

Die Barrierewirkung des Deckgebirges im Raum Gorleben

The barrier effect of caprock in the region of Gorleben

von Gerhard Memmert

DK 628.396:621.039(282.243.38)

Zu der Prüfung des Salzstocks Gorleben auf Eignung als Lager für radioaktive Abfälle gehört ein hydrologisches Meßprogramm. Es ist dazu angelegt, (a) die lokale Wasserbilanz zu erfassen, (b) die Austauschvorgänge zwischen Grund- und Oberflächenwasser zu untersuchen, (c) Menge und Herkunft der Wasserinhaltsstoffe festzustellen und (d) Grundlagen zu erarbeiten, um ggf. Veränderungen von hydrologischen Parametern nachzuweisen [3]. In diesem Aufsatz wird von der Voraussetzung ausgegangen, daß aus einer Deponie in einem Salzstock radioaktive Abfälle in das Grundwasser austreten können. Die grundlegenden Annahmen für eine Berechnung einer Kontamination des Grundwassers in der Nähe der Erdoberfläche bestehen darin, die experimentell ermittelten Beziehungen zwischen der Salzfracht im Vorfluter und dem im Deckgebirge befindlichen Vorrat an gelöstem Salz zu nutzen und sie auf andere Schadstoffe, z. B. radioaktive Abfälle zu übertragen. Das Ergebnis ist eine einfache und transparente Abschätzung der langfristigen Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Umgebung der Deponie. Diese Abschätzung ist offenbar konservativ, liegt aber deutlich niedriger als bisher ermittelte Rechenergebnisse. Die Vorgänge im Salzstock und in einem dort befindlichen Lager für radioaktive Abfälle sind nicht Gegenstand dieser Arbeit.

The exploration of the salt dome at Gorleben for its suitability as dumping site for radioactive waste comprises also a hydrological measuring programme. This programme is scheduled in such a way that it (a) covers the local water balance, (b) studies exchange processes between groundwater and surface waters, (c) determines the quantity and the origin of water constituents, and (d) develops the foundation for the determination of potential changes of hydrological parameters.

The present paper proceeds from the assumption that radioactive wastes may escape from a dump in the salt stock via groundwater. The underlying idea for the computation of groundwater contaminations near the ground surface consists in using the experimentally determined relations between salt load in the receiving surface waters and the deposit of dissolved salt in the caprock and to transfer these findings to other contaminants such as radioactive wastes. The result is a simple and transparent estimate of the long-term radiation expose of the population in the vicinity of the dumping site. This estimate is obviously conservative, but it is distinctly lower than the previously computed results.

1 Einleitung

In diesem Bericht wird versucht, die Barrierewirkung eines Deckgebirges möglichst direkt aus experimentellen Daten und einfachen Modellvorstellungen zu ermitteln. Dabei soll ausgegangen werden von den Vorflutern und deren Grundwassereinzugsgebieten im Deckgebirge. Von großer Wichtigkeit werden die in die Vorfluter austretenden Grundwassermengen, die dort gemessenen Salzkonzentrationen und damit die mitgeführte Salzfracht sein. Außerdem wird die experimentell ermittelte Konzentrationsverteilung der im Deckgebirge gelösten Mineralsalze genutzt, um Werte der dort insgesamt in Lösung befindlichen Mengen an Salz abzuschätzen. Die sich daraus ergebende Beziehung zwischen der Salzfracht im Vorfluter und dem Salzvorrat im Deckgebirge kann auf Schadstoffe übertragen werden, die möglicherweise aus dem Salzstock ausgetreten sind.

Ursachen für eine solche Freisetzung könnten Klüfte im Salzkörper sein, die z. B. bei der Einlagerung hochaktiver, wärmeentwickelnder Abfälle entstehen. Auch wenn dies als sehr unwahrscheinlich angesehen wird, soll hier bei Sicherheitsbetrachtungen davon ausgegangen werden. Die Vorgänge im Salzstock, also die eventuelle Auflösung von Schadstoffen in der Salzlauge, deren Beschränkung durch Löslichkeit und Sorption, chemische Prozesse, der Transport an die Oberfläche des Salzstocks und der Übergang ins Deckgebirge werden in dieser Untersuchung nicht behandelt, jedoch z. B. in [5].

Außer den eingangs erwähnten Daten über die Vorfluter und deren Einzugsgebiete werden keine weiteren Kenntnisse über das Deckgebirge benötigt, insbesondere nichts über den Schichtaufbau, die Durchlässigkeit der Schichten, über Grundwasserströmungen u. ä. In allen sicherheitstechnisch interessanten Fällen wird die Aufgabe darin bestehen, die zeitlich maximale Konzentration eines Schadstoffes im Vorfluter zu bestimmen, nachdem kurzzeitig eine bekannte Menge dieses Stoffes in der Tiefe des Deckgebirges (200 bis 300 m) freigesetzt wurde. Die Lösung dieses Problems kann in drei Stufen erfolgen:

1. Aus der Verteilung des gelösten Salzes im Deckgebirge und der im Vorfluter abgeführten Salzfracht wird der Anteil p der Fracht, bezogen auf die gesamte im Einzugsbereich des Vorfluters befindliche gelösten Salzmenge bestimmt. Sollte eine andere Substanz (Schadstoff) stationär aus dem Salzstock austreten, dann ist deren Frachtanteil p_s , bezogen auf die im Einzugsbereich gelöste Substanz kleiner, höchstens gleich dem für Salz ermittelten Frachtanteil, also $p_s \leq p$.

2. Aus den so in konservativer Weise abgeschätzten stationären Werten für Fracht und Konzentrationen läßt sich fast unmittelbar die gesuchte maximale Fracht bzw. Konzentration einer Substanz (Schadstoff) bestimmen, wenn diese kurzfristig aus dem Salzstock freigesetzt wird.
3. Korrekturen bei Vorliegen von Sorption bzw. von radioaktivem Zerfall erfolgen in einer einfachen, zum Teil sehr konservativen Abschätzung.

Zunächst ist es wichtig, diejenige in Lösung befindliche Salzmenge (den Salzvorrat) abzuschätzen, aus der die Fracht in einem Vorfluter stammt. Dies kann nach zwei Methoden geschehen: Einerseits kann der Salzvorrat proportional zur Einzugsfläche sein (flächenbezogene Methode), andererseits kann der Vorrat mit der Fracht im Vorfluter in Beziehung gesetzt werden (frachtbezogene Methode). Beide Methoden ergeben nur kleine Unterschiede in den zu ermittelnden Schadstoffkonzentrationen.

2 Experimentelle Grundlagen

Die Abb. 1 zeigt eine Übersicht über das Untersuchungsgebiet im Bereich des Salzstocks Gorleben [1]. Eingezeichnet sind die Vorfluter, ihre Einzugsgebiete und die Meßstellen, an denen Durchflüsse, Konzentrationen usw. gemessen worden sind. Die Begrenzungen der Einzugsgebiete, also die Wasserscheiden sind relativ grob, rein topographisch bestimmt. Sie geben nur die an der Oberfläche abgeschätzten Begrenzungen wieder, die in der Tiefe deutlich anders liegen können. So zeigt Abb. 2 sehr schematisch einen Schnitt durch ein Einzugsgebiet, bei dem wegen verschiedener schlecht leitender Einlagerungen das Grundwasserströmungsfeld sehr inhomogen ist, und die unterirdischen Wasserscheiden daher nicht mit den oberirdischen übereinstimmen. Trotzdem wurde mit den topographisch abgeschätzten Wasserscheiden die Größe der einzelnen Teilgebiete bestimmt, und zwar dadurch, daß die Begrenzungen näherungsweise in Polygonzüge umgeformt wurden. In Tab. 1 findet man die Ergebnisse, zugleich mit den Größenverhältnissen der einzelnen Flächen zur kleinsten, um einen Eindruck davon zu geben, wie stark die Flächengrößen schwanken. In der Summe sind die in diesem Bericht berücksichtigten Flächen enthalten, nicht dagegen das große Gebiet der *Gartower Tannen* (südlich von Gorleben), einschließlich der Einzugsgebiete des Bürgermoorgrabens und des Weißmoorgrabens (Teilgebiete 7 und 9). Dort sind die oberirdischen Abflüsse, aber auch die abgeführten Salzfrachten so klein, daß sie keinen wesentlichen Beitrag zur Wasser- und Salzbilanz ergeben. Das Grundwasser in diesem

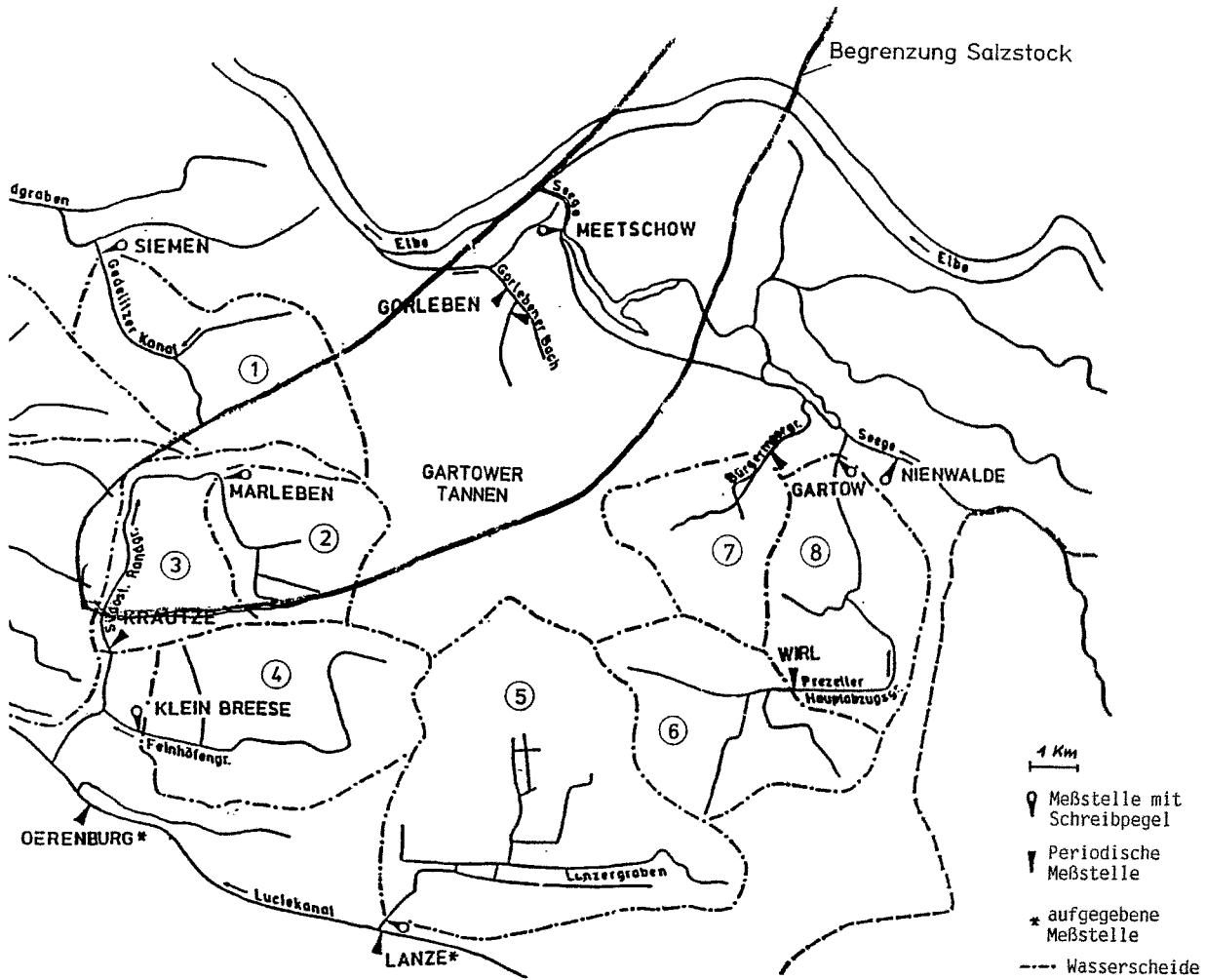


Abb. 1 Vorfluter und Einzugsgebiete Raum Gorleben
Receiving channels and catchment areas in the area of Gorleben

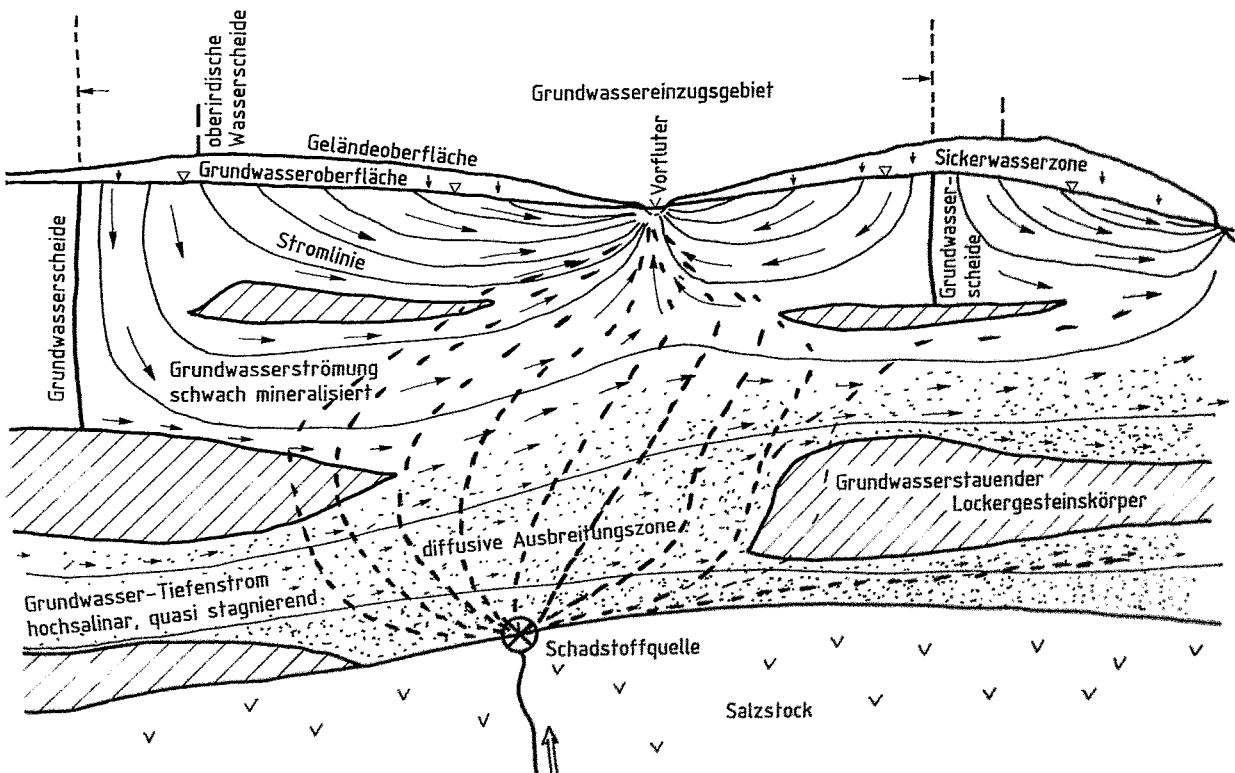


Abb. 2 Querschnitt durch ein Einzugsgebiet im Deckgebirge
Cross section through a catchment area in the caprock

Tabelle 1

Flächen der Teilgebiete Areas of the sub-basins		
Teilgebiet i	Fläche F_i [km ²]	F_i/F_{min}
1 Siemen	14.90	1.75
2 Marleben	8.51	1.
3 Krautze	9.36	1.10
4 Kl. Breese	17.03	2.
5 Lanze	32.27	3.80
6 Wirl	14.00	1.65
7 Bürgermoorgr.	(9.19)	—
8 Gartow	13.61 (27.61)	1.60
9 Weißmoorgraben	—	—
Summe	109.7	—

Tabelle 2

Mittlere Konzentration (C) an gelösten Stoffen, mittlere Fracht (Fr) und Abfluß (Q) – Mittelwerte 1983–1991

Mean concentration (C) of dissolved substances, mean loads (Fr), and discharge (Q); mean values 1983–1991

Teilgebiet i	C [g/l]	Fr [t/a]	Q [l/s]
1	0.3323	346	33
2	0.3247	236	23
3	0.3750	272	23
4	0.2311	277	38
5	0.2958	681	73
6	in 8 enthalten		
7	0.1817	6	1
8	0.2793	466	53
9	0.2594	8	1
Mittel (gew.) bzw. Summe	0.2973	2278	243

etwa 50 km² großen Gebiet wird zum größten Teil in die Elbe und in die Seege abfließen, zum kleineren Teil auch in die hier behandelten benachbarten Teilgebiete. Da im Teilgebiet Wirl die Abflüsse nicht kontinuierlich gemessen, diese vielmehr in der Meßstelle Gartow mit erfaßt werden, ist beim Teilgebiet Gartow die Summe der Einzugsflächen (27.61 km²) beider Gebiete zusätzlich aufgeführt worden.

Im Wasserhaushaltsbericht Gorleben Süd¹⁾ für die Jahre 1983 bis 1991, herausgegeben von der BfG [3], sind für diesen Zeitabschnitt u. a. folgende zeitlich gemittelten Meßwerte angegeben (siehe auch [4]).

Aus den bei der Erläuterung zu Tab. 1 genannten Gründen werden im folgenden die Gebiete 7 und 9 nicht berücksichtigt. Die in Tab. 2 ausgeführten Größen stehen in dem einfachen Zusammenhang

$$C_i = A \cdot Fr_i / q_i, \text{ mit } A = .03171,$$

wobei sich der Faktor A durch die unterschiedlichen Dimensionen der in Tab. 2 verwendeten Einheiten ergibt. Anzumerken ist, daß die im Bericht der BfG angeführten Meßwerte für das Gebiet 3 (Krautze) aus den zusammengefaßten Teilgebieten 2 und 3 stammen. Aus diesen Werten, und den in Marleben gemessenen, lassen sich leicht die für die einzelnen Gebiete geltenden Daten ermitteln. Diese sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Nach der im erwähnten BfG-Bericht erläuterten Wasserbilanz ist der unterirdische Abfluß Q_u eines Gebietes gleich der Differenz aus den Niederschlägen P einerseits und der Summe aus E (Verdunstung) und Q_{ob} (oberirdischer Abfluß) andererseits, also

$$Q_u = P - (E + Q_{ob})$$

Hier sind P und Q_{ob} relativ genaue Meßgrößen, während die Verdunstung E nur rechnerisch bestimmt wurde und daher nach der Schätzung der BfG ein mittlerer Fehler von $\pm 10\%$ zu veranschlagen ist. Da die Niederschläge P und die errechnete Verdun-

¹⁾ Dieses Gebiet wird begrenzt durch die Flüsse Elbe (im Norden), Jeetze (Westen) und Seege (Nordosten), den Luciekanal (Süden) und die Landesgrenze Niedersachsen/Sachsen-Anhalt im Osten.

Tabelle 3

Spezifischer Abfluß, spezifische Fracht und deren Abweichungen vom Mittelwert

Specific discharge, specific load, and their deviations from the mean value

Teilgt.	Abfluß [l/m ² a]	%-Abw.	Fracht [g/m ² a]	%-Abw.
1	69.8	- 1.4	23.2	+ 1.3
2	85.2	+ 21.9	27.7	+ 21.0
3	77.5	+ 10.9	28.4	+ 24.0
4	70.4	1.1	16.3	- 28.9
5	71.3	+ 2.0	21.1	- 7.9
6+8	60.5	- 13.4	16.9	- 26.2
Mittel	69.9	—	22.9	—

stung E große, nicht sehr unterschiedliche Zahlenwerte haben, ist die – kleine – Differenz zwischen beiden äußerst ungenau. Deshalb konnten die im Bericht angegebenen Werte für Q_u nicht verwendet werden. Bezüglich Q_{ob} kann angenommen werden, daß diese Größe im wesentlichen durch die Grundwasserneubildung innerhalb des Gebiets bestimmt ist und nur einen kleinen Anteil von Zuflüssen (Abflüssen) aus den (in die) Nachbargebieten enthält. Diese Meinung wird gestützt durch die in der nächsten Tabelle wiedergegebenen flächenspezifischen Daten, die aus den Werten in den Tab. 1 und 2 berechnet wurden.

Während die Abflüsse bis fast 20% um den Mittelwert schwanken, liegen die Schwankungsbreiten der Fracht bei fast 30%. Bedenkt man, daß die Flächengrößen sich fast um den Faktor 4 unterscheiden, so kann man vermuten, daß die einzelnen Teilgebiete relativ wenig von den Nachbarn beeinflusst werden. Dies gilt selbst für die Gebiete 2 und 3, in die wahrscheinlich ein verhältnismäßig starker Zustrom aus dem Gebiet Gartower Tannen erfolgt. Hinzu kommt eine Unsicherheit bei der Schätzung der Größe der Flächen der Einzugsgebiete dadurch, daß diese Flächen nur aus den sich oberirdisch darbietenden Wasserscheiden bestimmt werden konnten. Aus all diesen Gründen wird die Schwankung der spez. Größen in Tab. 3 als so klein angesehen, daß im folgenden die Bereiche näherungsweise als abgeschlossen und unabhängig voneinander angesehen werden.

3 Salzvorräte im Deckgebirge, flächenbezogene Methode

Im Raum Gorleben sind in großer Zahl Bohrungen durchgeführt worden, in denen bis in Tiefen von etwa 250 m (an etwa 320 Positionen) Salzkonzentrationen gemessen wurden. Die Abb. 3 zeigt diese Konzentrationen in Abhängigkeit von der Tiefe. Die Meßergebnisse [2] stammen sowohl aus Bohrungen über dem Salzstock (vor allem aus dem Gebiet der Gorlebener Rinne) als auch aus den Randsenken, d. h. aus Gebieten in einiger Entfer-

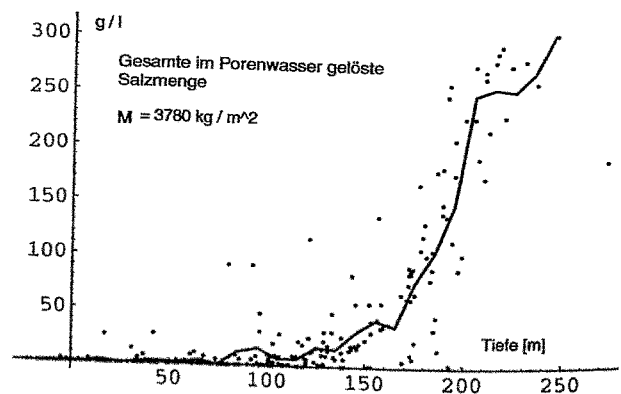


Abb. 3 Salzkonzentration im Deckgebirge des Salzstocks Gorleben in Abhängigkeit von der Tiefe [m]

Salt concentrations in the caprock of the salt dome Gorleben in dependence on depth

nung vom Salzstock. Diese Werte wurden in Gruppen zusammengefaßt, derart, daß jede einer 10 m dicken Schicht des Deckgebirges zugeordnet wird. Die Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen [kg/m^3] in jeder der 27 Schichten zwischen 20 m über bis 250 m unter NN wurden ebenfalls in Abb. 3 eingetragen und durch einen Linienzug verbunden. Die Integration dieser Mittelwerte (unter Berücksichtigung einer Porosität von 0.2) ergibt die gesamte, von der Oberfläche (1m^2) bis in einer Tiefe von 250 m in Lösung befindliche (mittlere) Salzmenge M_0 .

Diese Vorgehensweise führte zu

$$M_0 = 3780 \text{ kg/m}^2,$$

wobei bemerkt werden muß, daß diese Zahl wegen der Berücksichtigung der relativ kleinen Werte aus den Randsenken eher etwas zu klein ist.

Multipliziert man M_0 mit der Fläche der einzelnen Teilbereiche, so erhält man näherungsweise die gesamte in einem Teilbereich in Lösung befindliche Salzmenge, also den Salzvorrat gemäß

$$M_i = M_0 F_i.$$

Diese Werte sind in der folgenden Tab. 4 wiedergegeben. Der für den jeweiligen Bereich geltende Frachtanteil p_i gemäß

$$p_i = F_i/M_i \quad (1)$$

ist ebenfalls in Tab. 4 zu finden. Dividiert man diesen Anteil (Dimension $[1/a]$) durch die Wassermenge $[l]$, die in der Zeiteinheit $[a]$ durch den Vorfluter abfließt, so erhält man den Bruchteil r_i der im Einzugsbereich gelösten Salzmenge (Vorrat), der sich in der Volumeneinheit des abfließenden Wassers im Vorfluter befindet. Dies ist die Konzentration – gemessen in g/l –, wenn der Vorrat z. B. in g bestimmt wurde. Einen solchen Zusammenhang kann man direkt formulieren durch

$$C_i = r_i M_i \rightarrow r_i = C_i / M_i.$$

Die Konzentrationsfaktoren sind ebenfalls in Tab. 4 wiedergegeben.

Angenommen, eine andere Substanz, z. B. ein Schadstoff, strömt flüchtig und stationär in den Einzugsbereich des Teilgebiets i ein, so wird sich dort ein Vorrat S_i dieses Stoffes ansammeln, der ähnlich wie der eben genannte Salzvorrat verteilt ist. Entsprechend wird im Vorfluter dieser Stoff in gleicher Weise wie der Salzvorrat verdünnt werden. Seine Konzentration C_S ergibt sich dann zu

$$C_S(i) = r_i S_i \quad (2)$$

Wenn dagegen der Schadstoff nicht flüchtig wie das Salz n das Gebiet i eindringt, sondern nur aus räumlich begrenzten Quellen am Rande des Salzstocks (Abb. 2), so kann man die folgenden Überlegungen anstellen:

Der hier zunächst betrachtete stationäre Strom J aus einer Quelle bzw. durch eine Fläche, die von diesem Strom innerhalb des Teilgebiets durchsetzt wird, ist gegeben durch

$$J = \int_{\text{Fläche}} (-D \text{grad} C(r) + v_K C(r)) \, df = Fr = q C_{\text{Vorfluter}}$$

Hier sind die Konzentrationen im Teilgebiet abhängig von der Ortskoordinate, also $C(r)$, ebenfalls die Dispersionskonstante $D(r)$ und die Konvektionsgeschwindigkeit $v_K(r)$. Bei festgelegter Fracht

bzw. Konzentration im Vorfluter werden die $C(r)$ größer, wenn D und (oder) v_K kleiner, d. h. die Transporteigenschaften für das Material aus der Quelle schlechter werden. Dadurch wird auch die gesamte Menge (als das Integral über alle $C(r)$) größer und das Verhältnis von Fracht zu Menge, also der Frachtanteil p kleiner! Die in Tab. 4 angegebenen Werte von p sind Mittelwerte, weil sie Transportvorgänge in einem Einzugsbereich als Ganzes charakterisieren. Stammt dagegen die Substanz nur aus einer begrenzten Quelle an der Oberfläche des Salzstocks, so werden die durch kleine Werte von D und v_K ausgedrückten Transporteigenschaften schlechter als die Mittelwerte sein. Während nämlich der Zustrom von Salz im ganzen Einzugsbereich z. T. aus dem in Abb. 2 gezeigten Grundwasserstrom mit größeren Geschwindigkeiten und Dispersionskonstanten stammt, wird die Strömung aus der Quelle im wesentlichen in Diffusionsgebieten mit kleinem D und verschwindend kleinen Geschwindigkeiten auftreten. Damit wird gelten

$$p \text{ (begrenzte Quelle)} < p \text{ (Mittel)}, \text{ und statt (2)}$$

$$C_S(i) \leq r_i S_i \quad (3)$$

Bei der Anwendung dieser Abschätzung wird man natürlich die obere Grenze, also den Wert $r_i S_i$ benutzen. Allerdings darf man annehmen, daß mit großer Wahrscheinlichkeit diese Abschätzung noch aus einem anderen Grunde zu grob, d. h. die Konzentration in Wirklichkeit deutlich kleiner als die obere Grenze in (3) sein dürfte.

Man muß nämlich berücksichtigen, daß im Vorfluter nicht dieselben Substanzen wie im tiefen Grundwasser gelöst sind, sondern daß zusätzlich Substanzen wie Sulfate, Hydrogencarbonate, Phosphate von Na bzw. Ca auftreten, die aus verschiedenen im Deckgebirge gelegenen Quellen stammen. Die Gesamtlösungsinhalte enthalten daher nahe der Erdoberfläche im Verhältnis zum NaCl vermehrt andere Substanzen (siehe [2]).

Während in der Tiefe bei nahezu gesättigten Salzkonzentrationen, das Chlor, also Cl^- mit 98.0 eq-% der Anionen vorliegt, ist die Konzentration der Chloridionen bei einem Gesamtlösungsinhalt von 0.3 g/l (dem oberflächennahen Wert) nur noch etwa 20.0 eq-%. Würde man daher die Verdünnung nicht wie in (2) mit Hilfe des Gesamtlösungsinhalts, sondern über die Chloridgehalte bestimmen, so würde sich eine um den Faktor $\alpha \sim 5$ größere Verdünnung ergeben! D. h. anstelle von (3) müßte man nicht nur für die Konzentration des aus der Tiefe stammenden Salzes, sondern auch für austretende Schadstoffe schreiben

$$C_S(i) < r_i S_i / \alpha \quad (3a)$$

Da die Chloridionen im Deckgebirge (einschließlich der oberflächennahen Schichten) nicht chemisch reagieren, insbesondere keine Austauschereffekte mit den Feststoffen auftreten, zeigt das Chlor die Verdünnung unverfälscht und die Gl. (3a) gibt die genauere Abschätzung für die zu erwartenden Schadstoffkonzentrationen im Vorfluter.

Im folgenden soll allerdings dieser Effekt nicht genutzt werden, jedenfalls solange bis aus weiteren Arbeiten Genaueres z. B. über die örtlichen Abhängigkeiten usw. bekannt ist. Hier soll nur festgehalten werden, daß die in Tab. 3 aufgeführten Frachtanteile p_i und damit auch die Konzentrationsfaktoren r_i wahrscheinlich sehr konservativ sind!

Tabelle 4

Fracht, Menge, Frachtanteile (p) und Konzentrationsfaktoren (r)

Load, quantity, load portions (p), and area-related concentration factors (r)

Teilgebt.	Fracht [10^6 kg/a]	Menge [10^{10} kg]	p [$10^{-6}/a$]	r [$10^{-15}/l$]
1	0.34	5.63	6.14	5.90
2	0.23	3.22	7.33	10.10
3	0.27	3.54	7.68	10.59
4	0.28	6.44	4.30	3.59
5	0.68	12.20	5.58	2.42
6 + 8	0.47	10.44	4.46	2.67
Summe	2.28	41.47	5.49	
Mittel (gew.)				

4 Salzvorräte im Deckgebirge, frachtbezogene Methode

Eine Unsicherheit bei der eben besprochenen flächenbezogenen Methode liegt darin, daß die unterirdischen Einzugsgebietsgrenzen möglicherweise nicht mit denen an der Oberfläche übereinstimmen. Diese Unsicherheit könnte kleiner werden, wenn die Flächen einen großen zusammenhängenden Bereich bilden, bei dem die in der Nähe der Grenzen befindlichen Gebiete ein relativ geringeres Gewicht im Verhältnis zur Gesamtfläche haben. Bei der Bestimmung der Konzentrationsfaktoren soll daher im folgenden nur die Gesamtfläche und die Summe aller Frachten in den Teilgebieten bzw. ihren Vorflutern berücksichtigt werden.

Man kann vermuten, daß eine gewisse Ähnlichkeit in der Verteilung der oberen Deckgebirgsschichten in den in Tab. 1 genannten Teilgebieten bestehen wird. In allen Gebieten werden Schichten, die den Grundwasserstrom hemmen, mit durchlässigeren Stellen oder Öffnungen abwechseln, die das neugebildete Grundwasser in größere Tiefen absinken lassen. Dasselbe wird für das nach oben strömende, jetzt mit Salz beladene und zum Vorfluter aufsteigende Wasser gelten (Abb. 2). Bei der Größe der Teilgebiete werden Hemmer und Leiter in statistischer Verteilung vorliegen, derart, daß Salzvorrat M_i und Salzfracht Fr_i in einem nahezu festen Verhältnis zueinander stehen. Es wird also für verschiedene Teilgebiete i und k gelten

$$p_i = Fr_i / M_i = p_k = Fr_k / M_k = p_{ges} = Fr / M, \text{ wobei} \quad (4)$$

$$M = \sum_i M_i \text{ und } Fr = \sum_i Fr_i \text{ ist.}$$

Es soll jetzt die (in allen Teilgebieten zusammen) im Deckgebirge befindliche Menge in der bereits oben durchgeführten Weise, also aus der Gesamtfläche $F = \sum F_i$ aller Teilflächen bestimmt werden, gem.

$$M = M_0 F$$

Damit sind wegen $p_i = p_k = p_{ges}$ und $M_i = Fr_i / p_{ges}$ die in allen Teilgebieten geschätzten Mengen direkt proportional zur gemessenen Fracht (frachtbezogene Methode). Der Vorteil eines solchen Ansatzes besteht wie erwähnt darin, daß die Unsicherheit in der Festlegung der Begrenzung einzelner Teilflächen verringert wird. Die Konzentrationsfaktoren für die Teilgebiete sind nun leicht anzugeben. Es gilt

$$r_i = C_i / M_i = C_i p_{ges} / Fr_i, \text{ und mit } C_i / Fr_i = 1/q_i$$

wird

$$r_i = p_{ges} / q_i \quad (5)$$

Im Beispiel der Meßdaten aus dem Raum Gorleben (Tab. 4) ist

$$p_{ges} = 5.49 \cdot 10^{-6} [1/a].$$

Dann entsteht mit den Abflüssen Q aus Tab. 2 die folgende Tab. 5, in der in Spalte 2 noch einmal die Meßwerte der gemessenen Salzkonzentrationen (s. Tab. 2) aufgeführt sind, während Sp. 3 die Konzentrationsfaktoren nach Gl. (5) enthält. Wendet man diese Faktoren auf die Mengenangaben in Tab. 4 an, so erhält man die errechneten Konzentrationen von Spalte 4. Sie liegen mit Abweichungen von etwa 30% beiderseits der in Spalte 1 angegebenen gemessenen Werte. Dies dürfte eine für das folgende ausreichende Übereinstimmung der Methoden bedeuten.

5 Ausbreitung eines Schadstoffes nach einem Puls

Die Formeln (3) bzw. (3a) im vorigen Abschnitt haben zunächst nur eine sehr beschränkte Bedeutung. Sie verknüpfen die in einem (oder mehreren) Raumelementen des betrachteten Gebiets i befindliche stationäre Schadstoffmenge S_i mit den Konzentrationen im Vorfluter, wenn das Grundwasser mit dem konstanten Durchsatz q_i das Teilgebiet verläßt. Wissen möchte man dagegen, wie groß maximal der Durchsatz eines Schadstoffes, bzw. seine Konzentration im Vorfluter ist, wenn kurzzeitig eine bekannte Menge an der Oberfläche des Salzstocks freigesetzt wird. Dabei bedeutet eine kurzzeitige Freisetzung (bzw. ein Puls), daß die Dauer der

Freisetzung klein im Verhältnis zur Dauer der Ausbreitung im Deckgebirge ist. So ist z. B. eine 'Pulsdauer' von einigen 100 Jahren oder auch 1000 Jahren klein gegenüber einer Ausbreitungszeit von einigen 10 000 Jahren. Im übrigen führt die Annahme extrem kurzer Pulse zu Überschätzungen der Konzentrationen im Vorfluter, also zu konservativen Ergebnissen.

In Abb. 2 ist schematisch eine solche Quelle dargestellt. Man betrachte zunächst einen stationären Vorgang. Die Substanzen aus der Quelle werden sich in Quellnähe, also im Diffusionsgebiet, etwa gleichmäßig in alle Richtungen verteilen. Darüber, im sehr langsam strömenden Grundwasser kommt zur allgemein aufwärts gerichteten Bewegung (Dispersion) eine seitliche konvektive Komponente hinzu. Weiter oben werden die Stoffe von dem schneller fließenden, aus den Niederschlägen genährten Grundwasser, erfaßt und schließlich zum Vorfluter geführt. Bei diesem stationären Vorgang wird ständig eine bestimmte Stoffmenge S_i im Deckgebirge vorliegen, mit hoher Konzentration dort, wo die Diffusion (Dispersion) bzw. die Konvektionsgeschwindigkeiten klein sind, also in der Nähe der Quelle.

Das stationäre Freisetzungsverhältnis eines Schadstoffes ist dann eine zeitlich konstante Größe, gegeben durch

$$p_i(\text{stat}) = Fr_i / S_i.$$

Dieses Verhältnis bleibt natürlich gleich, wenn die im Deckgebirge verteilte Menge bei einem weiteren Schadstoff anders wird. Dann ändert sich nämlich auch Fr_i , so daß p_i für ein bestimmtes Einzugsgebiet konstant bleibt.

Im Falle eines Pulses dagegen wird sich die Freisetzung in den Vorfluter mit der Zeit ändern, also $Fr(\text{Puls}, t)$. Bezieht man dies auf die insgesamt im Puls eingebrachte Menge $S(\text{Puls})$, so kann man das instationäre Freisetzungsverhältnis schreiben

$$p(\text{Puls}, t) \leq Fr(\text{Puls}, t) / S(\text{Puls})$$

Nun gilt in jedem Zeitpunkt die im folgenden näher erläuterte Feststellung

$$p(\text{Puls}, t) \leq p(\text{stationär}),$$

und damit auch für das Maximum der Freisetzung des Schadstoffes in jedem Einzugsgebiet

$$p(\text{Puls}, \text{max}) \leq p(\text{stationär}) \leq p(\text{Salzlösung}), \quad (6)$$

bzw. nach Division durch den Durchsatz q am Vorfluter für die Konzentration des Schadstoffes

$$r(\text{Puls}, \text{max}) \leq r(\text{stationär}) \leq r(\text{Salzlösung}) \quad (6a)$$

Hier sind die oberen Grenzen der gesuchten Maximalwerte von Freisetzung und Konzentration der Schadstoffe auf die Meßwerte der Frachtanteile usw. für die Mineralsalze zurückgeführt. Diese Formulierungen sind deshalb bemerkenswert, weil sie eine sehr genaue, sicher konservative Abschätzung der maximalen Schadstoffkonzentrationen ermöglichen, ohne daß umfangreiche, komplizierte und meist schwer durchschaubare Rechnungen nötig wären.

6 Plausibilitätsbetrachtungen

Im vorigen Abschnitt wurde bereits erläutert, wie sich im stationären Fall Schadstoffe aus einer eng begrenzten Quelle am Salzstock im Deckgebirge ausbreiten und in den Vorfluter abfließen. Geht man von der Gl. (6) aus und bedenkt, daß die dort genannten Freisetzungsverhältnisse unabhängig von absoluten Größen wie Mengen, Frachten usw. sind, so kann man diese Gleichung auf 2 Fälle anwenden:

1. Der oben beschriebene Fall der stationären Ausbreitung eines Schadstoffes mit der im Deckgebirge verteilten Menge S
 2. Ein Puls mit der gleichen Menge S .
- Dann behauptet Gl. (6)

$$p(\text{max}) = Fr(\text{max}) / S \leq p(\text{stationär}) = Fr(\text{stationär}) / S,$$

also wegen der im Deckgebirge gleichgroßen Massen S

$$Fr(\text{max}) \leq Fr(\text{stationär})$$

Tabelle 5

Gemessene Konzentrationen (C_g), frachtbezogene Konzentrationsfaktoren (r) nach Gl. (5) und berechnete Konzentrationen (C_b)
Measured concentrations (C_g), load-related concentration factors (r) according to equation (5), and the computed concentrations (C_b)

Teilgebiet	C_g [g/l]	r [10^{-6} -15/l]	C_b [g/l]
1	0.322	5.28	0.297
2	0.325	7.57	0.243
3	0.375	7.57	0.268
4	0.231	4.58	0.295
5	0.296	2.38	0.290
6 + 8	0.279	3.28	0.342

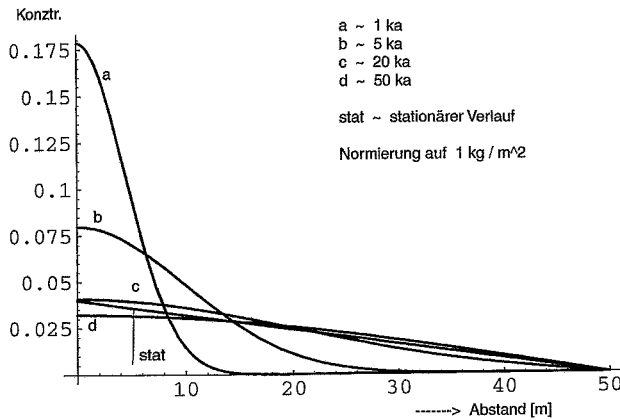


Abb. 4 Ausbreitung eines Pulses durch Diffusion. Darstellung der Konzentrationsverteilung zu verschiedenen Zeitpunkten. 1-d-Beispiel

Change of a pulse through diffusion. Concentration distribution shown at different times. 1-d example

Wird daher die Menge S pulsförmig aus der Quelle freigesetzt, so wird diese zunächst sehr hoch konzentriert unmittelbar an der Quelle verteilt sein, während deren Konzentration am Vorfluter verschwindend klein ist. Mit der Zeit wird zwar das Maximum in der Umgebung der Quelle bleiben, jedoch kontinuierlich abgeschwächt werden, die Konzentrationen am Vorfluter dagegen langsam ansteigen. Dabei wird sich im ganzen Deckgebirge eine Verteilung einstellen, die der stationären ähnlich ist, allerdings wird das Integral über diese Konzentrationsverteilung, also die gesamte Stoffmenge im Deckgebirge abnehmen, in dem Maße, wie die Konzentration am Ausgang und damit die Fracht in den Vorfluter zunimmt. Man kann vermuten, daß dabei diese zunächst ansteigende Konzentration gar nicht erst den stationären Wert erreicht, wenn der Ausfluß ausreichend stark ist.

Dies ist modellhaft in einem eindimensionalen Beispiel durchgerechnet und in Abb. 4 und Abb. 5 dargestellt. Am unteren Rande einer Schicht von 50 m Dicke, in der eine diffuse Ausbreitung von Stoffen möglich ist ($D = 3.2 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$, bzw. $D = 10 \text{ m}^2/\text{ka}$), befindet sich eine Quelle, während am anderen Rande eine Senke vorliegt, z. B. verursacht durch eine sehr schnelle Querströmung. Die Abmessungen und die Diffusionskonstante entsprechen der Ausbreitung in einer 50 m dicken Schicht aus Feinsand und damit etwa den Verhältnissen, die oberhalb des Salzstocks auftreten können. Abb. 4 zeigt die räumlichen Verteilungen (Gauß-Kurven) für verschiedene Zeitpunkte (1 ka = 1000 Jahre). Man sieht die stationäre Verteilung für die Menge 1 kg, die bei der Konzentration 0.04 g/l

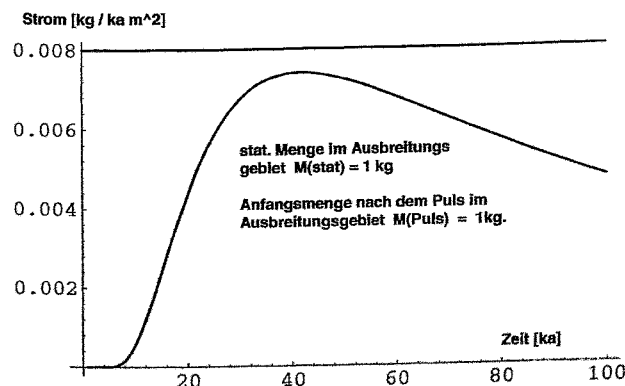


Abb. 5 Strom in den Vorfluter (Fracht) nach einem Puls von 1 kg in Abhängigkeit von der Zeit [ka]. Vergleich mit stationärem Verlauf.

Load in the receiving channel after a pulse of 1 kg as a function of time, compared with the stationary load.

einsetzt und linear auf den Wert 0 an der anderen Seite abfällt. Die instationäre Verteilung für $t = 1 \text{ ka}$ nach dem Puls zeigt die eben besprochene starke Konzentration in Quellnähe. Da praktisch noch kein Ausfluß auftreten kann, bleibt das Integral, also die Gesamtmenge, gleich 1 kg. Zur Vereinfachung der Darstellung ist in den späteren Zeitpunkten diese Normierung beibehalten worden. Man sieht, wie bei $t = 5 \text{ ka}$ das Maximum weiter abnimmt, und die Verteilung sich streckt. Bei $t = 20 \text{ ka}$ ist der (normierte) Verlauf dem stationären schon sehr ähnlich. Insbesondere ist der Gradient am Ausgang bereits so groß, daß man in Wirklichkeit mit einem starken Ausfluß rechnen kann und damit beim Wegfall der Normierung mit einer Erniedrigung des allgemeinen Niveaus. Dies ist in Abb. 5 zu erkennen, wo beim Zusammenwirken beider Effekte (Ausbreitung und Ausfluß) der Strom, nämlich $J = -D \text{ grad } C$, in Abhängigkeit von der Zeit dargestellt ist. Man erkennt, wie etwa bei 10 ka der Strom sehr schwach einsetzt, bei 40 ka ein Maximum erreicht wird und dann stetig abfällt. Wichtig: Das Maximum liegt deutlich unterhalb des stationären Stroms!

Wie erwähnt, ist dies nur eine modellhafte Darstellung, um die Vorgänge plausibel zu machen. Eine im ganzen Bereich nicht gleichbleibende, sondern sogar ansteigende Diffusionskonstante dürfte das eigentlich wichtige Ergebnis (die Begrenzung des Durchsatzes nach dem Puls durch den stationären Wert) eher verbessern.

7 Die Übertragungsfunktion

Für das folgende ist die Bemerkung wichtig, daß eine genaue Kenntnis einer räumlich/zeitlichen Verteilungsfunktion der Schadstoffe im Deckgebirge nicht notwendig ist. Es genügt, den zeitlich veränderlichen Durchsatz an der Quelle mit dem Durchsatz (Fracht) in den Vorfluter hinein zu vergleichen, oder wenigstens die Hauptmerkmale der zeitlichen Verknüpfung beider Durchsätze zu berücksichtigen. So möge der Durchsatz aus der Quelle durch eine zeitabhängige Funktion $h(t_0)$ beschrieben werden, der zeitversetzte Durchsatz am Vorfluter durch $H(t)$. Beide Funktionen sind verknüpft durch eine Übertragungsfunktion $F(t-t_0)$ gemäß

$$H(t) = \int_{-\infty}^t F(t-t_0) h(t_0) dt_0$$

Offensichtlich muß $F(t-t_0)$ für $T \leq t_0$ identisch Null sein, ebenfalls für $(t-t_0) \rightarrow \text{unendlich}$. Weitere Eigenschaften der Übertragungsfunktion werden aus folgenden Beispielen deutlich:

1. Für einen Puls in der Form einer Dirac'schen δ -Funktion, nämlich für $h(t_0) = m \delta(t_0)$ wird $H(t) = m F(t)$. D. h. nach einem Puls zum Zeitpunkt $t_0 = 0$ mit der Menge m entsteht ein Durchsatz in den Vorfluter mit der zeitlichen Verteilung $m \cdot F(t)$. Da die Gesamtmenge, welche die Quelle verläßt, gleich dem über die Zeit summierten Durchsatz in den Vorfluter ist, muß sein

$$\int_0^{\infty} F(t) dt = 1$$

Dies bedeutet, daß die Übertragungsfunktion auf 1 normiert sein muß.

2. Es sei $h(t_0) = g = \text{constant}$. Dann wird mit $z = (t-t_0)$

$$H(t) = \int_{-\infty}^t g F(t-t_0) dt_0 = g \int_0^{\infty} F(z) dz = g$$

Wegen der Normierung sind also die stationären Durchsätze in Quelle und Vorfluter gleich.

3. Eine stationäre Quelle habe für negative Zeitpunkte ($t_0 < 0$) den Wert $g = 1$ und werde zum Zeitpunkt $t_0 = 0$ abgeschaltet. Für $t_0 \geq 0$ sei also $g = 0$. Dann nimmt der Durchsatz $As(t)$ in den Vorfluter vom Wert $g = 1$ kontinuierlich auf Null ab. Es ist

$$As(t) = \int_0^t F(t-t_0) dt_0$$

Diese Funktion beschreibt für $t > 0$ das Auslaufen der im Gebiet zwischen Quelle und Vorfluter (im Deckgebirge) stationär angesammelten Menge nach dem Abschalten der Quelle.

4. Eine Integration von $As(t)$ über den gesamten Zeitraum des Auslaufens ergibt die gesamte im Deckgebirge befindliche Menge M . Es wird nach partieller Integration

$$M = \int_0^{\infty} As(t) dt = \int_0^{\infty} tF(t) dt$$

Damit kann man ohne Kenntnis der räumlichen Verteilung alle wichtigen Größen bestimmen, die eine Beurteilung der Richtigkeit der Beziehungen von Gl. (6) und (6a) ermöglichen. Dies soll an einem wichtigen Beispiel dargelegt werden: Im Einzugsbereich eines Vorfluters beschreiben die Eigenfunktionen $J_i(r_q, r_a, t)$ den räumlich/zeitlichen Zusammenhang zwischen einem Quellpunkt und einem Aufpunkt, und zwar in folgender Form:

$$J_i(r_q, r_a, t) = A_i(r_q, r_a) \exp(-b_i t),$$

wobei r_q, r_a 3-dim. Vektoren für Quell- und Aufpunkt, und b_i die (zeitlichen) Eigenwerte der Eigenfunktion sind.

Einen Ausdruck für den Durchsatz $F(r_q, r_a, t)$ erhält man durch Summation:

$$F(r_q, r_a, t) = \sum_i A_i(r_q, r_a) \exp(-b_i t)$$

Je nach Lage von Quell- und Aufpunkt (im Vorfluter), aber auch je nach der sehr zufälligen Verteilung von gut oder schlecht leitenden Bereichen im Einzugsgebiet des Vorfluters, können die Werte der $A_i(r_q, r_a)$ und b_i ebenfalls statistisch schwanken. Daher könnte man, um für die vielen denkbaren Fälle das mühsame Ausrechnen der Eigenfunktionen und -werte zu vermeiden, diese Werte selber als Zufallszahlen in geeigneten Bereichen wählen. Damit entstehen für die Durchsätze bzw. Frachten Ausdrücke der Form

$$F(t) = \sum_{i=1 \rightarrow N} a_i \exp(-b_i t), \tag{7}$$

die mit Hilfe von Sätzen von Zufallszahlen $\{b_i\}$ bestimmt werden. Die Koeffizienten a_i werden dadurch ermittelt, daß $F(0)$, und ebenfalls alle höheren Ableitungen $F^{(n)}(0)$ identisch Null sein müssen. Dies folgt aus der Annahme, daß die Quelle durch einen sehr kurzen, hohen Puls gegeben sein soll, ähnlich einer Dirac'schen δ -Funktion. Außerdem ist – wie oben gefordert – die Übertragungsfunktion auf 1 normiert. Alle diese Forderungen führen zu einem linearen Gleichungssystem, aus dem die Koeffizienten a_i bestimmt werden können.

Im einfachsten Falle eines homogenen Bereiches sind die Eigenwerte

$$b_{i0} = \gamma^2.$$

Bei den erwähnten zufälligen Veränderungen von Art, Stärke, Lage und Ausdehnung der verschiedenen Schichten im Einzugsbereich des Vorfluters werden die b_i verändert. So wird z. B.

$$b_i = b_{i0} ZZ(x, y) = \gamma^2 ZZ(x, y), \tag{8}$$

wobei $ZZ(x, y)$ Zufallszahlen sind, die im Zahlenbereich $\{x, y\}$ gleichmäßig verteilt sind.

Um dies zu veranschaulichen, sei ein Beispiel gegeben, das den zeitlichen Abläufen in den Gorlebener Einzugsgebieten angepaßt ist. Es wird gewählt

$$b_i = 0.005 i^2 ZZ(0.3, 3.5) \tag{9}$$

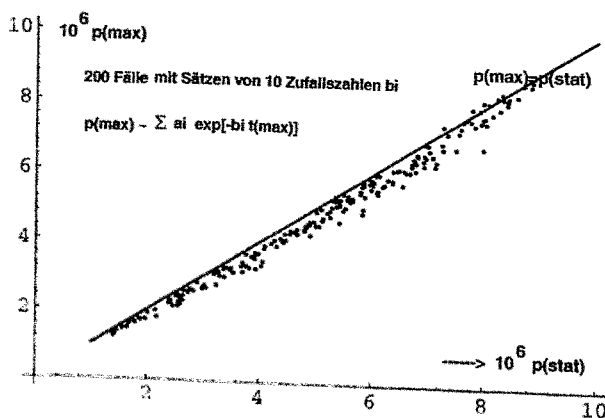


Abb. 6 Frachtanteil $p(\max)$ nach einem Puls in Abhängigkeit vom stationären Frachtanteil
Load portions $p(\max)$ after one pulse on dependence on the stationary load portion

Der Faktor 0.005 legt die Relaxationszeit des homogenen, von Schichtungen ungestörten Einzugsbereichs fest ($ZZ(1,1) = 1$). Es ergeben sich 310 ka bzw. als reziproker Wert ein Frachtanteil von $3.23 \cdot 10^{-6} [1/a]$, was der Größenordnung der gemessenen Werte in Tab. 4 entspricht. Modifiziert man die Eigenwerte mit der Zufallsfunktion $ZZ(0.3, 3.5)$, so entstehen große Schwankungen der ermittelten stationären Frachten, die in Abb. 6 als Abszissenwerte dargestellt sind. Sie liegen zwischen $1 \cdot 10^{-6}$ und $9 \cdot 10^{-6} [1/a]$.

Die eigentliche Aussage der Abb. 6 liegt jedoch in der Feststellung, daß die maximalen Frachtanteile nach einem Puls kleiner sind als die stationären. Hierzu sind für $i = 1, 2, \dots, 10$, also für jeweils 10 Glieder in Gl. (7) die b_i nach (9) bestimmt, im Beispiel der Abb. 6 für insgesamt 200 Sätze. Bei jedem durch die Zufallszahlen variierten Satz $\{b_i\}$ werden, wie erläutert, die $\{a_i\}$ ermittelt und schließlich neben p_{stat} auch p_{max} errechnet und in Abb. 6 gegenüber gestellt. Außerdem ist dort die Gerade $p_{\text{max}} = p_{\text{stat}}$ eingezeichnet. Weiß man z. B. wie groß p_{stat} höchstens sein kann (Tab. 4), so zeigt Abb. 6, daß p_{max} kleiner sein wird. Da im Falle eines Einzugsbereiches immer

$$p_i(\text{Abfall, stat}) < p_i(\text{Salz}),$$

wird

$$p_i(\text{Puls, max}) < p_i(\text{Abfall, stat}) < p_i(\text{Salz}) \tag{10}$$

sein.

Entsprechend wird

$$r_i(\text{Puls, max}) < r_i(\text{Salz, stat}). \tag{11}$$

Damit sind die Frachtanteile und Konzentrationsfaktoren von Schadstoffen, die aus dem Salzstock durch das Deckgebirge in den Vorfluter gelangen, beschränkt und zwar durch Größen, die weitgehend experimentell aus den Verteilungen und Strömungen des gelösten Salzes im Deckgebirge ermittelt worden sind.

8 Die Wirkung von Sorption und radioaktivem Zerfall

Im Deckgebirge werden die meisten eingebrachten Stoffe adsorbiert und stehen mit den in Lösung befindlichen Substanzen im Gleichgewicht, derart, daß der Verteilungskoeffizient

$$K_d = \frac{\text{(Konz. adsorbiert am Feststoff)}}{\text{(Konz. gelöst i. d. Flüssigkeit)}}$$

eine durch die Substanz, den Feststoff und die Flüssigkeit bestimmte Zahl ist. Aus dieser Größe wird der Verzögerungsfaktor oder Sorptionsfaktor bestimmt durch

$$R = 1 + K_d \rho (1 - \Phi) / \Phi,$$

wobei ρ die Dichte des Feststoffes im porösen Medium und Φ die Porosität ist.

Gelangt eine Substanz der Menge S in das poröse Medium, so befindet sich die Menge

$$\frac{S}{R} \text{ im Porenwasser in Lösung, und die Menge } S(R-1) / R \text{ adsorbiert auf dem Feststoff.}$$

In den Ergebnissen im folgenden Abschnitt werden die jeweiligen Mengen S/R als freie Mengen bezeichnet (fr Mge).

Da die Transportgeschwindigkeit einer sorbierten Substanz gegenüber der Geschwindigkeit der Flüssigkeit um den Faktor R verkleinert, die Transportzeit τ dagegen um denselben Faktor vergrößert wird, werden radioaktive Stoffe im Falle von Sorption während des Transports stärker zerfallen. So wird ein radioaktiver Stoff, charakterisiert durch die Halbwertzeit T_{Hw} und R , um den Faktor

$$F_{\text{rad}} = \exp[-\tau R \ln 2 / T_{Hw}]$$

verringert. Dieser Transportfaktor wurde bei der Vorgehensweise dieses Berichtes allerdings i. A. nur in Ausnahmefällen verwendet, vor allem deshalb, weil das hier benutzte, sehr einfache Modell unmittelbar keine Transportzeiten ergibt. Nur in einigen Fällen (Tab. 14 und 15) sind, um einen Eindruck davon zu vermitteln, wie stark die Konzentrationen und die davon abhängigen radioaktiven Belastungen überschätzt werden, diese Transportfaktoren berücksichtigt worden. Dabei wurde eine Transportzeit von 25 000 Jahren

angesetzt, die wahrscheinlich kleiner als die in Wirklichkeit vorkommenden Zeiten sein dürfte.

Die Faktoren R wurden jedoch in allen Fällen benutzt, um nur die freien, also in Lösung befindlichen Mengen bei der Berechnung der radioaktiven Belastungen zu berücksichtigen.

9 Anwendung auf ein radioaktives Endlager

Als Beispiel für die Anwendung der hier dargestellten Methode wurde ein Lagerkonzept aus dem Vorhaben „Systemanalyse Mischkonzept“ (SAM) verwendet. Es handelt sich dabei um ein Lager, in dem sowohl ganze Brennelemente direkt (d. h. ohne eine Wiederaufbereitung) als auch Fässer mit Abfällen aus der Wiederaufarbeitung in Kammern und Bohröchern einer Deponie im Salzstock Gorleben eingelagert werden. Von den möglichen Mischungen ist hier das Konzept SL3 ausgewählt worden, und zwar das, bei dem das Verhältnis von

Integrierter Entsorgung (I E) zu
Direkter Endlagerung (D E)
also (I E) : (D E) = 5:2 ist.

Die Einzelheiten sind dem GSF-Bericht 27/91 [5] entnommen. Insbesondere die Inventare, d. h. die Menge der eingelagerten Radionuklide, und die freigesetzten Anteile, die bei Flutung der Deponie zu erwarten sind, stammen aus diesem Bericht. Außerdem sind Daten zur Sorption und Angaben zur strahlenbiologischen Wirkung der eingelagerten Nuklide diesem GSF-Bericht entnommen.

Die Tabellen im Anhang des vorliegenden Berichtes enthalten nur Daten und Ergebnisse für Radionuklide mit Halbwertszeiten von mehr als 1000 Jahren, weil bei Transportzeiten größer als z. B. 10 000 a schneller zerfallende Nuklide keine Bedeutung haben. Die verbleibenden Nuklide sind eingeteilt in solche, die keine oder

praktisch unbedeutende radioaktive Folgeelemente haben (Einzel-elemente) und in solche, die in Ketten zusammengehören (Ketten-elemente). Tab. 6 nennt die Menge der eingelagerten Einzel-elemente in kg bzw. Bq, Tab. 7 die entsprechenden Werte für die Kettenelemente. Im letzten Falle sind die großen Mengen an Uran- bzw. Plutoniumisotopen auffällig, die natürlich aus den direkt eingelagerten Brennelementen stammen.

Die Tab. 8 und 9 geben u. a. Daten wieder, die mit der Sorption der Nuklide zusammenhängen, nämlich die in Abschnitt 8 eingeführten Verteilungskoeffizienten K_d und die ebenfalls dort erwähnten Fak-

Tabelle 8

Einzelnuclide, Daten. $F_{rad} = 0$, falls $F_{rad} < 10^{-20}$
Individual nuclides, data, $F_{rad} = 0$, if $F_{rad} < 10^{-20}$

RN	K_d $\frac{cm^3}{g}$	R	F_{rad}	$\frac{D_{sft}}{mrem}$ a Bq
C14	5	51	0	5.9
Ni 59	10	101	$1.96 \cdot 10^{-14}$	0.0054
Se 79	0.3	4.	0.215	0.061
Rb 87	1.	11.	1.	0.41
Zr 93	100	1001	$7.88 \cdot 10^{-8}$	0.024
Mo 93	1	11	0	0.038
Nb 94	100	1001	0	0.16
Tc 99	7	71	0.00024	0.063
Pd 107	10	101	0.678	0.0054
Sn 126	200	2001	0	0.46
I 129	0.5	6.	0.99	21.
CS 135	1	11	0.887	0.37
Sm 147	1000	10001	0.998	3.
Pa 231	1000	10001	0	200.
Np 237	30	301	0.0297	75.

Tabelle 9

Kettenuclide, Daten
Chain nuclides, data

RN	K_d $\frac{cm^3}{g}$	R	F_{rad}	$\frac{h_0}{1 mrem}$ a Bq
Th 230	300	$3 \cdot 10^3$	0	11
Th 232	300	$3 \cdot 10^3$	$9.96 \cdot 10^{-1}$	54
U 233	2	$2.1 \cdot 10^1$	$1.01 \cdot 10^{-1}$	4.7
U 234	2	$2.1 \cdot 10^1$	$2.26 \cdot 10^{-1}$	4.6
U 235	2	$2.1 \cdot 10^1$	$9.99 \cdot 10^{-1}$	4.5
U 236	2	$2.1 \cdot 10^1$	$9.85 \cdot 10^{-1}$	4.4
U 238	2	$2.1 \cdot 10^1$	1.	4.2
Pu 239	1000	$1 \cdot 10^4$	0	35
Pu 240	1000	$1 \cdot 10^4$	0	35
Pu 244	1000	$1 \cdot 10^4$	$1.23 \cdot 10^{-1}$	32
Am 243	1000	$1 \cdot 10^4$	0	34
Cm 245	1000	$1 \cdot 10^4$	0	35
Cm 246	1000	$1 \cdot 10^4$	0	32
CM 247	1000	$1 \cdot 10^4$	$1.51 \cdot 10^{-5}$	32

Tabelle 10

Einzelnuclide
Systemanalyse Mischkonzepte SAM Freisetzung a. d. Salzt. n. GSF
Individual nuclides, system analysis, mixed disposal system „SAM“, releases from the salt stock based on GSF data

RN	frgs Mge Bq	Konztr $\frac{Bq}{l}$	Dosis $\frac{mrem}{a}$
C 14	$8.75 \cdot 10^9$	0.0000687	0.000405
Ni 59	$1.32 \cdot 10^{10}$	0.000103	$5.58 \cdot 10^{-7}$
Se 79	$8.87 \cdot 10^{10}$	0.000696	0.0000425
Rb 87	205000.	$1.61 \cdot 10^{-9}$	$6.59 \cdot 10^{10}$
Zr 93	286000.	$2.24 \cdot 10^{-9}$	$5.38 \cdot 10^{11}$
Mo 93	$1.05 \cdot 10^{10}$	0.0000821	$3.12 \cdot 10^6$
Nb 94	$1.04 \cdot 10^{10}$	0.0000816	0.0000131
Tc 99	$6.17 \cdot 10^{10}$	0.000485	0.0000305
Pd 107	$3.36 \cdot 10^8$	$2.64 \cdot 10^6$	$1.43 \cdot 10^8$
Sn 126	$3.94 \cdot 10^8$	$3.09 \cdot 10^6$	$1.42 \cdot 10^8$
I 129	$4.36 \cdot 10^8$	$3.42 \cdot 10^6$	0.0000719
CS 135	$2.99 \cdot 10^9$	0.0000235	$8.69 \cdot 10^6$
Sm 147	42.7	$3.35 \cdot 10^{13}$	$1 \cdot 10^{-12}$
Pa 231	211.	$1.65 \cdot 10^{12}$	$3.31 \cdot 10^{10}$
Np 237	654000.	$5.14 \cdot 10^9$	$3.85 \cdot 10^{-7}$

Tabelle 6

Einzelnuclide, Inventare, Halbwertszeiten
Individual nuclides, inventories, half-life values

RN	Inv kg	Inv Bq	Hwz a
C 14	9.39	$1.54 \cdot 10^{15}$	$5.37 \cdot 10^3$
Ni 59	5870	$1.64 \cdot 10^{16}$	$8 \cdot 10^4$
Se 79	252	$6.49 \cdot 10^{14}$	$6.5 \cdot 10^4$
Rb 87	10500	$3.39 \cdot 10^{10}$	$4.7 \cdot 10^{10}$
Zr 93	36900	$3.43 \cdot 10^{15}$	$1.53 \cdot 10^6$
Mo 93	3.42	$1.39 \cdot 10^{14}$	$3.5 \cdot 10^3$
Nb 94	399	$2.76 \cdot 10^{15}$	$2.03 \cdot 10^4$
Tc 99	34400	$2.15 \cdot 10^{16}$	$2.13 \cdot 10^5$
Pd 107	9110	$1.73 \cdot 10^{14}$	$6.5 \cdot 10^6$
Sn 126	910	$9.55 \cdot 10^{14}$	100000
I 129	2820	$1.84 \cdot 10^{13}$	$1.57 \cdot 10^7$
Cs 135	13000	$5.54 \cdot 10^{14}$	$2.3 \cdot 10^6$
Sm 147	8520	$7.17 \cdot 10^9$	$1.07 \cdot 10^{11}$
Pa 231	3.97	$6.93 \cdot 10^{12}$	$3.28 \cdot 10^4$
Np 237	21200	$5.53 \cdot 10^{14}$	$2.14 \cdot 10^6$

Tabelle 7

Kettenuclide, Inventare, Halbwertszeiten
Chain nuclides, inventories, half-life values

RN	Inv kg	Inv Bq	Hwz a
Th 230	1.75	$1.31 \cdot 10^{12}$	$7.7 \cdot 10^4$
Th 232	$4.73 \cdot 10^5$	$1.92 \cdot 10^{12}$	$1.41 \cdot 10^{10}$
U 233	$1.21 \cdot 10^4$	$4.33 \cdot 10^{15}$	$1.59 \cdot 10^5$
U 234	$4.6 \cdot 10^3$	$1.06 \cdot 10^{15}$	$2.45 \cdot 10^5$
U 235	$6.53 \cdot 10^4$	$5.22 \cdot 10^{12}$	$7.04 \cdot 10^8$
U 236	$5.77 \cdot 10^4$	$1.38 \cdot 10^{14}$	$2.34 \cdot 10^7$
U 238	$9.58 \cdot 10^6$	$1.19 \cdot 10^{14}$	$4.47 \cdot 10^9$
Pu 239	$5.95 \cdot 10^4$	$1.37 \cdot 10^{17}$	$2.41 \cdot 10^4$
Pu 240	$2.95 \cdot 10^4$	$2.49 \cdot 10^{17}$	$6.54 \cdot 10^3$
Pu 244	$6.75 \cdot 10^{-1}$	$4.43 \cdot 10^8$	$8.27 \cdot 10^7$
Am 243	$4.97 \cdot 10^3$	$3.67 \cdot 10^{16}$	$7.38 \cdot 10^3$
Cm 245	$6.55 \cdot 10^1$	$4.16 \cdot 10^{14}$	$8.51 \cdot 10^3$
Cm 246	$8.18 \cdot 10^1$	$9.3 \cdot 10^{14}$	$4.73 \cdot 10^3$
Cm 247	$5.44 \cdot 10^{-1}$	$1.87 \cdot 10^9$	$1.56 \cdot 10^7$

Tabelle 11
Kettenuklide
Systemanalyse Mischkonzepte SAM Freisetzung nach GSF, Konzept SL3

Chain nuclides, system analysis, mixed disposal concept „SAM“, releases based on GSF data, concept SL3

RN	fr Mge Bq	Konztr Bq l	Dosis mrem a
Th 230	32100.	32100.	2.78 10 ⁻⁹
Th 232	0.127	0.127	5.4 10 ⁻¹⁴
U 233	2.56 10 ⁶	2.56 10 ⁶	9.44 10 ⁻⁸
U 234	1.4 10 ⁷	1.4 10 ⁷	5.04 10 ⁻⁷
U 235	137000.	137000.	4.84 10 ⁻⁹
U 236	2.74 10 ⁶	2.74 10 ⁶	9.47 10 ⁻⁸
U 238	2.05 10 ⁶	2.05 10 ⁶	6.75 10 ⁻⁸
Pu 239	205000.	205000.	5.64 10 ⁻⁸
Pu 240	110000.	110000.	3.03 10 ⁻⁸
Pu 244	0.00256	0.00256	6.43 10 ⁻¹⁶
Am 243	71100.	71100.	1.9 10 ⁻⁸
Cm 245	1310.	1310.	3.61 10 ⁻¹⁰
Cm 246	1360.	1360.	3.43 10 ⁻¹⁰
Cm 247	0.0426	0.0426	1.07 10 ⁻¹⁴

Tabelle 12
Einzelnuklide
Systemanalyse Mischkonzepte SAM Freisetzung total, Konzept SL3

Individual nuclides, system analysis, mixed disposal concept „SAM“, total releases, concept SL3

RN	fr Mge Bq	Konztr Bq l	Dosis mrem a
C 14	3.04 10 ¹³	0.238	1.41
Ni 59	1.63 10 ¹⁴	1.28	0.00691
Se 79	1.62 10 ¹⁴	1.27	0.0778
Rb 87	3.09 10 ⁹	0.0000243	9.95 10 ⁻⁶
Zr 93	3.43 10 ¹²	0.0269	0.000646
Mo 93	1.26 10 ¹³	0.0993	0.00377
Nb 94	2.77 10 ¹²	0.0217	0.00347
Tc 99	3.04 10 ¹⁴	2.39	0.15
Pd 107	1.72 10 ¹²	0.0135	0.0000728
Sn 126	4.78 10 ¹¹	0.00375	0.00173
I 129	3.07 10 ¹²	0.0241	0.506
Cs 135	5.04 10 ¹³	0.395	0.146
Sm 147	717000.	5.63 10 ⁻⁹	1.69 10 ⁻⁸
Pa 231	6.93 10 ⁸	5.44 10 ⁻⁶	0.00109
Np 237	1.84 10 ¹²	0.0144	1.08

Tabelle 13
Kettenuklide
Systemanalyse Mischkonzepte SAM Freisetzung total, Konzept SL3

Chain nuclides, system analysis, mixed disposal concept „SAM“, total releases, concept SL3

RN	fr Mge Bq	Konztr Bq l	Dosis mrem a
Th 230	4.37 10 ⁸	3.43 10 ⁻⁶	0.0000377
Th 232	6.4 10 ⁸	5.02 10 ⁻⁶	0.000271
U 233	2.06 10 ¹⁴	1.62	7.61
U 234	5.05 10 ¹³	0.396	1.82
U 235	2.49 10 ¹¹	0.00195	0.00878
U 236	6.57 10 ¹²	0.0516	0.227
U 238	5.67 10 ¹²	0.0445	0.187
Pu 239	1.37 10 ¹³	0.108	3.76
Pu 240	2.49 10 ¹³	0.195	6.84
Pu 244	44300.	3.48 10 ⁻¹⁰	1.11 10 ⁻⁸
Am 243	3.67 10 ¹²	0.0288	0.979
Cm 245	4.16 10 ¹⁰	0.000327	0.0114
Cm 246	9.29 10 ¹⁰	0.000729	0.0233
Cm 247	187000.	1.47 10 ⁻⁹	4.7 10 ⁻⁸

toren R. Nur die letzteren Faktoren sind in den Tabellen 10 bis 13 berücksichtigt worden. Die Reduktion der Konzentrationen, wie sie durch Zerfall der Nuklide während der Transportzeit vorkommt, wurde – wie bereits erwähnt – bei der Ermittlung der Konzentrationen im Vorfluter nicht berücksichtigt. Um jedoch einen Eindruck von der Größenordnung einer solchen Reduktion zu geben, sind jeweils in der 4. Spalte der Tabellen 8 und 9 die Transportfaktoren

(F_{rad}) angeführt, und zwar bei einer mittleren Transportzeit von $\tau = 25\ 000$ a. Die letzten Spalten dieser Tabellen enthalten die Umrechnungsfaktoren h_0 , die angeben, wie groß die Strahlenbelastung in mrem/a (10^{-5} Sv/a) sind, wenn im Vorfluter eine Radionuklidkonzentration von 1 Bq/l vorliegt.

Für die aus der Deponie (Salzstock) austretenden Nuklidmengen S wurden die Ergebnisse des erwähnten GSF-Berichts [5] genutzt. Diese sind auf Grund ausführlicher Untersuchungen einer Vielzahl sehr verschiedener Effekte (Korrosion der Behälter, Löslichkeit und Adsorption der Nuklide, Konvergenz des Salzstocks, Strömung in der Deponie, Temperatureinflüsse, um nur einige zu nennen) errechnet worden. Dabei ergab sich eine sehr starke Rückhaltung durch die Deponie, so daß meist weniger als 10^{-4} der jeweiligen Inventare freigesetzt werden können. Nach Reduktion dieser Mengen mit dem Sorptionsfaktor ($1/R$) entstehen die in Tab. 6 und 7 in der ersten Spalte angeführten frei gelösten Mengen (fr Mge). Die Multiplikation gem. Gl. (3a) bzw. Gl. (6a) ergibt die in den 3. Spalten genannten Konzentrationen (Bq/l). Es wurde $\alpha = 1$ gewählt und $r = 7.85 \cdot 10^{-15}$, also

$$C_S \leq 7.85 \cdot 10^{-15} S \text{ [g, Bq ... /l]} \quad (12)$$

Der hier verwendete Wert des Koeffizienten r entspricht den Angaben in Tab. 4 und 5. Die weitere Multiplikation mit dem Dosisfaktor h_0 ergibt die Dosis in mrem/a (10^{-5} Sv/a). Man erkennt, daß die Strahlenbelastungen äußerst klein gegenüber der natürlichen Strahlenbelastung von 100–200 mrem/a. Zu bemerken ist, daß dabei die Verringerung der Dosis durch Zerfall während des Transports (F_{rad}) nicht berücksichtigt wurde.

Diese Ergebnisse machen deutlich, wie stark die zu erwartenden Strahlenbelastungen von jeder Gefährdung entfernt sind, selbst wenn ein kaum zu erwartender Störfall wie eine Flutung des ganzen Endlagers angenommen wird. Es liegt daher die Frage nahe, wie groß die Belastungen wären, wenn man extrem konservativ annimmt, daß die Rückhaltung durch den Salzstock, so wie dies im GSF-Bericht berechnet wurde, nicht berücksichtigt wurde. Damit wird also gefragt, wie groß die Belastungen an der Erdoberfläche wären, wenn das ganze Inventar, z. B. an der Außenfläche des Salzstocks in das Deckgebirge freigesetzt wird. Die Tabellen 12 und 13 geben in den 2. Spalten die freien Mengen (fr Mge), d. h. die

Tabelle 14
Nuklide mit Strahlenbelastungen > -1 mrem / a bei totaler Freisetzung aus dem Salzstock. Transportzeit $\sim 25\ 000$ a.

Nuclides with radiation exposures > -1 mrem/a in case of total release from the salt stock. Migration time $\sim 25\ 000$ a

RN	Dos. Leist. ohne Trp. Kor. mrem/a	F_{rad}	Dos. Leist. mit Trp. Kor. mrem/a
Se 79	.078	.215	1.67 10 ⁻²
Tc 99	.15	.00024	3.60 10 ⁻⁵
J 129	.51	.99	.50
Cs 135	.15	.89	.130
Np 237	1.08	.030	.032
U 233	7.61	.1	.76
U 234	1.83	.23	.42

Tabelle 15
Vergleich der Strahlenbelastung wichtiger Nuklide nach GSF und nach diesem Bericht. Freisetzung in beiden Fällen nach GSF

Comparison of the radiation exposure of major nuclides according to GSF data and the present paper. In both cases releases according to GSF data.

RN	Dos. GSF mrem/a	Dos. ds. Ber. ohne Transp. Kor. mrem/a	Dos. ds. Ber. mit Transp. Kor. mrem/a
Tc 99	7.47 10 ⁻²	3.05 10 ⁻⁵	7.32 10 ⁻⁹
J 129	3.75 10 ⁻²	7.19 10 ⁻⁵	7.12 10 ⁻⁵
Cs 135	8.05 10 ⁻³	8.69 10 ⁻⁶	7.70 10 ⁻⁶
Np 237	1.48 10 ⁻²	3.85 10 ⁻⁷	1.14 10 ⁻⁸
U 234	8.45 10 ⁻⁴	5.04 10 ⁻⁷	1.14 10 ⁻⁷
U 238	1.02 10 ⁻⁴	6.75 10 ⁻⁸	6.75 10 ⁻⁸

bei Verwendung des Faktors (1/R) im tiefen Grundwasser in Lösung befindlichen Nuklidmengen in Bq an. Die Anwendung von Gl. (6) führt zu den Konzentrationen im Vorfluter in Bq/l (Spalte 3), die weitere Multiplikation mit dem Dosisfaktor h_0 zu den Dosisleistungen (Spalte 4).

Auch diese Werte, die also bei totaler Freisetzung gelten würden, sind überraschend klein. Selbst diejenigen Ergebnisse, die eine Belastung von mehr als 1 mrem/a anzeigen, liegen immer noch unter der gesetzten Norm von 30 mrem/a. Die Nuklide mit den größten Belastungen sind in der Tabelle 14 zusammengestellt. Hier sind zusätzlich die Transportfaktoren F_{rad} verwendet worden, um zu zeigen, wie stark sich bei deren Berücksichtigung die radioaktiven Belastungen reduzieren würden. Der größte dann ermittelte Wert ist der des Isotops U 233 mit einer Dosisleistung von $D = 0.76$ mrem/a.

Tab. 15 zeigt einen Vergleich der Ergebnisse dieses Berichts mit solchen, die in üblicher Weise aus detaillierten Rechnungen ermittelt worden sind, wie z. B. die im genannten GSF-Bericht (siehe auch [6], [7], [8]). Dabei wurden – bei Berücksichtigung der starken Rückhaltung durch die Deponie – in beiden Fällen die gleichen Freisetzungsmengen angesetzt. Wie man sieht, sind die Strahlenbelastungen aus dem vorliegenden Bericht, auch wenn sie erkennbar konservativ sind, selbst dann niedriger, und zwar um mehrere Zehnerpotenzen, wenn keine Transportkorrekturen benutzt wurden.

Zusammenfassung

Das Deckgebirge über einem Salzstock ist bei einer Dicke von etwa 250 m bis 300 m eine sehr effektive Barriere für Schadstoffe, die möglicherweise aus einer Deponie im Salzstock austreten können. Die Wirksamkeit dieser Barriere läßt sich ohne aufwendige und detaillierte Rechnungen ermitteln. Benötigt werden dazu lediglich Daten, welche die Verteilung der im Deckgebirge gelösten Mineral-salze beschreiben, sowie die Grundwassermengen und Salzfrachten, die aus dem Deckgebirge in die Vorfluter austreten. Alle diese Daten sind im Beispiel des Salzstockes Gorleben bekannt. Die Modellvorstellungen, aus denen Schadstoffkonzentrationen und radiologische Belastungen in der Biosphäre abgeleitet werden können, bestehen im wesentlichen aus dem Vergleich von maximalen Konzentrationen im Falle pulsartiger Freisetzungen mit solchen bei stationären Vorgängen. Nach diesen Vorstellungen wird die maximale Konzentration $C_{max}(S)$ in einem Vorfluter bestimmt durch

$$C_{max}(S) \leq r S,$$

wobei S die kurzfristig in das Deckgebirge freigesetzte Schadstoffmenge ist, und r ein Konzentrationsfaktor, der in einfacher Weise aus den experimentell ermittelten Daten zum Mineralsalztransport und zur Mineralsalzverteilung bestimmt werden kann. Im Falle des Salzstockes Gorleben wird

$$C_{max}(S) \leq 7.85 \cdot 10^{-15} S \quad (S: \text{z. B. in Bq, } C_{max}(S) \text{ in Bq/l)}$$

Die hieraus berechneten Konzentrationen sind trotz konservativer Ansätze sehr klein. Die radioaktiven Belastungen sind niedriger als 10^{-8} Sv/a (.001 mrem/a), wenn man den Rechnungen die Freisetzungsanteile der eingelagerten Nuklidinventare zugrunde legt, die im Bericht GSF 27/91 (SAM) [5] aufgeführt werden. Sie liegen nach dem vorliegenden Bericht für die wichtigsten, d. h. am stärksten belasteten Nuklide um einige Größenordnungen unter denen, die nach den bisherigen, detaillierten Methoden mit großen Aufwand berechnet worden sind.

Selbst wenn man – extrem konservativ – die Rückhaltung durch den Salzstock nicht in Betracht zieht, also eine totale Freisetzung des gesamten Inventars an der Oberfläche des Salzstocks annimmt, würden die maximalen Belastungen unter 10^{-5} Sv/a (1 mrem/a) liegen. Aus allem wird deutlich, wie außerordentlich groß das Sicherheitspotential des Endlagers allein durch die Struktur des Deckgebirges einzuschätzen ist.

Summary

The overlying layers of many salt domes in the northern German plain are composed of tertiary/quaternary loose sediment rocks. If such a salt dome is used for nuclear waste disposal, these layers are a very safe barrier for contaminants that may enter the groundwater. In contrast to the common approach of using highly complicated models and computer codes to determine the effectivity of these barriers, a simple and transparent procedure is presented in this report.

Above all, this new approach uses on-site measured data to describe the behaviour of the mineral salts. Mineral salts are dissolved stationarily in the groundwater and are transported into the receiving channels or the drainage system respectively at the surface. The basic idea is now to apply the mineral salt measurements to the emission of the contaminants, assuming a similar behaviour for both. In the following an instationary method is elaborated, relating a limited short-term emission of pollutants to the resulting maximum concentration in the receiving channels at the surface.

Surprisingly, the radiation exposures determined by this method are 1,000 times lower than those resulting from the detailed, complex calculations. These new results surely remain conservative. An emission of a contaminant quantity S [Bq] (waste) causes a maximum concentration in the receiving channels of the Gorleben area of

$$C_{max}(S) \leq 7.85 \cdot 10^{-15} \cdot S \text{ [Bq/l]}.$$

The coefficient can be calculated quite easily from the data measured with the dissolved mineral salt.

Danksagung

Der Verfasser möchte seinem Kollegen Herrn Prof. Dr. Hanskarl Brühl für viele anregende Diskussionen und wertvolle Ratschläge herzlich danken!

Anschrift des Verfassers
Prof. Dr. G. Memmert, Institut für Energietechnik
an der Techn. Universität Berlin,
Marchstr. 18, 10587 Berlin

Literaturverzeichnis

- [1] Bundesamt für Strahlenschutz: Bericht ET-2/90, Braunschweig 1990
- [2] Klinge, H.: Archiv-Nr. 111 699 der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover 1994
- [3] Bundesanstalt für Gewässerkunde: Wasserhaushaltsbericht Gorleben Süd 1983–1991, BfG-0735, Koblenz 1993
- [4] Brühl, H., und P. Faber: Beobachtungen zur Versalzung oberflächennahen Grundwassers im Naturschutzgebiet Lucie (Kreis Lüchow Dannenberg). Z. dt. geol. Ges. 134 (1983)
- [5] Buhmann, D., A. Nies und R. Stock: Analyse der Langzeitsicherheit von Endlagerkonzepten für wärmeerzeugende radioaktive Abfälle. GSF-Bericht 27/91, Braunschweig 1991
- [6] SWIFT, The Intera simulator for waste injection, flow and transport, 634 D-01H-02, Houston 1984
- [7] SUTRA, Saturated-Unsaturated transport, US-GS Water Resources Investigation Report 84-4369, Denver 1984
- [8] Holzbecher, E.: FAST-B, Fast algorithm zur Simulation von Sorption, Transport, Zerfall und Abbau, Berlin 1993