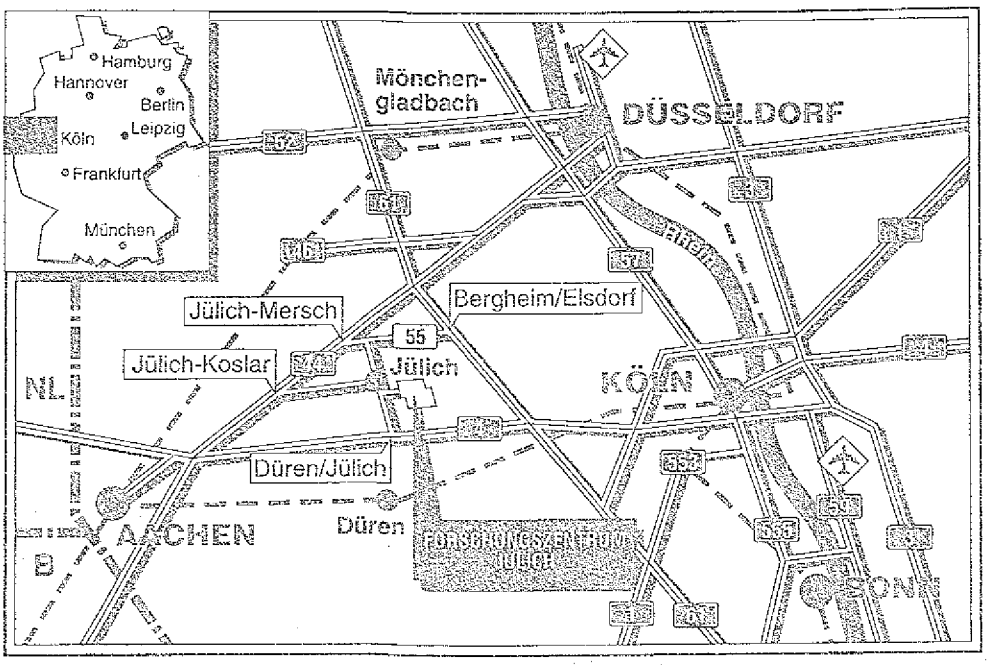
Institut für Chemische Technologie

Transparente und konservative Modelle zur Berechnung der Sicherheit von Endlagern radioaktiver Abfälle

G. Memmert



Berichte des Forschungszentrums Jülich ; 2450
ISSN 0366-0885
Institut für Chemische Technologie Jül-2450

Zu beziehen durch: Forschungszentrum Jülich GmbH · Zentralbibliothek
Postfach 1913 · D-5170 Jülich · Bundesrepublik Deutschland
Telefon: 02461/61-6102 · Telefax: 02461/61-6103 · Telex: 833556-70 kfa d

Transparente und konservative Modelle zur Berechnung der Sicherheit von Endlagern radioaktiver Abfälle

G. Memmert

Zusammenfassung

Sicherheitsanalysen für nukleare Endlager sind im allgemeinen kompliziert und schwer überschaubar. Dies liegt an der großen Zahl von geologischen, hydrologischen, chemisch/physikalischen und technischen Details, die für eine solche Analyse modelliert und zusammengefaßt werden. Hinzu kommt, daß das Verhalten vieler künstlicher Barrieren in der Zukunft nur ungenau darstellbar ist, so daß das Zutrauen auch vieler Fachleute in die Zuverlässigkeit der sicherheitsrelevanten Ergebnisse der Analysen durchaus beschränkt ist. Hier helfen rigorose Vereinfachungen und Weglassungen überflüssiger Details, wobei alle Veränderungen an den ursprünglichen Modellen so gerichtet sein müssen, daß sie ganz offensichtlich und unmittelbar nachvollziehbar zu einer Erhöhung der möglichen Schäden (Strahlenbelastung) führen würden. Wenn in allen Teilen einer Sicherheitsanalyse konsequent solche offensichtlichen Überschätzungen verwendet worden sind und wenn eine solche "transparent-konservative" Analyse Ergebnisse liefert, die deutlich unter den tolerierbaren Grenzwerten liegen, dann kann man Ergebnisse erzielen, die Verständnis und Vertrauen verdienen. Entscheidende Verbesseru ngen gegenüber älteren Modellen beruhen auf neuen oder erst neuerdings benutzten experimentellen Ergebnissen. So gibt es neue physikalisch/chemische Daten, wie zum Beispiel Löslichkeiten im Nahbereich der Abfälle bzw. Löslichkeiten und Sorptionswerte im Grundwasser, aber auch die Kenntnis der Verteilung der Mineralisation im Grundwasser und die Altersbestimmungen des Grundwassers, welche Abschätzungen der Barrierenwirkungen gestatten, die günstiger sind als frühere Modellrechnungen, zugleich aber wegen der Verwendung von Experimenten zuverlässiger erscheinen als frühere komplizierte Rechenverfahren.

Die Ergebnisse dieser vereinfachten Methoden sind für drei Beispiele dargestellt:

1) Tabellen 6 a und 6 b: Flutung des Lagers Gorleben, Datenbasis PSE; Strahlenexposition letzte Spalte: Exp 2; größte nach der vereinfachten Methode berechnete Strahlenbelastung durch J 129 mit 2,9 mrem/a.

2) Tabellen 8 a und 8 b: Nachrechnung von PAGIS-Ergebnissen für das hochaktive Lager Gorleben (Spalte Exp 2); größte nach der vereinfachten Methode berechnete Belastung durch Tc 99 mit 1,3 mrem/a.

3) Abbildung 4 : Vergleich mit Ergebnissen für Lager Konrad bei einigen ausgewählten Radionukliden; größte Belastung durch Ra 226 mit 1,1 mrem/a.

Vorteile der hier dargestellten Methode

- Einfachheit und Transparenz

- Künstliche Barrieren brauchen nicht berücksichtigt zu werden.

- Alle berechneten Konzentrationen beruhen auf physikalisch/chemischen, geologischen und hydrologischen Daten oder Wirkungen und sind praktisch unabhängig von zeitlichen Abläufen.

- Die biologischen Wirkungen (Strahlenexpositionen) werden nach den geltenden Regeln der ICRP ermittelt.

Als Nachteil der Methoden ist zu nennen:

- Alle Ergebnisse sind konservative, obere Grenzwerte; die tatsächlichen Strahlenbelastungen liegen mit Sicherheit tiefer, ohne daß man sagen kann, wie groß der Abstand ist.

- Dies ist auch der Grund, weshalb man Vergleichsrechnungen für verschiedenartige Lager nur mit großen Vorbehalten durchführen kann, da die Art und das Ausmaß der Vereinfachungen sehr verschieden sein können.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung

1.1 Übersicht

Bei der Gewinnung von Energie aus nuklearen Prozessen entstehen Abfallstoffe, die in einem hohen Maße radioaktiv sind und daher ein großes Gefahrenpotential besitzen. Die Forderung nach Sicherheit für Mensch und Umwelt bei der Erzeugung von Kernenergie und bei der technischen Nutzung anderer nuklearer Vorgänge schließt daher die sichere Lagerung der entstehenden Rest- und Abfallstoffe ein. In den meisten Industrieländern sind für eine Endlagerung nuklearer Abfälle, vor allem aber der hoch aktiven Produkte, geologische Schichten fernab der Biospähre vorgesehen. In der Bundesrepublik Deutschland will man die hochaktiven und daher in beträchtlichem Ausmaß Wärme erzeugenden Abfälle in einem Salzstock, die schwächer aktiven und daher praktisch keine Wärme entwickelnden Reststoffe entweder in Salzstöcken oder in einer ehemaligen Eisenerzgrube einlagern. In beiden Fällen befinden sich die radioaktiven Reststoffe etwa 1000 m unterhalb der Erdoberfläche und damit so entfernt von der Biosphäre, daß eine direkte Wirkung der radioaktiven Strahlung auf die Umwelt des Menschen ausgeschlossen ist.

Die meisten der radioaktiven Stoffe haben eine relativ kurze Lebensdauer. Nach wenigen Jahren oder Jahrzehnten sind sie bis auf einen sehr kleinen Anteil zerfallen und ungefährlich. Allerdings gibt es auch Abfallstoffe, deren Halbwertzeit viele Tausende oder gar Millionen von Jahren beträgt, und die es daher erforderlich machen, daß Endlager über sehr große Zeiträume von der Biosphäre isoliert bleiben. Dabei versteht es sich von selbst, daß die Unversehrtheit oder wenigstens die Ungefährlichkeit der Lager nicht das Ergebnis einer ständigen aktiven Kontrolle durch Menschen sein kann. Vielmehr sollen die Lager, wenn sie gefüllt und abgeschlossen (versiegelt) sind, sich selber überlassen bleiben und dabei trotz möglicher langsamer geologischer Veränderungen entweder keine oder wenigstens ein so geringe Wirkung auf die Biosphäre haben, daß sie als ungefährlich gelten können.

Von den geologischen Veränderungen ist nur das Eindringen von Wasser von Bedeutung und wird daher in den Abschnitten 2-4 behandelt. Langzeitig mögliche Hebungen der Schichten, in denen sich die Lager befinden, würden in Zeiträumen ablaufen, die groß gegenüber den Halbwertszeiten der Radionuklide mit nennenswerter Strahlenbelastung wären / 1/. Während das Fluten eines Endlagers im Salzstock nur ausnahmsweise beim Auftreten sehr unwahrscheinlicher Voraussetzungen möglich ist, wird im Falle des Endlagers in einer Eisenerzgrube das Grundwasser mit Sicherheit die eingelagerten Abfälle erreichen, mobilisieren und bis zur Biosphäre transportieren.

Zur Frage, welche eventuelle Strahlenbelastung durch radioaktive Abfälle beim Erreichen der Biosphäre tolerierbar erscheinen, hat die Strahlenschutzkommission (SSK) in einer Empfehlung / 2/ Stellung genommen. Die SSK geht dabei von der natürlichen Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland aus, die etwa 1,5 mSv/a (150 mrem/a) beträgt, jedoch im gesamten Gebiet der Bundesrepublik nicht konstant ist, sondern eine mittlere Schwankung von etwa 0,3 mSv/a (30 mrem/a) aufweist. Da die räumlich veränderliche Strahlenbelastung keine Korrelation zu Krankheiten oder irgendwelchen Beeinträchtigungen der Umwelt erkennen läßt, kann man davon ausgehen, daß Änderungen der Strahlenbelastung in der Größenordnung der genannten Schwankung von 0,3 mSv/a ohne erkennbare Wirkung auf Mensch und Umwelt sind. Die SSK empfiehlt daher, die Endlager so zu gestalten, daß die eventuell davon ausgehende Strahlenbelastung mit Sicherheit kleiner als 0,3 mSv/a ist.

1.2 Realistische Szenarien oder transparent-konservative Szenarien?

Zur Beurteilung der Gefährdung, die von den Endlagern ausgeht, wäre es denkbar von

- den räumlichen und geologischen Gegebenheiten der Endlager
- der Art und Menge der eingelagerten Abfälle
- den technischen Barrieren, wie Behälter, Verschlüsse, Dämme und anderen technischen Einrichtungen
- der Art, dem Ablauf und dem Eintrittszeitpunkt von Störungen
- der möglichen Mobilisierung von Radionukliden und ihrem Transport im Grundwasserbereich
- ihrer biologischen Wirkung

auszugehen und verschiedene zeitlich-räumliche Abläufe, sogenannte Szenarien zu konstruieren. Da man im allgemeinen die Störungen oder wenigstens die Abweichungen von "Normalabläufen" nicht eindeutig angeben kann, könnte man sich ähnlich den Ereignisbäumen in der klassischen Sicherheitstechnik eine Vielzahl von Varianten vorstellen und im günstigsten Falle mit Eintrittswahrscheinlichkeiten belegen. Das Ergebnis wäre z.B. in Form von (zeitabhängigen) Farmerkurven darstellbar, aus denen man erkennen kann, mit welcher Wahrscheinlichkeit die verschiedenen Strahlenbelastungen auftreten oder überschritten werden können.

Würde man im einzelnen die Daten zur Beschreibung der geologischen, chemischen, physikalischen, hydrologischen und strahlenbiologischen Abläufe kennen, so könnte daraus eine realistische Darstellung der Gefährdung als Funktion der Zeit abgeleitet werden. Vielleicht wäre es in dieser Weise sogar möglich Präferenzen zu begründen, indem sich von gewissen Endlagern oder Lagertypen sagen ließe, daß sie besser, d.h. ungefährlicher sind als andere.

Allerdings ist unsere Datenbasis für eine solche vergleichende, realistische Bewertung sicher nicht ausreichend. Weder können wir Wahrscheinlichkeiten, etwa für das Eintreten geologischer Ereignisse (z.B. nach mehreren tausend Jahren !) angeben, noch können wir zuverlässig sagen, ob überhaupt Schwachstellen im geologischen Aufbau der abschließenden Barrieren auftreten werden. Unwissenheiten z.B. darüber, ob überhaupt Wasser in einen gegebenen Salzstock eindringen wird, mit Eintrittswahrscheinlichkeiten (subjektiven !) zu kennzeichnen, dürfte fragwürdig und daher unzulässig sein.

Andererseits genügt es in vielen sicherheitstechnischen Fragestellungen anzugeben, wie groß eine Gefährdung höchstens sein wird, jedenfalls dann, wenn die ermittelten Maximalwerte solcher Gefährdungen mit Sicherheit kleiner sind als die Grenzwerte, unterhalb derer Schädigungen nicht mehr zu erwarten sind. Begnügt man sich mit einer solchen abgeschwächten Zielsetzung, so können die in der Realität ablaufenden Ereignisse ersetzt werden durch vereinfachte Ereignisse oder Ereignisgruppen (Szenarien), bei denen jedes einzelne mit Sicherheit einen größeren Beitrag zum Ergebnis (z.B. zur resultierenden Gefährdung durch radioaktive Strahlung) liefert, als die realistischen Einzelereignisse. Das so erzielbare Resultat ist mit Sicherheit eine Überschätzung der tatsächlich auftretenden Gefährdung, wenn in voller Konsequenz zwei Prinzipien befolgt werden:

- Transparenz

Komplizierte Vorgänge, die nicht oder nicht genau modellmäßig beschreibbar sind, werden durch einfache, übersichtliche Vorgänge ersetzt, die offensichtlich zu Teilergebnissen führen, die das Gesamtergebnis (Schädigung) überschätzen.

Beispiel 1: Der Zeitpunkt, in dem Wasser in einen Salzstock eindringt, ist nicht bekannt, desgleichen nicht der Ort, die Form und die Abmessungen von wasserführenden Spalten, deren Strömungswiderstand, der Zustand der Dämme, Verschlüsse usw.. Die größte Wirkung hat sicher ein frühzeitiger und schneller Wassereinbruch, weil dann die Aktivität der eingelagerten Abfälle maximal ist,

die Hohlräume im Lager am größten sind usw.. Daher führt die Annahme von Wasser unter Druck im Mittlfeld des Lagers unmittelbar nach dem Abschluß der Schächte usw. sicher zu einer größeren Strahlenbelastung in der Biosphäre, als ein späteres und verzögertes Eindringen von Wasser. Außerdem wird dadurch der komplizierte und wegen vieler räumlicher und physikalisch-chemischer Unsicherheiten nur sehr ungenau darstellbare Ablauf durch einen sehr einfachen und übersichtlichen ersetzt!

- Konservativität

Da die meisten verwendeten Daten einen großen Unsicherheitsbereich haben, werden sie durch Grenzwerte (Schranken) ersetzt, die mit Sicherheit zu Überschätzungen des Schadens führen.

Beispiel 2: In vielen Fällen wird die Löslichkeit eines Radionuklides die größtmögliche Freisetzung bestimmen. Da diese stark von den Eigenschaften der Lösungsmittel abhängt (pH-Werte, Eh-Werte, Vorhandensein anderer Substanzen) werden die im Bereich der Unsicherheiten größten Löslichkeiten verwendet.

In diesem Bericht soll der Versuch gemacht werden, in möglichst konsequenter Weise Szenarien und Modelle durch transparente und konservative Verformungen so abzuändern, daß die Ergebnisse - meist Strahlenbelastungen - Überschätzungen sind. Da jedoch die Vereinfachungen für verschiedenartige Lager z.B. bei anderem geologischen Aufbau verschieden sein werden, können die transparenten und konservativen Verformungen der Szenarien in oft stark unterschiedlichem Ausmaß die Ergebnisse beeinflussen. Eine vergleichende Bewertung von Endlagern aufgrund von transparent-konservativen Ergebnissen ist also nicht durchführbar! Will man "optimale" Lager ermitteln, so muß man so weit als möglich realistische Modelle benutzen. Die in PSE entwickelten Verfahren, z.B. das Programm EMOS / 3 /, sind vielversprechende Ansätze einer realistischen Bewertung von Endlagern.

Begnügt man sich mit dem Nachweis, daß die Gefährdungen unterhalb bestimmter tolerierbarer Grenzen bleiben, so kann man dies

oft mit vereinfachten Modellen im Sinne der besprochenen transparent-konservativen nachweisen. Dabei ist es klar, daß ausgehend von einem ideal realistischen Modell durch Vereinfachungen an verschiedenen Teilen dieses Modells oder durch verschiedenartige Vereinfachungen oder Abänderungen an gleichen Teilsystemen mehrere unterschiedliche transparent-konservative Modelle entstehen können. Dann werden die Ergebnisse, also die zahlenmäßige Bewertung der Gefährdungen oder Belastungen durchaus verschieden sein. In Kap. 2 wird dies an Beispielen gezeigt, wobei wegen der teilweisen Unabhängigkeit der berücksichtigten Modellteile eine gewisse Redundanz (Teilredundanz) auftritt, die wichtig bei der Beurteilung der Zuverlässigkeit der Ergebnisse sein kann.

2. Ein vereinfachtes Modell für mittel- und schwachaktive Abfälle in einem Salzstock

2.1 Nuklidkonzentrationen am Übergang Salzstock/Deckgebirge

Im Rahmen des Projekts Sicherheitsstudien Entsorgung (PSE) wurde eine mögliche Einlagerung von nuklearen Abfällen im Salzstock Gorleben beschrieben. Danach sollen die mittel- und schwach aktiven Abfälle in verschiedenartiger Zusammensetzung in

- mittelaktiven Bohrlöchern - MB
- Versturzkammern - VK
- Absetzkammern - AK
- Stapelkammern - SK

eingelagert werden. Die hochaktiven Abfälle, die in Glaskörpern eingeschmolzen sind, werden in den sogenannten hochaktiven Bohrlöchern gestapelt. Die sicherheitstechnischen Aspekte dieses Teils des Lagers sollen hier zunächst nicht berücksichtigt werden, da genauere experimentelle und modellmäßige Untersuchungen zu dem äußerst wahrscheinlichen Ergebnis führten, daß wegen der schnellen plastischen Verformung des Salzkörpers bei höheren Temperaturen (der sog. Konvergenz des Salzes) das möglicherweise eindringende Wasser nicht die hochaktiven Bohrlöcher erreichen

kann. Eine besondere Version des Störfalls, "Eindringen von Grundwasser in den Salzstock" wurde im Projekt Pagis zugrunde gelegt. Eine Abschätzung dieser Version des Störfalls erfolgt in Kap. 3 dieses Berichtes.

Das Lager im Salzstock Gorleben wird für die Aufnahme von nuklearen Abfällen aus einer Energieproduktion von insgesamt 2500 GWa (elektr.) ausgelegt. Daraus und aus weiteren Angaben, wie z.B. der spez. Energieproduktion (Abbrand) von 40 GWd/t_{SM} wurden Origen- bzw. Korigenrechnungen durchgeführt /4/, aus denen sich die Zusammensetzung des abgebrannten Brennstoffs ermitteln läßt. Da die Rechenprogramme auch verfahrenstechnische Details der Aufbereitung behandeln, können auch Angaben über Verunreinigungen oder Beimischungen gemacht werden (z.B. von C, Ni, Zr, Mo, Nb usw.), aber auch die isotopenmäßige Zusammensetzung, z.B. von U, Th usw. Die Tabellen 1 a - 1 c geben die Inventare von Spaltprodukten und Aktiniden in den genannten vier Haupteinlagerungsorten in mol entsprechend den PSE-Annahmen an /5/.

Will man die Grenzen für die Konzentrationen dieser Stoffe nach einer Flutung des Lagers abschätzen, so gibt es hierfür zwei Möglichkeiten. Einerseits kann man sich vorstellen, daß die in einem Ort (Kammern oder mittelaktive Bohrlöcher) eingelagerten Radionuklide sich in der dort vorhandenen Lauge auflösen, zunächst unabhängig von eventuellen Löslichkeiten. Eine obere Grenze für die auftretenden Konzentrationen erhält man dadurch, daß man die maximale Menge eines Radionuklids durch das kleinstmögliche Laugenvolumen dividiert.

Die maximale Menge ist sicher das im jeweiligen Einlagerungsort zur Verfügung stehende Inventar. Das mögliche Laugenvolumen ist wegen des Konvergenzprozesses im Salz mit der Zeit veränderlich. Dieses kann aber nicht kleiner werden als das Laugenvolumen in den Poren der Zementkörper, die zur Verfestigung des Abfalls benutzt werden. Tabelle 2 gibt die Poren-Volumina für die verschiedenen Orte, d.h. für alle Bohrlöcher, Stapelkammern usw. insgesamt an. Die so formal berechneten Konzentrationen (mol/l) sind in den Tabellen 4 a - 4 c

für die einzelnen Nuklide und für die jeweiligen Einlagerungsorte in den Zeilen a in mol/l angegeben.

In vielen Fällen werden diese Konzentrationen größer sein als die Löslichkeitsgrenzen in dem vorliegenden chemischen Milieu. Daher sind zunächst in Tab. 3a - 3c die Löslichkeiten der infrage kommenden chemischen Elemente angeführt, in der ersten Zeile diejenigen im Nahbereich der eingelagerten Abfälle. Die Zahlenwerte stammen aus PSE-Fachband 16 / 5 /, neuere experimentelle und rechnerische Werte aus / 6 /, / 7 /. Alle Werte beziehen sich auf chemische Elemente, nicht auf die hier wichtigen Nuklide, deren Anteil am Element und damit an der jeweiligen Löslichkeit durch den Faktor r beschrieben wird. Wie man aus den Tabellen 3a - 3c entnehmen kann, ist dieser Faktor in den einzelnen Einlagerungsorten verschieden. Hier zeigt sich die unterschiedliche Herkunft der einzelnen Nuklide und zugleich der Nutzen der verfahrenstechnischen Programmteile von Origen bzw. Korigen. Besonders deutlich ist die Abhängigkeit der Anteilfaktoren r vom Einlagerungsort im Falle der Aktiniden.

In den Zeilen b der Tab. 4a - 4c sind die jeweiligen Produkte von Elementlöslichkeit und Nuklidanteil, also die Löslichkeiten (Konzentrationsgrenzen) der Radionuklide angegeben. Fragt man nach den maximal möglichen Konzentrationen eines Nuklids im Nahbereich eines Einlagerungsortes, so muß dies das Minimum der in Zeile a bzw. b angegebenen Zahlen sein. Z.B. für C14 in MB ist dies durch die Löslichkeit und den Anteilsfaktor r bestimmt und beträgt $2{,}4 \cdot 10^{-6}$ mol/l, für C14 in VK ist dies durch die eingelagerten Mengen und das Volumen bestimmt und ergibt $1{,}38 \cdot 10^{-6}$ mol/l.

Um den weiteren durch eventuelle Verminderung, Diffusion, Ausfällung usw. bestimmten Verlauf einfach und zugleich überschätzend (konservativ) zu modellieren, werden folgende Annahmen gemacht:

- Wenn es überhaupt zu einem Transport der gelösten Nuklide kommt, sollen keine Konzentrationsminderungen durch Vermischung usw. möglich sein.

- Von jedem Einlagerungsort startet eine "Pfropfenströmung" und erreicht mit unveränderten Konzentrationen die Übergangsstelle aus dem Salzstock in das Deckgebirge.

- Die Menge pro Zeiteinheit eines Nuklids (mol/a), die in das Deckgebirge übergeht (oder anders: Die Quellstärke eines Nuklids für die nachfolgende Ausbreitung im Deckgebirge) ist gegeben durch den (zeitabhängigen) Laugenstrom $\dot{V}$ (l/a) multipliziert mit der maximalen Nuklidkonzentration.

- Um die Konservativität zu gewährleisten, wird für die Quellstärke eines Nuklids nur die Pfropfenströmung mit der maximalen Konzentration (im Nahbereich) berücksichtigt und mit der in PSE als maximal ermittelten Laugenströmung von $\dot{V}$ = 5000 l/a multipliziert.

Da im tiefen Grundwasser andere chemische Randbedingungen vorliegen als im Salzstock (z.B. ein reduzierendes Milieu), kann die Löslichkeit des betrachteten Nuklids im Deckgebirge kleiner sein als die im Salzstock. Dann tritt bei der Berechnung der Quellstärke diese Löslichkeit an die Stelle der maximalen Konzentration der Prfopfenströmungen. Die Werte der Löslichkeiten im Grundwasser sind neueren experimentellen und rechnerischen Untersuchungen entnommen /8 /,/9 /,/10/ und soweit bekannt in den Tabellen 3a - 3c aufgeführt. Auch hier sind die Löslichkeiten der Elemente mit den Anteilfaktoren r zu multiplizieren, um die Löslichkeiten der Nuklide zu erhalten. Diese letzteren sind in den Zeilen c der Tabellen 4a - 4c eingetragen. Im Beispiel des Zr 93 wäre für die Strömung aus MB die maximal mögliche Konzentration 1,52E-12 mol/l, weil die kleinste Löslichkeit diejenige Konzentration bestimmt, mit der die Strömung den Übergang Salzstock Deckgebirge passieren kann. Für die Strömung des Zr 93 aus den Kammern liegt die maximal zulässige Konzentration bei 5E-9. Dies ist also die maximale Konzentration, mit der das Zr 93 aus den verschiedenen Einlagerungsorten am Übergang zum Deckgebirge vorkommen kann. In der untersten Zeile der Tab. 4a - 4c sind für alle betrachteten Nuklide diese Maximalwerte der Konzentration vermerkt.

Abb. 1 zeigt zusammenfassend die dargelegte Vorgehensweise, bei der es evident ist, daß die ermittelten Werte C_{max} Konzentrationen darstellen, die sicher am Übergang ins Deckgebirge nicht übertroffen werden können.

2.2 Ausbreitung im Deckgebirge

Die Modellvorstellungen für die Ausbreitung der Nuklide im Deckgebirge sind in Abb. 2 skizziert. Danach wird unterschieden zwischen einem tiefliegenden stark mineralisierten Grundwasserbereich mit hoher Dichte und zugleich kleiner Geschwindigkeit des Grundwassers und einem darüberliegenden Bereich, in dem die Geschwindigkeit nach oben durch die Zumischung von Niederschlagswasser rasch zunimmt. Daher geht die Mineralisation so stark zurück, daß in den üblichen Brunnen mit Tiefen von einigen -zig Metern sehr schwach mineralisiertes Wasser, also Trinkwasser gefunden wird. Das Konzentrationsverhältnis ist vielfach gemessen worden und beträgt etwa $\mu = 0{,}001$. Der Übergang zwischen beiden Grundwasserbereichen liegt in einer Tiefe von etwa 150 m, ist in allen Messungen scharf ausgeprägt und deutlich zu erkennen.

Das hier benutzte Modell geht von einem homogenen Deckgebirge aus, daß aus gut wasserleitenden Sanden aufgebaut ist. Die aus dem Salzstock austretenden Nuklide werden zunächst von einem Grundwasserstrom kleiner Geschwindigkeit (v etwa 1 m/a) erfaßt und durch Zumischung und Dispersion verdünnt. Nach einer Entfernung von etwa x = 5000 m erreicht diese Nuklidwolke die "Grenze" zum schwach mineralisierten Grundwasserbereich. Die dort auftretende maximale Konzentration in der Achse der "Wolke" läßt sich leicht mit den üblichen hydrogeologischen Methoden abschätzen. Der weitere modellmäßig schwer darzustellende Ablauf wird durch eine transparent-konservative Abänderung der realen Vorgänge ersetzt. Man stelle sich vor, daß die Nuklide an der Grenzfläche beider Bereiche nicht in relativ konzentrierter Verteilung vorliegen, sondern als Flächenquelle mit der eben erwähnten maximalen Konzentration. Diese Flächenquelle würde ähnlich der Salzkonzentration durch Zumischung von nicht minerali-

sierten Wässern eine Konzentrationsveränderung erfahren und an der Erdoberfläche (im Bereich der Brunnen) ebenfalls um den Faktor $\mu = 0{,}001$ kleiner werden.

Bei diesen Betrachtungen wurde zunächst von Sorptionsprozessen abgesehen. Wie in Anhang 3 allgemein gezeigt wird, kann bei kontinuierlichen, aber zeitunabhängigen Ausbreitungen der Effekt der Sorption bei Radionukliden durch den Zerfallsfaktor

$$Z = \exp\,(-R\,\lambda\,T_{tr})$$

berücksichtigt werden. Hier sind

T_{tr} = Transportzeit ohne Sorption (a)

λ = $\ln 2/T_H$, T_H = Halbwertzeit (a)

R = $1 + \frac{1-\phi}{\phi}\,\rho\,K_d$, Sorptionsfaktor, mit

ϕ = Porosität

ρ = Gesteinsdichte (g/cm³)

K_d = Sorptionsverhältnis (cm³/g)

Die Transportzeit von neugebildetem Niederschlagswasser nach unten ist experimentell aus Altersbestimmungen bekannt. Nach C. Sonntag /11/ sind mit Hilfe verschiedener Radionuklide Alter zwischen 4000 a und 20000 a im Raum Gorleben gemessen worden. Es liegt daher nahe, die Transportzeit von unten nach oben mit mindestens 4000 a anzugeben. Mit dieser Abschätzung liegt man tiefer als die rechnerischen Werte und darf annehmen, daß die Zerfallsfaktoren eher zu groß sind, die Radionuklidkonzentrationen also ebenfalls eher zu groß, also konservativ abgeschätzt werden.

Für die Ausbreitung im tiefsten, hochmineralisierten Bereich soll von der in 2.1 ermittelten maximalen Quellstärke $q = \dot{V}c_{max}$ ausgegangen werden. Dies gilt natürlich nur für einen begrenzten Zeitabschnitt. Der vollständige zeitliche Verlauf läßt sich nach der in 2.1 dargestellten Methode naturgemäß nicht ermitteln. Nimmt man jedoch an, daß die Quelle konstant bleibt und die Quellstärke den Maximalwert $q = \dot{V}c_{max}$ annimmt, so hat man den

komplizierten Vorgang durch einen einfachen ersetzt, der sicher eine Überschätzung ist. Damit stellt das Ganze wieder eine transparent-konservative Abänderung des "realistischen" Ablaufs dar.

Wie in Anhang 1 abgeleitet, gilt in einem dreidimensionalen porösen Medium für die Konzentration $C_1(x)$ in Abstand x von der Quelle, und zwar in der Achse der Ausbreitung

$$C_1(x) = \frac{C_{max}\,\dot{V}}{\phi} \cdot \frac{1}{4\pi\, x\, v\, \beta} \qquad (1)$$

wobei

ϕ = Porosität, hier $\phi = 0{,}1$

v = Abstandsgeschwindigkeit, hier v = 1 m/a

β = Querdispersivität, hier $\beta = 5$ m

x = Weglänge innerhalb des mineralisierten Bereichs von der Quelle bis zum Übergang in den schwach mineralisierten oberen Bereich, hier x = 3000 m

$\dot{V}$ = Laugenstrom aus dem Salzstock, hier $\dot{V} = 5\ m^3/a$

Die angegebenen Zahlwerte sind so wie die maximale Quellstärke $q = C_{max}\dot{V}$ sicher zu kleine Werte, so daß die Konzentration C_1 eine Überschätzung darstellen dürfte.

Durch den Übergang zu einer Flächenquelle ergibt sich für die Konzentration im Bereich der Biosphäre

$$C_O^{Bio} = \mu C_1$$

wobei für den Mineralisationsfaktor im oberen Grundwasserbereich statt des experimentell bestimmten Wertes $\mu = 0{,}001$ der konservative Wert $\mu = 0{,}01$ verwendet werden soll. Bei Verwendung der angegebenen konservativen Parameter wird

$$C_O^{Bio} = K\, C_{max} \qquad (2)$$

mit $K = 2{,}65E-6$ (-)

Dies gilt für die Zerfallskonstante $\lambda = 0$. Bei Nukliden mit radioaktivem Zerfall ist $\lambda \neq 0$ und daher

$$C^{Bio} = 2{,}65 \cdot E{-}6 \cdot \exp(-4000\,\lambda R) \cdot C_{max} \qquad (3)$$

Hier sind lediglich der Sorptionsfaktor R, die Zerfallskonstante λ und die maximal mögliche Konzentration beim Übergang vom Salzstock zum Deckgebirge nuklidspezifische Größen.

2.3 Strahlenbelastung

Der Faktor K in Gl(2) ist dimensionslos. Daher hat C^{Bio} die gleiche Dimension wie die Konzentration C_{max}, deren Dimension im bisher Dargelegten mol/l ist. Für das Weitere jedoch ist es zweckmäßig, zunächst zur Dimension Bq/l überzugehen.

Die Zahl der Atome im Mol wird durch die Loschmidtsche Zahl $L_o = 6{,}02 \cdot 10^{23}$ angegeben. Davon zerfallen pro Jahr λL_o Atome, pro Sekunde der Bruchteil $p = (356 \cdot 24 \cdot 3600)^{-1}$. Dann ist die im Nahbereich gemessene Aktivität der Lauge bzg. des Nuklids:

$$A^i_{max} = \lambda^i L_o \cdot p\, C^i_{max} = (1{,}91E16) \cdot \lambda^i C^i_{max} (Bq/l)$$

und am Übergang zur Biosphäre

$$A^i_{Bio} = K \lambda^i L_o\, p\, C^i_{max} = (5{,}06E10) \cdot \lambda^i C^i_{max} \qquad \text{(Zerfallsf. Z=1)}$$

Hier erhält man die spezifische Aktivität in Bq/l, falls die maximale Konzentration des Nuklids i innerhalb des Nahbereichs bzw. am Übergang zum Deckgebirge durch C^i_{max} in mol/l angegeben ist.

Die Strahlenbelastung in (Sv/a) kann nach /12/ aus der Konzentration in (Bq/l) für die vorliegenden Nuklide errechnet werden. In einer kurzen Zusammenfassung ist diese Methode, die zum Dosiskonversionsfaktor h_E in (Sv/a/Bq/l) führt, auch in /13/ dargestellt. Die Exposition (Ganzkörperbelastung unter Berück-

sichtigung einer 50-jährigen Folgebelastung) wird bestimmt durch die Aufnahme von Radionukliden im Trinkwasser und durch pflanzliche (Getreide, Gemüse usw.) und tierische Nahrungsmittel (Milch und Fleisch).

In Tab. 6a findet man für alle Radionuklide mit einer Halbwertzeit von $T_H > 100$ a zunächst die Halbwertzeit T_H(a) und die Zerfallskonstante λ (1/a), dann den Dosiskonversionsfaktor h_E (Sv/a/Bq/l).

Die gesamte Strahlenbelastung durch die Kontamination des Grundwassers nahe der Erdoberfläche (Biosphäre) ist ohne Berücksichtigung von Sorptionseffekten

$$Exp_1 = F C_{max} \qquad (10^{-5}\ Sv/a = mrem/a)$$

$$\text{mit} \quad F = K \lambda L_o p h_E \cdot 10^5 = 5{,}06\ E15\ \lambda \cdot h_E$$

Dieser Faktor F ist ebenfalls in Tab. 6a und 6b für alle Nuklide angeführt, genau so wie Exp_1. Berücksichtigt man die von der Sorption abhängigen Transportzeiten durch den Faktor Z (Tabelle 5a/5b), so erhält man als konservative Abschätzung der maximalen Strahlenbelastung

$$Exp_2^i = F^i Z^i C^i_{max} \quad (10^{-5}\ Sv/a)$$

Die so ermittelten Ergebnisse sind in der letzten Spalte der Tab. 6a/6b für alle Nuklide mit einer Halbwertzeit von mehr als 100 a aufgeführt. Nur in drei Fällen (C 14, J 129 und Np 237) treten Werte von mehr als 10^{-5} Sv/a (1 mrem/a) auf, das Maximum für J 129 von knapp $3 \cdot 10^{-5}$ Sv/a. Auf jeden Fall ist die resultierende Strahlenexposition $(Exp)_2 << 30 \cdot 10^{-5}$ Sv/a, dem geforderten Grenzwert der Belastung.

Die Laufzeiteffekte, die sich im Faktor Z zeigen, spielen zum Teil eine große Rolle, vor allem dann, wenn eine starke Sorption die Transportzeiten wesentlich erhöht. Der Maximalwert für Exp_1 für Am 241 von $438 \cdot 10^{-5}$ Sv/a reduziert sich allerdings auch für den Fall R = 1 (Wegfall der Sorption) wegen der im Verhältnis zur Grundwassertransportzeit von $T_{tr} = 4000$ a wesentlich kleineren

Halbwertzeit von 433 a auf eine Exposition von $0{,}73 \cdot 10^{-5}$ Sv/a, also auch auf einen tolerierbar kleinen Wert. Die bei Wegfall der Sorption (aber bei Berücksichtigung der Halbwertzeiten im Verhältnis zur Transportzeit) größten Werte für die Strahlenbelastung liegen bei $8 \cdot 10^{-5}$ Sv/a (Cm 245), bei $5 \cdot 10^{-5}$ Sv/a (Am 243) und bei $2{,}4 \cdot 10^{-5}$ Sv/a (Cm 246). Diese Bemerkungen sind deshalb nicht unwichtig, weil sie einen Hinweis auf obere Schranken der Exposition ergeben, selbst dann, wenn bei Kolloidbildung u.ä. die gemessenen Sorptionsdaten nicht voll zur Wirkung kommen.

Die hier errechneten oberen Schranken für die Strahlenexposition liegen meist etwas höher, als die Werte in dem sehr viel genaueren, aber aufwendigeren Modell von PSE, in einigen Fällen jedoch weit darunter, was an der Verwendung neuerer Daten für Löslichkeiten im Nahbereich und im tieferen Deckgebirge liegt. Zum Teil beruhen die günstigeren Ergebnisse auf der neuen, experimentelle Methoden ausnutzenden Behandlung der Ausbreitung von Nukliden im Grundwasser. Einen ausführlichen Vergleich der hier erzielten Ergebnisse mit denen in PSE findet man in Anhang 4.

2.4 Ein transparent-konservatives Puls-Modell

Ein Nachteil der geschilderten Methode liegt in der Übernahme des maximalen Laugenausstoßes von 5 m^3/a aus zum Teil komplizierten Modellen zur Beschreibung der Konvergenz des Salzstocks. Nach der Beziehung (1) ist die Konzentration und davon abhängig die Strahlenbelastung proportional zum Volumenstrom $\dot{V}$. Dies allerdings nur deshalb, weil man aus Gründen einer Konservativität die Nuklidquelle am Übergang Salzstock/Deckgebirge als zeitlich konstant angesetzt hat. Geht man von einem endlichen Inventar M_i des i-ten Nuklids aus, und setzt man einen zeitlich konstanten Ausstoß der Dauer T_i dieser Nuklide voraus, so gilt

$$M_i = C^i_{max} \dot{V} T_i$$

Wächst also z.B. $\dot{V}$, so kann dies nur bei einer kleineren Ausstoßdauer T_i geschehen. In Anhang 2 ist für den Fall einer konstanten, aber zeitlich beschränkten Quelle die Konzentrationsverteilung entsprechend den Voraussetzungen und Bezeichnungen der Beziehung 1 hergeleitet.

Es gilt jetzt

$$C_1^*(x) = \frac{C_{max}\dot{V}}{v\,\phi\,4\pi x\,\beta}\ \mathrm{Erf}\left(\frac{Mv}{C_{max}\dot{V}R\cdot 4\sqrt{\alpha x}}\right) \qquad (4)$$

α = Längsdispersion, hier $\alpha \approx 100$ m

Für den Fall, daß das Argument der Fehlerfunktion groß ist (was hier meist der Fall ist), wird diese praktisch gleich eins, und damit geht der Ausdruck für $C_1^*(x)$ in den bisher verwendeten nach Gleichung (1) über. In diesen Fällen bedeutet also die Annahme einer stationären Quelle, d.h. einer zeitlich unbegrenzten im Vergleich zu einer begrenzten, keinen Gewinn an Konservativität. Schreibt man in der Fehlerfunktion das Argument

$$\frac{Mv}{C_{max}\dot{V}R\,4\sqrt{\alpha x}} = T\cdot\left(\frac{v}{R}\right)\cdot\frac{1}{4\sqrt{\alpha x}} \quad ,$$

so bedeutet das Produkt der ersten beiden Faktoren die Entfernung $\bar{x}$ bis zu der sich ein Nuklid im Grundwasser unter Berücksichtigung der Sorption ausbreitet im Verhältnis zu einer Länge

$$l = 4\sqrt{\alpha x}$$

Bei den hier verwendeten Daten zur Ausbreitung im Deckgebirge ist $l = 2191$ m. Ist also die Entfernung $\bar{x}$, bis zu der sich die Nuklide während der Ausstoßzeit T unter Berücksichtigung der Sorption ausbreiten, nämlich

$$\bar{x} = Tv/R$$

groß gegenüber $l = 4\sqrt{\alpha x}$, so gilt praktisch die Gleichung (1) für den kontinuierlichen Fall.

Der Verlauf der Konzentration nach Gleichung (4) als Funktion von $(C_{max}\dot{V})$ ist in Abb. 3 schematisch dargestellt. Man erkennt, daß mit zunehmenden Werten von $C_{max}\dot{V}$, bei festem Inventar, also mit abnehmenden Werten der Ausflußzeit, die Konzentration zunächst

linear ansteigt, sich aber schließlich asymptotisch einem Grenzwert nähert. Dieser Grenzwert ist

$$C_p^{max}(x) = \frac{M\mu}{\phi R (4\pi x)^{3/2} \beta\sqrt{\alpha}} \qquad (5)$$

Er entspricht der pulsmäßigen Freisetzung der Menge M, einer nachfolgenden dispersiven Ausbreitung im mineralisierten Bereich bis in eine Entfernung x und der anschließenden Verdünnung (gekennzeichnet durch μ) im oberen Grundwasserbereich. Mit den bisher verwendeten Daten für das Deckgebirge wird

$$C_p^{max} = 2{,}73E{-}13 \cdot \frac{M}{R} \text{ (mol/l)}$$

Die Strahlenbelastung nahe der Erdoberfläche ist

$$Exp_1^{Puls} = F^* \; M/R$$

mit $F^* = 2{,}73E{-}13 \; L_o p \; \lambda \; h_E \; 10^5$

$= 5{,}21E8 \cdot \lambda \; h_E$

Bei Berücksichtigung des Zerfallsfaktors Z wird schließlich

$$Exp_2^{Puls} = F^* \; Z \; M/R$$

Die numerischen Ergebnisse des kontinuierlichen und des pulsmäßigen Modells sind in Tabelle 7 a/7 b gegenübergestellt. Eine starke Erhöhung der Exposition tritt vor allem beim C 14 auf (von 2,3E-5 Sv/a auf 84,8E-5 Sv/a), was darauf hinweist, daß die Abhängigkeit im kontinuierlichen Modell vom Laugenausstoß $\mathring{V}$ relativ groß ist. Im Falle des Tc 99 und des AgI muß man bedenken, daß die Strahlenexposition von der Löslichkeit im tiefen Grundwasser bestimmt wird und daher nur schwach abhängig von der Größe des Laugenausstoßes $\mathring{V}$ ist. Belastungen von mehr als 10^{-5} Sv/a treten außer bei C 14 bei

Se 79 - 2,18	(10^{-5} Sv/a)
I 129 - 2,25	(10^{-5} Sv/a)
Np 137 - 14,0	(10^{-5} Sv/a)
U 234 - 4,37	(10^{-5} Sv/a)
U 238 - 8,93	(10^{-5} Sv/a)

auf. Bedenkt man, daß diese im Prinzip noch tolerierbaren Strahlenexpositionen (bis auf C 14!) eigentlich nur die Barrierenwirkung des Deckgebirges beschreiben, dagegen alle Wirkungen im Grubengebäude vernachlässigen, so erkennt man, daß einige methodische Festlegungen im zuerst geschilderten, dem kontinuierlichen Modell der Schadstoffausbreitung nicht sehr wichtig bzw. nicht entscheidend sind. Dies gilt u.a. für die Größe des Laugenstroms ins Deckgebirge bzw. für die Quellstärke (C_{max} $\dot{V}$) bei nahezu allen Nukliden. Andererseits gibt die Gegenüberstellung der beiden transparentkonservativen Modelle Hinweise auf jene Nuklide für die weitere Untersuchungen der Löslichkeiten oder der Sorptionsverhältnisse wünschenswert erscheinen.

3. Das Pagis-Modell

Im Jahre 1990 wurden die Ergebnisse des Projekts Pagis veröffentlicht, in dessen Rahmen die GSF München/Braunschweig im Auftrag der Kommission der Europäischen Gemeinschaft eine Studie über nukleare Endlager in Salzformationen durchgeführt hat /14/. In dieser Studie wurden vor allem hochaktive Abfälle und ihre nach eventuellen Störfällen auftretenden Auswirkungen untersucht. Dabei wird davon ausgegangen, daß nach dem Versiegeln des Lagers in der Nähe der ersten Reihe hochaktiver Bohrlöcher Laugeneinschlüsse im Salz entgegen dem Temperaturabfall in der Umgebung der heißen Bohrlöcher wandern und sie nach kurzer Zeit erreichen. Solche Laugeneinschlüsse bestehen aus Tröpfchen gesättigter Salzlauge, die bei der Erkundung des Salzstocks nicht entdeckt wurden und die mengenmäßig ausreichen, die Hohlräume von einigen Bohrlöchern aufzufüllen. In Pagis nimmt man an, daß in dieser Weise Lauge in zwei Bohrlöcher gelangt ist. Als Folge

werden Korrosionen der Behälterwände, Auslaugungsvorgänge in den Glaskörpern und Freisetzungen von Radionukliden auftreten. Dies ist insgesamt ungefährlich, da solche kleinen Laugenmengen nicht aus dem Lager herausgepreßt werden können. Nur wenn gleichzeitig eine Flutung des Zentralfeldes im Lager, zum Beispiel über einem nichtentdeckten Anhydritgang auftritt, könnte es zu einer Freisetzung aus dem Lager kommen, wobei die freigesetzten Radionuklide aus jenen Bohrlöchern kämen, in denen die Laugentröpfchen aus der Umgebung bereits durch Korrosion und Auslaugung eine erste Mobilisierung der Nuklide verursacht hätten.

Diese bereits sehr hypothetischen Vorgänge zur Einleitung eines solchen Störfalls müssen durch eine Vielzahl weiterer Annahmen ergänzt werden, die die in Bohrlöchern, Gängen und Strecken vorhandenen Hohlräume und deren zeit- bzw. konvergenzabhängige Veränderung betreffen. Löslichkeitsbegrenzungen, Mischungen mit nicht kontaminierten Laugenströmen, die alles beherrschenden, sich mit der Zeit ändernden Temperaturverteilungen, die Eigenschaften künstlicher Barrieren, wie zum Beispiel der Dämme, der Verfüllungen und vieles andere mehr tragen zum Ergebnis, nämlich der Freisetzung aus dem Salzstock und schließlich zur Strahlenexposition von Organismen bei. In Pagis werden alle diese Effekte zu einem großen Modell zusammengefaßt und in vielen Varianten durchgerechnet, so daß nicht nur Ergebnisse, sondern auch deren wahrscheinlichkeitsmäßige Verteilung ermittelt worden ist.

Im Sinne des in diesem Bericht vorgestellten transparent-konservativen Modells wurden sehr starke Vereinfachungen vorgenommen: Alle Auslaugungsvorgänge, Mischungen, Dispersionsprozesse wurden unterdrückt. Es wurde angenommen, daß das zur Verfügung stehende Inventar (entsprechend den in Pagis getroffenen Annahmen), d.h. alle in zwei Bohrlöchern eingelagerten Nuklide pulsmäßig am Rand des Salzstocks in das Deckgebirge freigesetzt werden.

Anders als in Abschnitt 2 wurde also nicht das an sich günstigere kontinuierliche Modell verwendet, da hier keine Annahmen über das Restvolumen in den hochaktiven Bohrlöchern gemacht werden sollten. Die Ausbreitung im Deckgebirge wurde entsprechend Gleichung (5) in Abschnitt 2.4 behandelt. Ebenfalls wurde die Strahlenexposition nach der gleichen Methode wie in 2.3 berechnet. Die verwendeten Dosisfaktoren h_E sind - bis auf wenige Ausnahmen - die gleichen wie in Pagis.

Die Tabellen 8 a und 8 b zeigen die Ergebnisse. In Spalte 1 und 2 findet man die berücksichtigten Nuklide und deren Inventare (in zwei Bohrlöchern), in der nächsten Spalte die Sorptionsfaktoren R. Die Spalten 4 und 5 zeigen die Strahlenexpositionen in mrem/a (Exp_1 bzw. Exp_2) für den Fall ohne bzw. mit der Transportzeitkorrektur, dargestellt durch die Faktoren Z, die hier gleich den in den PSE-Beispielen verwendeten Faktoren in den Tabellen 5 und 6 sind. Die Ergebnisse Exp_2 sind mit den Pagis-Werten (Exp(Pagis)) zu vergleichen.

Die Ergebnisse sind zum Teil recht unterschiedlich. Merkwürdigerweise liegen sie im sehr vereinfachten und daher sehr konservativen Pulsmodell in einigen Fällen niedriger als im sehr detaillierten Pagis-Modell. Das trifft für Np 237 nicht zu, dem einzigen Nuklid, bei dem mit 11,0 mrem/a eine relativ hohe Strahlenbelastung abgeschätzt wurde. Dies ist sicher unbefriedigend, auch wenn dieses Ergebnis unter dem zulässigen Grenzwert von 30 mrem/a liegt. In diesem Zusammenhang sei allerdings auf die im Pagis als wesentlich größer angesetzte Sorption im Deckgebirge verwiesen (R = 301). Würde man im vereinfachten Modell für Np 237 den Faktor R = 301 (Pagis) statt R = 13,5 (PSE) verwenden, so ergäbe sich nach dem Pulsmodell die Exposition

$$Exp_2^{Puls}(Np\ 237) = 0{,}13\ mrem/a,$$

ein Wert, der sogar kleiner ist als der Pagis-Wert.

Offenbar kann man festhalten, daß die Ergebnisse des transparent-konservativen Modells mit großer Sicher-

heit unter den zulässigen Grenzen liegen. Ein zuverlässiger Vergleich mit den Pagis-Ergebnissen ist jedoch erst nach einem genaueren Vergleich der zugrunde liegenden Daten möglich.

4. Das Endlager in der Eisenerzgrube Konrad

Es ist geplant, mittel- und schwachaktive nukleare Abfälle, also solche, die praktisch keine Wärme entwickeln, in der ehemaligen Eisenerzgrube Konrad nahe bei Salzgitter einzulagern. Abbildung 4 zeigt den geologischen Aufbau in der Umgebung der Grube und die möglichen Grundwasserbewegungen, die zu einer Freisetzung von radioaktiven Schadstoffen führen können. Anders als in einem Salzstock ist hier die Flutung des Lagers ein mit Sicherheit zu erwartender Vorgang. Die weitere Bewegung des kontaminierten Grundwassers kann auf verschiedenen Wegen bis in den Süßwasserbereich nahe der Erdoberfläche führen, aus dem zum Beispiel Trinkwasser aus Brunnen entnommen wird. Der wichtigste Ausbreitungspfad ist der längs des Korallenooliths (Oxford), welcher in einer Entfernung von etwa 40 km die Biosphäre erreicht. Wegen der sehr kleinen Wassergeschwindigkeiten wird diese jedoch erst in mehr als 300 000 Jahren ereicht. Die wasserleitende Schicht ist im Verhältnis zur Länge relativ schmal, die Breite ist ebenfalls nicht groß, so daß man die Ausbreitung als eine eindimensionale Bewegung in einem wenig veränderlichen Querschnitt A ansehen kann. In diesem Falle gilt nach einer pulsmäßigen Freisetzung die Gleichung in der eindimensionalen Form

$$C^*_{max}(x) = \frac{M\mu \exp(-RT_{tr})}{\phi AR\sqrt{4\pi\alpha x}}$$

Hier sind $C^*_{max}(x)$ = maximale Konzentration (Bq/m^3)
x = Abstand von der Quelle, hier 30 000 m
M = beim Puls freigesetzte Menge (Bq)
ϕ = Porosität, hier $\phi = 0{,}02$
A = Querschnitt des Wasserleiters, hier $A = 6{,}8E5\ m^2$

R = Sorptionsfaktor
T_{tr} = Wassertransportzeit, hier T_{tr} = 3E5 a
α = Längsdispersivität, hier α = 200 m
λ = $\ln 2/T_H$
μ = Verdünnungsfaktor, hier $\mu = \frac{1}{70}$

Mit den von den Nuklideigenschaften unabhängigen Größen wird

$$C_{max}^{Bio}(x) = 1{,}05E{-}13 \cdot \frac{M}{R} \exp(-\lambda R \cdot 3E5) \text{ (Bq/l)}$$

Die Strahlenexposition ist dann

$$Exp(x) = 1{,}05/{-8} \cdot \frac{M}{R} h_E \exp(-\lambda R \cdot 3E5) \, (10^{-5} Sv/q)$$

Eine Besonderheit liegt dann vor, wenn die Halbwertzeit gewisser Nuklide sehr klein im Verhältnis zur Transportzeit ist, und außerdem diese Halbwertzeit klein gegenüber der eines anderen Nuklids, aus dem jene kurzlebigen durch radioaktiven Zerfall entstanden sind. Als Beispiel sei U 238 (T_H = 4,5E9 a), dem in der Zerfallskette nach einigen Zwischennukliden Ra 226 und Pb 210 folgt.
Im Gleichgewichtsfall, der ein konservativer Grenzfall ist, gilt für den Fall, daß die Konzentration in Bq/l bestimmt wird

$$C_i(T_H^i) = C_o(T_H^o), \text{ falls } T_H^o >> T_H^i \text{ ist.}$$

Sind die Sorptionsfaktoren R_i bzw. R_o, so wird

$$C_i = R_o/R_i \cdot C_o$$

und die Strahlenexpositionen

$$Exp_i = h_E^i \, C_i \cdot 10^5 \quad (10^{-5} \text{ Sv/a}) \text{ bzw. (mrem/a).}$$

In Tabelle 10 sind für eine Auswahl wichtiger Nuklide die Eingangsdaten und die Ergebnisse zusammengestellt, letztere verglichen mit den von Illi /15/ veröffentlichten, die aus wesent-

lich detaillierteren Untersuchungen stammen. In Abbildung 4 sind die im einfachen Pulsmodell errechneten Strahlenexpositionen mit weiteren wichtigen Nukliden verglichen. Wie zu erwarten war, ist die Überschätzung der transparent-konservativen Methode gegenüber der ursprünglich verwendeten detaillierten Methode bei der Sicherheitsanalyse zum Endlager Konrad besonders klein.

Anhang 1: Dreidimensionale Ausbreitung aus einer zeitlich konstanten Punktquelle

Die Quelle befinde sich im Koordinatenursprung in einem homogenen Geschwindigkeitsfeld der Abstandsgeschwindigkeit v in der z-Richtung (Waagerechte).

D_1, D_2, D_3 Dispersionskonstanten in der x, y, z-Richtung

$C(x,y,z)$ Konzentration im Porenwasser
R Absorptionsfaktor
λ Zerfallskonstante

Die beschreibende Gleichung ist

$$D_1 \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_2 \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_3 \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} - \lambda RC = 0$$

Mit $C(x,y,z) = C_o(x,y,z) \cdot \exp(\frac{v}{2D_3} z)$ wird

$$D_1 \frac{\partial^2 C_o}{\partial x^2} + D_2 \frac{\partial^2 C_o}{\partial y^2} + D_3 \frac{\partial^2 C_o}{\partial z^2} - C_o(\frac{v^2}{4D_3} + \lambda R) = 0$$

Unter der Annahme $D_i = \alpha_i v$ wird

$$\alpha_1 \frac{\partial^2 C_o}{\partial x^2} + \alpha_2 \frac{\partial^2 C_o}{\partial y^2} + \alpha_3 \frac{\partial^2 C_o}{\partial z^2} - (\frac{1}{4\alpha_3} + \frac{\lambda R}{v}) C_o = 0$$

Die Lösung für $C(x,y,z) = C_o \exp(\frac{v}{2D_3} z)$ im Falle der Punktquelle ist

$$C(x,y,z) = \frac{A}{\sqrt{\frac{x^2}{\alpha_1} + \frac{y^2}{\alpha_2} + \frac{z^2}{\alpha_3}}} \exp\left\{ -\sqrt{(\frac{\lambda R}{v} + \frac{1}{4\alpha_3})(\frac{x^2}{\alpha_1} + \frac{y^2}{\alpha_2} + \frac{z^2}{\alpha_3})} + \frac{z}{2\alpha_3} \right\}$$

Diese Konzentration ist längs der z-Achse am größten. Daher interessiert hier bei konservativer Betrachtung nur

$$C(0,0,z) = \frac{A\sqrt{\alpha_3}}{z} \exp\left\{ -\sqrt{q\,\frac{z^2}{\alpha_3}} + \frac{z}{2\alpha_3} \right\}$$

$$\text{mit } q = \left(\frac{\lambda R}{v} + \frac{1}{4\alpha_3}\right) = \frac{1}{4\alpha_3}\left(1 + \frac{4\alpha_3\lambda R}{v}\right)$$

Zur Bestimmung des Faktors A geht man davon aus, daß im kontinuierlichen Fall die Quellstärke $\dot{M}$ gleich sein muß dem Zerfall im gesamten Raum mit der Menge M, also

$$\dot{M} = \lambda M,$$

wobei $M = \phi \cdot R \iiint dxdydz\, C(x,y,z)$, also gleich der absorbierten plus der gelösten Menge sein muß.

Die Integration, nämlich

$$\iiint_{-\infty}^{+\infty} dxdydz \frac{A}{\sqrt{\frac{x^2}{\alpha_1} + \frac{y^2}{\alpha_2} + \frac{z^2}{\alpha_3}}} \exp\left\{ -\sqrt{q\left(\frac{x^2}{\alpha_1} + \frac{y^2}{\alpha_2} + \frac{z^2}{\alpha_3}\right)} + \frac{z}{2\alpha_3} \right\}$$

ist elementar durchführbar und ergibt

$$\dot{M} = \frac{A\ 4\pi v\sqrt{\alpha_1\alpha_2\alpha_3} \cdot \phi R}{\lambda R} = \frac{\dot{M}}{\lambda}$$

$$\text{also} \quad A = \frac{\dot{M}}{4\pi v\phi\sqrt{\alpha_1\alpha_2\alpha_3}}$$

$$\text{und} \quad C(0,0,z) = \frac{\dot{M}}{4\pi v\phi z\sqrt{\alpha_1\alpha_2}} \exp\left\{ -\frac{z}{2\alpha_3}\sqrt{1 + \frac{4\lambda R\alpha_3}{v}} + \frac{z}{2\alpha_3} \right\}$$

Da i.A. $\frac{v}{R} >> 4\lambda\alpha_3 = 4 \ln 2 \frac{\alpha_3}{T_H}$ ist, wird $\sqrt{1 + \frac{4\lambda R\alpha_3}{v}} \approx 1 + \frac{2\lambda R\alpha_3}{v}$

und $C(0,0,z) = \frac{\dot{M}}{4\pi v \phi z \sqrt{\alpha_1 \alpha_2}} \exp\left[- \frac{z\lambda R}{v}\right]$ und mit der

Transportzeit $T_r = \frac{z}{v}$

$$C(0,0,z) = \frac{\dot{M}}{4\pi v \phi z \sqrt{\alpha_1 \alpha_2}} \exp\left[- \lambda T_r R\right]$$

Anhang 2

Maximale Konzentration bei einer Nuklidquelle, die in einem endlichen Zeitabschnitt konstant ist.

Die Konzentration in der Umgebung (Ort x, y, z; Zeitpunkt t) einer Punktquelle (x = O), die zum Zeitpunkt t_o einen Puls der Stärke $C_o\dot{V}\Delta t_o$ abgibt, ist - falls die Geschwindigkeit in der x-Richtung v_x - (siehe z.B. /16/)

$$C(x,y,z,t,t_o) = \frac{C_o\dot{V}\,\Delta t_o\,\sqrt{R}}{\phi\,\sqrt{\alpha_1\alpha_2\alpha_3}\,\left[4\pi v_x(t-t_o)\right]^{3/2}}\,\cdot$$

$$\exp\left\{-\frac{[X - v_x(t-t_o)/R]^2}{4\alpha_1\,v_x(t-t_o)/R} - \frac{y^2}{4\alpha_2\,v_x(t-t_o)/R} - \frac{z^2}{4\alpha_3\,v_x(t-t_o)/R}\right\}$$

Mit $r = \frac{v_x}{R}(t - t_o)$ wird nach Integration über den Zeitabschnitt $O \leqq t_o \leqq T$ bei konstanter Quellstärke $(C_o\dot{V})$

$$C(x,y,z,t,T) = A\int_{\frac{v_x}{R}(t-T)>o}^{\frac{v_x}{R}t} \frac{1}{r^{3/2}}\exp\left[-\frac{1}{4r}\left(\frac{(x-r)^2}{\alpha_1} + \frac{y^2}{\alpha_2} + \frac{z^2}{\alpha_3}\right)\right]dr$$

$$\text{mit}\quad A = \frac{(C_o\dot{V})}{v_x\phi\,(\alpha_1\alpha_2\alpha_3)^{1/2}\,(4\pi)^{3/2}}$$

Hier interessiert nur das Maximum, das für y = z = O, also auf der Bewegungsachse und bei einer symmetrischen Integration um den Punkt r = x entsteht.

Mit der neuen Variablen

s = r - x wird zunächst

$$C^{max}(x,t,T) = A\int_{\frac{v_x}{R}(t-T)-x}^{\frac{v_x}{R}t-x} \frac{1}{(x+s)^{3/2}} \exp\left[\frac{-s^2}{4\alpha_1(x+s)}\right] ds$$

Eine symmetrische Integration liegt vor, wenn

$$x = \frac{v_x}{R}(t - \frac{T}{2}) \quad \text{ist, dann}$$

$$C^{max}(x,t,T) = A\int_{-\frac{v_x}{R}\frac{T}{2}}^{+\frac{v_x}{R}\frac{T}{2}} \frac{1}{(x+s)^{3/2}} \exp\left[\frac{-s^2}{4\alpha_1(x+s)}\right] ds$$

Diese Integration ist nicht exakt durchführbar. Näherungsweise wird für $s^2 < 4\alpha_1 x$ die Exponentialfunktion nahezu 1 und nur dann zum Integral wesentlich beitragen. In diesem Falle gilt

$$C^{max}(x,t,T) = \frac{A}{x^{3/2}}\int_{-\frac{v_x}{R}\frac{T}{2}}^{+\frac{v_x}{R}\frac{T}{2}} \exp\left[-\frac{s^2}{4\alpha_1 x}\right] ds = \frac{2A}{x^{3/2}}\int_{0}^{\frac{v_x}{R}\frac{T}{2}} \exp\left[-\frac{s^2}{4\alpha_1 x}\right] ds$$

Mit $\frac{s^2}{4\alpha_1 x} = p^2$ wird die Integration

$$C^{max}(x,T) = \frac{2\sqrt{4\alpha_1}\,A}{x^{3/2}}\int_0^B \exp - p^2 \; dp \quad \text{mit} \quad B = \frac{v_x T}{4R\sqrt{\alpha_1 x}}$$

Nun ist $\mathrm{Erf}(B) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^B \exp\left[-p^2\right] dp$

also

$$C^{max}(x,T) = \frac{\sqrt{4\pi\alpha_1 x}\,A}{x^{3/2}} \; \mathrm{Erf}\left(\frac{v_x T}{4R\sqrt{\alpha_1 x}}\right) \qquad (A_2,1)$$

oder mit $\alpha_2 = \alpha_3 = \beta$ und $M = C\dot{V}T$

$$C^{max}(x,T) = \frac{(C\dot{V})}{v_x \phi 4\pi x \beta} \; \mathrm{Erf}\left(\frac{v_x M}{C\dot{V}R\; 4\sqrt{\alpha_1 x}}\right)$$

In dieser Gleichung sind die beiden Grenzfälle enthalten, nämlich

1) kontinuierlicher Fall $(T \to \infty)$

$$C^{kont}_{max}(x) = \frac{(C\dot{V})}{v_x \phi 4\pi x \beta} \quad \text{und} \qquad (A_2,2)$$

2) der Pulsfall, $\frac{M}{(C\dot{V})} = T \to 0$, bei $M = \mathrm{const}$

$$C^{Puls}_{max}(x) = \frac{M}{T v_x \phi 4\pi x \beta} \cdot \mathrm{Erf}\left(\frac{v_x T}{R\; 4\sqrt{\alpha_1 x}}\right)$$

Da $\mathrm{Erf}(z) \to \frac{2z}{\sqrt{\pi}}$ für $z \to 0$

wird

$$C^{Puls}_{max}(x) = \frac{M}{\phi R (4\pi x)^{3/2} \beta\sqrt{\alpha_1}} \qquad (A_2,3)$$

Damit stimmt die hier abgeleitete Näherungsformel $(A_2,1)$ mit den bekannten Grenzfällen überein.

Anhang 3

Wirkung der Sorption auf die Konzentrationsverteilung von Nukliden in einem Strömungsfeld

Das in 2.2 dargestellte Modell der Konzentrationsverteilung im komplexen Feld der stark und schwach mineralisierten Bereiche, vor allem aber die räumlich sehr verschiedene Zumischung von Niederschlagswasser führt zu der Vermutung, daß eine Abschätzung der Sorptionswirkung erst nach Kenntnis der Grundwasserbewegung und der Konzentrationsverteilungen möglich ist. Daß eine hinreichende Abschätzung im konservativen Sinne auch ohne eine detaillierte Lösung durchführbar ist, soll hier gezeigt werden. Ausgangspunkt ist die allgemeine dreidimensionale zeitabhängige Gleichung für die Konzentration $C(x_i t, R, \lambda)$ in der Form

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{D_{ij}}{R} \frac{\partial C}{\partial x_j}\right) - \frac{v_i}{R} \frac{\partial C}{\partial x_i} - \lambda C \qquad (A_3, 1)$$

wie sie zum Beispiel von Bear /17/ angegeben wird. (Über gleichlautende Indizes wird von 1 bis 3 summiert.)

Tritt weder Sorption noch Zerfall auf, so ist $R = 1$ und $\lambda = 0$ und die Lösung der Gleichung ändert sich formal von

$$C(x_i, t, R, \lambda) \rightarrow K(x_i, t),$$

eine Funktion, die der Differentialgleichung

$$\frac{\partial K}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} D_{ij} \frac{\partial K}{\partial x_j} - v_i \frac{\partial K}{\partial x_i} \quad \text{gehorcht,} \qquad (A_3, 2)$$

und die die Verteilung eines nicht sorbierbaren, stabilen Nuklids beschreibt. Mit dieser speziellen Verteilung läßt sich die allgemeinere folgendermaßen schreiben ($z = \frac{t}{R}$)

$$C(x_i,t,R,\lambda) = K(x_i,\frac{t}{R})\ e^{-\lambda t} = K(x_i,z)\ e^{-\lambda Rz} \qquad (A_3,3)$$

Dies kann verifiziert werden:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial K}{\partial z}\frac{dz}{dt}\ e^{-\lambda Rz} - \lambda RK\ \frac{dz}{dt}\ e^{-\lambda Rz}$$

Nun ist wie in Gl. $(A_3,2)$

$$\frac{\partial K}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x_i} D_{ij}\ \frac{\partial K}{\partial x_j} - v_i\ \frac{\partial K}{\partial x_i} \quad \text{und} \quad \frac{dz}{dt} = \frac{1}{R} \quad \text{und damit}$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} D_{ij}\ \frac{\partial K}{\partial x_j} \cdot \frac{1}{R}\ e^{-\lambda t} - v_i \frac{\partial K}{\partial x_i} \cdot \frac{1}{R}\ e^{-\lambda t} - \lambda K_e{}^{-\lambda t}$$

und wegen $C = Ke^{-\lambda t}$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i}\ \frac{D_{ij}}{R}\ \frac{\partial C}{\partial x_j} - \frac{v_i}{R}\ \frac{\partial C}{\partial x_i} - \lambda C$$

Damit erfüllt der Ansatz $(A_3,3)$ die ursprüngliche Gl. $(A_3,1)$.

Bis auf einen gemeinsamen Faktor liegen damit gleiche Verteilung vor, d.h. proportionale Werte der Konzentration C(...) für bestimmte numerische Werte von

1) x_i,t im nichtaktiven, sorptionsfreien Fall
2) x_i,z im aktiven ($\lambda \neq 0$), sorptiven ($R \neq 1$) Fall.

Gleiche Zahlenwerte für t und z bedeutet im zweiten Fall wegen $t = Rz$, daß der zugehörige Zeitpunkt - gemessen in der Skala t - um den Faktor R vergrößert ist. Der gemeinsame Faktor ist dann

$$e^{-R\lambda t}$$

Dann sind beide Verteilungsfelder zu den Zeitpunkten t bzw. Rt

gleich bis auf den vom Raum unabhängigen Faktor $e^{-R\lambda t}$.

Angenommen, aus Experimenten sei bekannt, daß die Laufzeit des Grundwassers von der Quelle bis zur Biosphäre größer als T_{tr} Jahre, der Sorptionsfaktor größer als R_o ist, dann ist die Verringerung der Konzentration gegenüber dem Fall $R = 1$, $\lambda = 0$ gegeben durch den Faktor

$$z = e^{-R_o \lambda T_{tr}}$$

Dies ist eine obere Grenze, bei genauer Rechnung würde dieser Faktor kleiner sein.

Anhang 4

Vergleich der Ergebnisse von PSE und dem kontinuierlichen Modell

Im Zusammenhang mit dem stark vereinfachenden kontinuierlichen Modell ist es interessant, die Ergebnisse mit denen der aufwendigeren und daher zum Teil wahrscheinlich genaueren Methode zu vergleichen, die in PSE verwendet worden ist. Die maximale Quellstärke für die Ausbreitung im Deckgebirge ist dort zwar nur für J-129 und Np-237 aus den Abbildungen 9-8 bzw. 9-9 in /5/ zu finden. Andererseits gibt die Tabelle 6.6 in /13/ die Freisetzungsmengen ins Deckgebirge für eine große Zahl von Radionukliden, allerdings nur für bestimmte Zeitabschnitte. Die Maxima liegen offenbar im Zeitabschnitt zwischen 1000 a und 6000 a, so daß aus der in der Tabelle genannten Gesamtfreisetzung der mittlere Wert pro a leicht ermittelt werden kann. Dieser ist in den Tabellen 9 a und 9 b dieses Berichtes in der ersten Spalte zu finden. Die so errechneten Mittelwerte stimmen relativ gut mit den Maximalwerten für Np-237 und J-129 aus den genannten Abbildungen überein.

In der zweiten Spalte sind die im kontinuierlichen Modell berechneten Werte, also $C_i\dot{V}$ wiedergegeben. In den meisten Fällen sind die letzteren größer, verständlicherweise wegen der vielen Vereinfachungen der transparent-konservativen Methode. Bemerkenswerte Ausnahmen liegen dort vor (Zr-93, Nb-94, Tc-99), wo die hier verwendeten niedrigen Löslichkeiten im tiefen Deckgebirge stark begrenzend sind. Ein anderer Grund für kleinere Freisetzungsmengen im kontinuierlichen Modell liegt in der genaueren Berücksichtigung der relativen Nuklidanteile r, die sich vor allem in den radioaktiven Ketten in Tabelle 9 b auswirken. Versucht man, die Über-Konservativität des kontinuierlichen Modells bezüglich des Grubengebäudes durch eine Zahl zu charakterisieren, so kann man den mittleren Faktor der Vergrößerung der Quellstärken für die Einzelnuklide - allerdings mit Ausnahme der drei obengenannten Nuklide Zr, Nb, Tc - ermitteln. Es ergibt sich als einfaches, ungewichtetes Mittel ein Konservativitätsfaktor von

$$F_{gr.} \sim 25$$

Dies bedeutet, daß im "Mittel" durch die Vereinfachungen des kontinuierlichen Modells bei den Vorgängen im Grubengebäude eine Überschätzung etwa um den Faktor 25 auftreten dürfte.

Die nächste Spalte in den Tabellen 9 a/9 b nennt noch einmal den hier (nicht in PSE) verwendeten Zerfallsfaktor Z. Liegt dieser etwa zwischen 0,5 und 1, so hat die Sorption, die in beiden Modellen mit Hilfe verschiedener K_d-Faktoren berücksichtigt worden ist, offenbar wenig zu bedeuten. Will man die Berechnung der Barrierenwirkung des Deckgebirges in beiden Modellen vergleichen, so am besten über die Gl.(2), die man hier zweckmäßigerweise in der Form schreibt

$$C_O^{Bio} = \frac{K}{\dot{V}} (C_{max}\dot{V}) = 5{,}3E\text{-}10 \ (C_{max}\dot{V}) = 5{,}3E\text{-}10 \cdot Q_{max}^{cont} \quad (A\ 4{,}1)$$

Die nächste Spalte 5 enthält die in PSE ermittelten Konzentrationen (Bq/l), wie sie in Tabelle 7-3 des Fachberichts 18 /13/ wiedergegeben werden, allerdings korrigiert um den Faktor Z. Das Verhältnis der aus PSE-Daten stammenden Werte der Spalten 5 und 2, also das in Spalte 6 angeführte Barrierenverhältnis

$$BV(PSE) = \frac{C_{max}^{Bio}(PSE)}{Q_{max}(PSE)}$$

ist dann direkt zu vergleichen mit dem Barrierenverhältnis in (A_4,1)

$$BV(Kont.Mod.) = 5{,}3E\text{-}10.$$

Wie man sieht, ist dieses Verhältnis in PSE in fast allen berechneten Beispielen größer als im kontinuierlichen Modell. Dies bedeutet, daß in PSE die Barrierenwirkung des Deckgebirges geringer eingeschätzt wird, d.h. PSE bezüglich des Deckgebirges konservativer ist.

Berechnet man auch in diesem Falle das ungewichtete Mittel der PSE-Barrierenverhältnisse, so ergibt sich etwa

$$\overline{BV}(PSE) = 8{,}7E\text{-}9.$$

Auch hier läßt sich ein Konservativitätsfaktor angeben, nämlich

$$F_{Deck.} = \frac{5{,}3/-10}{4{,}3/-9} = 0{,}12 = \frac{1}{8{,}2}$$

Dies bedeutet, daß die Barrierenwirkung des Deckgebirges im kontinuierlichen Modell höher bewertet wird. Trotzdem darf man daraus nicht den Schluß ziehen, daß dieses Modell nicht konservativ ist. Man sollte sich daran erinnern, daß der hydrologische Teil in PSE als reines Süßwassermodell nicht in der Lage ist, jene Phänomene zu erfassen, die mit Salz- und Dichteschichtungen zusammenhängen, die daher eine Erhöhung der Barrierenwirkung des Deckgebirges verursachen würden.

Insgesamt führt das vereinfachte, kontinuierliche Modell zu höheren Strahlenexpositionen als das detailliertere PSE-Modell, jedoch mit einigen Ausnahmen, die wichtige Nuklide betreffen. So entsteht schließlich ein Resultat, bei dem trotz aller Vereinfachungen die Strahlenbelastung weit unter der geforderten Grenze von 30 mrem/a liegt.

Literaturhinweise

Die im folgenden mehrfach zitierten "Fachbände" gehören zum Abschlußbericht PSE (1985). Sie können z.T. noch bezogen werden durch

Hahn-Meitner-Institut Berlin
Glienicker Str. 100
1000 Berlin 39 - Wannsee

/1/ PSE-Fachband 11, Standsicherheitskriterien für das Endlagerbergwerk Gorleben

/2/ Empfehlungen der Strahlenschutzkommission 1985/1986 BM für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Gustav Fischer Verlag - Stuttgart - New York.

/3/ PSE-Fachband 15,Einzeluntersuchungen zur Radionuklidfreisetzung aus einem Modellsalzstock

/4/ W. Weyer, Ergebnisse aktualisierter ORIGEN-Rechnungen zur Auslegung von Wiederaufarbeitungsanlagen (Kurzfassung), zum Bericht WTI/DWK/002/82

/5/ PSE-Fachband 16, Modellrechnungen zur Freisetzung von Radionukliden aus einem Endlager in einem Salzstock

/6/ G. Marx, Untersuchung der Mobilisierung ausgewählter Radionuklide und deren Sorptionsverhalten an natürlichen und technischen Barrieren unter MAW-Endlagerbedingungen BMFT-FKZ: 02 U 5715

/7/ entfällt

/8/ Kim, J.I. usw. Nuklidmigration (Np, Pu, Am, Tc) im Deckgebirge des Endlagerortes Gorleben Report RCM 00589, Inst. f. Radiochemie, TU München

/9/ Lang, H. und Wolfram C. Der Einfluß von Huminsäuren auf das Löslichkeits- und Sorptionsverhaltens anorganischer Kationen am Beispiel von Cs, Sr, Zr u. Nb. Jahresbericht 1988, Institut für Hydrologie der GSF, Neuherberg (1989)

/10/ Koß, V. persönliche Mitteilung

/11/ Sonntag, C. Isotopen hydrologische Untersuchungen an Grundwässern aus Gorleben. Institut für Umweltphysik, Universität Heidelberg (1987)

/12/ PSE-Fachband 19, Potentielle Strahlenexposition durch Nutzung von Radioaktiv kontaminiertem Grundwasser. Institut für Strahlenschutz der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München.

/13/ PSE-Fachband 18, Modellrechnung zur Ausbreitung im Deckgebirge

/14/ PAGIS, Disposal in Salt Formations Commission of the European Communition, EUR 11778 EN, GSF-Report 23/88 (1988)

/15/ Illi, H., Safety Analysis for the Planned Konrad Repository Waste Management 1988, Arizona Board of Regents, USA

/16/ Kinzelbach, W., Numerische Methoden zu Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser, München 1987

/17/ Bear, J., Dynamics of fluids in porous media, Elsevier 1972

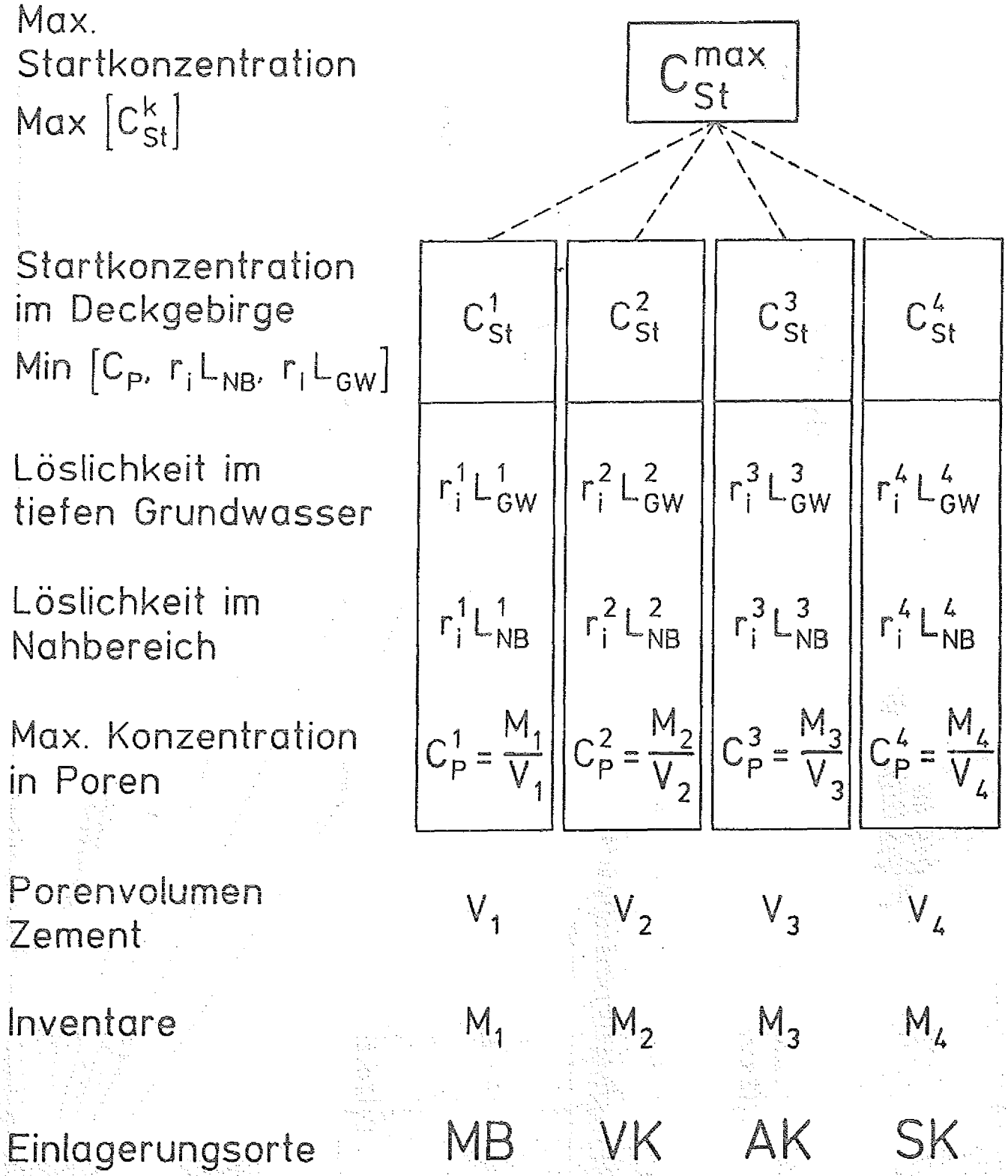


Abb. 1: Schema der Freisetzung im Grubengebäude

$$\frac{1}{\mu} = \frac{C_1}{C_2} > 100$$

$$\frac{C_{ob}\,(\text{Nuklid})}{C_{max}\,(\text{Nuklid})} < \frac{1}{100}$$

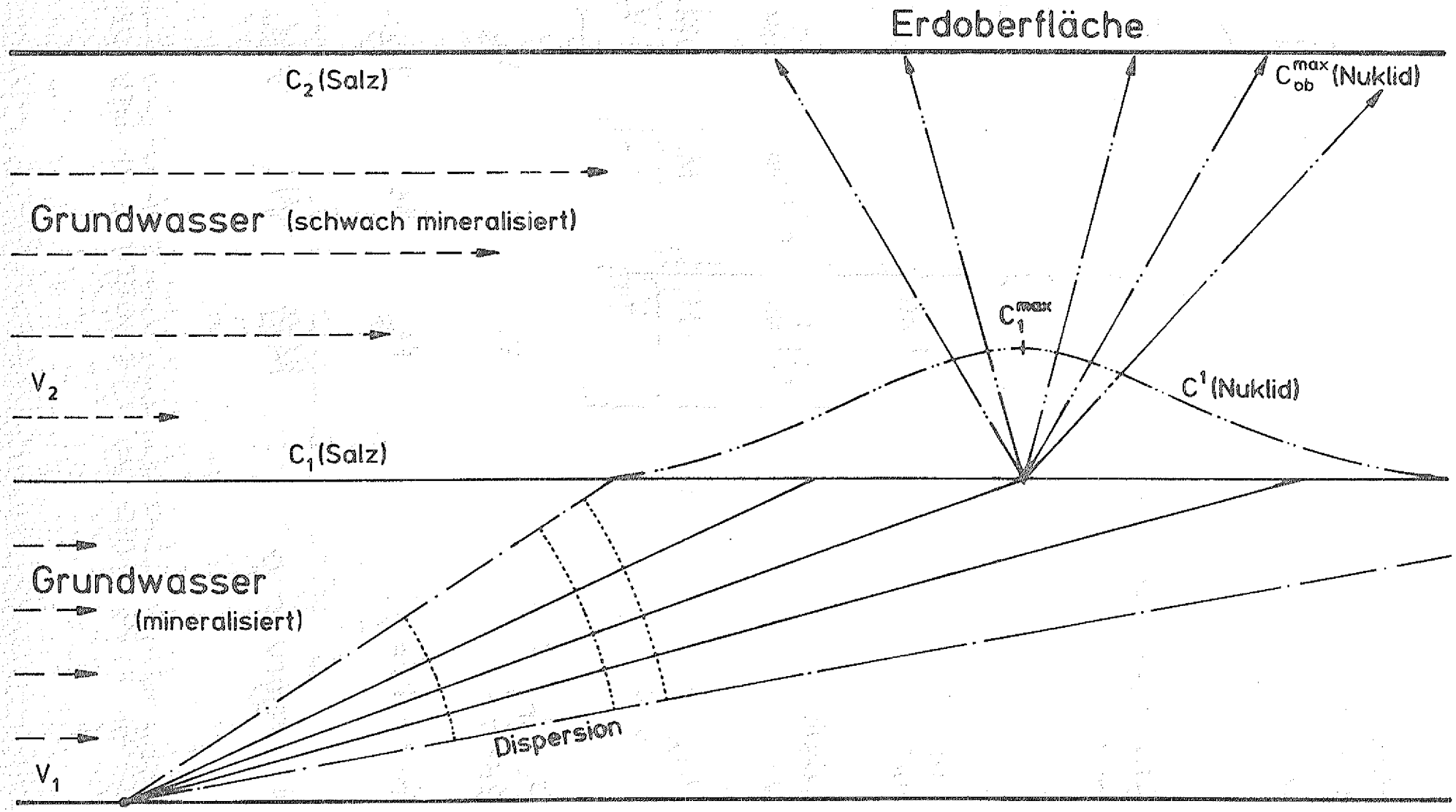


Abb. 2: Ausbreitung im Deckgebirge

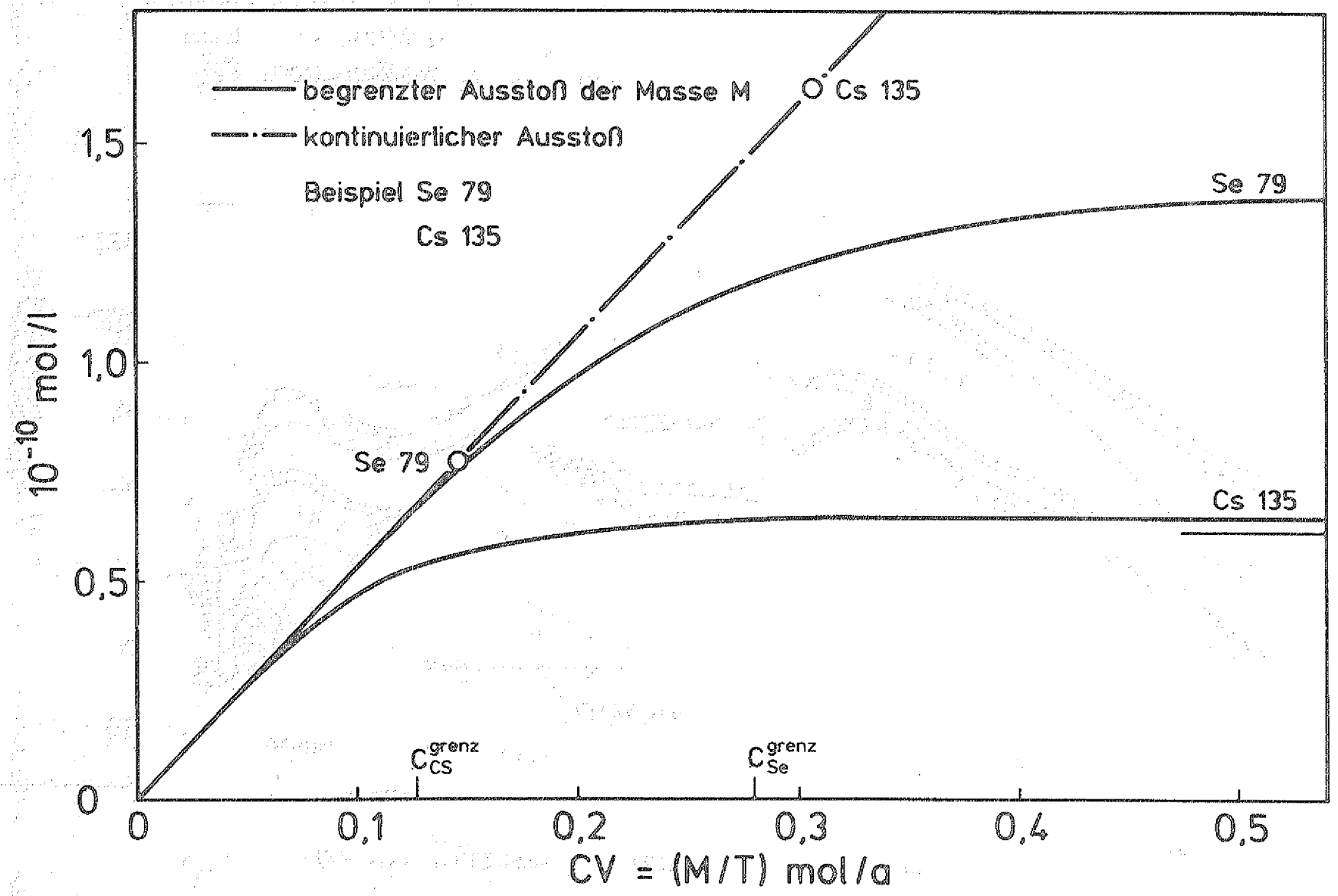
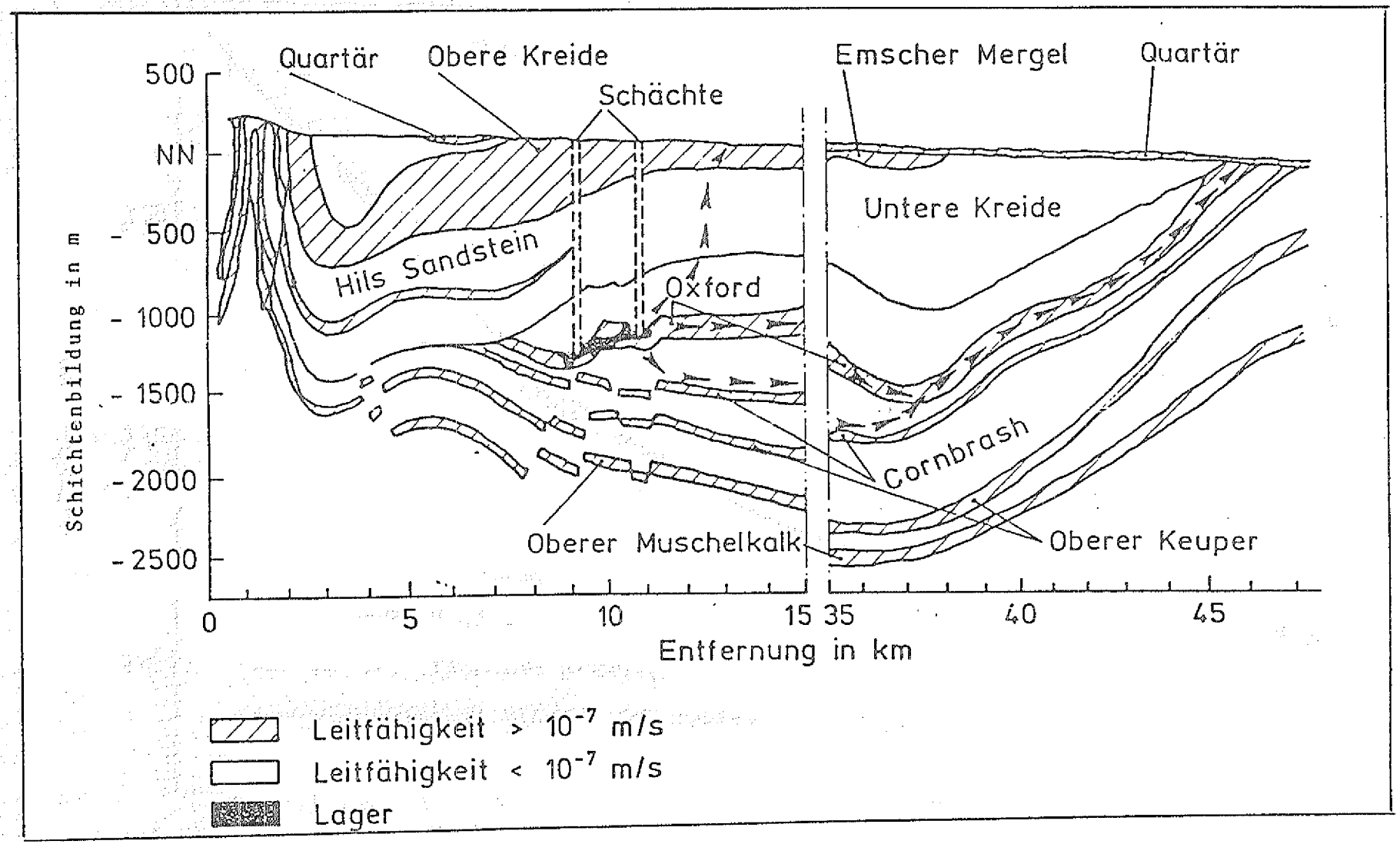


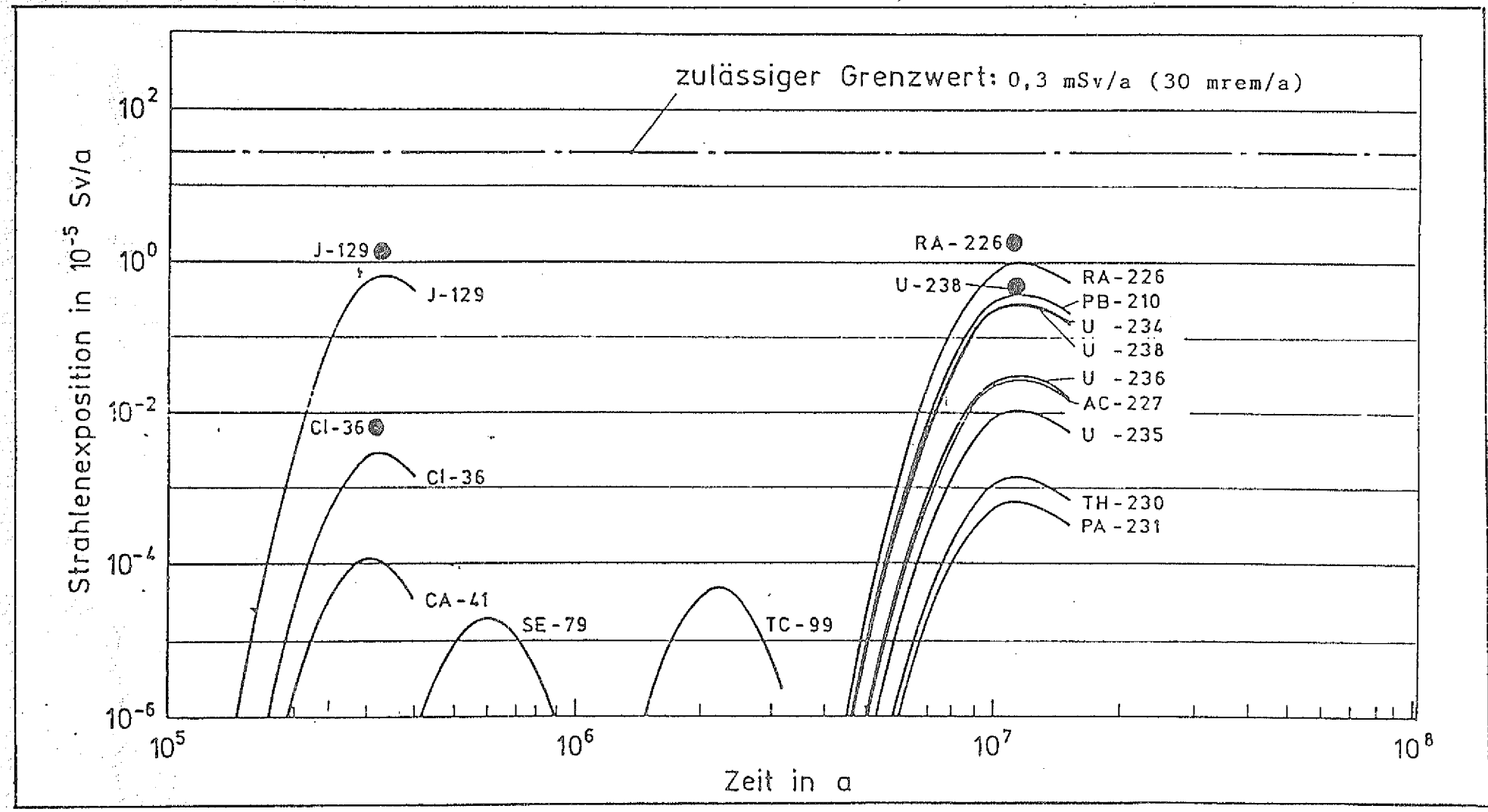
Abb. 3: Nuklidkonzentration an der Erdoberfläche

Abb. 4 : SCHEMA DER MÖGLICHEN AUSBREITUNG VON RADIONUKLIDEN DURCH DIE GEOLOGISCHE FORMATION IN DER UMGEBUNG DER GRUBE KONRAD



Quelle: nach ILLI (1988)

Abb. 5 : ZEITLICHER VERLAUF DER STRAHLENBELASTUNG
IN DER UMGEBUNG DER GRUBE KONRAD
ALS ENDLAGER FÜR NICHT-WÄRMEERZEUGENDE NUKLEARE ABFÄLLE
(● Ergebnisse für das vereinfachte Modell)



Quelle: nach ILLI (1988)

Tabelle 1 a: Inventare/Spaltprodukte I in mol.

Ort	C 14	Ni 59	Se 79	Rb 87	Zr 93	Mo 93	Nb 94	Tc 99	Pd 107	Sn 126	I 129	Ag I
MB	8,73/2	3,82/4	5,53/2	1,42/3	7,88/4	6,67/1	7,88/3	4,31/4	2,25/4	1,99/3	6,05/2	-
VK	6,86/1	6,36/-1	1,49/1	1,10/4	3,60/-1	8,05/-1	4,67/0	2,23/2	1,52/0	2,30/1	3,77/0	-
AK	-	1,39/0	-	-	-	-	-	-	-	-	2,73/-2	-
SK	5,59/0	1,10/3	9,14/1	2,00/3	3,08/3	4,62/0	2,71/1	6,48/2	1,52/2	1,45/2	1,40/3	1,20/5

Tabelle 1 b: Inventare/Spaltprodukte II, Aktiniden I (mol)

Ort	Cs 135	Sm 147	Ra 226	Th 229	Th 230	Th 232	Pa 231	U 233	U 234	U 235	U 236	U 238
MB	1,16/3	6,12/2	2,42/-7	1,18/-6	5,83/-3	1,86/-3	8,92/-4	1,26/-2	2,29/2	1,08/4	6,61/3	1,37/6
VK	9,78/-1	-	5,27/-3	5,70/-4	5,98/-3	1,24/5	2,55/-3	1,25/-2	5,09/1	1,22/4	3,32/2	5,76/5
AK	1,59/1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
SK	6,49/1	5,25/0	3,69/-6	1,24/-1	1,36/0	2,49/5	9,29/-5	7,00/-1	1,36/2	1,88/4	3,99/3	9,25/6

Tabelle 1 c: Inventare/Aktiniden II (mol)

Ort	Np 237	Pu 239	Pu 240	Pu 242	Pu 244	Am 241	Am 242	Am 243	Cm 245	Cm 246	Cm 247	Cm 248
MB	7,99/2	1,26/4	6,58/3	1,86/3	1,19/0	8,73/2	3,37/0	3,27/2	2,06/1	4,26/0	5,83/-2	5,48/-3
VK	1,23/2	4,39/3	2,30/3	6,36/2	6,84/0	1,77/-1	1,19/-5	5,95/-4	6,60/-4	3,68/-4	1,21/0	2,64/-2
AK	-	3,39/2	1,71/2	-	-	9,55/1	-	-	-	-	-	-
SK	1,54/3	4,39/3	2,35/3	5,74/2	1,46/3	1,05/2	6,56/-2	6,35/0	3,97/-1	8,23/-2	3,71/-2	8,88/-4

Tabelle 2: Einlagerungsorte

Ort		Anzahl	Zementmasse pro Ort (Mg)	Restporen Volumen (l)
Mittelakt. Bohrlöcher	MB	858	242	1,89/7
Versturzkammer	VK	60	9400	5,13/7
Absenkkammer	AK	46	664	2,78/6
Stapelkammer	SK	75	30000	2,05/8

Dichte Zement $\rho_z = 2{,}2\ g/cm^3$

Porosität $\phi_z = 0{,}2$

Tabelle 3 a: Löslichkeiten chemischer Elemente/Spaltprodukte I

- im Nahbereich L_{NB}
- im tiefen Grundwasser L_{GW}

} mol/l

- Anteile r der Radioisotope am löslichkeitsbeschränkten chemischen Element.

Ort	C 14	Ni 59	Se 79	Rb 87	Zr 93	Mo 93	Nb 94	Tc 99	Pd 107	Sn 126	I 129	Ag I
L_{NB}	1/-3	1/-2	9/-2	-	1/-5	1/-2	1/-3	1/-1	1/-4	-	4,4/0	8,5/-4
L_{GW}	-	-	-	-	5/-9	-	5/-9	4/-8	-	-	-	1,8/-4
r/MB	2,43/-3	1,06/-2	1	-	3,03/-4	1,54/-4	1,29/-2	1	1	1	1	1
r/VK	1	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1
r/AK	1	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1
r/SK	1	1	1	-	1	1	1	1	1	1	1	1

Tabelle 3 b: Löslichkeiten chemischer Elemente L_{NB} und L_{GW} (mol/l)

Anteile der Radioisotope/Spaltprodukte II und Aktiniden I

Ort	Cs 135	Sm 147	Ra 226	Th 229	Th 230	Th 232	Pa 231	U 233	U 234	U 235	U 236	U 238
L_{NB}	2/0	–	–	1/-6			1/-5	1/-4				
L_{GW}	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
r/MB	1	1	1	1,53/-4	7,58/-1	2,42/-1	1	9,08/-9	1,65/-4	7,78/-3	4,76/-3	9,87/-1
r/VK	1	1	1	4,60/-9	4,82/-8	1	1	2,13/-8	8,65/-5	2,08/-2	5,65/-4	9,78/-1
r/AK	1	1	1	–	–	–	1	–	–	–	–	–
r/SK	1	1	1	4,98/-7	5,46/-6	1	1	7,55/-8	1,47/-5	2,03/-3	4,30/-4	9,98/-1

Tabelle 3 c: Löslichkeiten L_{NB} und L_{GW} chemischer Elemente (mol/l)

Anteile r der Radioisotope/Aktiniden II

Ort	Np 237	Pu 239	Pu 240	Pu 242	Pu 244	Am 241	Am 242	Am 243	Cm 245	Cm 246	Cm 247	Cm 248
L_{NB}	1/-6	1/-6				1/-6			1/-6			
L_{GW}	1/-4	2,43/-8				1,6/-7			1/-7			
r/MB	1	5,99/-1	3,13/-1	8,84/-2	5,65/-5	7,25/-1	2,80/-3	2,72/-1	8,27/-1	1,71/-1	2,34/-3	2,20/-4
r/VK	1	5,98/-1	3,13/-1	8,67/-2	9,32/-4	9,97/-1	6,70/-5	3,35/-3	5,33/-4	2,97/-4	9,78/-1	2,13/-2
r/AK	1	6,65/-1	3,35/-1	0	0	1/0	0	0	0	0	0	0
r/SK	1	5,06/-1	2,59/-1	6,62/-2	1,68/-1	9,42/-1	5,89/-4	5,70/-2	7,67/-1	1,59/-1	7,17/-2	1,71/-3

Tabelle 4 a: Konzentrationen/Spaltprodukte I (mol/l)

Ort		C 14	Ni 59	Se 79	Rb 87	Zr 93	Mo 93	Nb 94	Tc 99	Pd 107	Sn 126	I 129	Ag I
	a	4,68/-5	2,02/-3	2,93/-5	7,50/-5	4,17/-3	3,53/-6	4,17/-4	2,28/-3	1,19/-3	1,05/-4	3,20/-5	0
MB	b	2,4/-6	1,06/-4	9/-2	-	3,03/-9	1,54/-6	1,29/-5	1/-1	1/-4	-	4,4/0	8,5/-4
	c	-	-	-	-	1,52/-12	-	6,45/-11	4/-8	-	-	-	1,8/-4
	a	1,38/-6	1,24/-8	2,90/-7	2,14/-4	7,02/-9	1,57/-8	9,10/-8	4,34/-6	2,94/-8	4,49/-7	7,35/-8	0
VK	b	1/-3	1/-2	9/-2	-	1/-5	1/-2	1/-3	1/-1	1/-4	-	4,4/0	8,5/-4
	c	-	-	-	-	5/-9	-	5/-9	4/-8	-	-	-	1,8/-4
	a	0	5,04/-7	0	0	0	0	0	0	0	0	9,82/-9	0
AK	b	1/-3	1/-2	9/-2	-	1/-5	1/-2	1/-3	1/-1	1/-4	-	4,4/0	8,5/-4
	c	-	-	-	-	5/-9	-	5/-9	4/-8	-	-		1,8/-4
	a	2,74/-8	5,36/-6	4,48/-7	9,80/-6	1,51/-5	2,27/-8	1,33/-7	3,16/-6	7,41/-7	7,07/-7	6,84/-6	5,89/-4
SK	b	1/-3	1/-2	9/-2	-	1/-5	1/-2	1/-3	1/-1	1/-4	-	4,4/0	8,5/-4
	c	-	-	-	-	5/-9	-	5/-9	4/-8	-	-	-	1,8/-4
Cmax (mol/l)		2,40/-6	1,06/-4	2,93/-5	2,14/-4	5/-9	1,54/-6	5/-9	4/-8	1/-4	1,05/-4		1,87/-4

Zeile a: Formale Konzentration - Gesamtmasse des Nuklids bezogen auf das Porenvolumen
Zeile b: Löslichkeit im Nahbereich der eingelagerten Abfälle
Zeile c: Löslichkeit im tiefen Grundwasserbereich
} mol/l

Tabelle 4 b: Konzentrationen/Spaltprodukte II und Aktiniden I (mol/l)

Ort		Cs 135	Sm 147	Ra 226	Th 229	Th 230	Th 232	Pa 231	U 233	U 234	U 235	U 236	U 238
	a	6,14/-5	3,24/-5	1,28/-14	6,24/-14	3,08/-10	9,84/-11	4,72/-11	6,67/-10	2,21/-5	5,71/-4	3,50/-4	7,25/-2
MB	b	2/0	-	-	1,53/-10	7,58/-7	2,42/-7	1/-5	9,08/-13	1,65/-8	7,78/-7	4,76/-7	9,87/-5
	c	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	a	1,91/-8	0	1,03/-10	1,11/-11	1,17/-10	2,42/-3	4,97/-11	2,44/-10	9,92/-7	2,38/-4	6,47/-6	1,12/-2
VK	b	2/0	-	-	4,60/-15	4,82/-14	1/-6	1/-5	2,13/-12	8,65/-9	2,08/-6	5,65/-8	9,78/-5
	c	-	-	-	-	-	-	-					
	a	5,72/-6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AK	b	2/0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	c	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	a	3,18/-7	2,57/-8	1,81/-14	6,05/-10	6,63/-9	1,22/-3	4,53/-13	3,41/-9	6,63/-7	9,17/-5	1,95/-5	4,51/-2
SK	b	2/0	-	-	4,98/-13	5,46/-12	1/-6	1/-5	7,55/-12	1,47/-9	2,03/-7	4,30/-8	9,98/-5
	c	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cmax mol/l		6,14/-5	3,24/-5	1,03/-10	4,98/-13	3,08/-10	1/-6	4,97/-11	7,55/-12	1,65/-8	2,08/-6	4,76/-7	1/-4

Bedeutung der Zeilen a,b,c, siehe Tab. 4a

Tabelle 4 c: Konzentrationen/Aktiniden II (mol/l)

Ort		Np 237	Pu 239	Pu 240	Pu 242	Pu 244	Am 241	Am 242	Am 243	Cm 245	Cm 246	Cm 247	Cm 248
	a	4,22/-5	6,67/-4	3,48/-4	9,84/-5	6,30/-8	4,62/-5	1,78/-7	1,73/-5	1,09/-6	2,25/-7	3,08/-9	2,90/-10
MB	b	1/-6	5,99/-7	3,13/-7	8,84/-8	5,65/-11	7,25/-7	2,80/-9	2,72/-7	8,27/-7	1,71/-7	2,34/-9	2,20/-10
	c	1/-4	1,45/-8	7,60/-9	2,14/-9	1,37/-12	1,16/-7	4,48/-10	4,35/-8	8,27/-8	1,71/-8	2,34/-10	2,20/-11
	a	9,00/-7	8,56/-5	4,48/-5	1,24/-5	1,33/-7	3,45/-9	2,32/-13	1,16/-11	1,29/-11	7,17/-12	2,36/-8	5,15/-10
VK	b	1/-6	5,98/-7	3,13/-7	8,67/-8	9,32/-10	9,97/-7	6,70/-11	3,35/-9	5,33/-10	2,97/-10	9,78/-7	2,13/-8
	c	1/-4	1,45/-8	7,60/-9	2,10/-9	2,26/-11	1,60/-7	1,07/-11	5,36/-10	5,33/-11	2,97/-11	9,78/-8	2,13/-9
	a	0	0	6,15/-5	0	0	3,43/-5	0	0	0	0	0	0
AK	b	1/-6	6,65/-7	3,35/-7	-	-	1/-6	-	-	-	-	-	-
	c	1/-4	1,62/-8	8,14/-9	-	-	1,6/-7	-	-	-	-	-	-
	a	7,51/-6	2,14/-5	1,10/-5	2,80/-6	7,12/-6	5,12/-7	3,20/-10	3,10/-8	1,94/-9	4,01/-10	1,81/-10	4,33/-12
SK	b	1/-6	5,06/-7	2,59/-7	6,62/-8	1,68/-7	9,42/-7	5,89/-10	5,70/-8	7,67/-7	1,59/-7	7,17/-8	1,71/-9
	c	1/-4	1,22/-8	6,29/-9	1,60/-9	4,08/-9	1,51/-7	9,42/-11	9,12/-9	7,67/-8	1,59/-8	7,17/-9	1,17/-10
Cmax mol/l		1/-6	1,45/-8	8,14/-9	2,14/-9	4,08/-9	1,6/-7	4,48/-10	4,35/-8	8,27/-8	1,71/-8	2,36/-8	5,15/-10

Bedeutung der Zeilen a,b,c, siehe Tab. 4a

Tabelle 5 a: Zerfallsfaktoren (Z) I

RN	Kd	R	λ	Z
C 14	0	1	1,21/-4	0,62
Ni 59	1	13,5	8,66/-6	0,63
Se 79	0	1	1,07/-5	0,97
Rb 87	0,1	2,25	1,48/-11	1
Zr 93	10	126	4,53/-7	0,80
Mo 93	0,1	2,25	1,98/-4	0,17
Nb 94	10	126	3,41/-5	3,44/-8
Tc 99	0,1	2,25	3,25/-6	0,97
Pd 107	1	13,5	1,07/-7	1
Sn 126	100	1251	6,92/-6	9,4/-16
I 129	0	1	4,41/-8	1
Cs 135	0,3	4,75	3,01/-7	1
Sm 147	50	626	6,47/-12	1
Ra 226	0,4	6	4,33/-4	3,05/-5
Pa 231	120	1501	2,11/-5	1/-55
Np 237	1	13,5	3,24/-7	0,98

Tabelle 5 b: Zerfallsfaktoren (Z) II

RN	Kd	R	λ	Z
Th 229			9,44/-5	5/-44
230	22	276	9,0/-6	7,5/-6
232			4,92/-11	1
U 233			4,36/-6	9,4/-1
234			2,83/-6	9,6/-1
235	0,2	3,5	9,85/-10	1
236			2,96/-8	1
238			1,55/-10	1
Pu 239			2,88/-5	1,5/-44
240	70	876	1,06/-4	4,9/-162
242			1,79/-6	1,89/-3
244			8,38/-9	9,7/-1
AM 241			1,60/-3	1,8/-158
242	9	113,5	4,56/-3	1/-912
243			9,39/-5	3,1/-19
Cm 245			8,15/-5	1,73/-11
246	6	76	1,46/-4	5,3/-20
247			4,44/-8	9,9/-1
248			2,04/-6	5,4/-1

Tabelle 6 a: Ergebnisse für Einzelnuklide

RN	T_H	λ	h_E	F	Cmax	Exp 1	Z	Exp 2
C 14	5,73/3	1,21/-4	2,49/-6	1,52/6	2,40/-6	3,65/0	0,62	2,26/0
Ni 59	8,0/4	8,66/-6	5,45/-8	2,38/3	1,06/-4	2,52/-1	0,63	1,59/-1
Se 79	6,50/4	1,07/-5	6,11/-7	3,31/4	2,93/-5	9,70/-1	9,7/-1	9,41/-1
Rb 87	4,70/10	1,48/-11	4,11/-7	3,08/-1	2,14/-4	6,59/-5	1	6,59/-5
Zr 93	1,53/6	4,53/-7	2,38/-7	5,46/2	5,0/-9	2,73/-8	8/-1	2,18/-8
Mo 93	3,50/3	1,98/-4	3,80/-7	3,81/5	1,54/-6	5,87/-1	1,7/-1	9,98/-2
Nb 94	2,03/4	3,41/-5	1,64/-6	2,83/5	5,0/-9	1,42/-3	3,44/-8	4,88/-11
Tc 99	2,13/5	3,25/-6	3,81/-7	6,27/3	4,0/-8	2,51/-4	9,58/-1	2,40/-4
Pd 107	6,50/6	1,07/-7	5,39/-8	2,92/2	1,0/-4	2,92/-2	1	2,92/-2
Sn 126	1,00/5	6,92/-6	4,59/-6	1,61/5	1,05/-4	1,69/+1	4,3/-22	≈ 0
I 129	1,57/7	4,41/-8	6,97/-5	1,56/4	1,87/-4	2,92/0	1	2,92/0
Cs 135	2,30/6	3,01/-7	3,74/-6	5,70/3	6,14/-5	3,50/-1	1	3,50/-1
Sm 147	1,07/11	6,47/-12	2,98/-5	9,76/0	3,24/-5	3,16/-4	1	3,16/-4
Ra 226	1,60/3	4,33/-4	1,84/-4	4,03/8	1,03/-10	4,15/-2	3/-7	1,25/-8
Pa 231	3,28/4	2,11/-5	1,98/-3	2,11/8	4,97/-11	1,05/-2	3,5/-80	≈ 0
Np 237	2,14/6	3,24/-7	7,47/-4	1,22/6	1,0/-6	1,22/0	9,83/-1	1,20/0
	a	a^{-1}	$\frac{Sv/a}{Bq/lt}$	$\frac{10^{-5}Sv/a}{mol/lt}$	mol/lt	$10^{-5}Sv/a$	-	$10^{-5}Sv/a$

Exp 1: Strahlenexposition ohne Berücksichtigung der Transportzeit
Exp 2: " mit " " (Zerfallf.Z)

Tabelle 6 b: Ergebnisse für Nuklide in radioaktiven Ketten

RN	T_H	λ	h_E	F	Cmax	Exp 1	Z	Exp 2
Th 229	7,34/3	9,44/-5	6,71/-4	3,21/8	4,98/-13	1,60/-4	5/-44	0
230	7,71/4	9,00/-6	1,08/-4	4,92/6	3,08/-10	1,52/-3	7,5/-6	1,14/-8
232	1,41/10	4,92/-11	5,36/-4	1,33/2	1,0/-6	1,33/-4	1	1,33/-4
U 233	1,59/5	4,36/-6	4,71/-5	1,04/6	7,55/-12	7,85/-6	9,4/-1	7,38/-6
234	2,45/5	2,83/-6	4,71/-5	6,75/5	1,65/-8	1,11/-2	9,6/-1	1,07/-2
235	7,04/8	9,85/-10	4,52/-5	2,25/2	2,08/-6	4,68/-4	1	4,68/-4
236	2,34/7	2,96/-8	4,45/-5	6,67/3	4,76/-7	3,17/-3	1	3,17/-3
238	4,47/9	1,55/-10	4,18/-5	3,28/1	1,0/-4	3,28/-3	1	3,28/-3
Pu 239	2,41/4	2,88/-5	3,45/-4	5,03/7	1,45/-8	7,29/-1	1,5/-44	0
240	6,54/3	1,06/-4	3,45/-4	1,85/8	8,14/-9	1,51/0	4,9/-162	0
242	3,87/5	1,79/-6	3,16/-4	2,86/6	2,14/-9	6,12/-3	1,89/-3	1,16/-5
244	8,27/7	8,38/-9	3,16/-4	1,34/4	4,08/-9	5,47/-5	9,7/-1	5,31/-5
Am 241	4,33/2	1,60/-3	3,39/-4	2,74/9	1,6/-7	4,38/+2	1,8/-158	0
242	1,52/2	4,56/-3	3,39/-4	7,82/9	4,48/-10	3,50/0	1/-912	0
243	7,39/3	9,39/-5	3,39/-4	1,61/8	4,35/-8	7,00/0	3,1/-19	0
Cm 245	8,51/3	8,15/-5	3,45/-4	1,42/8	8,27/-8	1,17/1	1,73/-11	0
246	4,73/3	1,46/-4	3,25/-4	2,40/8	1,71/-8	4,1/0	5,3/-20	0
247	1,56/7	4,44/-8	3,16/-4	7,10/4	2,36/-8	1,67/-3	9,9/-1	1,65/-3
248	3,39/5	2,04/-6	1,27/-3	1,31/7	5,15/-10	6,75/-3	5,4/-1	3,65/-3
	a	a^{-1}	$\frac{Sv/a}{Bq/lt}$	$\frac{10^{-5}Sv/a}{mol/lt}$	mol/lt	$10^{-5}Sv/a$	$10^{-5}Sv/a$	

Exp 1 u. Exp 2, siehe Tab. 6a

Tab. 7a Vergleich kontinuierliche/pulsmäßige Freisetzung (Einzelnuklide)

Nuklid	Inv	R	Puls Exp_1	cont Exp_1	Puls Exp_2	cont Exp_2	Bemerk.
C 14	8,73/2	1	1,37/2	3,65/0	8,48/1	2,26/0	
Ni 59	3,82/4	13,5	6,90/-1	2,52/-1	4,4 /-1	1,59/-1	
Se 79	5,53/2	1	1,88/0	9,70/-1	1,83/0	9,41/-1	
Rb 87	1,10/4	2,25	1,55/-3	6,59/-5	1,55/-3	6,59/-5	
Zr 93	7,88/4	126	3,51/-2	2,73/-8	(2,81/-2)	2,18/-8	GW
Mo 93	6,67/1	2,25	1,16/0	5,87/-1	2,00/-1	9,98/-2	
Nb 94	7,88/3	126	1,82/0	1,42/-3	(6,27/-8)	4,88/-11	GW
Tc 99	4,31/4	2,25	1,24/1	2,51/-4	(1,19/1)	2,40/-4	GW
Pd 107	2,25/4	13,5	5,01/-3	2,92/-2	5,01/-3	2,92/-2	
Sn 126	1,99/3	1251	2,64/-2	1,69/+1	0	0	
I 129	1,40/3	1	2,25/0	5,0 /-1	2,25/0	5,0 /-1	
Ag I	1,20/5	1	1,93/2	2,92/0	(1,93/2)	2,92/0	GW
Cs 135	1,16/3	4,75	1,40/-1	3,50/-1	1,40/-1	3,50/-1	
Sm 147	6,12/2	6,25	9,83/-6	3,16/-4	9,84/-6	3,16/-4	
Ra 226	5,27/-3	6	3,64/-2	4,15/-2	1,09/-8	1,25/-8	
Pa 231	2,55/-3	1501	3,69/-5	1,05/-2	0	0	
Np 237	1,54/3	13,5	1,43/1	1,22/0	1,41/1	1,2 /0	

Exp 1, Exp 2 in 10^{-5} Sv/a

Bedeutung (siehe Tab. 6a)

GW: Konzentration wird beschränkt durch Löslichkeit im Grundwasser

Tabelle 7 b: Vergleich kontinuierliche/pulsmäßige Freisetzung (Nuklide aus Ketten)

Nuklid	Inv	R	Puls Exp_1	cont Exp_2	Puls Exp_2	cont Exp_2
Th 229	1,24/-1		1,49/-1	1,60/-4	0	0
Th 230	1,36/0	276	2,50/-3	1,52/-3	1,87/-8	1,14/-8
Th 232	2,49/5		1,24/-2	1,33/-4	1,24/-2	1,33/-4
U 233	7,0/-1		2,14/-2	7,85/-6	2,01/-2	7,38/-6
U 234	2,29/2		4,55/0	1,11/-2	4,37/0	1,07/-2
U 235	1,88/4	3,5	1,25/-1	4,68/-4	1,25/-1	4,68/-4
U 236	3,99/3		7,83/-1	3,17/-3	7,83/-1	3,17/-4
U 238	9,25/6		8,93/0	3,28/-3	8,93/0	3,28/-3
Pu 239	1,26/4		7,45/1	8,15/-1	0	0
Pu 240	6,58/3	876	1,43/2	1,51/0	0	0
Pu 242	1,86/3		6,25/-1	6,12/-2	1,18/-3	1,16/-4
Pu 244	6,84/0		1,08/-5	5,47/-5	1,05/-5	5,31/-5
Am 241	8,73/2		2,17/3	4,38/2	0	0
Am 242	3,37/0	113	2,39/1	3,50/0	0	0
Am 243	3,27/2		4,78/1	7,0/0	0	0
Cm 245	2,06/1		3,97/0	1,17/1	0	0
Cm 246	4,26/0		1,38/0	4,1/0	0	0
Cm 247	1,21/0	76	1,16/-4	1,67/-3	1,15/-4	1,65/-3
Cm 248	2,64/-2		4,69/-4	6,75/-3	2,53/-4	3,65/-3

Exp 1, Exp 2 siehe Tab. 7a

Tabelle 8 a: PAGIS, pulsmäßige Freisetzung, Einzelnuklid

Nuklid	Inv. (Bq)	R (-)	Exp_1 (mrem/a)	Exp_2 (mrem/a)	Exp(PAGIS) (mrem/a)
Ni 59	3,18/10	13,5	3,50/-6	2,21/-6	3,99/-6
Se 79	7,64/12	1	1,28/-1	1,24/-1	5,39/-2
Rb 87	4,64/8	2,25	2,31/-5	2,31/-5	6,31/-5
Zr 93	3,96/13	126	2,04/-3	1,63/-3	-
Mo 93	2,50/9	2,25	1,34/-5	2,28/-6	-
Nb 94	5,25/9	126	1,86/-6	0	
Tc 99	2,89/14	2,25	1,34/0	1,28/0	3,70/-3
Pd 107	2,36/12	13,5	2,57/-4	2,57/-4	1,06/-3
Sn 126	1,18/13	1251	1,18/-3	0	-
I 129	7,91/6	1	1,50/-5	1,50/-5	6,39/-5
Cs 135	7,69/12	4,75	1,65/-1	1,65/-1	9,39/-1
Sm 147	9,64/7	6,25	1,25/-5	1,25/-5	-
Ra 226	2,16/7	6	1,81/-5	0	1,58/-3
Pa 231	5,22/8	1501	1,88/-5	0	1,37/-6
Np 237	7,44/12	13,5	1,12/1	1,10/1	1,95/-1

Tabelle 8 b: Pagis, pulsmäßige Freisetzung, Kettennuklide

Nuklid	Inv. (Bq)	R	Exp_1 (mrem/a)	Exp_2 (mrem/a)	Exp(Pagis)
Th 229	4,43/6		2,94/-7	0	7,50/-4
Th 230	1,47/9	276	1,57/-5	0	2,28/-6
Th 223	2,55/3		1,35/-10	1,35/-10	7,53/-11
U 233	9,55/8		3,51/-4	3,30/-4	
U 234	1,15/11		4,23/-2	4,06/-2	1,27/-3
U 235	1,49/9	3,5	5,25/-4	5,25/-4	2,86/-5
U 236	2,77/10		9,61/-3	9,61/-3	9,17/-4
U 238	2,99/10		9,74/-3	9,75/-3	4,24/-5
Pu 239	2,32/13		2,49/-1	0	
Pu 240	3,18/14	876	3,42/0	0	
Pu 242	2,09/11		2,05/-3	3,89/-6	
Pu 244	6,25/5		6,14/-9	5,97/-9	
Am 241	3,69/16		3,02/3	0	
Am 242	3,70/14	113	3,03/1	0	
Am 243	8,46/14		6,93/1	0	
Cm 245	4,63/13		5,74/0	0	
Cm 246	1,71/13		2,00/0	0	
Cm 247	7,12/7	76	8,08/-6	8,00/-6	
Cm 248	3,08/8		1,41/-4	7,59/-5	

Tabelle 9 a: Vergleich der mit der kontinuierlichen Methode erzielten Ergebnisse mit PSE-Ergebnissen (Einzelnuklide)

	Q_{max}^{PSE}	$Q_{max}^{cont.}$	Z	C_{max}^{Bio} / 1/Z	Barr.Verh. BV
C 14	4,8/8	2,77/10	0,62	3,18/0	6,6/-9
Ni 59	3,4/9	8,77/10	0,63	8,14/0	2,4/-9
Se 79	2,6/9	3,0/10	0,97	1,24/1	4,8/-9
Rb 87	2,0/4	3,02/5	1		
Zr 93	2,4/7	2,16/5	0,80	1,31/-2	5,4/-10
Mo 93	3,0/8	2,9/10	0,17		
Nb 94	3,4/10	1,63/7	3,4/-8		
Tc 99	6,0/10	1,24/7	0,96	2,53/-2	4,2/-9
Pd 107	1,56/7	1,02/9	1	1,38/-2	8,8/-10
Sn 126	6,0/9	6,94/10	4,3/-22		
I 129	2,8/7	7,88/8	1	1,42/-1	5,1/-9
Cs 135	1,56/8	1,76/9	1	3,72/-1	2,4/-9
Sm 147	1,7/3	2,0/4	1		
Ra 226	5,8/6	4,26/6	3/-7		
Pa 231	3,4/5	1,0/5	3,5/-80		
Np 237	2,2/7	3,09/7	0,98	4,5/-2	2,1/-9
	Bq/a	Bq/a	-	Bq/l	-

Q_{max}^{PSE}, $Q_{max}^{cont.}$: Quellstärken

C_{max}^{Bio} Konzentr. (Bq/l) nach PSE (mit Z korrigiert!)

Barrierenverhältnis nach PSE: BV = $C_{max}^{Bio}/Q_{max}^{PSE}$

Barrierenverhältnis im kontin. Modell BV = 5,3/-10

Tabelle 9 b: Vergleich der mit der kontinuierlichen Methode erzielten Ergebnisse mit PSE-Ergebnissen (Ketten)

Nuklid	PSE Q_{max}	cont. Q_{max}	Z	$C_{max}^{Bio} \cdot 1/Z$	Barr.Verh. BV
Th 229	1,7/5	4,49/3	5/-44		
Th 230	6,0/6	2,65/5	7,5/-6	-	
Th 232	2,2/2	4,70/3	1	-	
U 233	7,2/5	3,14/3	0,94	9,94/-3	1,4/-8
U 234	8,6/7	4,46/6	0,96	3,78/-1	4,4/-9
U 235	9,8/5	1,96/5	1	4,29/-3	4,4/-9
U 236	7,8/6	1,35/6	1	3,47/-2	4,4/-9
U 238	8,2/6	1,48/6	1	3,64/-2	4,4/-9
Pu 239	9,8/7	4,0/7	1,5/-44	-	
Pu 240	1,4/8	8,24/7	4,9/-162	-	
Pu 242	8,4/5	3,66/5	1,89/-3	-	
Pu 244	6,4/3	3,27/3	0,97	-	
Am 241	8/8	2,44/10	1,8/-158	-	
Am 243	5,4/7	3,9/8	3,1/-19	-	
Cm 245	6,6/7	6,44/8	1,7/-11	-	
Cm 247	1,9/3	1,0/5	0,99	-	
Cm 248	2,4/3	1,0/5	0,54	-	
	Bq/a	Bq/a	-	Bq/l	-

Q_{max}^{PSE}, $Q_{max}^{cont.}$: Quellstärken

C_{max}^{Bio} Konzentr. (Bq/l) nach PSE (mit Z korrigiert!)

Barrierenverhältnis nach PSE: $BV = C_{max}^{Bio}/Q_{max}^{PSE}$

Barrierenverhältnis im kontin. Modell BV = 5,3/-10

Tab. 10: ERGEBNISSE FÜR FÜNF WICHTIGE RADIONUKLIDE (EISENERZGRUBE)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Radionuklid	Inventare (Bq)	Halbwerts-zeit (a)	Transport-zeit (a)	Zerfalls-faktor Z	Sorptions-faktor R (Quartär)	Konzentra-tion $C^{max}(x)$ (Bq/m^3)	Dosiskon-versions-faktor h_E ($\frac{Sv/a}{Bq/m^3}$)	Expos. 1[1] (10^{-5} Sv/a)	Expos. 2[2] (10^{-5} Sv/a)
Cl-36	1,1 E+11	3,0E+5	3,2E5	0,47	1	5,4	9,5E-9	5,1E-3	3,0E-3
J-129	1,5 E+11	1,6E+7	3,2E5	1	1	16,2	7,3E-7	1,2	0,68
U-238	6,7 E+12	4,4E+9	1,1E7	1	61	11,5	3,4E-7	0,39	0,30
Ra-226	1,4 E+11	1,6E+3	–	∿ 0	94	7,5	1,9E-6	1,4	1,1
Pb-210	7,0E+10	2,2E+1	–	∿ 0	937	0,75	7,2E-6	0,54	0,42

1) Exposition in vereinfachtem Modell

2) Exposition bei genauen Rechnungen nach ILLI (1988)

Quelle: nach Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) (1987:39)
nach ILLI (1976)
nach ILLI (1988)

FORSCHUNGSZENTRUM JÜLICH GmbH

KFA

Jül-2450
Februar 1991
ISSN 0366-0885