

Anwendung und Weiterentwicklung von Modellen für Endlagersicherheitsanalysen auf die Freigabe radioaktiver Stoffe zur Deponierung

Abschlussbericht

Anwendung und Weiterentwicklung von Modellen für Endlagersicherheitsanalysen auf die Freigabe radioaktiver Stoffe zur Deponierung

Abschlussbericht

Andreas Artmann
Jürgen Larue
Holger Seher
Dietmar Weiß

August 2014

Anmerkung:

Das diesem Bericht zugrunde liegende FE-Vorhaben 3610 S 50004 wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) durchgeführt.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Auftragnehmer.

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

Deskriptoren:

Barrierewirksamkeit, Bauschutt, Freigabe, oberflächennahe Deponierung, Transportrechnung, ungesättigte Bodenzone

Inhalt

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | Einleitung | 1 |
| 1.1 | Voraussetzungen | 1 |
| 1.2 | Planung und Ablauf..... | 2 |
| 2 | Stand von Wissenschaft und Technik zu Beginn des Vorhabens | 5 |
| 3 | Auswahl und Identifikation von Modellen und Rechencodes sowie Definition von Randbedingungen | 7 |
| 3.1 | Rechtliche Vorgaben zum Zeitrahmen einer Deponienachsorge..... | 8 |
| 3.1.1 | Rechtliche Voraussetzungen für eine Entlassung aus der Nachsorge | 9 |
| 3.1.2 | Ableitung von Zeiträumen für die Entlassung von Abfalldeponien aus der Nachsorge..... | 10 |
| 3.2 | Begrenzung auf langlebige Radionuklide, die für Szenarien nach Wegfall der aktiven institutionellen Kontrolle (AIK) relevant sind | 12 |
| 3.3 | Auswahl von Rechencodes | 14 |
| 3.3.1 | SiWaPro DSS..... | 14 |
| 3.3.2 | BoWaHald | 15 |
| 3.3.3 | HELP | 15 |
| 3.3.4 | HYDRUS | 16 |
| 3.3.5 | SPRING | 16 |
| 3.3.6 | Eignung der Rechencodes | 17 |
| 4 | Eignungsprüfung herkömmlicher Deponiemodelle für längere Betrachtungszeiträume | 19 |
| 4.1 | Aufbau eines Deponiemodells zum Schadstoffaustrag..... | 19 |
| 4.2 | Darstellung des Deponiekörpers im Programm SPRING..... | 21 |
| 4.3 | Berechnung der Sickerwassermenge | 22 |
| 4.4 | Stoffliches Inventar des Deponiekörpers | 24 |
| 4.5 | Rückhaltmechanismen der Schadstoffe..... | 25 |
| 4.6 | Two-Site-Model | 26 |
| 5 | Eignungsprüfung von Modellen der Langzeitsicherheitsanalyse | 29 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 5.1 | Aufbau eines Regionalmodells zum Schadstofftransport..... | 29 |
| 5.2 | Modellierung der Freisetzung von Schadstoffen aus einer Deponie und Ausbreitung mit dem Grundwasser | 30 |
| 5.2.1 | Auslaugung von Schadstoffen aus Abfällen und Ausbreitungsmechanismen im Gebirge | 32 |
| 5.2.2 | Hydraulik und Transport der Radionuklide im Untergrund der Deponie.... | 33 |
| 6 | Ergebnisse der Modellierung der Schadstofffreisetzung und des Transports sowie Berechnung der Strahlenexposition..... | 35 |
| 6.1 | Modellierung der Freisetzung mit SiWaPro DSS | 35 |
| 6.2 | Modellierung der Freisetzung mit SPRING | 37 |
| 6.3 | Gasbildung | 37 |
| 6.4 | Ergebnisse der Modellrechnungen mit SiWaPro DSS | 38 |
| 6.4.1 | Zeitlicher Verlauf von Konzentration und Fracht | 38 |
| 6.4.2 | Freisetzung von Uran..... | 45 |
| 6.4.3 | Freisetzung von Sr-90..... | 50 |
| 6.4.4 | Freisetzung von Plutonium..... | 52 |
| 6.4.5 | Freisetzung von Ni-63 | 54 |
| 6.4.6 | Freisetzung von Cs-134, Cs-137 und Am-241 | 55 |
| 6.5 | Modellrechnungen zur Schadstoffausbreitung mit SPRING | 56 |
| 6.6 | Diskussion der Ergebnisse..... | 65 |
| 6.6.1 | Freisetzung aus Deponien unterschiedlicher Deponieklassen..... | 69 |
| 6.6.2 | Ableitung von Ergebnissen für eine Deponie der Klasse DK II | 70 |
| 7 | Ermittlung der Strahlenexposition | 73 |
| 7.1 | Methodik..... | 73 |
| 7.2 | Zusätzliche Strahlenexposition durch U-238..... | 74 |
| 7.3 | Zusätzliche Strahlenexposition durch Sr-90..... | 76 |
| 7.4 | Zusätzliche Strahlenexposition durch Ni-63..... | 76 |
| 7.5 | Zusätzliche Strahlenexposition durch Pu-238 und Pu-239/240 | 77 |
| 7.6 | Gesamtexposition aus dem „Hausbrunnenszenario“ für langlebige Radionuklide aus dem Nuklidvektor für Feststoffe aus dem KKW Kahl.... | 79 |

| | | |
|----------|------------------------------------|-----------|
| 8 | Zusammenfassung | 81 |
| | Literaturverzeichnis..... | 85 |
| | Abbildungsverzeichnis | 91 |
| | Tabellenverzeichnis..... | 95 |

1 Einleitung

Ziel des Forschungsvorhabens „Anwendung und Weiterentwicklung von Modellen für Endlagersicherheitsanalysen auf die Freigabe radioaktiver Stoffe zur Deponierung“ war mit Hilfe langzeitsicherheitsanalytischer Modelle aus dem Bereich der Endlagerung radioaktiver Abfälle unter Einbeziehung deponiespezifischer Simulationsprogramme, die aus der unwissentlichen Nutzung eines Deponiekörpers mit radioaktiven Reststoffen resultierende Strahlenexposition von Einzelpersonen der Bevölkerung für verschiedene Szenarien zu berechnen. Unter Berücksichtigung dieses „Human Intrusion Scenarios“ sollte ermittelt werden, ob das 10 μSv -Kriterium zur Beseitigung freigegebener radioaktiver Stoffe auf Deponien langfristig eingehalten werden kann.

1.1 Voraussetzungen

Die 2001 novellierte Strahlenschutzverordnung /VUE 01/ legt im § 29 Abs. 1 die Anforderungen an die Freigabe auf der Grundlage des § 2 Abs. 2 Satz 1 Nr. 2 Atomgesetz fest. Hiernach kann bei einem Stoff, der im Rahmen einer genehmigungspflichtigen Tätigkeit nach dem Atomgesetz oder nach einer auf Grund des Atomgesetzes erlassenen Rechtsverordnung angefallen ist, die Aktivität oder Aktivitätskonzentration als unbedenklich außer Acht gelassen werden, wenn dieser die in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Freigabewerte unterschreitet und in einem Verwaltungsakt durch die zuständige Behörde freigegeben worden ist.

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

Anders als in den in Überarbeitung befindlichen IAEA BSS (Draft Safety Requirements DS 379) /IAEA 10/ empfohlen, sieht die StrlSchV detaillierte Regelungen zu den möglichen Freigabewerten vor, die zu Freigabewerten führt, die von den Freigrenzen erheblich abweichen können. Die StrlSchV unterscheidet dabei im § 29 grundsätzlich zwischen uneingeschränkter und beschränkter Freigabe. In der aktuellen Empfehlung der

deutschen Strahlenschutzkommission (SSK) /SSK 06/ soll für eine beschränkte Freigabe von radioaktiven Stoffen zur Beseitigung das o. g. Schutzziel durch die Begrenzung der nuklidspezifischen Aktivitätskonzentrationen für Deponien bzw. Müllverbrennungsanlagen erreicht werden.

1.2 Planung und Ablauf

Ausgehend von dem oben beschriebenen Gesamtziel wurden im Rahmen dieses Forschungsvorhabens Einzelziele definiert und in Arbeitspakete umgesetzt. Die Arbeitspakete wurde sukzessive bearbeitet und die Ergebnisse der einzelnen Pakete in Fachberichten /GRS 11/, /GRS 13/, /LAR 11/, /SEH 11/, /SEH 13/ dargestellt. Folgende Arbeiten wurden durchgeführt:

- a) Modellauswahl und Definition von Randbedingungen mit
 - Analyse der für die Berechnung der Freigabewerte nach SSK verwendeten Modellstruktur und Szenarien hinsichtlich Konservativität und Variabilität.
 - Herausnahme solcher Radionuklide aus der Nuklidliste (Anlage III StrlSchV), die aufgrund ihrer physikalischen Halbwertszeit unter dem Langzeitaspekt nicht zu nennenswerten Dosen führen können.
 - Identifikation und Auswahl von im Zusammenhang mit der Langzeitsicherheitsanalyse bei Endlagerung radioaktiver Stoffe in geologischen Formationen entwickelten und angewendeten Modelle und Rechencodes, die für die vorliegende Aufgabenstellung verwendet werden können.
 - Berücksichtigung international anerkannter und angewendeter Modelle und Rechencodes, z. B. der Rechencode-Sammlung „RESRAD“ (USA) und des Rechencodes „GOLDSIM“ (UK).
 - Auswahl und Eignungsprüfung von Deponie- und Wasserhaushaltsmodellen, wie „BOWAHALD“ und Sickerwasser-Prognosemodellen, wie „SiWaPro DSS“ und Vergleich mit den ausgewählten Modellen und Rechencodes zur Endlagerung.

- b) Überprüfung der bisher angewandten Modelle für die aus der konventionellen Abfallbeseitigung relevanten Betrachtungszeiträume bis maximal einige Hundert Jahre insbesondere im Hinblick auf die unterschiedlichen Anforderungen an die

Barrierenwirksamkeit und die Auslaugbarkeit von Schadstoffen aus Abfällen für Deponien der Klassen I bis III.

- c) Eignungsprüfung und Anpassung der im Zusammenhang mit der Endlagerung radioaktiver Stoffe in geologischen Formationen entwickelten und angewendeten Modelle und Rechencodes, die nicht direkt auf oberirdische Deponien übertragbar sind, unter Verwendung von Informationen und Daten aus entsprechenden komplexen Datenbanken (z. B. Sorptionskennwerte).

Aufgrund der mit der Revision 2 vom 24.10.2012 beantragten und vom Auftraggeber bestätigten Neuausrichtung des Vorhabens auf die Bewertung der Langzeitsicherheit sogenannter „Strahlenschutzdeponien“ wurde die ursprüngliche Aufgabenstellung bezüglich der Berechnung der Strahlenexposition von Personen der Bevölkerung für Szenarien, die auf einer unwissentlichen Nutzung der Deponien basieren und u. a. den Aufenthalt auf dem Deponiekörper oder dessen Nutzung zur Nahrungserzeugung, die Direktingestion von Boden durch spielende Kinder oder die Gewinnung von Trinkwasser aus Brunnen betreffend, zurückgestellt. Die Aktualisierung betraf sowohl die Szenarienauswahl als auch die Definition von Modellparametern und Randbedingungen primär für „Strahlenschutzdeponien“ und, soweit im Rahmen des Vorhabens leistbar, die „Abklinglagerung auf Betriebsgelände“. Mit der vorgeschlagenen Neuausrichtung der Projektziele mussten weitere bzw. geänderte Modellstrukturen und Randbedingungen formuliert werden, und zwar für

- die gesamte „Strahlenschutzdeponie“ in Relation zu den technischen Anforderungen an eine Abfalldeponie aller drei Deponieklassen,
- die Definition der Modellstruktur und Randbedingungen für eine einer Bau-schuttdeponie (DK0) vergleichbaren „Strahlenschutzdeponie“ unter Berücksichtigung neuer Erkenntnisse zum Auslagverhalten von Radionukliden aus Beton sowie
- die Modellierung der Ausbreitung von Radionukliden im Untergrund bei „Abklinglagerung“ von VLLW auf dem KKW Betriebsgelände über einen noch zu definierenden Zeitraum.

Die gravierendsten fachlichen Änderungen ergaben sich aufgrund der Neuausrichtung der Projektziele in Bezug auf die „Simulation der Schadstofffreisetzung und des Transports mit dem Grundwasser über lange Zeiträume“ und der notwendigen Neudefinition

des Quellterms für „Strahlenschutzdeponien“ und „Abklinglagerung auf Betriebsgelände“.

2 Stand von Wissenschaft und Technik zu Beginn des Vorhabens

Die international zunehmenden Aktivitäten beim Rückbau kerntechnischer Anlagen erfordern notwendige Regelungen zur Freigabe geringfügig radioaktiver Stoffe für eine uneingeschränkte Freigabe bzw. eine beschränkte Freigabe zur Beseitigung durch Deponierung oder Verbrennung. International weitgehend anerkannte Grundlage hierfür ist das de-minimis-Konzept der IAEA „Principles for the Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control“ /IAEA 88/, welches für Personen der Bevölkerung eine Dosisbegrenzung von einigen 10 μSv pro Kalenderjahr – nach Auslegung in Deutschland im Bereich von 10 $\mu\text{Sv/a}$ – für solche Stoffe vorsieht, die keiner Strahlenschutzüberwachung mehr unterliegen.

Weitere aktuelle Aktivitäten der IAEA betreffen die Aktualisierung der Klassifikation von radioaktiven Abfällen (Classification of Radioactive Waste; General Safety Guide No. GSG-1) /IAEA 09/. Darin sind u. a. Empfehlungen zur Abgrenzung zwischen „Exempt Waste“ und „Very Low Level Waste“ enthalten. Hierzu wurden Richtwerte der spezifischen Aktivität ebenfalls auf Grundlage des de-minimis-Konzepts abgeleitet und die „exempt waste (EW)“ müssen die Kriterien für „clearance“, „exemption“ oder „exclusion“ erfüllen (Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance. Safety Standard Series No. RS-G-1.7, 2004) /IAEA 04/. Der „very low level waste“ (VLLW) hingegen bleibt unter – wenn auch geringfügiger – radiologischer Überwachung und kann zusammen mit anderen toxischen Abfällen auf oberirdischen Deponien (landfill disposal) abgelagert werden. In diesem Punkt unterscheidet sich die deutsche Vorgehensweise dahingehend, dass nach deutschem Recht (StrlSchV) zur Beseitigung auf Deponien entlassene radioaktive Stoffe keiner weiteren Überwachung unterliegen, d. h. es gibt in Deutschland keine Abfalldeponien vom „landfill type“ für VLLW. Das deutsche Freigabekonzept erfordert folglich ein hinreichend konservatives Vorgehen und eine sorgfältige Auswahl der Parameter und Randbedingungen des radiologischen Modells bei der Herleitung der Grenzwerte sowohl für die uneingeschränkte Freigabe als auch für die Freigabe von Stoffen zur Beseitigung, um das 10 μSv -Kriterium sicher und ohne weitere Überprüfung langfristig einhalten zu können.

Die Freigabewerte für die Beseitigung in der Anlage III Spalte 9 der StrlSchV wurden auf Grundlage eines von Poschner und Schaller 1995 entwickelten radioökologischen Modells /BFS 95/ hergeleitet. Darin werden die Expositionen durch äußere Gamma-

strahlung, Staubinhalation und der Wasserpfad über das sog. „Privatbrunnenszenarium“ für im Umfeld einer Deponie oder MVA lebende Bevölkerung bzw. die Exposition des Personals infolge Direktstrahlung und Staubinhalation ermittelt. Zwischenzeitlich haben sich die Randbedingungen in Bezug auf neuere Vorgaben des Abfallrechts und der Stand der Deponietechnik geändert. Daraus ergaben sich spezifische Anforderungen an den Betrieb von Deponien und Entsorgungsanlagen (geänderte Arbeitsabläufe, Abfall-Vorbehandlung etc.), die Einfluss auf die Dosisberechnung haben. Gegenüber dem ursprünglichen Modell in /BFS 95/ wird als weiterer Expositionspfad für das Personal die „Direktingestion“ berücksichtigt, während für Personen der Bevölkerung die „Beta-Submersion“ nicht mehr betrachtet wird. Unter Berücksichtigung dieser neuen Randbedingungen und bei Anwendung der altersgruppenabhängigen Dosiskoeffizienten der Strahlenschutz-Grundnormen der EU hat die Strahlenschutzkommission (SSK) auf ihrer 214. Sitzung am 23. Februar 2007 die Empfehlung zur „Freigabe von Stoffen zur Beseitigung“ /SSK 06/ gebilligt und anschließend herausgegeben. Das für die Herleitung der Freigabewerte nach SSK-Empfehlung verwendete Modell berücksichtigt allein die sich aus den verschiedenen Betriebsphasen ergebenden Szenarien und Expositionspfade. Zustände und Eigenschaften des Deponiekörpers, der Abdeckung und des Untergrundes in der Nachbetriebsphase über Zeiträume größer als 300 Jahre bleiben unberücksichtigt. Außerdem ist das Teilmodell zur Ermittlung der Radionuklidenausbreitung über das Grundwasser nach wie vor „statisch“ in Bezug auf die Schadstofffreisetzung und -ausbreitung. Es berücksichtigt keine zeitlichen Änderungen der geochemischen Verhältnisse in der Deponie und deren Auswirkung auf das Auslaugverhalten der Radionuklide und auch keine unterschiedlichen Anforderungen an die Barrierenwirksamkeit und an die Auslaugbarkeit von Schadstoffen aus den Abfällen für die drei berücksichtigten Deponieklasse (DK I – DK III).

Für die ursprünglich vorgesehene Berücksichtigung eines „Human Intrusion Szenarios“ ist mit Bezug auf die ablaufenden geochemischen und hydrochemischen Prozesse und Verhältnisse, die im Zusammenhang mit der Konsolidierung der Deponie über wenigstens 300 Jahre stehen, der o. g. Ansatz des „Deponiemodells“ nicht geeignet. Für solche Fragestellungen, die primär auf die Langzeitsicherheitsanalysen bei Endlagern für radioaktive Abfälle in geologischen Formationen entwickelt wurden, verfügt die GRS über Modelle und Rechencodes, die den internationalen Stand von Wissenschaft und Technik repräsentieren. Relevante Leistungen zu dieser Thematik wurden bis zur Änderung der Zielsetzung erbracht und im Bericht /GRS 11/ dokumentiert (siehe Kapitel 3.1).

3 Auswahl und Identifikation von Modellen und Rechen-codes sowie Definition von Randbedingungen

Basis für eine Bewertung der Barrierenwirksamkeit, welche die Auslaugung von Schadstoffen aus Abfällen und die Ausbreitungsmechanismen im Gebirge mittels numerischer Simulationsprogramme (Programm-codes) betrachtet, sind fundierte Standortkenntnisse z. B. der Deponie und des geologischen Untergrundes, in dem die Deponie eingebettet ist. Darüber hinaus ist das Konzept der Deponie (Gestaltung der Ablagerung radioaktiver Stoffe, Vorgabe von Inventarcharakteristika, Strategie der Ablagerung) von Bedeutung. Wesentliche Standorteigenschaften sind das Isolationspotential, die Gesteinseigenschaften und die hydrogeologisch-hydrochemischen Eigenschaften. Die Bewertung der Langzeitphase stützt sich auf Langzeitprognosen mit dem Ziel, die zeitliche Entwicklung der Standorteigenschaften im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Wirksamkeit des Barriersystems abzuschätzen. Zur Beurteilung der Langzeitphase nach Deponierung der freigegebenen radioaktiven Stoffe müssen die sich gegebenenfalls ändernden Standorteigenschaften dahingehend bewertet werden, ob der sichere Einschluss des radioaktiven und chemisch-toxischen Inventars über die geforderte Zeit erhalten bleibt. Eine Sicherheitsanalyse für eine Deponie selbst gliedert sich in zwei Teile:

- Eine Langzeitprognose auf der Basis des Istzustandes und einer ungestörten Entwicklung des Standortes mit Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen der maßgeblichen Modellparameter.
- Eine Sicherheitsanalyse der Langzeitphase auf der Basis einer Zustandsänderung der Anlage oder des Standortes über eine Szenarienanalyse (inkl. Bewertung von Einleitungsereignisse und Risikoabschätzungen).

Bei der Adaption dieser beiden aus der Langzeitsicherheitsbetrachtung von Endlager radioaktiver Abfälle stammenden Instrumente auf die Bewertung des Langzeitverhaltens einer Deponie nach Einlagerung freigegebener radioaktiver Stoffen wird über eine Konsequenzenanalyse (Berücksichtigung der radiologischen Relevanz) und einen Vergleich der Ergebnisse mit Kriterien, Grenzwerten und Sicherheitsindikatoren die Sicherheit der eingelagerten radioaktiven Stoffen in den Abfällen gegenüber einer Schadstoffausbreitung in der Langzeitphase bewertet. Dabei kann nach /SEH 11/ die Analyse der Auslaugung und der Transport von radioaktiven Stoffen auf die wesentlichen langlebigen Radionuklide und Nuklidgemische bzw. Radionuklide mit akkumulie-

renden Eigenschaften beschränkt werden. In /GRS 11/ werden auf Basis rechtlicher Vorgaben zum Zeitraum der Nachsorge bzw. -dokumentation konventioneller Abfalldeponien eine wesentliche Grundlage zur Festlegung des minimalen Zeitpunktes des Ausfalls der „aktiven institutionellen Kontrolle“ (AIK) geschaffen und darüber hinaus Szenarien des menschlichen Eindringens beschrieben.

3.1 Rechtliche Vorgaben zum Zeitrahmen einer Deponienachsorge

Gemäß Artikel 10 der Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien) /EGR 99/ und der entsprechenden einzelstaatlichen Umsetzungen (Gesetz zur Modernisierung des Bilanzrechts (Bilanzrechtsmodernisierungsgesetz - BilMoG) /BMG 09/ sowie § 36d des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG, /KWA 94/) müssen die vom Betreiber für die Ablagerung von Abfällen in Rechnung zu stellenden privatrechtlichen Entgelte alle Kosten für die Errichtung und den Betrieb der Deponie, einschließlich der Kosten einer vom Betreiber zu leistenden Sicherheit oder einem zu erbringenden gleichwertigen Sicherungsmittel, sowie die geschätzten Kosten für die Stilllegung und die Nachsorge für einen Zeitraum von mindestens 30 Jahren abdecken.

Der Betrieb einer Deponie wird generell in folgende zwei Phasen unterteilt:

- **Betriebsphase:** Beginn der Abfallablagerung bis zur Feststellung der endgültigen Stilllegung der Deponie, d. h. die Betriebsphase umfasst die **Ablagerungs- und die Stilllegungsphase**. Die Stilllegungsphase betrifft den Zeitraum vom Ende der Ablagerungsphase der Deponie oder eines Deponieabschnittes bis zur endgültigen Stilllegung der Deponie oder eines Deponieabschnittes gemäß § 36 Abs. 3 KrW-/AbfG.
- **Nachsorgephase:** Zeitraum nach der endgültigen Stilllegung der Deponie oder eines Deponieabschnittes bis zu dem Zeitpunkt, zu dem die Behörde nach § 36 Abs. 5 KrW-/AbfG den Abschluss der Nachsorge der Deponie feststellt. Der Abschluss der Nachsorge kann nur für die Gesamtdeponie festgestellt werden. Diese Phase entspricht der Dauer der AIK.

Das Ende der AIK ist aber nicht gleichzusetzen mit dem Wissensverlust über die Deponie. Es schließt sich zumindest eine weitere passive Kontrolle nach dem Zeitraum der Nachsorge an, z. B. als Dokumentation bei der für „Altlasten“ zuständigen Behörde.

3.1.1 Rechtliche Voraussetzungen für eine Entlassung aus der Nachsorge

Nach Abschluss der Stilllegungsmaßnahmen wie Aufbringung einer Oberflächenabdichtung und Rekultivierung bedürfen Deponien einer unbestimmten Zeit der Nachsorge, bis die zuständige Behörde sie daraus entlässt. Nach § 11 (2) DepV /DepV 09/ können auf Antrag des Deponiebetreibers die Kontroll- und Überwachungsmaßnahmen nach § 12 aufgehoben werden, wenn zukünftig keine Beeinträchtigung des Wohles der Allgemeinheit zu erwarten ist. Hierzu dienen Prüfkriterien nach Anhang 5 Nummer 10 für Deponien der Klassen 0, I, II oder III oder die Dokumentation über den Zustand der Verwahrung der Tageszugänge nach Anhang 2 Nummer 4 bei Deponien der Klasse IV. Nach Anhang 5 Nummer 10 sind in Abhängigkeit der jeweiligen Deponieklasse insbesondere die nachfolgenden Kriterien für die Feststellung des Abschlusses der Nachsorgephase zugrunde zu legen:

1. Umsetzungs- oder Reaktionsvorgänge sowie biologische Abbauprozesse sind weitgehend abgeklungen.
2. Eine Gasbildung findet nicht statt oder ist so weit zum Erliegen gekommen, dass keine aktive Entgasung erforderlich ist, austretende Restgase ausreichend oxidiert werden und schädliche Einwirkungen auf die Umgebung durch Gasmigration ausgeschlossen werden können. Eine ausreichende Methanoxidation des Restgases ist nachzuweisen.
3. Setzungen sind so weit abgeklungen, dass setzungsbedingte Beschädigungen des Oberflächenabdichtungssystems für die Zukunft ausgeschlossen werden können. Hierzu ist die Setzungenentwicklung der letzten zehn Jahre zu bewerten.
4. Das Oberflächenabdichtungssystem ist in einem funktionstüchtigen und stabilen Zustand, der durch die derzeitige und geplante Nutzung nicht beeinträchtigt werden kann; es ist sicherzustellen, dass dies auch bei Nutzungsänderungen gewährleistet ist.
5. Die Deponie ist insgesamt dauerhaft standsicher.
6. Die Unterhaltung baulicher und technischer Einrichtungen ist nicht mehr erforderlich; ein Rückbau ist gegebenenfalls erfolgt.
7. Das in ein oberirdisches Gewässer eingeleitete Sickerwasser hält ohne Behandlung die Konzentrationswerte des Anhangs 51 Abschnitt C Absatz 1 und Abschnitt D Absatz 1 der Abwasserverordnung /ABVV 13/ ein.

8. Das Sickerwasser, das aus dem Deponiekörper in den Untergrund versickert, verursacht keine Überschreitung der Auslöseschwellen in den nach § 12 Absatz 1 festgelegten Grundwasser-Messstellen, und eine Überschreitung ist auch für die Zukunft nicht zu besorgen.
9. Wurden auf der Deponie asbesthaltige Abfälle oder Abfälle, die gefährliche Mineralfasern enthalten, abgelagert, müssen geeignete Maßnahmen getroffen worden sein, um zu vermeiden, dass Menschen in Kontakt mit diesem Abfall geraten können.

Kommt die zuständige Behörde unter Berücksichtigung dieser Prüfkriterien zu dem Schluss, dass zukünftig keine Beeinträchtigungen des Wohles der Allgemeinheit zu erwarten sind, kann sie nach § 36 Absatz 5 KrW-/AbfG den Abschluss der Nachsorgephase feststellen.

3.1.2 Ableitung von Zeiträumen für die Entlassung von Abfalldeponien aus der Nachsorge

Auch über den gesetzlich festgelegten Nachsorgezeitraum von 30 Jahren können weiterhin Überwachungs- und Wartungsmaßnahmen zur Einhaltung von Ableitungsgrenzwerten erforderlich sein, wenn eine Entlassung aus der Nachsorge durch die Behörde nicht bestätigt werden kann. Dies betrifft herkömmliche Siedlungsabfalldeponien genauso wie MVA-Asche Deponien oder reine Bauschuttdeponien.

In /GRS 11/ werden Betrachtungen zur Ableitung von Zeiträumen für die für die Entlassung von verschiedenen Deponie-Typen aus der Nachsorge gemacht. Ein wichtiges Kriterium ist das im vorherigen Kapitel unter 7. genannte „Das in ein oberirdisches Gewässer eingeleitete Sickerwasser hält ohne Behandlung die Konzentrationswerte des Anhangs 51 Abschnitt C Absatz 1 und Abschnitt D Absatz 1 der Abwasserverordnung /ABWV 13/ ein“.

In /GRS 11/ wurden die Ergebnisse von Prognosen des Langzeitemissionsverhaltens über den Sickerwasserpfad für Hausmüll-, MBA-, MVA-Asche- und Bauschutt-Deponien getrennt nach den vier Parametern CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf; engl. COD – Chemical Oxygen Demand), TKN (Total Kjeldahl Nitrogen), Cl⁻ (Chloridionkonzentration) und AOX (Adsorbable Organic Halogen Compounds) betrachtet.

Für alle vier Parameter ergibt sich die längste Nachsorgeprognose bei der herkömmlichen Hausmülldeponie mit unbehandelten Siedlungsabfällen (Altdeponien mit Siedlungsabfällen ohne Vorbehandlung). Grundsätzlich wird bei diesem Deponietyp mit einem Ende der Nachsorge ab frühestens 110 Jahren und spätestens 160 Jahren gerechnet.

Bei Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen erweist sich der CSB bzw. die Chloridfracht als zeitbestimmend mit bis zu 100 bzw. 120 Jahren Nachsorgedauer. Mit einem Ende der Nachsorge ist bei diesem Deponietyp frühestens nach 70 Jahren zu rechnen.

Hinsichtlich der organischen Fracht bzw. der Stickstofffracht erweisen sich MVA-Asche Deponien mit Zeiträumen um 50 Jahre als beherrschbar; bestimmend können hier jedoch die unter Umständen teilweise sehr hohen Salzgehalten werden, die über längere Zeiträume freigesetzt werden können (bis 230 Jahre).

Reine Bauschuttdeponien erfordern den geringsten Nachsorgezeitraum mit bis zu 90 Jahren, für den vermutlich die Salze wie die Chloride und Sulfate bestimmend sein werden. Bei Bauschutt liegen die Werte für CSB und AOX bereits von vorherein unter den Anforderungswerten.

Bei der Bewertung des Sickerwasserpfades ist zu beachten, dass durch eine Kombination von Stabilisierung und Sicherungsmaßnahmen seitens des Betreibers Einfluss auf das Emissionsverhalten der Deponie genommen wird. Dabei werden z. B. Multibarrirenkonzepte verfolgt, aber auch durch Belüftungs- und Wasserinfiltrationsmaßnahmen die biologischen Abbauprozesse optimiert. Eine Wasserinfiltration und eine aerobe in situ Stabilisierung durch Belüftung (Sauerstoff-Belüftung des Deponiekörpers) können dazu beitragen, den Aufwand und die Dauer der Deponienachsorge zu reduzieren. Beispielsweise kann durch die Sauerstoff-Belüftung des Deponiekörpers über einen Zeitraum von 6 Jahre der Anforderungswert der organischen Parameter (CSB und TKN) bei herkömmlicher Hausmülldeponien bereits nach 25 – 35 (10 – 50) Jahren erreicht /STE 06/ werden.

Auch für das Kriterium „Gasbildung“ (Kriterium 2) können maximale Zeiträume für die Nachsorge aus Laboruntersuchungen und praktischen Erfahrungen abgeleitet werden.

Eine Entlassung aus der Nachsorge ist möglich, wenn die maximale flächenhafte Ausgasung über die Rekultivierungsschicht 25 ppm an Kohlenwasserstoffverbindungen (hauptsächlich Methan) nicht überschreitet¹. Letztlich ergeben sich bis zu einer möglichen Entlassung aus der Nachsorge aus Sicht der Deponiegasproduktion Zeiträume von mindestens 40 Jahren. In Schlackendeponien tritt keine Gasproduktion infolge biologischer Abbauprozesse auf. Es kann in Einzelfällen zu einer chemischen Wasserstoffbildung kommen. Boden- und Bauschuttdeponien weisen ebenfalls kaum biologische Abbauprozesse und somit auch kaum Ausgasungen auf.

3.2 Begrenzung auf langlebige Radionuklide, die für Szenarien nach Wegfall der aktiven institutionellen Kontrolle (AIK) relevant sind

Zur Bestimmung welche Radionuklide für Szenarien nach Wegfall der AIK in Frage kommen, wurde die Anlage 1 des Berichtes „Empfehlungen zur Ermittlung der Repräsentativität von Nuklidvektoren bei Freigabemessungen“ /BOT 09/ ausgewertet. Dort sind die Nuklidvektoren für bestimmte Freigabe- und Entsorgungspfade unterschiedlicher Materialien wie z. B. Beton, Barytbeton, Stahl u. a. für über 40 Stilllegungsvorhaben von kerntechnischen Anlagen, Forschungs- und Leistungsreaktoren in Deutschland zusammengestellt worden. Aus der Liste können für die folgenden Betrachtungen vier relevante Nuklidvektoren für Beton gebildet werden: KKW-Beton, KKW-Barytbeton, Forschungsreaktor-Beton und Forschungsreaktor-Barytbeton. Zu beachten ist, dass in dem obengenannten Bericht sowohl gewichtete normierte Nuklidvektoren, wie auch die „verkürzten“ oder „reduzierten“ Nuklidvektoren. Bei den letztgenannten handelt es sich um vereinfachte Nuklidvektoren, bei denen nur die freigaberelevanten Beiträge der einzelnen Nuklide in Betracht gezogen werden. Gebildet werden diese Vektoren unter Anwendung des in Teil A Ziffer 1. E) der Anlage IV StrlSchV genannten 10 % Abschneidekriteriums. Die Nuklide deren Anteil in der Summe unter 10 % liegt, können dann unberücksichtigt bleiben. Nichtsdestotrotz ergibt sich aus den Daten ein relativ einheitliches Bild in Bezug auf die qualitative Zusammensetzung der Nuklidvektoren. Das Ergebnis ist in der nachfolgenden Tab. 3.1 zusammengestellt.

¹ Bei handelsüblichen FID (Flammenionisationsdetektor)-Messgeräten entsprechen 25 ppm einem Methanvolumenstrom von etwa $0,5 \text{ l CH}_4 / (\text{m}^2 \cdot \text{h})$.

Tab. 3.1 Nuklidvektoren für die Freigabe zur Beseitigung auf Deponien von Beton und Barytbeton aus Stilllegungsvorhaben in Deutschland aus /BOT 09/

| Nuklid | Leistungsreaktor Beton | Leistungsreaktor Barytbeton | Forschungsreaktor Beton | Forschungsreaktor Barytbeton | Spalte 9c Anl. III EFG von festen Stoffen bis zu 1000t/a zur Beseitigung auf Deponien [Bq/g] |
|---------|------------------------|-----------------------------|-------------------------|------------------------------|--|
| Ag-108m | | | X | | 1 |
| Am-241 | X | | X | | 1 |
| Ba-133 | | X | X | X | 10 |
| C-14 | | | X | X | 400 |
| Ca-41 | X | X | | | 20 |
| Co-60 | X | X | X | X | 2 |
| Cs-134 | X | | X | X | 3 |
| Cs-137 | X | | X | | 8 |
| Eu-152 | X | X | X | X | 4 |
| Eu-154 | X | | X | X | 4 |
| Eu-155 | X | | X | X | 100 |
| Fe-55 | X | | X | X | 7000 |
| H-3 | | | X | X | 6000 |
| Ho-166m | X | | | | - |
| Nb-94 | | | X | | 3 |
| Ni-63 | X | | X | X | 1000 |
| Pm-147 | | | X | | 10000 |
| Pu-238 | X | | X | | 1 |
| Pu-239 | X | | X | | 0,5 |
| Pu-241 | X | | X | | 40 |
| Sr-90 | X | | X | | 0,6 |
| U-234 | | | X | | 0,6 |
| U-235 | | | X | | 0,3 |
| U-238 | | | X | | 0,6 |

Die Nuklide Ag-108m, Ho-166m und Nb-94 wurden in diesem Vorhaben nicht weiter betrachtet, da sie im Unterschied zu den anderen Radionukliden jeweils nur vereinzelt in Betonstrukturen (Forschungsreaktoren) vorkommen. Aus Gründen der Langzeitbetrachtung wurden dann nur Nuklide ausgewählt deren Halbwertszeiten $t_{1/2}$ nicht kleiner als 20 Jahre sind. Dies sind Ni-63, Sr-90, Cs-137, U-234, U-235, U-238, Pu-238, Pu-239, Pu-240 and Am-241.

Ein besonderer Fall sind die beiden Radionuklide Ca-41 und C-14. Sie sind chemisch identisch mit den stabilen Isotopen Ca-40 bzw. C-12, die Hauptbestandteile des Bau- schutts und des umgebenden Gesteins sind. Auf eine Modellierung wurde daher ver- zichtet, da hier weniger physikalische Adsorptions- und/oder Resorptionsvorgänge eine Rolle spielen, sondern eher chemische Gleichgewichte der Elemente.

3.3 Auswahl von Rechencodes

Zur Auswahl und Eignungsprüfung von Deponie- und Wasserhaushaltsmodellen, wur- den die Programme „BOWAHALD“, „HELP“, „HYDRUS-1D“ und „SiWaPro DSS“ von der GRS näher untersucht und diese mit dem Rechencode „SPRING“, welches sowohl in der konventionellen Deponietechnik als auch bei der Endlagerung von radioaktiven Abfällen zur Anwendung kam, verglichen und die Möglichkeit ihrer rechentechnische Verknüpfung mit dem Rechencode „SPRING“ geprüft.

3.3.1 SiWaPro DSS

Das Sickerwasseranalyseprogramm SiWaPro DSS wurde im Rahmen des BMBF- Förderschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ weiterentwickelt /KPI 07/ und basiert auf den Routinen des Programms SWMS_2D /SIM 94/. Mit der Finite-Elemente- Methode werden 2D-vertikal-ebenen oder 2D-rotationssymmetrische Strömungs- und Stofftransportprozesse in der ungesättigten Zone simuliert. Die Strömungsprozesse werden mit einer erweiterten Richards-Gleichung beschrieben. Außerdem werden die Transportprozesse mit einer um Sorptions- und Abbauterme erweiterten Konvektions- Dispersions-Gleichung numerisch gelöst.

Mit SiWaPro DSS kann jeweils ein Schadstoff (z. B. PAK oder Schwermetalle) in der Modellrechnung berücksichtigt werden, eine Kombination aus verschiedenen Schad- stoffen ist nicht möglich.

Das Analyseprogramm SiWaPro DSS stellt für die Sickerwasserprognose eine über- sichtliche und ohne große Vorkenntnisse bedienbare Oberfläche zur Verfügung, die es ermöglicht die nötigen Eingaben und die automatische Gittererstellung über einen As- sistenten zu tätigen. Eine Bilanzierung des zur Versickerung zur Verfügung stehenden Niederschlagswassers (Wettergenerator) kann über entsprechende Randwerte fest

eingegeben werden oder aus Internet-Datenbanken für den speziellen Standort zeitabhängige Randwerte ermittelt werden. Durch die Integration von Boden- und Stoffdatenbank ist eine Abschätzung von bodenspezifischen Parametern möglich.

3.3.2 BoWaHald

Das Programm BoWaHald /DUN 07/ dient zur modelltechnischen Beschreibung der hydrologischen Prozesse einer Halde oder Deponie (Modellierung und Quantifizierung von Wasserhaushaltsprozessen z. B. in wasserungesättigten Bergehalden). In einem quasi 2-dimensionalen Boxenmodell wird der Wassereintrag in eine Halde oder Deponie über die wesentlichen Wasserhaushaltsprozesse (z. B. Evapotranspiration, Oberflächenabfluss, Infiltrationsmenge, Sickerwassertransport) berechnet. Es unterscheidet eine Horizontalgliederung von Hydrotopen (Flächen mit vergleichbaren hydrologischen Eigenschaften) und eine Vertikalgliederung mit Einteilung der Deponie in maximal zehn Bereiche bzw. einer weiteren Differenzierung von max. 200 Teilbereichen. Die Berechnung des Wasserhaushaltes einer Deponie über hydrologischen Basisdaten der jeweiligen Hydrotope erfolgt durch eine sequentielle Verknüpfung von Teilmodellen. Der Sickerwassertransport wird über die Anwendung von Darcy- und Kontinuitätsgleichung durch die Approximation der realen vertikalen Feuchteverteilung modelliert. Die implementierten Algorithmen lehnen sich zum Großteil am HELP-Modell an.

3.3.3 HELP

Das Programm HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) ist ein Programm zur Berechnung des komplexen Wasserhaushaltes von Deponien und Halden. HELP simuliert den zeitlichen Verlauf der Mengenanteile von Oberflächenwasser, Abfluss, Verdunstung im weiteren Sinne (Evapotranspiration), Dränwasserabfluss und Versickerung (Sickerwasser durch die evtl. vorhandenen Deck- und Dichtungsschichten) in Abhängigkeit von ortsspezifischen Klimadaten und vom jeweiligen Schichtaufbau der Halde. Anwendung fanden die Programme HELP und BOWAHL 2D in vielfacher Hinsicht in der Sanierung von Halden des WISMUT-Uranbergbaus.

3.3.4 HYDRUS

Die Programme HYDRUS stellt in Deutschland einen gewissen Standard zur Simulation von Strömungs- und Transportprozessen in der ungesättigten Zone dar. Es wird u. a. in Sachsen als Standard zur Altlastenbehandlung empfohlen. Das Programm Hydrus 1D /SIM 08/ berechnet über die Darcy-Gleichung und die Richards Gleichung die Wasserdynamik in ungesättigten und gesättigten porösen Medien. Die Strömung kann vertikal, horizontal bzw. beliebig zur Vertikalen geneigt simuliert werden. Neben der Transportgleichung, die eine Sorption von Elementen linear wie nichtlinear über die Kd-Wert , Freundlich, Langmuir-Ansätze behandelt, kann ein Nuklidtransport mit Zerfall und unter Berücksichtigung von Zerfallsketten (bis zu 10 Nuklide) simuliert werden. Es besitzt eine graphische Oberfläche und eine graphische Datenausgabe. Während die 1D-Version offen zugänglich und der Quellcode teilweise verfügbar ist, muss die 2D/3D-Version käuflich erworben werden.

Das Programm HYDRUS kam im F+E-Vorhaben „Untersuchungen zur Auslaugbarkeit langlebiger Radionuklide aus Bauschutt“, mit dem Kurztitel „AURA“ /DUR 11/ (Kennzeichen: FV 3608504571 (StSch 4571)) bei Simulationsrechnungen zur Auslaugbarkeit langlebiger Radionuklide aus Bauschutt zur Anwendung und wurde u. a. für diese Anwendung validiert. Das Programm wurde vom BfS auch in anderen Projekten verwendet /MER 10/, /MER 12/, /MER 13/.

3.3.5 SPRING

Das Programmsystem SPRING /DEL 10/ basiert auf der Finite-Elemente-Methode und bildet dabei gesättigte und ungesättigte Strömungsprozesse in porösen bzw. geklüfteten Aquiferen ab. Bei der Gittererstellung können verschiedene 2D- und 3D-Elemente beliebig kombiniert werden. Außer den Grundwassermodellen können ebenfalls Stoff- und Energietransportmodellierungen durchgeführt werden. Verbesserungen in der Rechenzeit können durch verschiedene mathematische Verfahren (z. B. Mehrgitterverfahren oder Operatorsplit-Technik) erreicht werden.

Für die Stofftransportmodellierungen können Dispersion/ Diffusion, Adsorption, Zerfall und Abbau sowie der Transport von Radionukliden und ganzen Radionuklidketten berücksichtigt werden.

Im Programmsystem SPRING ist es neben den Berechnungen der Grundwasser- und Transportmodelle durch ein umfangreiches Pre- und Postprocessing möglich 3D-Ansichten der Rechenergebnisse und des Gitternetzes z. B. zur besseren Visualisierung u. a. mit Kartenmaterial zu generieren.

3.3.6 Eignung der Rechencodes

Die in den vorherigen Kapiteln vorgestellten Programme SiWaPro DSS, HELP und BoWaHald sind speziell für die Sickerwasserprognose entwickelte Programme. Die Programme HELP und BoWaHald besitzen allerdings die spezielle Ausrichtung auf den Wasserhaushalt einer Halde oder Deponie. Ein Schadstofftransport kann nicht berechnet werden. Daher sind die Programme HELP und BoWaHald für eine weitere Betrachtung in diesem Vorhaben nur bedingt geeignet.

Der Wasserhaushalt kann auch mit dem Programmsystem SiWaPro DSS berechnet werden. Über den Zugang zu verschiedenen Internet-Datenbanken kann z. B. eine jahreszeitlich abhängige Niederschlagsmenge, Evapotranspiration oder Drainagemenge abgeschätzt werden. Für SiWaPro DSS spricht auch, dass sämtliche Eingabe- und Ausgabedaten in einer Access-Datenbank gespeichert werden. Somit können die Rechenergebnisse in Tabellenform an z. B. großräumige Grundwasserfließmodelle übergeben werden. Alle Eingabeparameter für den zu modellierenden Boden und die betrachteten Schadstoffe sind ebenfalls in einer Access-Datenbank gespeichert, die leicht um weitere zu betrachtende Schadstoffe (z. B. einzelne Radionuklide) erweitert werden kann.

Das Programm SiWaPro DSS ist ein Einkomponentenmodell, mit dem nur ein einziger Schadstoff transportiert werden kann. Der radioaktive Zerfall dieses Stoffes kann über eine Abbaureaktion modelliert werden. Der Transport eines Tochternuklids kann wie bereits erwähnt nicht mit berechnet werden.

Die in der Langzeitsicherheit verwendeten Programmsysteme (siehe Bericht zu AP 2.4 /SEH 11/) erlauben teilweise ebenfalls die modelltechnische Betrachtung des Deponiesystems, da hier ebenfalls die ungesättigte Bodenzone mit modelliert werden kann. Der Leistungsumfang dieser Programmsysteme ist wesentlich größer, als die der reinen Sickerwasserprognoseprogramme (z. B. Betrachtung des radioaktiven Zerfalls, Transport von Nuklidketten, 3D-Modellgebiete). Die Modellgröße in SiWaPro DSS ist gegenüber

einer großräumigen Grundwassermodellierung wesentlich kleiner. Der in SiWaPro DSS enthaltene Assistent zur Erstellung der Sickerwasserprognose ermöglicht es jedoch ohne großen Vorkenntnisse und Programmiererfahrung schnell und einfach eine Modellrechnung durchzuführen. Da die Rechenergebnisse von SiWaPro DSS in einer Access-Datenbank gespeichert werden, ist es möglich diese in anderen Programmcodes für großräumigere Grundwassermodelle als Eingabe zu verwenden. Dies ermöglicht über den mit SiWaPro DSS berechneten Schadstoffaustrag aus einem Deponiekörper hinaus, die Ausbreitung der Schadstofffahne im Grundwasserleiter über ein großräumiges Modell, z. B. mit SPRING, zu simulieren.

Für eine realitätsnahe Ausbreitung von Schadstoffen wird im Allgemeinen eine 3D-Rechnung benötigt, um die Verdünnung im Abstrom der Deponie explizit zu modellieren. Die Verwendung von Verdünnungsfaktoren im Anschluss einer 1D-Transportrechnung ist in allen Modellen relativ ungenau. Weiterhin ist das Sorptions- bzw. Quelltermverhalten von Deponiekörper bzw. geologischen Untergrund und der geotechnischen Barrieren (K_d (Deponie) \neq K_d (GWL)) in 1D-Programmen (z. B. HYDRUS-1D) schwierig zu simulieren. Weiterhin ist eine Tiefenauflösung am Brunnen (Trinkwasserentnahme) bezüglich der Grundwasserentnahmetiefe nicht möglich. Daher sind für realitätsnahe standortspezifische Analysen 3D-Simulationen notwendig. Im Folgenden wurde deshalb das Programmsystem SPRING zur 3D- Stofftransportmodellierung unter Berücksichtigung von Dispersion/ Diffusion, Adsorption, Zerfall und Abbau sowie der Transport von Radionukliden und ganzen Radionuklidketten im Kapitel 5 weiter untersucht.

4 Eignungsprüfung herkömmlicher Deponiemodelle für längere Betrachtungszeiträume

Im Rahmen der Arbeiten zum Vorhaben „Anwendung und (Weiter)-entwicklung von Modellen für Endlagersicherheitsanalysen auf die Freigabe radioaktiver Stoffe zur Deponierung“ wurden herkömmliche Deponiemodelle auf Ihre Anwendbarkeit für längere Zeiträume, als in der konventionellen Abfallbeseitigung üblich, untersucht. In /SEH 11/ wurde auf die in der konventionellen Abfallwirtschaft verwendeten Programmcodes zur Sickerwasserprognose und zur Wasserhaushaltsberechnung näher eingegangen und zur Untersuchung der Sickerwasserprognose mit dem Programm SiWaPro DSS unterschiedliche Modelle einer Deponie entwickelt.

4.1 Aufbau eines Deponiemodells zum Schadstoffaustrag

In /SEH 11/ wurde ein Deponiemodell für das Programm SiWaPro DSS der Deponieklassen (DK) 0 und II aufgestellt. In Abb. 4.1 ist der Aufbau einer DK 0-Deponie (aus /SEH 11/) und einer DK I-Deponie dargestellt. Eine DK I-Deponie unterscheidet sich von der DK II-Deponie lediglich durch das Fehlen der Dichtfolie in der mineralischen Dichtungsschicht der Basisabdichtung. Die verwendeten bodenphysikalischen Parameter sind für das Modell der DK 0 in Tab. 4.1 und der DK I in Tab. 4.2 angegeben. Rechnungen mit einer DK II wurden nicht durchgeführt. Szenarien für eine mögliche Freisetzung aus einer DK II können aber aus den Rechenergebnissen der DK I abgeleitet werden (siehe Kap. 6.6.2).

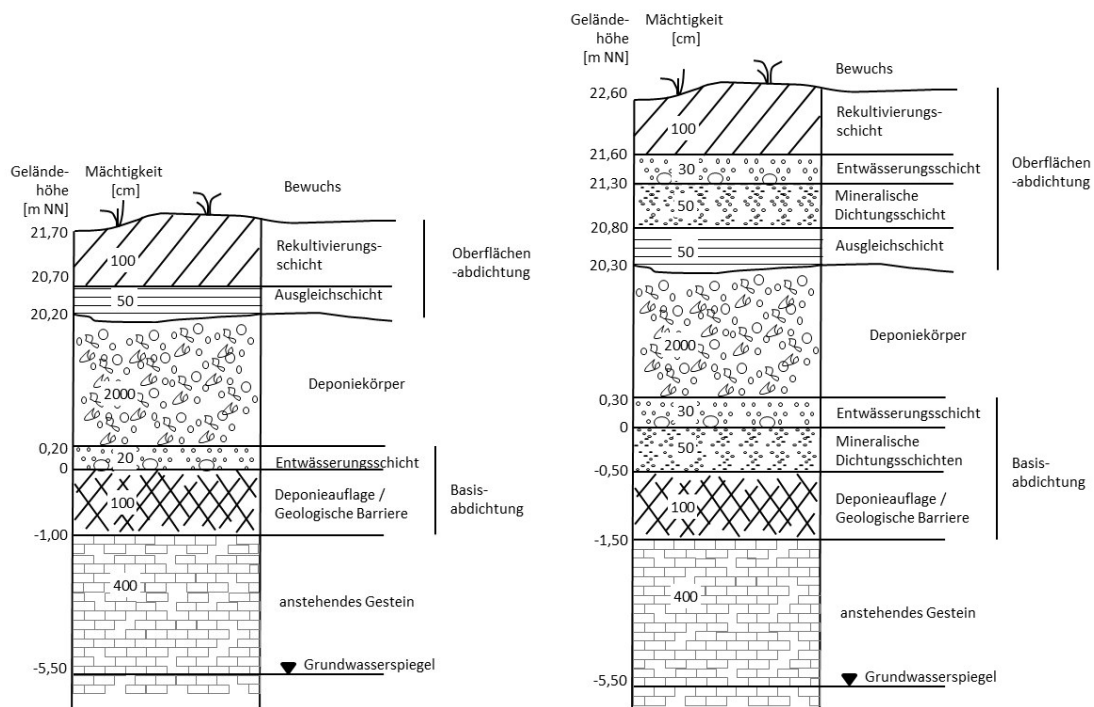


Abb. 4.1 Abgeleitetes Bodenprofil für eine Deponie der Klasse DK 0 (links) /SEH 11/ und DK I (rechts)

Tab. 4.1 Bodenphysikalische Parameter des Modells zur Deponie der Klasse DK 0 aus Abb. 4.1

| Lfd. Nr. | Schicht | Mächtigkeit [m] | ϕ [] | $\theta_{w,r}$ [] | α [1/m] | n [] | k_f [$m \cdot s^{-1}$] |
|----------|------------------------|-----------------|------------|--------------------|----------------|---------|----------------------------|
| 1 | Rekultivierungsschicht | 1 | 0,41 | 0,04 | 6,743 | 1,28 | $7,52 \cdot 10^{-6}$ |
| 2 | Ausgleichsschicht | 0,5 | 0,43 | 0 | 0,837 | 1,08 | $3,47 \cdot 10^{-7}$ |
| 3 | Deponiekörper | 20 | 0,39 | 0,03 | 3,022 | 2,38 | $9,66 \cdot 10^{-5}$ |
| 4 | Entwässerungsschicht | 0,2 | 0,39 | 0,03 | 3,022 | 2,38 | $9,66 \cdot 10^{-5}$ |
| 5 | Geol. Barriere | 1 | 0,42 | 0 | 2,670 | 1,11 | $1,0 \cdot 10^{-7}$ |
| 6 | Anstehendes Gestein | 4 | 0,39 | 0,03 | 3,022 | 2,38 | $9,66 \cdot 10^{-5}$ |

Mit: Porosität ϕ , Restwassergehalt $\theta_{w,r}$, Maßstabsfaktor α , Anstiegsparameter n und Durchlässigkeitsbeiwert k_f .

Tab. 4.2 Bodenphysikalische Parameter des Modells zur Deponie der Klasse DK I aus Abb. 4.1

| Lfd. Nr. | Schicht | Mächtigkeit [m] | ϕ [] | $\theta_{w,r}$ [] | α [1/m] | n [] | k_f [m·s ⁻¹] |
|----------|-------------------------------|-----------------|------------|--------------------|----------------|-------|----------------------------|
| 1 | Rekultivierungsschicht | 1 | 0,41 | 0,04 | 6,743 | 1,28 | $7,52 \cdot 10^{-6}$ |
| 2 | Entwässerungsschicht | 0,3 | 0,39 | 0,03 | 3,022 | 2,38 | $9,66 \cdot 10^{-5}$ |
| 3 | Mineralische Dichtungsschicht | 0,5 | 0,43 | 0 | 0,837 | 1,08 | $3,50 \cdot 10^{-7}$ |
| 4 | Ausgleichsschicht | 0,5 | 0,43 | 0 | 0,837 | 1,08 | $3,47 \cdot 10^{-7}$ |
| 5 | Deponiekörper | 20 | 0,39 | 0,03 | 3,022 | 2,38 | $2,43 \cdot 10^{-4}$ |
| 6 | Entwässerungsschicht | 0,3 | 0,39 | 0,03 | 3,022 | 2,38 | $9,66 \cdot 10^{-5}$ |
| 7 | Mineralische Dichtungsschicht | 0,5 | 0,43 | 0 | 0,837 | 1,08 | $5,0 \cdot 10^{-10}$ |
| 8 | Geol. Barriere | 1 | 0,42 | 0 | 2,670 | 1,11 | $1,0 \cdot 10^{-9}$ |
| 9 | Anstehendes Gestein | 4 | 0,39 | 0,03 | 3,022 | 2,38 | $9,66 \cdot 10^{-5}$ |

Mit: Porosität ϕ , Restwassergehalt $\theta_{w,r}$, Maßstabsfaktor α , Anstiegsparameter n und Durchlässigkeitsbeiwert k_f .

4.2 Darstellung des Deponiekörpers im Programm SPRING

Zur vergleichenden Untersuchung des mit SiWaPro DSS berechneten Schadstoffausstrages aus dem Deponiekörper und einer möglichen weiteren Modellierung der Ausbreitung der Schadstofffahne im Grundwasserleiter in einem großräumigen 3D-Modell (Kopplung) wurde der Deponiekörper mit SPRING nachgebildet und das Verhalten der Deponiekörpers untersucht. Der Aufbau der Deponien der Klassen DK 0 und DK I entspricht dem aus Abb. 4.1. Da der Deponiekörper in SPRING dreidimensional dargestellt ist, erstreckt sich die Basisabdichtung in beiden Fällen über die gesamte Fläche der Deponie (siehe Abb. 4.2 und Abb. 4.3). Die Oberflächenabdichtung ist nicht nur auf dem Deponiekörper vorhanden, sondern erstreckt sich auch über die Flanken. Hier bleibt die Abfolge z. B. bei der DK I- Deponie von innen nach außen mit Ausgleichsschicht, mineralische Dichtungsschicht, Entwässerungsschicht und Rekultivierungsschicht erhalten. Die Farben in Abb. 4.2 und Abb. 4.3 geben die Schichten aus Abb. 4.1 an. Zu beachten ist, dass die Basisabdichtung unter der gesamten Deponie vor-

handen ist. Die Oberflächenabdichtung beider Deponieklassen verläuft um den Deponiekörper herum.

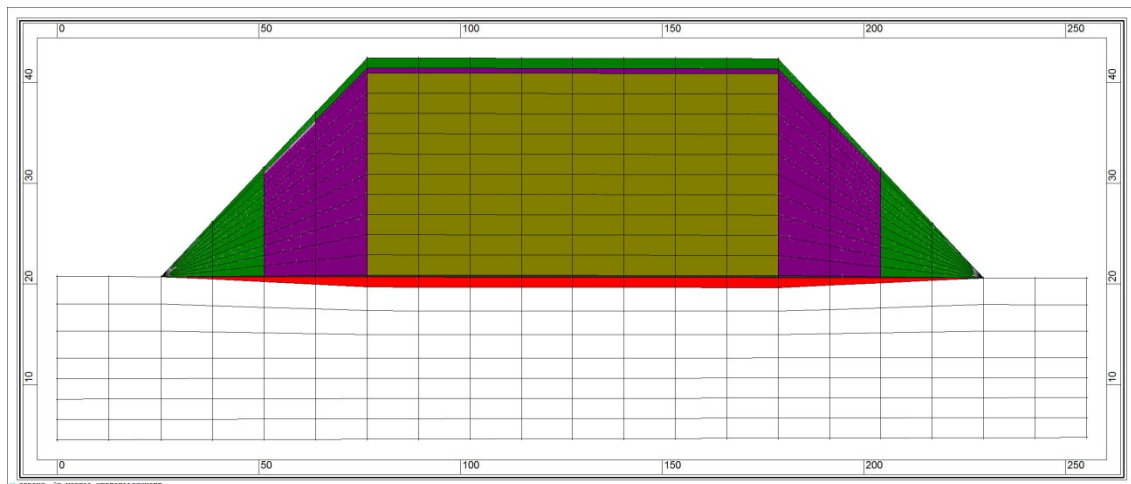


Abb. 4.2 Querschnitt in Ost-West-Richtung durch die DK 0- Deponie im Regionalmodell

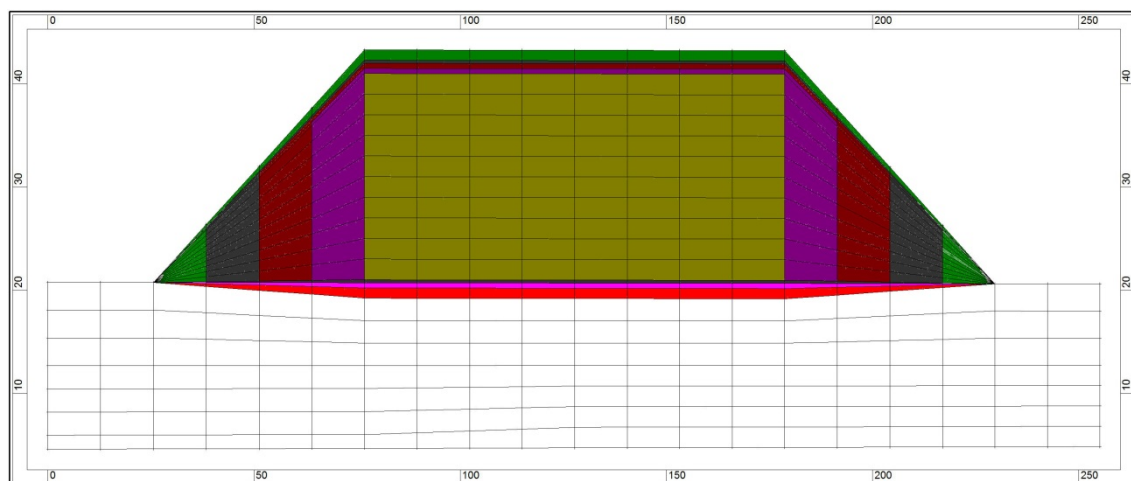


Abb. 4.3 Querschnitt in Ost-West-Richtung durch die DK I-Deponie im Regionalmodell

4.3 Berechnung der Sickerwassermenge

In SiWaPro DSS kann zur Berechnung der Sickerwassermenge mit dem Wettergenerator auf die Wetterdaten der Messstellen des Deutschen Wetterdienstes zugegriffen werden und standortspezifische Grundwasserneubildungsraten generiert werden. Da es sich um ein standortunabhängiges Modell handelt wurde darauf in den Modellrechnungen verzichtet und unterschiedliche Grundwasserneubildungsraten angenommen.

Im SiWaPro DSS-Modell wird die Flüssigkeitsmenge, die zur Grundwasserneubildung beiträgt über eine Randbedingung vorgegeben. Da keine Reduzierung der Flüssigkeitsmenge über z. B. Oberflächenabfluss, Evaporation oder Pflanzenwurzelentzug berücksichtigt wird, kann die Flüssigkeitsmenge als Sickerwasserbildungsrate angenommen werden. Somit steht die vorgegebene Menge an Sickerwasser für den Transport durch den Deponiekörper zur Verfügung.

Neben einer konstanten Sickerwasserbildungsraten von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ über den gesamten Zeitraum wird auch die Grundwasserneubildungsrate nach /THI 04/ berücksichtigt (Abb. 4.4). In /THI 04/ wird davon ausgegangen, dass während des Betriebs der Deponie und in der Nachbetriebsphase unterschiedliche Sickerwasserbildungsraten herrschen. Während der Betriebszeit wird in allen drei Deponieklassen von einer Sickerwasserbildungsrate von $300 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ ausgegangen. Die angenommenen Betriebszeiten sind 61 Jahre für eine DK 0-Deponie und 54 Jahre für die DK I-Deponie bzw. DK II-Deponie. Nach der Betriebszeit wirkt die Abdichtung der Deponien unterschiedlich stark, was über die Sickerwasserbildungsrate von $100 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ bei einer DK 0, $20 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ bei einer DK I-Deponie und keiner Sickerwasserbildungsrate bei einer DK II-Deponie modelliert wird. Nach einer Standzeit von 50 Jahren (DK 0) oder 100 Jahren (DK I und DK II) versagt die Oberflächenabdichtung und die Sickerwasserbildungsrate steigt auf $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$. Dieser Wiederanstieg wird in /THI 04/ linear modelliert (siehe a) in Abb. 4.4). Die hier vorgestellten Untersuchungen betrachten den Wiederanstieg auch instantan (siehe b) in Abb. 4.4) oder es wird, wie oben erwähnt, über die gesamte Zeit eine konstante Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ angenommen.

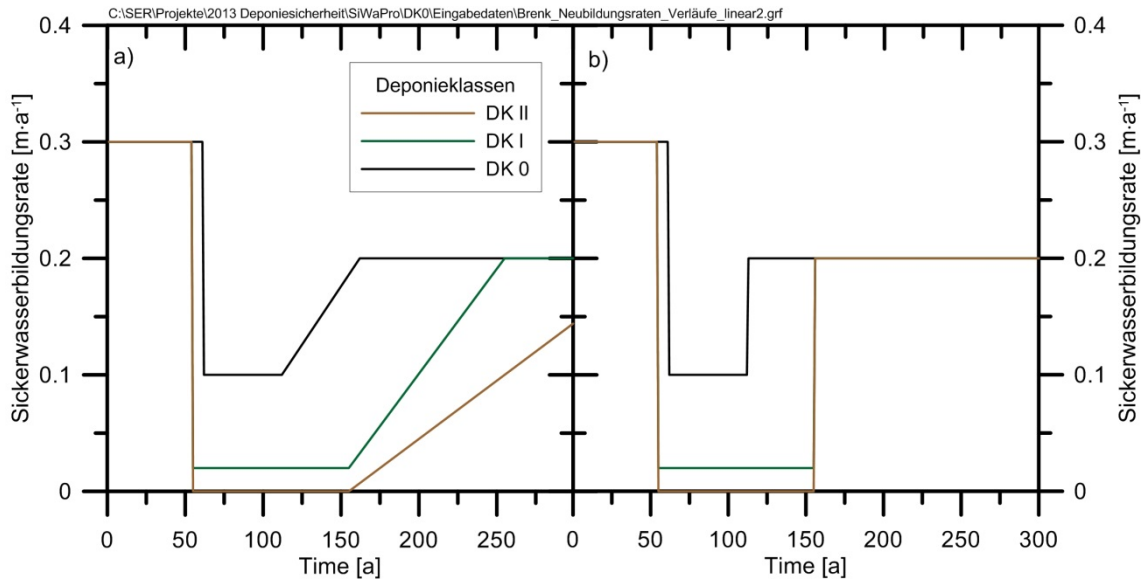


Abb. 4.4 Verlauf der Sickerwasserbildungsrate nach /THI 04/ in den unterschiedlichen Deponieklassen DK 0, DK I und DK II.

Der Wiederanstieg nach dem Versagen der Oberflächenabdichtung verläuft in a) linear und in b) instantan

Eine Variation der Sickerwassermenge, wie im Modell von SiWaPro DSS wurde in Rechnungen zum SPRING- Modell nicht durchgeführt. Es wurde eine konstante Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ angenommen.

4.4 Stoffliches Inventar des Deponiekörpers

Der Deponiekörper besteht aus eingebrachten zementierten Abfällen mit einer angenommenen Dichte von $1,91 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Fass 3 mit Strahlenschutzbeton aus /DUR 11/). Im Regionalmodell von SPRING wird eine Größe des Deponiekörpers von $100 \text{ m} \cdot 100 \text{ m}$ angenommen.

Aus den in Kap. 3.2 dargelegten Gründen der Langzeitbetrachtung wurden nur folgende Nuklide als Verunreinigung des Deponiekörpers angenommen: Ni-63, Sr-90, Cs-137, U-234, U-235, U-238, Pu-238, Pu-239, Pu-240 and Am-241.

Die in den Rechnungen eingesetzte Aktivitäten sind im Fall /DUR 11/ (AURA-Bericht) aus experimentellen Daten von Auslaugversuchen, aus den Nuklidvektoren der Freigabeverfahren der Stilllegung des ehemaligen Kernkraftwerks Kahl (Vektor Kahl) /BUß 05/, dem KKW Greifswald (Vektor Greifswald) /WIT 11/ und dem AVR Jülich (Vek-

tor Jülich). Sie liegen bis auf wenige Ausnahmen unterhalb der entsprechenden Werte in der Anlage III Spalte 9c, StrlSchV. Die Aktivitäten der Radionuklide mit der Einheit Bq/g mussten vor der Verwendung in den beiden Modellierungsprogrammen SiWaPro DSS und SPRING, in Massenkonzentrationen mg/kg umgerechnet werden (Tab. 4.3).

Tab. 4.3 Modellierte Kontamination im Deponiekörper einzelner Nuklide und Elemente

| Nuklid | Halbwertszeit [a] | AURA Bericht /DUR 11/ [mg·kg ⁻¹] ¹⁾ | KKW Kahl [mg·kg ⁻¹] ¹⁾ /BUß 05/ | KKW Greifswald [mg·kg ⁻¹] ¹⁾ /WIT 11/ | AVR Jülich [mg·kg ⁻¹] ¹⁾ |
|------------------------|---------------------|--|--|--|---|
| Ni-63 | 100 | | 4,16·10 ⁻⁰⁸ | | |
| Sr-90 | 28,64 | | 2,59·10 ⁻⁰⁷ | 3,88·10 ⁻¹⁰ | 3,88·10 ⁻⁰⁷ |
| Cs-134 | n. b. ³⁾ | | 8,81·10 ⁻¹² | | |
| Cs-137 | 30,17 | | 1,35·10 ⁻⁰⁷ | 5,37·10 ⁻⁰⁹ | 3,13·10 ⁻⁰⁶ |
| U-238 | n. b. ³⁾ | 6,5·10 ⁻⁰³ | 3,28·10 ⁻⁰² | | |
| U gesamt ²⁾ | n. b. ³⁾ | | 3,793·10 ⁻⁰² | | |
| Pu-238 | 87,74 | | 1,24·10 ⁻⁰⁸ | | |
| Pu-239/240 | n. b. ³⁾ | | 2,085·10 ⁻⁰⁶ | | |
| Am-241 | 432,2 | | 2,29·10 ⁻⁰⁶ | 1,58·10 ⁻⁰⁸ | |

¹⁾ Konzentrationsangabe für Masse Nuklid in [mg] pro Masse Matrix in [kg]

²⁾ U gesamt: U-233, U-234, U-235, U-238

³⁾ n. b. - Keine Halbwertszeit in den Modellrechnungen berücksichtigt, da diese im Vergleich zum betrachteten Zeitraum von 800 Jahren sehr groß ist.

4.5 Rückhaltmechanismen der Schadstoffe

Die Retardation der Schadstoffe erfolgt über eine lineare Henry-Isotherme mit dem Verteilungskoeffizienten K_d . In SiWaPro DSS wird die gesamte spezifische Stoffmasse s_m über die Gleichung:

$$s_m = (\theta + \rho_b \cdot K_d) \cdot \sigma_{fl,m} \quad (4.1)$$

mit der Porosität θ , der Partialdichte $\rho_{fl,m}$ (in der wässrigen Lösung vorkommende Stoffkonzentration) und der Trockenrohddichte ρ_b berechnet. Die Retardation kann nach Gleichung (4.2) mit dem sogenannte Retardationsfaktor R beschrieben werden.

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\theta} K_d \quad (4.2)$$

Im Projekt AURA /DUR 11/ wurden für U-238, Th-232, I-127 und Ra-226 K_d -Werte durch Auslaugversuche an betonhaltigen Materialien bestimmt. Der K_d -Werte für Uran ist in Tab. 4.4 gegeben. Weitere K_d -Werte für verschiedene Elemente wurden den Untersuchungen von /THI 04/ entnommen.

Tab. 4.4 K_d -Werte ausgesuchter Elemente an verschiedenen Materialien

| Element | K_d -Deponie [l·kg ⁻¹] | K_d -Dichtung [l·kg ⁻¹] | K_d -Boden [l·kg ⁻¹] | K_d -GW-Leiter [l·kg ⁻¹] | Quelle |
|---------|---|--|---------------------------------------|---|----------|
| Ni | 10 | 10 | 1 | 0,1 | /THI 04/ |
| Sr | 1 | 10 | 0,1 | 0,1 | /THI 04/ |
| Cs | 10 | 100 | 10 | 1 | /THI 04/ |
| U | 235 | | | | /DUR 11/ |
| U | 10 | 10 | 1 | 0,1 | /THI 04/ |
| Pu | 10 | 10 | 1 | 0,1 | /THI 04/ |
| Am | 100 | 1000 | 100 | 10 | /THI 04/ |

4.6 Two-Site-Model

Das sogenannte Two-Site-Model von /SIM 94/ beschreibt die Sorption eines Stoffes an einer Oberfläche, indem die Sorptionsplätze in zwei unterschiedliche Sorptionsgebiete eingeteilt werden (Abb. 4.5). Ein Gebiet wird über eine Gleichgewichtsreaktion nach der Henry-Isotherme und das andere über eine Sorptionskinetik, die ein chemisches Nichtgleichgewicht berücksichtigt, modelliert.

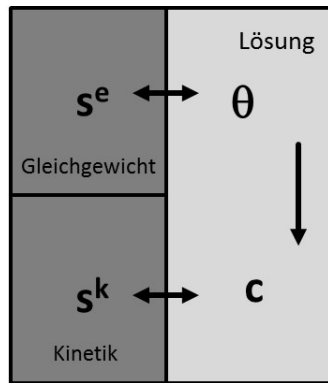


Abb. 4.5 Veranschaulichung der Sorptionsgebiete des Two-Site-Modell nach /SIM 94/

s^e : Sorptionsgebiet mit Gleichgewichtsreaktion, s^k Sorptionsgebiet mit Sorptionskinetik, c Stoffkonzentration in wässriger Lösung, θ Wassergehalt.

Die gesamte Schadstoffmasse s setzt sich nach Gleichung (4.3) zusammen aus der Summe der Sorptionsgebiete im Gleichgewicht (s^e) und mit Kinetik (s^k). Die Transportgleichung des Gesamtsystems lässt sich nach Gleichung (4.4) mit dem Wassergehalt θ , der Trockenrohddichte ρ , der Konzentration in der wässrigen Phase c , dem Dispersionsensor D und dem Quellen- bzw. Senkenterm φ beschreiben. Die Gleichgewichtssorption in Gleichung (4.5) wird aus der Konzentration c , dem Anteil des Sorptionsgebiets im Gleichgewicht mit der wässrigen Phase (f_e) und dem Verteilungskoeffizienten K_d berechnet. Die Massenbilanz mit Gleichung (4.6) erfolgt über die Dichte ρ , den Massentransferkoeffizienten zur Beschreibung des kinetischen Prozesses 1. Ordnung ω_k , dem Quellen- und Senkenterm auf der kinetischen Seite φ_k und der sorbierten Konzentration auf der kinetischen Sorptionsseite beim Erreichen des Gleichgewichts s_e^k in Gleichung (4.7).

$$s = s^e + s^k \quad (4.3)$$

$$\frac{\delta \theta c}{\delta t} + \rho \frac{\delta s^e}{\delta t} + \rho \frac{\delta s^k}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left(\theta D \frac{\delta c}{\delta z} \right) - \frac{\delta q}{\delta z} - \varphi \quad (4.4)$$

$$s^e = f_e \cdot K_d \cdot c \quad (4.5)$$

$$\rho \frac{\partial s^k}{\partial t} = \omega_k \cdot \rho \cdot (s_e^k - s^k) - \varphi_k \quad (4.6)$$

$$s_e^k = (1 - f_e) \cdot K_d \cdot c \quad (4.7)$$

Für die Tracerdurchbrüche der Versuche von /DUR 11/ wurde der Wert von ω auf $3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ bestimmt. Dieser niedrige Wert von ω bedeutet, dass die Retardierung des

Tracers fast ausschließlich über ein Gleichgewicht bestimmt ist und nur ein kleiner Teil kinetisch sorbiert wird.

5 Eignungsprüfung von Modellen der Langzeitsicherheitsanalyse

Basis für eine Bewertung der Barrierewirksamkeit, der Auslaugung von Schadstoffen aus Abfällen und Ausbreitungsmechanismen im Gebirge mittels numerischer Simulationsprogramme (Programmcodes) sind fundierte Standortkenntnisse z. B. der Deponie und des geologischen Untergrundes, in dem die Deponie eingebettet ist. Darüber hinaus ist das Konzept der Deponie (Gestaltung der Ablagerung radioaktiver Stoffe, Vorgabe von Inventarcharakteristika, Strategie der Ablagerung) von Bedeutung. Wesentliche Standorteigenschaften sind das Isolationspotential, die Gesteinseigenschaften und die hydrogeologisch-hydrochemischen Eigenschaften. Die Bewertung der Langzeitphase stützt sich auf Langzeitprognosen mit dem Ziel, die zeitliche Entwicklung der Standorteigenschaften im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Wirksamkeit des Barriersystems abzuschätzen. Zur Beurteilung der Langzeitphase nach Deponierung der freigegebenen radioaktiven Stoffe müssen die sich gegebenenfalls ändernden Standorteigenschaften dahingehend bewertet werden, ob der sichere Einschluss des radioaktiven und chemisch-toxischen Inventars über die geforderte Zeit erhalten bleibt. Der Zeitraum des Auftretens relevanter Emissionen aus einer konventionellen Deponie der Klassen 0 - III wird aus heutiger Sicht auf etwa 100 bis 200 Jahre geschätzt /GRS 11/.

5.1 Aufbau eines Regionalmodells zum Schadstofftransport

Mit dem Programm SPRING wurde ein Regionalmodell erstellt um die Ausbreitung der Radionuklide im Grundwasser zu berechnen (Abb. 5.1). Im Modellgebiet erstreckt sich von Südosten nach Nordwesten ein großes Hauptgewässer, in das ein kleinerer Bachlauf einmündet. Des Weiteren befindet sich ein See mit Grundwasserkontakt im Modell. Hinzu kommen drei Grundwasser fördernde Entnahmebrunnen im Südosten. Am westlichen und südlichen Modellrand des Regionalmodells wird eine Wasserscheide angenommen, d. h. hier kann als Begrenzung des Modells ein $Q = 0$ -Rand definiert werden. Die Lage des Deponiekörpers befindet sich im südlichen Teil des Regionalmodells zwischen dem Quellgebiet des Baches und der Entnahmebrunnen (siehe Position in Abb. 5.1).

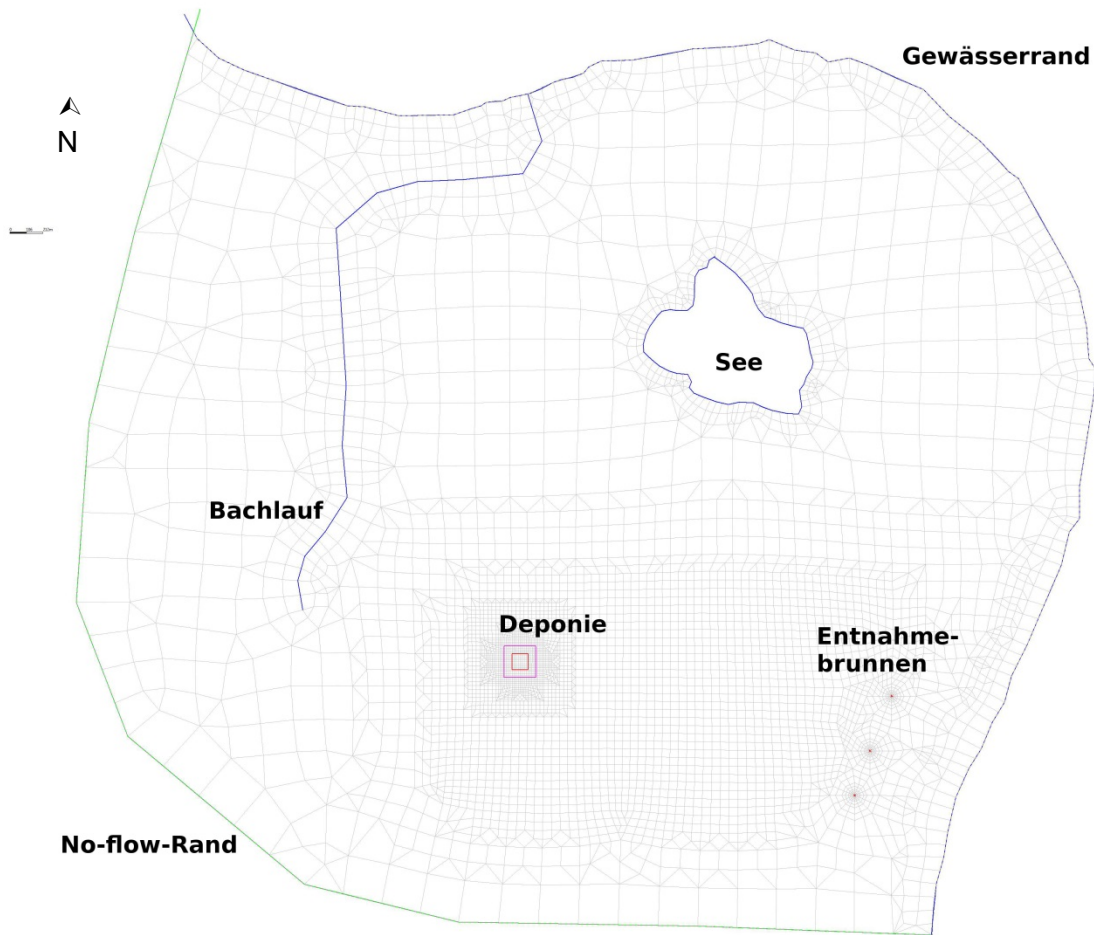


Abb. 5.1 Regionalmodell in SPRING mit der Lage der Deponie

Der Rand des Modells im Norden und Südosten ist durch ein Gewässer gegeben, während der Nordwest und Südrand eine Begrenzung durch eine $Q = 0$ -Bedingung darstellt. Neben einem Bachlauf und einem See befinden sich drei Brunnen im Modellgebiet. Markiert ist die Lage der Deponie.

5.2 Modellierung der Freisetzung von Schadstoffen aus einer Deponie und Ausbreitung mit dem Grundwasser

Das Ziel einer standortspezifischen Modellierung zur Betrachtung z. B. der Barrierewirksamkeit, der Auslaugung von Schadstoffen aus Abfällen unterschiedlicher Deponieklassen, der hydrogeologischen und hydrochemischen Eigenschaften und Ausbreitungsmechanismen im Gebirge unter Berücksichtigung der radiologischen Relevanz für den Standort bzw. der Abfälle ist es, die maximale Radionuklidkonzentration im

Grundwasser an einem festzulegenden expositionsrelevanten Aufpunkt zu prognostizieren.

Dieser Aufpunkt kann

- ein vorhandener genutzter Grundwasserentnahmeort (z. B. Trinkwasserbrunnen, Hauswasserbrunnen) oder
- der Ort einer absehbaren zukünftigen Nutzung des Grundwassers und damit ein zukünftiger Expositionsort, der in Abstimmung mit der Behörde vorgegeben ist, oder lässt sich
- als ein Ort des flächenhaften Eintrages von Grundwasser in eine wirtschaftlich nutzbare Vorflut

beschreiben.

Ein einfaches Verfahren zur Beurteilung der radiologischen Konsequenz aus einer langfristigen Emission von Radionukliden aus einer Deponie ist eine ingenieurmäßige Abschätzung (expert judgement oder generisches Modell). Sie erfordert einen geringeren Datenaufwand als eine hydrogeologische Standortanalyse mit aufwendigen Computerprogrammen. Diese ingenieurmäßige Abschätzung beruht auf der hydrogeologischen Einschätzung des Gesamtsystems des Standortes und berücksichtigt Messergebnisse aus Einzelmessungen in angemessener Weise. Die Standortgegebenheiten der Deponie werden dabei angemessen und ausreichend konservativ bei der Konsequenzermittlung berücksichtigt. Diese ingenieurmäßige Vorgehensweise setzt i. d. R. ein stationäres hydrodynamisches und hydrochemisches System voraus, das über den derzeitigen Ist-Zustand beschrieben werden kann. Dieser Ist-Zustand wird mittels gezielter Standortanalysen ermittelt.

Da nach dem aktuellen Wasserhaushaltsgesetz /WHG 09/ die Nutzung des Grundwassers im Umfeld einer Deponie zu Trinkwasserzwecken nicht auszuschließen ist, könnte die Bewertung der Grundwasserkontamination und damit die Einhaltung von Grenzwerten am Schutzgut Trinkwasser über einen Entnahmestandort, der entweder real vorliegt oder konservativ definiert wird (hypothetischer Standort), erfolgen. Der Aufpunkt der Sicherheitsanalyse kann dann als einen Ortspunkt, der für eine Grundwasserförderung zu Trinkwasserzwecken herangezogen werden könnte, d. h. als Standort einer Grundwassergewinnungsanlage definiert werden. Dabei spielen für die

Definition bzw. Festlegung des hypothetischen Standortes wasserwirtschaftliche und wasserschutzbedingte Vorgaben eine bedeutende Rolle.

5.2.1 Auslaugung von Schadstoffen aus Abfällen und Ausbreitungsmechanismen im Gebirge

Um fundierte, belastbare Aussagen bei einer quantitativen Prognose hinsichtlich der Mobilität der Schadstoffe einschließlich ihrer Reaktionsprodukte und Metabolite im Rahmen einer Bewertung der Ausbreitung von Schadstoffen in der Langzeitphase einer Deponie treffen zu können, ist es erforderlich, das Reaktionsgeschehen und den sich daraus ergebenden Konzentrationsverlauf von Schadstoffen innerhalb des Deponiekörpers und an den Grenzen der zu bewertenden Deponie zu kennen.

Eine Vorhersage über die Entwicklung des Freisetzungsverhaltens von Radionukliden und weiteren Schadstoffen aus den Abfällen der Deponie, mit einer in Abhängigkeit der Deponieklasse möglichen hohen Zahl von Schadstoffen organischer und anorganischer Natur, die häufig in inhomogener Verteilung auftreten, erfordert die Betrachtung einer Vielzahl von komplex miteinander verbundenen Teilprozessen, wie zum Beispiel:

- Oxidation/Reduktion,
- Lösung/Fällung, Mitfällung von chemischen Verbindungen,
- Adsorptions-/Desorptionsprozesse,
- Bildung anorganischer und organischer Kolloide und Pseudokolloide, Kolloidtransport,
- anorganische und organische Komplexbildung.

Bei der Beurteilung des Austrages von radioaktiven Schadstoffen aus einer Deponie ist es nicht allein ausreichend, die Radionuklidkonzentration in Sickerwasser bzw. Grundwasser auf Basis einer konstanten Auslaugung von Schadstoffen aus Abfällen unterschiedlicher Deponieklassen zu ermitteln, sondern zusätzlich müssen der Entwicklungsstatus und die Einflussfaktoren der Radionuklidfreisetzung und der Radionuklidakkumulation über sorbierende Prozesse identifiziert werden, die die Radionuklidmobilität steuern. Beispielsweise ist zu untersuchen, ob es in Zukunft aufgrund der

Erschöpfung der auf +/- neutralen pH-Bereich abpuffernden Karbonatvorkommen zu fortschreitender Versauerung des Sickerwassers und dadurch potenziell zu einer deutlichen Erhöhung der gelösten Konzentrationen an Radionukliden (bzw. Schwermetallen) kommen könnte. Ist dies der Fall, so macht eine radiologische Bewertung allein auf der Grundlage derzeitiger gelöster Radionuklid-Konzentrationen im Sicker- bzw. Grundwasser radiologisch wenig Sinn, sondern es sind Aussagen zur maximal möglichen Freisetzung in der Zukunft erforderlich.

Es muss daher auf Basis z. B. einer geochemischen Modellierung geprüft werden, ob aufgrund veränderter geochemischer Milieubedingungen in der Deponie mit einer künftigen Erhöhung des Radionuklidaustrages zu rechnen ist, oder ob die maximale Schadstoffmobilität bereits erreicht bzw. überschritten ist. Erst dann kann eine Entscheidung darüber erfolgen, welche langfristig maximal mögliche Radionuklidkonzentration im Sickerwasser der Berechnung des weiteren Schadstoffaustrages zugrunde gelegt werden muss. Mit Hilfe einer Freisetzungs-Prognose werden die maximalen Radionuklidkonzentrationen abgeschätzt, die nach Einstellung der unter den gegebenen Standortverhältnissen (chemische Verhältnisse im Deponiekörpers) denkbar niedrigsten pH-Werte, im Sickerwasser auftreten könnten.

5.2.2 Hydraulik und Transport der Radionuklide im Untergrund der Deponie

Ausreichend gesicherte wissenschaftliche Erkenntnisse u. a. über das Verhalten des Gesamtsystems Deponie, das Verhalten von Teilsystemen (z. B. das Verhalten des Abfalls unterschiedlicher Deponieklassen), den Ablauf spezieller Ereignisse und Prozesse (z. B. Verhalten der Radionuklide bei Anwesenheit von Grundwasser oder säurebildenden Schwermetallen) und die Auswirkung unterschiedlicher Standortentwicklungen (z. B. Nutzungsänderungen) bilden die Grundlage für die Durchführung von Sicherheitsanalysen in der Langzeitphase. Dazu werden konzeptionelle Modellvorstellungen zur Beschreibung von Systemverhalten, Prozessabläufen usw. entwickelt. Diese werden in mathematische Modelle umgesetzt und in Rechencodes zur Analyse des Systemverhaltens - wie beispielsweise der Analyse des Grundwasser- und Schadstofftransports durch das Barrierensystem des Deponiestandortes - verarbeitet. Das Gesamtsystem wird hierfür in der Regel in Teilsysteme und Modelle (z. B. Deponiekörper, Hydrosphäre, Biosphäre) unterteilt und analysiert. Für eine umfassende standortspezifische Sicherheitsanalyse werden die Teilmodelle gekoppelt, wobei

das Gesamtsystem des Deponiestandortes in einem integrierten Modell abgebildet und analysiert wird.

Mit Hilfe von Transportmodellen, die auf hydrogeologische Modelle aufbauen, lässt sich die räumliche und transiente Schadstoffausbreitung im Abstrom einer Deponie vorhersagen und die Konzentrationsverteilungen im Grundwasser berechnen. In diesem Fall ist in der Regel eine mehrdimensionale Betrachtung mit komplexen Rechenprogrammen notwendig.

6 Ergebnisse der Modellierung der Schadstofffreisetzung und des Transports sowie Berechnung der Strahlenexposition

6.1 Modellierung der Freisetzung mit SiWaPro DSS

Die Freisetzung in SiWaPro DSS erfolgt anhand des in Kap. 4.6 beschriebenen Two-Site-Modells. Jedoch gibt es hierzu Einschränkungen. Die Freisetzung erfolgt programmtechnisch nicht über den Gleichgewichtsanteil sondern nur über die kinetische Rate ω . Dies hat zur Folge, dass bei einer Variation von ω die Konzentration im Sickerwasser sich ändert (Abb. 6.1). Für relativ hohe kinetische Raten von $\omega = 10 \text{ a}^{-1}$ bzw. $\omega = 1 \text{ a}^{-1}$ ist die Konzentration im Sickerwasser durch die lineare Sorption mit dem K_d -Wert kontrolliert. Die Konzentration steigt schnell an, zeigt dann einen Plateauwert und fällt nach ca. 85 Jahren wieder ab. Zwischen ca. 140 und 180 Jahren bildet sich ein neuer Plateauwert bei einer viel geringeren Konzentration als der ersten. Wird ω auf $0,01 \text{ a}^{-1}$ erniedrigt steigt die Konzentration auf ein Maximum nach 86 Jahren an und fällt dann flach wieder ab. Ab einem $\omega \leq 1 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ steigt die Konzentration bis ca. 100 Jahren an und bleibt dann auf einem Plateauwert konstant.

Zu Beginn der Rechnung mit $\omega = 10 \text{ a}^{-1}$ und 1 a^{-1} wird durch die hohe kinetische Rate die Konzentration in der flüssigen Phase sehr schnell erhöht, bis eine bestimmte Schwellen-Stoffkonzentration in der Lösung erreicht ist. Gleichzeitig wird die freigesetzte Konzentration über den K_d -Wert sofort wieder mit dem K_d -Sorptionsgebiet ins Gleichgewicht gebracht. Der in Abb. 6.1 beobachtete Plateauwert bei $\omega = 10 \text{ a}^{-1}$ und 1 a^{-1} entspricht der Schwellen-Stoffkonzentration. Die Kontamination wird aus der Säule ausgewaschen, indem das Sickerwasser im oberen Bereich über die kinetische Rate ω und den K_d -Wert bis zur Schwellenwertkonzentration aufgesättigt wird. Beim Transport durch die noch kontaminierten unteren Bereiche der Säule findet über den K_d -Wert ein Austausch mit den Sorptionsplätzen statt. Aber eine Freisetzung über die kinetische Rate ω nicht. Dies erklärt den ersten Plateauwert in Abb. 6.1. Nachdem die auf dem K_d -Sorptionsgebiet sorbierte Konzentration ausgewaschen wurde, wird noch eine Zeit lang die Kontamination, die noch auf dem Sorptionsgebiet mit Kinetik vorhanden ist, über ω freigesetzt, was die Bildung des zweiten viel niedrigeren Plateaus erklärt.

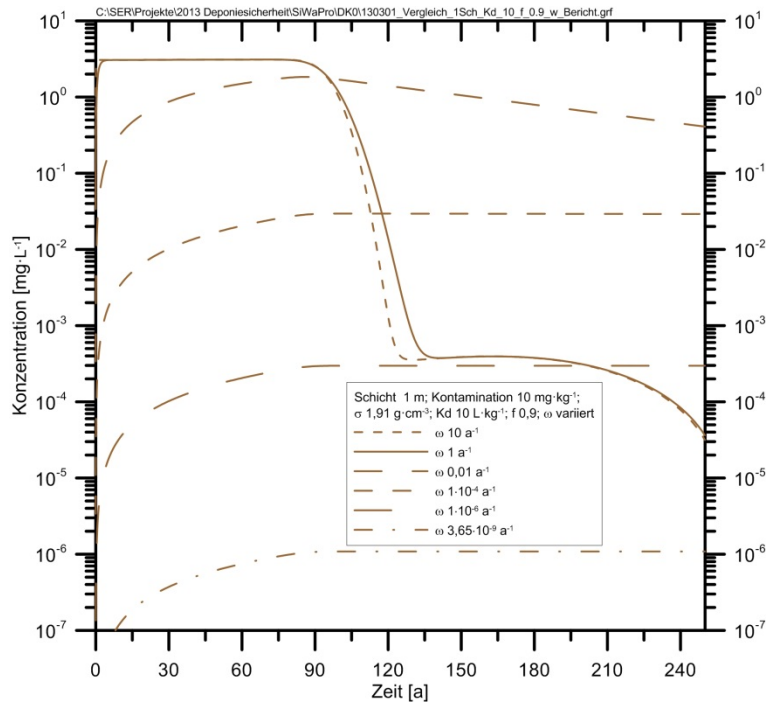


Abb. 6.1 Konzentration bei der Variation von ω für eine Schicht mit 1 m Mächtigkeit und einer Kontamination von $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ mit einer Trockenrohddichte von $\rho = 1,91 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$

Der konstante Plateauwert bei $\omega \leq 1 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1}$ ist nicht durch ein Gleichgewicht, sondern durch die Freisetzung nach der kinetischen Rate ω bedingt. In jeder Box des Gitters wird durch diese Rate freigesetzt. Daraufhin stellt sich ein Gleichgewicht mit dem K_d -Sorptionsgebiet ein. Außerdem wird ein Teil der Konzentration aus der Gitterbox transportiert. Nach ca. 90 Jahren ist die maximale Konzentration erreicht die durch den Transport durch alle Boxen hindurch aufsummiert wird. Wird die Fließgeschwindigkeit geändert, ändert sich auch die sich einstellende Konzentration (Abb. 6.2). Bei einer niedrigen Grundwasserneubildungsrate ist die Fließgeschwindigkeit langsamer und die Sickerwasserkonzentration steigt an. Mit höheren Grundwasserneubildungsrate ist die Sickerwasserkonzentration niedrig. Wie in Abb. 6.2 zu erkennen ist, bleibt die Fracht im Sickerwasser für alle Grundwasserneubildungsrate konstant bei $217,4 \text{ ng}\cdot(\text{a}\cdot\text{m}^2)^{-1}$. Da die Sickerwassermenge durch die unterschiedlichen Grundwasserneubildungsrate variiert ist durch die höhere Konzentration bei niedriger Sickerwassermenge die Fracht gleich hoch wie bei einer hohen Sickerwassermenge mit kleinerer Konzentration im Sickerwasser.

Der lineare Anstieg der Konzentration und Fracht entspricht dem Zugewinn an Konzentration pro Box.

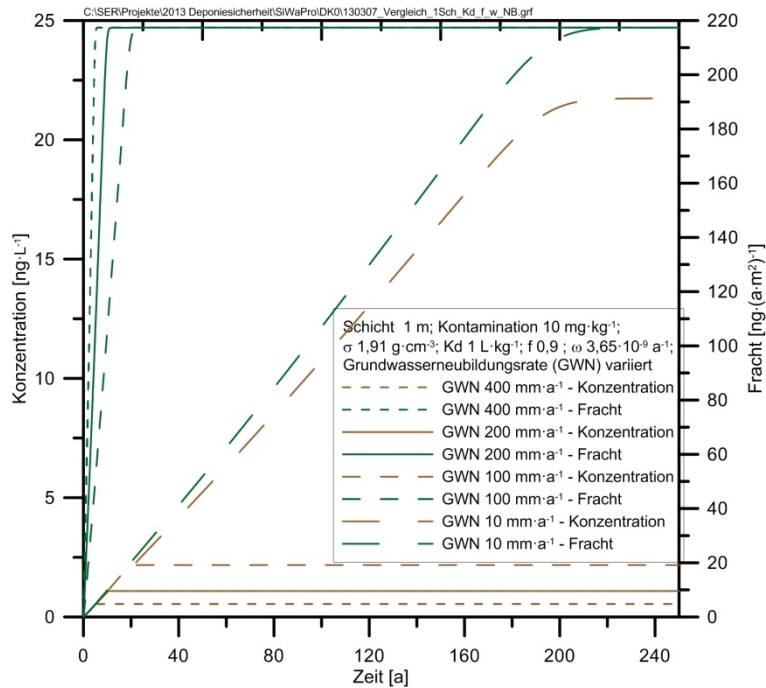


Abb. 6.2 Variation der Grundwasserneubildungsrate (GWN) für eine 1 m mächtige Schicht mit einer Kontamination von 10 mg·kg^{-1} bei einer Trockenrohdichte ρ von $1,91 \text{ g·cm}^{-3}$, $f = 0,9$ und $\omega = 3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$

6.2 Modellierung der Freisetzung mit SPRING

Für die Modellierung der Freisetzung wird in SPRING eine konstante Konzentration über eine Randbedingung der 1. Art im Deponiekörper vorgegeben. Damit kann die Ausbreitungscharakteristik der Radionuklide gezeigt werden. Eine weitere Quantifizierung der freigesetzten Konzentrationen wurde nicht durchgeführt.

6.3 Gasbildung

Eine mögliche Gasbildung in einer hier betrachteten Deponie kann ausgeschlossen werden. Es handelt sich bei dem deponierten Abfall um Zement-, Betonabfälle oder ähnliche Materialien aus dem Rückbau der Kernkraftwerke. Diese beinhalten sehr wenig organische Bestandteile. Außerdem darf nach der /DepV 09/ in eine Deponie der Klasse DK 0 bis DK II nur Material mit einem organische Anteile von $\text{TOC} \leq 1 \text{ Masse\%}$ eingebracht werden. Andere recyclingfähige Materialien (wie z. B. Eisen) werden nicht deponiert. Daher kann auch eine Gasbildung bei einer möglichen Korrosion ausgeschlossen werden.

6.4 Ergebnisse der Modellrechnungen mit SiWaPro DSS

6.4.1 Zeitlicher Verlauf von Konzentration und Fracht

Als erster Schritt wurde bei den Modellrechnungen mit SiWaPro DSS die Konzentration in der flüssigen Phase vorgegeben. Diese Konzentration gilt als Randbedingung, die durch das lineare Henry-Gesetz über den K_d -Wert im Gleichgewicht mit dem Feststoff steht (s. Gleichung (4.5)). Die Freisetzung aus dem Feststoff erfolgt mit dem gleichen K_d -Wert.

Für den Verlauf der Konzentration und Fracht in einer DK 0 zeigt sich mit dieser Annahme eine Gleichgewichtskonzentration durch einen Plateauwert von $12,415 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, der nach ca. 140 Jahren erreicht wird. Die Ausgangskonzentration beträgt $6,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ U-238 (/DUR 11/), was mit einer Dichte des Deponiekörpers von $1,91 \text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ der vorgegebenen Konzentration in der wässrigen Phase von $12,415 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ entspricht (Abb. 6.3).

Bleibt die vorgegebene Konzentration in der flüssigen Phase konstant und wird nur der K_d -Wert erhöht, ist durch das lineare Gleichgewicht mit der Sorptionsoberfläche die Konzentration auf den Sorptionsplätzen größer. Die Desorption ist verzögert durch den höheren K_d -Wert, aber die Fracht und die Gleichgewichtskonzentration entsprechen der bei einem niedrigen K_d -Wert (siehe Abb. 6.3). Der Peak vor Erreichen des Plateauwertes bei einem K_d -Wert von $235 \text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$ entsteht beim Transport durch die Entwässerungsschicht und die untere Barriere der Deponie.

Die Modellrechnung der Freisetzung über die Vorgabe der Konzentration in der flüssigen Phase ist bei genauerer Betrachtung nicht realistisch. Durch die Konzentrationsangabe in der flüssigen Phase im linearen Gleichgewicht mit der Feststoffkonzentration nimmt diese bei zunehmendem K_d -Wert ebenfalls zu und führt dazu, dass eine höhere Gesamtmasse an Schadstoff im System vorhanden ist.

Wird dagegen ein Impuls auf eine Säule gegeben und die Retardierung beim Transport betrachtet, bleibt die Gesamtmasse an Schadstoff konstant (Abb. 6.4). Eine Erhöhung des K_d -wertes verzögert die Ankunft des Peaks und lässt ihn breiter werden.

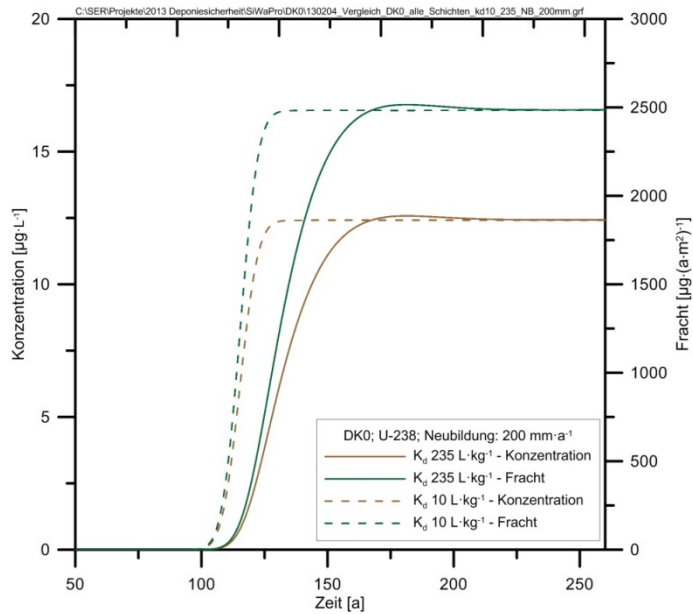


Abb. 6.3 Konzentration (braun) und Fracht (grün) der Durchbruchkurve von U-238 einer Deponie der Klasse DK 0 und bei unterschiedlichen K_d -Werten von $10 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ (gestrichelt) und $235 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ (durchgezogen)

Ausgangskonzentration $6,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ U-238, Trockenrohddichte ρ $1,91 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, Grundwasserneubildung $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$, K_d -Wert 10 und $235 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$.

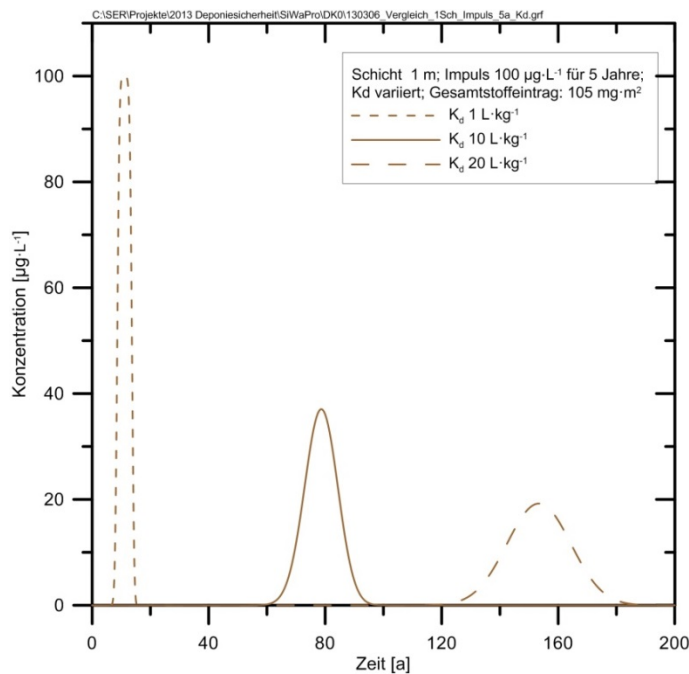


Abb. 6.4 Konzentrationsverlauf am Ausfluss einer Säule von 1 m Mächtigkeit mit einem Impuls von $100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ über 5 Jahre und unterschiedlichen K_d -Werten

Um das gleiche Verhalten auch bei der Freisetzung aus dem Deponiekörper vorzufinden muss daher entweder die Anfangskonzentration in der wässrigen Phase verringert oder ein anderes Freisetzungsmodell verwendet werden. Die Vorgabe einer anderen Anfangskonzentration der wässrigen Phase beinhaltet immer Fehler bei der Berechnung, da diese nicht von SiWaPro DSS durchgeführt wird. Daher wird dieses Verfahren nicht angewandt, sondern im Weiteren eine Feststoffkonzentration vorgegeben und die Freisetzung über das in Kap. 4.6 vorgestellte Two-Site-Model errechnet. Als Beispiele sind in Abb. 6.5 a) und b) die Sickerwasserkonzentration aus der Freisetzung einer 1 m mächtigen Schicht mit einer Kontamination von $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ bei unterschiedlichen K_d -Werten unter Berücksichtigung des Two-Site-Model dargestellt. Der Gesamtstoffeintrag im Sickerwasser ist für alle drei K_d -Werte $59,6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ was bedeutet, dass die Gesamtmasse der Kontamination konstant ist.

Ein weiterer Einfluss der Parameter f und ω sowie des K_d -Wertes auf die Freisetzung wurden über eine Parametervariation am Beispiel der 1 m mächtigen Schicht ausgespielt (siehe Abb. 6.5).

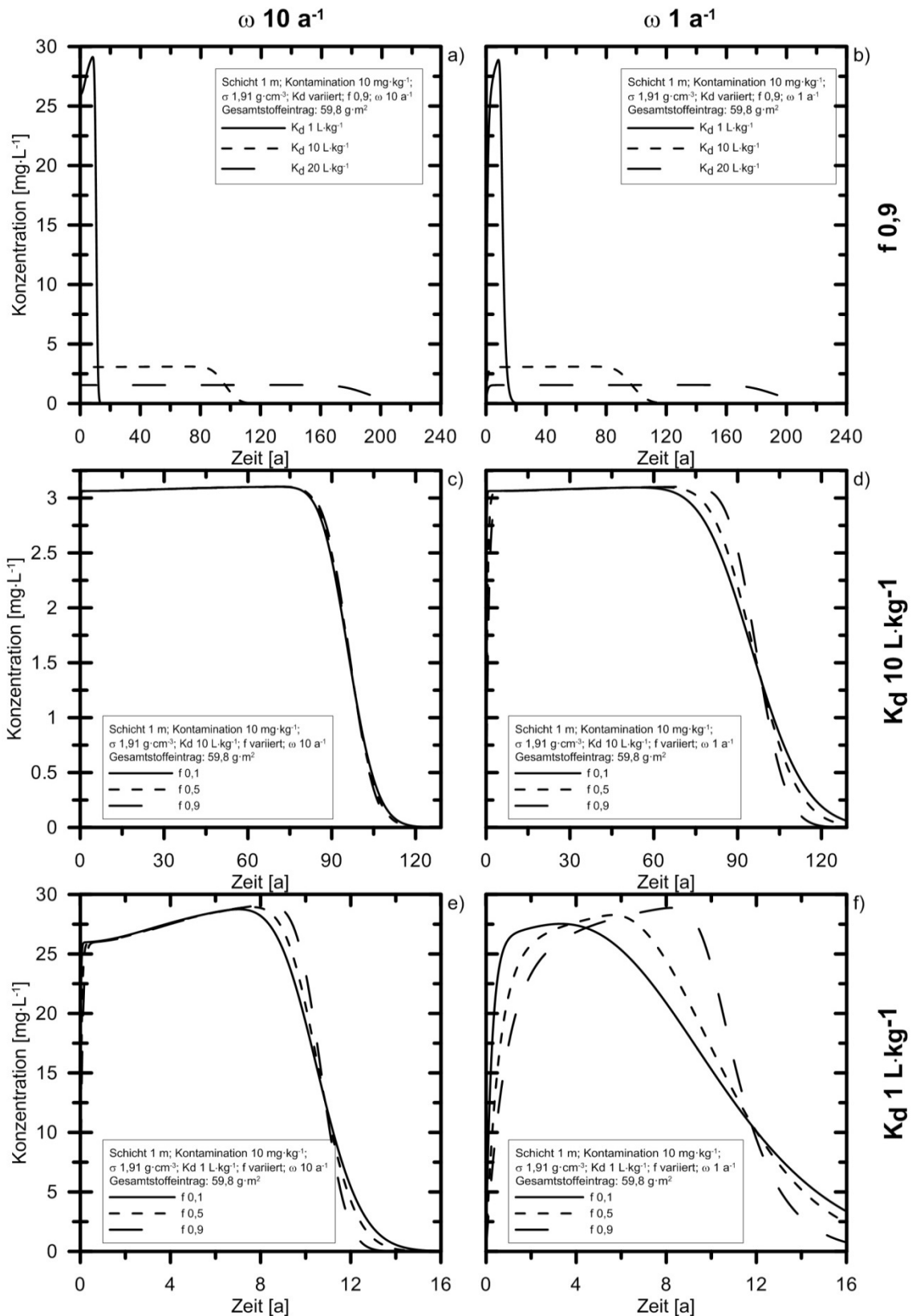


Abb. 6.5 Variation des K_d -Werts sowie der Parameter f und ω für eine Schicht mit 1 m Mächtigkeit und einer Kontamination von $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Der Gesamtstoffeintrag beträgt in allen Rechnungen $59,8 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ bei $\rho = 1,91 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

Unabhängig von den Faktoren f und ω erreichen in Abb. 6.5 a) und b) die Konzentrationen einen Plateauwert. Je nach K_d -Wert sind die Plateauwerte für $\omega = 10 \text{ a}^{-1}$ und 1 a^{-1} identisch. Da die Konzentration in diesen Rechnungen als Feststoffkonzentration in der gesamten Säule vorgegeben wurde, setzt die Erhöhung der Konzentration im Gegensatz zu Abb. 6.4 sofort nach Beginn der Rechnungen ein. Die Erniedrigung des Plateauwertes bei Erhöhung des K_d -Wertes entspricht den Beobachtungen aus Abb. 6.4.

Eine genauere Betrachtung der Kurven bei einem K_d von $10 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ zeigt, dass der Plateauwert nicht einer konstanten Konzentration entspricht, sondern dass diese immer noch zunimmt (Abb. 6.5 c) und d)). Am stärksten ist die Zunahme bei einem K_d von $1 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ in Abb. 6.5 e) und f) zu sehen. Diese Konzentrationserhöhung ist modellbedingt, da die Sättigung variiert. Am unteren Ende wird eine vollständige Sättigung des Porenraums angenommen, während am oberen Ende sich eine Sättigung anhand der Grundwasserneubildung einstellt. In Bereichen mit niedrigem Wassergehalt im oberen Bereich der Säule kann absolut aus dem Feststoff weniger freigesetzt werden. Dadurch ist die Feststoffkonzentration relativ zu Bereichen mit höherem Wassergehalt im unteren Bereich der Säule größer. Aufgrund der Annahme eines linearen Gleichgewichts der Sorption zwischen den Sorptionsplätzen am Feststoff und der flüssigen Phase (s. Gleichung (4.5)), ist durch die höhere Feststoffkonzentration auch die Konzentration in der flüssigen Phase höher. Dadurch stellt sich schon zu Beginn der Modellrechnungen ein Konzentrationsgradient in der wässrigen Phase ein, so dass im oberen Bereich durch die niedrigere Sättigung eine höhere Konzentration in der flüssigen Phase als im unteren Bereich vorhanden ist. Mit der Zeit wird dieser Konzentrationsgradient aus der Säule transportiert und ist im Konzentrationsverlauf am unteren Ende der Säule sichtbar.

Durch die Variation des Faktors f werden die Sorptionsplätze, die sofort im Gleichgewicht mit der flüssigen Phase stehen, variiert. Ein niedriger Faktor f führt zu geringerer linearer Sorption und erhöht die durch ω kontrollierte kinetische Sorption. Wie in Abb. 6.5 c), d), e) und f) zu erkennen ist, führt dies zu einem früheren Einsetzen der Durchbruchkurve und einem flacheren Abklingen der Konzentration. Eine schnelle kinetische Rate ω gleicht den Effekt des Faktors f aus und die Kurven für die Fraktionen unterscheiden sich kaum (Abb. 6.5 c)).

Bei einer Anpassung an die Tracerdurchbrüche der Versuche von /DUR 11/ wurde der Wert von ω auf $3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ bestimmt. Die Konzentrationsentwicklung im Sickerwasser der 1 m mächtigen Säule mit einem ω von $3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ ist in Abb. 6.6 dargestellt.

Aufgrund der Freisetzung aus dem Feststoff mit der Rate ω (vergl. Kap. 6.1) zeigt sich in Abb. 6.6 ein konstanter Plateauwert von $1,1 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$. Dieser stellt sich nach der Höhe der Sickerwassermenge und dem Wert für ω ein (vergl. Abb. 6.1), da die Feststoffkonzentration im Two-Site-Model nur über die kinetische Rate ω freigesetzt wird. Bei der Variation des Faktors f ist zu erkennen, dass bei niedrigem f der Plateauwert schneller erreicht wird.

Für eine Rechnung mit dem Modell der DK 0-Deponie bedeutet die Rate $\omega = 3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ eine konstante Freisetzung des Schadstoffes von $0,016 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ (Abb. 6.7). Je nach Sickerwassermenge und der Rate ω variiert die freigesetzte Konzentration. Einen Einfluss des K_d -Wertes ist nicht zu erkennen. Somit ist zu sagen, dass der von /DUR 11/ bestimmte Wert von $\omega = 3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ für den Transport eines Tracers durch eine Säule oder den Deponiekörper verwendet werden kann, aber als Rate für die Freisetzung in den SiWaPro DSS Rechnungen nicht verwendbar ist.

Im weiteren wird daher mit einem hohen Rate von $\omega = 0,1 \text{ a}^{-1}$ bis 10 a^{-1} gerechnet, damit die Freisetzung aus der Feststoffmatrix schnell von statten geht und der Transport K_d -Kontrolliert wird. Außerdem treten bei einer zu schnellen Freisetzung numerische Probleme auf. Daher muss je nach Deponieklasse und K_d -Wert des betrachteten Elements der Wert von ω entsprechend angepasst werden.

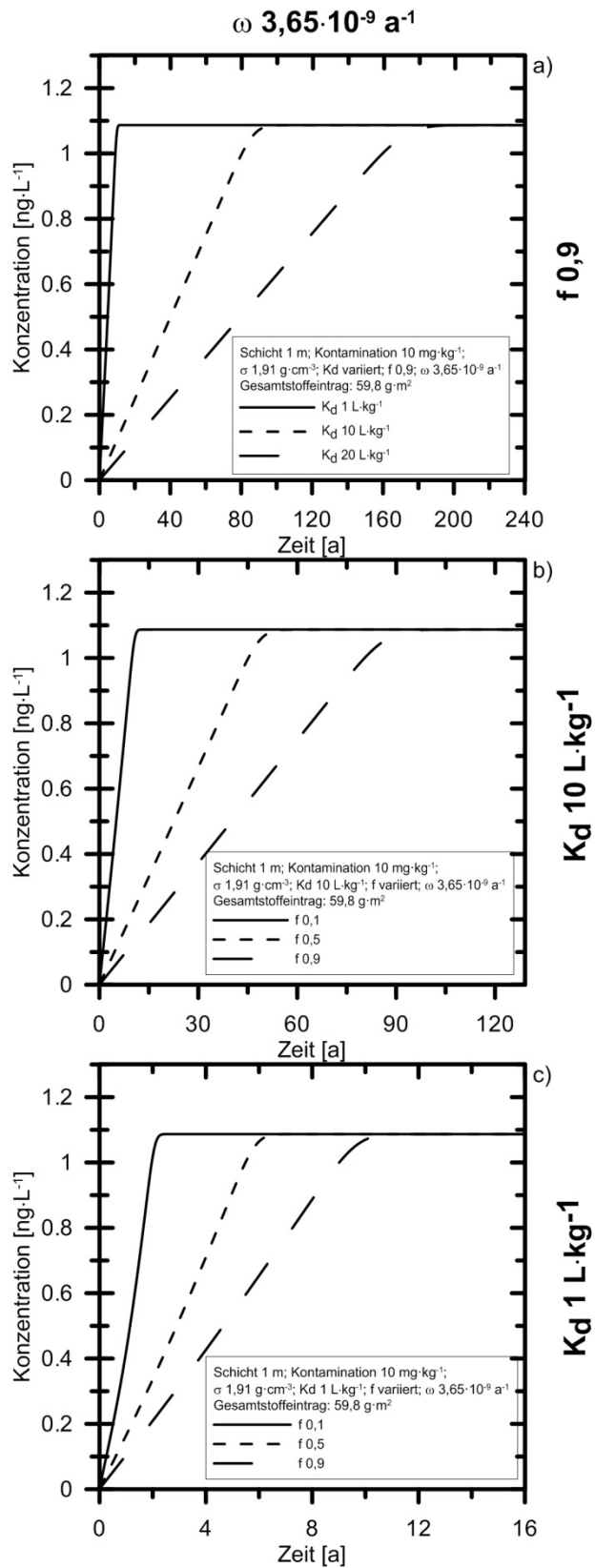


Abb. 6.6 Variation des K_d -Werts sowie des Parameters f bei $\omega 3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ für eine Schicht mit 1 m Mächtigkeit und einer Kontamination von 10 mg·kg^{-1}

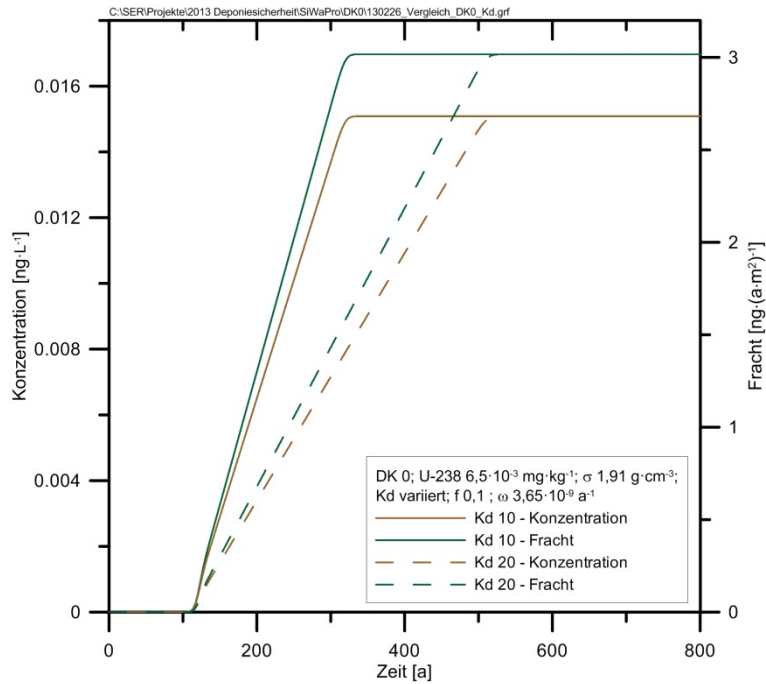


Abb. 6.7 Konzentration (braun) und Fracht (grün) einer DK 0-Deponie bei der Variation des K_d -Werts zwischen 10 und 20 $\text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$ bei einem ω von $3,65\cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$

6.4.2 Freisetzung von Uran

Für Uran sind zwei unterschiedliche Nuklidvektoren vorhanden, die zu drei Parameterdatensätzen führen (Tab. 6.1). Die Feststoffmasse von U-238 wurde aus dem AURA-Bericht /DUR 11/ sowie aus dem Vektor Kahl /BUß 05/ verwendet. Im Vektor Kahl sind auch die Nuklide U-233, U-234 und U-235 angegeben. Durch die im Vergleich zum betrachteten Zeitraum von 800 Jahren vergleichsweise hohen Halbwertszeiten kann angenommen werden, dass für alle Nuklide kein radioaktiver Zerfall von statten geht. Dadurch können die Nuklidmassen zu einer U-Gesamtmasse zusammengefasst werden

Tab. 6.1 Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Uran

| Parameter | f [-] | ω [a^{-1}] | ρ [$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$] | Feststoffmasse [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] | K_d [$\text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$] | Quelle |
|-----------|-------|------------------------------|--|---|---|-------------|
| U-238 | 0,1 | 0,1 | 1,91 | $6,5\cdot 10^{-3}$ | 10, 235 | /DUR 11/ |
| U-238 | 0,1 | 0,1 | 1,91 | $3,28\cdot 10^{02}$ | 10, 235 | Vektor Kahl |
| U gesamt | 0,1 | 0,1 | 1,91 | $3,793\cdot 10^{-02}$ | 10, 235 | Vektor Kahl |

In den ersten Modellrechnungen wurde die Sickerwasserbildungsrate bei der Freisetzung von U-238 variiert. Dabei wurde eine konstante Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ sowie mit dem Verlauf von /THI 04/ mit einem linearen und einem instantanem Anstieg (siehe Abb. 4.4) angenommen.

Unabhängig von der Sickerwasserbildungsrate einer DK 0-Deponie setzt die Erhöhung der Konzentration und Fracht zum gleichen Zeitpunkt ein (Abb. 6.8). Außerdem bildet sich der gleiche Plateauwert aus (Zahlenwerte siehe Tab. 6.2). Der höhere K_d -Wert von $235 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Abb. 6.8 b) verlangsamt das Erreichen des Plateauwertes und erniedrigt die freigesetzte Konzentration. Die Sickerwasserbildungsrate hat einen Einfluss auf den Verlauf des Anstiegs der Konzentration und Fracht. Gegenüber der Rechnung mit einer konstanten Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ verlangsamt sich die Erhöhung der Konzentration und der Fracht bei der Sickerwasserbildungsrate von /THI 04/ mit linearem Anstieg. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass mit dem linearen Anstieg der Sickerwasserbildungsrate erst nach 162 Jahren die konstante Rate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ angenommen wird. Somit steht weniger Sickerwasser für die Freisetzung von U-238 zur Verfügung.

Tab. 6.2 Erreichte Plateauwerte der Konzentration und Fracht in den Modellrechnungen zur Freisetzung von Uran

| Nuklid / Quelle | Deponie-klasse | K_d -Wert [$\text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$] | Plateauwert Konzentration [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$] | Plateauwert Fracht [$\mu\text{g}\cdot(\text{a}\cdot\text{m}^2)^{-1}$] |
|-------------------------------------|----------------|---|---|---|
| U-238 AURA /DUR 11/ | DK 0 | 10 | 2,2 | 430,5 |
| | DK 0 | 235 | $9,2\cdot 10^{-2}$ | 18,4 |
| | DK I | 10 | 2,0 | 46,0 |
| | DK I | 235 | $8,7\cdot 10^{-2}$ | 1,9 |
| U-238 Vektor Kahl /BUß 05/ | DK 0 | 10 | 10,2 | 2.000,0 |
| | DK 0 | 235 | $4,4\cdot 10^{-1}$ | 87,4 |
| | DK I | 10 | 10,2 | 220,2 |
| | DK I | 235 | $4,4\cdot 10^{-1}$ | 9,5 |
| U gesamt Vektor Kahl /BUß 05/ | DK 0 | 10 | 11,8 | 2.400,0 |
| | DK 0 | 235 | $5,05\cdot 10^{-1}$ | 101,0 |
| | DK I | 10 | 11,8 | 254,8 |
| | DK I | 235 | $5,04\cdot 10^{-1}$ | 10,9 |

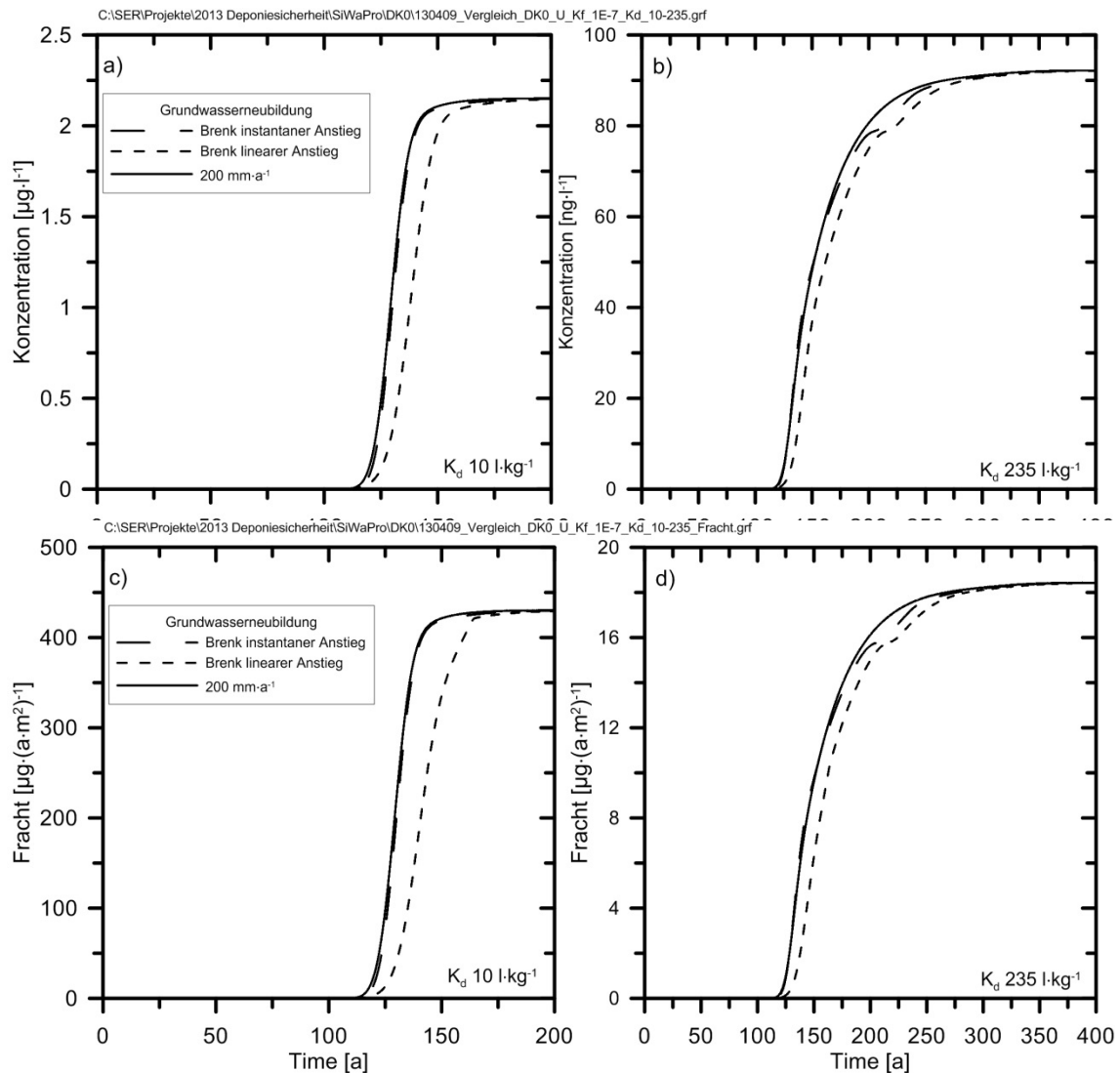


Abb. 6.8 Konzentration und Fracht bei der Freisetzung von U-238 aus einer DK 0-Deponie mit den Eingabeparametern von /DUR 11/ in Tab. 6.1 und verschiedenen Sickerwasserbildungsrate (Abb. 4.4)

Zusätzlich zu den bisher beschriebenen Modellrechnungen mit den U-238 Konzentration aus dem AURA-Bericht /DUR 11/ wurden Vergleichsrechnungen mit den in Tab. 6.1 angegebenen Konzentrationen für U-238 und U_{gesamt} aus dem Vektor Kahl /BUß 05/ für eine DK 0-Deponie und DK I-Deponie mit einer konstanten Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ durchgeführt.

Wie zu erwarten ändert sich der Ersteinsatz des Anstieges der Konzentration und der Fracht durch die unterschiedlichen Konzentrationen nicht (Abb. 6.10). Es zeigen sich höhere Plateauwerte (Zahlenwerte siehe Tab. 6.2) in der Konzentration und Fracht für

den Vektor Kahl, was durch die höheren Konzentrationen im Deponiekörper zu erklären ist.

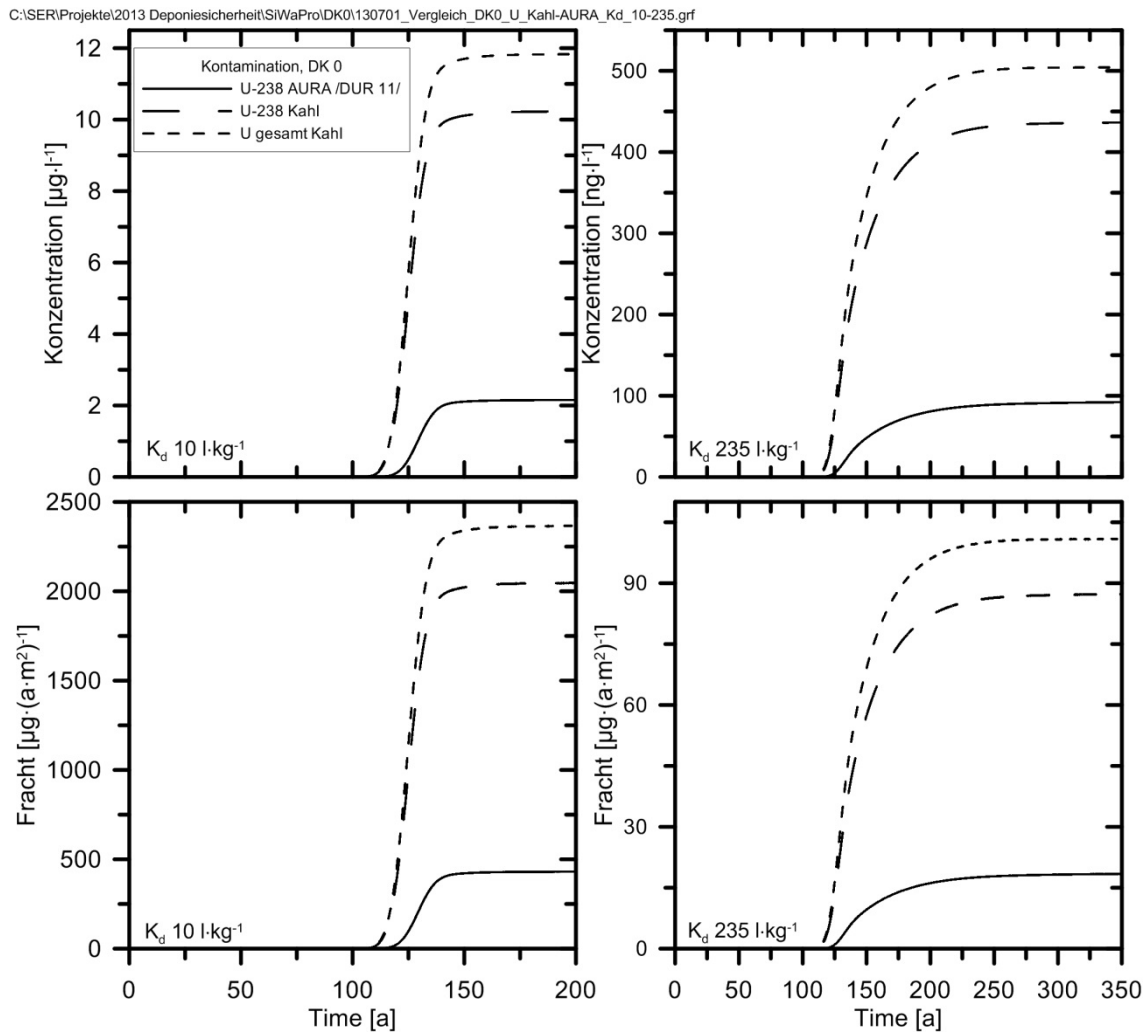


Abb. 6.9 Vergleich der Konzentration und Fracht bei der Freisetzung von Uran aus einer DK 0-Deponie bei unterschiedlichen Konzentrationen im Deponiekörper (siehe Tab. 6.1) und einer Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$

Die Modellrechnungen mit einer DK I-Deponie zeigen ein ähnliches Verhalten wie eine DK 0-Deponie (Abb. 6.10). Der Ersteinsatz der Konzentration und der Fracht wird wesentlich später, als in der DK 0, nach ca. 390 Jahren errechnet. Die erreichten Plateauwerte sind in Tab. 6.2 angegeben. Der Plateauwert der Fracht zeigt in allen Rechnungen zur DK I-Deponie eine Oszillation um einen Mittelwert. Dies zeigt auf, dass es für das SiWaPro DSS einige Schwierigkeiten gibt den Transport durch die untere Barriere der DK I-Deponie, die im Vergleich zu einer DK 0-Deponie um 2 Größenordnungen

gen niedrigere k_F -Werte hat, zu berechnen. Weitere Untersuchungen zu diesen Oszillationen wurden nicht durchgeführt.

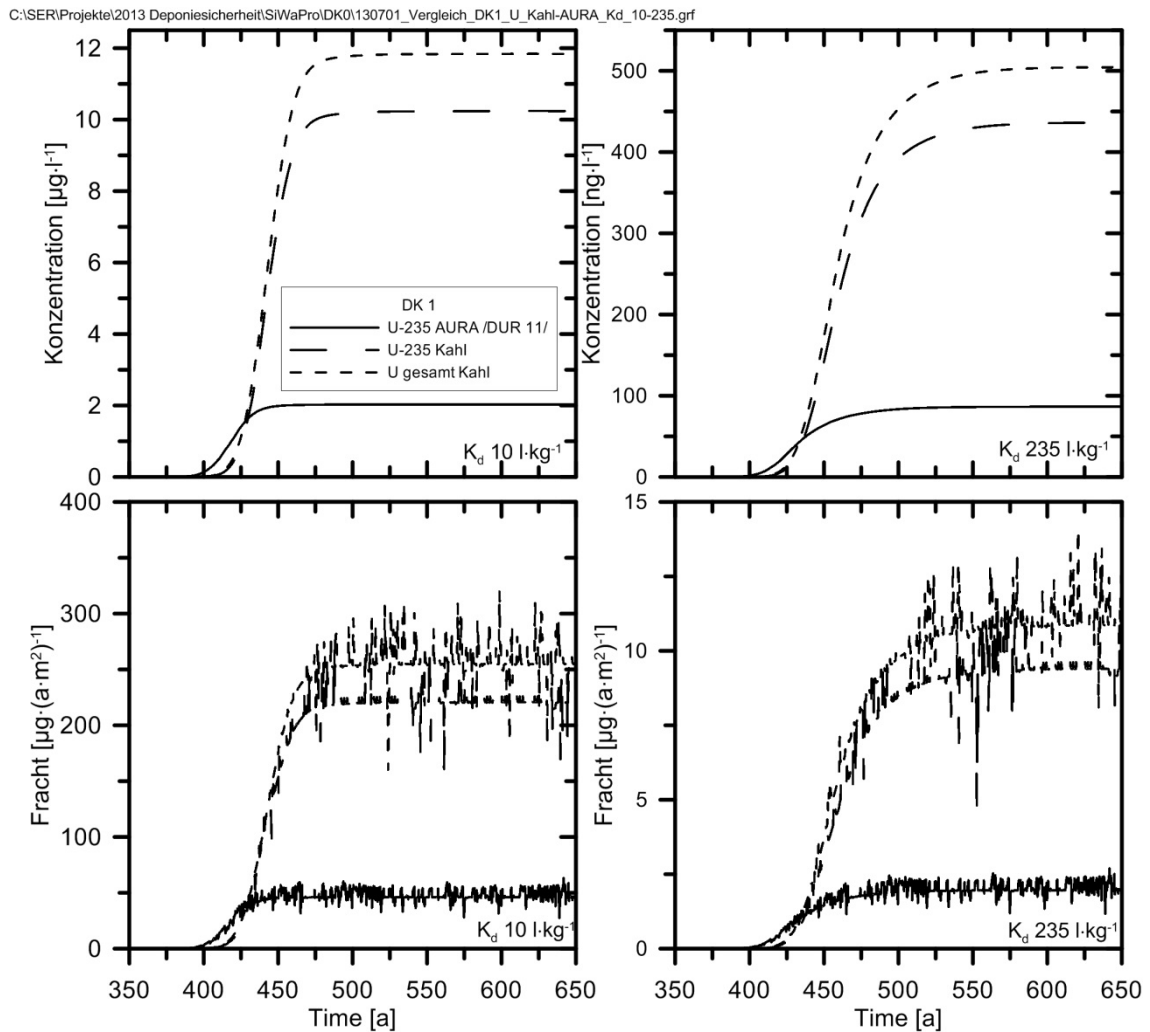


Abb. 6.10 Vergleich der Konzentration und Fracht bei der Freisetzung von Uran aus einer DK I-Deponie bei unterschiedlichen Konzentrationen im Deponiekörper (siehe Tab. 6.1) und einer Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$

6.4.3 Freisetzung von Sr-90

Die Ergebnisse der Rechnungen der Freisetzung von Sr-90 mit den Eingabeparametern für den Vektor Jülich aus Tab. 6.3 sind in Abb. 6.11 dargestellt. Es fällt auf, dass die Konzentration bei den Rechnungen mit den Sickerwasserbildungsraten von /THI 04/ höher sind als bei einer konstanten Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$. Dies liegt an der höheren Sickerwasserbildungsrate von $300 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ in den ersten 61 Jahren der Rechnungen und einer damit verbundenen stärkeren Freisetzung im Deponiekörper. Die Änderung der Sickerwasserbildungsrate von /THI 04/ nach 61 Jahren hat auf den Verlauf der Konzentration keinen Einfluss, da nach dem Überschreiten des Maximalwertes (siehe Tab. 6.4) der Konzentrationsverlauf durch den Zerfall von Sr-90 mit einer Halbwertszeit von 28,64 Jahren bestimmt wird. Der Verlauf der Konzentration mit einer konstanten Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ zeigt den gleichen Abfall.

Tab. 6.3 Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Sr-90

| Parameter | f [-] | ω [a^{-1}] | ρ [$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$] | Feststoffmasse [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$] | K_d [$\text{l}\cdot\text{kg}^{-1}$] | $T_{1/2}$ [a] | Quelle |
|-----------|-------|------------------------------|--|---|---|---------------|---------------|
| Sr-90 | 0,1 | 10 | 1,91 | $3,878\cdot 10^{-7}$ | 10 | 28,64 | Vektor Jülich |
| Sr-90 | 0,1 | 0,1 | 1,91 | $2,59\cdot 10^{-7}$ | 10 | 28,64 | Vektor Kahl |

Tab. 6.4 Erreichte Maximalwerte der Konzentration und Fracht in den Modellrechnungen zur Freisetzung von Sr-90

| Quelle | Sickerwasserbildungsrate | Max. Konzentration [$\text{ng}\cdot\text{l}^{-1}$] | Max. Fracht [$\text{ng}\cdot(\text{a}\cdot\text{m}^2)^{-1}$] |
|----------------------|------------------------------------|--|--|
| Vektor Jülich | $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ | $8,2\cdot 10^{-2}$ | 16,5 |
| | /THI 04/, linear | $1,09\cdot 10^{-1}$ | 10,8 |
| | /THI 04/, instantan | $1,09\cdot 10^{-1}$ | 15,3 |
| Vektor Kahl /BUß 05/ | $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ | $7,2\cdot 10^{-2}$ | 14,3 |

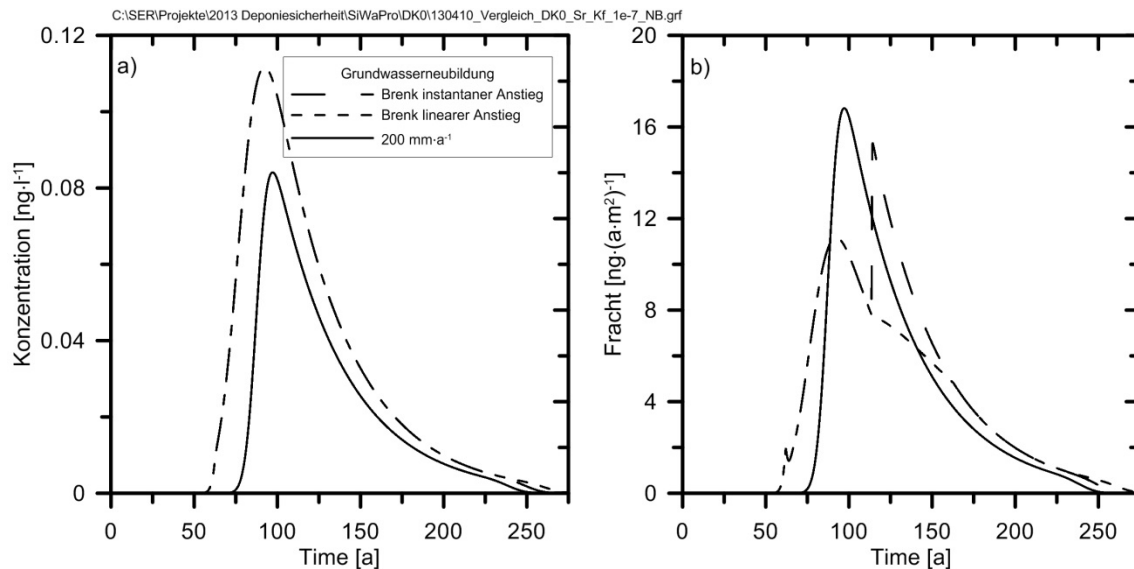


Abb. 6.11 Konzentration a) und Fracht b) bei der Freisetzung von Sr-90 aus einer DK 0-Deponie mit den Eingabeparametern in Tab. 6.3 und verschiedenen Sickerwasserbildungsrate (Abb. 4.4)

Ein Unterschied in der Fracht ist dagegen für den linearen und instantanen Anstieg der Sickerwasserbildungsrate zu sehen. Nach 112 Jahren steigt die Sickerwasserbildungsrate bei /THI 04/ linear. Unter der Annahme von instantanem Anstieg steigt die Fracht sofort über das Niveau von der Rechnung mit einer konstanten Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$. Bei der Annahme eines linearen Anstieges der Sickerwassermenge gleichen sich die Verläufe der Fracht nach 162 Jahren an. Ab diesem Zeitpunkt ist die angenommene Sickerwassermenge von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ zwischen linearem und instantanem Anstieg identisch (siehe Abb. 4.4). Der Abfall der Fracht der Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ und der von /THI 04/ mit linearem und instantanem Anstieg hat wieder den gleichen Verlauf.

Die Verläufe der Konzentration und der Fracht beim Vergleich der beiden Vektoren Jülich und Kahl zeigen keine Unterschiede (Abb. 4.1). Für den Vektor Kahl wird allerdings eine niedrigere maximale Konzentration und Fracht berechnet (siehe Tab. 6.4).

Die Rechnungen zur Mobilisierung von Sr-90 aus einer Deponie der DK I mit den in Tab. 6.3 angegebenen Parametern ergab für beide Nuklidvektoren keine Freisetzung von Sr-90 innerhalb von 800 Jahren.

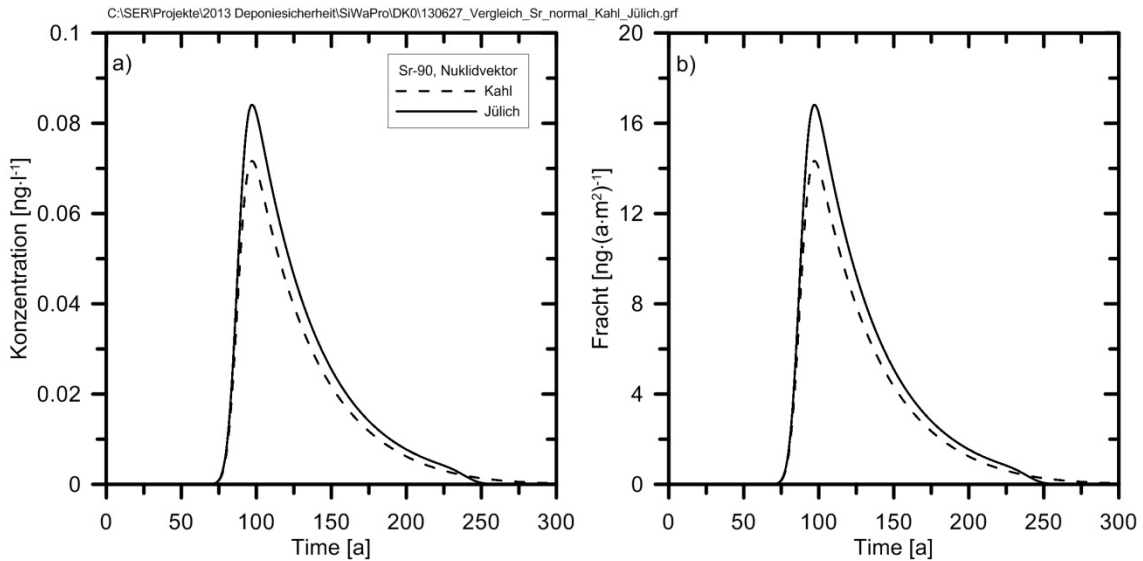


Abb. 6.12 Konzentration a) und Fracht b) bei der Freisetzung von Sr-90 aus dem Nuklidvektor von Jülich und dem KKW Kahl mit den Eingabeparametern in Tab. 6.3

6.4.4 Freisetzung von Plutonium

Im Vektor Kahl /BUß 05/ sind drei unterschiedliche Nuklide von Plutonium enthalten (Tab. 4.3). Lediglich das Pu-238 hat mit 87,74 a eine Halbwertszeit, die für den in den Modellrechnungen betrachteten Zeitraum von 800 Jahren relevant ist. Daher wurde nur für Pu-238 mit einem radioaktiven Zerfall gerechnet (siehe Tab. 6.5). Für die Nuklide Pu-239 und Pu-240 wurden kein radioaktiver Zerfall angenommen und daher die Nuklidmassen zu einer Masse addiert.

Tab. 6.5 Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Plutonium

| Nuklid | f [-] | ω [a ⁻¹] | ρ [g·cm ⁻³] | Feststoffmasse [mg·kg ⁻¹] | T _{1/2} [a] | Quelle |
|-------------------|-------|-----------------------------|------------------------------|---------------------------------------|----------------------|-------------|
| Pu-238 | 0,1 | 0,1 | 1,91 | 1,24·10 ⁻⁸ | 87,74 | Vektor Kahl |
| Pu-239/ Pu-240 | 0,1 | 0,1 | 1,91 | 2,085·10 ⁻⁶ | n. b. ¹⁾ | Vektor Kahl |

¹⁾ n. b. - Keine Halbwertszeit in den Modellrechnungen berücksichtigt, da diese im Vergleich zum betrachteten Zeitraum von 800 Jahren sehr groß ist.

Die Modellrechnungen für das Pu-239/Pu-240 zeigen das Verhalten, wie es bereits für Uran in Kap. 6.4.2 beschrieben wurde (Abb. 6.13, links). Nach ca. 100 Jahren steigt bei der DK 0-Deponie die Konzentration an und es bildet sich ein Plateauwert in der Konzentration und Fracht aus (Zahlenwerte siehe Tab. 6.6). Bei der DK I-Deponie beginnt der Anstieg nach ca. 400 Jahren und es bildet sich der gleiche Plateauwert in der Konzentration aus, während eine viel niedrigere Fracht berechnet wurde.

In den Modellrechnungen für Pu-238 zeigen die Konzentration und die Fracht einen anderen Verlauf wie für Pu-239/Pu-240 (Abb. 6.13, rechts). Dies ist auch zu erwarten, da für Pu-238 mit einer Halbwertszeit von 87,74 Jahren gerechnet wurde. Hier beginnt bei der DK 0-Deponie ebenfalls der Anstieg der Konzentration und Fracht nach ca. 100 Jahren. Nach 125 Jahren wird der Maximalwert in der Konzentration und der Fracht erreicht (Zahlenwerte siehe Tab. 6.6). Anschließend ist der Abfall der Konzentration und Fracht zu beobachten, was den radioaktiven Zerfall wiedergibt. Die Rechnungen der DK I-Deponie zeigen das gleiche Verhalten. Es wird jedoch eine sehr viel niedrigere maximale Konzentration und Fracht berechnet. Die niedrigere maximale Konzentration einer DK I ist auf den radioaktiven Zerfall zurückzuführen. Zum gleichen Zeitpunkt hat die Konzentration des Sickerwassers einer DK 0-Deponie einen ähnlichen Wert. Dies wird auch bei Pu-239/ Pu-240 beobachtet, wo der Plateauwert der DK 0-Deponie und DK I-Deponie identisch sind.

Tab. 6.6 Erreichte Plateau- und Maximalwerte der Konzentration bzw. Fracht in den Modellrechnungen zur Freisetzung von Plutonium

| Nuklid | Deponie- klasse | Konzentration [ng·l ⁻¹] | Fracht [ng·(a·m ²) ⁻¹] |
|-------------------|--------------------|--|---|
| Pu-238 | DK 0 | $1,3 \cdot 10^{-3}$ | $2,7 \cdot 10^{-1}$ |
| | DK I | $9,6 \cdot 10^{-5}$ | $2,2 \cdot 10^{-3}$ |
| Pu-239/ Pu-240 | DK 0 | 0,65 | 130,2 |
| | DK I | 0,65 | 16,4 |

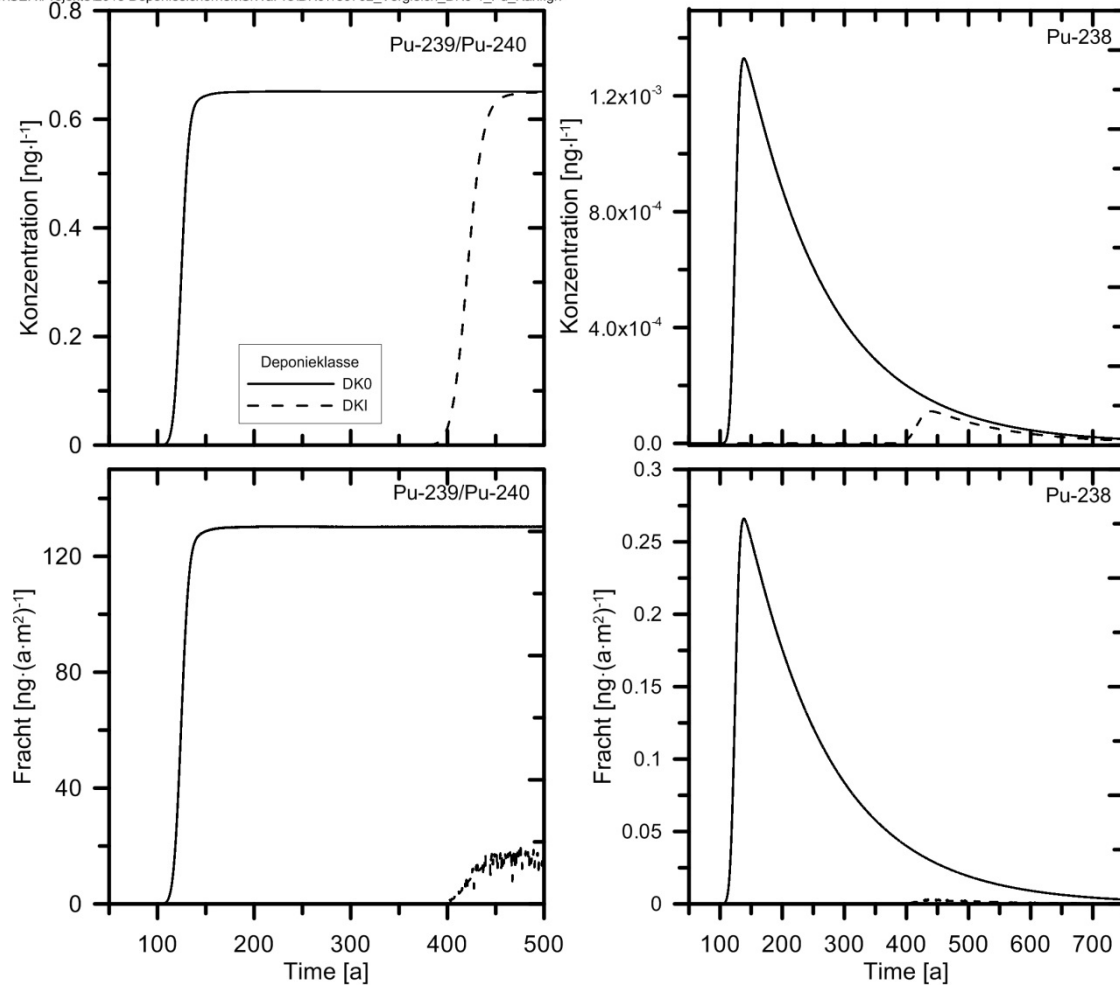


Abb. 6.13 Konzentrationen (oben) und Fracht (unten) bei der Freisetzung von Pu-238/ Pu-240 (links) und Pu-238 (rechts) aus einer DK 0-Deponie und DK I-Deponie mit den Eingabeparametern aus Tab. 6.5

6.4.5 Freisetzung von Ni-63

Die Freisetzungsberechnungen von Ni-63 mit den Parametern aus Tab. 6.7 zeigen die in Tab. 6.8 angegebenen Maximalwerte der Konzentration und Fracht nach ca. 125 Jahren in der DK 0-Deponie und nach ca. 430 Jahren in der DK I-Deponie (Abb. 6.14). Die Freisetzung von Ni-63 zeigt die gleiche Lage des Maximalwertes wie die Rechnungen zur Freisetzung von Pu-238 in Abb. 6.13. Da für beide Elemente die gleichen K_d -Werte in den Rechnungen zugrunde gelegt werden (siehe Tab. 4.4) und die Halbwertszeiten von Pu-238 mit 87,74 Jahren und Ni-63 mit 100 Jahren ähnlich sind, war diese Beobachtung zu erwarten.

Tab. 6.7 Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Ni-63

| Nuklid | f [-] | ω [a ⁻¹] | ρ [g·cm ⁻³] | Feststoffmasse [mg·kg ⁻¹] | T _{1/2} [a] | Quelle |
|--------|-------|-----------------------------|------------------------------|---------------------------------------|----------------------|-------------|
| Ni-63 | 0,1 | 0,1 | 1,91 | 4,16·10 ⁻⁸ | 100 | Vektor Kahl |

Tab. 6.8 Erreichte Maximalwerte der Konzentration und Fracht in den Modellrechnungen zur Freisetzung von Ni-63

| Deponieklasse | Max. Konzentration [ng·l ⁻¹] | Max. Fracht [ng·(a·m ²) ⁻¹] |
|---------------|--|---|
| DK 0 | 5,1·10 ⁻³ | 1,0 |
| DK I | 5,8·10 ⁻⁴ | 2,0·10 ⁻² |

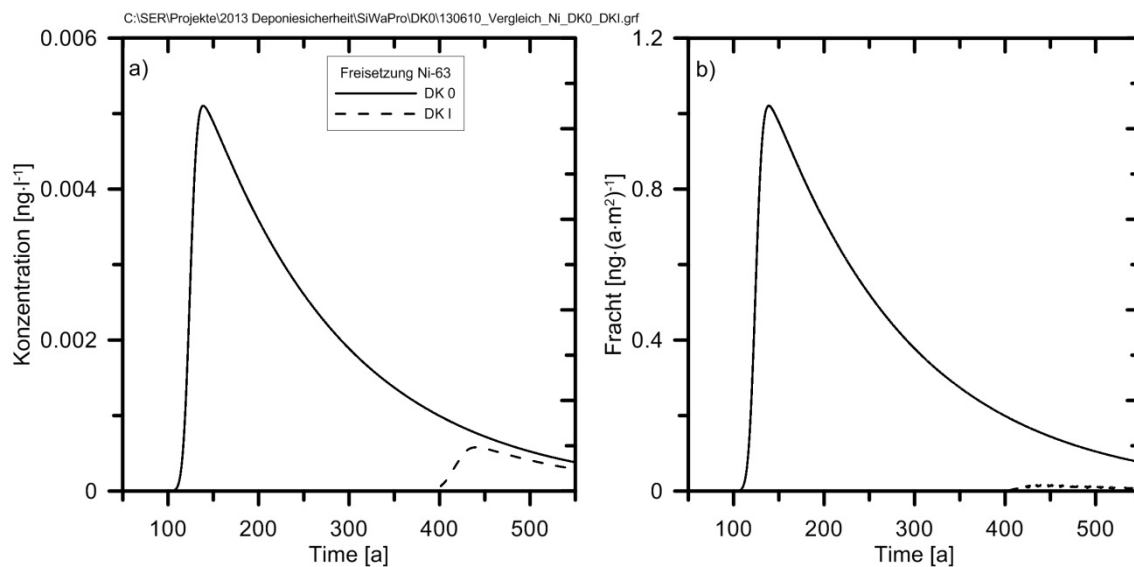


Abb. 6.14 Konzentration a) und Fracht b) bei der Freisetzung von Ni-63 aus einer DK 0-Deponie und DK I-Deponie mit den Eingabeparametern aus Tab. 6.7

6.4.6 Freisetzung von Cs-134, Cs-137 und Am-241

Die Eingabeparameter für die Rechnungen zur Freisetzung von Cs-134, Cs-137 und Am-241 sind in Tab. 6.9 angegeben.

Durch den hohen K_d -Wert in der Basisabdichtung von $100 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ wird für alle Sickerwasserbildungsraten (Abb. 4.4) keine Freisetzung von Cs-134 und Cs-137 aus den Deponien der Klassen DK 0 und DK I berechnet. Das Gleiche gilt für Am-241, wo im Deponiekörper ein K_d -Wert von $100 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ und in der Basisabdichtung von $1000 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ angenommen wird (Tab. 4.4). Die kurze Halbwertszeit von 30,17 Jahren des Cs-137 verhindert zusätzlich durch den radioaktiven Zerfall eine Freisetzung.

Tab. 6.9 Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Cs-137, Cs-134 und Am-241

| Nuklid | f [-] | ω [a ⁻¹] | ρ [g·cm ⁻³] | Feststoff- masse [mg·kg ⁻¹] | K_d [l·kg ⁻¹] | $T_{1/2}$ [a] | Quelle |
|--------|----------|--------------------------------|---------------------------------|---|--------------------------------|---------------------|----------------------------------|
| Cs-134 | 0,1 | 10 | 1,91 | $8,81 \cdot 10^{-12}$ | 10 | n. b. ¹⁾ | Vektor Kahl /BUß 05/ |
| Cs-137 | 0,1 | 10 | 1,91 | $3,13 \cdot 10^{-6}$ | 10 | 30,17 | Vektor Jü- lich |
| Cs-137 | 0,1 | 10 | 1,91 | $1,35 \cdot 10^{-7}$ | 10 | 30,17 | Vektor Kahl /BUß 05/ |
| Am-241 | 0,1 | 0,1 | 1,91 | $1,58 \cdot 10^{-8}$ | 100 | 432,2 | Vektor Greifswald /WIT 11/ |
| Am-241 | 0,1 | 0,1 | 1,91 | $2,29 \cdot 10^{-6}$ | 100 | 432,2 | Vektor Kahl /BUß 05/ |

¹⁾ n. b. - Keine Halbwertszeit in den Modellrechnungen berücksichtigt, da diese im Vergleich zum betrachteten Zeitraum von 800 Jahren sehr groß ist.

6.5 Modellrechnungen zur Schadstoffausbreitung mit SPRING

Für das großräumige Modell von SPRING wird eine stationäre Strömung angenommen. Das gesamte Modellgebiet entwässert in den am nördlichen und nordöstlich gelegenen Fluss. Jedoch ist ein Einfluss des Bachlaufes, des Sees und der Entnahmebrunnen zu beobachten. Die Deponie erzeugt keine lokalen Veränderungen an den Schlieren und entwässert in Richtung der Entnahmebrunnen (Abb. 6.15). Als Kontamination des Deponiekörpers wurde U-238 mit der Konzentration aus /DUR 11/ verwendet (siehe Tab. 6.1). Es wird eine Sickerwasserwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ im gesamten Modellgebiet angenommen.

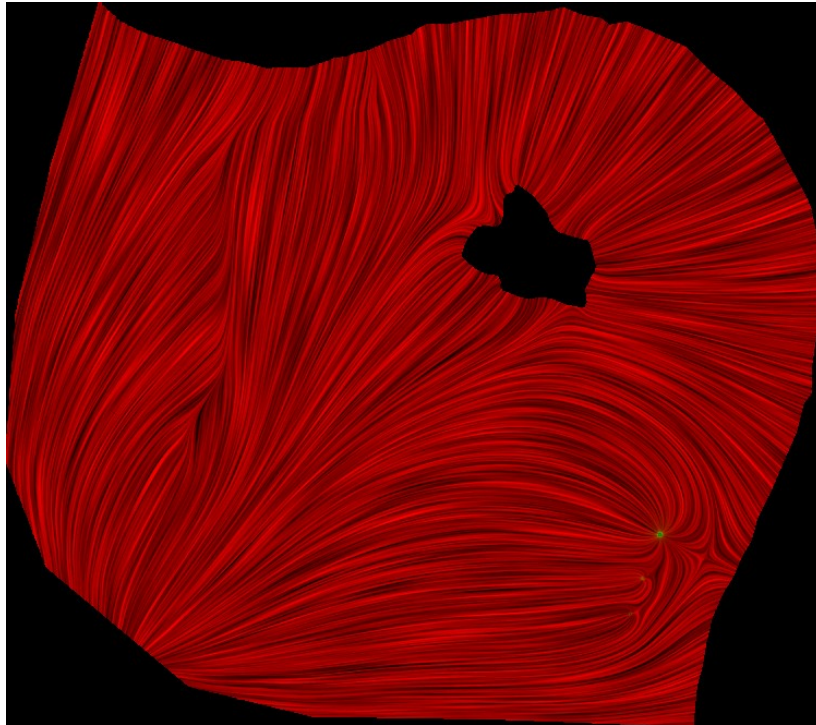


Abb. 6.15 Schlierendarstellung des Fließregiems im Regionalmodell von SPRING

Über die Zeit sättigt sich in der DK 0-Deponie der Deponiekörper oberhalb der Basisabdichtung auf, so dass sich hier nach 800 Jahren ein voll gesättigter Bereich ausgebildet hat (Abb. 6.16). Auffällig ist, dass sich der vollgesättigte Bereich fast über die ganze Breite der Deponie erstreckt. Für den Wasserkörper oberhalb der Basisabdichtung können Potential errechnet werden (Abb. 6.17). Die Rekultivierungsschicht an der Oberfläche der Deponie weist gegenüber der darunter liegenden Ausgleichsschicht eine hohe Sättigung auf. Im Deponiekörper bildet sich bis zum voll gesättigten Bereich ein Sättigungsgradient aus. Modelltechnisch bedingt gibt es an den Gitterpunkten der Flanke der Deponie ein Bereich mit hoher Sättigung. Hier versickert das Wasser in den Deponiekörper entlang der Gitterknoten. Im realen Betrieb der Deponie würde dieses Wasser aufgefangen, gereinigt und entsorgt werden. Unterhalb der Deponie findet sich bis zur freien Oberfläche des Grundwasserspiegels ein nicht gesättigter Bereich.

Die Konzentrationsverteilung von U-238 nach 800 Jahren ist in Abb. 6.18 dargestellt. Das U-238 weist im Deponiekörper die höchste Konzentration auf. Durch Diffusionsvorgänge wird das U-238 in die Basis- und Oberflächenabdichtung transportiert. Die Basisabdichtung der Deponie stellt keine große Barriere für das U-238 dar, was darin zu erkennen ist, dass die Isolinien der Konzentration durch sie hindurch reichen. Entlang der Basisabdichtung breitet sich die Konzentration ebenfalls aus. Des Weiteren ist

zu erkennen, dass sich eine Konzentrationsfahne in östlicher Richtung entlang des Fließpfades des Grundwassers ausbildet.

Wie bereits bei der DK 0-Deponie beobachtet, bildet sich bei der DK I-Deponie ebenfalls ein Sättigungsgradient im Deponiekörper aus (Abb. 6.19). Der vollständig gesättigte Bereich liegt ebenfalls über der Basisabdichtung, ist aber in seiner lateralen Ausdehnung kleiner als in der DK 0-Deponie. Für diesen Bereich können auch Potentiale errechnet werden (Abb. 6.20). Auffällig an der Sättigung nach 800 Jahren ist, dass die Rekultivierungsschicht, wie auch schon bei der DK 0, über die gesamte Deponie eine hohe Sättigung aufweist. Die darunterliegende Entwässerungsschicht, die in der DK 0-Deponie nicht vorhanden ist, leitet dagegen das Wasser an den Flanken der Deponie ab, weshalb die mineralische Dichtungsschicht und die Ausgleichsschicht fast keine Sättigung aufweisen. Einiges Wasser versickert dennoch in den Deponiekörper und ermöglicht so die Aufsättigung und Ausbildung des vollständig gesättigten Bereichs. Der gesättigte Bereich umfasst den Deponiekörper, die Entwässerungsschicht sowie die mineralische Dichtungsschicht der Basisabdichtung.

Ebenfalls bildet sich an der Flanke der Deponie der modelltechnisch bedingte Bereich mit hoher Sättigung aus. Hier versickert das Wasser aus der Rekultivierungsschicht und der Entwässerungsschicht entlang der Knoten auf dem Elementgitter. Unter der Deponie ist der Untergrund wieder bis zum Erreichen des Grundwassers ungesättigt.

Die Konzentration von U-238 nach 800 Jahren ist hauptsächlich im Deponiekörper zu finden (Abb. 6.21). Ein Transport findet entlang des gesättigten Bereiches oberhalb der Basisabdichtung der Deponie statt. Im Grundwasser wird im Gegensatz zur DK 0-Deponie nur sehr eine geringe Erhöhung der Konzentration berechnet. Eine Schadstofffahne bildet sich dadurch nicht aus.

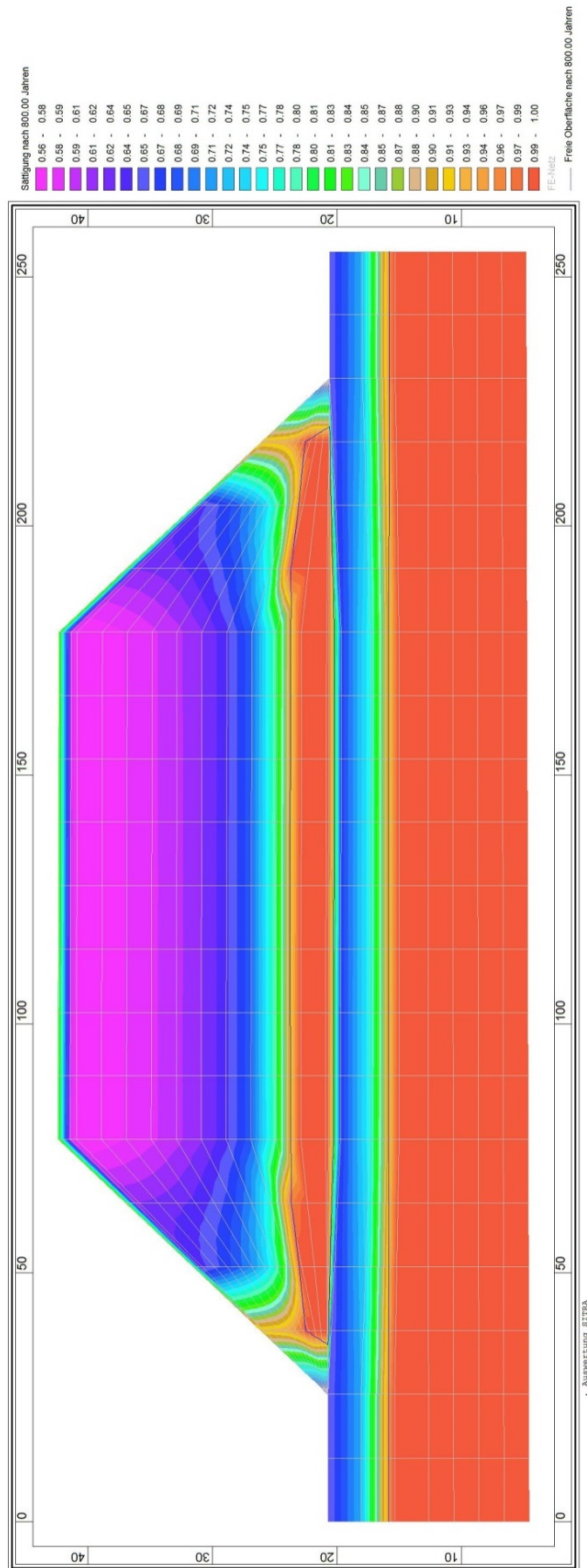


Abb. 6.16 Sättigung des Deponiekörpers der DK 0-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren

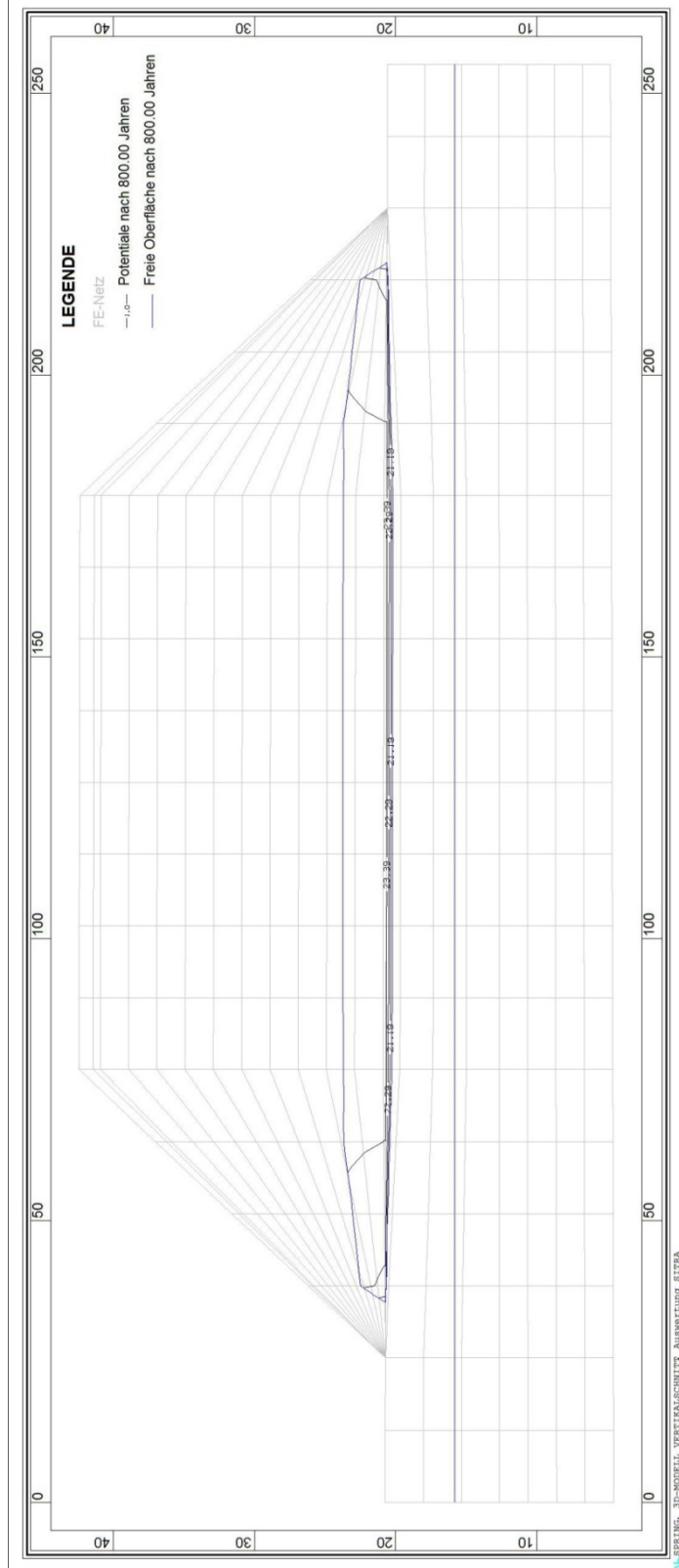


Abb. 6.17 Potentiale im Deponiekörper der DK 0-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren

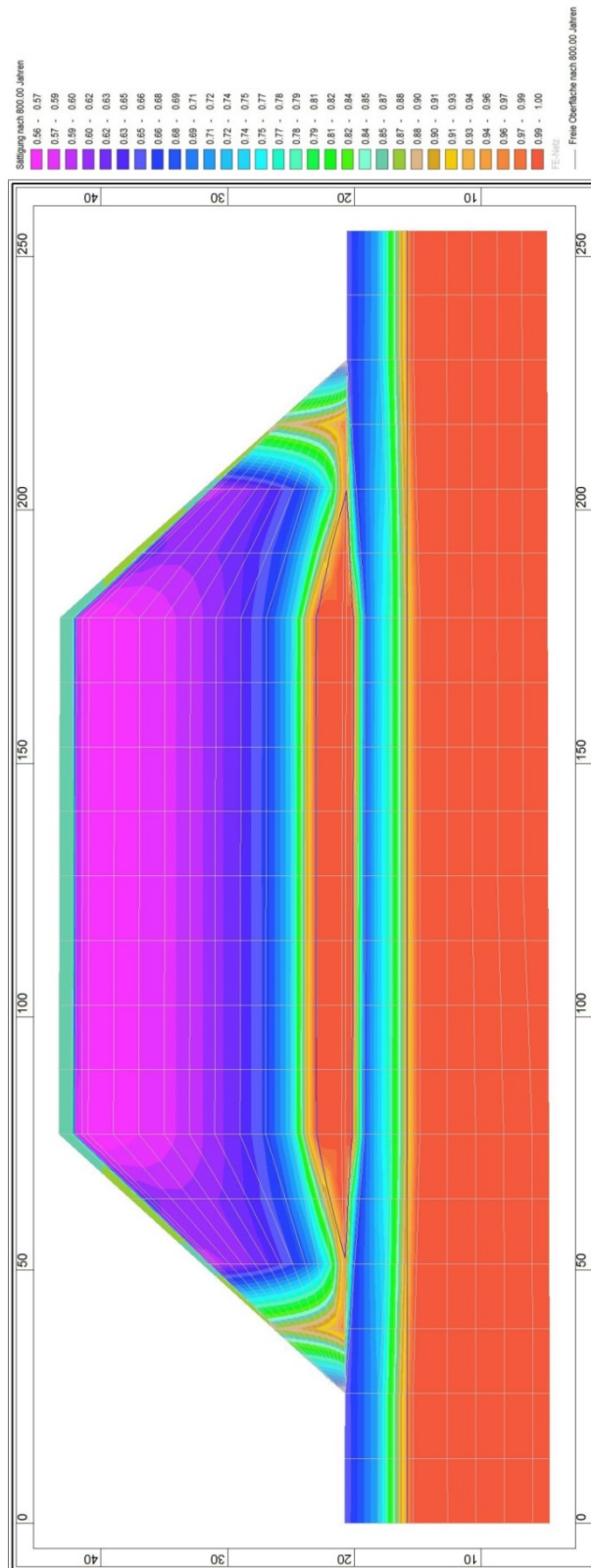


Abb. 6.19 Sättigung des Deponiekörpers der DK I-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren

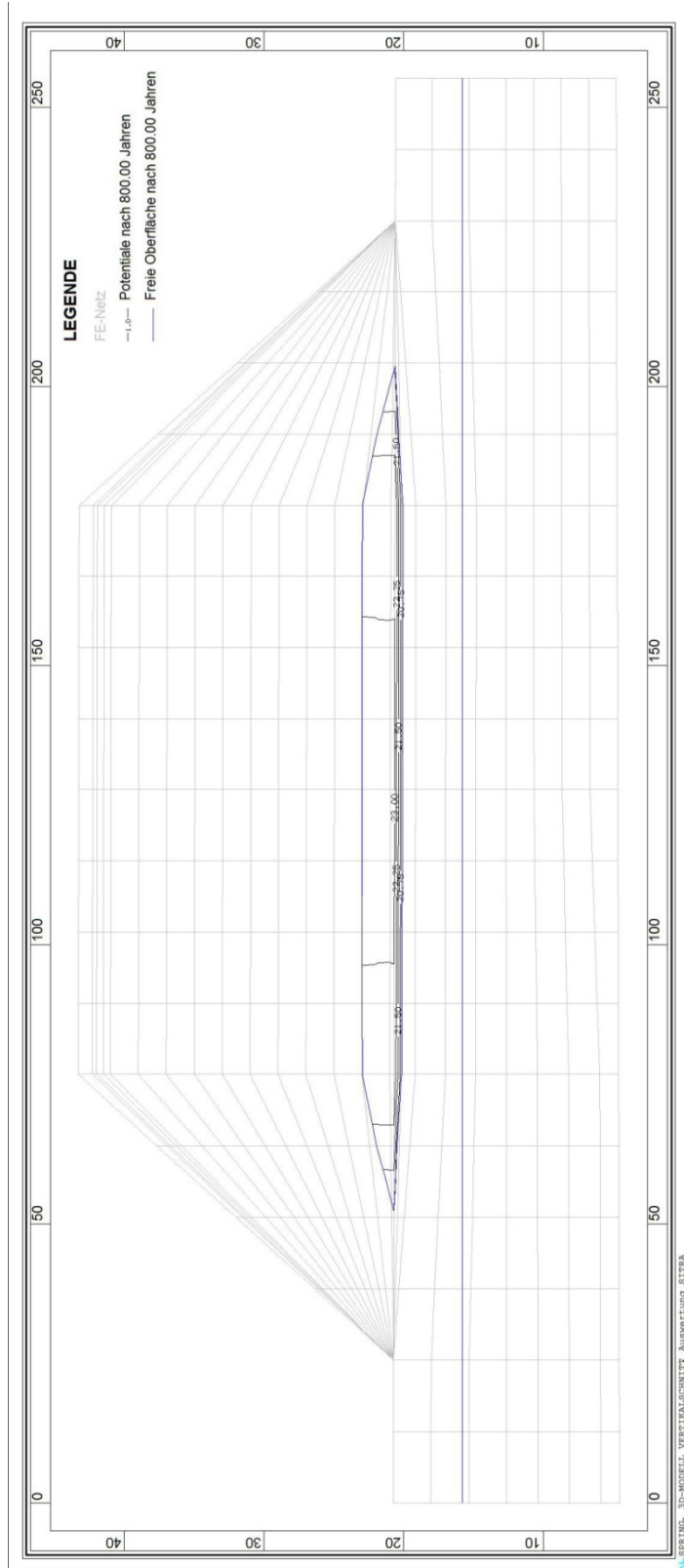


Abb. 6.20 Potentiale des Deponiekörpers der DK I-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren

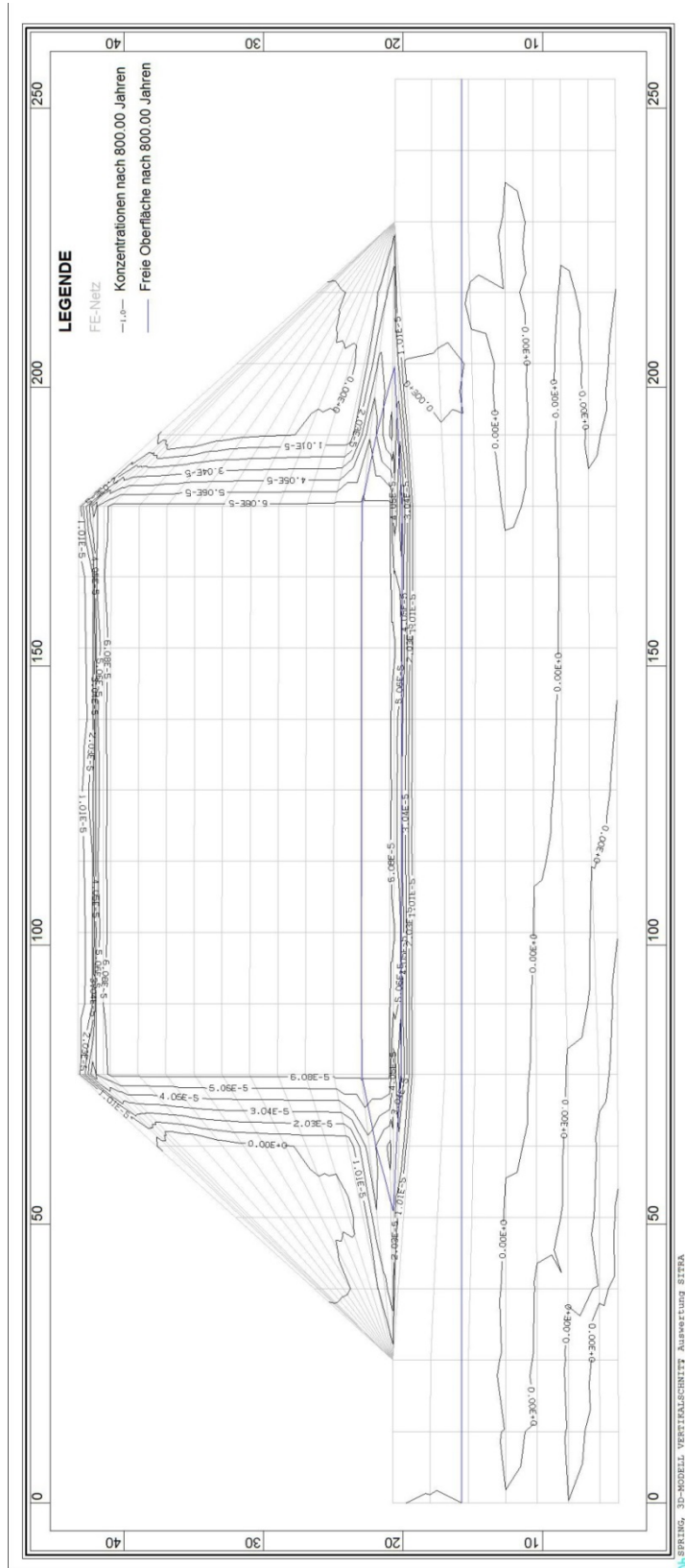


Abb. 6.21 Konzentrationsverteilung in $[\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]$ von U-238 im Deponiekörper der DK I-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren

6.6 Diskussion der Ergebnisse

Die Modellrechnungen von SiWaPro DSS wurden unter der Annahme gemacht, dass die gesamte Niederschlagsmenge, die über den oberen Rand in das Modell der Deponie eintritt, als Sickerwassermenge bzw. Lösungsmenge zur Verfügung steht. Ein Oberflächenabfluss sowie eine Evaporation des Wassers finden nicht statt. Dies ist dadurch bedingt, dass die Deponie in SiWaPro DSS als Säule modelliert und die Sickerwassermenge als Randbedingung für die Oberfläche vorgegeben wird. Das ist eine konservative Abschätzung, da nur durch Sickerwässer, die den eigentlichen Deponiekörper durchfließen, die Schadstoffe aus einer Deponie ausgewaschen werden können. Berücksichtigt man, dass es auf den realen Deponien zu einem Abfluss des Oberflächenwassers kommt, oder das Sickerwasser über die Entwässerungsschicht der Deponien, die ab Deponieklasse DK I vorhanden ist, abgeführt wird, kann wesentlich weniger Sickerwasser eindringen und Schadstoff ausgewaschen werden. Damit wird ein Transport von Radionukliden aus dem Deponiekörper minimiert.

In den Modellrechnungen von SiWaPro DSS zeigt sich, dass die verwendeten Modellstrukturen für Deponien der Klassen DK 0 und DK I geeignet sind, die Freisetzung von Radionukliden aus dem Deponiekörper hinreichend zu beschreiben. Nuklide mit einer Halbwertszeit von $t_{1/2} \leq 20$ Jahre wurden nicht betrachtet, da die Rechnungen zur Freisetzung der verwendeten Nuklide zeigen, dass der Durchbruch der Konzentration und Fracht in den Grundwasserleiter nach ca. 55 Jahren (Sr-90) bzw. 100 Jahren (U, Pu, Ni), je nach verwendetem K_d -Wert einsetzt. Für Radionuklide mit einer Halbwertszeit $t_{1/2} \leq 20$ Jahre sind bis dahin 2,5 bzw. 5 Halbwertszeiten verstrichen und ihre Konzentration ist entsprechend niedrig. In den Modellrechnungen mit SiWaPro DSS wurden Radionuklidzerfallsketten nicht berücksichtigt. Dies ist programmtechnisch bedingt, da SiWaPro DSS zwar einen Abbauprozess 1. Ordnung (radioaktiver Zerfall) berechnen kann, Zerfallsketten dabei aber nicht berücksichtigt werden können. Daher wurde nur der Transport der entsprechenden Nuklide berechnet. Eine höhere Radiotoxizität eines kurzlebigen Tochternuklides wurde nicht untersucht.

Für die Entwicklung im Deponiemodell wurde von der Vollaufsättigung mit der vorgegebenen Sickerwassermenge bezüglich der Freisetzung aus dem Deponiekörper und dem Transport durch die Basisabdichtung in den durchgeführten Modellrechnungen mit SiWaPro DSS ausgegangen. In einer realen Deponie kann nicht unbedingt von solch einer Entwicklung ausgegangen werden. Dies zeigen die Modellrechnungen mit

SPRING, in denen der Einfluss des oberflächlich abfließenden Wassers auf die Entwicklung der Deponie zu sehen ist. Während in den Rechnungen mit SiWaPro DSS das Sickerwasser komplett durch die Deponie hindurch fließen kann, kommt es bei den Rechnungen mit SPRING dazu, dass dieses Wasser in der Rekultivierungs- und Entwässerungsschicht der Oberflächenabdichtung entlang der Flanken der Deponie abgeführt werden kann. Nur ein kleiner Teil steht zur Aufsättigung des Deponiekörpers zur Verfügung. Es bildet sich allerdings in einer DK 0-Deponie und DK I-Deponie oberhalb der Basisabdichtung ein vollständig gesättigter Bereich aus (vergleiche Abb. 6.16 und Abb. 6.19).

Der freigesetzte Konzentrationsverlauf in den Modellrechnungen ist hauptsächlich durch den verwendeten K_d -Wert geprägt. Dies ist deutlich am Durchbruch der Sr-90-Konzentration in den Rechnungen mit SiWaPro DSS zu erkennen. Für das Element Sr werden im Vergleich zu den anderen betrachteten Elementen niedrige K_d -Werte verwendet. Dadurch erfolgt der berechnete Durchbruch ca. 50 Jahre vor dem Durchbruch der anderen analysierten Elemente. Eine Variation des K_d -Wertes durch lokale (geo-)chemische Unterschiede verschiebt somit die Freisetzung der Radionuklide je nach dem, zu früheren oder späteren Zeitpunkten. Um diese Variation des K_d -Wertes und die lokalen (geo-)chemische Unterschiede zu berücksichtigen, müsste ein reaktiver Stofftransport modelliert werden.

Der Einfluss der Basisabdichtung auf den Rückhalt der Radionuklide zeigen die Ergebnisse der Rechnungen mit SPRING. Die Basisabdichtung der DK 0-Deponie hat im Vergleich zur Basisabdichtung der DK I-Deponie einen ca. 2 Größenordnungen geringen k_f -Wert, außerdem ist die Basisabdichtung um 50 cm geringer mächtig. Dadurch erfolgt innerhalb von 800 Jahren ein Durchbruch von U-238 bei der DK 0-Deponie ins Grundwasser während bei einer DK I-Deponie das U-238 zu diesem Zeitpunkt noch nicht durch die Basisabdichtung transportiert wurde. Ein ähnliches Ergebnis zeigen die Rechnungen mit SiWaPro DSS in denen für eine DK I-Deponie ein späteres Einsetzen des Konzentrationsanstieges als bei einer DK 0-Deponie zu beobachten ist (siehe auch Kap. 6.4).

Eine weitere Beobachtung der Rechnungen mit SPRING ist, dass sich unterhalb der Deponie ebenfalls wieder ein ungesättigter Bereich ausbildet. Das Sickerwasser staut sich an der Basisabdichtung der Deponie und führt zur Ausbildung des gesättigten Bereiches. Der Verlauf der Sättigung im Deponiekörper und im Untergrund zeigt, dass bei

der Sickerwasserprognose der Zweiphasenfluss eine wichtige Rolle spielt. Allerdings berücksichtigen die verwendeten Programme SiWaPro DSS und SPRING nicht den Gasanteil des Zweiphasenflusses.

Die kinetische Stofflösungsrate ω wurde in den Modellrechnungen dazu genutzt Feststoffkonzentration in das Sickerwasser freizusetzen. Dies ist Modelltechnisch bedingt. Die Parametervariationen in Kapitel 6.1 zeigen jedoch, dass die Verwendung einer relativ hohen kinetischen Rate ω zwischen $0,1 \text{ a}^{-1}$ und 10 a^{-1} eine schnelle Freisetzung ermöglicht. Jedoch der weitere Rückhalt der Radionuklide über den K_d -Wert geprägt wird und die Freisetzung steuert. Der sich einstellende Plateauwert in den Rechnungen ohne berechneten radioaktiven Zerfall im modellierten Zeitraum ändert sich erst bei sehr viel niedrigeren Werten von ω (vergl. Abb. 6.1 und Abb. 6.5). Es kann, nachdem sich der Plateauwert und damit die Gleichgewichtsbedingungen zwischen Sorption und kinetischer Freisetzung eingestellt hat, der Deponiekörper als konstante Quelle angesehen werden. Verändern sich jedoch die Randbedingungen wie z. B. die Sickerwassermenge, wirkt sich das auch auf die Konzentration und Fracht aus.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen mit den beiden Programmen SiWaPro DSS und SPRING können dazu verwendet werden, eine konservative Abschätzung der Maximalkonzentration und des Konzentrationsverlaufes der genannten Radionuklide im Grundwasser zu geben.

Die Modellierung der Freisetzung von Schadstoffen in SiWaPro DSS basiert darauf, dass das gesamte Sickerwasser den Deponiekörper durchdringt und als Lösungsmittel zur Verfügung steht. In den Deponiekörper treten bei einer Sickerwasserrate von $0,2 \text{ m} \cdot \text{a}^{-1}$ über eine Grundfläche von $100 \text{ m} \cdot 100 \text{ m}$ pro Jahr 2.000 m^3 Wasser in den Deponiekörper ein und über die Basis wieder aus. Der Aufpunkt der Ergebnisberechnung der Schadstofffreisetzung in SiWaPro DSS ist die Grenze zwischen gesättigter und ungesättigter Zone unterhalb der Deponie. Ein Transport im Grundwasser zu einem Brunnen und eine mögliche Verdünnung im Grundwasser werden in den SiWaPro DSS Rechnungen nicht betrachtet. Hierzu wird nachfolgend beschriebene Abschätzung der Konzentration in einem Brunnen durchgeführt:

Die Information wieviel Grundwasser unter der Deponie zur Verfügung steht, ist aus den Ergebnissen der Rechnungen mit SPRING ersichtlich. Als Grundwasserfluss in der ca. 10 m mächtigen gesättigten Zone des Grundwasserleiters im Liegenden der Depo-

nie (siehe z. B. Abb. 6.16) werden aus dem spezifischen Grundwasserfluss (Darcy-Geschwindigkeit) und der Anstromfläche des Grundwasserleiters unterhalb der Deponie $35.000 \text{ m}^2 \cdot \text{a}^{-1}$ berechnet.

Die maximale Schadstoffkonzentration im Grundwasser im Abstrom der Deponie kann über die Konzentration und Fracht aus SiWaPro DSS und dem Grundwasserfluss aus SPRING hergeleitet werden. Als maximale Konzentration wird der Wert im Peak für Nuklide mit Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls oder der Wert im Gleichgewichtszustand bei Nukliden ohne berechneten radioaktiven Zerfall im modellierten Zeitraum verwendet. Als Beispiel wird im Folgenden die Herleitung für eine Sr-90-Freisetzung aus einer DK 0 dargestellt. Eingangsgrößen sind die max. Konzentration im Peak aus der SiWaPro DSS Berechnung mit $7,2 \cdot 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ und die maximale Fracht im Peak mit $14,3 \text{ ng} \cdot (\text{a} \cdot \text{m}^2)^{-1}$ (siehe Tab. 6.4) sowie die Fläche des Abfallkörpers mit 10.000 m^2 und dem mit SPRING berechneten Grundwasserfluss unter der Deponie mit $35.000 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$.

Die Sr-90-Konzentration im Grundwasser im Abstrom der Deponie berechnet sich über die maximale Peakkonzentration im Sickerwasser der Deponie mit

$$\begin{aligned} 72 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3} \cdot 2.000 \text{ m}^2 \cdot \text{a}^{-1} &= 144.000 \text{ ng} \cdot \text{a}^{-1} \\ 144.000 \text{ ng} \cdot \text{a}^{-1} / 35.000 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1} &= 4,11 \text{ ng} \cdot \text{m}^3 \\ &= 4,11 \cdot 10^{-3} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1} \end{aligned} \quad (6.1)$$

Die Berechnung der Sr-90 -Konzentration im Grundwasser im Abstrom der Deponie über die maximale Fracht im Peak aus der Deponie als Ergebnis der SiWaPro DSS Berechnung ergibt

$$\begin{aligned} 14,3 \text{ ng} \cdot (\text{a} \cdot \text{m}^2)^{-1} \cdot 10.000 \text{ m}^2 &= 143.000 \text{ ng} \cdot \text{a}^{-1} \\ 143.000 \text{ ng} \cdot \text{a}^{-1} / 35.000 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1} &= 4,08 \text{ ng} \cdot \text{m}^3 \\ &= 4,08 \cdot 10^{-3} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1} \end{aligned} \quad (6.2)$$

Beide Betrachtungen führen zum Ergebnis einer max. Konzentration von $4,1 \cdot 10^{-3} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ Sr-90 im abstromseitigen Grundwasser am Fuß des Deponiekörpers. Je nachdem wie weit entfernt der Aufpunkt des Entnahmebrunnens von der Deponie ist, wird der Wert durch eine weiter erfolgende Verdünnung (Dispersion) im Grundwasserleiter noch niedriger. Mit dem gleichen Ansatz kann für alle freigesetzten Nuklide die Konzentration im Brunnenwasser abgeschätzt werden (siehe Tab. 6.10). Eine detaillierte Betrachtung des Einflusses der Verdünnung über die Ausbreitung der Schadstoffwolke bis zum Brunnen und der Brunnenwasserentnahme auf die Radionuklidkonzentration im Brun-

nenwasser bzw. die Annahme verschiedener Verzehr- und Berechnungsmengen bei der Expositionsabschätzung erfolgte im Rahmen dieser Analyse nicht.

Tab. 6.10 Maximale Konzentrationen der Nuklide im abströmigen Grundwasser am Fuß der Deponie nach der Herleitung in Gleichung (6.1)

| Nuklid | Max. Konz. im GW im Abstrom der Deponie der DK 0 | Max. Konz. im GW im Abstrom der Deponie der DK I |
|--|---|---|
| Sr-90 | $4,1 \cdot 10^{-3} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ | keine Freisetzung |
| Pu-238 | $7,6 \cdot 10^{-5} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ | $5,5 \cdot 10^{-6} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ |
| Pu-239/Pu-240 | $3,7 \cdot 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ | $3,7 \cdot 10^{-2} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ |
| Ni-63 | $2,9 \cdot 10^{-4} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ | $3,3 \cdot 10^{-5} \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$ |
| U-238, $K_d \ 10 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$ | $0,58 \ \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ | $0,58 \ \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ |
| U-238, $K_d \ 235 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$ | $2,5 \cdot 10^{-2} \ \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ | $2,5 \cdot 10^{-2} \ \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ |
| U gesamt, $K_d \ 10 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$ | $0,67 \ \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ | $0,67 \ \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ |
| U gesamt, $K_d \ 235 \text{ l} \cdot \text{kg}^{-1}$ | $2,9 \cdot 10^{-2} \ \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ | $2,9 \cdot 10^{-2} \ \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ |

6.6.1 Freisetzung aus Deponien unterschiedlicher Deponieklassen

Die Deponiekategorie hat einen deutlichen Einfluss auf die Freisetzung von Radionukliden aus einer Deponie. Der Aufbau einer DK 0-Deponie und einer DK I-Deponie unterscheidet sich hauptsächlich durch die mineralischen Dichtungsschichten bei der DK I-Deponie. Laut /DepV 09/ muss die geologische Barriere einer DK 0-Deponie einen k_f -Wert von $1 \cdot 10^{-7} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ aufweisen, während bei einer DK I-Deponie eine mineralische Dichtungsschicht mit einem k_f -Wert von $\leq 5 \cdot 10^{-10} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ sowie eine geologische Barriere mit einem k_f -Wert von $\leq 1 \cdot 10^{-9} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ vorhanden sein muss.

Die Freisetzung aus dem Deponiekörper findet bei etwa ähnlichen Sättigungsbedingungen der DK 0-Deponie und DK I-Deponie statt. Da der Deponiekörper für beide Deponieklassen mit einer Mächtigkeit von 20 m angenommen wurde, kann gleich viel Konzentration freigesetzt werden. Die Hauptunterschiede liegen in der Mächtigkeit und den k_f -Werten der Basisabdichtungen. Während die geologische Barriere einer DK 0 einen vergleichsweise hohen k_f -Wert aufweist ist er bei einer DK I-Deponie zwei Größenordnungen kleiner. Außerdem ist die Sickerwasserstrecke einer DK I-Deponie durch die mächtigere Basisabdichtung länger. Wie in den Modellrechnungen mit

SPRING zu erkennen ist, ermöglicht dies einen besseren Rückhalt der Schadstoffe, als in einer DK 0-Deponie (vergl. DK 0 in Abb. 6.18 und DK I in Abb. 6.21).

Ein Unterschied der Freisetzung in einer DK I-Deponie bei den mit SiWaPro DSS untersuchten verschiedenen Sickerwasserbildungsraten von /THI 04/ mit linearem oder instantanem Anstieg und konstanter Rate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ ist nicht zu erwarten, da der Durchbruch von z. B. Uran erst nach ca. 390 Jahren erfolgt und bis dahin auch bei /THI 04/ mit einer Sickerwasserbildungsrate von $200 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$ gerechnet wird.

6.6.2 Ableitung von Ergebnissen für eine Deponie der Klasse DK II

Die Rechenergebnisse zur DK I-Deponie zeigen, dass eine Rückhaltung der untersuchten Radionuklide stattfindet. Der Ersteinsatz der Konzentration und Fracht erfolgt erst nach viel längeren Zeiten (ca. 390 Jahre für Uran) als in einer DK 0-Deponie. Außerdem werden die Radionuklide mit einer kürzeren Halbwertszeit gar nicht mehr beobachtet. Auch für Radionuklide mit einem hohen K_d -Wert in der geologischen Barriere (z. B. Am-241) wird keine Freisetzung beobachtet.

Diese Ergebnisse können auf eine DK II-Deponie übertragen werden, da sie sich von einer DK I-Deponie nur durch eine zusätzliche Kunststoffdichtungsbahn in der unteren Deponieabdichtung unterscheidet. Es wird davon ausgegangen, dass diese Kunststoffdichtungsbahn für 200 – 500 Jahre haltbar ist /SSK 06/ und erst danach ein Lösungstransport durch die Kunststoffdichtungsbahn möglich ist. Nach /SSK 06/ wird das Versagen in drei Phasen aufgeteilt, wobei die Zeitspannen der vollständigen Funktionstüchtigkeit, also vollständiger Dichtheit der Kunststoffdichtbahn, 100 Jahre beträgt. Danach verliert die Kunststoffdichtungsbahn ihre Rückhaltefunktion linear über weitere 100 Jahre. Für die Radionuklide mit einer kleinen Halbwertszeit von wenigen Jahren bis Jahrzehnten bedeutet dies, dass sie nicht betrachtet werden müssen, da sie bereits zerfallen sind, bevor die Funktionstüchtigkeit der Kunststoffdichtbahn verlorengeht. Für die anderen Radionuklide bedeutet das, dass sie erst nach ca. 100 – 200 Jahren weitertransportiert werden können. Somit würde sich der Durchbruch der Radionuklide um 100 – 200 Jahre zu späteren Zeitpunkten verschieben.

Es ist allerdings denkbar, dass sich Radionuklide oberhalb der Kunststoffdichtungsbahn ansammeln und dann konzentriert zu einem Zeitpunkt freigegeben werden, an dem die Kunststoffdichtbahn versagt. Das hätte zur Folge, dass eine hohe Konzentra-

tion über einen relativ kurzen Zeitraum freigesetzt werden könnte. Die o.g. Annahme über die Dauer des allmählichen Versagens der Wirksamkeit der Kunststoffdichtbahn über 100 Jahre relativiert jedoch diese Aussage. Genauere Betrachtungen hierzu wurden nicht durchgeführt. Verhindert werden kann solch ein Szenario durch das Abpumpen des Sickerwassers in der Entwässerungsschicht unterhalb des Deponiekörpers.

7 Ermittlung der Strahlenexposition

7.1 Methodik

Bei den Langzeitbetrachtungen zur Beseitigung von freigegebenen Materialien auf Deponien ist der Expositionspfad „Deponie – Brunnen“ primär zu betrachten /SSK 06/. Dort wird davon ausgegangen, dass das Brunnenwasser sowohl als Trinkwasser, als auch zur Bewässerung von Nutzpflanzen und zur Viehtränke genutzt wird. Das kann zu einer zusätzlichen Strahlenexposition von Personen der lokalen Bevölkerung durch Ingestion führen. Diese Annahme ist als sehr konservativ anzusehen, da die Existenz eines Brunnens, der durch das Sickerwasser der Deponie gespeist wird und dessen Wasser zur Deckung des Eigenbedarfs bzw. Verwendung zur Herstellung von Nahrungsmitteln genutzt wird, in der Realität nicht vorliegen wird.

In Analogie zu den in /SSK 06/ berücksichtigten Expositionspfaden, die zur Berechnung der Freigabewerte in den Spalten 9a bis 9d in Anlage III Tabelle 1 der StrlSchV in /THI 04/ verwendet wurden, werden folgende Pfade in die Betrachtung einbezogen:

- Trinkwasser
- Verzehr von Milch und Milchprodukten, die durch Tränken des Viehs kontaminiert wurden
- Verzehr von Fleisch und Fleischprodukten, die durch Tränken des Viehs kontaminiert wurden
- Verzehr von Pflanzen und pflanzlichen Produkten, die mit kontaminiertem Wasser beregnet wurden, wobei hier analog zu /THI 04/ nur Blattgemüse und sonstiges Gemüse betrachtet werden.
- Muttermilch infolge Aufnahme radioaktiver Stoffe durch die Mutter über die oben genannten Expositionspfade bzw.
- Milchfertigprodukte, die mit Trinkwasser zubereitet werden

Die Rechenalgorithmen wurden den allgemeinen Berechnungsgrundlagen (AVV) zu § 47 StrlSchV /BMU 12/ zur Berechnung der Strahlenexposition für Personen der Bevölkerung durch Ableitungen radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen entnommen. Zusätzlich zu den in /SSK 06/ zur Berechnung der Exposition über den Pfad

„Deponie – Brunnen“ genannten Einzelpfaden sind die Pfade „Muttermilch“ und „Milchfertigprodukte“ hinzugekommen, die in der damaligen Fassung der AVV zu § 47 StrlSchV noch nicht enthalten waren.

Für den Säugling (Altersklasse < 1) wurde sowohl die Exposition durch die Aufnahme von Muttermilch, welche infolge Aufnahme radioaktiver Stoffe durch die Mutter über die obengenannten Expositionspfade kontaminiert sein kann, oder statt Muttermilch durch die Aufnahme von Milchfertigprodukten, die mit kontaminiertem Trinkwasser zubereitet wurden, berechnet. In die Summierung für diese Altersklasse ging dann nur der Maximalwert der beiden möglichen Expositionspfade ein.

Bei der Berechnung der Strahlenexposition wurden die Plateauwerte bzw. Maximalwerte der freigesetzten Radionuklide herangezogen. Im Fall von Uran 238 und Plutonium 239/240 sind die Plateauwerte für DK 0-Deponien und DK I-Deponien gleich, für Ni-63 und Pu-238 werden sie in DK I-Deponien gegenüber DK 0-Deponien um eine bis zwei Größenordnungen kleiner. Sr-90 wird nur bei DK 0-Deponien freigesetzt. Für U-238 wurde noch eine zusätzliche Rechnung für die beiden unterschiedlichen Verteilungskoeffizienten K_d von $10 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ bzw. $235 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ gemacht, um die Bandbreite der K_d -Werte für verschiedene Uran-Spezies annähernd abzudecken. Für die Nuklide Cs-134, Cs-137 und Am-241 wurden keine Berechnungen durchgeführt, da für sie auch keine Freisetzung, weder für DK 0-Deponien, noch für DK I-Deponien ermittelt wurden.

7.2 Zusätzliche Strahlenexposition durch U-238

In den beiden folgenden Tabellen sind die Ergebnisse der Berechnungen zur effektiven Jahresdosis für die verschiedenen Altersklassen für Personen der Bevölkerung bei der Freisetzung von U-238 aus dem Deponiekörper dargestellt. Wie im Kapitel 6.4.2 bereits dargelegt, wird Uran unabhängig von der Deponieklasse in gleicher Höhe freigesetzt, nur der Zeitpunkt der Freisetzung ist bei der DK I-Deponie um ca. 250 Jahre später. Somit ergeben sich für DK 0-Deponien und DK I-Deponien für alle Altersklassen die gleichen maximalen effektiven Jahresdosen. Die höchste effektive Dosis entfällt dabei auf die Altersklasse < 1 a von ca. $0,2 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$.

Verändert man den Verteilungskoeffizienten K_d von $10 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ auf $235 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$, so ergibt sich eine kleinere Freisetzung von U-238 und die resultierenden effektiven Dosen lie-

gen nun unter 0,01 $\mu\text{Sv/a}$ für die Altersklassen <1 a und 1..2a, für alle anderen Altersklassen unter 0,02 $\mu\text{Sv/a}$.

Tab. 7.1 Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von U-238 (DK 0 oder DK 1, K_d -Wert=10)

| Expositionspfad | Altersklassen | | | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤ 1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Trinkwasser | 1,35E-01 | 8,66E-02 | 5,77E-02 | 7,36E-02 | 9,67E-02 | 1,14E-01 |
| Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser | 3,93E-01 | - | - | - | - | - |
| Milch, Milchprodukte | 1,49E-02 | 1,86E-02 | 1,24E-02 | 1,12E-02 | 1,11E-02 | 5,68E-03 |
| Fleisch, Wurst, Eier | 1,32E-03 | 1,21E-03 | 3,11E-03 | 3,43E-03 | 4,16E-03 | 3,15E-03 |
| Blattgemüse | 1,91E-02 | 1,35E-02 | 1,05E-02 | 1,15E-02 | 1,38E-02 | 1,10E-02 |
| Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte | 3,18E-02 | 3,82E-02 | 4,49E-02 | 4,46E-02 | 4,39E-02 | 3,37E-02 |
| Summe [Sv/a] | 2,05E-07 | 1,88E-07 | 2,98E-07 | 3,01E-07 | 3,38E-07 | 2,33E-07 |
| Summe [$\mu\text{Sv/a}$] | 2,05E-01 | 1,88E-01 | 2,98E-01 | 3,01E-01 | 3,38E-01 | 2,33E-01 |

Tab. 7.2 Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von U-238 (DK 0 oder DK 1, K_d -Wert=235)

| Expositionspfad | Altersklassen | | | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤ 1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Trinkwasser | 5,82E-03 | 3,73E-03 | 2,49E-03 | 3,17E-03 | 4,17E-03 | 4,90E-03 |
| Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser | 1,69E-02 | - | - | - | - | - |
| Milch, Milchprodukte | 6,40E-04 | 8,04E-04 | 5,36E-04 | 4,84E-04 | 4,77E-04 | 2,45E-04 |
| Fleisch, Wurst, Eier | 5,69E-05 | 5,22E-05 | 1,34E-04 | 1,48E-04 | 1,79E-04 | 1,36E-04 |
| Blattgemüse | 8,23E-04 | 5,81E-04 | 4,52E-04 | 4,94E-04 | 5,95E-04 | 4,72E-04 |
| Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte | 1,37E-03 | 1,65E-03 | 1,94E-03 | 1,92E-03 | 1,89E-03 | 1,45E-03 |
| Summe [Sv/a] | 8,84E-09 | 8,09E-09 | 1,29E-08 | 1,30E-08 | 1,46E-08 | 1,01E-08 |
| Summe [$\mu\text{Sv/a}$] | 8,84E-03 | 8,09E-03 | 1,29E-02 | 1,30E-02 | 1,46E-02 | 1,01E-02 |

7.3 Zusätzliche Strahlenexposition durch Sr-90

Das Radionuklid Sr-90 wird bereits nach 50 bzw. 75 Jahren, je nach angenommener Beregnungsrate aus einer Deponie der Klasse 0 freigesetzt. Nach 10 Jahren erreicht die Freisetzung ihren Maximalwert und fällt dann im Laufe von ca. 200 Jahren auf 0 ab. Für eine Deponie der Klasse 1 wird unter den gleichen Randbedingungen keine Freisetzung berechnet. Die berechnete effektive Dosis für die Freisetzung aus der DK 0-Deponie ist in der nachfolgenden Tabelle dargestellt. Die höchsten effektiven Dosen ergeben sich mit ca. 3,24 mSv/a für Personen der Altersklasse 12 – 17a. Für die anderen Altersklassen ergeben sich Dosen zwischen 0,92 mSv/a und 2,14 mSv/a.

Tab. 7.3 Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Sr-90 (DK 0)

| Expositions-pfad | Altersklassen | | | | | |
|---|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Trinkwasser | 2,74E+02 | 1,58E+02 | 1,02E+02 | 1,95E+02 | 3,46E+02 | 2,12E+02 |
| Muttermilch, Milch-fertigprodukte mit Trinkwasser | 7,97E+02 | - | - | - | - | - |
| Milch, Milchproduk-te | 2,20E+02 | 2,48E+02 | 1,60E+02 | 2,16E+02 | 2,89E+02 | 7,72E+01 |
| Fleisch, Wurst, Eier | 7,31E+00 | 6,03E+00 | 1,49E+01 | 2,48E+01 | 4,07E+01 | 1,60E+01 |
| Blattgemüse | 1,04E+02 | 6,58E+01 | 4,95E+01 | 8,12E+01 | 1,32E+02 | 5,47E+01 |
| Gemüse, Gemüse-produkte, Säfte | 1,73E+02 | 1,87E+02 | 2,12E+02 | 3,16E+02 | 4,21E+02 | 1,68E+02 |
| Summe [Sv/a] | 1,11E-03 | 9,17E-04 | 1,41E-03 | 2,14E-03 | 3,24E-03 | 1,17E-03 |
| Summe [µSv/a] | 1,11E+03 | 9,17E+02 | 1,41E+03 | 2,14E+03 | 3,24E+03 | 1,17E+03 |

7.4 Zusätzliche Strahlenexposition durch Ni-63

Das Radionuklid Ni-63 wird ähnlich wie Uran und Plutonium aus der Deponie mit der Klasse 0 nach ca. 100 Jahren und aus der Klasse I nach ca. 380 Jahren freigesetzt. Die aus der Freisetzung berechneten effektiven Dosen sind die niedrigsten aller betrachteten Nuklide und liegen für die Altersklasse <1a für die DK 0-Deponie bei 0,1 µSv/a und für die DK I-Deponie bei <0,01 µSv/a.

Tab. 7.4 Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Ni-63 (DK 0)

| Expositionspfad | Altersklassen | | | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Trinkwasser | 5,75E-02 | 5,49E-02 | 3,00E-02 | 2,74E-02 | 2,35E-02 | 3,43E-02 |
| Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser | 1,67E-01 | - | - | - | - | - |
| Milch, Milchprodukte | 1,43E-01 | 2,66E-01 | 1,46E-01 | 9,44E-02 | 6,07E-02 | 3,87E-02 |
| Fleisch, Wurst, Eier | 3,17E-03 | 4,33E-03 | 9,12E-03 | 7,21E-03 | 5,71E-03 | 5,35E-03 |
| Blattgemüse | 9,56E-03 | 1,00E-02 | 6,41E-03 | 5,02E-03 | 3,94E-03 | 3,88E-03 |
| Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte | 1,59E-02 | 2,84E-02 | 2,75E-02 | 1,95E-02 | 1,25E-02 | 1,19E-02 |
| Summe [Sv/a] | 1,05E-07 | 1,43E-07 | 1,90E-07 | 1,38E-07 | 1,01E-07 | 8,69E-08 |
| Summe [µSv/a] | 1,05E-01 | 1,43E-01 | 1,90E-01 | 1,38E-01 | 1,01E-01 | 8,69E-02 |

Tab. 7.5 Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Ni-63 (DK 1)

| Expositionspfad | Altersklassen | | | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Trinkwasser | 5,75E-02 | 5,49E-02 | 3,00E-02 | 2,74E-02 | 2,35E-02 | 3,43E-02 |
| Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser | 1,90E-03 | - | - | - | - | - |
| Milch, Milchprodukte | 1,62E-03 | 3,03E-03 | 1,66E-03 | 1,07E-03 | 6,90E-04 | 4,40E-04 |
| Fleisch, Wurst, Eier | 3,61E-05 | 4,93E-05 | 1,04E-04 | 8,21E-05 | 6,49E-05 | 6,09E-05 |
| Blattgemüse | 1,09E-04 | 1,14E-04 | 7,30E-05 | 5,71E-05 | 4,49E-05 | 4,42E-05 |
| Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte | 1,81E-04 | 3,24E-04 | 3,13E-04 | 2,22E-04 | 1,43E-04 | 1,36E-04 |
| Summe [Sv/a] | 1,20E-09 | 1,63E-09 | 2,16E-09 | 1,57E-09 | 1,15E-09 | 9,89E-10 |
| Summe [µSv/a] | 1,20E-03 | 1,63E-03 | 2,16E-03 | 1,57E-03 | 1,15E-03 | 9,89E-04 |

7.5 Zusätzliche Strahlenexposition durch Pu-238 und Pu-239/240

Die Plutoniumisotope 238 und 239/240 werden wie Ni-63 und U-238 aus der Deponie mit der Klasse DK 0 nach ca. 100 Jahren und aus der Klasse DK I nach ca. 380 Jahren freigesetzt. Die Höhe der Freisetzung ist für Pu-238 aus einer Deponie der Klasse DK I niedriger als der Klasse DK 0. Für Pu-239/240 ergibt sich bezüglich der Höhe der Frei-

setzung kein Unterschied. Die aus der Freisetzung berechneten effektiven Dosen sind für Pu-238 für beide Deponieklassen unter 2 $\mu\text{Sv/a}$ für die Altersklasse < 1 a und < 1 $\mu\text{Sv/a}$ für alle anderen Altersklassen. Für Pu-239/240 wird für die Altersklasse < 1 a der höchste Werte für eine zusätzliche Strahlenexposition von ca. 28 $\mu\text{Sv/a}$ berechnet und liegt für alle anderen Altersklassen zwischen 7 $\mu\text{Sv/a}$ und 15 $\mu\text{Sv/a}$.

Tab. 7.6 Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Pu-238 (DK 0)

| Expositionspfad | Altersklassen | | | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Trinkwasser | 1,04E+00 | 1,90E-01 | 1,47E-01 | 1,71E-01 | 2,08E-01 | 3,81E-01 |
| Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser | 3,03E+00 | - | - | - | - | - |
| Milch, Milchprodukte | 2,23E-05 | 7,94E-06 | 6,15E-06 | 5,06E-06 | 4,64E-06 | 3,71E-06 |
| Fleisch, Wurst, Eier | 7,44E-03 | 1,93E-03 | 5,76E-03 | 5,80E-03 | 6,54E-03 | 7,70E-03 |
| Blattgemüse | 1,42E-01 | 2,85E-02 | 2,57E-02 | 2,56E-02 | 2,87E-02 | 3,54E-02 |
| Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte | 2,37E-01 | 8,06E-02 | 1,10E-01 | 9,96E-02 | 9,13E-02 | 1,09E-01 |
| Summe [Sv/a] | 1,52E-06 | 3,96E-07 | 7,30E-07 | 6,72E-07 | 7,00E-07 | 7,52E-07 |
| Summe [$\mu\text{Sv/a}$] | 1,52E+00 | 3,96E-01 | 7,30E-01 | 6,72E-01 | 7,00E-01 | 7,52E-01 |

Tab. 7.7 Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Pu-238 (DK 1)

| Expositionspfad | Altersklassen | | | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Trinkwasser | 7,54E-01 | 1,37E-01 | 1,06E-01 | 1,23E-01 | 1,51E-01 | 2,76E-01 |
| Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser | 2,19E+00 | - | - | - | - | - |
| Milch, Milchprodukte | 1,62E-05 | 5,74E-06 | 4,45E-06 | 3,66E-06 | 3,36E-06 | 2,68E-06 |
| Fleisch, Wurst, Eier | 5,38E-03 | 1,40E-03 | 4,17E-03 | 4,20E-03 | 4,74E-03 | 5,57E-03 |
| Blattgemüse | 1,03E-01 | 2,06E-02 | 1,86E-02 | 1,85E-02 | 2,08E-02 | 2,57E-02 |
| Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte | 1,72E-01 | 5,83E-02 | 7,98E-02 | 7,21E-02 | 6,61E-02 | 7,89E-02 |
| Summe [Sv/a] | 1,10E-06 | 2,86E-07 | 5,28E-07 | 4,86E-07 | 5,07E-07 | 5,44E-07 |
| Summe [$\mu\text{Sv/a}$] | 1,10E+00 | 2,86E-01 | 5,28E-01 | 4,86E-01 | 5,07E-01 | 5,44E-01 |

Tab. 7.8 Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Pu-239/240 (DK 0 oder DK 1)

| Expositionspfad | Altersklassen | | | | | |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Trinkwasser | 1,94E+01 | 3,53E+00 | 2,78E+00 | 3,41E+00 | 4,04E+00 | 7,36E+00 |
| Muttermilch, Milchfertigprodukte mit Trinkwasser | 5,65E+01 | - | - | - | - | - |
| Milch, Milchprodukte | 4,16E-04 | 1,48E-04 | 1,16E-04 | 1,01E-04 | 8,98E-05 | 7,16E-05 |
| Fleisch, Wurst, Eier | 1,39E-01 | 3,61E-02 | 1,09E-01 | 1,16E-01 | 1,27E-01 | 1,49E-01 |
| Blattgemüse | 2,66E+00 | 5,32E-01 | 4,87E-01 | 5,13E-01 | 5,57E-01 | 6,86E-01 |
| Gemüse, Gemüseprodukte, Säfte | 4,43E+00 | 1,51E+00 | 2,09E+00 | 1,99E+00 | 1,77E+00 | 2,11E+00 |
| Summe [Sv/a] | 2,85E-05 | 7,39E-06 | 1,38E-05 | 1,34E-05 | 1,36E-05 | 1,45E-05 |
| Summe [μSv/a] | 2,85E+01 | 7,39E+00 | 1,38E+01 | 1,34E+01 | 1,36E+01 | 1,45E+01 |

7.6 Gesamtexposition aus dem „Hausbrunnenszenario“ für langlebige Radionuklide aus dem Nuklidvektor für Feststoffe aus dem KKW Kahl

Wie bereits bei den Expositionsberechnungen für die Einzelnuclide dargestellt, bilden Sr-90 und Pu-239/240 den dominierenden Anteil an der Strahlenexposition für die Deponieklasse DK 0. Der Anteil von Sr-90 an der Gesamtexposition liegt dabei zwischen 97 % (Altersklasse <1 a) und 99,5 % (Altersklasse 12 – 17a), wobei die höchste Gesamtexposition von ca. 3,2 mSv/a für die Altersklasse 12 – 17a ermittelt wurde.

Bei DK I-Deponien ist das Pu-239/240 allein dominierend. Hier beträgt der Anteil des Pu-239/240 an der Gesamtexposition zwischen 94 % und 96 %. Bei der Deponieklasse DK I wird ebenfalls die höchste Gesamtexposition von ca. 28 μSv/a für die Altersklasse <1 a berechnet, während sie bei den anderen Altersklassen zwischen 7 μSv/a und 15 μSv/a liegt.

Tab. 7.9 Effektive Dosis für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung langlebiger Nuklide aus dem in Tab. 4.3 angegebenen Nuklidvektor für Feststoffe aus dem KKW Kahl für eine DK 0-Deponie

| Exposition pro Nuklid | Altersklassen | | | | | |
|-----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Ni 63 | 1,05E-01 | 1,43E-01 | 1,90E-01 | 1,38E-01 | 1,01E-01 | 8,69E-02 |
| Sr-90 | 1,11E+03 | 9,17E+02 | 1,41E+03 | 2,14E+03 | 3,24E+03 | 1,17E+03 |
| Cs-134 | - | - | - | - | - | - |
| Cs-137 | - | - | - | - | - | - |
| U-238* | 2,05E-01 | 1,88E-01 | 2,98E-01 | 3,01E-01 | 3,38E-01 | 2,33E-01 |
| Pu-238 | 1,52E+00 | 3,96E-01 | 7,30E-01 | 6,72E-01 | 7,00E-01 | 7,52E-01 |
| Pu-239/240 | 2,85E+01 | 7,39E+00 | 1,38E+01 | 1,34E+01 | 1,36E+01 | 1,45E+01 |
| Am-241 | - | - | - | - | - | - |
| Summe [Sv/a] | 1,14E-03 | 9,25E-04 | 1,43E-03 | 2,15E-03 | 3,25E-03 | 1,19E-03 |
| Summe [µSv/a] | 1,14E+03 | 9,25E+02 | 1,43E+03 | 2,15E+03 | 3,25E+03 | 1,19E+03 |

* für Kd = 10

Tab. 7.10 Effektive Dosis für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung langlebiger Nuklide aus dem in Tab. 4.3 angegebenen Nuklidvektor für Feststoffe aus dem KKW Kahl für eine DK I-Deponie

| Exposition pro Nuklid | Altersklassen | | | | | |
|-----------------------|-----------------|----------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | ≤1 a | 1...2 a | 2...7 a | 7...12 a | 12...17 a | >17 a |
| Ni 63 | 1,20E-03 | 1,63E-03 | 2,16E-03 | 1,57E-03 | 1,15E-03 | 9,89E-04 |
| Sr-90 | - | - | - | - | - | - |
| Cs-134 | - | - | - | - | - | - |
| Cs-137 | - | - | - | - | - | - |
| U-238* | 2,05E-01 | 1,88E-01 | 2,98E-01 | 3,01E-01 | 3,38E-01 | 2,33E-01 |
| Pu-238 | 1,10E+00 | 2,86E-01 | 5,28E-01 | 4,86E-01 | 5,07E-01 | 5,44E-01 |
| Pu-239/240 | 2,85E+01 | 7,39E+00 | 1,38E+01 | 1,34E+01 | 1,36E+01 | 1,45E+01 |
| Am-241 | - | - | - | - | - | - |
| Summe [Sv/a] | 2,98E-05 | 7,87E-06 | 1,46E-05 | 1,42E-05 | 1,44E-05 | 1,53E-05 |
| Summe [µSv/a] | 2,98E+01 | 7,87E+00 | 1,46E+01 | 1,42E+01 | 1,44E+01 | 1,53E+01 |

* für Kd = 10

8 Zusammenfassung

Die im Arbeitspaket 3 /SEH 11/ entwickelten Modelle für Deponien der Deponieklassen DK 0 und DK II wurden für die hier vorgestellten Modellrechnungen angepasst und für eine DK I-Deponie entsprechend der Deponieverordnung /DepV 09/ verändert. Anschließend wurden Rechnungen mit dem Sickerwasserprognoseprogramm SiWa-Pro DSS zur Freisetzung von verschiedenen Radionukliden aus Deponien der Klassen DK 0 und DK I durchgeführt. Betrachtete Radionuklide aus verschiedenen Nuklidvektoren waren Ni-63, Sr-90, Cs-134, Cs-137, U-233, U-234, U-235, U-238, Pu-238, Pu-239, Pu-240 und Am-241 (Tab. 4.3). Für die Ermittlung der Strahlenexposition über den Pfad „Deponie – Hausbrunnen“ wurde der Nuklidvektor für das KKW Kahl /BUß 05/ (siehe Tab. 4.3) verwendet. Weitere Radionuklide mit einer Halbwertszeit von $t_{1/2} \leq 20$ Jahre wurden nicht betrachtet. Außerdem wurde die Ausbreitung von U-238 in einem Regionalmodell mit SPRING modelliert.

Vor den eigentlichen Modellrechnungen wurde über Variation der für die Freisetzung verantwortlichen Parameter (f und ω) versucht, das System des Deponiemodells näher zu untersuchen. Hieraus ergaben sich die in den Modellrechnungen verwendeten Werte für $f = 0,1$ und $\omega = 0,1 \text{ a}^{-1}$ bzw. 10 a^{-1} .

Zusammenfassend ergeben sich für die obengenannten Nuklide im Zeitraum von 800 Jahren für die Freisetzung aus einer DK 0-Deponie und DK I-Deponie die in Abb. 8.1 dargestellten Freisetzungen.

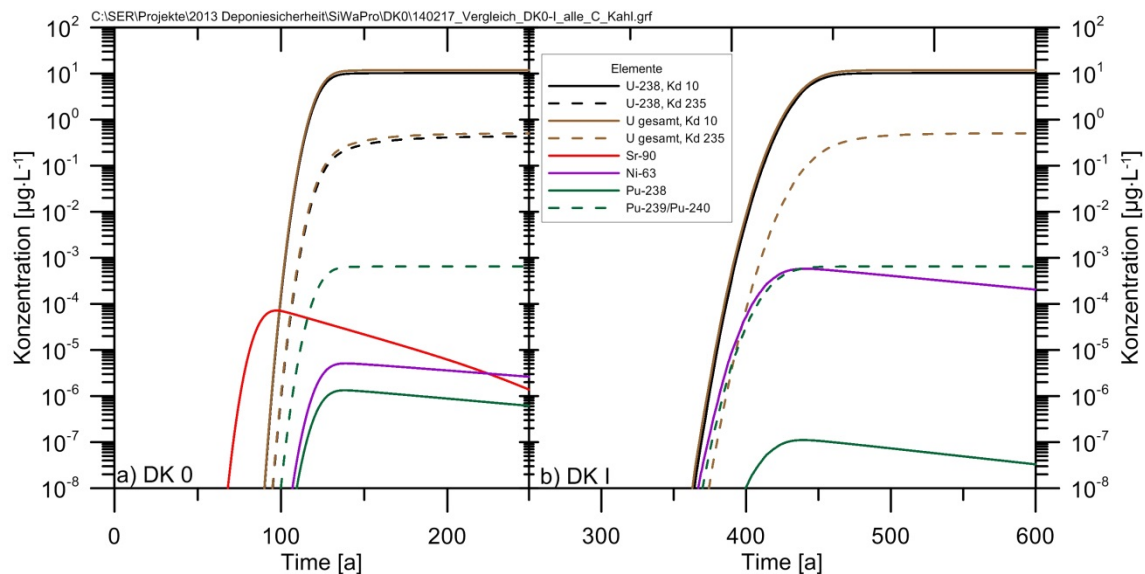


Abb. 8.1 Konzentrationen bei der Freisetzung aus einer DK 0-Deponie (links) und DK I-Deponie (rechts) über einen Zeitraum von 600 Jahren

Eine Freisetzung aus einer Deponie der Klassen DK 0 und DK I wurde für Cs-134, Cs-137 und Am-241 und für eine Deponie der Klasse DK I für Sr-90 nicht beobachtet. Als Ursache hierfür ist der radioaktive Zerfall (Cs-134, Cs-137, Sr-90) sowie der hohe K_d -Wert in der unteren Deponieabdichtung und der geologischen Barriere bei Am-241 identifiziert werden.

Der Einfluss des K_d -Wertes auf die Freisetzung ist am Beispiel von Uran gezeigt worden. Hier sind für den Deponiekörper aus der Literatur verschiedene K_d -Werte von $10 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ bzw. $235 \text{ l}\cdot\text{kg}^{-1}$ bekannt. Eine Erhöhung des K_d -Wertes führt zu einer Erniedrigung der Konzentration und Fracht und somit einer Verringerung der freigesetzten Stoffmenge (siehe Kapitel 6.4.2). Der Ersteinsatz der Konzentration und Fracht wird dagegen nicht verändert.

Mit SPRING konnte gezeigt werden, dass sich ein vollständig gesättigter Bereich oberhalb der Basisabdichtung in den Deponien der Klassen DK 0 und DK I ausbildet (siehe Abb. 6.16 und Abb. 6.19). Die Freisetzung aus einer DK I-Deponie in das Grundwasser wird durch die Basisabdichtung erheblich verzögert oder verhindert. Lediglich bei der DK 0-Deponie konnte eine Freisetzung in das Grundwasser berechnet werden.

Eine Übertragung der Ergebnisse aus den Rechnungen mit einer DK I-Deponie können auf eine Deponie der Klasse DK II übertragen werden, da sich der Aufbau beider Deponieklassen nur durch eine zusätzliche Dichtfolie in der unteren Barriere unterscheiden

det. Diese Folie hat eine geschätzte Haltbarkeitsdauer von 100 – 200 Jahren. Radionuklide mit einer Halbwertszeit von wenigen Jahren und Jahrzehnten müssen somit nicht betrachtet werden, da sie in diesem Zeitraum bis zum möglichen Durchbruch in den Grundwasserleiter bereits zerfallen sind. Alle anderen Radionuklide können erst nach diesem Zeitraum weitertransportiert werden, da sich der Durchbruch um 100 – 200 Jahre nach hinten verschiebt.

Die Ergebnisse der Berechnung der Strahlenexpositionen zeigen, dass unter Langzeitbedingungen die Deponieklasse DK 0 unter den betrachteten Randbedingungen für die Beseitigung von Feststoffen – in diesem Fall Bauschutt (andere Feststoffe sind für eine Ablagerung auf einer Deponie der Klasse DK 0 nicht zugelassen) – auf Deponien nicht ausreichend ist, insbesondere wenn der Bauschutt Sr-90 und/oder Pu-239/240 enthält. Die Freisetzung von Sr-90 und den beiden Isotopen Pu-239 und Pu-240 von der Deponie ins Grundwasser führt rechnerisch zu einer zusätzlichen Strahlenexposition für Personen der Bevölkerung (Altersklasse 12 – 17a) von ca. 3,2 mSv/a für Sr-90 und ca. 28 µSv/a für Pu-239/240.

Die Ergebnisse der Berechnung der Strahlenexpositionen zeigen aber auch, dass unter Langzeitbedingungen die Deponieklasse DK I und folglich auch Deponien der Klassen DK II und DK III mit höheren Anforderungen an die Wirksamkeit der Basisabdichtung gegenüber einer DK I-Deponie unter den betrachteten Randbedingungen bei der Beseitigung von Feststoffen auf Deponien das 10 µSv-Kriterium sicher eingehalten werden kann, wenn die Freisetzung von Pu-239/240 von der Deponie ins Grundwasser verringert werden kann. Dabei ist auch zu bedenken, dass in diesen Berechnungen davon ausgegangen wurde, dass ausschließlich freigegebenes Material aus dem Rückbau kerntechnischer Anlagen deponiert wird und somit keine Mischung („Verdünnung“) mit konventionellem Müll erfolgt, wie in /SSK 06/ angenommen wurde.

Literaturverzeichnis

- /ABWV 13/ Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 6 der Verordnung vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973) geändert worden ist.
- /BFS 95/ Poschner, J., Schaller, G.: Richtwerte für die spezifische Aktivität von schwach radioaktiv kontaminierten Abfällen, die konventionell entsorgt werden. BfS-ISH-Bericht 169, Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), 1995.
- /BMG 09/ Gesetz zur Modernisierung des Bilanzrechts (Bilanzrechtsmodernisierungsgesetz – BilMoG), in der Fassung vom 25. Mai 2009 (BGBl. I S. 1102).
- /BMU 12/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 Strahlenschutzverordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus Anlagen oder Einrichtungen. Bundesanzeiger, 28. August 2012.
- /BOT 09/ Bothe, M.: Empfehlungen zur Ermittlung der Repräsentativität von Nuklidvektoren bei Freigabemessungen. Vorhaben 3604S04441, Berichtszeitraum 01.01.2007 - 31.12.2007, Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), Verein für Kernverfahrenstechnik und Analytik Rossendorf (VKTA), April 2009.
- /BUß 05/ Buß, K., Kucheida, D., Weith, K.: Entwicklung und Durchführung eines Freimesskonzeptes für behördliche Kontrollmessungen beim Heißen-Zellen-Gebäude der Siemens AG und der Framatome ANP GmbH. 26 Seiten, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Kulmbach, Mai 2005.
- /DEL 10/ Delta h: Spring 4.0 - Benutzerhandbuch. Delta h: Witten, 2010.
- /DepV 09/ Deponieverordnung (DepV) vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), zuletzt geändert am 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).

- /DUN 07/ Dunger, V.: Entwicklung und Anwendung des Modells BOWAHALD zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes oberflächengesicherter Deponien und Halden. Habilitation, Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau, TU Bergakademie Freiberg, 21.08.2007.
- /DUR 11/ Durner, W., Herbert, H.-J., Hertes, U., Hohenbrink, T., Iden, S.C., Zische, U.: Untersuchungen zur Auslaugbarkeit langlebiger Radionuklide aus Bauschutt. GRS-A-3524, AURA Abschlussbericht zum Vorhaben BfS-Kennzeichen: FV 3608504571 (StSch 4571), Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Braunschweig, 21. Juli 2011.
- /EGR 96/ Richtlinie 96/29/EURATOM des Rates vom 13. Mai 1996 (ABl. L 159 vom 29. Juni 1996). 13. Mai 1996.
- /EGR 99/ Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien. 26. April 1999.
- /GRS 11/ Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Ableitung von Zeiträumen des Wegfalls der „aktiven institutionellen Kontrolle“ (AIK) aus Kriterien der Entlassung von Abfalldeponien aus der Nachsorge und Herleitung von Szenarien zukünftiger menschlicher Aktivitäten. Zwischenbericht: Köln, 2011.
- /GRS 13/ Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Stand von W&T: Praxis der oberflächennahen Beseitigung von VLLW und LLW in Belgien, Frankreich, Großbritannien, Niederlande, Schweden und Schweiz. Zwischenbericht: Köln, Juli 2013.
- /IAEA 88/ International Atomic Energy Agency (IAEA): Principles for the Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control. IAEA safety standards, 23 Seiten, Safety Series No. 89, ISBN 9201238886: Vienna, 1988.
- /IAEA 96/ International Atomic Energy Agency (IAEA): International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. IAEA safety standards, Safety Series No. 115, ISBN 92-0-104295-7: Vienna, 1996.

- /IAEA 04/ International Atomic Energy Agency (IAEA): Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance. IAEA safety standards, 29 Seiten, Safety Standards Series RS-G-1.7, ISBN 92-0-109404-3: Vienna, 2004.
- /IAEA 09/ International Atomic Energy Agency (IAEA): Classification of Radioactive Waste. Safety Standards Series GSG-1, ISBN 978-92-0-109209-0: Vienna, 2009.
- /IAEA 10/ International Atomic Energy Agency (IAEA): International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Draft Safety Requirement DS 379, Draft 3.0: Vienna, January 2010.
- /KPI 07/ KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH, TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten: BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“: SiWaPro DSS - Entwicklung eines computergestützten Beratungssystems zur Sickerwasserprognose. Gemeinsamer Schlussbericht. KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH, TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, 2007.
- /KWA 94/ Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG) vom 27. September 1994 (BGBl. I S. 2705). 1994.
- /LAR 11/ Larue, J., Seher, H.: Anforderungen und Auswahl von geeigneten Modellen und Rechenodes der Langzeitsicherheitsanalyse. Teil 1: Geochemische Codes, Grundwasser- und Schadstofftransportcodes. GRS Bericht zum AP 2 des Vorhabens 3610S50004 "Anwendung und (Weiter)-entwicklung von Modellen für Endlagersicherheitsanalysen auf die Freigabe radioaktiver Stoffe zur Deponierung", Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: GRS-Köln, August 2011.
- /MER 10/ Merk, R.: HYDRUS-computer simulation of radionuclide migration in groundwater due to clearance of low-level waste from decommissioning. Proc. of Third European IRPA Congress: Helsinki, Finland, June 14th -18th, 2010.

- /MER 12/ Merk, R.: Numerical modeling of the radionuclide water pathway with HYDRUS and comparison with the IAEA model of SR 44. Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 105, No. 0, S. 60-69, DOI 10.1016/j.jenvrad.2011.10.014, February 2012.
- /MER 13/ Merk, R., Dilling, J.: Application of HYDRUS-1D as a numerical simulation tool to assess groundwater radioactivity around NORM landfills. 8th international Symposium: Hamburg, 2013.
- /SEH 11/ Seher, H., Larue, J., Weiß, D.: Auswahl und Eignungsprüfung herkömmlicher Deponiemodelle für längere Betrachtungszeiträume. GRS Bericht zum AP 3 des Vorhabens 3610S50004 "Anwendung und (Weiter)-entwicklung von Modellen für Endlagersicherheitsanalysen auf die Freigabe radioaktiver Stoffe zur Deponierung", Gesellschaft für Anlagen und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: GRS-Köln, August 2011.
- /SEH 13/ Seher, H., Larue, J.: Erste Rechnungen zur Deponiesicherheit. Zwischenbericht, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: Köln, 2013.
- /SIM 94/ Šimůnek, J., Vogel, T., van Genuchten, M.T.: The SWMS_2D code for simulating water flow and solute transport on two-dimensional variably saturated media, Version 1.1. Research Report No. 132, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS: Riverside, Ca, 1994.
- /SIM 08/ Šimůnek, J., van Genuchten, M.T.: Modeling Nonequilibrium Flow and Transport Processes Using HYDRUS. Vadose Zone J., Vol. 7, No. 2, S. 782-797, DOI 10.2136/vzj2007.0074, Mai 2008.
- /SSK 06/ Strahlenschutzkommission: Freigabe von Stoffen zur Beseitigung. In: Empfehlung der Strahlenschutzkommission, 42 Seiten, Verabschiedet in der 213. Sitzung der SSK am 05./06.12.2006, Veröffentlicht im BANz Nr. 113a vom 22.06.2007, auch erschienen als Heft 54: Freigabe von Stoffen zur Beseitigung (ISBN: 978-3-87344-135-4), Dezember 2006.

- /STE 06/ Stegmann, R., Heyer, K.-U., Hupe, K., Siederer, H., Willand, A.: „Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge“. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Abfallwirtschaft, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 204 34 327, im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2006.
- /THI 04/ Thierfeldt, S., Wörlen, S.: Spezifische Fragestellungen für die Fortentwicklung von Datensätzen für die Freigrenzen, Freigabe von Oberflächenkontaminationen. Fortentwicklung des radiologischen Modells für die Berechnung von Freigabewerten für die Freigabe zur Beseitigung. Endbericht zu AP2/AP3 des BMU Vorhabens StSch 4279 - BS-Nr. 0107-01, 233 Seiten, Ergänzungen und Durchsicht: 17. Dezember 2004, Brenk Systemplanung: Aachen, 31. Juli 2004.
- /VUE 01/ Verordnung für die Umsetzung von EURATOM-Richtlinien zum Strahlenschutz – Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) vom 20. Juli 2001. BGBl Jg. 2001 T I Nr. 38, S. 1714 ff.
- /WHG 09/ Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 76 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist.
- /WIT 11/ Wittmann, D.: Sanierung und Freigabe von Gebäuden bei der EWN Lubmin. Vortrag, 7. Freigabesymposium: Rostock, 11.10.2011.

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|----------|---|----|
| Abb. 4.1 | Abgeleitetes Bodenprofil für eine Deponie der Klasse DK 0 (links) /SEH 11/ und DK I (rechts)..... | 20 |
| Abb. 4.2 | Querschnitt in Ost-West-Richtung durch die DK 0- Deponie im Regionalmodell | 22 |
| Abb. 4.3 | Querschnitt in Ost-West-Richtung durch die DK I-Deponie im Regionalmodell | 22 |
| Abb. 4.4 | Verlauf der Sickerwasserbildungsrate nach /THI 04/ in den unterschiedlichen Deponieklassen DK 0, DK I und DK II. Der Wiederanstieg nach dem Versagen der Oberflächenabdichtung verläuft in a) linear und in b) instantan | 24 |
| Abb. 4.5 | Veranschaulichung der Sorptionsgebiete des Two-Site-Model nach /SIM 94/ | 27 |
| Abb. 5.1 | Regionalmodell in SPRING mit der Lage der Deponie | 30 |
| Abb. 6.1 | Konzentration bei der Variation von ω für eine Schicht mit 1 m Mächtigkeit und einer Kontamination von 10 mg·kg ⁻¹ mit einer Trockenrohddichte von $\rho = 1,91 \text{ g·cm}^{-3}$ | 36 |
| Abb. 6.2 | Variation der Grundwasserneubildungsrate (GWN) für eine 1 m mächtige Schicht mit einer Kontamination von 10 mg·kg ⁻¹ bei einer Trockenrohddichte ρ von 1,91 g·cm ⁻³ , $f = 0,9$ und $\omega = 3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ | 37 |
| Abb. 6.3 | Konzentration (braun) und Fracht (grün) der Durchbruchkurve von U-238 einer Deponie der Klasse DK 0 und bei unterschiedlichen Kd-Werten von 10 l·kg ⁻¹ (gestrichelt) und 235 l·kg ⁻¹ (durchgezogen) | 39 |
| Abb. 6.4 | Konzentrationsverlauf am Ausfluss einer Säule von 1 m Mächtigkeit mit einem Impuls von 100 µg·l ⁻¹ über 5 Jahre und unterschiedlichen Kd-Werten | 39 |
| Abb. 6.5 | Variation des Kd-Werts sowie der Parameter f und ω für eine Schicht mit 1 m Mächtigkeit und einer Kontamination von 10 mg·kg ⁻¹ | 41 |
| Abb. 6.6 | Variation des Kd-Werts sowie des Parameters f bei $\omega = 3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ für eine Schicht mit 1 m Mächtigkeit und einer Kontamination von 10 mg·kg ⁻¹ | 44 |

| | | |
|-----------|--|----|
| Abb. 6.7 | Konzentration (braun) und Fracht (grün) einer DK 0-Deponie bei der Variation des Kd-Werts zwischen 10 und 20 l·kg ⁻¹ bei einem ω von $3,65 \cdot 10^{-9} \text{ a}^{-1}$ | 45 |
| Abb. 6.8 | Konzentration und Fracht bei der Freisetzung von U-238 aus einer DK 0-Deponie mit den Eingabeparametern von /DUR 11/ in Tab. 6.1 und verschiedenen Sickerwasserbildungsrate (Abb. 4.4) | 47 |
| Abb. 6.9 | Vergleich der Konzentration und Fracht bei der Freisetzung von Uran aus einer DK 0-Deponie bei unterschiedlichen Konzentrationen im Deponiekörper (siehe Tab. 6.1) und einer Sickerwasserbildungsrate von 200 mm·a ⁻¹ | 48 |
| Abb. 6.10 | Vergleich der Konzentration und Fracht bei der Freisetzung von Uran aus einer DK I-Deponie bei unterschiedlichen Konzentrationen im Deponiekörper (siehe Tab. 6.1) und einer Sickerwasserbildungsrate von 200 mm·a ⁻¹ | 49 |
| Abb. 6.11 | Konzentration a) und Fracht b) bei der Freisetzung von Sr-90 aus einer DK 0-Deponie mit den Eingabeparametern in Tab. 6.3 und verschiedenen Sickerwasserbildungsrate (Abb. 4.4) | 51 |
| Abb. 6.12 | Konzentration a) und Fracht b) bei der Freisetzung von Sr-90 aus dem Nuklidvektor von Jülich und dem KKW Kahl mit den Eingabeparametern in Tab. 6.3..... | 52 |
| Abb. 6.13 | Konzentrationen (oben) und Fracht (unten) bei der Freisetzung von Pu-238/Pu-240 (links) und Pu-238 (rechts) aus einer DK 0-Deponie und DK I-Deponie mit den Eingabeparametern aus Tab. 6.5 | 54 |
| Abb. 6.14 | Konzentration a) und Fracht b) bei der Freisetzung von Ni-63 aus einer DK 0-Deponie und DK I-Deponie mit den Eingabeparametern aus Tab. 6.7 | 55 |
| Abb. 6.15 | Schlierendarstellung des Fließregiems im Regionalmodell von SPRING | 57 |
| Abb. 6.16 | Sättigung des Deponiekörpers der DK 0-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren | 59 |
| Abb. 6.17 | Potentiale im Deponiekörper der DK 0-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren | 60 |

| | | |
|-----------|--|----|
| Abb. 6.18 | Konzentrationsverlauf in [kg·m ⁻³] von U-238 des Deponiekörpers der DK 0-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren | 61 |
| Abb. 6.19 | Sättigung des Deponiekörpers der DK I-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren | 62 |
| Abb. 6.20 | Potentiale des Deponiekörpers der DK I-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren | 63 |
| Abb. 6.21 | Konzentrationsverteilung in [kg·m ⁻³] von U-238 im Deponiekörper der DK I-Deponie im Ost-West-Schnitt nach 800 Jahren..... | 64 |
| Abb. 8.1 | Konzentrationen bei der Freisetzung aus einer DK 0-Deponie (links) und DK I-Deponie (rechts) über einen Zeitraum von 600 Jahren | 82 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|----------|--|----|
| Tab. 3.1 | Nuklidvektoren für die Freigabe zur Beseitigung auf Deponien von Beton und Barytbeton aus Stilllegungsvorhaben in Deutschland aus /BOT 09/ | 13 |
| Tab. 4.1 | Bodenphysikalische Parameter des Modells zur Deponie der Klasse DK 0 aus Abb. 4.1 | 20 |
| Tab. 4.2 | Bodenphysikalische Parameter des Modells zur Deponie der Klasse DK I aus Abb. 4.1 | 21 |
| Tab. 4.3 | Modellierte Kontamination im Deponiekörper einzelner Nuklide und Elemente | 25 |
| Tab. 4.4 | Kd-Werte ausgesuchter Elemente an verschiedenen Materialien | 26 |
| Tab. 6.1 | Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Uran | 45 |
| Tab. 6.2 | Erreichte Plateauwerte der Konzentration und Fracht in den Modellrechnungen zur Freisetzung von Uran | 46 |
| Tab. 6.3 | Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Sr-90 | 50 |
| Tab. 6.4 | Erreichte Maximalwerte der Konzentration und Fracht in den Modellrechnungen zur Freisetzung von Sr-90 | 50 |
| Tab. 6.5 | Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Plutonium | 52 |
| Tab. 6.6 | Erreichte Plateau- und Maximalwerte der Konzentration bzw. Fracht in den Modellrechnungen zur Freisetzung von Plutonium | 53 |
| Tab. 6.7 | Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Ni-63..... | 55 |
| Tab. 6.8 | Erreichte Maximalwerte der Konzentration und Fracht in den Modellrechnungen zur Freisetzung von Ni-63..... | 55 |
| Tab. 6.9 | Eingabeparameter für die Berechnung der Freisetzung aus dem Deponiekörper mit einer Kontamination von Cs-137, Cs-134 und Am-241 | 56 |

| | | |
|-----------|---|----|
| Tab. 6.10 | Maximale Konzentrationen der Nuklide im abströmigen Grundwasser am Fuß der Deponie nach der Herleitung in Gleichung (6.1)..... | 69 |
| Tab. 7.1 | Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von U-238 (DK 0 oder DK 1, Kd-Wert=10)..... | 75 |
| Tab. 7.2 | Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von U-238 (DK 0 oder DK 1, Kd-Wert=235)..... | 75 |
| Tab. 7.3 | Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Sr-90 (DK 0) | 76 |
| Tab. 7.4 | Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Ni-63 (DK 0)..... | 77 |
| Tab. 7.5 | Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Ni-63 (DK 1)..... | 77 |
| Tab. 7.6 | Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Pu-238 (DK 0)..... | 78 |
| Tab. 7.7 | Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Pu-238 (DK 1)..... | 78 |
| Tab. 7.8 | Effektive Dosis pro Einzelpfad für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung von Pu-239/240 (DK 0 oder DK 1)..... | 79 |
| Tab. 7.9 | Effektive Dosis für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung langlebiger Nuklide aus dem in Tab. 4.3 angegebenen Nuklidvektor für Feststoffe aus dem KKW Kahl für eine DK 0-Deponie..... | 80 |
| Tab. 7.10 | Effektive Dosis für die verschiedenen Altersklassen bei der Freisetzung langlebiger Nuklide aus dem in Tab. 4.3 angegebenen Nuklidvektor für Feststoffe aus dem KKW Kahl für eine DK I-Deponie..... | 80 |

**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

Schwertnergasse 1
50667 Köln

Telefon +49 221 2068-0

Telefax +49 221 2068-888

Forschungszentrum

85748 Garching b. München

Telefon +49 89 32004-0

Telefax +49 89 32004-300

Kurfürstendamm 200

10719 Berlin

Telefon +49 30 88589-0

Telefax +49 30 88589-111

Theodor-Heuss-Straße 4

38122 Braunschweig

Telefon +49 531 8012-0

Telefax +49 531 8012-200

www.grs.de

ISBN 978-3-944161-22-8