

Langzeitverhalten eines Endlagers

Teil B – Modellierung und mathematische Behandlung

Wien, 2023

Impressum

Herausgeber: Österreichischer Beirat für die Entsorgung radioaktiver Abfälle -
Entsorgungsbeirat

Medieninhaber: Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität,
Innovation und Technologie, Radetzkystraße 2, 1030 Wien

Autorinnen und Autoren: Universität Wien, Fakultät für Physik – Isotopenphysik, AGES
Wien, Geschäftsfeld Strahlenschutz

Wien, 2023. Stand: Jänner 2023

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an
kontakt@entsorgungsbeirat.gv.at.

Inhalt

Begriffsbestimmungen	4
1 Einleitung	14
2 Definition des radioökologischen Modells.....	17
3 FEP Katalog und relevante Radionuklide	21
4 Freisetzung in wässriger Phase – Ausbreitung Wasserpfad	25
4.1 Grundannahmen.....	25
4.2 Mathematisches Modell	26
5 Freisetzung in Gasphase – Ausbreitung Luftpfad	32
5.1 Grundannahmen.....	33
5.2 Mathematisches Modell	34
6 Verfügbare Simulationsprogramme für Freisetzungen	38
6.1 Nahfeld Codes.....	38
6.2 System Level Codes.....	41
6.3 Probabilistische Codes	42
6.4 Biosphären Codes	44
6.5 Luftausbreitungcodes	45
7 Unsicherheitenbetrachtung	48
Anhang A	57
Merkmale, Ereignisse und Prozesse (Features, Events and Processes).....	57
Tabellenverzeichnis.....	61
Abbildungsverzeichnis.....	62
Literaturverzeichnis	63
Abkürzungen.....	69

Begriffsbestimmungen

Abfallbehälter	Der Behälter zur Aufnahme eines Abfallprodukts (z. B. Fass, Betonbehälter, Gussbehälter, Container).
Abfallcharakterisierung	Die Ermittlung der endlagerrelevanten Eigenschaften von Abfallgebinden mit Angabe von Bandbreite und Veränderlichkeit der charakteristischen Eigenschaften.
Abfallgebinde	Die endzulagernde Einheit aus Abfallprodukt und Abfallbehälter.
Abfallmatrix	Das ausgehärtete Fixierungsmittel, in dem radioaktiver Abfall fixiert ist.
Abfallprodukt	Verarbeiteter radioaktiver Abfall ohne Verpackung oder un- verarbeiteter radioaktiver Abfall in einem Behälter verpackt.
Aerosol	Gase mit festen oder flüssigen Schwebeteilchen.
Aktivität (Radioaktivität)	Die Aktivität ist das Maß für die Anzahl der Kernumwandlungen eines Radionuklids oder mehrerer Radionuklide pro Zeiteinheit (i. A. Sekunde). Die Aktivität wird in Becquerel (Bq) angegeben. Die alleinige Angabe der Aktivität ohne Kenntnis des Radionuklids lässt keine Aussage über die Strahlenexposition zu.
Anthropogen	Durch den Menschen beeinflusst bzw. verursacht.
Becquerel	SI-Einheit der Aktivität. Die Aktivität von 1 Becquerel (Bq) liegt vor, wenn 1 Atomkern je Sekunde zerfällt. 1 Becquerel (Bq) = $2,7 \cdot 10^{-11}$ Curie
Betriebsphase	Beginnt nach Erteilung der Betriebsbewilligung zur planmäßigen Einlagerung der radioaktiven Abfälle und endet mit dem

Abschluss der Stilllegungsmaßnahmen des Endlagers einschließlich der Fertigstellung des Verschlusses.

Biosphäre	Jener Ausschnitt der Erdoberfläche, der von Organismen belebt und bewohnt wird. Sie reicht von den obersten Schichten des Tiefseebodens bis zur Sauerstoffgrenze.
Effektive Dosis	Summe der gewichteten mittleren Organdosen in den einzelnen Organen und Geweben des Körpers. Der Wichtungsfaktor für ein Organ oder Gewebe ist das Verhältnis des Risikos stochastischer Wirkungen, das sich aus der Bestrahlung dieses Organs oder Gewebes ergibt, zum Gesamtrisiko stochastischer Wirkungen bei gleichförmiger Bestrahlung des gesamten Körpers. Reine Rechengröße für den Grenzwertvergleich im Bereich stochastischer Strahlenwirkungen.
Effektive Folgedosis	Die effektive Folgedosis ist analog zur effektiven Dosis die gewichtete Summe der Organfolgedosen. Die Organfolgedosen werden durch Zeitintegration über einen definierten Zeitraum nach einer Aktivitätszufuhr berechnet. Die effektive Folgedosis wird zur risikobasierten Bewertung nach Inkorporation von Radionukliden verwendet und ist eine auf abgeleiteten Konversionsfaktoren basierende Rechengröße.
Endlager	Einrichtung zur Lagerung nicht weiter verwertbarer radioaktiver Abfälle, deren spätere Entfernung aus dem Lager nicht vorgesehen ist. Das Endlager ist Teil des Endlagersystems, in dem radioaktive Abfälle eingelagert werden.
Endlagersystem	Umfasst das Endlager sowie seine Umgebung, die alle Bereiche einschließt, die für den Nachweis der Einhaltung der Sicherheitsprinzipien und Schutzziele der Endlagerung betrachtet werden müssen.
Erwartungswert	Der Erwartungswert einer Zufallsgröße ist die Summe über alle Werte, welche diese Zufallsgröße annehmen kann, gewichtet mit der jeweiligen Wahrscheinlichkeit.

Exposition	Konzentration oder Menge eines speziellen Stoffes, der ein Zielorganismus, ein System oder eine (Sub-)Population mit einer bestimmten Häufigkeit und Dauer erreicht, bzw. Einwirkung einer Strahlung.
Expositionsprofil	Weg, den ein Schadstoff von einer Quelle (z. B. der Ableitung aus einer Anlage oder Einrichtung) über einen Ausbreitungs-/Transportvorgang in den Umweltmedien bis zur Exposition des Menschen durch Ingestion, Inhalation und dermale Resorption sowie durch äußere Einwirkung nimmt.
Expositionsszenario	Gesamtheit der Bedingungen und Annahmen zu Quellen, Expositionspfaden und Mengen bzw. Konzentrationen relevanter Schadstoffe, der Art, Anzahl bzw. Charakteristika belasteter Organe, Personen oder Personengruppen, die zur Modellierung und Abschätzung von Expositionen in einer gegebenen oder einer zukünftigen Situation herangezogen werden.
FEP	FEP steht für Features, Events und Processes, die im Rahmen der Sicherheitsbewertung der Nachverschlussphase von Endlagern betrachtet werden.
Funktionsindikatoren	Dienen der Bewertung der Funktionsfähigkeit von Teilsystemen und Komponenten des Endlagersystems im Hinblick auf die gestellten Anforderungen.
Geosphäre	Den gesamten festen Erdkörper umfassender Bereich und seine bis zur Exosphäre reichende gasförmige Hülle (Atmosphäre).
Halbwertszeit	Zeitspanne, nach der die Anzahl der radioaktiven Atome eines Elementes auf die Hälfte der ursprünglich vorhandenen Atome gesunken ist. Nach einer Halbwertszeit hat sich entsprechend auch die Aktivität des Radionuklides halbiert
Indikator	Eine Mess- oder Bewertungsgröße zur Beurteilung einer geforderten Eigenschaft.

Ingestion	Allgemein: Nahrungsaufnahme Speziell: Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Nahrung.
Inhalation	Allgemein: Einatmung von Gasen Speziell: Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Atemluft.
Inkorporation	Allgemein: Aufnahme in den Körper. Speziell: Aufnahme radioaktiver Stoffe in den menschlichen Körper.
Ion(en)	Neutrale Atome bzw. Moleküle besitzen genau so viele Elektronen in der Hülle wie Protonen im Kern. Ionen entstehen dadurch, dass aus der Atomhülle eines zuvor neutralen Atoms Elektronen abgegeben oder aufgenommen werden. Durch Elektronenabgabe oder Elektronenaufnahme entsteht im Vergleich zum elektrisch positiv geladenen Atomkern ein Ladungsüberschuss oder ein Ladungsmangel.
Ionisierende Strahlung	Elektromagnetische- oder Teilchenstrahlung (z. B. Alphastrahlung, Betastrahlung, Gammastrahlung, Röntgenstrahlung), welche die Bildung von Ionen bewirken können.
K_d -Werte	Zur Modellierung der Retardation des Radionuklidtransports über den Wasserpfad wird häufig der so genannte K_d -Ansatz genutzt, mit dem eine konstante Relation der Konzentration C im Wasser bezogen auf die am Feststoff sorbierte Stoffkonzentration A angenommen wird ($A = K_d \times C$). Mit dem K_d -Ansatz wird die Sorption gelöster Stoffe an die festen Bestandteile des Bodens oder des Grundwasserleiters durch eine Näherung beschrieben, die eine relativ einfache Modellierung der Schadstoffausbreitung durch lineare Advektions-Dispersions-Gleichungen ermöglicht.
Kontamination	Speziell: Verunreinigung von Gegenständen, Räumen, Wasser, Lebensmitteln oder Menschen mit radioaktiven Stoffen.

Lithosphäre	Fester Anteil der Erde (im Gegensatz zur Atmosphäre und Hydrosphäre). Geologisch die bis zu 100 km dicke feste Erdrinde (Erdkruste und Teile des Erdmantels), die von der Asthenosphäre unterlagert wird.
Merkmale (Features)	Merkmale sind Bedingungen oder Gegebenheiten, durch die ein bestimmtes System oder Teilsystem zu einem Zeitpunkt (i. d. R. Ausgangszustand einer betrachteten Entwicklung) charakterisiert ist, wie z. B. das Radionuklidinventar oder die Porosität des Versatzes.
Modellunsicherheit	Auswirkung von fehlendem Wissen, unvollständiger Information oder von vereinfachenden Annahmen bei der Modellierung eines Expositionspfades, einer Extrapolation von Modellen über den Rahmen hinaus, in dem diese anhand von empirischen Untersuchungen/Daten validiert wurden. Hierzu gehören aber auch die unzureichende bzw. nicht adäquate Berücksichtigung von Korrelationen zwischen Modellparametern sowie die Auswirkungen der Wahl idealisierter statistischer Verteilungen für einzelne Modellparameter.
Monte-Carlo-Simulation	Numerisches Verfahren, mit dem für alle Modellvariablen, die durch Wahrscheinlichkeitsverteilungen spezifiziert sind, aus ihren Verteilungen zufällige Werte generiert werden, wonach zufällige Realisierungen der Zielgröße resultieren. Nach sehr vielen Wiederholungen dieser Prozedur erhält man für die Zielgröße eine statistische Verteilung der möglichen Werte, die mit zunehmender Anzahl ausgeführter Berechnungen die Wahrscheinlichkeitsdichte bzw. Verteilungsfunktion der Zielgröße verbessert approximiert.
Nahfeld (Near Field)	Die Gebiete eines Endlagers, die in der Nähe bzw. im Kontakt mit den eingelagerten Abfällen stehen, werden als Nahfeld bezeichnet. Dazu gehören z.B. versetzte Teile des Endlagers mit ihrem Versatz, Verschlussbauwerke sowie die Teile der natürlichen Umgebung, deren Eigenschaften durch das Endlager verändert wurden bzw. verändert sein könnten.

Nuklid	Durch Protonenzahl (Ordnungszahl) und Massenzahl charakterisierte Atomkernart.
Parameterunsicherheit	Ungewissheit über den wahren Wert eines Modellparameters oder die realen Kenngrößen seiner statistischen Verteilung. Parameterunsicherheiten haben überwiegend ihre Ursache in der realen Variabilität der Parameter, mit denen z. B. primäre Strahlenquellen, die Ausbreitung von Radionukliden in den Umweltmedien und in der Biosphäre sowie schließlich die Exposition von Personen modelliert werden, da immer nur eine begrenzte Stichprobe zur Schätzung von Modell- bzw. Verteilungsparametern zur Verfügung steht. Parameterunsicherheiten werden aber auch durch Messunsicherheiten beeinflusst. Daneben können qualitative Aspekte, wie die Übertragung von Daten aus früheren Untersuchungen auf eine aktuelle Situation (ungewisse Repräsentativität) oder die Bezugnahme auf Expertenschätzungen (partielle Unkenntnis, Unschärfe der Information) zur Unsicherheit der Schätzung von Parameterwerten beitragen.
Pedosphäre	Definiert als Trennschicht zwischen Lithosphäre und Atmosphäre. Sie bezeichnet gleichzeitig jenen Teil der Erdoberfläche, in der sich Atmosphäre, Biosphäre, Hydrosphäre, Kryosphäre und Lithosphäre mit wechselnden Anteilen durchdringen und miteinander interagieren – der Boden.
Prozesse (Processes)	Prozesse sind Vorgänge und Veränderungen, die über einen im Vergleich zum Nachweiszeitraum länger andauernden Zeitraum ablaufen, wie z. B. Konvergenz oder der Zerfall langlebiger Radionuklide. Prozesse beziehen sich i. A. auf die Entwicklung des Endlagersystems.
Porenwasser	Jener Wasseranteil bezeichnet, der in feinen Hohlräumen des Verfüllmaterials, des Bodens oder des oberflächennahen Gesteins enthalten ist.

Quellterm	Beschreibt die voraussichtlich oder tatsächlich freigesetzte Aktivität und den zeitlichen Verlauf der Freisetzung. Die Angabe der Radionuklide kann nuklidspezifisch oder hilfsweise nach Leitnukliden oder Nuklidgruppen (Edelgase, Halogene, Schwebstoffe) erfolgen.
Radioaktive Abfälle	Radioaktive Materialien, für die eine Weiterverwendung nicht vorgesehen ist und die als radioaktiver Abfall der behördlichen Kontrolle unterliegen.
Radioaktive Stoffe	Stoffe, die ionisierende Strahlung spontan aussenden.
Radioaktivität	Eigenschaft bestimmter chemischer Elemente bzw. Nuklide, ohne äußere Einwirkung Teilchen- oder Gammastrahlung aus dem Atomkern auszusenden.
Radionuklide	Instabile Nuklide, die unter Aussendung von Strahlung in andere Nuklide zerfallen.
Radiotoxizität	Radiotoxizität beschreibt die gesundheitsschädliche Wirkung inkorporierter (in den menschlichen Körper aufgenommener) Stoffe auf Grund ihrer Radioaktivität, im Gegensatz etwa zur chemischen Wirkung (chemische Toxizität). Für die Radiotoxizität eines Stoffes ist von Bedeutung, in welchem Maße die ionisierende Strahlung körperliche Schäden bewirkt. Dies hängt ab von der Strahlenart und -energie, dem Inkorporationsweg (Weg, auf dem der Stoff in den Körper gelangt - über die Nahrung, die Atemluft, durch die intakte Haut, durch offene Wunden oder durch Injektion), der Organkonzentration, der Halbwertszeit des Radionuklids und der Verweildauer des Stoffes im Körper beziehungsweise in den Organen. In Österreich wurde die Radiotoxizität durch den Risikoindex ausgedrückt.
Referenzszenario	Die, nach aktuellem Verständnis, mutmaßliche zukünftige Entwicklung des Endlagersystems.

Risiko	Qualitative und/oder quantitative Charakterisierung eines Schadens hinsichtlich der Möglichkeit seines Eintreffens (Einttrittswahrscheinlichkeit) und der Tragweite der Schadenswirkung. Dimensionslose Zahl.
Sicherheitsindikatoren	dienen dem Nachweis der Einhaltung der Schutzziele. Sie ermöglichen die integrale Bewertung der Sicherheit des Endlagersystems.
Sicherheitsanalyse	Sicherheitsanalysen (Safety Analysis) sind Teile der Sicherheitsbewertung. Sicherheitsanalysen dienen zum Nachweis der Sicherheit für bestimmte Teilaspekte. Dazu gehören z. B. die Betrachtung der Eignung des Standortes, der Errichtung und des Betriebs des Endlagers und die Bewertung radiologischer Risiken. Hervorzuheben sind die Sicherheitsanalysen für die Bewertung der Sicherheit für die Betriebsphase und die Nachverschlussphase eines Endlagers.
Sicherheitsbewertung	Die Sicherheitsbewertung (Safety Assessment) umfasst die Gesamtheit aller Sicherheitsanalysen und darüber hinaus nötige wissenschaftlichen, technischen, administrativen und innerbetrieblichen Argumente und Nachweise die die Sicherheit eines Endlagers belegen (die Sicherheitsanforderungen erfüllen).
Sicherheitsnachweis	Der Sicherheitsnachweis (Safety Case) wird auf Grundlage einer Sicherheitsbewertung erbracht.
Strahlenexposition	Einwirkung ionisierender oder nichtionisierender Strahlung auf den menschlichen Körper oder Körperteile.
Szenariounsicherheit	Auswirkung von fehlendem Wissen oder unvollständiger Information bzgl. einer adäquaten Beschreibung von Expositionsszenarien, wie sie z. B. aus dem Unwissen über zukünftige natürliche oder anthropogene Einwirkungen auf Schadstoffquellen und Migrationswege, über die Lebensbedingungen von aktuell oder potentiell exponierten Personen oder durch

unvollständige Analyse möglicher Expositionspfade resultieren können.

Unsicherheit

Auswirkung von fehlendem Wissen oder unvollständiger Information bzgl. spezieller Aspekte, Faktoren oder Parameter der Beschreibung des aktuellen bzw. der Prognose eines zukünftigen Zustandes eines untersuchten Systems. Die Unsicherheit resultiert aus subjektiven Merkmalen der Systemanalyse und kann grundsätzlich durch zusätzliche Untersuchungen reduziert werden. Bei Expositionsabschätzungen kann zwischen Szenariounsicherheiten, Modellunsicherheiten und Parameterunsicherheiten unterschieden werden. Wird auch als epistemische Unsicherheit bezeichnet.

Variabilität

Heterogenität, Zeitabhängigkeit oder auch Diversität der Werte eines Modellparameters, die auch durch zusätzliche Untersuchungen/Messungen nicht reduziert, aber mit höherer Konfidenz quantifiziert werden kann. Variabilität wird auch als aleatorische Unsicherheit bezeichnet.

Versatz

Material zum Ausfüllen von Hohlräumen.

Wahrscheinlichkeitsdichte

Mathematische Funktion mit der die Variabilität einer Zufallsgröße sowie die Wahrscheinlichkeit/Häufigkeit des Auftretens von Realisierungen aus Intervallen des Definitionsbereiches der Zufallsgröße charakterisiert wird. Sie stellt für stetige Verteilungen die 1. Ableitung der Verteilungsfunktion dar. Somit entspricht die Wahrscheinlichkeit der Realisierungen Zufallsgröße in einem gegebenen abgeschlossenen Intervall dem Integral der Wahrscheinlichkeitsdichte über dieses Intervall.

Zerfallskonstante

Die Zerfallskonstante gibt den pro Sekunde zerfallenden Bruchteil der vorhandenen Atomanzahl an. Je schneller ein Element zerfällt, desto größer ist der Wert. Diese Zahl wird benötigt, um beispielsweise die Menge eines radioaktiven Elements nach einer gewissen Zeit zu berechnen.

Zerfallsreihe	Durch radioaktiven Zerfall entsteht aus einem Mutternuklid ein Tochternuklid. Dieses wiederum wandelt sich zu einem Endnuklid um. Dabei bildet sich zunächst ein Gemisch aller Zerfallsprodukte, bis irgendwann das letzte (stabile) Glied in der Reihe als Endprodukt übrigbleibt.
Zufallsgröße	Als Zufallsgröße bezeichnet man eine Funktion, die den Ergebnissen eines Zufallsexperiments (d. h. einer zufälligen Stichprobe) so genannte Realisationen als Werte zuordnet. Es wird zwischen diskreten Zufallsgröße (die Funktion kann nur abzählbar endlich oder unendlich viele Werte annehmen) und kontinuierlichen/stetigen Zufallsgröße (die Funktion kann alle Werte aus einem Kontinuum annehmen und durch eine Wahrscheinlichkeitsdichte charakterisiert werden) unterschieden.

1 Einleitung

Die Sicherheitsbewertung für ein Endlager sollte die Leistung des Entsorgungssystems sowohl unter den gegenwärtigen als auch unter den künftig zu erwartenden Bedingungen, einschließlich Ereignissen, die mit der normalen Entwicklung der Anlage zusammenhängen, sowie weniger wahrscheinliche Ereignisse umfassen. Dies bedeutet, dass viele verschiedene Faktoren (z. B. konzeptionelle Modell- und Parameterunsicherheit, lange Zeiträume, menschliches Verhalten und Klimawandel) berücksichtigt und kohärent bewertet werden müssen, wobei häufig keine vollständigen quantitativen Daten vorliegen. Ein sehr breites Spektrum von Kombinationen können sich aus diesen Überlegungen ergeben, die allerdings handhabbar sein müssen. Dies geschieht im Allgemeinen durch die Formulierung von Merkmalen, Ereignissen und Prozessen (FEP) und die Analyse einer Reihe von Szenarien, die alternative zukünftige Entwicklungen und Bedingungen beschreiben. Die ausgewählten Szenarien müssen ein umfassendes Bild des Systems und seiner möglichen Entwicklung im Bewertungskontext und auf der Grundlage der Systembeschreibung liefern. Die Wahl der geeigneten Szenarien und der zugehörigen konzeptionellen Modelle hat demnach naturgemäß Einfluss auf die anschließende Sicherheitsbewertung des Endlagersystems.

Die Vorherberechnung potenzieller Strahlenexpositionen im Falle der Endlagerung radioaktiver Abfälle stellt daher die Grundlage jedweder Analyse der Langzeitsicherheit dar. Es handelt sich um Extremfälle prospektiver Ermittlungen von Strahlenexpositionen, da ein potenzieller Radionuklideintrag aus einem Endlager in die oberflächennahe Biosphäre erst in ferner Zukunft, d. h. hunderten bis einigen tausend Jahren, erfolgen kann¹. Für diese Zeiträume sind Prognosen zur zivilisatorischen Entwicklung, zu menschlichen Verhaltensweisen und Nutzungsformen nicht möglich. Bei Fragen der Langzeitsicherheit haben die ermittelten Strahlenexpositionen deshalb nur noch den Charakter von Indikatorwerten, die ein relatives Maß für die Sicherheit des Endlagers darstellen, aber nicht den Anspruch einer Abschätzung tatsächlicher künftiger Strahlenexpositionen haben können.

Eine weitere Besonderheit bei der Abschätzung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase bzw. nach der Stilllegung eines Endlagers besteht darin, dass sich potenzielle Radionuklideinträge in die oberflächennahe Biosphäre ebenfalls über einen sehr langen Zeitraum

¹ Menschliches Eindringen in das Endlager wird an dieser Stelle nicht unterstellt.

(hunderte bis tausende Jahre) hinziehen können, so dass sich im Laufe der Zeit eine Vielzahl von Expositionsverhältnissen einstellen werden. Selbst wenn eine realistische Abschätzung der Strahlenexposition in ferner Zukunft möglich wäre, müsste sie hier für eine Vielzahl von aufeinanderfolgenden Verhältnissen erfolgen, so dass es nicht nur eine realistische Abschätzung gäbe, sondern jeweils eine für unterschiedliche Epochen. Aus diesen Gründen kann für den Langzeitsicherheitsnachweis keine realistische Abschätzung der Exposition erfolgen. Stattdessen erfolgt die Berechnung eines die Dosis repräsentierenden Indikators für eine repräsentative Referenzperson (bzw. für mehrere repräsentative Referenzpersonen), deren Verhaltensweisen als Konvention festgelegt wird².

Es gibt in Österreich keine gesetzlich verbindlichen Vorschriften für die Verwendung eines bestimmten Ausbreitungsmodells. Daher kann aus zahlreichen Modellen verschiedenster Typen gewählt werden, um Prognoserechnungen durchzuführen. Die Praxis zeigt, dass einzelne Modelle nicht immer für den jeweiligen Anwendungsfall geeignet sind bzw. in geeigneter Weise angewendet werden. In Österreich anerkannte Vorgehensweisen finden sich beispielsweise in:

- Technische Grundlage zur Qualitätssicherung in der Luftschadstoff-Ausbreitungsrechnung 2012³
- Technische Grundlage Ausbreitungsrechnung⁴
- ÖNORM M 9445⁵ und ÖNORM M 9440⁶
- Leitfaden UVP und IG-L⁷

² ICRP, Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste. ICRP Publication 77. Ann. ICRP 27 (S). (1997).

³ BMWFJ, 2012: Qualitätssicherung in der Luftschadstoff-Ausbreitungsrechnung 2012, Technische Grundlage, Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort Stubenring 1, 1010 Wien Wien, 2010

⁴ BMWFJ, 2010: Technische Grundlage zur Berechnung und Beurteilung von Immissionen im Nahbereich kleiner Quellen (Technische Grundlage Ausbreitungsrechnung), Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort Stubenring 1, 1010 Wien Wien, 2010

⁵ NORM M 9445:2003 08 01 Immissionen von Luftschadstoffen – Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und der mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung

⁶ ÖNORM M 9440:1996 11 01 Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre - Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen

⁷ Umweltbundesamt, 2007: Leitfaden UVP und IG-L. Umgang mit Überschreitungen von Immissionsgrenzwerten von Luftschadstoffen in UVP Verfahren. Überarbeitete Version 2007, BE-274, Wien, 73 S

Die in diesem Bericht beschriebenen Modelle prognostizieren die Übertragung von Radionukliden in der Umwelt, die Wege, über die Menschen der Strahlung ausgesetzt sein können, und die daraus resultierenden Expositionen. Die folgenden Punkte wurden dabei bei der Darstellung der Modellierung des Langzeitverhaltens eines Endlagers in den Vordergrund gestellt:

- Es soll ein transparenter und auch für Nicht-Radioökologen nachvollziehbarer Ansatz für die Modellierung verwendet werden.
- Die Modellierung soll ein angemessenes Maß an Vergleichbarkeit mit den Sicherheitszielen gewährleisten.
- Der Ansatz der Modellierung soll ein Gleichgewicht zwischen Einfachheit, Konservatismus und Realismus herstellen.
- Der Ansatz soll unabhängig vom zukünftigen Endlagertyp allgemein gültig sein.

2 Definition des radioökologischen Modells

Zur Berechnung der Exposition einer Bevölkerungsgruppe oder der repräsentativen Person gemäß ICRP 101a⁸ nach Freisetzung von Radionukliden aus einem Endlager stehen je nach zu verwendendem Indikator (Risiko, Radiotoxizität, Dosis) unterschiedliche Methoden zur Verfügung. Die Spanne reicht von einfachen Abschätzungen bis hin zu aufwändigen Berechnungen, in denen die Details des Nahfeldes, der Litho- bzw. Pedosphäre sowie der Biosphäre nachgebildet werden können^{9,10,11}.

Insbesondere im Bereich der Biosphäre ist jede der anwendbaren mathematischen Modellierungen mit großen Unsicherheiten verbunden. Administrativ werden zur Zeit Expositionen durch Radionuklide mit einem rein risikobasierten Dosisäquivalentsystem (Konzept der effektiven Dosis¹²) betrachtet. Zur Berechnung dieser Dosen sind Annahmen bzw. Festlegungen über die Lebens- und Ernährungsgewohnheiten der betrachteten Person bzw. Personengruppe vorzunehmen. Dies betrifft nicht nur die Art und Menge der Nahrungszufuhr, sondern auch die Aufenthaltsorte und –zeiten der Personen während der Arbeitszeit, in der Freizeit und in Wohngebäuden. Diese Gewohnheiten unterliegen einem ständigen Wandel und sind somit neben den dem Effektivdosiskonzept inhärenten Unsicherheiten^{13,14,15} eine

⁸ ICRP., Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public. ICRP Publication 101a. Ann. ICRP 36 (3).(2006).

⁹ IAEA., Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. IAEA Safety Report Series No. 19. International Atomic Energy Agency, Vienna.(2001).

¹⁰ NCRP., Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water, and Ground. NCRP Report No. 123 (1–2). National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland.(1996).

¹¹ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Vol. I. Sources. ANNEX A. Dose assessment methodologies. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. New York, United Nations.(2000).

¹² ICRP., 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (Users Edition). ICRP Publication 103 (Users Edition). Ann. ICRP 37 (2-4).(2007).

¹³ Tschurlovits, M., Taghizadegan, R., Engelbrecht, R., Handling Uncertainty and Variability in Risk Communication. Proc. IRPA 11, Madrid. International Radiation Protection Association (2004).

¹⁴ Rühm, W., The ICRP System of Radiological Protection – What Comes Next, HERBERT M. PARKER FOUNDATION LECTURE SERIES, 2. Nov. 2022, (2022).

¹⁵ ICRP, Radiation detriment calculation methodology. ICRP Publication 152. Ann. ICRP 51(3). (2022).

der wesentlichen Quellen der Unsicherheiten in einer Dosisbetrachtung im Rahmen einer Sicherheitsanalyse eines Endlagers.

Angesichts der Unsicherheiten bezüglich künftiger Expositionspfade ist es zweckmäßig für die Modellierung der Langzeitentwicklung ein Kompartimentmodell bestehend aus den beiden Hauptkompartments Geosphäre und Biosphäre zu wählen. Diese Unterteilung ist auch unabhängig von der Wahl des Endlagertyps (geologisches Tiefenlager, Bohrlochlagerung, Oberflächen- bzw. oberflächennahes Lager) oder jeder Kombination der Endlagertypen.

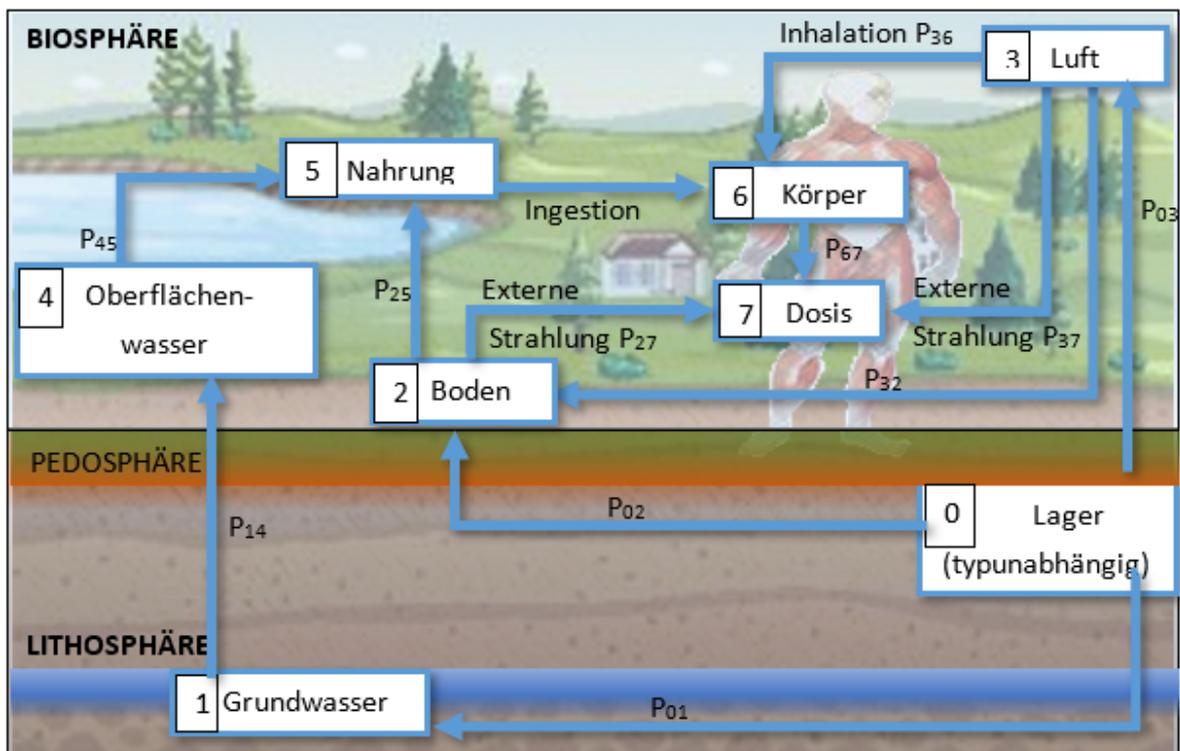


Abbildung 1: Darstellung eines einfachen Kompartimentmodells

Im Bereich des Lithosphären/Pedosphären-Kompartments lassen sich Freisetzungen und Transportprozesse der Radionuklide mit geringer Unsicherheit hinsichtlich zukünftiger Veränderungen wissenschaftlich behandeln und mathematisch darstellen. Der Bereich der Biosphäre enthält die Konversion in den Expositionsindikator (z.B. Effektivdosis, effektive Folgedosis) und kann im Rahmen dieser Vorgehensweise jederzeit den aktuellen Entwicklungen der Strahlenschutzphilosophie angepasst werden.

Die grundlegenden Parameter, die in Kompartimentmodellen zur Beschreibung von Umweltverhalten und Transport von Radionukliden sind Transferfaktoren, P_{ij} . Transferfaktoren

beschreiben die physikalischen Prozesse nicht detailliert mechanistisch, sondern beruhen auf dem Gehalt an Schadstoffen in zwei verschiedenen Medien. Der Transferkoeffizient wird dann aus diesen Beziehungen abgeleitet. Obwohl dieser Ansatz wissenschaftlich oft nicht streng ist, berücksichtigt er viele Teile eines Prozesses implizit, ist einfach und basiert in der Regel auf realen Daten^{16,17}.

Die Transferfaktoren lassen sich als Beziehungen zwischen den integrierten Konzentrationen in aufeinanderfolgenden Umweltkompartimenten darstellen. So ist allgemein der Transfer von Kompartiment *i* nach Kompartiment *j* gegeben durch:

$$P_{ij} := \frac{\text{Konzentration im Kompartiment } j}{\text{Konzentration im oder Stofffluss aus Kompartiment } i} \quad (2.1)$$

P_{56} ist dabei beispielsweise die zeitintegrierte Aktivitätskonzentration eines Radionuklids im Körper geteilt durch die zeitintegrierte Konzentration des gleichen Radionuklids in der Nahrung.

Die grundsätzlichen Wege der Übertragung von Radionukliden durch die Umwelt, die üblicherweise in Dosisbewertungen betrachtet werden, sind in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zusammen mit den Bezeichnungen der Transferfaktoren dargestellt. Eine Aufteilung der Kompartiments in weitere Unterkompartiments kann je nach Zweckmäßigkeit erfolgen, so kann der Pfad Boden → Nahrung bei Bedarf leicht um einzelne Bereiche der Nahrungskette (fleischlich, pflanzlich, Milch- und Milchprodukte) erweitert werden. Die Komplexität aber auch der Realismus (die Realitätsnähe) der Modellierung der Kompartiments ist abhängig von der Information, die über die Quelle und über die Radionuklide in den verschiedenen Umweltmedien vorliegt¹⁸.

¹⁶ NEA, PSACON Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris. (1993).

¹⁷ BIOMOVs II, Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories, Final Report of the Complementary Studies Working Group, BIOMOVs II Technical Report No. 12, Published on behalf of the BIOMOVs II Steering Committee by the Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm (1996).

¹⁸ SSK, Ermittlung der Strahlenexposition, Empfehlungen der Strahlenschutzkommission. Verabschiedet in der 263. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 12. September 2013, Geschäftsstelle der Strahlenschutzkommission, D-53048 Bonn. (2013).

Die mathematische Beschreibung des Transfers einer Stoffmenge

$$Q = q_0(t = 0) \quad (2.2)$$

in ein Kompartiment mit der Stoffmengenverteilung $q_1(t)$ und aus diesem wieder heraus erfolgt, wie in Abbildung 2 dargestellt über eine einfache Bilanzierung zwischen der Transfer rate und der Stoffmenge.

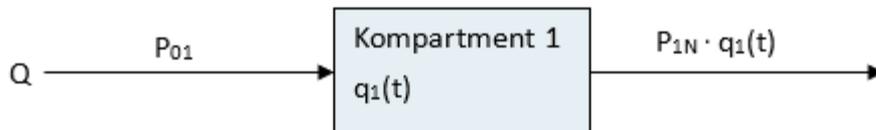


Abbildung 2: Transfer einer Stoffmenge durch ein Kompartiment

Diese Bilanzierung kann geeigneterweise durch eine lineare Differentialgleichung 1. Ordnung beschrieben werden:

$$\frac{dq_1(t)}{dt} = Q \cdot P_{01} - P_{1N} \cdot q_1(t) \quad (2.3)$$

Die Lösung dieser Gleichung erhält man durch einfaches Integrieren:

$$q_1(t) = \frac{QP_{01}}{P_{1N}} (1 - e^{-P_{1N}t}) + C \quad (2.4)$$

Unter der Bedingung, dass zum Zeitpunkt $t=0$ noch keine Stoffmengenverteilung im Kompartiment existiert, kann die Integrationskonstante C ohne Beschränkung der Allgemeinheit Null gesetzt werden.

Für weitere Kompartments werden weitere Bilanzgleichungen jeweils unter Berücksichtigung des Transports durch die vorhergehenden Kompartments aufgestellt:

$$\frac{dq_i(t)}{dt} = P_{(i-1)i} \cdot q_{(i-1)}(t) - P_{i(n+1)} \cdot q_i(t) \quad (2.5)$$

3 FEP Katalog und relevante Radionuklide

Für die Erstellung von Szenarien können verschiedene Methoden verwendet werden. Diese können Experteneinschätzung, Fehlerbaumanalyse und Ereignisbaumanalyse sein. Ein gemeinsames Element vieler Methoden zur Erstellung von Szenarien ist die systematische Identifizierung und Berücksichtigung von Merkmalen, Ereignissen und Prozessen (Features, Events and Processes - FEPs), die sich direkt oder indirekt auf die Freisetzung und den Transport von Radionukliden aus einem Endlager auswirken können¹⁹.

Merkmale (Features) sind Bedingungen oder Gegebenheiten, durch die ein bestimmtes System oder Teilsystem zu einem Zeitpunkt (z.B. Ausgangszustand einer betrachteten Entwicklung) charakterisiert ist, wie z. B. das Radionuklidinventar oder die Porosität des Versatzes. Ereignisse (Events) sind Vorgänge und Veränderungen, die über einen im Vergleich zum Nachweiszeitraum sehr kurzen Zeitraum ablaufen, beispielsweise Erdbeben oder menschliche Eingriffe im Bereich des Endlagers. Ereignisse beziehen sich i. A. auf die Entwicklung des Endlagersystems. Prozesse (Processes) sind Vorgänge und Veränderungen, die über einen im Vergleich zum Nachweiszeitraum länger andauernden Zeitraum ablaufen, wie z. B. Konvergenz, Diapirismus oder der Zerfall langlebiger Radionuklide (über mehrere 100.000 Jahre). Prozesse beziehen sich i. A. auf die Entwicklung des Endlagersystems²⁰.

Ausgehend von der Standortbeschreibung, der (geo-, hydrochemisch-, chemisch-, physikalisch-) wissenschaftlichen Langzeitprognose sowie der Abfallspezifikation und dem Endlagerkonzept liefert ein FEP Katalog eine wissenschaftliche Darstellung der Merkmale, die den Anfangszustand des Endlagersystems zu Beginn der Nachverschlussphase charakterisieren sowie der Ereignisse und Prozesse, die in einem derartigen Endlagersystem zukünftig ablaufen können. Das Standardszenario beschreibt eine möglichst

¹⁹ IAEA, Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, Volume 1 Review and enhancement of safety assessment approaches and tools, International Atomic Energy Agency, Vienna. (2004).

²⁰ Fischer-Appelt, K., Baltés, B., Buhmann, D., Larue, P.J., Mönig, J., Synthesebericht für die VSG: Bericht zum Arbeitspaket 13, Köln. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, (2013).

große Gesamtheit als wahrscheinlich anzusehender, möglicher Entwicklungen des Endlagersystems. Es ergibt sich unter vorher festgelegten Annahmen aus der Kombination der wahrscheinlichen FEP mit direkter Beeinträchtigung der Funktion der Initial-Barrieren und den FEP, die die Mobilisierung von Radionukliden aus den Abfällen und ihren Transport bestimmen. Zu Grunde gelegt wird die wahrscheinliche Ausprägung dieser FEP, die sich in der Regel aus den wahrscheinlichen Ausprägungen der kausal mit ihnen verbundenen wahrscheinlichen FEP ergibt. Alternativszenarien beschreiben dann weniger wahrscheinliche oder im Standardszenario nicht erfasste wahrscheinliche, mögliche Entwicklungen des Endlagersystems. Auf der Basis der FEP können Alternativszenarien

- aus der Betrachtung von weniger wahrscheinlichen Ausprägungen
 - der wahrscheinlichen FEP mit direkter Beeinträchtigung der Funktion Initial-Barrieren und
 - der FEP, die die Radionuklidmobilisierung und den Radionuklidtransport bestimmen sowie
- aus der Betrachtung von weniger wahrscheinlichen FEP

abgeleitet werden.

Die in der Szenarienentwicklung anzuwendende Methode erfordert somit nicht nur die Verfügbarkeit der bis hier hin in diesem Bericht beschriebenen Informationen, sondern macht darüber hinaus auch folgende weitere Angaben für jedes FEP notwendig:

- Zuordnung der FEP zu einer bestimmten Klasse der bedingten Eintrittswahrscheinlichkeit („wahrscheinlich“, „weniger wahrscheinlich“ oder „nicht zu betrachten“)
- Aussage zur Wirkung der FEP im Endlagersystem
- Kennzeichnung von FEP, die eine direkte Beeinträchtigung der Funktion der Initial-Barrieren des Endlagersystems verursachen oder zur Folge haben können und
- die vollständige Darstellung der direkten Abhängigkeiten zwischen den FEP, die für die Entwicklung des Endlagersystems zu berücksichtigen sind.

Das Standardszenario, das im Rahmen dieses Berichts für den Wasserpfad dargestellt wird, betrachtet die Exposition einer Bevölkerungsgruppe die Wasser aus einem Brunnen in der Nähe des Endlagers konsumiert. Hierbei wird angenommen, dass Wasser in das Lager eindringt, kontaminiert wird, wieder aus dem Lager austritt und dann als Trinkwasser genutzt

wird. Weitere Expositionspfade durch Verwendung des kontaminierten Wassers in der Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse werden zur Vereinfachung der Darstellung vorerst vernachlässigt. Ihre Berücksichtigung in der Sicherheitsanalyse des Lagers kann analog zu den hier vorgestellten mathematischen Methoden erfolgen.

Aus dem vorliegenden Bericht zum Inventar²¹ können unter Berücksichtigung der Halbwertszeit und der Radiotoxizität die in Tabelle 1 aufgelisteten Radionuklide als für das Standardszenario relevante Radionuklide identifiziert werden.

Tabelle 1: Relevante Radionuklide für das Standardszenario Grundwasserpfad

Radionuklid	Halbwertszeit ⁺ [Jahre]	Radionuklid	Halbwertszeit ⁺ [Jahre]
C-14	5,73E+03	Th-229	7,88E+03
Cl-36	3,01E+05	Th-230	7,54E+04
Ca-41	9,94E+04	Th-232	1,40E+10
Ni-59	7,60E+04	Pa-231	3,28E+04
Ni-63	1,01E+02	U-233	1,59E+05
Sr-90	2,85E+01	U-234	2,46E+05
Nb-94	2,03E+04	U-235	7,04E+08
Tc-99	2,11E+05	U-238	4,47E+09
Ag-108m	4,38E+02	Np-237	2,14E+06
I-129	1,57E+07	Pu-238	8,77E+01
Cs-137	3,02E+01	Pu-239	2,41E+04
Ho-166m	1,20E+03	Pu-240	6,56E+03
Ra-226	1,60E+03	Pu-242	3,75E+05
Th-228	1,91E+00	Am-241	4,32E+02

⁺ Die Halbwertszeiten wurden dem Nuclear Data Services der IAEA entnommen (<https://www-nds.iaea.org>)

²¹ Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH, Studie für den Entsorgungsbeirat zum Thema Inventar radioaktiver Abfälle, Bericht Nr.:2022/015. (2022).

Es ist zu beachten, dass Th-228 zwar nur eine Halbwertszeit von knapp 2 Jahren hat, aber aufgrund der Zerfallsreihe mit Th-232 im Gleichgewicht steht. Weiters ist das Einwachsen von Np-237 (und dessen Tochterprodukte) durch den Zerfall von Am-241 während der Lagerzeit zu berücksichtigen.

Neben den vorgestellten Migrationsmechanismen der Radionuklide spielen die hydrogeologischen Bedingungen am Standort des Endlagers eine wesentliche Rolle. Eine vertiefende Betrachtung des Szenarios in späteren Phasen des Zeit- und Ablaufplans zum Endlager ist daher unabdingbar.

Als Alternativszenario wird in diesem Bericht ein Szenario vorgestellt, in dem eine Freisetzung von flüchtigen Substanzen (Tabelle 2) in die Atmosphäre zu einer Exposition führen könnte.

Tabelle 2: Relevante Radionuklide für das Alternativszenario Ausbreitung Luftpfad

Radionuklid	Halbwertszeit ⁺ [Jahre]	Radionuklid	Halbwertszeit ⁺ [Jahre]
H-3	1,23E+01	I-129	1,57E+07
C-14	5,73E+03	Rn-222	1,05E-02

⁺ Die Halbwertszeiten wurden dem Nuclear Data Services der IAEA entnommen (<https://www-nds.iaea.org>)

Der für das Standard- und Alternativszenario verwendete FEP Katalog und eine einfache graphische Darstellung der wesentlichen FEPs im Zusammenhang mit der Freisetzung von Radionukliden ins Grundwasser bzw. der Freisetzung über den Luftpfad sind im Anhang A gegeben.

4 Freisetzung in wässriger Phase – Ausbreitung Wasserpfad

Eine Freisetzung von Radionukliden aus dem Lagerbereich über den Wasserpfad kann durch Diffusion und Advektion erfolgen. Eine wesentliche Rolle in diesem Zusammenhang spielen die technischen Barrieren und deren Zustand, da sie den Wasserhaushalt im Lager bestimmen. Eine vereinfachte graphische Darstellung der wesentlichen FEPs im Zusammenhang mit der Freisetzung von Radionukliden ins Grundwasser ist im Anhang A gegeben.

4.1 Grundannahmen

Die Grundannahmen für das Szenario „Freisetzung in wässriger Phase“ lassen sich wie folgt beschreiben:

Das gesamte Radionuklidinventar sei homogen auf die Lagercontainer verteilt. Für jedes Radionuklid wird ein linearer Zusammenhang zwischen der Konzentration des im Porenwasser gelösten und des am Feststoff sorbierten Anteils angenommen. Eine Begrenzung der Radionuklidkonzentration im Porenwasser durch Limits der Löslichkeiten bleibt vorerst im Sinn der Konservativität der Modellbildung unberücksichtigt.

Im Lagerbereich werden gesättigte Bedingungen angenommen. Es findet ein Wasserfluss durch den Lagerbereich statt. Der Wasserfluss hängt einerseits von den lokalen klimatischen Bedingungen am Standort und andererseits vom Aufbau und Zustand der technischen und gegebenenfalls vorhandener natürlichen Barrieren ab.

Während der Überwachungsphase kann aufgrund geeigneter Überwachungs- und Sanierungsmaßnahmen von intakten technischen Barrieren ausgegangen werden. Die Lagerdecke und der Lagerboden minimieren also den Zutritt von Oberflächenwässern und Grundwasser in den Lagerbereich. Das Material der Verfüllung der Zwischenräume zwischen einzelnen Lagereinheiten gewährleistet einen geringen Wassergehalt im Lagerbereich. Gleichzeitig gewährleistet das Verfüllmaterial eine hohe Durchlässigkeit im Vergleich zum Errich-

tungsmaterial der einzelnen Lagereinheiten. Durch diese Anforderungen an das Verfüllmaterial wird ein Wasserfluss durch den Lagerbereich kanalisiert. Aus physikalischer Sicht wird dadurch ein advektiver Transport der Radionuklide durch die Lagereinheiten minimiert.

Nach Ende der gesicherten Überwachungsperiode ist das Lager sich selbst überlassen. Durch die oben dargestellten sowie weiterer natürlicher Prozesse findet eine Degradation der Barrieren statt. Insbesondere wird angenommen, dass es zu Rissen in Lagerdecke, Lagerboden und dem Begrenzungsmaterial der Lagereinheiten und Lagercontainern kommt, die zu einer erhöhten Infiltration von Wasser in den Lagerbereich führen. Dadurch wird weiters ein direkter Kontakt des Sickerwassers mit kontaminiertem Porenwasser ermöglicht.

Es wird angenommen, dass die Radionuklidfreisetzung in einen Grundwasserleiter unterhalb des Lagers erfolgt. Dort werden die Radionuklide verdünnt und in einem Zeitraum entsprechend dem Grundwasseralter des Standorts zu einem Brunnen in der Nähe des Lagerstandortes transportiert. Ebenfalls aus Gründen der Konservativität deckt der Brunnen den gesamten Trinkwasserbedarf der lokalen Bevölkerung.

4.2 Mathematisches Modell

Zur Berechnung der Exposition der betrachteten Bevölkerung stehen je nach zu verwendendem Indikator (Risiko, Radiotoxizität, Dosis) unterschiedliche Methoden zur Verfügung. Die spanne reicht von einfachen Abschätzungen bis hin zu aufwändigen Berechnungen, in denen die Details des Nahfeldes, der Litho- und Pedosphäre sowie der Biosphäre nachgebildet werden können. Im Rahmen dieses Berichts soll eine einfache Darstellung zur Verdeutlichung der mathematischen Methode ausreichen.

Für die Exposition (i.e. Effektive Folgedosis) durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Nahrung (Ingestion) nach einer Freisetzung in wässriger Phase sind im Wesentlichen die Expositions- bzw. Transferpfade:

- Trinkwasser
- Wasser – Fisch
- Viehtränke – Kuh – Milch
- Viehtränke – Tier – Fleisch
- Beregnung – Futterpflanze – Kuh – Milch
- Beregnung – Futterpflanze – Tier – Fleisch

- Berechnung – Pflanze
- Muttermilch infolge der Aufnahme radioaktiver Stoffe durch die Mutter über die oben genannten Ingestionspfade

zu berücksichtigen. Wenn es aufgrund der örtlichen Besonderheiten des Standortes begründet ist, können noch die Pfade:

- Landwirtschaftliche Nutzung auf Überschwemmungsgebieten
- Landwirtschaftliche Nutzung von Fluss- und Klärschlamm

hinzukommen. In diesem Bericht wird zur Darstellung der Vorgehensweise und Diskussion wesentlicher Größen ausschließlich ein Trinkwasserkonsum-Szenario betrachtet. Weitere Pfade können in analoger Weise berechnet werden.

Im hier betrachteten Trinkwasserszenario wird eine natürliche Verdünnung im Volumenstrom Q des Aquifers berücksichtigt. Die Referenzperson entnimmt dem Aquifer pro Jahr K m³ Trinkwasser²². Vereinfachend (Worst Case) wird angenommen, dass die technischen Barrieren nach ihrer Degradation zu keiner Verzögerung der Freisetzung führen und das Inventar mit der Aktivität A_0 zum Referenzzeitpunkt t_0 für jedes Radionuklid i während eines Zeitintervalls $\Delta\tau_i$ mit konstanter Rate vollständig freigesetzt wird. $\Delta\tau_i$ hängt von den Sorptionsseigenschaften des betrachteten Radionuklids (mit der Halbwertszeit $t_{1/2}$) im Nahfeld und dem Wasserfluss durch die technischen Barrieren ab. Der Beginn der Freisetzung wird zum Zeitpunkt t_1 angenommen. Des Weiteren wird angenommen, dass die Transportdauer im Grundwasserleiter bis zur Entnahmestelle mit $t_2(i)$ gegeben sei.

Die radionuklidspezifischen Expositionsgrößen $E_{\text{Ing,W}}(T)$, die sich aus dem Konsum von Trinkwasser (entsprechend dem Ingestionsdosisfaktor $e_{\text{Ing,W}}(T)$ ²³ für das jeweilige betrachtete Radionuklid aus Abbildung) ergeben, lassen sich über folgende Gleichung abschätzen:

$$E_{\text{Ing,W}}(T) = \frac{A_0}{2^{\frac{t_1+t_2}{t_{1/2}}}} \cdot \frac{1}{\Delta\tau_i} \cdot e_{\text{Ing,W}}(T) \cdot \frac{K}{Q} \quad (4.1)$$

²² Eine Erweiterung des Szenarios auf weitere Verwendung des entnommenen Grundwassers ist jederzeit durch Hinzufügen additiver Terme möglich.

²³ ICRP, Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.)(2012).

mit

T: Integrationszeitraum der effektiven Folgedosis (50 Jahre für Erwachsene, für Kinder bis zu einem Alter von 70 Jahren)

Die wassergetriebene Migration der Radionuklide in einem porösen Medium wird näherungsweise durch die partielle Differentialgleichung:

$$R \cdot \left(\lambda C + \frac{\partial C}{\partial t} \right) \approx \operatorname{div} (D \cdot \operatorname{grad} C - \vec{v} C) \quad (4.2)$$

beschrieben. Darin sind

$C(\vec{r}, t)$:	Konzentration des betrachteten Radionuklids im Wasser
$R = 1 + \frac{\rho_B}{\varepsilon} K_d$:	Retentionsfaktor
ρ_B :	Dichte des porösen Mediums
ε :	Porosität des Mediums
K_d :	Verteilungskoeffizient
D:	Diffusionstensor
λ :	Zerfallskonstante des betrachteten Radionuklids
\vec{v} :	Geschwindigkeit des Wassers

Die Transportdauer $t_2(i)$ des betrachteten Radionuklids im Grundwasserleiter bis zur Entnahmestelle kann daraus näherungsweise durch:

$$t_2 = \frac{d}{\vec{v}} R_g \quad (4.3)$$

abgeschätzt werden. Dabei sind

d :	Entfernung der Entnahmestelle vom Endlager
\vec{v} :	Geschwindigkeit des Wassers im Grundwasserleiter und dem
$R_g = 1 + \frac{\rho_F}{\varepsilon_F} K_d$:	Retentionsfaktor
ρ_F :	Trockenschüttdichte der gesättigten Zone
ε_F :	effektive Porosität im Fernfeld

Beim hier vorgestellten Szenario wird angenommen, dass im Grundwasserleiter unterhalb des Endlagers eine Verdünnung des kontaminierten Sickerwassers aus dem Lagerbereich stattfindet. Der Volumenstrom Q im Grundwasserleiter entspricht dem Produkt aus der

Breite des Lagerbereichs, der Mächtigkeit des Grundwasserleiters und der Darcy-Geschwindigkeit²⁴ im Grundwasserleiter. Diese Größen sind daher, neben der natürlichen Verweilzeit des Grundwassers (Grundwasseralter) wesentliche Eingangsparameter in der Standortauswahl des Endlagers. Zur Verweilzeit bzw. dem Grundwasseralter in Österreich sei auf die diesbezüglichen Berichte des Umweltbundesamtes verwiesen^{25,26,27,28}.

Der Beginn der Radionuklidfreisetzung t_1 ist an 2 Bedingungen geknüpft:

- Es muss ein Wasserfluss durch zumindest Teile der Einlagerungseinheiten des Endlagers stattfinden. Bei geeigneter Standortwahl wird eine Radionuklidfreisetzung somit frühestens mit beginnender Infiltration bzw. Perlokation einsetzen.
- Radionuklide müssen das Sickerwasser kontaminieren. Solange die Lagerbunker intakt sind, ist mit einer Verzögerung der Freisetzung zu rechnen, da die gelösten Radionuklide aus der Abfallmatrix in den Lagereinheiten zuerst durch Diffusions- bzw. Advektionsprozesse an die Außenflächen der Lagerbunker gelangen müssen.

Es kann angenommen werden, dass sich unabhängig vom Lagertyp mit beginnender Degradation der technischen Barrieren der Lagereinheiten Sickerwasser an den Außenseiten der Lagereinheiten sammeln und über die beginnenden Risse abgeleitet wird. Die Radionuklide diffundieren dann aus der Abfallmatrix ins Sickerwasser, das in den Riss eingedrungen ist. Solange der Riss schmal ist, wird sich durch Diffusion eine einheitliche Konzentration über die Rissbreite einstellen. Die Konzentration der Radionuklide im Sickerwasser kann dann als

²⁴ Siehe dazu Teil A des Berichts

²⁵ Briemann, H., Formanek, C., Humer, F., Wemhöner, U., Grundwasseralter in Österreich, Mittlere Verweilzeiten in ausgewählten Grundwasserkörpern, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien. (2022).

²⁶ Briemann, H., Wemhöner, U. und Humer, F. (UBA); R. Philippitsch, R. (BMLFUW), Grundwasseralter in ausgewählten Wasserkörpern – Bericht 2014-2015, BÖHMISCHE MASSE, HÜGELLAND ZWISCHEN MUR UND RAAB, LAFNITZTAL, MITTLERES ENNSTAL, STOOBERBACHTAL, WESTSTEIRISCHES HÜGELLAND, ZENTRALZONE, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien. (2016).

²⁷ Kralik, M., Briemann, H., Humer, F., Wemhöner, U., Grundwasseralter in ausgewählten Wasserkörpern – Bericht 2010-2014, EFERDINGER BECKEN, HÜGELLAND RABNITZ, IKVATAL, INNTAL, SEEWINKEL, STREMTAL, SÜDL. WR. BECKEN, TULLNER FELD, UNTERES MURTAL, VÖCKLA-AGER-TRAUN-ALM, WEINVIERTEL, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien. (2014).

²⁸ Kralik, M., Wentner, F., H., Humer, F., Scheidleder, A., Grath, Johannes, Grundwasseralter ausgewählter Grkörpern, 2009/2010 Grazer Feld, Jauntal, Leibnitzer Feld, Rheintal, Unteres Salzachtal, Wulkatal. AZ: BMLFUW-UW.3.1.4/0176-VII/1/2008 PN: 3488, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien. (2011).

genauso groß wie im Porenwasser an der Oberfläche der Abfallmatrix angenommen werden. Die Diffusion in das durch die Risse fließende Wasser reduziert die Konzentration der gelösten Stoffe in der Porenlösung der Abfallmatrix. Der dadurch entstehende Konzentrationsgradient bewirkt einen diffusiven Transport der gelösten Stoffe in der Abfallmatrix zur Rissfläche hin.

Mit Gleichung **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) lässt sich bei bekannter Konzentration der in der Abfallmatrix sorbierten Radionuklide auch die Freisetzungsr

zungsr

$$r(t) = \frac{Q_s}{V} \cdot \frac{1}{\varepsilon R} \quad (4.4)$$

mit

Q_s : Volumenstrom durchsickernden Wassers in (m³/a)

ε : Porosität

ρ : Dichte der Abfallmatrix in [kg/m³]

$R = 1 + \frac{(1-\varepsilon)\rho}{\varepsilon} K_d$: Retentionsfaktor

$K_d = \frac{\text{Konzentration sorbierter Radionuklide in der Abfallmatrix}}{\text{Konzentration der Radionuklide in der Porenlösung der Abfallmatrix}}$

Über die Wassermenge, die pro Zeiteinheit durch Risse hindurchfließt, lassen sich 2 Grenzfälle unterscheiden:

- Freisetzung dominiert durch Zufluss einsickernden Wassers:
Die advective Freisetzung aus den Rissen erfolgt langsam im Vergleich zur Diffusion, die Konzentration an Wasserinhaltsstoffen ist dann im Porenwasser in verschiedenen Bereichen der Abfallmatrix und im Wasser als nahezu gleich anzunehmen. Die Freisetzungsr
- Freisetzung dominiert durch die Diffusion im Inneren zum Riss:
Bei einem hohen Durchfluss durch einen Riss wird nach kurzer Zeit der Diffusionsstrom im Inneren zur Rissfläche hin geschwindigkeitsbestimmend. Ob nun advektiver oder diffuser Transport vorherrscht, hängt von der Geometrie der Lagereinheiten, den Eigenschaften der Abfallmatrix, der Infiltrationsrate und dem

(mittleren) Abstand der wasserführenden Risse ab. Die Freisetzungsdauer hängt dann im Wesentlichen von der Rissgeometrie, dem Verteilungskoeffizienten und dem Diffusionskoeffizienten eines nicht-sorbierenden gelösten Stoffes in der betrachteten Matrix ab.

Mit den Herstellerangaben von typischen Einlagerungsbehältern und publizierten Daten^{29,30} bezüglich der Beständigkeit von Verfüllmaterialien kann angenommen werden, dass eine Freisetzung frühestens 50 bis 100 Jahre nach dem Verschluss des Lagers beginnt. Solange die Lagerbunker intakt sind, lässt sich mit dem Diffusionskoeffizienten nicht-sorbierender Stoffe in Zementmatrix³¹ eine Freisetzungsdauer von 2000 bis 2500 Jahre abschätzen. Mit zunehmender Degradation der technischen Barrieren wird die Freisetzungsdauer stark verkürzt. Bis zur erhöhten Freisetzungsrates aufgrund degradierter Barrieren lässt sich ein Zeitraum von 300 Jahren nach Ende jeglicher Wartungsarbeiten abschätzen.

²⁹ NEA, Cementitious Materials in Safety Cases for Radioactive Waste: Role Evolution and Interactions, Radioactive Waste Management Committee, Nuclear Energy Agency, NEA/RWM/R(2012)3/REV 260. (2012).

³⁰ Jacques, D., Perko, J., Seetharam, S., Govaerts, J., & Mallants, D., Modelling Long-Term Evolution of Cementitious Materials Used in Waste Disposal (IAEA-TECDOC-CD--1701(Companion CD)). International Atomic Energy Agency. (2013).

³¹ Albinson, Y., Anderson, K., Börjesson, S., und Allard, B.; Diffusion of radionuclides in concrete/bentonite systems, SKB 93-29, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Stockholm, Sweden. (1993).

5 Freisetzung in Gasphase – Ausbreitung Luftpfad

Das österreichische Inventar an radioaktiven Abfällen enthält eine Anzahl an Radionukliden, die flüchtige chemische Verbindungen eingehen können. Eine Freisetzung dieser flüchtigen Verbindungen in die Atmosphäre kann zu keinem Zeitpunkt (Einlagerung, Überwachungsphase, Stilllegung) ausgeschlossen werden.

Daneben können durch die Anlagerung an Aerosole auch nicht-flüchtige Verbindungen freigesetzt werden. Im Normalbetrieb eines Endlagers ist eine direkte Freisetzung von radioaktiven Feststoffen in Form von Aerosolen von einer Reihe von Voraussetzungen abhängig:

- Mobilisierung der im Abfall befindlichen Radionuklide (z.B. durch Auslaugung der im Abfall befindlichen Feuchte,
- Überführung der gelösten Stoffe in gasgetragene Form,
- Transport der Aerosole aus dem Inneren eines Abfallgebundes durch die verschiedenen Barrieren.

Aufgrund der geringen Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der einzelnen Vorgänge und der daraus resultierenden verschwindenden Wahrscheinlichkeit der Kombination dieser Vorgänge, wird die Freisetzung von Aerosolen nur im Rahmen von Störfallszenarien, aber nicht im Fall von Normalbetriebs-Alternativszenarien eine Rolle spielen.

Eine graphische Darstellung der wesentlichen FEPs im Zusammenhang mit der Freisetzung von Radionukliden über den Luftpfad ist im Anhang A gegeben.

5.1 Grundannahmen

Basis der hier vorgestellten Modellierung ist die Annahme, dass volatile Radionuklide aus dem Endlager in die Atmosphäre freigesetzt werden und von betroffenen Personen inhaled werden. Es wird dabei angenommen, dass die Freisetzung der flüchtigen Radionuklide mit einer zeitlich konstanten Rate erfolgt.

Die flüchtigen Radionuklide wandern senkrecht nach oben durch die Lagerüberdeckung und sind nach der Freisetzung homogen über die Lagerfläche verteilt.

Die Höhe der Luftschicht über dem Lager, innerhalb der sich die freigesetzten Radionuklide befinden, beträgt je nach Lagertyp zwischen 10 und 50 m.

Die Variation der Luftkonzentration mit der Distanz x bei Freisetzung aus einer bodennahen Quelle in Windrichtung ab 500m Entfernung kann durch folgende einfache Funktion angenähert werden¹¹:

$$C_i(x) = D \cdot Q \cdot x^{-n} \quad (5.1)$$

mit der Konzentration $C_i(x)$ des betrachteten Radionuklids i in der Entfernung x in $[\text{Bq}/\text{m}^3]$, dem Verdünnungsfaktor D und der Freisetzungsrate Q in $[\text{Bq}/\text{s}]$.

Tabelle 3: Verdünnung freigesetzter Radionuklide in Luft mit der Entfernung

Entfernung [km]	Verdünnungsfaktor [Bq m ⁻³ /Bq s ⁻¹]
0,5	1E-06
1	5E-07
5	7E-08
10	2,5E-08
50	2,2E-09
100	7,7E-10

Ein Vergleich der in Tabelle 3 angegebenen Verdünnungsfaktoren für verschiedene Entfernungen mit dem österreichischen Inventar zeigt, dass Betrachtungen der Ausbreitung über Entfernungen von mehr als 100 km aus Sicht des Strahlenschutzes nicht sinnvoll sind.

Tritium (H-3) wird hier im Gegensatz zum Wasserpfad berücksichtigt, da die Freisetzung volatiler Radionuklide wie gasförmiges Tritium (HT), tritiiertes Wasserdampf (HTO) oder tritiiertes Methan (CH₃T) in jeder Phase der Endlagerung auftreten kann. Flüchtige Verbindungen von C-14 sind neben Kohlenmonoxid und -dioxid auch niedere Kohlenwasserstoffe, wie Methan, Alkane und Alkene. Iod (Iod-125) kann als Iodmolekül (I₂) oder Iodwasserstoff (HI) freigesetzt werden.

Daneben kommen die Edelgase Kr-85, Rn-219, Rn-220 und Rn-222 für eine Freisetzung in Frage. Die Radon-Isotope entstehen durch den radioaktiven Aufbau in den Zerfallsketten.

Das aus dem radioaktiven Zerfall von Ra-223 stammende Rn-219 spielt bei den weiteren Betrachtungen keine Rolle, da

- seine Halbwertszeit mit 4 Sekunden zu kurz ist um sich über größere Distanzen auszubreiten,
- alle in Frage kommenden Mutternuklide nicht flüchtig sind,
- auch die Tochternuklide nicht flüchtig sind und
- somit eine Ausbreitung über den Lagerbereich hinaus praktisch ausgeschlossen ist.

Dasselbe gilt analog für Rn-220 mit einer Halbwertszeit von 55 Sekunden. Rn-222 hingegen weist mit einer Halbwertszeit von knapp unter 4 Tagen ein gewisses Freisetzungspotential auf und kann sich, wenn es in größeren Konzentrationen im Lager auftritt, aus dem Lagerbereich entfernen. Aus Rn-222 entsteht, nach einer Reihe sehr kurzlebiger Radionuklide mit einer Halbwertszeit von insgesamt 27 Minuten, das Bleiisotop Pb-210 mit einer Halbwertszeit von 21 Jahren.

5.2 Mathematisches Modell

Die Berechnung der nuklidspezifischen Expositionsgröße effektive Folgedosis $E_{i,inh}$ infolge Inhalation basiert auf der Konzentration $C_i(x)$ in [Bq/m³] der flüchtigen Radionuklide in der Atemluft der betrachteten Person, die sich in der Entfernung x zum Endlager aufhält, der

Atemrate R_L in m^3 pro Jahr und dem Inhalationsdosisfaktor $e_{\text{Inh},L}(T)$ für die Inhalation in den Körper:

$$E_{i,\text{Inh}}(T) = C_i(x) \cdot R_L \cdot e_{\text{Inh},L}(i) \quad (5.2)$$

Der Anteil der äußeren Exposition $E_{i,\text{Ext}}$ errechnet sich mit der jährlichen Aufenthaltszeit t im Freien und dem Dosisleistungskoeffizient $e^{S,i}$ ³²:

$$E_{i,\text{Ext}} = C_i(x) \cdot t \cdot e^{S,i} \quad (5.3)$$

Die äußere Strahlenexposition setzt sich dabei aus den Komponenten:

- Exposition durch Betastrahlung innerhalb der Abluftfahne (Betasubmersion)
- Exposition durch Gammastrahlung aus der Abluftfahne (Gammasubmersion)
- Exposition durch Gammastrahlung der am Boden abgelagerten radioaktiven Stoffe (Bodenstrahlung)

mit den jeweiligen Transferfaktoren (Dosiskonversionsfaktoren) zusammen.

Zur inneren Strahlenexposition durch Inhalation ist weiters die Exposition durch Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Nahrung (Ingestion):

$$E_{i,\text{Ing}}(T) = C_i(x) \cdot R_N \cdot e_{\text{Ing},L}(T) \quad (5.4)$$

mit der Verzehrrate R_N zu berücksichtigen. Dabei kommen beispielsweise die Transferpfade:

- Luft – Pflanze
- Luft – Futterpflanze – Kuh – Milch
- Luft – Futterpflanze – Tier – Fleisch
- Luft – Muttermilch
- Luft – Nahrung – Muttermilch

in betracht.

³² ICRP, 2020. Dose coefficients for external exposures to environmental sources. ICRP Publication 144. Ann. ICRP 49(2).

Die gesamte Exposition der betrachteten Person durch ein freigesetztes volatiles Radionuklid i ist dann gegeben durch:

$$E_i = E_{i,Ext} + E_{i,Inh}(T) + E_{i,Ing}(T) \quad (5.5)$$

Unter der Annahme, dass volatile Radionuklide über die gesamte Fläche F des Lagers in die Atmosphäre freigesetzt werden und von einem Luftstrom der Geschwindigkeit v in [m/s] in der Höhe H verteilt werden, gilt für die Konzentration $C_i(0)$ über dem Lagerbereich:

$$C_i(0) = q_i \cdot \frac{F}{b \cdot H \cdot v} \quad (5.6)$$

mit der Breite b des Lagers in [m] und der Flussdichte q_i in [Bq/(m²·s)], mit der das Radionuklid i in die Atmosphäre freigesetzt wird.

Bei der Berechnung der Flussdichte q_i sind 2 Fälle zu unterscheiden:

- a) Radionuklide, die im Inventar des Lagers vorhanden sind und nicht durch Einwachsen aus einem Mutternuklid neu gebildet werden: In dem Fall kann die Flussdichte in 1. Näherung aus der Aktivität $A_i(0)$ zum Zeitpunkt der Einlagerung, korrigiert um den radioaktiven Zerfall während der Einlagerung dividiert durch die Freisetzungsdauer $\Delta\tau_i$ und die Fläche des Lagers abgeschätzt werden:

$$q_i = \frac{A_i(0)}{2^{\frac{t}{T_{1/2}}}} \cdot \frac{1}{F \cdot \Delta\tau_i} \quad (5.7)$$

- b) Radionuklide, die durch Einwachsen aus einem Mutternuklid neu gebildet werden:

Das ist im Fall von Radon im säkularen Gleichgewicht mit dem Mutternuklid Ra-226 gegeben. Die Flussdichte der Freisetzung von Rn-222 in die Atmosphäre hängt in diesem Fall von der spezifischen Aktivität A_c in [Bq/kg] von Ra-226 im Lager bzw. der Lagereinheit, dem Anteil ϵ der gebildeten Radonotope, die aus der festen Phase in den Porenraum eintreten, der effektiven Reichweite R_0 in m im Lager bzw. in der Lagereinheit, der Dicke d_B in m der natürlichen Barriere zwischen Lagereinheit und Atmosphäre und der effektiven Reichweite R_B in dieser Barriere ab.

Die effektiven Reichweiten sind mit den Diffusionskoeffizienten in [m²/s] und der Zerfallskonstante $\lambda=2,1E-06 \text{ s}^{-1}$ von Rn-222 gegeben durch:

$$R = \sqrt{\frac{D}{\lambda}} \quad (5.8)$$

Typische effektive Reichweiten für verschiedene Materialien sind in Tabelle 4 angegeben.

Tabelle 4: Typische Werte der effektiven Reichweite von Radon in verschiedenen Materialien zusammengestellt nach (NEA, 1987)

Material	Effektive Reichweite [m]
grob, trocken	1 – 2
feuchtes Erdreich mit Tonpartikel	0,1 – 0,5
wassergesättigtes Erdreich	0,01

Mit dem Verhältnis W der Abfallmasse zur Gesamtmasse im Lager bzw. der betrachteten Lagereinheit und der mittleren Dichte ρ in $[\text{kg}/\text{m}^3]$ gilt^{33, 34} dann für die Flussdichte der Freisetzung von Rn-222:

$$q_{\text{Rn-222}} = A_{\text{C(Ra-226)}} \cdot \varepsilon \cdot \rho \cdot W \cdot R_0 \cdot e^{-\frac{D}{R_D}} \quad (5.9)$$

Die Freisetzungsdauer, innerhalb der das flüchtige Inventar der Radionuklide H-3, C-14 und I-125 aus dem Lager austritt, hängt von der Schichtdicke der Lagerdecke und deren Aufbau ab. Signifikante Expositionen etwaiger volatiler Radionuklide sind aus dem Luftpfad unter normaler Langzeitentwicklung eines österreichischen Endlagers nach ca. 100 Jahren unabhängig vom Lagertyp nicht zu erwarten.

³³ NEA, Shallow Land Disposal of Radioactive Waste, Reference Levels for the Acceptance of Long-Lived Radionuclides. A Report by an NEA Expert Group, Nuclear Energy Agency, OECD, Paris. (1987).

³⁴ BfS, Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen – Bergbau), urn:nbn:de:0221-20100329966, Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter. (2010).

6 Verfügbare Simulationsprogramme für Freisetzungen

Die im Folgenden vorgestellten Simulationsprogramme wurden so ausgewählt, dass die nationalen Empfehlungen (siehe Fußnote 3 bis 5) für Ausbreitungsrechnungen im Behördenverfahren erfüllt werden. Gleichzeitig wurden die folgenden Kriterien für die Praxis in den verschiedenen Verfahren im Rahmen der Bewilligung eines Endlagers angewendet:

- Gute Verfügbarkeit
- Möglichst einfache und übersichtliche Handhabung mit möglichst geringer Wahrscheinlichkeit von Eingabefehlern durch den Nutzer
- Geringe Anforderungen an die PC-Leistung und möglichst geringe Rechenzeit
- Robustheit der Ergebnisse für eine breite Anzahl an Ausbreitungsbedingungen und Anwendungsmöglichkeiten
- Möglichst hohe Genauigkeit der Ergebnisse und deren Nachweis durch eine möglichst hohe Anzahl an Validierungsrechnungen

6.1 Nahfeld Codes

BARRIER^{35, 36, 37} wurde entwickelt, um die Langzeitentwicklung und die Degradation von Endlagern für schwach radioaktive Abfälle mit Betonkomponenten zu simulieren. Der Code ist für eine Vielzahl von Endlagertypen (oberirdisch, oberflächennah, ober- und unterirdisch, modulare Anlagen) verwendbar. Auch die Oberflächenüberdeckung durch Pflanzen und Unterschiede in den Eigenschaften zwischen den einzelnen Überdeckungsschichten können berücksichtigt werden. Grundwasserströmung durch die Entsorgungsanlage kann in einer Dimension simuliert werden. Wassergehalt und -fluss in Abhängigkeit von der Tiefe

³⁵ Shuman, R., Rogers, V. C., Chau, N., and Merrell G. B., The BARRIER Code: A Tool for Estimating the Long term Performance of Low-Level Radioactive Waste Disposal Facilities, User's Manual, Electric Power Research Institute report NP-6218-CCML.(1989).

³⁶ Baird, R. D., et al, Design and Cost Methodologies for Low Level Waste Disposal Facilities, Electric Power Research Institute report NP-5745M, (1987).

³⁷ Shuman, R., et al, Performance Assessment of Low-Level Waste Disposal Facilities, Electric Power Research Institute report NP-5745M, (1988).

und kumulative Summen der Komponenten Speicherung, Niederschlag, Verdunstung, Transpiration und Drainage des Wasserhaushalts werden generiert.

BARRIER enthält darüber hinaus ein Modell für die Degradation von Beton, das Oberflächen- und Schüttgutangriff auf Beton einbezieht und ein mechanistisches Mittel zur Vorhersage von Strukturversagen. Die Ergebnisse der Betonzerstörung und der Rissbildung werden in Intervallen, zusammen mit den daraus resultierenden Auslaugungsraten und den voraussichtlichen Dosen durch die Aufnahme von kontaminiertem Wasser und Lebensmitteln angegeben. Die Art des Abfallgebindes, die Abmessungen, die Zeiten des Erst- und Totalausfalls des Gebindetyps müssen ebenso wie die Eigenschaften des Abfalls und die radionuklidspezifischen Parameter (Zerfallskonstante, Löslichkeitsgrenze, K_d , Diffusionskoeffizient in Beton, usw.) vorgegeben werden.

DUST-MS^{38,39} ermöglicht die Auswahl zwischen zwei verschiedenen Methoden zur Berechnung des Transport von Radionukliden durch eine Anlage - das MCMC-Modell (Multi-Cell Mixing Cascade) Modell und das eindimensionale Finite-Differenzen-Modell (FD).

Das MCMC-Modell ist eine analytische Lösung der advektiven Transportgleichung mit radioaktivem Zerfall und chemischer Retardierung für konstante Strömungs- und Materialeigenschaften. Das Modell erlaubt eine eindeutige Zeit bis zum Versagen der Abfallbehälter bzw. der technischen Barrieren festzulegen. Darüber hinaus kann die Freisetzungsrates für jede Lagereinheit, die einen Abfallbehälter enthält, und in der eine Verteilung stattfinden kann, vorgegeben werden. Das MCMC-Modell erfordert relativ wenig Rechenzeit auf durchschnittlichen PCs.

Das FD-Modell löst die Transportgleichung unter Berücksichtigung der Prozesse Advektion, Dispersion, Retardierung/Sorption und des radioaktiven Zerfalls. Es ist in der Lage einen größeren Umfang an Prozessen und Einflussfaktoren zu modellieren als das MCMC-Modell, da es ungleichmäßige Strömungs- und Materialeigenschaften zulässt. Allerdings erfordert das MCMC-Modell wesentlich mehr Eingaben und Rechenzeit.

³⁸ Sullivan, T.M., DUST-MS Instruction Guide. Brookhaven National Laboratory, Upton, New York (1997).

³⁹ Sullivan, T.M., DUST Data Input Guide, Brookhaven National Laboratory, Upton, New York, (1992).

GWSCREEN⁴⁰ ist ein Modell zum Assessment des Grundwasserpfad von oberirdischen oder im Boden befindlichen Kontaminationen, das im Zusammenspiel mit DUST-MS benutzt werden kann um die Migration von Radionukliden durch die gesättigten Zone zu einem Brunnen unter Verwendung einer analytischen Lösung der Advektionsgleichung zu berechnen. Im Gegensatz zu den meisten Programmen, die die Transportgleichung lösen, ist es in der Lage den Transport von Radionukliden in bis zu 3 Dimensionen zu simulieren.

VAM2D^{41, 42} wurde entwickelt, um die zweidimensionale Strömung und den Transport in vollständig oder variabel gesättigten porösen Medien zu simulieren. Die Strömungs- und Transportgleichungen werden mit der Galerkin Finite-Elemente-Methode formuliert. Bei variabel gesättigten Strömungsproblemen werden Nichtlinearitäten aufgrund von ungesättigten Bodeneigenschaften und atmosphärische Randbedingungen mit Picard- oder Newton-Raphson Iterationen behandelt. Gesättigte Wasserspiegel-Randbedingungen werden mit Picard-Iterationen behandelt. Für VAM2D werden detaillierte Daten benötigt. Die erforderlichen Standortparameter können in vier Kategorien unterteilt werden: Bodeneigenschaften, Anfangsbedingungen, Pflanzendaten und Randbedingungen (z. B. meteorologische Daten).

Der Quellterm wird als spezifische Konzentration im Grundwasser oder als zeitabhängige volumetrische Schadstoffbelastungsrate im Grundwasser dargestellt. Zur Ermittlung dieser Angaben sind abfallformspezifische Informationen erforderlich. VAM2D führt solche Berechnungen nicht durch. Löslichkeit, Retardationsfaktor und Inventar werden für die im Quellterm zu modellierenden Kontaminanten benötigt.

⁴⁰ Rood, A.S., GWSCREEN: A Semi-Analytical Model for Assessment of the Groundwater Pathway from Surface or Buried Contamination: Theory and Users Manual Version 2.5. INEL/EXT-98-00750, Rev 1, (1999).

⁴¹ Huyakorn, P.S., Kool, J. B., Robertson, J.B., Documentation and User's Guide: VAM2D - Variably Saturated Analysis Model in Two Dimensions, NUREG/CR-5352, HGL/89-01, (1989).

⁴² Huyakorn, P.S., White, H.O. JR., Kool, J.B., Buckley, J. E., VAM2DH – A Variably Saturated Flow and Transport Analysis Model in 2-Dimensions: Documentation and User's Manual Version 1.0, HydroGeoLogic, Inc., Herndon, Virginia (1988).

TOUGH2^{43, 44, 45} (Transport Of Unsaturated Groundwater and Heat), entwickelt am Lawrence Berkeley National Laboratory, ist ein mehrdimensionales numerisches Modell zur Simulation des gekoppelten Transports von Wasser, Dampf, nicht kondensierbarem Gas und Wärme in porösen und zerklüfteten Medien. Temperatur- und druckabhängige thermophysikalische Eigenschaften aller Fluidkomponenten und Fluidmischungen (z. B. Gas-Dampf) werden mit experimenteller Genauigkeit dargestellt. Verschiedene Code-Erweiterungen zur Berücksichtigung von z.B. Radionuklidtransport einschließlich Diffusion, Adsorption, hydrodynamische Dispersion und radioaktiven Zerfall oder Löslichkeitseffekte, sind verfügbar.

TOUGH2 verwendet eine integrale Finite-Differenzen-Methode für die Raumdiskretisierung und voll implizite Zeitdifferenzierung erster Ordnung. Es berücksichtigt die Flüssigkeitsströmung sowohl in flüssigen als auch gasförmigen Phasen unter Druck-, Viskositäts- und Schwerkraftkräften nach dem Darcy'schen Gesetz. Verschiedene physikalische Mechanismen können optional berücksichtigt werden, wie z.B. die Wärmeübertragung in einer umgebenden festen Matrix. Der Quellcode ist verfügbar und eigene Modifikationen des Codes erlaubt.

6.2 System Level Codes

AMBER⁴⁶ verwendet ein Kompartimentmodell zur Darstellung der Migration und des Verbleibs von Schadstoffen in der Umwelt. Ein Entsorgungssystem kann dargestellt werden, indem es in Kompartments unterteilt wird, von denen jedes ein spezifisches Medium darstellen kann, das sich von anderen zugehörigen Medien unterscheidet. Es wird davon ausgegangen, dass, sobald ein Radionuklid in ein Kompartiment eintritt, eine sofortige Durchmischung stattfindet, so dass eine gleichmäßige Konzentration im gesamten Kompartiment

⁴³ Oldenburg, C.M., Pruess, K., EOS7R: Radionuclide Transport for TOUGH2, Report LBL-34868, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, Ca, (1995).

⁴⁴ Pruess, K., TOUGH2, A General-Purpose Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Flow, Report LBL-29400, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, Ca, (1991).

⁴⁵ Pruess, K., Finsterle, S., Moridis, G., Oldenburg, C., Wu, Y.S., General-Purpose Reservoir Simulators: The TOUGH2 Family, GRC Bulletin, pp. 53 - 57, February 1997. (also: Lawrence Berkeley National Laboratory Report LBL-40140), (1997).

⁴⁶ QUANTISCI, QUINTESSA, AMBER 4.3 Release Note. QuantiSci Report QSL-5046A-5, Version 1.0, QuantiSci Limited, Culham (2000).

gegeben ist. Jedes Kompartiment muss so gewählt werden, dass es einen Bereich der Umgebung repräsentiert, für den diese Annahme angemessen ist.

Radionuklide aus einem Kompartiment können durch verschiedene Prozesse in ein anderes übertragen werden. Der Transfer wird durch Transferkoeffizienten beschrieben, die den Anteil der Aktivität in einem bestimmten Kompartiment darstellen, der pro Zeiteinheit von diesem Kompartiment in ein anderes Kompartiment übertragen wird. Radionuklide können z.B. durch radioaktiven Zerfall auch ganz aus dem System verloren gehen.

Die mathematische Darstellung der Transferprozesse zwischen den Kompartiments erfolgt in Form einer Matrix von Transferkoeffizienten. Der Anzahl der Kompartiments entspricht ein Satz linearer Differentialgleichungen erster Ordnung.

AMBER kann zur Bewertung routinemäßiger, unfallbedingter und langfristiger Freisetzen von Kontaminanten (radioaktiv und nicht-radioaktiv) in fester, flüssiger und gasförmiger Phase verwendet werden.

TAME⁴⁷ besteht aus zwei verschiedenen Teilmodellen eines zur Darstellung des Transports von Radionukliden in der oberflächennahen Umwelt und eines für die Berechnung der Dosen für einzelne Personen dieser Biosphäre. Diese Struktur ist das Ergebnis einer detaillierten Überprüfung der Modellierungsanforderungen für Biosphärencodes und basiert auf einer umfassenden Betrachtung aller relevanten Merkmale, Ereignisse und Prozesse, die für mitteleuropäische Biosphären relevant sind. Die Massenbilanz für Wasser- und Feststoffflüsse wird verwendet, um die Raten des Schadstofftransfers zwischen den Komponenten des Biosphärensystems zu bestimmen. Die Berechnung der Dosen basiert auf bestehenden Darstellungen der Expositionspfade.

6.3 Probabilistische Codes

RIP (Integrated Probabilistic Simulator for Environmental Systems)⁴⁸ simuliert die Freisetzung, den Transport und den Verbleib von Stoffen in komplexen technischen und/oder na-

⁴⁷ Klos, R.A., Müller-Lemans, H., Van Dorp, F., Gribi, P., TAME – The Terrestrial Aquatic Model of the Environment: Model definition, PSI Ber. 96-18, Paul Scherrer Institut, October (1996).

⁴⁸ RIP - Integrated Probabilistic Simulator for Environmental Systems, Golder Associates, (1998).

türlichen Umweltsystemen probabilistisch. Der Code wurde speziell entwickelt, um das aktuelle Wissen über alle wichtigen Aspekte eines Umweltsystems in einem systematischen Rahmen zu organisieren und die das Umweltsystem beeinflussenden Parameter, Prozesse und Ereignisse zu quantifizieren. Die Software ermöglicht es die folgenden Prozesse explizit darzustellen:

- Freisetzung von Masse aus bestimmten Quellen unter Berücksichtigung des Versagens von Behältern, in denen die Schadstoffe entsorgt werden, Abbau von Materialien, in denen die Kontaminanten gebunden sind, Löslichkeitsbeschränkungen und die Verteilung der Kontaminanten zwischen verschiedenen Medien.
- Physikalischer Transport von Schadstoffen über mehrere Transportwege innerhalb eines Umweltsystems.
- Biologischer Transfer von Schadstoffen in oder zwischen Organismen.

In RIP gibt es zwei Möglichkeiten, die Masse der Kontaminanten in das System einzubringen:

- Eine anfängliche Masse der Kontamination(en) oder eine Rate für die Zugabe von Masse kann direkt an einem oder mehreren Orten innerhalb des Systems angegeben werden.
- Die Eigenschaften einer oder mehrerer Quellen können definiert werden und auf der Grundlage dieser Eigenschaften berechnet der Code die Raten der Massenfreisetzung aus der Quelle für jede Schadstoffart.

Die Eigenschaften und Merkmale, die für jede Quelle angegeben werden müssen, sind das Inventar, Einschluss, Abfallmatrix, Stofftransporteigenschaften und Verbindungen zu den Umweltsystemen Systeme.

GTM-1^{49, 50} wurde für die Bewertung des Radionuklidtransports durch Grundwasser durch geologische Formationen, deren Eigenschaften sich im Verlauf des Weges ändern können, entwickelt. Dieser Code löst die Transportgleichungen mit der Methode der finiten Elemente (Crack-Nicolson-Schema). Der Code ist Monte Carlo simulations-basiert und wurde speziell für die Verwendung im Rahmen der Probabilistischen Systemanalyse (PSA) entwickelt.

⁴⁹ PRADO, P., User's Manual for the GTM-1 Computer code , CIEMAT, ITN, EUR 13925 EN, February (1991).

⁵⁰ NEA PSAC User Group, PSAC/IN Level E Intercomparison, NEA/OECD, (1989).

GTM-1 ist in Fortran 77 kodiert und folgt einem strukturierten Programmansatz, bei dessen Entwicklung Qualitätssicherungskriterien im Vordergrund standen. Das GTM-1 ist als unabhängiges Modell verfügbar, das verschiedene Untermodelle umfasst, die ein generisches Multibarrieren-Endlagersystem simulieren. Dieser Code wurde mit den PSACOIN Benchmark-Übungen der PSAC User Group (OECD/NEA) getestet. Der Code ist verfügbar in der NEA-Datenbank, NEA-Nummer 1400/01.

Der Code umfasst zwei Nahfeld-Submodelle, ein Geosphären-Submodell (Hauptmodell) und ein einfaches Biosphären-Teilmodell. Die Nahfeld- und Biosphärenmodelle können leicht angepasst werden, so dass verschiedene Ansätze einbezogen werden können. Als Eingaben werden Informationen über das Inventar, die Zerfallskonstante, die Auslaugungsrate und die Einschlußzeit verwendet. Im Code sind zwei einfache Quellenmodelle enthalten, wobei das erste nur die Zerfallsreihen im Rahmen der Bateman-Gleichungen (klassisch) berücksichtigt. Das zweite enthält einen exponentiellen Auslaugungsterm sobald das Containment versagt.

6.4 Biosphären Codes

RESRAD⁵¹ ist ein Computercode, der am Argonne National Laboratory für das US-Energieministerium entwickelt wurde, um standortspezifische Richtlinien für RESidual RADioactive Material sowie die Exposition und das Lebenszeitkrebsrisiko für eine chronisch exponierte Person zu berechnen.

Es verwendet eine Methode der Pfadanalyse, bei der die Beziehung zwischen den Radionuklid-Konzentrationen im Boden und der Dosis für ein Mitglied einer kritischen Bevölkerungsgruppe als die Summe der Produkte von "Pfadfaktoren" dargestellt wird. Pfadfaktoren entsprechen den Wegabschnitten, die Kompartimente in der Umwelt verbinden, zwischen denen Radionuklide transportiert oder Strahlung emittiert werden kann. Radionuklidkonzentrationen in unterschiedlichen Medien, Strahlungsdosen und Gesundheitsrisiken werden über benutzerdefinierte Zeitintervalle berechnet. Die Quelle wird im Laufe der Zeit angepasst, um radioaktiven Zerfall und Einwachsen, Auswaschung, Erosion und Vermischung zu berücksichtigen.

⁵¹ ARGONNE NATIONAL LABORATORY User's Guide to Resrad. <ftp://ftp.ead.anl.gov/pub/resrad/users.pdf>, (2000).

RESRAD verwendet für den Radionuklidtransport in Wasser ein eindimensionales Grundwassermodell, das den unterschiedlichen Transport von Mutter- und Tochterrädonukliden mit unterschiedlichen Verteilungskoeffizienten berücksichtigt.

GENII⁵² wurde in Hanford als Computerprogramm der zweiten Generation für die Umweltdosimetrie entwickelt. GENII berechnet die Strahlendosen für akute und chronische Freisetzungen in Luft und Wasser, aus dem Boden und aus Schornsteinen und schließt Dosen durch die anfängliche Kontamination von Boden und Oberflächen ein. Es bewertet die Expositionspfade über Luft- und Wasserimmersion sowie Boden (Oberflächen- und vergrabene Quellen) über die Zufuhr zum Körper durch Inhalation und Ingestion. Der Quellterm kann variiert werden, um die Gesamtaktivität oder Aktivitätsanteile sowie gemessenen Konzentrationen in bestimmten Medien (Boden oder Wasser) zu berücksichtigen. Der Code enthält die Ausbreitung in der Atmosphäre, den biotischen Transport und den Transport in Grund- und Oberflächengewässern. Rezeptoren sind Individuen, Populationen und Eindringlinge und können durch Richtung und Entfernung identifiziert werden. GENII ist ein menügesteuerter Code, der User durch eine Reihe von Schritten mit Pull-down-Hilfemenüs unterstützt, die bei jedem Schritt verfügbar sind.

6.5 Luftausbreitungcodes

ARTM (Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell)^{53, 54} ist eine Software zur Simulation der Ausbreitung von Radionukliden in der Luft beruhend auf dem Lagrange'schen Partikelmodell. Das Programm wurde von der deutschen Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) GmbH und dem Ingenieurbüro Janicke im Auftrag des deutschen Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) und des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) entwickelt. Es stellt eine auf die Ausbreitung von Radionuk-

⁵² Napier, B.A., et al., GENII - The Hanford Environmental Radiation Dosimetry Software System, Volume 2: Users Manual, PNL-6584, UC-600, November, (1988).

⁵³ GRS, ARTM Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell mit der graphischen Benutzeroberfläche GO-ARTM, Programmbeschreibung zu Version 2.8.0 (GO-ARTM Version 2.0), Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, 2015.

⁵⁴ GRS, ARTM Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell mit Radon Postprozessor und SBG-Modul, Modellbeschreibung zu Version 2.8.0, Programmbeschreibung zu Version 2.8.0 (GO-ARTM Version 2.0), Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, 2015.

liden spezialisierte Weiterentwicklung des Referenzmodells der deutschen Verwaltungsvorschrift „Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft)“⁵⁵ AUSTAL 2000 dar, welches wiederum auf dem Programm LASAT (Lagrange Simulation von Aerosol – Transport, Ingenieurbüro Janicke) beruht⁵⁶.

Die Konzeption von AUSTAL 2000 ist auf konventionelle, also nicht-radioaktive Luftbeimengungen ausgelegt. Die verwendete Rechenmethode ist ein Lagrange-Algorithmus gemäß Richtlinie VDI 3945 Blatt 3⁵⁷ kombiniert mit einem Strömungsmodell unter Berücksichtigung der Vorgaben der TA Luft 2002. Zu den Eingabedaten, welche für das Programm erforderlich sind, zählen Zeitreihen meteorologischer Messungen sowie Daten zu den radioaktiven Stoffen, die über den Fortluftkamin abgeleitet werden. Zu den meteorologischen Daten, die für eine Ausbreitungssimulation mindestens angegeben werden müssen, zählen Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Turbulenz, wobei die Turbulenz häufig mittels Stabilitätsklassen charakterisiert wird. Mit dem Programm ist neben der Feststellung von in der Ebene liegenden Konzentrationsfeldern (wie schon in den Programmen LASAT und AUSTAL 2000) auch bestimmbar, welche Auswirkung komplexe Gelände und Gebäudestrukturen haben. Mit einem an die Berechnung der Konzentrationen radioaktiver Stoffe in unterschiedlichen Umweltbereichen angeschlossenen Dosismodul (DARTM) ist es möglich die Strahlenexposition der Bevölkerung zu bestimmen. DARTM 5.2 wurde von unabhängigen Gutachtern im Rahmen eines Forschungsvorhabens des Bundesamtes für Strahlenschutz verifiziert⁵⁸. Die Verifizierung ermöglicht den Einsatz von DARTM auch für behördliche Zwecke. Diese DARTM-5.2-Version ist frei verfügbar.

Die aktuellste Version DARTM 6.0, angepasst an die AVV Tätigkeiten⁵⁹ steht derzeit nur für die behördliche Nutzung zur Verfügung.

⁵⁵ Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 der Strahlenschutzverordnung (Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder Einrichtungen), seit 31. Dezember 2018 außer Kraft

⁵⁶ U. Janicke, et al., Weiterentwicklung eines diagnostischen Windfeldmodells für den anlagenbezogenen Immissionschutz (TA Luft), Abschlussbericht zum UFOPLAN Forschungsvorhaben 20343256. Berlin: Ingenieurbüro Janicke, Dunum im Auftrag des Umweltbundesamtes, (2004).

⁵⁷ VDI 3945 Blatt 3: Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell

⁵⁸ GRS, Erweiterung und Validierung von ARTM für den Einsatz als Ausbreitungsmodell in AVV und SBG, Forschungsvorhaben 3608S05005, GRS-A-3637, Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, (2012).

⁵⁹ Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ermittlung der Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch genehmigungs- oder anzeigebedürftige Tätigkeiten (AVV Tätigkeiten) vom 8. Juni 2020.

PC-Cream08 (Consequences of Releases to the Environment: Assessment Methodology)⁶⁰ ist ein Programmpaket bestehend aus Modellierungsmodulen und einem Dosisassessment-Programm. Es ist die softwaremäßige Umsetzung einer ursprünglich 1979 ausgearbeiteten und in den 1990ern im Auftrag der EU von neun europäischen Mitgliedsstaaten unter Federführung des britischen National Radiological Protection Board (NRPB) überarbeiteten Methode zur Evaluierung radiologischer Konsequenzen von Freisetzungen von Radionukliden im Routinebetrieb von Nuklearanlagen. Im Modul PLUME ist das Ausbreitungsmodell des Berichts EUR 15760 der Europäischen Kommission⁶¹ umgesetzt, welches grundlegend auf den in England national verwendeten Ausbreitungsmodellen, beschrieben im NRPB Bericht R91⁶⁰, basiert. Es ist ein Gaußsches Fahnenmodell, das die meteorologischen Bedingungen während der Freisetzung, die Rauheit der Landoberfläche und die physikalischen Eigenschaften der freigesetzten Radionuklide berücksichtigt.

Das Modul PLUME berechnet sowohl generische als auch auf ortsspezifischen meteorologischen Daten basierende Aktivitätskonzentrationen in Luft, Ablagerungsraten und externe Direktstrahlung von Radionukliden in einer Wolke in verschiedenen Abständen vom Freisetzungspunkt in Windrichtung. Diese Ergebnisse können anschließend im Modul ASSESSOR mit tatsächlichen Freisetzungsraten (und unter Berücksichtigung der ortsspezifischen meteorologischen Daten) kombiniert werden, um die tatsächlichen Aktivitätskonzentrationen in Luft, die Ablagerungsraten und die Gammasubmersionsraten einer Freisetzungsquelle in Windrichtung zu berechnen. Mit RESUS (Resuspension abgelagerter Radionuklide), GRANIS (Dosisleistung abgelagerter Radionuklide) und FARMLAND (transfer der Radionuklide in die Nahrungskette) stehen weitere Module zur Dosisabschätzung infolge einer Freisetzung über den Luftpfad zur Verfügung. Zusätzlich im Programmpaket PC-Cream08 enthalten sind die Module DORIS (Ausbreitung von Radionukliden in mariner Umgebung in Anlehnung an das MARINA II Modell) und 2 Modelle zur Berechnung der Ausbreitung von Radionukliden in Fließgewässern.

Beiden Programmpaketen gemeinsam ist, dass sie für die Bewertung von Langzeitemissionen ausgelegt sind.

⁶⁰ Clarke R. H., A model for short and medium range dispersion of radionuclides released to the atmosphere, Chilton, NRPB-R91, (London, HMSO). (1979).

⁶¹ Simmonds J.R., Lawson G., Mayall A., Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment, Radiation Protection 72, European Commission Report EUR 15760 EN, (1995).

7 Unsicherheitenbetrachtung

Die Quantifizierung von Unsicherheiten, die dem Wert einer Ergebnisgröße zuzuordnen ist, ist in vielen Wissenschaftsbereichen zu einer *conditio sine qua non* geworden. Unsicherheiten ergeben sich sowohl aus mangelnder Kenntnis und Information als auch aus der natürlichen oder anthropogenen Variabilität von Eingangsgrößen⁶².

Unsicherheit und Variabilität in Eingangsgrößen und Daten können als zwei verschiedene Phänomene betrachtet werden⁶³. Beide führen zu Unsicherheit bei der Entscheidungsfindung. Variabilität ist die Heterogenität der Stichprobenpopulation und Unsicherheit ist die Darstellung des Mangels an perfektem Wissen. Die Variabilität ergibt sich aus der stochastischen Natur der betrachteten Prozesse und Merkmale, z. B. die zeitliche Verteilung der Korrosionszeiträume und die räumliche Heterogenität einer geologischen Formation. Unsicherheit entsteht durch unvollständige oder ungenaue Kenntnis der in der Zukunft zu erwartenden Prozesse und Bedingungen, z. B. Unsicherheit bei der Bestimmung von Löslichkeiten und Sorptionskoeffizienten für wichtige Radionuklide.

Obwohl die ICRP bereits in der Empfehlung 60 (ICRP 1991)⁶⁴ und erneut in der Empfehlung 103 (ICRP 2007)⁶⁵ die Bedeutung der Angabe von Unsicherheiten betont hat, werden bei der Ermittlung der Strahlenexposition in Österreich bisher keine Angaben zu Unsicherheiten und Variabilität gemacht.

Der Trend zur Quantifizierung von Unsicherheiten im Strahlenschutz und in der Metrologie ist jedoch international deutlich. Im konventionellen Umweltschutz und der dort benutzten Risikoanalytik sind Unsicherheitsanalysen heute Standard. So hat die WHO im Rahmen des

⁶² Barthel R, Thierfeldt S. Vergleichende Betrachtung der probabilistischen, stochastischen und deterministischen Modellierung von Expositionen im Hinblick auf die Belastbarkeit des Modellergebnisses und die Anforderungen an die Qualität der Eingangsdaten. Endbericht zum Vorhaben FKZ: 3609S50002. (2012).

⁶³ MURPHY, B.L., Dealing with Uncertainty in Risk Assessment: Vol.4, No 3, pp 685–699, (1998).

⁶⁴ ICRP, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Annals of the ICRP, Vol. 21 No. 1-3, International Commission on Radiological Protection (ICRP), ISBN 13: 978-0-08-041144-6, (1991).

⁶⁵ ICRP, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103, Annals of the ICRP Volume 37(2-4). International Commission on Radiological Protection (ICRP). ISBN 13: 978-0-7020-3048-2. Elsevier. (2007).

International Programme on Chemical Safety (IPCS) zehn Prinzipien zur Charakterisierung und Bewertung von Unsicherheiten bei Expositionsermittlungen formuliert⁶⁶:

„Principle 1: Uncertainty analysis should be an integral part of exposure assessment.

Principle 2: The level of detail of the uncertainty analysis should be based on a tiered approach and consistent with the overall scope and purpose of the exposure and risk assessment.

Principle 3: Sources of uncertainty and variability should be systematically identified and evaluated in the exposure assessment.

Principle 4: The presence or absence of moderate to strong dependencies between model inputs is to be discussed and appropriately accounted for in the analysis.

Principle 5: Data, expert judgement or both should be used to inform the specification of uncertainties for scenarios, models and model parameters.

Principle 6: Sensitivity analysis should be an integral component of the uncertainty analysis in order to identify key sources of variability, uncertainty or both and to aid in iterative refinement of the exposure model. The results of sensitivity analysis should be used to identify key sources of uncertainty that should be the target of additional data collection or research, to identify key sources of controllable variability that can be the focus of risk management strategies and to evaluate model responses and the relative importance of various model inputs and model components to guide model development.

Principle 7: Uncertainty analyses for exposure assessment should be documented fully and systematically in a transparent manner, including both qualitative and quantitative aspects pertaining to data, methods, scenarios, inputs, models, outputs, sensitivity analysis and interpretation of results.

⁶⁶ WHO, International Programme on Chemical Safety (IPCS): Uncertainty and Data Quality in Exposure Assessment (Part 1: Guidance Document on Characterizing and Communicating Uncertainty in Exposure Assessment; Part 2: Hallmarks of Data Quality in Chemical Exposure Assessment. IPCS Harmonization Project Document No. 6). World Health Organization, Geneva. (2008).

Principle 8: The uncertainty analysis should be subject to an evaluation process that may include peer review, model comparison, quality assurance or comparison with relevant data or independent observations.

Principle 9: Where appropriate to an assessment objective, exposure assessments should be iteratively refined over time to incorporate new data, information and methods to better characterize uncertainty and variability.

Principle 10: Communication of the results of exposure assessment uncertainties to the different stakeholders should reflect the different needs of the audiences in a transparent and understandable manner“.

Es gibt bei der Ermittlung der Strahlenexposition praktisch vier Klassen von Unsicherheiten, die von unterschiedlicher Bedeutung sind:

- Daten- und Parameterunsicherheit in Bezug auf die Inputs sowie die räumliche und zeitliche Variabilität;
- Modellunsicherheit in Bezug auf die konzeptionelle und mathematische Modellentwicklung;
- Zukunftsunsicherheit (Szenariounsicherheit) in Bezug auf die Geosphäre und Biosphäre im Nahfeld
- Externe Unsicherheiten.

Oft werden, insbesondere im Zusammenhang mit einer Sicherheitsbewertung, nur die ersten drei Kategorien berücksichtigt. Im breiteren Kontext eines Sicherheitsnachweises sind externe Unsicherheiten jedoch ebenfalls eine wichtige Überlegung, und können im Falle der Abfallentsorgung oft ein wichtiger Faktor bei der Entscheidungsfindung sein.

Externe Unsicherheiten beziehen sich auf Bedingungen und Faktoren außerhalb des Bewertungsrahmens. Beispiele für diese Art von Unsicherheiten sind unter anderem die folgenden⁶⁷:

- Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Definition von Vorschriften und Normen und den Variationen und Auslegung dieser Vorschriften und Normen,

⁶⁷ Kozak, M.W., "Decision analysis for low-level radioactive waste disposal safety assessments," *Radioactive Waste Management and Environmental Restoration*, 18, 209–223 (1994).

- Unsicherheiten in Bezug auf finanzielle und technische Ressourcen, Änderungen im Management,
- Einbeziehung von Interessengruppen und Sicherheit,
- Unwägbarkeiten in Bezug auf den Umfang des Entsorgungsprogramms und
- Unsicherheiten in Bezug auf die Einbeziehung von Stakeholdern.

Subjektive Unsicherheit wird oft als eigene Kategorie der Unsicherheit hinzugefügt. Allerdings kann die subjektive Unsicherheit als inhärenter Bestandteil jeder der Unsicherheitskategorien betrachtet werden. Sie ergibt sich

- aus der Notwendigkeit, sich aufgrund fehlender Daten auf Expertenurteile zu verlassen,
- aus mangelnden Kenntnissen über zukünftige Bedingungen und Parameterwerte (und Verteilungen) oder
- aufgrund von Aspekten des untersuchten Systems, die derzeit nicht gut verstanden werden⁶⁸.

In diesem Bericht wird die subjektive Unsicherheit innerhalb der vier Kategorien der obigen Liste behandelt.

Parameterunsicherheiten sind die Folge natürlicher und anthropogener Variabilität von Größen, die in die Ermittlung der Strahlenexposition eingehen oder die Strahlenexposition beeinflussen. Eine Vielzahl unsicherer Parameter beeinflusst die Strahlenexposition multiplikativ. Sie sind die wesentliche Ursache der Unsicherheit von radioökologischen Modellierungen und das zentrale Problem bei der Frage nach einer realistischen Ermittlung der Strahlenexposition. Aus dem Vorhandensein von Parameterunsicherheiten ergeben sich unmittelbar die Aussagen:

- Der wahre Wert der Strahlenexposition eines Individuums ist der aktuelle Wert einer Zufallsgröße, der durch die aktuellen Werte vieler anderer Zufallsgrößen bestimmt wird.
- Für ein Individuum ist die Strahlenexposition nach einer vorgegebenen Definition der Dosis eine Ergebnisgröße mit einem wohl definierten wahren Wert. Der wahre Wert

⁶⁸ IAEA, "Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities - Results of a Co-ordinated Research Project: Volume I - Review and Enhancement of Safety Assessment Approaches and Tools," IAEA-ISAM, International Atomic Energy Agency, Vienna (2004).

ist nicht zugänglich und muss durch Messungen und Modellrechnungen geschätzt werden.

- Aufgrund von Parametervariabilität gilt dies aber nicht für eine Gruppe von Individuen. In einer Gruppe liegt eine Verteilung der individuellen wahren Werte der Exposition vor. Diese Verteilung ist mit den Methoden der Radioökologie zu schätzen.
- Die effektive Dosis E ist für ein Individuum in einer bestimmten Situation eine Ergebnisgröße mit eindeutig festliegendem wahren Wert, den es zu bestimmen gilt. Die effektive Dosis E ist keine Ergebnisgröße für eine Gruppe von Individuen auch unter „gleichen Bedingungen“, da in einer Gruppe aufgrund der zufälligen Variabilität der die Exposition beeinflussenden Größen unterschiedliche Expositionen der Mitglieder der Gruppe zu erwarten sind und die Exposition daher durch eine Verteilung wahrer Werte zu beschreiben ist.

Daraus folgt, dass die realistische Ermittlung der Strahlenexposition einer Gruppe oder einer Population nur in der Ermittlung der Verteilung der Individualdosen bestehen kann; entweder durch Messung der Individualdosen oder als Ermittlung einer Wahrscheinlichkeitsverteilung der Individualdosen.

Modellunsicherheiten sind Auswirkungen vereinfachender Modellstrukturen und -ansätze sowie einer Extrapolation von Modellen über den Rahmen hinaus, in dem sie empirisch geprüft wurden (z. B. auch bei der Spezifikation von Modellen für definierte Fragestellungen und Situationen). Modellunsicherheiten sind z.B. Unsicherheiten, die der Definition der Dosisgrößen unterliegen. Sie betreffen z.B. die Gewebe- und Strahlungswichtungsfaktoren in der Definition der Effektivdosis und die Dosiskoeffizienten in den Gleichungen. In der gängigen Praxis werden diese Modellunsicherheiten im Allgemeinen nicht berücksichtigt, da die Modellparameter in Regelwerken verbindlich festgelegt sind. Jedoch liegen beispielsweise die Unsicherheiten der Inkorporationsdosisfaktoren im Bereich eines Faktors 3, weshalb die Frage berechtigt ist, ob die effektive Dosis bzw. die effektive Folgedosis eine angemessene Größe zur Beschreibung der Strahlenexposition ist⁶⁹. Die Modelle mögen fehlerhaft sein, aber per Konvention wird die Strahlenexposition mit diesem Modell ermittelt. Die Frage, ob die Definition einer Ergebnisgröße zur Beschreibung der Strahlenexposition für eine Expositionssituation sinnvoll ist, ist nicht eine Frage des Realismus der radioökologischen Modellbildung, sondern eine nach der dem Modell inhärenten Unsicherheit. Auch die

⁶⁹ ICRP, Use of dose quantities in radiological protection. ICRP Publication 147. Ann. ICRP 50(1). (2021).

Frage, ob die operationellen Größen angemessene Schätzer für die Schutzgrößen sind, ist die Frage nach einer Modellunsicherheit.

Modellunsicherheiten scheinen zu geringeren Dosisunterschieden (eine Größenordnung) zu führen als Unsicherheiten, die mit der zukünftigen Entwicklung (Zukunftsunsicherheit) des Standorts, der Expositionspfade und den Lebensgewohnheiten verbunden sind (drei Größenordnungen).

Tabelle 5: Unsicherheitenbudget allgemeiner radioökologischer Modellierungen

Unsicherheitsbeitrag	Größe der Unsicherheit
Modellunsicherheit	Faktor 10
Parameterunsicherheit	Prozentbereich bis Faktor 2
Zukunftsunsicherheit	Faktor 1000
Externe Unsicherheit	Außerhalb des Bewertungsrahmens

Die Notwendigkeit, Unsicherheiten bei der Ermittlung von Strahlenexpositionen zu quantifizieren, ergibt sich auch aus ICRP 103 und dem dort verwendeten Ansatz der Optimierung. Eine Optimierung ist generell ohne eine realistische Ermittlung der Strahlenexposition nicht möglich; im Ansatz von ICRP 103 ist Optimierung ohne Probabilistik, d. h. die Ermittlung von Wahrscheinlichkeitsdichten von Expositionen, nicht möglich.

In verschiedenen Anwendungsbereichen hat es sich als sinnvoll erwiesen, sogenannte epistemische und aleatorische Unsicherheiten zu unterscheiden. Dabei sind epistemische Unsicherheiten solche, die auf Mangel an Information begründet sind. Messunsicherheiten, Modellunsicherheiten und Unwissen fallen unter epistemische Unsicherheiten. Sie können vielfach durch verstärkte Anstrengungen der Datenbeschaffung und weitere Untersuchungen verringert werden. Aleatorische Unsicherheiten beruhen auf der natürlichen oder anthropogenen Variabilität der Werte von Eingangsgrößen und Parametern und sind Folge stochastischer Prozesse. Aleatorische Unsicherheiten sind im System selbst enthalten und können nicht durch erhöhten Untersuchungsaufwand verringert werden. Eine getrennte Behandlung epistemischer und aleatorischer Unsicherheiten in Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen kann vielfach hilfreich sein. Jedoch ist eine Unterscheidung der beiden Typen

der Unsicherheit in Bezug auf die Unsicherheit, die dem Endergebnis einer Ermittlung der Strahlenexposition zuzuordnen ist, unerheblich. Sie sind gleichwertig.

Das Management von Unsicherheiten im Rahmen der Sicherheitsbewertung der Langzeitentwicklung eines Endlagers kann mit vier Hauptkomponenten betrachtet werden⁷⁰:

- **Bewusstheit:** Unsicherheiten können nicht gemanagt werden, wenn sie nicht bekannt sind. Eine Sicherheitsbewertung und ein Safety Case sollten alle wichtigen potenziellen Unsicherheitsquellen identifizieren.
- **Wichtigkeit:** Einige Unsicherheiten haben erhebliche Auswirkungen auf den Sicherheitsnachweis, während viele andere unwichtig sind. Bevor versucht wird, Unsicherheiten zu reduzieren, muss zunächst festgestellt werden, ob die Unsicherheit eine signifikante Auswirkung auf das Gesamtergebnis und die Schlussfolgerungen der Sicherheitsbewertung hat. Dies kann durch die Verwendung von Scoping-Berechnungen und Sensitivitätsanalysen erreicht werden.
- **Verringerung:** Nachdem die Bedeutung bestimmter Unsicherheiten festgestellt wurde, können Maßnahmen ergriffen werden, um sie zu verringern. Dies ist der Schwerpunkt der Ansätze zum Management von Unsicherheiten.
- **Quantifizierung:** Die Auswirkungen von Unsicherheiten auf die endgültige Sicherheitsbewertung müssen als Teil der Dokumentation behandelt werden. Einige Unsicherheiten sind schwieriger zu quantifizieren als andere, aber es ist hilfreich, einige quantitative Überlegungen zu den wichtigsten Unsicherheiten anzustellen (Sensitivitäts- und/oder Unsicherheitsanalyse).

Die radioökologische Modellierung potenzieller Strahlenexpositionen im Falle der Endlagerung radioaktiver Abfälle stellt einen Extremfall prospektiver Ermittlungen potenzieller Strahlenexpositionen dar. Ein potenzieller Radionuklideintrag aus einem Endlager in die oberflächennahe Biosphäre kann erst in ferner Zukunft erfolgen. Für diese Zeiträume sind weder Prognosen zur zivilisatorischen Entwicklung noch zu menschlichen Verhaltensweisen und Nutzungsformen möglich. Erhebliche Ungewissheiten bestehen bei Fragen der Langzeitsicherheit hinsichtlich der Entwicklungen innerhalb des Endlagers, des Klimas, der

⁷⁰ Savage, D., The Scientific and Regulatory Basis for the Geological Disposal of Radioactive Waste, John Wiley & Sons (1995).

Standortverhältnisse und bezüglich der Entwicklung der geologischen Verhältnisse. Eine weitere Besonderheit bei der Abschätzung der Strahlenexposition in der Nachbetriebsphase eines Endlagers besteht darin, dass sich potenzielle Radionuklideinträge in die oberflächennahe Biosphäre ebenfalls über einen sehr langen Zeitraum (zehntausende und hunderttausende von Jahren) hinziehen können, so dass sich im Laufe der Zeit eine Vielzahl von Expositionsverhältnissen einstellen wird. Selbst wenn eine realistische Abschätzung der Strahlenexposition in ferner Zukunft möglich wäre, so müsste sie hier für eine Vielzahl von aufeinanderfolgenden Verhältnissen erfolgen, so dass es nicht nur eine realistische Abschätzung gäbe, sondern jeweils eine für unterschiedliche Epochen.

Aus diesen Gründen kann für den Langzeitsicherheitsnachweis keine realistische Abschätzung der Exposition erfolgen. Stattdessen erfolgt die Berechnung eines die Dosis repräsentierenden Indikators für eine repräsentative Referenzperson (bzw. für mehrere repräsentative Referenzpersonen), deren Verhaltensweise als Konvention festgelegt wird. Ebenfalls als Konvention festzulegen sind die Verhältnisse an der Erdoberfläche, d. h. die im betrachteten Zeitraum als vorherrschend anzunehmende oberflächennahe Biosphäre.

Ein Teil der Berechnung ist die Abschätzung der Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser. Da diese eine Folge von im Grundsatz bekannten natürlich ablaufenden Prozessen ist, kann auf diesen Teil der Dosisberechnung die Forderung nach einem möglichst weitgehenden Realismus erhoben werden. Bestehen hinsichtlich des Vorliegens von Systemeigenschaften bzw. des Auftretens von Prozessen, die die Systementwicklung prägen, erhebliche Unsicherheiten, sollten die Abschätzungen der Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser und die darauf aufbauenden Expositionsrechnungen für verschiedene Szenarien, die mögliche Entwicklungen repräsentieren, durchgeführt werden. Bestehen hinsichtlich der Ausprägung (d. h. des Umfangs) der Systemeigenschaften und Prozesse Unsicherheiten, so können diese durch Parameterunsicherheiten beschrieben werden. Parameter, die innerhalb des Systems eine Variabilität aufweisen und für die es die vorliegende Informations- bzw. Datenlage erlaubt, begründete Wahrscheinlichkeitsdichten abzuleiten, können im Rahmen klassischer Unsicherheitsanalysen nach GUM⁷¹ bzw. GUM Supplement 1⁷² behandelt werden.

⁷¹ Joint Committee for Guides in Metrology. Guide to the expression of uncertainty in measurement" (GUM, JCGM 100:2008). (2008).

⁷² Joint Committee for Guides in Metrology. Evaluation of measurement data. Supplement 1 to the "Guide to the expression of uncertainty in measurement" – Propagation of distributions using a Monte Carlo method (JCGM 101:2008). (2008).

Extreme konservative Überschätzungen können hier dazu führen, dass die Machbarkeit der Endlagerung generell in Frage gestellt wird. Restriktive Unterschätzungen können in der Zukunft zum Verfehlen der Schutzziele für kommende Generationen führen. Auch hier können nur beste Schätzwerte zu einer ausgewogenen Bewertung der Sicherheit eines Endlagers führen. Allerdings sind auch hier die bestehenden Unsicherheiten umfassend zu ermitteln und zu betrachten.

Um die wichtigsten Unsicherheitsquellen zu beseitigen, müssen verschiedene Techniken eingesetzt werden. Die Unsicherheit der künftigen Entwicklung des Standorts soll mit einer transparenten Methode zur Entwicklung und Begründung von Szenarien behandelt werden. Bestehende Daten- und Parameterunsicherheiten sind mittels deterministischer Sensitivitätsanalyse zu behandeln, während Modellunsicherheiten durch alternative Konzeptualisierungen und mathematischen Darstellungen des Systems behandelt werden. Subjektive Ungewissheiten sind mit Hilfe eines systematischen und transparenten Bewertungsansatzes zu behandeln, der es ermöglicht alle subjektiven Einschätzungen zu dokumentieren, zu begründen und (soweit möglich) zu quantifizieren.

Anhang A

Merkmale, Ereignisse und Prozesse (Features, Events and Processes)

FEP - Abfall und technische Barrieren

Inventar

Abfallbehälter

Boden

Decke

Verfüllung

Lagercontainer/-bunker

Radioaktiver Zerfall/Einwachsen von Tochternukliden

Wasserbewegung im Lager

Diffusiver/advektiver Transport der Radionuklide

Sorption/Desorption der Radionuklide

Degradation der Barrieren

Chemische Stoffe, die die Barrierenwirkung reduzieren

Biologische Stoffe/Bakterien, die die Barrierenwirkung reduzieren

Gasbildung

Transport flüchtiger Stoffe

Standort

Eindringen von Pflanzen/Tieren

Klimatische Bedingungen (Temperatur, Niederschlag, Grundwasser,...)

Hydrologie des Standorts

Transport im Grundwasser

Geologie des Standortes

Standort

Erosion

Erdbeben

Menschliche Aktivitäten

Überwachung

Bautätigkeiten

Landwirtschaft

Ernährungsgewohnheiten

Archäologie

Grundwassererkundung

Bodenschätzerkundung

Andere industrielle Tätigkeiten

Externe Ereignisse

Geologische Prozesse

Klimaänderung

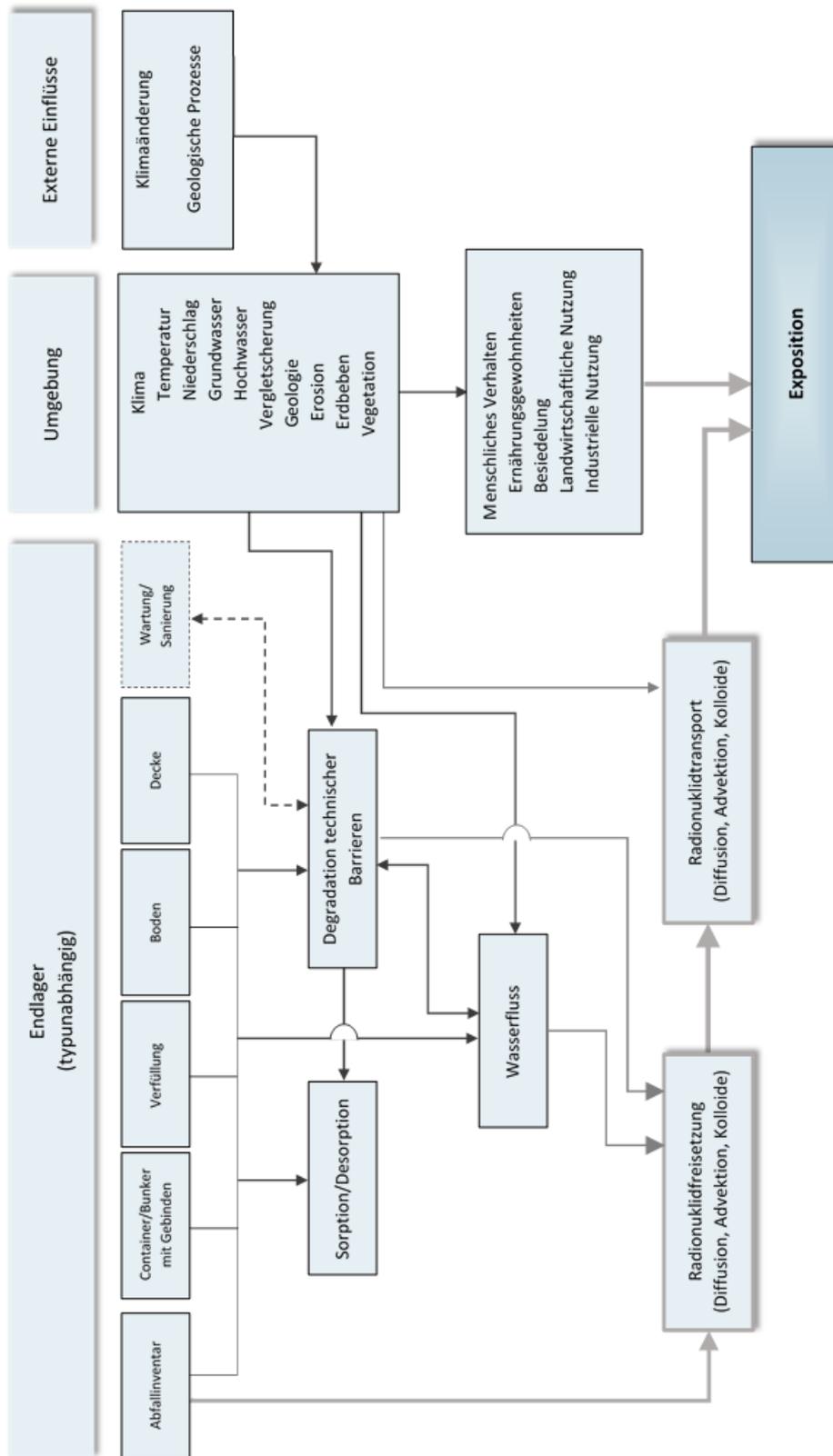


Abbildung 3: FEP-Diagramm Freisetzung in die wässrige Phase

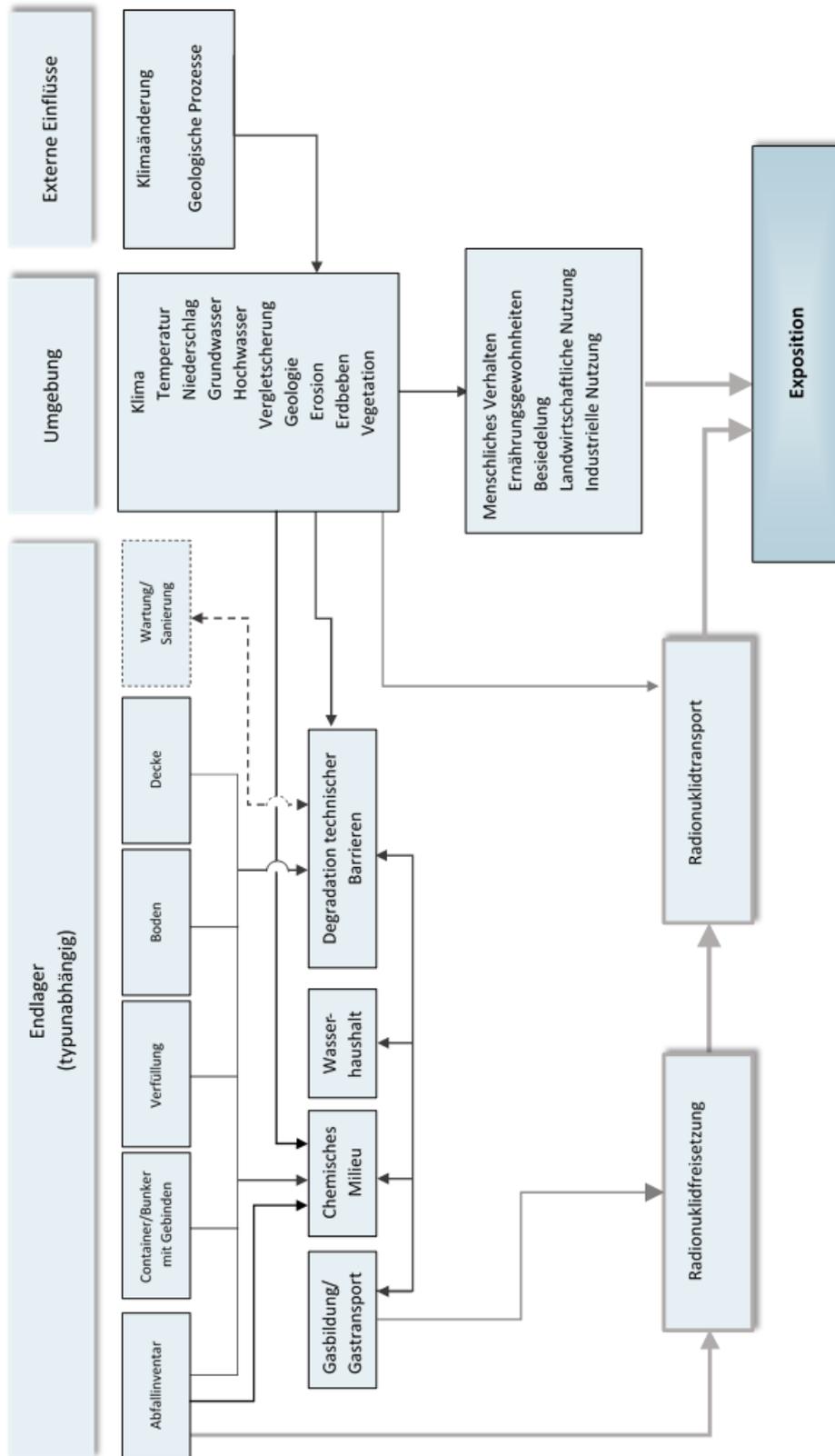


Abbildung 4: FEP-Diagramm Freisetzung in die Gasphase

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Relevante Radionuklide für das Standardszenario Grundwasserpfad	23
Tabelle 2: Relevante Radionuklide für das Alternativszenario Ausbreitung Luftpfad	24
Tabelle 3: Verdünnung freigesetzter Radionuklide in Luft mit der Entfernung.....	33
Tabelle 4: Typische Werte der effektiven Reichweite von Radon in verschiedenen Materialien zusammengestellt nach (NEA, 1987).....	37
Tabelle 5: Unsicherheitenbudget allgemeiner radioökologischer Modellierungen	53

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Darstellung eines einfachen Kompartimentmodells	18
Abbildung 2: Transfer einer Stoffmenge durch ein Kompartiment	20
Abbildung 3: FEP-Diagramm Freisetzung in die wässrige Phase.....	59
Abbildung 4: FEP-Diagramm Freisetzung in die Gasphase.....	60

Literaturverzeichnis

Albinson, Y., Anderson, K., Börjesson, S., und Allard, B.: Diffusion of radionuclides in concrete/bentonite systems, SKB 93-29, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Stockholm, Sweden. (1993).

Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 der Strahlenschutzverordnung (Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder Einrichtungen), seit 31. Dezember 2018 außer Kraft

Allgemeine Verwaltungsvorschrift zur Ermittlung der Exposition von Einzelpersonen der Bevölkerung durch genehmigungs- oder anzeigebedürftige Tätigkeiten (AVV Tätigkeiten) vom 8. Juni 2020

ARGONNE NATIONAL LABORATORY User's Guide to Resrad. <ftp://ftp.ead.anl.gov/pub/resrad/users.pdf>, (2000).

Baird, R. D., et al.: Design and Cost Methodologies for Low Level Waste Disposal Facilities, Electric Power Research Institute report NP-5745M, (1987).

Barthel R, Thierfeldt S.: Vergleichende Betrachtung der probabilistischen, stochastischen und deterministischen Modellierung von Expositionen im Hinblick auf die Belastbarkeit des Modellergebnisses und die Anforderungen an die Qualität der Eingangsdaten. Endbericht zum Vorhaben FKZ: 3609S50002. (2012).

BfS: Berechnungsgrundlagen zur Ermittlung der Strahlenexposition infolge bergbaubedingter Umweltradioaktivität (Berechnungsgrundlagen – Bergbau), urn:nbn:de:0221-20100329966, Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter. (2010).

BIOMOVS II: Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories, Final Report of the Complementary Studies Working Group, BIOMOVS II Technical Report No. 12, Published on behalf of the BIOMOVS II Steering Committee by the Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm (1996).

BMWFJ: Qualitätssicherung in der Luftschadstoff-Ausbreitungsrechnung 2012, Technische Grundlage, Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort Stubenring 1, 1010 Wien Wien. (2012)

BMWFJ: Technische Grundlage zur Berechnung und Beurteilung von Immissionen im Nahbereich kleiner Quellen (Technische Grundlage Ausbreitungsrechnung), Bundesministerium für Digitalisierung und Wirtschaftsstandort Stubenring 1, 1010 Wien Wien. (2012).

Brielmann, H., Formanek, C., Humer, F., Wemhöner, U., Grundwasseralter in Österreich, Mittlere Verweilzeiten in ausgewählten Grundwasserkörpern, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien. (2022).

Brielmann, H., Wemhöner, U. und Humer, F. (UBA); R. Philippitsch, R. (BMLFUW), Grundwasseralter in ausgewählten Wasserkörpern – Bericht 2014-2015, BÖHMISCHE MASSE, HÜGELLAND ZWISCHEN MUR UND RAAB, LAFNITZTAL, MITTLERES ENNSTAL, STOOBERBACHTAL, WESTSTEIRISCHES HÜGELLAND, ZENTRALZONE, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien. (2016).

Clarke R. H.: A model for short and medium range dispersion of radionuclides released to the atmosphere, Chilton, NRPB-R91, (London, HMSO). (1979).

Fischer-Appelt, K., Baltés, B., Buhmann, D., Larue, P.J., Mönig, J., Synthesebericht für die VSG: Bericht zum Arbeitspaket 13, Köln. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, (2013).

GRS: ARTM Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell mit der graphischen Benutzeroberfläche GO-ARTM, Programmbeschreibung zu Version 2.8.0 (GO-ARTM Version 2.0), Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, (2015).

GRS: ARTM Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell mit Radon Postprozessor und SBG-Modul, Modellbeschreibung zu Version 2.8.0, Programmbeschreibung zu Version 2.8.0 (GO-ARTM Version 2.0), Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, (2015).

GRS: Erweiterung und Validierung von ARTM für den Einsatz als Ausbreitungsmodell in AVV und SBG, Forschungsvorhaben 3608S05005, GRS-A-3637, Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, (2012).

Huyakorn, P.S., Kool, J. B., Robertson, J.B.: Documentation and User's Guide: VAM2D - Variably Saturated Analysis Model in Two Dimensions, NUREG/CR-5352, HGL/89-01, (1989).

Huyakorn, P.S., White, H.O. JR., Kool, J.B., Buckley, J. E.: VAM2DH – A Variably Saturated Flow and Transport Analysis Model in 2-Dimensions: Documentation and User's Manual Version 1.0, HydroGeoLogic, Inc., Herndon, Virginia (1988).

IAEA: Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. IAEA Safety Report Series No. 19. International Atomic Energy Agency, Vienna.(2001).

IAEA: Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, Volume 1 Review and enhancement of safety assessment approaches and tools, International Atomic Energy Agency, Vienna. (2004).

ICRP, Dose coefficients for external exposures to environmental sources. ICRP Publication 144. Ann. ICRP 49(2).(2020)

ICRP, Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste. ICRP Publication 77. Ann. ICRP 27 (S). (1997).

ICRP, Use of dose quantities in radiological protection. ICRP Publication 147. Ann. ICRP 50(1). (2021).

ICRP. 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (Users Edition). ICRP Publication 103 (Users Edition). Ann. ICRP 37 (2-4).(2007).

ICRP. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.)(2012).

ICRP: 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Annals of the ICRP, Vol. 21 No. 1-3, International Commission on Radiological Protection (ICRP), ISBN 13: 978-0-08-041144-6, (1991).

ICRP: Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public. ICRP Publication 101a. Ann. ICRP 36 (3).International Commission on Radiological Protection (ICRP). (2006).

ICRP: Radiation detriment calculation methodology. ICRP Publication 152. Ann. ICRP 51(3). International Commission on Radiological Protection (ICRP). (2022).

ICRP: The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103, Annals of the ICRP Volume 37(2-4). International Commission on Radiological Protection (ICRP). ISBN 13: 978-0-7020-3048-2. Elsevier. (2007).

Jacques, D., Perko, J., Seetharam, S., Govaerts, J., & Mallants, D.: Modelling Long-Term Evolution of Cementitious Materials Used in Waste Disposal (IAEA-TECDOC-CD--1701(Companion CD)). International Atomic Energy Agency. (2013).

Janicke, U., et al.: Weiterentwicklung eines diagnostischen Windfeldmodells für den anlagenbezogenen Immissionsschutz (TA Luft), Abschlussbericht zum UFOPLAN Forschungsvorhaben 20343256. Berlin: Ingenieurbüro Janicke, Dunum im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2004

Joint Committee for Guides in Metrology. Evaluation of measurement data. Supplement 1 to the "Guide to the expression of uncertainty in measurement" – Propagation of distributions using a Monte Carlo method (JCGM 101:2008). 2008.

Joint Committee for Guides in Metrology. Guide to the expression of uncertainty in measurement" (GUM, JCGM 100:2008). (2008)los, R.A., Müller-Lemans, H., Van Dorp, F., Gribi, P.: TAME – The Terrestrial Aquatic Model of the Environment: Model definition, PSI Ber. 96-18, Paul Scherrer Institut, October (1996).

Kralik, M., Brielmann, H., Humer, F., Wemhöner, U., Grundwasseralter in ausgewählten Wasserkörpern – Bericht 2010-2014, EFERDINGER BECKEN, HÜGELLAND RABNITZ, IKVATAL, INNTAL, SEEWINKEL, STREMTAL, SÜDL. WR. BECKEN, TULLNER FELD, UNTERES MURTAL, VÖCKLA-AGER-TRAUN-ALM, WEINVIERTEL, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien. (2014).

Kralik, M., Wentner, F., H., Humer, F., Scheidleder, A., Grath, Johannes, Grundwasseralter ausgewählter Grkörpers, 2009/2010 Grazer Feld, Jauntal, Leibnitzer Feld, Rheintal, Unteres Salzbachtal, Wulkatal. AZ: BMLFUW-UW.3.1.4/0176-VII/1/2008 PN: 3488 , Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien. (2011).

Kozak, M.W., "Decision analysis for low-level radioactive waste disposal safety assessments," *Radioactive Waste Management and Environmental Restoration*, 18, 209–223 (1994).

Murphy, B.L.: *Dealing with Uncertainty in Risk Assessment: Vol.4, No 3*, pp 685–699, (1998).

Napier, B.A., et al.: GENII - The Hanford Environmental Radiation Dosimetry Software System, Volume 2: Users Manual, PNL-6584, UC-600, November, (1988).

NCRP: Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water, and Ground. NCRP Report No. 123 (1–2). National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland. (1996).

NEA: Cementitious Materials in Safety Cases for Radioactive Waste: Role Evolution and Interactions, Radioactive Waste Management Committee, Nuclear Energy Agency, NEA/RWM/R(2012)3/REV 260. (2012).

NEA: PSAC User Group, PSACOIN Level E Intercomparison, NEA/OECD, (1989).

NEA: PSACOIN Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris. (1993).

NEA: Shallow Land Disposal of Radioactive Waste, Reference Levels for the Acceptance of Long-Lived Radionuclides. A Report by an NEA Expert Group, Nuclear Energy Agency, OECD, Paris. (1987).

Nuclear Engineering Seibersdorf GmbH: Studie für den Entsorgungsbeirat zum Thema Inventar radioaktiver Abfälle, Bericht Nr.:2022/015. (2022).

Oldenburg, C.M., Pruess, K., EOS7R: Radionuclide Transport for TOUGH2, Report LBL-34868, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, Ca, (1995).

ÖNORM M 9440:1996 11 01 Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre - Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen

ÖNORM M 9445:2003 08 01 Immissionen von Luftschadstoffen – Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und der mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung

PRADO, P.: User's Manual for the GTM-1 Computer code , CIEMAT, ITN, EUR 13925 EN, February (1991).

Pruess, K., Finsterle, S., Moridis, G., Oldenburg, C., Wu, Y.S.: General-Purpose Reservoir Simulators: The TOUGH2 Family, GRC Bulletin, pp. 53 - 57, February 1997. (also: Lawrence Berkeley National Laboratory Report LBL-40140), (1997).

Pruess, K.: TOUGH2, A General-Purpose Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Flow, Report LBL-29400, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, Ca, (1991).

QUANTISCI, QUINTESSA, AMBER 4.3 Release Note. QuantiSci Report QSL-5046A-5, Version 1.0, QuantiSci Limited, Culham (2000).

RIP - Integrated Probabilistic Simulator for Environmental Systems, Golder Associates, (1998).

Rood, A.S.: GWSCREEN: A Semi-Analytical Model for Assessment of the Groundwater Pathway from Surface or Buried Contamination: Theory and Users Manual Version 2.5. INEL/EXT-98-00750, Rev 1, (1999).

Rühm, W.: The ICRP System of Radiological Protection – What Comes Next, HERBERT M. PARKER FOUNDATION LECTURE SERIES, 2. Nov. 2022, (2022).

Savage, D., The Scientific and Regulatory Basis for the Geological Disposal of Radioactive Waste, John Wiley & Sons (1995).

Shuman, R., et al.: Performance Assessment of Low-Level Waste Disposal Facilities, Electric Power Research Institute report NP-5745M, (1988).

Shuman, R., Rogers, V. C., Chau, N., and Merrell G. B.: The BARRIER Code: A Tool for Estimating the Long term Performance of Low-Level Radioactive Waste Disposal Facilities, User's Manual, Electric Power Research Institute report NP-6218-CCML.(1989).

Simmonds J.R., Lawson G., Mayall A.: Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment, Radiation Protection 72, European Commission Report EUR 15760 EN, (1995).

SSK: Ermittlung der Strahlenexposition, Empfehlungen der Strahlenschutzkommission. Verabschiedet in der 263. Sitzung der Strahlenschutzkommission am 12. September 2013, Geschäftsstelle der Strahlenschutzkommission, D-53048 Bonn. (2013)

Sullivan, T.M.: DUST Data Input Guide, Brookhaven National Laboratory, Upton, New York, (1992).

Sullivan, T.M.: DUST-MS Instruction Guide. Brookhaven National Laboratory, Upton, New York (1997).

Tschurlovits, M., Taghizadegan, R., Engelbrecht, R.: Handling Uncertainty and Variability in Risk Communication. Proc. IRPA 11, Madrid. International Radiation Protection Association (2004).

Umweltbundesamt: Leitfaden UVP und IG-L. Umgang mit Überschreitungen von Immissionsgrenzwerten von Luftschadstoffen in UVP Verfahren. Überarbeitete Version 2007, BE-274, Wien, 73 S. (2007)

UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Vol. I. Sources. ANNEX A. Dose assessment methodologies. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. New York, United Nations.(2000).

VDI 3945 Blatt 3: Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell

WHO: International Programme on Chemical Safety (IPCS): Uncertainty and Data Quality in Exposure Assessment (Part 1: Guidance Document on Characterizing and Communicating Uncertainty in Exposure Assessment; Part 2: Hallmarks of Data Quality in Chemical Exposure Assessment. IPCS Harmonization Project Document No. 6). World Health Organization, Geneva. (2008).

Abkürzungen

FEP	Features, Events and Processes (Merkmale, Ereignisse und Prozesse)
IAEA	International Atomic Energy Agency - Internationale Atomenergie-Organisation
ICRP	International Commission on Radiological Protection



Österreichischer Beirat für die Entsorgung radioaktiver Abfälle

kontakt@entsorgungsbeirat.gv.at

entsorgungsbeirat.gv.at