, C, Cl, I, Tc,
- Uran,
- Transurane: Np, Pu, Am, Cm,
- Th,
- Ra, Pb, Po, Pa, Ac
- Cd, Co, Cr, Cs, Eu, Mo, Ni, Se, Sm, Sr, Zr.

Hinsichtlich des Wasserübertritts aus dem Deponiekörper in den darunterliegenden Boden stellen /SSK 06/ fest, dass dieser abhängig von der Dichtheit der Basisabdichtung ist und entsprechende Ansätze im Modell berücksichtigt wurden. Allerdings gehen /SSK 06/ nicht weiter auf diese „Ansätze“ ein.

Bezüglich der Modellierung der Basisabdichtung bei den Deponieklassen I, II und III wird analog zur Modellierung des Versagens der Oberflächenabdichtung von drei Phasen ausgegangen.

Langlebige Paare von Mutter- und Tochternukliden sind von /SSK 06/ bei der Modellierung der Radionuklidausbreitung in den Kompartimenten separat behandelt worden. Bezüglich weiterer Details der Modellierung verweisen /SSK 06/ auf /THI 04/ und dort Kapitel 4.9.6 bzw. Anhang D. Diese in /THI 04/ gemachten Angaben werden in Kapitel 2.7.5.1 präsentiert.

Hinsichtlich der Konzentration von Radionukliden im Trinkwasser ist die Konzentration, die im Grundwasser ermittelt worden ist, von /SSK 06/ angesetzt worden.

Das aus dem Privatbrunnen entnommene Wasser wird im Modell von /SSK 06/ als Trink-, Tränk- und Beregnungswasser verwendet. Die SSK betrachtet folgende Pfade bezüglich der Ingestion kontaminierter Nahrungsmittel:

- Trinkwasser,
- Verzehr von Milch und Milchprodukten,
- Verzehr von Fleisch und Fleischprodukten,
- Verzehr von pflanzlichen Produkten.

Nach /SSK 06/ war die Grundlage der Betrachtung Anlage III Teil B Tabelle 1 StrlSchV. Die übrigen Parameter sind aus dem Entwurf der AVV zu § 47 StrlSchV vom 21.01.2005 /BMU 05/ entnommen worden. Im eigentlichen Dokument /SSK 06/ werden diese Parameter nicht genannt.

Weiterhin wurden von /SSK 06/ bei der Ermittlung der Strahlenexposition die in Anlage VII Teile A, B, C StrlSchV in Verbindung mit der AVV zu § 47 /BMU 05/ dargestellten modifizierten Anforderungen, z. B. hinsichtlich der Verzehrsmengen, berücksichtigt.

2.7.5.1 Ausgewählte, in /THI 04/ gemachte Angaben bezüglich der Modellierung der Radionuklidausbreitung

/THI 04/ machen Aussagen zur Diskretisierung ihres Modells und der separaten Behandlung von Mutter- und Tochternukliden beim Vorliegen von Zerfallsketten. Langlebige Paare von Mutter- und Tochternuklide werden von /THI 04/ bei der Modellierung der Radionuklidausbreitung separat behandelt. Als langlebige Tochternuklide werden von /THI 04/ diejenigen bezeichnet, bei denen beide Nuklide eine Halbwertszeit von mindestens einem Jahr aufweisen. Nach /THI 04/ folgt im Unterschied zu dem von /POS 95/ verwendeten Modell, dass die Maxima der Aktivitätskonzentrationen einzelner Nuklide aus Zerfallsketten zu unterschiedlichen Zeiten am Brunnen eintreffen.

/THI 04/ fassen ihre Vorgehensweise wie folgt kurz zusammen:

- Alle Rechnungen erfolgen numerisch orts- und zeitaufgelöst, also nicht in geschlossener algebraischer Form.
- Die Zeitauflösung beträgt generell 1 Monat. Außer bei stark sorbierenden Elementen werden von /THI 04/ ggf. längere Zeitschritte verwendet.

- Die Ortsauflösung beträgt in Deponie und geologischer Barriere 1 m und im Grundwasserleiter 100 m.
- In der Deponie wird die Nachbildung von Tochternukliden während der Migration durch die Deponie berücksichtigt.
- Analog erfolgt die Berücksichtigung der Nachbildung von Tochternukliden während der Migration durch die geologische Barriere unterhalb der Deponie.
- Beim Übertritt in den Grundwasserleiter werden zwei Anteile des Quellterms berücksichtigt:
 - Einsickern von oben aus der geologischen Barriere in den Grundwasserleiter und
 - Nachbildung von Tochternukliden im Grundwasserleiter.

2.7.6 Vergleich zwischen den in /SSK 06/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/

In /SSK 06/ wurden zweckgerichtete Freigabewerte für die Beseitigung (d. h. die Spalten 9a, b, c und d in /SSV 17/) berechnet, die einer effektiven Dosis von 10 μSv im Kalenderjahr entsprechen. Der Vergleich der in /SSK 06/ angegebenen Daten hat gezeigt, dass diese sich tatsächlich mit den Freigabewerten in /SSV 17/ decken, bis auf vier Radionuklide: Rb-86, Zr-93 (Spalte 9b deckt sich nicht); Ir-194m (Spalten 9a-d decken sich nicht); Pb-201+ (Spalten 9a und b decken sich nicht); Ac-227++ (Spalten 9a-d decken sich nicht). Die Werte für die Spalten 9a, b, c und d in /SSV 17/ stammen also aus /SSK 06/ und nicht, wie in Abb. 2.1 angegeben, aus /SSK 98/.

In /ÖKO 19/ wird bestätigt, dass die zweckgerichteten Freigabewerte für feste und flüssige Stoffe zur Beseitigung nach Anlage III Tabelle 1 Spalten 9a bis 9d StrlSchV auf den Rechenergebnissen in /SSK 06/ beruhen. Dies ergibt sich nach /ÖKO 19/ dadurch, dass gutachterliche Empfehlungen zur inhaltlichen Ausgestaltung entsprechender Szenarien- und Parametersätze, die im Rahmen von Forschungsvorhaben gewonnen wurden, noch einmal durch unabhängige Gremien wie der SSK überprüft worden sind. In diesem Fall hatte insbesondere ein inhaltlicher Dissens zur Frage der Einführung eines sogenannten Ausschöpfungsgrades zu Abweichungen der Freigabewerte in /SSK 06/ gegenüber /THI 04/ geführt. Eine vollständige Nachrechnung aller Modelle und Szenarien hatte

jedoch bislang nicht stattgefunden, sondern wurde erst durch die GRS, teils auch durch das Öko-Institut, durchgeführt.

Tab. 2.38 zeigt die Abweichungen der Freigabewerte der Anlage III Tabelle 1 Spalten 9a bis 9d StrlSchV von den Werten der SSK-Empfehlung /SSK 06/.

Tab. 2.38 Abweichungen zwischen den zweckgerichteten Freigabewerten der Anlage III Tabelle 1 Spalten 9a-d StrlSchV von den Werten der SSK-Empfehlung /SSK 06/

Radio-nuklid	Freigabewert [Bq/g]					Anmerkungen
	Quelle	Spalte				
		9a	9b	9c	9d	
Zr-93	SSK	8E+02	1E+03	8e+01	8E+02	Grund der Abweichung in Spalte 9b unklar
	StrlSchV		8E+03			
Ir-194	SSK	Keine Werte				Die Werte der SSK wurden für Ir- 194m (Halbwertszeit 171 d) ermittelt. In der StrlSchV sind die Halbwertszeiten bei Ir-194 und Ir-194m vertauscht.
	StrlSchV	6+E00	1E+01	2E+00	2E+00	
Ir-194m	SSK	6+E00	9E+00	2E+00	2E+00	
	StrlSchV	Keine Werte				
Pb-210+	SSK	1E+01	1E+01	3E+00	8E+00	Während für Pb-210++ Übereinstimmung besteht, gibt es für Pb-210+ zwei Abweichungen zu höheren Werten in der StrlSchV. Der Grund ist unklar.
	StrlSchV	3E+01	8E+01			
Pb-210+	SSK	1E+01	1E+01	3E+00	8E+00	
	StrlSchV					
Ac-227+	SSK	1E-01	1E-01	1E-01	1E-01	Während für Ac-227+ Übereinstimmung besteht, gibt es für Ac-227++ höhere Werte in der StrlSchV. Der Grund ist unklar.
	StrlSchV					
Ac-227++	SSK	1E-01	1E-01	1E-01	1E-01	
	StrlSchV	6E-01	1E+00	2E-01	4E-01	

Die Gründe für die in Tab. 2.38 aufgezeigten Abweichungen konnten von /ÖKO 19/ nicht geklärt werden. Auch in /THI 04/ sind die ermittelten Dosiswerte für Pb-210+ und Pb-210++ sowie Ac-227+ und Ac-227++ jeweils identisch.

2.8 Zweckgerichtete Freigabe von Metallschrott zur Rezyklierung

In der EU-Empfehlung RP 89 /EC 98/ werden sowohl Empfehlungen für flächenspezifische als auch für massenspezifische Freigabewerte gegeben. Dabei wird ein Satz flächenspezifischer Freigabewerte für die zweckgerichtete Wiederverwendung und ein zweiter für die Schrottverarbeitung, also der zweckgerichteten Freigabe zum Einschmelzen, berechnet. In /DEC 98/ wurden die Szenarien angepasst und in die SSK-Gesamtempfehlung /SSK 98/ und schließlich in die StrISchV von 2001 übernommen /SSK 05/.

Im Allgemeinen wurde zur Herleitung der Freigabewerte in /EC 98/ davon ausgegangen, dass ca. 10.000 Mg/a ferritischer Metallschrott, 200 Mg/a Kupfer und 1.500 Mg/a Aluminiumschrott in der Europäischen Union freigegeben werden /SSK 98/.

Nach /SSK 98/ wurden in der EU-Empfehlung /EC 98/ folgende Szenarien berücksichtigt:

1. Schrottplatz
 - a. Externe Bestrahlung durch den kontaminierten Schrott
 - b. Inhalation während der verschiedenen Bearbeitungsschritte
 - c. Externe Bestrahlung und Inhalation beim Transport
 - d. Haut- und Ingestionsdosen verursacht durch Handhabung
2. Herstellung des neuen Metalls
 - a. Inhalation und Ingestion des während des Einschmelzens erzeugten Staubs
 - b. Abgabe über einen Kamin und nachfolgende Kontamination von Lebensmitteln
 - c. Produktherstellung
3. Exposition zu den Schlacken und Stäuben
 - a. Deponierung
 - b. Nachbetriebliche Nutzung der Deponiegelände
 - c. Schlacke als Belag für einen Fußballplatz

4. Produktnutzung, wie z. B.
 - a. Schiff
 - b. Große Maschine
 - c. Blasinstrument

Da /SSK 98/ frei erhältlich ist, wird in diesem Bericht nicht näher auf Details in der genannten Literatur eingegangen.

Hinsichtlich /EC 98/ stellen /DEC 98/ fest, dass jenes Szenario zur Bestimmung des Freigabewertes herangezogen wurde, das die rechnerisch höchste Dosis für irgendeine Metallsorte (Edelstahl, C-Stahl usw.) ergibt. Weiterhin stellen /DEC 98/ fest, dass die empfohlenen Freigabewerte in /EC 98/ auf jeweils die nächste Größenordnung gerundet wurden.

In den folgenden Kapiteln werden die Szenarien aus der EU-Empfehlung RP 89 /EC 98/, die zu den massenspezifischen zweckgerichteten Freigabewerten geführt haben, näher erläutert und deren Parameterwerte angegeben. Hinsichtlich der in /EC 98/ berechneten Freigabewerte sind im genannten Dokument jedoch keine Gleichungen der Berechnungen und Parameterwerte angegeben. Da, wie oben festgestellt, die Szenarien in der EU-Empfehlung /EC 98/ von /DEC 98/ angepasst wurden und in den meisten Fällen lediglich in /DEC 98/ (nicht in /EC 98/) die entsprechenden Gleichungen und Parameter genannt sind, werden diese und weitere in /DEC 98/ genannte relevante Angaben in den folgenden Kapiteln präsentiert.

2.8.1 Identifizierte Randbedingungen

In der EU-Empfehlung RP 89 /EC 98/ werden Empfehlungen für flächenspezifische als auch für massenspezifische Freigabewerte für metallische Reststoffe gegeben. Dabei werden Freigabewerte für die Wiederverwendung und für die Schrottverarbeitung, also der Freigabe zum Einschmelzen, berechnet. In /DEC 98/ wurden die Szenarien angepasst und in die SSK-Gesamtempfehlung /SSK 98/ und schließlich in die StrISchV /SSV 17/ übernommen. In /SSK 05/ wurden die Randbedingungen bereits aufgestellt. Diese wurden hier hinsichtlich ihrer Richtigkeit geprüft und werden im Folgenden zusammengestellt.

Materialart

In RP 89 /EC 98/ wird die Freigabe von Metallen (Stahl, Aluminium und Al-Legierungen, Cu und Cu-Legierungen) betrachtet. Die dort erstellten Szenarien decken alle Schritte des Materialflusses von der Freigabe bis zur Produkt- und Nebenproduktnutzung bzw.

-entsorgung ab. Die berücksichtigten Schritte des Materialflusses sind Freigabe, Schrottplatz/Zerlegung, Einschmelzen, Produktnutzung, Nutzung der Nebenprodukte bzw. Abfälle zur Verwendung.

Freigabeoption

Hinsichtlich der betrachteten Wege für diese Metalle werden Rezyklierung und die direkte Wiederverwendung einbezogen.

Massenbereich

Der Massenbereich, der in RP 89 /EC 98/ als Basis für die radiologische Bewertung verwendet wurde, liegt bei 10.000 Mg/a freigegebenen Materials (ferritischer Metallschrott), welches in die betrachteten Szenarien eingeht. Es handelt sich um die Menge, welche in einen lokalen Markt gelangt, z. B. Schrottmarkt eines Mitgliedsstaates.

Für die Kupfer- und die Aluminium-Schrotte wird in /EC 98/ von kleineren Jahresmenge (200 Mg/a bzw. 1.500 Mg/) ausgegangen.

Dosiskriterium

Die Freigabewerte in /EC 98/ beruhen auf den Dosiskriterien 10 μ Sv/a für die Individualdosis, 50 mSv/a für die Hautdosis und 1 Personen-Sv/a für die Kollektivdosis.

Einbezogene Altersgruppen

In /DEC 98/ werden drei Altersgruppen 1 bis 2 Jahre, 7-12 Jahre und Erwachsene durch Szenarien repräsentiert. Das Szenario, das rechnerisch die höchste Dosis für eine der betrachteten Metallsorten (Edelstahl, C-Stahl, Kupfer, Aluminium) ergibt, wurde zur Bestimmung des massenspezifischen Freigabewertes herangezogen. In /EC 98/ werden keine Angaben zu Altersgruppen gemacht (in /SSK 05/ wird hingegen angegeben, dass alle Altersgruppen durch Szenarien repräsentiert, jedoch nur für die drei Altersgruppen 0 bis 1 Jahr, 10 Jahre und Erwachsene ausformuliert werden).

Einbezogene Radionuklide

Die Empfehlung RP 89 /EC 98/ berücksichtigt alle Radionuklide (bis auf Edelgase), für die eine Freigrenze in den EU-Grundnormen festgelegt ist und die eine Halbwertszeit länger als 60 Tage besitzen. Es werden jeweils separat angegebene Tochternuklide mit betrachtet, die bereits in die Szenarien eingerechnet sind.

Ausschöpfung des Freigabewertes

Im von /EC 98/ beschriebenen Modell ist der Ausschöpfungsgrad der Freigabewerte kein berücksichtigter Parameter. Daher kann von einer 100 %-igen Ausschöpfung ausgegangen werden.

Vermischung mit anderem Material nach der Freigabe

In /EC 98/ wird für den Prozess des Einschmelzens eine Vermischung mit unkontaminiertem Material angenommen. Bei dieser Vermischung wird ein Faktor von 0,1 für den Anteil Schrott aus kerntechnischer Herkunft am erzeugten Stahl angesetzt. Bei kleineren Gießereien wird auch ein Anteil bis ca. 0,2 als möglich gesehen. Bei Kupfer wird ein höherer Anteil von 0,3 angenommen, bei Aluminium ein Anteil von 0,2.

Bewertung der Randbedingungen

Die in /EC 98/ angesetzten Massenbereiche werden als plausibel, aber nicht nachvollziehbar betrachtet, d. h. es ist unklar, wie die Werte ermittelt wurden bzw. es gibt keinen entsprechenden Literaturverweis. Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass die angenommenen Werte veraltet sind und sich zwischenzeitlich signifikant verändert haben.

Aufgrund der Vermischung mit unkontaminiertem Material beim Einschmelzen werden gewisse Anteile von Kupfer etc. angenommen (siehe oben). Die angesetzten Werte sind plausibel, jedoch nicht nachvollziehbar. Es ist nicht klar, wie diese Werte ermittelt wurden.

Es ist unklar, inwieweit verschiedene Altersgruppen berücksichtigt wurden.

Sämtliche anderen o. g. Punkte erscheinen plausibel.

Im Allgemeinen handelt es sich um deterministische Szenarien. Teilweise wird eine breite experimentelle Grundlage, etwa bezüglich des thermischen oder mechanischen Schneidens bzw. Trennens herangezogen, um die Szenarien realistisch zu gestalten. Die Szenarien in /EC 98/ sind so aufgebaut, dass die damit beschriebenen Expositionsumstände in der Realität auftreten können. Weiterhin sind die Parameter und weitere Annahmen so gewählt, dass sie die Gesamtheit der Expositionsumstände abdeckend beschreiben.

Die Anwendung der Freigabewerte gemäß RP 89 ist lediglich an die Randbedingung gebunden, dass die Freigabewerte nicht für die Freigabe von Gießlingen, die unter atomrechtlicher Genehmigung erschmolzen wurden, gelten. Es wird jedoch auf eine verantwortungsvolle Vorgabe der Mittelungskriterien, mit denen die Freigabewerte anzuwenden sind, seitens der zuständigen Behörden der EU-Mitgliedsstaaten hingewiesen.

2.8.2 Exposition durch externe Bestrahlung während des Schrotttransports

Nach der zweckgerichteten Freigabe wird der Schrott zum Schrottplatz oder Metallwerk transportiert. Dabei kann es zur Exposition des Fahrers kommen und es wird unterstellt, dass freigegebene Schrottladungen 100 h/a transportiert werden. Die Abschirmung der Strahlung durch den LKW wird im Szenario berücksichtigt. Mittels Gleichung (2.41) wird die Exposition berechnet /DEC 98/:

$$H_{ext} = d_{ext}(\rho, R, T, L, \delta) \cdot t_e \quad (2.41)$$

H_{ext}	Individualdosis durch äußere Bestrahlung [(Sv/a)/(Bq/g)],
d_{ext}	Dosisleistung [(Sv/h)/(Bq/g)],
t_e	Expositionszeit [h/a],
ρ	Dichte des Materials [g/cm ³],
R	Radius der Scheibengeometrie [m],
T	Dicke der Scheibengeometrie [m],
L	Expositionsabstand zum Gegenstand [m],
δ	Dicke der Abschirmung (Stahlwand des LKWs) [m].

Tab. 2.39 zeigt die in /DEC 98/ zusammengestellten Parameterwerte für das Transportszenario.

Tab. 2.39 Parameterwerte für das Transportszenario /DEC 98/

Parameterbeschreibung	Symbol	Einheit	Eisen- metall	Kupfer	Alumi- nium
Expositionszeit	t_e	h/a	100	100	100
Dichte des Materials	ρ	g/cm ³	7,8	8,9	2,7
Radius der Scheibengeometrie	R	m	2	2	2
Dicke der Scheibengeometrie	T	m	8	8	8
Expositionsabstand zum Gegenstand	L	m	1,2	1,2	1,2
Dicke der Abschirmung	δ	m	0,005	0,005	0,005

Nach /DEC 98/ wurden die Dosisleistungen d_{ext} in /EC 98/ mit Hilfe einer Punkt-Kern-Integration berechnet, wobei Konversionsfaktoren aus /ICRP 87/ übernommen wurden.

2.8.3 Exposition durch Ingestion während der Herstellung des Metalls

Im von /DEC 98/ beschriebenen Szenario wird bei der Metallherstellung aus freigegebenem Metallschrott ein Teil der Aktivität im Staub gebunden, in die Luft abgegeben und im Stahlwerk verteilt. Dieser kontaminierte Staub kann dann unbeabsichtigt über Kontakt des Mundes zu den Händen verschluckt werden. Mittels (2.42) wird dieses Szenario beschrieben /DEC 98/.

$$H_{ing} = d_{ing} \cdot r \cdot f_A \cdot \varepsilon_k \cdot M \quad (2.42)$$

- H_{ing} Individualdosis [(Sv/a)/(Bq/g)],
- d_{ing} Ingestionsdosiskoeffizient für Beschäftigte, Tabelle C.1 aus /EU 96/ [Sv/Bq],
- r Aufteilungsfaktor für den Übergang des Radionuklids in Staub [-],
- f_A Verhältnis Metall zu Staub [-],
- ε_k Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht [-],
- M unbeabsichtigt verschluckte Menge [g/a].

Die von /DEC 98/ gewählten Parameter sind in Tab. 2.45 angegeben. Die Parameterwerte für r sind in /EC 98/ angegeben.

2.8.4 Exposition durch Inhalation während der Herstellung des Metalls

Wie beim Ingestionsszenario (Kapitel 2.8.3) kann es nach /DEC 98/ durch Freisetzung der Aktivität mit dem Staub zu einer Inhalationsdosis kommen. Diese wird von /DEC 98/ mittels folgender Gleichung berechnet:

$$H_{inh} = d_{inh} \cdot C_{Staub} \cdot r \cdot f_A \cdot \varepsilon_k \cdot V_A \cdot t_e \quad (2.43)$$

- H_{inh} Nuklidspezifische Inhalationsdosis [(Sv/a)/(Bq/g)],
 D_{ing} Inhalationsdosiskoeffizient für Beschäftigte, Tabelle C.1 aus /EU 96/ [Sv/Bq],
 C_{Staub} mittlere Staubkonzentration im Jahr [g/m³],
 r Aufteilungsfaktor für den Übergang des Radionuklids in Staub [-],
 f_A Verhältnis Metall zu Staub [-],
 ε_k Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht [-],
 V_A Atemrate [m³/h],
 t_e Expositionsdauer [h/a].

Die von /DEC 98/ angesetzten Parameter sind in Tab. 2.40 angegeben.

Tab. 2.40 Parameterwerte für die Inkorporationsszenarien während der Metallherstellung

Parameterbeschreibung	Symbol	Einheit	Edelstahl-Induktionsöfen	C-Stahl-Lichtbogenofen	Kupfer	Aluminium
unbeabsichtigt ingestierte Menge	M	g/a	33,75	33,75	4,725	1,69
Verhältnis Metall zu Staub	f_A	-	670	67	100	480
Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht	ε_k	-	0,01	0,01	0,01	0,01
mittlere Staubkonzentration über ein Jahr	C_{Staub}	g/m ³	0,0006	0,0015	0,003	0,003
Atemrate	V_A	m ³ /h	1,2	1,2	1,2	1,2
Expositionsdauer	t_e	h/a	1.800	1.800	1.800	1.800

2.8.5 Exposition durch Tritium in der Abluft des Stahlwerks

Nach /DEC 98/ wird Tritium durch die Filter im Stahlwerk nicht zurückgehalten; daher ergibt sich für Tritium hinsichtlich der Bestimmung der Freigabewerte eine relevante Dosis aus dem Abluftscenario. In /DEC 98/ wird angenommen, dass das Tritium als Wasserdampf abgegeben wird und dass die Konzentration in den betroffenen Pflanzen gleich der durchschnittlichen Konzentration des Wasserdampfs in der Atmosphäre ist. Weiterhin werden neben dem Verzehr von kontaminierter Nahrung auch die Inhalation und Submersion berücksichtigt. Dabei wird von /DEC 98/ unterstellt, dass die Submersionsdosis (Aufnahme über die Haut) gleich der Inhalationsdosis ist. Das Szenario wird nach (2.44) berechnet.

$$H_G^{H3} = (2 \cdot d_{inh}^{H3} \cdot V_A + d_{ing}^{H3} \cdot \psi^{-1} \cdot M_{H3}) \cdot Q_{H3} \cdot X \quad (2.44)$$

- H_G^{H3} Individualdosis aus Inhalations- und Ingestionsanteil [(Sv/a)/(Bq/g)],
 d_{inh}^{H3} Inhalationsdosiskoeffizient für Beschäftigte, Tabelle C.1 aus /EU 96/ [Sv/Bq],
 d_{ing}^{H3} Ingestionsdosiskoeffizient für Beschäftigte, Tabelle C.1 aus /EU 96/ [Sv/Bq],
 V_A Atemrate [m³/h],
 ψ absolute Luftfeuchtigkeit [kg/m³],
 X atmosphärischer Ausbreitungsfaktor [(Bq/m³)/(Bq/a)],
 M_{H3} aufgenommene Wasserstoffmenge für einen Erwachsenen [kg/a],
 Q_{H3} Quellterm für die Abgabe des Tritiums mit der Abluft [(Bq/a)/(Bq/g)].

Der Ausbreitungsfaktor wurde für eine Schornsteinhöhe von 30 m und einem Abstand von 100 m berechnet. Der Quellterm unterstellt 1 Bq/g in 4.000 Mg/a eingeschmolzenem Schrott sowie 100%iges Entweichen des Tritiums mit der Abluft. Weiterhin wurde die Rechnung nur für C-Stahl durchgeführt, da hier der größte Quellterm entsteht /DEC 98/.

Tab. 2.41 zeigt die angesetzten Parameterwerte für das Tritiumsszenario.

Tab. 2.41 Parameterwerte für das Tritiumsszenario

Parameterbeschreibung	Symbol	Einheit	C-Stahl-Lichtbogenofen
Atemrate	V_A	m ³ /a	8.760
absolute Luftfeuchte	ψ	kg/m ³	0,008
atmosphärischer Ausbreitungsfaktor	X	(Bq/m ³)/(Bq/a)]	3,8·10 ⁻¹³
ingestierete Wasserstoffmenge für einen Erwachsenen	M_{H3}	kg/a	108
Quellterm für die Abgabe des Tritiums mit der Abluft	Q_{H3}	(Bq/a)/(Bq/g)	4·10 ⁹

2.8.6 Exposition durch äußere Bestrahlung von Produkten aus rezykliertem Metall

In /DEC 98/ werden die vier kritischsten Szenarien aus /EC 98/ (von insgesamt 17 Szenarien) hinsichtlich der Exposition durch äußere Bestrahlung von Produkten aus rezykliertem Metall betrachtet. Diese wurden nach (2.45) berechnet.

$$H_{ext} = d_{ext}(p, R, T, L) \cdot r \cdot \varepsilon_k \cdot t_e \quad (2.45)$$

- H_{ext} Individualdosis durch äußere Bestrahlung [(Sv/a)/(Bq/g)],
 d_{ext} Dosisleistung analog zu (2.3) [(Sv/h)/(Bq/g)],
 r Aufteilungsfaktor für den Übergang des Radionuklids in Metall [-],
 ε_k Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht [-],
 t_e Expositionszeit [h/a],
 p Dichte des Materials [g/cm³],
 R Radius der Scheibengeometrie [m],
 T Dicke der Scheibengeometrie [m],
 L Expositionsabstand zum Gegenstand [h/a].

Tab. 2.42 zeigt die in /DEC 98/ präsentierten Parameterwerte für das Szenario zur äußeren γ -Bestrahlung von Produkten aus recyceltem Metall.

Tab. 2.42 Parameterwerte für das Szenario zur äußeren γ -Bestrahlung von Produkten aus recyceltem Metall /DEC 98/

Parameterbeschreibung	Symbol	Einheit	Teil eines Schiffs, C-Stahl-Lichtbogenofen	Küchen-einrichtung, Edelstahl Induktionsöfen	Wandbe-kleidung Kupfer	Teil eines Schiffs Aluminium
Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht	ε_k	-	0,1	0,2	0,3	0,2
Expositionszeit	t_e	h/a	5.000	1.500	1.800	5.000
Dichte des Materials	p	g/cm ³	7,8	7,8	8,9	2,7
Radius der Scheibengeometrie	R	m	1	0,6	2	1,5
Dicke der Scheibengeometrie	T	m	0,01	0,003	0,002	0,005
Expositionsabstand zum Gegenstand	L	m	1	1	1,5	1,5

Die Dosisleistung wurde nach d_{ext} /DEC 98/ mit Hilfe einer Punkt-Kern-Integration berechnet (vgl. Kapitel 2.5.1), wobei neben der γ -Bestrahlung auch ein Dosisanteil

hervorgerufen durch Bremsstrahlung berücksichtigt wurde, was nach /DEC 98/ jedoch in keinem Fall entscheidend war. Der radionuklid- und metallspezifische Aufteilungsfaktor r beschreibt den Anteil des Radionuklides, der sich nach dem Schmelzvorgang im Produktmetall befindet /DEC 98/. Die weiteren Parameterwerte sind in Tab. 2.42 angegeben.

2.8.7 Exposition durch ein Blasinstrument aus Messing

Es wurde ein Musikinstrumentenszenario erstellt, worin angenommen wird, dass ein Berufsmusiker ein Blasinstrument spielt und durch äußere Bestrahlung sowie Hautkontakt eine Dosisbelastung erfährt. Diese wird laut /DEC 98/ nach (2.46) berechnet.

$$H_G = r \cdot \varepsilon_k \cdot t_e \left\{ d_{ext} + [d_{Haut \gamma} (F_M + F_{RH} + F_{LH}) + d_{Haut \beta}^4 (F_M + F_{RH}) + d_{Haut \beta}^{40} \cdot F_{LH}] W_H \cdot \delta \cdot \rho / F_K \right\} \quad (2.46)$$

H_G	nuklidspezifische effektive Gesamt-Individualdosis [(Sv/a)/(Bq/g)],
d_{ext}	Dosisleistung [(Sv/h)/(Bq/g)],
$d_{Haut \gamma}$	γ -Hautdosiskoeffizient /EC 93/ [(Sv/h)/(Bq/cm ²)],
$d_{Haut \beta}^4$	β -Hautdosiskoeffizient, Eindringtiefe 4 mg/cm ² /EC 93/ [(Sv/h)/(Bq/cm ²)],
$d_{Haut \beta}^{40}$	β -Hautdosiskoeffizient, Eindringtiefe 40 mg/cm ² /EC 93/ [(Sv/h)/(Bq/cm ²)],
r	Aufteilungsfaktor für den Übergang des Radionuklids in Metall [-],
ε_k	Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht [-],
t_e	Expositionsdauer [h/a],
F_M	Kontaktfläche mit den Lippen [m ²],
F_{LH}	Kontaktfläche mit der linken Hand [m ²],
F_{RH}	Kontaktfläche mit der rechten Hand [m ²],
F_K	Gesamtfläche des Körpers /EC 93/ [m ²],
W_H	Hautwichtungsfaktor gemäß /ICRP 91/ [-],
δ	Dicke des Instruments [m],
ρ	Dichte des Metalls (Messing) [g/cm ³].

Neben der effektiven Dosis wird auch die Hautdosis ermittelt, wobei die Begrenzung der Hautdosis 50 mSv/a beträgt (s. /EU 96/), während die effektive Dosis wie auch sonst mit 10 μ Sv/a begrenzt ist. Laut /DEC 98/ wird auch hier mit Hilfe einer Punkt-Kern-Integration die Dosisleistung ermittelt. Dabei wird als Geometrie ein Zylinder angenommen, der parallel zur Längsachse des Körpers vor Bauch und Brust gehalten wird.

Tab. 2.43 zeigt die in /DEC 98/ zusammengestellten Parameterwerte für das Instrumentenszenario.

Tab. 2.43 Parameterwerte für das Instrumentenszenario /DEC 98/

Parameterbeschreibung	Symbol	Einheit	Kupferlegierung (Messing)
Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht	ε_k	-	0,3
Expositionszeit	t_e	h/a	1.622
Kontaktfläche mit den Lippen	F_M	cm ²	1
Kontaktfläche mit der linken Hand	F_{LH}	cm ²	20,75
Kontaktfläche mit der rechten Hand	F_{RH}	cm ²	47
Gesamtfläche des Körpers	F_K	cm ²	10.000 (= 1 m ²)
Hautwichtungsfaktor	W_H	-	0,01
Dicke des Instruments	δ	cm	0,066
Dichte des Metalls (Messing)	ρ	g/cm ³	8,2

2.8.8 Exposition auf einem mit Schlacke belegten Sportplatz

Nach /DEC 98/ führt die Verwertung von Schlacke als Bodenbelag zu den höchsten Dosiswerten und wurde mit dem folgenden Szenario berücksichtigt:

$$H_{inh} = d_{inh} \cdot r \cdot \varepsilon_k \cdot f_A \cdot C_{Staub} \cdot V_A \cdot t_e \quad (2.47)$$

- H_{ext} nuklidspezifische Inhalationsdosis [(Sv/a)/(Bq/g)],
 d_{inh} Inhalationsdosiskoeffizient für Beschäftigte, Tabelle C. I aus /EU 96/ [Sv/Bq],
 r Aufteilungsfaktor für den Übergang der Aktivität in die Schlacke [-],
 ε_k Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht [-],
 f_A Verhältnis Metall zu Schlacke [-],
 C_{Staub} über ein Jahr gemittelte Staubkonzentration [g/m³],
 V_A Atemrate [m³/h],
 t_e Expositionsdauer [h/a].

Die für das Szenario angesetzten Parameterwerte sind in Tab. 2.44 angegeben.

Tab. 2.44 Parameterwerte für das Szenario der Nutzung des mit Schlacke belegten Sportplatzes /DEC 98/

Parameter- beschreibung	Symbol	Einheit	Edelstahl- Induktions- ofen	C-Stahl- Lichtbogen- ofen	Kupfer
Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht	ε_k	-	0,01	0,01	0,01
Verhältnis Metall zu Schlacke	f_A	-	50	6,7	2,3
effektive Staubkon- zentration	C_{Staub}	g/m ³	0,0015	0,0015	0,0015
effektive Atemrate	V_A	m ³ /h	1,7	1,7	1,7
Expositionszeit	t_e	h/a	264	264	264

2.8.9 Exposition während der Aufbereitung von Aluminiumschlacken

Nach /DEC 98/ kann es während der Aufbereitung von aluminiumschlacken zu Expositionen durch äußere γ -Strahlung und Inhalation kommen. Diese werden mit dem Szenario nach (2.48) beschrieben.

$$H_G = (d_{ext} + d_{inh} \cdot C_{Staub} \cdot V_A) \cdot r \cdot \varepsilon_k \cdot f_A \cdot t_e \quad (2.48)$$

- H_G Individualdosis durch äußere Bestrahlung und Inhalation [(Sv/a)/(Bq/g)],
 d_{ext} Dosisleistung für einen rechtwinkligen Konus [(Sv/h)/(Bq/g)],
 d_{inh} Inhalationsdosiskoeffizient für Beschäftigte, Tabelle C.1 aus /EU 96/ [Sv/Bq],
 C_{Staub} über ein Jahr gemittelte Staubkonzentration [g/m³],
 V_A Atemrate [m³/h],
 r Aufteilungsfaktor für den Übergang der Aktivität in die Schlacke [-],
 ε_k Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht [-],
 f_A Verhältnis Metall zu Schlacke [-],
 t_e Expositionszeit [h/a].

Nach /DEC 98/ wurde die Dosisleistung für die Spitze eines rechtwinkligen Konusses mit einem Raumwinkel von 1,3 rad gerechnet und berücksichtigt Bremsstrahlung der β -Emissionen, die allerdings nur eine untergeordnete Rolle spielen. Weiterhin wurde für Aluminium, das mit allen Radionukliden bis auf U-238, U-235 und U-234 kontaminiert ist, ein Aufkommen von 40 Mg/a unterstellt (Spalte „KKW“ in Tab. 2.45). Für mit U-Isotopen kontaminiertes Aluminium wurde ein Aufkommen von 1.500 Mg/a unterstellt (Spalte „Anreicherung“ in Tab. 2.45).

Tab. 2.45 Parameterwerte für das Szenario zur Aufbereitung von Aluminiumschlacke

Parameterbeschreibung	Symbol	Einheit	Aluminium KKW	Aluminium Anreicherung
mittlere Staubkonzentration über ein Jahr	C_{Staub}	g/m ³	0,001	0,001
Atemrate	V_A	m ³ /h	1,2	1,2
Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht	ε_k	-	0,01	0,1
Verhältnis Metall zu Schlacke	f_A	-	4,4	4,4
Expositionsdauer	t_e	h/a	1.800	1.800

2.8.10 Exposition des Deponiearbeiters durch äußere Bestrahlung

/DEC 98/ stellen fest, dass die aus der Metallherstellung entstehenden Schlacken und Stäube in Europa zum erheblichen Teil auf Deponien beseitigt werden. Die Exposition der Deponiearbeiter durch äußere Bestrahlung wurde mit folgendem Szenario berücksichtigt:

$$H_{ext} = d_{ext} \cdot r \cdot \varepsilon_k \cdot f_A \cdot f_D \cdot t_e \quad (2.49)$$

- H_{ext} Individualdosis durch äußere Bestrahlung [(Sv/a)/(Bq/g)],
 d_{ext} Dosisleistung für ein halb-unendliches Volumen [(Sv/h)/(Bq/g)],
 r Aufteilung der Aktivität im Staub bzw. Schlacke [-],
 ε_k Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht [-],
 f_A Verhältnis Metall zu Staub bzw. Schlacke [-],
 f_D Verhältnis des Staubs bzw. der Schlacke zum Gesamtabfall in der Deponie [-],
 t_e Expositionszeit [h/a].

Nach /DEC 98/ wurde die Dosisleistung für einen Abstand von 1 m über der Deponie berechnet. Dabei wurde die Bremsstrahlung der β -Emissionen berücksichtigt, die allerdings nur eine untergeordnete Rolle aufweist (/DEC 98/ verweisen auf /EC 93/). Weiterhin wird davon ausgegangen, dass die Deponie eine Kapazität von 50.000 Mg/a hat. Danach /DEC 98/ die Jahresmenge von Schlacke aus einem großen Stahlwerk deutlich mehr als 50.000 Mg/a betragen kann, wird für die Schlacke aus Lichtbogenöfen eine Deponiekapazität von 150.000 Mg/a unterstellt.

Tab. 2.46 stellt die in /DEC 98/ angegebenen Parameterwerte für das Szenario für die äußere Bestrahlung auf der Deponie zusammen.

Tab. 2.46 Parameterwerte für das Szenario für die äußere Bestrahlung auf der Deponie

Parameterbeschreibung	Symbol	Einheit	Edelstahl-Induktionsöfen	C-Stahl - Lichtbogenöfen	Kupfer	Aluminium
Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht	ε_k	-	0,01	0,01	0,01	0,01
Verhältnis Metall zu Staub	f_A	-	670	67	-	-
Verhältnis Metall zu Schlacke	f_A		50	6,7	2,3	4,4
Verhältnis des Staubs zur Gesamtabfallmenge in der Deponie	f_D	-	0,006	0,12	-	-
Verhältnis der Schlacke zur Gesamtabfallmenge in der Deponie	f_D	-	0,08	0,4	0,18	0,067
Expositionsdauer	t_e	h/a	1.800	1.800	1.800	1.800
Zeit bis zur Nachnutzung	t_D^m	a				
m = Schlacke			10	10	10	10
m = Staub			30	30	30	30

2.8.11 Exposition während der Nachnutzung eines Deponiestandortes

Nachdem der Deponiebetrieb eingestellt wird, kann es nach /DEC 98/ zu einer Nachnutzung des Standorts kommen. Es wird unterstellt, dass der Deponiestandort in der Folge für den Wohnungsbau verwendet wird, wobei die Häuser bzw. Wohnungen große Gärten haben, in denen eigener Gemüseanbau möglich ist. Das Szenario schließt neben der Exposition durch äußere Bestrahlung und Inhalation auch die Ingestionsdosisbelastung durch kontaminierte Nahrungsmittel ein und wird wie folgt berechnet /DEC 98/:

$$H_G^A = r \cdot \varepsilon_k \cdot f_A \cdot f_D \cdot e^{-\lambda t_D^m} \quad (2.50)$$

$$\cdot \left[d_{inh}^A \sum_{i=1}^4 f_i^v \cdot V_i^A \cdot C_i^{Staub} \cdot t_i^A \right. \\ \left. + d_{ext} \sum_{i=1}^4 f_i^v \cdot f_i^r \cdot t_i^A + d_{ing}^A \cdot f_2^v \left(M + \varepsilon_N^A \sum_{i=1}^7 Q_i^v \cdot T_i \right) \right]$$

- H_G^A altersabhängige Gesamt-Individualdosis [(Sv/a)/(Bq/g)],
 A Index der Altersklasse: Beschäftigte, 7 bis 12 a und 1 bis 2 a,
 r Aufteilung der Aktivität im Staub bzw. in der Schlacke [-],
 ε_k Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht [-],
 f_A Verhältnis Metall zu Staub bzw. Schlacke [-],
 f_D Verhältnis des Staubs bzw. der Schlacke zum Gesamtabfall in der Deponie [-],
 λ radioaktive Zerfallskonstante [1/a],
 t_D^m Zeit bis zu einer Nachnutzung der Deponie (m = Schlacke bzw. Staub) [a].

Die deponiespezifischen Parameterwerte nach /DEC 98/ sind in Tab. 2.46 angegeben. Die Parameterbeschreibung sowie Werte für verschiedene Altersklassen sind in Tab. 2.47 angegeben. Die Verzehrsmengen sind in Tab. 2.48 aufgelistet. Nach /DEC 98/ wird der Anteil erzeugter und verzehrte Nahrung sowie die Altersabhängigkeit der Verzehrmenge mit dem Faktor ε_N^A berücksichtigt. Die Inkorporationsdosiskoeffizienten sind der EU-Grundnorm 96/29/Euratom /EU 96/ entnommen.

Nach /DEC 98/ wurde zur Berechnung der Verdünnung in der Gartenerde unterstellt, dass 1,5 m³ Bodenaushub, der ein Gemisch aus Abfall und Erde (die Abdeckung der Deponie) darstellt, über eine Fläche von 300 m² verteilt wird. Unterstellt man nach /DEC 98/ weiterhin eine Wurzeltiefe von 15 cm (entsprechend einem betroffenen Erdvolumen von 45 m³), ergibt dies eine Verdünnung in der Gartenerde von 0,03.

Transferfaktoren wurden nach Gemüse (Salat T₁, Kohl T₂, Bohnen T₆, Tomaten T₇) und Wurzelgemüse (Möhren T₃, Porree T₄ und Kartoffeln T₅) unterschieden, wobei diese Faktoren nur die Aufnahme über die Wurzeln berücksichtigen /DEC 98/ bzw. /EC 98/.

Tab. 2.47 Radioökologische Daten zu Lebensgewohnheiten /DEC 98/

Parameterbeschreibung	Symbol	Einheit	Alters- klasse Beschäft- tigte	Alters- klasse 7 - 12 a	Alters- klasse 1 - 2 a
unbeabsichtigt aufgenommene Menge	M	g/a	2	2	10
Spielzeit in der Baugrube	t_1^A	h/a	0	100	0
im Garten verbrachte Zeit	t_2^A	h/a	1.100	500	300
im Haus verbrachte Zeit	t_3^A	h/a	4.000	3.145	3.350
Schlaf- und Ruhezeit im Haus	t_4^A	h/a	2.920	3.350	4.690
Staubkonzentration in der Baugrube	C_1^{Staub}	g/m ³	0,0002	0,0002	0,0002
Staubkonzentration im Garten	C_2^{Staub}	g/m ³	0,00002	0,00002	0,00002
Staubkonzentration im Haus (i ∈ [3,4])	C_i^{Staub}	g/m ³	0,00001	0,00001	0,00001
Atemrate, leicht Aktivität (i ∈ [1,2,3])	V_i^A	m ³ /h	1	0,6	0,25
Atemrate	V_4^A	m ³ /h	0,45	0,27	0,09
Verdünnung in der Baugrube	f_1^v	-	1	1	1
Verdünnung in der Gartenerde (i ∈ [2,3,4])	f_i^v	-	0,03	0,03	0,03
Abschirmungsfaktor (i ∈ [1,2]) (i ∈ [3,4])	f_i^s	-	1 0,1	1 0,1	1 0,1
Anteil der Nahrung aus Tabelle 37, die aus dem eigenen Garten stammt	ε_N^A	-	0,2	0,2	0,01

Tab. 2.48 Unterstellte Verzehrsmengen gemäß /EC 98/ nach /DEC 98/

Nahrungsmittel	Verzehrmenge	Einheit	Symbol
Salat	20	kg/a	Q_1^v
Kohl	10	kg/a	Q_2^v
Möhren	20	kg/a	Q_3^v
Porree	10	kg/a	Q_4^v
Kartoffeln	80	kg/a	Q_5^v
Bohnen	15	kg/a	Q_6^v
Tomaten	10	kg/a	Q_7^v

2.8.12 Vergleich zwischen den in /SSK 98/ angegebenen Werten und den Angaben in der /SSV 17/

Wie in Kapitel 2.8 festgestellt, wurden die Szenarien in /EC 98/ von /DEC 98/ angepasst (Details dazu finden sich in den Kapiteln 2.8.1 bis 2.8.11) und flossen in die SSK-Empfehlung /SSK 98/ ein. In /SSK 98/ finden sich schließlich die massenspezifischen Freigabewerte von Metallschrott zur Rezyklierung.

Bei einem Vergleich der in /SSK 98/ angegebenen zweckgerichteten Freigabewerte für Metallschrott zur Rezyklierung mit den Angaben in /SSV 17/ konnte festgestellt werden, dass sich fast alle Werte decken. Für Fm-255 wird jedoch in /SSV 17/ ein Wert von $1E+4$ Bq/g angegeben, während in /SSK 98/ ein Wert von $1E+3$ Bq/g angegeben ist.

In ihrem Gutachten /ÖKO 19/ zu diesem Bericht fand das Öko-Institut keine plausible Erklärung für die Abweichung des zweckgerichteten Freigabewerts von Fm-255 in der Anlage III Tabelle 1 Spalte 10a StrlSchV vom von der SSK /SSK 98/ empfohlenen Wert.

2.9 Zusammenfassung

In diesem Bericht wurde eine Bestandsaufnahme der aktuellen Freigabepaxis durchgeführt und ein Abgleich mit den der Strahlenschutzverordnung zugrundeliegenden radiologischen Modellen, Szenarien, ihrer Expositionspfade, Parameter und Randbedingungen vorgenommen.

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden die den in der /SSV 17/ aufgeführten Freigabepfade zugrundeliegenden radiologischen Modelle aus den entsprechenden

Forschungsberichten und Stellungnahmen recherchiert, extrahiert und aufbereitet, wobei im ersten Schritt die eigentlichen Forschungsberichte mit den für die Berechnung der Freigabewerte zugrundeliegenden Parameter und Gleichungen recherchiert wurden.

Über Konsistenzprüfungen konnte gezeigt werden, dass die in /SSV 17/ angegebenen Freigabewerte in den Spalten 5, 6, 7, 9a-d, 10 und 10a weitestgehend konsistent mit jenen in der recherchierten Literatur sind. In einigen Fällen jedoch war die Herkunft eines von der Literatur abweichenden Freigabewerts nicht aufklärbar. Dies betrifft vor allem die Werte zur uneingeschränkten Freigabe von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung (Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrISchV). Hier sind bei manchen Nuklide Deckelungen der Freigabewerte durch die Freigrenzen vorgenommen worden, die in der Literatur aber nicht explizit dargestellt werden.

3 Diskussion ausgewählter Modellparameter

In den folgenden Kapiteln werden die Variationsbreiten von ausgewählten Parametern der zur Berechnung der Freigabewerte in der /SSV 17/ und /SSV 18/ beleuchtet.

3.1 Ausschöpfungsgrad

In /THI 00/ und /THI 04/ wird die Größe „Ausschöpfungsgrad“ hergeleitet, die dem Umstand Rechnung trägt, dass eine vollständige Ausschöpfung von Freigabewerten im gesamten freizugebenden Material nicht möglich ist. Als Gründe werden u. a. genannt:

- Einsatz leistungsfähiger Dekontaminationsverfahren, die die Aktivität weit unter die Freigabewerte absenken können.
- Im Hinblick auf einen zügigen Materialfluss bei Rückbauprojekten wird das Material relativ kontinuierlich zur Freigabe verbracht. Eine Zusammenstellung von Chargen, mit dem Ziel die Freigabewerte möglichst hoch auszuschöpfen, wäre eher unwahrscheinlich.
- Material, das eine der Messung zugängliche Oberfläche besitzt, muss neben massenbezogene auch die flächenbezogene Freigabewerte einhalten. Letztere sind bei dünneren Materialien begrenzend.
- Konservativitäten bei der Entscheidungsmessung

In /THI 00/ wird für die große Masse von 100.000 Mg Bauschutt ein Ausschöpfungsgrad von 20 % angenommen. In /THI 04/ wird für das Material zur Beseitigung auf eine Deponie folgendes angenommen:

- Für Massen aus kerntechnischen Anlagen wird ein abdeckender Ausschöpfungsgrad der Freigabewerte von 30 % unterstellt. Diese Massen bilden den Hauptteil der auf die Deponie gelangenden Masse. Konservativ wird hier lediglich ein Massenanteil von 85 % angesetzt.
- Für Massen anderer Abfallverursacher wird eine vollständige Ausschöpfung der Freigabewerte von 100 % unterstellt. Diese Massen stellen den Rest der Gesamtmasse 15 % dar.

Hieraus ergibt sich ein mittlerer Ausschöpfungsgrad von 40,5 %.

In /SSK 06/ wurde bei der Neuberechnung der Freigabewerte einzelner Radionuklide für die Freigabe von festen und flüssigen Stoffen zur Beseitigung in einer Verbrennungsanlage sowie von festen Stoffen ein Ausschöpfungsgrad von 100 % zugrunde gelegt. Laut /SSK 06/ erfolgte dies unter den Gesichtspunkten der notwendigen Rechtssicherheit bei der Anwendung der Freigabewerte und der fehlenden Vorausssehbarkeit zukünftiger technischer Entwicklungen.

Wie in Kapitel 2.5 gezeigt, entstammen die Werte der Spalte 6, 8 und 10 aus /THI 00/ und wurden unter der Annahme eines Ausschöpfungsgrades von 20 % hergeleitet. Vor dem Hintergrund der Neuberechnung der Werte in /SSK 06/ sollte dieser Parameter noch einmal überprüft werden.

3.2 Vermischungsfaktor bzw. Verdünnungsfaktor

Das freigegebene Material kann beim Übergang in den konventionellen Stoffkreislauf mit anderem Material vermischt werden. In den radiologischen Modellen wird davon ausgegangen, dass ein solcher Vermischungsprozess stattfindet und es werden Abschätzungen vorgenommen, mit welcher Materialmenge das freigegebene Material vermischt wird. Die Vermischung führt letztlich zu einer Verdünnung der Aktivität im freigegebenen Material. Da die Verdünnung nach der Freigabe erfolgt und technisch begründet wird, stellt sie kein Verstoß gegen das Verdünnungsverbot in der StrlSchV /SSV 17/ dar.

In /THI 00/ wird von einer 50 % Vermischung des freigegebenen Bauschutts mit nicht kontaminiertem Material ausgegangen. In /THI 04/ wird angenommen, dass die freigegebenen 1.000 Mg bei der Beseitigung auf einer Referenzdeponie mit 40.000 Mg (Jahreskapazität der Deponie) und bei Freigabe zur Beseitigung in einer Referenz-MVA mit 100.000 Mg (Jahreskapazität der MVA) nicht kontaminiertem Material vermischt wird. In /SSK 06/ wurden für die Referenzdeponie eine Jahreskapazität von 60.000 Mg und für die Referenz-MVA eine Jahreskapazität von 200.000 Mg den Rechnungen zugrunde gelegt.

In /DEC 98/ wird der Anteil des Metalls, der aus freigegebenem Metall besteht mit 0,01 für Edelstahl, Kupfer und Aluminium angegeben.

In der Tab. 3.1 sind die Verdünnungsfaktoren, die sich aufgrund der angenommenen Vermischung ergeben, zusammengefasst. Die Verdünnungsfaktoren gelten in der Regel in den jeweiligen radiologischen Modellen für alle Szenarien und Expositionspfade.

Tab. 3.1 Verdünnungsfaktoren für Freigabepfade aus der StrlSchV /SSV 17/

Spalte*	6	7	8	9 a, c	9 b, d	10	10a
Verdünnungsfaktor	0,5	-	0,5	0,02	0,01	0,5	0,01

- * Sp. 6: uneingeschränkte Freigabe von Bauschutt, Bodenaushub > 1.000 t/a;
 Sp. 7: uneing. Freigabe von Bodenflächen;
 Sp. 8: uneing. Freigabe von Gebäuden zur Wieder-/Weiterverwendung;
 Sp. 9a: Freigabe von festen Stoffen bis 100 t/a zur Beseitigung auf Deponien;
 Sp. 9b: Freigabe von festen und flüssigen Stoffen bis zu 100 t/a zur Beseitigung in Verbrennungsanlagen;
 Sp. 9c: Freigabe von festen Stoffen bis zu 1.000 t/a zur Beseitigung auf Deponien;
 Sp. 9d: Freigabe von festen und flüssigen Stoffen bis zu 1.000 t/a zur Beseitigung in Verbrennungsanlagen;
 Sp. 10: Freigabe von Gebäuden zum Abriss; Sp. 10a: Freigabe von Metallschrott zur Rezyklierung.

In /IAEA 05/ werden für die verschiedenen Expositionspfade äußere Strahlenexposition, Inhalation und Ingestion je nach betrachtetem Szenario unterschiedliche Verdünnungsfaktoren angenommen. Tab. 3.2 zeigt eine Zusammenstellung der Verdünnungsfaktoren, die in /IAEA 05/ verwendet wurden.

Tab. 3.2 Verdünnungsfaktoren für Szenarien aus /IAEA 05/

Szenario	Äußere Strahlenexposition	Inhalation	Ingestion
	Realistisch/geringe Wahrscheinlichkeit		
WL: (Deponiearbeiter)	1/1	0,1/1	0,1/1
WO: (sonstiger Arbeiter)	0,1/1	-	
WF: (Arbeiter in Gießerei)	0,1/1	0,02/0,1	0,1/1
RH: (Bewohner eines Hauses, das mit kontaminiertem Material gebaut wurde)	0,1/0,5	-	
RP: (Bewohner nahe einem öffentlichen Platz, der aus kontaminiertem Material gebaut wurde)	0,1/0,5	0,1/1	0,1/1
RL-A*	-	0,01/0,1	0,01/0,1
RL-C*		0,01/0,1	0,01/0,1
RF: Bewohner nahe einer Gießerei		0,002/0,01	

- * Bewohner nahe einer Deponie (A: Erwachsener, > 17 a; C: Kind, 1 - 2 a)

In /IAEA 05/ wird festgestellt, dass für das realistische Szenario ein Verdünnungsfaktor von 0,1 für angebracht ist, da es wahrscheinlich eine gewisse Verdünnung auf einer Deponie oder in der Nähe eines Schrotthaufens geben wird. Andererseits könnte es jedoch Situationen geben, in denen große Abfallmengen aus nuklearen Stilllegungsprojekten nicht vermischt (verdünnt) werden. Diese unterschiedliche Weise der „Verdünnung“ verursacht einen Unterschied in den Aktivitätskonzentrationswerten der Aktiniden, bei denen die Aktivitätskonzentration von 1 Bq/g (bei Verwendung eines Verdünnungsfaktors von 0,1) bis 0,1 Bq/g (bei Verwendung eines Verdünnungsfaktors von 1) variieren würde. Aufgrund der Natur dieser Radionuklide und der Besorgnis hinsichtlich der öffentlichen Wahrnehmung dieser Radionuklide wurde in /IAEA 05/ beschlossen, einen Verdünnungsfaktor von 1 für den realistischen Fall zu verwenden. Die Verwendung dieses Wertes bringt die Werte der Aktivitätskonzentration in eine bessere Übereinstimmung mit anderen vorgeschlagenen Werten (d. h. denjenigen, die von der gemäß Artikel 31 des Euratom-Vertrags eingesetzten Expertengruppe vorgeschlagen wurden).

3.3 Dosiskoeffizient

Laut /BÖR 12/ ist der Dosiskoeffizient ein Faktor zur Ermittlung der Strahlenexposition einzelner Organe und des gesamten Körpers durch inkorporierte radioaktive Stoffe; Dosiskoeffizienten sind abhängig vom Radionuklid, von der Inkorporationsart (Inhalation/Ingestion), von der chemischen Verbindung des Radionuklids sowie vom Alter der Person.

Die Dosiskoeffizienten für die externe Bestrahlung werden mit Hilfe von Standardsoftware z.B. Microshield szenarienangepasst berechnet. Diese Dosiskoeffizienten hängen vom Radionuklid, von der Bestrahlungsgeometrie (Abstand zur Quelle, Quellgeometrie, Position der Quelle usw.) und evtl. vorhandenen Abschirmungen ab. Im Folgenden werden die einzelnen Spalten der /SSV 17/ (die im Zusammenhang mit den Freigabewerten stehen) hinsichtlich der Dosiskoeffizienten besprochen. Für die aktuelle /SSV 18/ wurden in /IAEA 05/ neue Freigabewerte für die uneingeschränkte Freigabe berechnet.

Spalte 5, /SSV 17/

Die Dosiskoeffizienten für die Dosisberechnung durch Inhalation und Ingestion wurden entsprechend der Zugehörigkeit zu einer bestimmten Altersgruppe gewählt. Die Dosiskoeffizienten sind den Strahlenschutzgrundnormen der EU /EU 96/ entnommen.

Spalte 6, 8, 10, /SSV 17/

Die EU-Grundnormen /EU 96/ enthalten auch altersabhängige Inkorporationsdosiskoeffizienten (Ingestion und Inhalation), die auf der Basis der Empfehlung Nr. 60 der Internationalen Strahlenschutzkommission (International Commission on Radiological Protection, ICRP) /ICRP 91/ berechnet worden sind. Sofern mehrere Werte angegeben sind (etwa für verschiedene chemische Verbindungen bzw. verschiedene Lungenretentionsklassen), wurden die generisch empfohlenen Werte verwendet.

Die in /THI 00/ genannten β -Hautdosiskoeffizienten wurden /KOC 87/ entnommen, wobei eine spezifische Hautdichte von 7 mg/cm^2 zugrunde gelegt wird. Diese Werte sind auch in /EC 93/ genannt.

Die Exposition durch externe Bestrahlung im Falle eines halbumendlichen Volumens wurde mit Hilfe tabellierter Werte für die Dosisleistung in Abhängigkeit von der Photonenenergie aus /CHE 91/ bewertet. Die Exposition in einem geschlossenen Raum wurde durch eine kugelförmige Geometrie beschrieben, wobei der Umrechnungsfaktor zwischen Fluenz und Dosis aus /ICRP 87/ entnommen wurde.

Spalte 7, /SSV 17/

Die Dosiskoeffizienten für die Dosisberechnung durch Inhalation und Ingestion wurden der Zugehörigkeit zu einer bestimmten Altersgruppe gewählt. Diese Dosiskoeffizienten sind den Strahlenschutzgrundnormen der EU /EU 96/ zu entnehmen.

Die Dosis durch externe Bestrahlung berechnet sich aus den einzelnen γ -Energien und deren Emissionswahrscheinlichkeit zusammen mit den zur jeweiligen Geometrie gehörigen energieabhängigen Dosisfaktoren und deren Aufenthaltszeit.

Spalte 9a - d, /SSV 17/

Die Dosiskoeffizienten für die externe Bestrahlung werden mit Hilfe von Standardsoftware (z. B. Microshield) szenarienangepasst berechnet. Diese Dosiskoeffizienten hängen vom Radionuklid, von der Bestrahlungsgeometrie (Abstand zur Quelle, Quellgeometrie, Position der Quelle usw.) und eventuell vorhandenen Abschirmungen ab.

Die Dosiskoeffizienten für die Inhalation und Ingestion wurden den EURATOM-Strahlenschutz-Grundnormen /EU 96/ entnommen.

Spalte 10a, /SSV 17/

Die Dosiskoeffizienten für die Inhalation und Ingestion wurden den EURATOM-Strahlenschutz-Grundnormen /EU 96/ entnommen.

Spalte 3, /SSV 18/

Dosiskoeffizienten für die Inhalation (für Arbeiter) wurden aus den EU Grundnormen /EU 96/ für 5 mm AMAD (Activity Median Aerodynamic Diameter) entnommen. Für die Öffentlichkeit wurden die Dosiskoeffizienten aus den EU Grundnormen /EU 96/ für die Standard-Lungenretentionsklasse der /ICRP 96/ und die entsprechende Altersgruppe berücksichtigt.

Die Ingestionsdosiskoeffizienten sind den EU Grundnormen /EU 96/ für Arbeitnehmer oder die entsprechende Altersgruppe der Bevölkerung entnommen.

Tab. 3.3 zeigt eine Auswahl von Dosiskoeffizienten aus verschiedenen Literaturquellen für die Inhalation, Ingestion und Hautdosiskoeffizienten.

Tab. 3.3 In /THI 00/ verwendete Dosiskoeffizienten (aus /EU 96/) im Vergleich aus Daten aus anderen Literaturquellen (siehe Legende unterhalb der Tabelle)

Nuklid	Inhalation Arbeiter [Sv/Bq]	Ingestion Arbeiter [Sv/Bq];	Ingestion Erwachs. [Sv/Bq]	Ingestion Kind (1-2 a) [Sv/Bq]	Hautdosis- koeff. [(Sv/a)/ (Bq/cm ²)] (7 mg/cm ²) ⁽¹⁾ ; (4 mg/cm ²) ⁽²⁾
H-3	4,10E-11 ⁽¹⁾ ; k. A. ⁽³⁾	4,20E-11 ⁽²⁾	4,20E-11 ^(2,4,5) k. A. ⁽³⁾	1,20E-10 ⁽²⁾ ; k. A. ⁽³⁾	0 ⁽¹⁾ ; 0 ⁽²⁾
C-14	5,80E-10 ⁽¹⁾ ; k. A. ⁽³⁾	5,80E-10 ⁽²⁾	5,80E-10 ^(2,4,5) k. A. ⁽³⁾	1,60E-09 ⁽²⁾ ; k. A. ⁽³⁾	2,90E-03 ⁽¹⁾ ; 7,90E-03 ⁽²⁾
Cl-36	5,10E-09 ⁽¹⁾ ; k. A. ⁽³⁾	9,30E-10 ⁽²⁾	9,30E-10 ^(2,4,5) k. A. ⁽³⁾	6,30E-09 ⁽²⁾ ; k. A. ⁽³⁾	1,70E-02 ⁽¹⁾ ; 2,20E-02 ⁽²⁾
Mn-54	1,20E-09 ⁽¹⁾ ; 1,5E-09 ⁽³⁾	7,10E-10 ⁽²⁾	7,10E-10 ⁽²⁻⁵⁾	3,10E-09 ^(2,3)	0 ⁽¹⁾
Ni-59	2,20E-10 ⁽¹⁾ ; 1,8E-10 ⁽³⁾	6,30E-11 ⁽²⁾	6,30E-11 ⁽²⁻⁵⁾	3,40E-10 ^(2,3)	0 ⁽¹⁾

Nuklid	Inhalation Arbeiter [Sv/Bq]	Ingestion Arbeiter [Sv/Bq];	Ingestion Erwachs. [Sv/Bq]	Ingestion Kind (1-2 a) [Sv/Bq]	Hautdosis- koeff. [(Sv/a)/ (Bq/cm ²)] (7 mg/cm ²) ⁽¹⁾ ; (4 mg/cm ²) ⁽²⁾
Co-60	1,70E-08 ⁽¹⁾ ; 3,1E-08	3,40E-09 ⁽²⁾	3,40E-09 ⁽²⁻⁵⁾	2,70E-08 ^(2,3)	9,90E-03 ⁽¹⁾ ; 1,60E-02 ⁽²⁾
Sr-90	7,90E-08 ⁽¹⁾ ; 1,6E-07 ⁽³⁾	3,10E-08 ⁽²⁾	3,10E-08 ^(2,4) ; 2,80E-08 ^(3,5)	9,30E-08 ⁽²⁾ ; 7,3E-08 ⁽³⁾	3,70E-02 ⁽¹⁾ ; 4,50E-02 ⁽²⁾
Tc-99	3,20E-09 ⁽¹⁾ ; 2,9E-10 ⁽³⁾	7,80E-10 ⁽²⁾	6,40E-10 ⁽²⁻⁴⁾ ; 7,8E-10 ⁽⁵⁾	4,80E-09 ^(2,3)	8,60E-03 ⁽¹⁾ ; 1,40E-02 ⁽²⁾
Ag-108m	1,90E-08 ⁽¹⁾ ; k. A. ⁽³⁾	2,30E-09 ⁽²⁾ ; k. A. ⁽³⁾	2,30E-09 ^(2,4,5) ; k. A. ⁽³⁾	1,10E-08 ⁽²⁾ ; k. A. ⁽³⁾	2,10E-03 ⁽¹⁾ ; 3,70E-04 ⁽²⁾
I-129	5,10E-08 ⁽¹⁾ ; 3,6E-08 ⁽³⁾	1,10E-07 ⁽²⁾	1,10E-07 ⁽²⁻⁵⁾	2,20E-07 ^(2,3)	1,90E-03 ⁽¹⁾ ; 5,70E-03 ⁽²⁾
Ba-133	k. A. ^(1,3)	1,0E-09 ⁽²⁾ ; k. A. ⁽³⁾	k. A. ^(3,4) ; 1,5E-09 ⁽²⁾ ; 1,0E-09 ⁽⁵⁾	6,20E-09 ⁽²⁾ ; k. A. ⁽³⁾	k. A.
Cs-137	6,70E-09 ⁽¹⁾ ; 4,6E-09 ⁽³⁾	1,30E-08 ⁽²⁾	1,30E-08 ⁽²⁻⁵⁾	1,20E-08 ^(2,3)	1,60E-02 ⁽¹⁾ ; 2,20E-02 ⁽²⁾
Pu-238	3,00E-05 ⁽¹⁾ ; 4,60E-05 ⁽³⁾	2,30E-07 ⁽²⁾	2,30E-07 ⁽²⁻⁵⁾	4,00E-07 ^(2,3)	4,30E-09 ⁽¹⁾ ; 9,30E-04 ⁽²⁾
Pu-239	3,20E-05 ⁽¹⁾ ; 5,0E-05 ⁽³⁾	2,50E-07 ⁽²⁾	2,50E-07 ⁽²⁻⁵⁾	4,20E-07 ^(2,3)	9,20E-10 ⁽¹⁾ ; 3,80E-06 ⁽²⁾
U-238	5,70E-06 ⁽¹⁾ ; 8,00E-06 ⁽³⁾	4,70E-08; k. A. ⁽²⁾	k. A. ⁽²⁾ ; 4,80E-08 ⁽³⁻⁵⁾	k. A. ⁽²⁾ ; 1,50E-07 ⁽³⁾	2,40E-02 ⁽¹⁾ ; k. A. ⁽²⁾

(1) /THI 00/; (2) /IAEA 05/; (3) /IAEA 01/; (4) /THI 99/; (5) /ECK 12/

3.4 Aufenthaltszeiten (Expositionszeiten)

In /IAEA 01/ werden generische Modelle für Dosisberechnungen vorgeschlagen (unter Berücksichtigung europäischer Verhältnisse). Es wird u. a. zwischen Aufenthaltsdauern von Erwachsenen und Kleinkindern (1 Jahr) unterschieden und verschiedene Lokalitäten hinsichtlich der Exposition dargestellt. Hinsichtlich des Arbeitens bzw. Spielens auf kontaminiertem Sediment wird (zur Berechnung der externen Bestrahlung) für Erwachsene eine Aufenthaltsdauer von 1.600 h/a angesetzt, während für Kleinkinder ein Wert von 1.000 h/a angenommen wird. Der Wert von 1.800 h/a zur Berechnung der Strahlenexposition in /THI 00/ (siehe Tab. 3.4, Spalte 6, 8, 10) bzw. /IAEA 05/ nimmt im Gegensatz dazu eine berufliche Nutzung an, daher ist der Wert entsprechend höher.

Tab. 3.4 Aufenthaltszeiten in den Modellen in SR 44 /IAEA 05/ und jenen der StrlSchV /SSV 17/

Größe	Einheit	Fall in SR 44	SR 44 WL & WF, WO	Spalte (/SSV 17/)					
				6	7	8	9a-d	10	10a
Expositionszeit (t_e)	h/a	Realistisch	450, 900	1.800	440 - 1.760	1.800	10 - 2.000	1.800	100 - 5.000
		Geringe Wahr- schein- lichkeit	1.800	-	-	-	-	-	-

WL: Worker Landfill; WF: Worker Foundry; WO: Other Worker

3.5 K_d -Werte

In den Modellen zum Grundwasserpfad wird von den Autoren der Modelle zur Berechnung der Freigabewerte der K_d -Ansatz genutzt. Der K_d -Wert (Verteilungskoeffizient) beschreibt das Sorptionsvermögens eines Feststoffs (in Zusammenhang mit der Grundwassermodellierung, also Böden und Gestein). Der K_d -Wert (in l/kg) wird durch den Quotient aus der Konzentration eines Metallions in Lösung (mg/l) und der Konzentration der an der festen Phase sorbierten Spezies (mg/kg) verstanden. Der K_d -Wert gilt allgemein als sehr variabler Parameter, da er von den Eigenschaften des Feststoffes, den geo-chemischen Bedingungen und den chemischen Eigenschaften der Ionen abhängt. Nur die unter einheitlichen Bedingungen erhaltenen K_d -Werte sind miteinander vergleichbar.

In den Modellen von /DEC 98/ zur Berechnung der Dosiskonversionsfaktoren (bzw. Freigabewerte) für die uneingeschränkte Freigabe (Sp. 5 /SSV 17/) ist der Grundwasserpfad nicht vorgesehen und daher werden auch keine K_d -Werte in diesem Zusammenhang verwendet.

/THI 00/ nutzen das sog. „Privatbrunnenszenario“ aufgrund seiner Konservativität zur Abschätzung der radiologischen Auswirkungen bei Migration von Radionukliden aus Bauschutt in die Biosphäre, wobei der Einsatz des Bauschutts als Verfüllmaterial oder bei Deponierung betrachtet wird. Um die Radionuklidkonzentration im Brunnenwasser zu bestimmen, wird eine eindimensionale Lösung für den Transport von Radionukliden durch eine wachsende Deponie, die sich ohne Basisabdichtung direkt über einem durchlässigen Grundwasserleiter befindet, abgeleitet. Es wird weiterhin angenommen, dass die Radionuklidkonzentration in der flüssigen Phase im Gleichgewicht mit den

Radionukliden in der festen Phase ist (K_d -Ansatz). Die K_d -Werte entsprechen laut /THI 00/ typischen Werten für sandige Böden (vermutlich „Sandböden“).

Hier stellt sich zunächst die Frage, was mit „sandigen Böden“ gemeint ist, denn der Hauptgemengeanteil wird nicht genannt. Böden sind meist mit organischem Material durchsetzt (welches einen starken Einfluss auf die K_d -Werte hätte). /THI 00/ hat die K_d -Werte aus /SHE 00/ entnommen. Beim Studium der Unterlage /SHE 90/ ist folgendes aufgefallen:

- Nach /SHE 90/ sind Böden mit ≥ 70 % Partikeln mit Sandkorngröße „Sandböden“. Es sind keine Angaben über die verbleibenden 30 % gemacht (die je nach Zusammensetzung einen großen Effekt auf Adsorption haben könnten)
- Die K_d -Werte in /SHE 90/ gelten für aerobe Bedingungen. Dies wird damit begründet, dass man Information bezüglich der ungesättigten Zone liefern möchte. Anoxische Bedingungen sind jedoch eher in Grundwasserleitern zu erwarten.

Tab. 3.5 zeigt eine Zusammenstellung von K_d -Werten für Sandböden aus verschiedenen Literaturquellen.

Tab. 3.5 K_d -Werte für Sandböden aus verschiedenen Literaturquellen in cm^3/g

Nuklid	/SHE 90/ in /THI 00/;	/IAEA 94/	/NRC 92/	/THI 99/	/IAEA 05/ (realistisches Sz.)
H-3	0,1	k. A.	k. A.	0,01	k. A.
C-14	5	k. A.	6,7	0,01	0
Cl-36	0,1	k. A.	1,7	0,01	3
Mn-54	50	720	50	1	200
Ni-59	400	300	400	10	1.000
Co-60	60	1.300	60	10	1.000
Sr-90	15	20	15	1	30
Tc-99	0,1	0,1	0,1	0,01	0
Ag-108m	90	120	90	1	0
I-129	1	4,5	1	0,01	0,1
Ba-133	k. A.	k. A.	52	k. A.	50
Cs-137	280;	4.400	270	10	1.000
Pu-238, Pu-239	550	1.200	550	100	2.000
U-238	35	12	15	10	50

Wie bereits oben festgestellt, hängen die K_d -Werte von diversen Einflussparametern ab. Folgende Tabelle Tab. 3.6 stellt eine Literaturzusammenstellung dar, die den starken Einfluss des pH-Werts auf den K_d -Wert verdeutlicht.

Tab. 3.6 K_d -Werte für Sandböden aus verschiedenen Literaturquellen in cm^3/g

Element	pH	K_d -Wert [cm^3/g]	Literaturquelle
Cs	3	45	/STA 79/ /BAE 83/
	5	150	
	8	905	
	10	650	
	4 – 9	1.100	
Pu	2	150	/STA 79/ /BAE 83/
	5	250	
	7	8.500	
	11	1.000	
	4 – 9	1.800	
Sr	2	0,1	/STA 79/ /BAE 83/
	3	6	
	7	500	
	10	170	
	4 – 9	27	
U	2	0	/RAN 73/
	8	100	
	10	600	
	13	50	

3.6 Inhalationsraten

In /THI 00/ werden die Freibewerte für die Spalten 6, 8 und 10 der /SSV 17/ berechnet. Für alle zugrunde gelegten Szenarien (Folgenutzung freigegebener Gebäude, Rezyklierung von Bauschutt, Deponierung von freigegebenem Bauschutt) wird eine Inhalationsrate von $1,5 \text{ m}^3/\text{h}$ angesetzt.

Dieser Wert ist nach /THI 00/ dem im Modell unterstellten Grad der körperlichen Anstrengung angepasst, der bei körperlichen Arbeiten zu erwarten ist. Weiterhin wurde dieser Wert auch in /EC 99a/ verwendet. Er liegt höher als der Wert von $1,2 \text{ m}^3/\text{h}$ in der SSK-Empfehlung /SSK 98/. Nach /THI 00/ ist der Wert somit leicht konservativer. In /IAEA 01/ wird für Erwachsene (Mitteleuropäer) ein durchschnittlicher Wert von $8.400 \text{ m}^3/\text{a}$ ($0,96 \text{ m}^3/\text{h}$) angesetzt. Für Kleinkinder sind $1.400 \text{ m}^3/\text{a}$ ($0,16 \text{ m}^3/\text{h}$) in /IAEA 01/ angesetzt.

In /DEC 98/ wird ebenfalls eine Atemrate von 1,2 m³ (für einen Deponiearbeiter) für das Inhalationsszenario angesetzt (für die Berechnung der Freigabewerte für die uneingeschränkte Freigabe Sp. 5 alte StrISchV) /SSV 17/. Auch in /THI 04/ wird eine Atemrate von 1,2 m³/h für alle Szenarien mit Arbeiternehmern angesetzt.

Alternativ zu den obigen Angaben werden in /ICRP 95/ Atemraten für Erwachsene, Jugendliche und Kinder angegeben. Festzustellen ist, dass die in /THI 00/ angegebenen Werte vergleichsweise konservativ erscheinen (was sinnvoll ist, da diese für berufstätige angenommen werden). Tab. 3.7 zeigt die in /ICRP 95/ vorgeschlagenen Atemraten für Personen der Bevölkerung.

Tab. 3.7 In /ICRP 95/ genannte Atemraten (dort Table 6)

Bevölkerungsgruppe	Atemrate [m³/h]
Erwachsener (Mann)	0,93
Jugendlicher (15 Jahre, Mann)	0,84
Kind (10 Jahre)	0,64
Kleinkind (1 Jahr)	0,22

3.7 Zusammenfassung

In Kapitel 3 wurden ausgewählte Modellparameter der radiologischen Modelle zur Berechnung der Freigabewerte der /SSV 17/ bzw. /SSV 18/ identifiziert und deren Variationsbandbreite diskutiert. Die gewonnenen Daten resultieren aus einer Literaturrecherche. Hinsichtlich gewisser Parameter wie K_d -Werte sind viele Verweise auffindbar. Andere Parameter, wie bspw. Dosiskoeffizienten, sind nur in wenigen Literaturquellen genannt. In diesem Kapitel wurden die in den radiologischen Modellen genannten Parameter Ausschöpfungsgrad, Vermischungsfaktor, Dosiskoeffizient, Aufenthaltszeiten, K_d -Werte und Inhalationsraten näher betrachtet. Insbesondere der K_d -Wert hat eine hohe Variationsbandbreite, da dieser von diversen Einflüssen, wie bspw. geochemischen Bedingungen und den chemischen-physikalischen Eigenschaften des betrachteten Elementes abhängt. Die den Freigabewerten zugrundeliegenden Literaturquellen geben in diesem Zusammenhang oftmals keine vollständigen Informationen an (es wird bspw. nicht genannt, für welche geochemischen Bedingungen die K_d -Werte gelten).

4 Entwicklung und Auswahl von standardisierten Kriterien zur Bewertung radiologischer Expositionsszenarien für allgemeine, generische Zwecke

4.1 Einleitung

In diesem Kapitel werden Expositionsszenarien betrachtet, welche für allgemeine Zwecke zum Einsatz kommen. Diese zeichnen sich dadurch aus, dass sie eine große Bandbreite möglicher Expositionssituationen darstellen. Sie werden herangezogen, um die Freigabewerte der uneingeschränkten Freigabe herzuleiten.

Hierfür wurden in der Vergangenheit in Deutschland sogenannte „abdeckenden Szenarien“ (/DEC98/) für die Expositionspfade „externe Strahlung“, „Inhalation“ und „Ingestion“ definiert (siehe auch Kapitel 2.4). Aus diesen wurden zu Einhaltung des Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$ die Freigabewerte der /SSV 17/ für die uneingeschränkte Freigabe abgeleitet, wobei für jedes Nuklid nur der restriktivste Expositionspfad betrachtet wurde. Um mit dieser Vorgehensweise alle denkbaren Expositionssituationen abzudecken, wurden möglichst konservative Parameterwerte verwendet.

Den in der aktuellen Strahlenschutzverordnung (/SSV 18/) festgelegten Freigabewerte dagegen liegen die in SR 44 (/IAEA 05/) entwickelten „generalisierten“ Szenarien zugrunde, welche die große Bandbreite an Expositionssituationen in den Mitgliedsstaaten darstellen. In jedem Szenario tragen verschiedene Expositionspfade bei, und es wird auf eine größere Anzahl an Parametern zurückgegriffen. Für die Herleitung der Freigabewerte werden realistische Parameterwerte verwendet und das jeweils restriktivsten Szenario ausgewählt, in dem wiederum mehrere Expositionspfade beitragen können. Zusätzlich werden unwahrscheinliche (konservative) Parameterwerte angegeben, welche allerdings in Zusammenhang mit einem Dosiskriterium von 1 mSv/a Anwendung finden sollen. Dadurch wird in SR-44 auch eine Bandbreite von möglichen Parameterwerten dargestellt.

Die Eignung dieses neuen Ansatzes zur Beschreibung allgemeiner Expositionssituationen wurde im Folgenden für eine Auswahl an Nukliden untersucht. Hierzu wurde neben der üblichen deterministischen Berechnung aus den gegebenen (realistischen und unwahrscheinlichen) Parameterwerten auch ein probabilistischer Ansatz beruhend auf Parameterverteilungen untersucht. Der probabilistische Ansatz erlaubt es, Unsicherheiten

und Bandbreiten der Parameterwerte und folglich auch der aus den Berechnungen resultierenden Dosiskonversionsfaktoren zu berücksichtigen.

Zunächst wurden die Szenarien aus SR 44 (/IAEA 05/) mit den jeweils beitragenden Expositionspfaden und Berechnungsformeln sowie den enthaltenen Parametern zusammengestellt. Es erfolgte dann eine Gegenüberstellung der deterministisch berechneten Dosiskonversionsfaktoren und der resultierenden Jahresdosis bei Ausschöpfung der Freigabewerte für die realistischen und unwahrscheinlichen Parametersätze sowie der gemäß /DEC 98/ berechneten Werte.

Darauf aufbauend wurden in einem weiteren Schritt Verteilungen für die Eingangsparameter angesetzt und eine probabilistische Berechnung mittels Monte-Carlo-Simulation durchgeführt. Es folgte eine Analyse der Verteilungsparameter für die resultierende Verteilung der Konversionsfaktoren als ein möglicher Ansatz zur Bewertung der Szenarien. So wurden jeweils Mittelwert und Standardabweichung bzw. die Perzentile der Häufigkeitsverteilungen im Vergleich zum Dosiskriterium bzw. den deterministisch berechneten Werten betrachtet.

Als ein weiterer Ansatz wurde für jedes untersuchte Nuklid eine Sensitivitätsanalyse mittels Rangkorrelation durchgeführt. Die ermittelten Rangkorrelationskoeffizienten bieten ein Maß für die Abhängigkeit der Dosis vom untersuchten Parameter und ermöglichen somit die Beurteilung der Relevanz der im Szenario betrachteten Eingangsparameter.

4.2 Generalisierte Expositionsszenarien

4.2.1 Abdeckende Szenarien der uneingeschränkten Freigabe /DEC 98/

Die in den 90er Jahren nach umfangreichen Studien und Analysen zur Freigabe von Reststoffen entwickelten „abdeckenden Szenarien“ (/DEC98/) für die Expositionspfade „externe Strahlung“, „Inhalation“ und „Ingestion“ werden in Kapitel 2.4 mit ihren Berechnungsformeln und Parameterwerten ausführlich beschrieben.

Zur Bestimmung der Freigabewerte wird für jedes Nuklid der Pfad zugrunde gelegt, welcher den höchsten Beitrag liefert. Die anderen Pfade werden vernachlässigt. Dieser Vorgehensweise wird durch die Wahl von jeweils konservativen Parameterwerten begründet.

4.2.2 Szenarien für die uneingeschränkte Freigabe nach SR 44 (/IAEA 05/)

Die im Safety Report 44 (/IAEA 05/) aufgelisteten Szenarien sollen die große Bandbreite an Expositionssituationen in den Mitgliedsstaaten darstellen und umfassen eine Vielzahl von Expositionssituationen und Expositionspfaden. Die einzelnen Dosisbeiträge aller Pfade des jeweiligen Szenarios werden dabei aufaddiert.

Die identifizierten Szenarien sollen plausible Situationen weltweit darstellen und sind nicht dafür vorgesehen „worst-case“ - Szenarien, Extremwertszenarien oder Szenari-en, die nur auf wenige Individuen zutreffen, abzubilden. In diesem Sinne sind sie also nicht abdeckend.

Im Folgenden sind die Szenarien kurz beschrieben.

Szenario WL – Arbeiter auf Deponie

Ein Arbeiter ist kontaminiertem Material ausgesetzt, das auf einer Deponie entsorgt wird. Die Expositionspfade umfassen die externe Strahlung durch das Material, das Einatmen (Inhalation) von kontaminiertem Staub und das unbeabsichtigte Aufnehmen (Ingestion) von kontaminiertem Material (z. B. durch den Weg von Hand zu Mund).

Szenario WF – Arbeiter Gießerei

Ein Arbeiter ist in einer Gießerei beschäftigt, in der kontaminiertes Metall geschmolzen wird. Exposition durch externe Strahlung entsteht, wenn sich der Arbeiter in der Nähe des kontaminierten Materials aufhält. Darüber hinaus ist der Arbeiter Staub ausgesetzt, der während des Transports und des Schmelzprozesses entsteht. Dieser Staub kann eingeatmet (Inhalation) und versehentlich aufgenommen (Ingestion) werden.

Szenario WO – Anderer Arbeiter

Ein Arbeiter (z. B. ein LKW-Fahrer) kommt regelmäßig mit kontaminiertem Material in Berührung. Der Arbeiter ist von außen (externe Strahlung) dem Material ausgesetzt z. B. von der Ladung auf dem LKW oder großer kontaminierter Geräte (Drehbank, Behälter).

Szenario RL – A/C – Bevölkerung nahe Deponie oder anderem Betrieb

Das Szenario RL (C bedeutet Kind 1-2 Jahre, A bedeutet Erwachsener) betrachtet Personen, die in der Nähe einer Deponie oder einer anderen Einrichtung leben. Die Personen sind durch kontaminierten Staub, der auf der Deponie oder Einrichtung freigesetzt wird, gefährdet (Inhalation). Zusätzlich wird davon ausgegangen, dass die Bewohner in

einem privaten Garten Lebensmittel anbauen und ernten, die durch die Ablagerung von kontaminiertem Material kontaminiert wurden (Ingestion).

Szenario RF – Bevölkerung nahe Schmelzbetrieb (Kind, 1-2 Jahre)

Da die Expositionssituation in Bezug auf kontaminierten Staub in der Nähe einer Gießerei anders sein kann als im Wohnbereich (RL), wird ein Szenario betrachtet, bei dem ein Kind kontaminiertem Staub ausgesetzt ist (Inhalation), der von einer Gießerei freigesetzt wird. Im Gegensatz zum Szenario RL, das eine allgemeine Situation einschließlich Depositionen abdeckt, wird hier kein Lebensmittelkonsum berücksichtigt, da das Vorhandensein von kontaminiertem Material bereits durch das Szenario RL abgedeckt ist.

Szenario RH – Bevölkerung im Hause (kontaminierten Baumaterial)

Kontaminiertes Material (Bauschutt, Schlacke, Flugasche) kann beim Bau von Gebäuden als Beton-Zuschlag oder Zementersatz verwendet werden. Dies führt zu einer externen Strahlung der Gebäudebewohner, die in diesem Szenario berücksichtigt wird. Andere Einsatzmöglichkeiten von Materialien, die aus kerntechnischen Anlagen stammen und in privaten Haushalten verwendet werden, sind ebenfalls durch dieses Szenario abgedeckt (z. B. die Verwendung von Stahlplatten für die Verkleidung von Wänden).

Szenario RP – Bevölkerung, in der Nähe eines öffentlichen Platzes (kontaminiertes Baumaterial) (Kind, 1-2 Jahre)

Wenn kontaminiertes Material zur Abdeckung öffentlicher Räume verwendet wird, sind die Anwohner (Kind) einer externen Strahlung sowie dem Einatmen und der Aufnahme (Ingestion, Inhalation) von kontaminiertem Staub ausgesetzt, z. B. spielende Kinder. Diese Expositionssituation wird in diesem Szenario behandelt.

Szenario RW C/A – Bevölkerung, die Wasser aus Privatbrunnen entnimmt

Das Vorhandensein von kontaminiertem Material kann zu einer Freisetzung von Radionukliden in einen Grundwasserleiter führen. Dies kann sich auf nachgeschaltete Brunnen auswirken, was zur Aufnahme von kontaminiertem Trinkwasser oder von kontaminierten Lebensmitteln aus einem privaten Garten führen kann (Ingestion), wenn das Brunnenwasser zur Bewässerung verwendet wird. Wenn das kontaminierte Grundwasser in einen Fluss einleitet, muss der zusätzliche Weg des Fischkonsums berücksichtigt werden.

Alle Szenarien und jeweils beitragenden Expositionspfade sind in Tab. 4.1 dargestellt.

Tab. 4.1 Szenarien nach /IAEA 05/ und beitragende Expositionspfade

Szenario	Beschreibung	Personengruppe	Expositionspfade
WL	Arbeiter auf Deponie oder in anderem Betrieb (außer Gießerei)	Arbeiter	Externe Strahlung
			Inhalation
			Direkte Ingestion
WF	Arbeiter in Gießerei	Arbeiter	Externe Strahlung
			Inhalation
			Direkte Ingestion
WO	Anderer Arbeiter (z. B. LKW-Fahrer)	Arbeiter	Externe Strahlung
RL-C	Bevölkerung nahe Deponie oder anderem Betrieb	Kind (1-2 Jahre)	Inhalation
Sekundärin- gestion			
RL-A		Erwachsener (> 17 Jahre)	Inhalation
			Sekundärin- gestion
RF	Bevölkerung nahe Gießerei	Kind (1-2 Jahre)	Inhalation
RH	Bevölkerung in Haus aus kontaminiertem Baumaterial	Erwachsener (> 17 Jahre)	Externe Strahlung
RP	Bevölkerung in der Nähe eines öffentlichen Platzes aus kontaminiertem Baumaterial	Kind (1-2 Jahre)	Externe Strahlung
			Inhalation
			Direkte Ingestion
RW-C	Bevölkerung, die Wasser aus Privatbrunnen entnimmt oder Fisch aus kontaminiertem Fluss verzehrt	Kind (1-2 Jahre)	Sekundärin- gestion über Wasserpfad
RW-A		Erwachsener (> 17 Jahre)	

Zur Bestimmung der Freigabewerte wird für jedes Nuklid das Expositionsszenario zugrunde gelegt, welcher den höchsten Beitrag liefert. Dabei werden hier sogenannte realistische Parameterwerte eingesetzt. Innerhalb dieses Szenarios werden die Dosisbeiträge der beitragenden Pfade addiert, wodurch ein gewisser Grad an Konservativität erreicht wird.

Die Berechnungsformeln der Expositionspfade „Externe Strahlung“, „Inhalation“ und „Ingestion (direkt bzw. sekundär), welche auch in den abdeckenden Szenarien nach /DEC98/ betrachtet werden, erfolgt in /IAEA 05/ über die folgenden Formeln. Die Parameter variieren je nach Szenario und sind im folgenden Kapitel 4.2.3 gegenübergestellt:

Externe Strahlung

$$E_{ext,C} = \dot{e}_{ext} \cdot t_e \cdot f_d \cdot e^{-\lambda t_1} \cdot \frac{1 - e^{-\lambda t_2}}{\lambda t_2} \quad (4.1)$$

$E_{ext,C}$	effektive Dosis durch äußere γ -Bestrahlung [(μ Sv/a)/(Bq/g)],
\dot{e}_{ext}	mittlere Dosisleistung (Dosiskoeffizient für bestimmte Geometrie und Material, berechnet) [(μ Sv/h)/(Bq/g)],
ρ	Dichte des Materials [g/cm ³],
t_e	Expositionszeit [h/a],
f_d	Verdünnungsfaktor [-],
λ	radioaktive Zerfallskonstante [a ⁻¹],
t_1	Zeitraum vor Beginn des Szenarios [a]
t_2	Zeitraum während des Szenarios [a]

Inhalation

$$E_{inh,C} = e_{inh} \cdot t_e \cdot f_d \cdot f_c \cdot C_{dust} \cdot \dot{V} \cdot e^{-\lambda t_1} \cdot \frac{1 - e^{-\lambda t_2}}{\lambda t_2} \quad (4.2)$$

$E_{inh,C}$	effektive Dosis durch Inhalation [(μ Sv/a)/(Bq/g)],
e_{inh}	Inhalationsdosiskoeffizient (abhängig von Alter, Tätigkeit und Partikelgröße) [μ Sv/Bq],
t_e	Expositionsdauer [h/a],
f_d	Verdünnungsfaktor [-],
f_c	Aufkonzentrationsfaktor [-],
C_{dust}	effektive Staubkonzentration [g/m ³],
\dot{V}	Atemrate [m ³ /h]
λ	radioaktive Zerfallskonstante [a ⁻¹],
t_1	Zeitraum vor Beginn des Szenarios [a]
t_2	Zeitraum während des Szenarios [a]

Ingestion (primär und sekundär)

$$E_{ing,C} = e_{ing} \cdot q \cdot f_d \cdot f_c \cdot f_t \cdot e^{-\lambda t_1} \cdot \frac{1 - e^{-\lambda t_2}}{\lambda t_2} \quad (4.3)$$

$E_{ing,C}$	effektive Dosis durch Ingestion [(μ Sv/a)/(Bq/g)],
d_{ing}	Ingestionsdosiskoeffizient (abhängig vom Alter und Tätigkeit) [μ Sv/Bq],
q	aufgenommene Menge [g/a],
f_d	Verdünnungsfaktor [-],
f_c	Aufkonzentrationsfaktor (entfällt für Sekundäringestion) [-],
f_t	Boden-Pflanze-Transferfaktor (entfällt für primäre Aufnahme von Staub) [-],
λ	radioaktive Zerfallskonstante [a^{-1}],
t_1	Zeitraum vor Beginn des Szenarios [a]
t_2	Zeitraum während des Szenarios [a]

4.2.3 Vergleich der Parameter für die uneingeschränkte Freigabe

Im SR 44 (/IAEA 05/ werden die in den Berechnungsformeln (4.1) – (4.3) gegebenen Parameter für jedes Szenario definiert. Weiterhin wird jeweils ein realistischer und ein unwahrscheinlicher Parametersatz angegeben. Aus dem realistischen Parametersatz erfolgt die Berechnung des Freigabewertes über Gleichung (2.1) und das Dosiskriterium von 10 μ Sv/a. Über die unwahrscheinlichen Werte kann eine zusätzliche konservative Abschätzung erfolgen. Für diese sehr unwahrscheinlichen Fälle wird in /IAEA 05/ das Kriterium von 1 mSv/a angesetzt.

In den folgenden Tabellen (Tab. 4.2 - Tab. 4.5) werden für die drei Expositionspfade „Externe Strahlung“, „Inhalation“ und „Ingestion“, welche auch nach /DEC 98/ als abdeckende Szenarien betrachtet wurden, alle in /IAEA 05// gegebenen Parameterwerte für die Szenarien zusammengestellt. Die entsprechenden „abdeckenden“ Werte aus /DEC 98/ sind zum Vergleich angegeben. Diese Werte wurden jeweils für einen Arbeiter definiert und entsprechen somit weitgehend den unwahrscheinlichen Parameterwerten der Szenarien WL, WF und WO. Für die Parameter „Zerfallszeit während des Szenarios (externe Strahlung)“ und „Aufgenommene Menge“ (Primäringestion) gibt /IAEA 05/ für den unwahrscheinlichen Parametersatz konservativere Werte an als /DEC 98/. Beim Aufkonzentrationsfaktor (Primäringestion) ist es umgekehrt.

Tab. 4.2 Parameterwerte nach /IAEA 05// für den Expositionspfad „Externe Strahlung“ und Vergleichswerte nach /DEC 98/

Parameter	Formelzeichen SR44	Formelzeichen DEC98	Einheit	WL	WF	WO	RH	RP	WL	WF	WO	RH	RP	/DEC 98/ (Arbeiter)
				SR-44, realistisch					SR-44, unwahrscheinlich					
Jährliche Expositionszeit	t_e	t_e	h/a	450	450	900	4.500	400	1.800	1.800	1.800	8.760	1.000	1.800
Zerfallszeit vor Szenario	t_1	-	d	30	30	30	100	100	1	1	1	100	100	-
Zerfallszeit während Szenario	t_2	t_s	d	365	365	365	365	365	0	0	0	365	365	365
Verdünnungsfaktor	f_d	-	-	1	0,1	0,1	0,1	0,1	1	1	1	0,5	0,5	-
Mittlere Dosisleistung	\dot{e}_{ext}	d_{ext}	($\mu\text{Sv/h}$)/ (Bq/g)	Funktion von Dichte, Geometrie, Altersgruppe										
Zerfallskonstante	λ	λ	1/a	nuklidspezifisch										

Tab. 4.3 Parameterwerte nach /IAEA 05/ für den Expositionspfad „Inhalation“ und Vergleichswerte nach /DEC 98/

Parameter	Formelzeichen SR44	Formelzeichen DEC98	Einheit	WL	WF	RL-A	RL-C	RF	RP	WL	WF	RL-A	RL-C	RF	RP	/DEC 98/ (Arbeiter)
				SR-44, realistisch						SR-44, unwahrscheinlich						
Jährliche Expositionszeit	t_e	t_e	h/a	450	450	1.000	1.000	1.000	400	1.800	1.800	8.760	8.760	8.760	1.000	1.800
Zerfallszeit vor Szenario	t_1	-	d	30	30	30	30	30	100	1	1	1	1	1	100	-
Zerfallszeit während Szenario	t_2	-	d	365	365	365	365	365	365	0	0	0	0	0	365	-
Verdünnungsfaktor	f_d	-	-	0,1 *)	0,02	0,01	0,01	0,002	0,1	1	0,1	0,1	0,1	0,01	1	-
Staubkonzentration	C_{dust}	C_{staub}	g/m ³	5E-04	5E-04	1E-04	1E-04	1E-04	1E-04	1E-03	1E-03	5E-04	5E-04	5E-04	5E-04	1E-03
Aufkonzentrationsfaktor	f_c	-	-	4	1-70 (aus /FAO 96/	4	4	1-70 (aus /FAO 96/)	4	4	1-70 (aus /FAO 96/)	4	4	1-70 (aus /FAO 96/)	4	-
Atemrate	V'	V_A	m ³ /h	1,2	1,2	1,2	0,22	0,22	0,22	1,2	1,2	1,2	0,22	0,22	0,22	1,2
Dosiskoeffizient	e_{inh}	d_{inh}	µSv/Bq	Abhängig von Alter und Tätigkeit (aus IAEA BSS /IAEA 96/)												aus EU-Grundnorm 96
Zerfallskonstante	λ	-	1/a	nuklidspezifisch												-

*) gemäß Table 5 (SR-44), allerdings bei Berechnungen (Table I-I, SR 44): 1

Tab. 4.4 Parameterwerte nach /IAEA 05/ für den Expositionspfad „Direkte Ingestion (primäre Inhalation von Staub)“ und Vergleichswerte nach /DEC 98/

Parameter	Formelzeichen SR44	Formelzeichen /DEC 98/	Einheit	WL	WF	RP	WL	WF	RP	/DEC 98/ (Arbeiter)
				SR-44, realistisch			SR-44, unwahrscheinlich			
Zerfallszeit vor Szenario	t_1	-	d	30	30	100	1	1	100	-
Zerfallszeit während Szenario	t_2	-	d	365	365	365	0	0	365	-
Verdünnungsfaktor	f_d	-	-	0,1*)	0,1*)	0,1	1	1	1	-
Aufkonzentrationsfaktor	f_c	-	-	2	2	2	2	2	2	10
Aufgenommene Menge	q	M	g/a	10	10	25	50	50	50	20
Dosiskoeffizient	e_{ing}	d_{ing}	µSv/Bq	Abhängig von Alter und Tätigkeit (aus /FAO 96/)						aus /EU 96/
Zerfallskonstante	λ	-	1/a	nuklidspezifisch						-

*) gemäß Table 5 (SR-44), allerdings bei Berechnungen (Table I-I, SR 44): 1

Tab. 4.5 Parameterwerte nach /IAEA 05/für den Expositionspfad „Sekundär Ingestion“

Parameter	Formelzeichen SR44	Einheit	RL-A	RL-C	RL-A	RL-C
			SR-44, realistisch		SR-44, unwahrscheinlich	
Zerfallszeit vor Szenario	t_1	d	30	30	1	1
Zerfallszeit während Szenario	t_2	d	365	365	0	0
Verdünnungsfaktor	f_d	-	0.01	0,01	0,1	0,1
Aufgenommene Menge	q	kg/a	88	68	264	204
Dosiskoeffizient	e_{ing}	$\mu\text{Sv/Bq}$	nuklidspezifisch (IAEA BSS/IAEA 96/)			
Zerfallskonstante	λ	1/a	nuklidspezifisch			
Transferfaktor	f_t	-	nuklidspezifisch (/NRC 03/)			

4.3 Vergleich des deterministischen und probabilistischen Ansatzes

Grundsätzlich stellt sich bei der Aufstellung von Expositionsszenarien die Frage, welcher Grad an Konservativität oder Realismus zur Anwendung kommen soll.

Während die „abdeckenden“ Szenarien nach /DEC 98/ möglichst konservative Parameterwerte verwendet, um somit möglichst alle denkbaren Expositionssituationen abzudecken, verfolgt /IAEA 05/ den Ansatz realistische Parameterwerte zu verwenden und eine größere Anzahl an verschiedenen Szenarien mit verschiedenen Parameterwerten zu betrachten. Zusätzlich werden jeweils konservative (unwahrscheinliche) Parameterwerte angegeben.

Die Verwendung realistischer Parametersätze entspricht der Empfehlung der Europäischen Kommission, welche in Artikel 45 der Richtlinie 96/29/Euratom /EU 96/ fordert, die aus Tätigkeiten herrührenden Strahlenexpositionen für die Bevölkerung in ihrer Gesamtheit und für Bevölkerungsgruppen so realistisch wie möglich zu ermitteln.

Bei einer solchen Vorgehensweise gewinnt die Betrachtung von Parameterbandbreiten und Unsicherheiten der Eingangsgrößen und resultierenden Größen in den Berechnungsformeln an Bedeutung.

So wird in einer Empfehlung der Strahlenschutzkommission (SSK) vom 12. September 2013 /STR 13/ darauf hingewiesen, dass *„[...] die Strahlenexposition in einer Bevölkerung hoch variabel ist. Strahlenexpositionen hängen von einer Vielzahl von Parametern ab, die unter natürlichen Umweltbedingungen als Zufallsvariable zu betrachten sind. Damit ist auch die Strahlenexposition der allgemeinen Bevölkerung eine Zufallsgröße. [...]“*

Dementsprechend schließt sich die SSK einer Empfehlung der World Health Organization (WHO) aus dem Jahr 2008 /WHO 08/ an, nach der jeweils eine dem Ergebnis der Berechnungen zugeordnete Unsicherheit angegeben werden sollte, die vor allem die Variabilität der Eingangsgrößen abbildet. Als ein geeigneter Weg wird von der SSK die Darstellung von Unsicherheiten über Wahrscheinlichkeitsdichten oder -funktionen identifiziert.

In /STR 13/ wurde zur Ermittlung der Strahlenexposition eine Kategorisierung nach Informationskategorien I0 bis I4 und Situationskategorien S0 bis S3 erarbeitet. Die Informationskategorien bilden die Realitätsnähe der verfügbaren Informationen zum

Quellterm und die Situationskategorien die Realitätsnähe der Szenarien und Modellparameter ab. Für die Ermittlung der Strahlenexposition im Falle der Freigabe werden die Kategorien I0 (abdeckender hypothetischer Quellterm) und S1 (realistische und rechtlich mögliche Szenarien bzw. generische Modellparameter) mit Bestimmung der Unsicherheiten aus der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion angestrebt.

Probabilistische Ansätze sehen vor, Unsicherheiten direkt zu benennen. Sie tragen dazu bei, Konservativitäten zu vermeiden und realistische, an den Ablauf von Handlungen, an Prozesse oder an allgemein Szenarien angepasste Bewertungen durchzuführen, da feste Annahmen als Eingangsgrößen wie in der Deterministik nicht die Regel sein sollen. Durch die Variation der Eingangsgrößen besteht aber auch die Möglichkeit, dass nicht berücksichtigte Szenarien hierdurch mit abgedeckt werden.

Die grundsätzliche Unterscheidung zwischen deterministischen und probabilistischen Herangehensweisen wird in Abb. 4.1 dargestellt.

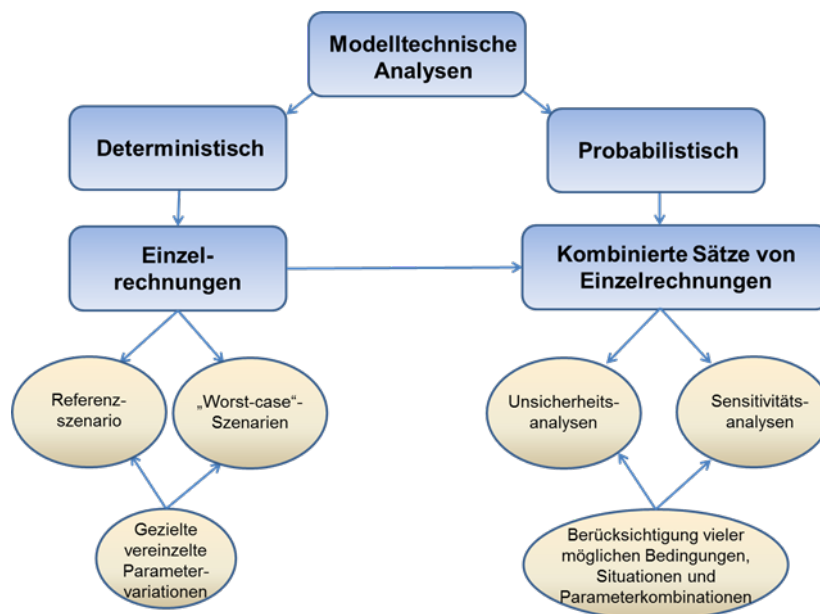


Abb. 4.1 Vergleich deterministischer und probabilistischer Vorgehensweisen

4.3.1 Auswahl des Szenarios

Zur Auswahl eines exemplarischen generischen Szenarios für den Vergleich deterministischer und probabilistischer Berechnungen wurden zunächst repräsentative Nuklide zusammengestellt und das jeweils restriktivste Szenario der SR 44 /IAEA 05/ identifiziert.

Die Auswahl der Nuklide orientiert sich an /THI 04/. Die ausgewählten Einzelnuklide sind repräsentativ für alle Nuklidgruppen und zeichnen sich durch unterschiedliche Eigenschaften wie Halbwertszeit und Strahlungsart aus. Tab. 4.6 gibt eine Übersicht dieser Nuklide mit ihren Eigenschaften, des jeweils restriktivsten Szenarios sowie der in /IAEA 05/ für realistische Szenarien gegebenen Werte für die effektive Dosis (Dosisumwandlungsfaktor) und die resultierenden Freigrenzen, welche den Werten für die uneingeschränkte Freigabe entsprechen. Die angegebenen Werte folgen demnach aus einer deterministischen Berechnung mittels realistischer Parameterwerte.

Tab. 4.6 Repräsentative Nuklide mit ihren Eigenschaften, dem jeweils restriktivsten Szenario aus /IAEA 05/ sowie die für realistische Szenarien gegebenen Werte für die effektive Dosis und die resultierenden Freigrenzen

Nuklid	Halbwertszeit ($T_{1/2}$) [a]	Zerfallskon- stante (λ) [1/a]	(relevante) Strah- lungsart	Effektive Dosis (SR44, wahrschein- lich) [(μ Sv/a)/ (Bq/g)]	restriktivstes Szenario (SR44, wahr- scheinlich)	Freigrenze (SR44, wahr- scheinlich) [Bq/g]	gerundete Freigrenze (SR44, wahr- scheinlich) [Bq/g]
H-3	12,00	5,78E-02	β	7,48E-02	RL-C	1,34E+02	1,00E+02
C-14	5,73E+03	1,21E-04	β	7,61E-01	RL-C	1,31E+01	1,00E+01
Na-22	2,60	2,67E-01	β/γ	2,55E+02	RH	3,92E-02	1,00E-01
Cl-36	3,01E+05	2,30E-06	β	2,14E+01	RL-C	4,67E-01	1,00E+00
Mn-54	0,86	8,06E-01	β/γ	6,69E+01	RH	1,49E-01	1,00E-01
Fe-55	2,70	2,57E-01	β/γ	9,87E-03	RP	1,01E+03	1,00E+03
Co-60	5,30	1,31E-01	β/γ	3,23E+02	RH	3,09E-02	1,00E-01
Sr-90	29,00	2,39E-02	β	1,83E+01	RL-C	5,47E-01	1,00E+00
Ag-110m	0,68	1,02E+00	β/γ	1,89E+02	RH	5,29E-02	1,00E-01
I-129	1,60E+07	4,33E-08	β/γ	2,99E+00	RL-C	3,34E+00	1,00E+01
I-131	0,02	3,15E+01	β/γ	6,47E-02	WL	1,55E+02	1,00E+02
Cs-137	30,00	2,31E-02	β/γ	8,43E+01	RH	1,19E-01	1,00E-01
Eu-154	8,80	7,88E-02	β/γ	1,66E+02	RH	6,03E-02	1,00E-01
Ra-226	1,60E+03	4,33E-04	α		<i>natürlich</i>		1,00E+00
U-238	4,50E+09	1,54E-10	$\alpha/\beta/\gamma$		<i>natürlich</i>		1,00E+00

Nuklid	Halbwertszeit ($T_{1/2}$) [a]	Zerfallskon- stante (λ) [1/a]	(relevante) Strah- lungsart	Effektive Dosis (SR44, wahr- scheinlich) [[μ Sv/a)/ (Bq/g)]	restriktivstes Szenario (SR44, wahr- scheinlich)	Freigrenze (SR44, wahr- scheinlich) [Bq/g]	gerundete Freigrenze (SR44, wahr- scheinlich) [Bq/g]
Pu-238	87,80	7,89E-03	α	3,68E+01	WL	2,72E-01	1,00E-01
Pu-239	2,40E+04	2,89E-05	α/γ	3,96E+01	WL	2,53E-01	1,00E-01
Pu-240	6,57E+03	1,06E-04	α	3,96E+01	WL	2,53E-01	1,00E-01
Am-241	432,00	1,60E-03	α/γ	3,35E+01	WL	2,98E-01	1,00E-01

Als erster Testfall wurde die Nuklide Cs-137 und Co-60 mit dem restriktiven Szenario „RH“, also „Bevölkerung im Haus (kontaminiertes Baumaterial)“, ausgewählt. Für dieses Szenario ist nur der Expositionspfad der externen Strahlung relevant.

Darauf aufbauend wurde H-3 mit dem restriktivsten Szenario „RL-C“ (Bevölkerung nahe Deponie, Kind) betrachtet. In diesem Szenario tragen die zwei Expositionspfade Inhalation und (Sekundär-)Ingestion bei.

Als Beispiel für Nuklide, bei denen alle drei Pfade (Externe Strahlung, Inhalation, Ingestion) betrachtet werden müssen, wurden Am-241 mit dem restriktivsten Szenario „WL“ (Arbeiter auf Deponie) und Fe-55 mit dem restriktivsten Szenario „RP“ (Bevölkerung nahe öffentlichen Platzes (kontaminiertes Baumaterial)) als Testfälle untersucht.

4.3.2 Deterministische Berechnungen

Für die ausgewählten Nuklide wurden zunächst die deterministischen Werte des Dosiskonversionsfaktors und der resultierenden Dosis bei Ausschöpfung des Freigabewertes nachgerechnet. Betrachtet wurden jeweils zum Vergleich der realistische und unwahrscheinliche Parametersatz nach /IAEA 05/ und die Annahmen aus /DEC 98/.

Der in /IAEA 05/ gegebene unwahrscheinliche Parametersatz wird dort für eine komplementäre Berechnung des Freigabewertes unter der Annahme eines Dosiskriterium von 1 mSv/a verwendet. Für die hier durchgeführte vergleichende Betrachtung deterministischer und probabilistischer Ansätze dient dieser Parametersatz als eine obere Abschätzung des deterministischen Wertes.

Zur Berechnung gemäß /IAEA 05/ wurden für jedes betrachtete Szenario die beitragenden Expositionspfade (siehe Tab. 4.1) ausgewählt und die Dosiskonversionsfaktoren mittels Gleichungen 4.1, 4.2 und 4.3 zusammen mit den in den Tabellen Tab. 4.2 – Tab. 4.5 gegebenen Parametern bestimmt. Die Dosiskonversionsfaktoren der beitragenden Pfade wurden dann für das betrachtete Szenario zu einem Gesamtwert summiert.

Weiterhin wurde für die deterministische Berechnung nach /DEC 98/ der für das betreffende Nuklid dort identifizierte maßgebliche Expositionspfad betrachtet. Die Berechnung erfolgte dann gemäß Gleichungen (3.1), (3.4) und (3.5) und mit dem entsprechenden Parametersatz (Tab. 4.2 – Tab. 4.4). Zur Berechnung der resultierenden Dosis wurde

hier neben dem aktuell gültigen Freigabewert (StrlSchV 2018, Sp.5) auch der vorherige Wert (StrlSchV /SSV 17/ 2001, Sp. 3) angesetzt.

Die deterministisch berechneten Dosiskonversionsfaktoren und die jeweils resultierende Jahresdosis sind in Tab. 4.7 - Tab. 4.11 gegeben.

Tab. 4.7 Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für Cs-137

Modell	Szenario	Expositi- onspfad	Dosiskonver- sionsfaktor [(μSv/a)/ (Bq/g)]	Dosis bei Aus- schöpfung des Freigabewertes nach StrlSchV 2018 (StrlSchV 2001) [μSv/a]
/DEC 98/	abdeckend	Externe Strahlung	21,4	2,1 (10,6)
/IAEA 05/	RH - unwahrscheinlich	Externe Strahlung	821,8	82,2
/IAEA 05/	RH - realistisch	Externe Strahlung	84,4	8,4

Tab. 4.8 Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für Co-60

Modell	Szenario	Expositi- onspfad	Dosiskonver- sionsfaktor [(μSv/a)/ (Bq/g)]	Dosis bei Aus- schöpfung des Freigabewertes nach StrlSchV 2018 (StrlSchV 2001) [μSv/a]
/DEC 98/	abdeckend	Externe Strahlung	104,6	10,5 (10,5)
/IAEA 05/	RH - unwahrscheinlich	Externe Strahlung	3144,6	314,5
/IAEA 05/	RH - realistisch	Externe Strahlung	323,1	32,3

Tab. 4.9 Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für H-3

Modell	Szenario	Expositions-pfad	Dosiskon-versionsfak-tor [(µSv/a)/ (Bq/g)]	Dosis bei Aus-schöpfung des Freigabewertes nach StrISchV 2018 (StrISchV 2001) [µSv/a]
/DEC 98/	abdeckend	Primäringestion	8,40E-03	0,84 (8,4)
/IAEA 05/	RL-C - unwahr-scheinlich	Inhalation + Se-kundäringestion	2,25	224,51
/IAEA 05/	RL-C - realis-tisch	Inhalation + Se-kundäringestion	0,07	7,48

Tab. 4.10 Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für Am-241

Modell	Szenario	Expositions-pfad	Dosiskon-versionsfak-tor [(µSv/a)/ (Bq/g)]	Dosis bei Aus-schöpfung des Freigabewertes nach StrISchV 2018 (StrISchV 2001) [µSv/a]
/DEC 98/	abdeckend	Inhalation	207,36	20,74 (10,37)
/IAEA 05/	WL - unwahr-scheinlich	Externe Strahlung + Inhalation + Primäringestion	254,89	25,49
/IAEA 05/	WL - realistisch	Externe Strahlung + Inhalation + Primäringestion	33,53	3,35

Tab. 4.11 Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für Fe-55

Modell	Szenario	Expositions-pfad	Dosiskon-versionsfak- tor [(μ Sv/a)/ (Bq/g)]	Dosis bei Aus- schöpfung des Freigabewertes nach StrlSchV 2018 (StrlSchV 2001) [μ Sv/a]
/DEC 98/	abdeckend	Primäringestion	0,07	66,00 (13,20)
/IAEA 05/	RP - unwahr- scheinlich	Externe Strahlung + Inhalation + Primäringestion	0,20	197,76
/IAEA 05/	RP - realistisch	Externe Strahlung + Inhalation + Primäringestion	9,87E-03	9,87

Bei der Berechnung der deterministischen Werte nach /IAEA 05/ und /DEC 98/ kommen zum Teil sehr unterschiedliche Situationen bzw. Expositionspfade zur Anwendung. So wird für die Bestimmung des Freigabewertes von H-3 bei /DEC 98/ der Pfad der Primäringestion betrachtet, während bei /IAEA 05/ im maßgeblichen Szenario RL-C die Pfade Inhalation und Sekundäringestion ausschlaggebend sind. Die errechneten Dosiskonversionsfaktoren der beiden Modelle (siehe auch Tabelle 3-5 in /DEC 98/ sowie Tabellen I-VII und I-VIII in /IAEA 05/ unterscheiden sich ebenfalls, was in einer Anpassung der Freigabewerte in der neuen Strahlenschutzverordnung zum Ausdruck kam.

Wie erwartet wird bei den hier nachgerechneten Werten unter Berücksichtigung der jeweils gültigen Freigabewerte das Dosiskriterium von $10 \mu\text{Sv/a}$ (1 mSv/a für die unwahrscheinlichen Parametersätze) mit einer Ausnahme jeweils erfüllt. Die größte Abweichung zeigt sich bei Co-60. Hier ergibt sich im realistischen Fall nach /IAEA 05/ eine Dosis von über $30 \mu\text{Sv/a}$ bei Ausschöpfung des Freigabewertes, was auf einen Rundungseffekt bei der Definition des Freigabewertes in der SR 44 zurückzuführen ist.

4.3.3 Probabilistische Berechnungen

Da im SR 44 /IAEA 05/) für die (meisten) Eingangsparameter realistische und unwahrscheinliche Werte gegeben werden, liegt hier bereits eine Grundlage zur Konstruktion

von Verteilungsfunktionen der Eingangsparameter und damit zur probabilistischen Betrachtung der Expositionssituationen vor.

Bei der probabilistischen Berechnung der Szenarien der SR 44 wurden jeweils für alle Parameter Verteilungen angesetzt, welche sich unterscheidende realistische und unwahrscheinliche Parameterwerte aufwiesen. Diese sind also unsichere Eingangsparameter. Nicht betrachtet wurden der Einfluss variierender Zerfallszeiten, da in den ausgewählten Fällen mit Halbwertszeiten im Bereich mehrerer Jahre nur sehr kleine Variationen in den entsprechenden Termen der Berechnungsformeln auftreten.

Es erfolgte dann eine Monte-Carlo-Simulation der resultierenden Dosiskonversionsfaktoren und Jahresdosis (bei Ausschöpfung des Freigabewertes). Dabei wurden jeweils 1×10^6 Wiederholungen durchgeführt.

In den folgenden Beispielen wurde für alle Parameter eine Normalverteilung angesetzt, welche je nach Parameterwert geeignet an den Rändern abgeschnitten wurde. Dies entspricht dem Vorgehen in /THI 04/. Zusätzlich wurde angenommen, dass die realistischen Parameterwerte jeweils dem Mittelwert der zugrundeliegenden Verteilung des Parameters entsprechen, während die unwahrscheinlichen Werte in etwa das 95%-Perzentil widerspiegeln. Aus dieser Annahme konnte die Standardabweichung der Verteilung ermittelt werden.

Für jedes betrachtete Nuklid wurden die Häufigkeitsverteilungen und kumulierten Häufigkeiten der Eingangsverteilungen und der resultierenden Größen „Dosiskonversionsfaktor“ und „Jahresdosis“ (im Vergleich zum Dosiskriterium von $10 \mu\text{Sv/a}$) dargestellt. Zum Vergleich mit den deterministisch berechneten Werten werden jeweils Mittelwert, Standardabweichung, Minimal- und Maximalwerte sowie die Perzentile (1 %, 5 %, 25 %, 50 %, 75 %, 95 % und 99 %) der resultierenden Verteilungen angegeben. Die Analyse dieser Verteilungsparameter erfolgt in Kapitel 4.4.1.

Weiterhin wurde für jeden Fall eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dazu wurde jeweils die Rangkorrelation der Parameterverteilungen mit der resultierenden Verteilung (Dosis) gebildet. Der Absolutwert der ermittelten Rangkorrelationskoeffizienten ist umso größer, je stärker der betreffende Eingangsparameter und die resultierende Dosis gemeinsam variieren. Er bietet also ein Maß für die Abhängigkeit der Dosis vom untersuchten Parameter. Dementsprechend werden in Kapitel 4.4.2 die unsichereren (durch Verteilungen gegebenen) Parameter in der Reihenfolge ihrer Rangkorrelation angegeben.

4.3.3.1 Beispiel 1: Szenario RH für Cs-137 und Co-60

Im für die Nuklide Cs-137 und Co-60 restriktivsten Szenario „RH“, in welchem nur der Expositionspfad „Externe Strahlung“ beiträgt, wurden zwei unsichere Parameter identifiziert, nämlich die Aufenthaltsdauer im Gebäude und der Verdünnungsfaktor (Gleichung (4.1)). Die angesetzten Verteilungen dieser Parameter werden in Tab. 4.12 dargestellt. Der Maximalwert der Aufenthaltszeit entspricht einem vollständigen Aufenthalt im Haus, während beim Maximalwert für den Verdünnungsfaktor von keiner Verdünnung ausgegangen wird.

Tab. 4.12 Verteilungen der unsicheren Eingangsparameter für das Szenario „RH“

Parameter	Verdünnungsfaktor	Aufenthaltszeit Gebäude
Einheit	-	h/a
Deterministisch	0,1	4500
Verteilungstyp	Normalverteilung	Normalverteilung
Mittelwert	0,1	4500
Standardabweichung	0,2	2170
min.	0	0
max.	1	8760

In Abb. 4.2 sind für Cs-137 die aus der Monte-Carlo-Simulation folgenden Häufigkeits-Verteilungen bzw. die entsprechend kumulierten Häufigkeiten für dargestellt, während Abb. 4.3 entsprechende Grafiken für Co-60 wiedergibt

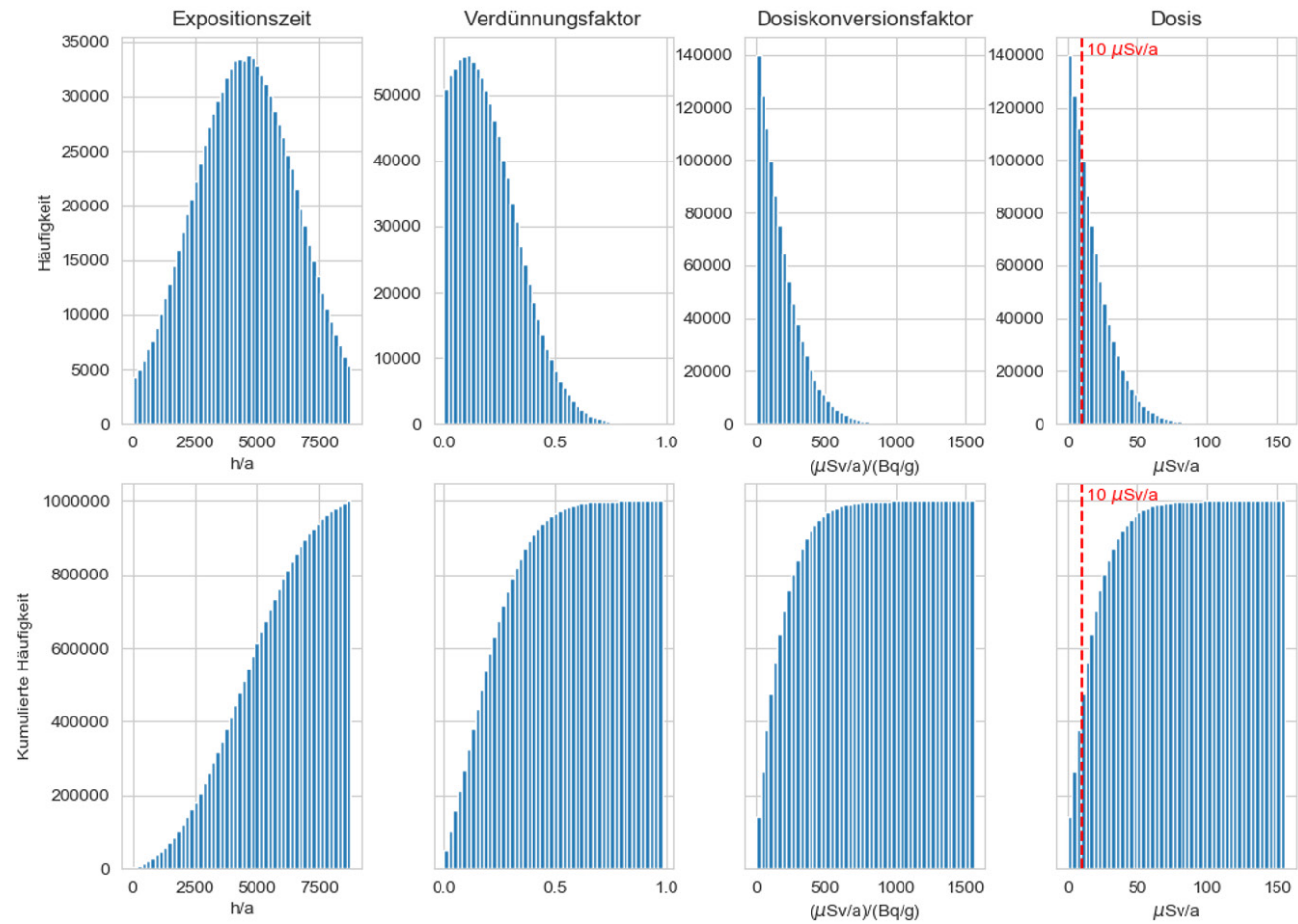


Abb. 4.2 Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von $10 \mu\text{Sv/a}$) für Cs-137 (Szenario „RH“ nach SR-44).

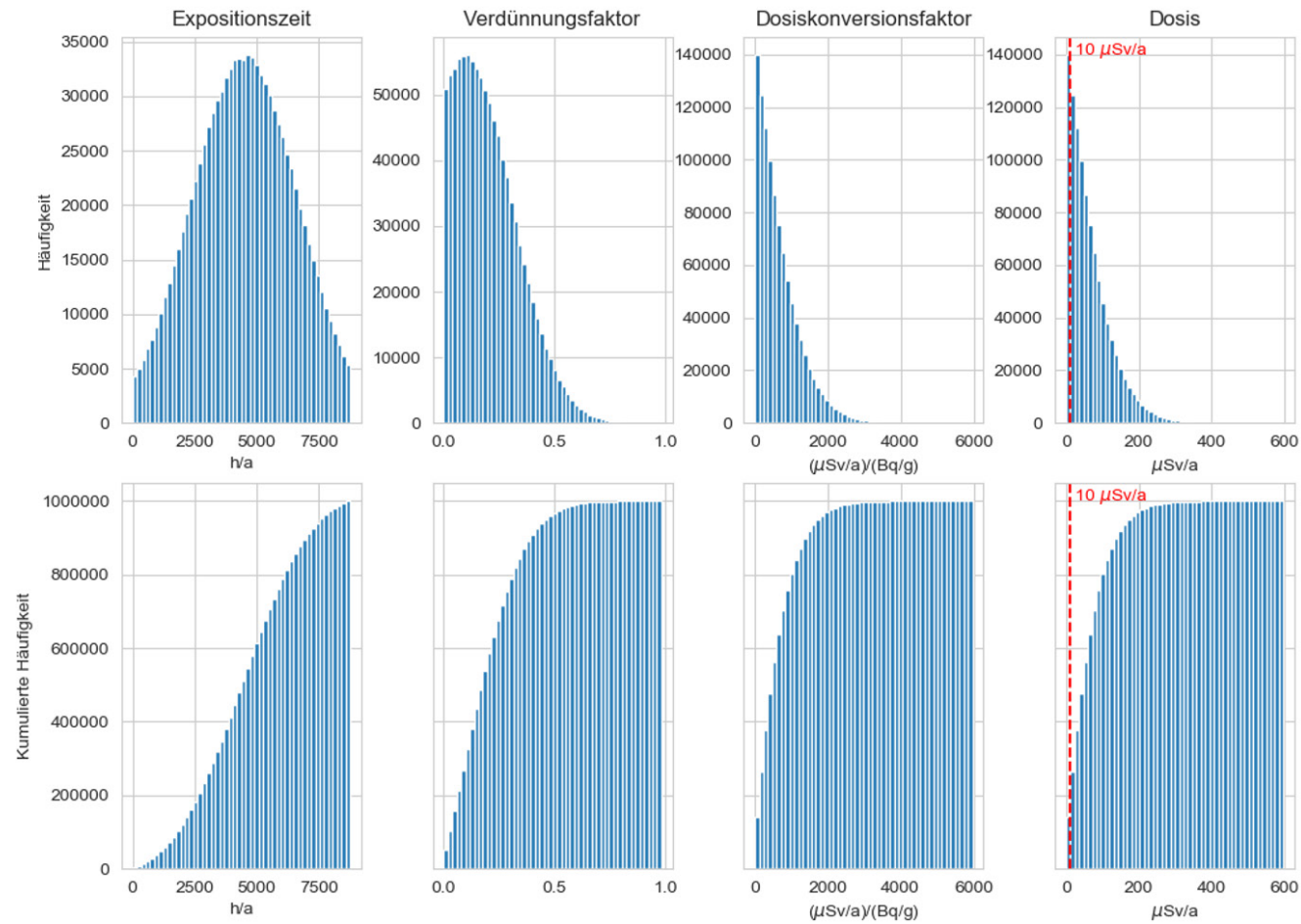


Abb. 4.3 Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von $10 \mu\text{Sv/a}$) für Co-60 (Szenario „RH“ nach SR-44).

4.3.3.2 Beispiel 2: Szenario RL-C für H-3

Für das Nuklid H-3 wurde das maßgebliche Szenario RL-C betrachtet. Hier tragen die Pfade „Inhalation“ (Gleichung (4.2)) und „Sekundäringestion“ (Gleichung (4.3)) bei. Unsichere Eingangsparameter, für welche auf Grundlage der realistischen und unwahrscheinlichen Parameterwerte Verteilungen angesetzt wurden, sind bei der Sekundäringestion die Inkorporationsmenge und der Verdünnungsfaktor sowie bei der Inhalation die Expositionszeit, Staubkonzentration und ebenfalls der Verdünnungsfaktor.

Für das Maximum des Verdünnungsfaktors und der Aufenthaltszeit wurden wie im vorangegangenen Beispiel wieder maximal mögliche Werte angenommen. Bei der Inkorporationsmenge, welche in diesem Szenario für ein Kind von 1-2 Jahren betrachtet wird, wurde als Maximalwert zum Abschneiden der Verteilung dieses Parameters die unwahrscheinliche Inkorporationsmenge eines Erwachsenen angesetzt. Für die maximal mögliche Staubkonzentration wurde der MAK-Wert /BUN 06/ für die einatembare Staubfraktion angesetzt.

Die angesetzten Verteilungen sind in Tab. 4.13 dargestellt.

Tab. 4.13 Verteilungen der unsicheren Eingangsparameter für das Szenario „RL-C“

Parameter	Inkorporationsmenge	Verdünnungsfaktor	Expositionszeit	Staubkonzentration
Einheit	kg/a	-	h/a	g/m ³
Deterministisch	68	0,01	1000	0,0001
Verteilungstyp	Normalverteilung	Normalverteilung	Normalverteilung	Normalverteilung
Mittelwert	68	0,01	1000	0,0001
Standardabweichung	69	0,05	4000	0,0002
min.	0	0	0	0
max.	264	1	8760	0,01

Die für H-3 aus der Monte-Carlo-Simulation folgenden Häufigkeits-Verteilungen bzw. die entsprechend kumulierten Häufigkeiten werden in Abb. 4.4 wiedergegeben.

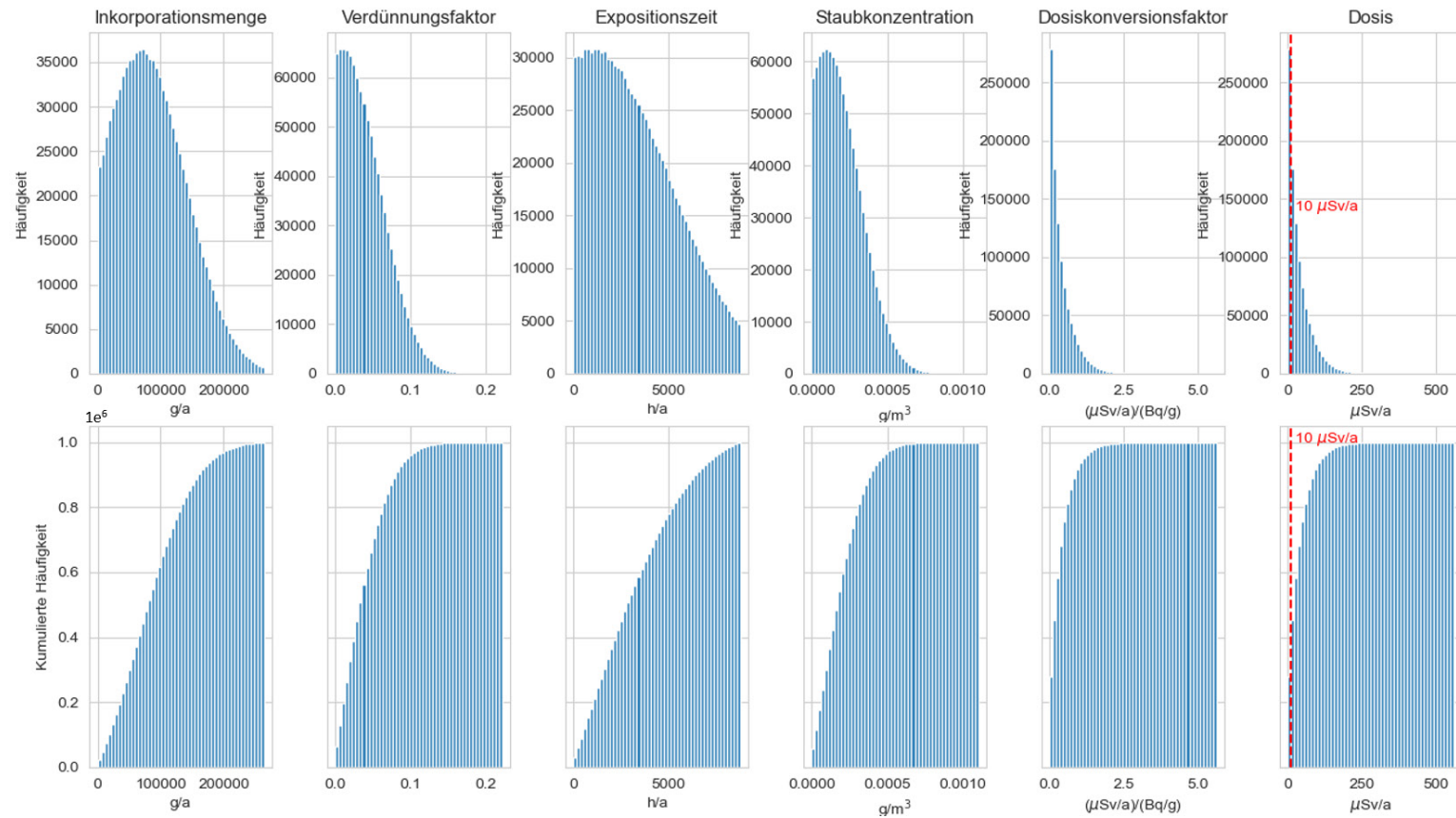


Abb. 4.4 Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von 10 μSv/a) für H-3 (Szenario „RL-C“ nach SR-44).

4.3.3.3 Beispiel 3: Szenario WL für Am-241

Im für das Nuklid Am-241 nach SR-44 relevanten Szenario „WL“ tragen alle drei Expositionspfade bei, nämlich „externe Strahlung“ (Gleichung (4.1)), „Inhalation“ (Gleichung (4.2)) und „Ingestion“ (direkte Ingestion von Staub) (Gleichung (4.3)). Unsichere Eingangsparameter sind hier die Expositionszeit, welche sowohl in den Pfad „Externe Strahlung“ als auch in den Pfad „Inhalation“ eingeht, der Verdünnungsfaktor, welcher in die Pfade „Inhalation“ und „Ingestion“ gleichermaßen eingeht sowie die Staubkonzentration und die Inkorporationsmenge als Eingangsgrößen der Pfade „Inhalation“ bzw. „Ingestion“.

Als Maximalwerte wurden hier für die Expositionszeit die maximale Jahresarbeitszeit (wie in /THI 04/), für den Verdünnungsfaktor keine Verdünnung, für die Staubkonzentration der MAK-Wert der einatembaren Staubfraktion (/BUN 06/) sowie für die Inkorporationsmenge der „abdeckende“ Wert für Erwachsene der Berechnungsgrundlage – Bergbau /BFS 10/ gewählt.

Die entsprechenden Verteilungen der Eingangsparameter finden sich in Tab. 4.14 und die für Am-241 aus der Monte-Carlo-Simulation folgenden Häufigkeitsverteilungen bzw. die entsprechend kumulierten Häufigkeiten in Abb. 4.5.

Tab. 4.14 Verteilungen der unsicheren Eingangsparameter für das Szenario „WL“

Parameter	Inkorporationsmenge	Verdünnungsfaktor	Expositionszeit	Staubkonzentration
Einheit	g/a	-	h/a	g/m ³
Deterministisch	10	0,1	450	0,0005
Verteilungstyp	Normalverteilung	Normalverteilung	Normalverteilung	Normalverteilung
Mittelwert	10	0,1	450	0,0005
Standardabweichung	21	0,5	690	0,0003
min.	0	0	0	0
max.	90	1	2000	0,01

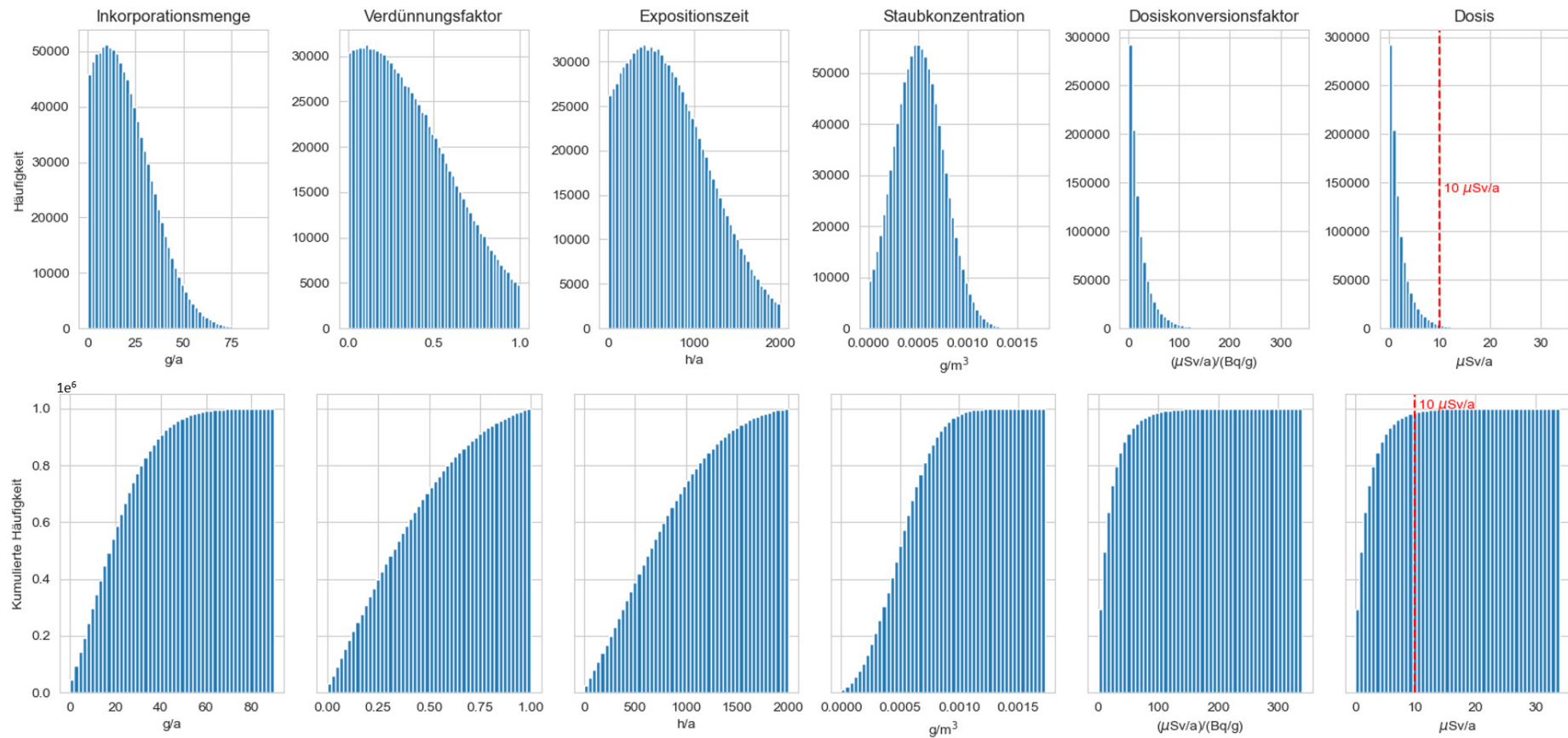


Abb. 4.5 Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von 10 μSv/a) für Am-241 (Szenario „WL“ nach SR-44)

4.3.3.4 Beispiel 4: Szenario RP für Fe-55

Für Fe-55 ist „RP“ das restriktivste Szenario. Wie im vorangegangenen Beispiel tragen alle drei Expositionspfade bei, nämlich „Externe Strahlung“, „Inhalation“ und „Ingestion“ (direkte Ingestion von Staub). Entsprechend wurden die unsicheren Eingangsparameter „Expositionszeit“, „Verdünnungsfaktor“, „Staubkonzentration“ und „Inkorporationsmenge“ betrachtet.

Bei diesem Szenario werden allerdings in /IAEA 05/ für die Expositionspfade sich unterscheidende unwahrscheinliche Verdünnungsfaktoren angegeben, was zu unterschiedlichen Verteilungsformen (unterschiedliche Standardabweichung) der verwendeten Eingangsverteilungen führt. Für den Maximalwert wurde wieder der Fall ohne Verdünnung angenommen. Ebenso wurde für die maximale Staubkonzentration wie in den vorangegangenen Beispielen der MAK-Wert der einatembaren Staubfraktion (/BUN 06/) angesetzt. Da im Szenario „RP“ ein Kind (1-2 Jahre) betrachtet wird, wurde als maximale Inkorporationsmenge der „abdeckende“ Wert für ein Kind dieser Altersklasse der Berechnungsgrundlage - Bergbau (/BFS 10/) gewählt. Die verwendete maximale Expositionszeit entspricht der maximale Aufenthaltszeit auf einer Freifläche laut /THI 04/.

Alle angesetzten Verteilungsparameter sind in Tab. 4.15 zusammengestellt. Abb. 4.6 zeigt die aus der Monte-Carlo-Simulation folgenden Häufigkeits-Verteilungen bzw. die entsprechend kumulierten Häufigkeiten für Fe-55.

Tab. 4.15 Verteilungen der unsicheren Eingangsparameter für das Szenario „RP“

Parameter	Inkorporationsmenge [g/a]	Verdünnungsfaktor (Inh./Ing.)	Verdünnungsfaktor (Ext.)	Expositionszeit [h/a]	Staubkonzentration [g/m ³]
Deterministisch	25	0,1	0,1	400	0,0001
Verteilungstyp	Normalverteilung	Normalverteilung	Normalverteilung	Normalverteilung	Normalverteilung
Mittelwert	25	0,1	0,1	400	0,0001
Standardabweichung	13be	0,5	0,2	307	0,0002
min.	0	0	0	0	0
max.	440	1	1	2000	0,01

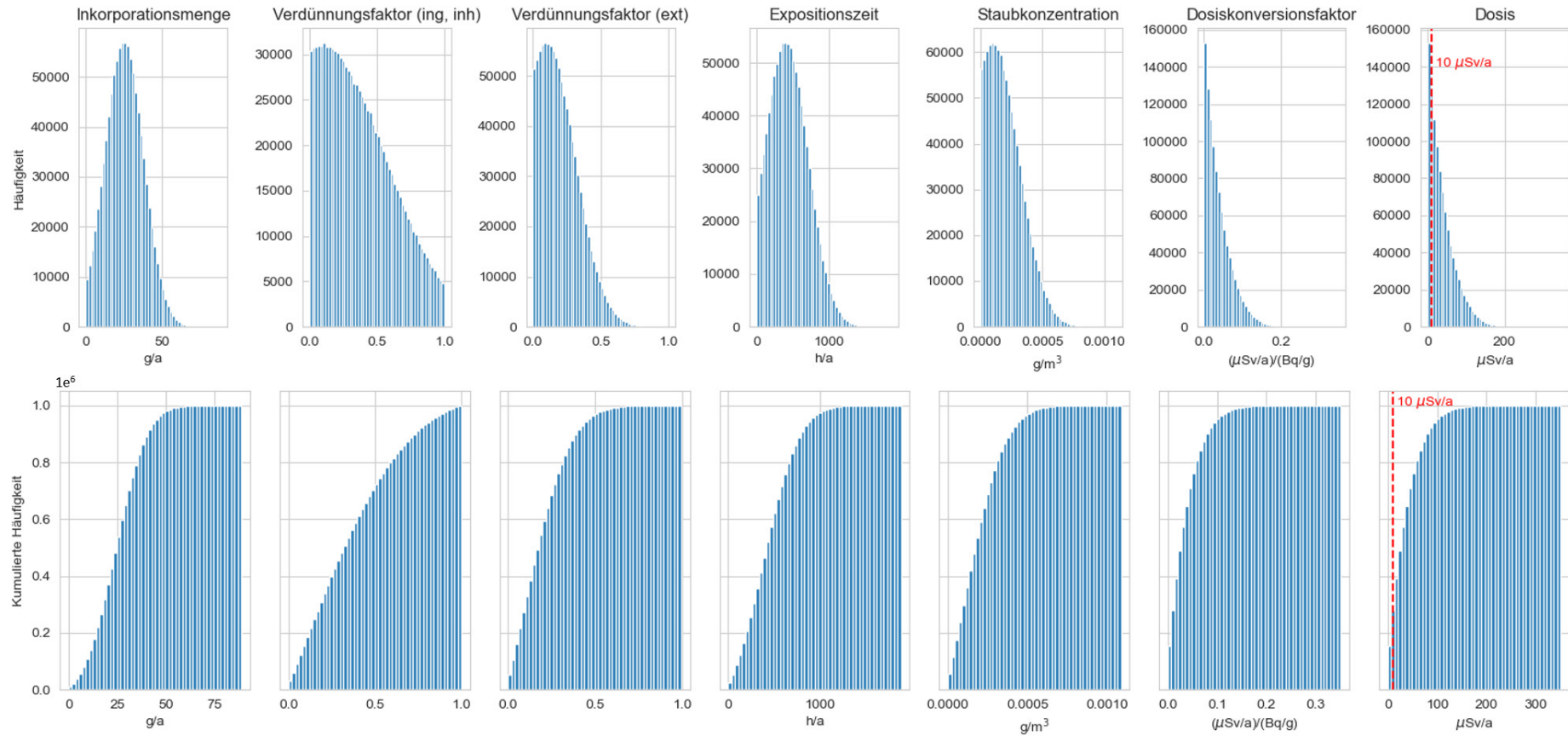


Abb. 4.6 Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$) für Fe-55 (Szenario „RP“ nach SR-44).

4.4 Vorschlag zur Bewertung von radiologischen Expositionsszenarien

Auf Grundlage der durchgeführten deterministischen und probabilistischen Betrachtungen verschiedener generalisierter Expositionsszenarien aus SR 44 (IAEA 05/) im Vergleich zu den abdeckenden Szenarien aus /DEC 98/ lässt sich abschließend festhalten, dass die Eignung eines Expositionsszenarios für allgemeine, generische Zwecke nur sinnvoll durch probabilistische Berechnungen von Verteilungen der Dosiskonversionsfaktoren möglich ist. Hierbei werden Verteilungen von Eingangsparametern und damit eine große Bandbreite von wahrscheinlichen bis hin zu sehr unwahrscheinlichen (konservativen) Parameterwerten betrachtet. Die resultierenden Verteilungen der Dosiskonversionsfaktoren können hinsichtlich ihrer vollständigen Verteilungsform – also neben Mittelwert und Standardabweichung auch über charakteristische Perzentile – analysiert werden.

Es wurden zwei Ansätze verfolgt. In Kapitel 4.4.1 wurde eine Analyse der Verteilungsparameter in Bezug auf die Einhaltung des Dosiskriteriums und in Kapitel 4.4.2 eine Sensitivitätsanalyse in Bezug auf die Relevanz der Eingangsparameter durchgeführt.

4.4.1 Analyse der Verteilungsparameter

Die aus der probabilistischen Berechnung folgenden Verteilungsformen für den Dosiskonversionsfaktor sind für die untersuchten Nuklide in Abb. 4.2 - Abb. 4.6 dargestellt. Betrachtet man die resultierende Jahresdosis bei jeweiliger Ausschöpfung des Freigabewertes zeigt sich, dass jeweils ein signifikanter Anteil der Häufigkeitsverteilungen oberhalb des Dosiskriteriums von 10 $\mu\text{Sv/a}$ liegt. Dies folgt direkt aus der in /IAEA 05/ gewählten Vorgehensweise, realistische Szenarien und Parameterwerte anzusetzen. Weiterhin liegen die Maximalwerte der hier berechneten Verteilungen durchgängig unterhalb des Wertes von 1 mSv/a, welcher in /IAEA 05/ für die unwahrscheinlichen Parametersätze Anwendung als Dosiskriterium findet.

In den Tabellen Tab. 4.16 - Tab. 4.20 werden die Verteilungsparameter „Mittelwert“, „Standardabweichung“, „Minimalwert (min.)“, Perzentile (1 %, 5 %, 25 %, 50 %, 75 %, 95 %, 99 %) und „Maximalwert (max.)“ der Verteilungen des Dosiskonversionsfaktors bzw. der Jahresdosis für die untersuchten Nuklide zusammengefasst.

Tab. 4.16 Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für Cs-137 (Szenario „RH“)

Verteilungsparameter	Dosiskonversionsfaktor [($\mu\text{Sv/a}$) / (Bq/g)]	Dosis bei Ausschöpfung des Freigabewertes nach StrlSchV 2018 [$\mu\text{Sv/a}$]
Mittelwert	172,1	17,2
Standardabweichung	149,1	14,9
min.	4,8E-05	4,8E-06
1%	1,9	0,2
5%	10,4	1,0
25%	58,7	5,9
50%	133,0	13,3
75%	245,1	24,5
95%	468,0	46,8
99%	661,8	66,2
max	1559,5	156,0

Tab. 4.17 Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für Co-60 (Szenario „RH“)

Verteilungsparameter	Dosiskonversionsfaktor [($\mu\text{Sv/a}$) / (Bq/g)]	Dosis bei Ausschöpfung des Freigabewertes nach StrlSchV 2018 [$\mu\text{Sv/a}$]
Mittelwert	658,49	65,85
Standardabweichung	570,42	57,04
min.	1,84E-04	1,84E-05
1%	7,30	0,7
5%	39,9	4,0
25%	224,6	22,5
50%	508,9	50,9
75%	938,0	93,8
95%	1790,7	179,1
99%	2532,4	253,2
max	5967,9	596,8

Tab. 4.18 Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für H-3 (Szenario „RL-C“)

Verteilungsparameter	Dosiskonversionsfaktor [($\mu\text{Sv/a}$) / (Bq/g)]	Dosis bei Ausschöpfung des Freigabewertes nach StrlSchV 2018 [$\mu\text{Sv/a}$]
Mittelwert	0,39	39,22
Standardabweichung	0,41	41,20
min.	3,20E-08	3,20E-06
1%	2,07E-03	0,21
5%	0,01	1,33
25%	0,10	9,66
50%	0,26	25,94
75%	0,55	55,01
95%	1,22	122,33
99%	1,88	187,96
max	5,60	559,79

Tab. 4.19 Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für Am-241 (Szenario „WL“)

Verteilungsparameter	Dosiskonversionsfaktor [($\mu\text{Sv/a}$) / (Bq/g)]	Dosis bei Ausschöpfung des Freigabewertes nach StrlSchV 2018 [$\mu\text{Sv/a}$]
Mittelwert	21,59	2,16
Standardabweichung	23,48	2,35
min.	2,15E-03	2,15E-04
1%	0,44	0,04
5%	1,32	0,13
25%	5,68	0,57
50%	13,69	1,37
75%	29,01	2,90
95%	69,13	6,91
99%	110,81	11,08
max	339,60	33,96

Tab. 4.20 Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für Fe-55 (Szenario „RP“)

Verteilungsparameter	Dosiskonversionsfaktor [($\mu\text{Sv/a}$) / (Bq/g)]	Dosis bei Ausschöpfung des Freigabewertes nach StrlSchV 2018 [$\mu\text{Sv/a}$]
Mittelwert	0,04	37,75
Standardabweichung	0,03	33,04
min.	8,60E-09	8,60E-06
1%	3,69E-04	0,37
5%	2,06E-03	2,06
25%	0,01	12,23
50%	0,03	28,80
75%	0,05	54,45
95%	0,10	104,07
99%	0,14	143,99
max	0,35	350,58

Ein Vergleich mit den deterministisch berechneten Werten nach /IAEA 05/ (realistische Parameterwerte) der Tabellen Tab. 4.7 - Tab. 4.11 zeigt, dass die Mittelwerte der Verteilungen und auch die 50%-Perzentile nicht mit den deterministischen Werten übereinstimmen. So wurde das Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$ in fast allen Fällen (mit Ausnahmen von Am-241) bereits unterhalb des 50%-Perzentils überschritten.

Die Lage der charakteristischen Perzentile in Bezug auf das Dosiskriterium (z. B. Perzentile, bei der das n-fache des Dosiskriteriums erreicht wird) ist demnach besser geeignet, die zu erwartende Jahresdosis in verschiedensten Expositionssituationen zu beschreiben und damit eine Aussage über die allgemeine Anwendbarkeit eines Szenarios zu geben als der deterministisch berechnete Wert, welcher nur einer Situation entspricht,.

Die Perzentile der Verteilungsfunktionen der Dosiskonversionsfaktoren können folglich als Kriterium für die Eignung eines generischen Szenarios dienen. Dazu sollte neben dem vorgeschriebenen Freigabewert (welcher der Situation mit realistischem Parametersatz entspricht) die geforderte Lage der Perzentile vorgegeben werden.

4.4.2 Sensitivitätsanalyse

Weiterhin wurde die Sensitivität der Dosiskonversionsfaktoren auf die Eingangsparameter untersucht. In den folgenden Tabellen (Tab. 4.21 – Tab. 4.24) ist die Rangfolge der unsicheren Eingangsparameter in Bezug auf ihren Einfluss auf das Ergebnis dargestellt. Als Grundlage dienen hierbei die Rangkorrelationskoeffizienten (Absolutbetrag) der Rangkorrelationsmatrix, welche ebenfalls in den Tabellen angegeben sind.

Tab. 4.21 Rangkorrelationskoeffizienten für das Szenario „RH“ und die Nuklide Cs-137, Co-60

Eingangsparameter	Rangkorrelationskoeffizient	Rangfolge
Verdünnungsfaktor	0,83	1
Expositionszeit	0,49	2

Tab. 4.22 Rangkorrelationskoeffizienten für das Szenario „RL-C“ und das Nuklid H-3

Eingangsparameter	Rangkorrelationskoeffizient	Rangfolge
Verdünnungsfaktor	0,73	1
Inkorporationsmenge	0,61	2
Expositionszeit	-1,07E-03	3
Staubkonzentration	-3,79E-04	4

Tab. 4.23 Rangkorrelationskoeffizienten für das Szenario „WL“ und das Nuklid Am-241

Eingangsparameter	Rangkorrelationskoeffizient	Rangfolge
Verdünnungsfaktor	0,70	1
Expositionszeit	0,53	2
Staubkonzentration	0,33	3
Inkorporationsmenge	0,12	4

Tab. 4.24 Rangkorrelationskoeffizienten für das Szenario „RP“ und das Nuklid Fe-55

Eingangsparameter	Rangkorrelationskoeffizient	Rangfolge
Verdünnungsfaktor (Ing., Inh.)	0,82	1
Inkorporationsmenge	0,51	2
Expositionszeit	7,12E-04	3
Staubkonzentration	-5,04E-04	4
Verdünnungsfaktor (Ext.)	-2,52E-04	5

In allen hier betrachteten Fällen hat der Verdünnungsfaktor den größten Einfluss auf den Dosiskonversionsfaktor. Die Rangfolge der weiteren Parameter variiert in den unterschiedlichen Szenarien.

Als ein weiteres Kriterium für die Eignung eines Szenarios für allgemeine Zwecke ist auch die Ausgewogenheit der Relevanz der betrachteten Eingangsparameter möglich.

So liegen in einigen Szenarien („RH“, „WL“) für die hier betrachteten Nuklide alle Rangkorrelationskoeffizienten in der gleichen Größenordnung, während es in anderen Szenarien („RL-C“ und „RP“) größere Abweichungen gibt. Zur abschließenden Bewertung der Szenarien muss allerdings eine Analyse der Verteilungen und der Sensitivität für alle relevanten Nuklide erfolgen. So liegt z. B. im hier betrachteten Fall von Fe-55 der Dosiskoeffizient des externen Pfades bei Null, so dass für diesen speziellen Fall folglich sehr geringe Korrelationskoeffizienten für alle die externe Strahlung betreffenden Parameter berechnet werden.

Ein solche Sensitivitätsanalyse kann weiterhin Hinweise liefern, ob in Freigabesituationen, in denen ein Parameterwert vom im Szenario vorgegeben Wert abweicht, ein starker Einfluss auf den Dosiskonversionsfaktor und damit eine Verletzung des Dosiskriteriums zu erwarten ist.

5 Anwendung von rechnerbasierten Methoden zur Berechnung von Freigabewerten

In der Vergangenheit wurden die Berechnungen der Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden, zur Freigabe nach Anlage III Strahlenschutzverordnung, mit proprietärer Software durchgeführt. Teilweise waren schwerpunktmäßig nur die Ergebnisse der Berechnungen veröffentlicht worden /SSK 06/ oder es fehlten teilweise die detaillierten Rechenvorschriften /THI 04/. Eine exakte Nachvollziehbarkeit aller durchgeführten Rechenschritte war daher nur bedingt möglich.

Anhand der beiden ausgewählten Freigabepfade

- Freigabe von festen Stoffen zur Beseitigung auf einer Deponie und
- Freigabe von Stoffen zur Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage

werden für die Radionuklide H-3, C-14, Cl-36, Mn-54, Ni-59, Co-60, Sr-90, Tc-99, Ag-108m, I-129, Ba-133, Cs-137, Pu-238, Pu-239 und U-238 Berechnungen der Strahlenexpositionen von Einzelpersonen, sowohl des Personals als auch der Bevölkerung in der Umgebung, durchgeführt.

Neben der eigentlichen Berechnung wird besonders auf eine ausführliche und nachvollziehbare Dokumentation der durchgeführten Rechenschritte geachtet. Die Plausibilität der Ergebnisse wurde durch Vergleichsrechnungen anderer Organisationen übergeprüft (Benchmarking). Für die Durchführung der Vergleichsrechnungen wurden Brenk Systemplanung und das Öko-Institut als Unterauftragsnehmer ausgewählt, die beide über große Erfahrungen in diesem Themenbereich verfügen.

Für die Rechnungen wurden ausgewählte frei erhältliche Rechencodes zu den jeweiligen Fragestellungen angewendet. Die nachfolgenden Programmcodes in Tab. 5.1 wurden von der GRS bereits in anderen Vorhaben verwendet.

Tab. 5.1 Programmcodes zur Verwendung im Vorhaben

Code	Modellierung
Geant4 /AGO 03/	Dosisfaktoren für äußere Strahlenexposition
ARTM mit Dosismodul /GRS 12/	Bevölkerung in der Umgebung einer Depo- nie, MVA oder Schmelzanlage
SPRING /KÖN 15/,RESRAD /YU 07/	Grund- und Sickerwasserausbreitung
PHREEQC /PAR 17/	Partitionierung von Radionukliden

Die Vorgehensweise der Berechnung ist angelehnt an die Berechnung der Freigabewerte in der derzeit gültigen Strahlenschutzverordnung bzw. an SR 44 angelehnt. Als Startwert wird für jedes Radionuklid eine Aktivität von 1 Bq/g angenommen. Nach Berechnung der Strahlenexpositionen wird das limitierende Szenario mit dem Expositionsmaximum bestimmt. Der Startwert von 1 Bq für das Radionuklid wird anschließend mit dem Faktor multipliziert, mit dem die resultierende Strahlenexposition im limitierenden Szenario den Wert 10 µSv ergeben würde.

5.1 Methodenbeschreibung

Zur Überprüfung der Richtigkeit der nachfolgenden Rechenvorschriften und der Rechenergebnisse für die einzelnen Szenarien wurden zwei verschiedene Rechenwege eingeschlagen.

Rechenweg 1:

Die Vorgehensweise der Berechnung ist angelehnt an die Berechnung der Freigabewerte in /THI 04/. Als Startwert wird für jedes Radionuklid eine Aktivität von 1 Bq angenommen. Mit der berechneten Strahlendosis wird anschließend die Dosis von 10 µSv dividiert, um die Aktivität in [Bq/g] zu erhalten, die sich als Freigabewert aus dem betrachteten Szenario ergibt. Den Rechnungen werden ausschließlich die Parameterwerte aus /THI 04/ zugrunde gelegt. Das Rechenergebnis wird mit dem entsprechenden Wert aus /THI 04/ verglichen.

Rechenweg 2:

Als Startwert wird für jedes Radionuklid der entsprechende Freigabewert aus der

Strahlenschutzverordnung angenommen. Den Rechnungen werden ausschließlich die Parameterwerte aus /SSK 06/ zugrunde gelegt. Das Ergebnis wird als Dosis pro Jahr [$\mu\text{Sv/a}$] angegeben. Die Ergebnisse werden mit den Rechenergebnissen des Öko-Institutes /ÖKO 20/ verglichen.

Im Folgenden werden die Expositionsszenarien einzeln qualitativ beschrieben. Die Beschreibungen der Expositionsszenarien sind aus /THI 04/ entnommen. Wenn zu einem Szenario in /SSK 06/ andere Parameterwerte zugrunde gelegt wurden, ist dies im Text beschrieben. Anschließend wird die für die Berechnung verwendete Gleichung angegeben und in der darauffolgenden Tabelle die eingesetzten Parameter mit ihren Einheiten und Werten aufgelistet. Wesentlichen Anteil an den Arbeiten zur Erstellung der Rechenverfahren hatte das Öko-Institut.

Die für die Berechnungen notwendigen Dosiskoeffizienten für Inhalation und Ingestion wurden nicht einzeln aufgelistet, sondern nur der Verweis auf die entsprechenden Veröffentlichungen angegeben. Die Dosisfaktoren zur Berechnung der äußeren Strahlenexposition sind nicht in Standardwerken zu finden, sondern müssen für jedes Szenario einzeln berechnet werden (siehe Kapitel 5.2).

5.2 Berechnung der Dosiskoeffizienten für die externe Bestrahlung

Die Strahlenexposition durch externe Bestrahlung berechnet sich nach /THI 04/ wie folgt:

$$E_{ext} = d_{ext}(\rho, A, T, L) \cdot t_e \cdot f_m \quad (5.1)$$

E_{ext}	Individualdosis durch γ -Bestrahlung [$(\mu\text{Sv/a})/(\text{Bq/g})$ oder $(\mu\text{Sv/a})/(\text{Bq/cm}^2)$],
d_{ext}	geometrieabhängiger Dosiskoeffizient [$(\mu\text{Sv/h})/(\text{Bq/g})$ oder $(\mu\text{Sv/h})/(\text{Bq/cm}^2)$],
ρ	Dichte des Materials [g/cm^3],
A	der exponierten Person zugewandte Fläche [m^2],
T	Dicke der Aktivitätsverteilung [m],
L	Expositionsabstand zur exponierten Person [m],
t_e	Expositionszeit [h/a]
f_m	Vermischungsfaktor [-]

Ein wesentlicher Faktor, der demnach in die Berechnung der externen Strahlenexposition eingeht, ist der „geometrieabhängige Dosiskoeffizient“ d_{ext} . Die Dosiskoeffizienten für die externe Bestrahlung wurden in /THI 04/ mit Hilfe der Software Microshield szenarienangepasst berechnet. Das bedeutet, dass für jede betrachtete Bestrahlungsgeometrie nuklidspezifische Koeffizienten berechnet wurden. Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in Tabelle A-4.3 des Berichtes /THI 04/ zu finden.

5.2.1 Verwendete Programme zur Bestimmung der Dosiskoeffizienten

Zur Bestimmung der Dosiskoeffizienten wurde unter anderem das Dosisberechnungsprogramm MicroShield® Version 10 /GRO 19/ verwendet. Da MicroShield auch für die Berechnungen in /THI 04/ verwendet wurde, ist eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse sichergestellt. Das Programm Microshield hat den Vorteil, dass die Abschirmung von Photonen-/ γ -Strahlung für einfache Geometrien schnell modelliert und berechnet werden kann. Die Modellierung komplexerer Geometrien oder anderer Strahlungsarten (beispielsweise β - oder Neutronen-Strahlung) ist jedoch nicht möglich.

Zur Verifikation der Ergebnisse wurden zusätzlich für ausgewählte Szenarien Monte-Carlo-Simulationen eingesetzt, die dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik entsprechen. Hierfür wurde das C++ basierte Framework Geant4 /AGO 03/ verwendet, ein Monte-Carlo Simulationstool, das am CERN für die Kern- und Teilchenphysik entwickelt wurde, mittlerweile jedoch auch in vielfältigen weiteren Anwendungsbereichen, wie Medizin oder Raumfahrt, zum Einsatz kommt. Geant4 wurde beispielsweise auch im Rahmen der ICRP 116 /ICRP 10/ verwendet. Das Programmpaket Geant4 hat den Vorteil, dass komplexe Geometrien und sämtliche Strahlungsarten und Sekundärteilchen modelliert werden können. Jedoch sind die Simulationen deutlich zeitintensiver als die Berechnungen mit MicroShield. Die Statistik und damit die Genauigkeit der Ergebnisse skaliert mit der Anzahl der simulierten Teilchen und damit mit der Rechenzeit. Für intensive Rechenoperationen steht der GRS ein Computercluster zur Verfügung. Dieser Cluster besteht aus 41 Knoten, die jeweils mit zwei Intel 10-Kern Prozessoren bestückt sind. Insgesamt stehen 820 Kerne zur Verfügung und 5,7 TB Arbeitsspeicher.

Für die hier dargestellten Arbeiten wurden für ausgewählte Szenarien entsprechende Modelle mit Geant4 programmiert, die Zerfälle der betrachteten Nuklide simulieren. Dabei wurden, abhängig vom betrachteten Nuklid und dem betrachteten Szenario, jeweils zwischen 10^7 und 10^8 Zerfälle simuliert. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen, wurde ausschließlich die durch γ -Strahlung verursachte Dosis betrachtet.

5.2.2 Nuklidauswahl für die Berechnungen der Dosiskoeffizienten

Aus der für dieses Vorhaben getroffenen Auswahl an Nukliden (vgl. Kapitel 5) (H-3, C-14, Cl-36, Mn-54, Ni-59, Co-60, Sr-90, Tc-99, Ag-108m, I-129, Ba-133, Cs-137, Pu-238, Pu-239 und U-238) wurden für die Berechnungen im Rahmen dieses Vorhabens die Nuklide ausgewählt, die nach /THI 04/ die höchsten Dosiskoeffizienten aufweisen. Die Auswahl geschah aus dem Grund, dass der zeitliche Aufwand der Monte-Carlo-Rechnungen deutlich größer wird, je geringer die Dosiskoeffizienten sind. Für folgende Nuklide wurden die Berechnungen der Dosiskoeffizienten durchgeführt: Mn-54, Co-60, Ag-108m, Ba-133 und Cs-137.

5.2.3 Durchführung der Berechnungen

Im Folgenden werden die wesentlichen Aspekte der Berechnungen mit MicroShield (Abschnitt 5.2.3.1) und Geant4 (Abschnitt 5.2.3.2) dargestellt.

5.2.3.1 Berechnungen mit MicroShield

Mit dem Programm MicroShield ist es möglich, für jede Geometrie und jedes Nuklid eine Teilchenflussrate zu berechnen. Der Dosiskoeffizient ergibt sich dann (bei geeigneter Normierung) aus der folgenden Formel:

$$d_{ext}(\rho, A, T, L) = \sum_E \left(\frac{Q(E, \rho, A, T, L)}{E} \cdot K(E) \right) \cdot m \quad (5.2)$$

D_{ext}	geometrieabhängiger Dosiskoeffizient[($\mu\text{Sv/h}$)/(Bq/g) oder ($\mu\text{Sv/h}$)/(Bq/cm ²)],
Q	Teilchenflussrate [MeV/cm ² /s ²]
E	γ -Energie [MeV]
K	Dosiskonversionskoeffizient aus /ICRP 10/ (logarithmisch interpoliert) [pGy·cm ²]
M	Masse der „Strahlungsquelle“ (z. B. der Ladung des LKW für das Szenario T) [kg]
ρ	Dichte des Materials [g/cm ³],
A	der exponierten Person zugewandte Fläche [m ²],
T	Dicke der Aktivitätsverteilung [m],
L	Expositionsabstand zur exponierten Person [m]

5.2.3.2 Berechnungen mit Geant4

Die Berechnungen der Dosiskoeffizienten für die Geant4-Simulationen verlaufen sehr ähnlich zu den MicroShield-Rechnungen. Jedoch wird in Geant4 ein Teilchenfluss anstatt einer Teilchenflussrate simuliert. Der Dosiskoeffizient ergibt sich dann (bei geeigneter Normierung) aus der folgenden Formel:

$$d_{ext}(\rho, A, T, L) = \sum_E \left(\frac{J(E, \rho, A, T, L)}{A' \cdot N} \cdot K(E) \right) \cdot m \quad (5.3)$$

d_{ext}	geometrieabhängiger Dosiskoeffizient[($\mu\text{Sv/h}$)/(Bq/g) oder ($\mu\text{Sv/h}$)/(Bq/cm ²)],
J	Teilchenfluss
N	Anzahl simulierter Teilchen [-]
A'	Fläche des „Detektors“ in der Simulation [cm ²]
K	Dosiskonversionskoeffizient aus /ICRP 10/ (logarithmisch interpoliert) [pGy·cm ²]
m	Masse der „Strahlungsquelle“ (z. B. der Ladung des LKW für das Szenario T)[kg]
ρ	Dichte des Materials [g/cm ³],
A	der exponierten Person zugewandte Fläche [m ²],
T	Dicke der Aktivitätsverteilung [m],
L	Expositionsabstand zur exponierten Person [m],

5.2.4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Berechnungen für die relevanten Szenarien vorgestellt und mit den Ergebnissen aus /THI 04/ (vgl. dortige Tabelle A-4.3) verglichen. Beim Vergleich der Ergebnisse ist zu beachten, dass die in /THI 04/ angegebenen Ergebnisse mit Hilfe von Dosiskonversionskoeffizienten aus /ICRP 96/ und einer älteren Version des Programms MicroShield berechnet wurden. Für die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens durchgeführten Rechnungen wurden hingegen die aktuellen Dosiskonversionskoeffizienten aus /ICRP 10/ und das Programm MicroShield in der Version 10 verwendet. Der sich daraus ergebene Einfluss auf die Ergebnisse sollte jedoch gering sein.

5.2.4.1 Szenario T

Für das Szenario T wurden die Berechnungen sowohl mit MicroShield als auch mit Geant4 durchgeführt. Eine Darstellung der in den beiden Programmen umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.1 gegeben. Als Expositionsgeometrie für den Fahrer wird laut /THI 04/ eine Ladung Bauschutt auf einem LKW betrachtet. Die Ladung besteht aus Metallschrott der Abmessungen $4 \cdot 2,5 \cdot 2 \text{ m}^3$ mit einer Dichte von 1 Mg/m^3 . Für die Rechnungen wird Eisen als Material verwendet. Außerdem wird eine Abschirmung von $0,2 \text{ cm}$ Eisen angenommen. Die Dosis wird für die Ausrichtung posterior-anterior (Ladung im Rücken des Fahrers) in einem Abstand von $1,2 \text{ m}$ berechnet, was durch die Wahl der entsprechenden Dosiskonversionskoeffizienten aus /ICRP 10/ berücksichtigt wird.

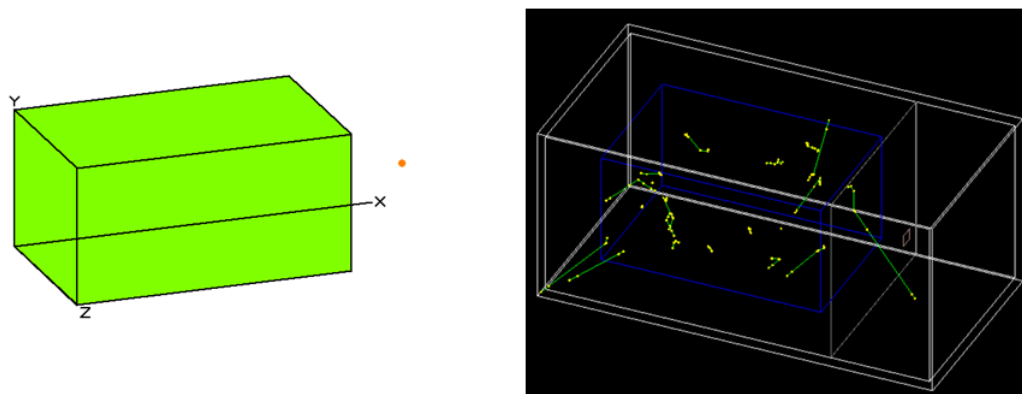


Abb. 5.1 Darstellung der Geometrie für das Szenario T in MicroShield (links) und Geant 4 (rechts)

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.2 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.2 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario T

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)			Abweichung GRS-Brenk	
	GRS (Geant4)	GRS (MS)	Brenk (Spalte A)	Abweichung MS	Abweichung Geant4
Mn-54	4,32E-08	4,31E-08	4,41E-08	2,3%	2,0%
Co-60	1,42E-07	1,40E-07	1,41E-07	0,7%	0,7%
Ag-108m	7,82E-08	7,50E-08	7,78E-08	3,6%	0,5%
Ba-133	1,16E-08	1,16E-08	1,20E-08	3,3%	3,3%
Cs-137	2,82E-08	2,75E-08	2,82E-08	2,5%	< 0,1%

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt gute Übereinstimmungen im Bereich von weniger als 5 %.

5.2.4.2 Szenario D1

Für das Szenario D1 wurden die Berechnungen sowohl mit MicroShield als auch mit Geant4 durchgeführt. Eine Darstellung der in den beiden Programmen umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.2 gegeben. Für die Expositionsgeometrie wird laut /THI 04/ unterstellt, dass die exponierte Person im LKW 1 m von der Ladung entfernt sitzt. Es wird außer der Ladefläche des LKW (0,2 cm Eisen) keine zusätzliche Abschirmung unterstellt.

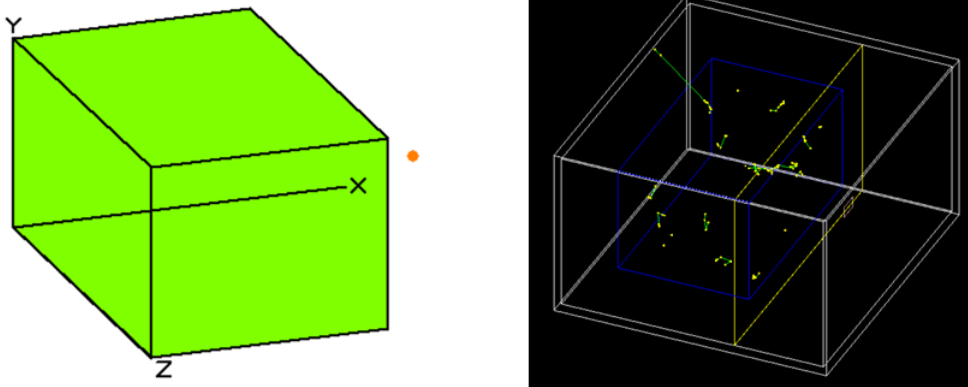


Abb. 5.2 Darstellung der Geometrie für das Szenario D1 in MicroShield (links) und Geant4 (rechts)

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.3 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.3 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario D1

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)			Abweichung GRS-Brenk	
	GRS (Geant4)	GRS (MS)	Brenk (Spalte B)	Abweichung MS	Abweichung Geant4
Mn-54	7,23E-08	7,55E-08	6,69E-08	12,9%	8,1%
Co-60	2,32E-07	2,39E-07	2,14E-07	11,7%	8,4%
Ag-108m	1,42E-07	1,34E-07	1,18E-07	13,6%	20,3%
Ba-133	2,10E-08	2,17E-08	1,87E-08	16,0%	12,3%
Cs-137	4,61E-08	4,88E-08	4,27E-08	14,3%	8,0%

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt Abweichungen im Bereich von im Mittel ca. 14 % für die MicroShield-Rechnungen. Die Abweichungen für die Geant4-Rechnungen sind ähnlich und liegen im Mittel bei ca. 11 %.

5.2.4.3 Szenario D2

Für das Szenario D2 wurden die Berechnungen sowohl mit MicroShield als auch mit Geant4 durchgeführt. Eine Darstellung der in den beiden Programmen umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.3 gegeben. Für die Expositionsgeometrie wird laut /THI 04/ ein Abstand von 2 m zu einem Quader mit einer Abmessung von $10 \cdot 10 \cdot 4 \text{ m}^3$ und einer Dichte von $0,5 \text{ g/cm}^3$ angenommen. Als Material wurde, auf Empfehlung der Firma Brenk Systemplanung, Kohlenstoff angenommen. Außerdem wird eine Abschirmung von 1 mm Eisen unterstellt.

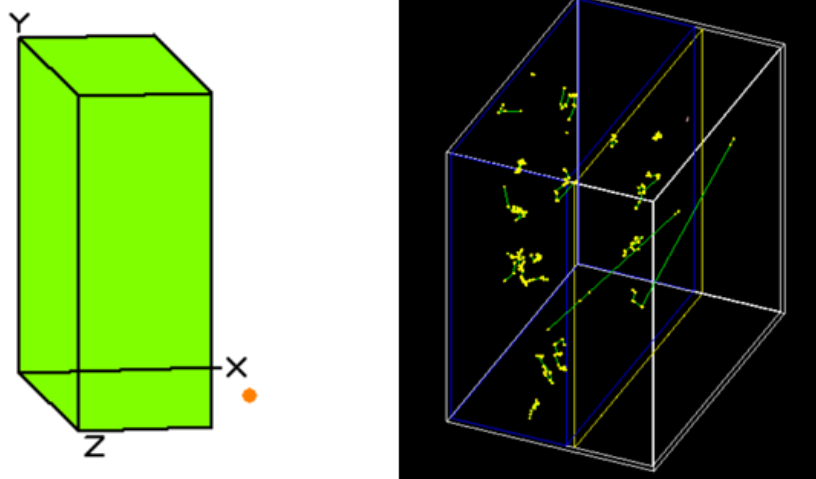


Abb. 5.3 Darstellung der Geometrie für das Szenario D2 in MicroShield (links) und Geant4 (rechts)

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.4 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.4 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario D2

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)			Abweichung GRS-Brenk	
	GRS (Geant4)	GRS (MS)	Brenk (Spalte E)	Abweichung MS	Abweichung Geant4
Mn-54	5,99E-08	5,36E-08	5,32E-08	0,8%	12,6%
Co-60	1,66E-07	1,78E-07	1,77E-07	0,6%	6,3%
Ag-108m	9,45E-08	9,28E-08	9,23E-08	0,5%	2,4%
Ba-133	1,61E-08	1,47E-08	1,49E-08	1,3%	7,8%
Cs-137	4,02E-08	3,40E-08	3,35E-08	1,5%	20,1%

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt Abweichungen von weniger als 2 % für die MicroShield-Rechnungen. Die Abweichungen für die Geant4-Rechnungen sind etwas höher, jedoch mit Werten zwischen 2 % und 20 % nah an den Werten aus /THI 04/.

5.2.4.4 Szenario D3

Für das Szenario D3 wurden die Berechnungen mit MicroShield durchgeführt. Eine Darstellung der umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.4 gegeben. Für dieses Szenario sind zwei Expositionsgeometrien relevant, d. h. es werden zwei Dosiskoeffizienten berechnet. Bei beiden Geometrien wird ein Abstand von 1 m zu einem Quader aus Kohlenstoff mit einer Abmessung von $300 \cdot 300 \cdot 15 \text{ m}^3$ und einer Dichte von $1,2 \text{ g/cm}^3$ angenommen. Für die zweite Expositionsgeometrie wird eine zusätzliche Abschirmung von 2 cm Eisen unterstellt.

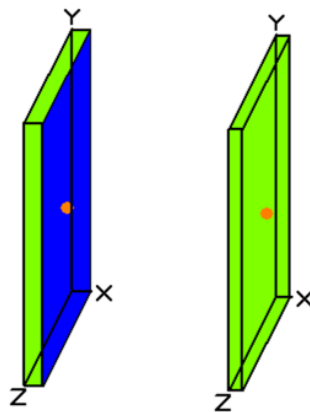


Abb. 5.4 Darstellung der Geometrie für das Szenario D3 in MicroShield mit (links) und ohne Abschirmung (rechts)

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.5 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.5 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario D3

Nuklid	Dosiskoeffizienten (offen) in (Sv/h)/(Bq/g)			Dosiskoeffizienten (2 cm Abschirmung) in (Sv/h)/(Bq/g)		
	GRS (MS)	Brenk (Spalte D)	Abweichung	GRS (MS)	Brenk (Spalte C)	Abweichung
Mn-54	2,07E-07	2,26E-07	8,4%	4,24E-08	6,94E-08	38,9%
Co-60	6,00E-07	6,26E-07	4,2%	1,67E-07	2,17E-07	23,0%
Ag-108m	4,05E-07	4,67E-07	13,3%	6,27E-08	1,27E-07	50,6%
Ba-133	1,07E-07	1,20E-07	10,8%	6,50E-09	2,34E-08	72,2%
Cs-137	1,42E-07	1,59E-07	10,7%	2,40E-08	4,51E-08	46,8%

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt eine insgesamt gute Übereinstimmung der Werte für die Expositionsgeometrie ohne Abschirmung mit Abweichungen von weniger als 15 %. Für die Expositionsgeometrie mit Abschirmung zeigen sich jedoch Abweichungen von bis zu 72 %. Die Ursache für diese Abweichungen konnte im Rahmen dieses Vorhabens nicht im Detail ermittelt werden. Denkbar wären Annahmen in /THI 04/, die in den vorliegenden Rechnungen nicht abgebildet wurden.

5.2.4.5 Szenario M2

Für das Szenario M2 wurden die Berechnungen mit MicroShield durchgeführt. Eine Darstellung der umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.5 gegeben. Für die Expositionsgeometrie wird laut /THI 04/ ein Abstand von 5 m zu einem Quader mit einer Abmessung von 20 · 20 · 5 m³ und einer Dichte von 0,5 g/cm³ angenommen. Als Material wurde Beton angenommen. Außerdem wird eine Abschirmung von 1 mm Eisen unterstellt.

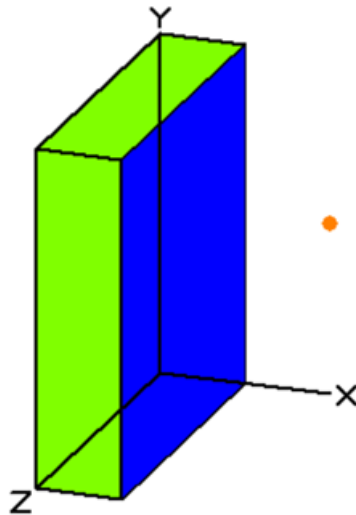


Abb. 5.5 Darstellung der Geometrie für das Szenario M2 in MicroShield

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in

Tab. 5.6 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.6 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario M2

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)		Abweichung GRS-Brenk
	GRS (MS)	Brenk (Spalte F)	
Mn-54	5,98E-08	7,18E-08	16,7%
Co-60	1,92E-07	2,43E-07	20,8%
Ag-108m	1,06E-07	1,23E-07	14,0%
Ba-133	1,74E-08	1,93E-08	9,7%
Cs-137	3,84E-08	4,47E-08	14,1%

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt Abweichungen von im Mittel ca. 15 %.

5.2.4.6 Szenario S1

Für das Szenario S1 wurden die Berechnungen mit MicroShield durchgeführt. Eine Darstellung der umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.6 gegeben. Für die Expositionsgeometrie wird ein Abstand von 1 m zu einem Quader aus Beton mit einer Abmessung von $500 \text{ m}^2 \cdot 0,5 \text{ m}$ und einer Dichte von 2 g/cm^3 angenommen.

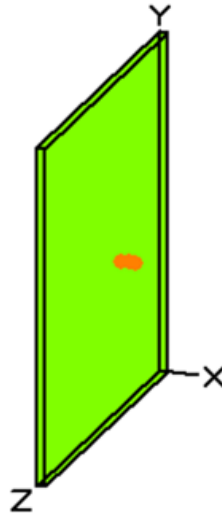


Abb. 5.6 Darstellung der Geometrie für das Szenario S1 in MicroShield

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.7 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.7 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario S1

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)		Abweichung GRS-Brenk
	GRS (MS)	Brenk (Spalte G)	
Mn-54	1,63E-07	4,78E-08	241%
Co-60	5,17E-07	1,58E-07	227%
Ag-108m	2,96E-07	8,46E-08	250%
Ba-133	5,58E-08	1,54E-08	262%
Cs-137	1,07E-07	3,03E-08	253%

Der Vergleich zeigt Abweichungen von einem Faktor bis zu 2,5. Die Ursache hierfür konnte nicht abschließend geklärt werden.

Tab. 5.8 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario S1 (alternativer Vergleich)

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)		Abweichung GRS-Brenk
	GRS (MS)	Brenk (Spalte D)	
Mn-54	1,63E-07	2,26E-07	27,9%
Co-60	5,17E-07	6,26E-07	17,4%
Ag-108m	2,96E-07	4,67E-07	36,6%
Ba-133	5,58E-08	1,20E-07	53,5%
Cs-137	1,07E-07	1,59E-07	32,7%

5.2.4.7 Szenario S2

Für das Szenario S2 wurden die Berechnungen mit MicroShield durchgeführt. Eine Darstellung der umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.7 gegeben. Für die Expositionsgeometrie wird, wie für das Szenario S1, ein Abstand von 1 m zu einem Quader aus Beton mit einer Abmessung von $500 \text{ m}^2 \cdot 0,5 \text{ m}$ und einer Dichte von 2 g/cm^3 angenommen. Zusätzlich wird eine Abschirmung von 10 cm Beton unterstellt.

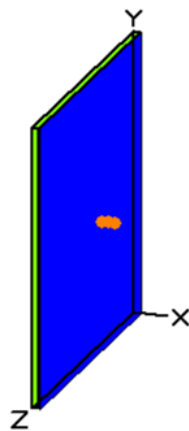


Abb. 5.7 Darstellung der Geometrie für das Szenario S2 in MicroShield

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.9 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.9 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario S2

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)		Abweichung GRS-Brenk
	GRS (MS)	Brenk (Spalte G)	
Mn-54	3,53E-08	4,78E-08	26,1%
Co-60	1,35E-07	1,58E-07	14,8%
Ag-108m	5,55E-08	8,46E-08	34,4%
Ba-133	7,34E-09	1,54E-08	52,3%
Cs-137	2,08E-08	3,03E-08	31,4%

Der Vergleich zeigt Abweichungen von im Mittel ca. 30 %. Die Ursache für diese Abweichungen konnte im Rahmen dieses Vorhabens nicht im Detail ermittelt werden.

5.2.4.8 Szenario S3

Für das Szenario S3 wurden die Berechnungen sowohl mit MicroShield als auch mit Geant4 durchgeführt. Eine Darstellung der umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.8 gegeben. Für die Expositionsgeometrie wird ein Abstand von 1 m zu einem Quader aus Eisen mit einer Abmessung von $1 \cdot 1 \cdot 0,03 \text{ m}^3$ angenommen.

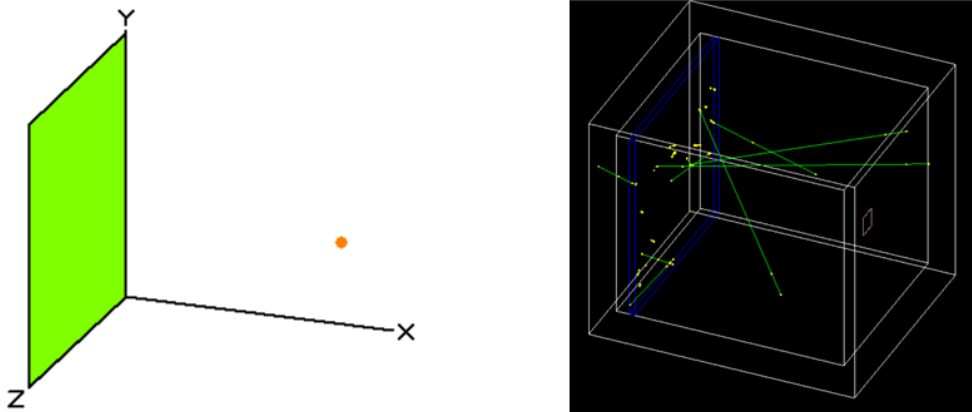


Abb. 5.8 Darstellung der Geometrie für das Szenario S3 in MicroShield (links) und Geant4 (rechts)

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.10 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.10 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario S3

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)			Abweichung GRS-Brenk	
	GRS (Geant4)	GRS (MS)	Brenk (Spalte H)	Abweichung MS	Abweichung Geant4
Mn-54	1,75E-08	2,24E-08	1,93E-08	16,1%	9,5%
Co-60	5,04E-08	6,14E-08	5,77E-08	6,4%	12,6%
Ag-108m	3,40E-08	4,50E-08	3,58E-08	25,7%	4,9%
Ba-133	6,45E-09	1,13E-08	6,32E-09	78,8%	2,0%
Cs-137	1,19E-08	1,57E-08	1,28E-08	22,7%	6,8%

Der Vergleich der Ergebnisse zeigt für Ba-133 eine Abweichung von ca. 79 % für die MicroShield-Rechnungen. Die Abweichungen für die anderen Nuklide sind deutlich geringer. Die Abweichungen für die Geant4-Rechnungen sind insgesamt geringer und liegen zwischen 2 % und 13 %.

5.2.4.9 Szenarien S4 und S5

Die Expositionsgeometrien für die Szenarien S4 und S5 sind identisch. Die Berechnungen hierzu wurden mit MicroShield durchgeführt. Eine Darstellung der umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.9 gegeben. Für diese Szenarien wird ein Abstand von 2 m zu einem Quader mit einer Abmessung von $4 \cdot 4 \cdot 0,05 \text{ m}^3$ unterstellt. Als Material wurde Gips mit einer Dichte von $0,6 \text{ g/cm}^3$ entsprechend der Angabe von Brenk Systemplanung GmbH gewählt.

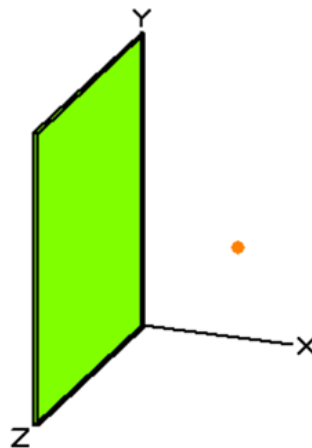


Abb. 5.9 Darstellung der Geometrie für die Szenarien S4 und S5 in MicroShield

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.11 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.11 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für die Szenarien S4 und S5

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)		Abweichung GRS-Brenk
	GRS (MS)	Brenk (Spalte I)	
Mn-54	2,05E-08	2,97E-08	31,0%
Co-60	5,87E-08	8,55E-08	31,4%
Ag-108m	4,04E-08	5,78E-08	30,1%
Ba-133	9,57E-09	1,31E-08	27,0%
Cs-137	1,42E-08	2,02E-08	29,7%

Der Vergleich zeigt Abweichungen von im Mittel ca. 30 %. Die Ursache für diese Abweichungen könnte in der angenommenen Dichte des Gipses liegen. Unter Annahme einer Dichte von 0,8 g/cm³ ergeben sich die in Tab. 5.12 dargestellten Werte. In diesem Fall liegen die Abweichungen im Mittel nur noch bei ca. 11 %.

Tab. 5.12 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für die Szenarien S4 und S5 (alternative Dichte)

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)		Abweichung GRS-Brenk
	GRS (MS)	Brenk (Spalte I)	
Mn-54	2,61E-08	2,97E-08	12,2%
Co-60	7,45E-08	8,55E-08	12,8%
Ag-108m	5,15E-08	5,78E-08	11,0%
Ba-133	1,21E-08	1,31E-08	7,3%
Cs-137	1,81E-08	2,02E-08	10,4%

5.2.4.10 Szenario L1

Für das Szenario L1 wurden die Berechnungen mit MicroShield durchgeführt. Eine Darstellung der umgesetzten Geometrie ist in Abb. 5.10 gegeben. Als Expositionsgeometrie wurde die externe Bestrahlung einer unendlich ausgedehnten Fläche ohne Abschirmung angenommen. Der unterstellte Abstand von der Fläche wird in /THI 04/ nicht genannt. Für die hier dargestellten Rechnungen wird von einem Abstand von 2 m ausgegangen.

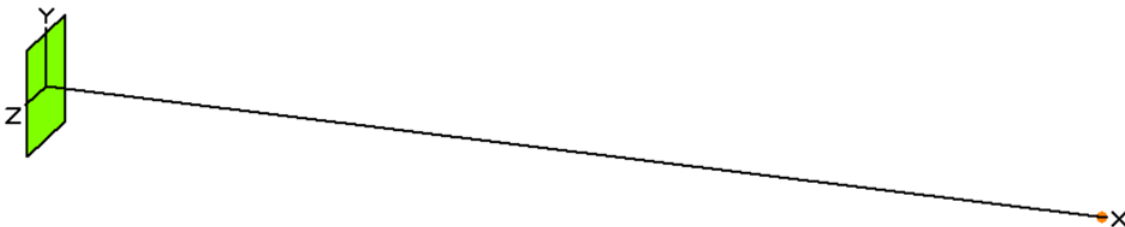


Abb. 5.10 Darstellung der Geometrie für das Szenario L1 in MicroShield. Das Grüne Viereck repräsentiert eine unendlich ausgedehnte Fläche

Die Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten sind in Tab. 5.13 dargestellt. Zum Vergleich werden die Ergebnisse von Brenk-Systemplanung (/THI 04/ Tabelle A-4.3) mit aufgeführt.

Tab. 5.13 Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario L1

Nuklid	Dosiskoeffizienten in (Sv/h)/(Bq/g)		Abweichung GRS-Brenk
	GRS (MS)	Brenk (Spalte J)	
Mn-54	3,08E-12	3,13E-12	1,6%
Co-60	8,40E-12	8,44E-12	0,5%
Ag-108m	6,95E-12	6,62E-12	5,0%
Ba-133	1,98E-12	1,91E-12	3,7%
Cs-137	2,17E-12	2,24E-12	3,1%

Der Vergleich zeigt Übereinstimmungen mit Abweichungen von weniger als 5 %.

5.2.4.11 Diskussion der Ergebnisse

Die Dosiskoeffizienten für die externe Bestrahlung für die Szenarien T, D1, D2, D3, M2, S1, S2, S3, S4, S5 und L1 (d. h. für sämtliche in /THI 04/ Tabelle A-4.3 genannte Expositionsgeometrien) wurden mit Hilfe von MicroShield berechnet und die Ergebnisse konnten für ausgewählte Szenarien mit Hilfe des Monte-Carlo-Codes Geant4 verifiziert werden. Die Ergebnisse der Berechnungen der Dosiskoeffizienten zeigen in den meisten Fällen Übereinstimmungen mit den in /THI 04/ dargestellten Werten. In Einzelfällen traten jedoch deutliche Abweichung auf, deren Ursache nicht abschließend geklärt werden konnte. Denkbar wären Randbedingungen, die nicht bekannt sind und deshalb nicht in die Berechnungen einfließen konnten.

Die Berechnungen wurden für ausgewählte Nuklide (Mn-54, Co-60, Ag-108m, Ba-133 und Cs-137) durchgeführt und es wurde ausschließlich γ -Strahlung betrachtet. Ggf. ist es sinnvoll zu prüfen, ob andere Strahlungsarten (insbesondere Neutronen-Strahlung) für einige (weitere) Nuklide relevant sein können. Dies ist jedoch aufgrund der vorhandenen Limitierungen mit dem Programm MicroShield nicht möglich.

Für den Rechenweg 1 wurden zur Prüfung der Rechenvorschrift und besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse die Werte aus /THI 04/ Tabelle A-4.3 verwendet.

5.3 Zweckgerichtete Freigabe zur Beseitigung auf einer Deponie

Für die Modellierung der Beseitigung von freigegebenen Stoffen wurde in der SSK-Empfehlung /SSK 98/ ein Modell verwendet, das auf den Untersuchungen von /POS 95/ basierte /SSK 06/. In der genannten Empfehlung /SSK 98/ sind bei der Herleitung der Freigabewerte außerdem die Altersgruppen und die Dosiskoeffizienten der EU-Strahlenschutzgrundnorm /EU 96/ berücksichtigt worden. In der Untersuchung von /POS 95/ wurde das in Abb. 2.4 verwendete radiologische Modell verwendet.

In der folgenden Abb. 5.11 ist der Teil des radiologischen Modells dargestellt, der die möglichen Szenarien bei der Beseitigung auf einer Deponie beschreibt. Sie zeigt den Weg des freigegebenen Materials von der Abfallentstehung bis zum Einbau in die Deponie.

Eingezeichnet sind die Expositionsszenarien T, D1, D2, D3 für Beschäftigte (blauer Hintergrund) und die Expositionsszenarien für die Bevölkerung G1-G3 und O1-O2 (beiger Hintergrund) nach dem Einbau des Materials in die Deponie. Die Namensgebung der Szenarien ist zur besseren Vergleichbarkeit aus /THI 04/ entnommen.

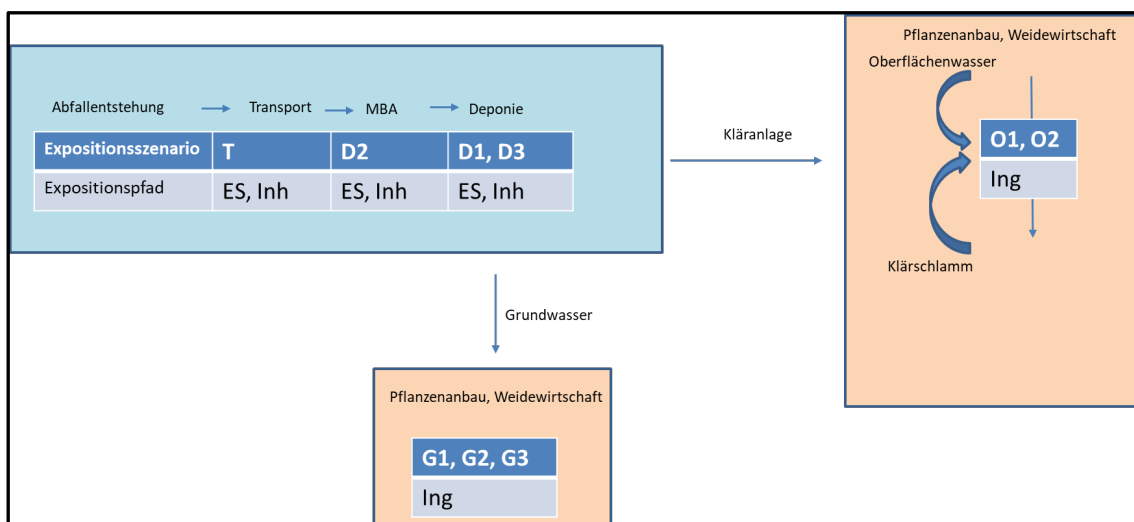


Abb. 5.11 Szenarien und Expositionspfade bei der zweckgerichteten Freigabe zur Beseitigung auf einer Deponie (schematisch)

5.3.1 Szenarien für Beschäftigte T, D1, D2, D3

5.3.1.1 Expositionsszenario T

In diesem Szenario wird die Strahlenexposition abgeschätzt, die ein Beschäftigter, in diesem Fall der Fahrer eines LKW, erhält, wenn er eine Menge von 100 bzw. 1000 Mg Material, welches zur Deponierung freigegeben wurde, zu einer Deponie transportiert.

Folgende Annahmen werden getroffen:

In /THI 04/ wird angenommen, dass 2 Fahrer die Transporte im ganzen Jahr durchführen. Eine Fahrt dauert 2 Stunden. Die Kapazität des LKW liegt bei 20 Mg oder 33 Mg. Bei 20 Mg Kapazität sind 50 Fahrten notwendig, bei 33 Mg 30 Fahrten. Damit ergeben sich Fahrzeiten pro Fahrer von 50 bzw. 30 h/a. Für den Be- und Entladevorgang werden pro Fahrer 5 h/a angenommen. Für den Transport wird nur der Expositionspfad externe Strahlenexposition betrachtet. Für den Be- und Entladevorgang kommt noch der Expositionspfad Inhalation hinzu.

Im Unterschied zu den getroffenen Annahmen aus /THI 04/ wird in /SSK 06/ angenommen, dass 3 Fahrer im Falle von 1.000 Mg die Transporte im ganzen Jahr durchführen. Für 100 Mg wird ein Fahrer für das ganze Jahr angenommen. Die Kapazität des LKW wird mit 20 Mg angenommen.

Zur Überprüfung der Rechenvorschriften wurden Im Rahmen des Vorhabens nur die Werte für einen Transport von 1.000 Mg berechnet.

Die Exposition durch den Transport kann für die Referenzperson Fahrer durch folgende Gleichung berechnet werden:

$$E_{RN}^{DepT} = A_{RN} \left[g_{ext}^{DepT} \cdot t_{Exp}^{DepT} + (C_{Staub}^{DepT} \cdot f_A^{DepT} \cdot V_A^{DepT} \cdot g_{Inh} \cdot t_{Exp}^{DepT-L}) \right] \cdot e^{-\lambda \cdot t_A^{DepT}} \quad (5.4)$$

Tab. 5.14 Werte für Szenario T

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{DepT}	Dosis Szenario T	Sv/a	Gleichung 5.4	
A_{RN}	Aktivität Radionuklid	Bq/g	1	Freigabewert
g_{ext}^{DepT}	Dosisleitungskoeffizient für Gammastrahlung während des Transports	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.1	
t_{Exp}^{DepT}	Expositionsdauer während der Transporte [1000 Mg]	[h/a]	50	30
C_{Staub}^{DepT}	Staubkonzentration der Atemluft	[g/m ³]	1E-3	-
f_A^{DepT}	Anreicherungsfaktor von Radionukliden im Staub	[-]	10	-
V_A^{DepT}	Atemrate	[m ³ /h]	1,2	-
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
t_{Exp}^{DepT-L}	Expositionsdauer bei Ladevorgängen	[h/a]	5	3
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	
t_A^{DepT}	Abklingzeitzeit zwischen Freimessung und Transport	[d]	1	-

5.3.1.2 Expositionsszenario D1

Im Eingangsbereich einer Deponie werden die Abfallanlieferer abgefertigt. Größere Fahrzeuge (LKW, Containerfahrzeuge etc.) fahren zunächst auf eine Waage. Dort werden sie gewogen und die Abfallart per EDV eingestuft. Für die Personen, die in der Verwaltung und an der Waage arbeiten werden, wird eine Expositionszeit von 1.800 h/a angenommen.

Eine Exposition eines Beschäftigten kann während der Abfertigung eines LKWs erfolgen. Es wird angenommen, dass für die Abfertigung eines LKW ca. 10 min aufgewendet werden müssen. Als jährliche Expositionszeit werden 10 h/a angenommen. Für die Expositionsgeometrie wird angenommen, dass sich die Personen im Abfertigungsbereich in 1 m Entfernung zur Ladung aufhalten. Es wird keine Abschirmung durch das Abfertigungsgebäude unterstellt, da hier konservativ eine Leichtbauchweise unterstellt wird. Bei der Abfertigung wird ebenfalls der Expositionspfad Inhalation berücksichtigt. Als

Staubkonzentration wird 1 mg/m³ angenommen. Dabei wird eine Aufkonzentration von einem Faktor 10 der Radionuklide im Staub angenommen.

Die Exposition im Eingangsbereich für die dort Beschäftigten kann durch folgende Gleichung berechnet werden:

$$E_{RN}^{DepD1} = A_{RN} \left[g_{ext}^{DepD1} \cdot t_{Exp}^{DepD1} + C_{Staub}^{DepD1} \cdot f_A^{DepD1} \cdot V_A^{DepD1} \cdot g_{Inh} \cdot t_{Exp}^{DepD1} \right] \cdot e^{-\lambda \cdot t_A^{DepD1}} \quad (5.5)$$

Tab. 5.15 Werte für Szenario D1

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{DepD1}	Dosis Szenario D1	Sv/a	Gleichung 5.5	
A_{RN}	Aktivität Radionuklid	Bq/g	1	Freigabewert
g_{ext}^{DepD1}	Dosisleitungskoeffizient für Gammastrahlung während der Abfertigung	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.2	
t_{Exp}^{DepD1}	Expositionsdauer während der Abfertigung	[h/a]	10	
C_{Staub}^{DepD1}	Staubkonzentration der Atemluft	[g/m ³]	1E-3	2E-4
f_A^{DepD1}	Anreicherungsfaktor von Radionukliden im Staub	[-]	10	-
V_A^{DepD1}	Atemrate	[m ³ /h]	1,2	-
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	
t_A^{DepT}	Abklingzeitzeit zwischen Freimessung und Abfertigung	[d]	1	1

5.3.1.3 Expositionsszenario D2

Der Abfall wird mit Spezialfahrzeugen auf Mieten von der Anlieferung zur Intensivrotte und von der Intensivrotte zur Nachrotte gebracht. Hier erfolgt mittels Spezialfahrzeuge oder mit automatisierten Einrichtungen die regelmäßige Umlagerung. Da sich keine Dauerarbeitsplätze im Bereich der Rotte und/oder der Tafelmiete befinden, wird von einer Arbeitszeit von 1.000 h/a ausgegangen. Der Anteil des aus der Freigabe stammenden

Materials, welches zur biologischen Vorbehandlung kommt, ist gering und wird mit 1 % des Massenanteils betrachtet. Ausgehend von der Annahme, dass in freigegebenem Material in der Regel durch den biologischen Verrottungsprozess keine Volumenreduktion erfolgt, wird mit einem Aufkonzentrationsfaktor von 3 gerechnet.

Für die externe Bestrahlung wird die Intensivrotte mit typischen Abmessungen von $10 \cdot 10 \cdot 4 \text{ m}^3$ in einem Abstand von 2 m bei einer Dichte von $0,5 \text{ Mg/m}^3$ und einer Abschirmung von 1 mm Eisen (Laufsteg bzw. Fahrzeug) der Berechnung zugrunde gelegt. Zur Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls wird eine realistische Verweilzeit des Materials in der Müllbehandlungsanlage (MBA) von 3 Monaten angenommen.

Konservativ wird angenommen, dass die mechanisch-biologische Behandlung in einer geschlossenen Halle stattfindet. Für die in der Hallenluft vorliegende Staubkonzentration wurde analog zur Deponierung 1 mg/m^3 angenommen. Der Aufkonzentrationsfaktor beträgt hier 3, da dieser Effekt bei zu verrottendem Material geringer ist als bei mineralischen Stoffen.

Für H-3 und C-14 wird die vollständige gasförmige Freisetzung in MBV angenommen.

Die Exposition in einer MBV kann für die dort Beschäftigten durch folgende Gleichung, außer für die Radionuklide H-3 und C-14, berechnet werden:

$$E_{RN}^{DepD2} = A_{RN} \cdot \frac{M_{AFfreig}^{DepD2}}{M_{AFGes}^{DepD2}} [g_{ext}^{DepD2} + C_{Staub}^{DepD2} \cdot V_A^{DepD1} \cdot g_{Inh}] f_k^{DepD2} \cdot \frac{t_{Exp}^{DepD2}}{t_{AbklMBV}^{DepD2}} \cdot \frac{e^{-\lambda \cdot t_A^{DepD2}} - e^{-\lambda \cdot (t_A^{DepD2} + t_{AbklMBV}^{DepD2})}}{\lambda} \quad (5.6)$$

Tab. 5.16 Werte für Szenario D2

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{DepD2}	Dosis Szenario D2	Sv/a	Gleichung 5.6 o. 5.7	
A_{RN}	Aktivität Radionuklid	Bq/g	1	Freigabewert
$M_{AFfreig}^{DepD2}$	Durchgesetzter zur Beseitigung auf einer Deponie freigegebener Abfall	[Mg/a]	1000	1000

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
M_{AFGes}^{DepD2}	Insgesamt in der MBV durchgesetzter Abfall	[Mg/a]	100.000	100.000
g_{ext}^{DepD2}	Dosisleitungskoeffizient für Gammastrahlung in der MBV	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.3	
C_{Staub}^{DepD2}	Staubkonzentration der Atemluft	[g/m ³]	1E-4	1E-3
V_A^{DepD2}	Atemrate	[m ³ /h]	1,2	
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
f_A^{DepD2}	Aufkonzentration durch Mas-severlust während der MBV	[-]	3	-
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	
t_{Exp}^{DepD2}	Expositionsdauer bei der MBV	[h/a]	1800	1000
$t_{AbklMBV}^{DepD2}$	Abklingzeit während der MBV	[d]	90	-
t_A^{DepD2}	Abklingzeitzeit zwischen Freimessung und Abfertigung	[d]	2	-
χ	Mittlerer Ausbreitungsfaktor	[s/m ³]	1E-3	-
t_{Jahr}	Zeit eines Jahres	[h/a]	-	-

Die Berechnung der Inhalationsdosis für H-3 und C-14 erfolgt nach:

$$E_{RN}^{DepD2} = A_{RN} \cdot M_{AFfreig}^{DepD2} \cdot \chi \cdot V^{DepD2} \cdot g_{Inh} \cdot \frac{t_{Exp}^{DepD2}}{t_{Jahr}} \quad (5.7)$$

5.3.1.4 Expositionsszenario D3

In /THI 04/ wird das Expositionsszenario folgendermaßen beschrieben: *„Der Abfall wird auf LKWs an den Ort des Einbaus in den Deponiekörper gefahren, dort abgekippt und z. B. mit Radladern oder mit Raupen verteilt und verdichtet. Für die Radlader- und Baggerfahrer wird angenommen, dass sie sich während des überwiegenden Teils der Arbeitszeit in den Kabinen der Fahrzeuge aufhalten. Da sich jedoch gelegentlich die Notwendigkeit ergibt, die Kabinen für Arbeiten direkt auf dem Deponiekörper zu verlassen (z. B. Inspektionen des Abfalls und der Einbaustelle, Freischleppen von festgefahrenen LKWs usw.), muss auch der Aufenthalt direkt auf dem Deponiekörper berücksichtigt werden.“*

Als abdeckender Ansatz wird hier die Aufteilung von 75 % der Arbeitszeit in der Fahrzeugkabine und von 25 % auf dem Deponiekörper gewählt. Dabei decken die 25 % der Arbeitszeit auf dem Deponiekörper auch die Arbeitszeit in offenen Fahrzeugen, mit geöffneten Fenstern o.ä. ab.

„Bei Deponien mit Jahreskapazitäten von 60.000 Mg wird von drei Trupps à zwei Personen ausgegangen. Bei einer angenommenen freigegebenen Menge von 1.000 Mg/a und einer konservativ niedrig angesetzten Einbaurate dieses Materials von 20 Mg/h erhält man eine mittlere Expositionszeit von 17 Stunden pro Person und Jahr. Bei Annahme einer freigegebenen Menge von 100 Mg/a wird konservativ von kurzzeitigem Einbau durch einen Trupp ausgegangen. Dies ergibt eine mittlere Expositionszeit von 5 Stunden pro Person und Jahr.“ /SSK 06/

Die Exposition für Beschäftigte bei der Einlagerung in die Deponie kann durch folgende Gleichung berechnet werden:

$$\begin{aligned}
 E_{RN}^{DepD3} = & A_{RN} \cdot [g_{ext}^{DepD3K} \cdot t_{Exp}^{DepD3K} + g_{ext}^{DepD3F} \cdot t_{Exp}^{DepD3F} \\
 & + f_A^{DepD3} \cdot V_A^{DepD3} \cdot g_{Inh} \cdot (C_{Staub}^{DepD3K} \\
 & \cdot t_{Exp}^{DepD3K} + C_{Staub}^{DepD3F} \cdot t_{Exp}^{DepD3F})] \\
 & \cdot \frac{e^{-\lambda \cdot t_A^{DepD3}} - e^{-\lambda \cdot (t_A^{DepD3} + t_{AbklE}^{DepD3})}}{\lambda \cdot t_{AbklE}^{DepD3}}
 \end{aligned} \tag{5.8}$$

Tab. 5.17 Werte für Szenario D3

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{DepD3}	Dosis Szenario D3	Sv/a	Gleichung 5.8	
A_{RN}	Aktivität Radionuklid	Bq/g	1	Freigabewert
g_{ext}^{DepD3K}	Dosisleitungskoeffizient für Gammastrahlung in der Fahrerkabine	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.4	
t_{Exp}^{DepD3K}	Expositionsdauer in der Fahrerkabine	[h/a]	37,5	12,75
g_{ext}^{DepD3F}	Dosisleitungskoeffizient für Gammastrahlung im Freien	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.4	
t_{Exp}^{DepD3F}	Expositionsdauer im Freien	[h/a]	12,5	4,25
f_A^{DepD3}	Anreicherungsfaktor im Staub		10	10
V_A^{DepD3}	Atemrate	[m ³ /h]	1,2	-
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
C_{Staub}^{DepD3K}	Staubkonzentration der Atemluft in der Kabine	[g/m ³]	1E-4	2E-4
C_{Staub}^{DepD3F}	Staubkonzentration der Atemluft im Freien	[g/m ³]	1E-3	-
t_{AbklE}^{DepD3}	Abklingzeit während des Einbaus	[d]	5	5
t_A^{DepD3}	Abklingzeitzeit zwischen Freimessung und Beginn des Einbaus	[d]	1	1

Das freigegebene Material wird nach Annahme dann in den Deponiekörper eingebaut.

5.3.1.5 **Ergebnisse**

Die folgenden Tabellen Tab. 5.18 und Tab. 5.19 stellen die Ergebnisse der Berechnungen mit den Werten aus /THI 04/ bzw. /OKÖ 20/ für die Szenarien T, D1, D2 und D3 gegenüber.

Tab. 5.18 Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien T, D1, D2 und D3 [Bq/g]

Nuklid	T		D1		D2		D3	
	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/
H-3	1,00E+07	1,00E+07	5,02E+06	5,00E+06	8,79E+03	8,80E+03	3,73E+05	4,00E+05
C-14	7,10E+05	7,10E+05	3,55E+05	3,50E+05	6,22E+02	6,20E+02	3,17E+04	2,90E+04
Cl-36	5,96E+04	6,00E+04	2,98E+04	3,00E+04	2,24E+04	4,50E+04	8,44E+03	8,80E+03
Mn-54	1,12E+01	1,10E+01	3,70E+01	3,70E+01	9,52E+00	9,50E+00	4,58E+00	4,60E+00
Ni-59	3,17E+06	3,20E+06	1,58E+06	1,60E+06	1,19E+06	7,10E+05	3,72E+05	2,20E+05
Co-60	3,50E+00	3,50E+00	1,15E+01	1,20E+01	2,63E+00	2,60E+00	1,57E+00	1,50E+00
Sr-90	1,30E+04	1,30E+04	6,51E+03	6,50E+03	4,90E+03	1,50E+03	8,86E+02	5,40E+02
Tc-99	1,05E+05	1,10E+05	5,28E+04	5,30E+04	3,95E+04	5,50E+04	1,58E+04	1,30E+04
Ag-108m	6,34E+00	6,30E+00	2,09E+01	2,10E+01	4,95E+00	5,00E+00	2,33E+00	2,30E+00
I-129	8,06E+03	8,10E+03	3,87E+03	3,90E+03	2,99E+03	4,10E+02	1,83E+03	1,60E+02
Ba-133	3,86E+01	3,90E+01	1,32E+02	1,30E+02	3,09E+01	3,10E+01	1,04E+01	1,00E+01
Cs-137	1,75E+01	1,80E+01	5,77E+01	5,80E+01	1,37E+01	1,40E+01	6,71E+00	6,70E+00
Pu-238	9,57E+00	9,60E+00	4,79E+00	4,80E+00	8,87E+01	6,10E+01	2,94E+00	2,30E+00
Pu-239	8,76E+00	8,80E+00	4,38E+00	4,40E+00	8,11E+01	5,60E+01	2,69E+00	2,13E+00
U-238	5,16E+01	5,20E+01	2,78E+01	2,80E+01	2,02E+01	2,00E+02	1,60E+01	1,30E+01

Tab. 5.19 Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien T, D1, D2 und D3 [$\mu\text{Sv/a}$]

Nuklid	T		D1		D2		D3	
	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/
H-3	8,86E-03	<0,01	2,59E-07	<0,01	9,36E+00	9,4E+00	2,01E-02	<0,01
C-14	8,35E-03	<0,01	6,24E-05	<0,01	8,83E+00	8,8E+00	1,89E-02	<0,01
Cl-36	7,45E-05	<0,01	3,67E-05	<0,01	5,51E-05	<0,01	1,69E-04	<0,01
Mn-54	7,94E+00	7,90E+00	4,01E+00	4,00E+00	8,64E+00	8,7E+00	1,10E+01	1,10E+01
Ni-59	1,40E-03	<0,01	5,98E-03	<0,01	8,96E-03	<0,01	3,18E-03	2,00E-02
Co-60	8,46E+00	8,50E+00	4,28E+00	4,30E+00	1,04E+01	1,04E+01	1,07E+01	1,08E+01
Sr-90	6,83E-04	<0,01	1,11E-03	<0,01	1,66E-03	<0,01	1,55E-03	<0,01
Tc-99	9,84E-05	<0,01	5,38E-05	<0,01	8,08E-05	<0,01	2,23E-04	<0,01
Ag-108m	2,34E+00	2,30E+00	1,18E+00	1,20E+00	2,77E+00	2,8E+00	3,61E+00	3,60E+00
I-129	1,10E-04	<0,01	1,54E-04	<0,01	2,11E-04	<0,01	3,77E-04	<0,01
Ba-133	3,84E+00	3,80E+00	1,87E+00	1,90E+00	4,43E+00	4,4E+00	8,08E+00	8,10E+00
Cs-137	6,77E+00	6,80E+00	3,42E+00	3,40E+00	8,02E+00	8,0E+00	1,00E+01	1,00E+01
Pu-238	1,08E+00	1,10E+00	7,20E-01	7,00E-01	1,08E+00	1,1E+00	3,51E+00	2,40E+00
Pu-239	5,76E-01	6,00E-01	3,84E-01	4,00E-01	5,76E-01	6,0E-01	1,92E+00	1,30E+00
U-238	1,38E-01	1,00E-01	8,93E-02	1,00E-01	1,41E-01	1,0E-01	3,83E-01	3,00E-01

Die Ergebnisse der Berechnungen für die Expositionsszenarien zeigen beim Vergleich GRS und ÖKO-Institut eine gute Übereinstimmung. Beim Vergleich mit den Werten aus /THI 04/ gibt es bei den Szenarien D2 für die Nuklide Cl-36, Ni-59, Sr-90, Tc-99 und I-129 Abweichungen im Bereich eines Faktors von 12 für Cl-36 bis 193 für I-129. Für die anderen Nuklide ergeben sich keine Abweichungen. Im Szenario D3 ergibt sich eine große Abweichung für I-129. Grund hierfür dürfte der auffallend niedrige Dosisfaktor für die externe Strahlenexposition von $1,09E-33$ für den angenommenen Aufenthalt eines Deponiebeschäftigten in einer Kabine eines Deponiefahrzeugs aus /THI 04/ sein. Die Überprüfung im Rechenweg 2 zeigte aber, dass das $10 \mu\text{Sv}$ -Kriterium eingehalten wird.

5.3.2 Konzentration im Grund- und Sickerwasser einer Deponie, Modellierung Grund- und Sickerwasserausbreitung mit-SPRING

5.3.2.1 Einleitung und Zielsetzung

Im Folgenden werden die hydrogeologischen Modellrechnungen zur möglichen Ausbreitung von Radionukliden über Sicker- und Grundwässer aus einer Deponie beschrieben. Dem Modell werden entsprechend Kap. 5.3 die Randbedingungen zum sogenannten Grundwasserpfad zugrunde gelegt. Das Modell hat zum Ziel, das Expositionsszenario möglichst realitätsnah abzubilden und zu überprüfen inwiefern mögliche Konservativitäten in bisherigen Modellen zum Grundwasserpfad abgebaut werden können. Die GRS soll in die Lage versetzt werden, mit Programmen entsprechend dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik Expositionsszenarien zum zuvor beschriebenen Grundwasserpfad abbilden zu können.

Die Modellrechnungen der GRS werden mit dem Programm SPRING /KÖN 17/ unter Verwendung des Programmpakets XTRA /SEI 15/ durchgeführt. Das Modell wird auf Basis der Randbedingungen der Deponieverordnung /DEPV 17/ für die Deponieklassen (DK) I und III aufgebaut. Die Deponiekategorie II wird nicht modelliert, da es hierbei bzgl. der hydraulischen Rahmenbedingungen um die DK I handelt, die um eine im Vergleich zur geologischen Barriere dünne Kunststoffabdichtung ergänzt wird. Die Mächtigkeit der Kunststoffabdichtung ist für das Modell allerdings zu gering, um diese numerisch vernünftig abzubilden. Diese würde, da sie für einen bestimmten Zeitraum als undurchlässig angenommen wird, zu einem konkreten zeitlichen Versatz des Radionuklidtransportes für den genannten Zeitraum führen. Das Modellgitter für SPRING (Abb. 5.12) umfasst 15 Elementschichten für die DK I und 16 Elementschichten für die DK III. Aus

numerischen Gründen wird die Deponie rund angelegt, um ungünstige Geometrien mit sehr spitzen Winkeln im Gitternetz an den Rändern des Deponiekörpers zu vermeiden.

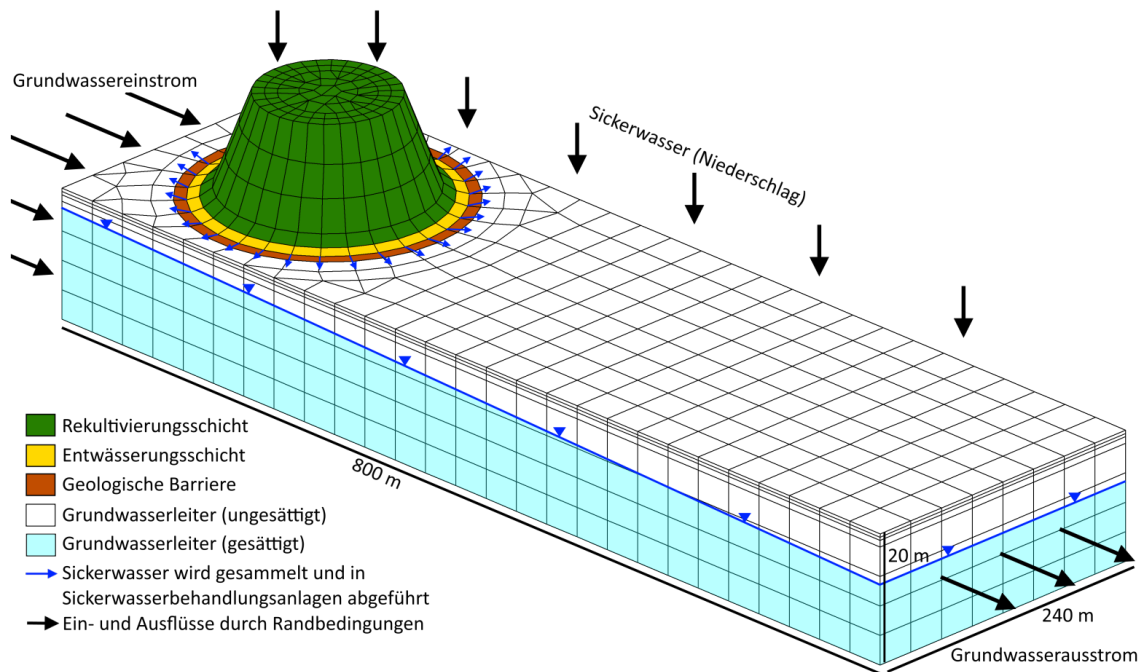


Abb. 5.12 Schematischer Aufbau des SPRING-Gittermodells

Als Grundlage für den Modellaufbau wurden die Vorgaben verschiedener Regelwerke, Verordnungen und Vergleichswerte bestehender Modelle verwendet. Aus der /DEPV 17/ wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte und die Mindestmächtigkeiten der verschiedenen Schichten der DK I und III entnommen. Das Stoffinventar der Deponie für die einzelnen Radionuklide wurde aus den Freigabewerten zur Beseitigung fester Stoffe auf Deponien bis zu $1.000 \text{ Mg} \cdot \text{a}^{-1}$ der StrlSchV /SSV 17/ auf das Deponievolumen von 200.000 m^3 errechnet /GRS 14/. Die Halbwertszeiten wurden ebenfalls aus der /SSV 17/ entnommen. Die Sorptionskoeffizienten wurden aus /THI 04/ übernommen. Für die Grundwasserströmung wurden die hydraulischen Randbedingungen so angesetzt, dass diese mit den analytisch vorgegebenen Strömungsgeschwindigkeiten aus /THI 04/ sowie /SSK 06/ vergleichbar sind.

5.3.2.2 Modellgeometrie sowie hydrologische und geochemische Daten

Das Grundwassermodell der DK I umfasst eine Fläche von $0,192 \text{ km}^2$ mit den Maßen $800 \text{ m} \cdot 240 \text{ m}$. Der Grundwasserleiter besitzt eine Mächtigkeit von 20 m . Die Deponie entspricht der Form eines Kegelschiffchens mit einem Böschungswinkel von 28° Neigung.

Die Annäherung an einen Kreis wird durch 30 Knotenpunkte mit einem Winkel von jeweils 12° widergespiegelt.

Die Zuweisung der Schichtenfolge ist nach den Anforderungen der Deponieverordnung und den Angaben vergleichbarer Modelle erfolgt. Es ergeben sich zunächst acht Schichten (im Folgenden auch als Kompartimente bezeichnet) (Abb. 5.13):

1. Rekultivierungsschicht (Schicht 1)
2. Entwässerungsschicht/Wasserhaushaltsschicht (Schicht 2)
3. Oberflächenabdichtung (Schicht 3)
4. Deponiematerial (Schicht 4 bis 8)
5. Entwässerungsschicht (Schicht 9)
6. Basisabdichtung (Schicht 10)
7. Geologische Barriere (Schicht 11)
8. Grundwasserleiter (Schicht 12 bis 16)

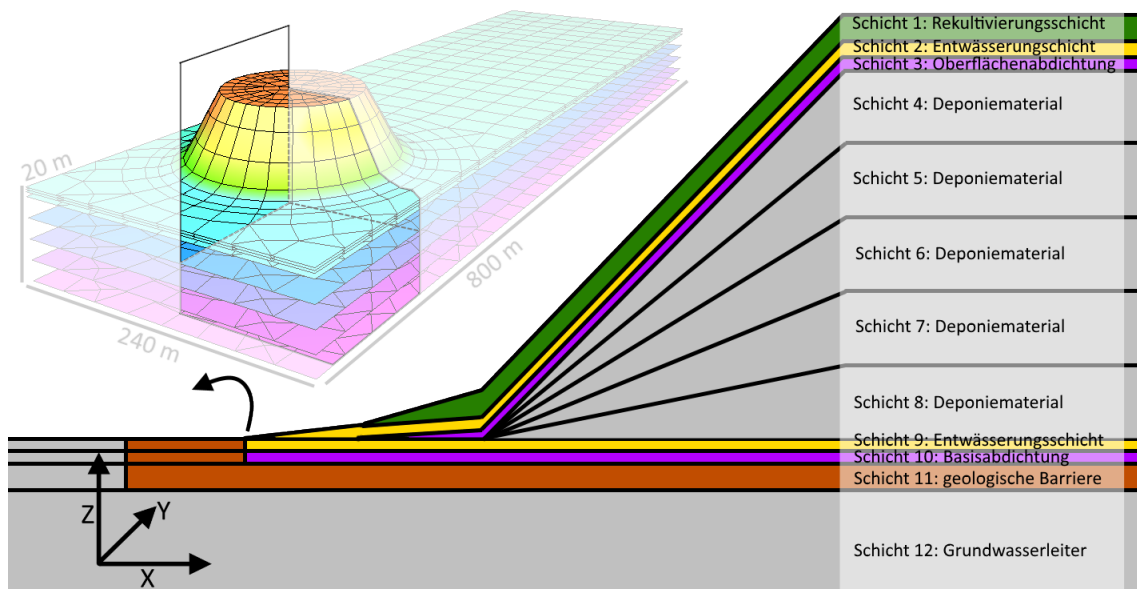


Abb. 5.13 Schematischer Profilschnitt durch den Randbereich der Deponie. Teile des infiltrierten Sickerwassers werden entlang der Entwässerungsschicht (gelb) aus dem Modell abgeleitet (schwarzer Pfeil)

Im Gittermodell wird das Deponiematerial mit dem gesamten Abfallvolumen insgesamt auf fünf Schichten aufgeteilt. Jede der fünf Deponiematerial-Schichten besitzt ein Volumen von jeweils 40.000 m³. Mit der feineren Diskretisierung der Deponieschichten kann per instationärer Rechnung die stetige Aufschüttung an fünf unterschiedlichen Deponieoberflächen modelliert werden.

Die Porosität (SPRING Parameter PORO) und die Dichte sind an die Materialeigenschaften der Schichten angepasst (Tab. 5.20). Dabei wurde für die Entwässerungsschicht und den Grundwasserleiter eine Porosität von 30 % angenommen. Für die Abdichtungen wurde eine für Ton typische nutzbare Porosität von 0,05 % verwendet.

Die k_r -Werte (SPRING Parameter KWER) erstrecken sich für die Elementschichten über mehrere Größenordnungen. Der Grundwasserleiter, der Deponiekörper und die Entwässerungsschichten weisen hohe Durchlässigkeitsbeiwerte auf. Dem gegenüber stehen die Abdichtungen und die geologische Barriere mit geringen Durchlässigkeiten (Tab. 5.20). In z-Richtung beträgt die Durchlässigkeit ein Zehntel des angegebenen Wertes entsprechend der Anisotropie des Materials /KÖN 17/.

Die Verteilungskoeffizienten (SPRING Parameter Z-KD) und die Sättigungsparameter (SPRING Parameter USAT) werden über Zonennummern den unterschiedlichen Materialgebieten bzw. Schichten zugewiesen. Die Werte der beiden Parameter für die einzelnen Schichten sind in Tab. 5.23 (Z-KD) und Tab. 5.21 (USAT) angegeben.

Tab. 5.20 Liste der Schichten im Deponiemodell der DK I und III

Nr.	Name	Mächtigkeit [m]	k_f [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]	ϕ [-]	Z-KD (Tab. 5.23)	USAT (Tab. 5.23)	Dichte [$\text{k}\cdot\text{gm}^{-3}$]
1	Rekultivierungsschicht	1	$1,0\cdot 10^{-5}$ ⁽¹⁾	0,25 ⁽¹⁾	1	1	1.500
2	Wasserhaushaltsschicht	0,5	$5,0\cdot 10^{-4}$ ⁽²⁾	0,3 ⁽¹⁾	3	1	1.800
3	Oberflächenabdichtung	0,5	$5,0\cdot 10^{-9}$ ⁽³⁾	0,05 ⁽¹⁾	2	1	1.500
4-8	Deponiekörper	14	$1,0\cdot 10^{-4}$ ⁽¹⁾	0,25 ⁽¹⁾	1	1	1.500
9	Entwässerungsschicht	0,5	$5,0\cdot 10^{-4}$ ⁽²⁾	0,3 ⁽¹⁾	3	1	1.800
10	Basisabdichtung	0,5	$5,0\cdot 10^{-10}$ ⁽³⁾	0,05 ⁽¹⁾	2	2	1.500
11	Geologische Barriere	1 (DK I) 4 (DK III)	$1,0\cdot 10^{-9}$ ⁽³⁾	0,5 ⁽¹⁾	2	2	1.500
12-15 12-16	Grundwasserleiter	18 (DK I) 22 (DK III)	$1,0\cdot 10^{-4}$ ⁽⁴⁾	0,3 ⁽¹⁾	3	1	1.500

k_f Durchlässigkeitsbeiwert, ϕ Porosität

⁽¹⁾ /GRI 97/

⁽²⁾ die Durchlässigkeit wurde aus numerischen Gründen von $1,0\cdot 10^{-3}$ (sandiger Aquifer nach /GRI 97/) auf $5,0\cdot 10^{-4}$ reduziert

⁽³⁾ /DEPV 17/

⁽⁴⁾ Nach /THI 04/ wird im Grundwasserleiter ein Gradient von $100\text{ m}\cdot\text{a}^{-1}$ angenommen. Diese Geschwindigkeit wird auch im SPRING Model angestrebt. Daher wurde dieser Durchlässigkeitsbeiwert gewählt.

Druck-Sättigungs-Beziehung

Die Funktion zur Berechnung des Kapillardrucks p_c [Pa] in Abhängigkeit von der Sättigung S [-] wird nach /LUC 89/ für die Wasseraufnahme und Wasserverdrängung wie folgt definiert. In Gleichung (5.9) ist die Funktion zur Berechnung der Wasserverdrängung mit der residuale Wassersättigung S_r [-], der maximale Wassersättigung S_s [-], dem bodenspezifischen Parameter n [-] und dem Maßstabsfaktor α^* [m^{-1}] angegeben /BUS 93/. /LUC 89/ verwenden auch den hydraulischen Druck h [m] zur Berechnung des Kapillardrucks in Gleichung verwenden statt des Kapillardrucks den hydraulischen Druck h [m] zur Berechnung der Sättigung in Gleichung (5.10). Der hydraulische Druck kann nach Gleichung (5.11) der Dichte des Wassers ρ_w [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$] und der Erdbeschleunigung [$\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$] berechnet werden. In Gleichung (5.10) wird anstelle des Maßstabsfaktors α^* der Wassereindringdruck p_e [Pa] verwendet. Der Kehrwert des Wassereindringdrucks (5.12) wird Normierungsfaktor α [$\text{m}^2\cdot\text{N}^{-1}$] genannt und in SPRING verwendet. Der Maßstabsfaktor und der Normierungsfaktor können mit Gleichung und (5.13) in einander umgerechnet werden.

$$S(p_c) = S_r + (S_s - S_r) \cdot [1 + (\alpha^* \cdot p_c)^n]^{\frac{1-n}{n}} \quad (5.9)$$

$$S(p_c) = S_r + (S_s - S_r) \cdot [1 + (\alpha \cdot h)^n]^{\frac{1-n}{n}} \quad (5.10)$$

$$p_c = h \cdot \rho_w \cdot g \quad (5.11)$$

$$\alpha = p_e^{-1} \quad (5.12)$$

$$\alpha^* = \alpha \cdot \rho_w \cdot g \quad (5.13)$$
$$\alpha = \frac{\alpha^*}{\rho_w \cdot g}$$

Tab. 5.21 Zuordnung USAT zu van Genuchten Parametern /KÖN 17/

Über den Parameter USAT werden in SPRING die Parameter für die Sättigung nach van Genuchten (5.11) eingegeben.

USAT	$\theta_{w,r}$ [-]	α [m ² ·N ⁻¹]	n [-]	Bodenart
1	0,2	$1,4 \cdot 10^{-4}$	1,5	Sand
2	0,9	$1,0 \cdot 10^{-4}$	1,3	Ton

$\theta_{w,r}$ Restwassergehalt, α Normierungsfaktor, n Anstiegsparameter

In die Deponie eingebrachtes stoffliches Inventar

Die in die Deponie eingebrachte Aktivität richtet sich nach den spezifischen Freigabewerten der Anlage VII Tabelle 1 Spalte 9c der Strahlenschutzverordnung /SSV 17/. Die angegebenen Freigabewerte eignen sich für die Beseitigung fester Stoffe bis zu $1.000 \text{ Mg} \cdot \text{a}^{-1}$ auf Deponien und sind in $\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ angegeben. Das Gesamtinventar der Deponie wurde aus der Dichte, dem Gesamtvolumen der Deponie und den Freigabewerten hergeleitet. Mit einer Dichte von $1.500 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ sowie dem Volumen des Deponiekörpers (siehe Tab. 5.20)) wird die gewichtsabhängige Aktivität in die Gesamtaktivität umgerechnet (Tab. 5.22). Diese Masse wird über einen Zeitraum von 25 Jahren auf die Deponie eingebracht. Der Abfall setzt sich aus 1.000 Mg freigegebener Abfälle nach Spalte 9c Anlage III /SSV 17/ und 11.000 Mg konventioneller Deponieabfälle pro Jahr zusammen. Die $1.000 \text{ Mg} \cdot \text{a}^{-1}$ entsprechen einem Volumen von $667 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ an freigegebenen Abfällen und stellt die jährlich zulässige Menge an festen Stoffen zur Beseitigung auf einer Deponie dar /SSV 17/.

Tab. 5.22 Anfangsaktivität der Radionuklide nach /SSV 17/

Nuklid	spezifische Freigabe von festen Stoffen bis zu 1000 Mg/a zur Beseitigung auf Deponien		Gesamtaktivität in der Deponie [Bq]
	[Bq·g ⁻¹]	[Bq·kg ⁻¹]	
H-3	6,00E+03	6,00E+06	1,503E+14
C-14	4,00E+02	4,00E+05	1,002E+13
Cl-36	3,00E-01	3,00E+02	7,515E+09
Mn-54	6,00E+00	6,00E+03	1,503E+11
Ni-59	3,00E+02	3,00E+05	7,515E+12
Co-60	2,00E+00	2,00E+03	5,010E+10
Sr-90+	6,00E-01	6,00E+02	1,503E+10
Tc-99	7,00E-01	7,00E+02	1,754E+10
Ag-108m	1,00E+00	1,00E+03	2,505E+10
I-129	6,00E-02	6,00E+01	1,503E+09
Ba-133	1,00E+01	1,00E+04	2,505E+11
Cs-137+	8,00E+00	8,00E+03	2,004E+11
Pu-238	1,00E+00	1,00E+03	2,505E+10
Pu-239+	5,00E-01	5,00E+02	1,253E+10
U-238+	6,00E-01	6,00E+02	1,503E+10

Adsorption

Die Adsorption von Radionukliden im Modell wird in SPRING nach der Henry-Isotherme mit dem Gleichgewichtszustand zwischen der Beladung q [mol·kg⁻¹] auf der Oberfläche und der Gleichgewichtskonzentration c_{eq} [mol·l⁻¹] in Lösung angenommen. Als Verteilungskoeffizient wird ein K_d -Wert [m³·kg⁻¹] angegeben.

$$q = K_d \cdot c_{eq} \quad (5.14)$$

Tab. 5.23 Zuordnung Z-KD zu K_d -Wert [$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$] /THI 04/

Über den Parameter Z-KD kann in SPRING einer Zone ein bestimmter Adsorptionskoeffizient (K_d -Wert) zugewiesen werden. Für Zonierung siehe Tab. 5.20.

Element	Z-KD 1	Z-KD 2	Z-KD 3
H	1,00E-05	0,00E+00	0,00E+00
C	1,00E-01	0,00E+00	0,00E+00
Cl	1,00E-05	0,00E+00	0,00E+00
Mn	1,00E-03	1,00E-02	1,00E-04
Ni	1,00E-02	1,00E-02	1,00E-04
Co	1,00E-02	1,00E-01	1,00E-03
Sr	1,00E-03	1,00E-02	1,00E-04
Tc	1,00E-05	0,00E+00	0,00E+00
Ag	1,00E-03	1,00E-02	1,00E-04
I	1,00E-05	0,00E+00	0,00E+00
Ba	1,00E-03	1,00E-02	1,00E-04
Cs	1,00E-02	1,00E-01	1,00E-03
Pu	1,00E-01	1,00E-01	1,00E-03
U	1,00E-02	1,00E-02	1,00E-04

5.3.2.3 Annahmen zu Strömung und Transport

5.3.2.3.1 Dispersivität und Diffusionskoeffizient

Die Dispersion ist ein skalenabhängiger Parameter, der je nach Größe des Untersuchungs- oder Modellgebiets variiert. Für das Deponiemodell wurde ein gut durchlässiger poröser sandiger Grundwasserleiter angenommen, dessen Dispersionskoeffizient nach /GEL 92/, /SCH 05/ im Bereich von weniger als einem Meter bis mehrere Meter liegt (Abb. 5.14). Die Dispersivität (siehe Werte in Tab. 5.24) wurde für einzelne Bereiche aus numerischen Gründen an die Gitterelementgrößen angepasst. Hierdurch wurde sichergestellt, dass der Anteil an numerisch bedingter Dispersion gegenüber der physikalischen Dispersion gering ist (Verkleinerung der Peclet-Zahl). Ebenfalls in Tab. 5.24 angegeben ist der für das gesamte Modell angenommene Diffusionskoeffizient von $1 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

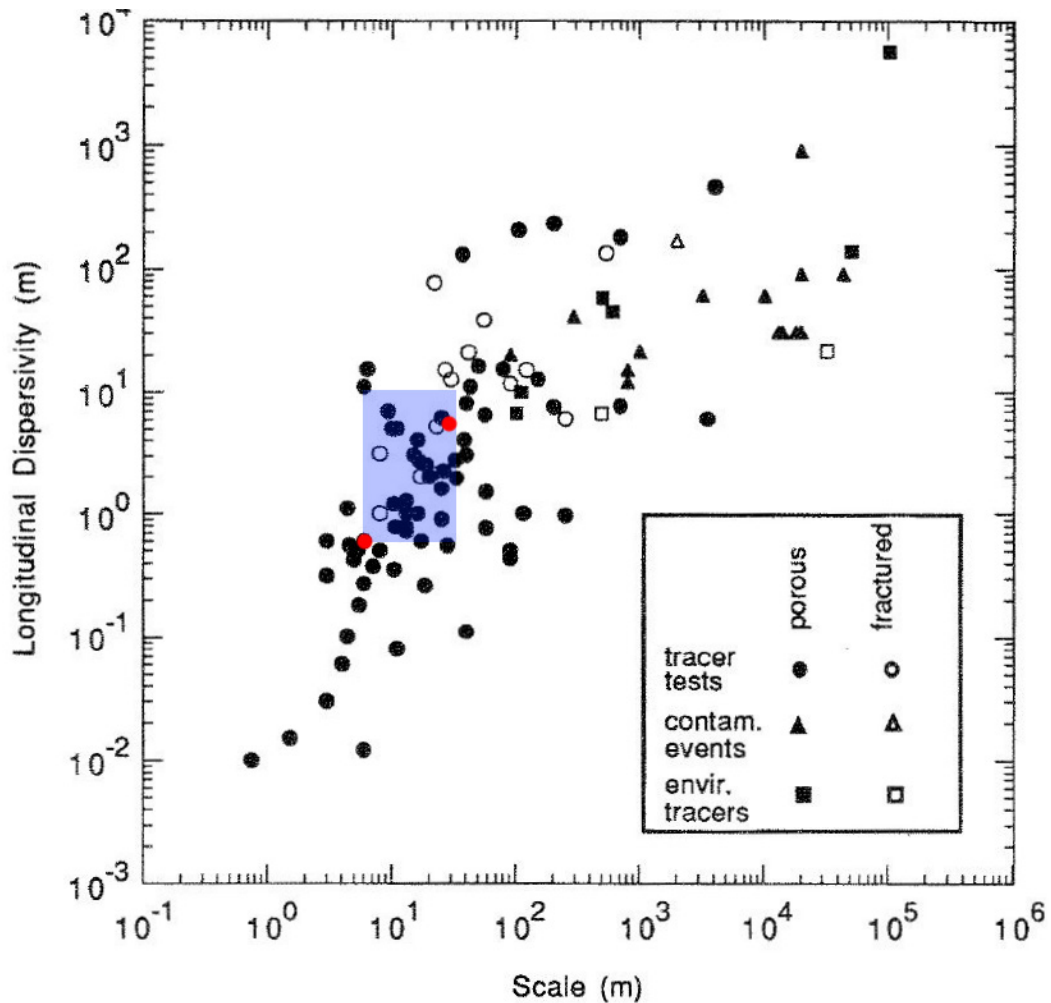


Abb. 5.14 Longitudinale Dispersivität in Bezug zur Beobachtungsskala, Typ der Beobachtung und der Beschaffenheit des Aquifers nach /GEL 92/

Der blaue Kasten stellt den im Modell verwendeten Wertebereich dar. Die roten Punkte geben die am häufigsten verwendeten Dispersionswerte des Modells an.

5.3.2.3.2 Festpotentiale

Der hydraulische Gradient zwischen Ein- und Ausfluss aus dem Modell wurden weitestgehend an die Fließgeschwindigkeiten aus /THI 04/ angepasst. Der analytische Modellansatz in /THI 04/ nimmt eine konstante Fließgeschwindigkeit von $100 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ an. In SPRING wird die Geschwindigkeit durch den hydraulischen Gradienten und den Durchlässigkeitsbeiwert für alle Elemente nach Darcy gelöst. Eine einheitliche Fließgeschwindigkeit über Raum und Zeit ist wegen dem Modellansatz nicht möglich /FIS 03/. Die Festpotentiale wurden so gewählt, dass ähnliche Geschwindigkeiten im Grundwasserleiter von bis zu $80 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ erreicht werden (Abb. 5.15). Dazu wurde am linken Modellrand ein Potential von 17 m und am rechten Modellrand ein Potential von 12,75 m angesetzt.

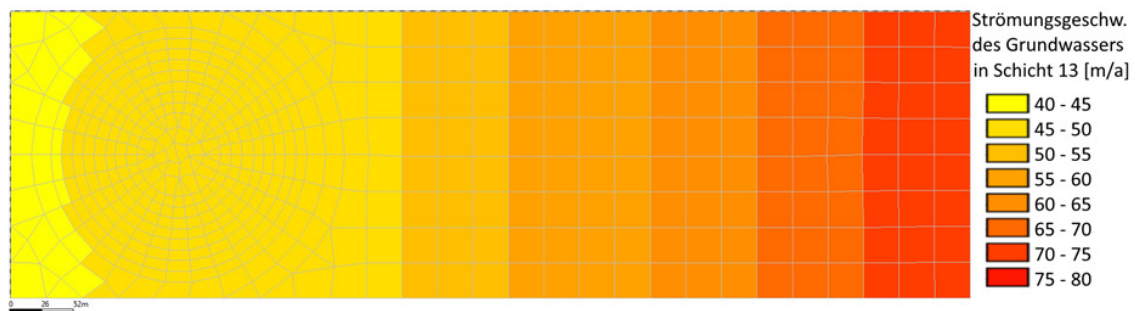


Abb. 5.15 Strömungsgeschwindigkeit des Grundwasserleiters in Schicht 13

5.3.2.3.3 Flächenversickerung

In Deutschland beträgt der Gesamtniederschlag, abhängig von der Region, zwischen 600 und 1.100 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ /NEU 03/. Davon verdunsten rund 500 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$, ein Teil zwischen 0 und 350 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ fließen direkt oberirdisch ab und etwa 50 bis 200 $\text{mm}\cdot\text{a}^{-1}$ bilden neues Grundwasser /NEU 03/. Die Randbedingung von 0,3 $\text{m}\cdot\text{a}^{-1}$ pro m^2 wurde an dem Wert der Sickerwasserneubildung während der Betriebsphase aus /THI 04/ orientiert. Die Sickerwassermenge bleibt über den gesamten Modellierungszeitraum stetig bei 0,3 $\text{m}\cdot\text{a}^{-1}$ pro m^2 . Das Versagen der Abdichtungen wird durch die Durchlässigkeitsbeiwerte definiert und nicht durch die Veränderung der Sickerwassermenge, wie es in /THI 04/ und /KÜP 20/ angenommen wird.

Tab. 5.24 Strömungsrelevante Eingabeparameter

Parameter	Wert	Einheit	Erklärung
Grundwasserneubildung	300	mm·a ⁻¹	Flächenversickerung
Dispersivität transversal	6	m	Grundwasserleiter
Dispersivität transversal	0,6	m	Deponie
Dispersivität transversal	2,4	m	Entwässerungsschicht
Dispersivität longitudinal	1/10 transversal	m	Longitudinal wird als 1/10 von transversal angenommen
Eichpotential am linken Rand	17	m	-
Eichpotential am rechten Rand	12,75	m	-
Diffusionskoeffizient	1·10 ⁻¹²	m ² ·s ⁻¹	-

5.3.2.3.4 Aufschüttung

Die Aufschüttung des Deponiekörpers wird im Modell über die instationäre Änderung des k_f -Werts der Gitterelemente im Deponiekörper sowie über die Freisetzung der Radionuklide am oberen Rand des entsprechenden Gitterelements modelliert. Dieses Vorgehen ist notwendig, da das FE(= Finite Elemente)-Gitternetz für SPRING während einer Rechnung nicht verändert werden kann. Im „leeren“ Zustand wird ein k_f -Wert von $1,0 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ angenommen. Dieser Wert entspricht einer hohen hydraulischen Durchlässigkeit, sodass versickernde Niederschlagswässer ohne wesentliche Verzögerung in den Deponiekörper gelangen. Zum entsprechenden Zeitpunkt der Aufschüttung wird der k_f -Wert auf den Wert in Tab. 5.20 gesetzt. Zum Zeitschritt 26 wird die Freisetzung am oberen Rand der Schicht 4 abgeschaltet. Mit dem nächsten Zeitschritt wird erst die Oberflächenabdichtung und in jeweils im Abstand von einem Jahr werden die Entwässerungs- und die Rekultivierungsschicht aufgebracht, sodass ab dem 30. Jahr mit einer vollständig abgedeckten Deponie gerechnet wird. Die in Tab. 5.22 angegebene Gesamtaktivität wird gleichmäßig über die Knoten im Deponiekörper eingebracht. Es wird eine konstante Zeitschrittweite von 0,1 Jahren verwendet. Hierdurch wird das Courant-Kriterium erfüllt und numerische Oszillationen verringert.

Tab. 5.25 Zeitlicher Ablauf der Aufschüttung

Zellen mit einem weißen Hintergrund haben einen k_r -Wert von $1,0 \cdot 10^{-3} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Grau hinterlegte Zellen haben den in Tab. 5.20 angegebenen k_r -Wert. Der dicke rote Strich über einer Zelle gibt an, wann die Eingabe der Radionuklide über den oberen Rand für das jeweilige Element erfolgt.

Schicht		Zeitschritt										
		0	1-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26	27	28	29	
1	Rekultivierungsschicht											
2	Entwässerungsschicht											
3	Oberflächenabdichtung											
4	Deponie 5											
5	Deponie 4											
6	Deponie 3											
7	Deponie 2											
8	Deponie 1											

5.3.2.4 Rechenfälle

Es wurden Rechenfälle mit einer durchgängig funktionierenden und einer nach 100 Jahren versagenden Abdichtung durchgeführt. Für die Rechenfälle, bei denen die Abdichtung versagt, wurde nach 129 Jahren der k_r -Wert der Oberflächenabdichtung von $5 \cdot 10^{-9} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ auf einen Wert von $1 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ gesetzt. Zusätzlich wurde die Basisabdichtung (nicht die geologische Barriere) vom ursprünglichen Wert ($5 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) auf $1 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ heraufgesetzt. Insgesamt wurden sieben Rechnungen mit verschiedenen Deponieklassen, Versagen der Basisabdichtung und unterschiedlichen Sorptionskoeffizienten durchgeführt:

1. DK I oV – Deponieklasse I ohne Versagen der Abdichtung und Sorptionskoeffizienten nach /THI 04/
2. DK I mV – Deponieklasse I mit Versagen der Abdichtung nach 129 Jahren und Sorptionskoeffizienten nach /THI 04/

3. DK I oV gS – Deponieklasse I ohne Versagen der Abdichtung und Sorptionskoeffizienten nach /THI 04/ verringert um den Faktor 10
4. DK I mV gS – Deponieklasse I mit Versagen der Abdichtung nach 129 Jahren und Sorptionskoeffizienten nach /THI 04/ verringert um den Faktor 10
5. DK III oV – Deponieklasse III ohne Versagen der Abdichtung und Sorptionskoeffizienten nach /THI 04/
6. DK III mV – Deponieklasse III mit Versagen der Abdichtung nach 129 Jahren und Sorptionskoeffizienten nach /THI 04/
7. Deponieklasse I ohne Versagen der Abdichtungen mit gleicher Konzentration (0,1 kg/kg) für alle verwendeten Sorptionskoeffizienten (Eingabemenge von 150.000 kg pro Sorptionskoeffizient).

Die verschiedenen Szenarien werden des Weiteren mit den folgenden Abkürzungen beschrieben. „oV“ beschreibt, dass die Abdichtung in diesem Szenario nicht versagt, „mV“ steht für „mit Versagen“ der Abdichtungen und beschreibt, dass die Abdichtung nach 129 Jahren versagt und der Durchlässigkeitsbeiwert von $5 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ an der Basisabdichtung auf $1 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ geändert wird. Die Oberflächenabdichtung wird von $5 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ auf $1 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ gesetzt. „gS“ steht für die Modellrechnungen mit verringerten Sorptionskoeffizienten um den Faktor 10. Die Deponieklasse II wurde in den Rechenfällen nicht berücksichtigt, da diese sich nur durch eine sehr dünne Kunststoffabdichtung von der DK I unterscheidet.

5.3.2.5 Modellergebnisse Grundwassermodell

5.3.2.5.1 Massenbilanz Grundwasserströmung und Stofftransport

Bei der Bilanzierung des Grund- und Sickerwassers kommt es im ersten Zeitschritt zu einer kurzfristigen Abweichung. Nach dem ersten Jahr beträgt die absolute Abweichung etwa $1 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$, wobei der Wert sich durch positive und negative Werte ausgleicht. Zu den Aufschüttungen kommt es durch die Veränderungen der k_f -Werte zu Fehlern von etwa $10 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$, die einem relativen Fehler von 0,01 % entsprechen. Zur Aufschüttung der Abdichtung, Wasserhaushalts- und Rekultivierungsschicht wurden absolute Fehler von bis zu $53 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ ermittelt, die einem maximalen Fehlerbetrag von 0,045 % entsprechen. Eine Bilanzierung für die Grundwasserströmung und den Zu- und Abflüssen aus dem Modell sind in Tab. 5.26 zu finden.

Tab. 5.26 Strömungsbilanzierung in einem repräsentativen Zeitschritt

Zu- und Abflüsse	Masse [m³·a⁻¹]
Einstrom durch Festpotentialrandbedingungen des Grundwasserleiters	58.262
Einstrom durch jährliche Flächenversickerung	+ 57.600
Ausfluss durch Festpotentialrandbedingungen des Grundwasserleiters	- 106.208
Ausfluss durch Ableitung der Sickerwässer der Deponie	- 9.654
Summe Massenbilanz	0

Durch den Einstrom der Festpotentialrandbedingungen und der Flächenversickerung kommt es zum abstromigen Modellrand zu einem Anstieg der Strömungsgeschwindigkeit. Dieser Effekt wird als „Channeling“-Effekt bezeichnet und wird durch die Reduzierung des durchflusswirksamen Querschnittes und dem zusätzlichen Sickerwasser hervorgerufen.

Die Massenbilanz wurde anhand des Radionuklids I-129 überprüft. Von besonderem Interesse ist die Verteilung zwischen der am abstromigen Modellrand ausgeflossenen und der an der Drainage ausgeflossenen Aktivität. Am Modellrand sind nur 17,4 % der eingegebenen Aktivität ausgeflossen, unterhalb der Deponie wird hingegen 82,6 % der Aktivität aus dem Modell abgeleitet. Für die anderen Radionuklide kann das Verhältnis, abhängig von den Elementeigenschaften, variieren. Die Bilanzierung für I-129 zeigt eine Abweichung von 0,375 %, die als gering eingestuft werden kann.

Eine Kalibrierung des Modells anhand von realen Daten ist wegen des Ansatzes zum Aufbau eines generischen Deponiemodells mit größeren Mengen spezifisch freigegebener Abfälle nicht möglich, sodass das generische Modell anhand von Qualitätskriterien (Peclet- und Courant-Zahlen) überprüft wird. Aufgrund der Abhängigkeit der Courant-Zahl von Strömungsgeschwindigkeit, Gitterweite in Strömungsrichtung und der Zeitschrittweite kann diese als weitestgehend konstant über die Zeit angesehen werden /KÖN 17/. Die Courant-Zahl sollte einen Wert von > 1 nur selten überschreiten, um die Konvergenz des Modells zu gewährleisten. Im Modell liegen 98 % der Werte unter 1, das Maximum beträgt 1,34 an den Rändern der Deponie.

Die Peclet-Zahl ist von der Abstandsgeschwindigkeit, der Gitterweite in Strömungsrichtung und der Dispersivität in longitudinaler Strömungsrichtung abhängig /KÖN 17/. Durch die Aufschüttungen ändert sich die Strömungsrichtung teilweise, sodass auch die Peclet-Zahl sich über die Zeit verändert. Ähnlich wie bei der Bilanzierung der Zu- und

Abflüsse gibt es in vereinzelt Gitterelementen hohe Peclet-Zahlen zu Beginn der Rechnungen. Nach den Aufschüttungen befinden sich die Peclet-Zahlen aller Gitterelemente unter einem Wert von 12. Werte unterhalb von 2 beschreiben eine Ortsdiskretisierung von hoher Qualitätsgüte. Die Peclet-Zahl dient als Anhaltspunkt für die Stabilität und Genauigkeit eines Modells. Eine Überschreitung verschiedener Grenzwerte ist aber nicht als Ausschlusskriterium zu sehen, da eine Anpassung des Modells zur reinen Optimierung der Peclet-Zahl als nicht zielführend anzusehen ist und die Peclet-Zahl nicht als alleiniges Qualitätskriterium anzusehen ist.

5.3.2.5.2 Sensitivität des Sorptionskoeffizienten

Der Einfluss des Sorptionskoeffizienten auf den Stofftransport ist groß. Zur Quantifizierung der Auswirkungen unterschiedlicher Sorptionskoeffizienten werden Modellrechnungen unter Annahme gleicher eingegebener Stoffmengen mit variierenden K_d -Werten durchgeführt. Die Stoffmenge wird über 50 Jahre in die Deponie eingebracht, die Oberflächenabdichtungen werden erst wenige Jahre später errichtet. Die verwendeten Sorptionskoeffizienten orientieren sich an den Wertebereichen aus /THI 04/ /OCH 15/ /SSK 06/, /SEI 15/ und sind über alle Modellkompartimente identisch gewählt. Die Werte erstrecken sich über K_d -Werte von 0 bis $1 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ (siehe Abb. 5.16).

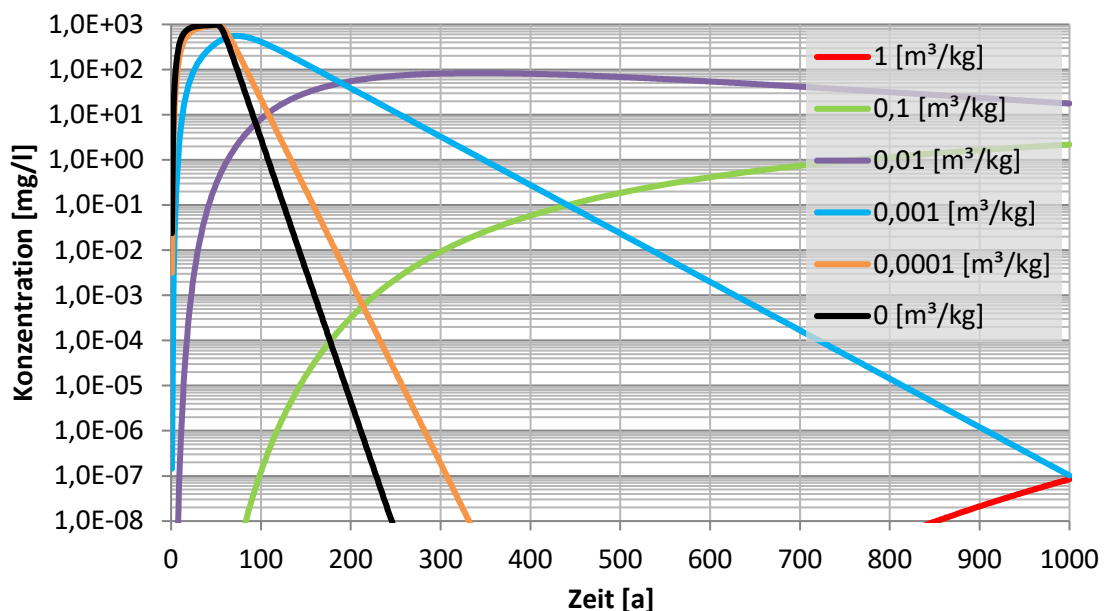


Abb. 5.16 Stoffkonzentrationen über 1000 Jahre mit unterschiedlichen Sorptionskoeffizienten zwischen 0 und $1 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ in semilogarithmischer Darstellung an einem 500 m von der Deponie entfernten Brunnen.

Die Transportzeiten unterscheiden sich in Abhängigkeit vom Sorptionskoeffizienten stark voneinander. Je höher der Sorptionskoeffizient, desto später wird das Konzentrationsmaximum erreicht und flacher ist das sog. „Tailing“ der Durchbruchkurve. Ohne Sorption ist das Peak-Maximum bereits wenige Jahre nach Beendigung der Aufschüttung erreicht. Bei $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ werden erst nach 300 Jahren Konzentrationen von größer $0,01 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ erreicht. Ohne Sorption ist bis zu dieser Zeit die gesamte Stoffmenge bereits durch den Beobachtungspunkt geflossen.

5.3.2.5.3 Auswirkungen der Rechenfälle auf die Konzentrationsverläufe

Alle Durchbruchkurven mit den nuklidspezifischen Eigenschaften und Parametern sind im Anhang A.1 zu finden. In allen Rechenfällen sind die Konzentrationen bei einem Versagen der Abdichtungen immer gleich oder höher als die Konzentrationsverläufe der Rechenfälle ohne Versagen der Abdichtungen. Die Konzentrationsmaxima sind gleich, wenn das Radionuklid einen geringen Sorptionskoeffizienten oder eine kurze Halbwertszeit besitzt. Entweder es ist bereits aus der Deponie ausgeflossen oder bereits zerfallen, bevor die Abdichtung versagt. Die Konzentrationskurven sind höher, wenn das Radionuklid einen höheren Sorptionskoeffizienten besitzt. Da zum Zeitpunkt des Versagens der Abdichtungen bei Nukliden mit hohem Sorptionskoeffizienten noch ein Großteil der Radionuklide im Deponiekörper vorhanden sind, kann es zu einem höheren Peak kommen. Für die Radionuklide H-3, Tc-99 und I-129 (sehr geringes Sorptionsvermögen) sowie Mn-54, Co-60, Sr-90 und Ba-133 (kurze Halbwertszeiten) beeinflusst das Versagen der Abdichtungen die Ergebnisse nicht oder nur geringfügig ohne Auswirkung auf das Konzentrationsmaximum.

In den Rechenfällen mit geringeren Sorptionskoeffizienten der Radionuklide kommt es aufgrund der unterschiedlichen Halbwertszeiten und Sorptionskoeffizienten zu verschiedenen Effekten. Für die meisten Radionuklide geht die Verringerung der Sorption mit höheren maximalen Konzentrationen einher. Ausnahmen sind dabei die Radionuklide H-3, Cl-36, Tc-99 und I-129, die bereits vor der Verringerung der Sorptionskoeffizienten einen geringen Rückhalt in der Deponie, dem Barrierensystem und dem Grundwasserleiter aufwiesen.

5.3.2.5.4 Sensitive Faktoren für den Radionuklidtransport

Die Datenlage zum Radionuklidtransport in Deponien in Bezug auf die Freigabe ist dünn. Es gibt keine Datenreihe, die als Validierungsmöglichkeit dient, sodass nur die Bilanzierung der Strömung und der Aktivitätskonzentration sowie bekannte Qualitätskriterien (Peclet- und Courant-Kriterium) als Anhaltspunkt für eine Qualitätssicherung vorhanden sind. Die Einhaltung der numerischen Qualitätskriterien geht aber nicht zugleich mit auf die Realität übertragbaren Ergebnissen einher. Um das Strömungs- und Transportregime besser zu verstehen, wurden verschiedene Parametervariationen durchgeführt. Zusätzlich dazu ist ein solches 3D-Modell nicht in der Lage, die Realität mit allen Randbedingungen abzubilden, da es zu viele Vereinfachungen der Strömungs- und Transportprozesse und weiteren Randbedingungen gibt, wie beispielsweise der Annahme homogen aufgebauter Schichten oder die Anpassung zugunsten numerischer Stabilität.

5.3.2.6 Masseneingabe spezifisch freigegebener Abfälle in die Deponie

Die eingegebene Masse spezifisch freigegebener Abfälle in die Deponie ist ein wichtiger Faktor für die Konzentration im gesamten System. Im Modell wird ein Ausschöpfungsgrad von 100 % der Freigabewerte für eingeschränkt freigegebene Rückbauabfälle der /SSV 17/ angenommen. Dieser Ausschöpfungsgrad wurde bereits in den vorangegangenen Deponiemodellen verwendet /POS 95/, /DEC 98/, /SSK 06/. Eine Ausschöpfung der im Abfall vorhandenen Radionuklide von 100 % ist als sehr pessimistisch anzusehen, wird aber unter Annahme der Rechtssicherheit und fehlender Voraussehbarkeit der zukünftigen Konditionierung der Rückbauabfälle weiterhin angenommen /SSK 06/. Aus der Freigabe des Kernkraftwerkes Würgassen ist in /THI 04/ ein Histogramm zu realen Ausschöpfungsgraden der spezifisch freigegebenen Abfälle dargestellt /SAN 04/. Die Aktivitätskonzentrationen liegen deutlich unter einem Becquerel pro Gramm und der Freigabewert wird meist nur bis zu 20 % ausgeschöpft (Abb. 5.17).

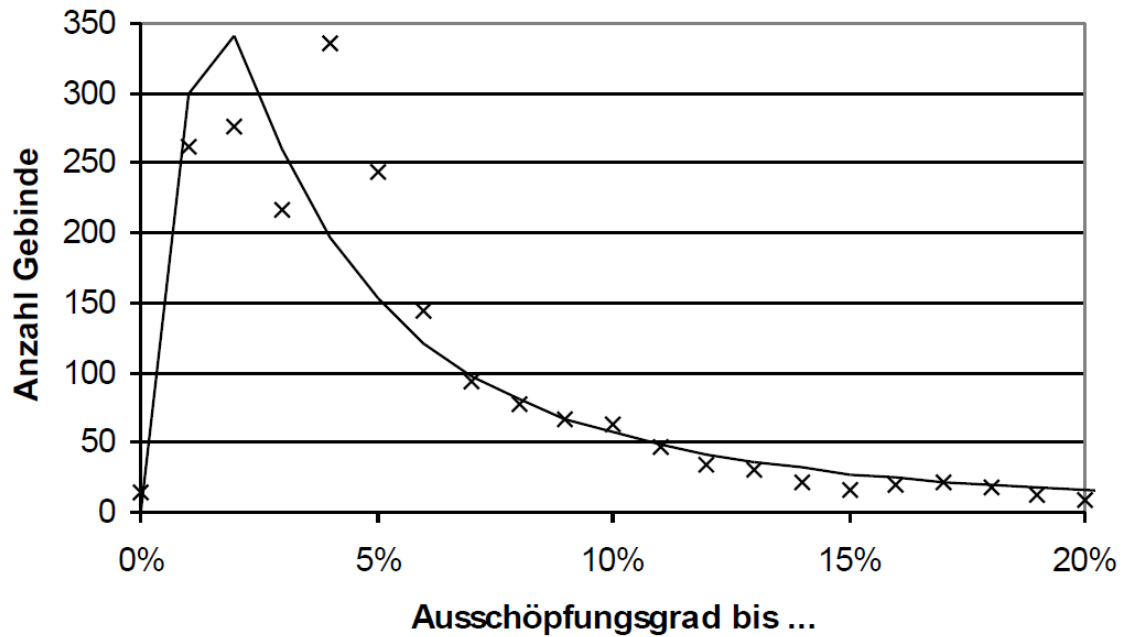


Abb. 5.17 Ausschöpfungsgrade bei Gebinden für die Freigabe zur Beseitigung von 1997 bis 2004 für das KKW Würgassen /SAN 04/.

5.3.2.7 Sorption und Dispersion als sensitivste Parameter

Während der Anpassung des Modells wurden Rechnungen mit verschiedenen Dispersivitäten durchgeführt. Höhere Dispersivitäten führen zu einer sehr starken Vermischung in alle Raumrichtungen und zu einem deutlichen Abflachen der Konzentrationskurven. Geringere Dispersivitäten führen zu einer geringeren Ausbreitung und zu größeren numerischen Unsicherheiten. Die angenommenen Dispersivitäten sind nach der verwendeten Literatur als realistisch einzuschätzen. Die Variation der Dispersivität kann nach Betrachtung der Berechnungsergebnisse mit Parametervariation als sehr sensibler Parameter für die Modellergebnisse angesehen werden.

Die Wahl der elementabhängigen Sorptionskoeffizienten hat einen sehr großen Einfluss auf den Radionuklidtransport. Radionuklide mit geringen Sorptionskoeffizienten fließen bereits nach wenigen Jahren aus der Deponie aus. Die Sorptionsfähigkeit der Radionuklide innerhalb der Deponie, der Abdichtungen und des Grundwasserleiters kann selbst bei gleichbleibenden weiteren Randbedingungen die Konzentrationsverteilung im Modell stark beeinflussen. Aus diesem Grund sind weiterführende Untersuchungen zum Sorptionsverhalten verschiedener Radionuklide auf Deponien wichtig, um den Rückhalt im Deponiekörper besser abschätzen zu können.

5.3.2.8 Einfluss des Versagens der Abdichtungen

Kurzlebige Radionuklide sind bereits vor dem Versagen der Abdichtungen zerfallen und es entsteht keine Veränderung der Konzentration durch das Versagen der Abdichtung. Für langlebige Radionuklide kann das Versagen der Abdichtung das Konzentrationsmaximum der Durchbruchkurven erhöhen. Die Barrierefunktion der Abdichtung geht verloren und die Radionuklide können schneller aus dem Deponiekörper transportiert werden. Außerdem wird die bisher im Deponiekörper verbliebene Aktivität durch das Versagen der Abdichtung nicht mehr über die Entwässerungsschichten an der Basis der Deponie abgeleitet, sondern gelangt überwiegend in den Grundwasserleiter. Dieser Effekt ist vor allem bei Radionukliden mit höheren Sorptionskoeffizienten zu erkennen.

Inwiefern dieses Transport- und Strömungsverhalten auf die Realität übertragbar ist, kann nur schwer quantifiziert werden, da die Art des Versagens der Abdichtung im Modell stark idealisiert ist. Die Durchlässigkeit wird innerhalb der gesamten Schicht erhöht. In der Realität ist ein lokales Versagen durch einen Riss in einer Abdichtungsbahn eher anzunehmen. Ein komplettes Versagen der 0,5 m mächtigen mineralischen Abdichtung über die gesamte Deponie ist unwahrscheinlich. Dadurch sind die Konzentrationen für die Rechenfälle mit Versagen der Abdichtungen als eher überschätzend anzusehen.

5.3.2.9 Zusammenfassung und Ausblick Grundwassermodell

Nur ein sehr geringer Anteil der auf die Deponie eingebrachten Nuklide erreichen den potenziellen Trinkwasserbrunnen. Der Großteil des Sickerwassers wird bei funktionsfähiger Abdichtung über die Entwässerungsschicht abgeführt. Der Anteil der Radionuklide, die durch das Barrierensystem gelangen, ist gering. Zusätzlich kommt es zu einer weiteren Verdünnung der Aktivitätskonzentration durch die Vermischung des Sickerwassers mit dem Grundwasser.

In diesem Modell werden überwiegend hydraulische Aspekte betrachtet. Komplexe Eigenschaften wie Redoxpotential in Deponie und Grundwasser, Oxidationsstufen der Elemente oder komplexere Sorptionsmodelle werden nicht berücksichtigt. Dabei können diese Gegebenheiten ebenfalls Einfluss auf den Stofftransport nehmen. Ein weiteres Problem für die Modellierung sind die fehlenden Untersuchungen zum Transportverhalten von Radionukliden innerhalb einer Deponie. Eine Validierung anhand von Gelände- oder Labordaten ist somit nicht möglich.

5.3.2.10 Vergleich zu anderen Grundwassermodellen

Das hier vorgestellte SPRING Modell wurde zu Teilen an das Modell aus /THI 04/ angelehnt, wurde jedoch in Bezug auf verschiedene Parameter abgewandelt bzw. es wurden aufgrund des dreidimensionalen Modells andere Randbedingungen angesetzt. Nachfolgend werden einige Aspekte diskutiert, in denen sich die Modelle grundlegend unterscheiden. Zusätzlich wird auch das Modell aus /KÜP 20/ in den Vergleich miteinbezogen.

Ein wesentlicher Unterschied sind die Modellansätze. Die Modelle aus /THI 04/ und /KÜP 20/ beschreiben einen eindimensionalen Piston Flow. Das SPRING Modell ist ein numerisches 3D-Modell mit hydraulischen Randbedingungen, bei dem das Strömungsregime durch Festpotentiale im Grundwasser und durch instationäre Flächenversickerungen abgebildet wird. In den 1D-Modellen werden innerhalb der Deponie und dem Grundwasser feste Strömungsgeschwindigkeiten angenommen. Durch die Dreidimensionalität kommt es zu einer räumlichen Verteilung, die in den 1D-Modellen nicht abgebildet werden kann.

Im SPRING Modell und in /KÜP 20/ wurde eine Wachstumsrate des Deponiekörpers angenommen. Im SPRING Modell wird die Aufschüttung durch eine Verringerung der Durchlässigkeiten einzelner Schichten abgebildet, auf dessen Schichtoberfläche die Aktivität ins Modell eingegeben wird. In /KÜP 20/ wird eine Wachstumsrate der Deponie in Bezug auf die Zeitschritte betrachtet. Die Aktivität wird in der Mitte des zu diesem Zeitschritt vorhandenen Deponiekörpers eingebracht. In /THI 04/ ist die Deponie bereits vollständig aufgeschüttet und es wird kein Wachstum berücksichtigt.

Die jährlich eingebrachte Masse an spezifisch freigegebenen Abfällen beträgt in allen Modellen $1000 \text{ Mg}\cdot\text{a}^{-1}$ bei voller Ausschöpfung der Freigabewerte nach Strahlenschutzverordnung. Die Modelle unterscheiden sich im Deponievolumen und der jährlichen Aufbringungsrate von konventionellen Abfällen. Das angenommene Deponievolumen beträgt im SPRING Modell 200.000 m^3 , bei einer Dichte von $1,5 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ergibt sich eine Masse von 300.000 Mg . In /THI 04/ wird die Deponie mit $1.800.000 \text{ m}^3$ angenommen. Bei einer Dichte von $1,2 \text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ führt es zu einer Masse von $2.160.000 \text{ Mg}$. /KÜP 20/ orientiert sich am Volumen und der Dichte des Abfalls an /THI 04/. Aufgrund der unterschiedlichen Einlagerungsdauer ergeben sich unterschiedliche Gesamtaktivitäten für die einzelnen Radionuklide. Im vorliegenden Modell wird eine Auswahl von 15 Radionukliden betrachtet, die ebenfalls in /KÜP 20/ modelliert sind. In /THI 04/ werden die meisten

der in der /SSV 17/ vorhandenen Radionuklide berechnet. Die Sorptionskoeffizienten der Radionuklide wurden immer aus /THI 04/ verwendet.

Ein großer Unterschied zwischen den Modellen ist die Umsetzung der Freisetzung der Radionuklide aus den Abfällen auf Deponie. Im SPRING Modell wird ab dem 1. Jahr eine Aktivität in das Modell eingegeben. Durch die stetige Versickerungsrate am Top des Modells können Radionuklide sofort ausgelaugt und Richtung des Grundwasserleiters transportiert werden. Das Abdichtungssystem bildet dabei eine geringdurchlässige Barriere, die jedoch nicht, wie bei den anderen Modellen, als absolut undurchlässig betrachtet wird. In /THI 04/ wird angenommen, dass die Abdichtungen undurchlässig sind und kein Transport durch die Abdichtungen stattfindet, solange die Abdichtung nicht versagt. Durch das Versagen der Abdichtung wird eine höhere Sickerwasserneubildung generiert, durch den ein Auslaugen und anschließender Transport durch das Modell ermöglicht wird. In /THI 04/ und /KÜP 20/ wird zunächst die Versickerungsrate als direkte Fließgeschwindigkeit angenommen, innerhalb der ersten 100 Jahre werden jedoch keine Radionuklide ausgelaugt. Erst nach 100 Jahren wird die Abdichtung als durchlässig angenommen, sodass die Radionuklide in Richtung des Brunnens transportiert werden können. Aus diesem Grund kommt es zu einem Versatz der Durchbruchkurven gegenüber /KÜP 20/, der zusätzlich durch die Halbwertszeiten der Radionuklide stark beeinflusst wird. Verschiedene Radionuklide mit kürzeren Halbwertszeiten zerfallen somit bereits, bevor sie durch die Abdichtung transportiert werden können. Dadurch entstehen deutliche Unterschiede zwischen den Durchbruchkurven des SPRING und dem in /KÜP 20/ erstellten Modells.

In /THI 04/ sind keine Aktivitätskonzentrationen oder Durchbruchkurven angegeben. Ein direkter Vergleich der Werte ist somit nicht möglich. In /KÜP 20/ sind Werte und Durchbruchkurven für die berechneten Radionuklide angegeben. Die Kurvenverläufe der Radionuklide zeigen einen ähnlichen Trend auf. Stark sorbierende Radionuklide werden stärker zurückgehalten und treten gegenüber weniger stark sorbierenden Radionukliden wesentlich später am Brunnen auf. Die Aktivitätskonzentrationen weichen teils stark voneinander ab. Ein wesentlicher Grund dafür ist die Umsetzung der Radionuklidfreisetzung in den Modellen. In /KÜP 20/ kommt es erst ab dem 100. Jahr zu einer Freisetzung der Radionuklide. Bis zu diesem Zeitpunkt sind für einzelne Radionuklide bereits mehrere Halbwertszeiten vergangen, sodass nur ein Bruchteil der eingegebenen Aktivität in der Deponie vorhanden ist. Im SPRING Modell können auch die kurzlebigen Nuklide ab der Aufschüttung durch die mit geringen Durchlässigkeitswerten belegten Abdichtungsschichten zum Brunnen transportiert werden, sodass die Aktivitätskonzentra-

tionen im SPRING Modell für kurzlebige Radionuklide gegenüber dem Modell aus /KÜP 20/ höher sind. Bei langlebigen Radionukliden sind die Aktivitätskonzentrationen des SPRING Modells geringer.

Der Vergleich zwischen dem 1D-Modell nach /THI 04/ oder /KÜP 20/ ist zusätzlich durch die räumliche Verteilung der Konzentrationen im dreidimensionalen Raum erschwert. Durch verschiedene Prozesse kommt es im 3D-Modell zu einer Verteilung der Konzentration in alle Raumrichtungen, dementsprechend auch über die Querschnittsfläche des Grundwasserleiters. Im Abstrom der Deponie kommt es mit zunehmender Tiefe zu höheren Konzentrationen. An der Modellbasis sind dabei die höchsten Konzentrationen berechnet worden. In dieser Teufe wurde auch der Beobachtungsbrunnen angesetzt. Für einen direkten Vergleich mit einem 1D-Modell wäre eine Aufsummation der Aktivitäten über den Querschnitt des Grundwasserleiters im 3D-Modell für einen konkreten Zeitschritt notwendig. Aufgrund der oben beschriebenen Unterschiede in den Modellannahmen und -randbedingungen ist dies allerdings für diese beiden Modelle in der Form nicht zielführend.

Wie beschrieben sind die Modellansätze sehr unterschiedlich und mit unterschiedlichen Randbedingungen verknüpft. Unterschiede in den Ergebnissen können durch die unterschiedlichen Deponiegrößen und dem Verhältnis zwischen spezifisch freigegebenen und konventionellen Abfällen verursacht und erklärt werden. Durch einen geringeren Anteil der spezifisch freigegebenen Abfälle zu den konventionellen Abfällen kann sich die Transportzeit durch die Deponie verändern. Zudem wird im SPRING Modell eine räumliche dreidimensionale Ausbreitung betrachtet, die in 1D-Modellen nicht abbildbar ist. Bei der Brunnenkonzentration in /THI 04/ und /KÜP 20/ handelt es sich um Flächenkonzentrationen, die über die gesamte Querschnittsfläche des Grundwasserleiters gleichbleibt. Im SPRING Modell wird die Brunnenkonzentration an einem Knotenpunkt im Modell betrachtet, die über den Querschnitt des Grundwasserleiters eine räumliche Verteilung besitzt.

Die Modelle besitzen Vor- und Nachteile aufgrund des Modellansatzes, der Annahmen und Randbedingungen. Dies führt zu einer schwierigeren Vergleichbarkeit untereinander, zeigt aber auch, dass die Ergebnisse stark vom Modell und den ausgewählten Parametern abhängig sind. Eine Validierung ist aufgrund der fehlenden Datengrundlage auf dem Gebiet der Einlagerung spezifisch freigegebener Abfälle nicht möglich, sodass in Zukunft weitere Modelle erstellt und mögliche validierungs- sowie qualitätssichernde Methoden gefunden werden müssen. Durch die zunehmend verfügbare Rechenleistung können Modelle immer mehr Prozesse abbilden und somit komplexer gestaltet werden. Hierdurch können bestehende Konservativitäten durch die Berücksichtigung komplexerer Modelle schrittweise abgebaut werden.

5.3.3 Szenarien für die Bevölkerung G1-G3 und O1-O2

Die Berechnung der Aktivitätskonzentration im Grundwasser, das über einen Brunnen genutzt wird, erfolgte über das in Kapitel 5.3.2 beschriebene Modell. Zur Berechnung der Strahlenexposition der Szenarien G1 und G3 werden die folgenden Expositionspfade berücksichtigt:

1. Trinkwasser: Trinkwasserkonsum von unvermishtem Wasser des Grundwasserbrunnens.
2. Beregnung von Anbauflächen von Blattgemüse und sonstigem Gemüse mit unvermishtem Wasser des Grundwasserbrunnens. Für Wasserstoff und Kohlenstoff erfolgt entsprechend /BMU 12/ eine gesonderte Modellierung. Es werden nur die beiden Lebensmittelgruppen „Blattgemüse“ und „Gemüse/-produkte/-säfte“ nach StrISchV berücksichtigt.
3. Viehtränke: Tränke von Milch- und Schlachtvieh mit unvermishtem Wasser des Grundwasserbrunnens.

Bei der Berechnung der Konzentration in Lebensmitteln über den Beregnungspfad werden zunächst die Aktivitätskonzentrationen im Ackerboden berechnet. Dies erfolgt jahresweise, wobei zu der Bodenkontamination jeweils der Rest der Aktivität des Vorjahres zum Neueintrag addiert wird.

$$C_{Bod}^A = C_{Bod}^{A,Vj} + \frac{C_B \cdot W \cdot t_R \cdot 86400}{P_A}$$

mit

(5.15)

$$C_{Bod}^{A,Vj} = C_{Bod}^A \cdot e^{-(\lambda + \lambda_M^A) \cdot 3,1557E7}$$

Tab. 5.27 Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Lebensmitteln über den Berechnungspfad)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert	
C_{Bod}^A	Aktivitätskonzentration in Ackerboden im Jahr der Exposition	[Bq/kg]	Gleichung 5.15	
$C_{Bod}^{A,Vj}$	Aktivitätskonzentration in Ackerboden im Vorjahr der Exposition	[Bq/kg]	Gleichung 5.15	
C_B	Aktivitätskonzentration im Grundwasser/Brunnenwasser	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2	
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05	
t_R	Zahl der Tage im Jahr, an denen berechnet wird	[-]	180	
P_A	Flächentrockenmasse für Ackerboden	[kg/m ²]	280	
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	
λ_M^A	Verweilkonstante der Radionuklide aufgrund des Transports in tiefere Bodenschichten des Ackers	[1/a]	Tc	1,00E-08
			Sr, Ru, I	1,00E-09
			Cs	1,00E-10
			Actinides	1,00E-11

5.3.3.1 Trinkwasser

Die folgende Gleichung gilt für alle Radionuklide und für einen Trinkwasserkonsum von unvermischem Wasser des Vorfluters der Kläranlage:

$$C_{TW} = C_B$$

C_{TW} Aktivitätskonzentration im Trinkwasser [Bq/l]

C_B Aktivitätskonzentration im Grundwasser/Brunnenwasser [Bq/l]

5.3.3.2 Blattgemüse

Für die Aktivitätskonzentration in Blattgemüse folgt:

$$C_{Bl} = \left[\frac{C_B \cdot W \cdot f_w}{Y_{Bl} (\lambda + \lambda_v)} \cdot (1 - e^{-(\lambda + \lambda_v)t_w^{Pf}}) + C_{Bod}^A \cdot T_{Pf} \right] \cdot e^{-\lambda \cdot t_{Bl}^{Bl}} \quad (5.16)$$

Tab. 5.28 Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Blattgemüse über den Berechnungspfad)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert	
C_{Bl}	Aktivitätskonzentration in Blattgemüse	[Bq/kg]	Gleichung 5.16 o. 5.17	
C_B	Aktivitätskonzentration im Grundwasser/Brunnenwasser	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2	
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m2d]	1,2E-05	
f_w	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität bei Niederschlägen und bei Beregnung	[-]	0,3	
Y_{Bl}	Ertrag bzw. Bewuchsdichte (Feuchtmasse) für Blattgemüse	[kg/m2]	1,6	
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	
λ_v	Verweilkonstante für das Verbleiben der Radionuklide auf der Vegetation	[1/s]	Tc	1,00E-08
			Sr, Ru, I	1,00E-09
			Cs	1,00E-10
			Actinides	1,00E-11
t_w^{Pf}	Zeit, in der Pflanzen während der Wachstumsperiode durch	[s]	5,2E+06	

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
	Berechnung oberirdisch kontaminiert werden (mittlere Vegetationszeit von pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse und von Blattgemüse) [60d]		
C_{Bod}^A, C_{Bod}^{Wd}	Aktivitätskonzentration in Ackerboden bzw. Weideboden im Jahr der Exposition [Bq/kg]	[Bq/kg]	Siehe Gleichung 5.15
T_{Pf}	Transferfaktor Boden/Pflanze	[Bq/kg _(FM) /Bq/kg _(TM)]	Elementspezifisch Anlage 6/BMU 12/
t_v^{Bl}	Zeit zwischen Ernte und Verzehr von gartenfrischem Blattgemüse	[s]	0

Für die Radionuklide Tritium und Kohlenstoff-14 erfolgen die Berechnung wie folgt:

$$C_{Bl}^{H-3} = C_B \text{ bzw. } C_{Bl}^{C-14} = \frac{C_B \cdot W \cdot f_C^{Pf}}{V_C} \quad (5.17)$$

Tab. 5.29 Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Blattgemüse über den Berechnungspfad für H-3 und C-14)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_B	Aktivitätskonzentration im Grundwasser/Brunnenwasser	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_C^{Pf}	Massenanteil des Kohlenstoffs in pflanzlichen Produkten inkl. Blattgemüse	[-]	0,18
V_C	Assimilationsrate für Kohlenstoff	[kg/(m ² s)]	1E-07

5.3.3.3 Pflanzen ohne Blattgemüse

Für die Aktivitätskonzentration in Pflanzen ohne Blattgemüse gilt:

$$C_{Pf} = \left[\frac{C_B \cdot W \cdot f_w}{Y_{Pf} \cdot (\lambda + \lambda_v)} \cdot \left(1 - e^{-(\lambda + \lambda_v) \cdot t_w^{Pf}} \right) + C_{Bod}^A \cdot T_{Pf} \right] \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Pf}} \quad (5.18)$$

Tab. 5.30 Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Pflanzen ohne Blattgemüse über den Berechnungspfad)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Pf}	Aktivitätskonzentration in Pflanzen ohne Blattgemüse	[Bq/kg]	Gleichung 5.18 o. 5.19
C_B	Aktivitätskonzentration im Grundwasser/Brunnenwasser	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_w	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität bei Niederschlägen und bei Beregnung	[-]	0,3
Y_{Pf}	Ertrag bzw. Bewuchsdichte (Feuchtmasse) für Pflanzen ohne Blattgemüse	[kg/m ²]	2,4
λ	Zerfallskonstante	[1/a]	-
λ_v	Verweilkonstante für das Verbleiben der Radionuklide auf der Vegetation	[1/s]	5,7E-07
t_w^{Pf}	Zeit, in der Pflanzen während der Wachstumsperiode durch Beregnung oberirdisch kontaminiert werden (mittlere Vegetationszeit von pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse und von Blattgemüse) [60d]	s	5,2E+06
C_{Bod}^A, C_{Bod}^{Wd}	Aktivitätskonzentration in Ackerböden bzw. Weideböden im Jahr der Exposition [Bq/kg]	[Bq/kg]	Siehe Gleichung 5.15
T_{Pf}	Transferfaktor Boden/Pflanze	[Bq/kg _(FM) /Bq/kg _(TM)]	Elementspezifisch Anlage 6 /BMU 12/
t_v^{Pf}	Zeit zwischen Ernte und Verzehr von gartenfrischen Pflanzen ohne Blattgemüse [60d]	[s]	5,2E+06

Für Tritium und Kohlenstoff-14 erfolgen die Berechnung wie folgt:

$$C_{Pf}^{H-3} = C_B \text{ bzw. } C_{Pf}^{C-14} = \frac{C_B \cdot W \cdot f_C^{Pf}}{V_C} \quad (5.19)$$

Tab. 5.31 Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Pflanzen ohne Blattgemüse über den Berechnungspfad für H-3 und C-14)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_B	Aktivitätskonzentration im Grundwasser/Brunnenwasser	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_C^{Pf}	Massenanteil des Kohlenstoffs in pflanzlichen Produkten inkl. Blattgemüse	[-]	0,18
V_C	Assimilationsrate für Kohlenstoff	[kg/(m ² s)]	1E-07

5.3.3.4 Milch über Viehtränke

Für die Aktivitätskonzentration in Milch über Viehtränke gilt:

$$C_{Mi} = C_B \cdot L \cdot T_{Mi} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Mi}} \quad (5.20)$$

Tab. 5.32 Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Milch über den Berechnungspfad)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Mi}	Aktivitätskonzentration in Milch	[Bq/kg]	Gleichung 5.20
C_B	Aktivitätskonzentration im Grundwasser/Brunnenwasser	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2
L	täglicher Wasserkonsum des Rindviehs	[l/d]	75
T_{Mi}	Transferfaktor Futter/Wasser-Milch	[d/kg _(Milch)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/
t_v^{Mi}	Zeit zwischen Melken und Milchverzehr (0 Tage)	[s]	0

Die Berechnung der Kontamination von Milch und Fleisch erfolgt für Tritium und Kohlenstoff-14 wie bei den anderen Radionukliden.

5.3.3.5 Fleisch über Viehtränke

Für die Aktivitätskonzentration in Fleisch über Viehtränke gilt:

$$C_{FL} = C_B \cdot L \cdot T_{FL} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{FL}} \quad (5.21)$$

Tab. 5.33 Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Fleisch über den Berechnungspfad)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{FL}	Aktivitätskonzentration in Fleisch	[Bq/kg]	Gleichung 5.21
C_B	Aktivitätskonzentration im Grundwasser/Brunnenwasser	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2
L	täglicher Wasserkonsum des Rindviehs	[l/d]	75
T_{FL}	Transferfaktor Futter/Wasser-Fleisch	[d/kg(Fleisch)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
λ	Zerfallskonstante	[1/a]	/SSV 17/
t_v^{FL}	Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr (20 Tage)	[s]	1,7E+06

Die Berechnung der Kontamination von Milch und Fleisch erfolgt für Tritium und Kohlenstoff-14 wie bei den anderen Radionukliden.

Berechnung der Exposition

Aus den Aktivitätskonzentrationen folgt für die Dosiswerte für alle Altersgruppen ohne Muttermilchverzehr

$$E_{Fl}^{O2,Ag} = \sum_{Lg} C_{Lg} \cdot U_{Lg}^{Ag} \cdot f_K^{Lg} \cdot g_{ing} \quad (5.22)$$

und für alle Altersgruppen mit Muttermilchverzehr

$$E_{Fl}^{O2,KK} = \sum_{Lg} C_{Lg} \cdot \left(U_{Lg}^{KK} + U_{Lg}^{Erw} \cdot \frac{T_{MM}^{Ing}}{365} \cdot U_{MM}^{KK} \cdot f_K^{MM} \right) \cdot f_K^{Lg} \cdot g_{ing} \quad (5.23)$$

Tab. 5.34 Werte für die Szenarien G1-G3 (Berechnung der Exposition)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
$E_{Fl}^{O2,Ag}$	Dosis Szenario G	Sv/a	Gleichung 5.22
C_{Lg}	Aktivitätskonzentration in Lebensmittelgruppe	[Bq/kg]	Gleichungen 5.15 - 5.21
f_K^{Lg}	Multiplikationsfaktor für die Verzehr rates der Lebensmittelgruppen (z. B. zur Abdeckung des 95. Perzentils)	[-]	0 (ohne Spalte 8) /BMU 05/
U_{Lg}^{Ag}	Verzehr rate der Lebensmittelgruppe Lg der Altersgruppe Ag	[l/kg]	Aus /BMU 05/
T_{MM}^{Ing}	Transferfaktor in die Muttermilch für Aufnahme der Radionuklide durch die Stillende über Ingestion	[d/kg]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
g_{ing}	Dosiskoeffizient für Ingestion	[Sv/Bq]	/BMU 12/

5.3.3.6 Ergebnisse

Die folgenden Tabellen Tab. 5.35 und Tab. 5.36 zeigen die Ergebnisse der Dosiswerte im Vergleich mit /THI 04/ und /ÖKO 20/.

Tab. 5.35 Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien G1, G3 [Bq/g]

Nuklid	G1		G3	
	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/
H-3	5,15E+03	1,60E+05	2,41E+04	9,00E+06
C-14	3,43E+03	6,10E+02	1,16E+04	6,20E+02
Cl-36	1,14E+00	7,60E-01	4,20E+00	7,10E-01
Mn-54	3,72E+09	k.A.	6,90E+09	k.A.
Ni-59	5,58E+03	5,90E+02	6,67E+04	5,90E+02
Co-60	6,23E+08	k.A.	1,37E+09	k.A.
Sr-90	3,92E+01	1,60E+02	2,38E+02	1,10E+06
Tc-99	4,54E+00	1,7	1,68E+01	1,60E+00
Ag-108m	3,56E+01	4,60E+00	4,95E+02	3,70E+01
I-129	4,19E-01	1,60E-01	1,55E+00	1,50E-01
Ba-133	6,44E+03	1,10E+08	2,37E+04	6,30E+09
Cs-137	2,02E+05	2,70E+09	5,89E+05	k.A.
Pu-238	1,94E+03	1,10E+03	6,36E+03	1,10E+03
Pu-239	2,91E+01	1,10E+00	2,71E+02	1,00E+00
U-238	1,90E+01	1,20E+00	2,26E+02	1,20E+00

Tab. 5.36 Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien G1, G3 [$\mu\text{Sv/a}$]

Nuklid	G1		G3	
	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/
H-3	1,16E+01	0,3	2,49E+00	-
C-14	1,16E+00	1	3,46E-01	-
Cl-36	2,64E+00	20,7	7,14E-01	-
Mn-54	1,61E-08	<0,01	8,70E-09	-
Ni-59	5,38E-01	1,3	4,50E-02	-
Co-60	3,21E-08	<0,01	1,46E-08	-
Sr-90	1,53E-01	0,01	2,52E-02	-
Tc-99	1,54E+00	42,7	4,18E-01	-
Ag-108m	2,81E-01	7,2	2,02E-02	-
I-129	1,43E+00	69,5	3,87E-01	-
Ba-133	1,55E-02	<0,01	4,21E-03	-
Cs-137	3,95E-04	<0,01	1,36E-04	-
Pu-238	5,16E-03	<0,01	-	-
Pu-239	1,72E-01	0,04	-	-
U-238	3,15E-01	1,21	-	-

Die Ergebnisse der Berechnungen für das Expositionsszenario G1 zeigen beim Vergleich zwischen GRS und Öko-Institut eine gute Übereinstimmung. Die Unterschiede in den berechneten Dosen für die Radionuklide H-3, Cl-36, Tc-99 und I-129 lassen sich durch die großen Unterschiede bei den Aktivitätskonzentrationen im Brunnenwasser erklären, die sich durch die unterschiedlichen Deponiemodelle ergeben, s. Anhang A.1.

Der Vergleich mit den Freigabewerte aus /THI 04/ (siehe Tab. 5.35) zeigt für alle Radionuklide mit Ausnahme von H-3, Sr-90, Ba-133 und Cs-137 für das Szenario G1 und für das Szenario G3 ebenfalls für alle Radionuklide außer H-3, Sr-90 und Ba-133 höhere Freigabewerte als in /THI 04/ angegeben.

Da sich für die GRS-Werte einerseits keine Dosen oberhalb von $10 \mu\text{Sv/a}$ ergeben und andererseits die für die Radionuklide H-3, Sr-90, Ba-133 und Cs-137 ermittelten Freigabewerte nicht unterhalb derjenigen des restriktivsten Szenarios liegen, ergeben sich hier keine Widersprüche zu den Freigabewerten. Woher dies Unterschiede im Detail kommen, sollte bei einem ausführlicheren Vergleich der eingesetzten Modellierungsmodellen untersucht werden

5.3.4 Szenarien für die Bevölkerung O1 und O2

5.3.4.1 Szenario O1: Strahlenexposition der Bevölkerung durch Oberflächenwassernutzung des Vorfluters der Kläranlage (O1)

Bei der Verwertung wird von einer Nutzung von Oberflächenwasser ausgegangen. Dabei werden folgende Pfade in Anlehnung an die /BMU 12/ betrachtet:

1. Trinkwasser
2. Beregnung Blattgemüse und sonstige Pflanzen
3. Fischteich
4. Beregnung Weidepflanzen - Fleisch
5. Viehtränke
6. Beregnung Weidepflanzen - Milch

Dabei wurden alle Altersgruppen einbezogen. Für die Altersgruppe ≤ 1 a wurde auch der Muttermilchpfad betrachtet.

Für die Berechnung der Dosis werden zunächst die Konzentrationen der konsumierten Lebensmittel berechnet.

Die Berechnung der Konzentration im Vorfluter erfolgt zu:

$$C_{Vf} = \frac{C_{Si} \cdot F_{Dep} \cdot S_{neu} \cdot P_K^{VF}}{A_{VF}} \quad (5.24)$$

Tab. 5.37 Werte für Szenario O1

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
C_{Si}	Aktivitätskonzentration im Sickerwasser der Deponie	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2
F_{Dep}	Fläche der Deponie	[m ²]	90.000
S_{neu}	Sickerwasserneubildung während des Betriebs der Deponie	[m/a]	0,3
P_K^{VF}	elementspezifischer Anteil der Aktivität, der im Abwasser der Kläranlage verbleibt	[-]	Siehe Tab. 5.38
A_{VF}	Abfluss des Vorfluters	[m ³ /s]	3,13E+07

Die folgende Tabelle Tab. 5.38 wurde aus /THI 04/ übernommen. In /THI 04/ wird angenommen, dass für die im Sickerwasser befindlichen Radionuklide/Elemente durch die Abwasserbehandlung ein trennender Schritt stattfindet. Die Partitionierung der Radionuklide/Elemente bei der Abtrennung in Klärschlamm und gereinigtes Wasser wurde daher über einen Kd-Ansatz abgeschätzt. Dabei wurden Kd-Werte aus /IAEA 94/ für Boden von Typ „organisch“ und für Schwebstoffe in Süßwassergewässern verwendet.

Tab. 5.38 Partitionierung Klärschlamm – Abwasser aus /THI 04/

Elemente	Klärschlamm [%]	Abwasser [%]
H, O, Na, Cl, K, Ca, Cr, Mo, Tc, I, Np	10	100
Be, F, Si, Sc, V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Ge, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Ru, Rh, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, Cs, Ba, La, Ce, Er, Pr, Nd, Pm, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, W, Re, Os, Ir, Pt, Au, Bi, Po, At, Ra, Ac, Pa, U	100	100
C, P, S, Hg, Tl, Pb, Th, Pu, Am, Cm, Bk, Cf, Es, Fm	100	10

5.3.4.2 Geochemische Modellrechnungen mit PHREEQC

5.3.4.2.1 Einführung und Zielsetzung

Mit PHREEQC /PAR 13/ wird der Verbleib der Radionuklide bei der Entsorgung über den Oberflächenpfad anhand des Beispiels einer Kläranlage modelliert. Wie zuvor im Bericht dargestellt, wird das Sickerwasser aus einer Deponie gesammelt und in eine Kläranlage weitergeleitet. Nach Aufbereitung in der Kläranlage gibt es zwei potentielle Expositionsszenarien, einmal kann das aufbereitete Wasser über einen Vorfluter verwertet werden Szenario O1, zum anderen ist eine Nutzung des Klärschlammes zur Verbringung in der Agrarwirtschaft möglich Szenario O2. In einer Kläranlage findet eine sog. Partitionierung statt, d. h. ein Teil an Radionukliden wird in der Festphase (hier Klärschlamm) und ein Teil in wässriger Lösung (Wasser für den Vorfluter) verbleiben. Ziel ist es die Eignung von PHREEQC als geochemischen Code für Bestimmung einer solchen Partitionierung einzuschätzen.

PHREEQC ist ein geochemischer Code, der den thermodynamisch stabilsten Zustand aquatischer Systeme anhand von Gleichgewichtskonstanten ermitteln kann. Hierzu gehören die Berechnung der aquatischen Speziation und die Bestimmung einer möglichen Festphasenzusammensetzung im Gleichgewichtszustand. Als Eingabeparameter werden sowohl thermodynamische Datenbasen mit Gleichgewichtskonstanten als auch das Radionuklidinventar benötigt. Für ein geochemisches System mit den Elementen H, C, Mn, Ni, Co, Sr, Tc, Cs, Pu und U liegt in einem mit PHREEQC kompatiblen Format eine publizierte thermodynamische Datenbasis des Lawrence Livermore National Laboratory vor, welche die genannten Elemente abdeckt /PAR 13/. Für Vergleichsrechnungen wird die thermodynamische Datenbasis des Paul Scherer Institutes und der Nationalen Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (PSI/NAGRA) /THO 14/ eingesetzt, welche speziell für Fragestellungen zur Unterstützung von Sicherheitsanalysen im nuklearen Bereich entwickelt wurde und ein umfangreiches Review der Nuclear Energy Agency (NEA) erfahren hat.

5.3.4.2.2 Programmbeschreibung

Die chemische Speziation der Festphase wird mit dem geochemischen Code PHREEQC in der Version 3.3.5 /PAR 16/ berechnet. Dieser ermittelt den thermodynamisch stabilsten Zustand aquatischer Systeme im Gleichgewicht mit Festphasen über alle vorgegebenen Reaktionen des Systems anhand der Gleichgewichtskonstanten /MER 08/.

PHREEQC benötigt eine Eingabedatei sowie eine thermodynamische Datenbasis und generiert zur weiteren Datenverarbeitung eine Ausgabedatei (Abb. 5.18). Die Eingabedatei enthält in den folgenden Modellrechnungen u. a. die Elementmassen des Modellinventars zur Berechnung der Speziation mit PHREEQC. Die Ergebnisse der Berechnungen werden im post-processing mit Gnuplot in der Version 5.0.4 /WIL 16/ durch das Einlesen von csv-Dateien (Character-separated values, d. h. eine Datei mit durch ein spezifisches Zeichen wie einem Komma oder Leerzeichen getrennten Werten) dargestellt.

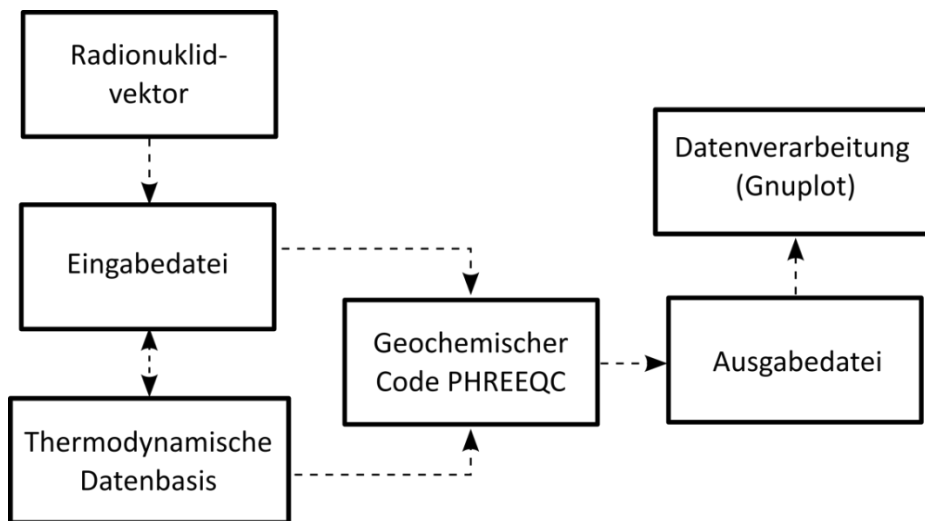


Abb. 5.18 Arbeitsmethodik bei der Anwendung von PHREEQC

Die Ermittlung der Stoffmengen bzw. Massen von Festphasen erfolgt in PHREEQC über die Berechnung des Sättigungsindex. Der Sättigungsindex wird spezifisch für jede Festphase berechnet und gibt an, ob eine Lösung im Gleich- oder Ungleichgewicht bezogen auf diese Festphase vorliegt. Der Sättigungsindex wird aus dem dekadischen Logarithmus des Quotienten aus dem Ionenaktivitätsprodukt in Lösung und der Löslichkeitskonstante der Festphase (definiert in der thermodynamischen Datenbasis) berechnet.

$$SI = \log_{10} \frac{IAP}{LP} \quad (5.25)$$

- SI* Sättigungsindex [-]
- IAP* Ionenaktivitätsprodukt
- LP* Löslichkeitskonstante

Ein Gleichgewicht zwischen der Festphase und einer Lösung liegt vor, wenn der Sättigungsindex null beträgt ($SI = 0$). Ist der Sättigungsindex größer als null ($SI > 0$), liegt eine Übersättigung der Lösung vor und die Festphase kann ausfallen. Ist der Sättigungsindex kleiner als null ($SI < 0$), liegt eine Untersättigung vor und eine bestehende Festphase kann aufgelöst werden.

Die Dateneingabe der Modellparameter erfolgt über eine Textdatei mit PHREEQC-Keywords, die auf den geochemischen Code zugreifen und die dort in C programmierten Funktionen verwenden /PAR 13/. Die in der vorliegenden Studie verwendeten PHREEQC-Keywords sind:

PHREEQC-Keywords	Bedeutung
END	Beendet Simulation
EQUILIBRIUM_PHASES	Bestimmung der Stoffmenge von Festphasen
GAS_PHASE	Kontakt mit der Atmosphäre
SELECTED_OUTPUT	Schreibt Modellergebnisse in .csv-Dateien
SOLUTION	Definiert die geochemische Zusammensetzung einer Lösung, d. h. hier erfolgt die Eingabe des Radionuklidvektors
TITLE	Überschrift der Simulation

5.3.4.2.3 Thermodynamische Datenbasen

Zur numerischen Beschreibung aquatischer Systeme werden thermodynamische Daten benötigt. Diese Daten werden meist experimentell erhoben und umfassen Löslichkeits- und Gleichgewichtskonstanten bzw. die zu deren Berechnung notwendigen Daten sowie Parameter zur Berechnung von Aktivitätskoeffizienten /MER 08/. Die Wahl der thermodynamischen Datenbasis bzw. Parameterdatei ist u. a. von den im Modell verwendeten Elementen und Mineralphasen abhängig. Für die Modellrechnungen in der vorliegenden Studie werden unterschiedliche thermodynamische Datenbasen in Bezug auf mögliche Radionuklidvektoren ausgewertet. Dies bedeutet, dass die Radionuklide des Radionuklidvektors mit den vorhandenen Primärspezies in der Datenbasis (chemische Elemente in unterschiedlichen Oxidationsstufen) abgeglichen werden (Tab. 5.39).

Eine thermodynamische Datenbasis mit vielen Übereinstimmungen (KNK-Vektor mit Ausnahme von Ag und Co) ist eine Datenbasis des PSI/Nagra (TDB 12/07) /THO 14/. Diese wurde für Fragestellungen zur Unterstützung von Sicherheitsanalysen im Bereich

der Endlagerung von radioaktiven Abfällen entwickelt. Die thermodynamischen Daten wurden von der Nuclear Energy Agency geprüft und weisen eine hohe Qualitätsgüte auf /NEA 13/.

Zum Vergleich der Ergebnisse werden zudem drei weitere thermodynamische Datenbanken verwendet. Hierbei handelt es sich um

- eine Datenbasis des **Lawrence Livermore National Laboratory (LLNL)**, die u. a. auf organische Festphasen ausgerichtet ist und seitens des USGS über PHREEQC selbst zur Verfügung gestellt wird /PAR 13/,
- die NEA-TDB, die eine hohe Qualitätsgüte aufweist und für Fragestellungen im Rahmen der Entsorgung radioaktiver Abfälle entwickelt wird /NEA 13/,
- und die mit PHREEQC mitgelieferte „Wateq4f“-Datenbasis, die im Fachbereich der Hydrogeologie für grundwassertechnische Fragestellungen häufig in Wissenschaft und Industrie eingesetzt wird und eine sehr umfangreiche Datenbasis darstellt /PAR 13/.

Jede Datenbasis ist in Abhängigkeit der berücksichtigten Bildungsreaktionen für unterschiedliche Elemente einsetzbar. Dies hängt davon ab, mit welchem Ziel die thermodynamische Datenbasis entwickelt wird und welche Fragestellungen mit dieser beantwortet werden sollen. Daher wird im Folgenden eine Übersicht über die berücksichtigten Elemente/Radionuklide (mit Oxidationsstufe) der jeweiligen thermodynamischen Datenbasis gegeben Tab. 5.39. Hierbei werden diejenigen Elemente/Radionuklide betrachtet, die im in Kap. 5.3.2.1 dargestellten Deponiemodell mit SPRING als Sickerwasser über die Oberflächenentwässerung abgeführt werden. Für die geochemischen Berechnungen mit PHREEQC ist es in welcher Form (d. h. als welches radioaktive Isotop) die Elemente vorliegen, da die Isotope sich chemisch in Bezug auf die Bildungsreaktion von Festphasen oder aquatischer Spezies identisch verhalten.

Tab. 5.39 Übersicht der Radionuklide der Sickerwässer aus dem SPRING-Modell und zugehörige Primärspezies in den thermodynamischen Datenbasen

Radionuklid	PSI/Nagra-TDB	LLNL-TDB	Wateq4f	NEA-TDB
Ag-108m	-	Ag(I)	Ag(I)	Ag(I)
Ba-133	Ba(II)	Ba(II)	Ba(II)	Ba(II)
C-14	C(-IV,IV)	C(-IV,-III,-II,II,IV)	C(-IV,IV)	C(IV)
Cl-36	Cl(-I)	Cl(-I,I,III,V,VII)	Cl(-I)	Cl(-I,I,III,V,VII)
Co-60	-	Co(II,III)	-	Co(II)
Cs-137	Cs(I)	Cs(I)	Cs(I)	Cs(I)
H-3	-	-	-	-*
I-129	I(-I,0,V)	I(-III,-I,I,V,VII)	I(-I)	(-I,V)
Mn-54	Mn(II)	Mn(II,III,VI,VII)	Mn(II,III,VI,VII)	Mn(II)
Ni-59	Ni(II)	Ni(II)	Ni(II)	Ni(II)
Pu-238/239+	Pu(III-VI)	Pu(III-VI)	-	Pu(III-VI)
Sr-90	Sr(II)	Sr(II)	Sr(II)	Sr(II)
Tc-99	Tc(IV,VII)	Tc(III-VII)	-	Tc(IV,VI,VII)
U-238+	U(IV-VI)	U(III-VI)	U(IV)	U(III-VI)

* Wasserstoff ist Bestandteil des Systems. Der Anteil an H-3 an möglichen Festphasen wird prozentual mit einbezogen.

5.3.4.2.4 Testrechnung

Zur Eignungsüberprüfung der beschriebenen thermodynamischen Datenbasen für die vorliegende Fragestellung wurden mit PHREEQC Testrechnungen durchgeführt. Hierfür wurde exemplarisch ein Radionuklidvektor aus einer kerntechnischen Anlage verwendet. Es erfolgt ein Vergleich zwischen dem Radionuklidvektor und der thermodynamischen Datenbasis analog zur vorherig beschriebenen Vorgehensweise (Tab. 5.40).

Tab. 5.40 Übersicht der Radionuklide eines Radionuklidvektors aus einer kerntechnischen Anlage /ÖKO 15/ und zugehörige Primärspezies in den thermodynamischen Datenbasen

Radionuklid	PSI/Nagra-TDB	LLNL-TDB	Wateq4f	NEA-TDB
Ag-108m	-	Ag(I)	Ag(I)	Ag(I)
Am-241	Am(III,V)	Am(II-VI)	-	Am(II,II,V,VI)
Cm-242/243/244	Cm(III)	-	-	-
Co-60	-	Co(II,III)	-	Co(II)
Cs-134/137	Cs(I)	Cs(I)	Cs(I)	Cs(I)
Eu-152/154/155	Eu(II,III)	Eu(II,III)	-	-
Fe-55	Fe(II,III)	Fe(II,III)	Fe(II,III)	Fe(II,III)
H-3	-	-	-	-*
Ni-59/63	Ni(II)	Ni(II)	Ni(II)	Ni(II)
Pu-238/239/240/241	Pu(III-VI)	Pu(III-VI)	-	Pu(III-VI)
Sr-90/Y-90	Sr(II)	Sr(II), Y(III)	Sr(II)	Sr(II)
U-233/234/235/238	U(IV-VI)	U(III)-U(VI)	U(IV)	U(III-VI)

* Wasserstoff ist Bestandteil des Systems. Der Anteil an H-3 an möglichen Festphasen wird prozentual mit einbezogen.

Zur Erstellung von abschätzenden Testrechnungen mit dem geochemischen Code PHREEQC wird der Nuklidvektor nach /ÖKO 15/ verwendet. Ziel dieser abschätzenden Modellrechnungen ist es qualitativ die möglichen sich bildenden Festphasen in einem thermodynamischen Gleichgewichtszustand zu bestimmen. Die Auswahl der Festphasen kann sich aufgrund der gewählten thermodynamischen Datenbasis (Kap. 5.3.4.2.3) unterscheiden. Mit der qualitativen Kenntnis der möglichen sich bildenden Festphasen können anschließend quantitativ die absoluten Stoffmengen der Festphasen für die sich aus dem SPRING-Deponiemodell ergebenden Konzentrationsverhältnisse bestimmt werden.

Zum Erstellen einer Testrechnung werden die Aktivitätsanteile des Nuklidvektors von /ÖKO 15/ verwendet. Für eine exemplarische Masse von 1 g werden für jedes Radionuklid die Aktivitätsanteile in die Stoffmenge umgerechnet (Tab. 5.41), da die Stoffmenge die Eingabegröße für geochemische Modellrechnungen darstellt:

$$n = \frac{a \cdot T_{1/2}}{N_A \cdot \ln 2} \quad (5.26)$$

- a Aktivität des Radionuklides [Bq]
 n Stoffmenge des Radionuklides [mol]
 N_A Avogadro-Konstante [1/mol]
 $T_{1/2}$ Halbwertszeit des Radionuklides [1/s]

Tab. 5.41 Umrechnung des Aktivitätsanteils [1/g] in Stoffmengen [mol]

Radionuklid	Halbwertszeit [s]	Aktivitätsanteil [1/g]	Stoffmenge [mol]
Fe-55	8.64E+07	4,23E-01	3.34E-05
Co-60	1.66E+08	2,89E-01	4.39E-05
Cs-137	9.49E+08	1,68E-01	1.46E-04
Ni-63	3.16E+09	9,40E-02	2.72E-04
Eu-152	4.27E+08	1,21E-02	4.72E-06
Ni-59	2.40E+12	5,03E-03	1.10E-02
Sr-90/Y-90	9.12E+08	3,35E-03	2.80E-06
Cs-134	6.51E+07	2,42E-03	1.44E-07
Pu-241	4.50E+12	2,28E-03	9.39E-03
H-3	3.89E+08	1,01E-03	3.58E-07
Ag-108m	2.67E+03	6,44E-04	1.57E-12
Eu-154	2.71E+08	2,01E-04	4.99E-08
Am-241	1.36E+10	3,83E-05	4.77E-07
Pu-239/240	7.61E+11	1,88E-05	1.31E-05
Eu-155	1.50E+08	1,41E-05	1.93E-09
Pu-238	2.77E+09	1,21E-05	3.06E-08
Cm-243/244	9.18E+08	2,55E-06	2.14E-09
Cm-242	1.41E+07	6,70E-07	8.62E-12
U-235	2.22E+16	3,40E-07	6.91E-03

Radionuklid	Halbwertszeit [s]	Aktivitätsanteil [1/g]	Stoffmenge [mol]
U-233	5.02E+12	3,40E-07	1.56E-06
U-234	7.75E+12	3,40E-07	2.41E-06
U-238	1.41E+17	3,40E-07	1.68E-02

Die Testrechnungen zeigen, dass eine Funktionsfähigkeit des Programms PHREEQC mit den eingesetzten thermodynamischen Datenbasen unter Berücksichtigung des KNK-Vektors gegeben ist. Entsprechend der Konzentrationsvorgaben und den berücksichtigten Bildungsreaktionen bilden sich aquatische Spezies und Festphasen und es kommt zu einer Partitionierung der Radionuklide in Lösung und Festphase. Auf eine detaillierte Auswertung wird an dieser Stelle verzichtet, da sich die hier durchgeführten Arbeiten auf die Bestimmung einer Partitionierung der Sickerwässer aus dem SPRING-Modell beziehen und nicht auf den KNK-Vektor dieser Testrechnung.

Partitionierung der Sickerwässer

Die konkreten Konzentrationsverhältnisse und -mengen (als Eingabedaten für PHREEQC) ergeben sich aus den Ergebnissen der Rechenfälle mit SPRING. Hierzu wird die zeitliche Entwicklung der Konzentration und Mengen der Drainage-Wässer am Rand der Entwässerungsschicht aus SPRING exportiert (Kap.5.3.2.1). Als Entnahmeknoten wird exemplarisch Knoten 281 (Lage siehe Abb. 5.19) verwendet. Die Konzentrationen und Mengen an diesem Entnahmeknoten werden mit dem Faktor 30 multipliziert, da die Drainagewässer (mit Radionukliden) insgesamt über 30 Entnahmeknoten das SPRING-Modell verlassen können (offene hydraulische Randbedingung) und die Konzentrationen und Mengen aufgrund der Symmetrie des Deponiemodells an allen 30 Entnahmeknoten identisch sind.

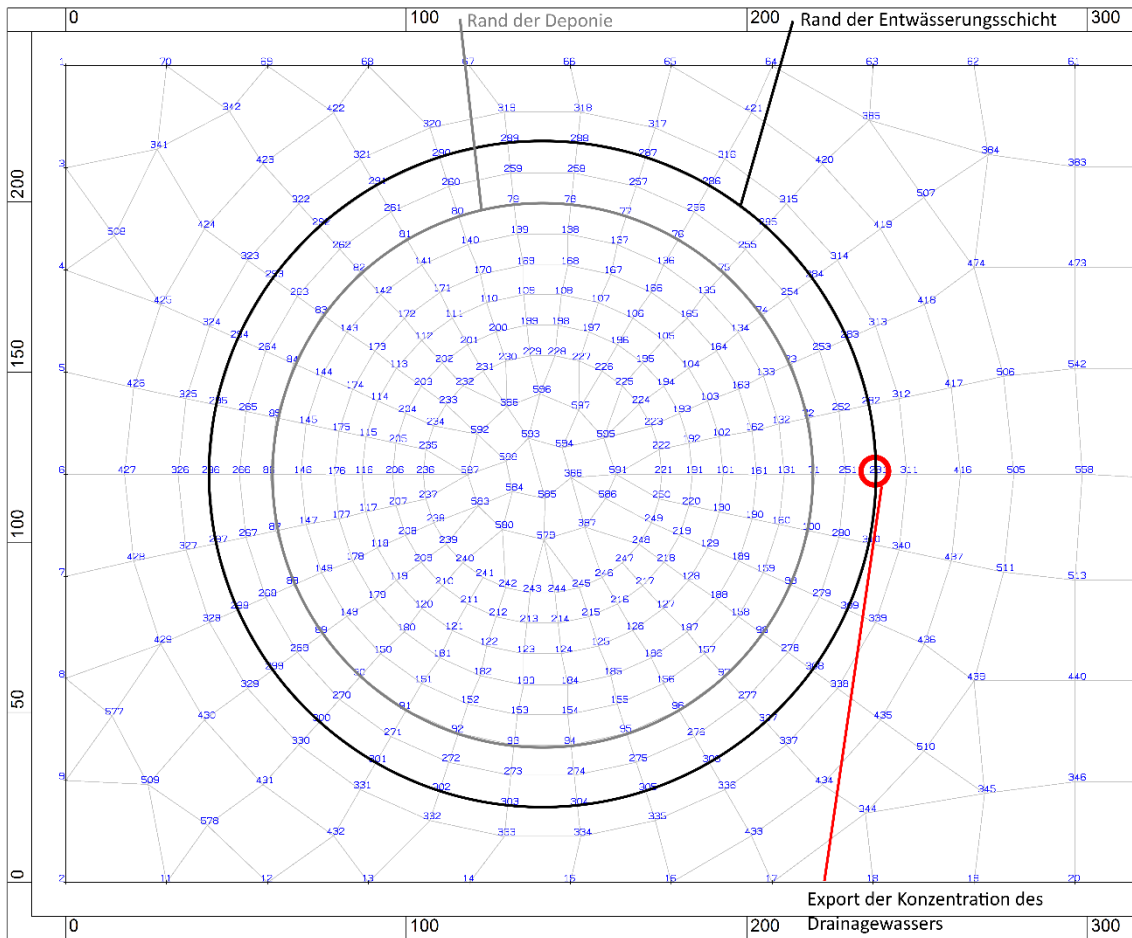


Abb. 5.19 Aufsicht des SPRING-Deponiemodells mit markierten Rändern der Deponie (innerer Kreis) und der Entwässerungsschicht (äußerer Kreis) sowie des Entnahmeknotens 281 zum Export der Drainage-Wässer

Zunächst werden die jeweils maximal auftretenden Aktivitätskonzentrationen (in Bq/l) jedes Radionuklids am Entnahmeknoten der Entwässerungsschicht aus SPRING exportiert (Tab. 5.42). Durch das unterschiedliche Sorptions- und Zerfallsverhalten der einzelnen Radionuklide treten die maximalen Konzentrationen der einzelnen Radionuklide zu unterschiedlichen Zeitpunkten am Entnahmeknoten auf. Daher stellen die in dargestellten Konzentrationen der einzelnen Radionuklide keine tatsächliche chemische Zusammensetzung zu einem einzelnen Zeitpunkt dar. Daher sind die Ergebnisse der geochemischen Modellrechnungen mit PHREEQC hier nur für die Berechnung der maximalen Dosis eines einzelnen Radionuklids verwendbar, nicht für aufsummierte Werte. Hierfür ist es notwendig die Konzentrationen eines konkreten Zeitschrittes aus SPRING zu exportieren. Zur Bestimmung der Stoffmengenkonzentration für PHREEQC werden die Aktivitätskonzentrationen entsprechend der folgenden Formel umgerechnet (Gleichung (5.27)).

$$c_a = \frac{c_n \cdot N_A \cdot \ln 2}{T_{1/2}} \quad (5.27)$$

- c_a Aktivitäts-Konzentration in Bq/l
 c_n Stoffmengen-Konzentration in mol/l
 N_A Avogadro-Konstante in 1/mol
 $T_{1/2}$ Halbwertszeit in 1/s

Tab. 5.42 Maximale Konzentrationen am Entnahmeknoten für das DK I- und das DK-III Modell (Basis-Rechenfall der SPRING-Modellierung)

RN	$T_{1/2}$ [s]	Max. c_a DK I [Bq/l]	Max. c_a DK III [Bq/l]	Max. c_n DK I [mol/l]	Max. c_n DK III [mol/l]
H-3	3,88E+08	3,19E+04	3,33E+04	2,97E-11	3,10E-11
C-14	1,80E+11	2,53E+01	2,60E+01	1,09E-11	1,12E-11
Cl-36	9,46E+12	2,28E+00	2,44E+00	5,18E-11	5,54E-11
Mn-54	2,70E+07	1,46E-01	1,47E-01	9,45E-18	9,52E-18
Ni-59	2,40E+12	1,52E+02	1,55E+02	8,75E-10	8,91E-10
Co-60	1,67E+08	8,32E-03	8,44E-03	3,33E-18	3,38E-18
Sr-90+	9,08E+08	7,48E-01	7,63E-01	1,63E-15	1,66E-15
Tc-99	6,62E+12	5,33E+00	5,70E+00	8,46E-11	9,05E-11
Ag-108m	1,32E+10	1,96E+00	2,01E+00	6,19E-14	6,34E-14
I-129	5,05E+14	4,57E-01	4,89E-01	5,52E-10	5,91E-10
Ba-133	3,31E+08	7,19E+00	7,30E+00	5,70E-15	5,79E-15
Cs-137+	9,46E+08	3,25E-01	3,28E-01	7,37E-16	7,44E-16
Pu-238	2,77E+09	1,06E-02	1,07E-02	7,03E-17	7,10E-17
Pu-239+	7,57E+11	2,59E-02	2,63E-02	4,69E-14	4,78E-14
U-238+	1,42E+17	3,05E-01	3,10E-01	1,04E-07	1,06E-07

Mit diesen Werten werden die vier Rechenfälle (entsprechend der vier thermodynamischen Datenbasen) mit PHREEQC durchgeführt und der thermodynamisch stabilste Zustand berechnet, der das Ergebnis und die Partitionierung darstellt. Da sich die maximale Stoffmengenkonzentration zwischen den beiden Rechenfällen DK I und DK III nur geringfügig unterscheidet, werden im Folgenden die Ergebnisse der Berechnungen für den SPRING-Basisrechenfall für die DK I dargestellt. Die in Tab. 5.42 zu sehenden

Differenzen in der Stoffmengenkonzentration zwischen DK I und DK III führen nämlich zu keiner grundsätzlich Änderung der Partitionierung, sondern ergeben lediglich geringfügig unterschiedliche Stoffmengen der Festphasen.

In Tab. 5.43 werden die Ergebnisse der geochemischen Berechnungen mit PHREEQC dargestellt. Das Ergebnis ist die Stoffmenge des Radionuklids in seiner entsprechenden thermodynamisch stabilsten Festphase. Die Ergebnisse zeigen, dass sich in Abhängigkeit der thermodynamischen Datenbasis Tc, Ag, Pu und U in einer Festphase anreichern, sämtliche weitere Elemente verbleiben in Lösung. Pu-238 und Pu-239⁺ werden in den geochemischen Modellrechnungen gemeinsam unter Pu zusammengefasst, da die Bildung von Festphasen element- bzw. ion- und nicht nuklidspezifisch berechnet wird. Entsprechend ihrer relativen Anteile (99,85 % Pu-239⁺ und 0,15 % Pu-238) werden die Festphasen nuklidspezifisch dargestellt.

Tab. 5.43 Maximale Konzentrationen der Sickerwässer in Festphase für DK I

Radio-nuklid	LLNL [mol/l]	PSI/NAGRA [mol/l]	WATEQ4f [mol/l]	NEA [mol/l]	Max. [mol/l]
Tc-99 als Tc ₃ O ₄	8,46e-11	-	-	-	8,46e-11
Ag-108m als Ag	4,825e-14	-	6,189e-14	-	6,189e-14
Pu-238 als PuO ₂	7,047E-17	-	-	-	7,047E-17
Pu-239+ als PuO ₂	4,691E-14	-	-	-	4,691E-14
U-238+ als UO ₂	1,036e-07	1,006e-07	1,040e-07	9,812e-08	1,040e-07

Die Verwendung der thermodynamischen Datenbasis des LLNL zeigt mit der gegebenen Lösungszusammensetzung 158 mögliche Festphasen. Insgesamt werden für vier Festphasen positive Sättigungsindizes (für Ag, PuO₂, Tc₃O₄ und UO₂) berechnet. Daher ist die Lösung in Bezug auf diese vier Festphasen übersättigt. Bis zum Einstellen eines thermodynamischen Gleichgewichtes werden diese Festphase ausgefällt (bis SI = 0 erreicht ist) und somit kann die Stoffmenge jeder einzelnen Festphase bestimmt werden.

Die drei thermodynamischen Datenbasen PSI/NAGRA, WATEQ4f und NEA-TDB wurden für vergleichende Modellrechnungen verwendet. Ziel ist es die berechneten thermodynamischen Gleichgewichtsbetrachtungen und die Bestimmung der Stoffmengen der Festphasen mit der LLNL-Datenbasis zu validieren. Die Ergebnisse zeigen für Ag und U

eine gute Übereinstimmung, die Festphasenbildung von Pu kann mit den anderen Datenbasen nicht bestimmt werden.

Zusammenfassender Vergleich mit /THI 04/

In /THI 04/ wird eine Tabelle zur Partitionierung von Elementen in Klärschlamm und Abwasser angegeben (Tab. 5.38). Inwiefern diese Einschätzung methodisch hergeleitet wurde, ist nicht im Detail beschrieben. Im Folgenden wird die Einschätzung nach /THI 04/ mit den hier dargestellten PHREEQC-Ergebnissen für diejenigen Elemente verglichen, die auch in /THI 04/ bewertet werden.

In den Berechnungen mit PHREEQC wurden alle Elemente des Radionuklidvektors aus der Sickerwasserbestimmung mit SPRING berücksichtigt (Ag, Ba, C, Cl, Co, Cs, H, I, Mn, Ni, Pu, Sr, Tc, U). Ein Vergleich der Ergebnisse mit Tab. 5.38 ergibt die folgenden Resultate:

- Der (überwiegende) Verbleib von H, Cl und I in Lösung entspricht der Einschätzung nach Tab. 5.38.
- Der (überwiegende) Verbleib von Pu im Klärschlamm entspricht der Einschätzung nach /THI 04/. Hierbei ist allerdings anzumerken, dass dieses Resultat nicht mit allen thermodynamischen Datenbasen erzielt werden konnte. Da plutoniumhaltige Phasen allerdings chemisch häufig schwer löslich sind, erscheint eine Ausfällung in der Festphase plausibel.
- Nach den PHREEQC-Rechnungen verbleiben Ag und U in Festphase und die Elemente Co, Cs, Mn, Ni, Sr in Lösung. Nach Tab. 5.38 wird eine Gleichverteilung all dieser Elemente zwischen Klärschlamm und Abwasser angenommen. Da in /THI 04/ keine elementspezifischen Erläuterungen gegeben werden, kann eine nähere Einschätzung nicht erfolgen.
- Tc verbleibt nach Tab. 5.38 überwiegend in Lösung. Dies erscheint plausibel, da Tc häufig in leicht löslichen Verbindungen in den thermodynamischen Datenbasen vorkommt und entsprechend auch für drei thermodynamische Datenbasen in Lösung verbleibt. Lediglich die Datenbasis des LLNL zeigt ein Verbleib in Festphase auf. Dies liegt daran, dass Tc in seiner Oxidform vorliegt, in üblichen Datenbasen werden häufig leichter lösliche Hydroxidverbindungen angegeben.
- Für C gibt es eine Abweichung zwischen den PHREEQC-Ergebnissen und Tab. 5.38: nach PHREEQC befindet sich C überwiegend in Lösung, nach /THI 04/

überwiegend im Klärschlamm. Da C häufig in einer Vielzahl an organischen Verbindungen vorkommt und diese sensitiv gegenüber physikalisch-chemischen Bedingungen wie bei der Bildung eines Klärschlammes reagieren, wurden in den geochemischen Berechnungen evtl. nicht alle relevanten Bildungsreaktionen erfasst. Eine Bindung von C im Klärschlamm erscheint plausibel, konnte aber durch die geochemischen Berechnungen hier nicht gezeigt werden. Hierzu besteht weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf.

- Ba ist in Tab. 5.38 nicht aufgelistet. In den PHREEQC-Berechnungen verbleibt Ba in Lösung.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die in Tab. 5.38 genannten Partitionierungswerte mit den PHREEQC-Berechnungen in Teilen nachvollzogen werden können. Ein genauer Vergleich ist in der obigen Aufzählung gegeben. Für einzelne Elemente (insbesondere C) wird weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf gesehen, um sich mit der konkreten (mineralogischen und chemischen) Zusammensetzung von Klärschlamm aus Kläranlagen zu beschäftigen. Eine Recherche hierzu ist im Rahmen dieses Vorhabens bislang nicht erfolgt. Weiterhin sollte das Sorptionsverhalten von Klärschlamm untersucht werden, da durch die Berücksichtigung einer Oberfläche des Klärschlammes zusätzlich neben der Festphasenbildung eine Sorption von Radionukliden an der Oberfläche möglich ist. Dieser Vorgang kann zu weiterer Bindung von Radionukliden im Klärschlamm führen.

Weiterhin zeigen die Ergebnisse, dass ein geochemischer Code wie PHREEQC grundsätzlich dazu geeignet ist, Partitionierungen zwischen wässrigen Lösungen und einer Festphase zu bestimmen. Das konkrete quantitative Ergebnis hängt allerdings auch stark von der gewählten thermodynamischen Datenbasis und somit von den berücksichtigten Bildungsreaktionen ab. Da die bisherige Partitionierungseinschätzung auch auf Experteneinschätzungen beruht und nicht elementspezifisch aus der Literatur nachvollzogen werden kann, sind weitergehende Untersuchungen mittels geochemischer Modellrechnungen und Literaturrecherchen notwendig. Eine für die Freigabe speziell zusammengestellte thermodynamische Datenbasis wurde bislang noch nicht entwickelt und könnte ein Aspekt für zukünftige Forschungs- und Entwicklungsvorhaben sein.

5.3.4.3 Berechnung der Konzentration in Lebensmitteln

Bei der Berechnung der Konzentration in Lebensmitteln über den Berechnungspfad werden zunächst die Aktivitätskonzentrationen im Acker- und Weideboden berechnet. Dies

erfolgt jahresweise, wobei zu der Bodenkontamination jeweils der Rest der Aktivität des Vorjahres zum Neueintrag addiert wird.

$$C_{Bod}^A = C_{Bod}^{A,Vj} + \frac{C_{Vf} \cdot W \cdot t_R \cdot 86400}{P_A} \quad \text{mit } C_{Bod}^{A,Vj} = C_{Bod}^A \cdot e^{-(\lambda + \lambda_M^A) \cdot 3,1557E7} \quad (5.28)$$

$$C_{Bod}^{Wd} = C_{Bod}^{Wd,Vj} + \frac{C_{Vf} \cdot W \cdot t_R \cdot 86400}{P_{Wd}} \quad \text{mit } C_{Bod}^{Wd,Vj} = C_{Bod}^{Wd} \cdot e^{-(\lambda + \lambda_M^{Wd}) \cdot 3,1557E7} \quad (5.29)$$

Tab. 5.44 Werte für Szenario O1 (Aktivitätskonzentrationen im Acker- und Weideboden)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Bod}^A, C_{Bod}^{Wd}	Aktivitätskonzentration in Ackerboden bzw. Weideboden im Jahr der Exposition [Bq/kg]	[Bq/kg]	Gleichung 5.28 und 5.29
$C_{Bod}^{A,Vj}, C_{Bod}^{Wd,Vj}$	Aktivitätskonzentration in Ackerboden bzw. Weideboden im Vorjahr der Exposition [Bq/kg]	[Bq/kg]	
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
t_R	Zahl der Tage im Jahr, an denen berechnet wird	[-]	180
P_A	Flächentrockenmasse für Ackerboden	[kg/m ²]	280
P_{Wd}	Flächentrockenmasse für Weideboden	[kg/m ²]	120

5.3.4.4 Trinkwasser

Für alle Radionuklide für den Trinkwasserkonsum von unvermischem Wasser des Vorfluters der Kläranlage gilt:

$$C_{TW} = C_{VF} \quad (5.30)$$

C_{TW} Aktivitätskonzentration im Trinkwasser [Bq/l]

C_{VF} Aktivitätskonzentration im Vorfluter der Kläranlage [Bq/l]

5.3.4.5 Blattgemüse

Für die Aktivitätskonzentration in Blattgemüse gilt:

$$C_{Bl} = \left[\frac{C_{Vf} \cdot W \cdot f_w}{Y_{Bl} (\lambda + \lambda_v)} \cdot (1 - e^{-(\lambda + \lambda_v)t_w^{Pf}}) + C_{Bod}^A \cdot T_{Pf} \right] \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Bl}} \quad (5.31)$$

Tab. 5.45 Werte für Szenario O1 (Aktivitätskonzentrationen im Blattgemüse)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Bl}	Aktivitätskonzentration in Blattgemüse	[Bq/kg]	Gleichung 5.31 o. 5.32
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_w	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität bei Niederschlägen und bei Beregnung	[-]	0,3
Y_{Bl}	Ertrag bzw. Bewuchsdichte (Feuchtmasse) für Blattgemüse	[kg/m ²]	1,6
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/
λ_v	Verweilkonstante für das Verbleiben der Radionuklide auf der Vegetation	[1/s]	5,7E-07
t_w^{Pf}	Zeit, in der Pflanzen während der Wachstumsperiode durch Beregnung oberirdisch kontaminiert werden (mittlere Vegetationszeit von pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse und von Blattgemüse) [60d]	[s]	5,2E+06
C_{Bod}^A, C_{Bod}^{Wd}	Aktivitätskonzentration in Ackerboden bzw. Weideboden im Jahr der Exposition [Bq/kg]	[Bq/kg]	
T_{Pf}	Transferfaktor Boden/Pflanze	[Bq/kg _(FM) /Bq/kg _(TM)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
t_v^{Bl}	Zeit zwischen Ernte und Verzehr von gartenfrischem Blattgemüse [60d]	[s]	0

Für Tritium und Kohlenstoff-14 erfolgen die Berechnung wie folgt:

$$C_{Bl}^{H-3} = C_{Vf} \text{ bzw. } C_{Bl}^{C-14} = \frac{C_{Vf} \cdot W \cdot f_C^{Pf}}{V_C} \quad (5.32)$$

Tab. 5.46 Werte für Szenario O1 (Aktivitätskonzentrationen im Blattgemüse für H-3 und C-14)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_C^{Pf}	Massenanteil des Kohlenstoffs in pflanzlichen Produkten inkl. Blattgemüse	[-]	0,18
V_C	Assimilationsrate für Kohlenstoff	[kg/(m ² s)]	1E-07

5.3.4.6 Pflanzen ohne Blattgemüse

Für die Aktivitätskonzentration von Pflanzen ohne Blattgemüse gilt:

$$C_{Pf} = \left[\frac{C_{Vf} \cdot W \cdot f_w}{Y_{Pf} \cdot (\lambda + \lambda_v)} \cdot \left(1 - e^{-(\lambda + \lambda_v) \cdot t_w^{Pf}} \right) + C_{Bod}^A \cdot T_{Pf} \right] \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Pf}} \quad (5.33)$$

Tab. 5.47 Werte für Szenario O1 (Pflanzen ohne Blattgemüse)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Pf}	Aktivitätskonzentration in Pflanzen ohne Blattgemüse	[Bq/kg]	Gleichung 5.33 o. 5.34
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_w	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität bei Niederschlägen und bei Beregnung	[-]	0,3
Y_{Pf}	Ertrag bzw. Bewuchsdichte (Feuchtmasse) für Pflanzen ohne Blattgemüse	[kg/m ²]	2,4

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
λ	Zerfallskonstante	[1/a]	
λ_v	Verweilkonstante für das Verbleiben der Radionuklide auf der Vegetation	[1/s]	5,7E-07
t_w^{Pf}	Zeit, in der Pflanzen während der Wachstumsperiode durch Beregnung oberirdisch kontaminiert werden (mittlere Vegetationszeit von pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse und von Blattgemüse) [60d]	[s]	5,2E+06
C_{Bod}^A, C_{Bod}^{Wd}	Aktivitätskonzentration in Ackerböden bzw. Weideböden im Jahr der Exposition [Bq/kg]	[Bq/kg]	
T_{Pf}	Transferfaktor Boden/Pflanze	[Bq/kg _(FM) / Bq/kg _(TM)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
t_v^{Pf}	Zeit zwischen Ernte und Verzehr von gartenfrischem Pflanzen ohne Blattgemüse [60d]	[s]	5,2E+06

Für Tritium und Kohlenstoff-14 erfolgen die Berechnung wie folgt:

$$C_{Pf}^{H-3} = C_{Vf} \text{ bzw. } C_{Pf}^{C-14} = \frac{C_{Vf} \cdot W \cdot f_c^{Pf}}{V_c} \quad (5.34)$$

Tab. 5.48 Werte für Szenario O1 (Pflanzen ohne Blattgemüse für H-3 und C-14)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Beregnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_c^{Pf}	Massenanteil des Kohlenstoffs in pflanzlichen Produkten inkl. Blattgemüse	[-]	0,18
V_c	Assimilationsrate für Kohlenstoff	[kg/(m ² s)]	1E-07

5.3.4.7 Weidepflanzen

Für die Aktivitätskonzentration von Weidepflanzen gilt:

$$C_{Wd} = \left[\frac{C_{Vf} \cdot W \cdot f_w}{Y_{Wd} \cdot (\lambda + \lambda_v)} \cdot \left(1 - e^{-(\lambda + \lambda_v) \cdot t_w^{Wd}} \right) + C_{Bod}^{Wd} \cdot T_{Wd} \right] \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Wd}} \quad (5.35)$$

Tab. 5.49 Werte für Szenario O1 (Weidepflanzen)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Wd}	Aktivitätskonzentration in Weideboden	[Bq/kg]	Gleichung 5.35 o. 5.36
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_w	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität bei Niederschlägen und bei Beregnung	[-]	0,3
Y_{Wd}	Bewuchsdichte von Weidepflanzen	[kg/m ²]	0,85
λ	Zerfallskonstante	[1/a]	
λ_v	Verweilkonstante für das Verbleiben der Radionuklide auf der Vegetation	[1/s]	5,7E-07
t_w^{Wd}	Zeit bis zum erneuten Abweiden desselben Weidestücks (30 Tage)	[s]	2,6E+06
C_{Bod}^A, C_{Bod}^{Wd}	Aktivitätskonzentration in Ackerboden bzw. Weideboden im Jahr der Exposition [Bq/kg]	[Bq/kg]	-
T_{Wd}	Transferfaktor Boden/Weidepflanze	[Bq/kg _(FM) /Bq/kg _(TM)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
t_v^{Wd}	Zeit zwischen Ernte und Verzehr von Weidepflanzen (0 Tage)	[s]	0

Für Tritium und Kohlenstoff-14 erfolgen die Berechnung wie folgt:

$$C_{Wd}^{H-3} = C_{Vf} \text{ bzw. } C_{Wd}^{C-14} = \frac{C_{Vf} \cdot W \cdot f_c^{Wd}}{V_C} \quad (5.36)$$

Tab. 5.50 Werte für Szenario O1 (Weidepflanzen für H-3 und C-14)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_c^{Wd}	Massenanteil des Kohlenstoffs in pflanzlichen Produkten inkl. Blattgemüse	[-]	0,09
V_C	Assimilationsrate für Kohlenstoff	[kg/(m ² s)]	1E-07

5.3.4.8 Lagerfutter

Für die Aktivitätskonzentration von Lagerfutter gilt:

$$C_{Lf} = \left[\frac{C_{Vf} \cdot W \cdot f_w}{Y_{Wd} \cdot (\lambda + \lambda_v)} \cdot \left(1 - e^{-(\lambda + \lambda_v) \cdot t_w^{Wd}} \right) + C_{Bod}^{Wd} \cdot T_{Wd} \right] \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Lf}} \quad (5.37)$$

Tab. 5.51 Werte für Szenario O1 (Lagerfutter)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Lf}	Aktivitätskonzentration in Weideboden	[Bq/kg]	Gleichung 5.37 o. 5.38
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_w	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität bei Niederschlägen und bei Beregnung	[-]	0,3
Y_{Wd}	Bewuchsdichte von Weidepflanzen	[kg/m ²]	0,85

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	
λ_v	Verweilkonstante für das Verbleiben der Radionuklide auf der Vegetation	[1/s]	5,7E-07
t_w^{Wd}	Zeit bis zum erneuten Abweiden desselben Weidestücks (30 Tage)	[s]	2,6E+06
C_{Bod}^A, C_{Bod}^{Wd}	Aktivitätskonzentration in Ackerböden bzw. Weideböden im Jahr der Exposition [Bq/kg]	[Bq/kg]	
T_{Wd}	Transferfaktor Boden/Weidepflanze	[Bq/kg _(FM) /Bq/kg _(TM)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
t_v^{Lf}	Zeit zwischen Ernte und Verzehr von Lagerfutter (90 Tage)	[s]	7,8E+06

Für Tritium und Kohlenstoff-14 erfolgen die Berechnung wie folgt:

$$C_{Lf}^{H-3} = C_{Vf} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Lf}} \text{ bzw. } C_{Lf}^{C-14} = \frac{C_{Vf} \cdot W \cdot f_C^{Wd}}{V_C} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Lf}} \quad (5.38)$$

Tab. 5.52 Werte für Szenario O1 (Lagerfutter für H-3 und C-14)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
W	Berechnungsrate während der Weidezeit und der Wachstumszeit von pflanzlichen Produkten	[l/m ² d]	1,2E-05
f_C^{Pf}	Massenanteil des Kohlenstoffs in pflanzlichen Produkten inkl. Blattgemüse	[-]	0,09
V_C	Assimilationsrate für Kohlenstoff	[kg/(m ² s)]	1E-07
t_v^{Lf}	Zeit zwischen Ernte und Verzehr von Lagerfutter (90 Tage)	[s]	7,8E+06

5.3.4.9 Milch über Berechnungspfad

Für die Aktivitätskonzentration von Milch über den Berechnungspfad gilt:

$$C_{Mi} = [f_p \cdot C_{Wd} + (1 - f_p) \cdot C_{Lf} \cdot M_{Fu} \cdot T_{Mi}] \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Mi}} \quad (5.39)$$

Tab. 5.53 Werte für Szenario O1 (Milch über Berechnungspfad)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Mi}	Aktivitätskonzentration in Milch	[Bq/kg]	Gleichung 5.39
f_p	Bruchteil des Jahres, in dem die Tiere auf der Weide grasen	[-]	0,5
C_{Wd}	Aktivitätskonzentration in Weideboden	[Bq/kg]	
C_{Lf}	Aktivitätskonzentration in Weideboden	[Bq/kg]	
M_{Fu}	tägliche Aufnahme von Weidefutter für Rindvieh (Feuchtmasse)	[kg/d]	65
T_{Mi}	Transferfaktor Futter/Wasser-Milch	[d/kg _(Milch)]	Elementspezifisch Anlage 6, AVV
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/
t_v^{Mi}	Zeit zwischen Melken und Milchverzehr (0 Tage)	[s]	0

Die Berechnung der Kontamination von Milch und Fleisch erfolgt für Tritium und Kohlenstoff-14 wie bei den anderen Radionukliden.

5.3.4.10 Fleisch über Berechnungspfad

Für die Aktivitätskonzentration von Fleisch über den Berechnungspfad gilt:

$$C_{Fl} = [f_p \cdot C_{Wd} + (1 - f_p) \cdot C_{Lf} \cdot M_{fu} \cdot T_{Fl}] \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Fl}} \quad (5.40)$$

Tab. 5.54 Werte für Szenario O1 (Milch über Berechnungspfad)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Fl}	Aktivitätskonzentration in Fleisch	[Bq/kg]	Gleichung 5.40
f_p	Bruchteil des Jahres, in dem die Tiere auf der Weide grasen	[-]	0,5
C_{Wd}	Aktivitätskonzentration in Weideboden	[Bq/kg]	
C_{Lf}	Aktivitätskonzentration in Weideboden	[Bq/kg]	
M_{fu}	tägliche Aufnahme von Weidefutter für Rindvieh (Feuchtmasse)	[kg/d]	65
T_{Fl}	Transferfaktor Futter/Wasser-Fleisch	[d/kg _(Fleisch)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/
t_v^{Fl}	Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr (20 Tage)	[s]	1,7E+06

Die Berechnung der Kontamination von Milch und Fleisch erfolgt für Tritium und Kohlenstoff-14 wie bei den anderen Radionukliden.

5.3.4.11 Milch über Viehtränke

Für die Aktivitätskonzentration von Milch über Viehtränke gilt:

$$C_{Mi} = C_{Vf} \cdot L \cdot T_{Mi} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Mi}} \quad (5.41)$$

Tab. 5.55 Werte für Szenario O1 (Milch über Viehtränke)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Mi}	Aktivitätskonzentration in Milch	[Bq/kg]	Gleichung 5.41
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
L	täglicher Wasserkonsum des Rindviehs	[l/d]	75
T_{Mi}	Transferfaktor Futter/Wasser-Milch	[d/kg _(Milch)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/
t_v^{Mi}	Zeit zwischen Melken und Milchverzehr (0 Tage)	[s]	0

Die Berechnung der Kontamination von Milch und Fleisch erfolgt für Tritium und Kohlenstoff-14 wie bei den anderen Radionukliden.

5.3.4.12 Fleisch über Viehtränke

Für die Aktivitätskonzentration von Fleisch über Viehtränke gilt:

$$C_{Fl} = C_{Vf} \cdot L \cdot T_{Fl} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Fl}} \quad (5.42)$$

Tab. 5.56 Werte für Szenario O1 (Fleisch über Viehtränke)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Fl}	Aktivitätskonzentration in Fleisch	[Bq/kg]	Gleichung 5.42
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
L	täglicher Wasserkonsum des Rindviehs	[l/d]	75
T_{Fl}	Transferfaktor Futter/Wasser-Fleisch	[d/kg _(Fleisch)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/
t_v^{Fl}	Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr (20 Tage)	[s]	1,7E+06

Die Berechnung der Kontamination von Milch und Fleisch erfolgt für Tritium und Kohlenstoff-14 wie bei den anderen Radionukliden.

5.3.4.13 Fisch

Für die Aktivitätskonzentration von Fisch gilt:

$$C_{Fi} = C_{Vf} \cdot T_{Fi} \quad (5.43)$$

Tab. 5.57 Werte für Szenario O1 (Fisch)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Fi}	Aktivitätskonzentration in Fisch	[Bq/kg]	Gleichung 5.43
C_{Vf}	Aktivitätskonzentration im Vorfluter	[Bq/l]	Gleichung 5.24
T_{Fi}	Konzentrationsfaktor für Fischfleisch	[l/kg]	Elementspezifisch Anlage 13, /BMU 12/

5.3.4.14 Berechnung der Exposition

Die Berechnung der Dosis erfolgt für die maximale Konzentration im Vorfluter bzw. die maximalen Konzentrationen in Acker- und Weideboden für alle Altersgruppen ohne Muttermilchverzehr nach

$$E_{Fl}^{O1,Ag} = \sum_{Lg} C_{Lg} \cdot U_{Lg}^{Ag} \cdot f_K^{Lg} \cdot g_{ing} \quad (5.44)$$

und für alle Altersgruppen mit Muttermilchverzehr nach

$$E_{Fl}^{O1,KK} = \sum_{Lg} C_{Lg} \cdot \left(U_{Lg}^{KK} + U_{Lg}^{Erw} \cdot \frac{T_{MM}^{Ing}}{365} \cdot U_{MM}^{KK} \cdot f_K^{MM} \right) \cdot f_K^{Lg} \cdot g_{ing} \quad (5.45)$$

Tab. 5.58 Werte für Szenario O1 (Berechnung der Exposition)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
$E_{Fl}^{O1,Ag}$	Dosis Szenario O1	[Sv/a]	Gleichung 5.44 o. 5.45
C_{Lg}	Aktivitätskonzentration in Lebensmittelgruppe	[Bq/kg]	Gleichungen 5.30 – 5.43
f_K^{Lg}	Multiplikationsfaktor für die Verzehraten der Lebensmittelgruppen (z. B. zur Abdeckung des 95. Perzentils)	[-]	0 (ohne Spalte 8)
U_{Lg}^{Ag}	Verzehrrate der Lebensmittelgruppe Lg der Altersgruppe Ag	[l/kg]	Aus /BMU 05/
T_{MM}^{Ing}	Transferfaktor in die Muttermilch für Aufnahme der Radionuklide durch die Stillende über Ingestion	[d/kg]	Elementspezifisch Anhang 6, /BMU 12/
g_{ing}	Dosiskoeffizient für Ingestion	[Sv/Bq]	/BMU 12/

5.3.4.15 Strahlenexposition der Bevölkerung durch Klärschlammverwendung (Szenario O2)

Die Berechnung der Konzentration in Vorfluter erfolgt zu:

$$C_{KL} = \frac{C_{Si} \cdot F_{Dep} \cdot S_{neu} \cdot P_K^{VF}}{M_{KL}} \quad (5.46)$$

Tab. 5.59 Werte für Szenario O1 (Berechnung der Exposition)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{KL}	Aktivitätskonzentration im Klärschlamm	[Bq/l]	Gleichung 5.46
C_{Si}	Aktivitätskonzentration im Sickerwasser der Deponie	[Bq/l]	Siehe Kap. 5.3.2
F_{Dep}	Fläche der Deponie	[m ²]	90.000
S_{neu}	Sickerwasserneubildung während des Betriebs der Deponie	[m/a]	0,3
P_K^{VF}	elementspezifischer Anteil der Aktivität, der im Abwasser der Kläranlage verbleibt	[-]	Siehe Tab. 5.38
M_{KL}	Masse des anfallenden Klärschlammes in der Kläranlage	[Mg/a [TS]]	500 /THI 04/ 1000 /SSK 06/

Die massenbezogenen Aktivitäten in Boden, Pflanzen, Milch und Fleisch erfolgen gemäß:

$$C_{Bod}^A = C_{Bod}^{A,Vj} + \frac{C_{KL} A_K}{P_A} \quad \text{mit } C_{Bod}^{A,Vj} = C_{Bod}^A \cdot e^{-(\lambda + \lambda_M^A) \cdot 3,1557E7} \quad (5.47)$$

$$C_{Pf} = C_{Bod}^A \cdot T_{Pf} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Pf}} \quad (5.48)$$

$$C_{Mi} = C_{Pf} \cdot M_{Fu} \cdot T_{Mi} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Mi}} \quad (5.49)$$

$$C_{Fl} = C_{Pf} \cdot M_{Fu} \cdot T_{Fl} \cdot e^{-\lambda \cdot t_v^{Fl}} \quad (5.50)$$

Tab. 5.60 Werte für die Berechnung der massenbezogenen Aktivitäten Szenario O2

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Wert
C_{Bod}^A	Aktivitätskonzentration in Ackerboden	[Bq/kg]	Gleichung 5.47
C_{Pf}^A	Aktivitätskonzentration in Pflanzen	[Bq/kg]	Gleichung 5.48
C_{Mi}^A	Aktivitätskonzentration in Milch	[Bq/kg]	Gleichung 5.49
C_{FL}^A	Aktivitätskonzentration in Fleisch	[Bq/kg]	Gleichung 5.50
C_{KL}	Aktivitätskonzentration in Klärschlamm	[Bq/kg]	Siehe Kap. 5.3.2
A_K	Aufbringungsrate in Klärschlamm	[Mg(TS)/(a ha)]	1,7
P_K^{VF}	elementspezifischer Anteil der Aktivität, der im Abwasser der Kläranlage verbleibt	[-]	Siehe Tab. 5.38
T_{Pf}	Transferfaktor Boden/Pflanze	[Bq/kg _(FM) /Bq/kg _(TM)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
t_v^{Pf}	Zeit zwischen Ernte und Verzehr von gartenfrischem Pflanzen ohne Blattgemüse [60d]	[s]	5,2E+06
M_{Fu}	tägliche Aufnahme von Futterpflanzen für Rindvieh (Feuchtmasse)	[kg/d]	65
T_{Mi}	Transferfaktor Futter/Wasser-Milch	[d/kg(Milch)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
t_v^{Mi}	Zeit zwischen Melken und Milchverzehr (0 Tage)	[s]	0
T_{FL}	Transferfaktor Futter/Wasser-Fleisch	[d/kg(Fleisch)]	Elementspezifisch Anlage 6, /BMU 12/
t_v^{FL}	Zeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr (20 Tage)	[s]	1,7E+06
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/

Bei der Berechnung der Dosis werden für die Ingestion der Bevölkerung nur die pflanzlichen Lebensmittelgruppen Kartoffeln und Getreide berücksichtigt. Für die Berechnung der Dosis durch die Ingestion von Milch und Fleisch wird angenommen, dass diese Tiere mit Futterpflanzen gefüttert werden, die auf Anbauflächen geerntet werden, auf denen Klärschlamm aufgebracht wurde.

Die Berechnung der Expositionen für die vorgenannten Ingestionspfade erfolgt wie in Kapitel 5.3.4.3 angegeben.

5.3.4.16 Ergebnisse

Die Ergebnisse für die Expositionsszenarien O1 und O2 sind in den folgenden Tabellen Tab. 5.61 und Tab. 5.62 aufgeführt.

Tab. 5.61 Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien O1, O2 [Bq/g]

Nuklid	O1		O2	
	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/
H-3	3,03E+04	1,10E+04	4,72E+04	9,30E+10
C-14	3,04E+04	7,20E+04	1,28E+05	3,30E+11
Cl-36	1,44E+00	3,20E+00	1,01E+02	9,20E-01
Mn-54	1,55E+05	1,40E+03	3,01E+05	1,30E+03
Ni-59	5,09E+02	2,50E+04	4,72E+05	5,60E+03
Co-60	6,52E+04	6,20E+02	1,19E+06	8,40E+02
Sr-90	3,92E+01	1,10E+01	4,65E+01	5,30E-01
Tc-99	1,79E+01	4,00E+01	6,63E+01	1,81E+00
Ag-108m	2,52E+01	1,60E+01	3,16E+02	9,80E-01
I-129	4,18E+00	3,10E+00	7,05E+02	1,20E+01
Ba-133	8,85E+02	2,40E+02	1,14E+03	1,10E+02
Cs-137	1,29E+03	1,90E+02	6,01E+04	4,90E+01
Pu-238	6,74E+03	8,00E+02	4,27E+05	1,10E+03
Pu-239	1,32E+03	7,60E+00	8,33E+04	8,80E+02
U-238	1,53E+02	9,10E+01	1,31E+04	1,30E+02

Tab. 5.62 Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien O1, O2 [$\mu\text{Sv/a}$]

Nuklid	O1		O2	
	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/
H-3	1,98E+00	4,00E+00	9,36E-01	9,00E-01
C-14	1,32E-01	4,00E-02	4,33E-02	<0,01
Cl-36	2,08E+00	1,00E-01	4,46E-02	<0,01
Mn-54	3,88E-04	3,00E-02	1,03E-04	1,00E-02
Ni-59	5,90E+00	1,20E-01	4,18E-03	2,00E-02
Co-60	3,07E-04	1,00E-02	9,91E-06	<0,01
Sr-90	1,53E-01	2,00E-01	7,44E-02	1,00E-01
Tc-99	3,91E-01	1,00E-01	6,06E-02	<0,01
Ag-108m	3,97E-01	2,30E-01	4,19E-02	1,00E-02
I-129	1,44E-01	1,20E-01	6,16E-04	2,00E-02
Ba-133	1,13E-01	3,40E-01	4,50E-02	1,00E-01
Cs-137	6,19E-02	2,30E-01	1,32E-03	2,00E-02
Pu-238	1,48E-03	<0,01	1,17E-05	<0,01
Pu-239	3,80E-03	<0,01	3,01E-05	<0,01
U-238	3,93E-02	4,00E-02	2,38E-04	2,00E-02

Die Ergebnisse der Berechnungen für das Expositionsszenario O1 im Rechenweg 1 zeigen eine gute Übereinstimmung. Die berechneten Werte „Freigabewerte“ liegen mit Ausnahme von C-14, Cl-36, Ni-59 und Tc-99 durchweg ein wenig höher. Im Szenario O2 liegen bis auf H-3 und C-14 alle Werte über denen aus /THI 04/. Die Gründe für die starke Abweichung bei diesen beiden Nukliden konnte im Rahmen des Vorhabens allerdings nicht mehr ermittelt werden.

Die Ergebnisse der Berechnungen für das Expositionsszenario O1 zeigen beim Vergleich zwischen GRS und Öko-Institut eine gute Übereinstimmung, wobei die Werte für die resultierende Strahlenexposition von der GRS bis auf die Nuklide Cl-36 und Ni-59 durchweg niedriger berechnet wurden. Gleiches gilt für das Szenario O2. Hier ergeben sich jedoch keine Abweichungen für Cl-36 und Ni-59. Die Überprüfung im Rechenweg 2 zeigte aber, dass das 10 μSv -Kriterium eingehalten wird.

5.4 Zweckgerichtete Freigabe zur Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage

Die Schlacke aus der Müllverbrennung wird heute in zunehmendem Maße verwertet, während die Deponierung entsprechend rückläufig ist. Daher werden Szenarien für die Verwertung dieser Schlacken betrachtet, während deren Deponierung durch die Szenarien in Abschnitt 5.3.1.2 bis 5.3.1.4 abgedeckt sind. Der Transport der Schlacke ist bereits in Abschnitt 5.3.1.1 modelliert.

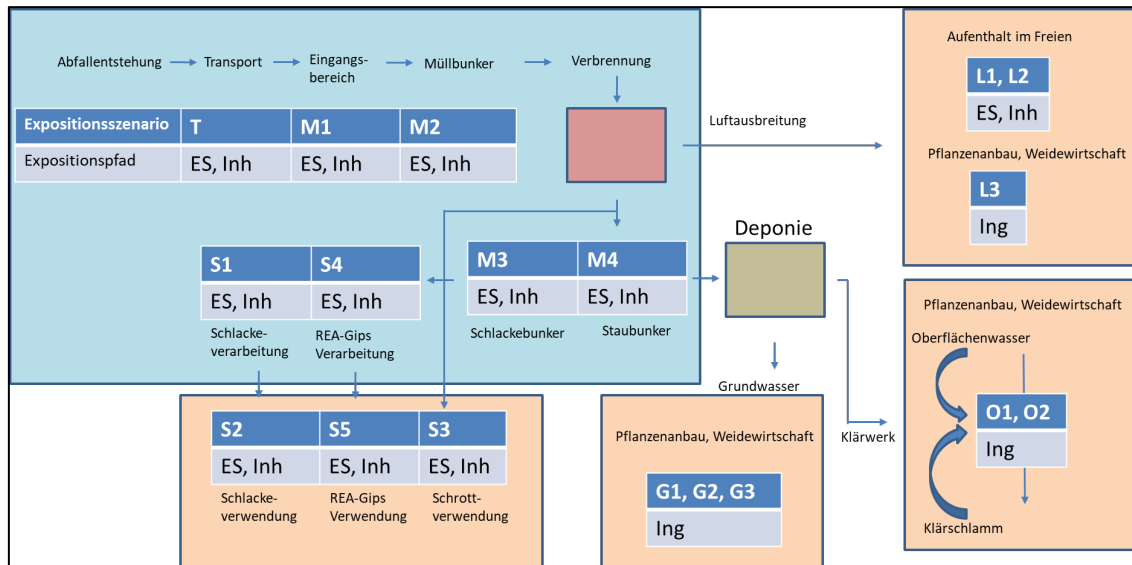


Abb. 5.20 Szenarien und Expositionspfade bei der Freigabe zur Beseitigung in einer MVA (schematisch)

Als abdeckendes Szenario für den Einsatz der Schlacke im Straßen- oder Wegebau wird eine Fläche betrachtet, die in einer Höhe von 0,5 m mit Schlacke belegt wird. Bei einer Einbaudichte von 2 Mg/m^3 ergibt sich mit einer Flächenmasse von 1 Mg/m^2 und einer betrachteten Fläche von ca. 500 m^2 eine Schlackemenge, die etwa einer Wochenproduktion der angenommenen MVA entspricht. Das Szenario deckt z.B. einen Parkplatz oder ein kleines Straßenbauprojekt ab. Eine Verwendung von mehr als einer Wochenproduktion einer bestimmten Anlage in einem Projekt ist nicht wahrscheinlich.

Für die Produktnutzungsszenarien wird generell ein radioaktiver Zerfall von 1 Monat vor Beginn der Szenarien angenommen.

Zur Ableitung der Partitionierung wird angenommen, dass bezogen auf die Masse des eingesetzten Abfalls 25 % Schlacke, 1 % Staub, 2,5 % Schrott und 0,1 % REA-Gips gebildet werden. Für stark refraktäre Elemente wird angenommen, dass keine

Anreicherung im Staub stattfindet. Demzufolge wird hier eine Partitionierung von 1 % angenommen. Für Elemente, die unter den Bedingungen einer Müllverbrennung oder Pyrolyse verdampfen oder gasförmige Verbindungen bilden können, wird eine Partitionierung von 100 % in den Staub angenommen. Für einige Elemente (H, C, O, S) erfolgt eine Sonderbehandlung aufgrund ihrer spezifischen Verhaltensweisen. Für die Abluft wird angenommen, dass sich 10 mg/m³ Staub in der Abluft befinden und 5 m³ Abluft pro kg Abfall erzeugt werden. Dies entspricht dem Grenzwert für das Tagesmittel und einer Staubrückhaltung von 99,5 %.

Für die Metalle der Eisengruppe und übliche Legierungsbestandteile von Stahl (V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Mo, C) wurde eine vollständige Partitionierung in den Schrott angenommen. Für Elemente, die in teilweiser metallischer Form im Abfall zu erwarten sind, wurde eine Partitionierung von 1 % in den Schrott angenommen. Es wurde angenommen, dass der REA-Gips 0,5 % Stäube enthält.

Tab. 5.63 Partitionierung der Elemente in Schlacke, Schrott, Stäube Gips und Abluft
/THI 04/

Elementgruppe	Schlacke	Schrott	Stäube	Gips	Abgas
H	0%	0%	0%	0%	100%
C	1%	100%	1%	0,005%	100%
O	10%	0%	1%	0,005%	100%
S	10%	0%	10%	100%	1%
F, Na, P, Cl	100%	0%	10%	0,05%	0,05%
Be, Ga, Ge, As, Se, Br, Te, I, Cs, At	100%	0%	100%	0,5%	0,5%
Si, K, Ca, Rb, Sr, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Pm, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Hf, Ta, Ra, Ac, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm, Bk, Cf, Es, Fm	100%	0%	1%	0,005%	0,005%
Sc, Cu, Y, Zr, Nb, Tc, Ru, Rh, Pd, W, Re, Os, Ir, Pt, Au	100%	1%	1%	0,005%	0,005%
V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Mo	100%	100%	1%	0,005%	0,005%
Zn, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Hg, Tl, Pb, Bi, Po	100%	1%	100%	0,5%	0,5%
Ar, Kr, Xe, Rn	0%	0%	0%	0%	100%

In der folgenden Tabelle sind die Massen der entstehenden Produkte aus der Verbrennung des Abfalls aufgelistet. Es wird angenommen, dass bezogen auf die Masse des eingesetzten Abfalls 25 % Schlacke, 1 % Staub, 2,5 % Schrott und 0,1 % REA-Gips gebildet werden.

Tab. 5.64 Massen der Produkte aus der Verbrennung des Abfalls in einer MVA

Produkt	Aus /THI 04/ in Mg	Aus /SSK 06/ in Mg
Schlacke	25.000	60.000
Staub	1.000	2.400
Schrott	2.500	6.000
REA-Gips	100	240

5.4.1 Szenarien für Beschäftigte der MVA M1, M2, M3, M4

5.4.1.1 Expositionsszenario M1

Die Abfertigung der LKWs im Eingangsbereich der MVA stellt sich ähnlich dar wie für die Deponie (Abschnitt 5.3.1.2) und wird daher mit den gleichen Parametern modelliert. Größere Fahrzeuge (LKW, Containerfahrzeuge etc.) fahren zunächst auf eine Waage. Dort werden sie gewogen und die Abfallart per EDV eingestuft. Für die Personen die in der Verwaltung und an der Waage arbeiten werden 1800 h/a angenommen.

Eine Exposition eines Beschäftigten kann während der Abfertigung eines LKWs erfolgen. Es wird angenommen, dass für die Abfertigung eines LKW ca. 10 min aufgewendet werden müssen. Als jährliche Expositionszeit werden 10 h/a angenommen. Für die Expositionsgeometrie wird angenommen, dass sich die Personen im Abfertigungsbereich in 1 m Entfernung zur Ladung aufhalten. Es wird keine Abschirmung durch das Abfertigungsgebäude unterstellt, da hier konservativ eine Leichtbauchweise unterstellt wird.

Bei der Abfertigung wird ebenfalls der Expositionspfad Inhalation berücksichtigt. Als Staubkonzentration wird 1 mg/m^3 angenommen. Dabei wird eine Aufkonzentration von einem Faktor 10 der Radionuklide im Staub angenommen.

Die Exposition im Eingangsbereich für die dort Beschäftigten kann durch folgende Gleichung berechnet werden:

$$E_{RN}^{M1} = A_{RN} [g_{ext}^{M1} \cdot t_{Exp}^{M1} + (C_{Staub}^{M1} \cdot f_A^{M1} \cdot V_A^{M1} \cdot g_{Inh} \cdot t_{Exp}^{M1})] \cdot e^{-\lambda \cdot t_A^{M1}} \quad (5.51)$$

Tab. 5.65 Werte für Szenario M1 (Berechnung der Exposition)

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{M1}	Dosis M1	[Sv/a]	Gleichung 5.51	
A_{RN}	Aktivität Radionuklid	[Bq/g]	1	/SSK 06/
g_{ext}^{M1}	Dosisleitungskoeffizient für Gammastrahlung während der Abfertigung	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.3	
t_{Exp}^{M1}	Expositionsdauer während der Abfertigung	[h/a]	10	3
C_{Staub}^{M1}	Staubkonzentration der Atemluft	[g/m ³]	1E-3	2E-04
f_A^{M1}	Anreicherungsfaktor von Radionukliden im Staub	[-]	10	10
V_A^{M1}	Atemrate	[m ³ /h]	1,2	1,2
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	
t_A^{MvaM1T}	Abklingzeitzeit zwischen Freimessung und Abfertigung	[d]	1	1

5.4.1.2 Expositionsszenario M2

Im Müllbunker der MVA werden die Abfälle durch den Kranführer aus der im Bunker befindlichen Abfallmenge in den Aufgabetrichter gebracht. Der Kranführer sitzt hierbei in einer eigenen Kabine, von der aus er den gesamten Bunker übersieht. Je nach Füllstand des Bunkers variiert die Distanz zwischen Kranführer und Abfall. Der Aufgabetrichter befindet sich in der Regel unweit der Kranführerkabine, damit dieser die Aufgabe des Abfalls überwachen kann.

Für die externe Bestrahlung wird ein Abstand von 5 m zu einem Quader mit der Abmessung von 20 · 20 · 5 m³ und einer mittleren Abfalldichte von 0,5 Mg/m³ einer Abschirmung von 1 mm Eisen (Fahrerkabine, Rampe u.ä.) betrachtet. Es wird eine Arbeitszeit von 1.800 h pro Jahr bei einer mittleren Vermischung des freigegebenen Abfalls (1.000 Mg/a) mit sonstigem Abfall 100.000 Mg/a betrachtet.

Aufgrund der Tatsache, dass die Kranführerkabine fremdbelüftet ist und keinen lüftungstechnischen Kontakt zum Abfallbunker hat, ist eine Inhalation von Staub, der vom Abfall freigesetzt wird, nicht relevant.

Bzgl. des radioaktiven Zerfalls wurde angenommen, dass die Einlagerung in den Bunker 1 Tag nach der Freimessung erfolgt und eine Exposition über 5 Tage erfolgen kann.

Die Exposition für Beschäftigte bei der Einlagerung in die Deponie kann durch folgende Gleichung berechnet werden:

$$E_{RN}^{M2} = A_{RN} [g_{ext}^{M2} + C_{Staub}^{M2} \cdot f_A^{M2} \cdot V_A^{M2} \cdot g_{Inh}] \cdot \frac{M_{AbfFrei}^{M2}}{M_{AFGes}^{M2}} \cdot \frac{t_{Exp}^{M2}}{t_A^{M2}} \cdot \frac{e^{-\lambda \cdot t_A^{M2v}} - e^{-\lambda \cdot (t_A^{M2v} + t_A^{M2i})}}{\lambda} \quad (5.52)$$

Tab. 5.66 Werte für Szenario M2 (Berechnung der Exposition)

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E^{M2}	Dosis Szenario M2	Sv/a	Gleichung 5.52	
A_{RN}	Aktivität Radionuklid	Bq/g	1	/SSK 06/
g_{ext}^{M2}	Dosisleistungskoeffizient für Gammastrahlung im Eingangsbereich am Müllbunker und bei der Aufgabe der Abfälle	[(Sv/h)/ (Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.5	
C_{Staub}^{M2K}	Staubkonzentration der Atemluft in der Kabine	[g/m ³]	0	0
$M_{AbfFreig}^{M2K}$	durchgesetzter zur Beseitigung in der MVA freigegebener Abfall	[Mg/a]	1.000	1.000
M_{AFGes}^{M2K}	in der MVA insgesamt durchgesetzter Abfall	[Mg/a]	100.000	240.000
t_{Exp}^{M2}	Expositionsdauer am Müllbunker und bei der Aufgabe der Abfälle	[h/a]	1.800	1.800
t_A^{M2i}	Abklingzeit im Müllbunker bis zur Aufgabe des Abfalls	[d]	5	5
t_A^{M2v}	Abklingzeit zwischen Freimessung und Einlagerung im Müllbunker	[d]	1	1

5.4.1.3 Expositionsszenario M3

Die Verbrennungsrückstände (Schlacken und Rostaschen) werden aus dem Ofen automatisch kontinuierlich abgezogen und fallen in einen Schlackebunker. In diesem befinden sich keine Dauerarbeitsplätze, jedoch werden die Schlacken in regelmäßigen Abständen von LKWs abgeholt. Hierzu bedient sich der LKW-Fahrer der Ladeeinrichtungen im Schlackebunker (z.B. eines Radladers). Des Weiteren betreten Personen diesen Bereich gelegentlich z.B. für Reinigungsmaßnahmen.

Im Schlackebunker ist während der hier umrissenen Tätigkeiten eine Person außerhalb geschlossener Fahrzeugkabinen tätig. Die Schlacken, die aus dem Schlackebunker abgezogen werden, werden zur Verwertung oder zur Beseitigung transportiert. Dieser Transport ist dem Szenario T1 in Abschnitt 5.3.1.1 vergleichbar, weshalb eine gleichartige Expositionssituation angenommen wird.

Für externe Bestrahlung wird eine Expositionszeit von 1.000 h (z.B. 1.000 Fahrten von 1 h mit je 20 Mg) angenommen. Eine höhere Expositionszeit kann ausgeschlossen werden, da in jedem Fall die Hälfte der Arbeitszeit für die Rückfahrt benötigt wird, welche unbeladen bzw. mit anderem Ladegut erfolgt.

Für die Inhalation wird eine Expositionszeit von 200 h (z.B. 2.000 Lade bzw. Entladevorgänge mit je 6 Minuten) bei einer Staubkonzentration von 1 mg/m^3 angenommen.

Es werden allerdings die in der Schlacke vorhandenen Radionuklidkonzentrationen, die von den ursprünglichen Konzentrationen im Abfall abweichen, zugrunde gelegt. Da die Schlacke in der MVA homogenisiert wurde, wurde keine Aufkonzentration der Nuklide im Staub angenommen. Bzgl. des radioaktiven Zerfalls wurde angenommen, dass eine Handhabung der Schlacke erst eine Woche nach der Freimessung erfolgt.

Die Exposition für Beschäftigte bei der Einlagerung in die Deponie kann durch folgende Gleichung berechnet werden:

$$E_{RN}^{M3} = A_{RN} \cdot \frac{M_{AbfFrei}^{M3}}{M_{Sl}} \cdot P_{Mva}^{Sl} [g_{ext}^{M3} \cdot t_{ext}^{M3} + C_{Staub}^{M3} \cdot V_A^{M3} \cdot g_{Inh} \cdot t_{Exp}^{M3,Inh}] \cdot e^{-\lambda \cdot t_A^{M3}} \quad (5.53)$$

Tab. 5.67 Werte für Szenario M3 (Berechnung der Exposition)

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{M3}	Dosis Szenario M3	Sv/a	Gleichung 5.53	
A_{RN}	Aktivität Radionuklid	Bq/g	1	/SSK 06/
$M_{AbfFrei}^{M3}$	durchgesetzter zur Beseitigung in der MVA freigegebener Abfall	[Mg/a]	1.000	1.000
M_{Sl}	Anfall an Schlacke	[Mg/a]	25.000	60.000
P_{Mva}^{Sl}	anteiliger elementspezifischer Übergang vom Abfall in die Schlacke bei der Verbrennung	[-]		
g_{ext}^{M3}	Dosisleistungskoeffizient für Gammastrahlung am Schlackebunker und beim Schlacketransport	[(Sv/h)/ (Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.3	
t_{Exp}^{M3}	Expositionsdauer mit äußerer Bestrahlung	[h/a]	1.000	1.000
C_{Staub}^{M3}	Staubkonzentration in der Luft	[g/m ³]	0,001	0,001
V_A^{M3}	Atemrate	1 m ³ /h	1,2	1,2
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
$t_{Exp}^{M3,Inh}$	Expositionsdauer mit Inhalation	[h/a]	100	100
t_A^{M3}	Abklingzeit zwischen Freimessung und Schlackeabtransport	[d]	7	7

5.4.1.4 Expositionsszenario M4

Das Szenario Staubbunker und Staubtransport ist dem Szenario M3 vergleichbar. Die Expositionszeiten sind aufgrund der niedrigeren Massenströme entsprechend geringer. Die Fahrtzeit pro Strecke einer einzelnen Fracht ist jedoch aufgrund der als deutlich weiter anzusetzenden Distanz zu einer Sondermülldeponie bzw. Untertagedeponie länger.

Für die externe Bestrahlung wird daher eine Expositionszeit von 300 h (z.B. 100 Fahrten von je 3 h mit je 20 Mg) angenommen.

Für die Inhalation wird eine Expositionszeit von 50 h (z.B. 200 Lade bzw. Entladevorgängen mit je 15 Minuten) bei einer Staubkonzentration von 1 mg/m³ angesetzt. Es wurde ferner angenommen, dass eine Handhabung des Staubs erst einen Tag nach der thermischen Behandlung des freigegebenen Materials (d.h. mindestens einen Tag nach erfolgter Abgabe des Materials) erfolgt. Da die Stäube in der MVA homogenisiert wurden, wurde keine Aufkonzentration der Nuklide im Staub angenommen.

Es werden allerdings die im Staub vorhandenen Radionuklidkonzentrationen, die von den ursprünglichen Konzentrationen im Abfall abweichen, zugrunde gelegt. Bzgl. des radioaktiven Zerfalls wurde angenommen, dass eine Handhabung der Stäube erst eine Woche nach der Freimessung erfolgt.

Die Exposition für Beschäftigte bei der Einlagerung in die Deponie kann durch folgende Gleichung berechnet werden:

$$E_{RN}^{M4} = A_{RN} \cdot \frac{M_{AbfFrei}^{M4}}{M_{St}} \cdot P_{Mva}^{Sl} [g_{ext}^{M4} \cdot t_{ext}^{M4} e^{\lambda t} + C_{Staub}^{M4} \cdot V_A^{M4} \cdot g_{Inh} \cdot t_{Exp}^{M4, nh}] \cdot e^{-\lambda \cdot t_A^{M4}} \quad (5.54)$$

Tab. 5.68 Werte für Szenario M4 (Berechnung der Exposition)

Name	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{M4}	Dosis Szenario M4	[Sv/a]	Gleichung 5.54	
A_{RN}	Aktivität Radionuklid	[Bq/g]	1	/SSK 06/
$M_{AbfFreig}^{M4}$	durchgesetzter zur Beseitigung in der MVA freigegebener Abfall	[Mg/a]	1.000	1.000
M_{St}	Anfall an Staub	[Mg/a]	1.000	2.400
P_{Mva}^{Sl}	anteiliger elementspezifischer Übergang vom Abfall in die Schlacke bei der Verbrennung	[-]		
g_{ext}^{M4}	Dosisleistungskoeffizient für Gammastrahlung am Staubbunker und beim Staubtransport	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.3	
t_{Exp}^{M4}	Expositionsdauer mit äußerer Bestrahlung	[h/a]	300	300
C_{Staub}^{M4}	Staubkonzentration in der Luft	[g/m ³]	0,001	0,001
V_A^{M4}	Atemrate	1 m ³ /h	1,2	1,2
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
$t_{Exp}^{M4,Inh}$	Expositionsdauer mit Inhalation	[h/a]	100	100
t_A^{M4}	Abklingzeit zwischen Freimesung und Schlackeabtransport	[d]	7	7

5.4.1.5 Ergebnisse der Vergleichsrechnungen

Tab. 5.69 und Tab. 5.70 zeigen die Ergebnisse der Dosiswerte im Vergleich mit /THI 04/ und /ÖKO 20/.

Tab. 5.69 Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien M1, M2, M3 und M4 [Bq/g]

Nuklid	M1		M2		M3		M4	
	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/
H-3	5,02E+06	5,00E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C-14	3,55E+05	3,50E+05	0,00E+00	0,00E+00	8,87E+08	8,90E+08	7,10E+07	7,10E+07
Cl-36	2,98E+04	3,00E+04	0,00E+00	0,00E+00	7,46E+05	7,50E+05	5,96E+05	6,00E+05
Mn-54	3,69E+01	3,70E+01	1,91E+01	1,90E+01	1,40E+01	1,40E+01	1,90E+02	1,90E+02
Ni-59	1,58E+06	1,60E+06	0,00E+00	0,00E+00	3,96E+07	4,00E+07	3,17E+08	3,20E+08
Co-60	1,15E+01	1,20E+01	5,65E+00	5,70E+00	4,38E+00	4,40E+00	5,85E+01	5,90E+01
Sr-90	6,51E+03	6,50E+03	0,00E+00	0,00E+00	1,63E+05	1,60E+05	1,30E+06	1,30E+06
Tc-99	5,28E+04	5,30E+04	1,80E+08	1,80E+08	1,31E+06	1,30E+06	1,05E+07	1,00E+07
Ag-108m	2,09E+01	2,10E+01	1,12E+01	1,10E+01	7,93E+00	7,90E+00	1,06E+00	1,10E+00
I-129	3,87E+03	3,90E+03	5,08E+05	6,00E+05	1,00E+05	1,00E+05	8,03E+03	8,00E+03
Ba-133	1,32E+02	1,30E+02	7,11E+01	7,10E+01	4,83E+01	4,80E+01	6,44E+02	6,50E+02
Cs-137	5,77E+01	5,80E+01	3,07E+01	3,10E+01	2,19E+01	2,20E+01	2,92E+00	2,90E+00
Pu-238	4,79E+00	4,80E+00	1,26E+07	1,30E+07	1,20E+02	1,20E+02	9,57E+02	9,60E+02
Pu-239	5,02E+06	5,00E+06	1,24E+06	1,20E+06	1,09E+02	1,10E+02	8,76E+02	8,80E+02
U-238	3,55E+05	3,50E+05	1,02E+03	1,00E+03	3,67E+02	3,70E+02	3,63E+03	3,60E+03

Tab. 5.70 Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien M1, M2, M3 und M4 [$\mu\text{Sv/a}$]

Nuklid	M1		M2		M3		M4	
	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/
H-3	2,16E-04	<0,01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C-14	7,80E-03	<0,01	0,00E+00	0,00E+00	1,30E-06	0,00E+00	1,62E-05	0,00E+00
Cl-36	1,84E-04	<0,01	0,00E+00	0,00E+00	3,06E-06	<0,01	3,82E-06	<0,01
Mn-54	4,01E+00	4,00E+00	3,21E+00	3,20E+00	4,34E+00	4,30E+00	3,26E-01	3,00E-01
Ni-59	2,99E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,98E-04	<0,01	6,22E-05	<0,01
Co-60	4,28E+00	4,30E+00	3,64E+00	3,60E+00	4,69E+00	4,70E+00	3,52E-01	4,00E-01
Sr-90	3,70E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,16E-04	<0,01	7,70E-05	<0,01
Tc-99	2,30E-04	<0,01	3,42E-08	<0,01	3,88E-06	<0,01	4,83E-07	<0,01
Ag-108m	1,18E+00	1,20E+00	9,22E-01	9,00E-01	1,30E+00	1,30E+00	9,72E+00	9,70E+00
I-129	7,07E-04	<0,01	1,21E-06	<0,01	1,16E-05	<0,01	1,44E-04	<0,01
Ba-133	1,87E+00	1,90E+00	1,45E+00	1,40E+00	2,13E+00	2,10E+00	1,60E-01	2,00E-01
Cs-137	1,28E+00	1,30E+00	1,01E+00	1,00E+00	1,41E+00	1,40E+00	1,06E+01	1,06E+01
Pu-238	3,60E+00	<0,00	8,17E-07	<0,01	6,00E-02	1,00E-01	7,50E-03	<0,00
Pu-239	3,84E+00	<0,01	8,32E-06	<0,01	6,40E-02	1,00E-01	8,00E-03	<0,01
U-238	3,48E+00	0,1	5,03E-02	1,00E-01	1,24E-01	1,00E-01	1,21E-02	1,00E-02

Die Ergebnisse der Berechnungen für die Expositionsszenarien M1 – M4 zeigen sowohl beim Vergleich mit /THI 04/ als auch mit /ÖKO 20/ eine gute Übereinstimmung. Bei Einsatz der Freigabewerte in Rechenweg 2 wurden in keinem Szenario das 10 µSv-Kriterium nicht eingehalten. Die in Kapitel 5.4.1 aufgeführten Rechenvorschriften, Parameter und Annahmen wurden damit bestätigt.

5.4.2 Szenarien zur Verwertung der Verbrennungsrückstände S1, S3, S4 (Beschäftigte)

5.4.2.1 Expositionsszenario S1

Als abdeckendes Szenario für den Einsatz der Schlacke im Straßen- oder Wegebau wird eine Fläche betrachtet, die in einer Höhe von 0,5 m mit Schlacke belegt wird. Bei einer Einbaudichte von 2 Mg/m³ ergibt sich mit einer Flächenmasse von 1 Mg/m² und einer betrachteten Fläche von ca. 500 m² eine Schlackemenge, die etwa einer Wochenproduktion der angenommenen MVA entspricht.

Das Szenario deckt z. B. einen Parkplatz oder ein kleines Straßenbauprojekt ab. Eine Verwendung von mehr als einer Wochenproduktion einer bestimmten Anlage in einem Projekt ist nicht wahrscheinlich.

Für die Produktnutzungsszenarien wird generell ein radioaktiver Zerfall von 1 Monat vor Beginn der Szenarien angenommen.

Die Referenz MVA produziert 25.000 Mg Schlacke pro Jahr. Dies ist nur ein sehr kleiner Teil des gesamten Umsatzes an qualitativ vergleichbaren Produkten, die in Deutschland im Straßen-, Wege- und Landschaftsbau in Deutschland verarbeitet wird. Es ist daher anzunehmen, dass jeder Arbeiter nur einen kleinen Anteil seiner Arbeitszeit mit Schlacke aus einer bestimmten MVA verbringt.

Für die Dosisberechnung wird eine Arbeitszeit von 200 h und eine Staubkonzentration von 1 mg/m³ angenommen. Da die Schlacke in der MVA homogenisiert wurde, wurde keine Aufkonzentration der Nuklide im Staub angenommen.

$$E_{RN}^{S1} = A_{FGW} \cdot \frac{M_{AbfFrei}^{MVA}}{M_{Sl}} \cdot \frac{t_{Exp}^{S1}}{t_{8h}} \cdot P_{Mva}^{Sl} \cdot (g_{ext}^{S1} + C_{Staub}^{S1} \cdot V_A^{S1} \cdot g_{Inh} + M_{Ing}^{S1} \cdot g_{Inh}) \cdot \frac{e^{-\lambda \cdot t_A^{S1}} - e^{-\lambda \cdot (t_A^{S1} + t_{8h})}}{\lambda} \quad (5.55)$$

Tab. 5.71 Werte für Szenario S1 (Berechnung der Exposition)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{S1}	Dosis Szenario S1	[Sv/a]	Gleichung 5.55	
A_{FGW}	Freigabewert	[Bq/g]	1	/SSK 06/
$M_{AbfFrei}^{MVA}$	durchgesetzter zur Beseitigung in der MVA freigegebener Abfall	[Mg/a]	1.000	1.000
M_{Sl}	Gesamtanfall an Schlacke	[Mg/a]	25000	60000
t_{Exp}^{S1}	jährliche Arbeitszeit mit Exposition im Wegebau	[h/a]	200	200
t_{8h}	Zeitdauer, in der Arbeiter mit der gleichen Schlacke umgeht (8 h = 1/3 d)	[h]	-	8
P_{Mva}^{Sl}	anteiliger elementspezifischer Übergang vom Abfall in die Stäube bei der Verbrennung	[-]	siehe Tab. 5.63	
g_{ext}^{S1}	Geometrieabhängiger Dosiskoeffizient für äußere Bestrahlung	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.6	
C_{Staub}^{S1}	Staubkonzentration in der Luft	[g/m ³]	0,001	
V_A^{S1}	Atemrate	[m ³ /h]	1,2	
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
M_{Ing}^{S1}	Ingestionsrate von Schlacke im Wegebau	[g/h]	0	
t_A^{S1}	Abklingzeit zw. Freimessung des Abfalls u. Verwertung der Schlacke im Wegebau	[d]	30	
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	

5.4.2.2 Expositionsszenario S3

Eisenmetalle, die vor oder beim Verbrennungsprozess in der MVA ausgesondert werden, werden weitgehend rückgewonnen und gelangen zum Einschmelzen. In der Stahlschrottsortenliste wird an die Kategorie „Geschredderter Schrott aus der Müllverbrennung“ die Anforderung Fe-Gehalt > 92 % gestellt. Aufgrund der niedrigen Qualität ist die Herstellung von Produkten erst nach weiterer Aufarbeitung möglich. Es wird daher angenommen, dass der Schrott der MVA im Produkt mit einem Faktor 5 mit anderem Material vermischt wird.

Als Szenario wird der Aufenthalt in 1 m Abstand eines Gerätes von 200 kg angenommen. Für das Gerät wird abdeckend ein Würfel von 1 m Kantenlänge angenommen. Als Expositionszeit wurden 2000 h/a angenommen. Das Szenario deckt z. B. größere gewerblich genutzte Maschinen ab, die stationär während der gesamten Arbeitszeit benutzt werden und bei denen das betrachtete Metall z. B. als Verkleidungsblech oder Strukturteile verwendet wird.

Es wird keine Staubinhalation angenommen.

Die Berechnung der Exposition erfolgt zu:

$$E_{RN}^{S3} = A_{FGW} \cdot \frac{M_{AbfFrei}^{MVA}}{M_{Sr}} \cdot \frac{t_{Exp}^{S3}}{t_A^{1Jahr}} \cdot P_{Sr}^{MVA} \cdot g_{ext}^{S3} \cdot f_{Vd}^{S3} \cdot \frac{e^{-\lambda \cdot t_A^{S3}} - e^{-\lambda \cdot (t_A^{S3} + t_A^{1Jahr})}}{\lambda} \quad (5.56)$$

Tab. 5.72 Werte für Szenario S3 (Berechnung der Exposition)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{S3}	Dosis Szenario S3	[Sv/a]	Gleichung 5.56	
A_{FGW}	Freigabewert	[Bq/g]	1	/SSK 06/
$M_{AbfFrei}^{MVA}$	durchgesetzter zur Beseitigung in der MVA freigegebener Abfall	[Mg/a]	1.000	
M_{Sr}	Gesamtanfall an Schrott	[Mg/a]	2500	6000
t_{Exp}^{S3}	jährliche Expositionszeit Beschäftigter	[h/a]	2.000	
t_A^{1Jahr}	Abklingzeit über das Jahr der Exposition	[d]	365	
P_{Sr}^{Sl}	anteiliger elementspezifischer Übergang vom Abfall in den Schrott bei der Verbrennung	[-]	siehe Tab. 5.63	
g_{ext}^{S3}	Geometrieabhängiger Dosiskoeffizient für äußere Bestrahlung	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.8	
f_{Vd}^{S3}	Mischungsverhältnis mit anderem Schrott	[-]	0,2 (1:5)	
t_A^{S2}	Abklingzeit zwischen Freimessung und Beginn der Exposition	[d]	30	
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	

5.4.2.3 Expositionsszenario S4

Bei der Verwertung des REA-Gipses aus der MVA wird der Einsatz von Leichtbauwänden aus Gips, die hieraus hergestellt wurden, betrachtet. Als Szenario wird der Innenausbau von Häusern mit Leichtbauwänden durch einen Arbeiter betrachtet. Hierfür wird eine Arbeitszeit von 200 h/a in einem Raum mit 4 derartigen Wänden angenommen. Es wird nicht die volle Jahresarbeitszeit betrachtet, da anzunehmen ist, dass der Bauarbeiter auch andere Tätigkeiten am Bau ausführt und dass er Gips aus mehreren Quellen verarbeitet.

Während des Einbaus wird eine Staubkonzentration von 0,1 mg/m³ angenommen (Bohren, Sägen). Für den Gips des Wandmaterials wird keine Vermischung mit anderem Material angenommen.

Die Berechnung der Exposition erfolgt zu:

$$\begin{aligned}
 E_{RN}^{S4} = A_{FGW} \cdot \frac{M_{AbfFrei}^{MVA}}{M_{RG}} \cdot P_{Mva}^{Rg} \\
 \cdot \frac{t_{Exp}^{S4}}{t_A^{8h}} (g_{ext}^{S4} + C_{Staub}^{S4} \cdot V_A^{S4} \cdot g_{Inh} + M_{Ing}^{S4} \cdot g_{Inh}) \\
 \cdot \frac{e^{-\lambda \cdot t_A^{S4}} - e^{-\lambda \cdot (t_A^{S4} + t_A^{8h})}}{\lambda}
 \end{aligned} \tag{5.57}$$

Tab. 5.73 Werte für Szenario S4 (Berechnung der Exposition)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{S4}	Dosis Szenario S4	[Sv/a]	Gleichung 5.57	
A_{FGW}	Freigabewert	[Bq/g]	1	/SSK 06/
$M_{AbfFrei}^{MVA}$	durchgesetzter zur Beseitigung in der MVA freigegebener Abfall	[Mg/a]	1.000	
M_{RG}	Gesamtanfall an REA-Gips in der MVA	[Mg/a]	100	240
P_{MVA}^{RG}	anteiliger elementspezifischer Übergang vom Abfall in REA-Gips bei der Verbrennung	[-]	siehe Tab. 5.63	
t_{Exp}^{S4}	jährliche Expositionszeit Beschäftigter	[h/a]	200	
t_A^{8h}	Abklingzeit über die Dauer der Verarbeitung des gleichen REA-Gipses [d] (8 h = 1/3 d)	[h]	8	
g_{ext}^{S4}	Geometrieabhängiger Dosiskoeffizient für äußere Bestrahlung	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.9	
C_{Staub}^{S4}	Staubkonzentration in der Luft	g/m ³	0,0001	
V_A^{S4}	Atemrate	m ³ /h	1,2	
g_{Inh}	Dosiskoeffizient für Inhalation	[Sv/Bq]	/EU 96/	/BFS 01a/
M_{Ing}^{S4}	Ingestionsrate	[g/h]	0,01	
t_A^{S4}	Abklingzeit zwischen Freimessung und Beginn der Exposition	[d]	30	
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	

5.4.2.4 Ergebnisse

Die Tabellen Tab. 5.74 und Tab. 5.75 stellen die Ergebnisse mit den Werten aus /THI 04/ bzw. /ÖKO 20/ für die Szenarien S1, S3 und S4 (Beschäftigte) gegenüber.

Tab. 5.74 Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien S1, S3, S4 [Bq/g]

Nuklid	S1		S3		S4	
	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/
H-3	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C-14	4,43E+08	4,40E+08	0,00E+00	0,00E+00	4,21E+07	4,20E+07
Cl-36	3,73E+05	3,70E+05	0,00E+00	0,00E+00	2,44E+06	2,40E+06
Mn-54	1,37E+01	1,50E+01	1,25E+01	1,00E+01	8,96E+03	8,90E+03
Ni-59	1,98E+07	2,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	3,82E+08	3,80E+08
Co-60	4,93E+00	5,00E+00	2,88E+00	2,30E+00	2,92E+03	2,90E+03
Sr-90	8,14E+04	8,20E+04	0,00E+00	0,00E+00	8,72E+05	8,00E+05
Tc-99	6,35E+05	6,40E+05	7,72E+09	6,20E+09	2,98E+07	3,60E+07
Ag-108m	6,61E+00	6,60E+00	4,42E+02	3,50E+02	4,27E+01	4,30E+01
I-129	5,50E+03	5,50E+03	0,00E+00	0,00E+00	1,83E+03	1,80E+03
Ba-133	2,57E+01	2,60E+01	0,00E+00	0,00E+00	1,89E+04	1,90E+04
Cs-137	1,94E+01	1,90E+01	0,00E+00	0,00E+00	1,22E+02	1,20E+02
Pu-238	5,98E+01	6,00E+01	0,00E+00	0,00E+00	3,31E+04	3,30E+04
Pu-239	5,47E+01	5,50E+01	0,00E+00	0,00E+00	3,03E+04	3,00E+04
U-238	2,05E+02	2,10E+02	0,00E+00	0,00E+00	1,18E+05	1,20E+05

Tab. 5.75 Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien S1, S3, S4
[µSv/a]

Nuklid	S1		S3		S4	
	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/
H-3	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C-14	5,57E-04	<0,01	0,00E+00	0,00E+00	2,38E-07	0,00E+00
Cl-36	8,28E-06	<0,01	0,00E+00	0,00E+00	4,10E-06	<0,01
Mn-54	4,19E+00	4,20E+00	4,95E+00	5,00E+00	1,12E-03	<0,01
Ni-59	1,56E-04	<0,01	0,00E+00	0,00E+00	2,61E-08	<0,01
Co-60	4,12E+00	4,10E+00	7,13E+00	7,10E+00	3,42E-03	<0,01
Sr-90	5,04E-04	<0,01	0,00E+00	0,00E+00	1,15E-05	<0,01
Tc-99	9,72E-06	<0,01	8,00E-10	<0,01	3,36E-07	<0,01
Ag-108m	1,56E+00	1,60E+00	2,33E-02	2,00E-02	2,34E-01	2,00E-01
I-129	1,12E-04	<0,01	0,00E+00	0,00E+00	5,47E-03	<0,01
Ba-133	3,98E+00	4,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,28E-04	<0,01
Cs-137	1,59E+00	1,60E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,22E-02	3,00E-02
Pu-238	1,72E-01	1,00E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,02E-04	<0,01
Pu-239	1,88E-01	1,00E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,30E-04	<0,01
U-238	2,51E-01	2,00E-01	0,00E+00	0,00E+00	8,47E-05	<0,01

Die Ergebnisse der Berechnungen für die Expositionsszenarien S1 und S4 zeigen sowohl beim Vergleich mit /THI 04/ als auch mit /ÖKO 20/ Übereinstimmung. Bei Szenario S1 gibt es leichte Abweichungen bei Pu-238, Pu-239 und U-238. Lediglich beim Szenario S3 liegen die berechneten Werte im Vergleich zu THI 04 um ca. 20 % höher. Setzte man die in Kapitel 5.2.4.8 berechneten Dosiskoeffizienten für die äußere Strahlenexposition ein, kommt man hingegen zu einer besseren Übereinstimmung. Bei Einsatz der Freigabewerte in Rechenweg 2 wurden in keinem Szenario das 10 µSv-Kriterium nicht eingehalten. Die in Kapitel 5.4.1 aufgeführten Rechenvorschriften, Parameter und Annahmen wurden damit bestätigt.

5.4.3 Szenarien zur Verwertung der Verbrennungsrückstände S2, S5 (Bevölkerung)

5.4.3.1 Expositionsszenario S2

Als abdeckendes Szenario für den Einsatz der Schlacke im Straßen- oder Wegebau wird eine Fläche betrachtet, die in einer Höhe von 0,5 m mit Schlacke belegt wird. Das Szenario deckt z. B. einen Parkplatz oder ein kleines Straßenbauprojekt ab. Für die Produktnutzungsszenarien wird generell ein radioaktiver Zerfall von 1 Monat vor Beginn der Szenarien angenommen.

Für die Expositionszeit von Personen der Bevölkerung auf abgedeckten Straßen oder Plätzen wird eine Aufenthaltszeit von 2.000 h/a angenommen. Dies deckt z. B. einen Parkplatzwächter oder Lagerarbeiter ab.

Es wird eine Abdeckung von 10 cm Beton angenommen. Aufgrund der Abdeckung wird keine Staubinhalation angenommen.

$$E_{RN}^{S2} = A_{FGW} \cdot \frac{M_{AbfFrei}^{MVA}}{M_{Sl}} \cdot \frac{t_{Exp}^{S2}}{t_A^{1Jahr}} \cdot P_{mva}^{Sl} \cdot g_{ext}^{S2} \cdot \frac{e^{-\lambda \cdot t_A^{S2}} - e^{-\lambda \cdot (t_A^{S2} + t_A^{1Jahr})}}{\lambda} \quad (5.58)$$

Tab. 5.76 Werte für Szenario S2 (Berechnung der Exposition)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{S2}	Dosis Szenario S2	[Sv/a]	Gleichung 5.58	
A_{FGW}	Freigabewert	[Bq/g]	1	/SSK 06/
$M_{AbfFrei}^{MVA}$	durchgesetzter zur Beseitigung in der MVA freigegebener Abfall	[Mg/a]	1.000	
M_{Sl}	Gesamtanfall an Schlacke	[Mg/a]	25000	60000
t_{Exp}^{S2}	jährliche Expositionszeit Bevölkerung	[h/a]	2.000	
t_A^{1Jahr}	Abklingzeit über das Jahr der Exposition	[d]	365	
P_{Mva}^{Sl}	anteiliger elementspezifischer Übergang vom Abfall in die Stäube bei der Verbrennung	[-]	siehe Tab. 5.63	
g_{ext}^{S2}	Geometrieabhängiger Dosiskoeffizient für äußere Bestrahlung	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.7	
t_A^{S2}	Abklingzeit zwischen Freimessung und Beginn der Exposition	[d]	30	
λ	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	

5.4.3.2 Expositionsszenario S5

Bei der Verwertung des REA-Gipses aus der MVA wird der Einsatz von Leichtbauwänden aus Gips, die hieraus hergestellt wurden, betrachtet. Als Szenario wird der Innenausbau von Häusern mit Leichtbauwänden durch eine Person der Bevölkerung betrachtet. Hierfür wird eine Arbeitszeit von 8000 h/a in einem Raum mit 4 derartigen Wänden angenommen.

Es wird keine Staubinhalation angenommen.

Die Berechnung der Exposition erfolgt zu:

$$E_{RN}^{S5} = A_{FGW} \cdot \frac{M_{AbfFrei}^{MVA}}{M_{RG}} \cdot t_{Exp}^{S5} \cdot P_{MVA}^{RG} \cdot g_{ext}^{S5} \cdot \frac{e^{-\lambda \cdot t_A^{S5}} - e^{-\lambda \cdot (t_A^{S5} + t_A^{1Jahr})}}{\lambda \cdot t_A^{1Jahr}} \quad (5.59)$$

Tab. 5.77 Werte für Szenario S5 (Berechnung der Exposition)

Abkürzung	Bedeutung	Einheit	Werte /THI 04/	Werte /SSK 06/
E_{RN}^{S5}	Dosis Szenario S5	[Sv/a]	Gleichung 5.59	
A_{FGW}	Freigabewert	[Bq/g]	1	/SSK 06/
$M_{AbfFrei}^{MVA}$	durchgesetzter zur Beseitigung in der MVA freigegebener Abfall	[Mg/a]	1.000	
M_{RG}	Gesamtanfall an REA-Gips in der MVA	[Mg/a]	100	240
t_{Exp}^{S5}	Expositionsdauer im Raum mit REA-Gips-Platten	[h/a]	8.000	
P_{MVA}^{RG}	anteiliger elementspezifischer Übergang vom Abfall in REA-Gips bei der Verbrennung	[-]	siehe Tab. 5.63	
g_{ext}^{S5}	Geometrieabhängiger Dosiskoeffizient für äußere Bestrahlung	[(Sv/h)/(Bq/g)]	aus /THI 04/, siehe auch Kapitel 5.2.4.9	
t_A^{S5}	Abklingzeit zwischen Freimessung und Beginn der Exposition	[d]	30	
t_A^{1Jahr}	Abklingzeit über das Jahr der Exposition	[d]	365	
λ	Zerfallskonstante des zu betrachtenden Radionuklids	[1/a]	/SSV 17/	

5.4.3.3 Ergebnisse

Die Tabellen Tab. 5.78 und Tab. 5.79 stellen die Ergebnisse mit den Werten aus /THI 04/ bzw. /ÖKO 20/ für die Szenarien S1, S3 und S4 (Beschäftigte) gegenüber.

Tab. 5.78 Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien S2 und S5 [Bq/g]

Nuklid	S2		S5	
	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/
H-3	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C-14	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Cl-36	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Mn-54	1,01E+01	1,00E+01	3,24E+02	3,20E+02
Ni-59	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Co-60	2,11E+00	2,10E+00	7,79E+01	7,80E+01
Sr-90	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Tc-99	4,64E+07	4,60E+07	3,34E+08	3,30E+08
Ag-108m	3,66E+00	3,70E+00	1,07E+00	1,10E+00
I-129	1,42E+08	1,40E+08	2,52E+02	2,50E+02
Ba-133	2,08E+01	2,10E+01	4,90E+02	4,90E+02
Cs-137	1,03E+01	1,00E+01	3,10E+00	3,10E+00
Pu-238	1,85E+07	1,80E+07	8,70E+06	8,50E+06
Pu-239	2,64E+05	2,60E+05	3,28E+06	3,30E+06
U-238	3,41E+02	3,40E+02	7,98E+03	8,00E+03

Tab. 5.79 Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien S2 und S5
[µSv/a]

Nuklid	S2		S5	
	GRS	/ÖKO 20/	GRS	/ÖKO 20/
H-3	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
C-14	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Cl-36	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Mn-54	6,13E+00	5,80E+00	1,90E-01	2,00 E-01
Ni-59	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Co-60	9,77E+00	9,00E+00	2,64E-01	2,00 E-01
Sr-90	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Tc-99	1,33E-07	<0,01	1,85E-08	<0,01
Ag-108m	2,81E+00	2,60E+00	9,60E+00	8,80E+00
I-129	4,36E-09	<0,01	2,45E-03	<0,01
Ba-133	4,94E+00	4,50E+00	2,10E-01	2,00 E-01
Cs-137	2,99E+00	2,70E+00	9,97E+00	9,2E+00
Pu-238	5,57E-07	<0,01	1,18E-06	<0,01
Pu-239	3,90E-05	<0,01	3,13E-06	<0,01
U-238	1,51E-01	1,00E-01	6,45E-03	<0,01

Die Ergebnisse der Berechnungen für die Expositionsszenarien S2 und S5 zeigen sowohl beim Vergleich mit /THI 04/ als auch mit /ÖKO 20/ Übereinstimmung. Lediglich beim Szenario S2 liegen die berechneten Werte im Vergleich zu /ÖKO 20/ ein wenig höher. Möglicherweise wurden in /ÖKO 20/ andere Dosiskoeffizienten für die externe Strahlenexposition verwendet. Im Rechenweg 2 wurden in keinem Szenario das 10 µSv-Kriterium nicht eingehalten. Die in Kapitel 5.4.3 aufgeführten Rechenvorschriften, Parameter und Annahmen wurden damit bestätigt.

5.4.4 Ausbreitung über den Luftpfad

Das auf der TA Luft /BMU 18/ und dem Programmpaket AUSTAL2000 /AUS 15/ aufbauende Programmsystem Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell (ARTM) /BMU 07/, /GRS 12/, /GRS 15/ zur Berechnung der Ausbreitung und der Deposition freigesetzter luftgetragener radioaktiver Stoffe repräsentiert den Stand von Wissenschaft und Technik. Beide Programmsysteme sind dokumentiert und verifiziert; für viele Anwendungsfälle wurden bereits Validierungen der Programme durchgeführt. ARTM ist

zusammen mit dem vom BfS entwickelten und bereitgestellten Modul DARTM zur Berechnung der Strahlenexposition betrieblicher Ableitungen in die Atmosphäre Bestandteil der anwenderfreundlichen Benutzeroberfläche GO-ARTM. Mit diesem graphischen Bedienfenster können ARTM und das nachgeschaltete Dosismodul DARTM bequem angesteuert sowie die Ergebnisdaten grafisch aufbereitet dargestellt werden. Das Programmpaket GO-ARTM weist u.a. folgende Merkmale auf:

- Die atmosphärische Ausbreitung sowie die trockene und nasse Deposition wird mit einem Lagrangeschem Partikelmodell nach Richtlinie VDI 3945, Blatt 3 /VDI 00/ basierend auf dem Programm AUSTAL2000 simuliert. Mehrfachquellen, unterschiedlichen Quellgeometrien und instationären Emissionscharakteristiken können berücksichtigt werden.
- Die Ausbreitung aller gängigen Radionuklide, die bei betrieblichen und störfallbedingten Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen in die Atmosphäre auftreten können, kann simuliert werden. Grundlage hierfür war die in KTA 1503.1 /KTA 13/ enthaltene Nuklidliste. Dabei werden spezielle chemisch-physikalische Formen dieser Radionuklide berücksichtigt, sofern diese Eigenschaften auf Ausbreitung oder Deposition Einfluss haben.
- Die atmosphärische Turbulenz wird entsprechend Richtlinie VDI 3783 Blatt 8 /VDI 17/ simuliert. Als Eingangsparameter zur Herleitung des zeitlich und räumlich variablen Turbulenzzustandes der Atmosphäre dienen entweder Zeitreihen oder mittlere jährliche Häufigkeitsverteilungen der meteorologischen Parameter (4-dimensionale Ausbreitungsstatistiken).
- Der Transport der freigesetzten luftgetragenen Schadstoffe mit mittlerem Wind wird berechnet. Bei strukturiertem Gelände (Geländehöhe und Bodennutzung) bzw. Gebäudestrukturen wird eine Approximation des mittleren Windes und Turbulenzzustandes der Atmosphäre mit Hilfe des diagnostischen Strömungsmodells TALdia /JAN 04/ aus dem Programmsystem AUSTAL2000 ermittelt.
- Bei Verwendung vierdimensionaler Häufigkeitsverteilungen oder Zeitreihen meteorologischer Daten können flächendeckend Jahresmittelwerte berechnet werden. Die Verwendung von meteorologischen Zeitreihen erlaubt es, zusätzlich zeitabhängige Parameter zu berücksichtigen sowie andere als einjährige Zeiträume zu

betrachten. Dadurch kann z.B. die Vegetationsperiode (Sommerhalbjahr, 01. Mai bis 31. Oktober) explizit berücksichtigt werden.

- In Bezug auf Rechenzeit und Speicherplatz können bei ARTM-Rechnungen optional nur bodennahe Felder ausgegeben werden und/oder die zeitaufwändige Berechnung und die Ausgabe der Felder zur Bestimmung der Gamma-Wolkenstrahlung unterdrückt werden.

Das GRS Dosismodell zur AVV steht als Windows-Anwendung zur Verfügung und liest automatisch die von ARTM im jeweiligen Projekt erstellten Ausgabedateien ein. Die Dosisstabellen und Transferfaktoren sind nach AVV in dem Programm implementiert. Für jedes Nuklid können die zu verwendenden Tabellen der Dosisfaktoren zugewiesen werden.

Mit dem GRS Dosismodell zur AVV wurden in /THI 16/ Vergleichsrechnungen mit dem Modell DARTM des BfS und dem entsprechenden Modell AUSBRDOS des Forschungszentrum Jülich durchgeführt.

5.4.4.1 Ausbreitungsrechnungen

Den Rechnungen in /THI 04/ liegen keine expliziten Ausbreitungsrechnungen zugrunde. Es wurde der vereinfachte Ausbreitungsfaktor nach Kapitel 4.1.4 in /BMU 12/ bestimmt und festgelegt. Ebenso wird die Ablagerungsgeschwindigkeit fest mit 1,5 mm/s gewählt.

5.4.4.2 Parameter

Um eine Vergleichbarkeit zu den in /THI 04/ verwendeten Parametern und Annahmen sicherzustellen, werden die Werte weitestgehend beibehalten:

Quellhöhe 50 m:

Die Quellhöhe ist nur durch die thermische Überhöhung bedingt. Tatsächliche Kaminhöhen, sowie von den Wettersituationen abhängige thermische Effekte wurden konservativ nicht berücksichtigt.

Menge verbrannter radioaktiver Stoffe 1/100:

Die in der MVA verbrannte Menge wird mit 1000 Mg/a bei einer Kapazität von 100.000 Mg/a angesetzt. Die führt zu einem Faktor 0,01 bei den Emissionen. Dies entspricht einer Abgaberate von etwa 32 g/s.

Partitionierung in der MVA:

Bezüglich des Anteils der in der Abluft der MVA enthaltenen Nuklide wurden die Aufteilungen nach Tabelle Tab. 5.63 angesetzt.

Betriebszeit des MVA:

50 Jahre

Tab. 5.80 Atemraten nach /BMU 12/

Alter	≤ 1 Jahr	1-2 Jahre	2-7 Jahre	7-12 Jahre	12-17 Jahre	> 17 Jahre
Atemrate in m ³ /s	3,50E-05	6,00E-05	1,00E-04	1,80E-04	2,30E-04	2,60E-04

Abgeändert oder nach dem neuesten Stand von Wissenschaft und Technik ermittelte Werte betreffen:

Ausbreitung der radioaktiven Stoffe:

Die atmosphärische Ausbreitung sowie die trockene und nasse Deposition wurden mit ARTM explizit modelliert.

Aufenthaltszeit für Bodenstrahlung:

Anstelle der in /THI 04/ angesetzten 1000 h/a gibt /BMU 12/ die Aufenthaltszeit von 8760 h/a an.

Verzehrraten:

Anstelle der in /THI 04/, Tabelle 4-23 wiedergegebenen Verzehrraten wurde die Daten aus /BMU 12/ verwendet.

Dosiskoeffizienten:

Es wurden die maximierten Dosiskoeffizienten nach /BFS 01a/ und /BFS 01b/. In /THI 04/ wurden Dosisfaktoren nach /EU 96/ verwendet. Hinsichtlich von der für das

jeweilige Nuklid zugrunde gelegten Lungenabsorptionsklassen finden sich in /THI 04/ keine Angaben.

Ausschöpfungsgrad:

In /THI 04/ ist ein Ausschöpfungsgrad von 40,5 % der Freigabewerte angegeben und vermutlich in die Rechnungen eingeflossen. Dieser Wert wurde nicht verwendet.

5.4.4.3 Ergebnisse

5.4.4.3.1 Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen

Für alle 15 Nuklide wurden auf Basis einer vorhandenen Wettersequenz des Jahres 2006 vom Standort Konrad, Schacht 1, Ausbreitungs- und Ablagerungsrechnungen durchgeführt.

Exemplarisch sind in der Abb. 5.21 und Abb. 5.22 die horizontalen Verteilungen der bodennahen Konzentration von Cs-137 und der nassen Deposition von Co-60 für eine Emission von 1 Bq/s angegeben.

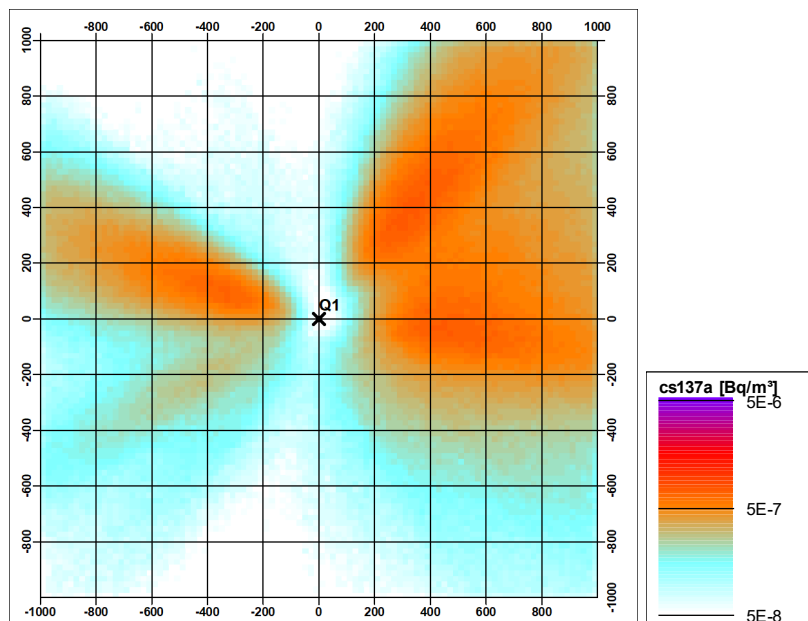


Abb. 5.21 Horizontale Verteilung der bodennahen Konzentration von Cs-137 in Bq/m³ bei einer Emissionsrate von 1 Bq/s

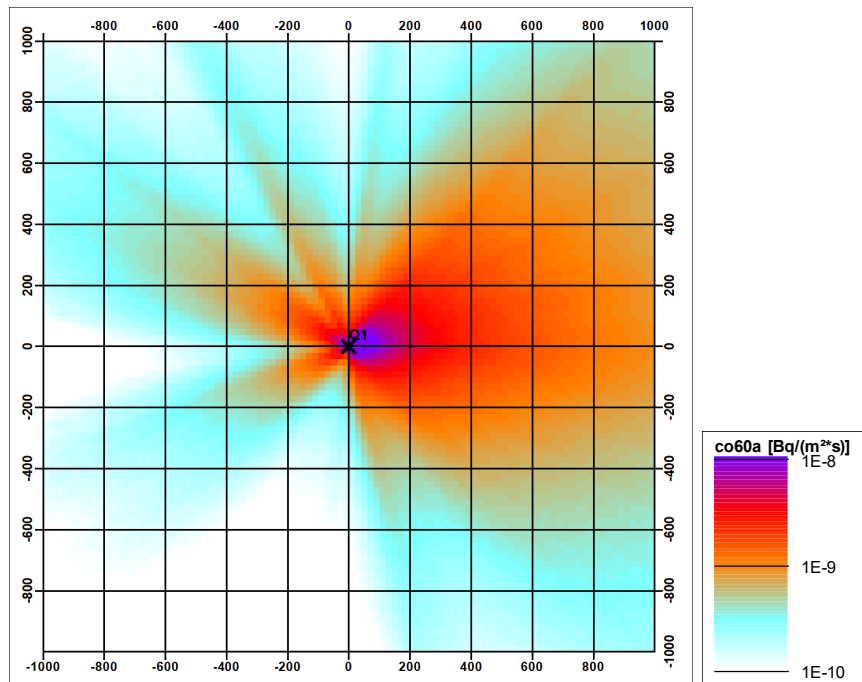


Abb. 5.22 Horizontale Verteilung der nassen Deposition von Co-60 in Bq/(m²s) bei einer Emissionsrate von 1 Bq/s

5.4.4.3.2 Dosisrechnungen

Auf der Basis der mit ARTM durchgeführten Ausbreitungs- und Ablagerungsrechnungen wurden mit dem /THI 16/ beschriebenen Dosismodell der GRS die effektiven Dosen aller 15 Nuklide für die Pfade Inhalation, Gammabodenstrahlung und Ingestion nach /BMU 12/ jeweils getrennt berechnet. Diese getrennte Berechnung stellt sicher, dass der Dosisbeitrag eines dominierenden Pfades nicht den ungünstigsten Aufpunkt bei den anderen Pfaden beeinflusst.

5.4.4.3.3 Bodenstrahlung (Szenario L1)

Die Maximalwerte der Bodenstrahlung sind dominiert durch nasse Deposition von Radionukliden und liegen unmittelbar am Kamin mit einem Langzeitwashoutfaktor W von $4,6 \cdot 10^{-8} \text{ 1/m}^2$ für die Referenzperson Kleinkind (0-1 Jahre).

Tab. 5.81 enthält die Ergebnisse der Dosisberechnung für die Bodenstrahlung. Für jedes Nuklid ist zunächst einmal dargestellt, welche Dosis sich für die Emission von 1 Bq/s ergibt. In der 2. Spalte ist die Emissionsrate $\dot{A}_{10\mu Sv}$ wiedergegeben, die eine Dosis von

10 μSv hervorrufen würde. Die nächsten Spalten enthalten die gesamte Emission des Nuklids unter Anwendung der Partitionierung in der MVA und der Emission von 1/100 der Gesamtkapazität von 1.000.000 Mg/a als radioaktive Stoffe in g/a bzw. g/s. Die letzte Spalte enthält diejenige Aktivitätskonzentration f in Bq/g, die diese Dosis von 10 μSv erzeugen würde.

Tab. 5.81 Ergebnisse der Dosisberechnung mit ARTM für die Bodenstrahlung

Nuklid	Dosis für 1 Bq/s [μSv]	$\dot{A}_{10\mu\text{Sv}}$ [Bq/s]	Emittierte Menge [g/a]	Emittierte Menge [g/s]	f [Bq/g]
Ag-108m	2,4E-06	4,1E+00	5,0E+06	1,6E-01	2,6E+01
Ba-133	2,1E-07	4,7E+01	5,0E+04	1,6E-03	3,0E+04
C-14	0,0E+00	-	1,0E+09	3,2E+01	-
Cl-36	0,0E+00	-	5,0E+05	1,6E-02	-
Co-60	6,2E-07	1,6E+01	5,0E+04	1,6E-03	1,0E+04
Cs-137	5,9E-07	1,7E+01	5,0E+06	1,6E-01	1,1E+02
H-3	0,0E+00	-	1,0E+09	3,2E+01	-
I-129	3,9E-08	2,5E+02	5,0E+06	1,6E-01	1,6E+03
Mn-54	3,6E-08	2,8E+02	5,0E+04	1,6E-03	1,8E+05
Ni-59	6,1E-10	1,6E+04	5,0E+04	1,6E-03	1,0E+07
Pu-238	1,1E-09	8,9E+03	5,0E+04	1,6E-03	5,6E+06
Pu-239	6,3E-10	1,6E+04	5,0E+04	1,6E-03	1,0E+07
Sr-90	0,0E+00		5,0E+04	1,6E-03	
Tc-99	0,0E+00		5,0E+04	1,6E-03	
U-238	4,5E-08	2,2E+02	5,0E+04	1,6E-03	1,4E+05

5.4.4.3.4 Inhalation (Szenario L2)

Die Maximalwerte der bodennahen Konzentrationen ergaben sich in einer Entfernung von etwa 530 m nordöstlich des angenommenen Kamins mit einem Langzeitausbreitungsfaktor von $7,44 \cdot 10^{-7} \text{ s/m}^3$.

Tab. 5.82 enthält die Ergebnisse der Dosisberechnung für die Inhalation. Für jedes Nuklid ist zunächst einmal dargestellt, welche Dosis sich für die Emission von 1 Bq/s ergibt. In der 2. Spalte ist die Emissionsrate $\dot{A}_{10\mu\text{Sv}}$ wiedergegeben, die eine Dosis von 10 μSv hervorrufen würde. Die nächsten Spalten enthalten die gesamte Emission des Nuklids

unter Anwendung der Partitionierung in der MVA und der Emission von 1/100 der Gesamtkapazität von 1.000.000 Mg/a als radioaktive Stoffe in g/a bzw. g/s. Die letzte Spalte enthält diejenige Aktivitätskonzentration f in Bq/g, die diese Dosis von 10 μ Sv erzeugen würde. Der Aufbau und Inhalt der Tabelle ist analog zu Tab. 5.81.

Tab. 5.82 Ergebnisse der Dosisberechnung mit ARTM für die Inhalation

Nuklid	Dosis für 1 Bq/s [μ Sv]	$\dot{A}_{10\mu Sv}$ [Bq/s]	Emittierte Menge [g/a]	Emittierte Menge [g/s]	f [Bq/g]
Ag-108m	2,2E-10	4,6E+04	5,0E+06	1,6E-01	2,9E+05
Ba-133	5,9E-11	1,7E+05	5,0E+04	1,6E-03	1,1E+08
C-14	3,4E-11	2,9E+05	1,0E+09	3,2E+01	9,3E+03
Cl-36	4,3E-11	2,3E+05	5,0E+05	1,6E-02	1,5E+07
Co-60	1,8E-10	5,5E+04	5,0E+04	1,6E-03	3,5E+07
Cs-137	2,3E-10	4,4E+04	5,0E+06	1,6E-01	2,8E+05
H-3	1,5E-12	6,6E+06	1,0E+09	3,2E+01	2,1E+05
I-129	2,1E-10	4,7E+04	5,0E+06	1,6E-01	3,0E+05
Mn-54	8,8E-12	1,1E+06	5,0E+04	1,6E-03	7,2E+08
Ni-59	2,6E-12	3,9E+06	5,0E+04	1,6E-03	2,4E+09
Pu-238	6,5E-07	1,6E+01	5,0E+04	1,6E-03	9,8E+03
Pu-239	7,0E-07	1,4E+01	5,0E+04	1,6E-03	9,0E+03
Sr-90	9,4E-10	1,1E+04	5,0E+04	1,6E-03	6,7E+06
Tc-99	7,6E-11	1,3E+05	5,0E+04	1,6E-03	8,3E+07
U-238	4,7E-08	2,1E+02	5,0E+04	1,6E-03	1,3E+05

5.4.4.3.5 Ingestion (Szenario L3)

Die Ingestion von kontaminierten Lebensmitteln wird durch nasse oder trockene Deposition abgelagerter Nuklide dominiert. Die Referenzperson ist auch hier das Kleinkind (0-1 Jahre), das mit Muttermilch ernährt wird.

Tab. 5.83 enthält die Ergebnisse der Dosisberechnung für die Ingestion kontaminierter Lebensmittel (Sekundäringestion). Der Aufbau und Inhalt der Tabelle ist analog zu den vorherigen Tabellen Tab. 5.81 und Tab. 5.82.

Tab. 5.83 Ergebnisse der Dosisberechnung mit ARTM für die Ingestion kontaminierter Lebensmittel

Nuklid	Dosis für 1 Bq/s [μ Sv]	$\dot{A}_{10\mu Sv}$ [Bq/s]	Emittierte Menge [g/a]	Emittierte Menge [g/s]	f [Bq/g]
Ag-108m	2,237E-06	4,5E+00	5,0E+06	1,6E-01	2,8E+01
Ba-133	4,796E-08	2,1E+02	5,0E+04	1,6E-03	1,3E+05
C-14	2,411E-11	4,1E+05	1,0E+09	3,2E+01	1,3E+04
Cl-36	1,321E-05	7,6E-01	5,0E+05	1,6E-02	4,8E+01
Co-60	1,221E-07	8,2E+01	5,0E+04	1,6E-03	5,2E+04
Cs-137	2,359E-07	4,2E+01	5,0E+06	1,6E-01	2,7E+02
H-3	1,299E-09	7,7E+03	1,0E+09	3,2E+01	2,4E+02
I-129	1,745E-06	5,7E+00	5,0E+06	1,6E-01	3,6E+01
Mn-54	8,084E-09	1,2E+03	5,0E+04	1,6E-03	7,8E+05
Ni-59	5,721E-09	1,7E+03	5,0E+04	1,6E-03	1,1E+06
Pu-238	5,710E-06	1,8E+00	5,0E+04	1,6E-03	1,1E+03
Pu-239	6,021E-06	1,7E+00	5,0E+04	1,6E-03	1,0E+03
Sr-90	3,015E-06	3,3E+00	5,0E+04	1,6E-03	2,1E+03
Tc-99	5,192E-07	1,9E+01	5,0E+04	1,6E-03	1,2E+04
U-238	5,921E-07	1,7E+01	5,0E+04	1,6E-03	1,1E+04

5.4.4.3.6 Zusammenfassung der Ergebnisse

Unterschiede in den Parameter und der Vorgehensweise wurden in Abschnitt 5.4.4.2 erläutert.

Tab. 5.84 enthält eine Gegenüberstellung der Freigabewerte nach /THI 04/ und den von der GRS mit ARTM ermittelten Werten. Die dort dargestellten Werte sind für die Inhalation und die Bodenstrahlung bei den Rechnungen der GRS durchweg geringer. Im Falle der Ingestion ergeben sich meist höhere Freigabewerte.

In keinem Falle stellt aber ein Szenario der MVA den minimalen Fall für die Freigabewerte dar.

Tab. 5.84 Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien L1, L2, L3 [Bq/g]

Nuklid	L1		L2		L3	
	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/	GRS	/THI 04/
H-3	2,6E+01	5,4E+03	2,9E+05	2,2E+06	2,8E+01	2,0E+03
C-14	3,0E+04	5,6E+06	1,1E+08	1,5E+09	1,3E+05	3,2E+06
Cl-36	-	-	9,3E+03	1,8E+05	1,3E+04	2,8E+11
Mn-54	-	-	1,5E+07	1,0E+08	4,8E+01	9,8E+03
Ni-59	1,0E+04	2,4E+06	3,5E+07	7,4E+08	5,2E+04	1,4E+06
Co-60	1,1E+02	2,4E+04	2,8E+05	1,7E+07	2,7E+02	6,0E+03
Sr-90	-	-	2,1E+05	6,3E+06	2,4E+02	1,7E+11
Tc-99	1,6E+03	3,7E+05	3,0E+05	1,7E+06	3,6E+01	7,5E+02
Ag-108m	1,8E+05	4,0E+07	7,2E+08	4,7E+09	7,8E+05	1,7E+07
I-129	1,0E+07	-	2,4E+09	5,5E+10	1,1E+06	4,7E+07
Ba-133	5,6E+06	2,6E+10	9,8E+03	1,7E+05	1,1E+03	2,2E+04
Cs-137	1,0E+07	8,8E+09	9,0E+03	1,6E+05	1,0E+03	2,3E+04
Pu-238	-	-	6,7E+06	1,6E+08	2,1E+03	1,3E+05
Pu-239	-	8,7E+11	8,3E+07	1,8E+09	1,2E+04	1,1E+06
U-238	1,4E+05	2,9E+07	1,3E+05	1,0E+06	1,1E+04	2,2E+05

Unterschiede Bodenstrahlung (L1)

Der Hauptteil der Dosis durch γ -Bodenstrahlung wird durch die nasse Deposition von Radionukliden verursacht. Nachrechnungen der Berechnungen in /THI 04/ zeigen eine ungefähre Nachvollziehbarkeit bis auf einen Faktor von ca. 2 bei Vernachlässigung der nassen Deposition.

In den Rechnungen mit ARTM und dem GRS-Dosismodell zur AVV wurde die nasse Deposition berücksichtigt und zusätzlich von einer Aufenthaltszeit von 8.760 h/a ausgegangen. Demzufolge sind die Werte von ARTM deutlich restriktiver.

Zudem sind in /BFS 01b/ keine Dosisleistungskoeffizienten für das Nuklid Tc-99 angegeben, so dass das Dosismodell der GRS zur AVV in Unterschied zu /THI 04/ keinen Dosiswert angibt. Andererseits wird für das Szenario L3 in /THI 04/ kein Wert für die Freigrenze von Ni-59 angegeben, obwohl /BFS 01b/ einen Dosisleistungskoeffizienten angibt.

Unterschiede Inhalation (L2)

Bei der Nachvollziehung der Rechnungen in /THI 04/ mit der Vorgehensweise ist ein Faktor von ca. 20, um den die dortigen Freigrenzen beim Inhalationsszenario höher liegen, bislang ungeklärt. Allein mit dem nicht verwendeten Ausschöpfungsgrad von 40,5% ist dies nicht zu erklären. In /THI 04/ wurde angegeben, dass im Gegensatz zu den in /THI 04/ angegebenen Aufenthaltszeit von 8.760 h/a mit einem Wert von 1.000 h/a gerechnet wurde. Der Faktor von ca. 20 in den Werten ist somit erklärbar.

Der Hauptteil der Dosis durch Gamma-Bodenstrahlung wird durch die nasse Deposition von Radionukliden verursacht. Nachrechnungen der Berechnungen in /THI 04/ zeigen eine ungefähre Nachvollziehbarkeit bis auf einen Faktor von ca. 2 bei Vernachlässigung der nassen Deposition.

In den Rechnungen mit ARTM und dem GRS-Dosismodell zur AVV wurde die nasse Deposition berücksichtigt und zusätzlich von einer Aufenthaltszeit von 8.760 h/a ausgegangen. Demzufolge sind die Werte von ARTM deutlich restriktiver.

Zudem sind in /BFS 01b/ keine Dosisleistungskoeffizienten für das Nuklid Tc-99 angegeben, so dass das Dosismodell der GRS zur AVV in Unterschied zu /THI 04/ keinen Dosiswert angibt. Andererseits wird für das Szenario L3 in /THI 04/ kein Wert für die Freigrenze von Ni-59 angegeben, obwohl /BFS 01b/ einen Dosisleistungskoeffizienten angibt.

Unterschiede Ingestion (L3)

Die mit ARTM berechneten Freigabewerte sind deutlich niedriger. Sehr starke Unterschiede gibt es bei den Nukliden H-3 und C-14. Hier liegen die in /THI 04/ ausgewiesenen Freigabewerte um 7 bis 9 Größenordnungen höher.

Auch das Öko-Institut /ÖKO 20/ kommt zu einem ähnlichen Ergebnis. Die ermittelten Werte für H-3 und C-14 sind nicht mit dem 10 μSv -Kriterium konform (490 $\mu\text{Sv/a}$ und 580 $\mu\text{Sv/a}$). Der Grund wird darin gesehen, dass /THI 04/ bzw. /SSK 06 bei der Ermittlung der Dosis über den Abluftpfad erheblich niedrige Dosen ermittelt wurden.

Für ^{137}Cs ($< 0,01 \mu\text{Sv/a}$), ^{60}Co ($0,1 \mu\text{Sv/a}$), ^{90}Sr ($0,01 \mu\text{Sv/a}$), ^{99}Tc ($<0,01 \mu\text{Sv/a}$) und ^{129}I ($0,03 \mu\text{Sv/a}$) wurden hingegen sehr niedrige Dosen im Vergleich zum $10 \mu\text{Sv}$ -Kriterium ermittelt. Dies beruht darauf, dass die bei den Berechnung zugrunde gelegten Freigabewerte der StrlSchV in diesen Fällen begrenzt sind durch andere Szenarien: Deposition von Verbrennungsrückständen (^{108}mAg , ^{137}Cs), über das Brunnenszenario (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{99}Tc , ^{129}I) oder ^{90}Sr über das Szenario der Verwertung von Klärschlamm.

In /SCH 20/ wurden diese großen Unterschiede in den Berechnungen aufgeklärt. Es zeigt sich, dass bei der Ableitung der Freigabewerte für die Ingestion kontaminierter Lebensmittel ein Fehler gemacht worden ist. Dieser Fehler führt dazu, dass die korrekt berechneten Freigabewerte für dieses Szenario L3 deutlich (bis zu 9 Größenordnungen) restriktiver werden und die Abweichungen somit erklärbar sind.

5.5 Ergebnis der Expositionsberechnungen

Die in den Kapiteln 5.2 bis 5.4 aufgeführten Rechenvorschriften und zusammengestellten Parameter konnten durch die Ergebnisse der Vergleichsrechnungen als die Rechenvorschriften identifiziert und bestätigt werden, die bei der Berechnung der Freigabewerte in /THI 04/ und /SSK 06/ zugrunde gelegt wurden.

Mit den in der GRS eingesetzten Programme MicroShield® Version 10 /GRO 19/ und Geant4 /AGO 03/ können die Dosiskoeffizienten für die Berechnung der äußeren Strahlenexposition bestimmt werden. Während sich mit MicroShield® einfachere Geometrien schnell modellieren lassen, können mit Geant4 /AGO 03/ komplexere Geometrien oder andere Strahlungsarten (beispielsweise β - oder Neutronen-Strahlung) bei der Bestimmung eines Dosiskoeffizienten für die äußere Strahlenexposition berücksichtigt werden, siehe Kapitel 5.2.3.

Für die Modellierung der Wasserausbreitung aus einer Deponie wurden die Programme SPRING /KÖN 17/ unter Verwendung des Programmpakets XTRA /SEI 15/ eingesetzt. durchgeführt. Der Aufbau des für verwendete und eigens hierfür entwickelte Deponiemodells ist im Kapitel 5.3.2 ausführlich beschrieben. Der Vergleich der mit diesem Modell berechneten Werte für die Aktivitäten im Sickerwasser der Deponie und im Grundwasser unterhalb der Deponie mit den in /ÖKO 20/ und /THI 04/ verwendeten Modellen zeigt für

die meisten Nuklide eine gute Übereinstimmung. Die berechneten Dosen für die Szenarien mit Oberflächenwasser (O1, O2) und Brunnenwassernutzung (G1-G3) zeigen ebenfalls gute Übereinstimmungen mit den berechneten Dosen in /ÖKO 20/ und /THI 04/.

Das auf der TA Luft /BMU 18/ und dem Programmpaket AUSTAL2000 /AUS 15/ aufbauende Programmsystem Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell (ARTM) /BMU 07/, /GRS 12/, /GRS 15/ zur Berechnung der Ausbreitung und der Deposition freigesetzter luftgetragener radioaktiver Stoffe, das zurzeit den Stand von Wissenschaft und Technik repräsentiert, wurde erstmals für die Berechnung von Freigabewerten eingesetzt. Im Szenario L3 (Ingestion) wurden mit ARTM deutlich niedrigere Freigabewerte berechnet als in /THI 04/. Die größten Unterschiede wurden bei den Nukliden H-3 und C-14 registriert. Hier liegen die in /THI 04/ ausgewiesenen Freigabewerte um 7 bis 9 Größenordnungen höher.

Auch das Öko-Institut /ÖKO 20/ kommt bei seinen Berechnungen zu einem ähnlichen Ergebnis. Die ermittelten Werte für H-3 und C-14 sind nicht mit dem 10 µSv-Kriterium konform (490 µSv/a und 580 µSv/a). Der Grund wird darin gesehen, dass in /THI 04/ bzw. /SSK 06/ bei der Ermittlung der Dosis über den Abluftpfad erheblich niedrige Dosen ermittelt wurden.

In /SCH 20/ wurden diese großen Unterschiede in den Berechnungen aufgeklärt. Es zeigt sich, dass bei der Ableitung der Freigabewerte für die Ingestion kontaminierter Lebensmittel ein Fehler gemacht worden ist. Dieser Fehler führte dazu, dass die korrekt berechneten Freigabewerte für dieses Szenario L3 deutlich (bis zu 9 Größenordnungen) restriktiver werden und die Abweichungen somit erklärbar sind

6 Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsvorhabens 4717E03510 wurden die den in der /SSV 17/ aufgeführten Freigabepfade zugrundeliegenden radiologischen Modelle aus den entsprechenden Forschungsberichten und Stellungnahmen recherchiert, extrahiert und aufbereitet, wobei im ersten Schritt die eigentlichen Forschungsberichte mit den für die Berechnung der Freigabewerte zugrundeliegenden Parameter und Gleichungen recherchiert wurden.

Über Konsistenzprüfungen konnte gezeigt werden, dass die in /SSV 17/ angegebenen Freigabewerte in den Spalten 5, 6, 7, 9a-d, 10 und 10a weitestgehend konsistent mit jenen in der recherchierten Literatur sind.

Bezüglich den Spalten 8 der /SSV 17/ sind zunächst Abweichungen zwischen den Literaturwerten und jenen in der /SSV 17/ gefunden worden. Die Ergebnisse wurden im Rahmen einer Unterbeauftragung durch das Öko-Institut überprüft. Hierbei konnten vom Öko-Institut ein Großteil der Abweichungen begründen. Meist sind zusätzliche Begrenzungen vorgenommen worden, die in der Literatur aber nicht explizit dargestellt werden. In einigen Fällen jedoch war die Herkunft eines von der Literatur abweichenden Freigabewerts vom Öko-Institut nicht aufklärbar. Hier sind weitere Untersuchungen nötig. Dies betraf vor allem die Werte zur Freigabe von Gebäuden zur Wieder- und Weiterverwendung (Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV).

Des Weiteren wurden die Randbedingungen der Modelle für die Berechnung der Freigabewerte in der StrlSchV (2001) identifiziert, deren Herkunft recherchiert und beschrieben. Diese Randbedingungen wurden im nächsten Schritt anhand der Bewertungskriterien „Plausibilität“ und „Konsistenz“ bewertet. Es hat sich gezeigt, dass die Angaben hinsichtlich der Modell-Randbedingungen weitestgehend plausibel sind und eine inhaltliche Konsistenz besteht.

Aufbauend auf den vorgenannten Erkenntnissen wurde die wesentlichen Modellparameter der radiologischen Modelle zur Berechnung der Freigabewerte der /SSV 17/ bzw. /SSV 18/ identifiziert und deren Variationsbandbreite diskutiert. Die gewonnenen Daten resultieren aus einer weiteren Literaturrecherche. Hinsichtlich gewisser Parameter wie K_d -Werte sind recht häufig Literaturquellen anzutreffen. Andere Parameter, wie bspw.

Dosiskoeffizienten, sind nur in wenigen Literaturquellen genannt. Es wurden die in den genannten radiologischen Modellen genannten Parameter Ausschöpfungsgrad, Vermischungsfaktor, Dosiskoeffizient, Aufenthaltszeiten, K_d -Werte und Inhalationsraten näher betrachtet. Insbesondere der K_d -Wert hat eine hohe Variationsbandbreite, da dieser von diversen Einflüssen, wie bspw. geochemischen Bedingungen und Nuklideigenschaften abhängt. Die den Freigabewerten zugrundeliegenden Literaturquellen geben in diesem Zusammenhang oftmals keine vollständigen Informationen an (es wird bspw. nicht genannt, für welche geochemischen Bedingungen die K_d -Werte gelten).

Den in der aktuellen Strahlenschutzverordnung festgelegten Freigabewerten für die uneingeschränkte Freigabe liegen die in SR 44 (/IAEA 05/ entwickelten „generalisierten“ Expositionsszenarien zugrunde, welche die große Bandbreite an Expositionssituationen in den Mitgliedsstaaten darstellen. In jedem Szenario tragen verschiedene Expositionspfade bei, und es wird auf eine größere Anzahl an Parametern als in den von /DEC 98/ entwickelten „abdeckenden“ Szenarien zurückgegriffen. Zudem werden jeweils realistische und unwahrscheinliche Parameterwerte angegeben. Für eine Auswahl an Nukliden wurde die Eignung dieses neuen Ansatzes zur Beschreibung allgemeiner Expositionssituationen untersucht. Hierzu wurde neben der üblichen deterministischen Berechnung aus den gegebenen (realistischen und unwahrscheinlichen) Parameterwerten auch ein probabilistischer Ansatz beruhend auf Parameterverteilungen untersucht.

Für die beiden Freigabepfade:

- Freigabe von festen Stoffen zur Beseitigung auf einer Deponie und
- Freigabe von Stoffen zur Beseitigung in einer Müllverbrennungsanlage

wurden die Berechnungen von Freigabewerten mit frei erhältlichen Rechencodes durchgeführt. Die Szenarien und die den zur Berechnung der Strahlenexposition zugrunde liegende Rechenvorschriften und alle Eingabeparameter wurden ausführlich beschrieben und die Ergebnisse dargestellt. Durch die ausführliche Dokumentation wie auch die Verwendung der frei erhältlichen Rechencodes ist eine vollständige Nachvollziehbarkeit der durchgeführten Rechenschritte und aller Zwischen- und Endergebnisse möglich.

Die Plausibilität der Ergebnisse wurde durch Vergleichsrechnungen anderer Organisationen überprüft (Benchmarking). Für die Durchführung der Vergleichsrechnungen wurden das Öko-Institut und Brenk Systemplanung gewonnen, die in diesem Themenbereich ebenfalls über große Erfahrungen verfügen.

Es wurde gezeigt, dass mit den in der GRS eingesetzten Programmen MicroShield® Version 10 /GRO 19/ und Geant4 /AGO 03/ die Dosiskoeffizienten für die Berechnung der äußeren Strahlenexposition bestimmt werden können. Während sich mit MicroShield® einfachere Geometrien schnell modellieren lassen, können mit Geant4 /AGO 03/ komplexere Geometrien oder andere Strahlungsarten (beispielsweise β - oder Neutronen-Strahlung) bei der Bestimmung eines Dosiskoeffizienten für die äußere Strahlenexposition berücksichtigt werden.

Für die Modellierung der Wasserausbreitung aus einer Deponie wurden die Programme SPRING /KÖN 17/ unter Verwendung des Programmpakets XTRA /SEI 15/ eingesetzt. Der Vergleich der mit diesem Modell berechneten Werte für die Aktivitäten im Sickerwasser der Deponie und im Grundwasser unterhalb der Deponie mit den in /ÖKO 20/ und /THI 04/ verwendeten Modellen zeigt für die meisten Nuklide eine gute Übereinstimmung. Die berechneten Dosen für die Szenarien mit Oberflächenwasser (O1, O2) und Brunnenwassernutzung (G1-G3) zeigen ebenfalls gute Übereinstimmungen mit den berechneten Dosen in /ÖKO 20/ und /THI 04/. Für die Berechnung des Verbleibs von Radionukliden bzw. einer Partitionierung aus den abgeführten Sickerwässern einer Deponie im Klärschlamm wurde der geochemische Code PHREEQC eingesetzt.

Das auf der TA Luft /BMU 18/ und dem Programmpaket AUSTAL2000 /AUS 15/ aufbauende Programmsystem Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell (ARTM) /BMU 07/, /GRS 12/, /GRS 15/ zur Berechnung der Ausbreitung und der Deposition freigesetzter luftgetragener radioaktiver Stoffe, das zurzeit den Stand von Wissenschaft und Technik repräsentiert, wurde erstmals für die Berechnung von Freigabewerten eingesetzt. Im Szenario L3 (Ingestion) wurden mit ARTM deutlich niedrigere Freigabewerte berechnet als in /THI 04/. Die größten Unterschiede wurden bei den Nukliden H-3 und C-14 registriert. Hier liegen die in /THI 04/ ausgewiesenen Freigabewerte um 7 bis 9 Größenordnungen höher.

Auch das Öko-Institut kommt in /ÖKO 20/ bei seinen Berechnungen zu einem ähnlichen Ergebnis. Die ermittelten Werte für H-3 und C-14 sind nicht mit dem 10 µSv-Kriterium konform (490 µSv/a und 580 µSv/a).

In /SCH 20/ wurden diese großen Unterschiede in den Berechnungen aufgeklärt. Es zeigt sich, dass bei der Ableitung der Freigabewerte für die Ingestion kontaminierter Lebensmittel ein Fehler gemacht worden ist. Dieser Fehler führte dazu, dass die korrekt berechneten Freigabewerte für das Szenario L3 deutlich (bis zu 9 Größenordnungen) restriktiver werden und die Abweichungen somit erklärbar sind.

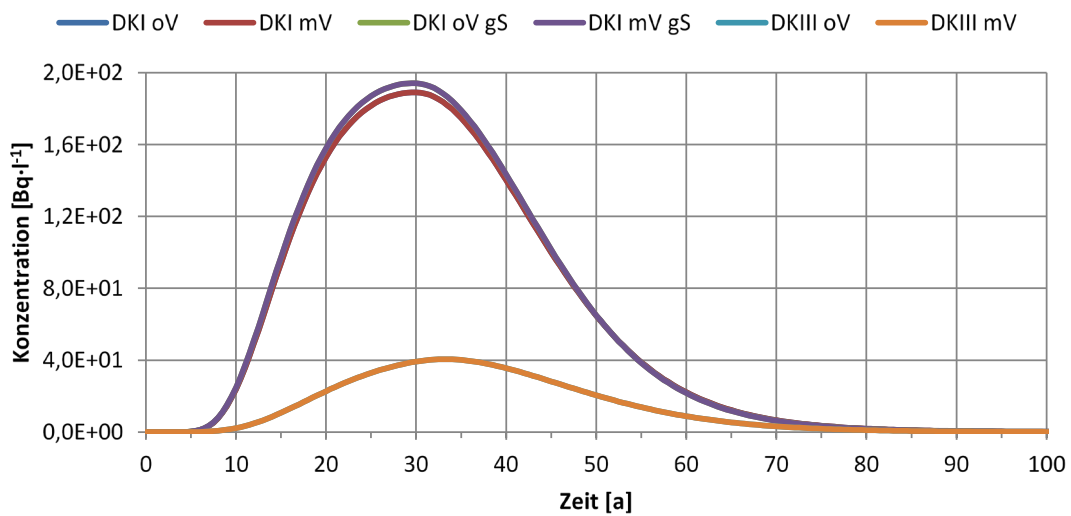
A Anhang

A.1 Nuklideigenschaften, Durchbruchkurven und Maximalkonzentrationen der berechneten Radionuklide für den Grundwasserpfad

Tritium (H-3)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹):	1·10 ⁻⁵	0	0
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹):	1·10 ⁻⁶	0	0
Halbwertszeit [a]	1,23·10 ¹		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹):	6·10 ⁶		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	1,503·10 ¹⁴		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	6,012·10 ¹¹		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹):

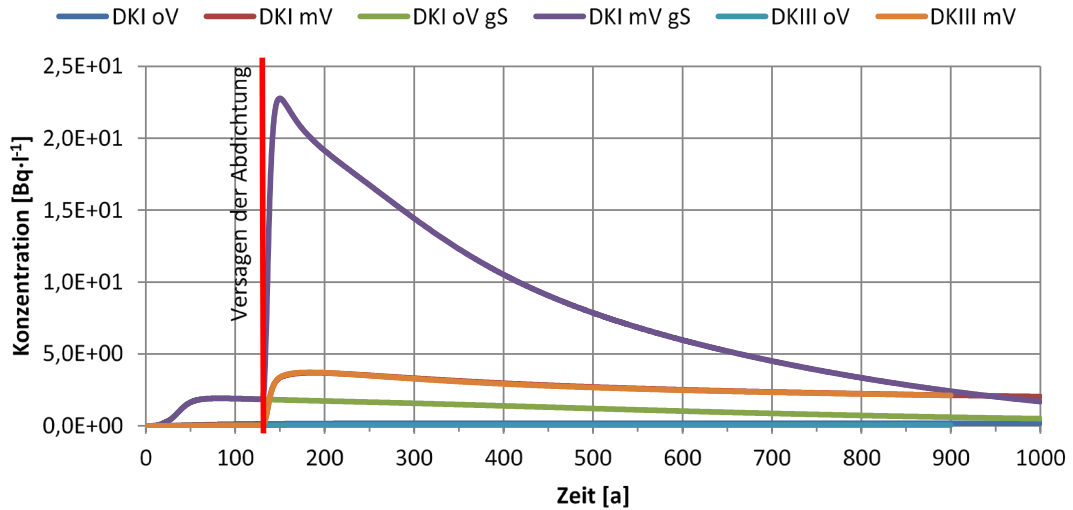


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹):	1,89·10 ²	1,89·10 ²	1,94·10 ²	1,94·10 ²	4,05·10 ¹	4,05·10 ¹
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	29,5	29,5	29,5	29,5	33	33

Kohlenstoff (C-14)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻¹	0	0
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻²	0	0
Halbwertszeit [a]	5,7·10 ³		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	4·10 ⁵		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	1,002·10 ¹³		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	4,008·10 ¹⁰		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

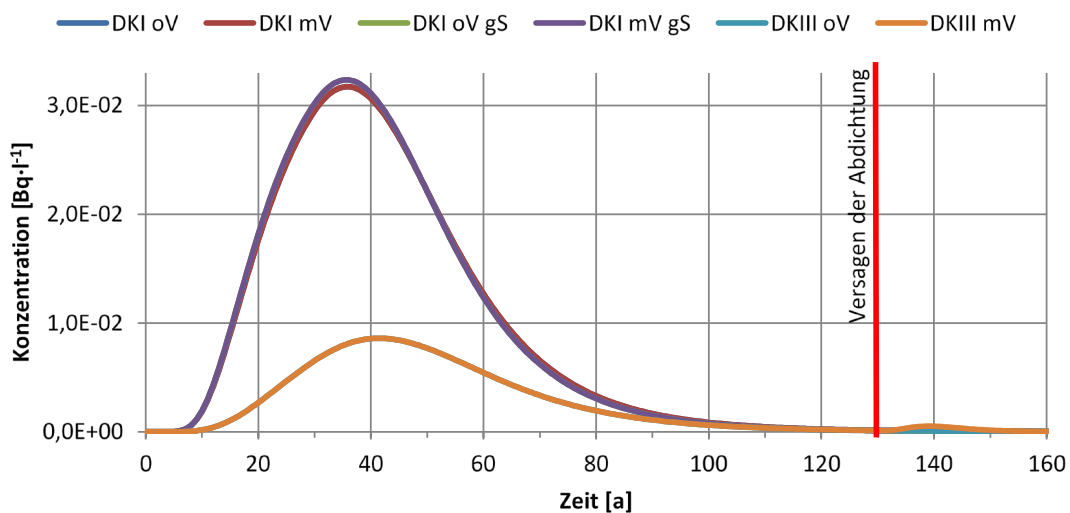


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	1,88·10 ⁻¹	3,69·10 ⁰	1,91·10 ⁰	2,28·10 ¹	5,58·10 ⁻²	3,72·10 ⁰
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	434	187,5	82,5	150	407	183,5

Chlor (Cl-36)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$]:	$1 \cdot 10^{-4}$	0	0
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$]:	$1 \cdot 10^{-5}$	0	0
Halbwertszeit [a]	$3 \cdot 10^5$		
Freigabewert nach StrlSchV [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]:	$3 \cdot 10^2$		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	$7,515 \cdot 10^9$		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	$3,006 \cdot 10^7$		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$]:

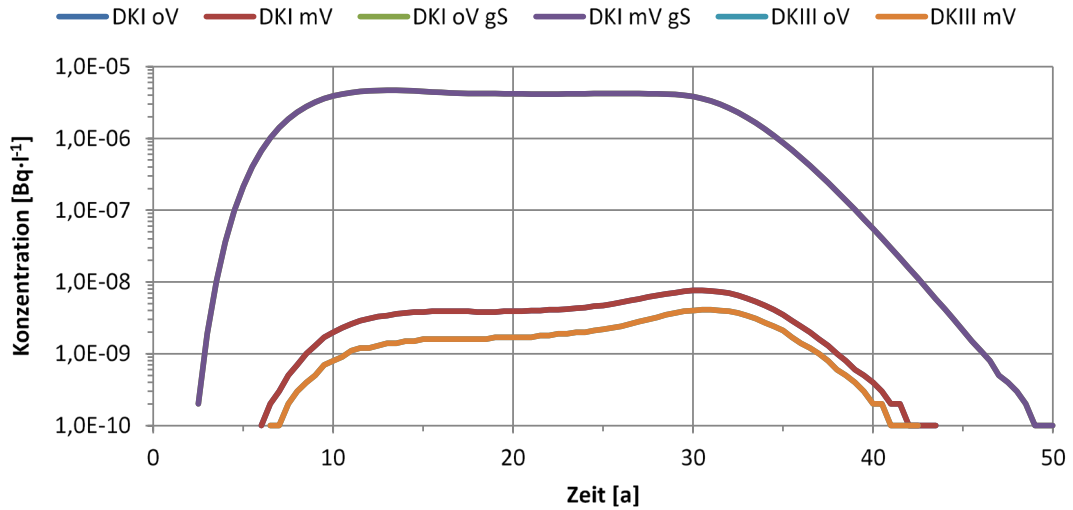


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$]:	$3,17 \cdot 10^{-2}$	$3,17 \cdot 10^{-2}$	$3,24 \cdot 10^{-2}$	$3,24 \cdot 10^{-2}$	$8,59 \cdot 10^{-3}$	$8,59 \cdot 10^{-3}$
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	36	36	35,5	35,5	41,5	41,5

Mangan (Mn-54)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻³	1·10 ⁻²	1·10 ⁻⁴
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻⁴	1·10 ⁻³	1·10 ⁻⁵
Halbwertszeit [a]	8,5507·10 ⁻¹		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	6·10 ³		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	1,503·10 ¹¹		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	6,012·10 ⁸		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

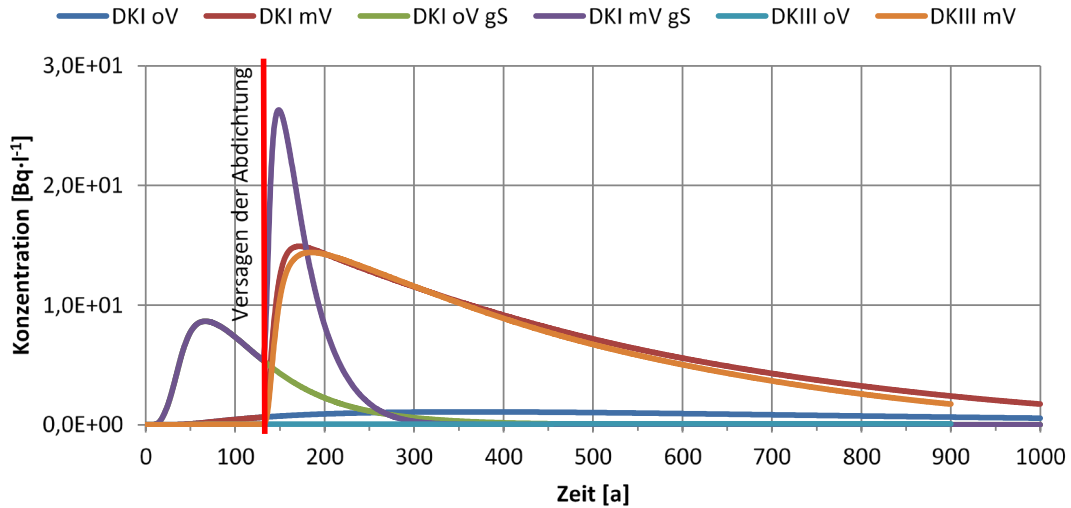


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	7,60·10 ⁻⁹	7,60·10 ⁻⁹	4,67·10 ⁻⁶	4,67·10 ⁻⁶	4,10·10 ⁻⁹	4,10·10 ⁻⁹
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	30	30	13	13	30,5	30,5

Nickel (Ni-59)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻²	1·10 ⁻²	1·10 ⁻⁴
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻³	1·10 ⁻³	1·10 ⁻⁵
Halbwertszeit [a]	7,6·10 ⁴		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	3·10 ⁵		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	7,515·10 ¹²		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	3,006·10 ¹⁰		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

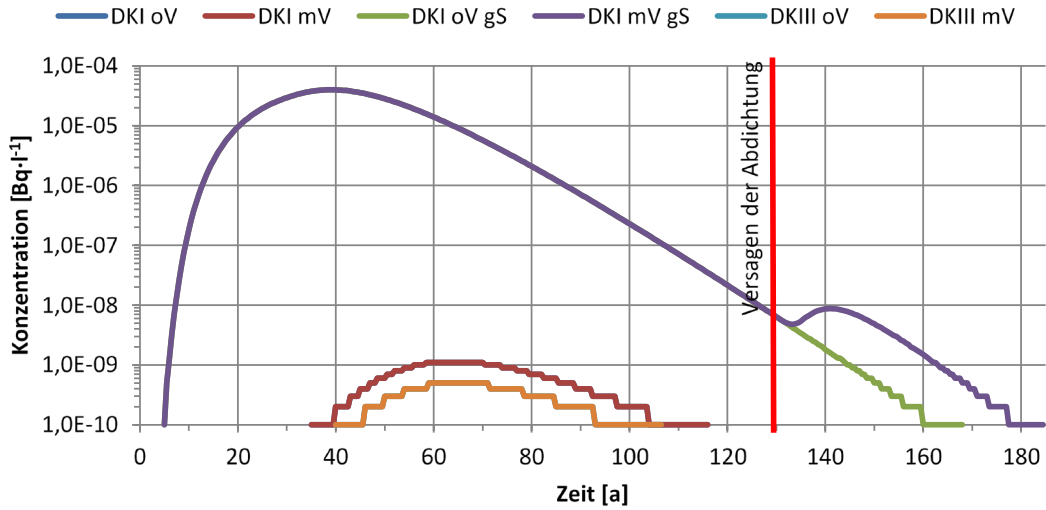


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	1,08·10 ⁰	1,49·10 ¹	8,65·10 ⁰	2,63·10 ¹	9,02·10 ⁻²	1,44·10 ¹
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	362,5	171,5	66,5	148,5	900	185

Kobalt (Co-60)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻²	1·10 ⁻¹	1·10 ⁻³
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻³	1·10 ⁻²	1·10 ⁻⁴
Halbwertszeit [a]	5,3·10 ⁰		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	2·10 ³		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	5,010·10 ¹⁰		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	2,004·10 ⁸		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

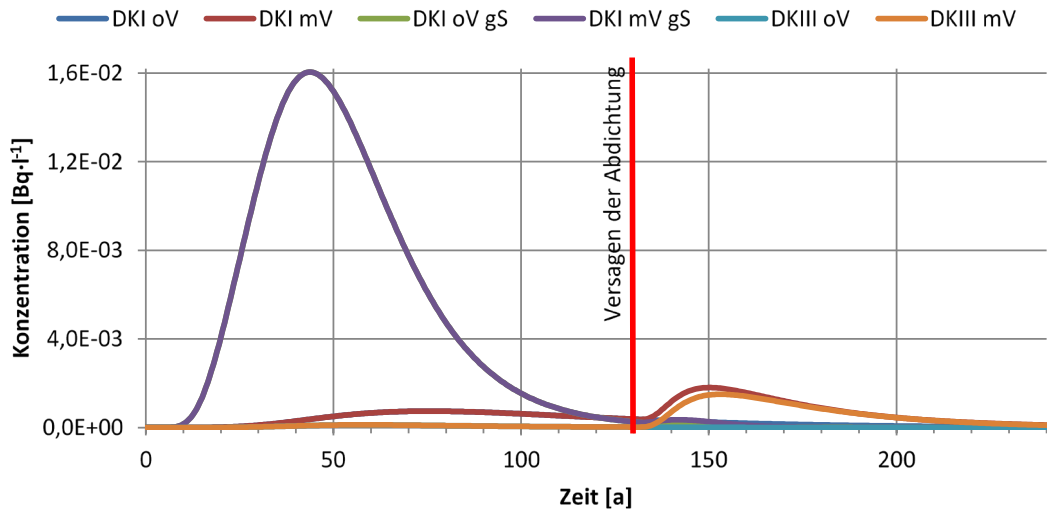


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	1,10·10 ⁻⁹	1,10·10 ⁻⁹	3,98·10 ⁻⁵	3,98·10 ⁻⁵	5,00·10 ⁻¹⁰	5,00·10 ⁻¹⁰
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	58,5	58,5	39	39	59	59

Strontium (Sr-90+)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻³	1·10 ⁻²	1·10 ⁻⁴
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻⁴	1·10 ⁻³	1·10 ⁻⁵
Halbwertszeit [a]		2,8·10 ¹	
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:		6·10 ²	
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:		1,503·10 ¹⁰	
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:		6,012·10 ⁷	

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

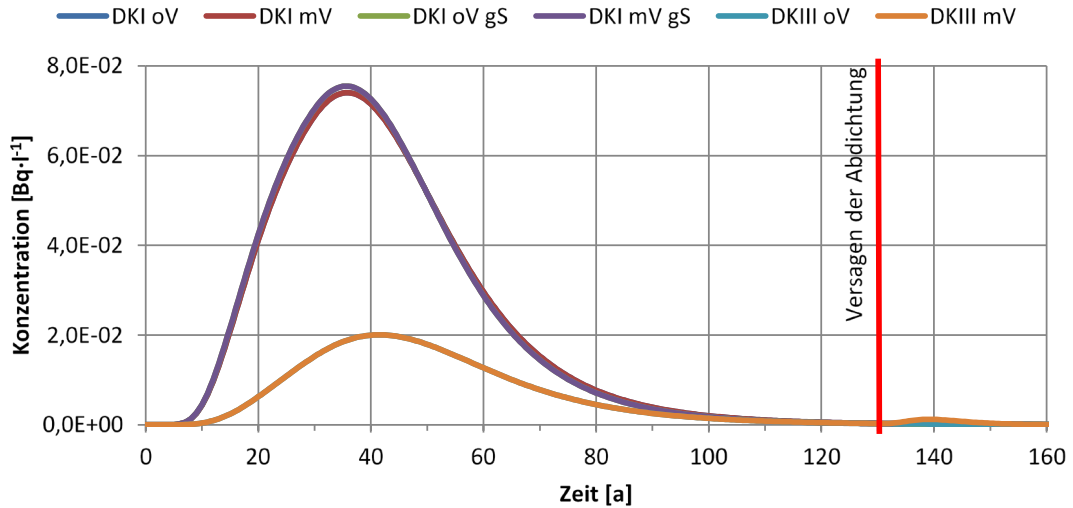


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	7,41·10 ⁻⁴	1,80·10 ⁻³	1,60·10 ⁻²	1,60·10 ⁻²	1,22·10 ⁻⁴	1,50·10 ⁻³
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	75,5	150	43,5	43,5	58	153

Technetium (Tc-99)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻⁵	0	0
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻⁶	0	0
Halbwertszeit [a]	2,1·10 ⁵		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	7·10 ²		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	1,754·10 ¹⁰		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	7,014·10 ⁷		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

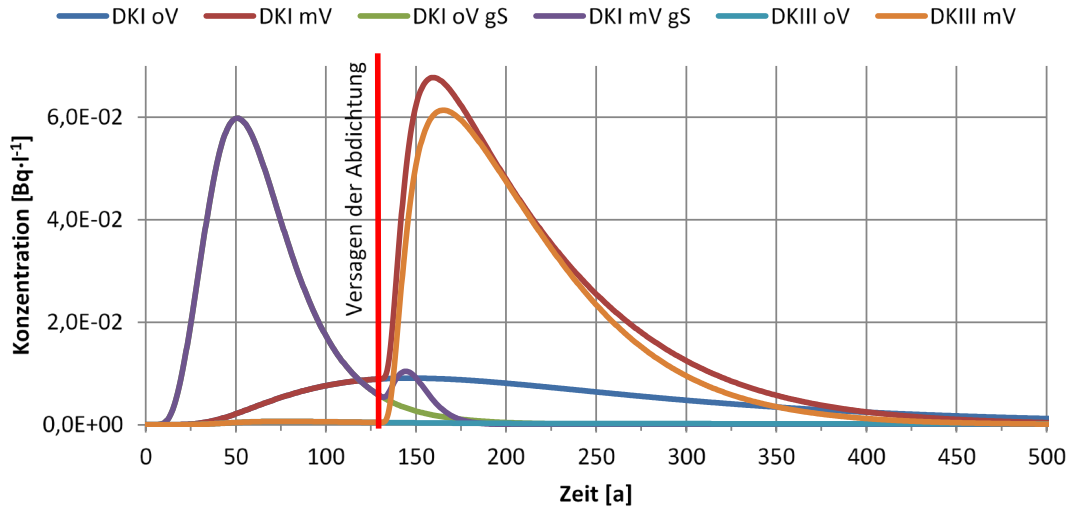


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	7,40·10 ⁻²	7,40·10 ⁻²	7,55·10 ⁻²	7,55·10 ⁻²	2,00·10 ⁻²	2,00·10 ⁻²
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	36	36	35,5	35,5	41,5	41,5

Silber (Ag-108m)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻³	1·10 ⁻²	1·10 ⁻⁴
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻⁴	1·10 ⁻³	1·10 ⁻⁵
Halbwertszeit [a]	4,18·10 ²		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	1·10 ³		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	2,505·10 ¹⁰		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	1,002·10 ⁸		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

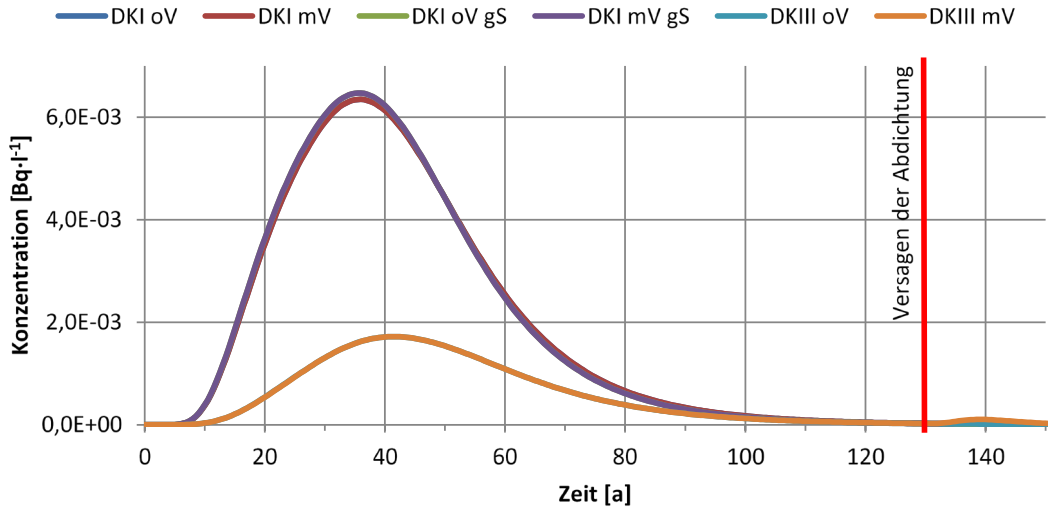


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	9,09·10 ⁻³	6,77·10 ⁻²	5,98·10 ⁻²	5,98·10 ⁻²	6,54·10 ⁻⁴	6,13·10 ⁻²
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	147	159,5	51	51	76,5	165

Iod (I-129)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻⁵	0	0
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻⁶	0	0
Halbwertszeit [a]	1,6·10 ⁷		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	6·10 ¹		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	1,503·10 ⁹		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	6,012·10 ⁶		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

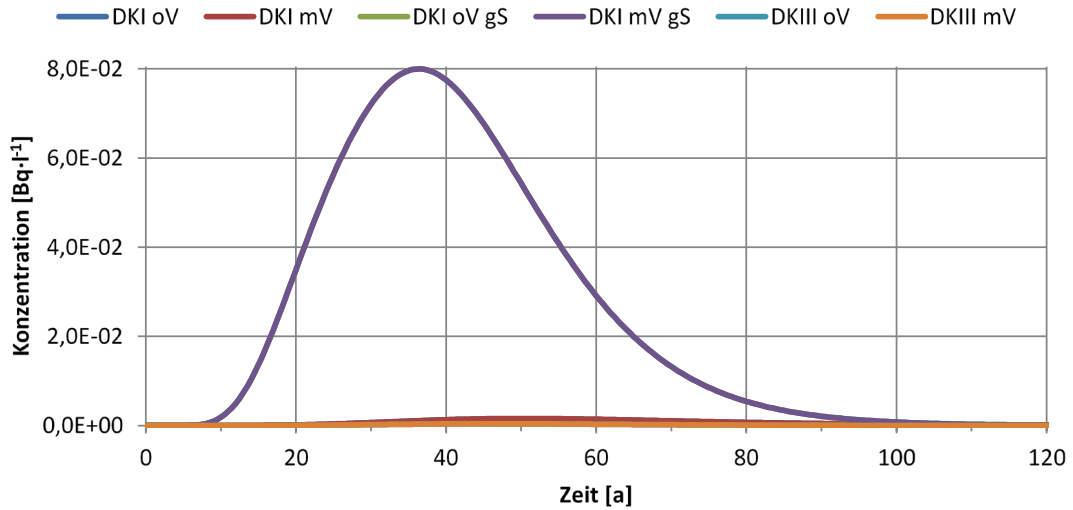


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	6,35·10 ⁻³	6,35·10 ⁻³	6,47·10 ⁻³	6,47·10 ⁻³	1,72·10 ⁻³	1,72·10 ⁻³
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	36	36	35,5	35,5	41,5	41,5

Barium (Ba-133)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$]:	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-4}$
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$]:	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Halbwertszeit [a]	$1,05 \cdot 10^1$		
Freigabewert nach StrlSchV [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]:	$1 \cdot 10^4$		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	$2,505 \cdot 10^{11}$		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	$1,002 \cdot 10^9$		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$]:

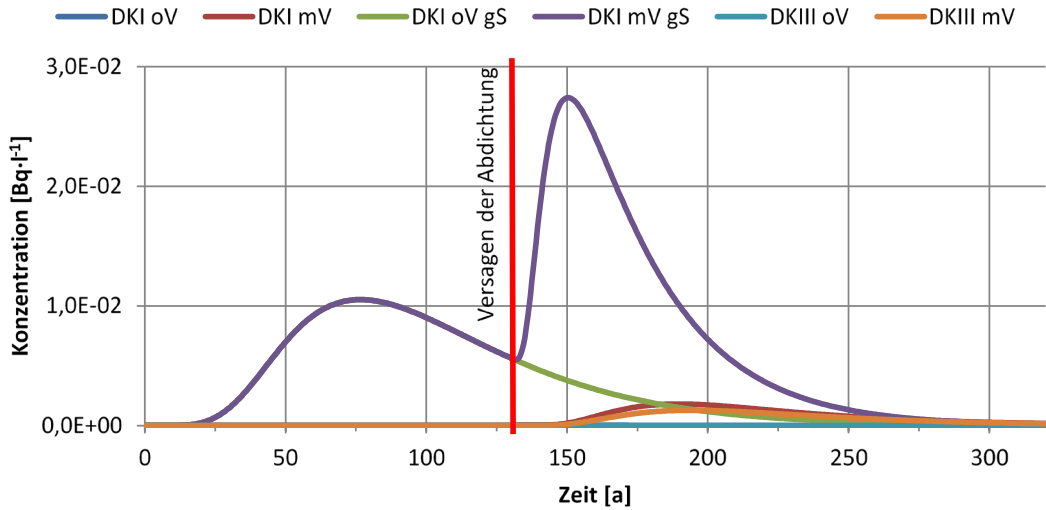


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$]:	$1,57 \cdot 10^{-3}$	$1,57 \cdot 10^{-3}$	$8,00 \cdot 10^{-2}$	$8,00 \cdot 10^{-2}$	$4,25 \cdot 10^{-4}$	$4,25 \cdot 10^{-4}$
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	50	50	36,5	36,5	46	46

Caesium (Cs-137+)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$]:	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-3}$
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$]:	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-4}$
Halbwertszeit [a]		$3 \cdot 10^1$	
Freigabewert nach StrlSchV [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]:		$8 \cdot 10^3$	
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:		$2,004 \cdot 10^{11}$	
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:		$8,016 \cdot 10^8$	

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$]:

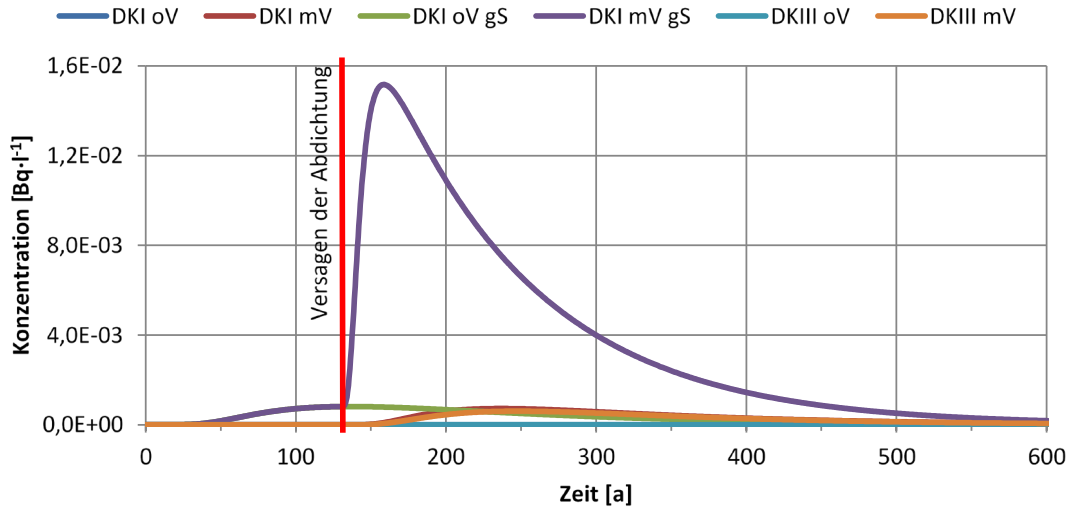


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [$\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$]:	$1,61 \cdot 10^{-5}$	$1,80 \cdot 10^{-3}$	$1,05 \cdot 10^{-2}$	$2,74 \cdot 10^{-2}$	$5,53 \cdot 10^{-6}$	$1,28 \cdot 10^{-3}$
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	151	189,5	76,5	150,5	145,5	194,5

Plutonium (Pu-238)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻¹	1·10 ⁻¹	1·10 ⁻³
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻²	1·10 ⁻²	1·10 ⁻⁴
Halbwertszeit [a]	8,77·10 ¹		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	1·10 ³		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	2,505·10 ¹⁰		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	1,002·10 ⁸		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

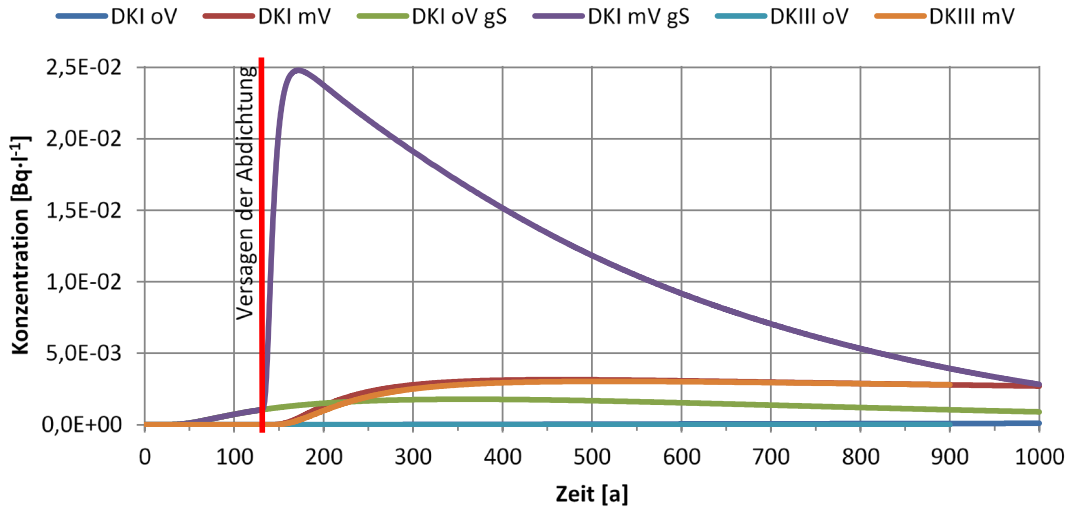


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	3,19·10 ⁻⁶	7,24·10 ⁻⁴	8,13·10 ⁻⁴	1,52·10 ⁻²	9,73·10 ⁻⁷	6,07·10 ⁻⁴
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	298,5	236,5	136	158,5	269	247,5

Plutonium (Pu-239+)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻¹	1·10 ⁻¹	1·10 ⁻³
Sorptionsk. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻²	1·10 ⁻²	1·10 ⁻⁴
Halbwertszeit [a]	2,4·10 ⁴		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	5·10 ²		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	1,253·10 ¹⁰		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	5,010·10 ⁷		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:

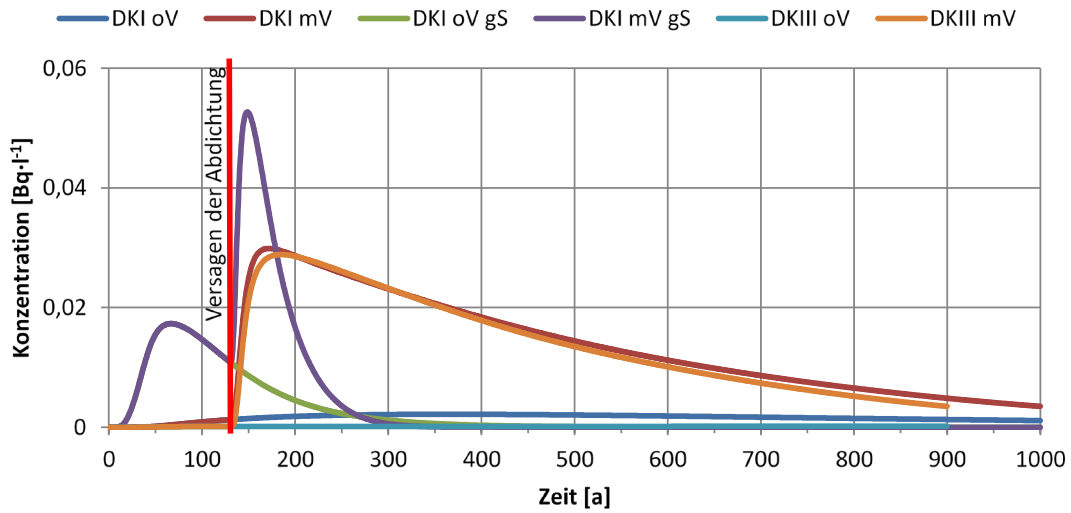


Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	1,01·10 ⁻⁴	3,15·10 ⁻³	1,79·10 ⁻³	2,48·10 ⁻²	1,09·10 ⁻⁵	3,03·10 ⁻³
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	1000	463	360	171,5	872	519

Uran (U-238+)

Nuklidspezifische Modelleigenschaften:	Rek./Dep.	Abd./geol. Bar.	GWL/Entw.
Sorptionskoeffizient „normal“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻²	1·10 ⁻¹	1·10 ⁻⁴
Sorptionskoeff. „geringe Sorption (gS)“ [m ³ ·kg ⁻¹]:	1·10 ⁻³	1·10 ⁻²	1·10 ⁻⁵
Halbwertszeit [a]	4,5·10 ⁹		
Freigabewert nach StrlSchV [Bq·kg ⁻¹]:	6·10 ²		
Eingabekonzentration gesamt [Bq]:	1,503·10 ¹⁰		
Eingabekonzentration pro Zeitschritt [Bq]:	6,012·10 ⁷		

Konzentrationsverläufe am Brunnen der sechs Rechenfälle [Bq·l⁻¹]:



Rechenfall	DKI oV	DKI mV	DKI oV gS	DKI mV gS	DKIII oV	DKIII mV
Max. Konz. [Bq·l ⁻¹]:	2,16·10 ⁻³	2,99·10 ⁻²	1,73·10 ⁻²	5,27·10 ⁻²	1,82·10 ⁻⁴	2,89·10 ⁻²
Zeitpunkt max. Konz. [a]:	363,5	172	66,5	148,5	900	185

Abkürzungsverzeichnis

AMAD	Aktivitätsbezogener Medianwert des aerodynamischen Durchmessers
AP	Arbeitspaket
ARTM	Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BS	Brenk Systemplanung GmbH
BSS	Basic Safety Standard (Strahlenschutz Grundnorm)
DK	Deponieklasse
EU	Europäische Union
EURATOM	Europäische Atomgemeinschaft
GWL	Grundwasserleiter
IAP	Ionenaktivitätsprodukt
ICRP	International Commission on Radiological Protection
KKW	Kernkraftwerk
KTA	Kerntechnischer Ausschuss
LLNL	Lawrence Livermore National Laboratory
LP	Löslichkeitskonstante
MAK	Maximale Arbeitsplatz-Konzentration

MBA	Müllbehandlungsanlage (mechanisch-biologisch)
MS	MicroShield®
MVA	Müllverbrennungsanlage
NAGRA	Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle
NEA	Nuclear Energy Agency (OECD)
NRPB	National Radiological Protection Board
PSI	Paul Scherer Institut
REA	Rauchgas-Entschwefelungs-Anlage
RP	Radiation Protection
SI	Sättigungsindex
Sp.	Spalte der Strahlenschutzverordnung
SR	Safety Report (IAEA)
SSK	Strahlenschutzkommission
StrlSchV	Strahlenschutzverordnung
UBA	Umweltbundesamt
WHO	Weltgesundheitsorganisation

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Verzahnung der EU-Empfehlungen und der SSK-Empfehlungen (BS = Brenk Systemplanung GmbH).	7
Abb. 2.2	Scheibengeometrie zur Berechnung des Photonenflusses /DEC 98/	15
Abb. 2.3	Schematische Darstellung des Transports der Aktivität aus einer Deponie zu einem Privatbrunnen /THI 00/	41
Abb. 2.4	Die von /POS 95/ verwendeten radiologischen Expositionspfade	79
Abb. 2.5	Modellstruktur der Deponierung (links) und der Abgabe an eine MVA (rechts) /SSK 06/	86
Abb. 2.6	Schema der Kompartimente Deponie, Boden, Grundwasserleiter und Brunnen /SSK 06/	93
Abb. 4.1	Vergleich deterministischer und probabilistischer Vorgehensweisen.....	143
Abb. 4.2	Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$) für Cs-137 (Szenario „RH“ nach SR-44).	153
Abb. 4.3	Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$) für Co-60 (Szenario „RH“ nach SR-44). ...	154
Abb. 4.4	Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$) für H-3 (Szenario „RL-C“ nach SR-44).	156
Abb. 4.5	Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$) für Am-241 (Szenario „WL“ nach SR-44).	158
Abb. 4.6	Häufigkeitsverteilungen (oben) und kumulierte Häufigkeiten (unten) der Eingangsparameter sowie der resultierenden Größen Dosiskonversionsfaktor und Jahresdosis (im Vergleich zum Dosiskriterium von 10 $\mu\text{Sv/a}$) für Fe-55 (Szenario „RP“ nach SR-44).	160

Abb. 5.1	Darstellung der Geometrie für das Szenario T in MicroShield (links) und Geant 4 (rechts).....	173
Abb. 5.2	Darstellung der Geometrie für das Szenario D1 in MicroShield (links) und Geant4 (rechts).....	174
Abb. 5.3	Darstellung der Geometrie für das Szenario D2 in MicroShield (links) und Geant4 (rechts).....	175
Abb. 5.4	Darstellung der Geometrie für das Szenario D3 in MicroShield mit (links) und ohne Abschirmung (rechts).....	176
Abb. 5.5	Darstellung der Geometrie für das Szenario M2 in MicroShield	178
Abb. 5.6	Darstellung der Geometrie für das Szenario S1 in MicroShield.....	179
Abb. 5.7	Darstellung der Geometrie für das Szenario S2 in MicroShield.....	180
Abb. 5.8	Darstellung der Geometrie für das Szenario S3 in MicroShield (links) und Geant4 (rechts).....	181
Abb. 5.9	Darstellung der Geometrie für die Szenarien S4 und S5 in MicroShield.....	182
Abb. 5.10	Darstellung der Geometrie für das Szenario L1 in MicroShield. Das Grüne Viereck repräsentiert eine unendlich ausgedehnte Fläche	184
Abb. 5.11	Szenarien und Expositionspfade bei der zweckgerichteten Freigabe zur Beseitigung auf einer Deponie (schematisch)	186
Abb. 5.12	Schematischer Aufbau des SPRING-Gittermodells	198
Abb. 5.13	Schematischer Profilschnitt durch den Randbereich der Deponie. Teile des infiltrierten Sickerwassers werden entlang der Entwässerungsschicht (gelb) aus dem Modell abgeleitet (schwarzer Pfeil)	199
Abb. 5.14	Longitudinale Dispersivität in Bezug zur Beobachtungsskala, Typ der Beobachtung und der Beschaffenheit des Aquifers nach /GEL 92/	206
Abb. 5.15	Strömungsgeschwindigkeit des Grundwasserleiters in Schicht 13	207
Abb. 5.16	Stoffkonzentrationen über 1000 Jahre mit unterschiedlichen Sorptionskoeffizienten zwischen 0 und $1 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ in semilogarithmischer Darstellung an einem 500 m von der Deponie entfernten Brunnen.	212

Abb. 5.17	Ausschöpfungsgrade bei Gebinden für die Freigabe zur Beseitigung von 1997 bis 2004 für das KKW Würgassen /SAN 04/.....	215
Abb. 5.18	Arbeitsmethodik bei der Anwendung von PHREEQC	234
Abb. 5.19	Aufsicht des SPRING-Deponiemodells mit markierten Rändern der Deponie (innerer Kreis) und der Entwässerungsschicht (äußerer Kreis) sowie des Entnahmeknotens 281 zum Export der Drainage-Wässer	241
Abb. 5.20	Szenarien und Expositionspfade bei der Freigabe zur Beseitigung in einer MVA (schematisch).....	262
Abb. 5.21	Horizontale Verteilung der bodennahen Konzentration von Cs-137 in Bq/m ³ bei einer Emissionsrate von 1 Bq/s.....	290
Abb. 5.22	Horizontale Verteilung der nassen Deposition von Co-60 in Bq/(m ² s) bei einer Emissionsrate von 1 Bq/s.....	291

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	Ergebnisse der Literaturrecherche	9
Tab. 2.2	Von /DEC 98/ gewählte Parameter des abdeckenden Szenarios zur äußeren γ -Bestrahlung	14
Tab. 2.3	Parameter des abdeckenden Szenarios zur Inhalationsdosis /DEC 98/	16
Tab. 2.4	Parameter des abdeckenden Szenarios zur Ingestionsdosis /DEC 98/	17
Tab. 2.5	In /ÖKO 19/ zusammengestellte Abweichungen zwischen aus /DEC 98/ abgeleiteten Freigabewerten und jenen der Anlage III Tabelle 1 Spalte 5 StrlSchV (2001)	19
Tab. 2.6	Gebäudefolgenutzung: Parameter für den Expositionspfad externe Bestrahlung /THI 00/	26
Tab. 2.7	Gebäudefolgenutzung: Parameter für das Inhalationsszenario /THI 00/	28
Tab. 2.8	Von /THI 00/ gewählte Parameter für das Ingestionsszenario (Gebäudefolgenutzung)	29
Tab. 2.9	Von /THI 00/ verwendete Parameter für das Szenario zur Hautdosis (Gebäudefolgenutzung)	30
Tab. 2.10	Bauschutt und Gebäude zum Abriss: von /THI 00/ verwendete Parameter zur externen Bestrahlung	35
Tab. 2.11	Bauschutt und Gebäude zum Abriss: von /THI 00/ Parameter für die Szenarien zur Inhalation	37
Tab. 2.12	Bauschutt und Gebäude zum Abriss: von /THI 00/ angesetzte Parameter für die Szenarien zur Ingestion	38
Tab. 2.13	Bauschutt und Gebäude zum Abriss: von /THI 00/ gewählte Parameter für die Hautdosis	44
Tab. 2.14	Prüfung der Übereinstimmung zwischen den von /THI 00/ berechneten Dosiswerten und den Freigabewerten in der /SSV 17/ (fett = Übereinstimmung)	45

Tab. 2.15	Ursachen der Abweichungen zwischen aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und den Freigabewerten der der Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrISchV für die in /EUR 00/ aufgeführten Radionuklide /ÖKO 19/	46
Tab. 2.16	Abweichungen zwischen den aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und den Freigabewerten der Anlage III Tabelle 1 Spalte 8 StrISchV mit Angabe des Vielfachen der Oberflächenkontamination nach Spalte 4 für Radionuklide mit einer Halbwertszeit kleiner 60 Tage /ÖKO 19/	50
Tab. 2.17	Prüfung der Übereinstimmung zwischen den von /THI 00/ berechneten Dosiswerten und den Freigabewerten in der /SSV 17/ (fett = Übereinstimmung)	51
Tab. 2.18	Abweichungen zwischen den aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und den Freigabewerten der Anlage III Tabelle 1 Spalte 10 StrISchV /ÖKO 19/	52
Tab. 2.19	Prüfung der Übereinstimmung zwischen den von /THI 00/ berechneten Dosiswerten und den Freigabewerten in der /SSV 17/ (fett = Übereinstimmung)	53
Tab. 2.20	Ursachen der Abweichungen zwischen aus /THI 00/ abgeleiteten Freigabewerten und jenen in der Anlage III Tabelle 1 Spalte 6 StrISchV /ÖKO 19/	54
Tab. 2.21	Parameter für die Szenarien 1.1 und 1.2: Bauarbeiter, externe Bestrahlung	60
Tab. 2.22	Parameter für die Szenarien 2, 3 und 4: alle Altersgruppen, externe Bestrahlung /THI 99/	62
Tab. 2.23	Expositionsgeometrien für die Modellierung der externen Bestrahlung /THI 99/	63
Tab. 2.24	Dosisfaktoren für die Expositionsgeometrien gemäß Tab. 2.23 für verschiedene Energiebereiche (rotatorische Expositionsorientierung) /THI 99/	64
Tab. 2.25	Übersicht 1 zu den Szenarien zur Staubinhalation /THI 99/	67
Tab. 2.26	Übersicht 2 zu den für alle Altersklassen gleichartigen Szenarien zur Staubinhalation /THI 99/	67
Tab. 2.27	Übersicht über die Szenarien zur Ingestion von Erdreich /THI 99/	70

Tab. 2.28	Verzehrmengen für Gemüse, Obst, Milch und Fleisch für die verschiedenen Altersklassen zu den Szenarien 19.1 bis 19.6 /THI 99/	74
Tab. 2.29	Nahrungsmittelverzehr aus eigenem Anbau für die Szenarien 20.1 bis 20.6 /THI 99/	76
Tab. 2.30	Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich ihres Modells	87
Tab. 2.31	Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich des Transports zur Deponie/MVA in deren Modell.....	88
Tab. 2.32	Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe bei der Deponierung.....	89
Tab. 2.33	Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage	89
Tab. 2.34	Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Arbeitsabläufe in einer mechanisch-biologischen Behandlungsanlage	90
Tab. 2.35	Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Emission einer Müllverbrennungsanlage (MVA)	91
Tab. 2.36	Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich der Ausbreitung der Radionuklide über das Oberflächenwasser	92
Tab. 2.37	Überblick über die in /SSK 06/ gemachten Angaben bezüglich deren Betrachtungen hinsichtlich einer Kläranlage	93
Tab. 2.38	Abweichungen zwischen den zweckgerichteten Freigabewerten der Anlage III Tabelle 1 Spalten 9a-d StrlSchV von den Werten der SSK-Empfehlung /SSK 06/	97
Tab. 2.39	Parameterwerte für das Transportszenario /DEC 98/.....	103
Tab. 2.40	Parameterwerte für die Inkorporationsszenarien während der Metallherstellung.....	104
Tab. 2.41	Parameterwerte für das Tritiumsszenario	106
Tab. 2.42	Parameterwerte für das Szenario zur äußeren γ -Bestrahlung von Produkten aus rezykliertem Metall /DEC 98/.....	107
Tab. 2.43	Parameterwerte für das Instrumentenszenario /DEC 98/	109
Tab. 2.44	Parameterwerte für das Szenario der Nutzung des mit Schlacke belegten Sportplatzes /DEC 98/.....	110

Tab. 2.45	Parameterwerte für das Szenario zur Aufbereitung von Aluminiumschlacke	111
Tab. 2.46	Parameterwerte für das Szenario für die äußere Bestrahlung auf der Deponie	112
Tab. 2.47	Radioökologische Daten zu Lebensgewohnheiten /DEC 98/	114
Tab. 2.48	Unterstellte Verzehrmenen gemäß /EC 98/ nach /DEC 98/	115
Tab. 3.1	Verdünnungsfaktoren für Freigabepfade aus der StrlSchV /SSV 17/	119
Tab. 3.2	Verdünnungsfaktoren für Szenarien aus /IAEA 05/	119
Tab. 3.3	In /THI 00/ verwendete Dosiskoeffizienten (aus /EU 96/) im Vergleich aus Daten anderer Literaturquellen (siehe Legende unterhalb der Tabelle)	122
Tab. 3.4	Aufenthaltszeiten in den Modellen in SR 44 /IAEA 05/ und jenen der StrlSchV /SSV 17/	124
Tab. 3.5	K_d -Werte für Sandböden aus verschiedenen Literaturquellen in cm^3/g ..	126
Tab. 3.6	K_d -Werte für Sandböden aus verschiedenen Literaturquellen in cm^3/g ..	127
Tab. 3.7	In /ICRP 95/ genannte Atemraten (dort Table 6)	128
Tab. 4.1	Szenarien nach /IAEA 05/ und beitragende Expositionspfade	135
Tab. 4.2	Parameterwerte nach /IAEA 05// für den Expositionspfad „Externe Strahlung“ und Vergleichswerte nach /DEC 98/	138
Tab. 4.3	Parameterwerte nach /IAEA 05/ für den Expositionspfad „Inhalation“ und Vergleichswerte nach /DEC 98/	139
Tab. 4.4	Parameterwerte nach /IAEA 05/ für den Expositionspfad „Direkte Ingestion (primäre Inhalation von Staub)“ und Vergleichswerte nach /DEC 98/	140
Tab. 4.5	Parameterwerte nach /IAEA 05//für den Expositionspfad „Sekundär Ingestion“	141
Tab. 4.6	Repräsentative Nuklide mit ihren Eigenschaften, dem jeweils restriktivsten Szenario aus /IAEA 05/ sowie die für realistische Szenarien gegebenen Werte für die effektive Dosis und die resultierenden Freigrenzen	145

Tab. 4.7	Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für Cs-137.....	148
Tab. 4.8	Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für Co-60	148
Tab. 4.9	Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für H-3	149
Tab. 4.10	Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für Am-241.....	149
Tab. 4.11	Deterministisch berechnete Dosiskonversionsfaktoren und resultierende Jahresdosis für Fe-55.....	150
Tab. 4.12	Verteilungen der unsicheren Eingangparameter für das Szenario „RH“	152
Tab. 4.13	Verteilungen der unsicheren Eingangparameter für das Szenario „RL-C“	155
Tab. 4.14	Verteilungen der unsicheren Eingangparameter für das Szenario „WL“	157
Tab. 4.15	Verteilungen der unsicheren Eingangparameter für das Szenario „RP“	159
Tab. 4.16	Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für Cs-137 (Szenario „RH“)...	162
Tab. 4.17	Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für Co-60 (Szenario „RH“)	162
Tab. 4.18	Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für H-3 (Szenario „RL-C“)	163
Tab. 4.19	Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für Am-241 (Szenario „WL“)	163
Tab. 4.20	Verteilungsparameter der resultierenden Verteilung für Dosiskonversionsfaktor bzw. Jahresdosis für Fe-55 (Szenario „RP“).....	164
Tab. 4.21	Rangkorrelationskoeffizienten für das Szenario „RH“ und die Nuklide Cs-137, Co-60	165

Tab. 4.22	Rangkorrelationskoeffizienten für das Szenario „RL-C“ und das Nuklid H-3.....	165
Tab. 4.23	Rangkorrelationskoeffizienten für das Szenario „WL“ und das Nuklid Am-241.....	165
Tab. 4.24	Rangkorrelationskoeffizienten für das Szenario „RP“ und das Nuklid Fe-55.....	165
Tab. 5.1	Programmcodes zur Verwendung im Vorhaben.....	168
Tab. 5.2	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario T.....	173
Tab. 5.3	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario D1.....	174
Tab. 5.4	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario D2.....	175
Tab. 5.5	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario D3.....	177
Tab. 5.6	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario M2.....	178
Tab. 5.7	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario S1.....	179
Tab. 5.8	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario S1 (alternativer Vergleich).....	180
Tab. 5.9	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario S2.....	181
Tab. 5.10	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario S3.....	182
Tab. 5.11	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für die Szenarien S4 und S5.....	183
Tab. 5.12	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für die Szenarien S4 und S5 (alternative Dichte).....	184
Tab. 5.13	Ergebnisse für die Dosiskoeffizienten für das Szenario L1.....	185
Tab. 5.14	Werte für Szenario T.....	188
Tab. 5.15	Werte für Szenario D1.....	189
Tab. 5.16	Werte für Szenario D2.....	190
Tab. 5.17	Werte für Szenario D3.....	193
Tab. 5.18	Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien T, D1, D2 und D3 [Bq/g].....	195
Tab. 5.19	Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien T, D1, D2 und D3 [μ Sv/a].....	196

Tab. 5.20	Liste der Schichten im Deponiemodell der DK I und III	201
Tab. 5.21	Zuordnung USAT zu van Genuchten Parametern /KÖN 17/	203
Tab. 5.22	Anfangsaktivität der Radionuklide nach /SSV 17/	203
Tab. 5.23	Zuordnung Z-KD zu K_d -Wert [$\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$] /THI 04/.....	205
Tab. 5.24	Strömungsrelevante Eingabeparameter.....	208
Tab. 5.25	Zeitlicher Ablauf der Aufschüttung	209
Tab. 5.26	Strömungsbilanzierung in einem repräsentativen Zeitschritt	211
Tab. 5.27	Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Lebensmitteln über den Berechnungspfad)	221
Tab. 5.28	Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Blattgemüse über den Berechnungspfad)	222
Tab. 5.29	Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Blattgemüse über den Berechnungspfad für H-3 und C-14).....	223
Tab. 5.30	Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Pflanzen ohne Blattgemüse über den Berechnungspfad).....	224
Tab. 5.31	Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Pflanzen ohne Blattgemüse über den Berechnungspfad für H-3 und C-14)	225
Tab. 5.32	Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Milch über den Berechnungspfad)	226
Tab. 5.33	Werte für die Szenarien G1-G3 (Konzentration in Fleisch über den Berechnungspfad)	227
Tab. 5.34	Werte für die Szenarien G1-G3 (Berechnung der Exposition).....	228
Tab. 5.35	Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien G1, G3 [Bq/g].....	229
Tab. 5.36	Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien G1, G3 [$\mu\text{Sv/a}$].....	230
Tab. 5.37	Werte für Szenario O1	232
Tab. 5.38	Partitionierung Klärschlamm – Abwasser aus /THI 04/	232

Tab. 5.39	Übersicht der Radionuklide der Sickerwässer aus dem SPRING-Modell und zugehörige Primärspezies in den thermodynamischen Datenbasen	237
Tab. 5.40	Übersicht der Radionuklide eines Radionuklidvektors aus einer kerntechnischen Anlage /ÖKO 15/ und zugehörige Primärspezies in den thermodynamischen Datenbasen.....	238
Tab. 5.41	Umrechnung des Aktivitätsanteils [1/g] in Stoffmengen [mol].....	239
Tab. 5.42	Maximale Konzentrationen am Entnahmeknoten für das DK I- und das DK-III Modell (Basis-Rechenfall der SPRING-Modellierung)	242
Tab. 5.43	Maximale Konzentrationen der Sickerwässer in Festphase für DK I	243
Tab. 5.44	Werte für Szenario O1 (Aktivitätskonzentrationen im Acker- und Weideboden)	246
Tab. 5.45	Werte für Szenario O1 (Aktivitätskonzentrationen im Blattgemüse)	247
Tab. 5.46	Werte für Szenario O1 (Aktivitätskonzentrationen im Blattgemüse für H-3 und C-14).....	248
Tab. 5.47	Werte für Szenario O1 (Pflanzen ohne Blattgemüse).....	248
Tab. 5.48	Werte für Szenario O1 (Pflanzen ohne Blattgemüse für H-3 und C-14)	249
Tab. 5.49	Werte für Szenario O1 (Weidepflanzen)	250
Tab. 5.50	Werte für Szenario O1 (Weidepflanzen für H-3 und C-14)	251
Tab. 5.51	Werte für Szenario O1 (Lagerfutter).....	251
Tab. 5.52	Werte für Szenario O1 (Lagerfutter für H-3 und C-14)	252
Tab. 5.53	Werte für Szenario O1 (Milch über Berechnungspfad).....	253
Tab. 5.54	Werte für Szenario O1 (Milch über Berechnungspfad).....	254
Tab. 5.55	Werte für Szenario O1 (Milch über Viehtränke).....	255
Tab. 5.56	Werte für Szenario O1 (Fleisch über Viehtränke).....	256
Tab. 5.57	Werte für Szenario O1 (Fisch)	256
Tab. 5.58	Werte für Szenario O1 (Berechnung der Exposition)	257
Tab. 5.59	Werte für Szenario O1 (Berechnung der Exposition)	258

Tab. 5.60	Werte für die Berechnung der massenbezogenen Aktivitäten Szenario O2.....	259
Tab. 5.61	Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien O1, O2 [Bq/g].....	260
Tab. 5.62	Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien O1, O2 [µSv/a].....	261
Tab. 5.63	Partitionierung der Elemente in Schlacke, Schrott, Stäube Gips und Abluft /THI 04/.....	263
Tab. 5.64	Massen der Produkte aus der Verbrennung des Abfalls in einer MVA ...	264
Tab. 5.65	Werte für Szenario M1 (Berechnung der Exposition)	265
Tab. 5.66	Werte für Szenario M2 (Berechnung der Exposition)	266
Tab. 5.67	Werte für Szenario M3 (Berechnung der Exposition)	268
Tab. 5.68	Werte für Szenario M4 (Berechnung der Exposition)	270
Tab. 5.69	Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien M1, M2, M3 und M4 [Bq/g]	271
Tab. 5.70	Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien M1, M2, M3 und M4 [µSv/a]	272
Tab. 5.71	Werte für Szenario S1 (Berechnung der Exposition).....	274
Tab. 5.72	Werte für Szenario S3 (Berechnung der Exposition).....	276
Tab. 5.73	Werte für Szenario S4 (Berechnung der Exposition).....	278
Tab. 5.74	Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien S1, S3, S4 [Bq/g].....	279
Tab. 5.75	Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien S1, S3, S4 [µSv/a]	280
Tab. 5.76	Werte für Szenario S2 (Berechnung der Exposition).....	282
Tab. 5.77	Werte für Szenario S5 (Berechnung der Exposition).....	284
Tab. 5.78	Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien S2 und S5 [Bq/g].....	285
Tab. 5.79	Vergleich der Ergebnisse mit /ÖKO 20/ für die Szenarien S2 und S5 [µSv/a]	286

Tab. 5.80	Atemraten nach /BMU 12/.....	289
Tab. 5.81	Ergebnisse der Dosisberechnung mit ARTM für die Bodenstrahlung ...	292
Tab. 5.82	Ergebnisse der Dosisberechnung mit ARTM für die Inhalation	293
Tab. 5.83	Ergebnisse der Dosisberechnung mit ARTM für die Ingestion kontaminierter Lebensmittel.....	294
Tab. 5.84	Vergleich der Ergebnisse mit /THI 04/ für die Szenarien L1, L2, L3 [Bq/g].....	295

Literaturverzeichnis

- /AGO 03/ Agostinelli, S., Allison, J., Amako, K., Apostolakis, J., Araujo, H., Arce, P., Asai, M., Axen, D., Banerjee, S., Barrand, G., Behner, F., Bellagamba, L., Boudreau, J., Broglia, L., et al.: Geant4, A simulation toolkit. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment, Bd. 506, Nr. 3, S. 250–303, DOI 10.1016/S0168-9002(03)01368-8, 2003.
- /AUS 15/ Ing.-Büro Janicke: AUSTAL2000, Ausbreitungsprogramm zum Anhang 3 „Ausbreitungsrechnung“ der neuen Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Erreichbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/regelungen-strategien/ausbreitungsmodelle-fuer-anlagenbezogene/uebersicht-geschichte>, abgerufen am 30. Oktober 2020.
- /BAE 83/ Baes, C. F., Sharp, R. D.: A Proposal for Estimation of Soil Leaching and Leaching Constants for Use in Assessment Models. Journal of Environmental Quality, Nr. 1, S. 17–28, 1983.
- /BFS 01a/ Bundesamt für Strahlenschutz (BfS): Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition, Teil II - Dosiskoeffizienten bei innerer Strahlenexposition für Einzelpersonen der Bevölkerung. Beilage 160 a und b, 28. August 2001.
- /BFS 01b/ Bundesamt für Strahlenschutz (BfS): Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition, Teil I - Dosisleistungskoeffizienten bei äußerer Strahlenexposition. Beilage 160 a und b, 28. August 2001.
- /BFS 10/ Bundesamt für Strahlenschutz (BfS): Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen – Bergbau). BfS-SW-Berichte, 07/10, 82 S., 2010.

- /BMU 90/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordnung : Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen : vom 21. Februar 1990. Hrsg.: Bundesanzeiger, 1990.
- /BMU 05/ Entwurf der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV in der Fassung von 2005, zuletzt geändert 13. Mai 2005.
- /BMU 07/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.): Entwicklung, Validierung und Bereitstellung eines atmosphärischen Ausbreitungsmodells für luftgetragene radioaktive Stoffe auf der Basis des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 der neuen TA Luft. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Ingenieurbüro Janicke, Reihe Umweltpolitik, BMU - 2007 - 710: Bonn, 2007.
- /BMU 12/ Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 der Strahlenschutzverordnung (Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder Einrichtungen) in der Fassung vom 28. August 2012 (Bundesanzeiger), zuletzt geändert 1. Dezember 2012 (BAnz. 2012, Nr. BAnz AT 05.09.2012 B1, S. 1–74).
- /BMU 18/ Entwurf zur Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (TA Luft) in der Fassung von 2018, zuletzt geändert 16. Juli 2018.
- /BUN 01/ Verordnung der Bundesregierung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz in der Fassung von Drucksache 207/01, zuletzt geändert 2001.
- /BUN 06/ Technische Regeln für Gefahrstoffe (TRGS 900) (GMBI (Gemeinsames Ministerialblatt) 2006, Nr. BArBI Heft 1/2006, S. 41–55).

- /BUS 93/ Busch, K.-F., Luckner, L., Tiemer, K., Mattheß, G.: Geohydraulik, Mit 50 Tabellen. Lehrbuch der Hydrogeologie, / hrsg. von Georg Matthes ; Bd. 3, 3. Aufl., 497 S., ISBN 978-3443010041, Borntraeger: Berlin, 1993.
- /CEU 14/ Richtlinie 2013/59/Euratom des Rates vom 5. Dezember 2013 zur Festlegung grundlegender Sicherheitsnormen für den Schutz vor den Gefahren einer Exposition gegenüber ionisierender Strahlung und zur Aufhebung der Richtlinien 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom und 2003/122/Euratom (Richtlinie 2013/59/Euratom) in der Fassung vom 5. Dezember 2013 (Amtsblatt der Europäischen Union), zuletzt geändert 17. Januar 2014 (Amtsblatt der Europäischen Union 2014, Nr. L 13, S. 1–73).
- /CHE 91/ Chen, S. Y.: Calculation of effective dose-equivalent responses for external exposure from residual photon emitters in soil. Health Physics, Bd. 60, Nr. 3, S. 411–426, DOI 10.1097/00004032-199103000-00011, 1991.
- /DEC 96/ Deckert, A., Hake, W., John, T., Thierfeldt, S.: Erarbeitung einer Richtlinie für die Radioaktivität von Reststoffen, Final report for research project St.Sch. 4100 of the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU). Hrsg.: Brenk Systemplanung GmbH: Aachen, 1996.
- /DEC 98/ Deckert, A., Thierfeldt, S.: Berechnung massenspezifischer Freigabewerte für schwach radioaktive Reststoffe. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-1998-520, August 1998.
- /DEC 00/ Deckert, A., Thierfeldt, S., Kugeler, E.: "Radiologische Bewertung einer Kontamination: Entscheidungshilfe zur Festlegung von flächenbezogenen Freigabewerten" und "Herleitung von Freigabewerten für flüssige Reststoffe" und "Abschätzung der durch Freigabe von Reststoffen und Abfällen verursachten Kollektivdosen". Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2000-559, März 2000.

- /DEPV 17/ Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV) in der Fassung vom 27. April 2009 (BGBl. I 2009, Nr. 22, S. 900-950), zuletzt geändert 27. September 2017 (BGBl. I 2017, Nr. 65, S. 3465).
- /EC 93/ Harvey, M., Mobbs, S., Cooper, J., Chapuis, A. M., Sugier, A., Schneider, T., Lochard, J., Janssens, A.: Principles and Methods for Establishing Concentrations and Quantities (Exemption values) Below which Reporting is not Required in the European Directive, XI-028/93. Hrsg.: Commission of the European Communities, Radiation Protection, Nr. 65, 100 S.: Brüssel, 1993.
- /EC 98/ ohne Autor: Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations, Recommendations of the group of experts set up under the terms of article 31 of the Euratom treaty. Radiation Protection, Bd. 89, 42 S., ISBN 92-828-3284-8, Ufficio delle pubblicazioni ufficiali delle Comunità europee: Luxembourg, 1998.
- /EC 99a/ Deckert, A., Thierfeldt, S., Kugeler, E., Neuhaus, I.: Radiation protection 114, Definition of Clearance Levels for the Release of Radioactively Contaminated Buildings and Building Rubble, Final Report Contract C1/ETU/970040. Hrsg.: Brenk Systemplanung GmbH, European Commission, Directorate General Environment: Aachen, 5. Mai 1999.
- /EC 99b/ Deckert, A.: Radiation protection 101, Basis for the definition of surface contamination clearance levels for the recycling or reuse of metals arising from the dismantling of nuclear installations, final report. 52 S., ISBN 92-828-5098-6, Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg, 1999.
- /EU 96/ Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996 zur Festlegung der grundlegenden Sicherheitsnormen für den Schutz der Gesundheit der Arbeitskräfte und der Bevölkerung gegen die Gefahren durch ionisierende Strahlung (96/29/Euratom) in der Fassung vom 13. Mai 1996 (Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften).

- /EUR 00/ European Commission: Radiation protection 113, Recommended radiological protection criteria for the clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations, Recommendations of the group of experts set up under the terms of Article 31 of the Euratom Treaty. 2000.
- /FAO 96/ FAO, Internationale Atomenergie-Organisation: International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources, Jointly sponsored by FAO, IAEA, ILO. Safety series Safety standards, Bd. 115, 353 S., ISBN 92-0-104295-7, International Atomic Energy Agency: Vienna, 1996.
- /FAW 93/ Faw, R. E., Shultis, J. K.: Radiological assessment, Sources and exposures. 681 S., ISBN 0137511329, PTR Prentice-Hall: Englewood Cliffs, NJ, 1993.
- /FIS 03/ Fischer-Appelt, K., Larue, P.-J., Gerler, J., Klinger, C.: Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-A-3116 im Rahmen des Vorhabens 4295: Köln, 1. Mai 2003.
- /GEL 92/ Gelhar, L. W., Welty, C., Rehfeldt, K. R.: A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers. Water Resources Research, Bd. 28, Nr. 7, S. 1955–1974, DOI 10.1029/92WR00607, 1992.
- /GRI 97/ Grimmelmann, W. (Hrsg.): Hydrogeologische Kartieranleitung, Mit 6 Tabellen und 10 Anlagen. Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Hydrogeologie der Staatlichen Geologischen Dienste in der Bundesrepublik Deutschland, Geologisches Jahrbuch Reihe G, Informationen aus den Bund-Länder-Arbeitsgruppen der staatlichen geologischen Dienste in der Bundesrepublik Deutschland, Bd. 2, 157 S., ISBN 3510958187, Schweizerbart: Stuttgart, 1997.
- /GRO 19/ Grove Software: MicroShield. Erreichbar unter <https://radiationsoftware.com/microshield>, abgerufen am 3. September 2019.

- /GRS 12/ Martens, R., Brücher, W., Richter, C., Sentuc, F., Sogalla, M., Thielen, H.: Erweiterung und Validierung von ARTM für den Einsatz als Ausbreitungsmodell in AVV und SBG. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-A-3637: Köln, Februar 2012.
- /GRS 14/ Artmann, A., Larue, J., Seher, H., Weiß, D.: Anwendung und Weiterentwicklung von Modellen für Endlagersicherheitsanalysen auf die Freigabe radioaktiver Stoffe zur Deponierung, Abschlussbericht. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-Bericht, Nr. 342, ISBN 978-3-944161-22-8: Köln, 2014.
- /GRS 15/ Richter, C., Sogalla, M., Thielen, H., Martens, R.: ARTM Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell mit der graphischen Benutzeroberfläche GO-ARTM, Programmbeschreibung zu Version 2.8.0 (GO-ARTM Version 2.0), Stand 2015-09-15. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) gGmbH, 15. September 2015.
- /IAEA 05/ Internationale Atomenergie-Organisation: Derivation of activity concentration values for exclusion, exemption and clearance. Safety Reports Series, Bd. 44, 61 S., ISBN 9201131046: Vienna.
- /IAEA 88/ International Atomic Energy Agency (IAEA): Principles for the exemption of radiation sources and practices from regulatory control, IAEA safety standards. IAEA Safety Series, No. 89, 23 S., ISBN 9201238886: Vienna, 1988.
- /IAEA 92/ IAEA: Application of exemption principles to the recycle and reuse of materials from nuclear facilities, A safety practice, IAEA Safety Series No. 111-P-1.1. Internationale Atomenergie-Organisation, A publication within the RADWASS programme, 111,P,1,1, 204 S., ISBN 92-0-104992-7: Vienna, 1992.
- /IAEA 94/ Internationale Atomenergie-Organisation: Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. STI/DOC, 10/364, 74 S., ISBN 920101094X, IAEA: Vienna, 1994.

- /IAEA 96/ International Atomic Energy Agency (IAEA) (Hrsg.): International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. IAEA Safety Series, No. 115: Vienna, Februar 1996.
- /ICRP 83/ International Commission on Radiological Protection (ICRP): Radionuclide Transformations - Energy and Intensity of Emissions, ICRP Publication 38. Annals of the ICRP, Bd. 11-13, 1983.
- /ICRP 87/ International Commission on Radiological Protection (ICRP): Data for use in protection against external radiation, A report ; includes statement from the 1987 Washington meeting of the ICRP. Task Group of Committee 3 of the International Commission on Radiological Protection, Annals of the ICRP, 17,2/3, IX, 132, III S, ISBN 0080355870, Pergamon Pr: Oxford, 1987.
- /ICRP 91/ International Commission on Radiological Protection (ICRP): 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60. Annals of the ICRP, Bd. 21, Nr. 1-3, S. 1–201, 1991.
- /ICRP 96/ International Commission on Radiological Protection (ICRP): Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation, ICRP Publication 74. Annals of the ICRP, Bd. 26, Nr. 3-4, 1996.
- /ICRP 10/ Petoussi-Henss, N., Bolch, W. E., Eckerman, K. F., Endo, A., Hertel, N., Hunt, J., Pelliccioni, M., Schlattl, H., Zankl, M.: Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures, ICRP Publication 116. Annals of the ICRP, Bd. 40, Nr. 2-5, S. 1–257, DOI 10.1016/j.icrp.2011.10.001, 2010.

- /JAN 04/ Janicke, U., Janicke, L.: Weiterentwicklung eines diagnostischen Windfeldmodells für den anlagenbezogenen Immissionsschutz (TA Luft), Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Anlagenbezogener Immissionsschutz, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 203 43 256, Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin. Hrsg.: Ingenieurbüro Janicke: Dunum, Deutschland, Oktober 2004.
- /KOC 87/ Kocher, D. C., Eckerman, K. F.: Electron dose-rate conversion factors for external exposure of the skin from uniformly deposited activity on the body surface. *Health Physics*, Bd. 53, Nr. 2, S. 135–141, DOI 10.1097/00004032-198708000-00003, 1987.
- /KÖN 15/ König, C. M., Becker, M., Diehl, A., Seidel, T., Rosen, B., Rüber, O., Werth, B., Zimmermann, C.: *SPRING - Simulation of Processes in Groundwater, Benutzerhandbuch für Version 4.24.* delta h Ingenieurgesellschaft mbH: Witten, September 2015.
- /KÖN 17/ König, C., Becker, M., Diehl, A., Seidel, T., Rosen, B., Rüber, O., Zimmermann, C.: *Simulation of Processes in Groundwater (SPRING), Benutzerhandbuch, SPRING-Version 4.32.* Hrsg.: delta h Ingenieurgesellschaft mbH, 477 S.: Witten, 6. Oktober 2017.
- /KTA 13/ Kerntechnischer Ausschuss (KTA): *Überwachung der Ableitung gasförmiger und an Schwebstoffen gebundener radioaktiver Stoffe, Teil 1: Überwachung der Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Kaminfortluft bei bestimmungsgemäßem Betrieb.* Regel KTA 1503.1:2013-11, 17 S., 2013.
- /KÜP 20/ Küppers, C., Claus, M.: *Anwendung von rechnerbasierten Methoden zur Überprüfung der Freigabewerte der Strahlenschutzverordnung, Unterstützung der GRS im Rahmen des Forschungsvorhabens 3617E03510, Bericht zu AP 4: Anwendung rechnerbasierter Methoden.* Hrsg.: Öko-Institut e.V., 55 S.: Darmstadt, 27. Februar 2020.

- /LUC 89/ Luckner, L., van Genuchten, M. T., Nielsen, D. R. (Hrsg.): A consistent set of parametric models for the two-phase flow of immiscible fluids in the subsurface. Bd. 25, DOI 10.1029/WR025i010p02187, 1989.
- /MER 08/ Merkel, J. B., Planer-Friedrich, B.: Grundwasserchemie, Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme. 2. Aufl., 242 S., Springer-Verlag: Berlin / Heidelberg, 2008.
- /NEA 13/ Organization for Economic Co-operation and Development - Nuclear Energy Agency: Thermochemical Database (TDB) Project Publications, Chemical Thermodynamics Series, Review aus 2013. Stand vom 12. April 2016, erreichbar unter <https://www.oecd-nea.org/dbtdb/info/publications/>, abgerufen am 25. August 2016.
- /NEU 03/ Neumann, J., Wycisk, P.: Mittlere jährliche Grundwasserneubildung. In: Liedtke, H., Mäusbacher, R., Schmidt, K.-H.: Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Relief, Boden und Wasser: Relief, Soil and Water. Hrsg.: Spektrum Akademischer Verlag, S. 144–145, Leibniz-Institut für Länderkunde, Mai 2003.
- /NRC 92/ W. E. Kennedy, Jr., D. L. Strenge: Residual Radioactive Contamination From Decommissioning, Technical Basis for Translating Contamination Levels to Annual Total Effective Dose Equivalent Final Report. U.S. Nuclear Regulatory Commission (NRC): Washington, DC, 1992.
- /NRC 03/ R. Anigstein, H.J. Chmelynski, D.A. Loomis, S.F. Marschke, J.J. Mauro, R.H. Olsher, W.C. Thurber, R.A. Meek: Radiological Assessments for Clearance of Materials from Nuclear Facilities, Main Report. U.S. Nuclear Regulatory Commission (NRC): Washington, DC, 2003.
- /ÖKO 15/ Öko-Institut e.V.: Rückbau von Kernkraftwerken, Fragen und Antworten. 21 S.: Darmstadt, 21. Juli 2015.

- /ÖKO 19/ Küppers, C., Claus, M.: Prüfung der von der GRS durchgeführten Bestandsaufnahme der Genese der Freigabewerte, Unterstützung der GRS im Rahmen des Forschungsvorhabens 3617E03510, Vollständigkeitsprüfung der zitierten Unterlagen sowie Plausibilitätsbetrachtungen zu den Schlussfolgerungen des Berichtes der GRS zu AP 1.1. Hrsg.: Öko-Institut e.V., 17. Januar 2019.
- /ÖKO 20/ Küppers, C., Claus, M.: Anwendung von rechnerbasierten Methoden zur Überprüfung der Freigabewerte der Strahlenschutzverordnung, Unterstützung der GRS im Rahmen des Forschungsvorhabens 3617E03510, Bericht zu AP 4: Anwendung rechnerbasierter Methoden. Öko-Institut e.V.: Darmstadt, 27. Februar 2020.
- /PAR 13/ Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J.: Description of input and examples for PHREEQC version 3, A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A43, 497 S., U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey: Denver, 2013.
- /PAR 16/ Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J.: PHREEQC, A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations. Version 3.3.5, Windows, U.S. Geological Survey (USGS): Reston, VA, U.S.A., 2016.
- /PAR 17/ Parkhurst, D. L., Appelo, C. A. J.: PHREEQC, A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations. Version 3.3.5, Windows, U.S. Geological Survey (USGS): Reston, VA, U.S.A., 2017.
- /POS 95/ Poschner, J., Schaller, G.: Richtwerte für die spezifische Aktivität von schwach radioaktiv kontaminierten Abfällen, die konventionell entsorgt werden, BfS-ISH-169/95. Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), ISBN 0937-4558: Neuherberg, 1995.

- /RAN 73/ Rancon, D.: The Behavior in Underground Environments of Uranium and Thorium Discharge by the Nuclear Industry, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria. Proceedings of Environmental Behavior of Radionuclides Released in the Nuclear Industry, S. 333–346, 1973.
- /SAN 04/ Sander, H.: Daten zur Ausschöpfung der Freigabewerte bei der Freigabe aus dem Kernkraftwerk Würgassen (KWW) für verschiedene Freigabeoptionen. In: Thierfeldt, S., Wörlen, S.: Spezifische Fragestellungen für die Fortentwicklung von Datensätzen für die Freigrenzen, Freigabe von Oberflächenkontaminationen. Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Ergänzungen und Durchsicht: 17. Dezember 2004. Brenk Systemplanung GmbH, Endbericht zu AP2/AP3 des BMU Vorhabens StSch 4279 - BS-Nr. 0107-01: Aachen, Juli 2004.
- /SCH 05/ Schulze-Makuch, D.: Longitudinal Dispersivity Data and Implications for Scaling Behavior. Ground Water, Bd. 43, Nr. 3, S. 443–456, DOI 10.1111/j.1745-6584.2005.0051.x, 2005.
- /SCH 08/ Scheffer, F., Schachtschabel, P.: Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum-Lehrbuch, 15. Aufl., 593 S., ISBN 3827413249, Spektrum Akad. Verl.: Heidelberg, 2008.
- /SCH 20/ Schwarze, B., Nitzsche, O., Thierfeldt, S.: Prüfung von Modellrechnungen für das radiologische Modell zur Herleitung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Entwurf, BS-Projekt-Nr. 1703-13 Unterauftrag 3409 zu Forschungsvorhaben 3617E03510. Brenk Systemplanung (BS): Aachen, 19. Februar 2020.
- /SEI 15/ Seidel, T., König, C. M.: Verifizierung der dreidimensionalen, dichteabhängigen Stofftransportberechnung, XTRA. delta h Ingenieurgesellschaft mbH, interner Bericht an die GRS, 65 S.: Witten, 9. Juni 2015.

- /SHE 90/ Sheppard, M., Thibault, D. H.: Default soil solid/liquid partition coefficients, K_{ds}, for four major soil types: a compendium. Health Physics, Nr. 59, S. 471–482, 1990.
- /SSK 93/ Strahlenschutzkommission, Deutschland: Strahlenschutzgrundsätze für die Verwahrung, Nutzung oder Freigabe von kontaminierten Materialien, Gebäuden, Flächen oder Halden aus dem Uranerzbergbau, Empfehlungen der Strahlenschutzkommission mit Erläuterungen = Radiological protection principles concerning the safeguard, use or release of contaminated materials, buildings, areas or dumps from uranium mining. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Bd. 23, 1. Aufl., 198 S., ISBN 3437114956, G. Fischer: Stuttgart, Jena, New York, 1992.
- /SSK 95/ Strahlenschutzkommission (SSK) (Hrsg.): Verfahren und Kriterien für die Freigabe von Gebäuden mit geringfügiger Radioaktivität zum Abriß oder zur Weiternutzung, Empfehlung der Strahlenschutzkommission, Verabschiedet in der 134. Sitzung am 08. Dezember 1995, Veröffentlicht in Bundesanzeiger Nr. 64 vom 30. März 1996 und Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission Band 39. 1995.
- /SSK 98/ Strahlenschutzkommission (SSK) (Hrsg.): Freigabe von Materialien, Gebäuden und Bodenflächen mit geringfügiger Radioaktivität aus anzeige- oder genehmigungspflichtigem Umgang, Empfehlung der Strahlenschutzkommission, Verabschiedet in der 151. Sitzung der SSK am 11./12.02.1998, Veröffentlicht im BAnz Nr. 193 vom 15.10.1998. 55 S., 1998.
- /SSK 05/ ohne Autor: Vergleich deutscher Freigabekriterien mit denen anderer Länder am Beispiel ausgewählter Radionuklide, Stellungnahme der Strahlenschutzkommission. Berichte der Strahlenschutzkommission (SSK) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bd. 45, 68 S., ISBN 3-437-22198-1, Elsevier Urban & Fischer: München, 2005.

- /SSK 06/ Strahlenschutzkommission (SSK): Freigabe von Stoffen zur Beseitigung, Verabschiedet in der 213. Sitzung der SSK am 05./06.12.2006, Veröffentlicht im BAnz Nr. 113a vom 22.06.2007, auch erschienen als Heft 54: Freigabe von Stoffen zur Beseitigung (ISBN: 978-3-87344-135-4). Empfehlung der Strahlenschutzkommission, 1. Dezember 2006.
- /SSV 17/ Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) in der Fassung vom 20. Juli 2001, zuletzt geändert 27. Januar 2017 (BGBl. I 2017, Nr. 5, S. 114).
- /SSV 18/ Anlageband zum Bundesgesetzblatt Teil II Nr. 34 vom 2. Dezember 2010 (Anlage zur Bekanntmachung der Neufassung der Anlagen A und B des Europäischen Übereinkommens vom 30. September 1957 über die internationale Beförderung gefährlicher Güter auf der Straße (ADR)) , zuletzt geändert www.juris.de 29. November 2018.
- /STA 79/ Staley, G. B. Et al.: Radionuclide Migration from Low-Level Waste: A Generic Overview. Hrsg.: Pergamon Press, Management of Low-Level Waste: New York, N.Y., 1979.
- /STR 13/ Strahlenschutzkommission (SSK): Ermittlung der Strahlenexposition, Empfehlung der Strahlenschutzkommission. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, 263. Sitzung, 138 S.: Bonn, 12. September 2013.
- /STU 94/ Stubenrauch, S., Hempfling, R., Simmleit, N., Mathews, T., Doetsch, P.: Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen. Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, Bd. 6, Nr. 3, S. 165–174, DOI 10.1007/BF02937702, 1994.
- /THI 99/ Thierfeldt, S., Nüsser, A., Deckert, A., Kugeler, E., Schramke, M., Neuhaus, I.: Stilllegung von Kernanlagen - Freigabe von Bodenflächen kerntechnischer Standorte, Endbericht zu Vorhaben SR 2271, BS-Projekt-Nr. 9703-14. Hrsg.: Brenk Systemplanung GmbH: Aachen, September 1999.

- /THI 00/ Thierfeldt, S., Kugeler, E.: "Freigabe von Gebäuden und Bauschutt aus kerntechnischem Umgang" und "Abschätzung der Strahlenexposition durch Rezyklierung schwach radioaktiver Schlacke aus der konventionellen Müllverbrennung", Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2000-558. Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Juni 2000.
- /THI 04/ Thierfeldt, S., Wörlen, S.: Spezifische Fragestellungen für die Fortentwicklung von Datensätzen für die Freigrenzen, Freigabe von Oberflächenkontaminationen. Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Ergänzungen und Durchsicht: 17. Dezember 2004, Endbericht zu AP2/AP3 des BMU Vorhabens StSch 4279 - BS-Nr. 0107-01. Brenk Systemplanung (BS), 233 S.: Aachen, 31. Juli 2004.
- /THI 16/ Thielen, H., Sogalla, M., Richter, C., Kümmerle, E., Möllmann-Coers, M.: Verifizierung des Dosismoduls DARTM (Dosis-Atmosphärisches-Radionuklid-Transportmodell), Fachlicher Abschlussbericht zum Vorhaben 3615S62542, Entwurf. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) gGmbH, Forschungszentrum Jülich GmbH: Köln, August 2016.
- /THO 14/ Thoenen, T., Hummel, W., Berner, U., Curti, E.: The PSI/Nagra Chemical Thermodynamic Database 12/07. Hrsg.: Paul Scherrer Institut, PSI Bericht, 14-04, 416 S.: Villingen, Switzerland, Dezember 2014.
- /VDI 00/ Verein Deutscher Ingenieure (VDI): Umweltmeteorologie, Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Partikelmodell. VDI-Richtlinien VDI 3945, Blatt 3:2000-12: Düsseldorf, 2000.
- /VDI 17/ Verein Deutscher Ingenieure (VDI): Umweltmeteorologie. Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle. VDI-Richtlinien VDI 3783, Blatt 8:2017-04: Düsseldorf, 2017.

- /WHO 08/ Organization, W. H.: Uncertainty and Data Quality in Exposure Assessment, Parts 1 and 2. IPCS harmonization project document, no. 6, 174 S., ISBN 9789241563765, World Health Organization: Geneva, 2008.
- /WIL 16/ Williams, T., Kelley, C.: Gnuplot. Version 5.0.4, 2016.
- /YU 07/ Yu, C.: User's manual for RESRAD-OFFSITE, Version 2. Hrsg.: Argonne National Laboratory (ANL), 480 S., Juni 2007.
- /ZAN 92/ Zankl, M., Petoussi, N., Drexler, G.: Effective dose and effective dose equivalent--the impact of the new ICRP definition for external photon irradiation. Health Physics, Bd. 62, Nr. 5, S. 395–399, DOI 10.1097/00004032-199205000-00002, 1992.

**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) gGmbH**

Schwertnergasse 1
50667 Köln

Telefon +49 221 2068-0

Telefax +49 221 2068-888

Boltzmannstraße 14

85748 Garching b. München

Telefon +49 89 32004-0

Telefax +49 89 32004-300

Kurfürstendamm 200

10719 Berlin

Telefon +49 30 88589-0

Telefax +49 30 88589-111

Theodor-Heuss-Straße 4

38122 Braunschweig

Telefon +49 531 8012-0

Telefax +49 531 8012-200

www.grs.de