

2

CH25 B0417

EIR-Bericht Nr. 503

Eidg. Institut für Reaktorforschung Würenlingen
Schweiz

Biosphärentransport von Radionukliden
Untersuchungen anhand eines
ausgewählten Beispiels

A. Bundi



Würenlingen, Oktober 1983

**BIOSPHAERENTRANSPORT VON RADIONUKLIDEN -
Untersuchungen anhand eines ausgewählten Beispiels**

A. Bundi

Oktober 1983

Vorwort

Im Rahmen des Projektes Entsorgung werden im EIR Arbeiten zur Analyse der Ausbreitung radioaktiver Isotope aus einem Endlager durchgefuehrt. Ein Teilbereich wird in Zusammenarbeit und mit finanzieller Unterstuetzung der NAGRA untersucht. Dies trifft insbesondere auch auf die Arbeiten ueber Biosphaerentransport zu. Der vorliegende Bericht gibt ein Beispiel einer vollstaendigen Biosphaerentransportrechnung, wie sie im Zusammenhang mit Sicherheitsanalysen gebraucht wird. Die dabei verwendeten Daten sind allerdings nicht als repraesentativ fuer eine Sicherheitsanalyse anzusehen. Diese Arbeit erscheint gleichzeitig als EIR-Bericht und NAGRA-Technischer-Bericht.

<u>Inhaltsverzeichnis</u>	<u>Seite</u>
Zusammenfassung / Abstract	5/6
1. Einleitung	7
2. Rechenmodell	8
3. Beschreibung des Gebietes	10
4. Biosphaerentransport	11
5. Kompartimentendarstellung der Biosphaere	14
5.1 Region Baden	15
5.2 Region Klingnau	15
6. Berechnung der Transferkoeffizienten	16
7. Parameter zur Transportrechnung	20
7.1 Volumen und Dichte der Kompartimente	20
7.2 Wasserfluesse und Quellen	22
7.3 Wasserfluesse zwischen den Kompartimenten	22
7.4 Zerfallskette und Quelltern	23
7.5 Verteilungskoeffizienten und Aktivitaets- verhaeltnisse	24
7.6 Transferkoeffizienten	24
8. Resultate und Diskussion zur Transport- rechnung	25
9. Belastungswege und Nahrungsketten	26
9.1 Belastungswege	26

	<u>Seite</u>
9.2 Beschreibung der Nahrungsketten	27
9.2.1 Trinkwasser (Mensch)	27
9.2.2 Milch	28
9.2.3 Fleisch	28
9.2.4 Blattgemuese	28
9.2.5 Getreide	29
9.2.6 Wurzelgemuese	29
9.2.7 Eier	29
9.2.8 Fisch	30
10. Parameter zur Dosisbelastung und Resultate	30
11. Schlussbemerkungen	33
Verdankungen	36
Literatur	37
Anhang A	39
Anhang B	43
Tabellen	46
Figuren	57

Zusammenfassung

Mit Hilfe eines Kompartimentenmodells wird die Ausbreitung von Radionukliden in der Biosphaere und deren Aufnahme durch den Menschen ueber verschiedene Nahrungsketten untersucht. Als Beispiel dient das Gebiet des unteren Limmat- und Aaretals. Es werden allgemeine Betrachtungen zur Kompartimentendarstellung der Biosphaere gemacht. Eingehend wird das Problem der Darstellung von Boeden und Oberflaechengewassern im Rahmen des Computer-Programms BIOPATH behandelt.

Diese Arbeit ist als Beispiel einer moeglichen Modellierung der Biosphaere anzusehen. Damit wird einerseits gezeigt, dass Biosphaerentransportrechnungen in einem sinnvollen Rahmen durchfuehrbar sind und andererseits liefert sie gewisse Anhaltspunkte ueber die relative Bedeutung der verschiedenen Kompartimente, Belastungswege und Radionuklide. Auf keinen Fall duerfen aber die dabei berechneten Dosisbelastungen als Bezugswerte fuer eine Sicherheitsanalyse angesehen werden.

Abstract

The dispersion of radionuclides in the biosphere and their uptake by man via various nutritional pathways is studied using a compartment model. The sample environment is the area of the lower Limmat and Aare valleys. General considerations of the compartmental description of the biosphere are made. The problem of the description of surface features, in particular soil, sediment and water, is studied in detail using the code BIOPATH.

This study is intended to be an example of how a model of the biosphere could be constructed. It is shown that this is a reasonable model to calculate the spreading of radionuclides in the biosphere and that it indicates the relative significance of individual compartments, pathways and radionuclides. Calculated values of dose commitment, however, should not be used as reference data for safety analyses.

1. Einleitung

Der wahrscheinlichste Ausbreitungspfad fuer Radionuklide aus einem Endlager in der Schweiz ist der Transport mit dem tiefen Grundwasser. Vom Verschluss des Endlagers bis zum Erscheinen der Radionuklide an der Erdoberflaeche wird mit Zeitraeumen von einigen zehntausend bis hunderttausend Jahren gerechnet. Die anschliessende Ausbreitung der Radionuklide in der Biosphaere erfolgt hauptsaechlich ueber das Wasser (Bodenwasser, Fluesse, Grundwasser, Seen, Bewaesserung usw.). Auf diese Weise gelangen die Radionuklide in die Nahrungskette des Menschen. Zusammen mit einer moeglichen, externen Bestrahlung von Radionukliden im Boden und Wasser fuehrt dies schliesslich zu einer Dosisbelastung des Menschen. Die Groesse dieser zu erwartenden Dosisbelastung ist ein entscheidendes Mass zur Beurteilung der Sicherheit des Endlagers.

Im Gegensatz zu den tiefen Gesteinsschichten, welche ueber die betrachteten Zeitraeume mit einiger Wahrscheinlichkeit keine wesentlichen Veraenderungen erfahren, wird die Erdoberflaeche durch natuerliche Vorgaenge und durch den Eingriff des Menschen unter Umstaenden drastisch beeinflusst werden. Bei der Abschaetzung der zu erwartenden Dosisbelastung kann man sich damit nicht auf ein bestimmtes Szenarium abstuetzen. Man wird also bei den Biosphaeren-transportrechnungen die verschiedensten Oekosysteme beruecksichtigen muessen. Wenn man davon ausgeht, dass die Radionuklide ueber eine e'nzige Quelle in die Biosphaere

gelangen, ergibt die Annahme, dass ausschliesslich diese, und nur diese Quelle zur Trinkwasserversorgung der Bevoelkerung verwendet wird, wahrscheinlich eine obere Schranke fuer die zu erwartende Dosisbelastung.

Radionuklide, welche durch das Grundwasser, mit der Bewaesserung von Kulturland usw. in die Biosphaere gelangen, werden auf den verschiedenen Transportwegen innerhalb der Biosphaere im allgemeinen in ihrer Konzentration verduennt, wobei allerdings Mechanismen, welche zu einer lokalen Konzentrierung der Radionuklide fuehren, nicht ausgeschlossen werden koennen.

Im vorliegenden Bericht wird die Ausbreitung der Radionuklide in der Biosphaere und deren Aufnahme durch den Menschen ueber verschiedene Nahrungsketten anhand eines ausgewaehlten Beispiels besprochen.

2. Rechenmodell

Die mathematische Beschreibung des Transportes der Radionuklide durch die Biosphaere erfolgt mit Hilfe eines sogenannten Kompartimentenmodells. Man denkt sich die Biosphaere in geeigneter Weise in einzelne Kompartimente aufgeteilt. Diese Kompartimente werden nun, entsprechend der realen Situation, durch Radionuklidfluesse miteinander verbunden. Mindestens ein Kompartiment wird durch eine Radionuklidquelle gespeisen.

Die Annahmen, die gemacht werden um eine relativ einfache mathematische Beschreibung des Modells zu ermöglichen, sind die folgenden:

- a) Radionuklide, welche in ein Kompartiment fließen, werden augenblicklich ueber das ganze Kompartiment verteilt.
- b) Der Fluss der Radionuklidart i aus dem Kompartiment n haengt nur von der Anzahl ${}^i N_n$ der Radionuklide i im Kompartiment n ab, und zwar derart, dass der Fluss zu jedem Zeitpunkt proportional zu ${}^i N_n$ ist.
- c) Innerhalb einer Radionuklidart soll jedes Radionuklid die gleiche Wahrscheinlichkeit haben, das Kompartiment zu verlassen.

Im folgenden wird nicht mit der Anzahl Teilchen ${}^i N_n$, sondern mit der Aktivitaet ${}^i y_n$ der Radionuklidart i im Kompartiment n gerechnet. Da ${}^i y_n$ proportional zu ${}^i N_n$ ist, ergibt sich daraus kein Widerspruch zur Annahme b).

$$1) \quad {}^i y_n = {}^i \lambda {}^i N_n$$

${}^i \lambda$ ist die Zerfallskonstante der Radionuklidart i .

Die Beziehung zwischen den Aktivitaeten in den verschiedenen Kompartimenten laesst sich durch folgendes lineares

Differentialgleichungssystem ausdruecken:

$$2) \quad \frac{d \ y_n^i(t)}{dt} = - \left(\sum_{m \neq n} \ K_{n,m}^i + \lambda \right) y_n^i(t) + \sum_{m \neq n} \ K_{m,n}^i \cdot y_m^i(t) + \lambda^{i-1} y_n^i(t) + Q_n^i(t)$$

Dabei bedeuten:

$K_{n,m}^i$: Transferkoeffizient fuer die Radionuklidart i
vom Kompartiment n ins Kompartiment m

$Q_n^i(t)$: Quellfluss fuer die Aktivitaet der Radionuklid-
art i ins Kompartiment n.

$y_n^{i-1}(t)$: Aktivitaet des Mutternuklides der Radionuklid-
art i im Kompartiment n

Die numerische Loesung von 2) erfolgt mit Hilfe des
Computerprogramms ACTIVI, einem Teilprogramm von BIOPATH.

3. Beschreibung des Gebietes

Als typisches Beispiel fuer ein Gebiet, welches durch ein
Kompartimentenmodell darzustellen ist, wurde das Gebiet der
unteren Limmat und Aare gewaehlt. Dieses Gebiet laesst sich
auf natuerliche Weise in zwei unabhaengige Regionen
unterteilen. Die Region Baden umfasst das Limmattal von
Baden bis zum Einfluss der Limmat in die Aare. Die Region
Klingnau besteht aus dem unteren Aaretal zwischen Brugg und
dem Ausfluss der Aare aus dem Stausee Klingnau (siehe Fig.
1). Da nur die Ausbreitung der Radionuklide durch das
Wasser betrachtet wird, kommen als Transportwege des

Grundwassers, Fluesse, Seen, Bodenwasser und kuenstliche Wasserleitungen (Trinkwasser, Bewaesserung) in Frage. Die seitliche Abgrenzung der Regionen erfolgt entlang der Grenze des Grundwasserstromes, die Abgrenzung von grundwasserfuehrenden Seitentaelern entlang einer geeigneten Isohypse des Grundwasserspiegels /1/, /2/. Das auf diese Weise definierte Gebiet hat die Eigenschaft, dass Radionuklide, welche sich im Gebiet befinden, dieses nur durch den Ausfluss des Stausees Klingnau verlassen koennen. Die Ausbreitung der Radionuklide innerhalb des Gebietes wird durch die Radionuklidquellen und die verschiedenen Wasserstroeme bestimmt. Der Grundwasserstrom fliesst generell in Talrichtung. Die Fluesse Limmat und Aare wirken beide gleichzeitig als Vorfluter und Infiltrant fuer das Grundwasser. Es besteht also ein Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser. Der Querschnitt A-B in Fig. 1 zeigt ein typisches, geologisches Querprofil durch das betrachtete Gebiet /3/. Anhand von hydrogeologischen Karten /1/,/2/ und geologischen Querprofilen /3/ koennen Abschaetzungen gemacht werden ueber Stroemungsverhaeltnisse und Dimensionen der interessierenden Groessen /5/.

4. Biosphaerentransport

Fuer die folgende Biosphaerentransportrechnung wird angenommen, dass die Kontamination des Gebietes der unteren Limmat und Aare ueber die Badener Mineralquellen erfolgt und

die Radionuklide lediglich durch das Wasser in der Biosphäre transportiert werden.

Die Aufgabe besteht nun darin, das oben beschriebene Gebiet unter Berücksichtigung der entsprechenden Wasserströme derart in Kompartimente aufzuteilen, dass sich bei möglichst kleiner Anzahl von Kompartimenten eine vernünftige Darstellung der tatsächlichen Situation ergibt.

Das Gebiet wird primär in drei Zonen zerlegt: Oberste Bodenschicht, Oberflächengewässer und grundwasserführende Schottererschicht. Als Wasserströme, welche diese drei Zonen miteinander verbinden, werden die Wasserflüsse von Limmat und Aare, Grundwasserströme und der Bodenwasserfluss von der Oberfläche ins Grundwasser in Betracht gezogen.

Auf der obersten Bodenschicht wachsen Nutzpflanzen und Weidegras. Diese Pflanzen können über ihre Wurzeln Radionuklide aus dem Bodenwasser aufnehmen und damit zu einer Dosisbelastung des Menschen führen. Da im betrachteten Gebiet immer ein Nettowasserfluss vom Bodenwasser zum Grundwasser vorliegt, wird das Bodenwasser ausschliesslich aus natürlichen Niederschlägen und künstlicher Bewässerung gespeist. Daraus ergibt sich die Annahme, dass Radionuklide nur durch kontaminierte Bewässerung in den Boden gelangen können (Auswaschung und Deposition aus der Atmosphäre, kontaminierte Düngung usw. werden nicht berücksichtigt).

Aus der Affinität der Radionuklide zur Erde folgt eine nuklidspezifische Verteilung zwischen an die Erde gebundene und im Bodenwasser gelöste Radionuklide. Die Radionuklide werden, wie verschiedene Untersuchungen gezeigt haben, im wesentlichen in den obersten 25 cm des Bodens konzentriert. Um die nicht zu vernachlässigende Verteilung der Radionuklide zwischen Bodenwasser und Erde berücksichtigen zu können, muss die Bodenzone durch zwei Kompartimente dargestellt werden, ein Bodenwasserkompartiment mit dem Volumen des Bodenwassers und ein Bodenkompartment, dessen Volumen jenem der trockenen Erde der 25 cm dicken obersten Bodenschicht entspricht.

Durch die geeignete Wahl von Transferkoeffizienten lässt sich die Verteilung der Radionuklide zwischen Erde und Bodenwasser im Rahmen des Kompartimentenmodells darstellen (siehe Anhang).

Die Oberflächengewässer (Flüsse, Seen) zeichnen sich durch ihre grossen Wasserflüsse aus. Besonders die Flüsse bewirken mit den hohen Flussgeschwindigkeiten eine starke Verdünnung und rasche Ausbreitung der Radionuklide. Ein Teil der Radionuklide wird aber als Folge ihrer Affinität zum Fluss- und Seesediment auf dem Fluss- und Seegrund zurückgehalten. Ein Oberflächengewässer wird demnach analog zur Bodenzone durch zwei Kompartimente dargestellt. Ein Wasserkompartiment mit dem Volumen entsprechend dem Wasservolumen des Gewässers und ein Sedimentkompartiment mit dem Volumen der Sedimentschicht.

Da die Radionuklide deutlich weniger Affinitaet zum Schotter aufweisen als zur Erde, wird diese in den vorliegenden Betrachtungen vernachlaessigt. Die grundwasserfuehrende Schotterschicht kann deshalb auf einfache Weise durch ein einziges Kompartiment dargestellt werden. Das Volumen dieses Grundwasserkompartiments entspricht dem Grundwasservolumen der betrachteten Zone.

5. Kompartimentendarstellung der Biosphaere

Die Einteilung des gesamten Gebiets in die Regionen Baden und Klingnau ergibt zusammen mit der in Kap. 4 besprochenen Zonenaufteilung die in Fig. 2 gezeigte Kompartimentendarstellung. Die bezueglich der Dosisbelastung konservative Annahme, dass die gesamte Trinkwasserversorgung der Region Baden aus den kontaminierten Mineralquellen von Baden erfolgt, fuehrt zum Kompartiment (1). Das Kompartiment (14) (Senke) nimmt schliesslich alle Radionuklide auf, welche das betrachtete Gebiet verlassen. Die durchgezogenen Pfeile, welche die Kompartimente miteinander verbinden, stellen Wasserfluesse dar. Mit diesen Wasserfluessen werden die Radionuklide passiv (in geloester Form) transportiert. Die unterbrochenen Pfeile bedeuten reine Radionuklidfluesse und stellen den Austausch von Radionukliden zwischen fester und fluessiger Phase dar.

5.1 Region Baden:

Die kontaminierte Quelle f_1 fließt ins Trinkwasserkompartiment (1). Der Ueberschuss wird zur Bewässerung von Wiesen und Aecker der Region Baden (Bodenwasserkompartiment (3)) verwendet. Es wird angenommen, dass der Trinkwasserverbrauch vernachlässigbar ist gegenüber der Quellschüttung f_1 , d.h. $f_1 = f_{1,3}$. Niederschlag in Form von Regen, Schnee und Bewässerung mit nichtkontaminiertem Wasser wird durch die Quelle f_3 dargestellt. Die Verteilung der Radionuklide zwischen Boden- und Bodenwasserkompartiment (2), (3) wird durch geeignete Wahl der Transferkoeffizienten $K_{1,2}$, $K_{1,3}$ und $K_{2,3}$ erreicht (siehe Anhang A). Mit dem Bodenwasser gelangen die Radionuklide ins Grundwasserkompartiment (6) und von dort in die Aare und das Grundwasser der Region Klingnau. Es wird angenommen, dass kein Wasserfluss vom Bodenwasser und Grundwasser in die Limmat besteht. Da die Quelle f_5 (Limmat) nicht kontaminiert ist, muss die Radionuklidaktivität in den Kompartimenten Limmat (5) und Sediment (4) immer Null sein.

5.2 Region Klingnau:

Das Grundwasser der Region Baden und das der Region Klingnau fließt in die Aare. Die Region Klingnau wird also über das Aarekompartiment (10) und das Grundwasserkompartiment (11) kontaminiert. Es wird angenommen, dass zwischen diesen beiden Kompartimenten nur ein Wasserfluss von der Aare ins Grundwasser (und nicht umgekehrt) vorliegt. Weiter wird

angenommen, dass die gesamte Bewässerung des Kulturbodens (Bodenwasserkompartiment (8)) mit Aarewasser erfolgt. Das Bodenwasser fliesst ins Grundwasser. Das Aare- und Grundwasser münden im Stauseekompartiment (13), welches sich schliesslich in die Senke (14) entleert. Die Quelle f_{10} stellt den Zufluss von nichtkontaminiertem Wasser aus Aare und Reuss dar. Der nichtkontaminierte Grundwasserstrom, welcher von Brugg und Rufenach in die Region Klingnau fliesst, wird durch die Quelle f_{11} beruecksichtigt.

6. Berechnung der Transferkoeffizienten

Anhand des Kompartimentenmodells werden nun die Transferkoeffizienten bestimmt. Der Transferkoeffizient $i_{K_{n,m}}$ gibt den Bruchteil der Aktivitaet y_n an, welcher pro Zeiteinheit vom Kompartiment n ins Kompartiment m fliesst. Unter der Annahme, dass die Radionuklide passiv mit dem Wasser transportiert werden, ergibt sich:

$$3) \quad i_{K_{n,m}} = \frac{f_{n,m}}{V_n}$$

wobei $f_{n,m}$ den Wasserfluss vom Kompartiment n ins Kompartiment m und V_n das Volumen (Wasservolumen) des Kompartiments n bedeuten. Um die Transferkoeffizienten nach 3) berechnen zu koennen, muessen die Volumina V und die Wasserfluesse $f_{n,m}$ bekannt sein. Fuer jedes Kompartiment n muss die Summe der Zu- und Abfluesse Null sein. Daraus ergibt sich:

$$4) \quad f_n + \sum_K f_{K,n} = \sum_m f_{n,m}$$

Dabei bedeutet f_n die Summe aller Quellflüsse ins Kompartiment n.

Da der Transport der Radionuklide mit dem Wasser nicht selektiv erfolgt, sind die nach 3) berechneten Transferkoeffizienten unabhängig von der Radionuklidart.

Um die nuklidspezifische Verteilung der Radionuklide zwischen Erde und Bodenwasser und jene zwischen dem Wasser von Oberflächengewässern und ihren Sedimenten im Kompartimentenmodell darstellen zu können, wurden drei verschiedene Lösungswege untersucht.

a) Die Zone wird durch ein einziges Kompartiment dargestellt, wobei die Transferkoeffizienten ${}^i K_{n,m}$ derart gewählt werden, dass die spezifische Affinität der Radionuklide zur Festphase berücksichtigt wird /4/.

$$5) \quad {}^i K_{n,m} = \frac{f_{n,m}}{(V_W + \rho_e \cdot {}^i K_d \cdot V_e)}$$

V_W : Wasservolumen der Zone

V_e : Volumen der Festphase

ρ_e : Dichte der Festphase

${}^i K_d$: Verteilungskoeffizient fuer die Nuklidart i
in der betrachteten Zone

Mit diesem Lösungsansatz lässt sich die Verteilung der

Aktivitaet in den Kompartimenten berechnen. Es ergeben sich aber bei der Bestimmung der Dosisbelastung mit dem Programm BIOPATH derart ernste Input-Probleme (Aufnahme der Radionuklide durch Pflanzen und Fische), dass es notwendig erscheint, die Zone durch zwei Kompartimente darzustellen.

- b) Die Zone wird durch zwei Kompartimente n und n-1 beschrieben, welche die waessrige bzw. die feste Phase darstellen. Zwischen diesen Kompartimenten werden zwei Nuklidfluesse durch die Transferfaktoren ${}^i K_{n,n-1}$ und ${}^i K_{n-1,n}$ derart definiert, dass das Aktivitaetsverhaeltnis y_{n-1} / y_n einen zeitunabhaengigen Wert ${}^i C_{n-1}$ annimmt:

$$6) \quad {}^i C_{n-1} = \frac{{}^i K_d \cdot v_{n-1} \cdot \rho_{n-1}}{v_n}$$

Aus 6) folgt daher zusammen mit 2), dass die Transferfaktoren ${}^i K_{n,n-1}$ und ${}^i K_{n-1,n}$ Funktionen von gewissen y_λ sein muessen. Das bedeutet, dass 2) nicht mehr linear ist und damit nicht mit BIOPATH geloest werden kann.

$$7) \quad {}^i K_{n,n-1} = \frac{{}^i C_{n-1}}{(1 + {}^i C_{n-1})} \left(\sum_K {}^i K_{K,n} \cdot y_K + {}^i \lambda \cdot y_n - \frac{{}^i \lambda}{{}^i C_{n-1}} \cdot y_{n-1} \right) \cdot \frac{1}{y_n} + {}^i C_{n-1} \cdot {}^i K_{n-1,n}$$

Vernachlaessigt man den zeitabhaengigen Term, ergibt sich die einfache Beziehung

$$8) \quad \frac{i_{K,n,n-1}}{i_{K,n-1,n}} = i_{C_{n-1}}$$

Die Anwendung von 8) auf das Kompartimentenmodell fuehrt zu unbefriedigenden Resultaten (siehe Anhang II).

c) Die Zone wird wie bei b) in zwei Kompartimente aufgeteilt. Von jedem Kompartiment K, welches durch einen Wasserfluss $f_{K,n}$ mit der betrachteten Zone verbunden ist, fliesst ein Teil der Radionuklide, dargestellt durch den Transferkoeffizienten $i_{K,K,n-1}$, direkt ins Kompartiment n-1. Der andere Teil $i_{K,K,n}$ gelangt ins Kompartiment n. Damit die Beziehung 3) erfuehrt bleibt, muss gelten:

$$9) \quad i_{K,K,n} + i_{K,K,n-1} = \frac{f_{K,n}}{V_K}$$

Um zu verhindern, dass das Kompartiment n-1 zur Nuklidsenke wird, besteht zwischen den Kompartimenten n-1 und n ein Radionuklidfluss, dargestellt durch $i_{K,n-1,n}$. Die Radionuklidfluesse $i_{K,n,m}$ verbinden die Zone schliesslich mit anderen Kompartimenten des Biosphaerenmodells (Fig. 3). Fuer die Transferfaktoren $i_{K,K,n-1}$, $i_{K,K,n}$ und $i_{K,n-1,n}$ ergeben sich folgende Ausdruecke (Anhang A):

$$10) \quad i_{K,K,n-1} = \frac{i_{C_{n-1}}}{(1+i_{C_{n-1}})} \cdot \frac{f_{K,n}}{V_K}$$

$$11) \quad i_{K_{K,n}} = \frac{l}{(1+i_{C_{n-1}})} \cdot \frac{f_{K,n}}{V_K}$$

$$12) \quad i_{K_{n-1,n}} = \frac{\sum_m i_{K_{n,m}}}{(1+i_{C_{n-1}})}$$

Gleichung 12) gilt nur unter der Voraussetzung:

$$13) \quad \left| i_\lambda \frac{i_{-1} y_n}{i_{y_n}} (i_{-1} C_{n-1} - i_{C_{n-1}}) \right| \ll \left| i_{C_{n-1}} \sum_m i_{K_{n,m}} \right|$$

Ein Vergleich der Lösungswege b) und c) (Anhang B) zeigt, dass Boeden und Oberflaechengewaesser am besten durch c) dargestellt werden.

7. Parameter zur Transportrechnung

7.1 Volumen und Dichte der Kompartimente /5/

Trinkwasser (1): Das Volumen des Kompartiments wurde derart gewaehlt, dass entsprechend der Quellschuetzung von f_1 der Inhalt einmal pro Jahr umgesetzt wird.

Erde (2): Das Volumen entspricht einer 25 cm dicken Schicht mit der Flaechе der gesamten Region Baden.

Bodenwasser (3): Das Volumen des Bodenwasserkompartiments wird als 30% des Erdvolumens angenommen.

- Sediment (4):** Es wird eine 5 cm dicke Sedimentschicht auf dem gesamten Flussgrund angenommen.
- Limmat (5):** Das Volumen des Limmatkompartmentes entspricht dem mittleren Wasservolumen der Limmat innerhalb der Region Baden.
- Grundwasser (6):** Das Volumen entspricht dem Wasservolumen der grundwasserführenden Schottererschicht der Region Baden.

Die Volumina der Kompartimente 7), 8), 9), 10), 11) der Region Klingnau wird analog zu jenen der Kompartimente 2), 3), 4), 5), 6) definiert.

- Sediment (12):** Es wird das Volumen einer 5 cm dicken Schicht des Seebodens angenommen.
- See (13):** Das Volumen des Seekompartmentes entspricht dem mittleren Wasservolumen des Stausees Klingnau.
- Senke (14):** Das Volumen der Senke hat keinen Einfluss auf die Transportrechnung. Um ein zu starkes Anwachsen der Aktivitätskonzentration in der Senke zu vermeiden, sollte das Volumen dieses Kompartiments etwa 2-3 Größenordnungen grösser sein als das grösste der übrigen Kompartimente.

Die Dichte der Erd- und Sedimentkompartimente wird mit

$1,3 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$ angenommen. Alle anderen Kompartimente haben eine Dichte von $1,0 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$.

Die Volumina und Dichten der Kompartimente sind in Tabelle 1 zusammengefasst.

7.2 Wasserfluss: und Quellen /5/

Quellen in $[\text{m}^3/\text{a}]$

$$f_1 : 4,2048 \cdot 10^5 \quad (\text{kontaminierte Quelle})$$

$$f_3 : 2,0795 \cdot 10^6$$

$$f_5 : 3,0045 \cdot 10^9$$

$$f_{10} : 1,2034 \cdot 10^{10}$$

$$f_{11} : 1,5000 \cdot 10^7$$

7.3 Wasserflüsse zwischen den Kompartimenten (in $[\text{m}^3/\text{a}]$)

$$f_{1,3} : 4,2048 \cdot 10^5$$

$$f_{3,6} : 2,5000 \cdot 10^6$$

$$f_{5,6} : 4,5000 \cdot 10^6$$

$$f_{5,10} : 3,0000 \cdot 10^9$$

$$f_{6,10} : 1,0000 \cdot 10^6$$

$$f_{6,11} : 6,0000 \cdot 10^6$$

$$f_{8,11} : 1,2500 \cdot 10^7$$

$$f_{10,8} : 1,2500 \cdot 10^7$$

$$f_{10,11} : 2,2500 \cdot 10^7$$

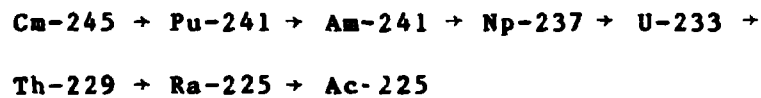
$$f_{10,13} : 1,5000 \cdot 10^{10}$$

$$f_{11,13} : 5,6000 \cdot 10^7$$

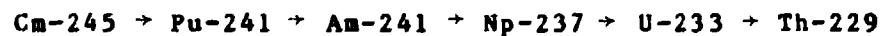
$$f_{13,14} : 1,5056 \cdot 10^{10}$$

7.4 Zerfallskette und Quellterm

Es wurde folgende Zerfallskette angenommen:



Da fuer die kurzlebigen Radionuklide Ra-255 und Ac-225 die Bedingung 13) nicht erfuehlt ist, wurde Gleichgewicht mit den Mutternukliden angenommen und fuer die Rechnung folgende Zerfallskette gewaehlt:



Als Quellterm wurde das Ergebnis einer Geosphaerentransportrechnung fuer ein Lager im Granit (- 1500 m) /6/ an die Situation von Baden angepasst und fuer die Biosphaerentransportrechnung verwendet. Dabei sei besonders hervorgehoben, dass in der erwaehnten Geosphaerentransportrechnung zwei konservative Annahmen getroffen wurden: Oxidierende Bedingungen und keine Loeslichkeitslimite auf dem ganzen Transportweg.

Andererseits wurde die Auslaugung von nur einem Kanister beruecksichtigt. Daraus folgt, dass die Resultate der Biosphaerentransportrechnung mit dem unten aufgefuehrten Quellterm nicht fuer Sicherheitsanalysen verwendet werden duerfen.

Nuklid	Quellterm [Bq/a]	fuer $t = 0-10^6$ Jahre
Cm-245	$3,32 \cdot 10^2$	
Pu-241	$3,32 \cdot 10^2$	
Am-241	$3,32 \cdot 10^2$	
Np-237	$2,58 \cdot 10^5$	
U-233	$1,42 \cdot 10^5$	
Th-229	$1,42 \cdot 10^5$	

7.5 Verteilungskoeffizient und Aktivitaetsverhaeltnisse

Die Verteilungskoeffizienten ${}^i K_d$ fuer die verschiedenen Radionuklide der Zerfallskette wurden aus der Literatur /7/ entnommen und daraus, entsprechend Gleichung 6), die Aktivitaetsverhaeltnisse ${}^i C_{n-1}$ fuer $n = 3,8,10,13$ berechnet (Tabelle 2).

7.6 Transferkoeffizienten

Die Transferkoeffizienten wurden nach Gleichung 10), 11) und 12) berechnet und in Tabelle 3 fuer die Radionuklide der Zerfallskette zusammengefasst.

8. Resultate und Diskussion zur Transportrechnung

In Tabelle 5 sind die Aktivitaetskonzentrationen in den verschiedenen Kompartimenten nach 10^6 Jahren fuer die verschiedenen Radionuklide zusammengefasst. Deutlich sichtbar ist der Einfluss der Verteilungskoeffizienten bei den Erd- und Sedimentkompartimenten. Die Affinitaet der Radionuklide zur Erde und zum Sediment fuehrt in diesen Kompartimenten zu einer erhoekten Aktivitaetskonzentration. Fuer die Aufnahme der Radionuklide durch Pflanzen und Fische sind die zu den Erd- und Sedimentkompartimenten gehoerigen Wasserkompartimente massgebend. Eine erhoekte Aktivitaetskonzentration in diesen Wasserkompartimenten bedeutet auch eine erhoekte Aktivitaetskonzentration in der Nahrungskette. Ein grosser K-Wert und ein grosses Volumenverhaeltnis zwischen fester und fluessiger Phase wirken sich daher guenstig auf den Radionuklidgehalt in der Nahrungskette aus. Abgesehen von einer gewissen Konzentrierung der Radionuklide in den Erd- und Sedimentkompartimenten nimmt die Aktivitaetskonzentration ab mit zunehmendem Abstand von der Quelle (Trinkwasserkompartiment). Dieses Ergebnis entspricht durchaus den Erwartungen, welche an das Modell gestellt werden koennen. Eine Konzentrierung der Aktivitaet in einem Kompartiment ergibt sich nur dann, wenn entsprechende Modellannahmen getroffen werden. Solange nur passiver Transport der Radionuklide mit dem Wasser angenommen wird, erfolgt immer eine Verduennung der Aktivitaetskonzentration.

9. Belastungswege und Nahrungsketten

9.1 Belastungswege

Um die Dosisbelastung der Bevoelkerung im betrachteten Gebiet bestimmen zu koennen, muessen gewisse Annahmen ueber die Lebensgewohnheiten der Menschen und die Herkunft der Nahrungsmittel getroffen werden. Moegliche Belastungswege (im Rahmen von BIOPATH) sind die Atemluft, die verschiedenen Nahrungsketten (interne Strahlenbelastung) und einige externe Belastungswege.

Der vorliegenden Biosphaerentransportrechnung wurden einige vereinfachte Annahmen zugrundegelegt:

- Der Belastungsweg ueber die Atemluft wird nicht beruecksichtigt (kein Atmosphaerenkompartiment im Biosphaerenmodell).
- Saemtliche externen Belastungswege werden vernachlaessigt.
- Die gesamte Bevoelkerung der Regionen Baden und Klingnau ernaeht sich ausschliesslich von Nahrungsmitteln aus diesen Gebieten. Dabei wird nicht untersucht, ob das betrachtete Gebiet ueberhaupt die noetig. Menge an Nahrungsmitteln zu produzieren vermag.

In der Biosphaerentransportrechnung wurden also nur die Belastungswege ueber die verschiedenen Nahrungsketten beruecksichtigt.

9.2 Beschreibung der Nahrungsketten

Die Einnahme von Lebensmitteln, welche am Ende einer kontaminierten Nahrungskette stehen, fuehrt zu einer Dosisbelastung. Es wurden acht verschiedene Nahrungsketten mit den folgenden Endprodukten beruecksichtigt:

- Trinkwasser
- Milch
- Fleisch
- Blattgemuese
- Getreide
- Wurzelgemuese
- Eier
- Fisch

In BIOPATH wird jede dieser Nahrungsketten durch eine Dosisfunktion beschrieben. Die Dosisfunktionen enthalten gewisse Koeffizienten, mit deren Hilfe die Verbindung zwischen den Kompartimenten und den Nahrungsketten hergestellt wird. Die Bedeutungen dieser Koeffizienten sind in Tab. 6 zusammengefasst. Der Zusammenhang mit den Kompartimenten ist in der Fig. 5 und 6 dargestellt. Eine ausfuehrliche Beschreibung der Dosisfunktionen ist in Ref. /8/ und /9/ zu finden. Im folgenden wird eine kurze Uebersicht der Dosisfunktionen gegeben.

9.2.1 Trinkwasser (Mensch)

Die Dosisfunktion fuer Trinkwasser enthaelt den Koeffizien-

ten C_W . C_W entspricht der Aktivitätskonzentration in jenem Kompartiment, aus welchem das Trinkwasser fuer den Menschen bezogen wird.

9.2.2 Milch

Die Dosisfunktion fuer Milch enthaelt vier Koeffizienten. In der vorliegenden Rechnung werden nur die ersten zwei, C_S und C_W , verwendet. C_S gibt die Aktivitätskonzentration des Bodenkompartmentes, auf welchem das Futtergras fuer die Kuh waechst, an. C_W ist die Aktivitätskonzentration im Wasserkompartment aus welchem die Kuh trinkt.

9.2.3 Fleisch

Die Dosisfunktion fuer Fleisch enthaelt vier Koeffizienten. In der vorliegenden Rechnung werden nur die ersten zwei, C_S und C_W , verwendet. Die Bedeutung von C_S und C_W entspricht jener, welche die Koeffizienten in der Dosisfunktion fuer Milch haben.

9.2.4 Blattgemuese

Die Dosisfunktion fuer Blattgemuese enthaelt drei Koeffizienten. In der vorliegenden Rechnung wird nur der erste, C_S , verwendet. C_S entspricht der Aktivitätskonzentration im Bodenkompartment auf welchem das Blattgemuese waechst. Die Aufnahme der Radionuklide erfolgt durch die Wurzeln und wird durch den Verteilungskoeffizienten

Boden/Pflanze bestimmt. Zusätzlicly zur Aufnahme ist eine Ablagerung von Radionukliden auf der Blattoberflaeche moeglich. Diese Ablagerung erfolgt beim Bewaessern mit kontaminiertem Wasser oder bei einer Deposition von Aerosolteilchen aus der Atmosphaere.

9.2.5 Getreide

Die Dosisfunktion fuer Getreide enthaelt einen Koeffizienten, naemlich C_S . C_S entspricht der Aktivitaetskonzentration im Bodenkompartment, auf welchem das Getreide waechst. Die Aufnahme der Radionuklide wird durch den Koeffizienten Boden/Pflanze bestimmt.

9.2.6 Wurzelgemuese

Die Dosisfunktion fuer Wurzelgemuese enthaelt einen Koeffizienten, naemlich C_S . C_S entspricht der Aktivitaetskonzentration im Bodenkompartment, auf welchem das Wurzelgemuese waechst. Die Aufnahme der Radionuklide wird durch den Verteilungskoeffizienten Boden/Pflanze bestimmt.

9.2.7 Eier

Die Dosisfunktion fuer Eier enthaelt zwei Koeffizienten, C_S und C_W . C_S entspricht der Aktivitaetskonzentration im Bodenkompartment, auf welchem das Getreide waechst, welches den Huehnern verfuettetert wird. C_W entspricht der Aktivitaetskonzentration im Wasserkompartment, aus welchem das

Trinkwasser fuer die Ruehner bezogen wird.

9.2.8 Fisch

Die Dosisfunktion fuer Fisch enthaelt den Koeffizienten C_W . C_W entspricht der Aktivitaetskonzentration im Wasserkompartiment, in dem die Fische leben.

10. Parameter zur Dosisberechnung und Resultate

Die Dosisbelastung wird neben den in Kap. 9 besprochenen Koeffizienten noch durch eine Reihe anderer Faktoren bestimmt /8, 9/. Die interne Strahlenbelastung des Menschen haengt von den Verzehrmenen der kontaminierten Lebensmittel ab. In Tab. 7 sind die Verzehrmenen fuer die verschiedenen Lebensmittel zusammengefasst. Es wurden gleiche Verzehrmenen in beiden Regionen angenommen, damit der Zusammenhang zwischen der Nuklidverteilung in der Biosphaere und der Dosisbelastung klarer zum Ausdruck kommt. Die Kontamination der Nahrungsmittel tierischer Herkunft erfolgt ueber das Futter, welches die Tiere aufnehmen. Die Futtermenegen fuer die Kuh, das Rind und das Huhn sind in den Tabellen 8 und 9 aufgefuehrt.

Mit BIOPATH ist es nicht moeglich, fuer die verschiedenen Regionen unterschiedliche Futtermenegen zu waehlen. Damit gelten die Werte der Tabellen 8 und 9 fuer die Regionen Baden und Klingnau. Die Dosisbelastung des Menschen ergibt

sich also durch den direkten Verzehr von kontaminiertem Getreide, Blattgemuese, Wurzelgemuese und Fisch, die Einnahme von kontaminiertem Trinkwasser und durch den Verzehr von tierischen Produkten, welche ueber das Futter kontaminiert wurden. Die Verteilung der Radionuklide vom Futter auf die verschiedenen tierischen Produkte (Milch, Fleisch, Eier) wird durch sogenannte Verteilungsfaktoren beschrieben.

Am Anfang der Belastungswege stehen Pflanzen und Fische, welche, bestimmten nuklidspezifischen Konzentrationsfaktoren entsprechend, Radionuklide aus dem Boden respektive aus dem Wasser aufnehmen. Eine Ausnahme bildet das Trinkwasser. Dieser Belastungsweg besteht nur aus kontaminiertem Wasser. Die Dosiskonversionsfaktoren fuer Ingestion nach ICRP30 und die eben erwaehten Konzentrations- und Verteilungsfaktoren wurden den Ref. /10/, /8/ und /9/ entnommen und in Tab. 10 fuer die verschiedenen Radionuklide der betrachteten Kette (Kap. 7.4) zusammengestellt. Fuer den Kompartimenttransport wird Gleichgewicht der kurzlebigen Nuklide Ra-225 und Ac-225 mit Th-229 angenommen. Zusaetzlich werden nun, der Einfachheit halber, dieselben Konzentrationsfaktoren wie fuer Th-229 angenommen. Dann kann der Dosisbelastungsanteil von Ra-225 und Ac-225 derart beruecksichtigt werden, dass ihre Dosiskonversionsfaktoren zu jenen von Th-229 dazugliedert wurden.

In den Tab. 11 und 12 sind schliesslich die Individualdosen fuer die Regionen Baden und Klingnau als Endresultat der

Biosphaerentransportrechnung zusammengefasst. Die Dosen sind fuer die verschiedenen Belastungswege in Abhaengigkeit der Radionuklide dargestellt.

11. Schlussbemerkungen

In der vorliegenden Rechnung wurde bewusst darauf verzichtet, in den Regionen Baden und Klingnau unterschiedliche Nahrungsketten, Verzehrmenen etc., anzunehmen. Die Unterschiede in der Dosisbelastung zwischen den beiden Regionen wird damit nur durch die verschiedene Herkunft der Nahrungsmittel bestimmt. Dadurch ist der Zusammenhang zwischen Kompartimentenmodell und Dosisbelastung leichter zu ueberschauen.

Betrachtet man die einzelnen Nuklide der Zerfallskette, so zeigt sich, dass fast alle Nuklide in beiden Regionen ueber das Trinkwasser zur groessten Dosisbelastung fuehren. Eine Ausnahme bilden die Nuklide Am-241 und Th-229. Am-241 ergibt in der Region Baden beim Verzehr von Blattgemuese die groesste Dosisbelastung. Dies ist auf den ungewoehnlich grossen Konzentrationsfaktor Blattgemuese/Boden, welcher fuer Am-241 gewaehlt wurde, zurueckzufuehren. In der Region Klingnau fuehrt das Nuklid Am-241 beim Verzehr von Blattgemuese zu einer Dosisbelastung, welche mit jener, die beim Konsum von Trinkwasser durch das Nuklid Am-241 hervorgerufen wird, vergleichbar ist.

Die Dosisbelastung, bedingt durch das Nuklid Th-229 (und damit auch durch Ra-225 und Ac-225), ist in der Region Baden fuer die Belastungswege Trinkwasser, Fleisch, Blattgemuese, Getreide und Wurzelgemuese von der gleichen Groessenordnung.

Ein Vergleich zwischen den beiden Regionen Baden und

Klingnau zeigt, dass die Dosisbelastungen in der Region Baden fuer die einzelnen Nuklide und Belastungswege ungefaehr zwei bis vier Groessenordnungen hoehere liegen als in der Region Klingnau. Dieses Ergebnis steht in Uebereinstimmung mit dem in Kap. 5 festgestellten Verduennungseffekt.

Allgemein kann man sagen, dass fuer das betrachtete Szenarium das Trinkwasser den Hauptbelastungsweg darstellt. Diese Aussage gilt sowohl fuer die Region Baden als auch fuer die Region Klingnau. Fuer die Region Baden wurde angenommen, dass ein Einwohner seinen gesamten Trinkwasserbedarf direkt aus der kontaminierten Quelle deckt. Es ueberrascht also nicht, dass in dieser Region die Dosisbelastung durch das Trinkwasser 86% der gesamten Dosisbelastung ausmacht. Bemerkenswert ist allerdings, dass auch in der Region Klingnau, wo das Trinkwasser aus dem Grundwasser bezogen wird, dieser Belastungsweg sogar 97% der gesamten Dosisbelastung den weitaus groessten Anteil stellt. Betrachtet man den Beitrag der verschiedenen Radionuklide zur Dosisbelastung, so zeigt sich, dass Np-237 mit 84% in der Region Baden und mit 99% in der Region Klingnau den Hauptanteil liefert.

Ein direkter Vergleich der Ergebnisse der vorliegenden Biosphaerentransportrechnung mit den schwedischen Rechnungen /9/ ist nicht moeglich, da in beiden Faellen unterschiedliche Szenarien und verschiedene Zerfallsketten betrachtet werden.

Die Rechnung ist als Beispiel einer moeglichen Modellierung der Biosphaere anzusehen. Sie erhebt keinen Anspruch darauf, repraesentativ fuer eine Sicherheitsanalyse zu sein. Ebenso wenig duerfen die berechneten Dosisbelastungen fuer eine Sicherheitsanalyse verwendet werden.

Mit dieser Arbeit wurde einerseits gezeigt, dass Biosphaerentransportrechnungen in einem sinnvollen Rahmen durchfuehrbar sind und andererseits liefert die Rechnung gewisse Anhaltspunkte ueber die relative Bedeutung der verschiedenen Kompartimente, Belastungswege und Radionuklide.

Fuer kuenftige Entwicklungen auf dem Gebiet des Biosphaerentransportes ergeben sich zwei verschiedene Themenkreise:

- a) Evaluation und Variation der Parameter
- b) Suche nach moeglichen Konzentrierungsmechanismen fuer Radionuklide in der Biosphaere.

Die Evaluation der Parameter beinhaltet Literaturstudien ueber Verteilungskoeffizienten zwischen fester und fluessiger Phase im Boden und in Oberflaechengewassern (evtl. auch im Grundwasser) und ueber Verteilungskoeffizienten zwischen Boden und Pflanzen. Die Variation von Parametern bezieht sich sowohl auf die eben erwaehnten Verteilungskoeffizienten als auch auf die Auswahl verschiedener Szenarien (Klima, Vegetation, Zivilisation etc.). Neben Biosphaerentransportrechnungen, wie im vorliegenden

Bericht beschrieben, sollte auch nach moeglichen natuerlichen und kuenstlichen, von Menschenhand geschaffenen, Konzentrierungsmechanismen fuer Radionuklide gesucht werden. Es waere beispielsweise denkbar, dass gewisse Radionuklide von Bakterien aufgenommen werden und sich auf diese Weise lokal eine starke Konzentrationserhoehung ergaebe. Als weiteres Beispiel seien die Klaeranlagen erwaehnt, welche mit ihren verschiedenen Reinigungsstufen einen moeglichen Konzentrationsmechanismus darstellen.

Verdankungen

Ich moechte F. van Dorp, J. Hadermann, M. Schweingruber und F. Roesel fuer ihre hilfreiche Unterstuetzung und S. Wittke fuer die sorgfaeltige Abschrift des Manuskriptes danken.

Literatur

- /1/ Grundwasserkarte Blatt Baden 1:25000, 1980, Baudepartement des Kantons Aargau, Abteilung Gewaesserschutz
- /2/ Hydrologische Karte der Schweiz, Blatt Boezberg-Beromuenster 1:100000, 1972, Schweizerische geotechnische Kommission.
- /3/ Beznau, Oekologische Untersuchungen der Kuehlwasser-einleitung in die Aare, Sonderheft der Fachzeitschrift "Wasser, Energie, Luft", Heft 3/4, Maerz/April 1978.
- /4/ Analytisches Biosphaerenmodell zur Berechnung der Nuklidverteilung zwischen Pflanzen und Boden, A. Bundi, EIR, TM-45-82-59.
- /5/ Biosphere modelling for assessment of the release of radionuclides from a nuclear waste repository II. Dimensions of the compartments and flowrates of water. F. van Dorp, P. Kopp, NAGRA AN/82-26
- /6/ Study of radionuclide migration from deep-lying repository sites with overlaying sedimentary layers, J. Hadermann, F. Roesel and Ch. McCombie, in Sci. Basis Rad. Waste Manag., Vol V, Elsevier 1982, S. 689-696.
- /7/ D.M. Wuschke et al., Environmental and Safety assessment studies for nuclear fuel waste management. Vol.3 Post closure assessment, Whiteshell Nuclear Research Establishment Pinawa, Manitoba ROE1LO

**/8/ Biopath Manual, O. Edlund, U. Bergstroem, B. Roejder,
Studsvik Energiteknik AB, 1981-05-27**

**/9/ Dose and dose commitment from groundwater-borne radio-
active elements in the final storage of spent nuclear
fuel, R. Bergmann, U. Bergstroem, S. Evans, Studsvik
Report K2-79/92, KBS 100**

**/10/ Committed effective dose equivalent conversion fac-
tors for intake of selected radionuclides, calculated
from data in ICRP30, F. van Dorp, AN/82-53, NAGRA**

ANHANG A

Kompartimentendarstellung von Boeden und Oberflaechenge- waessern

Der Boden und die Oberflaechengewasser zeichnen sich dadurch aus, dass die Radionuklide nicht frei mit dem Wasser transportiert werden. Die Radionuklide weisen eine nicht zu vernachlaessigende Affinitaet zur Erde und zum Sediment auf. Dadurch wird einerseits der Transport der Radionuklide verzoegert und andererseits ihre Aufnahme durch die Pflanzen beeinflusst. Der Boden (Oberflaechengewasser) wird durch zwei Kompartimente n und $n-1$ beschrieben, welche die waessrige bzw. die feste Phase darstellen.

Das Ziel ist, fuer jedes Radionuklid ein konstantes, zeitunabhaengiges Aktivitaetsverhaeltnis zwischen den Kompartimenten n und $n-1$ zu erzeugen. Zu diesem Zwecke wird jeder Radionuklidfluss, welcher von einem beliebigen Kompartiment K in die von den Kompartimenten n und $n-1$ gebildete Boden- oder Oberflaechengewasserzone erfolgt, in zwei Fluesse, dargestellt durch die von der Radionuklidart i abhaengigen Transferkoeffizienten ${}^i K_{K,n}$ und ${}^i K_{K,n-1}$, aufgeteilt. Die Transferkoeffizienten ${}^i K_{K,n}$ und ${}^i K_{K,n-1}$ verbinden das Kompartiment K mit n bzw. mit $n-1$. Die Radionuklidfluesse von n zu anderen Kompartimenten sind durch die Transferkoeffizienten $\{ {}^i K_{n,m} \}$ gegeben. Ein Radionuklidfluss von $n-1$ nach n , beschrieben durch ${}^i K_{n-1,n}$, verhindert, dass $n-1$ zur Nuklidsenke wird (Fig. 3).

Der Verteilungskoeffizient K zwischen den Kompartimenten n und $n-1$ ist fuer das Radionuklid i gegeben durch:

$$A1) \quad {}^i K_d = \frac{{}^i y_{n-1} \cdot V_n}{{}^i y_n \cdot V_{n-1} \cdot \rho_{n-1}}$$

wobei ${}^i y_n$ und ${}^i y_{n-1}$ die Aktivitaeten des Radionuklids i in den Kompartimenten n bzw. $n-1$ bedeuten. V_n und V_{n-1} sind die Volumina der entsprechenden Kompartimente und ρ_{n-1} die Massendichte des Kompartiments $n-1$.

Da der ${}^i K_d$ -Wert eine Gleichgewichtskonstante ist, muss Gleichung A1) zeitunabhaengig sein. Aus A1) ergibt sich fuer das Aktivitaetsverhaeltnis

$$A2) \quad {}^i C_{n-1} = \frac{{}^i y_{n-1}}{{}^i y_n} = \frac{{}^i K_d \cdot V_{n-1} \cdot \rho_{n-1}}{V_n} \quad \text{und} \quad {}^{i-1} C_{n-1} = \frac{{}^{i-1} y_{n-1}}{{}^{i-1} y_n}$$

Aus A2) folgt weiter

$$A3) \quad {}^i C_{n-1} = \frac{\frac{d {}^i y_{n-1}}{dt}}{\frac{d {}^i y_n}{dt}}$$

Das Differentialgleichungssystem fuer die Kompartimente n und $n-1$ lautet:

$$A4) \quad \frac{d {}^i y_{n-1}}{dt} = - ({}^i K_{n-1,n} + {}^i \lambda) {}^i y_{n-1} + \sum_k {}^i K_{K,n-1} {}^i y_K + {}^i \lambda \cdot {}^{i-1} y_{n-1}$$

$$\frac{d {}^i y_n}{dt} = - (\sum_m {}^i K_{n,m} + {}^i \lambda) {}^i y_n + {}^i K_{n-1,n} {}^i y_{n-1} + \sum_k {}^i K_{K,n} {}^i y_K + {}^i \lambda \cdot {}^{i-1} y_n$$

Aus A2), A3) und A4) folgt:

$$A5) \quad i_{K_{n-1,n}} = \frac{i_{C_{n-1}} \cdot \sum_m i_{K_{n,m}} + \sum_K (i_{K_{K,n-1}} - i_{C_{n-1}} \cdot i_{K_{K,n}}) \frac{i_{y_K}}{i_{y_n}} + i_\lambda \frac{i_{-1} y_n}{i_{y_n}} (i_{-1} C_{n-1} - i_{C_{n-1}})}{i_{C_{n-1}} (1 + i_{C_{n-1}})}$$

Weiter gilt fuer alle K:

$$A6) \quad i_{K_{K,n-1}} + i_{K_{K,n}} = \frac{f_{K,n}}{V_K}$$

wobei $f_{K,n}$ den Wasserfluss vom Kompartiment K ins Kompartiment n und V_K das Volumen des Kompartiments K bedeuten. Um die Transferkoeffizienten $i_{K_{n-1,n}}$, $\{i_{K_{K,n-1}}\}$ und $\{i_{K_{K,n}}\}$ aus A5) und A6) eindeutig bestimmen zu koennen, muessen noch zusaetzliche Bedingungsgleichungen formuliert werden.

Indem man fuer alle K fordert:

$$A7) \quad i_{K_{K,n-1}} - i_{C_{n-1}} \cdot i_{K_{K,n}} = 0$$

wird A5) unabhaengig von den i_{y_K} .

Aus A5), A6) und A7) folgt:

$$A8) \quad i_{K_{n-1,n}} = \frac{1}{i_{C_{n-1}} (1 + i_{C_{n-1}})} (i_{C_{n-1}} \sum_m i_{K_{n,m}} + i_\lambda \frac{i_{-1} y_n}{i_{y_n}} (i_{-1} C_{n-1} - i_{C_{n-1}}))$$

$$A9) \quad i_{K,n} = \frac{1}{(1 + i_{C_{n-1}})} \cdot \frac{f_{K,n}}{V_K}$$

und

$$A10) \quad i_{K,n-1} = \frac{i_{C_{n-1}}}{(1 + i_{C_{n-1}})} \cdot \frac{f_{K,n}}{V_K}$$

Da $i_{K_{n-1,n}}$ von $\frac{i_{-1} y_n}{i y_n}$ abhaengt ist das Differentialgleichungssystem A4) nicht linear und laesst sich somit im allgemeinen nicht mit dem Programm BIOPATH loesen.

Unter der Voraussetzung

$$A11) \quad \left| \lambda^i \frac{i_{-1} y_n}{i y_n} (i_{-1} C_{n-1} - i_{C_{n-1}}) \right| \ll \left| i_{C_{n-1}} \sum_m i_{K_{n,m}} \right|$$

kann man schreiben:

$$A12) \quad i_{K_{n-1,n}} = \frac{\sum_m i_{K_{n,m}}}{(1 + i_{C_{n-1}})}$$

Unter der Bedingung A11) lassen sich somit Boden- und Oberflaechengwaesserzonen mit den Transferkoeffizienten A8), A9) und A10) in guter Naehung darstellen.

ANHANG B

Vergleich von zwei Verteilungsmodellen

Zur Berechnung der nuklidspezifischen Verteilung der Radionuklide zwischen fester und waessriger Phase in Boden- und Oberflaechengewasserzonen wurden im Kapitel 6 drei Loesungen vorgeschlagen. Die einfachste Loesung a) laesst sich infolge auftretender Inputprobleme im Programm BIOPATH nicht vernuenftig anwenden. Die Loesungen b) und c) sind vom programmtechnischen Gesichtspunkt her gesehen gleichwertig und erfordern keine Aenderung der Inputstruktur von BIOPATH. Bei beiden Loesungen b) und c) fuehrt die Forderung nach einem konstanten, zeitunabhaengigen Aktivitaetsverhaeltnis zwischen fester und waessriger Phase auf ein nicht lineares Differentialgleichungssystem. Um b) und c) bei der Transportrechnung verwenden zu koennen, muessen die von den Aktivitaeten y_l^i abhaengigen Terme der Transferkoeffizienten $K_{n-1,n}^i$ vernachlaessigt werden. Um die beiden Loesungen miteinander vergleichen zu koennen, wurde je eine Transportrechnung unter gleichen Randbedingungen durchgefuehrt. Die dabei verwendeten Kompartimentenmodelle sind in Fig. 4 entsprechend mit b) und c) bezeichnet. Der totale Radionuklidfluss vom Kompartiment (1) in die Kompartimente (2) und (3) soll bei b) und c) gleich sein, d.h.:

$$B1) \quad \overline{I}_{K_{1,3}}^1 = I_{K_{1,3}}^1 + I_{K_{1,2}}^1$$

Der gesamte Radionuklidfluss aus dem Kompartiment (3) soll

ebenfalls bei b) und c) gleich sein:

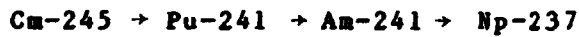
$$B2) \quad \bar{K}_{3,6} = K_{3,6}$$

Ferner wird gefordert:

$$B3) \quad \frac{\bar{y}_2}{\bar{y}_3} = \bar{C}_2 = \frac{y_2}{y_3} = C_2$$

$$\text{und} \quad \bar{y}_1 = y_1$$

Als Zerfallskette wurde gewaehlt:



Die Transferkoeffizienten $\bar{K}_{1,3}$ und $K_{3,6}$ wurden der in diesem Bericht durchgefuehrten Biosphaerentransportrechnung entnommen. Fuer das Mutternuklid Cm-245 und $t \rightarrow \infty$ lassen sich die Aktivitaeten \bar{y}_2 , \bar{y}_3 , y_2 , y_3 einfach berechnen:

$$B4) \quad \bar{y}_2 = \frac{\bar{K}_{3,2} \cdot \bar{K}_{1,3} \cdot \bar{y}_1}{(\bar{K}_{3,6} + \bar{K}_{3,2} + \lambda)(\bar{K}_{2,3} + \lambda) - \bar{K}_{3,2} \cdot \bar{K}_{2,3}}$$

$$\bar{y}_3 = \frac{(\bar{K}_{2,3} + \lambda) \cdot \bar{y}_2}{\bar{K}_{3,2}}$$

$$y_2 = \frac{K_{1,2} \cdot y_1}{(K_{2,3} + \lambda)}$$

$$y_3 = \frac{K_{1,3} \cdot y_1 + K_{2,3} \cdot y_2}{(K_{3,6} + \lambda)}$$

In Tabelle 4 sind die analytisch und mit dem Programm BIOPATH berechneten Aktivitaeten sowie die berechneten und erwarteten Aktivitaetsverhaeltnisse aufgefuehrt. Man erkennt bei c) eine deutlich bessere Uebereinstimmung zwischen analytisch und numerisch berechneten Werten. Auch die Uebereinstimmung zwischen berechneten und erwarteten Aktivitaetsverhaeltnissen ist bei c) besser.

Tab. 1: Volumen und Dichte der Kompartimente

Kompartiment	$v \text{ [m}^3\text{]}$	$\rho \cdot 10^{-3} \text{ [kg/m}^3\text{]}$
1	$4.2048 \cdot 10^5$	1.0
2	$1.2300 \cdot 10^6$	1.3
3	$3.7500 \cdot 10^5$	1.0
4	$2.1300 \cdot 10^4$	1.3
5	$4.0000 \cdot 10^5$	1.0
6	$1.0000 \cdot 10^7$	1.0
7	$6.2500 \cdot 10^6$	1.3
8	$1.8800 \cdot 10^6$	1.0
9	$6.2500 \cdot 10^4$	1.3
10	$2.0000 \cdot 10^6$	1.0
11	$7.5000 \cdot 10^7$	1.0
12	$1.2500 \cdot 10^6$	1.3
13	$4.4000 \cdot 10^6$	1.0
14	$1.0000 \cdot 10^{10}$	1.0

Tab. 2: Verteilungskoeffizienten i_{K_d} und Aktivitätsverhältnisse $i_{C_{n-1}}$

Nuklid i	$i_{K_d} \text{ [m}^3\text{/kg]}$	K_d -Bereich	$i_{C_2=K_d} \frac{v_2 \cdot \rho_2}{v_3}$	$i_{C_7=K_d} \frac{v_7 \cdot \rho_7}{v_8}$	$i_{C_9=K_d} \frac{v_9 \cdot \rho_9}{v_{10}}$	$i_{C_{12}=K_d} \frac{v_{12} \cdot \rho_{12}}{v_{13}}$
Cm	$6.0 \cdot 10^{-1}$	-	$2.558 \cdot 10^3$	$2.593 \cdot 10^3$	$2.438 \cdot 10^1$	$2.216 \cdot 10^2$
Pu	2.0	$10^{-1} - 10^2$	$8.528 \cdot 10^3$	$8.644 \cdot 10^3$	$8.125 \cdot 10^1$	$7.386 \cdot 10^2$
Am	2.0	-	$8.528 \cdot 10^3$	$8.644 \cdot 10^3$	$8.125 \cdot 10^1$	$7.386 \cdot 10^2$
Np	$1.5 \cdot 10^{-2}$	$10^{-5} - 10^{-1}$	$6.396 \cdot 10^1$	$6.483 \cdot 10^1$	$6.094 \cdot 10^{-1}$	5.540
Pa	3.0	1-10	$1.279 \cdot 10^4$	$1.297 \cdot 10^4$	$1.219 \cdot 10^2$	$1.108 \cdot 10^3$
U	$1.0 \cdot 10^{-1}$	0-1	$4.264 \cdot 10^2$	$4.322 \cdot 10^2$	4.063	$3.693 \cdot 10^1$
Th	50.0	$10 - 10^2$	$2.132 \cdot 10^5$	$2.161 \cdot 10^5$	$2.031 \cdot 10^3$	$1.847 \cdot 10^4$
Ra	$5.0 \cdot 10^{-1}$	$10^{-1} - 1$	$2.132 \cdot 10^3$	$2.161 \cdot 10^3$	$2.031 \cdot 10^1$	$1.847 \cdot 10^2$
Ac	1.0	$10^{-1} - 1$	$4.264 \cdot 10^3$	$4.322 \cdot 10^3$	$4.063 \cdot 10^1$	$3.693 \cdot 10^2$

Tab. 3: Transferkoeffizienten

$K_{n,m}$	Cm-245 $\lambda=8.15 \cdot 10^{-5}$ *	Pu-241 $\lambda=4.81 \cdot 10^{-2}$	Am-241 $\lambda=1.60 \cdot 10^{-3}$	Np-237 $\lambda=3.24 \cdot 10^{-7}$	U-233 $\lambda=4.37 \cdot 10^{-6}$	Th-229 $\lambda=9.44 \cdot 10^{-5}$
$K_{1,1}$	-1.00	-1.05	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
$K_{1,2}$	1.00	1.00	1.00	$9.85 \cdot 10^{-1}$	$9.98 \cdot 10^{-1}$	1.00
$K_{1,3}$	$3.91 \cdot 10^{-4}$	$1.17 \cdot 10^{-4}$	$1.17 \cdot 10^{-4}$	$1.54 \cdot 10^{-2}$	$2.34 \cdot 10^{-3}$	$4.69 \cdot 10^{-6}$
$K_{2,2}$	$-2.69 \cdot 10^{-3}$	$-4.89 \cdot 10^{-2}$	$-2.40 \cdot 10^{-3}$	$-1.03 \cdot 10^{-1}$	$-1.56 \cdot 10^{-2}$	$-1.26 \cdot 10^{-4}$
$K_{2,3}$	$2.61 \cdot 10^{-3}$	$7.82 \cdot 10^{-4}$	$7.82 \cdot 10^{-4}$	$1.03 \cdot 10^{-1}$	$1.56 \cdot 10^{-2}$	$3.13 \cdot 10^{-5}$
$K_{3,3}$	-6.67	-6.72	-6.67	-6.67	-6.67	-6.67
$K_{3,6}$	6.67	6.67	6.67	6.67	6.67	6.67
$K_{4,4}$	$-8.15 \cdot 10^{-5}$	$-4.81 \cdot 10^{-3}$	$-1.60 \cdot 10^{-3}$	$-3.24 \cdot 10^{-7}$	$-4.37 \cdot 10^{-6}$	$-3.44 \cdot 10^{-5}$
$K_{5,5}$	$-7.53 \cdot 10^3$	$-6.763 \cdot 10^4$	$-6.763 \cdot 10^4$	$-7.51 \cdot 10^3$	$-7.51 \cdot 10^3$	$-7.51 \cdot 10^3$
$K_{5,6}$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$
$K_{5,9}$	$7.22 \cdot 10^3$	$6.68 \cdot 10^4$	$6.68 \cdot 10^4$	$2.84 \cdot 10^3$	$6.02 \cdot 10^3$	$7.50 \cdot 10^3$
$K_{5,10}$	$2.96 \cdot 10^2$	$8.22 \cdot 10^2$	$8.22 \cdot 10^2$	$4.66 \cdot 10^3$	$1.48 \cdot 10^3$	3.69
$K_{6,6}$	-0.70	-1.553	-1.507	$-7.00 \cdot 10^{-1}$	$-7.00 \cdot 10^{-1}$	-0.70
$K_{6,9}$	$9.61 \cdot 10^{-2}$	$8.94 \cdot 10^1$	$8.94 \cdot 10^1$	$3.79 \cdot 10^{-2}$	$8.02 \cdot 10^{-2}$	0.10
$K_{6,10}$	$3.94 \cdot 10^{-3}$	$1.10 \cdot 10^{-2}$	$1.10 \cdot 10^{-2}$	$6.21 \cdot 10^{-2}$	$1.98 \cdot 10^{-2}$	$4.92 \cdot 10^{-5}$
$K_{6,11}$	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60
$K_{7,7}$	$-2.64 \cdot 10^{-3}$	$-4.89 \cdot 10^{-2}$	$-2.40 \cdot 10^{-3}$	$-1.01 \cdot 10^{-1}$	$-1.54 \cdot 10^{-2}$	$-1.25 \cdot 10^{-4}$
$K_{7,8}$	$2.56 \cdot 10^{-3}$	$7.69 \cdot 10^{-4}$	$7.69 \cdot 10^{-4}$	$1.01 \cdot 10^{-1}$	$1.54 \cdot 10^{-2}$	$3.08 \cdot 10^{-5}$
$K_{8,8}$	-6.65	-6.70	-6.65	-6.65	-6.65	-6.65
$K_{8,11}$	6.65	6.65	6.65	6.65	6.65	6.65

* Zerfallskonstanten λ in $[a^{-1}]$

Tab. 3: Transferkoeffizienten (Fortsetzung)

$K_{n,m}$	Cm-245 $\lambda=8.15 \cdot 10^{-5}$	Pu-241 $\lambda=4.81 \cdot 10^{-2}$	Am-241 $\lambda=1.60 \cdot 10^{-3}$	Np-237 $\lambda=3.24 \cdot 10^{-7}$	U-233 $\lambda=4.37 \cdot 10^{-6}$	Th-229 $\lambda=9.44 \cdot 10^{-5}$
$K_{9,9}$	$-2.96 \cdot 10^2$	$-9.14 \cdot 10^1$	$-9.14 \cdot 10^1$	$-4.67 \cdot 10^3$	$-1.48 \cdot 10^3$	-3.70
$K_{9,10}$	$2.96 \cdot 10^2$	$9.14 \cdot 10^1$	$9.14 \cdot 10^1$	$4.67 \cdot 10^3$	$1.48 \cdot 10^3$	3.70
$K_{10,7}$	6.25	6.25	6.25	6.16	6.24	6.25
$K_{10,8}$	$2.41 \cdot 10^{-3}$	$7.23 \cdot 10^{-4}$	$7.23 \cdot 10^{-4}$	$9.49 \cdot 10^{-2}$	$1.44 \cdot 10^{-2}$	$2.89 \cdot 10^{-5}$
$K_{10,10}$	$-7.52 \cdot 10^3$	$-7.52 \cdot 10^3$	$-7.52 \cdot 10^3$	$-7.52 \cdot 10^3$	$-7.52 \cdot 10^3$	$-7.52 \cdot 10^3$
$K_{10,11}$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$	$1.13 \cdot 10^1$
$K_{10,12}$	$7.47 \cdot 10^3$	$7.49 \cdot 10^3$	$7.49 \cdot 10^3$	$6.35 \cdot 10^3$	$7.30 \cdot 10^3$	$7.50 \cdot 10^3$
$K_{10,13}$	$3.37 \cdot 10^1$	$1.01 \cdot 10^1$	$1.01 \cdot 10^1$	$1.15 \cdot 10^3$	$1.98 \cdot 10^2$	$4.06 \cdot 10^{-1}$
$K_{11,11}$	$-7.48 \cdot 10^{-1}$	$-7.95 \cdot 10^{-1}$	$-7.49 \cdot 10^{-1}$	$-7.47 \cdot 10^{-1}$	$-7.47 \cdot 10^{-1}$	$7.47 \cdot 10^{-1}$
$K_{11,12}$	$7.45 \cdot 10^{-1}$	$7.46 \cdot 10^{-1}$	$7.46 \cdot 10^{-1}$	$6.33 \cdot 10^{-1}$	$7.27 \cdot 10^{-1}$	$7.47 \cdot 10^{-1}$
$K_{11,13}$	$3.36 \cdot 10^{-3}$	$1.01 \cdot 10^{-3}$	$1.01 \cdot 10^{-3}$	$1.14 \cdot 10^{-1}$	$1.97 \cdot 10^{-2}$	$4.04 \cdot 10^{-5}$
$K_{12,12}$	$-1.54 \cdot 10^1$	-4.67	-4.62	$-5.23 \cdot 10^2$	$-9.02 \cdot 10^1$	$-1.85 \cdot 10^{-1}$
$K_{12,13}$	$1.54 \cdot 10^1$	4.62	4.62	$5.23 \cdot 10^2$	$9.02 \cdot 10^1$	$1.85 \cdot 10^{-1}$
$K_{13,13}$	$-3.42 \cdot 10^3$	$-3.42 \cdot 10^3$	$-3.42 \cdot 10^3$	$-3.42 \cdot 10^3$	$-3.42 \cdot 10^3$	$-3.42 \cdot 10^3$
$K_{13,14}$	$3.42 \cdot 10^3$	$3.42 \cdot 10^3$	$3.42 \cdot 10^3$	$3.42 \cdot 10^3$	$3.42 \cdot 10^3$	$3.42 \cdot 10^3$
$K_{14,14}$	$-8.15 \cdot 10^{-5}$	$-4.81 \cdot 10^{-2}$	$-1.60 \cdot 10^{-3}$	$-3.24 \cdot 10^{-7}$	$-4.37 \cdot 10^{-6}$	$-9.44 \cdot 10^{-5}$

Tabelle 4 Vergleich von zwei Verteilungsmodellen für Aktivitätskonzentrationen ${}^i\bar{y}_n$ (Modell b) und ${}^i y_n$ (Modell c) sowie Aktivitätsverhältnissen ${}^i\bar{c}_2$ (Modell b) und ${}^i c_2$ (Modell c).

Nuklid i	Mit BIOPATH berechnet		Analytisch berechnet		Mit BIOPATH berechnet		Sollwert für ${}^i c_2$
	${}^i\bar{y}_2 / {}^i\bar{y}_3$	${}^i y_2 / {}^i y_3$	${}^i\bar{y}_2 / {}^i\bar{y}_3$	${}^i y_2 / {}^i y_3$	${}^i\bar{c}_2$	${}^i c_2$	
Cm-245	$0.85 \cdot 10^5$ $3.32 \cdot 10^1$	$1.23 \cdot 10^5$ $4.83 \cdot 10^1$	$1.27 \cdot 10^5$ $4.97 \cdot 10^1$	$1.23 \cdot 10^5$ $4.83 \cdot 10^1$	$2.55 \cdot 10^3$	$2.56 \cdot 10^3$	$2.56 \cdot 10^3$
Pu-241	$9.05 \cdot 10^4$ 6.50	$1.28 \cdot 10^5$ $1.53 \cdot 10^1$			$1.39 \cdot 10^4$	$8.37 \cdot 10^3$	$8.53 \cdot 10^3$
Am-241	$1.51 \cdot 10^5$ $1.75 \cdot 10^1$	$2.24 \cdot 10^5$ $2.63 \cdot 10^1$			$8.63 \cdot 10^3$	$8.52 \cdot 10^3$	$8.53 \cdot 10^3$
Np-237	$1.65 \cdot 10^6$ $2.58 \cdot 10^4$	$2.47 \cdot 10^6$ $3.87 \cdot 10^4$			$6.40 \cdot 10^1$	$6.38 \cdot 10^1$	$6.40 \cdot 10^1$

Tabelle 5 Stationäre Aktivitätskonzentration in den verschiedenen Kompartimenten.

Kompartiment	Aktivitätskonzentration für $t \rightarrow \infty$ [Bq/m^3]					
	Cm-245	Pu-241	Am-241	Np-237	U-233	Th-229
1 Trinkwasser	$7.90 \cdot 10^{-7}$	$7.88 \cdot 10^{-7}$	$7.91 \cdot 10^{-7}$	$6.14 \cdot 10^{-4}$	$3.38 \cdot 10^{-4}$	$3.38 \cdot 10^{-4}$
2 Erde	$1.00 \cdot 10^{-4}$	$1.04 \cdot 10^{-4}$	$1.82 \cdot 10^{-4}$	$2.01 \cdot 10^{-3}$	$7.39 \cdot 10^{-3}$	$9.22 \cdot 10^{-1}$
3 Bodenwasser	$1.29 \cdot 10^{-7}$	$4.07 \cdot 10^{-8}$	$7.00 \cdot 10^{-8}$	$1.03 \cdot 10^{-4}$	$5.68 \cdot 10^{-5}$	$1.42 \cdot 10^{-5}$
6 Grundwasser	$4.60 \cdot 10^{-8}$	$7.98 \cdot 10^{-9}$	$1.16 \cdot 10^{-8}$	$3.69 \cdot 10^{-5}$	$2.03 \cdot 10^{-5}$	$5.07 \cdot 10^{-6}$
7 Erde	$2.32 \cdot 10^{-9}$	$2.48 \cdot 10^{-9}$	$7.46 \cdot 10^{-9}$	$4.79 \cdot 10^{-8}$	$1.75 \cdot 10^{-7}$	$5.53 \cdot 10^{-6}$
8 Bodenwasser	$2.97 \cdot 10^{-12}$	$9.68 \cdot 10^{-13}$	$2.87 \cdot 10^{-12}$	$2.45 \cdot 10^{-9}$	$1.35 \cdot 10^{-9}$	$8.52 \cdot 10^{-11}$
9 Aare-sediment	$2.39 \cdot 10^{-9}$	$1.25 \cdot 10^{-8}$	$1.82 \cdot 10^{-8}$	$4.79 \cdot 10^{-8}$	$1.76 \cdot 10^{-7}$	$2.19 \cdot 10^{-5}$
10 Aare	$3.06 \cdot 10^{-12}$	$4.80 \cdot 10^{-12}$	$6.99 \cdot 10^{-12}$	$2.45 \cdot 10^{-9}$	$1.35 \cdot 10^{-9}$	$3.38 \cdot 10^{-10}$
11 Grundwasser	$4.93 \cdot 10^{-9}$	$1.10 \cdot 10^{-9}$	$1.25 \cdot 10^{-9}$	$3.95 \cdot 10^{-6}$	$2.17 \cdot 10^{-6}$	$5.44 \cdot 10^{-7}$
12 Stausee-sediment	$1.67 \cdot 10^{-8}$	$2.31 \cdot 10^{-8}$	$2.74 \cdot 10^{-8}$	$3.35 \cdot 10^{-7}$	$1.23 \cdot 10^{-6}$	$1.54 \cdot 10^{-4}$
13 Stausee	$2.14 \cdot 10^{-11}$	$8.87 \cdot 10^{-12}$	$1.16 \cdot 10^{-11}$	$1.72 \cdot 10^{-8}$	$9.44 \cdot 10^{-9}$	$2.36 \cdot 10^{-9}$

Tab. 6: Zusammenstellung der Bezugskompartimente für die verschiedenen Dosisfunktionen wie sie im Inputfile für DOSBIO verwendet werden. Durch die Verknüpfung der Kompartimente mit den Dosisfunktionen wird der Zusammenhang zwischen dem Kompartimentmodell und den Belastungswegen hergestellt.

Nr.	Dosisfunktion	Bezeichnung des Bezugskompartiments in der Reihenfolge wie für DOSBIO gefordert
1	Inhalation	- Atemluft für den Mensch
2	Trinkwasser	- Trinkwasser für den Mensch
3	Milch	- Boden auf welchem Futtergras wächst - Trinkwasser für die Kuh - Atemluft für die Kuh - (nicht verwendet = 0)
4	Fleisch	- Boden auf welchem Futtergras wächst - Trinkwasser für das Rind - Atemluft für das Rind - (nicht verwendet = 0)
5	Blattgemüse	- Boden auf welchem Gemüse wächst - Bewässerung für das Gemüse - Atmosphäre über dem Gemüse
6	Getreide	- Boden auf welchem Getreide wächst
7	Wurzelgemüse	- Boden auf welchem Gemüse wächst
8	Eier	- Boden auf welchem Futtergetreide wächst - Trinkwasser für das Huhn
9	Fisch	- Wasserkompartiment in welchem Fische leben
15	Badeaktivität	- Wasserkompartiment in welchem gebadet wird
16	Strandaktivität	- Strandkompartiment
17	Umgang mit Fischereigeräten	- Ufer- oder Sedimentkompartiment
18	Externe Bodenstrahlung	- Bodenkompartment

Tab. 7: Jährlicher Nahrungsmittelkonsum des Menschen.

Die angegebenen Mengen gelten für die Region Baden und Klingnau.

Mensch

<i>Nahrungsmittel</i>	<i>Konsum</i>
<i>Wasser</i>	<i>730 l/a</i>
<i>Milch</i>	<i>165 l/a</i>
<i>Fleisch</i>	<i>75 kg/a</i>
<i>Blattgemüse</i>	<i>40 kg/a</i>
<i>Getreide</i>	<i>70 kg/a</i>
<i>Wurzelgemüse</i>	<i>90 kg/a</i>
<i>Fisch *</i>	<i>2 kg/a</i>
<i>Eier</i>	<i>200 Stck/a</i>

* *Im Gegensatz zu allen anderen Nahrungsmitteln wird angenommen, dass in beiden Regionen nur die Hälfte der Bevölkerung Fisch isst.*

Tab. 8: Täglicher Nahrungsmittelkonsum von Kuh und Rind, gültig für die Regionen Baden und Klingnau

Kuh, Rind

Nahrungsmittel	Konsum
Wasser	30 l/d
Gras	100 kg/d

Tab. 9: Täglicher Nahrungsmittelkonsum des Huhns, gültig für die Regionen Baden und Klingnau

Huhn

Nahrungsmittel	Konsum
Wasser	0,2 l/d
Getreide	0,07 kg/d

Tab. 10: Zusammenstellung der Dosisfunktionsfaktoren wie sie im DOSBIO für die vorliegende Biosphärentransportrechnung verwendet wurden

Dosisfunktionsfaktoren	Nuklid					
	Cm-245	Pu-241	Am-241	Np-237	U-233	Th-229
Dosiskonv. Faktor Ingestion * [Sv/Bq]	$2,26 \cdot 10^6$	$8,88 \cdot 10^3$	$2,18 \cdot 10^6$	$4,07 \cdot 10^7$	$2,66 \cdot 10^5$	$3,48 \cdot 10^6$
Konz. Faktor Gras - Boden	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-3}$
" Getreide - Boden	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-3}$
" Blattgemüse - Boden	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	3,0	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-3}$
" Wurzelgemüse - Boden	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$	$3,0 \cdot 10^{-2}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-3}$
" Fisch - Süßwasser	$1,1 \cdot 10^1$	3,5	$2,5 \cdot 10^1$	$1,0 \cdot 10^1$	$1,0 \cdot 10^1$	$3,0 \cdot 10^1$
Verteilungsfaktor Milch [d/l]	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$
" Fleisch [d/kg]	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$	$5,0 \cdot 10^{-3}$
" Eier [d/Stck]	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$

* Dosiskonversionsfaktoren nach ICRP30

Tab. 11: Jährliche Individualdosis [Swa] für die Region Baden nach 10^4 Jahren

BADEN

Belastungsweg	Nuklid						Summe aller Nuklide
	Cm-245	Pu-241	Am-241	Np-237	U-233	Th-229 *	
Trinkwasser	$3,521 \cdot 10^{-10}$	$1,381 \cdot 10^{-12}$	$3,401 \cdot 10^{-10}$	$4,927 \cdot 10^{-6}$	$1,772 \cdot 10^{-8}$	$2,585 \cdot 10^{-7}$	$5,204 \cdot 10^{-6}$
Milch	$2,457 \cdot 10^{-14}$	$1,101 \cdot 10^{-17}$	$1,374 \cdot 10^{-14}$	$1,716 \cdot 10^{-10}$	$7,104 \cdot 10^{-11}$	$2,479 \cdot 10^{-10}$	$4,906 \cdot 10^{-10}$
Fleisch	$1,117 \cdot 10^{-11}$	$5,006 \cdot 10^{-14}$	$1,250 \cdot 10^{-11}$	$1,560 \cdot 10^{-7}$	$3,229 \cdot 10^{-10}$	$1,127 \cdot 10^{-7}$	$2,690 \cdot 10^{-7}$
Blattgemüse	$6,126 \cdot 10^{-12}$	$3,001 \cdot 10^{-13}$	$1,287 \cdot 10^{-8}$	$2,208 \cdot 10^{-9}$	$5,308 \cdot 10^{-11}$	$1,159 \cdot 10^{-7}$	$1,310 \cdot 10^{-7}$
Getreide	$1,072 \cdot 10^{-11}$	$7,002 \cdot 10^{-15}$	$7,510 \cdot 10^{-11}$	$3,863 \cdot 10^{-9}$	$9,289 \cdot 10^{-11}$	$2,029 \cdot 10^{-7}$	$2,069 \cdot 10^{-7}$
Wurzelgemüse	$1,378 \cdot 10^{-11}$	$4,051 \cdot 10^{-13}$	$2,897 \cdot 10^{-10}$	$4,967 \cdot 10^{-9}$	$1,194 \cdot 10^{-10}$	$2,609 \cdot 10^{-7}$	$2,663 \cdot 10^{-7}$
Eier	$2,144 \cdot 10^{-15}$	$7,706 \cdot 10^{-18}$	$3,366 \cdot 10^{-15}$	$2,708 \cdot 10^{-11}$	$9,897 \cdot 10^{-14}$	$5,474 \cdot 10^{-12}$	$3,266 \cdot 10^{-11}$
Fisch	$2,880 \cdot 10^{-16}$	$1,490 \cdot 10^{-19}$	$3,426 \cdot 10^{-16}$	$3,775 \cdot 10^{-12}$	$1,356 \cdot 10^{-14}$	$1,060 \cdot 10^{-13}$	$3,895 \cdot 10^{-12}$
Summe aller Belastungswege	$3,939 \cdot 10^{-10}$	$2,143 \cdot 10^{-12}$	$1,359 \cdot 10^{-8}$	$5,094 \cdot 10^{-6}$	$1,838 \cdot 10^{-8}$	$9,511 \cdot 10^{-7}$	$6,078 \cdot 10^{-6}$

* Die Dosiskonversionsfaktoren von Ra-225 und Ac-225 wurden zu jenem von Th-229 addiert.

Tab. 12: Jährliche Individualdosis [Sv/a] für die Region Kling nau nach 10^4 Jahren

KLINGNAU

Belastungsweg	Nuklid						Summe aller Nuklide
	Cm-245	Pu-241	Am-241	Np-237	U-233	Th-229 *	
Trinkwasser	$2,196 \cdot 10^{-12}$	$1,932 \cdot 10^{-15}$	$5,372 \cdot 10^{-13}$	$3,173 \cdot 10^{-8}$	$1,140 \cdot 10^{-10}$	$2,972 \cdot 10^{-10}$	$3,214 \cdot 10^{-8}$
Milch	$7,476 \cdot 10^{-17}$	$1,314 \cdot 10^{-20}$	$1,830 \cdot 10^{-17}$	$1,076 \cdot 10^{-12}$	$3,869 \cdot 10^{-13}$	$1,081 \cdot 10^{-14}$	$1,474 \cdot 10^{-12}$
Fleisch	$3,398 \cdot 10^{-14}$	$5,974 \cdot 10^{-17}$	$1,664 \cdot 10^{-14}$	$9,782 \cdot 10^{-10}$	$1,759 \cdot 10^{-12}$	$4,913 \cdot 10^{-12}$	$9,849 \cdot 10^{-10}$
Blattgemüse	$1,417 \cdot 10^{-16}$	$7,137 \cdot 10^{-18}$	$5,294 \cdot 10^{-13}$	$5,266 \cdot 10^{-14}$	$1,257 \cdot 10^{-15}$	$3,546 \cdot 10^{-13}$	$9,381 \cdot 10^{-13}$
Getreide	$2,480 \cdot 10^{-16}$	$1,665 \cdot 10^{-19}$	$3,088 \cdot 10^{-15}$	$9,215 \cdot 10^{-14}$	$2,200 \cdot 10^{-15}$	$6,206 \cdot 10^{-13}$	$7,183 \cdot 10^{-13}$
Wurzelgemüse	$3,188 \cdot 10^{-16}$	$9,634 \cdot 10^{-18}$	$1,191 \cdot 10^{-14}$	$1,185 \cdot 10^{-13}$	$2,829 \cdot 10^{-15}$	$7,979 \cdot 10^{-13}$	$9,315 \cdot 10^{-13}$
Eier	$1,204 \cdot 10^{-17}$	$1,059 \cdot 10^{-20}$	$3,005 \cdot 10^{-18}$	$1,739 \cdot 10^{-13}$	$6,249 \cdot 10^{-16}$	$1,641 \cdot 10^{-15}$	$1,762 \cdot 10^{-13}$
Fisch	$2,880 \cdot 10^{-16}$	$1,490 \cdot 10^{-19}$	$3,426 \cdot 10^{-16}$	$3,775 \cdot 10^{-12}$	$1,356 \cdot 10^{-14}$	$1,060 \cdot 10^{-13}$	$3,895 \cdot 10^{-12}$
Summe aller Belastungswege	$2,232 \cdot 10^{-12}$	$2,009 \cdot 10^{-15}$	$1,099 \cdot 10^{-12}$	$3,272 \cdot 10^{-8}$	$1,162 \cdot 10^{-10}$	$3,041 \cdot 10^{-10}$	$3,314 \cdot 10^{-8}$

* Die Dosiskonversionsfaktoren von Ra-225 und Ac-225 wurden zu jenem von Th-229 addiert.

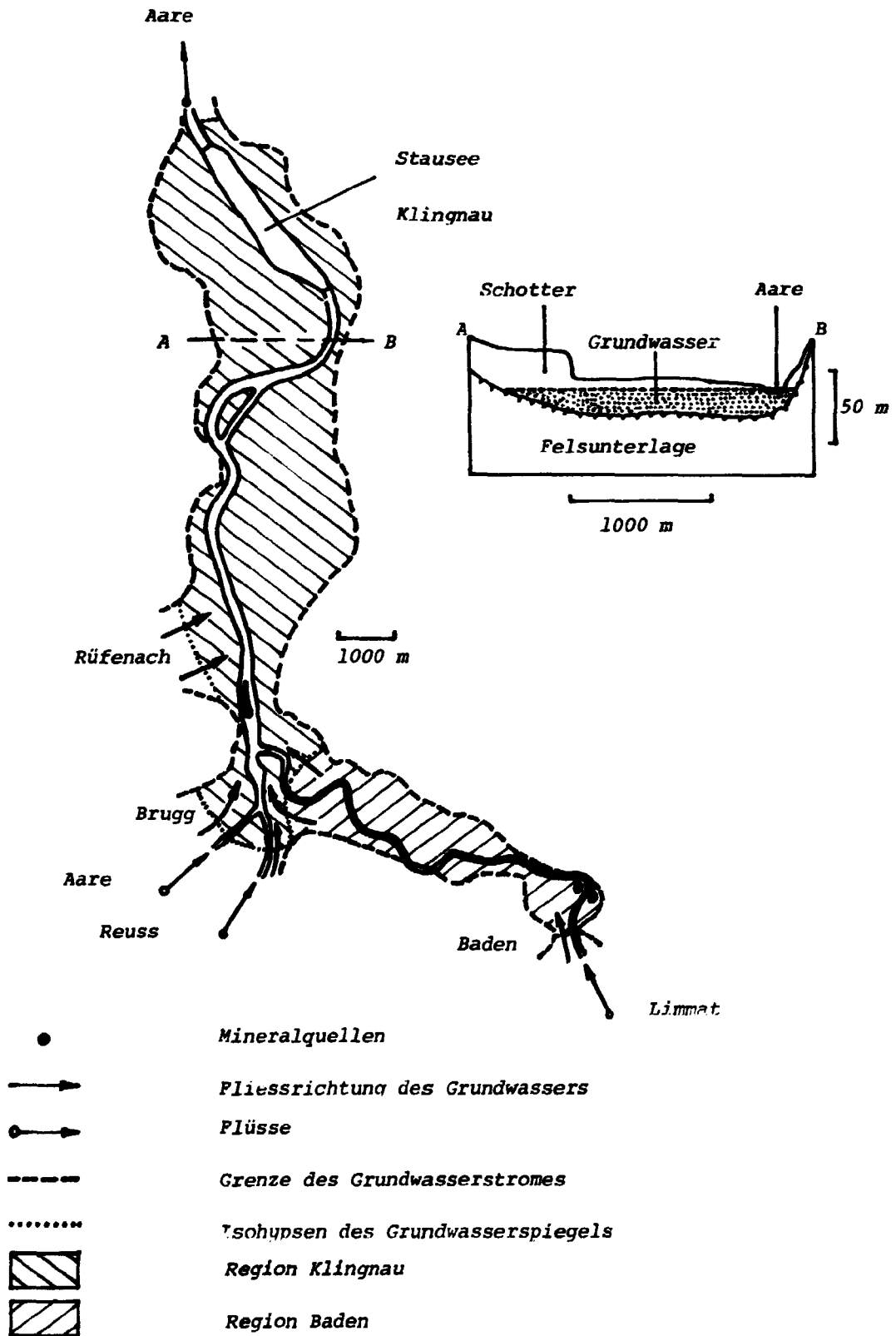
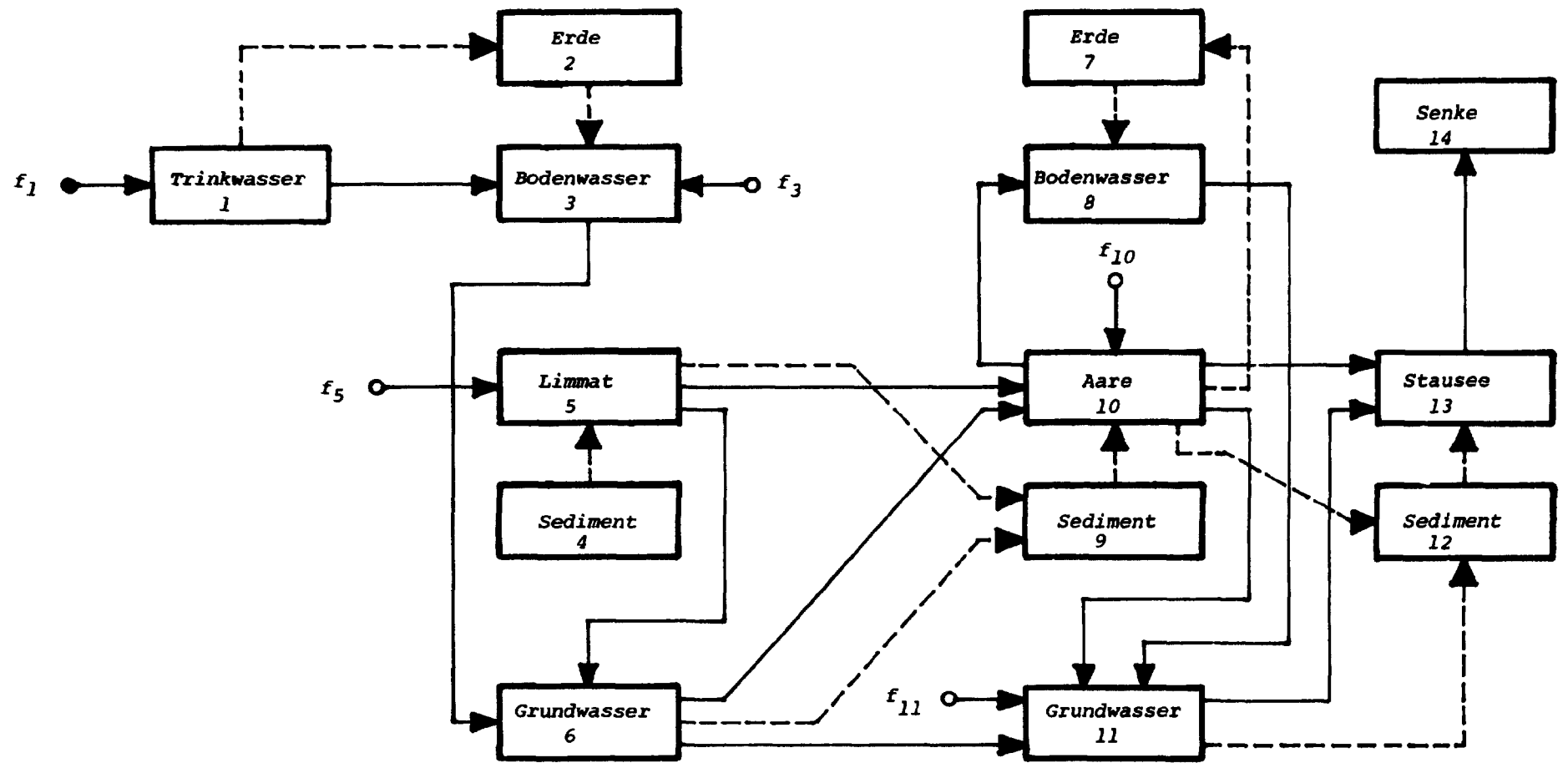


Fig. 1 Gebiet, welches für die Biosphärentransportrechnung als Kompartimentmodell dargestellt wird.



---> reine Nuklidflüsse

—> Wasserflüsse mit oder ohne Nuklide

Fig. 2 Kompartimentenmodell des Gebietes der unteren Limmat und Aare

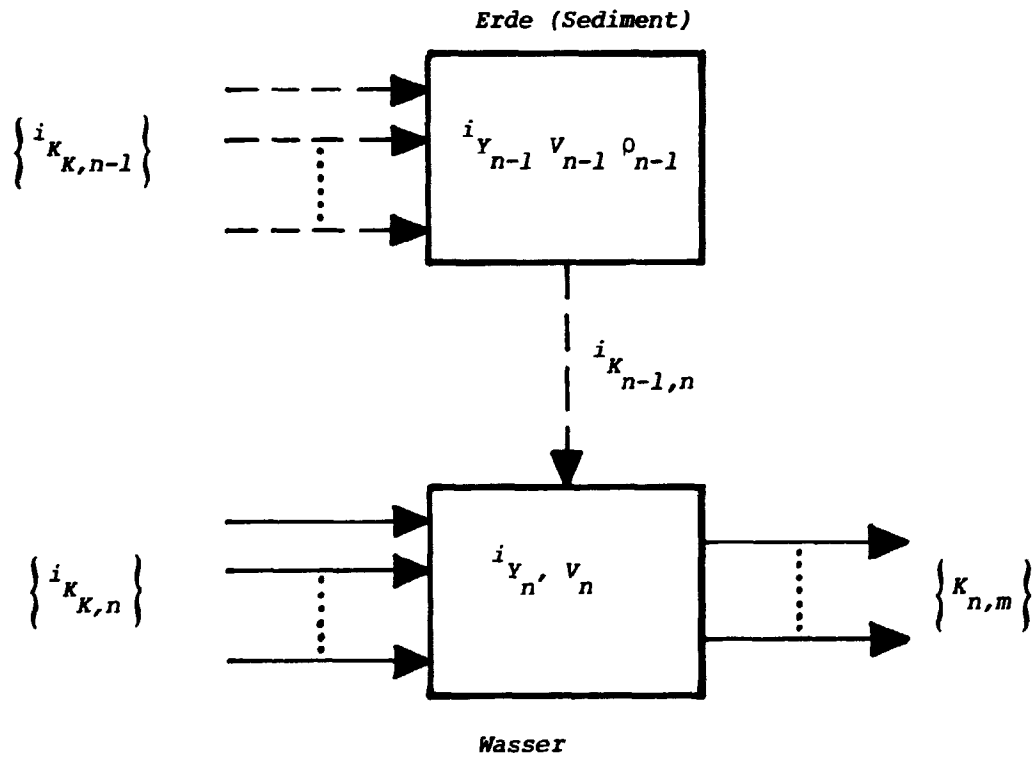


Fig. 3 *Kompartimentenmodell zur Darstellung der Radionuklidverteilung zwischen fester und flüssiger Phase in Böden und Oberflächengewässern. Dieses Modell wurde in der vorliegenden Biosphärentransportrechnung verwendet.*

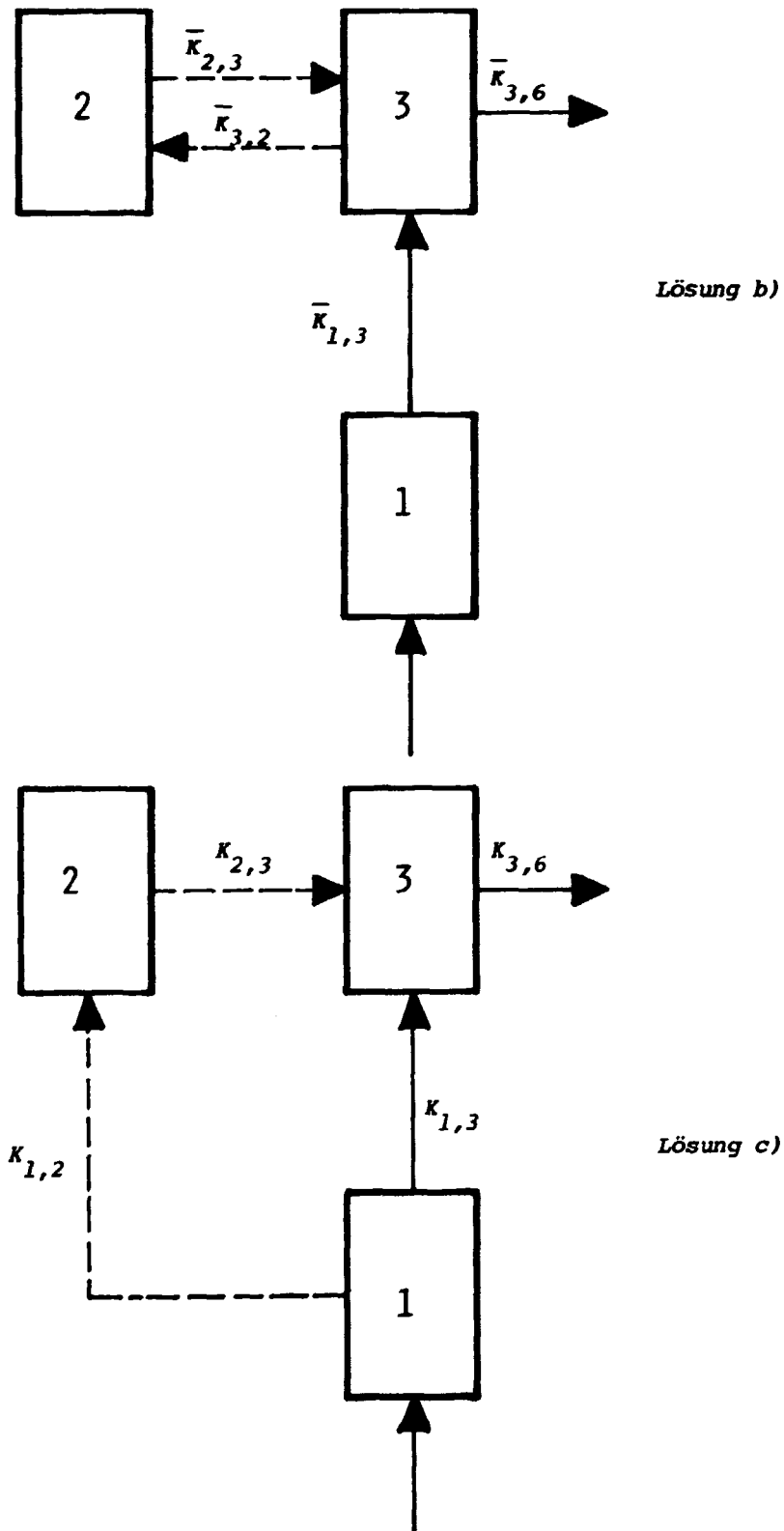


Fig. 4 Zwei mögliche Kompartimentmodelle zur Darstellung der Radionuklidverteilung zwischen fester und flüssiger Phase in Böden und Oberflächengewässern

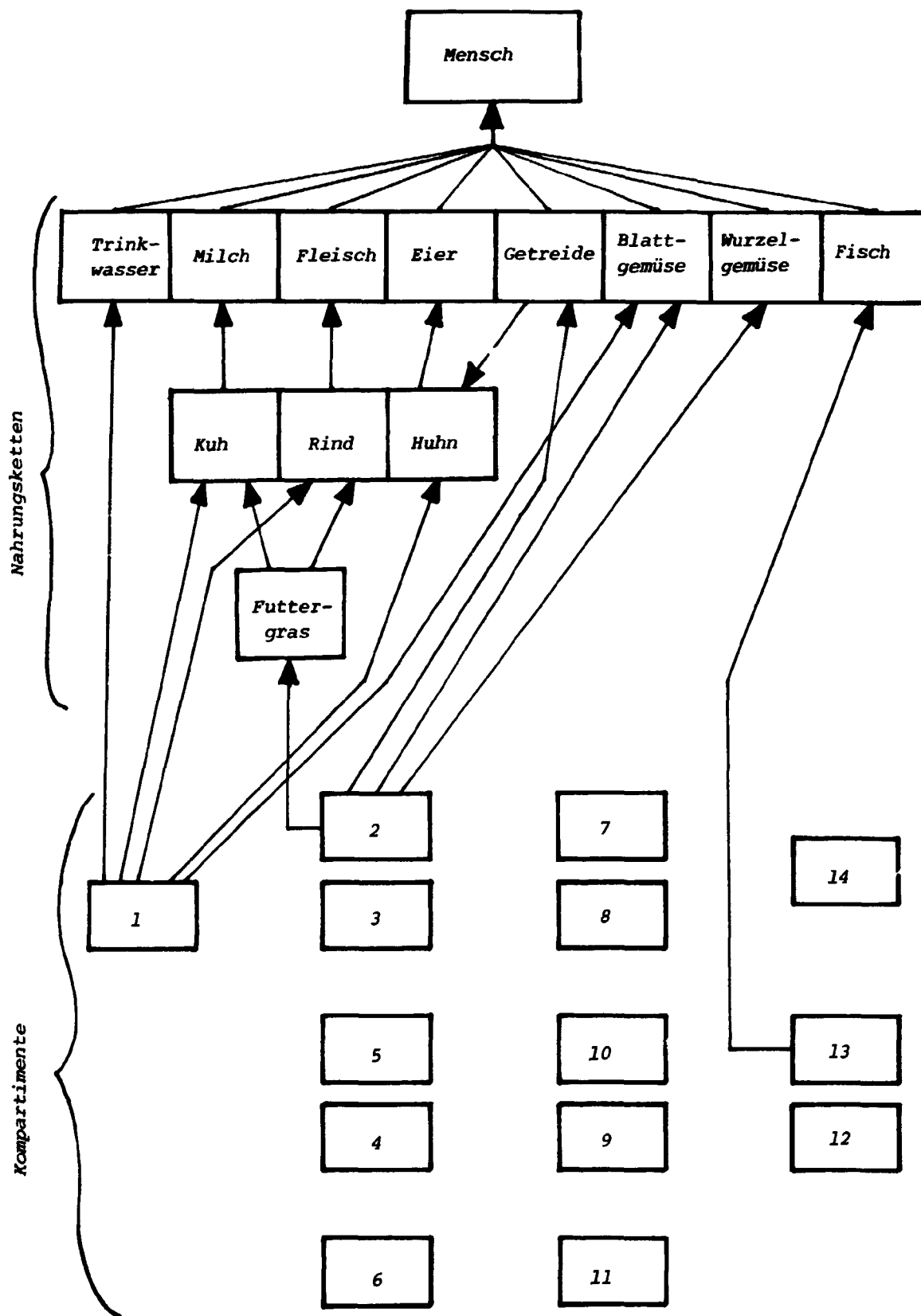


Fig. 5 Belastungswege für die Region Baden

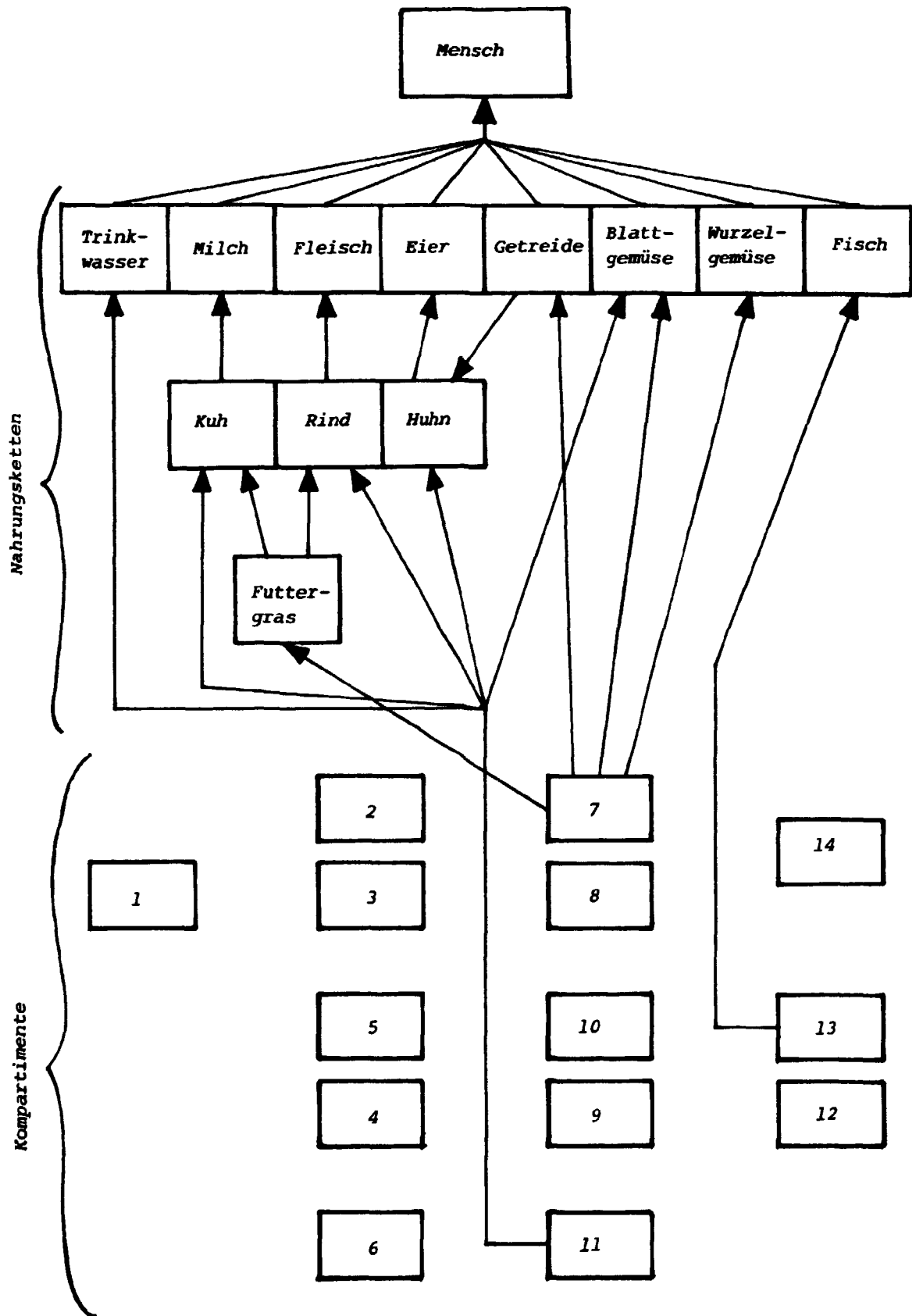


Fig. 6 Belastungswege für die Region Klingnau