Zeitschrift: Bulletin de la Société Fribourgeoise des Sciences Naturelles = Bulletin der Naturforschenden Gesellschaft Freiburg

Herausgeber: Société Fribourgeoise des Sciences Naturelles

Band: 89 (2000)

Heft: 1: 40 Jahre Überwachung der Radioaktivität in der Schweiz = 40 ans de surveillance de la radioactivité en Suisse

Artikel: Stand der Entwicklung radioökologischer Modelle

Autor: Bonka, Hans

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-308799

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 24.08.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Stand der Entwicklung radioökologischer Modelle

Von Hans BONKA
Lehrgebiet Strahlenschutz in der Kerntechnik, RWTH Aachen

1 Einleitung

Radioökologie ist die Wissenschaft vom Transport der Radionuklide und der Wirkung ionisierender Strahlung in der belebten und unbelebten Umwelt. In die Umwelt gelangten zum ersten Mal im Rahmen der Plutoniumproduktion für Kernwaffen in den 40er Jahren und durch die oberirdischen Kernwaffenexplosionen größere Mengen künstlicher Radionuklide, s. z.B. /Bo 93/. Man mußte sich daher detailliert mit dem Transport der wichtigsten Radionuklide in der Umwelt beschäftigen und dafür Sorge tragen, daß die beruflich strahlenexponierten Personen und die Bevölkerung nicht zu hohe Dosen erhielten. Die Dosisgrenzwerte für den Ganzkörper betrugen z.B. in den USA von 1935 - 1948 für beruflich strahlenexponierte Personen 1 mSv/d sowie 300 mSv/a /Wa 49/ /Ta 58/. Es war üblich von 1/10tel des Wertes für die Bevölkerung auszugehen /Mo 55/. Die ICRP erniedrigte ihre Grenzwerte für beruflich strahlenexponierte Personen im Jahre 1950 von 600 mSv/a auf 150 mSv/a und im Jahre 1956 auf 50 mSv/a /Ta 58/. Einen Eindruck von den umfangreichen radioökologischen Arbeiten in den 50er Jahren liefern einige Berichte auf der ersten Genfer Atomkonferenz im Jahre 1955 /Pe 55/, die Beiträge auf dem ersten Symposium «Radioecology» /Sc 61/ an der Colorado Universität vom 10. bis 15.9.1961, das Buch «Radioekologiya», Moskow 1971 /Kl 71/ und andere Veröffentlichungen, s. z.B. /Bo 93/. Mitte der 50er Jahre begannen die ersten größeren oberirdischen Kernwaffenversuche der USA und UdSSR. Damit wurden in allen Ländern Radionuklide abgelagert. Die Radioökologie wurde ein Arbeitsgebiet auch in den Staaten, die keine Kernwaffen besaßen. So wundert es nicht, daß sowohl in der Schweiz, als auch in Deutschland die staatliche Umweltüberwachung radioaktiver Stoffe ca. 40 Jahre alt ist. Parallel zu den Messungen wurde über die Anreicherung der Radionuklide in der Umwelt diskutiert. In diesem Zusammenhang wurden die ersten radioökologischen Modelle entwickelt.

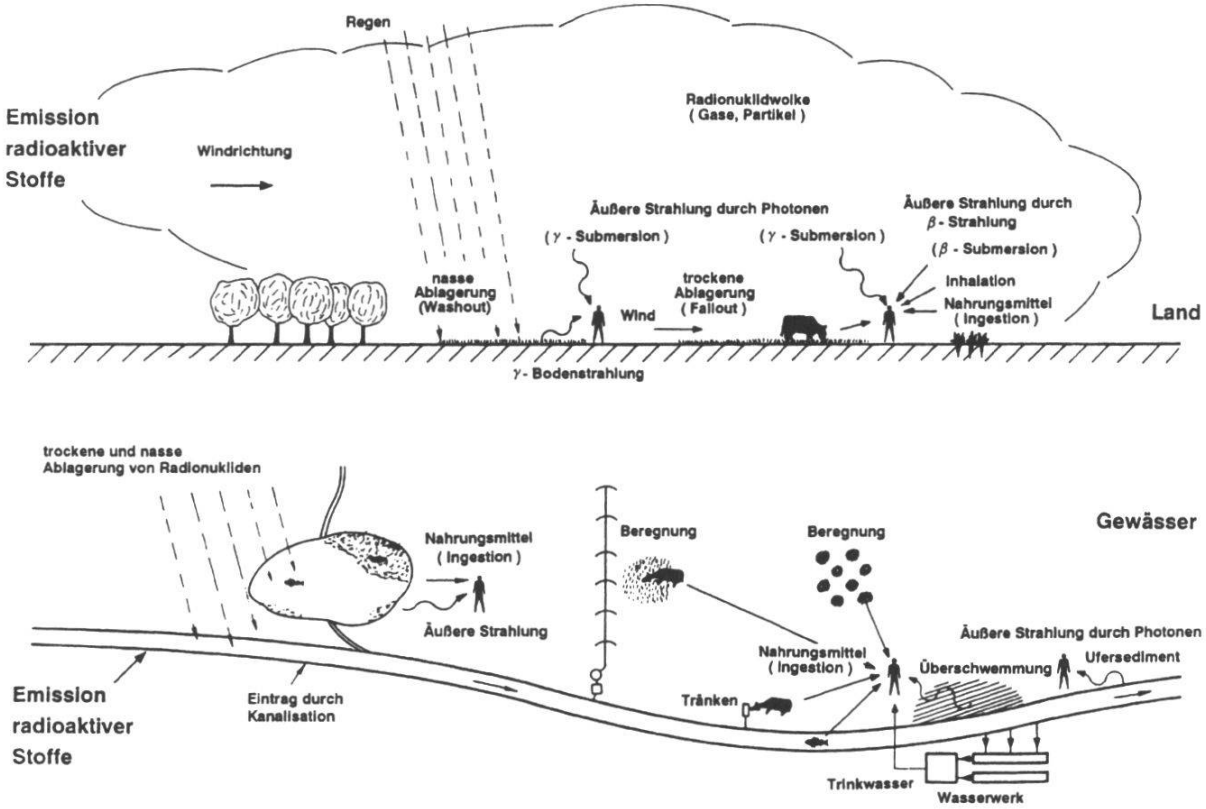


Abb. 1: Radionuklidtransport und Expositionspfade

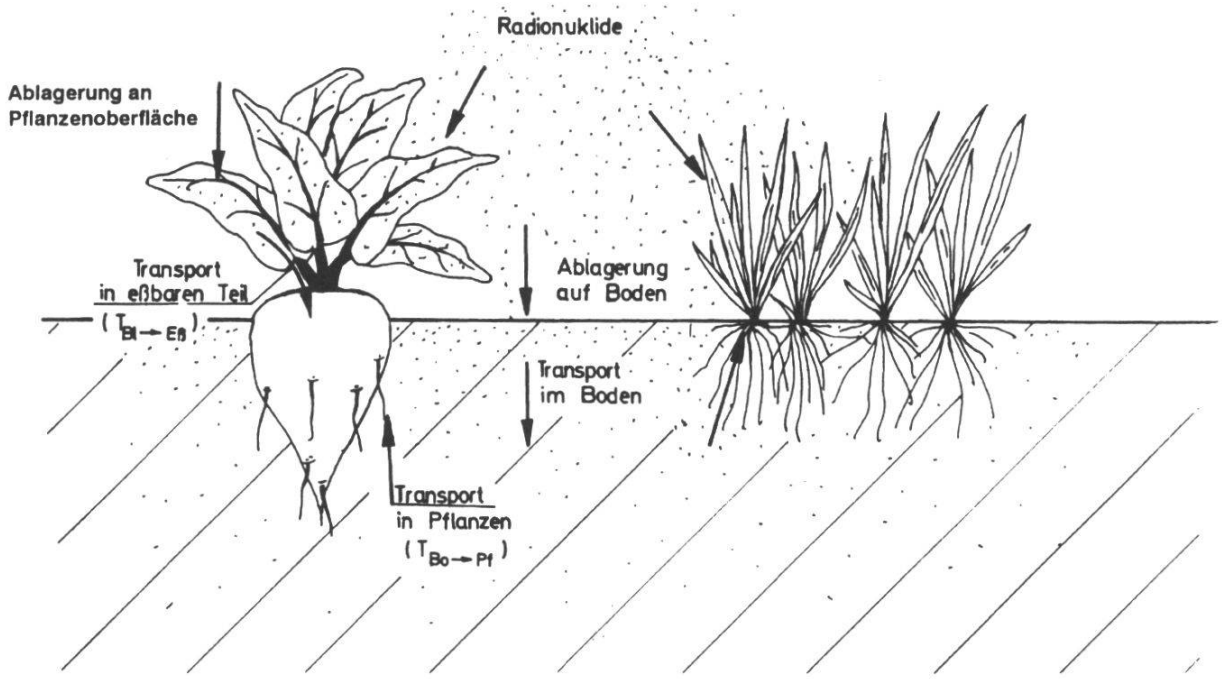


Abb. 2: Radionuklidtransport in die Pflanzen

2 Radionuklidemission und verwendete Modelltypen

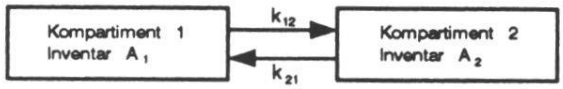
Die mit Luft in die Atmosphäre eingeleiteten Radionuklide sind gasförmig oder an Partikel im Durchmesserbereich von ca. 10^{-2} bis 20 µm angelagert. Die Radionuklide können sich je nach Entstehungsprozeß der Partikel an deren Oberfläche oder in ihrem Inneren befinden. Die chemischen Verbindungen sind im allgemeinen nicht bekannt. ^{3}H liegt bei Emissionen aus Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktor in Form von H_2O, ^{14}C in Form von CO_2 und organischen Verbindungen und ^{131}I und andere Iodisotope in Form von I_2, organischen Verbindungen und partikelgebunden vor. Mit dem Wasser in Fließgewässer eingeleitete Radionuklide sind molekular oder an Partikel gebunden. Der Transport der mit Luft oder Wasser in die Atmosphäre oder Fließgewässer emittierten Radionuklide ist in Abb. 1 und 2 dargestellt. In Abb. 1 sind die Pfade, auf denen eine Strahlenexposition des Menschen möglich ist, dargestellt. Im folgenden soll nur der Radionuklidtransport in der Umwelt betrachtet werden. Ist die Radionuklidverteilung bekannt, so lassen sich mit Hilfe von Dosisleistungs- und Dosisfaktoren /Bu 89/ /Re 90/ die Körperdosen berechnen. Sie werden z.B. benötigt zur:

- Bewertung der radioaktiven Emissionen aus kerntechnischen Anlagen und Einrichtungen im Normalbetrieb
- Bewertung eventueller störfallbedingter Emissionen
- Bewertung und Festlegung von Schutzmaßnahmen nach unfallbedingten Emissionen
- Bewertung der Strahlenexposition durch natürliche oder künstliche Radionuklide in der Umwelt usw.

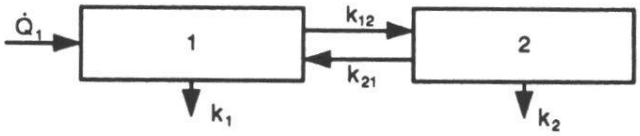
Die Betrachtungen können prospektiv oder retrospektiv sein.

Aufgrund der außerordentlich komplexen Vorgänge in der Umwelt ist es nicht möglich, den Transport der Radionuklide naturgetreu nachzubilden. Es werden im allgemeinen deterministische Modelle angewendet. In der Mehrzahl sind es Kompartimentmodelle bei denen in den einzelnen Kompartimenten von einer homogenen Radionuklidverteilung ausgegangen wird. Die Abb. 3 zeigt als Beispiel ein geschlossenes und offenes 2-Kompartimentmodell sowie ein offenes 3-Kompartimentmodell. Sind die Übergangsfaktoren k_{ij} konstant, so läßt sich die Aktivität im Kompartiment i durch eine Differentialgleichung erster Ordung beschreiben. Die Aktivität A_i und deren zeitliche Änderung hängt vom Quellterm $\dot{Q}_i$, den Übergangsfaktoren und den Eliminationskonstanten k_i ab. Ist $\dot{Q}_i$, k_{ij} und k_i zeitlich konstant, so läßt sich A_i analytisch berechnen. Im anderen Fall muß A_i numerisch berechnet werden.

Dort, wo es möglich ist, werden bei der Berechnung der Ausbreitung der Radionuklide in der Umwelt naturwissenschaftlich-mathematische Modelle



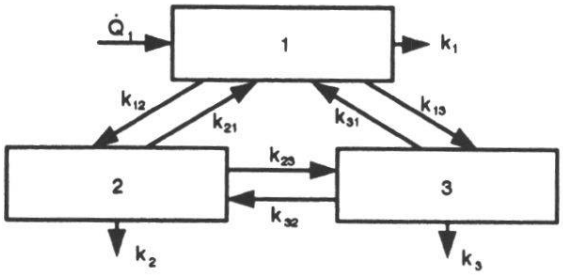
Geschlossenes 2 - Kompartimentmodell



$$\frac{dA_1}{dt} = \dot{Q}_1 + A_2 \cdot k_{21} - (k_1 + k_{12}) \cdot A_1$$

$$\frac{dA_2}{dt} = A_1 \cdot k_{12} - (k_2 + k_{21}) \cdot A_2$$

Offenes 2 - Kompartimentmodell



Offenes 3 - Kompartimentmodell

Abb. 3: Kompartimentmodelle

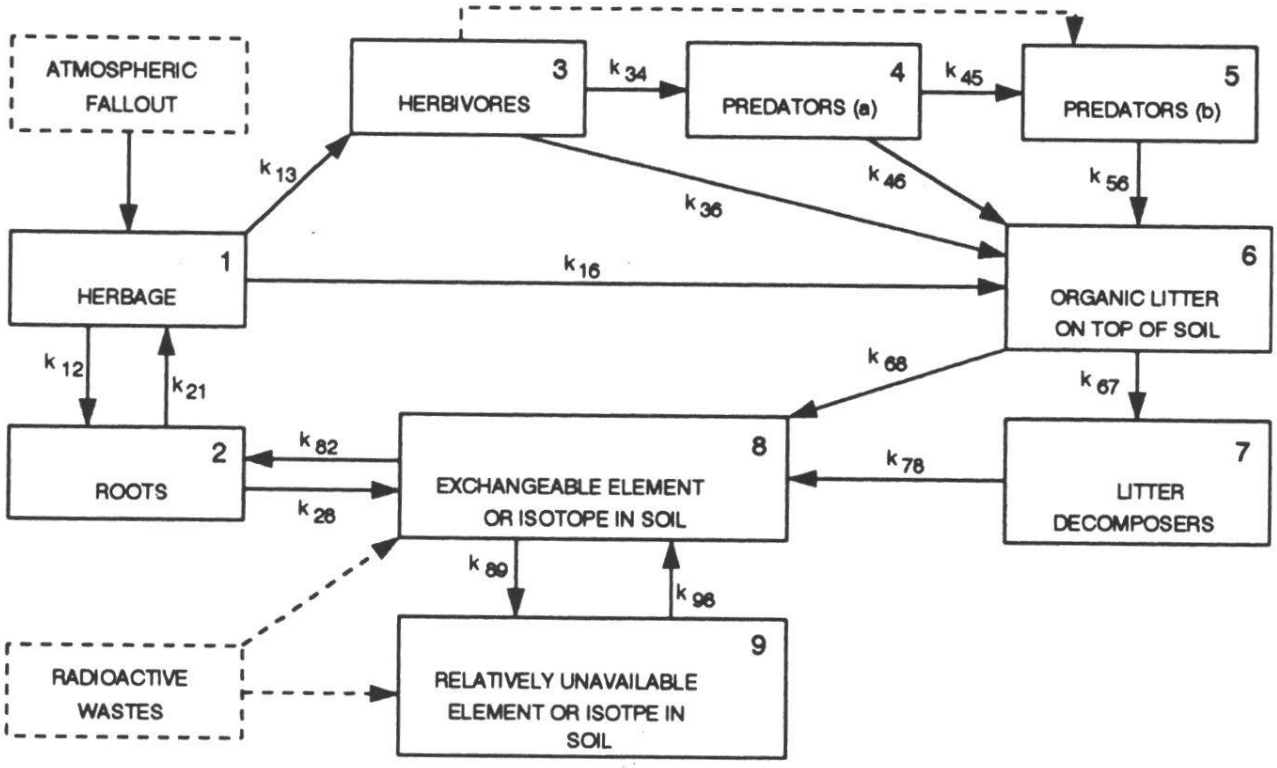


Abb. 4: Kompartimentmodell zur Berechnung des Radionuklidtransports im Ökosystem mit Hilfe eines Analogrechners /Ol 61/

angewendet. Eines der am häufigsten angewendeten Modelle ist das Gauß-Ausbreitungsmodell zur Berechnung der Radionuklidverteilung in der Luft. Übertragbar ist es auf die Ausbreitung in Fließgewässern und andere Spezialfälle. Aufgrund der großen Fortschritte bei der Berechnung der Windverteilung nach den Erhaltungsgleichungen für Masse, Energie und Impuls ist es heute möglich, von der Annahme einer mit der Höhe konstanten Windgeschwindigkeit und -richtung abzugehen. Hierdurch sind insbesondere bei Notfällen verbesserte Ausbreitungsrechnungen möglich. Für die Ausbreitungsrechnungen eignet sich in diesem Fall besonders das Lagrange-Ausbreitungsmodell (Monte-Carlo-Simulationsmodell) /Ss 96/.

In speziellen Fällen ist es möglich, den Radionuklidtransport in Pflanzen und tierischen Produkten mit Hilfe des nuklidspezifischen Aktivitätsmodells zu berechnen. Üblich ist dieses Verfahren bei ^{3}H und ^{14}C /Bo 82/ /Bu 90/ /Bi 90/. Die spezifische ^{14}C Aktivität der Lebensmittel ergibt sich aus dem $^{14}C/^{12}C$-Verhältnis im CO_2 der bodennahen Luft. Bei ^{3}H bestimmt das $^{3}H/^{1}H$-Verhältnis in der bodennahen Luftfeuchte und im Bodenwasser die spezifische ^{3}H-Aktivität in Lebensmitteln. Instationäre Kompartimentmodelle für ^{3}H und ^{14}C sind z.B. in /Ba 99/ und /Bi 99/ dargestellt.

3 Aufbau der heute verwendeten Modelle bei Emission mit Luft

3.1 Historie

Modelle zur Berechnung des Radionuklidtransports in der Umwelt sollten so aufgebaut sein, daß sie die wesentlichen Transportprozesse beschreiben. Schon das auf dem ersten Symposium «Radioökologie» im Jahr 1961 dargestellte Analogrechner-Modell zur Berechnung der Radionuklidverteilung im Ökosystem /Ol 61/ enthält alle wesentlichen Elemente: Die Ablagerung auf die Pflanzen, den Transport vom Boden in die Pflanzen und den Transport in die Tiere auf den verschiedenen trophischen Stufen, s. Abb. 4. Es wird besonders betont, daß einige Elemente wie Cäsium die Tendenz haben, im Boden stark gebunden zu werden und daher für die Pflanzen relativ unverfügbar sind. Für die Ablagerung wird der nicht eindeutig definierte Ausdruck Fallout verwendet.

Ein großer Schritt auf dem Gebiet der radioökologischen Modelle war die Entwicklung des Rechenprogramms HERMES im Jahre 1971 /Fl 71/ /So 73/. Die Abb. 5 zeigt das Dosisberechnungsmodell für den Luftpfad. Das Ingestionsmodell wurde von Soldat am Battelle Pacific Northwest Laboratory, Richland, entwickelt /So 73/. Wenn man sich die mittlerweile bekannt gewordenen Kontaminationen durch die Plutoniumproduktionsanlage Hanford nördlich von Richland vor Augen hält, so wundert es nicht, daß die Hanford Contractors /Fl 71/ komplette Datensätze zur Berechnung des Radionuklid-

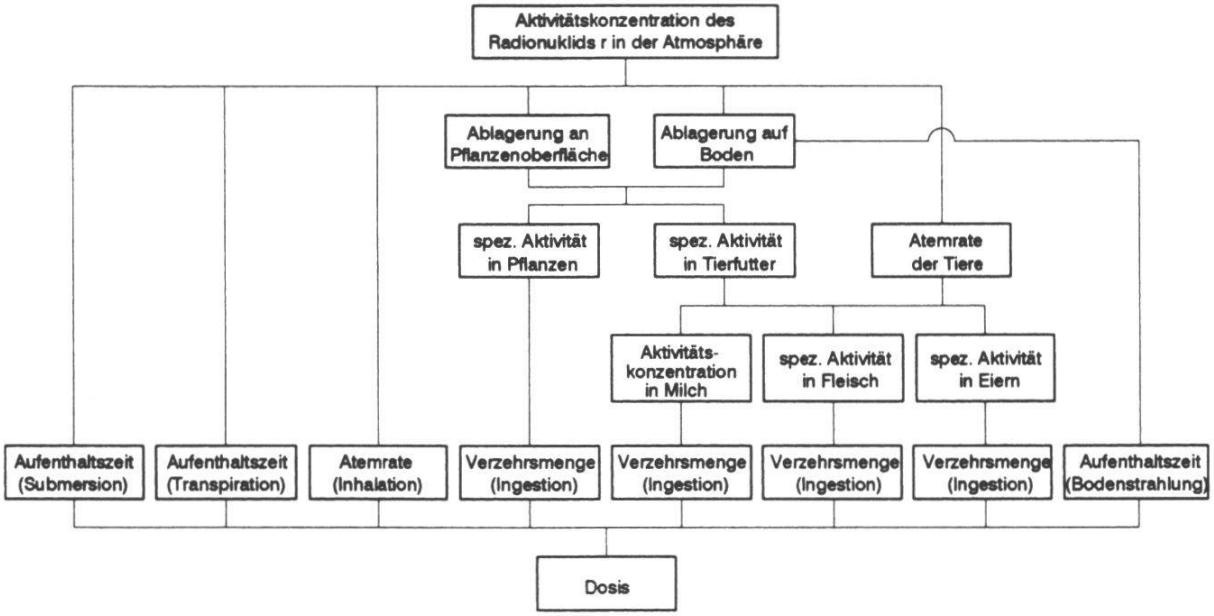


Abb. 5: Dosimetrisches Modell für den Luftpfad im Computerprogramm HERMES /Fl 71/ /So 73/

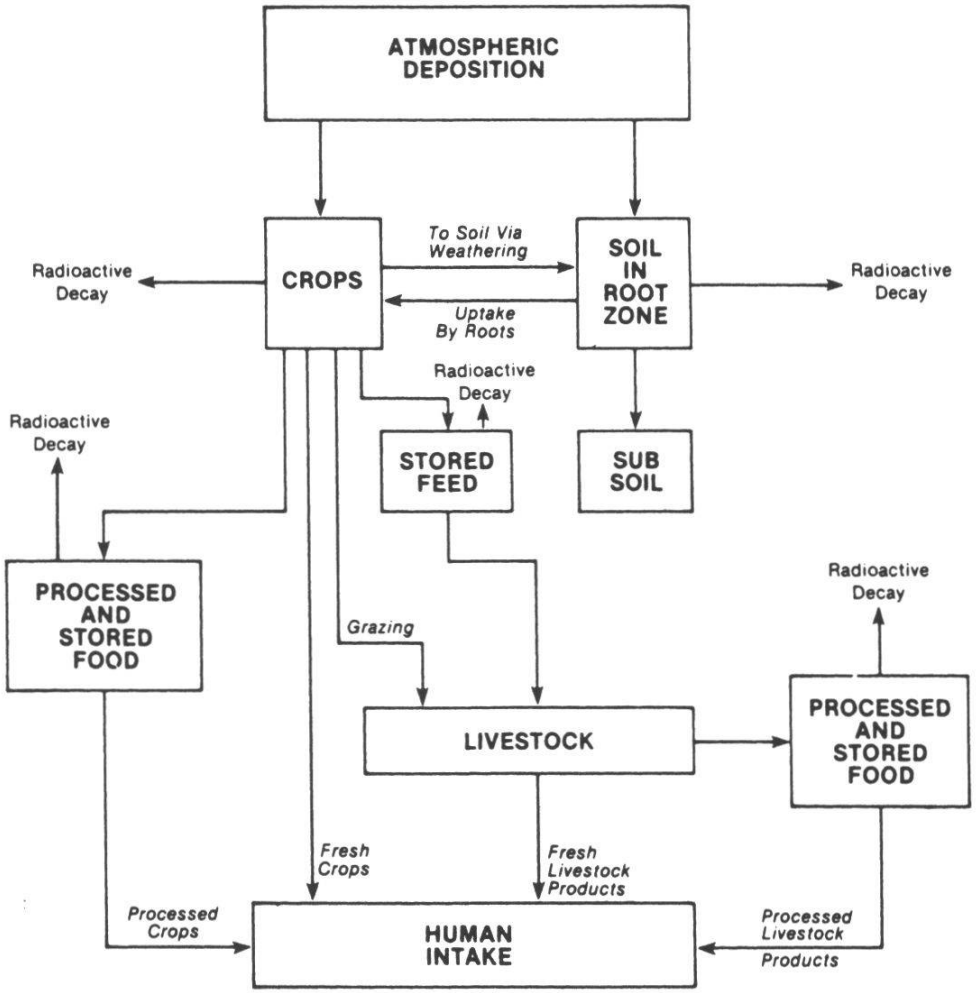


Abb. 6: Erweitertes Kompartimentmodell zur Berechnung der spezifischen Aktivität in landwirtschaftlichen Produkten /Bo 81/

transports der verschiedenen Radionuklide zusammentragen konnten. Das HERMES Rechenprogramm wurde Grundlage für den Regulatory Guide 1.109 vom Oktober 1977 /Us 77/ der U.S. Nuclear Regulatory Commission. In Deutschland wurden die Dosismodelle in /So 74/ /Ba 76 /, die auch auf HERMES zurückgehen sowie der Regulatory Guide 1.109 Grundlage für die sogenannte ABG zu § 45 StrlSchV /Bu 79/. Die dosimetrischen Modelle, die im Rechenprogramm HERMES erarbeitet wurden, beeinflußten die gesamte Weiterentwicklung auf diesem Gebiet. Die gleiche Bedeutung bekamen die Datensammlungen der radioökologischen Parameter für die Modelle von Ng u.a. vom Lawrence Livermore Laboratory, University of California, USA, s. z.B. /Ng 78/

Von Boone, Ng u. Palms wurden 1981 ein gegenüber dem Regulatory Guide 1.109 erweitertes Modell für die terrestrische Nahrungskette mit einem konsistenten Datensatz veröffentlicht /Bo 81 /. Die Abb. 6 zeigt das Kompartimentmodell. Es werden Translokationsfaktoren, definiert als das Verhältnis spezifischer Aktivität im eßbaren Teil der Pflanze zu der im gesamten oberirdischen Teil der Pflanze, zur Zeit der Ernte für 8 Elemente und 19 Pflanzen angegeben. Die gesamte flächenbezogene Aktivität der oberirdischen Pflanze ergibt sich aus der abgelagerten flächenbezogenen Aktivität und dem Radionuklidverlust durch Zerfall und Abwitterung. Es wird von einer kontinuierlichen Ablagerung der Radionuklide ausgegangen. Für andere Emissionsszenarien lassen sich jedoch leicht die Berechnungsgleichungen angeben.

Ein weiterer Meilenstein auf dem Gebiet der Modellentwicklung für prospektive Untersuchungen bei einer größeren Anzahl kerntechnischer Anlagen war die von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften geförderte Untersuchung /Cl 79/ des National Radiological Protection Board, England und des Commissariat à l'Energie Atomique, Frankreich. Die Kompartimentmodelle wurden wesentlich weiterentwickelt. Viel Detailarbeit wurde auf die Festlegung der Übergangsfaktoren verwendet. Die Abb. 7 zeigt z.B. das Kompartimentmodell für den Bereich Pflanze-Boden bei gepflügten und ungestörten Böden und die Abb. 8 das Kompartimentmodell für den Weide-Kuh-Milch-Fleisch-Pfad, nach /Si 81/.

Etwa zur gleichen Zeit entstanden weitere Kompartimentmodelle speziell zur Berechnung der potentiellen Dosen nach Stör- und Unfällen. Modelle, mit denen über längere Zeiträume die zeitliche Veränderung der spezifischen Aktivität in den einzelnen Kompartimenten berechnet werden kann, erhalten in der Folgezeit den Zusatz «dynamic» /Si 81/ /Ko 86/ /Mü 93/. Bei der GSF in Neuherberg wurde das Kompartimentmodell ECOSYS entwickelt /Ei 81/ /Mü 85/ /Mü 93/. Die Abb. 9 zeigt das Modell für den Transport der Radionuklide in die Nahrungsmittelketten. In /St 98/ wird das Störfallmodell PARK, in dem die Modellierung der Nahrungsmittelketten dem Modell ECOSYS-87 /Mü 93/ entspricht, mit dem französischen Störfallmodell ASTRAL verglichen. Es wird festgestellt, daß die Modellstruk-

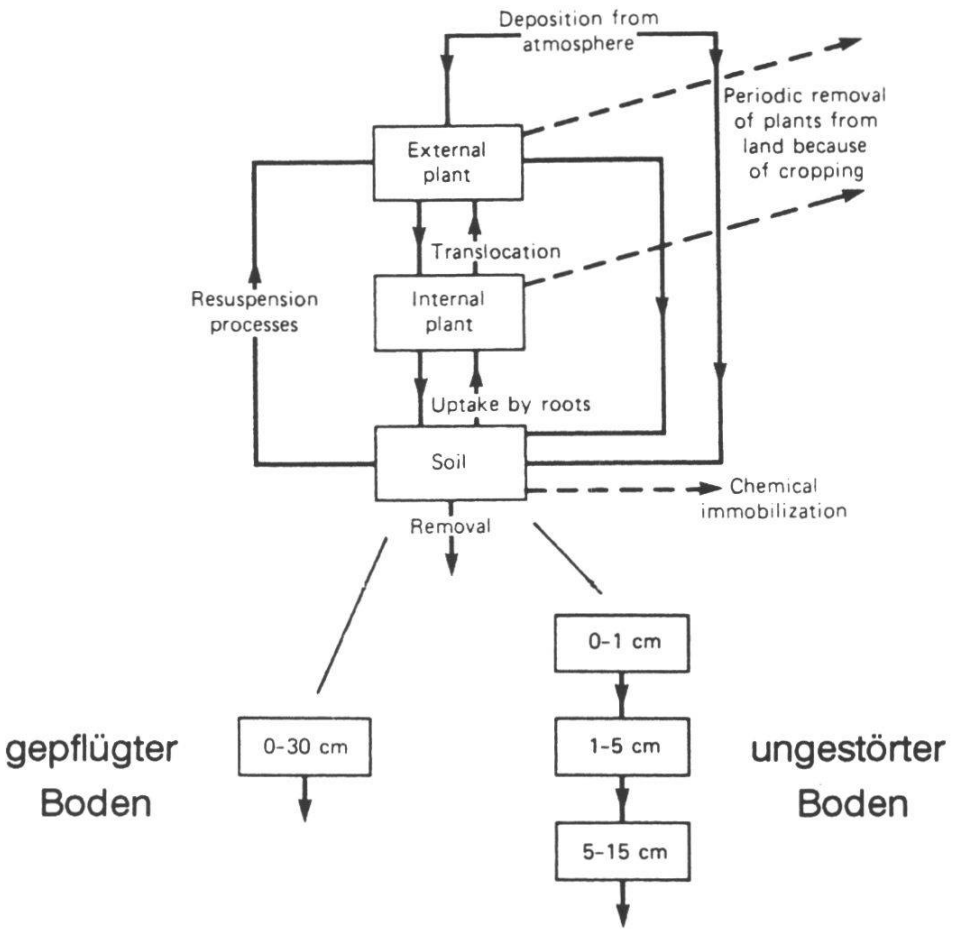


Abb. 7: Kompartimentmodell Boden- Pflanzen der NRPB /Cl 79/ / Si 81/

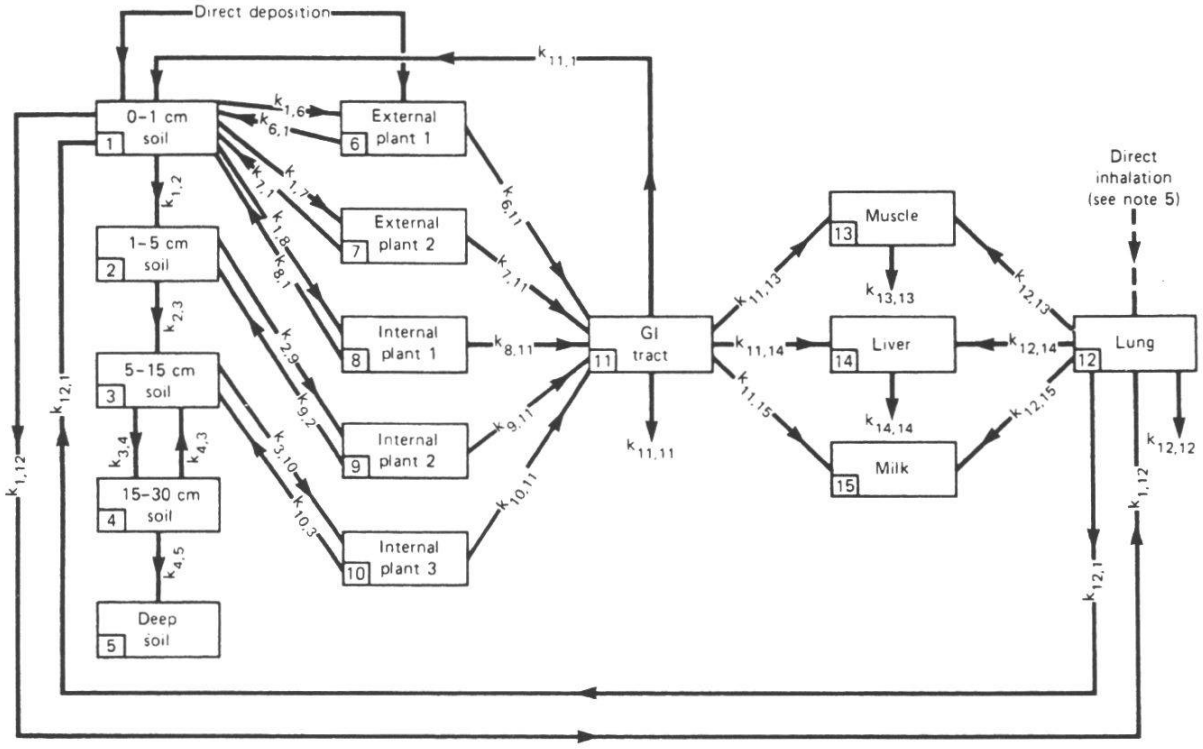


Abb. 8: Kompartimentmodell für den Weide-Kuh-Milch-Fleisch-Pfad des NRPB /Cl 79/ /Si 81/

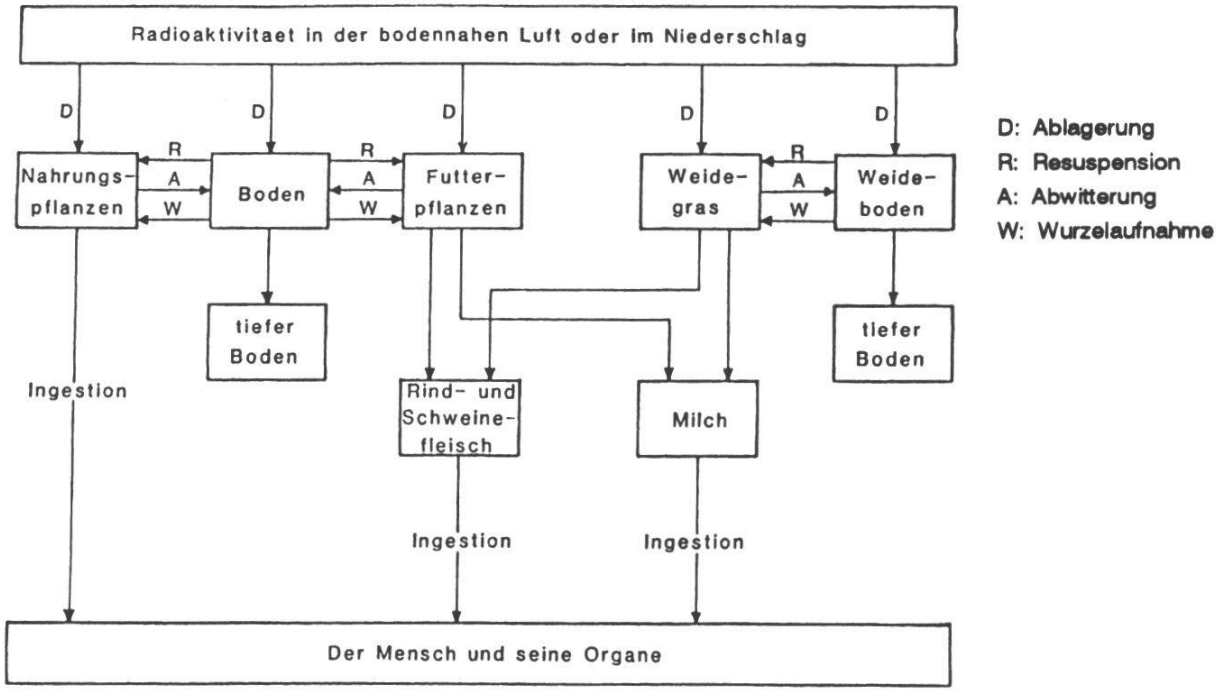


Abb. 9: Kompartimentmodell zur Berechnung der spezifischen Aktivität in landwirtschaftlichen Produkten in ECOSYS-85 /Mü 85/

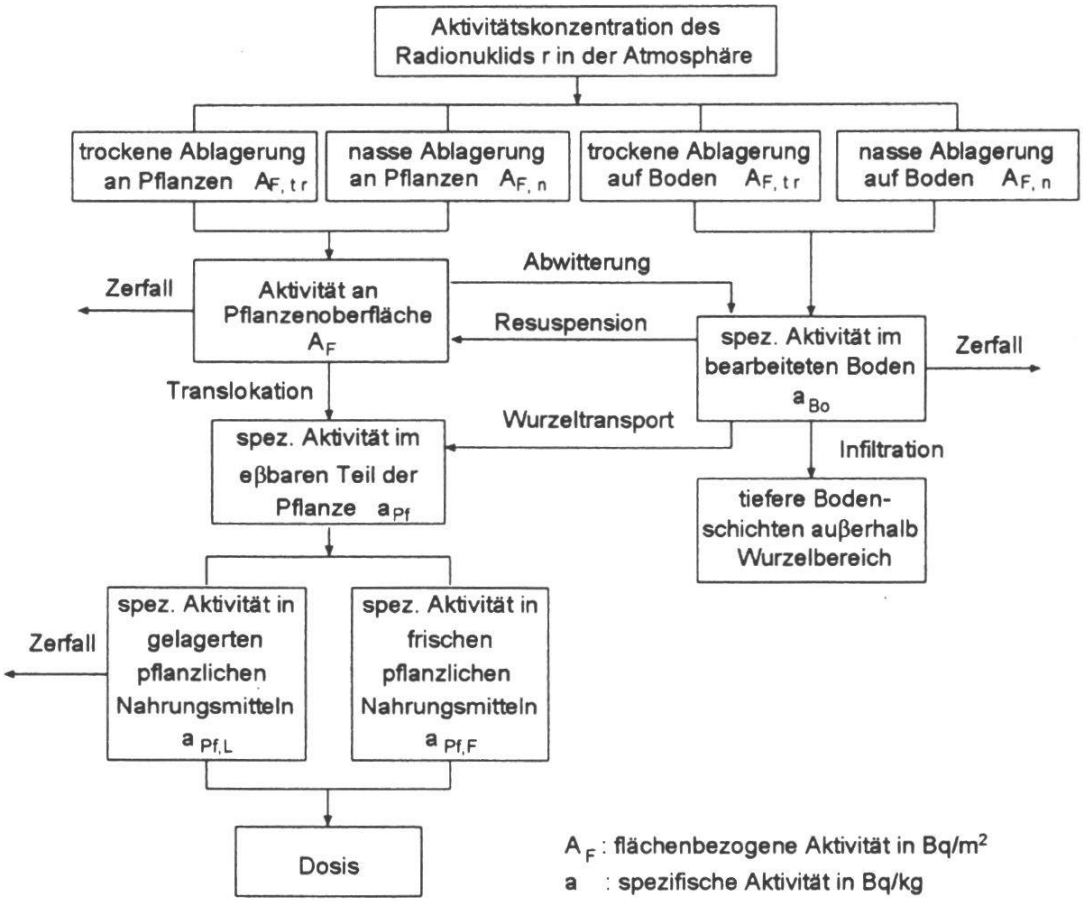


Abb. 10: Kompartimentmodell zur Berechnung der spezifischen Aktivität in Pflanzen /BO 82/

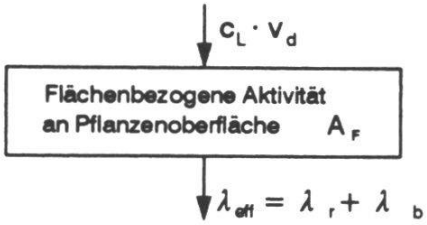
turen und radioökologischen Parameter vergleichbar sind. Weitere Modelle sind u.a. in /La 79/ /Au 82/ /Bo 82/ /Ko 86/ /Wi 90/ /Tv 90/ /Ab 94/ und /Ia 96/ dargestellt.

Für die Weiterentwicklung der Modelle sind die bisher durchgeführten Vergleiche von großer Bedeutung. In /Ho 84_1/ werden radioökologische Parameter und Ergebnisse von sechs international angewendeten Modellen in Schweden, den USA, in England, in Deutschland und bei der IAEA für die Nahrungsmittelketten miteinander verglichen. Die errechneten Differenzen variieren zwischen einem Faktor 6 und 30. Zurückzuführen ist dies auf die verwendeten radioökologischen Parameter. Ein zweiter internationaler Vergleich fand im Rahmen der BIOMOVS-Studie (Biopheric Model Validation Study), die in Schweden organisiert wurde, von 1985 bis 1996 statt /Jo 95/ /Da 99/. Seit 1988 läuft bei der IAEA das große durch die IAEA und die CEC koordinierte Forschungsprogramm zur Validierung von Modellvorhersagen (VAMP) /Li 89/ /Ho 95/ /Ha 95/ /Zh 95/ /Ia 96/. Gegenwärtig werden durch die IAEA fortlaufend Ergebnisse veröffentlicht.

3.2 Aufbau der Kompartimentmodelle für pflanzliche Produkte

Wie oben dargestellt, sind Kompartimentmodelle zur Berechnung der spezifischen Aktivität des betrachteten Radionuklids in Pflanzen allgemein wie in Abb. 10 gezeigt aufgebaut. An oberirdischen Pflanzenteilen werden Radionuklide unter dem Einfluß turbulenter Strömung und durch Niederschlag abgelagert. Im ersten Fall spricht man von trockener und im zweiten Fall von nasser Ablagerung. Nur ein Teil der im Regentropfen aufgenommenen Aktivität wird an den oberirdischen Pflanzenteilen angelagert; der Rest fällt auf den Boden. Der Rückhaltefaktor ist von der Niederschlagshöhe und der Bewuchsdichte abhängig. Für Gras beträgt er bei einer Bewuchsdichte von 1 kg/m^2 und einer Niederschlagshöhe von 1 mm etwa 0,2 /Bo 98_1/. Bei trockener Ablagerung gibt es neben der Ablagerung an den Pflanzenoberflächen eine auf den Boden. Die flächenbezogene Aktivität der oberirdischen Pflanzenteile unter Einschluß der in die Pflanzen gewanderten Aktivität nimmt durch Zerfall und Abwitterung, d.h. durch Einwirkung des Windes und des Regens ab. Aufgewirbelte Radionuklide -Resuspension- können an der Pflanzenoberfläche wieder abgelagert werden. Die spezifische Aktivität a ergibt sich durch Division der flächenbezogenen Aktivität A_F zum Zeitpunkt der Ernte mit der Bewuchsdichte Y.

Die spezifische Aktivität im eßbaren Teil der Pflanze ist mit Hilfe des Translokationsfaktors berechenbar. In /Bo 81/ wird er als Verhältnis der spezifischen Aktivität im eßbaren Teil der Pflanze zu der mittleren in den oberirdischen Pflanzenteilen zur Zeit der Ernte und in /Fl 71/ als Verhältnis Aktivität im eßbaren Pflanzenteil zur Zeit der Ernte zu abgelagerter Aktivität an den



c_L : Aktivitätskonzentration in der Luft in Bq/m
v_d : Ablagerungsgeschwindigkeit in m/s
λ_r : Zerfallskonstante in s^{-1}
λ_b : Eliminationskonstante für Abwitterung in s^{-}
λ_{eff} : effektive Eliminationskonstante in s^{-1}

$$\frac{dA_F}{dt} = c_L \cdot v_d - \lambda_{eff} \cdot A_F$$

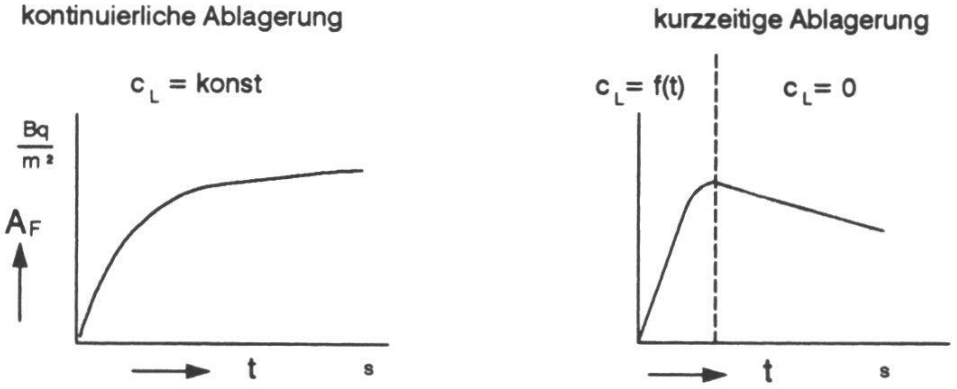


Abb. 11: Kompartimentmodell zur Berechnung der flächenbezogenen Aktivität an Pflanzen bei trockener Ablagerung

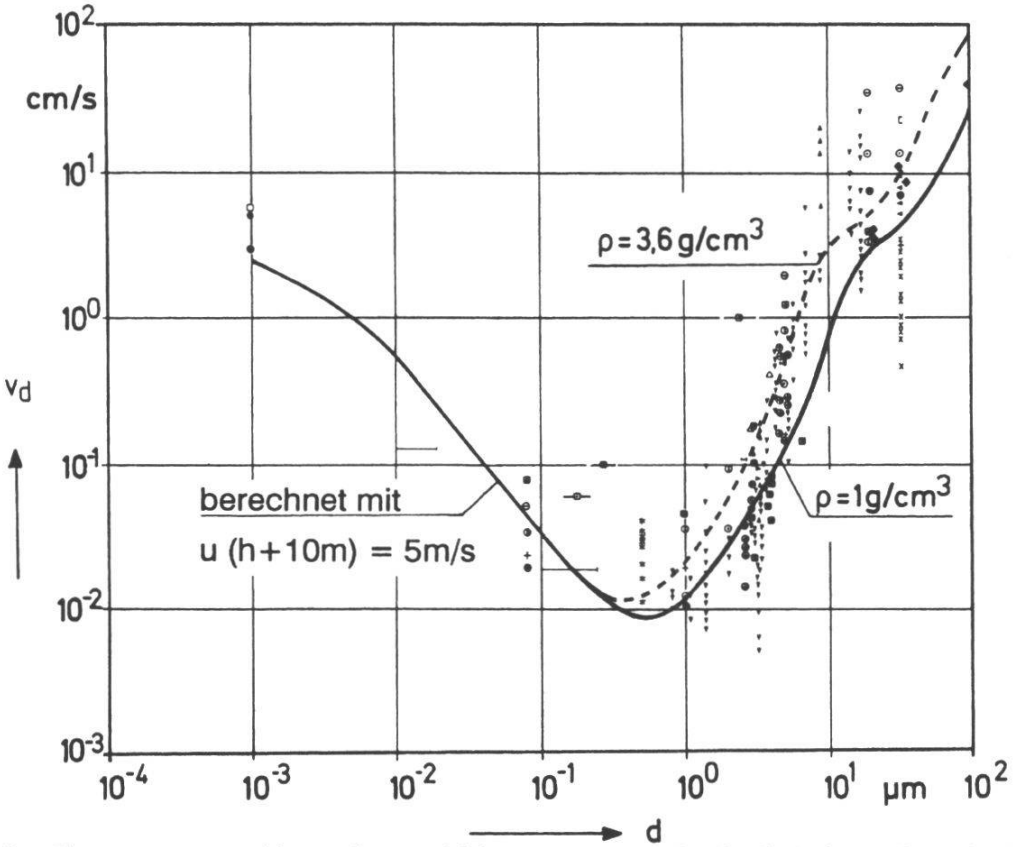


Abb. 12: Gemessene und berechnete Ablagerungsgeschwindigkeit an Gras in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser d und der Dichte ρ /Ho 84_2//Ho 88/

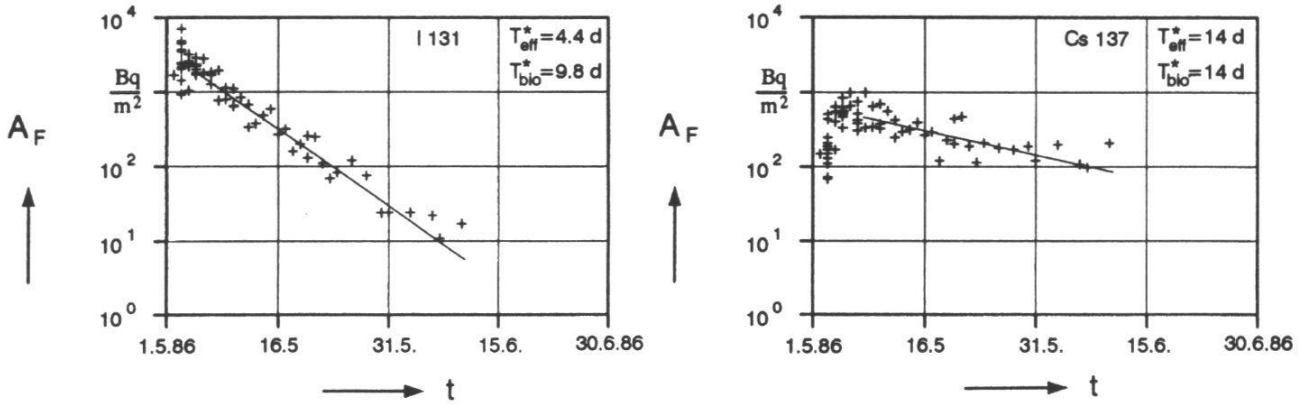


Abb. 13: Nach dem Unfall in Tschernobyl in Aachen gemessene Halbwertszeit T_b für die Abwitterung von I 131 und Cs 137 von Gras /Bo 98_1 /

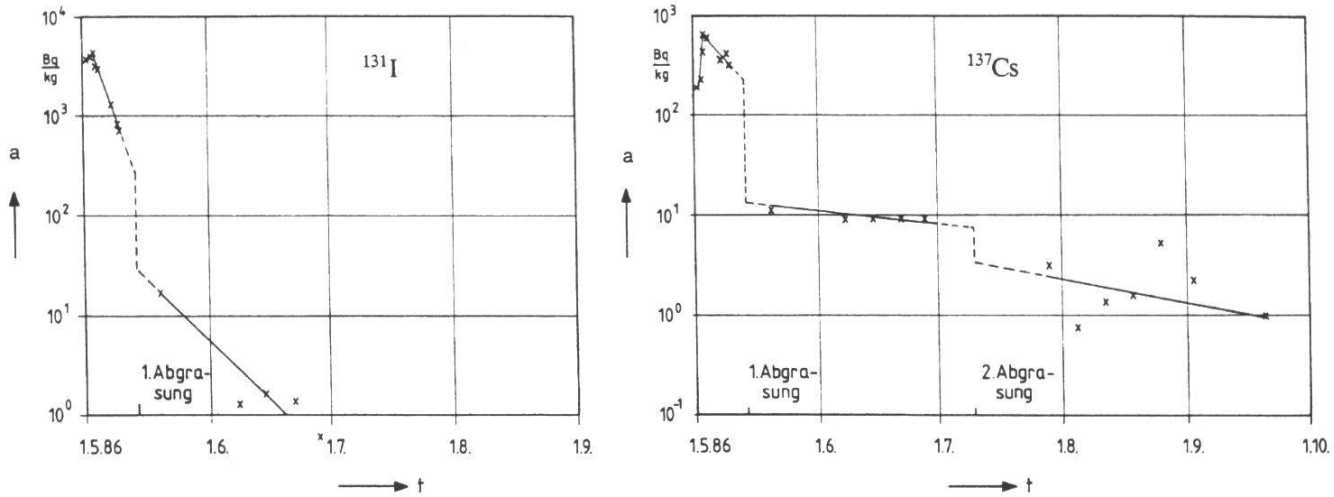


Abb. 14: Änderung der spezifischen Aktivität des Grases einer Wiese bei zweimaliger Abgrasung in Aachen nach dem Unfall in Tschernobyl /Bo 98_1/

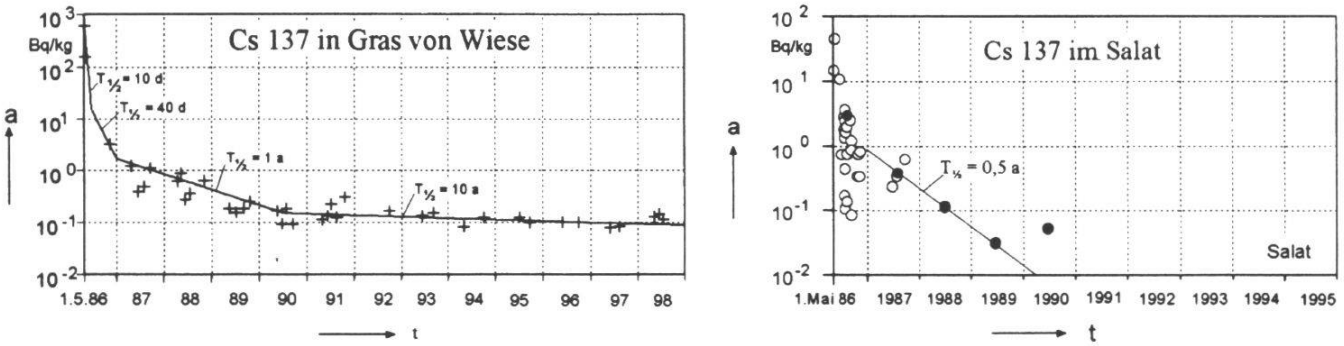


Abb. 15: Spezifische Cs 137-Aktivität im Gras einer Wiese und im Salat nach dem Unfall in Tschernobyl in Aachen /Bo 98_1/

oberirdischen Pflanzenteilen zur Zeit der Ablagerung angegeben. Oft geht man von Werten gemäß der zweiten Definition aus, s. z.B. /Mü 93/ . Der Übergang der Aktivität vom Boden in die Pflanzen wird mit Hilfe des Transferfaktors Boden-Pflanze beschrieben. Er bezieht sich bei Blattgemüse und bei Gras auf diese Pflanzenteile und im anderen Fall auf den eßbaren Teil der Pflanze. Zur Berechnung des Transports der Radionuklide aus dem Wurzelbereich in tiefere Bodenschichten werden Kompartimentmodelle, s. Abb. 8 oder analytische Funktionen mit Eliminationskonstanten, s. z.B. /Bo 82 /Bu 90/ /Mü 93/, angewendet. Bei gelagerten pflanzlichen Produkten muß der Zerfall bis zum Verzehr berücksichtigt werden.

Nach diesem Modell kann für alle Ablagerungsbedingungen die spezifische Aktivität in den pflanzlichen Produkten berechnet werden. Entscheidend für die Genauigkeit der Ergebnisse sind jedoch die in die Rechnung eingehenden radioökologischen Parameter und die richtige Wahl der Randbedingungen wie z.B. Kontaminationszeitpunkt, Wetterbedingungen, Bewuchsdichte, Erntezeitpunkt nach der Kontamination usw.

Um die Berechnung der Aktivität in einem Kompartiment zu verdeutlichen, ist in Abb. 11 die flächenbezogene Aktivität A_F an den oberirdischen Pflanzenteilen von Blattgemüse betrachtet. Pro Zeit- und Flächeneinheit wird die Aktivität $c_L \cdot v_d$ an die Pflanzenoberflächen abgelagert. Durch Zerfall und Abwitterung erniedrigt sind pro Zeit- und Flächeneinheit A_F um A_F $(\lambda_r + \lambda_b)$. Die zeitliche Änderung von A_F läßt sich, wie in Abb. 3 dargestellt, nach einer Differentialgleichung erster Ordnung berechnen.

Handelt es sich um eine kontinuierliche Ablagerung, so steigt A_F bis zum Erntezeitpunkt ständig an. Bei kurzzeitiger Ablagerung nimmt A_F bis zum Zeitpunkt, an dem der Verlust durch Zerfall und Abwitterung größer als die Ablagerung ist, zu. Danach nimmt A_F bis zur Ernte ab. Die Ablagerungsgeschwindigkeit v_d ist bei partikelgebundenen Radionukliden eine Funktion des Partikeldurchmessers und der Partikeldichte bzw. des aerodynamischen Partikeldurchmessers. Die Abb. 12 zeigt einen Vergleich zwischen Meßwerten und strömungsmechanisch berechneten Ablagerungsgeschwindigkeiten /Ho 84_2/ /Ho 88/ /Bo 90/. Die oberhalb eines Partikeldurchmessers von ca. 1 µm gemessenen höheren Ablagerungsgeschwindigkeiten wurden mit Kupfersulfatpartikeln mit einer Dichte von 3,6 g/cm³ gemessen /Jo 84/. Daher wurde die berechnete Ablagerungsgeschwindigkeit bei einer Dichte von 1 und 3,6 g/cm³ eingezeichnet. Die mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit ergibt sich aus einer Mittelung über die vorhandene Aktivitätsverteilung in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser /Bo 90/. In Aachen wurde z.B. nach dem Unfall in Tschernobyl eine mittlere Ablagerungsgeschwindigkeit an Gras von ca. 0.06 cm/s gemessen /Bo 98_1/. In Abhängigkeit von der Bewuchsdichte Y ergab sich $v_d = 0{,}07$ cm/s $\cdot (Y/Y_o)^{0,7}$, mit $Y_o = 1$ kg/m². Für elementares ^{131}I ergab sich ein Wert von ca. 0,7 cm/s bzw. Vd = 0,83 cm/s $\cdot (Y/Y_o)^{0,6}$. Zur Berechnung der Abwitterung wird allgemein eine Halbwertszeit von 14 d verwendet

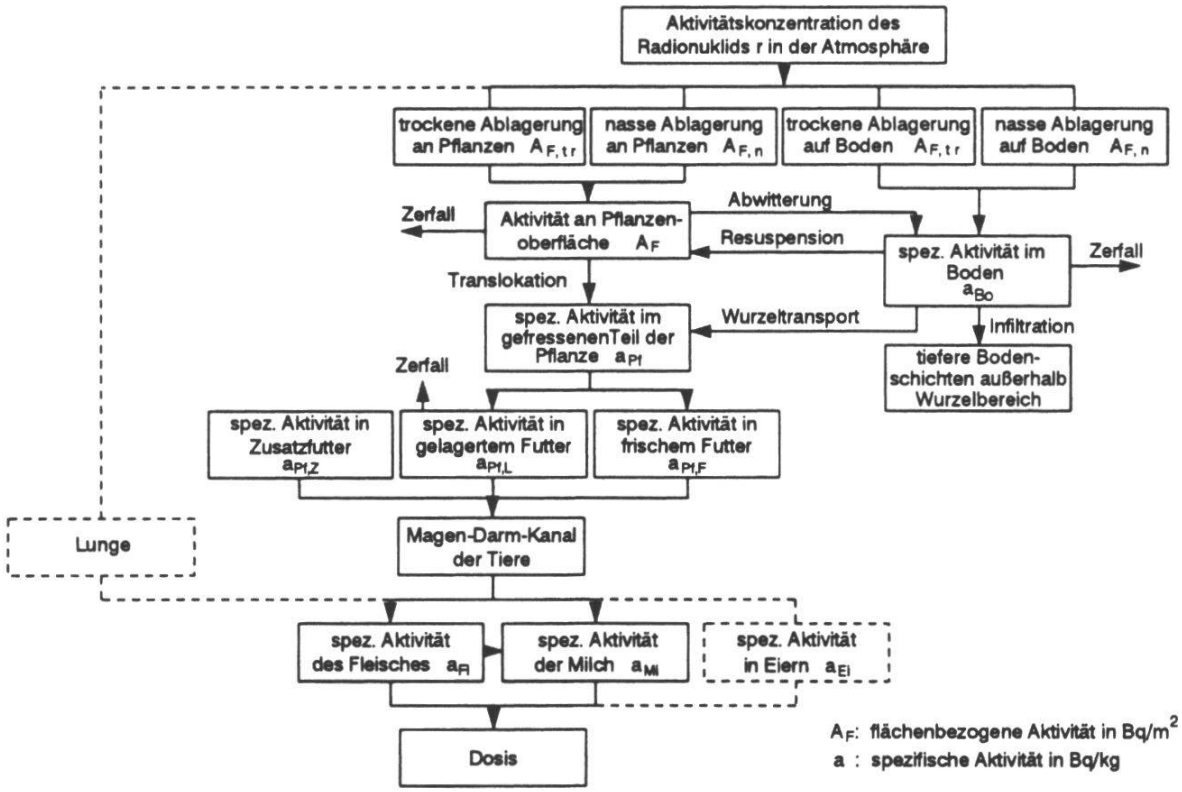
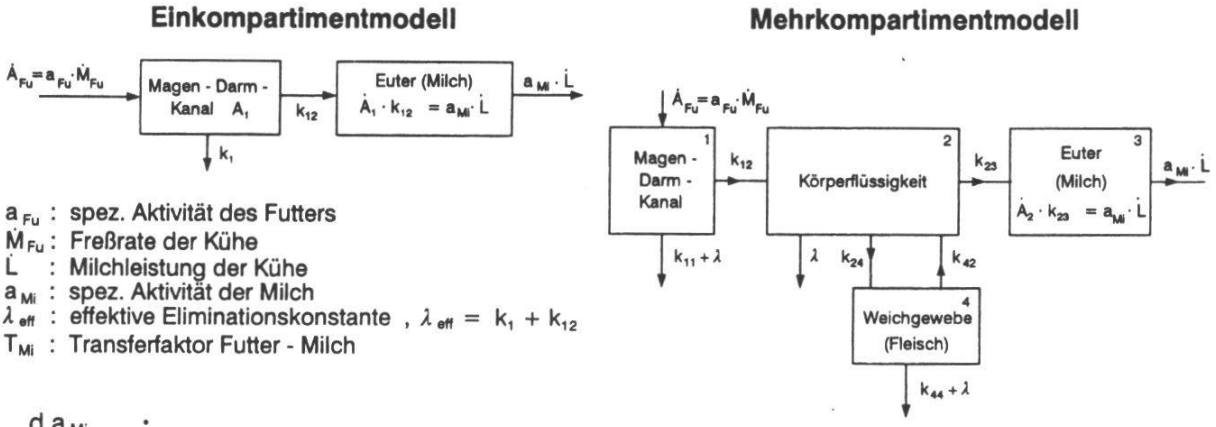


Abb. 16: Kompartimentmodell zur Berechnung der spez. Aktivität in tierischen Produkten /Bo 82/



$$\frac{d\,a_{Mi}}{d\,t} = \dot{A}_{Fu} \cdot T_{Mi} \cdot \lambda_{eff} - a_{Mi} \cdot \lambda_{eff}$$

Abb. 17: Kompartimentmodelle zur Berechnung der spez. Aktivität in Kuhmilch und Rindfleisch /Bo 98_1/

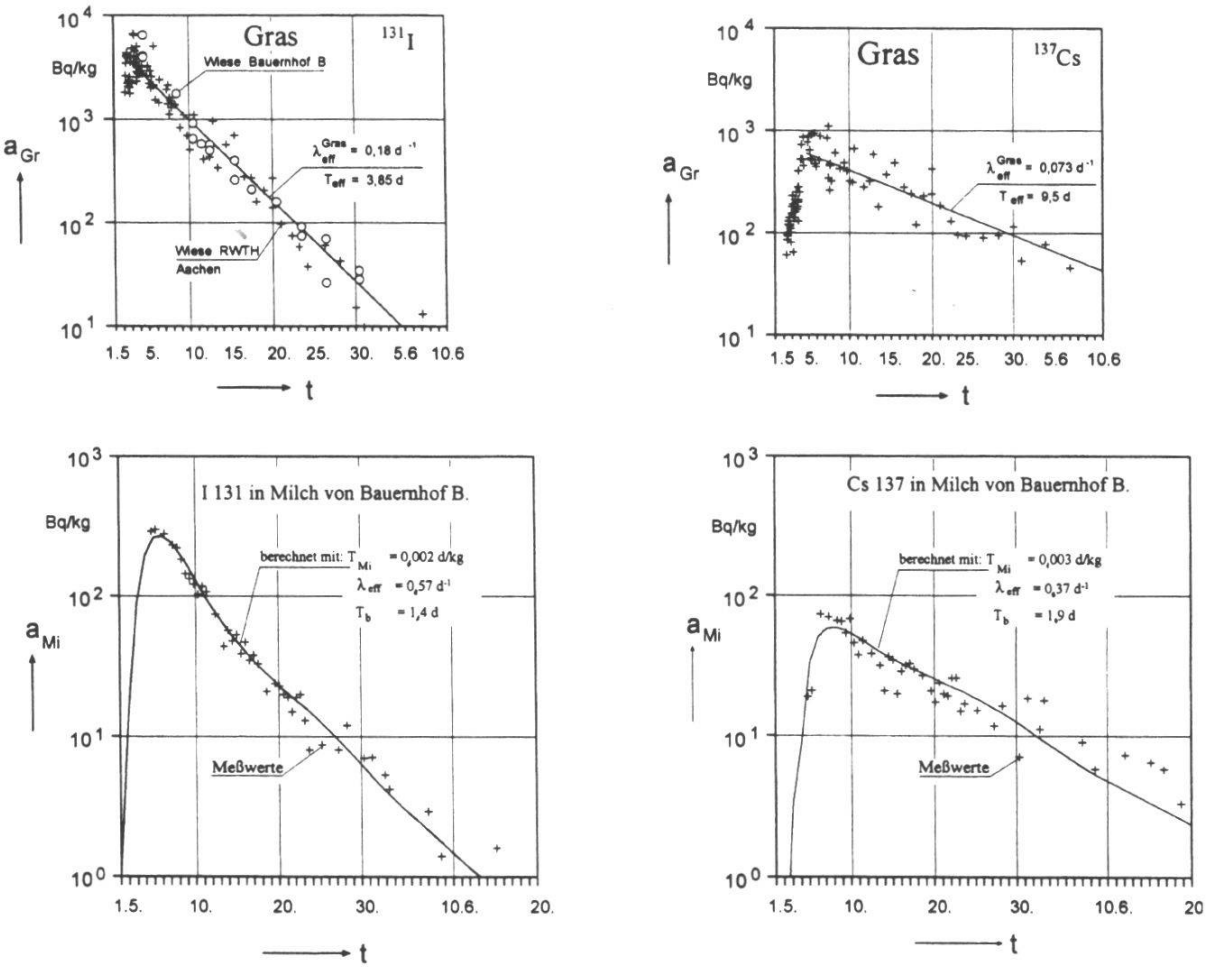


Abb. 18: Gemessene und mit einem Einkompartimentmodell berechnete spez. I 131- und Cs 137-Aktivität in der Kuhmilch nach dem Unfall in Tschernobyl in Aachen /Bo 98_1/

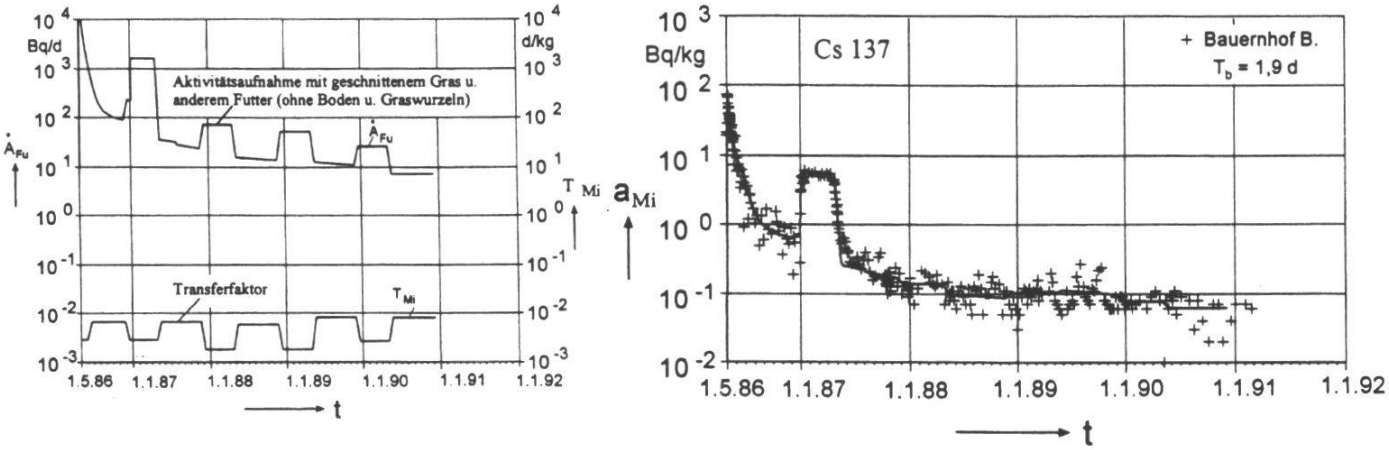


Abb. 19: Gemessene und mit einem Einkompartimentmodell berechnete spez. Cs 137-Aktivität in Kuhmilch nach dem Unfall in Tschernobyl in Aachen /Bo 98_1/

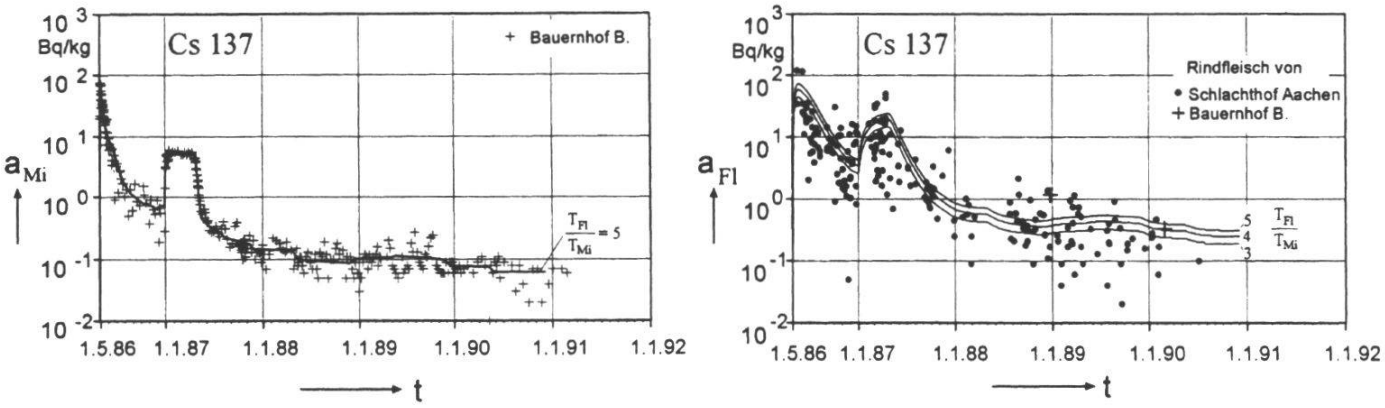


Abb. 20: Gemessene und mit einem Mehrkompartimentmodell berechnete spez. Cs 137-Aktivität in Kuhmilch und Rindfleisch nach dem Unfall in Tschernobyl in Aachen /Bo 98_1/

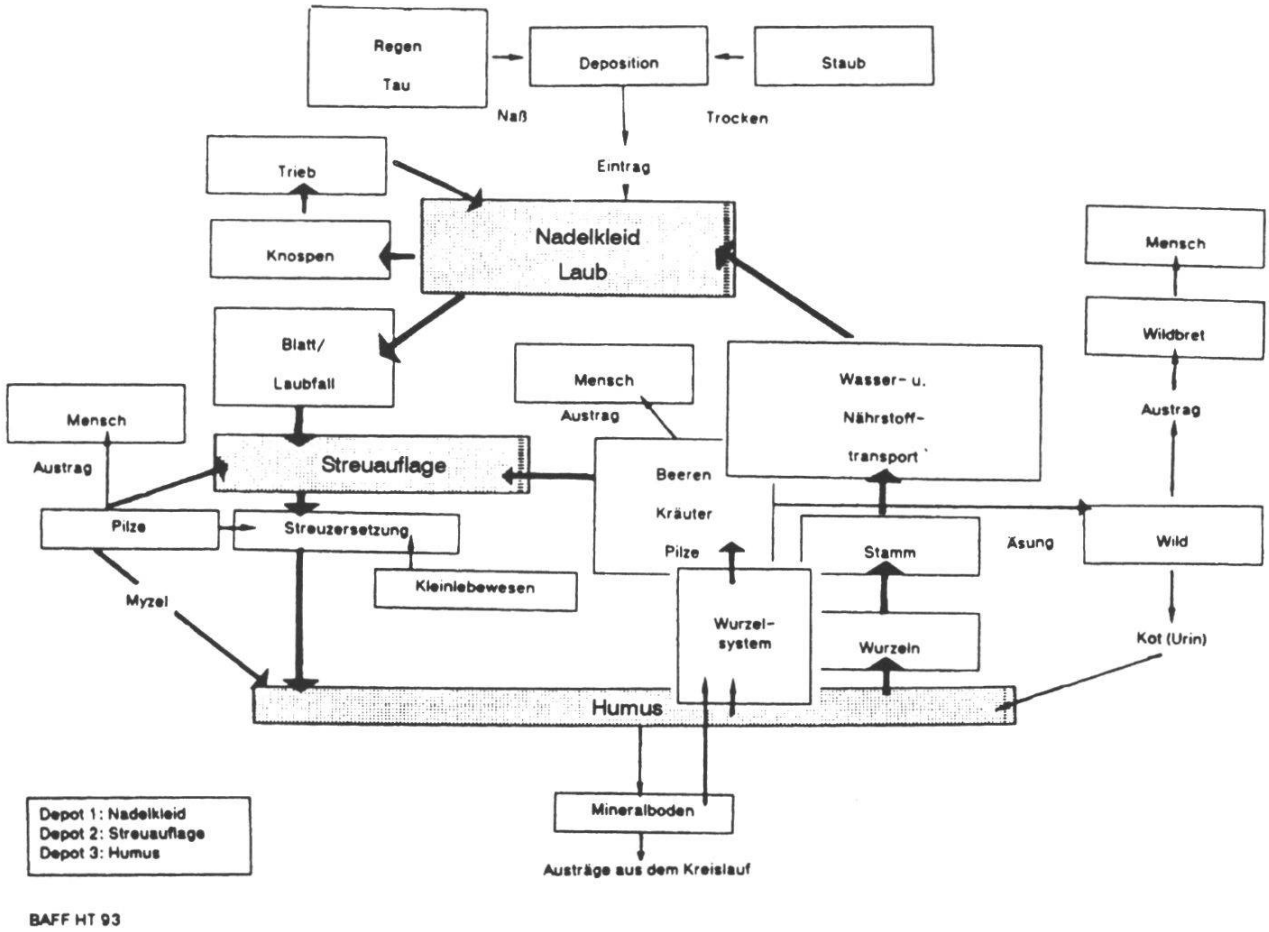


Abb. 21: Kompartimentmodell für Radiocäsium in einem stabilen geschlossenen Waldökosystem /He 93/

/Ss 92/. Die Abb. 13 zeigt z.B. die Veränderung von A_F an Gras nach dem Unfall in Tschernobyl in Aachen und die daraus ableitbare HWZ von ca. 10 d für ^{131}I und 14 d für ^{137}Cs . In Abb. 14 ist die gemessene spezifische Aktivität des Grases nach zweimaliger Abgrasung dargestellt. Abb.15 zeigt die Veränderung der spezifischen ^{137}Cs -Aktivität im Gras einer Wiese in Aachen bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt und in Kopfsalat bis 1990.

3.3 Aufbau der Kompartimentmodelle für tierische Produkte

Kompartimentmodelle zur Berechnung der spezifischen Aktivität in tierischen Produkten wie Milch und Fleisch sind bei der Berechnung der spezifischen Aktivität in Futter ähnlich wie die zur Berechnung der spezifischen Aktivität in eßbaren Pflanzen aufgebaut, s. Abb. 16. Für Gras ist der Translokationsfaktor gemäß der Definition in /Bo 81/ eins. Unterschiedlich ist die Verteilung der Radionuklide im Boden. Bei Gras geht man von ungepflügten und bei den übrigen Pflanzen von gepflügten Böden aus, s. Abb. 7 und 8. Während bei gepflügten Böden von einer homogenen Verteilung der Radionuklide über die Pflugschartiefe ausgegangen werden kann, geht man bei ungestörten Böden vereinfachend von einer homogenen Aktivitätsverteilung über die Wurzeltiefe des Grases oder von weiter unterteilten Schichten (Kompartimenten), s. Abb. 8, aus. Die spezifische Aktivität in der Milch und im Fleisch läßt sich im allgemeinen mit Hilfe eines Einkompartimentmodells berechnen, s. Abb. 16 und 17. Die Abb. 18 zeigt z.B. den berechneten Verlauf der spezifischen ^{131}I- und ^{137}Cs-Aktivität in der Milch von einem Bauernhof in Aachen nach dem Unfall in Tschernobyl. Der Transferfaktor Futter-Milch und die effektive Eliminationskonstante wurden so angepaßt, daß das Quadrat der Abweichungen zu den Meßergebnissen minimal ist. Geht man von den in der Schweiz in /Sc 86/ /Su 86/ und /Sa 86/ angegebenen Verhältnissen der spezifischen ^{131}I-Aktivität in der Milch zu der im Gras aus, so lag bei einer Freßrate von 65 kg/d der Transferfaktor zwischen ca. 0,0015 und 0,0031 d/kg. In Deutschland lagen die Transferfaktoren zwischen 0,002 und 0,007 d/kg /Bo 98_2/. Im Mittel lagen die gemessenen Transferfaktoren bei ca. 0,003 d/kg. Im Rahmen von Genehmigungsverfahren wurde in Deutschland bis zu diesem Zeitpunkt ein ^{131}I-Transferfaktor Futter-Milch von 0,01 d/kg angewendet. Um die starke Konservativität der verwendeten radioökologischen Parameter abzubauen, wurde in /Bu 90/ der Transferfaktor auf 0,003 d/kg gesenkt. Für ^{137}Cs ergab sich im Mai 1986 ein Transferfaktor von ca. 0,003 d/kg, s. Abb. 18. Nach der gemessenen Aktivitätsaufnahme mit geschnittenem Gras erhöhte sich danach der Transferfaktor auf ca. 0,007 d/kg, s. Abb. 19. In der Winterzeit, in der die Kühe ^{137}Cs hauptsächlich mit Grassilage und Kraftfutter aufnahmen, sank er wieder auf 0,003 d/kg. Zurückzuführen ist

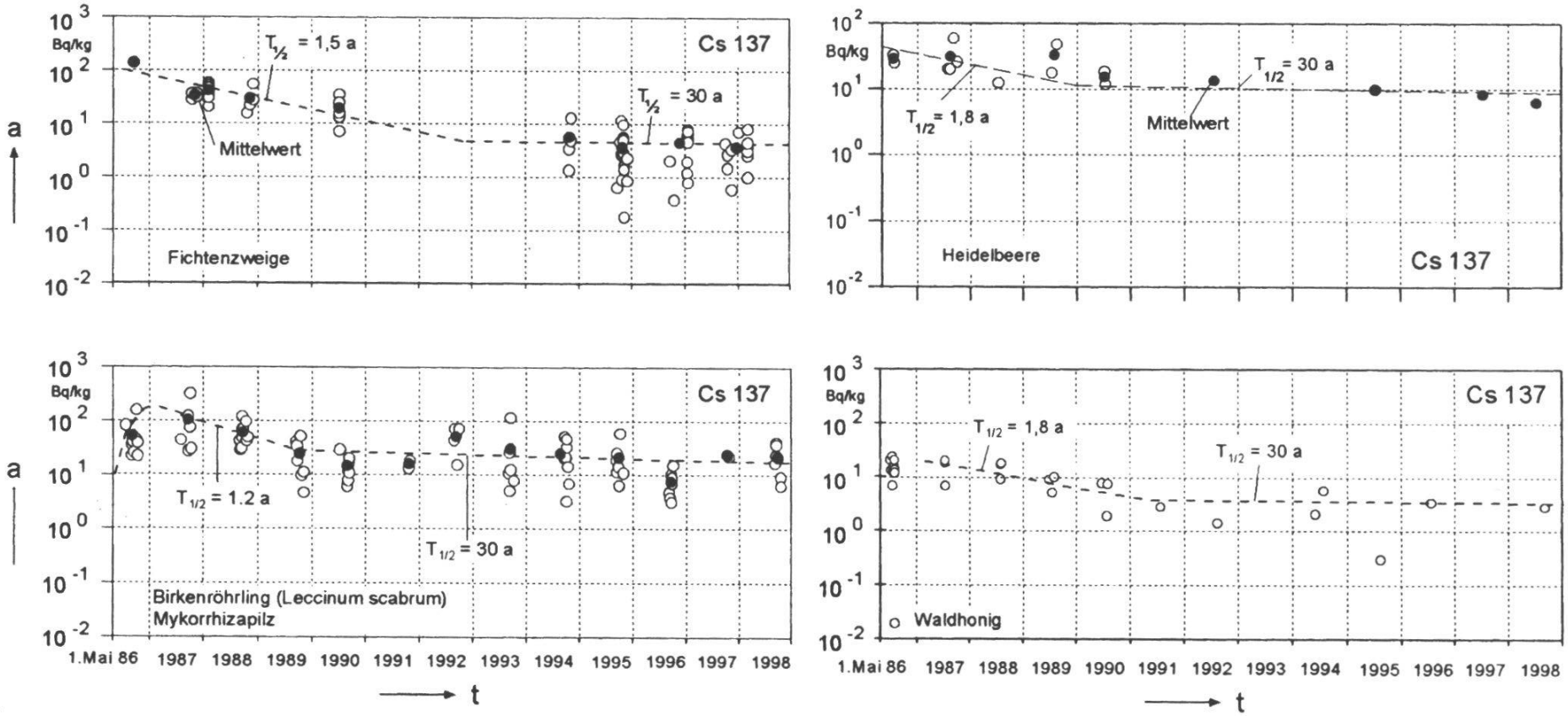


Abb. 22: Spezifische Cs 137-Aktivität in Fichtenzweigen, Heidelbeeren, Birkenröhrlingen und Waldhonig nach dem Unfall in Tschernobyl in Aachen /Bo 98_1/

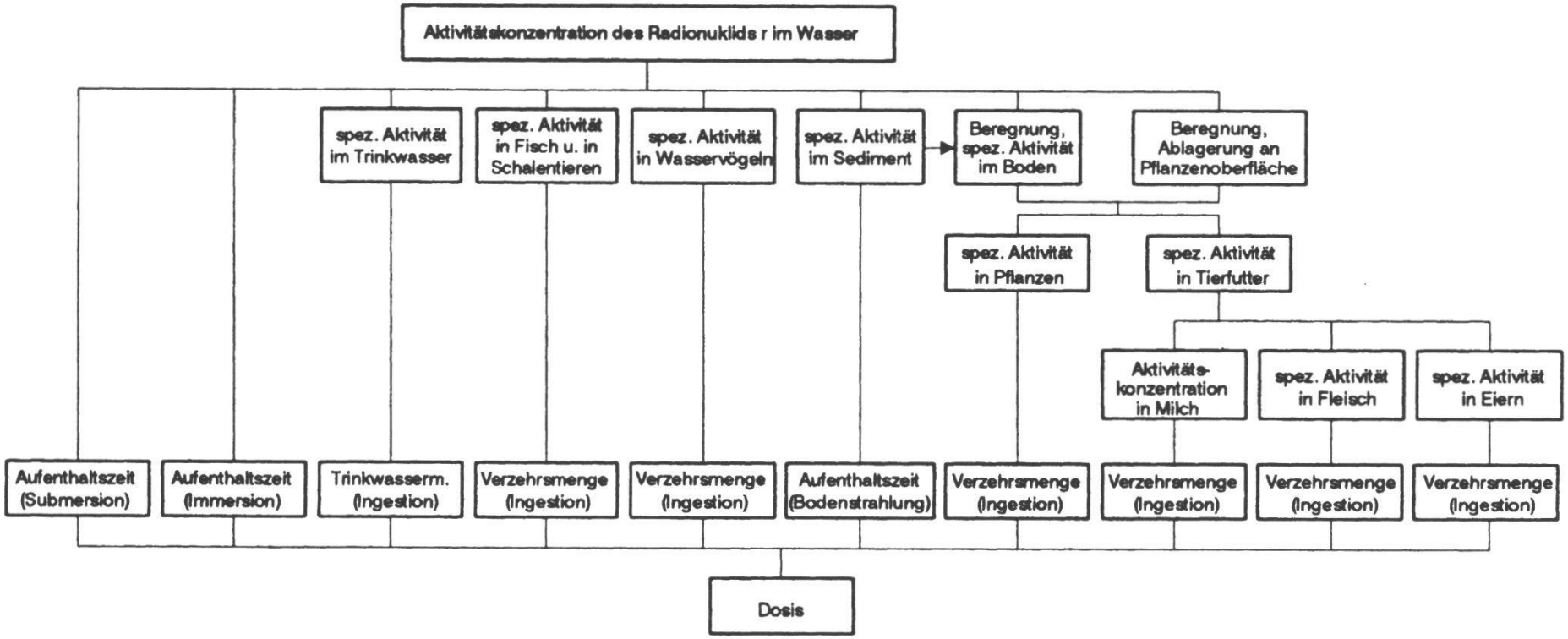


Abb. 23: Dosimetrisches Modell für den Wasserpfad im Computerprogramm HERMES /Fl 71/ /So 73/

dies wahrscheinlich auf die Aufnahme von Boden während der Weidezeit, der allgemein nicht erfaßt wird. Die Abb. 19 zeigt den mit diesen Transferfaktoren berechneten Verlauf der spezifischen ^{137}Cs-Aktivität im Vergleich zu den Meßergebnissen bei einem Bauernhof in Aachen. Mit einem Mehrkompartimentmodell, wie es in Abb. 17 dargestellt ist, ergibt sich eine noch bessere Übereinstimmung zwischen Messung und Berechnung, s. Abb. 20. Bemerkenswert ist, daß auch die Übereinstimmung zwischen Rechnung und Messung in Rindfleisch befriedigend ist. Nach den gemessenen Verläufen der spezifischen Aktivität in Rindfleisch vom Schlachthof in Aachen und der Milch in Aachen betrug das Verhältnis Transferfaktor Futter-Fleisch zu Futter-Milch etwa 5. Die teilweise niedriger gemessen als berechneten spezifischen Aktivitäten sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß die Tiere niedriger kontaminiertes Futter von gepflügten Feldern erhielten, z.B. Rübenschnitzel aus der Dürener Gegend.

3.4 Kompartimentmodell für das Waldökosystem

Bei der Entwicklung von Kompartimentmodellen für die Forstwirtschaft gibt es im Gegensatz zur Landwirtschaft keine ca. 40-jährige Tradition, s. Kap. 3.1. In den letzten 30 Jahren wurden die Modelle für landwirtschaftliche Produkte vor allem zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition durch die Emission radioaktiver Stoffe im Rahmen von Genehmigungsverfahren kerntechnischer Anlagen benutzt. Untersuchungen zeigten, daß Nahrungsmittel aus dem Wald keinen kritischen Expositionspfad darstellen. Aus diesem Grunde wird in Deutschland in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 45 StrlSchV /Bu 90/ und in der Schweiz in der Richtlinie HSK-R-41/d /Hs 97/ dieser Expositionspfad nicht berücksichtigt. Nach dem Unfall in Tschernobyl, als große Waldflächen stärker kontaminiert wurden, waren vor allem Wildfleisch und Pilze teilweise stark kontaminert. Es gab plötzlich die Notwendigkeit den Transport von ^{134}Cs und ^{137}Cs im Waldökosystem vorherzusagen. Von verschiedenen Arbeitsgruppen wurde nach 1986 die spezifische Aktivität in den verschiedenen Bereichen des Waldes gemessen, so daß nach den Zeitreihen die Übergangsfaktoren zwischen den einzelnen Kompartimenten bestimmt werden können. Die wichtigsten Kompartimente sind die Bäume, das Unterholz, die Streuauflage auf dem Boden, der Humusbereich des organischen Horizonts sowie die oberste und tiefere Mineralbodenschicht, s. z.B. /Sc 95/. Von Hecht /He 93/ wird zur Beschreibung des ^{137}Cs-Transports im Waldökosystem das in Abb. 21 dargestellte Kompartimentmodell vorgeschlagen. Es wurde von einem geschlossenem Kaliumkreislauf in einem stabilen Waldökosystem abgeleitet. Es hat im wesentlichen drei Speicherkompartimente: die Nadeln bzw. Blätter, die Streuauflage und den Humusbereich. Hecht betont in seinem Bericht: «Da das Waldökosystem aus

Stabilitätsgründen kein Kalium verlieren darf, wird auch das Cäsium nahezu vollständig zurückgeführt». Das zeigen auch die Messungen in Aachen. Die Abb. 22 zeigt z.B. die Zeitreihen der spezifischen Aktivität in Fichtenzweigen, Heidelbeeren, Birkenröhrlingen und Waldhonig. Die Zeitreihe weiterer Mykorrhizapilze wie Butterröhrling (Suillus luteus), Goldröhrling (Suillus grevillei), Maronenröhling (Xerocomus badius), Steinpilz (Boletus edulis), Ziegenlippe (Xerocomus subtomentosus) u.a. aber auch andere Pilze wie Hallimasch (Armillaria mellea, ostoyae u. polymyses), Flaschenstäubling (Lycoperdon perlatum), Safranschirmling (Macrolepiota rachodes), Violetter Rötelritterling (Lepista nuda) u.a. zeigen den gleichen Verlauf wie die Birkenröhrlinge /Bo 98_1/. Ab ca. 1992 nimmt die spezifische ^{137}Cs-Aktivität etwa mit einer Halbwertszeit von 30 a ab. Nach der spezifischen ^{137}Cs-Aktivität im Waldhonig muß auch im Phloemsaft der Nadelbäume die spezifische ^{137}Cs-Aktivität mit einer Halbwertszeit von ca. 30 a abnehmen.

4 Aufbau der heute verwendeten Modelle für den Wasserpfad

4.1 Fließgewässer

Wie beim Luftpfad stand am Anfang der Modellentwicklung zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen das Rechenprogramm HERMES /Fl 71/ /So 73/. Angesichts der hohen Emissionen radioaktiver Stoffe durch die Kernreaktoren der Hanford Anlage in den Columbia River /Bo 93/ ist nicht verwunderlich, daß Hanford Contractors die Modelle erarbeiteten. Die Abb. 23 zeigt den Teil des dosimetrischen Modells in HERMES, nach der die potentielle Dosis bei Emission in Fließgewässer berechnet wird. Die hierin enthaltenen Dosismodelle /So 74/ wurden zusammen mit dem Regulatory Guide 1.109 /Us 77/ Grundlage für die sogenannte ABG zu § 45 StrlSchV /Bu 79/ in Deutschland.

Die Weiterentwicklung der Modelle für Fließgewässer seit Mitte der 70er Jahre ist in /Ra 98/ dargestellt. Es werden nun das Wasser, die Schwebstoffe und das Sediment als ein geschlossenes System betrachtet. Zur Berechnung der Strömungen werden 1-, 2- und 3-dimensionale Modelle auf der Grundlage der Erhaltungssätze für die Masse, die Energie und den Impuls entwickelt. Im Fluß Pripyat wurden derartige Modelle unterstützend zur Vorhersage des Radionuklidtransports bei Hochwasser in die Pripyat - Dnieper - Stauseen und zur Entwicklung von Wassereinbauten zur Erniedrigung des Radionuklidtransports eingesetzt /Zh 92/.

Für vereinfachte Langzeituntersuchungen wurden Kompartimentmodelle entwickelt. Das Fließgewässer wird in einzelne Abschnitte unterteilt, in denen von einer homogenen Verteilung der Radionuklide im Wasser, Schwebstoff

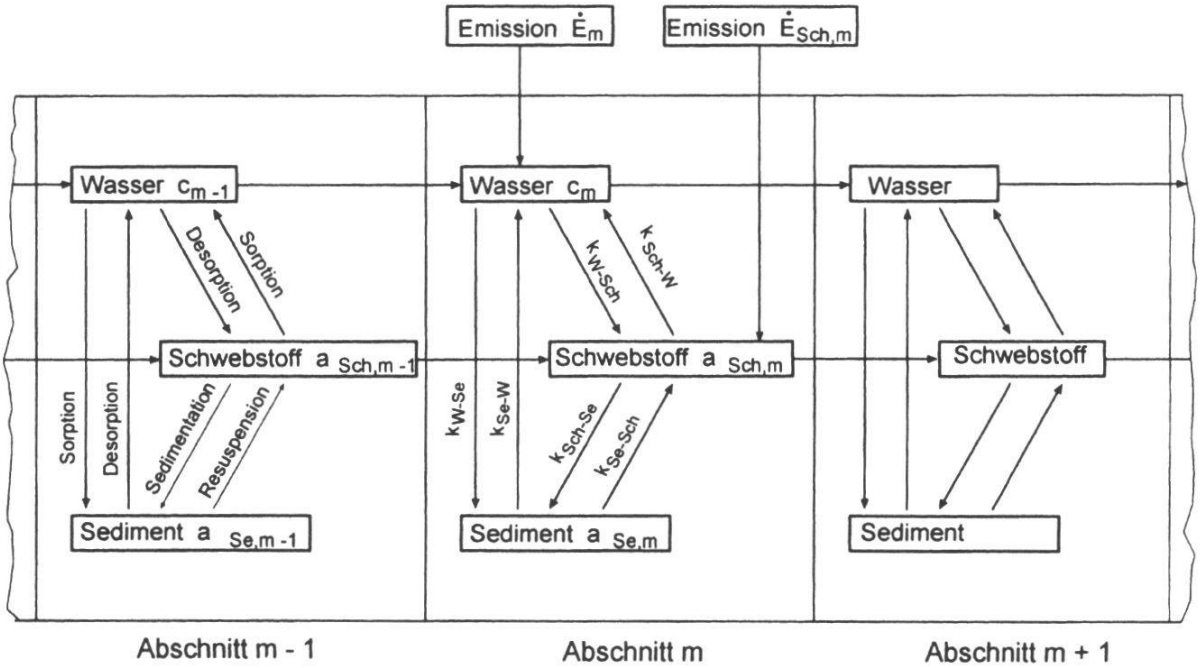


Abb. 24: Kompartimentmodell zur Berechnung der Aktivitätskonzentration in Wasser und spez. Aktivität in Schwebstoff und Sediment in Fliessgewässern /Hö 93/

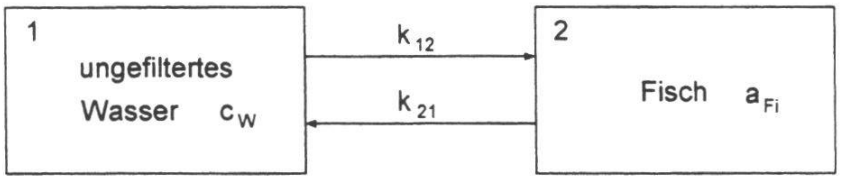


Abb. 25: Kompartimentmodell zur Berechnung der spezifischen Aktivität im Fischfleisch

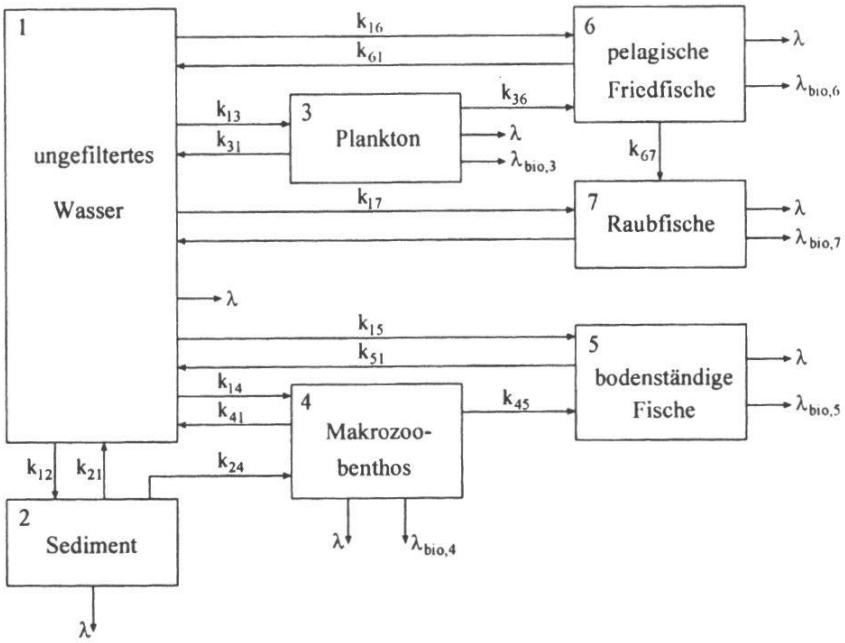


Abb. 26: Kompartimentmodell zur Berechnung der spezifischen Aktivität in aquatischen Organismen /We 91/

und Sediment ausgegangen wird. Die Abb. 24 zeigt als Beispiel ein Modell von Höfer und Bayer /Hö 93/. Es gibt jedoch gegenwärtig für keinen Fluß in Deutschland einen auf der Basis von Messungen abgeleiteten Datensatz. Untersuchungen zur Erstellung eines Simulationsmodells für die Aare und den Rhein vom Kernkraftwerk Mühleberg bis Basel enthält der Bericht /Al 98/.

Zur Berechnung der spezifischen Aktivität im Fischfleisch geht man allgemein von einem 2-Kompartimentmodell, s. Abb. 25, aus. Der Konzentrationsfaktor $K_{Fi} = a_{Fi}/c_W$ ist wie viele andere radioökologische Parameter sehr variabel, s. z.B. /Fe 82/. Ein detaillierteres Mehrkompartimentmodell wurde von Weiß /We 91/ für den Greifswalder Bodden entwickelt, s. Abb. 26.

4.2 Binnenseen

Aufgrund der nicht vorhandenen Einleitung radioaktiver Stoffe in Binnenseen gab es bis zum Unfall in Tschernobyl kein anwendungsreifes Modell zur Prognose der spezifischen Aktivität in Fischen bei Eintrag radioaktiver Stoffe in Seen mit Regen. Der Bericht /Ra 98/ gibt einen Überblick über die nach 1986 entwickelten Kompartimentmodelle. Weitere Modelle sind in /Kr 99/ aufgeführt. Die Abb. 27 zeigt das beim Bayerischen Landesamt für Wasserforschung, Deutschland, von Hübel u.a. /Hü 91/ entwickelte Modell. Die verschiedenen Kompartimentmodelle zur Berechnung der Aktivitätskonzentration in gefiltertem Wasser c und der spezifischen Aktivität im Schwebstoff und Sediment sind allgemein wie in Abb. 28 dargestellt aufgebaut. Das Sediment wird in 2 Schichten unterteilt. In den See können Radionuklide mit dem Zufluß, durch nasse und trockene Ablagerung aus der Atmosphäre und vom umgebenden Boden durch Abwaschen gelangen.

5 Schlußfolgerung

Es wurden in den letzten 40 Jahren eine Reihe von Modellen und Simulationsprogrammen zur Berechnung der Aktivitätskonzentration bzw. spezifischen Aktivität der verschiedenen Radionuklide in der Umwelt bei Emission mit Luft und Wasser entwickelt.

Bei Emission mit Luft stehen heute Rechenprogramme zur Berechnung der Ausbreitung nach dem Gauß- und Lagrange-Ausbreitungsmodell zur Verfügung. Die Rechenprogramme zur Berechnung des Windfeldes nach den Erhaltungssätzen werden immer leistungsfähiger, so daß sicher zukünftig bei Ausbreitungsrechnungen in der Regel nur noch Lagrange- und Eulersche Modelle zur Anwendung kommen werden. Bei der Berechnung der spezifischen Aktivität in landwirtschaftlichen Produkten läßt sich für ^{3}H und ^{14}C in der Regel das nuklidspezifische Aktivitätsmodell anwenden. Für die anderen

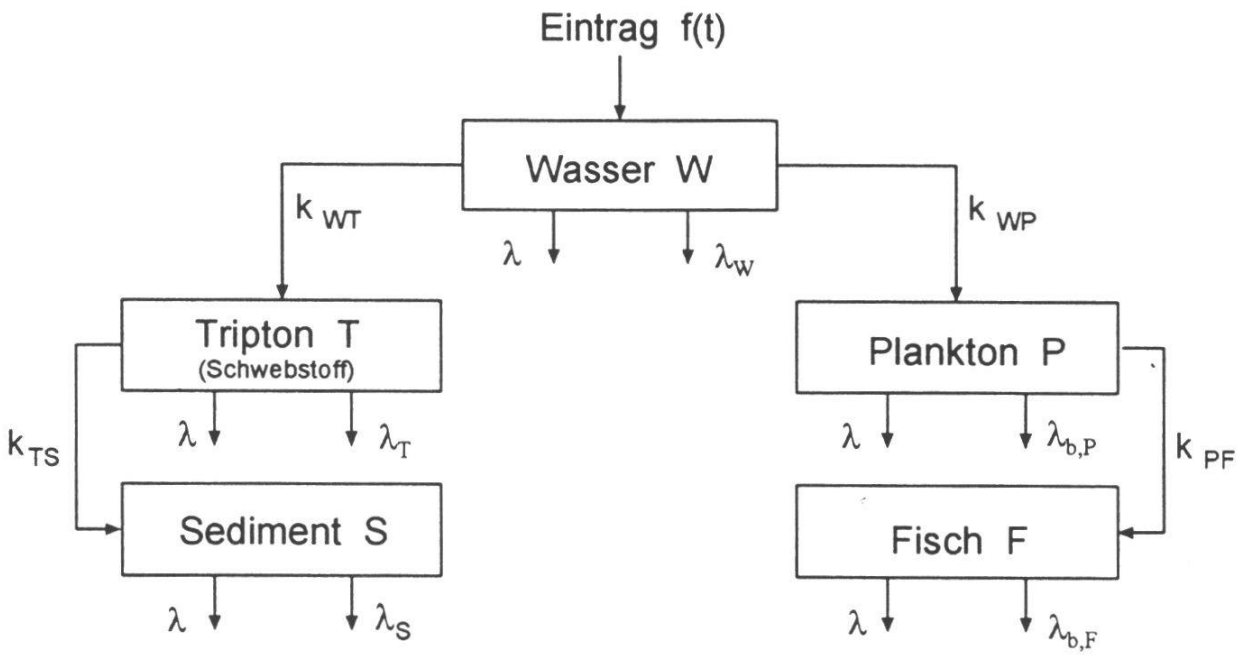


Abb. 27: Kompartimentmodell zur Berechnung der spezifischen Aktivität in Seen /Hü 91/

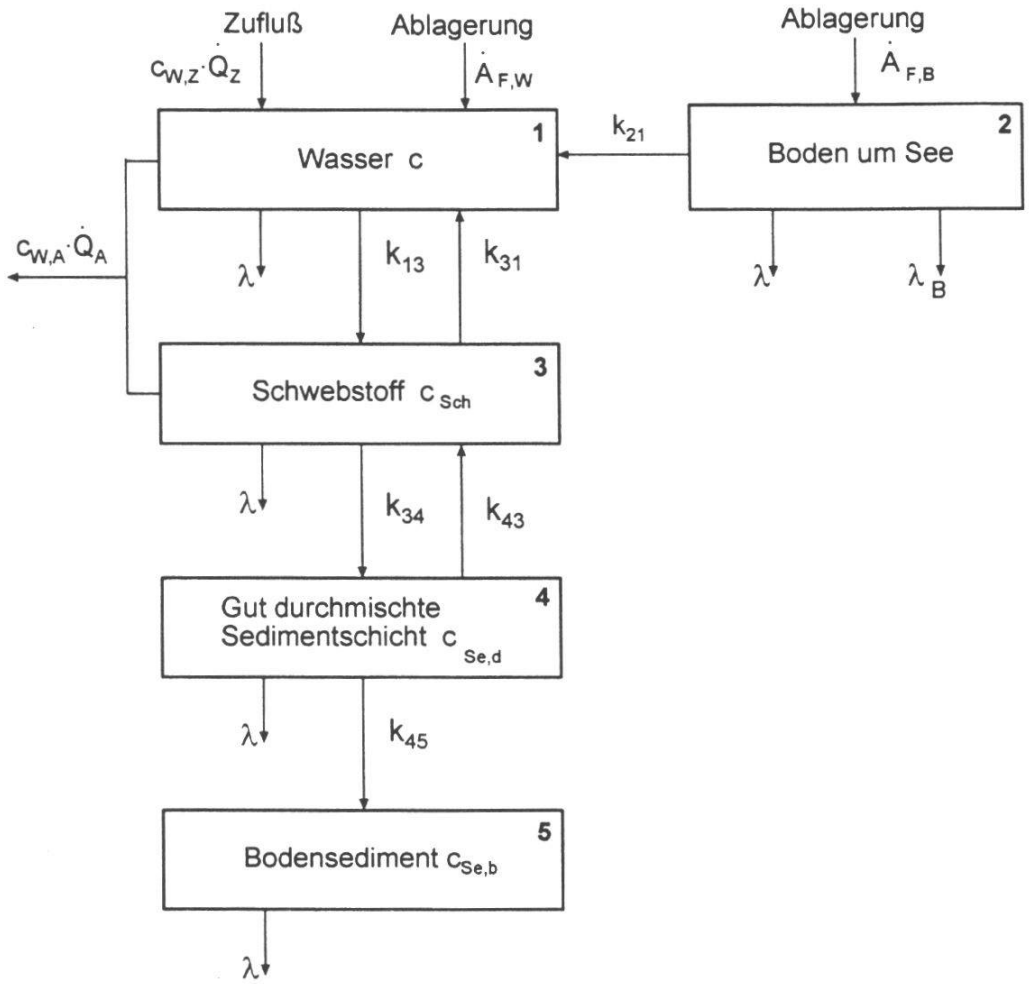


Abb. 28: Kompartimentmodell für kleinere Seen

Radionuklide gibt es eine größere Anzahl Kompartimentmodelle zur Berechnung der spezifischen Aktivität in Abhängigkeit von der Zeit in den verschiedenen landwirtschaftlichen Produkten. Die Ergebnisse lassen sich durch genauere radioökologische Parameter in den Modellen verbessern. Es fehlen Modelle zur Berechnung der spezifischen Aktivität in Obst von Bäumen sowie Sträuchern und für das Waldökosystem.

Auch bei der Emission radioaktiver Stoffe in Fließgewässern gibt es Ansätze im Nahbereich des Emittenten naturwissenschaftlich-mathematische Methoden anzuwenden. Zur Verbesserung der Vorhersage der spezifischen Aktivität in Sediment und in Fischfleisch sollten für einzelne Flüsse Modelle entwickelt werden, in denen das Gesamtsystem Wasser, Schwebstoff und Sediment betrachtet wird.

Nach dem Unfall in Tschernobyl zeigte sich, daß radioökologische Modelle für Binnenseen, mit denen die spezifische Aktivität im gesamten Ökosystem berechnet werden kann, fehlen. Die bisher entwickelten Kompartimentmodelle sollten anhand von Meßwerten verbessert werden.

Bei allen Erfolgen bei der Modellierung des Radionuklidtransportes in der Umwelt sollte aber immer beachtet werden, daß aufgrund der komplexen Vorgänge in der Natur es nicht möglich sein wird, die Radionuklidverteilung genau zu berechnen. Die entscheidende Größe für die Maßnahmen ist in der Regel die Messung. Nur sie gibt uns, evtl. in Verbindung mit dosimetrischen Modellen, letztlich Gewißheit, ob Dosisgrenzwertüberschreitungen möglich oder eingetreten sind.

6 Literatur

/Ab 94/ ABBOTT, M. L., ROOD, A.: COMIDA: A Radionuclide Food Chain Model for Acute Fallout Deposition, Health Physics 66, 17-29 (1994).

/Al 98/ ALBRECHT, A.: The Behavior of Nuclear Reactor Derived Metallic Radionuclides in the Aquatic System of Switzerland, Schriftenreihe der EAWAG, Nr. 13, 1998.

/Au 82/ AURAND, K., RÜHLE, H., GANS, I.: Radioökologie und Strahlenschutz, E. Schmidt Verlag, Berlin, 1982.

/Ba 76/ BAKER, D.A., HOENES, G.R., SOLDAT, J.K.: FOOD - An Interactive Code to Calculate Internal Radiation Doses from Contaminated Food Products, BNWL-SA-5523, Feb. 1976.

/Ba 99/ BARRY, P. J. et al.: Intercomparison of Model Predictions of Tritium Concentrations in Soil and Foods Following Acute Airborne HTO Exposure, J. of Environmental Radioactivity 42, 191-207 (1999).

/Bi 90/ BIESOLD, H., HANDGE, P.: Aufnahme von ^{3}H und ^{14}C in die Vegetation nach Freisetzung bei Störfällen, 8. Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, 24.-26.10.1990, S. 200-208, Berlin, BMU 1991.

/Bi 99/ BIRD, G. A. et al.: Model Simulations of the Fate of ^{14}C Added to Canadian Shild Lake, J. of Environmental Radioactivity 42, 209-223 (1999).

/Bo 81/ BOONE, F.W., NG, Y.C., PALMS, J.M.: Terrestrial Pathways of Radionuclide Particulates, Health Physics 41, 735-745 (1981).

/Bo 82/ BONKA, H.: Strahlenexposition durch radioaktive Emissionen aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb, Verlag TÜV Rheinland, Köln, 1982.

/Bo 90/ BONKA, H.: Ablagerungsgeschwindigkeit und Washoutkoeffizient für aerosolgebundene Radionuklide, in: 8. Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, 24.-26.10.1990 Berlin, S. 124-131, BMU 1990.

/Bo 93/ BONKA, H.: Entstehung des Begriffs Radioökologie, Wissenschaft und Umwelt 1, 31-40 (1993).

/Bo 98_1/ BONKA, H.: Radionuklidtransport nach dem Kernreaktorunfall in Tschernobyl und daraus ableitbare radioökologische Parameter, BMU, Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-1998-507.

/Bo 98_2/ BONKA, H.: Nach Tschernobyl in Deutschland und in der Schweiz gemessene Transferfaktoren und andere radioökologische Parameter, in: Radioaktivität in Mensch und Umwelt, 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Bandherausgeber: W. Winter u.a., S. 765-771, Verlag TÜV Rheinland, Köln, 1998.

/Bu 79/ BMI: Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer, Richtlinie zu § 45 StrlSchV, GMBL 30, Nr. 21, S. 371-435, 15.8.1979.

/Bu 89/ BMU: Zusammenstellung der Dosisfaktoren, Teil I, II und III, Bundesanzeiger Nr. 185a, S. 29-677, 30.9.1989.

/Bu 90/ BMU: Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 45 Strahlenschutzverordung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen, Bundesanzeiger Jahrgang 42, Nr. 64a, S.1-23, 31. März 1990.

/Cl 79/ CLARK, M.J. et al.: Methodology for Evaluating the Radiological Consequences of Radioactive Effluents Released in Normal Operations, Commission of the European Communities, July 1979.

/Da 99/ DAVIS, P. A. et al.: BIOMOVS II: An International Test of the Performance of Environmental Transfer Models, J. of Environmental Radioactivity 42, 117-130 (1999). Weitere Berichte: 131-223 (1999).

/Ei 81/ EISFELD, K., MATTHIES, M., PARETZKE, H.G., WIRTH, E.: An Assessment of the Relative Importance of Long-Lived Radionuclides Released in Accidents from the Back-End of the Nuclear Fuel Cycle, in: Environmental Migration of Long-Lived Radionuclides, IAEA-SM-257/35P, S. 701-708, IAEA, Wien, 1982.

/Fe 82/ FELDT, W.: Expositionspfad Fischverzehr, in: /Au 82/, S. 99-122.

/Fl 71/ FLETCHER, J.F., DOTSON, W.L.: HERMES – A Digital Computer Code for Estimating Regional Radiological Effects from the Nuclear Power Industry, Hanford Engineering Development Laboratory, Richland, HEDL-TME-71-168, 1971.

/Ha 95/ HÅKANSON, L. et al: Modelling of Radiocaesium in Lakes, Results from the VAMP Project, in: Environmetal Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339/172, S. 337-353, IAEA, Wien, 1995.

/He 93/ HECHT, H.: Langzeitverhalten der Radiocäsiumbelastung von Wildfleisch in der Bundesrepublik Deutschland nach dem Unfall von Tschernobyl, in: Umweltradioaktivität Radioökologie Strahlenwirkungen, 25. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Bandherausgeber: W. Winter u.a., S. 738-743, Verlag TÜV Rheinland, Köln, 1993.

/Ho 84_1/ HOFFMAN, F.O., BERGSTRÖM U., GYLLANDER, C., WILKENS, A.-B.: Comparison of Predictions from Internationally Recognized Assessment Models for the Transfer of Selected Radionuclides Through Terrestrial Food Chains, Nuclear Safety 25, 533-546 (1984).

/Ho 84_2/ HORN, M.: Weiterentwicklung der Methoden und Daten zur Berechnung des Radionuklidtransportes von der Luft in die Pflanzen um kerntechnische Anlagen, Dissertation an der RWTH Aachen, 1984.

/Ho 88/ HORN, H.-G., MAQUA, M., BONKA, H.: Nasse und trockene Ablagerung radioaktiver Stoffe auf die Vegetation und den Erdboden, BMU, Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-1988-195.

/Hö 93/ HÖFER, H., BAYER, A.: Calculation of Radionuclide Dispersion in Flowing Waters with a Dynamic Model, Kerntechnik 58, S. 164-169, (1993).

/Ho 95/ HOFFMANN, F.O., THIESSEN, K.M.: Use of Chernobyl Data to Test Predictions and Uncertainty Estimates from Exposure Assessment Models, in: Environmental Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339/20, S. 325-336, IAEA, Wien, 1995.

/Hs 97/ HSK: Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, Richtlinie für schweizerische Kernanlagen, Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK-R-41/d, Juli 1997.

/Hü 91/ HÜBEL, K., SÄNGER, W., LITZKE, J.: Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Oberbayerische Seen: Compartment-Modellrechung, in: Strahlenschutz für Mensch und Umwelt, Bandherausgeber: H. Jacobs u.a., S. 277-282, Verlag TÜV Rheinland, Köln, 1991.

/Ia 96/ IAEA: Validation of Models Using Chernobyl Fallout Data from Southern Finland, Scenaria S, IAEA-TECDOC-904, Sept. 1996.

/Jo 84/ JONAS, R.: Ablagerung und Bindung von Luftverunreinigungen an Vegetation und anderen atmosphärischen Grenzflächen, Bericht der Kernforschungsanlage Jülich, JÜL-1949, 1984.

/Jo 95/ JOHANSSON, G.: BIOMOVS-II: An International Co-Operative Effort to Test Biospheric Models Designed to Calculate the Environmental Transfer and Accumulation of Radionuclides and other Trace Substances, in: Environmental Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339/98P, S. 791-794, IAEA, Wien, 1995.

/Kl 71/ KLECHKOVSKII, V.M., POLIKARPOV, G.G., ALEKSAKHIN, R.M.: Radioecology, Translated from Russian, Radioekologiya 1971, J. Wiley, New York, 1973.

/Ko 86/ KOCH, J., TADMOR, J.: RADFOOD – A Dynamic Model for Radioactivity Transfer Through the Human Food Chain, Health Physics 50, 721-737 (1986).

/Kr 99/ KRYSHEV, I.I. et al.: Assessment of the Consequences of the Radioactive Contamination of Aquatic Media and Biota for the Chernobyl NPP Cooling

Pond: Model Testing Using Chernobyl Data, J. of Environmental Radioactivity 42, 143-156 (1999).

/La 79/ LASSEY, K.R.: The Transfer of Radiostrontium and Radiocesium from Soil to Diet: Models Consistent with Fallout Analyses, Health Physics 37, 557-573 (1979).

/Li 89/ LINSLEY, G.S., KOEHLER, H.: Radioecological Aspects of the IAEA Programmes on Waste Management and Radiation Protection, in: The Radioecology of Natural and Artificial Radionuclides, Fachverband für Strahlenschutz, Edited: W. Feldt, S. 595-599, Verlag TÜV Rheinland, Köln, 1989.

/Mo 55/ MORGAN, K.Z., SNYDER, S., FORD, M.R.: Maximum Permissible Concentration of Radioisotopes in Air and Water for Short Period Exposure, in: Peaceful Uses of Atomic Energy, Genf 1955, Vol. 13, 139-158 und 253, United Nations 1956.

/Mü 85/ MÜLLER, H. u.a.: Entwicklung und Einsatz verbesserter, zeitabhängiger Modelle zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition nach Störfällen, Abschlußbericht des Forschungsvorhabens St.Sch.798 des BMI, GSF, Dez. 1985.

/Mü 93/ MÜLLER, H., PRÖHL, G.: ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessing Radiological Consequences of Nuclear Accidents, Health Physics 64, 232-252 (1993).

/Ng 78/ NG, Y.C., COLSHER, C.S., THOMPSON, S.E.: Transfer Coefficients for Terrestrial Foodchains – Their Derivation and Limitations, in: Radioaktivität und Umwelt, 12. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., S. 455-481, Norderney, 1978.

/Ob 93/ OBERSCHACHTSIEK, D. u.a.: Ablagerung von partikelgebundenen Radionukliden bei trockenem Wetter, Nebel, Regen und Schneefall, BMU, Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-1993-365.

/Ol 61/ OLSON, J.S.: Analog Computer Models for Movement of Nuclides Through Ecosystems, S. 121-125 in /Sc 61/.

/Pe 55/ Peaceful Uses of Atomic Energy, Genf 1955, Vol. 9, 669-675 u. 692-698, Vol. 13, 298-393, United Nations 1956.

/Ra 98/ RASKOB, W., POPOV, A., ZHELEZNYAK, M. J., HELING, R.: Radioecological Models for Inland Water Systems, Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte FZKA 6089, 1998.

/Re 90/ REICH, H. u.a.: Dosimetrie ionisierender Strahlung, B.G. Teubner, Stuttgart, 1990.

/Sa 86/ SANTSCHI, P.H., BOLLHALDER, S., FARRENKOTHEN, K., LUECK, A., WEBER, C., ZINGG, S.: Transportraten von Tschernobyl-Radionukliden in Gras und Kuhmilch im Raume Dübendorf, in: s. /Sc 86/, S. 467-476.

/Sc 61/ SCHULTZ, V., KLEMENT, A.W.: Radioecology, Proceedings of the First National Symposium 10.-15. Sept. 1961, Reinhold Publishing, New York, 1963.

/Sc 86/ SCHMID, E., BYRDE, F., MEYER, M., SÖRENSEN, J.: Ablagerung von Radionukliden auf Gras und ihr Transfer in Milch in der Region Spiez im Anschluß an den Reaktorunfall in Tschernobyl, in: Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation, Bd. 1, S. 353-379, Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern, 1986.

/Sc 95/ SCHELL, W.R. et al.: A Forest and Natural Ecosystem Model for Short and Long Term Distribution of Radionuclides from Nuclear Accidents, IAEA-SM-339/193P, S. 830-836, IAEA, Wien, 1995.

/Si 81/ SIMMONDS, J.R., LINSLEY, G.S.: A Dynamic Modeling System for the Transfer of Radioactivity in Terrestrial Food Chains, Nuclear Safety 22, 766-777 (1981).

/So 73/ SOLDAT, J.K., BAKER, D.A., CORLEY, J.P.: Applications of a General Computational Model for Composite Environmental Radiation Doses, in Environmental Behaviour of Radionuclides Released in the Nuclear Industry, IAEA-SM-172/82, S. 483-498, IAEA, Wien, 1973.

/So 74/ SOLDAT, J.K., ROBINSON, N.M., BAKER, D.A.: Models and Computer Codes for Evaluating Environmental Radiation Doses, BNWL-1754, Feb. 1974.

/Ss 92/ SSK: Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrlSchV, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Bd. 17, G. Fischer, Stuttgart, 1992.

/Ss 96/ SSK: Atmosphärische Ausbreitung bei kerntechnischen Notfällen, Berichte der SSK des BMU, Heft 5, G. Fischer, Stuttgart, 1996.

/St 98/ STAPEL, R., RENAUD, P., MAUBERT, H., WIRTH, E.: Vergleich des Deutschen Störfallmodells PARK mit dem Französischen ASTRAL, in: 10. Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, S. 293-298, BMU 1998.

/Su 86/ SURBECK, H. u.a.: Verlauf der Cs 137, Cs 134 und I 131 Aktivität auf dem Gras und in der Milch am Beispiel eines Einzelhofes, in: s. /Sc 86/, S. 411-413.

/Ta 58/ TAYLOR, L.S.: Radiation Exposure as a Reasonable Calculated Risk, Health Physics 1, 62-70 (1958)

/Tv 90/ TVETEN, U., Ed.: Environmental Consequences of Releases from Nuclear Accidents, A Nordic Perspective, Nordic Liaison Commitee for Atomic Energy, nka, Institut for Energiteknikk, Kjeller, 1990.

/Us 77/ U.S. Nuclear Regulatory Commission: Regulatory Guide 1.109, Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I, Washington D.C., 1977.

/Wa 49/ Waste Disposal Symposium, Nucleonics 9-23, March (1949).

/We 91/ WEIß, D.: Ein anwendungsbezogenes Konzept zur Berechnung von Radionuklidkonzentrationen in Ökosystemkompartimenten von Boddengewässern infolge kontinuierlicher und temporärer Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken, Dissertation an der Universität Rostock, 17.12.1991.

/Wi 90/ WHICKER, F.W. et al.: Estimation of Radionuclide Ingestion: The «PATHWAY» Food-Chain Model, Health Physics 59, 645-657 (1990).

/Zh 92/ ZHELEZNYAK, M.J. et al: Mathematical Modeling of Radionuclide Dispersion in the Pripyat-Dnieper Aquatic System after the Chernobyl Accident, The Science of the Total Environment 112, S. 89-114 (1992).

/Zh 95/ ZHELEZNYAK, M.J. et al.: Modelling of Radionuclide Transfer in Rivers and Reservoirs, Validation Study Performed within the IAEA/CEC VAMP Programme, in: Environmental Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339/175, S. 355-367, IAEA, Wien, 1995.