



Strahlenschutzkommission

Geschäftsstelle der
Strahlenschutzkommission
Postfach 12 06 29
D-53048 Bonn

<http://www.ssk.de>

**Umgang mit Parameterwerten zur Herleitung und
Bedingungen für die Anwendung von Freigabewerten zur
Beseitigung geringfügig radioaktiver Stoffe auf Deponien
im Freigabeverfahren**

Handreichung der Strahlenschutzkommission

Verabschiedet in der 330. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 30.01.2024

INHALT

Kurzfassung	5
1 Einleitung	7
2 Hintergrund	8
2.1 Fachlicher Hintergrund	8
2.2 Rechtliche Bezüge.....	10
2.3 Ausschöpfungsgrade als inhärente Kenngrößen der Geringfügigkeit.....	12
3 Modelle und Parameter	14
3.1 Modellteil: Transport zur Deponie	16
3.1.1 Übersicht	16
3.1.2 Szenario T1: Transport.....	16
3.2 Modellteil: Deponierung – Arbeitsabläufe	17
3.2.1 Übersicht	17
3.2.2 Szenario D1: Deponie Eingangsbereich	17
3.2.3 Szenario D2: Deponie MBV	18
3.2.4 Szenario D3: Deponie Einlagerung.....	19
3.3 Modellteil: Radionuklidausbreitung über den Oberflächenwasserpfad	21
3.3.1 Übersicht	21
3.3.2 Klärwerk	21
3.3.3 Szenario O1: Nutzung von Oberflächenwasser	23
3.3.4 Szenario O2: Verwertung von Klärschlamm	23
3.3.5 Verbrennung von Klärschlamm.....	23
3.4 Modellteil: Radionuklidausbreitung über den Grundwasserpfad.....	23
3.4.1 Übersicht	23
3.4.2 Szenarien G1-3: Nutzung von Grundwasser Deponieklassen DK I bis DK III.....	24
3.4.2.1 Parameterwerte	24
3.4.2.2 Eindringen des Sickerwassers über die Oberfläche der Deponie.....	25
3.4.2.3 Freisetzung der Radionuklide aus den Abfällen	25
3.4.2.4 Migration der Radionuklide in Deponie, Basisabdichtung und Grundwasserleiter	26
3.4.2.5 Separate Behandlung von Mutter- und Tochternukliden beim Vorliegen von Zerfallsketten	28
3.4.2.6 Grundwasserentnahme am Brunnen	28
3.5 Modellteil: Kontamination der Nahrung durch die Nutzung von Wasser	28
3.5.1 Übersicht	28
3.5.2 Parameter.....	28
3.6 Dosisberechnung.....	30

4	Untersuchungen zu den Deponien	30
4.1	Einbau und Abdeckung der Abfälle bei der Deponierung	30
4.2	Untersuchungen zu Deponien in behördlichem Auftrag	31
4.3	Missverständnisse in der öffentlichen Kommunikation	36
5	Sensitivitätsanalyse	39
5.1	Einführung	39
5.2	Verwendete Software	40
5.3	Parameter der Sensitivitätsanalyse	40
5.3.1	Massenströme, Ausschöpfungsgrade und Kapazitäten	41
5.3.2	Aufenthalts- und Arbeitszeiten	42
5.3.3	Staubkonzentrationen und Aufkonzentration im Staub	45
5.3.4	Sonstige Parameter	48
5.3.5	Korrelationen zwischen Parametern	49
5.4	Auswahl der Radionuklide	50
5.5	Auswertung der Crystal Ball®-Daten	51
5.6	Diskussion der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse	52
6	Schlussfolgerungen	58
	Literatur	61
	Abkürzungen	65
	Anhang: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse	66
A-1	Radionuklid ³ H	67
A-2	Radionuklid ¹⁴ C	68
A-3	Radionuklid ²² Na	69
A-4	Radionuklid ³⁶ Cl	70
A-5	Radionuklid ⁵⁴ Mn	71
A-6	Radionuklid ⁵⁵ Fe	72
A-7	Radionuklid ⁶⁰ Co	73
A-8	Radionuklid ⁹⁰ Sr	74
A-9	Radionuklid ^{110m} Ag	75
A-10	Radionuklid ¹²⁹ I	76
A-11	Radionuklid ¹³¹ I	77
A-12	Radionuklid ¹³⁷ Cs	78
A-13	Radionuklid ¹⁵⁴ Eu	79
A-14	Radionuklid ²²⁶ Ra	80
A-15	Radionuklid ²³⁸ U	81
A-16	Radionuklid ²³⁸ Pu	82

A-17 Radionuklid ^{239}Pu	83
A-18 Radionuklid ^{240}Pu	84
A-19 Radionuklid ^{241}Am	85

Kurzfassung

Mit der Abschaltung der letzten drei Kernkraftwerke in Deutschland Ende April 2023 ist der Atomausstieg in Deutschland vollzogen. Inzwischen gibt es in Deutschland rund 30 stillgelegte Kernkraftwerksblöcke, die abzubauen sind. Dabei fallen in großen Mengen Abfälle an, die freigegeben werden können. Insbesondere die Einlagerung freigegebener Abfälle auf Deponien steht dabei im Fokus der Öffentlichkeit und wird von Teilen der Bevölkerung kritisch hinterfragt. Es gibt intensive Bemühungen bei zuständigen Landesbehörden und Deponiebetreibern, die Schadlosigkeit der Entsorgung auf den jeweiligen Deponien zusätzlich zur Einhaltung der Freigabewerte durch besondere Nachweise zu belegen. Damit verbundene aufwendige behördliche Überprüfungen können zwar zur Akzeptanz in der Öffentlichkeit beitragen, führen aber auch zu Verzögerungen, die sich auf den Abbaufortschritt eines Kernkraftwerks auswirken können.

Vor diesem Hintergrund hat die Strahlenschutzkommission (SSK) im Jahr 2021 beschlossen, eine Handreichung zu erstellen, die den zuständigen Behörden im Vollzug der Freigabe zur Beseitigung auf Deponien eine Hilfestellung bei der Beurteilung der Einhaltung des Dosis-kriteriums für die Freigabe – die effektive Dosis darf nur im Bereich von $10 \mu\text{Sv}$ im Kalenderjahr liegen – geben soll. Die SSK beabsichtigt damit eine Verbesserung der Freigabeverfahrens-abläufe insbesondere beim Rückbau der Kernkraftwerke.

Die Handreichung befasst sich mit der Freigabe zur Beseitigung auf Deponien, nicht aber mit der Freigabe zur Beseitigung in Verbrennungsanlagen oder weiteren Freigabeoptionen der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV).

Die Anwendung der Freigabewerte für die Beseitigung auf einer Deponie erfordert stets eine behördliche Befassung mit der für den Einbau der Abfälle vorgesehenen Deponie. Die StrlSchV stellt Anforderungen an die Deponieklasse und die durchschnittliche jährliche Gesamteinlage-menge, so dass diese Voraussetzungen behördlich zu überprüfen sind. Ist eine der Voraussetzungen der StrlSchV zur Freigabe nicht erfüllt, so ist ein Einzelfallnachweis der Einhaltung des Dosis-kriteriums erforderlich. Neben einem solchen Einzelfallnachweis können gemäß StrlSchV weitergehende behördliche Überprüfungen notwendig sein, wenn der zuständigen Behörde Anhaltspunkte dafür vorliegen, dass das Dosis-kriterium für die Freigabe am Standort der Entsorgungsanlage nicht eingehalten wird. Das Dosis-kriterium für die Freigabe muss nach deutschem Strahlenschutzrecht eingehalten werden; die bloße Einhaltung der Freigabewerte genügt zum Nachweis nicht. Neben den rechtlich geforderten Überprüfungen können weitere Prüfungen eine Erhöhung der Transparenz bewirken, die zur Erhöhung der Akzeptanz in der Öffentlichkeit beitragen kann.

Eine Überprüfung der Einhaltung des Dosis-kriteriums in konkreten Freigabeverfahren setzt Kenntnisse der Modellannahmen und Parameter bei der Herleitung der Freigabewerte voraus. Diese Herleitung ist komplex und nicht leicht nachvollziehbar. Auch Konsequenzen von Abweichungen einzelner Bedingungen oder Parameter im Einzelfall von den generischen Modellannahmen sind nicht leicht zu beurteilen. Die SSK hat daher in dieser Handreichung die Modellierung und Parametrisierung bei der Herleitung der Freigabewerte zur Beseitigung auf Deponien detailliert dargestellt. Eine für diese Handreichung durchgeführte Sensitivitätsana-lyse zeigt die Robustheit des Verfahrens hinsichtlich abweichender Einzelparameter. Die Ergebnisse zeigen aber auch, welche Parameter im Hinblick auf das Dosis-kriterium entschei-dend sind und daher bei einer Überprüfung vorrangig beachtet werden sollten. Dies sind vor allem die jährlichen Arbeitszeiten einer einzelnen Person beim Einbau von freigegebenem Abfall auf der Deponie sowie die Fahrtzeiten beim Transport zur Deponie, wenn diese mehr als etwa 100 km vom Abfallerzeuger entfernt ist. Bei gegenüber den Modellannahmen geringerem

Abfluss des Vorfluters einer Kläranlage, die die Sickerwässer einer Deponie behandelt, sollte die mögliche Nutzung des Vorfluterwassers angesehen werden, da der Umfang einer Nutzung die mögliche Dosis bestimmt.

Da diese Ergebnisse von charakteristischen Eigenschaften der Radionuklide wie Halbwertszeit, Strahlungsart sowie Migration und Transfer in der Umwelt abhängen, wurde die Sensitivitätsanalyse für eine Reihe von Radionukliden durchgeführt, die das gesamte Spektrum der in der Praxis bedeutsamen Radionuklide abdecken. Dabei sind von der Betrachtung auch Radionuklide abgedeckt, die bei der Freigabe von Abfällen aus der Medizin, Technik und Forschung zu berücksichtigen sind. Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, dass erhebliche Abweichungen von den Annahmen und Parametern der Herleitung der Freigabewerte vorliegen müssen, bevor es zu einer Verletzung des Dosiskriteriums kommen könnte.

Ausgehend von den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse und bisherigen Erfahrungen aus der Praxis wird ein schrittweises Vorgehen vorgeschlagen, mit dem behördliche Untersuchungen zielgerichtet auf sensitive Modellannahmen ausgerichtet werden können, um die Einhaltung des Dosiskriteriums zu belegen. Neben Abweichungen von den sensitiven Modellannahmen und Parametern können dabei auch tatsächliche Massenströme und Ausschöpfungsgrade der Freigabewerte sowie die jeweiligen Nuklidvektoren berücksichtigt werden.

1 Einleitung

Mit der Abschaltung der letzten drei Kernkraftwerke in Deutschland Ende April 2023 ist der Atomausstieg in Deutschland vollzogen. Inzwischen gibt es in Deutschland rund 30 stillgelegte Kernkraftwerksblöcke, die abgebaut werden. Im Rahmen des Abbaus¹ fallen in großen Mengen Abfälle an, die freigegeben werden können. Insbesondere die Einlagerung freigegebener Abfälle auf Deponien steht dabei im Fokus der Öffentlichkeit und wird von Teilen der Bevölkerung kritisch hinterfragt. Aus diesem Grund gibt es intensive Bemühungen bei zuständigen Landesbehörden und Deponiebetreibern, die Schadlosigkeit der Entsorgung auf den jeweiligen Deponien klarer zu kommunizieren und die Schadlosigkeit erforderlichenfalls auch durch besondere Nachweise zu belegen.

Insbesondere an Deponiestandorten haben sich Bürgerinitiativen gegründet, die die Übernahme von zur Beseitigung freigegebenen Abfällen aus im Abbau befindlichen Kernkraftwerken ablehnen. Es werden beispielsweise Forderungen erhoben, die Abfälle einer Endlagerung zuzuführen, sie an den Kraftwerksstandorten verbunkert zu lagern oder dort Deponien für die Aufnahme der Abfälle einzurichten. Begründet wird dies mit den Risiken von Strahlenexpositionen, da freigegebene Abfälle nicht gänzlich frei von künstlichen Radionukliden sein müssen. Dabei ist es für die Gegnerschaft der Freigabe weitgehend unerheblich, ob mögliche Strahlenexpositionen unterhalb des Dosiskriteriums² für die Freigabe von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ liegen würden. Es wird dabei angeführt, dass ausgehend von der für den praktischen Strahlenschutz maßgeblichen Annahme eines LNT-Modells (Linear-No-Threshold Model) gesundheitliche Folgen bei extrem niedrigen Strahlenexpositionen zwar sehr unwahrscheinlich, aber trotz eines sehr begrenzten tatsächlich strahlenexponierten Personenkreises nicht vollkommen ausgeschlossen wären. Die Freigabe wird von deren Gegnerschaft als nicht zwingend notwendig und jede damit verbundene Strahlenexposition als unnötiges Risiko gesehen.

Von den zuständigen Landesbehörden werden im Rahmen der Genehmigungsverfahren in vielen Fällen die spezifischen Bedingungen der konkreten Entsorgungsanlagen betrachtet, um diese mit den bei der Herleitung der Freigabewerte getroffenen Modellen und Annahmen abzugleichen. Dies erfolgt aber nicht ausschließlich im Hinblick auf die Kommunikation mit der Öffentlichkeit, denn das deutsche Strahlenschutzrecht fordert bei der Freigabe vorrangig die Einhaltung des Dosiskriteriums der Freigabe, also einer effektiven Dosis im Bereich von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Die Freigabe zur Beseitigung in einer bestimmten Beseitigungsanlage kann verweigert oder die zulässigen Werte für die Freigabe können gegenüber den Freigabewerten der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) abgesenkt werden, wenn der Behörde Anhaltspunkte dafür vorliegen, dass das Dosiskriterium im Einzelfall nicht eingehalten ist. Aufwendige behördliche Überprüfungen führen dabei zu Verzögerungen, die sich auf den Abbaufortschritt eines Kernkraftwerks auswirken können. Die Überprüfungen sollten daher nicht zeitaufwendiger sein, als dies für den Nachweis der Einhaltung des Dosiskriteriums notwendig ist.

Vor diesem Hintergrund hat die Strahlenschutzkommission (SSK) im Jahr 2021 beschlossen, eine Handreichung zu erstellen, die den zuständigen Behörden im Vollzug der Freigabe zur Beseitigung auf Deponien eine Hilfestellung bei der Beurteilung der Einhaltung des Dosiskriteriums geben soll. Die vorliegende Handreichung soll helfen, Freigabeverfahrensabläufe zu

¹ umgangssprachlich auch als Rückbau bezeichnet

² Das Dosiskriterium der StrlSchV bezieht sich auf ein Kalenderjahr. Bei der Herleitung generischer Freigabewerte wird auf ein Jahr im Sinne von 365 aufeinanderfolgenden Tagen Bezug genommen. Im Folgenden wird vereinfachend als Einheit der effektiven Dosis oft $\mu\text{Sv a}^{-1}$ verwendet.

verbessern und somit, insbesondere beim Rückbau der Kernkraftwerke, nicht notwendige Verzögerungen zu vermeiden. Diese Verzögerungen können zu höherer Exposition des Personals führen, wie in Abschnitt 2.2 ausgeführt. Da mit Hilfe dieser Handreichung die den Freigabewerten der StrlSchV zugrunde liegenden Annahmen und Parameterwerte nachvollzogen werden können, wird eine bessere Transparenz geschaffen. Es ergibt sich dadurch ein Nutzen nicht nur für zuständige Behörden, sondern auch für alle am Verfahren Beteiligten und die Öffentlichkeit.

Die Handreichung befasst sich mit der Freigabe zur Beseitigung auf Deponien, nicht aber mit der Freigabe zur Beseitigung in Verbrennungsanlagen oder weiteren Freigabeoptionen der Strahlenschutzverordnung. Die dabei exemplarisch betrachteten Radionuklide decken neben Abfällen aus dem Rückbau von Kernkraftwerken auch Abfälle aus der Medizin, Technik und Forschung ab.

Die Handreichung wurde durch den Ausschuss „Radioökologie“ der SSK erarbeitet und von der SSK in ihrer 330. Sitzung am 30. Januar 2024 verabschiedet.

2 Hintergrund

2.1 Fachlicher Hintergrund

Beim Abbau von Leistungsreaktoren fallen sehr große Abfallstoffströme an, deren Abtransport durch komplexe logistische Prozesse sichergestellt werden muss. Große Teile dieser Stoffströme stammen dabei aus dem genehmigungspflichtigen Umgang und bedürfen einer Freigabe für den Stoffstromanteil, der nicht als radioaktiver Abfall einer Endlagerung zugeführt werden muss. Der massen- und volumenmäßig größte Anteil von etwa 90 % der Kontrollbereichsmasse eines deutschen Kernkraftwerks kann dabei über die spezifische Freigabe von Gebäuden freigegeben werden, etwa 5 % durch uneingeschränkte Freigabe und etwa 3 % durch spezifische Freigabe zur Beseitigung auf Deponien und in Verbrennungsanlagen (ESK 2022). Stoffströme der spezifischen Freigabe sind für spezielle Phasen des Abbauprozesses von großer Bedeutung. Daher sind alle Freigabeoptionen für einen reibungslosen Ablauf des Abtransports wichtig. Störungen im Abtransport der Stoffe führen u. a. zu

- Verzögerungen beim Abbau aktivierter Komponenten und bei der Dekontamination,
- Einschränkungen bei der räumlichen Zugänglichkeit von Abbaubereichen und
- Vergrößerung der erforderlichen Pufferlagerungsbereiche in Verbindung mit verlängerten Pufferlagerzeiten.

Daraus resultiert ggf. eine erhöhte Strahlenexposition des mit dem Abbau beschäftigten (beruflich strahlenexponierten) Personals und bei einer langfristigen Lagerung auch von anderen beruflich tätigen Personen. Es ist daher im Sinne des Minimierungsgebots erforderlich, Planung und Durchführung der Arbeiten auch hinsichtlich eines reibungslosen Abtransports der anfallenden Stoffströme zu optimieren. Hilfestellungen für die zuständigen Behörden, eine den Schutzziele der Regelungen entsprechende Freigabe zügig umsetzen zu können, sind für diese Optimierungen hilfreich.

Das deutsche Strahlenschutzrecht fordert bei der Freigabe vorrangig die Einhaltung des Dosiskriteriums der Freigabe, einer effektiven Dosis im Bereich von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Diese Dosis bezieht sich auf Einzelpersonen der Bevölkerung inklusive Personen, die beruflich mit den freigegebenen Abfällen umgehen, da es sich dabei nicht um beruflich exponierte Personen im Sinne des Strahlenschutzrechts handelt. Von dem Dosiskriterium ausgehend sind die nuklidspezifischen

Freigabewerte durch komplexe Modellierungen hergeleitet worden. Im Rahmen des Vollzugs werden von den zuständigen Landesbehörden in vielen Fällen die spezifischen Bedingungen der konkreten Entsorgungsanlagen betrachtet, um durch Abgleich mit den in den Modellierungen getroffenen Annahmen entscheiden zu können, ob das Dosiskriterium eingehalten ist. In diesem Zusammenhang ist die direkte Deponierung mineralischer Abfälle und die Abgabe von Metallschrott zum Recycling besonders relevant.

Da die Überprüfung von Deponien auf die Einhaltung aller in den Freigabemodellen enthaltenen Parameter zeitaufwendig ist, kann es zu deutlichen Verzögerungen bei der Abfallentsorgung und zu einem unnötigen Umgang mit radiologisch unbedeutenden Abfällen kommen. Im Sinne einer breit gefassten Optimierung des Strahlenschutzes sieht die SSK die Notwendigkeit, die wissenschaftlichen Grundlagen der Freigabe zur Deponierung, insbesondere die Robustheit des Verfahrens hinsichtlich abweichender Einzelparameter, in einen mit fachlich fundierten Argumenten gestützten Rahmen zu stellen. Die Herleitung der Freigabewerte ist komplex und nicht leicht nachvollziehbar. Auch Konsequenzen von Abweichungen einzelner Bedingungen im Einzelfall von den generischen Modellannahmen sind generell nicht leicht zu beurteilen. Die Nachvollziehbarkeit wird zusätzlich dadurch erschwert, dass der ausführliche Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279 aus dem Jahr 2004³ (nachfolgend kurz BS 2004 genannt), in dem Freigabewerte zur Beseitigung hergeleitet wurden, unveröffentlicht ist (vgl. Kapitel 3). Bei einzelnen Parameterwerten hat die SSK in ihrer Empfehlung (SSK 2006) gegenüber der Parametrisierung dieses Berichts abweichende Festlegungen getroffen. Die Darstellung des Berichts aus dem Forschungsvorhaben kommt aus diesem Grund nicht zu den gleichen Freigabewerten wie die SSK-Empfehlung. Die in der StrlSchV (2018) tabellierten Werte sind aber der SSK-Empfehlung entnommen. Da in (SSK 2006) nicht alle aus (BS 2004) übernommenen Parameterwerte benannt sind, ist ein Nachvollziehen der Modellierung auf der Basis von (SSK 2006) nicht vollständig möglich.

Aufgrund dieser Sachverhalte hat vorliegende Handreichung der SSK zwei wesentliche Ziele:

- Die Handreichung soll die Robustheit der Modelle der Herleitung der Freigabewerte zur Deponierung im Hinblick auf einzelne Abweichungen bei Modellannahmen oder Parameterwerten näher darlegen. Hieraus ergeben sich Hinweise, auf welche möglichen Abweichungen bei einer Überprüfung gemäß § 37 Abs. 1 Nr. 4 StrlSchV (2018) durch die zuständigen Behörden besonderes Augenmerk zu richten ist und wie bei Feststellung von Abweichungen weiter vorgegangen werden soll.
- Die Handreichung soll den zuständigen Behörden eine Hilfestellung beim Vollzug des § 39 StrlSchV (2018) (Einvernehmen bei der spezifischen Freigabe zur Beseitigung) geben. In § 39 Abs. 2 StrlSchV (2018) ist geregelt, dass das Einvernehmen versagt wird, wenn aufgrund einer Abschätzung eine Verletzung des Dosiskriteriums nicht auszuschließen ist. Im bisherigen Vollzug wurde seitens zuständiger Behörden die Frage aufgeworfen, wie eine solche Abschätzung durchzuführen ist. Die Handreichung gibt daher fundierte und praktikable Hinweise zum Vorgehen bei einer solchen Abschätzung.

Aus den Erfahrungen der letzten Jahre wurde deutlich, dass es wichtig ist, u. a. die folgenden Aspekte zu berücksichtigen:

³ Thierfeldt S, Wörlen S (Brenk Systemplanung GmbH). Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2004; unveröffentlicht.

- Da stets mehrere potenzielle Expositionspfade in den zugrundeliegenden Modellen betrachtet wurden, von denen der restriktivste für die Festlegung der Freigabewerte herangezogen wurde, können einige Modellannahmen und Parameter um Größenordnungen abweichen, ohne dass das Dosiskriterium verletzt würde.
- Bei der Betrachtung eines Einzelfalls muss immer das gesamte Modell im Auge behalten werden. Beispielsweise ist bei gegenüber den Modellannahmen geringerem Abfluss des Vorfluters einer Kläranlage, die die Sickerwässer einer Deponie reinigt, nicht zwingend von einer höheren resultierenden Radionuklidkonzentration des Vorfluters und einer entsprechend höheren Dosis über diesen Pfad auszugehen. Für die weiteren Schlussfolgerungen muss vielmehr auch das Verhältnis des Gesamtdurchsatzes der Kläranlage zu den Deponiesickerwässern betrachtet werden. Außerdem ist für eine mögliche Dosis entscheidend, welche Radionuklidkonzentration dort vorliegen kann, wo eine oder mehrere der unterstellten Wassernutzungen (Trinkwasser, Beregnung, Viehtränke, Fischteich) des Vorfluters überhaupt möglich sind.
- Hohe Ausschöpfungen des Dosiskriteriums betreffen für einzelne Expositionspfade immer bestimmte Radionuklide. Bei der Direktstrahlung von Kernkraftwerksabfällen sind in der Regel ^{60}Co und ^{137}Cs dominant. Wenn diese Radionuklide im Nuklidvektor nur geringe Anteile aufweisen, wird die Ausschöpfung des Dosiskriteriums durch andere Expositionspfade bestimmt (z. B. bei Inhalation durch $^{239/240}\text{Pu}$, ^{241}Am oder bei Ingestion über Grundwasser kontaminierter Lebensmittel z. B. durch ^{14}C , ^{36}Cl). In einem solchen Fall sind z. B. Abweichungen der Aufenthaltszeit von Beschäftigten auf Deponien in der Nähe des Abfalls in Bezug auf die generischen Modellannahmen unwesentlich.

2.2 Rechtliche Bezüge

Die Freigabe von radioaktiv kontaminierten Abfällen ist seit 2001 im deutschen Strahlenschutzrecht geregelt. Mit der im Jahre 2018 novellierten Strahlenschutzverordnung (StrlSchV 2018)⁴ wurden diese Regelungen fortgeführt und die Anforderungen von Artikel 30 der Richtlinie 2013/59/Euratom (Euratom 2014) umgesetzt.

Bei Verzögerungen im Abfallabfluss von einer im Rückbau befindlichen Anlage kann Personal durch längere Dauer und größere räumliche Enge beim Abbau und der Lagerung von abgebautem Material einer höheren Strahlenexposition ausgesetzt sein. Das Erfordernis, freigebbare Abfälle auch tatsächlich ohne nicht notwendige Verzögerungen der Freigabe zuzuführen, ergibt sich dadurch prinzipiell schon aus dem Minimierungsgebot. Explizit wird dieses Erfordernis jedoch auch im Gesetz zur Regelung des Übergangs der Finanzierungs- und Handlungspflichten für die Entsorgung radioaktiver Abfälle der Betreiber von Kernkraftwerken (Entsorgungsübergangsgesetz) (EntsorgÜG 2017) beschrieben. Radioaktive Abfälle aus dem Betrieb und der Stilllegung, dem sicheren Einschluss sowie dem Abbau einer Anlage zur Spaltung von Kernbrennstoffen zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität können nach Maßgabe dieses Gesetzes an einen vom Bund mit der Wahrnehmung der Zwischenlagerung beauftragten Dritten abgegeben werden. Der Betreiber einer in Anhang 1 des Gesetzes zur Errichtung eines Fonds zur Finanzierung der kerntechnischen Entsorgung (Entsorgungsfondsgesetz) (EntsorgFondsG 2017) aufgeführten Anlage zur Spaltung von Kernbrennstoffen zur gewerblichen Erzeugung

⁴ In Abschnitt 2.2 ist mit StrlSchV immer die aktuelle Fassung (StrlSchV 2018) gemeint.

von Elektrizität hat jedoch nur dann einen Anspruch auf die Abgabe, wenn die radioaktiven Stoffe nicht nach den zum Zeitpunkt der Abgabe geltenden Rechtsvorschriften⁵ freigebbar sind.

Die Freigabe ist demnach als integraler Bestandteil des Entsorgungskonzepts des Abbaus der Kernkraftwerke gesetzlich verankert. Für die zuständigen Behörden ist es daher insbesondere bei der spezifischen Freigabe zur Beseitigung und bei der spezifischen Freigabe von Metallschrott zum Recycling hilfreich, bei der Prüfung der Einhaltung des Dosiskriteriums gemäß § 36 Abs. 2 StrlSchV so weit wie möglich auf klar definierte Kriterien zurückgreifen zu können. Das vorliegende Dokument befasst sich ausschließlich mit der Freigabe zur Beseitigung auf Deponien.

Bei der Freigabe handelt es sich um einen Verwaltungsakt, bei dem durch schriftlichen Bescheid im Sinne von § 3 Abs. 2 Nr. 2 StrlSchG festgestellt wird, dass die Radioaktivität eines Stoffes im Sinne von § 3 Abs. 1 StrlSchG außer Acht gelassen werden kann. Der betreffende Stoff wird damit aus dem Regelungsbereich des Strahlenschutzgesetzes (StrlSchG 2017) oder Atomgesetzes (AtG 1985) entlassen und kann als nicht-radioaktiver Stoff gehandhabt werden. Typischerweise werden solche Stoffe als konventioneller Abfall im Regelungsbereich des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG 2012) durch Deponieren beseitigt.

Voraussetzung der Freigabe ist, dass für Einzelpersonen der Bevölkerung nur eine effektive Dosis im „Bereich von 10 Mikrosievert im Kalenderjahr“ auftreten kann. Zur praktischen Umsetzung dieser Anforderung sind in Anlage 4 StrlSchV Freigrenzen für eine uneingeschränkte Freigabe und Freigabewerte für unterschiedliche Entsorgungswege aufgeführt. Die Freigabewerte beruhen auf komplexen radioökologischen Modellrechnungen, deren Anwendung von der SSK empfohlen wurde (SSK 2006). Für die bei der Herleitung der Freigabewerte gewählten Parameterwerte errechnet sich eine effektive Dosis von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Nicht jeder einzelne Parameterwert wurde dabei konservativ gewählt, da immer eine Vielzahl von Parameterwerten in das Ergebnis einfließt und die Konservativität des Ergebnisses ansonsten sehr groß würde. Gemäß der Begründung zur StrlSchV, Teil B (Bundesrat 2018) ist der „Bereich von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ “ so zu verstehen, dass Werte der effektiven Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung bis ca. $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ nicht ausgeschlossen sind. Zusätzlich soll gemäß dieser Begründung der Mittelwert der statistischen Dosisverteilung unter oder höchstens bei $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ liegen. Um die Einhaltung dieser Kriterien zu überprüfen, sind statistische Dosisverteilungen zu ermitteln, die aus den verschiedenen möglichen Parameterwerten in der Zusammenschau resultieren (siehe Sensitivitätsanalyse in Kapitel 5).

Die Freigabe betrifft generell alle Abfälle aus einem nach Strahlenschutzrecht oder Atomrecht genehmigten Umgang. Das sind neben Abfällen aus Kernkraftwerken z. B. Laborabfälle aus Forschungseinrichtungen oder Abfälle aus der Nuklearmedizin.

Obwohl die Strahlenschutzverordnung das zur Feststellung der Einhaltung des Dosiskriteriums erforderliche Vorgehen grundsätzlich regelt, ist von Behörden gefordert, diese Feststellung fallkonkret zu prüfen, wenn:

- gemäß § 36 Abs. 2 StrlSchV bei einer spezifischen Freigabe zur Beseitigung und bei einer spezifischen Freigabe von Metallschrott zum Recycling der zuständigen Behörde Anhaltspunkte dafür vorliegen, dass das Dosiskriterium für die Freigabe am Standort der Entsorgungsanlage nicht eingehalten wird oder

⁵ über die Freigabe zum Zweck der Entlassung aus der Überwachung nach dem Atomgesetz oder des Strahlenschutzgesetzes oder einer aufgrund dieser Gesetze erlassenen Rechtsverordnung

- gemäß § 39 Abs. 2 StrlSchV im Rahmen des nach § 39 Abs. 1 StrlSchV erforderlichen Einvernehmens bei der Freigabe zur Beseitigung von Massen von mehr als 10 Mg im Kalenderjahr aufgrund einer Abschätzung nicht auszuschließen ist, dass mit der beabsichtigten Freigabe das Dosiskriterium für die Freigabe am Standort der Entsorgungsanlage nicht eingehalten wird.

Als Reaktion auf die vor allem über öffentliche Medien ausgetragenen Diskussionen haben einige für die Freigaben zuständige Behörden begonnen, die im konkreten Fall vorgesehenen Deponien auf die Einhaltung aller in den Freigabemodellen enthaltenen Parameter zu überprüfen. Ergebnisse solcher Prüfungen werden im Kapitel 4 dargestellt und bewertet.

2.3 Ausschöpfungsgrade als inhärente Kenngrößen der Geringfügigkeit

Aus den Angaben und Anforderungen der StrlSchV (StrlSchV 2018)⁶ kann mit dem Ausschöpfungsgrad eine Kenngröße für die Entsorgungswege der Beseitigung fester Stoffe auf Deponien oder die Verbrennung von Stoffen in Verbrennungsanlagen berechnet werden, die eine (auch für Laien verständliche) einfache Bewertung einer konkreten Freigabe ermöglicht. Für diese Entsorgungswege werden in Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 bis 11 Freigabewerte der spezifischen Aktivität aufgeführt. Werden diese Werte als alleinige Kenngröße für die Freigabefähigkeit und das Einhalten des Dosiskriteriums der StrlSchV ($10 \mu\text{Sv a}^{-1}$) angesehen, kann es zu einer erheblichen Überkonservativität bei der Bewertung von Freigabeabfällen kommen. Grund dafür ist, dass die Modelle zur Ableitung der Freigabewerte neben der messbaren Größe der spezifischen Aktivität auch einen Massenbezug an jährlich entsorgbaren Abfällen umfassen, der für die ermittelten Dosiswerte von entscheidender Bedeutung ist. Durch den Massenbezug sind die Freigabewerte der Spalten 8 und 9 auf jährlich bis zu 100 Mg Abfall begrenzt, die Werte der Spalte 10 und 11 auf Massen bis zu 1 000 Mg im Kalenderjahr.

In der Anlage 8 Teil A wird erläutert, dass bei mehreren Radionukliden die Summe der Verhältniszahlen aus der vorhandenen spezifischen Aktivität (C_i) und den jeweiligen Freigabewerten (R_i) der einzelnen Radionuklide

$$\sum_i \frac{C_i}{R_i} \leq 1 \quad 1)$$

den Wert 1 nicht überschreiten darf (Summenformel). Bei dieser Summenbildung müssen Radionuklide nicht berücksichtigt werden, wenn der Anteil der unberücksichtigten Nuklide an der Summe C_i/R_i unter 10 % verbleibt. Aus diesem Grund genügt eine begrenzte Zahl von Radionukliden bei der Festlegung von Nuklidvektoren.

Der Summenwert $S_{\text{spez.}}$

$$\sum_i \frac{C_i}{R_i} = S_{\text{spez.}} \quad 2)$$

gibt daher an, mit welchem Anteil eine Freigabecharge die Freigabewerte der spezifischen Aktivität ausschöpft. Dieser „spezifische Ausschöpfungsgrad“ ist formal ohne Massenbezug, enthält aber implizit einen Bezug auf die Masse durch die Freigabewerte der Anlage 4 Tabelle 1

⁶ In Abschnitt 2.3 ist mit StrlSchV immer die aktuelle Fassung (StrlSchV 2018) gemeint.

Spalten 8 und 10 StrlSchV ($R_{i,Sp.8}$ (100 Mg) bzw. $R_{i,Sp.10}$ (1 000 Mg))⁷. Dieser Ausschöpfungsgrad ist aber nicht geeignet, um die reale Ausschöpfung des 10 μ Sv-Freigabekriteriums zu bewerten.

In der Anlage 8 Teil C StrlSchV wird hinsichtlich der spezifischen Freigabe ausgeführt, dass für den Fall, dass in einem Kalenderjahr mehr als 1 000 Mg freigegeben und über eine Entsorgungsanlage beseitigt werden sollen, die Einhaltung des Freigabekriteriums mit folgender Formel geprüft werden kann:

$$\sum_i \frac{C_i}{R_{i,Sp.10}} \cdot \frac{m}{1\,000} \leq 1 \quad 3)$$

Mit dieser Formel wird die tatsächliche Aktivität ($A_{i,gesamt}$) einer Abfallcharge

$$\sum_i C_i \cdot m = A_{i,gesamt} \quad 4)$$

in Relation zur freigabefähigen Gesamtaktivität von 1 000 Mg Abfall

$$\sum_i R_{i,Sp.10} \cdot 1\,000 \text{ Mg} \quad 5)$$

gesetzt.

Werden Abfälle zur Beseitigung auf einer Deponie zum einen unter Bezug auf die Freigabewerte für 100 Mg Abfall (Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV), zum anderen aber unter Bezug auf die Freigabewerte für 1 000 Mg Abfall (Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV) freigegeben, dann muss für die Summe gelten:

$$\sum_i \left(\frac{C_{i,Sp.8}}{R_{i,Sp.8}} \cdot \frac{m_{Sp.8}}{100} + \frac{C_{i,Sp.10}}{R_{i,Sp.10}} \cdot \frac{m_{Sp.10}}{1\,000} \right) \leq 1 \quad 6)$$

Dabei ist

$C_{i,Sp.8}$ die mittlere spezifische Aktivität von Radionuklid i (in Bq g^{-1}) einer Abfallcharge, die im laufenden Kalenderjahr nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV freigegeben wurde oder freigegeben werden soll und für die $C_i < R_i$ ist

$C_{i,Sp.10}$ die mittlere spezifische Aktivität von Radionuklid i (in Bq g^{-1}) einer Abfallcharge, die im laufenden Kalenderjahr nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV freigegeben wurde oder freigegeben werden soll und für die $C_i < R_i$ ist

$m_{Sp.8}$ die Masse der im laufenden Kalenderjahr nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV freigegebenen und freizugebenden Stoffe in Mg

$m_{Sp.10}$ die Masse der im laufenden Kalenderjahr nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV freigegebenen und freizugebenden Stoffe in Mg

⁷ $R_{i,Sp.8}$: Freigabewert nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV für das jeweilige Radionuklid i in Bq g^{-1}
 $R_{i,Sp.10}$: Freigabewert nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV für das jeweilige Radionuklid i in Bq g^{-1}

$R_{i,Sp.8}$ der Freigabewert nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV für das jeweilige Radionuklid i in $Bq\ g^{-1}$

$R_{i,Sp.10}$ der Freigabewert nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV für das jeweilige Radionuklid i in $Bq\ g^{-1}$

Ein mit der letztgenannten Formel berechneter Summenwert über alle entsorgten Abfallchargen j (bis 100 Mg) bzw. k (bis 1 000 Mg)

$$\sum_j \left(\frac{m_{j,Sp.8}}{100} \sum_i \frac{C_{i,j,Sp.8}}{R_{i,Sp.8}} \right) + \sum_k \left(\frac{m_{k,Sp.10}}{1\ 000} \sum_i \frac{C_{i,k,Sp.10}}{R_{i,Sp.10}} \right) = S_{gesamt} \quad 7)$$

kann als Ausschöpfungsgrad („ S_{gesamt} “) der freigabefähigen Gesamtaktivität einer Entsorgungsanlage interpretiert werden. Der Ausschöpfungsgrad S_{gesamt} und die spezifische Ausschöpfung der Freigabewerte hängen über folgende Formel zusammen:

$$\sum_j \left(\frac{m_{j,Sp.8}}{100} S_{spez.,j} \right) + \sum_k \left(\frac{m_{k,Sp.10}}{1\ 000} S_{spez.,k} \right) = S_{gesamt} \quad 8)$$

Dieser Ausschöpfungsgrad ist eine einfache Kennziffer, mit der sowohl die Relevanz einer einzelnen Freigabecharge hinsichtlich eines spezifischen Entsorgungsweges als auch die Vorbelastung einer Entsorgungsanlage durch bereits in einem Kalenderjahr angenommene Freigabeabfälle bewertet werden kann. Obwohl der Gesetzgeber den Ausschöpfungsgrad nicht explizit erwähnt, hat er den Sachverhalt in der StrlSchV dadurch berücksichtigt, dass kleine Mengen an Freigabeabfall bei Einhaltung der Freigabewerte keine Anhaltspunkte liefern, das Schutzziel der StrlSchV in Frage zu stellen. So ist bei der spezifischen Freigabe nach § 39 Abs. 1 StrlSchV ein Einvernehmen von zuständiger Behörde und zuständiger oberster Landesbehörde, in deren Zuständigkeitsbereich die freizugebenden Massen beseitigt werden sollen, erforderlich. Dieses Einvernehmen muss nicht hergestellt werden, wenn die zu beseitigende Masse weniger als 10 Mg im Kalenderjahr beträgt.

Im Fall einer Prüfung gemäß § 37 Abs. 1 Nr. 4 StrlSchV ist ein Nachweis, dass das Dosiskriterium für die Freigabe bei der Beseitigung über eine bestimmte Entsorgungsanlage eingehalten ist, erforderlich, um diese Entsorgungsanlage nutzen zu können. Ein solcher Nachweis ist in vielen Fällen möglich. Hierfür existieren zahlreiche Beispiele aus der bisherigen Praxis, deren Vorgehensweise sich an den Herleitungen der Freigabewerte aus der StrlSchV orientiert und die zusätzlich die standorttypischen Gegebenheiten soweit bekannt berücksichtigen. Eine Verwendung des Ausschöpfungsgrades als Maßstab zur Prüfung, ob ein Einzelfallnachweis erforderlich ist, könnte hier das behördliche Handeln vereinfachen.

Für den Fall einer Prüfung nach § 39 StrlSchV kann der Ausschöpfungsgrad als eine Beurteilungsgröße in Freigabeverfahren bereits ausreichen. Falls dieser Ansatz, z. B. wegen großer Massen nicht ausreicht, sind Eingrenzungen, wann allgemein eine Einhaltung des Dosiskriteriums gegeben ist und wann ggf. explizite quantitative Prüfungen erforderlich sind, als hilfreiche Instrumente anzusehen. Für eine quantitative Prüfung kann die vorliegende Handreichung für mögliches Vorgehen die behördliche Arbeit vereinfachen und damit beschleunigen.

3 Modelle und Parameter

Im Folgenden werden die Modelle und Parameter beschrieben, die zur Herleitung der Freigabewerte der Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV (StrlSchV 2018) für die Freigabe zur

Beseitigung auf Deponien von mehr als 100 Mg bis zu 1 000 Mg im Jahr verwendet wurden. Den Werten für die Freigabe zur Beseitigung auf Deponien von bis zu 100 Mg im Jahr liegen die gleichen Modelle, aber teils abweichende Parameterwerte zugrunde. Auf deren Darstellung wird hier verzichtet, da bei den Massenströmen des Rückbaus von Kernkraftwerken und anderer größerer kerntechnischer Anlagen in der Praxis nur Gebrauch von den Werten der Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV (2018) gemacht wird.

Die hier angegebenen Modellansätze sind dem Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279 aus dem Jahr 2004⁸ (nachfolgend kurz BS 2004 genannt) entnommen. Diese Modellansätze sind in der SSK-Empfehlung „Freigabe zur Beseitigung“ (SSK 2006) übernommen worden. Bei einzelnen Parameterwerten hat die SSK in ihrer Empfehlung (SSK 2006) gegenüber der Parametrisierung in (BS 2004) jedoch abweichende Festlegungen getroffen. Die Darstellung in dieser Handreichung bezieht sich durchgängig auf die Parametrisierung der SSK-Empfehlung, da die daraus resultierenden Freigabewerte diejenigen sind, die in der StrlSchV (2018) tabelliert sind.

Die Expositionspfade nach (SSK 2006) sind in der Abbildung 3-1 dargestellt. Die beim Expositionspfad „Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftlichen Flächen“ im Jahr 2006 angenommene Verwendung von Klärschlamm ist inzwischen gemäß Klärschlammverordnung (AbfKlärV) nicht mehr zulässig, da Klärschlamm nicht mehr auf Grünland und Dauergrünland sowie auf Flächen zum Futtermittelanbau und zum Anbau von Gemüse aufgebracht werden darf. Generell ist das Auf- oder Einbringen auf oder in einen Boden – unabhängig von dessen Nutzung – nicht mehr zulässig, wenn der Klärschlamm nicht aus einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage stammt (AbfKlärV 2017). Weitergehende Verwertungsverbote gibt es durch schon bestehende und geplante Regelungen einzelner Bundesländer, siehe (UBA 2023). Derzeitig praktizierte Entsorgungswege sind im Wesentlichen die Verbrennung (Monoverbrennung in speziell dafür vorgesehenen Anlagen) und die Mitverbrennung (insbesondere bei Kohlekraftwerken, bei der thermischen Abfallentsorgung und bei der Zementherstellung). Ab 1. Januar 2029 ist die Rückgewinnung von Phosphor und eine Rückführung des gewonnenen Phosphors oder der phosphorhaltigen Klärschlammverbrennungasche in den Wirtschaftskreislauf nach AbfKlärV verpflichtend.

⁸ Thierfeldt S, Wörlen S (Brenk Systemplanung GmbH). Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2004; unveröffentlicht.

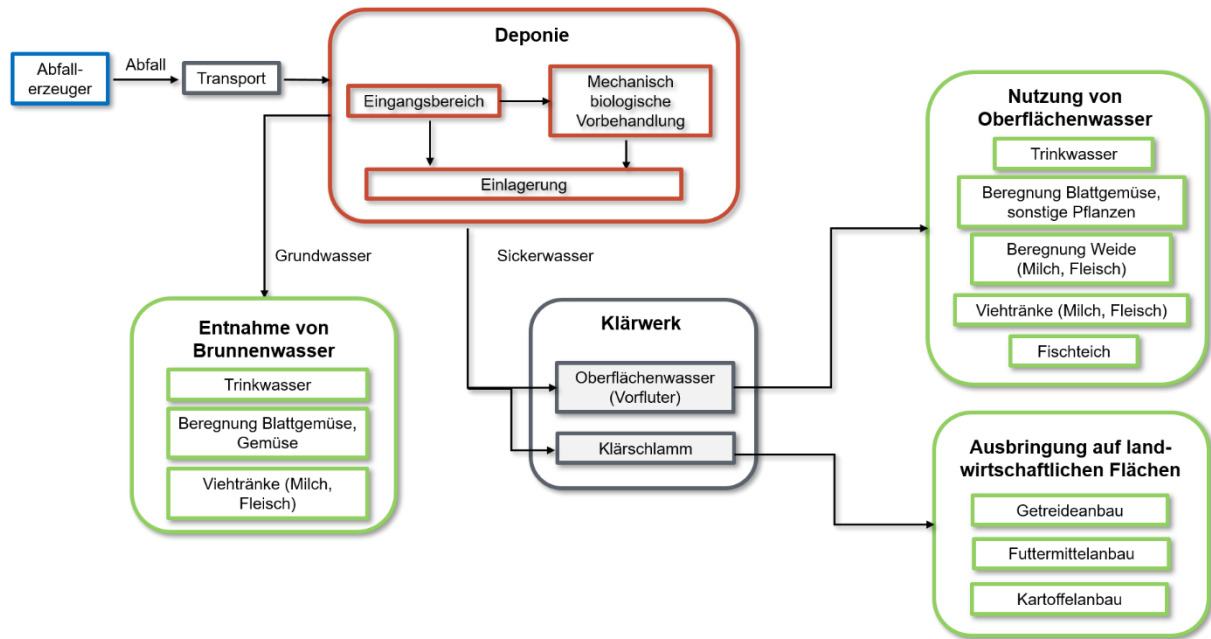


Abbildung 3-1: Überblick über die Expositionspfade entsprechend (SSK 2006) und Anlage VII Teil B StrlSchV (2001)

3.1 Modellteil: Transport zur Deponie

3.1.1 Übersicht

Der zur Beseitigung freigegebene Abfall muss von der Anlage, wo die Abfälle entstanden sind, zur Deponie transportiert werden. Hierfür wird ein Transport per LKW und eine Ladekapazität von 20 Mg angenommen. Die tatsächliche LKW-Kapazität hängt in der Regel von der Fahrtstrecke ab. Ist diese kurz, sind häufigere Fahrten mit LKW kleinerer Kapazität oder mit teilbeladenen Fahrzeugen wahrscheinlicher. Bei einer größeren Distanz dagegen werden aus Wirtschaftlichkeitsgründen wenige Fahrten mit möglichst großer Ladekapazität bevorzugt.

In der Regel liegen zwischen den Abfallverursachenden und den nächstgelegenen Deponien Strecken, die 100 km nicht überschreiten. Allerdings kann die Tatsache, dass etliche Deponien freigegebene Abfälle, die aus kerntechnischen Anlagen stammen, nicht annehmen, dazu führen, dass nicht die nächstgelegene, sondern eine weiter entfernte Deponie angefahren werden muss.

Diese Randbedingungen werden im folgenden Transportszenario berücksichtigt.

3.1.2 Szenario T1: Transport

Zur Verbringung der Abfall-Jahresmenge von 1 000 Mg pro Abfallverursacher zur Beseitigungsanlage werden 50 LKW-Fahrten benötigt, wenn die LKW-Kapazität 20 Mg beträgt. Es wird von einer Fahrtzeit für eine einzelne Fahrt zur Deponie von 2 h einschließlich Be- und Entladen ausgegangen, so dass eine Fahrtstrecke von bis zu 100 km abgedeckt ist, selbst wenn dabei wenig gut ausgebaute Straßen befahren werden.

Es wird unterstellt, dass nur drei LKW-Fahrer bzw. -Fahrerinnen (im Folgenden vereinfacht als fahrende Personen bezeichnet) die Fahrten durchführen. In der Realität wäre hier eher von einem größeren Pool fahrender Personen auszugehen, da die Abtransporte unregelmäßig über das Jahr erfolgen und immer eine fahrende Person beauftragt wird, die gerade verfügbar ist.

Unter diesen Annahmen ergibt sich eine mittlere Fahrtzeit mit freigegebenem Abfall, einschließlich Be- und Entladen, pro fahrender Person von 33 h im Jahr. Die restliche Zeit fährt

die fahrende Person das leere Fahrzeug oder transportiert anderes Material. Für die Zeit des Be- und Entladens von 3,3 h im Jahr, entsprechend 12 Minuten pro Fahrt, wird eine einatembare Staubkonzentration von 1 mg m^{-3} angenommen. Es wird dabei ein Aufkonzentrationsfaktor der Radionuklide im Staub von 10 angenommen. Ein solcher, vergleichsweise hoher Wert ist dadurch gerechtfertigt, dass in vielen Fällen die freisetzbare Kontamination sich allein auf der Oberfläche des Abfalls befindet. Ihre massenbezogene Aktivität ist daher deutlich höher als der über das gesamte freigegebene Objekt gemittelte Wert anzunehmen. Dies stellt z. B. eine im Vergleich zu homogen kontaminiertem Abfall⁹ andere Situation dar, wo deutlich geringere Aufkonzentrationsfaktoren, etwa im Bereich von 4, messtechnisch nachgewiesen wurden (Kümmel 2012).

Als Expositionsgeometrie für die fahrende Person wird eine Ladung Bauschutt auf einem LKW betrachtet. Dabei wird eine kompakte Ladung Bauschutt der Abmessungen $4 \cdot 2,5 \cdot 2 \text{ m}^3$ mit einer Dichte von 1 Mg m^{-3} , also einer Masse von 20 Mg angenommen. Die Dosisleistung wird durch die Ladefläche und die Kabine abgeschirmt, wofür eine Gesamtdicke von 0,2 cm Eisen angenommen wird. Die Dosis wird für die Ausrichtung posterior-anterior (Ladung im Rücken der fahrenden Person) in einem Abstand von 1,2 m berechnet. Diese Annahmen sind konservativ und decken auch den Fall einer Ladung Metallschrott ab, da deren Schüttdichte vergleichbar und die Selbstabschirmung aufgrund des gegenüber dem Abfall im Bauschutt höheren mittleren Atomgewichts höher ist.

Bzgl. des radioaktiven Zerfalls wird angenommen, dass der Transport einen Tag nach der Freimessung erfolgt. Unter der Freimessung wird die Messung, mit der die Einhaltung der Freigabewerte nachgewiesen wird, verstanden.

Tabelle 3-1: Parameter für das Szenario T1 Transport

Größe	Wert
Arbeitszeit Transport von freigegebenem Abfall im Jahr	33 h
davon Arbeitszeit Ladevorgänge im Jahr	3,3 h
Staubkonzentration bei Ladevorgängen	$1 \cdot 10^{-3} \text{ g m}^{-3}$
Faktor Aufkonzentration für Staub	10
Zeit zwischen Freimessung und Transport	1 d

3.2 Modellteil: Deponierung – Arbeitsabläufe

3.2.1 Übersicht

Die folgenden Abschnitte beschreiben die Modelle, über die die potenziellen Expositionen von Beschäftigten auf Deponien durch den Abfall bei der Einlagerung auf der Deponie selbst berechnet werden.

3.2.2 Szenario D1: Deponie Eingangsbereich

Der Eingangsbereich einer Deponie umfasst u. a. die Deponieverwaltung und die Waage. Für die Personen, die in der Deponieverwaltung und an der Waage beschäftigt sind, wird konservativ angenommen, dass sie ihre Jahresarbeitszeit von ca. 1 800 h praktisch ausschließlich im Eingangsbereich der Deponie zubringen.

⁹ Homogen kontaminierte Materialien sind z. B. NORM-Stoffe (also Materialien mit natürlicher Radioaktivität), bei denen lediglich eine Anreicherung der massenbezogenen Aktivität in der Feinkornfraktion möglich ist.

Eine Exposition kann während der Abfertigung des LKWs erfolgen. Es wird angenommen, dass jeder LKW eine Abfertigungszeit von 10 min erfordert. Hieraus ergibt sich eine nach oben gerundete maximale Expositionszeit von 10 h im Jahr für eine Person.

Hinsichtlich der Expositionsgeometrie wird konservativ unterstellt, dass die Person im Abfertigungsgebäude 1 m von der Ladung entfernt sitzt. Da es sich bei dem Abfertigungsgebäude um ein Gebäude in Leichtbauweise handeln kann, wird keine Abschirmung angesetzt.

Als Staubkonzentration wird abdeckend 1 mg m^{-3} Luft als langjähriger Mittelwert des einatembaren Staubanteils angesetzt. Es wird dabei ein Aufkonzentrationsfaktor der Radionuklide im Staub von 10 angenommen.

Bzgl. des radioaktiven Zerfalls wird angenommen, dass die Anlieferung einen Tag nach der Freimessung erfolgt.

Tabelle 3-2: Parameter für das Szenario D1 Eingangsbereich Deponie

Größe	Wert
Arbeitszeit mit freigegebenem Abfall im Jahr	10 h
Staubkonzentration	$1 \cdot 10^{-3} \text{ g m}^{-3}$
Faktor Aufkonzentration für Staub	10
Zeit zwischen Freimessung und Anlieferung	1 d

3.2.3 Szenario D2: Deponie MBV

Es ist nicht zu erwarten, dass zur Beseitigung freigegebene Abfälle in eine Anlage zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) gelangen werden, da es sich bei derartigen Abfällen um inerte Stoffe handelt, die einer solchen Vorbehandlung nicht bedürfen. Außerdem ist aufgrund von Änderungen des Abfallrechts seit der SSK-Empfehlung (SSK 2006) und der damit verbundenen Änderungen bei den anfallenden Abfallströmen eine MBV kaum noch anzutreffen. Der Vollständigkeit halber wird dieses Szenario hier aber weiterhin betrachtet.

Bei der MBV wird der Abfall bei der Anlieferung zunächst auf Mieten gelagert. Von dort wird er mit Spezialfahrzeugen zur Intensivrotte und nach typischerweise 10 Tagen von dort zur Nachrotte gebracht, wo er in der Regel 100 Tage verbleibt. Der sich in der Nachrotte befindliche Abfall wird regelmäßig mit Spezialfahrzeugen oder mit automatischen Vorrichtungen umgelagert. Aus den typischen Kapazitäten von über $100\,000 \text{ Mg a}^{-1}$ und einer typischen Verweilzeit von 10 Tagen in der Intensivrotte sowie 100 Tagen in der Nachrotte ist unter Berücksichtigung der Wasser- und Rotteverluste mit Inventaren von ca. $1\,000 \text{ Mg}$ in der Intensivrotte zu rechnen.

Für die Umlagerung des Abfalls und die Wartung der Anlagen wird abdeckend von einer Expositionsdauer einer damit beschäftigten Person von $1\,000 \text{ h a}^{-1}$ ausgegangen. Typische Kapazitäten einer MBV betragen über $100\,000 \text{ Mg a}^{-1}$. Der Anteil des freigegebenen Abfalls von $1\,000 \text{ Mg a}^{-1}$ am insgesamt in der MBV behandelten Abfall beträgt dann unter 1 %. Abdeckend wird eine Aufkonzentration der Radionuklide während der Behandlung um einen Faktor 3 angesetzt, da der Anteil des freigegebenen Abfalls relativ zum sonstigen Abfall durch den Verrotungsprozess ansteigen kann, wenn aufgrund eines höheren Anteils an nicht-organischen Anteilen Wasser- und Rotteverluste im freigegebenen Abfall geringer sind als im sonstigen Abfall.

In der Hallenluft der MBV wird eine mittlere einatembare Staubkonzentration von $0,1 \text{ mg m}^{-3}$ sowie eine Direktgestionsrate von $0,01 \text{ g h}^{-1}$ während der Arbeitszeit angenommen. Für die Berechnung des Dosisleistungskoeffizienten der externen Bestrahlung wird ein Abstand von

2 m zu einem Quader von $10 \cdot 10 \cdot 4 \text{ m}^3$ mit einer mittleren Dichte von $0,5 \text{ kg m}^{-3}$ bei einer Abschirmung mit 1 mm Eisen, beispielsweise durch eine Kranführerkabine, Einfassung der Rotte u. ä., angesetzt.

Da ein Ziel der Kompostierung die Umsetzung von organischen Bestandteilen in gasförmige Verbindungen ist, muss von einer umfangreichen Freisetzung von Wasserstoff und Kohlenstoff in gasförmiger Form in der MBV ausgegangen werden. Dabei ist eine Modellierung des Inhalationspfads für ^3H und ^{14}C über Angabe einer Staubkonzentration nicht zielführend. Zur Berechnung der Dosis durch Inhalation von ^3H und ^{14}C wird von einer vollständigen Freisetzung dieser Radionuklide in der MBV und einem mittleren Ausbreitungsfaktor von $1 \cdot 10^{-3} \text{ s m}^{-3}$ am Ort der exponierten Person ausgegangen. Bei einem Umsatz von 100 000 Mg Abfall pro Jahr mit einem TOC-Anteil (Total Organic Carbon Anteil) von 30 % entstehen ca. $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ CO}_2$. Der angesetzte mittlere Ausbreitungsfaktor entspricht einer mittleren Arbeitsplatzkonzentration von 0,2 Vol.-% CO_2 und darf aus Arbeitsschutzgründen nicht überschritten werden.

Bzgl. des radioaktiven Zerfalls wird angenommen, dass die Vorbehandlung 2 Tage nach der Freimessung beginnt und 90 Tage andauert. Die Dauer der Vorbehandlung ist dabei gegenüber den weiter oben genannten typischen Zeiten für Intensiv- und Nachrotte von zusammen 110 Tagen konservativ gewählt.

Tabelle 3-3: Parameter für das Szenario D2 Deponie MBV

Größe	Wert
Arbeitszeit mit freigegebenem Abfall im Jahr	1 000 h
Staubkonzentration	$1 \cdot 10^{-4} \text{ g m}^{-3}$
Direktingestionsrate	$0,01 \text{ g h}^{-1}$
Faktor Aufkonzentration durch Massenverlust	3
Ausbreitungsfaktor für ^3H und ^{14}C	$1 \cdot 10^{-3} \text{ s m}^{-3}$
Kapazität der MBV	$100\,000 \text{ Mg a}^{-1}$
Zeit zwischen Freimessung und Beginn der Vorbehandlung	2 d
Verweildauer in der MBV	90 d

3.2.4 Szenario D3: Deponie Einlagerung

Nach der Annahme auf der Deponie wird der Abfall per LKW an den Ort des Einbaus in den Deponiekörper gefahren, dort abgekippt oder abgeladen und z. B. mit Radladern oder mit Raupen verteilt und verdichtet.

Personen, die Radlader und Bagger fahren, halten sich während des überwiegenden Teils ihrer Arbeitszeit in den Kabinen der Fahrzeuge auf. 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. Abdeckend wird angenommen, dass sich diese Personen 75 % ihrer Arbeitszeit in der geschlossenen Fahrzeugkabine und 25 % ihrer Arbeitszeit im Freien auf dem Deponiekörper aufhalten. Der relativ hohe Anteil der Arbeitszeit im Freien deckt auch den Fall ab, dass bei nicht geschlossener Fahrzeugkabine gearbeitet wird.

Die Einbaurate des Abfalls in den Deponiekörper wird zu im Mittel 40 Mg h^{-1} angenommen. Dies entspricht heute üblichen Einbauraten auf Deponien im Einschichtbetrieb, die im Bereich von 20 bis 100 Mg h^{-1} liegen.

Die Expositionszeit ergibt sich als Quotient der Masse freigegebener Abfälle und der Einbaurrate. Bei einer Masse freigegebener Abfälle von $1\,000\text{ Mg a}^{-1}$ und einer Einbaurrate von 40 Mg h^{-1} resultiert eine untere Grenze der Expositionszeit durch die Abfälle von 25 h a^{-1} . Da der abgelagerte Abfall evtl. nicht sofort überdeckt wird, wird hier davon ausgegangen, dass das Personal über die doppelte Zeit, also 50 h a^{-1} , durch die Abfälle exponiert wird. Aus den oben getroffenen Annahmen hinsichtlich der prozentualen Zeiten innerhalb und außerhalb der Kabine ergeben sich $37,5\text{ h a}^{-1}$ in der Kabine und $12,5\text{ h a}^{-1}$ außerhalb der Kabine in Nähe zu dem freigegebenen Abfall. Analog zum Transportszenario wird davon ausgegangen, dass die Arbeiten (über ein Jahr verteilt) von drei Personen wahrgenommen werden. Die Expositionszeit für eine einzelne beschäftigte Person beträgt daher gerundet 17 h.

Da die Expositionszeit hier über die Einbaurrate definiert wird, ist sie nicht direkt von der Deponiekapazität abhängig. Bei der Betrachtung einer Deponie geringerer Kapazität als im Modell angenommen ist daher zu beachten, dass die Kapazität unterhalb einer gewissen Mindestgrenze kein linear in das Modell eingehender Parameter ist. Ist die Kapazität entsprechend niedrig, wird die Deponie nicht mehr vollzeitig mit Personal besetzt, da dies einem wirtschaftlichen Betrieb widersprechen würde. Personal ist dann nur noch teilzeitig nach Bedarf anwesend und übernimmt für den Rest der Zeit Aufgaben z. B. in anderen Entsorgungseinrichtungen.

Als Staubkonzentration wird abdeckend 1 mg m^{-3} Luft als langjähriger Mittelwert des einatembaren Staubanteils im Außenbereich sowie $0,2\text{ mg m}^{-3}$ Luft im Inneren von belüfteten Kabinen von LKW, Radladern und Baggern angesetzt. Diese Werte sind als langjährige Mittelwerte des einatembaren Staubanteils anzusehen. Sie können zu trockenen Jahreszeiten bei starkem Einbaubetrieb und ungünstiger Windrichtung überschritten, bei nasser Witterung, geringer aktueller Einbaurrate usw. aber auch deutlich unterschritten werden. Aus allgemeinen Gründen des Arbeitsschutzes kann insbesondere eine Minderung hoher Staubkonzentrationen durch gezieltes Befeuchten erfolgen, was hier aber nicht berücksichtigt wird.

Auch in diesem Szenario wird ein Aufkonzentrationsfaktor der Radionuklide im einatembaren Staub von 10 angenommen.

Bzgl. des radioaktiven Zerfalls wird angenommen, dass die Einlagerung einen Tag nach der Freimessung beginnt und eine Exposition über fünf Tage erfolgen kann.

Tabelle 3-4: Parameter für das Szenario D3 Deponie Einlagerung

Größe	Wert
Arbeitszeit mit freigegebenem Abfall im Jahr	17 h
Anteil Arbeitszeit außerhalb der Kabine	25 %
Staubkonzentration auf der Deponie	$1 \cdot 10^{-3}\text{ g m}^{-3}$
Staubkonzentration in der Kabine	$2 \cdot 10^{-4}\text{ g m}^{-3}$
Faktor Aufkonzentration für Staub	10
Zeit zwischen Freimessung und Einlagerung	1 d
Expositionsdauer während der Einlagerung	5 d

3.3 Modellteil: Radionuklidausbreitung über den Oberflächenwasserpfad

3.3.1 Übersicht

Der Modellteil Oberflächenwasserpfad beschreibt die Nuklidausbreitung über den Weg von der Deponie mit dem Sickerwasser über die Sickerwasserfassung hin zu einer Kläranlage und von dort in deren Vorfluter. Vom Vorfluter wird angenommen, dass er für verschiedene Zwecke genutzt wird, die zu Expositionen führen können. Diese Nuklidausbreitung über den Oberflächenwasserpfad ist während der Betriebsphase der Deponie relevant, wenn noch keine Endabdeckung auf die Deponie aufgebracht worden ist. In der Nachbetriebsphase ist mit dem Aufbringen der Oberflächenabdichtung eine deutlich geringere Infiltrationsrate und damit eine deutlich geringere Exposition zu erwarten. Eine Langzeitbetrachtung des Oberflächenwasserpfades nach Versagen der Abdichtungen ist nicht von Bedeutung, da das Versagen der Sickerwasserfassung zeitlich deutlich vor dem Versagen der Oberflächenabdichtung und dem folgenden Wiederanstieg der Infiltrationsrate zu erwarten ist (siehe auch Abschnitt 3.4).

Folgende Prozesse sind relevant:

- Der Eintritt von Sickerwasser in die Deponie erfolgt während der Betriebsphase, d. h. ohne Ansatz einer Oberflächenabdichtung.
- Das Auslaugen der Radionuklide durch das Sickerwasser in der Deponie und die Migration wird durch einen K_d -Ansatz (vgl. Abschnitt 3.3.2) beschrieben.
- Das Sickerwasser wird an der Basis der Deponie in der Drainage gesammelt und abgeführt.
- Die Radionuklide werden mit dem Sickerwasser zur Kläranlage transportiert.
- Von der Kläranlage gelangen die Radionuklide in das Oberflächenwasser (Vorfluter), wobei eine weitere Vermischung mit diesem Wasser stattfindet.
- Das Oberflächenwasser wird entsprechend der in Abschnitt 3.5 behandelten radioökologischen Pfade genutzt und Radionuklide werden über die Nahrung aufgenommen.

Die Nutzung von Oberflächenwasser wird in Abschnitt 3.3.3 und die Verwertung des Klärschlammes sowie dessen Verbrennung wird in den Abschnitten 3.3.4 bzw. 3.3.5 betrachtet. Die Beschreibung der Modellierung des Radionuklideintrags in das Sickerwasser erfolgt in Zusammenhang mit dem Grundwasserpfad in Abschnitt 3.4.2.

3.3.2 Klärwerk

Die jährliche Sickerwassermenge der Deponie, die dem Klärwerk zugeführt wird, wird als Produkt aus der angenommenen Menge des jährlich einsickernden Niederschlagswassers von 300 Liter pro m^2 und der angenommenen Fläche der Deponie von 90 000 m^2 berechnet. Ein Teil des gesamten Niederschlagswassers fließt dagegen oberflächlich ab. Die jährlich in das Sickerwasser freigesetzte Aktivität wird daher mit 27 000 m^3 Sickerwasser dem Klärwerk zugeführt, für das insgesamt ein Durchsatz von 1 000 000 $m^3 a^{-1}$ angesetzt wird. Ein solcher Durchsatz entspricht einer Anlage, die für eine Einwohnerzahl angeschlossener Kommunen von etwa 30 000 ausgelegt ist. Die meisten deutschen Klärwerke haben einen größeren Durchsatz. Zudem ist nicht zu erwarten, dass eine kleinere Kläranlage mit konventionellen Schadstoffen hochbelastetes Deponiesickerwasser annimmt.

Es wird angenommen, dass mindestens ein trennender Schritt durch die Abwasserbehandlung im Klärwerk stattfindet. Die Partitionierung der Elemente bei der Abtrennung in Klärschlamm und gereinigtes Wasser wird über einen K_d -Ansatz abgeschätzt. Der K_d -Wert ist definiert als

Verhältnis zwischen der aus einer Lösung entfernten Stoffmenge bezogen auf die Masse eines sorbierenden Feststoffes und der in der Lösung verbleibenden Stoffmenge bezogen auf das Volumen der wässrigen Phase, welches sich nach dem Erreichen des Sorptionsgleichgewichts einstellt. Über einen K_d -Wert kann daher die Mobilität eines Schadstoffs in einer Feststoff-Matrix quantifiziert werden. Es werden hier elementspezifische K_d -Werte aus (IAEA 1994) für Boden vom Typ „organisch“ und für Schwebstoffe in Süßwassergewässern verwendet.

Es wird ein Anteil an anfallender Trockensubstanz im Klärschlamm am Wasserdurchsatz von $0,5 \text{ g l}^{-1}$, bezogen auf die gesamte Abwassermenge, angenommen. Dabei erfolgt rechnerisch bei einem K_d -Wert von $2000 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ eine Partitionierung zu gleichen Teilen in Wasser und Klärschlamm. Für die Modellierung wird konservativ angesetzt, dass bei K_d -Werten kleiner als $20000 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ keine Abreicherung im Abwasser erfolgt (Partitionierung ins Abwasser 100 %) und bei K_d -Werten größer als $20000 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ die Partitionierung in das Abwasser 10 % beträgt. Bezüglich der Partitionierung in den Klärschlamm wird bei K_d -Werten größer als $200 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ von einer Partitionierung von 100 % ausgegangen, bei K_d -Werten kleiner als $200 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ von einer Partitionierung von 10 %. Für die meisten Elemente ergibt sich daraus konservativ eine Partitionierung von sowohl 100 % ins Abwasser als auch 100 % in den Klärschlamm. Einige Elemente (H, C, O, P) werden aufgrund ihres chemischen Verhaltens einer der beiden Gruppen mit Partitionierung von 10 % ins Abwasser bzw. 10 % in den Klärschlamm zugeordnet. Für Elemente, für die keine eindeutige Zuordnung möglich ist, wird sowohl für Abwasser als auch für Klärschlamm von einer vollständigen Partitionierung ausgegangen. Die verwendeten Partitionierungsfaktoren sind in Tabelle 3-6 aufgeführt, sie beziehen sich auf die jeweiligen Gesamtaktivitäten in den Kompartimenten des Modells.

Der Anfall an Deponiesickerwasser entspricht 2,7 % des Durchsatzes der Referenzkläranlage. Es ist nicht anzunehmen, dass eine kleinere Kläranlage Sickerwasser einer Deponie annimmt und Klärschlamm zur Verwertung abgibt. Der angenommene Vorfluter entspricht dem ca. 100-fachen Durchsatz der Kläranlage und dem 1000-fachen Anfall von Sickerwasser der Deponie. Eine Nutzung von Wasser eines Vorfluters einer Kläranlage mit geringerem Abfluss als $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (entsprechend $94\,600\,000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$) in dem modellseitig angenommenen Umfang, durch den eine geringere Vermischung des Sickerwassers stattfinden würde, ist nicht zu erwarten.

Tabelle 3-5: Parameterwerte für die Szenarien O1 und O2 Oberflächenwasser

Größe	Wert
Höhe Deponie	25 m
Sickerwasserneubildung	$0,3 \text{ m a}^{-1}$
Länge / Breite der Deponie	300 m
Abfluss Deponie	$27\,000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$
Durchsatz Kläranlage	$1\,000\,000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$
Abfluss Vorfluter	$94\,600\,000 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$
Anfall Klärschlamm (Trockensubstanz)	500 Mg a^{-1}

Tabelle 3-6: Angenommene Partitionierung Klärschlamm - Abwasser

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 %

3.3.3 Szenario O1: Nutzung von Oberflächenwasser

Bei der Nutzung von Oberflächenwasser wird von der Nutzung für die Trinkwassergewinnung und für landwirtschaftliche Zwecke ausgegangen. Die im Einzelnen berücksichtigten Pfade sind in Abschnitt 3.5.1 aufgeführt, die berücksichtigten Altersgruppen und ihre Verzehrswerten in Abschnitt 3.5.2.

3.3.4 Szenario O2: Verwertung von Klärschlamm

In der SSK-Empfehlung (SSK 2006) wurde noch angenommen, dass pro Jahr 1,67 Mg Klärschlamm (Trockensubstanz) pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche ausgebracht werden. Diese Menge schöpfte die damalige gesetzliche Obergrenze der Ausbringung (5 Mg über 3 a) aus. Es wurde abdeckenderweise eine jährliche Ausbringung der genannten Menge über einen Zeitraum von 50 a unterstellt.

Es wurde eine Aufbringung von Klärschlamm lediglich auf solche Felder, auf denen Getreide und Kartoffeln angebaut werden, betrachtet. Die Ausbringung auf Weiden sowie auf Anbauflächen für Gemüse war schon 2006 nicht zulässig. Daher wurde auch ein Verzehr von Obst und Gemüse nicht einbezogen. Allerdings wurde berücksichtigt, dass auf mit Klärschlamm gedüngten Feldern Futterpflanzen, z. B. Mais, angebaut werden konnten. Die sich hieran anschließenden radioökologischen Pfade des Milch- und Fleischverzehr wurden 2006 daher berücksichtigt.

Mittlerweile ist es nicht mehr zulässig, Klärschlamm, der bei der Entwässerung von Deponien anfällt, auf landwirtschaftlichen Nutzflächen auszubringen. Dieser Pfad ist daher nicht mehr zu betrachten.

3.3.5 Verbrennung von Klärschlamm

Der entstandene Klärschlamm kann z. B. in Klärschlammverbrennungsanlagen, Müllverbrennungsanlagen, Kraftwerken oder bei der Zementherstellung verbrannt bzw. mitverbrannt werden. Diese Verbrennungsarten sind durch die Szenarien der Freigabe zur Beseitigung in einer Verbrennungsanlage abgedeckt.

3.4 Modellteil: Radionuklidenausbreitung über den Grundwasserpfad

3.4.1 Übersicht

Einen Überblick über den Modellteil der Radionuklidenausbreitung über den Grundwasserpfad gibt Abbildung 3-2. Die Radionuklidenausbreitung erfolgt über die vier Kompartimente Deponie, Boden, Grundwasserleiter und Brunnen. Folgende Prozesse sind relevant:

- Der Eintritt von Sickerwasser in die Deponie wird durch die sich zeitlich verändernde Dichtigkeit der Oberflächenabdichtung gesteuert.

- Das Auslaugen der Radionuklide durch das Sickerwasser in der Deponie und die Migration im Deponiekörper werden durch einen K_d -Ansatz beschrieben.
- Der Wasserübertritt von der Deponie in den darunter liegenden Boden wird durch die sich zeitlich verändernde Dichtigkeit der Basisabdichtung gesteuert.
- Die Migration der Radionuklide in der Bodenschicht und im Grundwasserleiter wird durch einen K_d -Ansatz beschrieben. Die K_d -Werte in Deponie, Boden und Grundwasserleiter sind voneinander unabhängig. Unter Boden wird hier die Gesamtheit von Basisabdichtung und geologischer Barriere der Deponie verstanden. Im Folgenden wird nur noch der Begriff Basisabdichtung verwendet, unter dem dann der Bereich zwischen Deponiekörper und Grundwasserleiter zu verstehen ist.
- Die Radionuklide werden mit dem Wasser über einen Brunnen aus dem Grundwasserleiter entnommen. Es schließen sich die radioökologischen Pfade der Nutzung des Brunnenwassers an.

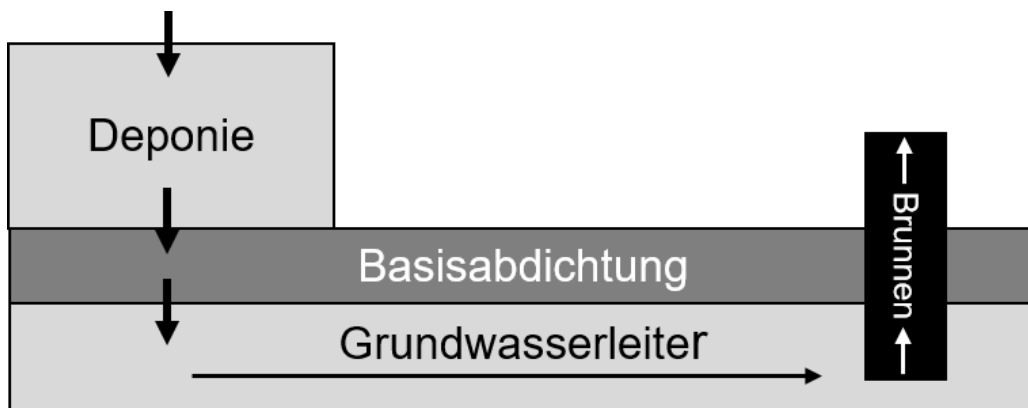


Abbildung 3-2: Schema der Kompartimente Deponie, Basisabdichtung, Grundwasserleiter, Brunnen

3.4.2 Szenarien G1-3: Nutzung von Grundwasser Deponieklassen DK I bis DK III

3.4.2.1 Parameterwerte

Die Parameter, die die Radionuklidenausbreitung im Grundwasserleiter bestimmen und deren bei der Herleitung der Freigabewerte verwendeten Werte, sind in Tabelle 3-7 wiedergegeben. In dieser Tabelle sind insbesondere auch die angesetzten Standzeiten der Abdichtungen (Basis- und Oberflächenabdichtung) angegeben.

Tabelle 3-7: Parameterwerte für die Beschreibung des Grundwasserpfades

Größe	Einheit	Wert		
		DK I	DK II	DK III
Länge und Breite Deponiekörper	m	300	300	300
Höhe Deponiekörper	m	25	25	25
Höhe Abdichtung	m	1	1	5
Höhe Grundwasserleiter	m	5	5	5
Abstand Brunnen	m	500	500	500
Deponiekapazität	Mg a ⁻¹	60 000	60 000	60 000
Dichte Deponie	Mg m ⁻³	1,2	1,2	1,2

Größe	Einheit	Wert		
		DK I	DK II	DK III
Porenraum Deponie	[-]	25 %	25 %	25 %
Dichte Abdichtung	Mg m ⁻³	1,6	1,6	1,6
Porenraum Abdichtung	[-]	20 %	20 %	20 %
Dichte Boden (Grundwasserleiter)	Mg m ⁻³	1,6	1,6	1,6
Porenraum Boden	[-]	20 %	20 %	20 %
Betriebszeit Deponie	a	54	54	54
Sickerwasserneubildung im Betrieb	m a ⁻¹	0,3	0,3	0,3
Sickerwasserneubildung bei Abdichtung	m a ⁻¹	0	0	0
Sickerwasserneubildung nach Wiederanstieg	m a ⁻¹	0,2	0,2	0,2
Standzeit Basiswasserfassung Nachbetrieb	a	50	50	50
Standzeit Abdichtung	a	100	100	100
Zeitdauer Wiederanstieg Wasserneubildung	a	100	200	200
Darcy-Geschwindigkeit Grundwasserleiter	m a ⁻¹	100	100	100

* DK: Deponieklasse

3.4.2.2 Eindringen des Sickerwassers über die Oberfläche der Deponie

Die Radionuklide werden während der Betriebsphase der Deponie durch in den Deponiekörper eindringendes Niederschlagswasser über Sickerwasser in die Sickerwassererfassung hin zur Kläranlage und ggf. von dort über den Vorfluter in das Trink- und Brauchwasser transportiert. Während der Betriebsphase wird eine Sickerwasserneubildungsrate von 300 mm a⁻¹ angenommen. In der Nachbetriebsphase wird aufgrund der dann ausgebrachten Oberflächenabdichtung von einer geringeren Infiltrationsrate ausgegangen.

Nach erfolgter Abdeckung der Deponie zum Ende der Betriebsphase wird von einer Wirkung bzw. einem Versagen der Oberflächenabdichtung in drei Phasen ausgegangen:

- anfängliche Zeitspanne über 100 Jahre mit vollständiger Funktion der Abdichtung (d. h. Infiltrationsrate von 0 mm a⁻¹ und damit eine Rückhaltewirkung der Radionuklide im Deponiekörper von 100 %),
- Zeitspanne linear abnehmender Wirkung über die folgenden 100 Jahre bei Deponieklasse I bzw. 200 Jahre bei den Deponieklassen II und III (Reduktion der Rückhaltewirkung von 100 % auf 0 %) und
- abschließende Zeitspanne vollständigen Versagens der Abdichtung nach 200 Jahren (Rückhaltewirkung 0 %; Infiltrationsrate von 200 mm a⁻¹, aufgrund der Maßnahmen zur Abdichtung kann auch nach deren Versagen der Wert der Betriebsphase nicht mehr erreicht werden).

3.4.2.3 Freisetzung der Radionuklide aus den Abfällen

Das Freisetzungsverhalten der Radionuklide aus den deponierten Abfällen spielt eine entscheidende Rolle für die Konzentration der Radionuklide im Sickerwasser. In den Untersuchungen

von Poschner und Schaller (1995) sowie von Deckert und Thierfeldt (1998) wurde mangels belastbarer anderer Ansätze und aus Gründen der Konservativität unterstellt, dass die gesamte Aktivität, welche in einer Abfallcharge auf die Deponie gebracht wird, unmittelbar freisetzungsfähig ist. Diesem Ansatz wird auch im Modell der SSK-Empfehlung (SSK 2006) gefolgt. Das Freisetzungsverhalten wird mittels des gleichen K_d -Ansatzes modelliert, durch den auch die Migration beschrieben wird.

3.4.2.4 Migration der Radionuklide in Deponie, Basisabdichtung und Grundwasserleiter

Durch das Sickerwasser werden Radionuklide aus den Abfällen ausgelaugt, durch den Deponiekörper, durch den darunterliegenden Boden und durch den Grundwasserleiter transportiert. Die Modellierung erfolgt durch separate K_d -Ansätze für Deponie, Basisabdichtung und Grundwasserleiter. Für die Freisetzung und Migration der Radionuklide im Deponiekörper sind die im Rahmen des BfS-Modells (Poschner und Schaller 1995) entwickelten und der SSK-Empfehlung (SSK 1998) zugrundeliegenden Modellansätze und K_d -Werte in der SSK-Empfehlung (SSK 2006) übernommen worden. Die in (SSK 2006) verwendeten K_d -Werte für Basisabdichtung und Grundwasserleiter entstammen dem Bericht „ K_d -Konzept und seine Anwendung für ausgewählte Radionuklide“ von R. Barthel im Jahr 2004¹⁰. Abweichend davon wird für Kohlenstoff ein K_d -Wert von $100 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ in der Deponie¹¹ und von $0 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ in der Basisabdichtung angenommen. Dieser K_d -Wert von $100 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ im Deponiekörper entspricht einer Konzentration von 250 mg l^{-1} im Eluat (Grenzwert für mechanisch-biologische Vorbehandlung) bei einem abdeckend niedrigen Anteil an gesamtem organischem Kohlenstoff (TOC) von 2,5 %.

Dabei werden nachfolgende Elemente und Elementgruppen hinsichtlich ihrer Sorptionseigenschaften unterschieden:

- Elemente mit besonders geringer Sorption: H, C, Cl, I, Tc,
- Uran,
- Transurane: Np, Pu, Am, Cm,
- Thorium,
- weitere Elemente, die langlebige, natürlich vorkommende Isotope besitzen: Ra, Pb, Po, Pa, Ac und
- weitere Elemente, von denen anthropogene Radionuklide mit Relevanz für den kerntechnischen Bereich und den strahlenschutzrechtlich genehmigten Umgang existieren: Cd, Co, Cr, Cs, Eu, Mo, Ni, Se, Sm, Sr, Zr.

¹⁰ Barthel R. K_d -Konzept und seine Anwendung für ausgewählte Radionuklide. Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, 25.04.2004 (Entwurf, nicht veröffentlicht)

¹¹ Die Einheit $\text{cm}^3 \text{ g}^{-1}$ ist die in der Literatur üblicherweise verwendete Einheit. Sie entspricht Liter pro Kilogramm bzw. $\text{m}^3 \text{ Mg}^{-1}$.

Tabelle 3-8: K_d -Werte in Deponie, Basisabdichtung und Grundwasserleiter (GWL), Werte in ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$)

Element	Deponie	Basisabdichtung	GWL	Element	Deponie	Basisabdichtung	GWL
H	0,01	0	0	Ba	1	10	0,1
Be	1	10	0,1	La	10	1000	10
C	100	0	0	Ce	10	1000	10
F	0,1	0	0	Pr	10	1000	10
Na	1	10	0,1	Nd	10	1000	10
Si	10	100	1	Pm	10	1000	10
P	1	10	0,1	Sm	10	1000	10
S	1	0	0	Eu	10	1000	10
Cl	0,01	0	0	Gd	10	1000	10
K	1	10	0,1	Tb	10	1000	10
Ca	1	10	0,1	Dy	10	1000	10
Sc	1	10	0,1	Ho	10	1000	10
V	1	10	0,1	Er	10	1000	10
Cr	10	10	0,1	Tm	10	1000	10
Mn	1	10	0,1	Yb	10	1000	10
Fe	10	100	1	Lu	10	1000	10
Co	10	100	1	Hf	100	100	10
Ni	10	10	0,1	Ta	10	10	1
Cu	1	10	0,1	W	1	10	0,1
Zn	1	10	0,1	Re	0,1	10	0,1
Ga	10	100	1	Os	10	10	1
Ge	10	100	1	Ir	10	10	1
As	1	10	0,1	Pt	10	10	1
Se	1	10	0,1	Au	10	10	1
Br	0,01	0	0	Hg	1	10	0,1
Rb	10	10	0,1	Tl	10	100	1
Sr	1	10	0,1	Pb	100	1000	10
Y	10	100	1	Bi	10	100	1
Zr	100	1000	10	Po	10	100	1
Nb	10	100	1	At	1	10	0,1
Mo	1	10	0,1	Ra	10	100	1
Tc	0,01	0	0	Ac	10	1000	10
Ru	1	10	0,1	Th	1000	1000	10
Rh	1	10	0,1	Pa	10	100	1
Pd	1	10	0,1	U	10	10	0,1
Ag	1	10	0,1	Np	10	10	0,1
Cd	1	100	1	Pu	100	100	1
In	10	100	1	Am	100	1000	10
Sn	10	100	1	Cm	100	1000	10
Sb	1	10	0,1	Bk	100	1000	10
Te	1	10	0,1	Cf	100	1000	10
I	0,01	0	0	Es	100	1000	10
Cs	10	100	1	Fm	100	1000	10

3.4.2.5 Separate Behandlung von Mutter- und Tochternukliden beim Vorliegen von Zerfallsketten

Mutternuklide mit langlebigen Tochternukliden (gemäß Anlage III, Tabelle 2 StrlSchV 2001) werden bei der Modellierung der Radionuklidausbreitung in den Kompartimenten separat behandelt. Die Nachbildung der Radionuklide aus dem Mutternuklid und dessen Migration in unterschiedlichen Kompartimenten und mit unterschiedlichen K_d -Werten führt dazu, dass das Maximum der Aktivitätskonzentration einzelner Radionuklide gleichen Ursprungs zu unterschiedlichen Zeiten am Brunnen eintrifft.

Alle nicht separat behandelten Tochternuklide werden als im radioaktiven Gleichgewicht mit ihren Mutternukliden angenommen, indem ihre Dosiskonversionsfaktoren denen der Mutternuklide zugeschlagen werden.

3.4.2.6 Grundwasserentnahme am Brunnen

Aus dem Grundwasserleiter wird über den Brunnen Grundwasser entnommen. Die betrachteten sich daraus ergebenden Expositionspfade und ihre Parameter werden in Abschnitt 3.5 beschrieben.

3.5 Modellteil: Kontamination der Nahrung durch die Nutzung von Wasser

3.5.1 Übersicht

In Abschnitt 3.5 werden übergreifend für alle Expositionspfade, bei denen eine Dosis durch die Nutzung von kontaminiertem Wasser auftritt, die Modellierung sowie die Parameter und deren Werte beschrieben. Folgende Pfade werden in die Betrachtung einbezogen:

- Trinkwasserkonsum,
- Verzehr von Milch und Milchprodukten, die durch Tränken des Viehs kontaminiert wurden,
- Verzehr von Fleisch und Fleischprodukten, die durch Tränken des Viehs kontaminiert wurden,
- Verzehr von Milch und Milchprodukten, die durch Bewässern der Weidefläche kontaminiert wurden (nur bei Oberflächenwasser),
- Verzehr von Fleisch und Fleischprodukten, die durch Bewässern der Weidefläche kontaminiert wurden (nur bei Oberflächenwasser),
- Verzehr von pflanzlichen Produkten, unterschieden nach Blattgemüse und sonstigen pflanzlichen Produkten, die mit kontaminiertem Wasser beregnet wurden,
- Verzehr von Fisch aus mit dem Wasser befüllten Fischteichen (nur bei Oberflächenwasser).

3.5.2 Parameter

Die für die sechs Altersgruppen der Strahlenschutzverordnung angesetzten Verzehrswerten entsprechen den Vorgaben gemäß Anl. VII Teil B Tab. 1 StrlSchV (2001) und sind in Tabelle 3-9 wiedergegeben. Die übrigen Parameterwerte sind in der SSK-Empfehlung (SSK 2006) in Anlehnung an den Entwurf der AVV zu § 47 StrlSchV (2001) in der Fassung vom 21.01.2005 gewählt. Diese Parameterwerte liegen daher der Herleitung der Freigabewerte für die Freigabe zur Beseitigung auf einer Deponie der aktuellen StrlSchV (StrlSchV 2018) zugrunde. Für die im Rahmen dieser Handreichung durchgeführte Sensitivitätsanalyse wurden die gleichen Parameterwerte verwendet, wie sie bei der Berechnung der Freigabewerte zugrunde lagen.

Im aktuellen Regelwerk (StrlSchV 2018 und BMU 2020) sind teilweise von den Werten der Tabelle 3-9 geringfügig abweichende Parameterwerte vorgegeben. Außerdem ergeben sich im momentan gültigen Regelwerk auch einige Abweichungen hinsichtlich der Anteile des Verzehrs, der aus dem lokalen Anbau stammt. Ein Vergleich zwischen den Ansätzen auf Basis von (StrlSchV 2018) und der AVV zu § 47 StrlSchV (2001) in der Fassung vom 21.01.2005 einerseits bzw. (StrlSchV 2018) und (BMU 2020) andererseits¹² zeigt, dass mit letzterem Ansatz eine geringere Dosis für den Verzehr von potenziell über den Wasserpfad kontaminierten Lebensmitteln berechnet wird. Die durch eine gegebene Aktivitätsmenge verursachte effektive Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung würde sich bei Übernahme der Annahmen und Parameterwerte der AVV Tätigkeiten (BMU 2020) z. T. deutlich reduzieren.

Ein Übergang auf die Berechnungsvorschriften der AVV Tätigkeiten bei der Herleitung von Freigabewerten oder Dosen im Zusammenhang mit Freigaben ist im Regelwerk nicht gefordert und lässt sich aus diesem auch nicht implizit ableiten. Die SSK ist daher der Auffassung, dass aus Gründen der Konsistenz bei Berechnungen von Freigabewerten und von Dosen im Zusammenhang mit Freigaben die bisherige Vorgehensweise beibehalten und die Modellannahmen in Analogie zum SSK-Modell (SSK 2006) gewählt werden sollten. Diese Vorgehensweise ist konservativ gegenüber einer Anpassung an die AVV Tätigkeiten. Im Rahmen von Einzelfallnachweisen sind die Vorgaben der Anl. 8 Teil A Nr. 2 StrlSchV (StrlSchV 2018) zu berücksichtigen.

Tabelle 3-9: Mittlere Verzehrsmengen der repräsentativen Personen

Lebensmittel	Einheit	Altersgruppe						
		≤ 1 a	≤ 1a + MM	1-2 a	2-7 a	7-12 a	12-17 a	> 17 a
Trinkwasser	l a ⁻¹	170	55	100	100	150	200	350
Fisch	kg a ⁻¹	0,5	0,5	3	3	4,5	5	7,5
Milch, Milchprodukte	kg a ⁻¹	45	45	160	160	170	170	130
Fleischprodukte	kg a ⁻¹	5	5	13	50	65	80	90
Pflanzliche Produkte	kg a ⁻¹	72	72	132	220	250	250	240
Blattgemüse	kg a ⁻¹	3	3	6	7	9	11	13
Muttermilch	kg a ⁻¹	0	145	0	0	0	0	0
sonst. Gemüse	kg a ⁻¹	5	5	17	30	35	35	40
sonst. Pflanzen	kg a ⁻¹	67	67	115	190	215	215	200

MM = Muttermilch

¹² Thierfeldt S, Aleshin I, Nitzsche O (Brenk Systemplanung GmbH). Vergleich der Berechnungsgrundlagen für die radioökologischen Pfade gem. SSK-Modell 2006 und AVV Tätigkeiten, Aachen, 2023; unveröffentlicht

3.6 Dosisberechnung

Die Dosis durch Nutzung von Wasser wird wie folgt berechnet:

- Den Ausgangspunkt bildet die nuklidspezifische Aktivitätskonzentration im jeweiligen Wasser.
- Mittels elementspezifischer Transferfaktoren sowie unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls werden aus der Aktivität im Wasser über die festgelegten Pfade die spezifischen Aktivitäten in den verschiedenen Zwischenprodukten und Nahrungsmitteln (Pflanzen, Gemüse, Weidepflanzen, Futter, Milch, Fleisch, Fischfleisch) berechnet. Die Kontamination von Trinkwasser wird der Kontamination des genutzten Wassers gleichgesetzt.
- Durch Multiplikation der spezifischen Aktivitäten in den Nahrungsmitteln mit den altersabhängigen Verzehrswerten gemäß Tabelle 3-9 sowie den altersabhängigen Ingestionsdosiskoeffizienten werden die Dosen für Personen der verschiedenen Altersgruppen zunächst für jeden Ingestionspfad einzeln berechnet.
- Abschließend werden die Dosisbeiträge derjenigen Ingestionspfade, die für das betreffende Szenario zu betrachten sind, zur Gesamtgestionsdosis addiert.

4 Untersuchungen zu den Deponien

4.1 Einbau und Abdeckung der Abfälle bei der Deponierung

Der Betreiber einer Deponie erhält durch das vom Strahlenschutzrecht vorgegebene Verfahren Kenntnis davon, dass er spezifisch zur Beseitigung freigegebene Abfälle zum Einbau erhalten soll. Bei der Anlieferung der Abfälle ist ihm bekannt, dass die Abfälle dauerhaft in seinem Deponiekörper eingebaut sein müssen. Eine Verwertung oder Wiederverwendung außerhalb der Deponie sowie der Wiedereintritt der Stoffe in den Wirtschaftskreislauf müssen ausgeschlossen sein.

Einige Deponiebetreiber haben spezielle Festlegungen für sich getroffen, die eine besonders schnelle Abdeckung der Abfälle zur Minimierung der Exposition seines Personals durch Direktstrahlung gewährleisten sollen. Auch eine Verpackung in Bigbags wird in einigen Fällen – analog zur Handhabung z. B. asbesthaltiger Abfälle – zur Vermeidung eines Inhalationsrisikos gefordert (Landkreistag BaWü 2015, AVL 2017). Hierbei handelt es sich aber um Maßnahmen, die über die Festlegungen durch das Abfall- oder Strahlenschutzrecht hinausgehen. Gemäß Anhang 5 Nr. 4 der Deponieverordnung (DepV 2009) hat der Betreiber einer Deponie der Klasse 0¹³, I, II oder III mindestens Folgendes sicherzustellen:

1. Abfälle oder Deponieersatzbaustoffe, die erheblich stauben, sind so zu handhaben, dass von ihnen keine erheblichen Emissionen ausgehen.
2. Unverpackte Abfälle, die gefährliche Mineralfasern enthalten, müssen ausreichend besprengt werden, bevor es zu einer Faserausbreitung kommen kann. Sie sind vor jeder Verdichtung, mindestens aber arbeitstätig, mit geeigneten Materialien abzudecken.
3. Verpackte asbesthaltige Abfälle sowie verpackte Abfälle, die andere gefährliche Mineralfasern enthalten, sind vor jeder Verdichtung, mindestens einmal wöchentlich, mit

¹³ DK 0 für Deponierung von Abfällen aus der Freigabe zur Beseitigung nicht erlaubt

geeigneten Materialien abzudecken. Für Abfälle in beschädigten Verpackungen gilt Ziffer 2 entsprechend.

Seitens der SSK wurde eine nicht repräsentative Stichprobe von Deponiebetreibern aus verschiedenen Bundesländern im Hinblick auf die Handhabung von dort angenommenen Abfällen, die keine zur Beseitigung auf einer Deponie freigegebenen Abfälle sind, angefragt. Es wurde um Auskunft darüber gebeten, bei welchen Abfalleigenschaften Abfälle auf der jeweiligen Deponie im Allgemeinen bereits nach Entladung abgedeckt oder so in den Deponiekörper eingebaut werden, dass ein direktes Betreten oder Befahren des Abfalls ausgeschlossen werden kann. Die erhaltenen Auskünfte lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Sofort (am Tag der Anlieferung) werden im Regelbetrieb nur unverpackte Abfälle abgedeckt oder eingebaut, die Asbest oder künstliche Mineralfasern enthalten. Sind solche Abfälle verpackt, so genügt eine wöchentliche Abdeckung.
- Im Rahmen von betrieblichen Einzelfallentscheidungen werden auch andere Abfälle ggf. sofort abgedeckt. Dies können beispielsweise stark riechende Abfälle (z. B. Tierkadaver mit Kontaminationen von Bränden) oder stark staubende Abfälle, die sich nicht gut benetzen lassen, sein.
- Andere Abfälle werden nur dann sofort abgedeckt, wenn es dazu eine behördliche Anordnung gibt. Grundsätzlich ist es das Bestreben der Deponiebetreiber, spezielles (extra angeliefertes) Abdeckmaterial zu sparen. Ansonsten erfolgt die Abdeckung dann, wenn es der Betriebsablauf erfordert, beispielsweise nach Abschluss der Verfüllung einer Ebene des Deponiekörpers.
- Abfälle, die nicht zu den vorangehend genannten Abfallarten zählen, können auch auf der Deponie bis zum Einbau zwischengelagert werden.

Die Arbeitszeit von Deponiepersonal beim Einbau der Abfälle ist ein wichtiger Parameter bei der Modellierung der Herleitung der Freigabewerte. Für die in Abfällen aus dem Abbau von Kernkraftwerken relevanten Radionuklide ^{60}Co und ^{137}Cs ergibt sich die höchste Dosis für das Personal beim Einbau auf der Deponie durch Direktstrahlung (siehe auch Tabelle 5-28 weiter unten), so dass dieses Szenario bestimmend für den Freigabewert ist. In der Modellierung ist das Personal dabei über 17 Stunden im Jahr der Direktstrahlung durch die Abfälle ausgesetzt. Es ist nicht auszuschließen, dass durch Tätigkeiten im nahen Umfeld länger offenliegender freigegebener Abfälle längere Expositionszeiten auftreten können. Aus Sicht der SSK sollten daher zur Beseitigung auf einer Deponie freigegebene Abfälle zum Schutz der Beschäftigten mit besonderer Sorgfalt gehandhabt werden. Dies bedeutet eine rasche Abdeckung sowie eine Reduzierung von Staubeentwicklung ggf. durch Befeuchten. Dies sollte entsprechend sichergestellt werden.

4.2 Untersuchungen zu Deponien in behördlichem Auftrag

In diesem Abschnitt werden exemplarisch von der für die Freigabe zuständigen Behörde veranlasste Untersuchungen zu konkreten Deponien in Zusammenhang mit der Einlagerung von spezifisch zur Beseitigung auf einer Deponie freigegebenen Abfällen vorgestellt. Daraus abzuleitende Schlussfolgerungen sollen eine Hilfestellung bei zukünftigen Untersuchungen sein.

Die in der Einleitung (Kapitel 1) beschriebenen Probleme führten in der Vergangenheit dazu, dass z. B. in Schleswig-Holstein das zuständige Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung 2018 den TÜV NORD EnSys GmbH & Co. KG mit einer „Qualifizierung“ von sieben Deponien in Schleswig-Holstein beauftragte (TÜV NORD 2019). Im Rahmen dieser Untersuchung wurden alle Modellannahmen der Herleitung der

Freigabewerte mit den Bedingungen an der jeweiligen Deponie verglichen. Bei Abweichungen wurden vertiefte Betrachtungen durchgeführt. Die Untersuchungen zu den Deponien umfassten nicht nur die Jahreskapazität oder die Deponieklasse, die in der StrlSchV (2018) als Bedingung genannt sind, sondern eine Vielzahl von Modellannahmen (z. B. mögliche zusätzliche Expositionspfade, Abfertigungs- und Arbeitszeiten, die Deponiehöhe, Sickerwassermenge, Bedingungen an der Kläranlage wie Durchsatz, Abfluss des Vorfluters, Anfall von Klärschlamm etc.).

Die Untersuchungen der TÜV NORD EnSys zu den sieben Deponien Großenaspe, Harrislee, Johannistal, Niemark, Schönwohld, Tensfeld und Wiershop in Schleswig-Holstein werden weiter unten tabellarisch zusammengefasst. In Tabelle 4-1 sind die betrachteten Anforderungen und Modellannahmen, der dazu ermittelte Sachstand (ggf. als Bandbreite der Parameterwerte der sieben Deponien) und die entsprechende Bewertung durch die TÜV NORD EnSys beim Abgleich von Anforderungen der StrlSchV (2018) an die Deponie und Modellannahmen bei der Herleitung der Freigabewerte mit den Gegebenheiten an den sieben Deponien aufgeführt.

In der Spalte mit der Bewertung durch die TÜV NORD EnSys ist „Modellannahme konservativ“ angegeben, wenn die Modellannahme gleich oder ungünstiger als der tatsächliche Sachverhalt an der jeweiligen Deponie ist. In einigen Fällen wurde in (TÜV NORD 2019) festgestellt, dass eine weitere Betrachtung notwendig ist. Solche Betrachtungen wurden aber nicht durchgeführt, wenn von einer Nutzung der entsprechenden Deponien zur Einlagerung freigegebener Abfälle – zumindest vorläufig – Abstand genommen wurde. Außerdem wurde die Möglichkeit gesehen, verbleibenden Abweichungen später gegebenenfalls durch Restriktionen im Hinblick auf die zulässigen Einlagerungsmengen in Verbindung mit den zulässigen Freigabewerten gemäß StrlSchV (2018) zu begegnen. Die tatsächliche Notwendigkeit von Restriktionen und deren Ausgestaltung könnten dann im Rahmen weiterer Betrachtungen in Abhängigkeit von Masse und Nuklidvektor der dann tatsächlich zur spezifischen Freigabe zur Beseitigung auf Deponien vorgesehenen Stoffe ermittelt werden. Für einige Deponien lagen der TÜV NORD EnSys bei der Erstellung der Stellungnahme noch keine vollständigen Daten bezüglich des Grundwasserleiters vor, so dass aus diesem Grund eine abschließende Bewertung nicht möglich war. Mögliche Abweichungen von den Modellannahmen könnten auch in diesem Fall gegebenenfalls durch Restriktionen berücksichtigt werden.

In einigen Fällen konnten Abweichungen zwischen Modellannahme und tatsächlicher Gegebenheit zum Ungünstigen hin bereits durch eine Zusammenschau mit weiteren Parametern als unproblematisch bewertet werden. Über den Oberflächenwasserpfad, also die Nutzung des Vorfluters der Kläranlage, in die das Sickerwasser der Deponie gelangt, ergibt sich die Dosis über die Aktivitätskonzentration im Oberflächengewässer. Es gehen hier die jährliche Sickerwassermenge der Deponie und der Abfluss des Vorfluters der Kläranlage (inkl. des Gesamtabwassers der Kläranlage selbst) ein. Eine gegenüber der Modellannahme größere Sickerwassermenge der Deponie kann also ausgeglichen werden durch einen größeren Abfluss des Vorfluters der Kläranlage, ebenso ein kleinerer Abfluss des Vorfluters der Kläranlage durch eine gegenüber der Modellannahme kleinere Sickerwassermenge der Deponie. Der Quotient beider Wasserströme darf nur nicht ungünstiger sein als im Modell angenommen. Nach dem gleichen Prinzip lassen sich auch Abweichungen des Durchsatzes der Kläranlage und des jährlichen Anfalls an Klärschlamm bewerten. Eine gegenüber der Modellannahme größere Sickerwassermenge der Deponie ist im Hinblick auf den Klärschlamm (Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen oder Verbrennung) unproblematisch, solange der Quotient aus jährlicher Sickerwassermenge und jährlichem Klärschlammfall nicht ungünstiger ist als bei der Modellannahme.

Tabelle 4-1: Abgleich mit Anforderungen an die Deponie und Modellannahmen bei der Herleitung der Freigabewerte

Anforderung/Modellannahme	Sachverhalt	Bewertung durch TÜV NORD EnSys
Anforderung: Deponieklasse ¹⁴ höher als DK 0	Deponieklasse I oder II	Anforderung bei allen 7 Deponien erfüllt
Durchschnittliche jährliche Einlagerungsmenge (Modell: 60 000 Mg a ⁻¹)	25 500 Mg a ⁻¹ bis 255 400 Mg a ⁻¹ ; Prognose in einem Fall <10 000 Mg a ⁻¹	Bei allen 7 Deponien entweder > 60 000 Mg a ⁻¹ (Modellannahme konservativ) oder abgedeckt durch geringen Sickerwasseranfall, größere Kläranlage und/oder größeren Vorfluter der Kläranlage
Abstand Personal im Eingangsbereich vom anliefernden LKW (Modell: 1 m, keine Abschirmung)	1 m bis 10 m	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Feinstaubkonzentration im Eingangsbereich (Modell: 0,2 mg m ⁻³ , bei Entladevorgängen 1 mg m ⁻³ ; Aufkonzentration Faktor 10)	Modellannahme konservativ, teils wird auch befeuchtet	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Abfertigungszeit pro LKW (Modell: 10 min)	2 min bis 20 min	Für 1 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig, für übrige Deponien Modellannahme konservativ
Jährliche Expositionszeit einer einzelnen Person bei Einlagerung (bei 1 000 Mg a ⁻¹ Modell: 17 h a ⁻¹)	9 h bis 24 h	Für 3 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig, für übrige Deponien Modellannahme konservativ
Jährliche Arbeitszeit einer einzelnen Person außerhalb der Fahrerkabine (bei 1 000 Mg a ⁻¹ Modell: 4,2 h a ⁻¹)	0 h bis 12,5 h	Für 2 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig, für übrige Deponien Modellannahme konservativ
Jährliche Expositionszeit einer einzelnen Person bei Einlagerung (bei 100 Mg a ⁻¹ Modell: 5 h a ⁻¹)	0,8 h bis 5 h	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Staubkonzentration auf der Deponie (Modell: 1 mg m ⁻³ ; Aufkonzentration Faktor 10)	Modellannahme konservativ, teils wird auch befeuchtet	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Staubkonzentration in der Kabine (Modell: 0,2 mg m ⁻³ ; Aufkonzentration Faktor 10)	Keine relevante Staubkonzentration durch Filter bzw. Befeuchtung	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ

¹⁴ Die Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) (DepV 2009) definiert verschiedene Deponieklassen, die sich insbesondere hinsichtlich der Anforderung an die geologische Barriere, die Abdichtungskomponenten und die mineralische Entwässerungsschicht unterscheiden.

Anforderung/Modellannahme	Sachverhalt	Bewertung durch TÜV NORD EnSys
Höhe der Deponie (Modell: 25 m)	15 m bis 60 m	Bei allen 7 Deponien entweder > 25 m (Modellannahme konservativ) oder abgedeckt durch geringen Sickerwasseranfall, größere Kläranlage und/oder größeren Vorfluter der Kläranlage
Fläche der Deponie (Modell: 90 000 m ²)	24 000 m ² bis 176 000 m ²	Als einzelner Parameter nicht relevant, bewertet über Sickerwasser
Sickerwassermenge (Modell: 27 000 m ³ a ⁻¹)	5 000 m ³ a ⁻¹ bis 35 000 m ³ a ⁻¹	Bei 3 von 7 Deponien > 27 000 m ³ a ⁻¹ (Modellannahme konservativ), bei 2 Deponien abgedeckt durch größere Kläranlage und größeren Vorfluter der Kläranlage, für 1 Deponie weitere Betrachtung notwendig
Durchsatz Kläranlage (Modell: 2 Mio. m ³ a ⁻¹)	16 000 m ³ a ⁻¹ bis 8,21 Mio. m ³ a ⁻¹	Für 2 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig, für übrige Deponien Modellannahme konservativ
Abfluss Vorfluter Kläranlage (Modell: 3 m ³ s ⁻¹)	<< 3 m ³ s ⁻¹ bis 870 m ³ s ⁻¹ , teils auch Direkteinleitung in Ostsee	Für 2 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig, für übrige Deponien Modellannahme konservativ
Anfall Klärschlamm Trockensubstanz (Modell: 1 000 Mg a ⁻¹)	6,2 Mg a ⁻¹ bis 11 557 Mg a ⁻¹	Bei 3 von 7 Deponien < 1 000 Mg a ⁻¹ , davon bei 1 Deponie abgedeckt durch geringen Anfall an Sickerwasser, für 2 Deponien weitere Betrachtung notwendig
Aufbringung Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Fläche (Modell: 1,6 Mg a ⁻¹ ha ⁻¹)	Wie Modellannahme oder Verbrennung	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Sickerwasserneubildungsrate nach Ende Betriebsphase (Modell: 0 mm a ⁻¹ m ⁻²)	Wie Modellannahme	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Sickerwasserneubildungsrate nach 200 Jahren (Modell: 200 mm a ⁻¹ m ⁻²)	Wie Modellannahme	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Dicke der Basisabdichtung (Modell: 1 m)	Entspricht der jeweiligen Deponieklasse	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Dicke des Grundwasserleiters (Modell: 5 m)	5 m bis 40 m	Modellannahme für alle 7 Deponien konservativ
Abstand zum Brunnen bzw. zur nächsten Bebauung mit möglichem Brunnen (Modell: 500 m)	< 300 m bis 600 m	Für 2 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig, für übrige Deponien Modellannahme konservativ

Außerdem wurden in (TÜV NORD 2019) zusätzliche Expositionspfade, die überwiegend den Umgang mit Sickerwasser betreffen, identifiziert und betrachtet. Diese sind in Tabelle 4-2 mit der Bewertung der TÜV NORD EnSys im Hinblick auf die Einhaltung des Dosiskriteriums angegeben.

In der Spalte der Bewertung durch die TÜV NORD EnSys ist „Dosiskriterium eingehalten“ eingetragen, wenn eine Abschätzung der effektiven Dosis einen Wert von höchstens $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ ergab. Diese Dosisabschätzungen wurden für kernkraftwerksspezifische Nuklide generisch vorgenommen, so dass sie allgemein für Deponien gelten, bei denen von den übrigen Modellannahmen her keine Verletzung des Dosiskriteriums zu unterstellen ist. Im Hinblick auf einige überprüfte Sachverhalte ergab die Bewertung aber die Notwendigkeit weitergehender Betrachtungen (siehe hierzu weiter oben vor Tabelle 4-1).

Tabelle 4-2: Identifizierte zusätzliche Expositionspfade

Expositionspfad	Bewertung durch TÜV NORD EnSys
Exposition Deponiepersonal bei Beschädigung eines BigBags (zusätzliche Handhabungen erforderlich)	Dosiskriterium bei allen 7 Deponien eingehalten
Exposition während Transport von Sickerwasser in Tankwagen zur Kläranlage	Für 4 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig
Exposition Deponiepersonal durch Verwendung von Sickerwasser zur Wegbewässerung	Dosiskriterium bei allen 7 Deponien eingehalten
Exposition Deponiepersonal durch Umgang mit Sickerwasser (Verwendung als Löschwasser, Aufenthalt im Pumpenhaus, Reinigung von Filteranlagen)	Für 2 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig
Exposition Deponiepersonal bei der Sickerwasserbeckenreinigung	Für 4 von 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig
Exposition Deponiepersonal durch Sickerwasserkontrollproben	Für alle 7 Deponien weitere Betrachtung notwendig
Exposition Deponiepersonal durch Entwicklung von Deponiegas	Dosiskriterium bei allen 7 Deponien eingehalten

Abweichungen der Parameter an einzelnen Deponien wurden auch in (Gellermann 2019) thematisiert. Die dort betrachtete Deponie war größer als in der Modellierung der Freigabewerte angenommen, so dass etwa die vierfache Menge an Sickerwasser im Jahr anfiel. Das Sickerwasser wurde einer eigenen Reinigungsanlage zugeführt, über deren Ableitungsgraben das gereinigte Sickerwasser in einen Vorfluter (Bach) geleitet wurde. Der mittlere Abfluss des Vorfluters war gegenüber der Modellannahme etwa um einen Faktor 40 geringer.

Die Überprüfung in (Gellermann 2019) ergab, dass bei Einlagerung von 100 Mg Abfall im Kalenderjahr mit Ausschöpfung des Freigabewerts nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV (2018) eine effektive Dosis von $1 \mu\text{Sv}$ im Kalenderjahr unterschritten wird. Ausgehend von einer Analyse der realen Standortbedingungen wurden für die Dosisabschätzung folgende Expositionspfade und ungünstige Einwirkstellen betrachtet:

- Verzehr von pflanzlichen Lebensmitteln aus Eigenanbau, die aus dem Bach nach Zufluss des Ableitungsgrabens beregnet werden.
- Verzehr von Milch, Milchprodukten und Fleisch von Tieren, die aus dem Ableitungsgraben vor Einleitung in den Bach getränkt werden.

- Verzehr von Fischen, die im Bach nach Zufluss des Ableitungsgrabens leben und gefangen werden.

Schlussfolgerungen aus diesen Untersuchungen:

- Die StrlSchV (2018) stellt für die Anwendung der Freigabewerte für die Beseitigung auf einer Deponie Anforderungen an die Deponieklasse und die durchschnittliche jährliche Einlagerungsmenge. Diese Voraussetzungen sind auf jeden Fall behördlich zu überprüfen. Ist eine der Voraussetzungen nicht erfüllt, so wäre ein Einzelfallnachweis der Einhaltung des Dosiskriteriums zwingend.
- Bei vielen Deponien liegen darüber hinaus Verhältnisse vor, die an einigen Stellen von den Modellannahmen bei der Herleitung der Freigabewerte zur Beseitigung auf einer Deponie zum Ungünstigeren hin abweichen. Über die deponiespezifischen Verhältnisse sollte sich die zuständige Behörde im Sinne eines Screenings einen Überblick verschaffen.
- Liegen Abweichungen hin zu ungünstigeren Verhältnissen vor, so sollte zunächst geprüft werden, ob sich im Zusammenwirken der verschiedenen Parameter (z. B. Sickerwassermenge versus Durchsatz der Kläranlage, Sickerwassermenge versus Abfluss des Vorfluters der Kläranlage) Verhältnisse ergeben, die zu keinen gegenüber den Modellannahmen höheren Radionuklidkonzentrationen im Vorfluter oder im Klärschlamm führen.
- Bleiben relevante Abweichungen von den Modellannahmen bestehen, so sollte eine Beurteilung unter Einbeziehung der Gesamtmasse und ihrer Verteilung über einzelne Jahre sowie auf den Nuklidvektor der zu erwartenden Abfälle durchgeführt werden. In der Modellierung der Herleitung der Freigabewerte zur Beseitigung auf einer Deponie wurde von einer jährlichen Ablagerung von 1 000 Mg (Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrlSchV (2018)) oder 100 Mg (Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 StrlSchV (2018)) freigegebener Abfälle über 54 Jahre ausgegangen. Rückbauzeiträume für kerntechnische Anlagen sind damit abgedeckt. Von Kleinanwendern sind keine langjährigen großen Massenströme zu erwarten, so dass der Zeitraum von 54 Jahren als abdeckend angesehen werden kann, selbst wenn eine Deponie eine längere Betriebszeit hat. Außerdem können die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse (siehe Kapitel 5.7) berücksichtigt werden.

4.3 Missverständnisse in der öffentlichen Kommunikation

In der Kommunikation des Freigabekonzeptes und der zugehörigen Modelle kommt es teilweise zu Missverständnissen, die fachlich aufgeklärt werden können. Solche Missverständnisse sind beispielsweise:

- Jede einzelne Anlieferung auf der Deponie bedeutet, dass eine effektive Dosis von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ die Folge ist.

Tatsächlich kommt es aber auf die eingelagerte Aktivität eines Radionuklids an. Eine effektive Dosis von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ kann erst erreicht werden, wenn in einem Jahr die maximal zulässige Masse von 1 000 Mg bzw. 100 Mg bei vollständiger Ausschöpfung der Freigabewerte in der gesamten Masse eingelagert würde. Die insgesamt in einem Jahr eingelagerte Aktivität entspräche in diesem Fall dem 10^9 -fachen Betrag des Freigabewerts eines Radionuklids. Beträgt beispielsweise der Freigabewert für die Beseitigung auf einer Deponie von bis zu 1 000 Mg im Kalenderjahr 10 Bq g^{-1} , so könnte eine effektive Dosis von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ erst erreicht werden, wenn 10^{10} Bq des

betreffenden Radionuklids in einem Kalenderjahr abgelagert wurden (siehe auch Abschnitt 2.3). Bei einem Radionuklidvektor gilt dies für die für diesen Nuklidvektor zulässige Gesamtaktivität.

- Alle im Umkreis der Deponie lebenden Personen können eine effektive Dosis von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ erhalten und sind unfreiwillig bzw. gezwungenermaßen einer solchen zusätzlichen Dosis ausgesetzt.

In der Regel kann eine effektive Dosis von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ nur bei Beschäftigten auf der Deponie oder beim Transport auftreten, nicht aber bei Anwohnenden im Umfeld der Deponie. Dies ist zumindest für typische Nuklidvektoren beim Abbau von Kernkraftwerken der Fall. Ergibt sich bei besonderen Nuklidvektoren oder Einzelnucliden die maximale Dosis über den Oberflächenwasserpfad, so könnten nur solche Personen davon betroffen sein, die jährlich Nahrungsmittel in Höhe des mittleren Jahreskonsums in Deutschland verzehren, die sämtlich durch die Ableitungen aus der Kläranlage in ihren Vorfluter kontaminiert wurden. Eine Dosis über den Grundwasserpfad ist erst in frühestens 100 Jahren nach Schließung der Deponie möglich, unter der Voraussetzung, dass ab dann die Basisabdichtung der Deponie beginnen sollte, unwirksam zu werden. Heute lebende Personen können daher nicht mehr betroffen sein. Unabhängig davon ist die effektive Dosis auch für zukünftige Generationen nicht höher als $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$.

Eine zusätzliche Einführung von Kontrollelementen wie in der Handlungsanleitung zur Entsorgung von freigemessenen Abfällen auf Deponien in Baden-Württemberg (Landkreistag BaWü 2015) verschärft die behördliche Kontrolle der Freimessung deutlich über die rechtlichen Vorgaben hinaus. Das Ziel war es, der Bevölkerung eine umfassendere Gewähr zu bieten und transparent darzustellen, dass nur Abfälle auf Deponien gebracht werden, die ordnungsgemäß freigegeben wurden. In der Öffentlichkeit können solche Maßnahmen dahingehend missverstanden werden, dass es sich um besonders gefährliche Abfälle handeln würde, die nur mit diesen Maßnahmen sicher entsorgt werden können. Andererseits ist die Öffentlichkeit aber auch hinsichtlich möglicher Risiken radioaktiver Abfälle bereits in hohem Maße sensibilisiert, so dass umfangreiche Kontrollmaßnahmen auch die Akzeptanz fördern können. In jedem Fall sollte eine klare Kommunikation der Ziele einer solchen Handlungsanleitung rechtzeitig initiiert werden.

Hilfreich kann auch die Kommunikation möglicher Dosen bezogen auf verschiedene Personengruppen sein, um dem Missverständnis zu begegnen, dass es sich um einen großen exponierten Personenkreis handelt. Es bietet sich dabei an, beispielsweise nach Beschäftigten, die mit den freigegebenen Abfällen umgehen, heute lebenden Anwohnenden einer Deponie und zukünftigen Generationen zu differenzieren.

Hierzu zwei Beispiele für eine Aufschlüsselung nach betroffenem Personenkreis:

Beispiel 1: Aufschlüsselung für zwei Nuklidvektoren aus dem Abbau des Kernkraftwerks Obrigheim (Küppers 2015).

Die Höhe der maximalen Dosis berücksichtigt den Nuklidvektor, ging aber von einer jährlichen Einlagerung von 1 000 Mg freigegebenem Abfall mit Ausschöpfung des Freigabewerts über 54 Jahre aus. Außerdem wurden die Randbedingungen der Handlungsanleitung des Landkreistags Baden-Württemberg (Landkreistag BaWü 2015) berücksichtigt, also eine Verpackung, die eine Staubfreisetzung verhindert. Als effektive Dosis ergaben sich gemäß Tabelle 4-3 trotz der sehr konservativen Annahme zur Abfallmasse

- maximal $8,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ für Personal beim Transport und auf der Deponie,

- maximal $0,41 \mu\text{Sv a}^{-1}$ für heute im Umkreis lebende Einzelpersonen der Bevölkerung durch Nutzung von Oberflächenwasser und Verwertung von Klärschlamm¹⁵, und
- maximal $5,7 \mu\text{Sv a}^{-1}$ für Einzelpersonen der Bevölkerung in frühestens 100 Jahren durch Nutzung von Brunnenwasser.

Tabelle 4-3: Aufschlüsselung der maximalen Exposition verschiedener Personengruppen für zwei Nuklidvektoren des Abbaus des Kernkraftwerks Obrigheim (Küppers 2015) in $\mu\text{Sv a}^{-1}$

Nuklidvektor	Personal im Entsorgungsprozess		Einzelpersonen der sonstigen Bevölkerung	
für Kontrollbereich	Transport	6,0	Nutzung Oberflächenwasser	0,14
	Deponie Eingang	3,1	Verwertung Klärschlamm	0,41
	Deponie Einlagerung	8,4	Nutzung Brunnenwasser	2,8
für Überwachungsbereich	Transport	2,5	Nutzung Oberflächenwasser	0,05
	Deponie Eingang	1,3	Verwertung Klärschlamm	0,08
	Deponie Einlagerung	3,4	Nutzung Brunnenwasser	5,7

Beispiel 2: Aufschlüsselung für einen Nuklidvektor des Kernkraftwerks Gundremmingen bei zur Beseitigung in einer Verbrennungsanlage freigegebenen Abfällen (Küppers und Ustohalova 2019)¹⁶.

Die Höhe der maximalen Dosis berücksichtigte den Nuklidvektor, die Randbedingungen des Müllheizkraftwerks (MHKW) Weißenhorn (anlagen- und durchsatzbezogen sowie bezogen auf die Flächennutzung in der Umgebung) sowie das maximal erwartete jährliche Aufkommen an zur Beseitigung in einer Verbrennungsanlage freigegebenem Abfall aus dem Kernkraftwerk Gundremmingen. Gemäß Tabelle 4-4 ergaben sich folgende maximale Dosen für Personal und Einzelpersonen der sonstigen Bevölkerung:

- Als maximale Dosen für Personal wurden $5,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ beim Transport der Abfälle zum MHKW abgeschätzt.
- Als ungünstigstes Szenario für Einzelpersonen der sonstigen Bevölkerung wurde der Aufenthalt im nächstgelegenen Wohngebiet bei ausschließlichen Verzehr von auf einer unmittelbar am MHKW gelegenen landwirtschaftlichen Fläche produzierten Produkten identifiziert, für den eine Dosis von $0,002 \mu\text{Sv a}^{-1}$ ermittelt wurde.

¹⁵ Da, wie in Abschnitt 3 dargelegt, die Düngung landwirtschaftlicher Flächen mit dem Klärschlamm nicht mehr zulässig ist, verringert sich die maximal mögliche effektive Dosis auf $0,14 \mu\text{Sv a}^{-1}$.

¹⁶ Die vorliegende Handreichung befasst sich mit der Freigabe zur Beseitigung auf Deponien. Dennoch wurde hier ein Beispiel zum Vorgehen bei einem Müllheizkraftwerk aufgenommen, um mögliche Differenzierungen und resultierende Ergebnisse vorzustellen. Nach diesem Ansatz kann ebenfalls bei Deponien eine Differenzierung in der Darstellung vorgenommen werden.

Tabelle 4-4: Maximale Exposition verschiedener Personenkreise für Abfälle aus dem Kernkraftwerk Gundremmingen zur Beseitigung im Müllheizkraftwerk (MHKW) Weißenhorn (Küppers und Ustohalova 2019) in μSv im Jahr

Personal im Entsorgungsprozess		Einzelpersonen der sonstigen Bevölkerung	
Transport zum MHKW	5,2	Aufenthalt im Gewerbe- und Industriegebiet	0,00037
Eingangsbereich MHKW	0,88	Aufenthalt im Wohngebiet (Weißenhorn), kein Verzehr von lokal erzeugten Produkten	0,00016
Arbeit am Müllbunker	0,60	Aufenthalt im Wohngebiet (Weißenhorn) und Verzehr von Produkten aus eigenem Garten	0,00023
Arbeit am Schlackenbunker	0,29	Aufenthalt im Wohngebiet (Weißenhorn) und Verzehr von am MHKW erzeugten landwirtschaftlichen Produkten	0,0020
Schlackentransport	1,9		
Staubtransport	0,18		
Verwertung von Schrott	3,7		

5 Sensitivitätsanalyse

5.1 Einführung

Zu dem in Kapitel 3 beschriebenen radiologischen Modell wird nachfolgend eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Bei dieser Sensitivitätsanalyse stehen folgende Ziele im Vordergrund:

- Ermittlung der Szenarien, welche den höchsten Beitrag zur Dosis liefern,
- Ermittlung der Rangfolge dieser Szenarien,
- Ermittlung von Schlüsselparametern, deren Veränderung innerhalb der dosisbestimmenden Szenarien den höchsten Einfluss auf die berechnete Dosis hat,
- Ermittlung des Dosisbereichs, der sich bei Einsetzen der Verteilungen für die Parameter, die als variabel angenommen wurden, ergibt, und dessen charakteristischen Quantile.

Unter „Sensitivität“ ist insgesamt die Abhängigkeit eines Ergebnisses von der Unsicherheit des betrachteten Parameters als auch der Modellunsicherheit zu verstehen.

Abschnitt 5.2 enthält Angaben zur für die Sensitivitätsanalyse verwendeten Software. Die in der Sensitivitätsanalyse betrachteten Parameter sind in Abschnitt 5.3 zusammengestellt. In Abschnitt 5.4 erfolgt eine Auswahl von 19 charakteristischen Radionukliden für die Sensitivitätsanalyse. Abschnitt 5.5 erläutert die Auswertung der Daten bei der Sensitivitätsanalyse. Die Ergebnisse werden im Detail in einem Anhang dargestellt und in Abschnitt 5.6 diskutiert.

Da im Folgenden wiederholt auf die Szenarien des radiologischen Modells gemäß Kapitel 3 Bezug genommen wird und hierbei die Kurzbezeichnungen verwendet werden, stellt Tabelle 5-1 nochmals alle Szenarien zusammen.

Tabelle 5-1: Liste der Szenarien und ihrer Kurzbezeichnungen des radiologischen Modells

Bezeichnung	Beschreibung	für Personengruppe
T1	Transport	Personal
D1	Deponie Eingangsbereich	Personal
D2	Deponie MBV	Personal
D3	Deponie Einlagerung	Personal
O1	Nutzung von Oberflächenwasser	Einzelpersonen der Bevölkerung
O2	Verwertung von Klärschlamm (nicht länger relevant)	Einzelpersonen der Bevölkerung
G1	Nutzung von Grundwasser, Deponieklasse I	Einzelpersonen der Bevölkerung
G2	Nutzung von Grundwasser, Deponieklasse II	Einzelpersonen der Bevölkerung
G3	Nutzung von Grundwasser, Deponieklasse III	Einzelpersonen der Bevölkerung

5.2 Verwendete Software

Die Sensitivitätsanalysen wurden mit der in Excel-Arbeitsmappen einbindbaren Software „Crystal Ball®“ der Firma Oracle durchgeführt. Hierbei werden für jeden Parameter, der variiert werden soll, Vorgaben für die Art der Wahrscheinlichkeitsverteilung sowie für die Kenndaten der Verteilung (Mittelwert, Standardabweichung, Minimum, Maximum) gemacht.

Crystal Ball® berechnet anschließend die komplette Excel-Arbeitsmappe bei einer voreingestellten Anzahl von Durchläufen (hier 40 000) immer wieder vollständig neu, wobei jeweils neue Werte der variierbaren Parameter entsprechend der vorgewählten Verteilungen eingesetzt werden.

Die Ergebnisse jedes einzelnen Laufs werden von Crystal Ball® zwischengespeichert, anschließend ausgewertet und hinsichtlich ihrer statistischen Kenndaten interpretiert. Ferner stellt Crystal Ball® Ergebnisse zur Verfügung, die eine Auswertung als Wahrscheinlichkeitsdichte und kumulierte Wahrscheinlichkeit möglich machen.

5.3 Parameter der Sensitivitätsanalyse

Nachfolgend sind die Parameter zusammengestellt, für die die Sensitivitätsanalyse durchgeführt wird.

Für jeden Parameter werden folgende Informationen dargestellt:

- Bezeichnung des Parameters,
- Definition des Parameters,
- Einheit des Parameters,
- Szenario bzw. Szenarien, in dem bzw. in denen der Parameter verwendet wird,
- bei der Herleitung der Freigabewerte für den Parameter deterministisch verwendeter Wert,
- für die Sensitivitätsanalyse angenommener Verteilungstyp des Parameterwerts,
- angenommene Eckdaten der jeweiligen Verteilung in der Reihenfolge Mittelwert (μ), Standardabweichung (σ), Minimalwert (min.) und Maximalwert (max.),
- Begründung für den Verteilungstyp und die Werte der Eckdaten der Verteilung,

- Angaben zu Referenzen, wo der betreffende Parameter in ähnlichem Zusammenhang bereits verwendet wurde.

5.3.1 Massenströme, Ausschöpfungsgrade und Kapazitäten

Tabelle 5-2: Angaben zum Parameter A 1 - Masse Freigabe gesamt

Parameterdefinition	Gesamte zur Beseitigung freigegebene Masse, die in einer bestimmten Beseitigungsanlage pro Jahr beseitigt wird
Einheit	Mg
Szenario	Alle
Deterministisch	1 000
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	500 / 500 / 200 / 2000
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Freigabe von Bauschutt von über 1 000 Mg a ⁻¹ aus einer Anlage erfolgt nach Anl. 4 Tab. 1 Sp. 6 StrlSchV (2018) und ist daher hier nicht zu betrachten. 2000 Mg decken auch den Fall der Anlieferung mehrerer Abfallverursacher auf eine Deponie ab.
Referenzen	Anl. 4 Tab. 1 StrlSchV (2018)

Tabelle 5-3: Angaben zum Parameter A 3 - Mittlerer Ausschöpfungsgrad

Parameterdefinition	Anteil des Freigabewerts, der bei Freigaben tatsächlich ausgeschöpft wird
Einheit	-
Szenario	Alle
Deterministisch	100 %
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	50 % / 50 % / 10 % / 100 %
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Eine höhere Ausschöpfung als 0,5 (50 %) der Summenformel bei der Freigabe ist aus messtechnischer Sicht und wegen der diversen Konservativitäten im Freigabeverfahren nicht zu erwarten. Der Ausschöpfungsgrad gehorcht eher einer Lognormalverteilung mit Modalwert im Bereich von 5 % – 10 %, demgegenüber ist die hier gewählte Normalverteilung abdeckend.
Referenzen	(Pollmann 2000) ¹⁷ (EWN 2003) ¹⁸

¹⁷ Pollmann, E. (E.ON Kernkraft GmbH): Wechselwirkung zwischen den neuen Freigaberegulungen und dem Rückbau eines Kernkraftwerks, 2. Expertentreffen Strahlenschutz: Strahlenschutzverordnung 2000, TÜV-Akademie; Aschau, März 2000

¹⁸ EWN GmbH, Kernkraftwerk Greifswald: Daten zur Ausschöpfung der Freigabewerte bei verschiedenen Freigabepfaden, 2003

Tabelle 5-4: Angaben zum Parameter D2.1 - Kapazität MBV

Parameterdefinition	Gesamte Annahmemenge einer MBV pro Jahr
Einheit	Mg
Szenario	D2
Deterministisch	100 000
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	150 000 / 50 000 / 50 000 / 200 000
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Der deterministische Wert ist angepasst an die Daten zur Deponiegröße. Die Werteverteilung entspricht näherungsweise der Verteilung der in Deutschland installierten Kapazitäten.
Kommentar:	Praktisch nicht mehr relevant.

Tabelle 5-5: Angaben zum Parameter D.1 - Kapazität Deponie

Parameterdefinition	Gesamte Annahmemenge einer Deponie pro Jahr
Einheit	Mg
Szenario	D1, D2, D3, O1, O2, G1, G2, G3
Deterministisch	60 000
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	60 000 / 60 000 / 20 000 / 500 000
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Der Mittelwert der Annahmekapazität der in Deutschland betriebenen Anlagen lag im Jahr 2004 um 100 000 Mg pro Jahr. Der deterministische Wert liegt im unteren Bereich der Verteilung und deckt damit auch niedrigere Annahmekapazitäten ab.
Referenzen	BS 2004 ¹⁹

5.3.2 Aufenthalts- und Arbeitszeiten

Tabelle 5-6: Angaben zum Parameter T1.1 - Transportzeit

Parameterdefinition	Jährliche Arbeitszeit, über die eine Fahrerin oder ein Fahrer mit zur Beseitigung freigegebenem Abfall umgeht (Fahrt- und Ladezeit)
Einheit	h
Szenario	T1
Deterministisch	33
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	33 / 25 / 10 / 100
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Basiert auf max. Massen, die nicht nach Anl. 4 Tab. 1 Sp. 6 StrlSchV (2018) freizugeben sind, sowie auf Ladekapazitäten eines LKW und Fahrtstrecken.
Kommentar	Parameter aus anderen Annahmen (Massen, Ladekapazitäten und Fahrtstrecken) hergeleitet.

¹⁹ Thierfeldt S, Wörlen S (Brenk Systemplanung GmbH). Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2004; unveröffentlicht.

Tabelle 5-7: Angaben zum Parameter T1.2 - Arbeitszeit Ladevorgänge

Parameterdefinition	Jährliche Lade- und Entladezeit, über die eine Fahrerin oder ein Fahrer mit zur Beseitigung freigegebenem Abfall umgeht
Einheit	h
Szenario	T1
Deterministisch	3,3
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	3,3 / 2,5 / 1 / 10
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Wie T1.1
Kommentar	Parameter aus anderen Annahmen (Massen, Ladekapazitäten und Fahrtstrecken) hergeleitet.

Tabelle 5-8: Angaben zum Parameter D1.1 - Arbeitszeit Eingangsbereich

Parameterdefinition	Jährliche Arbeitszeit, über die eine Beschäftigte bzw. ein Beschäftigter am Eingangsbereich mit der Abfertigung des freigegebenen Abfalls beschäftigt ist
Einheit	h
Szenario	D1
Deterministisch	10
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	10 / 5 / 2 / 20
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Wie T1.1
Referenzen	BS 2004 ²⁰

Tabelle 5-9: Angaben zum Parameter D2.2 - Arbeitszeit MBV

Parameterdefinition	Jährliche Arbeitszeit, die eine Beschäftigte bzw. ein Beschäftigter an den Rotteplätzen verbringt
Einheit	h
Szenario	D2
Deterministisch	1 000
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	1 000 / 1 000 / 1 000 / 2 000
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Da sich keine Dauerarbeitsplätze im Bereich der Rotte und Miete befinden, wird von einer jährlichen Arbeitszeit von 1 000 h ausgegangen.
Kommentar	Praktisch nicht mehr relevant.

²⁰ Thierfeldt S, Wörlen S (Brenk Systemplanung GmbH). Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2004; unveröffentlicht.

Tabelle 5-10: Angaben zum Parameter D3.1 - Arbeitszeit Deponie

Parameterdefinition	Jährliche Arbeitszeit, über die eine Beschäftigte bzw. ein Beschäftigter mit dem Einbau von freigegebenem Abfall auf der Deponie beschäftigt ist
Einheit	h
Szenario	D3
Deterministisch	17
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	17 / 17 / 10 / 50
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Bei einer Einbaurrate von 40 Mg h ⁻¹ , die dem Stand der Technik entspricht, werden 1 000 Mg in 25 Stunden verarbeitet. Der Wert von 50 h deckt auch ungünstigere Verhältnisse und die Einlagerung von anderem Abfall auf dem freigegebenen ab. Es wird von drei Bearbeiterinnen und Bearbeitern ausgegangen.
Kommentar	Typische Einbauraten ergeben sich aus Division der Jahreskapazität von Deponien durch die Anzahl der Jahresarbeitsstunden.

Tabelle 5-11: Angaben zum Parameter D3.2 - Anteil Arbeitszeit außerhalb Kabine

Parameterdefinition	Anteil der jährlichen Arbeitszeit, über die ein Beschäftigter mit dem Einbau von freigegebenem Abfall außerhalb der Fahrzeugkabine befasst ist
Einheit	-
Szenario	D3
Deterministisch	25 %
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	25 % / 10 % / 15 % / 35 %
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Abdeckender Ansatz auf der Basis von Daten zu Deponie-Arbeitsplätzen.
Referenzen	BS 2004 ²¹

²¹ Thierfeldt S, Wörlen S (Brenk Systemplanung GmbH). Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2004; unveröffentlicht.

5.3.3 Staubkonzentrationen und Aufkonzentration im Staub

Tabelle 5-12: Angaben zum Parameter T1.3 - Staubkonzentration Transport

Parameterdefinition	Konzentration von einatembarem Staub bei Be- und Entladevorgängen des Transports
Einheit	g m ⁻³
Szenario	T1
Deterministisch	10 ⁻³
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	10 ⁻³ / 10 ⁻³ / 10 ⁻⁴ / 6 10 ⁻³
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Wertebereich bis zum maximal zulässigen Wert am Arbeitsplatz. Wegen des nicht allzu großen Wertebereichs und der Tatsache, dass eine Normalverteilung gegenüber einer Lognormalverteilung im Mittel höhere Staubkonzentrationen liefert, wurde eine Normalverteilung angesetzt.
Referenzen	TRGS 900 TRGS 901

Tabelle 5-13: Angaben zum Parameter T1.4 - Aufkonzentration Staub Transport

Parameterdefinition	Faktor, um den sich die Radionuklide im Staub gegenüber der Gesamtmasse aufkonzentrieren
Einheit	-
Szenario	T1
Deterministisch	10
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	5 / 3 / 3 / 10
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Auf Basis empirischer Daten aus Staubuntersuchungen im Bereich der WISMUT–Altlastensanierung.
Referenzen	Kümmel 2012

Tabelle 5-14: Angaben zum Parameter D1.2 - Staubkonzentration Eingangsbereich

Parameterdefinition	Konzentration von einatembarem Staub im Eingangsbereich
Einheit	g m ⁻³
Szenario	D1
Deterministisch	10 ⁻³
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	10 ⁻³ / 10 ⁻³ / 10 ⁻⁴ / 6 10 ⁻³
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Wertebereich bis max. MAK-Wert; vgl. Parameter Tabelle 5-12
Referenzen	Wie Tabelle 5-12

Tabelle 5-15: Angaben zum Parameter D1.3 - Aufkonzentration Staub Eingangsbereich

Parameterdefinition	Faktor, um den sich die Radionuklide im Staub gegenüber der Gesamtmasse aufkonzentrieren
Einheit	-
Szenario	D1
Deterministisch	10
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	5 / 3 / 3 / 10
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Wie Tabelle 5-13
Referenzen	Wie Tabelle 5-13

Tabelle 5-16: Angaben zum Parameter D2.3 - Staubkonzentration MBV

Parameterdefinition	Konzentration von einatembarem Staub in der MBV
Einheit	g m^{-3}
Szenario	D2
Deterministisch	$2 \cdot 10^{-4}$
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	$10^{-4} / 10^{-4} / 10^{-5} / 10^{-3}$
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Verteilungstyp: vgl. Parameter T1.3. Werte und Wertebereich: niedrigerer Ansatz, da im MBV-Bereich deutlich geringeres Potenzial für Staubentwicklung.
Referenzen	Keine

Tabelle 5-17: Angaben zum Parameter D3.3 - Aufkonzentration Staub Deponie

Parameterdefinition	Faktor, um den sich die Radionuklide im Staub gegenüber der Gesamtmasse aufkonzentrieren
Einheit	-
Szenario	D3
Deterministisch	10
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	5 / 3 / 3 / 10
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Wie Tabelle 5-13
Referenzen	Wie Tabelle 5-13

Tabelle 5-18: Angaben zum Parameter D3.4 - Staubkonzentration Kabine

Parameterdefinition	Staubkonzentration in der Fahrerkabine
Einheit	g m^{-3}
Szenario	D3
Deterministisch	$2 \cdot 10^{-4}$
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	$10^{-4} / 10^{-4} / 10^{-5} / 10^{-3}$
Begründung für Verteilungstyp und Werte	<p>Verteilungstyp: Wie T1.3. Bzgl. Werte und Wertebereich Berücksichtigung des Einflusses der Fahrerkabine und der Luftfilter. Hier eingesetzte Luftfilter erreichen Abscheidegrade bei 99,97 % bei Volumenströmen von mehreren $10 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Die Kabinen sind klimatisiert, so dass auch im Sommer die Fenster eher geschlossen gehalten werden.</p> <p>Daher ist eine Staubkonzentration von 10 % der im Mittel in der Außenluft herrschenden Staubkonzentration eine konservative Annahme, die auch das zeitweise Öffnen von Fenstern und Türen abdeckt.</p>
Referenzen	BS 2004 ²²

Tabelle 5-19: Angaben zum Parameter D3.5 - Staubkonzentration Deponie außerhalb Kabine

Parameterdefinition	Staubkonzentration im Abkipfbereich auf der Deponie
Einheit	g m^{-3}
Szenario	D3
Deterministisch	10^{-3}
Verteilungstyp	Normalverteilung
$\mu / \sigma / \text{min.} / \text{max.}$	$10^{-3} / 10^{-3} / 10^{-4} / 6 \cdot 10^{-3}$
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Wie Tabelle 5-1
Referenzen	Wie Tabelle 5-12, vgl. ferner die ausführliche Diskussion in Abschnitt 3.2.4

²² Thierfeldt S, Wörlen S (Brenk Systemplanung GmbH). Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2004; unveröffentlicht.

5.3.4 Sonstige Parameter

Tabelle 5-20: Angaben zum Parameter A 5 - Atemrate

Parameterdefinition	Atemrate für Erwachsene bei normaler Tätigkeit
Einheit	m ³ h ⁻¹
Szenario	T1, D1, D2, D3
Deterministisch	1,2
Verteilungstyp	Fester Wert
μ / σ / min. / max.	Keine Variation
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Empfohlener Wert der ICRP als Mittelwert für 8 h-Arbeitstag
Referenzen	ICRP 2012

Tabelle 5-21: Angaben zum Parameter D2 - Länge Deponie

Parameterdefinition	Quadratwurzel aus der Deponiefläche
Einheit	m
Szenario	O1, O2, G1, G2, G3
Deterministisch	300
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	300 / 100 / 200 / 400
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Randbedingung, Vorgabe des Modells
Kommentar	Vorgegeben

Tabelle 5-22: Angaben zum Parameter D4 - Höhe Deponie DK I-III

Parameterdefinition	Höhe Deponie DK 1-3
Einheit	m
Szenario	G1, G2, G3
Deterministisch	25
Verteilungstyp	Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	25 / 10 / 15 / 25
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Die Höhe der Deponie wird passend zum Abfallaufkommen, zur Grundfläche, zur mittleren effektiven Dichte und zur Betriebszeit gewählt.
Kommentar	Zu anderen Parametern passend gewählte Annahme.

Tabelle 5-23: Angaben zum Parameter K_d -Werte für Deponie (Dep), Basisabdichtung (Abd) und Grundwasserleiter (GWL)

Parameterdefinition	Elementspezifischer Sorptionskoeffizient für einzelne Kompartimente
Einheit	cm ³ g ⁻¹
Szenario	G1 G2 G3 O1
Deterministisch	Siehe Tabelle 3-8, K_d -deterministisch (K_d -det).
Verteilungstyp	Log-Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	K_d -det / K_d -det / 0,1· K_d -det / 10· K_d -det
Begründung für Verteilungstyp und Wert:	Reine Sensitivitätsbetrachtung, sehr konservativer Ansatz, da die als Mittelwert gewählten K_d -det schon konservativ gewählt wurden.
Referenzen	Barthel et al. 1999 ²³

Tabelle 5-24: Angaben zum Parameter O1.1 - Volumenstrom Vorfluter

Parameterdefinition	Abfluss des ersten genutzten Vorfluters nach der Kläranlage
Einheit	m ³ s ⁻¹
Szenario	O1
Deterministisch	3
Verteilungstyp	Log-Normalverteilung
μ / σ / min. / max.	1 / 1 / 0,5 / 10
Begründung für Verteilungstyp und Werte	Ein Fließgewässer mit einem Volumenstrom 1 m ³ s ⁻¹ ist als kleiner Vorfluter zu bezeichnen. Im vorliegenden Modell führt die Annahme eines Fließgewässers mit einem geringen Volumenstrom zu konservativeren Ergebnissen. Die Lognormalverteilung wird angesetzt, da der Volumenstrom über mehr als eine Größenordnung variiert.
Referenzen	„Ableitung von Überwachungsgrenzen für Reststoffe mit erhöhten Konzentrationen natürlicher Radioaktivität“ (Barthel et al. 1999), auf deren Basis die Überwachungswerte gem. Anl. XII Teil B/C StrlSchV (2001) abgeleitet wurden.

5.3.5 Korrelationen zwischen Parametern

Zwischen den einzelnen Parametern sind Korrelationen möglich, die in einer Sensitivitätsanalyse zu beachten sind. Es wird hier zwischen drei Kategorien von Korrelationen unterschieden:

- Starke ursächliche Korrelationen: Für diese wird jeweils ein absoluter Korrelationskoeffizient von 0,75 angenommen. Beispiel: Korrelation von Massenaufkommen und Abfertigungszeit am Deponieeingang, da die Abfertigungszeit am Deponieeingang der freigegebenen Masse mit nur geringen Streuungen folgt.
- Klar erkennbare Tendenzen einer Korrelation: Hier wurde jeweils ein absoluter Korrelationskoeffizient von 0,5 angenommen. Beispiel: Aufkommen an freigegebener Masse und Ausschöpfungsgrad. Bei einem großen Aufkommen an freigegebener Masse handelt es sich um Abbauprojekte, bei denen notwendigerweise auch ein großer Anteil an niedrig kontaminiertem Abfall freigegeben wird. Bei einem kleinen Aufkommen an

²³ Barthel R. K_d -Konzept und seine Anwendung für ausgewählte Radionuklide. Brenk Systemplanung GmbH, Aachen, 25.04.2004 (Entwurf, nicht veröffentlicht)

Masse wird der Ausschöpfungsgrad normalerweise höher liegen. Da es hier zu deutlichen Streuungen kommen kann und z. B. eine Kombination von niedrigen Ausschöpfungsgraden und niedrigem Massenaufkommen gut möglich ist, wurde hier nur eine mäßig hohe (Anti-)Korrelation (Koeffizient -0,5) angenommen.

- Keine eindeutigen Tendenzen einer Korrelation erkennbar: Zum Beispiel ist die Aufenthaltszeit auf einer Freifläche unabhängig von der Herkunft des Unterbaumaterials.

Korrelationen bestehen bei folgenden Parametern:

- A 1 Masse Freigabe gesamt,
- A 3 mittlerer Ausschöpfungsgrad,
- T1.1 Transportzeit,
- T1.2 Arbeitszeit Ladevorgänge,
- D1.1 Arbeitszeit Eingangsbereich,
- D2.1 Kapazität MBV,
- D2.2 Arbeitszeit MBV und
- D3.1 Arbeitszeit Deponie.

Die Korrelationen und ihre Korrelationskoeffizienten sind in Tabelle 5-25 zusammengestellt.

Tabelle 5-25: Korrelationskoeffizienten zwischen den Parametern

	A 1	A 3	T1.1	T1.2	D1.1	D2.1	D2.2	D3.1
A 1	1	-0,5	0,75	0,75	0,75	0,5		0,75
A 3	-0,5	1						
T1.1	0,75		1					
T1.2	0,75			1				
D1.1	0,75				1			
D2.1	0,5					1	0,5	
D2.2						0,5	1	
D3.1	0,75							1

5.4 Auswahl der Radionuklide

Die Sensitivitätsanalyse erfolgt anhand von ausgewählten Einzelnucliden, die repräsentativ für alle Radionuklidgruppen sind. Eine Durchführung für alle Radionuklide, für die Freigabewerte berechnet wurden, brächte demgegenüber keinen Erkenntnisgewinn, da sich die Ergebnisse für Radionuklide mit hinreichend ähnlichen Eigenschaften (beispielsweise energiereiche Gammastrahler mit ähnlicher Halbwertszeit) nicht unterscheiden.

Die hier getroffene Auswahl relevanter Nuclide, für welche die Sensitivitätsanalyse jeweils detailliert durchgeführt wird, zeigt Tabelle 5-26. In dieser Tabelle sind auch die Halbwertszeit sowie die relevante Art der Strahlung orientierungshalber aufgeführt.

Bei den ausgewählten Radionukliden handelt es sich sowohl um Betastrahler niedriger Energie ohne Gammaanteil, um energiereiche Gammastrahler, als auch um Alphastrahler. Ferner deckt diese Auswahl ein hinreichendes Spektrum hinsichtlich des Einflusses der K_d -Werte ab.

Tabelle 5-26: Kenndaten der für die Sensitivitätsanalyse ausgewählten Radionuklide

Radionuklid	Halbwertszeit [a]	(relevante) Strahlungsart
³ H	12	β
¹⁴ C	$5,7 \cdot 10^3$	β
²² Na	2,6	β/γ
³⁶ Cl	$3,01 \cdot 10^5$	β
⁵⁴ Mn	0,86	β/γ
⁵⁵ Fe	2,7	β/γ
⁶⁰ Co	5,3	β/γ
⁹⁰ Sr	29	β
^{110m} Ag	0,68	β/γ
¹²⁹ I	$1,6 \cdot 10^7$	β/γ
¹³¹ I	0,022	β/γ
¹³⁷ Cs	30	β/γ
¹⁵⁴ Eu	8,8	β/γ
²²⁶ Ra	1 600	$\alpha/\beta/\gamma$
²³⁸ U	$4,5 \cdot 10^9$	$\alpha/\beta/\gamma$
²³⁸ Pu	87,8	α
²³⁹ Pu	$2,4 \cdot 10^4$	α/γ
²⁴⁰ Pu	6 569	α
²⁴¹ Am	432	α/γ

5.5 Auswertung der Crystal Ball®-Daten

Die in Abschnitt 5.6 dargestellten Ergebnisse werden aus den Crystal Ball®-Läufen wie folgt gewonnen:

- Crystal Ball® berechnet die „Rank correlation“, also die Rangkorrelation, sowie den Beitrag zur Varianz des Ergebnisses für jeden Parameter, welches als Zufallsvariable definiert ist.
- Bei der Methode der Rangkorrelation geht Crystal Ball® wie folgt vor: Beim Programm-lauf werden Rangkorrelationskoeffizienten zwischen jedem variablen Parameter und dem Ergebnis berechnet. Vor der Berechnung der Korrelationskoeffizienten werden die Parameterwerte durch ihren Rang (1 bis N) ersetzt. Auf diese Weise wird das Ergebnis unabhängig vom Verteilungstyp. Diese Korrelationskoeffizienten geben Auskunft darüber, in welchem Maße Parameter und Ergebnis *gemeinsam* variieren. Wenn ein Korrelationskoeffizient zum berechneten Ergebnis einen hohen Wert hat, bedeutet dies, dass dieser Parameter einen hohen Einfluss auf das Ergebnis hat (je größer der Absolutwert des Korrelationskoeffizienten, desto höher die Abhängigkeit des Ergebnisses vom betreffenden Parameter). Die Parameter werden abschließend entsprechend ihrer Rangfolge bzgl. ihrer Korrelationskoeffizienten geordnet.
- Bei der Angabe des Beitrags zur Varianz wird der relative Anteil der Varianz (Unsicherheit) im Ergebnis, der aus dem betreffenden Parameter herrührt, berechnet. Die Rangfolge der Parameter ist hierbei identisch mit der zuvor beschriebenen Methode der Rangkorrelation, jedoch lässt das Ergebnis eine andere Interpretation zu. Es gibt an,

welcher Prozentanteil der Varianz oder Unsicherheit im Ergebnis durch die Unsicherheit eines bestimmten Parameters hervorgerufen wird.

- Scheinkorrelationen werden bei der Rangermittlung nicht mitberücksichtigt. Beispielsweise ist die Arbeitszeit mit freigegebenem Abfall immer mit dem Gesamtmassenstrom korreliert, so dass eine Korrelation des Ergebnisses mit dem Gesamtmassenstrom immer auch eine Korrelation des Ergebnisses mit der Arbeitszeit mit freigegebenem Abfall bedingt. Für den Grundwasserpfad G1 ist dies jedoch eine Scheinkorrelation, da zwar sowohl die Arbeitszeit als auch die Kontamination des Brunnenwassers mit dem Gesamtmassenstrom zunehmen können, ein direkter Zusammenhang von Arbeitszeit und Kontamination des Brunnenwassers aber nicht vorliegt.
- Die Ergebnisse aller Rechenläufe werden gespeichert und statistisch hinsichtlich der Darstellung der Wahrscheinlichkeitsdichte sowie der zugehörigen Quantile ausgewertet.

5.6 Diskussion der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Die Sensitivitätsanalyse wurde mit den in Abschnitt 5.3 genannten Parametern durchgeführt. Nicht alle diese Parameter haben sich als so relevant erwiesen, dass sie bei einem der betrachteten Radionuklide zu den drei bzw. vier Parametern zählen, die den größten Einfluss auf das Ergebnis haben.

In Tabelle 5-28 sind die im Anhang dargestellten Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zusammengefasst. Daraus wird deutlich, dass für die hier betrachteten repräsentativen Radionuklide und somit für das gesamte Modell folgende Szenarien relevant, d. h. den Freigabewert begrenzend sind:

- D3 (Deponie Einlagerung): Exposition von Beschäftigten auf Deponien bei der Abfall-einlagerung, insbesondere für energiereiche Gammastrahler wie ^{22}Na , ^{54}Mn , ^{60}Co , $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{137}Cs und ^{154}Eu (durch externe Bestrahlung) und für Alphastrahler mit Halbwertszeiten, bei denen durch Abklingen der Grundwasserpfad nicht langfristig dominant wird, wie ^{238}Pu und ^{241}Am (durch Staubinhalation).

Für dieses Szenario sind folgende Parameter entscheidend:

- Jährlich abgelagerte Aktivität, die sich aus dem Produkt des mittleren Ausschöpfungsgrads des Freigabewertes (A 3) und des Massenstroms aus der Freigabe zur Beseitigung (A 1) ergibt,
 - Arbeitszeit mit Abfall aus der Freigabe zur Beseitigung (D3.1) und
 - für Alphastrahler zusätzlich Staubkonzentration am Einbauort (D3.5).
- O1 (Nutzung von Oberflächenwasser): Wassernutzung für ^{55}Fe und ^{90}Sr (für ^{90}Sr bei Nichtberücksichtigung des nicht mehr zulässigen Szenarios O2 (Verwertung von Klärschlamm)).

Für dieses Szenario sind folgende Parameter entscheidend:

- K_d -Wert im Deponiematerial (K_d -X-Dep),
- Volumenstrom des Vorfluters (O1.1),
- insgesamt abgelagerte Aktivität, die sich aus dem Produkt des mittleren Ausschöpfungsgrads des Freigabewertes (FGW) (A 3) und des Massenstroms aus der

Freigabe zur Beseitigung (A 1) als Summe über die gesamte Nutzungsdauer der Deponie ergibt.

- G1 (Nutzung von Grundwasser Deponieklasse I): relevant insbesondere für ^{36}Cl , ^{129}I , ^{238}U sowie ^{239}Pu und ^{240}Pu (langlebig, wassergängig, hoher Ingestionsdosiskoeffizient), daneben auch für ^3H , wenn das eher unrealistische Szenario D2 (Deponie MBV) nicht berücksichtigt wird, und ^{14}C .

Für dieses Szenario sind folgende Parameter entscheidend:

- Insgesamt abgelagerte Aktivität, die sich aus dem Produkt des mittleren Ausschöpfungsgrads des FGW (A 3) und des Massenstroms aus der Freigabe zur Beseitigung (A 1) als Summe über die gesamte Nutzungsdauer der Deponie ergibt,
- Massenstrom der Gesamt-Abfallmenge der Deponie (D.1) und
- K_d -Wert im Deponiematerial (K_d X-Dep).

Die relevanten Parameter und ihre Kurzbezeichnungen sind zur leichteren Identifizierung in Tabelle 5-27 wiedergegeben. Tabelle 5-28 zeigt, dass sowohl hinsichtlich der Varianz als auch der Rangkorrelation bei allen betrachteten Radionukliden der gleiche Parameter dominant ist.

Die hier dargestellten Ergebnisse unterscheiden sich von den in (BS 2004)²⁴ aufgeführten Ergebnissen, da insbesondere in (SSK 2006) eine teilweise abweichende Parametrisierung zugrunde liegt, die auch hier verwendet wird (siehe Einführung in Kapitel 3).

Tabelle 5-27: Kurzbezeichnungen und Beschreibung der als relevant identifizierten Parameter des radiologischen Modells

Kurzbezeichnung	Beschreibung des Parameters
A 1	Masse Freigabe gesamt
A 3	Mittlerer Ausschöpfungsgrad
D.1	Kapazität Deponie
D2.1	Kapazität MBV
D2.2	Arbeitszeit MBV
D3.1	Arbeitszeit mit freigegebenem Abfall auf der Deponie
D3.5	Staubkonzentration Deponie außerhalb Kabine
O1.1	Volumenstrom Vorfluter
K_d -X-YYY	K_d -Werte Deponie, Basisabdichtung und Grundwasserleiter

²⁴ Thierfeldt S, Wörlen S (Brenk Systemplanung GmbH). Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2004; unveröffentlicht

Tabelle 5-28: Ergebnisse für die ausgewählten repräsentativen Radionuklide

Nuklid	Restriktivste deterministische Szenarien	Dosiskonversionsfaktor (deterministisch) ($\mu\text{Sv a}^{-1}/(\text{Bq g}^{-1})$)	Quantil Dosiskonversionsfaktor ($\mu\text{Sv a}^{-1}/(\text{Bq g}^{-1})$)		wichtigste Parameter	
			50 %	95 %	Varianz	Rangkorrelation
^3H	D2	1,6E-03	8,4E-04	2,4E-03	A 1	A 1
^{14}C	G1	2,7E-02	1,2E-02	3,5E-02	A 1	A 1
^{22}Na	D3 (DS) ^a	4,8E+00	3,5E+00	8,2E+00	D3.1	D3.1
^{36}Cl	G1	3,3E+01	7,8E+00	2,3E+01	D.1	D.1
^{54}Mn	D3	1,8E+00	1,3E+00	3,1E+00	D3.1	D3.1
^{55}Fe	O1	1,4E-03	9,1E-04	1,2E-02	$K_{\sigma}\text{-Fe-Dep}$	$K_{\sigma}\text{-Fe-Dep}$
^{60}Co	D3 (DS) ^a	5,3E+00	4,0E+00	9,2E+00	A 3	A 3
^{90}Sr	O1 (O2) ^b	5,8E-01 (1,8E+01) ^b	3,8E-01	2,5E+00	$K_{\sigma}\text{-Sr-Dep}$	$K_{\sigma}\text{-Sr-Dep}$
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	D3 (DS) ^a	5,8E+00	4,4E+00	1,0E+01	D3.1	D3.1
^{129}I	G1	1,6E+02	3,7E+01	1,1E+02	A 1	A 1
^{131}I	D3 (DS) ^a	6,5E-01	4,7E-01	1,1E+00	D3.1	D3.1
^{137}Cs	D3 (DS) ^a	1,2E+00	9,0E-01	2,1E+00	D3.1	D3.1
^{154}Eu	D3 (DS) ^a	2,7E+00	2,0E+00	4,6E+00	D3.1	D3.1
^{226}Ra	G1	2,5E+02	3,9E+01	6,2E+02	$K_{\sigma}\text{-Ra-Dep}$	$K_{\sigma}\text{-Ra-Dep}$
^{238}U	G1	1,8E+01	4,4E+00	4,0E+01	$K_{\sigma}\text{-U-Dep}$	$K_{\sigma}\text{-U-Dep}$
^{238}Pu	D3 (Ih) ^c	3,5E+00	1,8E+00	6,7E+00	A 3	A 3
^{239}Pu	G1	1,9E+01	5,4E+00	5,2E+01	$K_{\sigma}\text{-Pu-Dep}$	$K_{\sigma}\text{-Pu-Dep}$
^{240}Pu	G1	1,8E+01	4,7E+00	4,6E+01	$K_{\sigma}\text{-Pu-Dep}$	$K_{\sigma}\text{-Pu-Dep}$
^{241}Am	D3 (Ih) ^c	3,2E+00	1,7E+00	6,2E+00	A 3	A 3

^a über Direktstrahlung

^b bei Berücksichtigung des nicht mehr zulässigen Szenarios O2, auf dem der FGW basiert

^c über Inhalation

Aus den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Von besonderer Relevanz für die Exposition des Personals ist das Szenario, das die Exposition auf der Deponie bei der Einlagerung der Abfälle beschreibt.
- Von besonderer Relevanz für die allgemeine Bevölkerung sind die Szenarien, die sich auf die Radionuklidausbreitung über den Grundwasserpfad mit anschließender Nutzung des Wassers über einen Grundwasserbrunnen beziehen.
- Lediglich für ^{55}Fe ist das Oberflächenwasserszenario relevant, bei dem die Sickerwässer der Deponie über ein Klärwerk in einen genutzten Vorfluter geleitet werden.

Innerhalb der genannten Szenarien sind die folgenden Parameter von besonderer Relevanz:

- Masse der insgesamt in einem Jahr auf der Deponie eingelagerten zur Beseitigung freigegebenen Abfälle (A 1, Massenstrom gesamt): Dieser Massenstrom ist gemäß der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse mit $1\,000\text{ Mg a}^{-1}$ abdeckend hoch gewählt. Eine höhere Masse von mehr als $1\,000\text{ Mg a}^{-1}$ würde bedeuten, dass die Regelungen nach Anlage 8 Teil C Nr. 4 StrlSchV (2018) angewendet werden müssten, oder bei Bauschutt die Freigabewerte nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 6 StrlSchV (2018). Dieser Parameter hat somit zwar einen hohen Einfluss auf die mögliche Exposition, kann aber aufgrund der in der StrlSchV (2018) getroffenen Regelungen zu keiner Verletzung des Dosiskriteriums führen.
- Gesamter Massenstrom auf die Deponie (D.1): Die auf der Deponie jährlich (im Mittel) abgelagerte Gesamtmasse (alle Abfälle) hat einen direkten Einfluss auf die berechnete Exposition im Oberflächenwasserpfad und im Grundwasserpfad. Die Regelung in der StrlSchV (2018), dass Deponien einen Massenstrom von mindestens $10\,000\text{ Mg pro Jahr}$ aufweisen müssen, stellt unter Berücksichtigung weiterer Konservativitäten hinsichtlich der Oberflächenwasser- und Grundwasserpfade einen ausreichend konservativen Wert sicher (bei kleineren Werten ist ein Einzelfallnachweis zwingend erforderlich).
- Arbeitszeit bei der Einlagerung von zur Beseitigung freigegebenen Abfällen auf der Deponie (D3.1): Die bei der Herleitung der Freigabewerte angesetzte Einbauzeit orientiert sich am unteren Bereich der Einbauleistung, die mit heute üblicher technischer Ausstattung auf Deponien möglich ist. Dieser Parameter unterschätzt somit reale Situationen nicht.
- K_d -Werte für den Deponiekörper bei ^{55}Fe , ^{90}Sr , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{239}Pu und ^{240}Pu sowie für die Basisabdichtung bei ^{226}Ra .

Voraussetzung der Freigabe ist gemäß Strahlenschutzverordnung, dass für Einzelpersonen der Bevölkerung nur eine effektive Dosis im „Bereich von 10 Mikrosievert im Kalenderjahr“ auftreten kann. Diese Anforderung stellt keinen rechtlichen Grenzwert dar, sondern wird in der Strahlenschutzverordnung als „Dosiskriterium“ bezeichnet. Was unter dem „Bereich von $10\ \mu\text{Sv a}^{-1}$ “ verstanden werden soll, erschließt sich aus der Begründung zur StrlSchV (2018), die dazu ausführt: *Der Begriff „im Bereich von 10 Mikrosievert im Kalenderjahr“ bedeutet, dass die Modellrechnungen zur Herleitung einzelner Freigabewerte, wie sie durch die Festlegungen der Anlage IV Teil A Nr. 2 bestimmt sind, tatsächlich auch Werte der effektiven Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung bis ca. 20 Mikrosievert im Kalenderjahr nicht ausschließen. Der Mittelwert der statistischen Dosisverteilung muss dabei unter oder höchstens bei 10 Mikrosievert liegen. Nach ihrer Freigabe sind die fraglichen Stoffe keine radioaktiven Stoffe im Sinne des Atomgesetzes mehr.* (Bundesrat 2018)

Die Freigabewerte wurden so hergeleitet, dass bei den für die Herleitung getroffenen Annahmen und der Parametrisierung eine effektive Dosis von maximal $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ resultieren kann. Da Abweichungen gegenüber den Annahmen und der Parametrisierung bei realen Freigaben möglich sind, lässt der „Bereich von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ “ effektive Dosen bis ca. $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ zu, wenn diese statistisch nur sehr selten auftreten könnten. Der Mittelwert der statistischen Dosisverteilung darf aber höchstens bei $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ liegen.

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse wurden hier statistische Dosisverteilungen ermittelt. Aus diesen ergibt sich im Hinblick auf die Einhaltung des Dosiskriteriums:

- Ein Vergleich der deterministisch berechneten Dosisumrechnungsfaktoren mit dem im Rahmen der Sensitivitätsanalyse bestimmten 50 %-Quantil gemäß Tabelle 5-28 zeigt, dass der deterministische Wert (aus welchem ja unmittelbar die jeweiligen Freigabewerte abgeleitet wurden) immer deutlich oberhalb des 50 %-Quantils liegt. Demnach liegt der Mittelwert der statistischen Dosisverteilung bei den Berechnungsergebnissen immer deutlich unterhalb von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$.
- Zur Beurteilung, ob effektive Dosen bis ca. $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ statistisch nur sehr selten überschritten werden könnten, können die ermittelten Werte für das 95 %-Quantil gemäß Tabelle 5-28 herangezogen werden. Werte für die effektive Dosis unter $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ ergeben sich dabei für alle Radionuklide außer ^{226}Ra , ^{238}U , ^{239}Pu und ^{240}Pu sowie ^{55}Fe . Für die Radionuklide ^{226}Ra , ^{238}U , ^{239}Pu und ^{240}Pu werden im 95 %-Quantil Werte für die effektive Dosis zwischen $22 \mu\text{Sv a}^{-1}$ und $28 \mu\text{Sv a}^{-1}$ ermittelt. Für diese Radionuklide ist immer das Szenario G1 (Nutzung von Grundwasser Deponieklasse I) dosisbestimmend. Entsprechend der Diskussion unten zum Szenario G1 ist davon auszugehen, dass die Modellberechnungen hier erheblich überschätzend sind. Ein Erreichen oder Überschreiten einer effektiven Dosis von ca. $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ für das 95 %-Quantil ist aus Sicht der SSK daher auszuschließen. Für ^{55}Fe ist eine Ausschöpfung des FGW in der Größenordnung einiger Prozent oder mehr auf Grund der Kopplung an ^{60}Co mit sehr viel niedrigerem FGW nicht möglich (siehe unten). Ein Erreichen oder Überschreiten einer effektiven Dosis von $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ für das 95 %-Quantil ist daher aus Sicht der SSK auch für ^{55}Fe auszuschließen.

Im Hinblick auf die Freigabe von beim Abbau der Kernkraftwerke anfallenden Abfällen lässt sich feststellen:

- In diesen Abfällen dominieren üblicherweise die Radionuklide ^{60}Co und teilweise ^{137}Cs den Nuklidvektor. Das begrenzende Szenario für diese Radionuklide ist D3 (Deponie Einlagerung), der expositionsbestimmende Pfad die Gamma-Direktstrahlung. Die jährliche Exposition für Beschäftigte auf Deponien ist hier proportional zur absoluten Aktivität im freigegebenen Abfall eines Jahres. Die Masse (1 000 Mg im Jahr) wird in einigen Fällen bei Anlieferung von Abfällen aus dem Rückbau von Kernkraftwerken praktisch ausgeschöpft. Die mittlere Ausschöpfung der FGW bezogen auf diese 1 000 Mg liegt jedoch erheblich unter den für die Berechnung der FGW angenommenen Wert von 100 %. Dies liegt daran, dass die Einhaltung der Summenformel über die FGW für Mittelungsmassen bis 300 kg nachgewiesen werden muss und dieser Nachweis mit hoher statistischer Sicherheit geführt werden muss. Jede Einzelcharge (mehr als 3 000 Einzelchargen für eine Gesamtmasse von 1 000 Mg) weist daher Ausschöpfungen der FGW auf, die zwischen wenigen Prozent und 100 % liegen. In der Summation ergibt dies Ausschöpfungen von deutlich weniger als 100 % für die Gesamtmasse. Daher ist hier eine geringere Exposition als $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ zu erwarten. Ggf. auftretende Abweichungen der Arbeitszeit bei der Handhabung dieser Abfälle können dadurch ausgeglichen werden.

- Für Radionuklide, die im Szenario D3 (Deponie Einlagerung) über den Pfad Inhalation zu Expositionen führen können (insbesondere ^{241}Am), ergibt sich die sichere Einhaltung des Dosiskriteriums durch die bei der Herleitung der Freigabewerte konservativ hoch angesetzten Staubkonzentrationen.
- Das Szenario G1 (Nutzung von Grundwasser Deponieklasse I) ist für die Radionuklide ^{14}C , ^{36}Cl , ^{129}I sowie alle langlebigen Alphastrahler expositionsbestimmend. Die für die Herleitung der FGW gewählte Parametrisierung geht davon aus, dass bei den jeweiligen Radionukliden über die gesamte Betriebszeit der Deponie in jedem Jahr eine vollständige Ausschöpfung sowohl der FGW als auch der Freigabemasse vorliegt. Real nehmen diese Radionuklide aber insgesamt nur einen Anteil von deutlich kleiner 5 % bei Freigaben aus dem Abbau der Kernkraftwerke ein.
- Für das Radionuklid ^{55}Fe ist der FGW durch das Szenario O1 (Nutzung von Oberflächenwasser) begrenzt. Bei Abfällen aus dem Abbau der Kernkraftwerke ist ^{55}Fe als Aktivierungsnuklid/Korrosionsprodukt enthalten und dabei an ^{60}Co gekoppelt. Aktivitätskonzentrationen von ^{55}Fe übersteigen diejenigen von ^{60}Co um maximal eine Größenordnung. Aufgrund des sehr viel höheren Freigabewerts des ^{55}Fe gegenüber ^{60}Co ist eine Verletzung des Dosiskriteriums durch ^{55}Fe nach Auffassung der SSK ausgeschlossen.

Im Hinblick auf die Freigabe von aus Medizin, Technik und Forschung anfallenden Abfällen lässt sich feststellen:

- ^{14}C kommt vor allem bei Freigaben von Abfällen aus Technik und Forschung vor. Für diese Abfälle ist jedoch von sehr viel kleineren Massenströmen als 1 000 Mg pro Jahr auszugehen. Die Annahme, dass für eine real existierende Deponie während der gesamten Betriebszeit Freigaben zur Beseitigung in jedem Jahr angefallen sind, ist sehr konservativ überschätzend. In Summe ist daher davon auszugehen, dass das Gesamtinventar von Radionukliden, die potenziell zu einer Dosis im Szenario G1 (Nutzung von Grundwasser Deponieklasse I) führen können, für die Deponien erheblich niedriger liegen wird, als im Modell angenommen. Es ist daher davon auszugehen, dass die potenzielle Exposition durch das Szenario G1 erheblich (um mehrere Größenordnungen) überschätzt wird. Ggf. abweichende Parameter bezüglich der hydrologischen Eigenschaften des Grundwasserleiters führen daher nicht zu Überschreitungen des Dosiskriteriums.
- Die ggf. in Technik und Forschung anfallenden Abfälle umfassen nur einen geringen Anteil der hier angenommenen 1 000 Mg im Jahr. Daher ist die Ausschöpfung der jährlichen zur Deponie gelangenden Aktivität für ^{55}Fe auf wenige Promille beschränkt, eine Überschreitung des Dosiskriteriums durch ^{55}Fe daher nicht möglich.
- In der Medizin angewendete Radionuklide haben meist geringe Halbwertszeiten, so dass sie über Abklinglagerung und uneingeschränkte Freigabe entsorgt werden können. Am Beispiel des längerlebigen ^{227}Ac (Halbwertszeit 21,8 Jahre), wird nachfolgend gezeigt, wie bei der Bewertung eine Orientierung an anderen Radionukliden der Sensitivitätsanalyse möglich ist. Genutzt wird nach Abtrennung das Folgeprodukt ^{223}Ra , das aber noch mit ^{227}Ac verunreinigt ist und daher auch über viele Jahre seine kurzlebigen alphastrahlenden Folgeprodukte nachbildet, die sich innerhalb einiger Wochen im radioaktiven Gleichgewicht befinden. In (SSK 2006) sind in Tabelle 2 Spalten V und VII für alle Radionuklide die begrenzenden Szenarien bei der Beseitigung auf einer Deponie angegeben, für ^{227}Ac ist das das Szenario D3. Maßgeblich ist hier der hohe Dosiskoeffizient des ^{227}Ac für Inhalation, der z. B. den von ^{137}Cs um fünf Größenordnungen übersteigt. Die in der Sensitivitätsanalyse variierten Parameter der Dosis

durch Inhalation sind die Arbeitszeit (D3.1/D3.2), die Aufkonzentration im Staub (D3.3) sowie die Staubkonzentration (D3.4/D3.5). Eine Orientierung an den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse für ^{238}Pu (Tab. A32/33, Abb. A31/32) und ^{241}Am (Tab. A38/39, Abb. A37/38) ist möglich.

In keinem Fall dosisbestimmend für die FGW zur Beseitigung auf Deponien ist das Szenario T1 (Transport). Für die meisten Radionuklide, bei denen das Szenario D3 (Deponie Einlagerung) begrenzend ist, wird jedoch für T1 eine Dosis ermittelt, die im Bereich von 20 % bis 90 % der Dosis für das Szenario D3 liegt. Insbesondere ist dies bei ^{60}Co mit 88 % und bei ^{137}Cs mit 76 % der Fall. Für beide Szenarien gilt hinsichtlich der Konservativität prinzipiell das gleiche.

Das Szenario D1 (Deponie Eingangsbereich) ist nur für das Nuklid ^{103}Pd dosisbestimmend. Ansonsten beträgt bei Nukliden, bei denen im Szenario D1 eine gegenüber dem Dosiskriterium signifikante Dosis berechnet wird (beispielsweise ^{60}Co und ^{137}Cs), diese maximal 45 % der für das Szenario D3 (Deponie Einlagerung) berechneten Dosis beträgt.

Das Szenario der Grundwassernutzung mit seinen bei der Herleitung der Freigabewerte getroffenen Annahmen beinhaltet eine besonders hohe Konservativität. Es wird von der Einlagerung der jährlich maximal zulässigen Aktivität über 54 Jahre ausgegangen und die Ausbreitung mit dem Grundwasser wird mit einem vereinfachten eindimensionalen Ansatz unter Verwendung konservativer Verteilungskoeffizienten bestimmt, was zu einer deutlichen Überschätzung – um bis zu mehrere Größenordnungen – der tatsächlich zu erwartenden Radionuklidkonzentration im Brunnenwasser führt. Gegenüber der Eintrittsstelle der Radionuklide durch die Basisabdichtung der Deponie in das Grundwasser wird daher eine Abnahme der Aktivitätskonzentration auf dem Weg zum Brunnen alleine durch radioaktiven Zerfall angesetzt. Diese Annahme ist sehr konservativ, beruht aber nicht auf der Parametrisierung, so dass sie durch die Sensitivitätsanalyse nicht abgebildet werden kann. Darüber hinaus sind die anzusetzenden Verzehrswerten durch die Grundwassernutzung kontaminierter Lebensmittel durch die StrlSchV (2018) vorgegeben und wurden daher in der Sensitivitätsanalyse nicht variiert. Die Verzehrswerte beziehen sich zwar auf den mittleren jährlichen Konsum der einzelnen Lebensmittelgruppen in Deutschland, gehen aber davon aus, dass über das gesamte Jahr ausschließlich Lebensmittel verzehrt werden, die durch die Nutzung des Grundwassers in der Nähe der Deponie kontaminiert sind.

Abschließend weist die SSK noch einmal darauf hin, dass die hier in der Sensitivitätsanalyse betrachteten Radionuklide als repräsentativ für andere bei der Freigabe auftretende Radionuklide gelten können. Auch bei anderen als den hier betrachteten Radionukliden ist daher keine signifikant andere Situation im Hinblick auf die Frage der Einhaltung des Dosiskriteriums zu erwarten.

6 Schlussfolgerungen

Die Anwendung der Freigabewerte für die Beseitigung geringfügig radioaktiver Stoffe auf einer Deponie erfordert stets eine behördliche Befassung mit der für den Einbau der Abfälle vorgesehenen Deponie. Die Strahlenschutzverordnung (StrlSchV 2018) stellt Anforderungen an die Deponieklasse und die durchschnittliche jährliche Gesamteinlagerungsmenge, so dass diese Voraussetzungen behördlich zu überprüfen sind. Ist eine der Voraussetzungen der StrlSchV (2018) zur Freigabe nicht erfüllt, so ist ein Einzelfallnachweis der Einhaltung des Dosiskriteriums erforderlich.

Neben einem Einzelfallnachweis können weitergehende behördliche Überprüfungen gemäß § 36 Abs. 2 StrlSchV (2018) notwendig sein, wenn der zuständigen Behörde Anhaltspunkte

dafür vorliegen, dass das Dosiskriterium für die Freigabe am Standort der Entsorgungsanlage nicht eingehalten wird. Auf die örtlichen Begebenheiten angepasste, transparent dargelegte Überprüfungen können zudem dazu beitragen, die Akzeptanz in der Öffentlichkeit zu erhöhen. Diese Handreichung soll den zuständigen Behörden im Vollzug der Freigabe zur Beseitigung auf Deponien eine Hilfestellung bei der Beurteilung der Einhaltung des Dosiskriteriums geben. Die Handreichung soll helfen, Freigabeverfahrensabläufe, insbesondere beim Rückbau der Kernkraftwerke, zu verbessern. Die Einhaltung des Dosiskriteriums der Freigabe kann damit gewährleistet und gleichzeitig eine unnötige Verzögerung des Rückbaus, die auch zu höherer Exposition des Personals führen kann, vermieden werden.

Bei solchen Überprüfungen ist zur Verbesserung des Verfahrensablaufs ein im Folgenden dargestelltes schrittweises Vorgehen sinnvoll. Es sei darauf hingewiesen, dass zwar der Schritt 4, also die Einschränkung auf den erwarteten Nuklidvektor, an den Anfang gestellt werden könnte, dies der SSK aber nicht zielführend erscheint. Im Laufe des Rückbauprozesses eines Kernkraftwerks werden mit dem Rückbaufortschritt oft weitere Nuklidvektoren für bestimmte Bereiche, Komponenten etc. definiert, durch die dann eine schon erfolgte Überprüfung immer wieder neu reflektiert werden müsste.

Schritt 1: Über die detaillierteren deponiespezifischen Verhältnisse sollte sich die zuständige Behörde zunächst einen Überblick verschaffen. Im Vordergrund sollten dabei die Parameter stehen, die gemäß der für diese Handreichung durchgeführten Sensitivitätsanalyse im Hinblick auf die Dosis relevant sein können. Dies sind vor allem die jährlichen Arbeitszeiten einer einzelnen Person beim Einbau von freigegebenem Abfall auf der Deponie (siehe Abschnitte 5.6 und 3.2.4).

Die Dosis beim Transport kann dann dominant werden, wenn eine Deponie mehr als etwa 100 km vom Abfallerzeuger entfernt ist. In diesem Fall sollten insbesondere die zu erwartenden Fahrtzeiten mit den Modellannahmen verglichen werden (siehe Abschnitt 3.1.2).

Bei gegenüber den Modellannahmen geringerem Abfluss des Vorfluters einer Kläranlage, die die Sickerwässer einer Deponie behandelt, sollte die mögliche Nutzung des Vorfluterwassers (Trinkwasser, Beregnung, Viehtränke, Fischteich) bewertet werden. Eine höhere Dosis ist nur möglich, wenn am Ort potenzieller Nutzung eine gegenüber den Modellannahmen höhere Radionuklidkonzentration vorliegen kann (siehe Abschnitte 3.3.2 und 3.3.3).

Aufgrund hoher Konservativität bei der Modellierung des Grundwasserpfad ist dessen Überprüfung nicht erforderlich. Grund ist, dass bei diesem Pfad die Modellierung des Eintrags in das Grundwasser und der Ausbreitung über das Grundwasser mit einem sehr konservativen Ansatz erfolgt, der zu einer deutlichen Überschätzung (um bis zu mehreren Größenordnungen) der tatsächlich zu erwartenden Radionuklidkonzentration im Brunnenwasser führt (siehe Abschnitte 3.4 und 5.6).

Schritt 2: Liegen Abweichungen von den sensitiven Modellannahmen und Parametern hin zu ungünstigeren Verhältnissen vor, so sollte zunächst geprüft werden, ob sich im Zusammenwirken der verschiedenen Parameter (z. B. Sickerwassermenge versus Durchsatz der Kläranlage, Sickerwassermenge versus Abfluss des Vorfluters der Kläranlage) Verhältnisse ergeben, die zu keinen gegenüber den Modellannahmen höheren Radionuklidkonzentrationen im Vorfluter oder im Klärschlamm führen.

Schritt 3: Bleiben relevante Abweichungen von den Modellannahmen bestehen, so sollte eine Beurteilung unter Einbeziehung der zu deponierenden Gesamtaktivität und ihrer Verteilung über einzelne Jahre durchgeführt werden. Die in einem Jahr auf der

Deponie eingelagerte Aktivität eines Radionuklids, die sich aus Gesamtmasse und Ausschöpfungsgrad des Freigabewerts ergibt, ist entscheidend für die Dosis (siehe Abschnitt 2.3).

Bei der Bewertung des Ausschöpfungsgrades sollte auch, insbesondere bei größeren freizugebenden Mengen, klar dargestellt werden, dass ggf. in einem Kalenderjahr mehr als 1 000 Mg freigegeben und über eine Entsorgungsanlage beseitigt werden dürfen. Auch eine Einlagerung sowohl von nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 8 StrSchV als auch nach Anlage 4 Tabelle 1 Spalte 10 StrSchV freigegebener Abfälle ist möglich und es dürfen dabei ggf. im Kalenderjahr mehr als 100 Mg bzw. 1 000 Mg über eine Entsorgungsanlage beseitigt werden. Dabei sind quantitative Prüfungen gem. Anlage 8 Teil C der StrlSchV (2018) zu empfehlen (siehe Abschnitt 2.3).

Schritt 4: Bestehen auch nach dem vorangegangenen Schritt noch Unsicherheiten im Hinblick auf die Einhaltung des Dosiskriteriums, so sollte der konkrete Nuklidvektor der erwarteten Abfälle in die Überprüfung einbezogen werden. Für jedes Radionuklid sind bestimmte Expositionspfade und Parameter dosisbestimmend, so dass Abweichungen von den Modellannahmen sich nicht bei allen Radionukliden ungünstig auswirken müssen. Bei der Bildung von Nuklidvektoren wird nach den jeweiligen Freigabewerten gewichtet. In der Regel ergibt sich eine geringere Dosis, wenn die Expositionspfade für die Radionuklide einzeln gerechnet und nur dort entsprechend addiert werden, wo Nuklide über den gleichen Expositionspfad beitragen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, dass erhebliche Abweichungen von den Annahmen und Parametern der Herleitung der Freigabewerte vorliegen müssen, bevor es zu einer Verletzung des Dosiskriteriums kommen könnte.

Voraussetzung der Freigabe ist gemäß Strahlenschutzverordnung, dass für Einzelpersonen der Bevölkerung nur eine effektive Dosis im „Bereich von 10 Mikrosievert im Kalenderjahr“ auftreten kann. Der Begriff „im Bereich von 10 μSv im Kalenderjahr“ bedeutet gemäß der Begründung zur StrlSchV (2018), dass die Modellrechnungen zur Herleitung einzelner Freigabewerte Werte für die effektive Dosis bis zu ca. $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ nicht ausschließen müssen, der Mittelwert der statistischen Dosisverteilung aber höchstens $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ betragen darf. Der Vergleich der deterministisch berechneten Dosiskonversionsfaktoren mit den im Rahmen der Sensitivitätsanalyse bestimmten 50 %-Quantilen zeigt, dass der deterministische Wert (aus welchem ja unmittelbar die jeweiligen Freigabewerte abgeleitet wurden) immer deutlich oberhalb des 50 %-Quantils liegt. Demnach liegt der Mittelwert der statistischen Dosisverteilung bei den Berechnungsergebnissen immer deutlich unterhalb von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$.

Zur Beurteilung, ob effektive Dosen bis ca. $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ statistisch nur sehr selten überschritten werden könnten, können die in der Sensitivitätsanalyse ermittelten Werte für das 95 %-Quantil herangezogen werden. Werte für die effektive Dosis unter $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ ergeben sich dabei für alle Radionuklide außer ^{226}Ra , ^{238}U , ^{239}Pu und ^{240}Pu sowie ^{55}Fe . Aber auch für diese fünf Radionuklide konnte gezeigt werden, dass dies auf sehr konservativen Randbedingungen beruht, die durch die Sensitivitätsanalyse nicht abbildbar waren. Ein Erreichen oder Überschreiten einer effektiven Dosis von $20 \mu\text{Sv a}^{-1}$ für das 95 %-Quantil ist daher nach Auffassung der SSK nicht zu unterstellen (siehe Abschnitt 5.6).

In der öffentlichen Diskussion werden oft Befürchtungen geäußert, denen durch geeignete Informationen im Rahmen der Kommunikation mit der Öffentlichkeit begegnet werden kann. So besteht oft das Missverständnis, jede einzelne Anlieferung auf der Deponie könnte eine

effektive Dosis von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ zur Folge haben. Tatsächlich kommt es aber auf die eingelagerte Aktivität eines Radionuklids an. Eingelagert werden dürfen jährlich 1 000 Mg Abfall bei Ausschöpfung des Freigabewerts, wozu eine einzelne Anlieferung in der Regel nur einen kleinen Bruchteil beiträgt (siehe Abschnitt 4.3).

Ein weiteres verbreitetes Missverständnis ist die Vorstellung, dass Personen, die im Umfeld einer Deponie leben, mit hoher Wahrscheinlichkeit einer effektiven Dosis von $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$ ausgesetzt sind. Daneben wird in der Öffentlichkeit häufig argumentiert, dass es sich um eine zusätzliche Dosis handelt, deren die im Umfeld einer Deponie lebenden Personen unfreiwillig ausgesetzt sind. Im Hinblick auf die Information von Anwohnenden kann es daher auch hilfreich sein, spezifisch für die zur Einlagerung vorgesehenen Abfälle (Masse und Nuklidvektor) die maximal mögliche effektive Dosis für nicht auf der Deponie tätige Personen zu kommunizieren. Diese ist in der Regel deutlich geringer als $10 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Auch die notwendigen Voraussetzungen für eine solche Dosis, z. B. der Verzehr von durch den Vorfluter der Kläranlage über Beregnung etc. kontaminierten Lebensmitteln oder die Nutzung eines eigenen Grundwasserbrunnens (über den aber erst in frühestens 100 Jahren Personen eine Dosis erhalten könnten), sollten in diesem Zusammenhang genannt werden (siehe Abschnitt 4.3).

Da die hier präsentierte Handreichung komplexe Zusammenhänge darstellt, sieht es die SSK als hilfreich an, die konzeptionellen Grundlagen, aber auch ggf. spezielle Zusammenhänge, öffentlich zu präsentieren. Dies sollte als Anstoß zu einer Versachlichung der Diskussion mit der interessierten Öffentlichkeit gesehen werden. Nur mit einem frühzeitigen und transparenten öffentlichen Dialog in geeigneten Formaten kann eine sachliche und damit auch zielführende Debatte erreicht werden.

Literatur

- AbfKlärV 2017 Klärschlammverordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), die zuletzt durch Artikel 137 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist
- AtG 1985 Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz) in der Fassung der Bekanntmachung vom 15. Juli 1985 (BGBl. I S. 1565), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 26. Juli 2016 (BGBl. I S. 1843) geändert worden ist
- AVL 2017 Abfallverwertungsgesellschaft des Landkreises Ludwigsburg GmbH (AVL). Handlungsanleitung zur Entsorgung von zweckgerichtet freigemessenen mineralischen Abfällen aus dem Rückbau des Blocks I des Gemeinschaftskraftwerkes Neckarwestheim. Ludwigsburg, Stand 15.08.2017. https://avl-ludwigsburg.de/fileadmin/Files/Deponien/freigemessene_Abfaelle/20171204_Handlungsanleitung___Basis___alle_Seiten_V_1.1_0.pdf, zuletzt aufgerufen am 19.03.2024
- Barthel et al. 1999 Barthel R, Goldammer W, Kisting S, Kugeler E, Nüsser A, Thierfeldt S. Ableitung von Überwachungsgrenzen für Reststoffe mit erhöhten Konzentrationen natürlicher Radioaktivität. Hauptteil mit 2 Anhängen, Bericht erstellt im Auftrag des BMU. Brenk Systemplanung, Aachen

- BMU 2020 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU). Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ermittlung der Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch genehmigungs- oder anzeigebedürftige Tätigkeiten (AVV Tätigkeiten) vom 08. Juni 2020. BAnz AT 16.06.2020 B3
- Bundesrat 2018 Bundesrat. Verordnung zur weiteren Modernisierung des Strahlenschutzrechts mit Begründung und Vorblatt. Drucksache 423/18 vom 05.09.2018
- Deckert und Thierfeldt 1998 Deckert A, Thierfeldt S. Berechnung massenspezifischer Freigabewerte für schwach radioaktive Reststoffe. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz. BMU-1998-520, 1998
- DepV 2009 Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 9. Juli 2021 (BGBl. I S. 2598) geändert worden ist
- EntsorgFondsG 2017 Entsorgungsfondsgesetz vom 27. Januar 2017 (BGBl. I S. 114, 1676), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 25. Juni 2021 (BGBl. I S. 2137) geändert worden ist
- EntsorgÜG 2017 Entsorgungsübergangsgesetz vom 27. Januar 2017 (BGBl. I S. 114, 120, 1676), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 25. Juni 2021 (BGBl. I S. 2137) geändert worden ist
- ESK 2022 Entsorgungskommission (ESK). Freigabe radioaktiver Stoffe und Herausgabe nicht radioaktiver Stoffe aus dem Abbau von Kernkraftwerken. Informationspapier der Entsorgungskommission vom 01.09.2022 – Langfassung mit ausführlichen Erläuterungen. https://www.entsorgungskommission.de/sites/default/files/report_s/ESK_Informationspapier_Freigabe_Langfassung_ESK100_01.09.2022.pdf, zuletzt aufgerufen am 19.03.2024
- Euratom 2014 Rat der Europäischen Union. Richtlinie 2013/59/Euratom des Rates der Europäischen Union vom 5. Dezember 2013 zur Festlegung grundlegender Sicherheitsnormen für den Schutz vor den Gefahren einer Exposition gegenüber ionisierender Strahlung und zur Aufhebung der Richtlinien 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom und 2003/122/Euratom. Amtsblatt der Europäischen Union, L 13/1, 17.01.2014
- Gellermann 2019 Gellermann R. Radioecology of tritium in sewage water of a landfill in northern Germany. IRPA 2018 Proceedings (2019). p. 402-5
- IAEA 1994 International Atomic Energy Agency (IAEA). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Report Series No. 364. Wien, 1994, ISBN ISBN 92-0-101094-X
- ICRP 2012 International Commission on Radiological Protection (ICRP). Compendium of Dose Coefficients Based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann ICRP 41(Suppl):1-130, Elsevier, Oxford, 2012, ISBN 9781455754304, doi: 10.1016/j.icrp.2012.06.038
- KrWG 2012 Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das zuletzt durch Artikel 20 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist

- Kümmel 2012 Kümmel M. Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität – Erläuterungen zur Berechnung mit den Berechnungsgrundlagen Bergbau, BfS-SW-12/12, 2012. urn:nbn:de:0221-201204168021
- Küppers 2015 Küppers C. Stellungnahme zu konzeptionellen Fragen der Freigabe zur Beseitigung auf einer Deponie bei Stilllegung und Abbau des Kernkraftwerks Obrigheim (KWO). Öko-Institut e.V., Darmstadt, 03.08.2015. <https://www.oeko.de/oekodoc/2366/2015-532-de.pdf>, zuletzt aufgerufen am 19.03.2024
- Küppers und Ustohalova 2019 Küppers C, Ustohalova V. Stellungnahme zur Geeignetheit des MHKW Weißenhorn für die Verbrennung freigegebener Abfälle aus dem Kernkraftwerk Gundremmingen. Öko-Institut e.V., Darmstadt, 06.11.2019. <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Freigabe-MHKW-Weissenhorn.pdf>, zuletzt aufgerufen am 19.03.2024
- Landkreistag BaWü 2015 Landkreistag Baden-Württemberg (Landkreistag BaWü). Handlungsanleitung zur Entsorgung von freigemessenen Abfällen auf Deponien in Baden-Württemberg. August 2015. https://um.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/mum/intern/Dateien/Dokumente/3_Umwelt/Kernenergie/Freigabe_n_StrlSCHVO/Handlungsanleitung_Deponien_2015.pdf, zuletzt aufgerufen am 19.03.2024
- Poschner und Schaller 1995 Poschner J, Schaller G. Richtwerte für die spezifische Aktivität von schwach radioaktiv kontaminierten Abfällen, die konventionell entsorgt werden. Bundesamt für Strahlenschutz, Institut für Strahlenhygiene. Reihe BfS-ISH-Berichte, BfS-ISH-169/95, Januar 1995
- SSK 1998 Strahlenschutzkommission (SSK). 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. Bekanntmachung im BAnz Nr. 193 vom 15.10.1998
- SSK 2006 Strahlenschutzkommission (SSK). Freigabe von Stoffen zur Beseitigung. Empfehlung der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der 213. Sitzung der SSK am 05./06.12.2006. Bekanntmachung im BAnz Nr. 113a vom 22.06.2007
- StrlSchG 2017 Gesetz zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (Strahlenschutzgesetz - StrlSchG) vom 27. Juni 2017 (BGBl. I S. 1966), das zuletzt durch die Bekanntmachung vom 3. Januar 2022 (BGBl. I S. 15) geändert worden ist
- StrlSchV 2001 Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714; 2002 I S. 1459), die zuletzt durch nach Maßgabe des Artikel 10 durch Artikel 6 des Gesetzes vom 27. Januar 2017 (BGBl. I S. 114, 1222) geändert worden ist
- StrlSchV 2018 Verordnung zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 29. November 2018. BGBl. I S. 2034, 2036, die durch Artikel 1 der Verordnung vom 27. März 2020 (BGBl. I S. 748) geändert worden ist
- TRGS 900 TRGS 900. Technische Regeln für Gefahrstoffe TRGS 900 – Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz, Ausgabe Oktober 2000.

- TRGS 901 Gefahrstoffe Af. TRGS 901. Technische Regeln für Gefahrstoffe TRGS 901 – Begründungen und Erläuterungen zu Grenzwerten in der Luft am Arbeitsplatz – Teil II Nr. 96 – allgemeiner Staubgrenzwert; Ausgabe Sept. 2001.
- TÜV NORD 2019 TÜV NORD EnSys GmbH & Co. KG (TÜV NORD). Qualifizierung Deponien Schleswig-Holstein. Aktenzeichen SON2018/0153, 16.08.2019. https://www.schleswig-holstein.de/DE/landesregierung/ministerien-behoerden/V/_startseite/Artikel2019/III/190909_Deponie_gutachten/190909_GutachtenDeponien.pdf, zuletzt aufgerufen am 19.03.2024
- UBA 2023 Umweltbundesamt (UBA). Kompost und Klärschlamm. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/kompost-klärschlamm#einfuehrung>, zuletzt aufgerufen am 19.03.2024

Abkürzungen

Abd	Basisabdichtung
AbfKlärV	Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost (Klärschlammverordnung)
AtG	Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (<u>A</u> tomgesetz)
Dep	<u>D</u> eponie
DepV	Verordnung über Deponien und Langzeitlager (<u>D</u> eponie <u>v</u> erordnung)
det	deterministisch
EntsorgFondsG	Gesetz zur Errichtung eines Fonds zur Finanzierung der kerntechnischen Entsorgung (<u>E</u> ntsorgung <u>f</u> onds <u>g</u> esetz)
EntsorgÜG	Gesetz zur Regelung des Übergangs der Finanzierungs- und Handlungspflichten für die Entsorgung radioaktiver Abfälle der Betreiber von Kernkraftwerken (<u>E</u> ntsorgung <u>ü</u> bergang <u>s</u> gesetz)
FGW	<u>F</u> reigabewert
GWL	<u>G</u> rundwasser <u>l</u> eitung
KrWG	Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (<u>K</u> reislauf <u>w</u> irtschaft <u>g</u> esetz)
MBV	<u>M</u> echanisch- <u>b</u> iologische <u>V</u> orbehandlung
MHKW	<u>M</u> üll <u>h</u> eiz <u>k</u> raft <u>w</u> erk
MM	<u>M</u> utter <u>m</u> ilch
SSK	<u>S</u> trahlens <u>ch</u> utz <u>k</u> ommission
StrlSchG	Gesetz zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (<u>S</u> trahlens <u>ch</u> utz <u>g</u> esetzes)
StrlSchV	Verordnung zum Schutz vor der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung (<u>S</u> trahlens <u>ch</u> utz <u>v</u> erordnung)
TOC-Anteil	<u>T</u> otal <u>O</u> rganic <u>C</u> arbon (<i>gesamter organischer Kohlenstoff</i>) Anteil

Anhang: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für die in Tabelle 5-26 in Abschnitt 5.4 der Handreichung genannten Radionuklide dargestellt. Für jedes Radionuklid werden nachfolgend folgende Ergebnisse als Tabellen und Abbildungen angegeben:

- eine Tabelle mit den drei (oder vier, falls zum Verständnis der Korrelationen erforderlich) Parametern, welche den größten Einfluss auf das Ergebnis haben, also als relevanteste identifiziert wurden,
- eine Tabelle mit charakteristischen Quantilen²⁵ der sich ergebenden Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Umrechnungsfaktor zwischen der Einheitsaktivität im freigegebenen Abfall und der sich insgesamt für das jeweilige Radionuklid ergebenden Jahresdosis (Dosiskonversionsfaktor),
- eine Abbildung mit der Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor mit Markierung des 50 %-Quantils und des 95 %-Quantils sowie
- eine Abbildung mit der Häufigkeit, mit der einzelne Szenarien in den Rechenläufen als begrenzend identifiziert wurden (zu den Kurzbezeichnungen dieser Szenarien vgl. Tabelle A-1). Das Szenario, welches den deterministischen Dosiskonversionsfaktor und das 95 %-Quantil gleichermaßen bestimmt, ist orange markiert. Dies ist bei allen betrachteten Radionukliden bis auf ²²⁶Ra der Fall. Weitere Szenarien, die in einzelnen Rechenläufen begrenzend sind, sind durch dunkelgraue Balken gekennzeichnet.

Die hier dargestellten Ergebnisse unterscheiden sich von den in (BS 2004)²⁶ aufgeführten Ergebnissen, da insbesondere in (SSK 2006)²⁷ eine teils abweichende Parametrisierung zugrunde liegt, die hier verwendet wird (siehe Einführung in Kapitel 3 der Handreichung).

Tabelle A-1: Kurzbezeichnungen und Beschreibung der als relevant identifizierten Parameter des radiologischen Modells

Kurzbezeichnung	Beschreibung des Parameters
A 1	Masse Freigabe gesamt
A 3	Mittlerer Ausschöpfungsgrad
D.1	Kapazität Deponie
D2.1	Kapazität MBV
D2.2	Arbeitszeit MBV
D3.1	Arbeitszeit mit freigegebenem Abfall auf der Deponie
D3.5	Staubkonzentration Deponie außerhalb Kabine
O1.1	Volumenstrom Vorfluter
K_d -YYYY	K_d -Werte Deponie, Basisabdichtung und Grundwasserleiter

²⁵ Es wurden das 50 %-Quantil als Erwartungswert, das 75 %-Quantil, sowie 90 %- und 95 %-Quantile zur Veranschaulichung abdeckend konservativer Fälle ausgewählt.

²⁶ Thierfeldt S, Wörlen S (Brenk Systemplanung GmbH). Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung, Bericht zum BMU-Vorhaben StSch 4279, Brenk Systemplanung, Aachen, 2004; unveröffentlicht

²⁷ Strahlenschutzkommission (SSK). Freigabe von Stoffen zur Beseitigung. Empfehlung der Strahlenschutzkommission. Verabschiedet in der 213. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 06. Dezember 2006

A-1 Radionuklid ^3H

Tabelle A-2: Relevante Parameter für das Radionuklid ^3H

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	A 1	0,76	A 1	25 %
2	A 3	0,53	A 3	12 %
3	D2.1	0,23	D2.1	2 %

Tabelle A-3: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^3H , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantile	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	8,4E-04	1,3E-03	1,9E-03	2,4E-03	1,6E-03

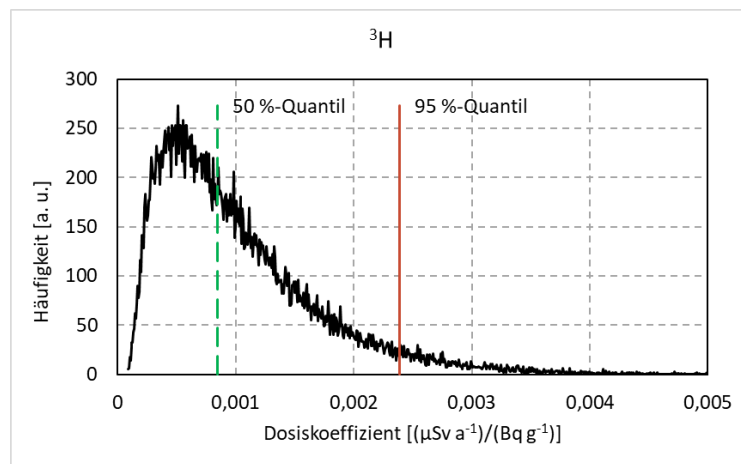


Abbildung A-1: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^3H

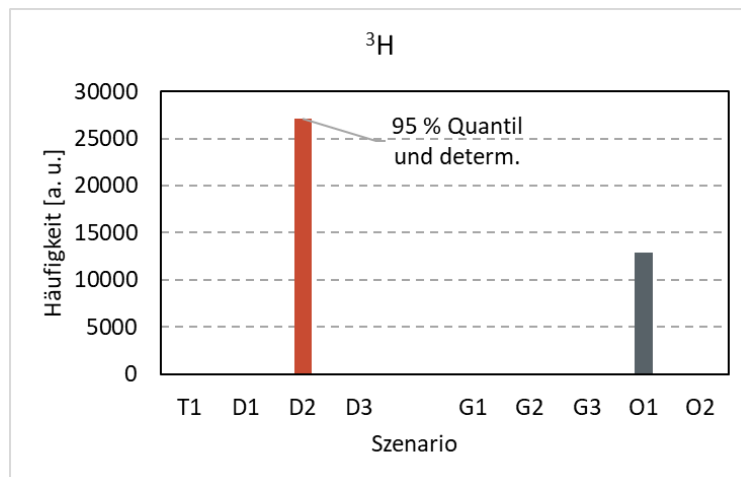


Abbildung A-2: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^3H

Bei ^3H dominiert das (praktisch nicht mehr vorkommende) Szenario D2 (Deponie MBV) und führt auch zur Festlegung der Freigabewerte. Für ^3H ist die Berechnung daher deutlich überschätzend.

A-2 Radionuklid ¹⁴C

Tabelle A-4: Relevante Parameter für das Radionuklid ¹⁴C

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	A 1	0,75	A 1	25 %
2	A 3	0,52	A 3	12 %
3	D2.2	0,23	D2.2	2 %
4	D 1	0,18	D 1	1,5 %

Tabelle A-5: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ¹⁴C, in (μSv a⁻¹) pro (Bq g⁻¹)

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	1,2E-02	1,9E-02	2,8E-02	3,5E-02	2,7E-02

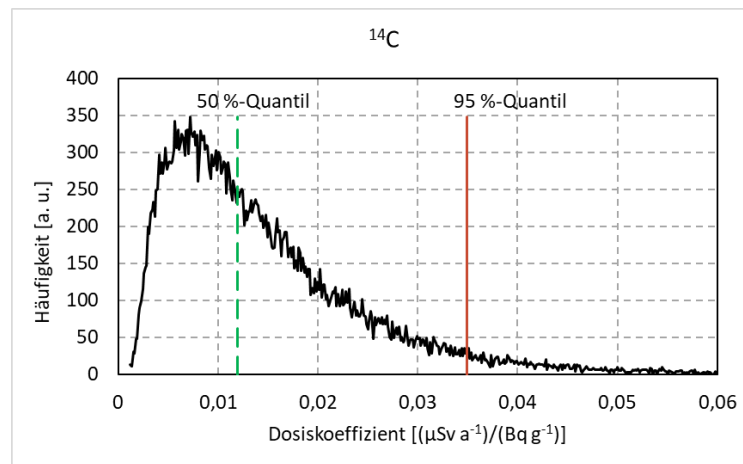


Abbildung A-3: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ¹⁴C

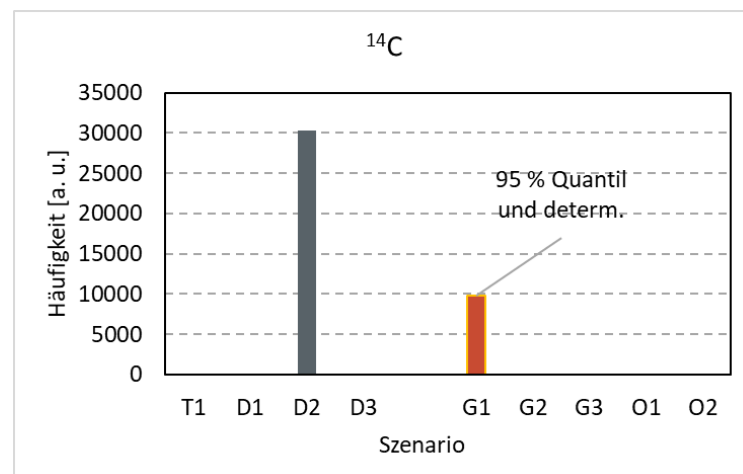


Abbildung A-4: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ¹⁴C

Bei ¹⁴C führt zwar das (praktisch nicht mehr vorkommende) Szenario D2 (Deponie MBV) in den meisten Fällen zur höchsten Exposition, das 95 %-Quantil und die Ergebnisse mit dem Parametersatz, der zur Berechnung der Freigabewerte (deterministisch) verwendet wurde, werden demgegenüber jedoch vom Szenario G1 (Nutzung von Grundwasser Deponieklasse I) bestimmt.

A-3 Radionuklid ^{22}Na

Tabelle A-6: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{22}Na

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	D3 1	0,69	D3.1	26 %
2	A 3	0,67	A 3	24 %
3	A 1	0,56	A 1	17 %

Tabelle A-7: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{22}Na , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	3,5E+00	5,1E+00	6,9E+00	8,2E+00	4,8E+00

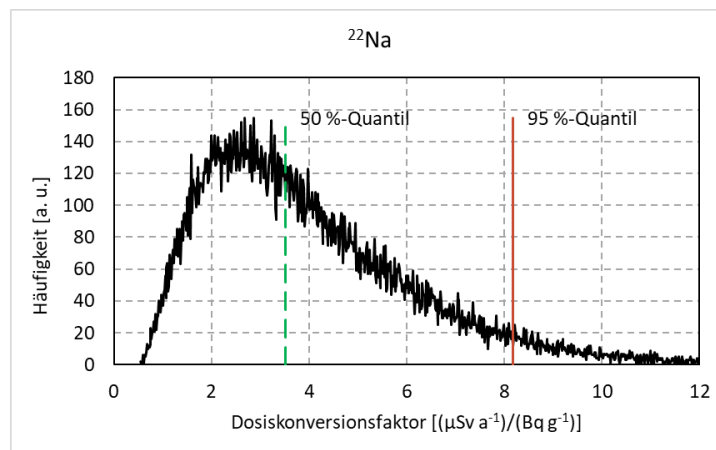


Abbildung A-5: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{22}Na

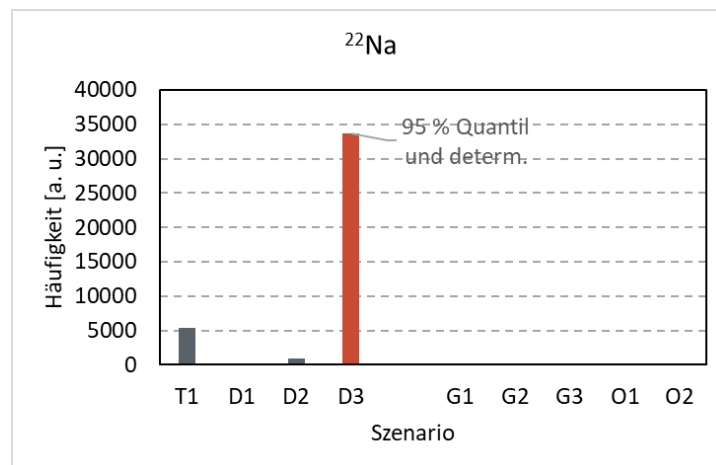


Abbildung A-6: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{22}Na

A-4 Radionuklid ^{36}Cl

Tabelle A-8: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{36}Cl

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	A 1	0,73	A 1	24 %
2	A 3	0,52	A 3	12 %
3	D1	-0,36	D1	6 %

Tabelle A-9: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{36}Cl , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	7,8E+00	1,3E+01	1,9E+01	2,3E+01	3,3E+00

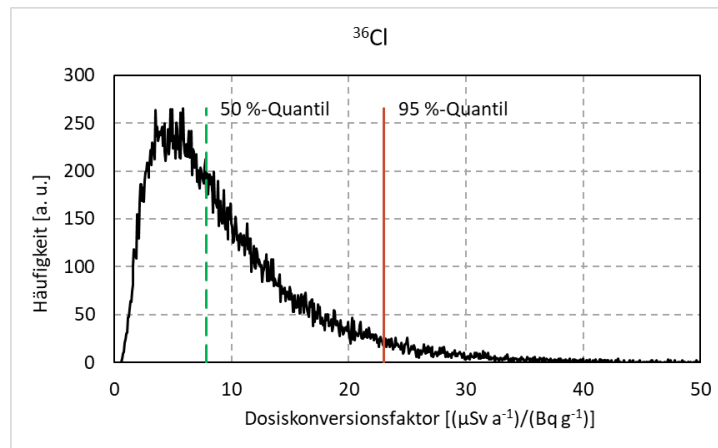


Abbildung A-7: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{36}Cl

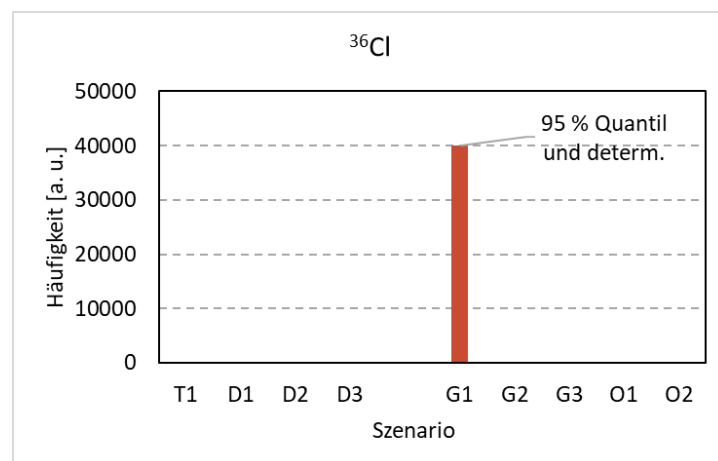


Abbildung A-8: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{36}Cl

A-5 Radionuklid ^{54}Mn

Tabelle A-10: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{54}Mn

Rang	nach Rangkorrelation		nach Relevante Parameter für das Radionuklid ^{54}Mn Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	D3.1	0,69	D3.1	26 %
2	A 3	0,67	A 3	24 %
3	A 1	0,56	A 1	17 %

Tabelle A-11: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{54}Mn , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	1,3E+00	1,9E+00	2,6E+00	3,1E+00	1,8E+00

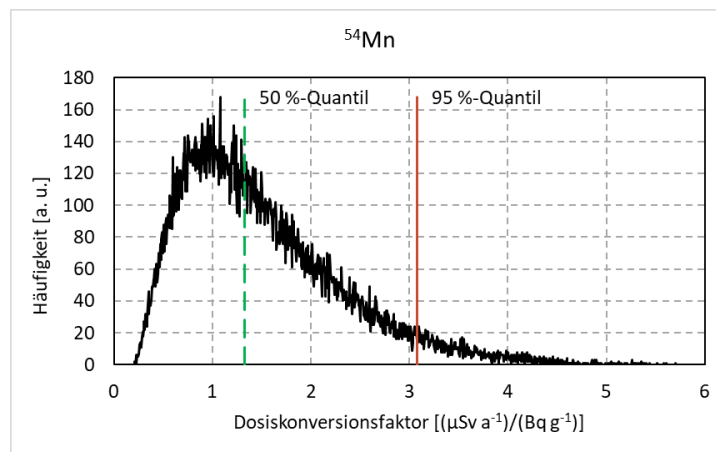


Abbildung A-9: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{54}Mn

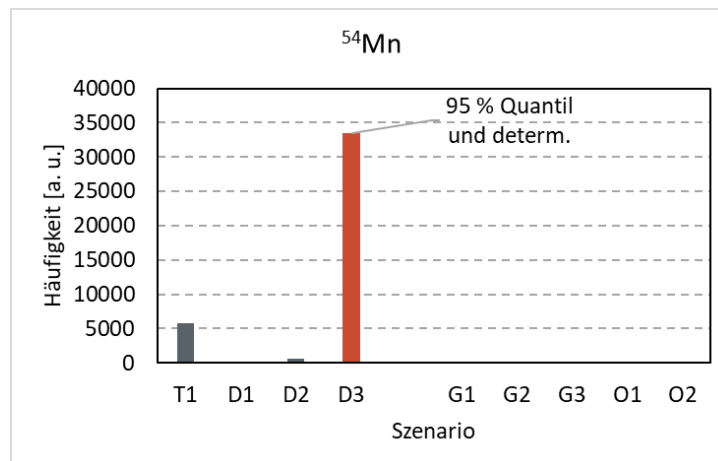


Abbildung A-10: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{54}Mn

A-6 Radionuklid ^{55}Fe

Tabelle A-12: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{55}Fe

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	$K_{\sigma}\text{-Fe-Dep}$	-0,77	$K_{\sigma}\text{-Fe-Dep}$	50%
2	O1.1	-0,31	O1.1	8 %
3	A 1	0,30	A 1	8 %

Tabelle A-13: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{55}Fe , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	9,1E-04	2,9E-03	7,2E-03	1,2E-02	1,4E-03

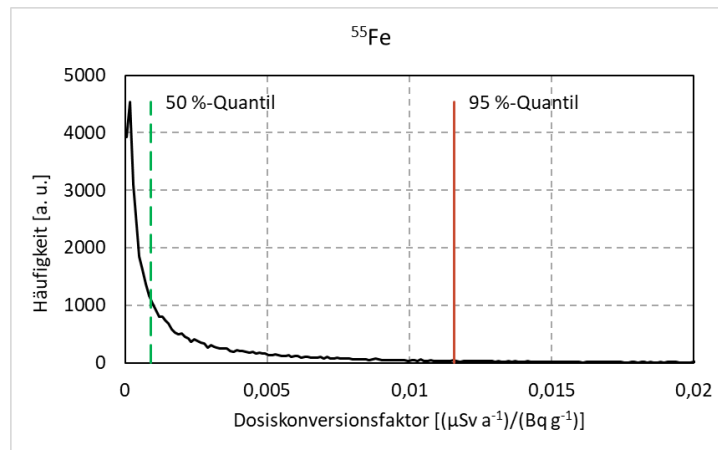


Abbildung A-11: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{55}Fe

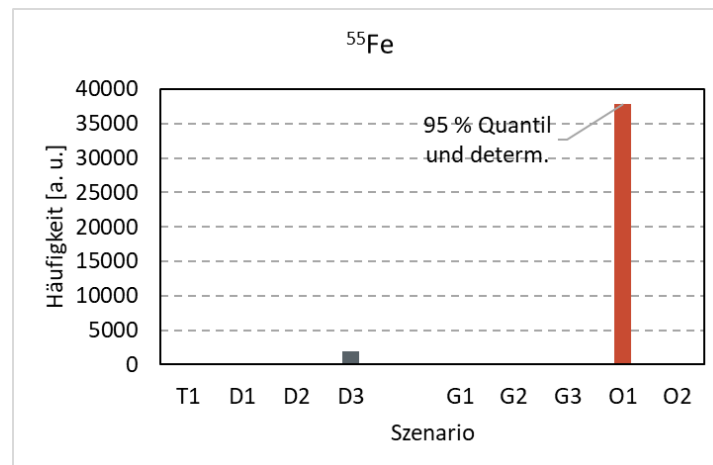


Abbildung A-12: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{55}Fe

A-7 Radionuklid ^{60}Co

Tabelle A-14: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{60}Co

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	A 3	0,68	A 3	25 %
2	D3.1	0,67	D3.1	24 %
3	A 1	0,56	A 1	17 %

Tabelle A-15: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{60}Co , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	4,0E+00	5,9E+00	7,9E+00	9,2E+00	5,3E+00

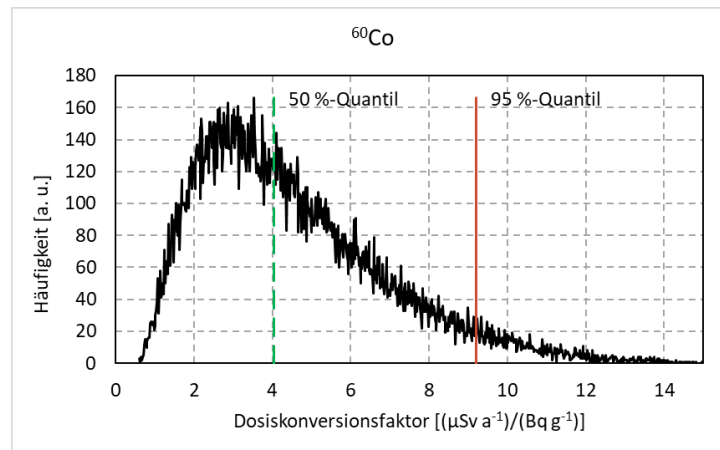


Abbildung A-13: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{60}Co

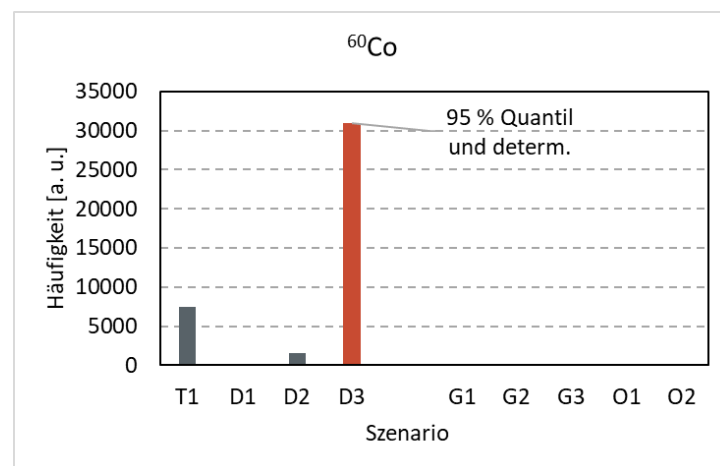


Abbildung A-14: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{60}Co

A-8 Radionuklid ^{90}Sr

Tabelle A-16: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{90}Sr

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	$K_{\text{Sr-Sr-Dep}}$	-0,66	$K_{\text{Sr-Sr-Dep}}$	33 %
2	O1.1	-0,40	O1.1	12 %
3	A 1	0,39	A 1	11 %

Tabelle A-17: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{90}Sr , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	3,8E-01	8,8E-01	1,7E+00	2,5E+00	5,8E-01 (1,8E+01) ^a

^a bei Berücksichtigung des Szenarios O2 (Klärschlammverwertung), das nicht mehr zulässig ist

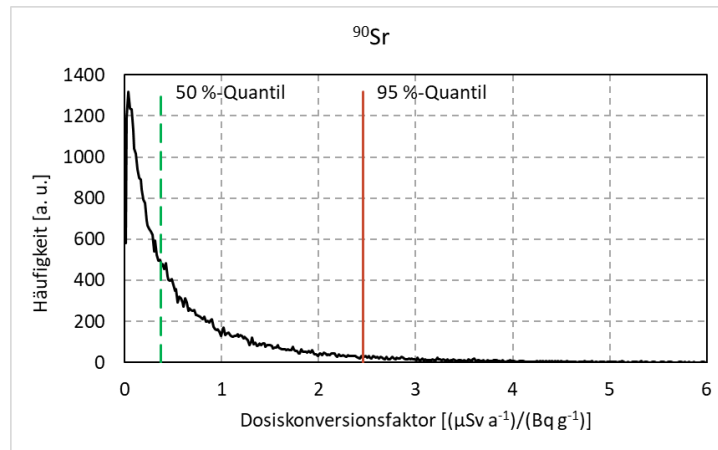


Abbildung A-15: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{90}Sr

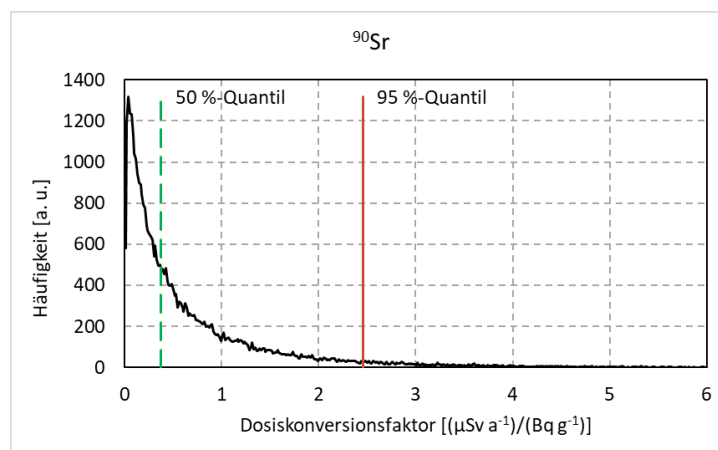


Abbildung A-16: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{90}Sr

A-9 Radionuklid ^{110m}Ag

Tabelle A-18: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{110m}Ag

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	D3.1	0,68	D3.1	25 %
2	A 3	0,67	A 3	24 %
3	A 1	0,56	A 1	17 %

Tabelle A-19: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{110m}Ag , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	4,4E+00	6,3E+00	8,5E+00	1,0E+01	5,8E+00

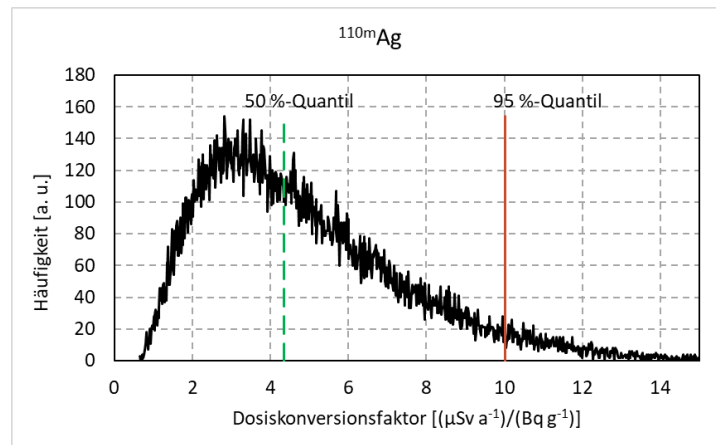


Abbildung A-17: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{110m}Ag

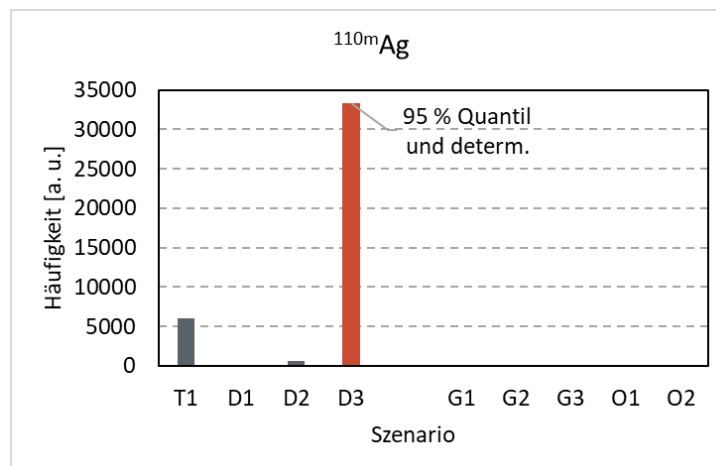


Abbildung A-18: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{110m}Ag

A-10 Radionuklid ^{129}I

Tabelle A-20: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{129}I

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	A 1	0,73	A 1	24 %
2	A 3	0,52	A 3	12 %
3	D1	-0,36	D1	6 %

Tabelle A-21: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{129}I , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	3,7E+01	6,0E+01	8,9E+01	1,1E+02	1,6E+02

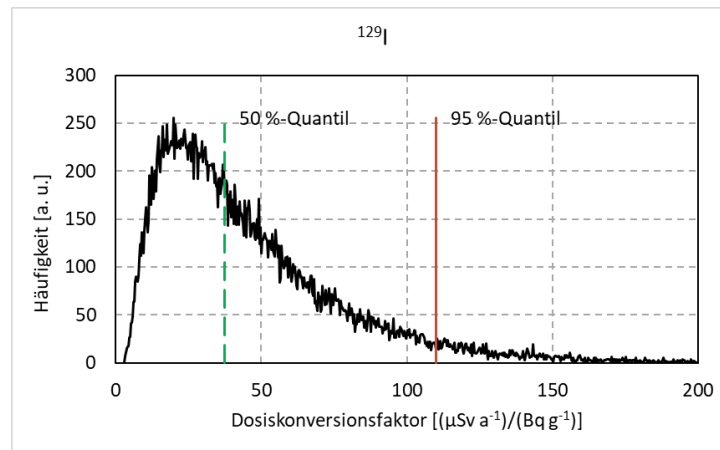


Abbildung A-19: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{129}I

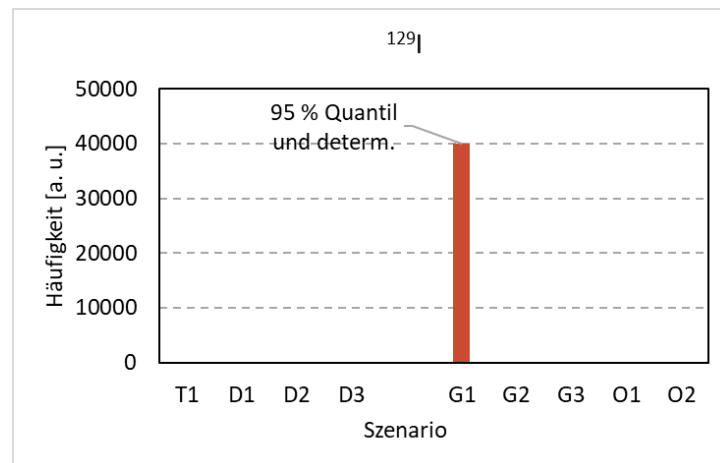


Abbildung A-20: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{129}I

A-11 Radionuklid ¹³¹I

Tabelle A-22: Relevante Parameter für das Radionuklid ¹³¹I

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	D3.1	0,70	D3.1	27 %
2	A 3	0,66	A 3	24 %
3	A 1	0,55	A 1	17 %

Tabelle A-23: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ¹³¹I, in ($\mu\text{Sv a}^{-1}$) pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	4,7E-01	7,0E-01	9,5E-01	1,1E+00	6,5E-01

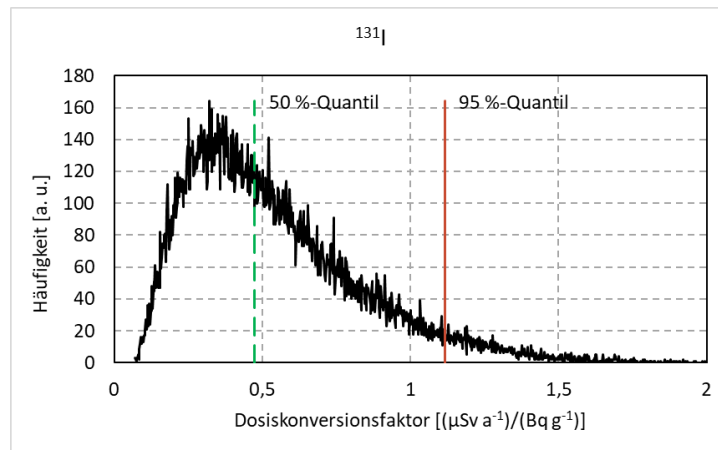


Abbildung A-21: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ¹³¹I

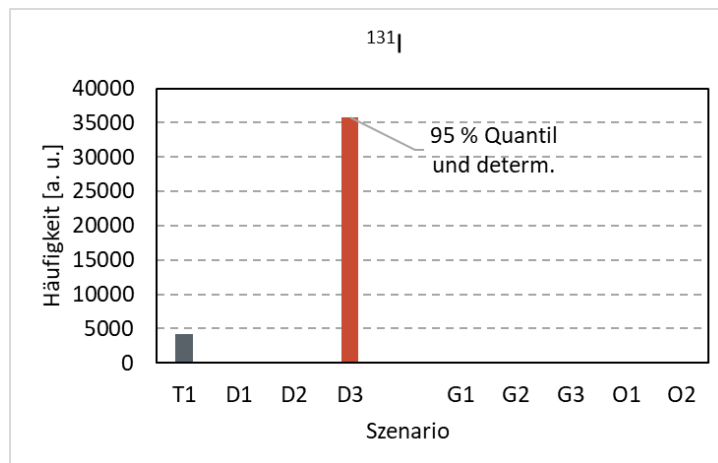


Abbildung A-22: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ¹³¹I

A-12 Radionuklid ^{137}Cs

Tabelle A-24: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{137}Cs

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	D3.1	0,69	D3.1	26 %
2	A 3	0,67	A 3	24 %
3	A 1	0,56	A 1	17 %

Tabelle A-25: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{137}Cs , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	9,0E-01	1,3E+00	1,8E+00	2,1E+00	1,2E+00

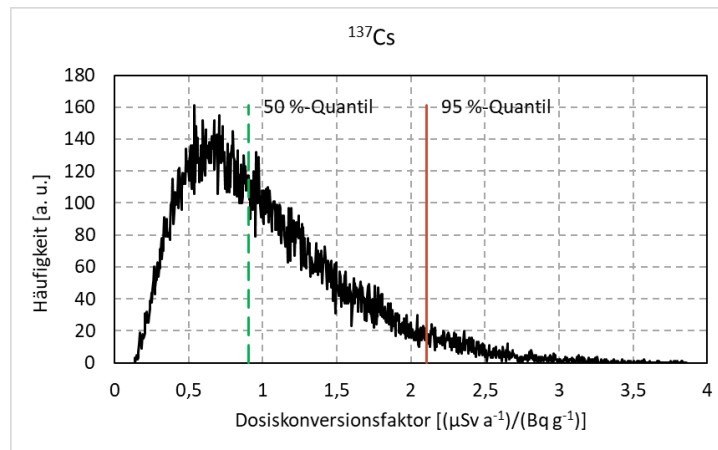


Abbildung A-23: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{137}Cs

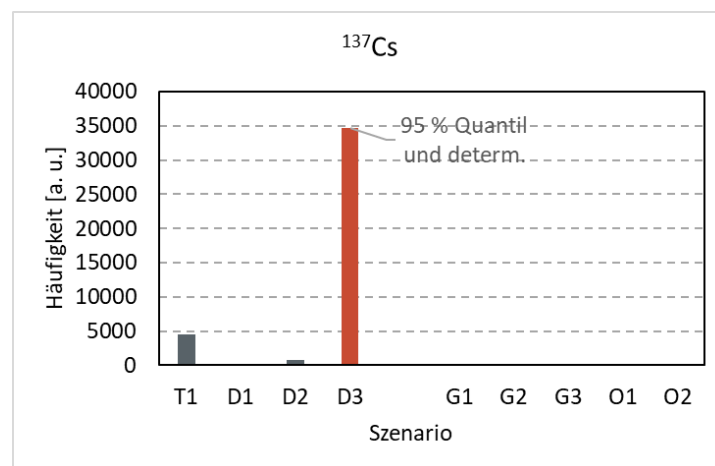


Abbildung A-24: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{137}Cs

A-13 Radionuklid ^{154}Eu

Tabelle A-26: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{154}Eu

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	D3.1	0,69	D3.1	25 %
2	A 3	0,67	A 3	24 %
3	A 1	0,57	A 1	17 %

Tabelle A-27: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{154}Eu , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	2,0E+00	2,9E+00	3,9E+00	4,6E+00	2,7E+00

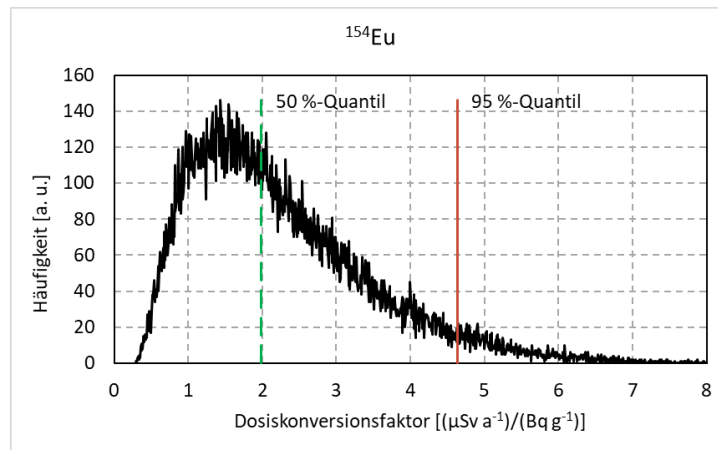


Abbildung A-25: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{154}Eu

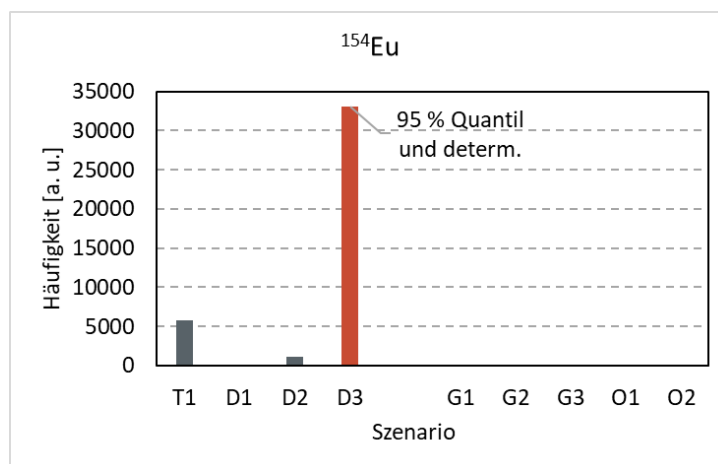


Abbildung A-26: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{154}Eu

A-14 Radionuklid ^{226}Ra

Tabelle A-28: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{226}Ra

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	$K_{\sigma}\text{-Ra-Dep}$	-0,58	$K_{\sigma}\text{-Ra-Dep}$	30 %
2	$K_{\sigma}\text{-Ra-Abd}$	-0,49	$K_{\sigma}\text{-Ra-Abd}$	21 %
3	A 1	0,31	A 1	8 %

Tabelle A-29: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{226}Ra , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	3,9E+01	1,3E+02	3,4E+02	6,2E+02	2,5E+02

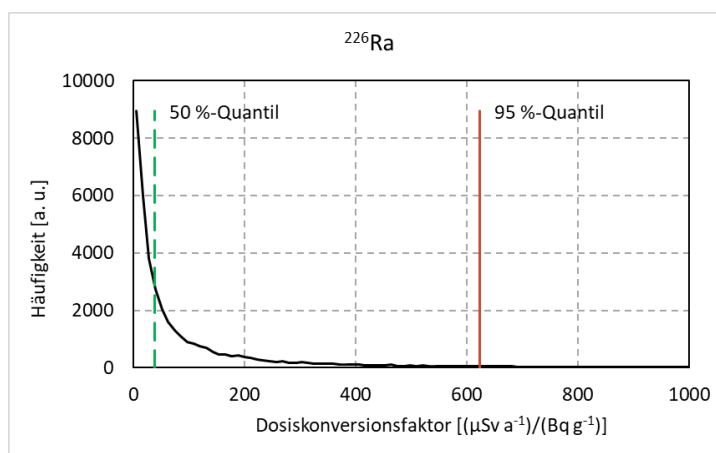


Abbildung A-27: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{226}Ra

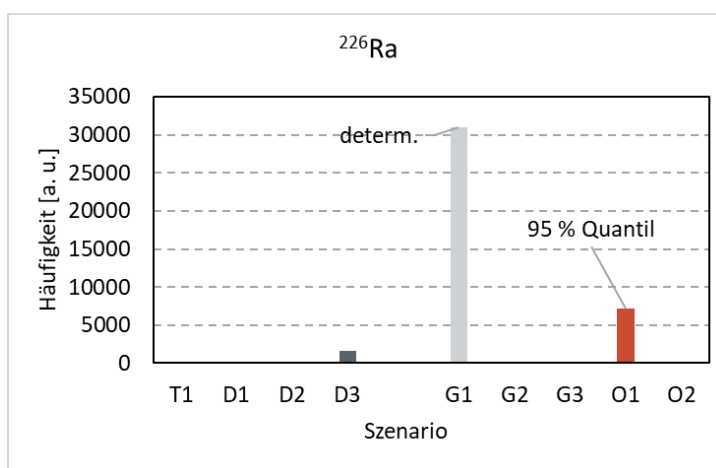


Abbildung A-28: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{226}Ra

Für ^{226}Ra ergibt sich die Situation, dass in den meisten Fällen das Szenario G1 (Nutzung von Grundwasser Deponieklasse I) zur höchsten Dosis führt. Insbesondere gilt dies auch bei dem Parametersatz, der zur Berechnung der Freigabewerte (deterministisch) verwendet wurde. Das 95 %-Quantil wird demgegenüber jedoch vom Szenario O1 (Nutzung von Oberflächenwasser) bestimmt.

A-15 Radionuklid ^{238}U

Tabelle A-30: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{238}U

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	$K_{\sigma}\text{-U-Dep}$	-0,80	$K_{\sigma}\text{-U-Dep}$	53 %
2	D1	-0,35	D1	10 %
3	A 1	0,34	A 1	9 %

Tabelle A-31: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{238}U , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	4,4E+00	1,2E+01	2,6E+01	4,0E+01	1,8E+01

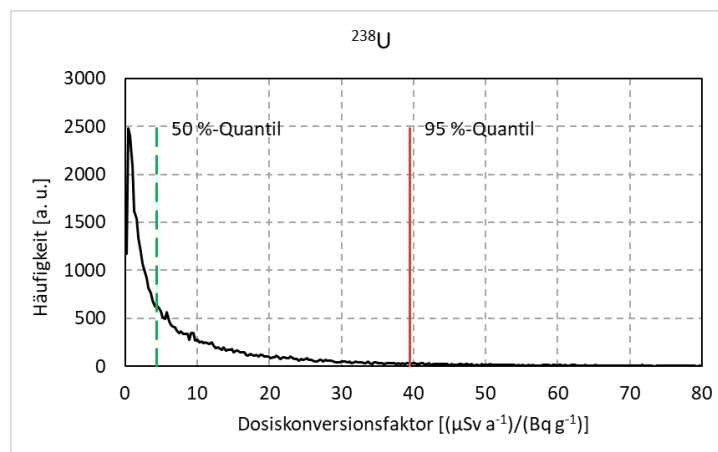


Abbildung A-29: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{238}U

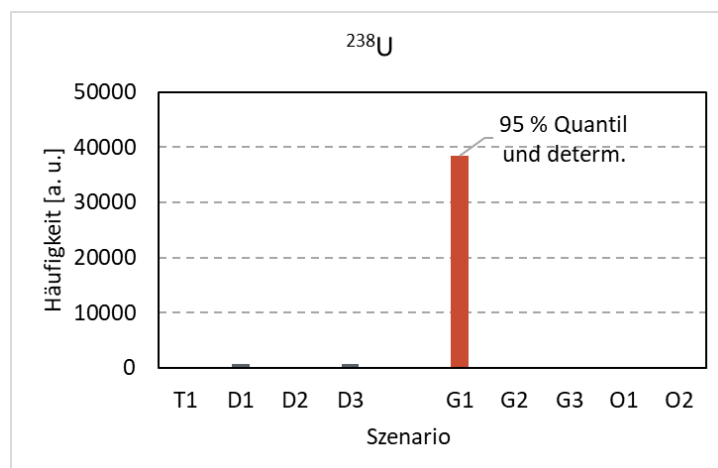


Abbildung A-30: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{238}U

A-16 Radionuklid ^{238}Pu

Tabelle A-32: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{238}Pu

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	A 3	0,48	A 3	18 %
2	D3.1	0,42	D3.1	14 %
3	A 1	0,41	A 1	14 %

Tabelle A-33: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{238}Pu , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	1,8E+00	3,1E+00	5,0E+00	6,7E+00	3,5E+00

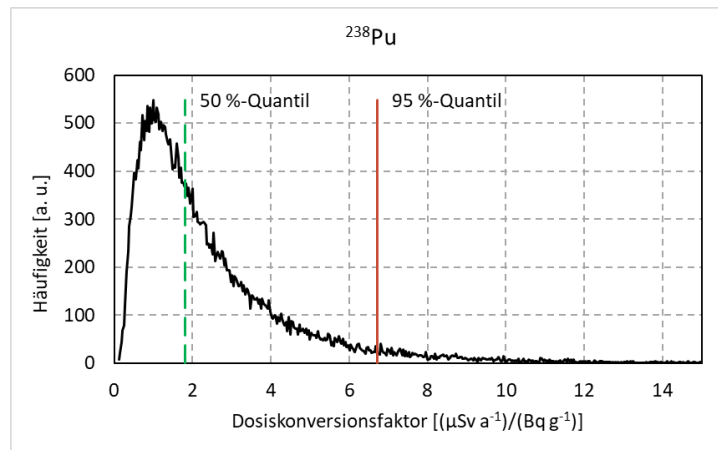


Abbildung A-31: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{238}Pu

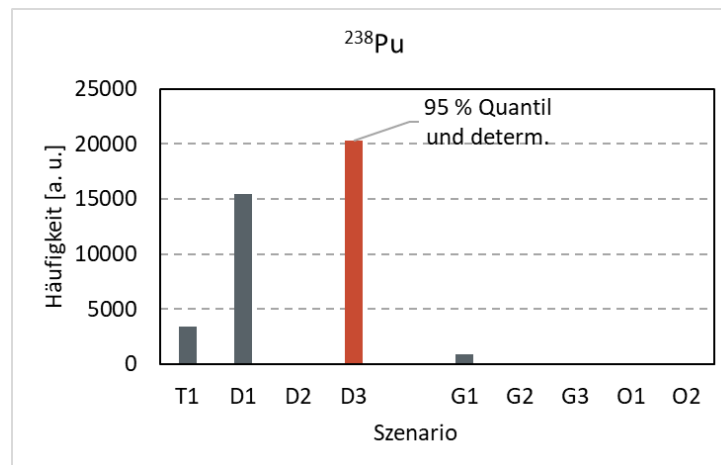


Abbildung A-32: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{238}Pu

A-17 Radionuklid ^{239}Pu

Tabelle A-34: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{239}Pu

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	$K_{\sigma}\text{-Pu-Dep}$	-0,72	$K_{\sigma}\text{-Pu-Dep}$	44 %
2	A 1	0,36	A 1	11 %
3	A 3	0,30	A 3	7 %
4	D1	-0,28	D1	7 %

Tabelle A-35: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{239}Pu , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	5,4E+00	1,4E+01	3,3E+01	5,2E+01	1,9E+01

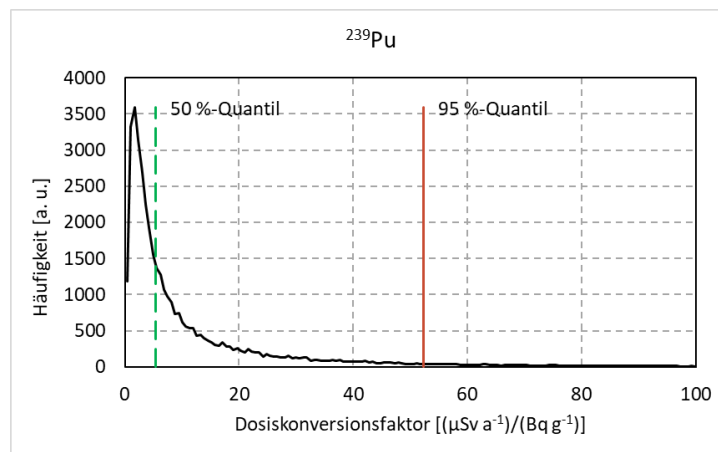


Abbildung A-33: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{239}Pu

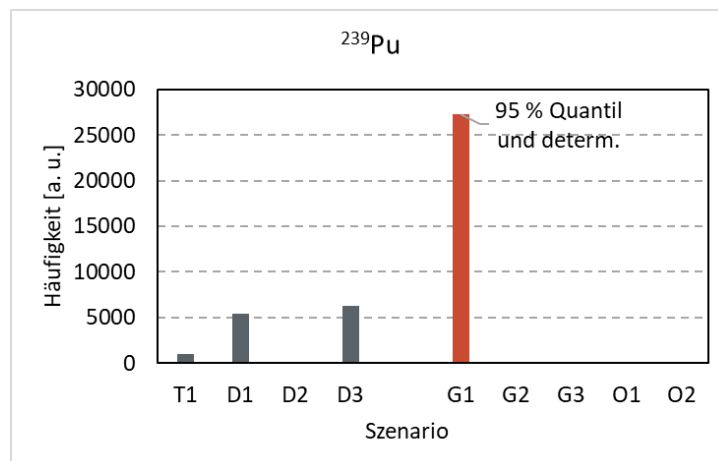


Abbildung A-34: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{239}Pu

A-18 Radionuklid ^{240}Pu

Tabelle A-36: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{240}Pu

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	$K_{\sigma}\text{-Pu-Dep}$	-0,68	$K_{\sigma}\text{-Pu-Dep}$	40 %
2	A 1	0,36	A 1	11 %
3	A 3	0,30	A 3	8 %
4	D1	-0.26	D1	6 %

Tabelle A-37: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{240}Pu , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	4,7E+00	1,2E+01	2,8E+01	4,6E+01	1,8E+01

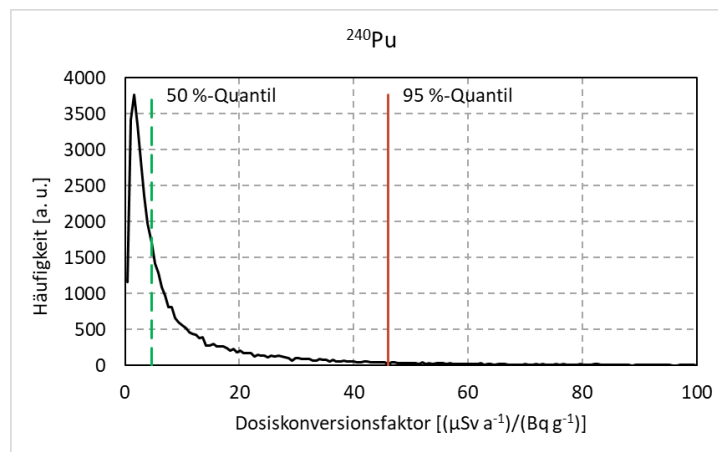


Abbildung A-35: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{240}Pu

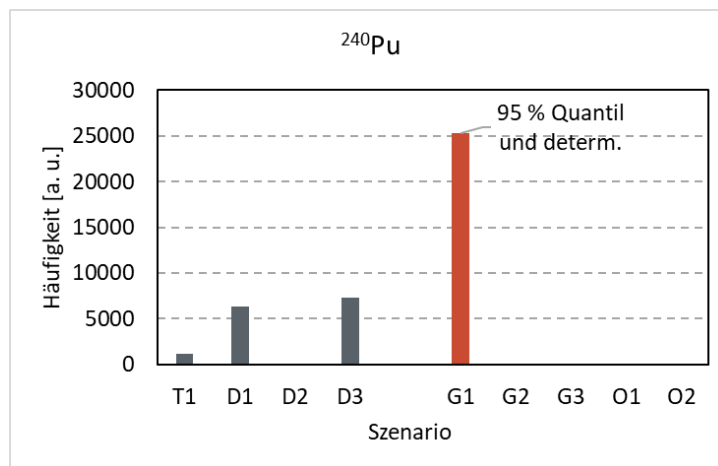


Abbildung A-36: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{240}Pu

A-19 Radionuklid ^{241}Am

Tabelle A-38: Relevante Parameter für das Radionuklid ^{241}Am

Rang	nach Rangkorrelation		nach Beitrag zur Varianz	
	Parameter	Korrelation	Parameter	Beitrag
1	A 3	0,47	A 3	18 %
2	D3.1	0,42	D3.1	14 %
3	A 1	0,41	A 1	14 %
	D3.5	0,37	D3.5	11 %

Tabelle A-39: Quantile des Dosiskonversionsfaktors für das Radionuklid ^{241}Am , in $(\mu\text{Sv a}^{-1})$ pro (Bq g^{-1})

Quantil	50 %	75 %	90 %	95 %	Det.
Dosiskonversionsfaktor	1,7E+00	2,9E+00	4,6E+00	6,2E+00	3,2E+00

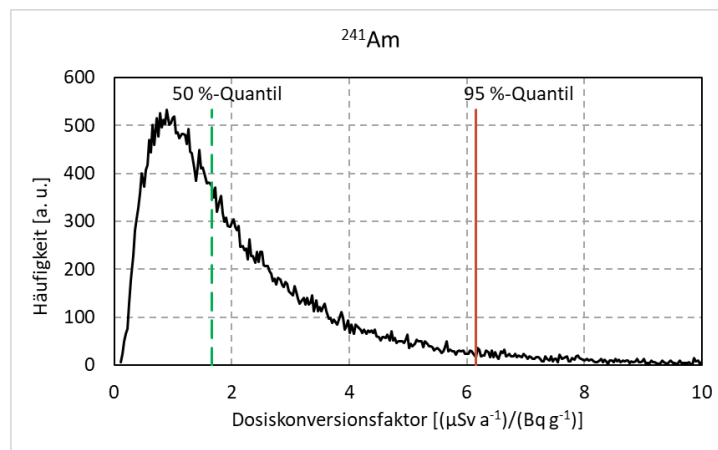


Abbildung A-37: Wahrscheinlichkeitsverteilung für den Dosiskonversionsfaktor von ^{241}Am

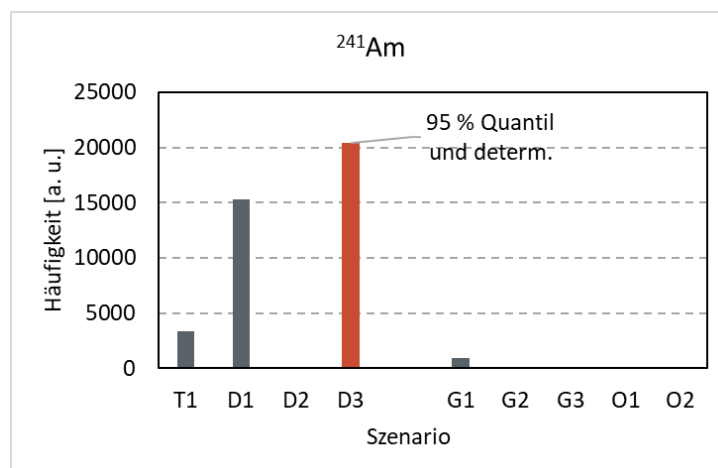


Abbildung A-38: Begrenzende Szenarien für das Radionuklid ^{241}Am