© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark	Band 121	S. 51–63 Graz 1991

Aus der Hauptabteilung Agrarforschung und Biotechnologie
des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf

Modellierung des Radionuklid-Transfers zum Menschen unter besonderer Berücksichtigung des radioökologischen Modells OECOSYS*

Von Martin H. GERZABEK

Mit 7 Abbildungen und 3 Tabellen im Text

Eingelangt am 20. April 1991

Zusammenfassung: Die vorliegende Arbeit beschreibt einige grundsätzliche Prozesse des Radionuklidtransportes in Agro-Ökosystemen und mögliche Modellansätze zur Quantifizierung. Ausführlich wird die Trocken- und Naßdeposition von Radionukliden, deren Aufnahme in die Pflanze über Blatt und Wurzel, der Radionuklidtransfer Pflanze – Tier und der Einfluß der Lebensmittelverarbeitung auf die Radionuklidgehalte von Nahrungsmitteln basierend auf der Literatur und dem radioökologischen Modell OECOSYS diskutiert. Den Abschluß bilden einige Beispiele aus Modellrechnungen, denen das Tschernobyl-Szenarium in Österreich zugrunde gelegt wurde. Die präsentierten Ergebnisse werden mit den in den Jahren 1986 und 1987 erfolgten Messungen verglichen.

1. Einleitung

Die Untersuchung der Mobilität radioaktiver Elemente in unserer Umwelt und deren Transport zum Menschen erlebte in den letzten Jahren einen Aufschwung. Als Gründe dafür sind einerseits der Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahre 1986 und andererseits die Diskussion um die Endlagerung radioaktiver Abfälle anzusehen. Es sei an dieser Stelle auch auf den Unfall mit radioaktivem Cäsium in Goiania (Brasilien) hingewiesen (IAEA 1988). Dabei gelangten 50,9 TBq ^{137}Cs durch extreme Unachtsamkeit der Betreiber einer medizinischen Bestrahlungsanlage in die Umwelt. Die erwähnten Fälle führen zwangsläufig zu einem erhöhten Handlungsbedarf der Behörden. Diese benötigen Entscheidungshilfen um radiologisch sinnvolle und ökonomisch vertretbare Maßnahmen setzen zu können.

Lebende Systeme kann man als quasi-statische Zustände eines dynamischen Gleichgewichtes betrachten (Gleichgewichtsmodelle). Die neuere Entwicklung geht in Richtung dynamischer Radioökologiemodelle. Die Komplexität der Modelle zur Beschreibung des Transfers von Elementen und ihrer Isotope zwischen den Kompartimenten der Biosphäre machen die Verwendung großangelegter Computerprogramme unabdingbar. Eines dieser Computermodelle ist das Modell ECOSYS, das von der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung entwickelt wurde (MATTHIES et al. 1982, PRÖHL et al. 1986). Das Österreichische Forschungszentrum Seibersdorf wurde 1987 vom Bundeskanzleramt beauftragt, ein Prognose-

* gewidmet Prof. Dr. Otto HÄRTEL anläßlich seines 80. Geburtstages.

O.Ö. LANDESMUSEUM
BIBLIOTHEK

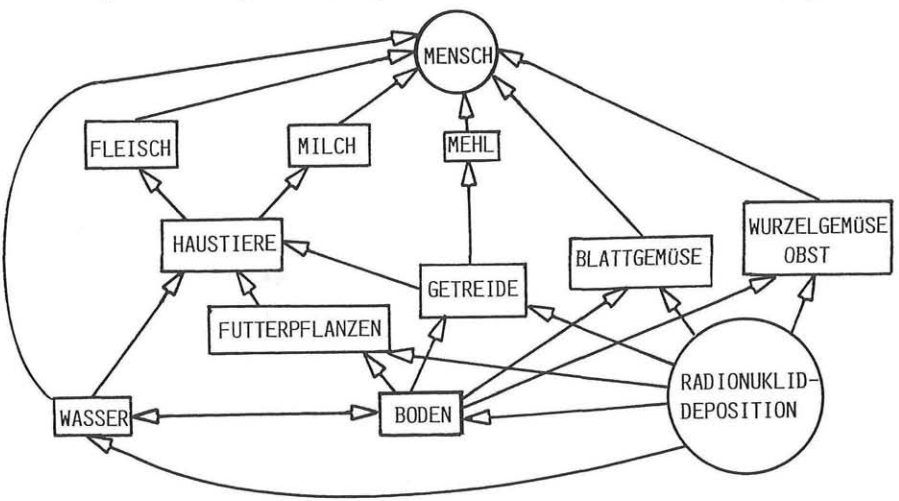
© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
system für die Auswirkungen großräumiger Verstrahlungen auf landwirtschaftliche Flächen aufzubauen. Dazu wurde das Modell ECOSYS angekauft und an die österreichischen Verhältnisse angepaßt (OECOSYS). Zusätzlich wurde für Österreich die Möglichkeit einer regionalisierten Prognose geschaffen (GERZABEK et al. 1989).

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich einerseits mit einigen Grundlagen der Modellierung und andererseits mit konkreten Berechnungsbeispielen.

2. Grundlagen der Modellierung des Radionuklidtransfers in der Biosphäre

Abbildung 1 zeigt ein einfaches Ingestionsmodell. Im Folgenden soll versucht werden, die einzelnen Prozesse des Radionuklidtransfers zum Menschen mittels einfacher Modellansätze zu beschreiben.

Abbildung 1: Die wichtigsten Transferpfade von Radionukliden zum Menschen (Ingestion)



2.1. Die Radionukliddeposition

Die Deposition der Radionuklide stellt deren eigentlichen Eintritt in das Agro-Ökosystem dar. Dabei unterscheidet man prinzipiell die trockene und nasse Deposition.

Unter trockener Deposition versteht man den Übergang von Gasen und luftgetragenen Partikeln aus der bodennahen Luft auf die Boden- und Pflanzenoberfläche. Die Quantifizierung dieses Vorganges, der prinzipiell in drei Einzelprozesse aufgetrennt werden kann (Überwindung des aerodynamischen Widerstandes, des Grenzflächen- und Transferwiderstandes), erfolgt mittels des Konzeptes der Depositionsgeschwindigkeit (V_g). Diese ist definiert als der Quotient aus der deponierten Aktivität und der Aktivitätskonzentration in der bodennahen Luft:

$$V_g = [Bq/m^2.s]/[Bq/m^3] = m.s^{-1}$$

In unterschiedlichen Studien wurde eine mittlere Depositionsgeschwindigkeit von 5.10^{-3} $m.s^{-1}$ für Partikelgrößen von einigen µm Durchmesser ermittelt. Allerdings muß festgehalten werden, daß die Depositionsgeschwindigkeit keine Konstante darstellt, sondern aufgrund der Partikelgrößen, der Reaktivität des Aerosols, der physikalischen Eigenschaften der Boden- oder Pflanzenoberfläche und der

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
meteorologischen Zustände zur Zeit der Deposition beträchtlich streuen kann. Für elementares Jod kann als Depositionsgeschwindigkeit zum Beispiel 1.10^{-2} $m.s^{-1}$ angenommen werden, die Werte für aerosolgebundenes Jod, bzw. Methyljodid liegen um den Faktor 10 und 100 tiefer (COUGHTREY et al. 1983).

Die Menge des abgelagerten Stoffes wird wie folgt abgeschätzt:

$$C_A = V_g \cdot C_L$$

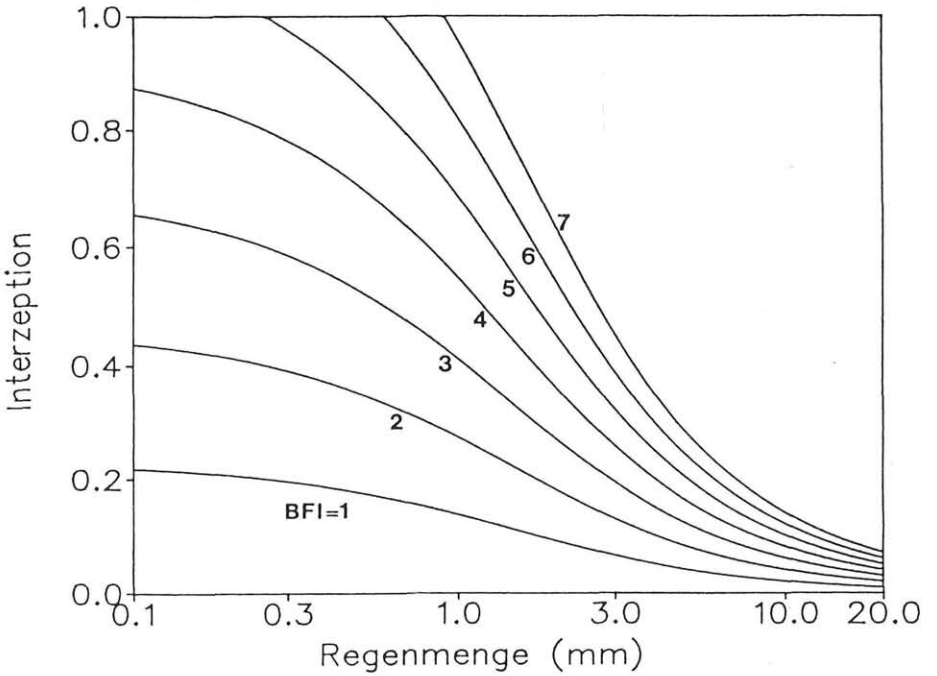
C_A: abgelagerte Aktivität ($Bq.m^{-2}$)
V_g: Depositionsgeschwindigkeit ($m.s^{-1}$)
C_L: Zeitintegral der Aktivitätkonzentration in der bodennahen Luft ($Bq.s.m^{-3}$)

Das radioökologische Modell ECOSYS verwendet den Blattflächenindex (Blattfläche pro m^2), um den starken Einfluß des Pflanzenbewuchses auf die Depositionsgeschwindigkeit zu simulieren (PRÖHL 1990). Dabei wird die Depositionsgeschwindigkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt ($V_g(T)$) aus der maximalen Depositionsgeschwindigkeit des betrachteten Radionuklids und Pflanzenbewuchses ($V_{g\,max}$) entsprechend des aktuellen (BFI (T)) und des maximalen Blattflächenindex (BFI_{max}) berechnet:

$$V_g(T) = V_{g\,max} \cdot [BFI(T)/BFI_{max}]$$

Von besonderer Bedeutung für die Kontamination von Pflanzen ist die Naßdeposition. Dabei kommt es vor allem auf den Aktivitätsanteil des Regenwassers an, der von der Pflanze zurückgehalten wird (Interzeption). Die Größe der Interzeption ist natürlich stark vom Entwicklungszustand der Pflanzen abhängig und unter-

Abbildung 2: Vom Pflanzenbestand gespeicherter Anteil der Niederschlagsmenge in Abhängigkeit von der Regenmenge und dem Blattflächenindex (gültig für Gras, Getreide, Mais; aus PRÖHL 1990)



© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
liegt daher großen jahreszeitlichen Schwankungen, wobei insbesondere die Größe der Blattfläche, die Blattneigung, die Oberflächenbeschaffenheit der Blätter und die Regenmenge als Einflußfaktoren zu nennen sind. Die von den Pflanzen zurückgehaltene Aktivität ist proportional zu der nach einem Niederschlagsereignis gespeicherten Wassermenge (Speicherkapazität in mm). Diese liegt im Durchschnitt bei etwa 0,2 mm. Allerdings wird dieser Wert in der Praxis bei geringer Niederschlagsintensität nicht erreicht, da sich die Blätter gegenseitig abschirmen. Im Modell ECOSYS wird daher angenommen, daß 50% der maximalen Speicherfähigkeit dann erreicht ist, wenn die gefallene Regenmenge dem Dreifachen der maximalen Speicherkapazität entspricht (PRÖHL 1990). Abbildung 2 gibt ein Beispiel aus der Literatur für den Zusammenhang zwischen Regenmenge, Blattflächenindex und Interzeption.

2.2. Blattaufnahme von Radionukliden und deren Verteilung in der Pflanze

Das Durchdringen der Blattoberfläche kann einerseits durch Diffusion von Ionen und Molekülen durch die Kutikula oder durch Aufnahme gasförmiger Radionuklide über die Stomata erfolgen. Der nächste Schritt ist die aktive Aufnahme in das Plasmalemma. Die Verteilung der Radionuklide in der Pflanze kann über zwei Transportsysteme erfolgen, den Transpirationsstrom (Xylem) und den Assimilationsstrom (Phloem). Im Transpirationsstrom werden die Radionuklide nicht elementspezifisch transportiert, das heißt, alle Elemente sind in akropetaler Richtung (Wurzel – Blatt) beweglich. Der Transport im Phloem ist aber elementspezifisch. Einerseits muß das Radionuklid mit Trägermolekülen ins Phloem gelangen, andererseits wird die Phloemgängigkeit mancher Elemente durch den hohen Phosphatgehalt des Assimilationsstroms begrenzt (Calcium, Strontium, Blei, Polonium). Hoch mobil sind die Alkalimetalle, Chlor und Phosphor (Xylem und Phloem). Typische Translokationsraten von Radionukliden nach der Blattaufnahme sind:

Jod:	2 bis 5% (HUNGATE et al. 1963)
Cäsium:	bis 50% (BUKOVAC et al. 1965)
Strontium:	0,1 bis 1,5% (BUKOVAC et al. 1965, MIDDLETON 1959)

Ein Teil der deponierten Radionuklidmenge verbleibt auf der Blattoberfläche und kann durch Niederschläge abgewaschen werden. Dies führt gemeinsam mit der Auswaschung von bereits im Blatt befindlichen Radionukliden und dem Verlust von älteren Blättern zu einer Abnahme der Aktivität in der Pflanze. Das Modell ECOSYS berücksichtigt diese Prozesse gleichzeitig mit dem Verdünnungseffekt durch das Pflanzenwachstum mit einer Halbwertszeit von durchschnittlich 25 Tagen.

Das Ausmaß der Pflanzenkontamination ist vom Entwicklungsstadium der Pflanzen und somit von der Jahreszeit in entscheidender Weise abhängig (Saisonalität). Radionukliddepositionen im Winter haben eine relativ geringe Kontamination der Pflanzen zur Folge, manche Pflanzen werden überhaupt nicht kontaminiert. Während der Vegetationsperiode gibt es signifikante Unterschiede zwischen vegetativer und generativer Phase. Bei Erreichen der generativen Phase nimmt der Assimilatestrom von den Blättern zu den Speicherorganen und auch die Radionuklidtranslokation zu (Abbildung 3, AARKROG 1983). Im Laufe des Reifeprozesses geht die Stoffwechselaktivität wieder zurück.

Als Beispiel für einen Modellansatz (ECOSYS, PRÖHL 1990) wird an dieser Stelle der für Cäsium und Jod für Getreide angeführt:

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

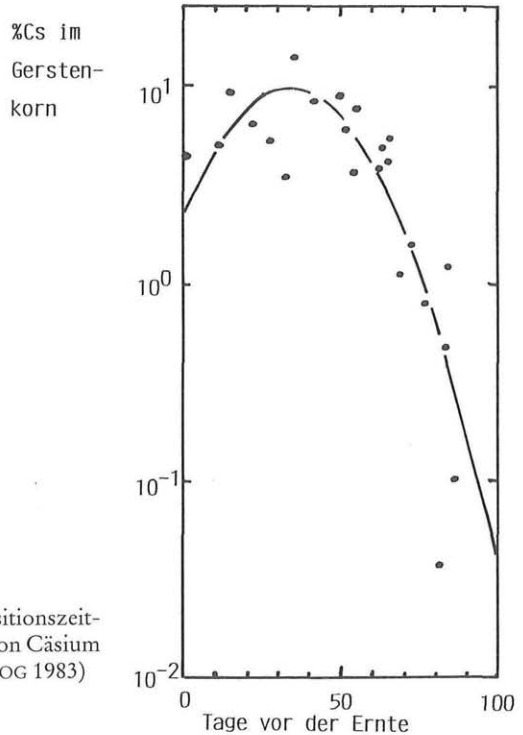


Abbildung 3: Der Einfluß des Depositionszeitpunktes auf den Anteil von Cäsium im Gerstenkorn (AARKROG 1983)

$$C_G(dt) = [D_B \cdot T(dt) \cdot e^{-\lambda \cdot dt}]/E_G$$

$C_G(dt)$: Aktivitätskonzentration der Getreideart zur Ernte (Bq/kg)
D_B: Deposition auf dem Blattwerk (Bq/m²)
E_G: Ertrag (kg/m²)
$T(dt)$: zeitabhängiger Translokationsfaktor
λ: physikalische Zerfallskonstante (d^{-1})
dt: Zeit zwischen Deposition und Ernte (d)

Ähnliche Modellansätze werden für Maiskolben, Kartoffel, Zuckerrübe, Frucht-und Knollengemüse, Obst und Beeren angewandt.

Mögliche Fehlerquellen für diesen Modellansatz sind die Prozesse der Resuspension und des soil splash. Unter Resuspension versteht man den Übergang von radioaktiven Partikel vom Boden in die Atmosphäre. Die Ursachen dafür sind Wind, Verkehr und landw. Bodenbearbeitung. Soil splash ist die Direktkontamination von Pflanzen durch Bodenpartikel, die von abprallenden Wassertropfen mitgerissen werden. Beide Prozesse können zu einer erheblichen Kontamination des Erntegutes führen.

2.3. Radionuklide im System Boden – Pflanze

Vergleicht man die verschiedenen Kompartimente des Ökosystems bezüglich ihrer Fähigkeit, Radionuklide zu immobilisieren, dann kommt dem Boden die größte Bedeutung zu. So kann man zum Beispiel dreißig Jahre nach der ^{137}Cs- Kontamination eines gemischten Hartholzbestandes in Oak Ridge (Tennessee) mehr als 99,9% der deponierten Aktivität im Boden finden (VAN VORIS et al. 1990). Der Boden hat also die „sink"-Funktion im Ökosystem. Allerdings ist der Boden auch

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
die wichtigste Quelle für den Eintritt von Radionukliden in die Nahrungskette. Das Festhaltevermögen verschiedener Böden für Kationen ist sehr unterschiedlich und wird vor allem von ihrem Tongehalt bestimmt. Die Bindungsstärke von Kationen an Tonminerale steigt in erster Linie mit der Zunahme des Ionenradius, bzw. mit der Abnahme der Hydradationsenergie. In den meisten Modellansätzen wird die Radionuklidmigration mit Hilfe des K_d – Wertes quantifiziert. Der K_d – Wert ist definiert als das Verhältnis der je Bodeneinheit sorbierten zu der sich in Lösung befindlichen Aktivitätsmenge. Die Größe des K_d – Wertes steigt mit der Verminderung der Radionuklidmobilität. Im Modell ECOSYS werden folgende K_d – Werte ($cm^3.g^{-1}$) verwendet (PRÖHL 1990):

	Ackerboden	Grünland – Wald
Strontium	100	50
Cäsium 1000	100	

Aus diesen Daten ist bereits ersichtlich, daß das Cäsium im Boden wenig mobil ist. Die Pflanzenverfügbarkeit und Mobilität des Cäsiums ist stark negativ mit der Fixierungskapazität des Bodens korreliert (CUMMINGS et al. 1969). Der Pflanzennährstoff Kalium hemmt die Cäsiumaufnahme kompetitiv (ANDERSEN 1967).

Strontium ist im Boden leicht pflanzenverfügbar, nur relativ kleine Anteile des Gesamtgehaltes sind nicht austauschbar. Steigende austauschbare Calciumgehalte vermindern den Strontium-Transfer in die Pflanze (GERZABEK et al. 1991).

Plutonium liegt im Boden vor allem als PuO_2 vor und ist in dieser Form nur wenig mobil und pflanzenverfügbar.

Die Bindung von radioaktivem Jod im Boden hängt vor allem von der biologischen Aktivität des Bodens ab. In einem biologisch aktiven Boden können innerhalb von 120 bis 180 Stunden 99% der deponierten Jodmenge fixiert werden (DERTINGER et al. 1986).

Das Ausmaß der Aufnahme von Radionukliden in die Pflanze ist schwer voraussagbar. Die Stoffaufnahme wird von einer Vielzahl von Faktoren bestimmt, die zwar qualitativ bekannt sind, deren quantitativer Einfluß jedoch zumeist nur ungenügend erfaßt ist. Daher wird in den meisten Fällen der einfache Modellansatz des Transferfaktorenkonzeptes zur Quantifizierung der Radionuklidaufnahme durch die Pflanze verwendet. Der Transferfaktor (TF) ist definiert als das Verhältnis der Aktivitätskonzentration eines Radionuklides in der erntereifen Pflanze (C_P, Bq/kgFS) zu der in der Wurzelzone des Bodens (C_B, Bq/kgTS):

$$TF = C_P/C_B$$

Schwachpunkte dieses Konzeptes sind die meist willkürliche Festlegung des Wurzelraumes, die Betrachtung der Gesamtaktivität im Boden, ohne Differenzierung der chemischen Formen und die Tatsache, daß der Transferfaktor letztlich nicht die Radionuklidaufnahme, sondern nur ein Konzentrationsverhältnis beschreibt. Typische Größenordnungen für Transferfaktoren sind folgende (HAUNOLD et al. 1987):

Cs, Ru	0,001 – 0,05
Sr	0,1 – 1,0
Pu	$5.10^{-6} – 2.10^{-4}$

Tabelle 1 gibt als Beispiel die Cäsium-Transferfaktoren an, die vom Modell ECOSYS verwendet werden und zum Vergleich diejenigen, die in der österreichischen Version (OECOSYS) aufgrund eigener Freilanduntersuchungen Eingang gefunden haben (GERZABEK et al. 1990).

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Tabelle 1: Vergleich der Cs-137 Boden-Pflanze-Transferfaktoren des radioökologischen Modells ECOSYS mit denen, die in der österreichischen Version verwendet werden.

Pflanze		ECOSYS 87	OECOSYS
Mais	Korn	0,01	0,005
Weizen	Korn	0,02	0,01
Roggen	Korn	0,02	0,02
Gerste	Korn	0,02	0,02
Kartoffel	Knolle	0,01	0,005
Blattgemüse		0,02	0,005
Wurzelgemüse		0,01	0,008

Als Möglichkeiten zur Verminderung der Aktivitätskonzentration in pflanzlichen Produkten sind die gezielte Düngung, das Aufkalken saurer Böden und das Pflügen kontaminierter Flächen zu nennen. Insbesondere die letztgenannte Maßnahme ist geeignet, höherbelastete Grünlandstandorte zu behandeln. Durch die Einmischung der Radionuklide und der damit verbundenen Verdünnung wird die Radionuklidkonzentration des Grünlandaufwuchses signifikant vermindert.

2.4. Radionuklidtransfer Pflanze – Tier

Für dieses System werden zwei Modellansätze verfolgt. Der dynamische Ansatz modelliert die Zeitabhängigkeit der Radionuklidaufnahme, die Retention (Speicherung) und die Ausscheidung der Radionuklide. Besonders intensiv wurde dieses Modell für den Menschen studiert. Allerdings ist dafür eine sehr umfangreiche Datenbasis notwendig, die im Falle der Haustiere nicht immer vorhanden ist. Daher wird zumeist dem einfachen Transferkonzept, das ein dynamisches Gleichgewicht voraussetzt, der Vorzug gegeben. Der Transferfaktor (TF) ist definiert als der Quotient aus der Radionuklidkonzentration im Endprodukt (C, Bq/kg) und der täglichen Aktivitätsaufnahme (A_d, Bq/d):

$$TF = C/A_d$$

Aus Tabelle 2 sind einige mittlere Transferfaktoren aus der Literatur ersichtlich.

Tabelle 2: Pflanze – Tier-Transferfaktoren für Cäsium und Strontium (NG et al. 1978)

Produkt	Cs	Sr
Kuhmilch	0,007	0,0014
Rindfleisch	0,02	0,0003
Schweinefleisch	0,3	0,0029
Lammfleisch	0,12	0,0019
Hühnerfleisch	4,4	0,032

Die Aufnahme von Cäsium im Darmtrakt ist für monogastrische Tiere praktisch vollständig, für Wiederkäuer liegt die Absorption bei 60%. Eine relative Anreicherung des Cäsiums ist für die Skelettmuskulatur festgestellt worden. Das bedeutet, daß 60 bis 70% des Cäsiums in den Muskeln zu finden ist (COUGHTREY et al. 1983).

Als Strategien zur Verminderung der Cäsium-Konzentration im tierischen Produkt sind die Änderung der Futterzusammensetzung, die Verfütterung von wenig belastetem Futter am Ende der Mastperiode (3 Wochen) und der Einsatz von Cäsiumbindern zu nennen. Als Cs-Binder kommen entweder fixierende Ton-

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
minerale (Bentonit, Bolus alba) oder Komplexbildner (verschiedene Hexacyanoferrate) in Frage. Besonders hohe Wirkungsgrade erreichen die Komplexbildner. Damit kann eine Abnahme der Cs-Konzentration in der Milch um 70% erwartet werden (HOVE 1990).

Jod, ein für das Tier essentielles Element, wird zu einem großen Teil in der Schilddrüse gespeichert. Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurden Transferwerte für Futter – Kuhmilch um 0,003 $d.l^{-1}$ bestimmt. Zum Transfer von ^{131}J in Fleisch existieren nur wenige Daten. Allerdings ist dieser Expositionspfad aufgrund der geringen physikalischen Halbwertszeit (8 Tage) zu vernachlässigen.

Haustiere resorbieren im Mittel 10 – 25% des aufgenommenen Strontiums, wobei die größte Menge im Skelett abgelagert wird. Im Gleichgewichtszustand befinden sich etwa 90% des Strontiuminventars im Skelett, der Rest verteilt sich auf die anderen Organe und Gewebe.

2.5. Einfluß der Lebensmittelverarbeitung auf die Radionuklidgehalte von Nahrungsmitteln

Vor dem Verbrauch von Nahrungsmitteln vergeht aufgrund des Transportes, der Lagerung und der Verarbeitung eine gewisse Zeitspanne. Daher muß die physikalische Halbwertszeit bei kurzlebigen Radionukliden herangezogen werden, um den Aktivitätsverlust zu quantifizieren.

Tabelle 3: F_p-Werte für verschiedene Lebensmittelverarbeitungsprozesse (nach NOORDIJK 1989)

Ausgangs-material	Prozeß		F_p-Wert Sr	Cs
Weizen	Mahlen	(weißes Mehl)	0,2	0,4
		(dunkles Mehl)	0,1-0,2	0,1
Roggen	Mahlen	(weißes Mehl)	0,6	0,5-0,6
Spinat	Waschen	(1)	0,4-1,0	0,6
		(2)	0,2	0,2
Kohl	Waschen	(1)	0,3	0,9
		(2)	0,07	0,09
Gurken	Dosenherstellung	(1)	0,35	0,06
Kartoffeln	Schälen		0,8	0,7
Fleisch	Kochen		0,5	0,4
	Marinieren			0,1-0,6

(1) Radionuklide aufgenommen (2) äußere Kontamination

Die Veränderung des Radionuklidgehaltes durch Lebensmittelverarbeitung wird berechnet mit Hilfe des F_p-Wertes, der als Quotient der Gesamtmenge an Radioaktivität im verarbeiteten Lebensmittel und der Gesamtmenge an Radioaktivität im Rohmaterial definiert ist. Aus Tabelle 3 sind einige Orientierungsdaten für F_p-Werte für verschiedene Prozesse der Nahrungsmittelverarbeitung ersichtlich (nach NOORDIJK 1989). Die Verminderung der Radionuklidkonzentrationen in den Nahrungsmitteln beruht auf Diskriminationsprozesse (Mahlen von Getreide), der Befreiung der Pflanzenoberfläche von anhaftenden Bodenteilchen (Waschen von Gemüse, Schälen von Kartoffeln) und auf der Auslaugung der in den Lebensmitteln befindlichen Radionuklide (Kochen von Gemüse und Fleisch).

Auch die Verarbeitung von Milch führt zu einer Diskriminierung der Radionuklide. Vor allem Rahm und Butter sind bezüglich Cs und Sr abgereichert. Butterfett ist praktisch frei von diesen Radionukliden (LAGONI et al. 1963). Auf der anderen Seite ist die Magermilch angereichert, insbesondere in ihrem Strontiumgehalt.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

3. Das radioökologische Modell OECOSYS

3.1. Programmaufbau

Das Programm ECOSYS (OECOSYS) ist aus mehreren Einzelprogrammen aufgebaut. Diese verwenden Modellansätze, die teilweise im vorangegangenen Kapitel beschriebenen wurden. Das Programm DEPOS errechnet die Deposition der Radionuklide auf Pflanzen und Böden. Unabhängig davon werden vom Programm NORA normierte spezifische Aktivitäten (Deposition 1 Bq/m^2) in Nutzpflanzen für jedes betrachtete Nuklid und einen bestimmten Depositionszeitpunkt ermittelt. Das Programm AKTI berechnet für die tatsächlich stattgefundene Deposition basierend auf den NORA-Dateien die Zeitverläufe der Aktivitätskonzentrationen aller im Modell berücksichtigten Primär- und Verarbeitungsprodukte, sowie Futter- und pflanzlichen Nahrungsmittel. Aus dem Aktivitätsverlauf der Futtermittel ermittelt das Programm TIER die Radionuklidkonzentrationen der tierischen Nahrungsmittel. Das Programm DOSIS berechnet die Aktivitätszufuhr zum Menschen durch den Genuß kontaminierter Nahrungsmittel unter Berücksichtigung der Verzehrsgewohnheiten der Bevölkerung, sowie die Dosis für Zeiträume von bis zu 70 Jahren nach der Deposition. In die Dosis gehen die vier Expositionspfade Ingestion, Inhalation, Wolken- und Bodenstrahlung ein.

Für Österreich erstellte das Projektteam ein Regionalisierungskonzept (GERZABEK et al. 1989). Die Regionalisierung erfolgt auf der Basis der politischen Bezirke (99). Eine weiter ins Detail gehende Betrachtung ist nicht sinnvoll, da keine kleinräumigeren Daten für die Nahrungsmittelflüsse existieren. Die Bezirke werden zu Raumtypen zusammengefaßt, die sich aus der Kombination der ereignisunabhängigen Daten (klimatische Zonen) und der ereignisabhängigen Daten (Depositionshöhe) ergeben. Die Berechnung der Dosis erfolgt je Raumtyp. Die Aktivitätskonzentration in den Nahrungsmitteln hängt davon ab, woher die verzehrten Nahrungsmittel kommen. Für die OECOSYS-Berechnungen wird angenommen, daß die Bevölkerung in erster Linie lokal erzeugte Nahrungsmittel verzehrt. Wenn diese nicht ausreichen, erfolgt die ergänzende Versorgung aus der weiteren Umgebung (Bundeslandmittelwert).

3.2. Berechnungsbeispiele

Um die Güte der Prognosen zu testen, wurden die Daten der Radionukliddeposition nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl verwendet. Die Modellprognosen wurden mit den tatsächlich gemessenen Aktivitätskonzentrationen in den Nahrungsmitteln verglichen.

Abbildung 4 zeigt den prognostizierten Verlauf der ^{137}Cs-Konzentrationen in Futtermitteln für das Alpenvorland und eine ^{137}Cs-Deposition von 15 bis 35 kBq/m^2. Gras weist infolge der Direktkontamination die höchsten Werte auf. Die höhere Anfangskonzentration auf intensiv genutzten Flächen ist auf den größeren Blattflächenindex zur Zeit der Deposition (1. Mai 1986) zurückzuführen. Extensiv genutztes Gras weist etwas später höhere Aktivitätskonzentrationen als das intesive Grünland auf. Dies wird durch das vergleichsweise geringere Wachstum und den dadurch schwächeren Verdünnungseffekt bewirkt.

Abbildung 5 gibt die Ergebnisse der Modellprognosen für Milchprodukte und Fleischwaren für den gleichen Raumtyp wieder. Die spezifischen Aktivitäten steigen ab dem 1. Mai bei Milch, Butter und Rindfleisch (Kuh) sehr schnell an. Dieses erste Maximum ist fast ausschließlich auf die Fütterung mit frisch kontaminiertem Gras zurückzuführen. Der deutliche Aktivitätsrückgang wird durch den Verdün-

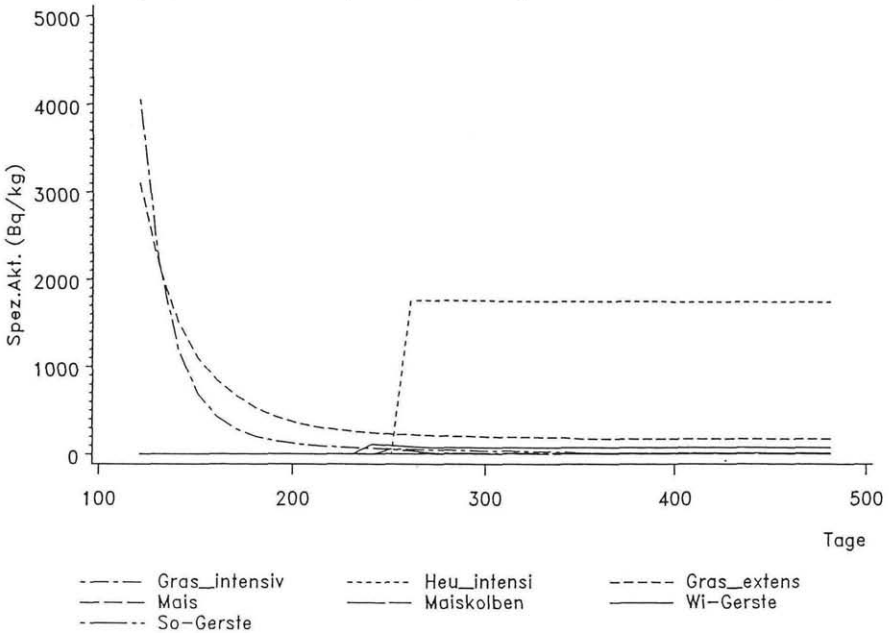
© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

nungseffekt und die damit im Zusammenhang stehenden niedrigeren ^{137}Cs-Konzentrationen des zweiten und dritten Aufwuchses bewirkt. Im Herbst tritt bei den genannten Produkten wegen der Verfütterung kontaminierten Heus des ersten Schnittes ein weiteres Maximum auf. Die Cäsiumkonzentration in Schweinefleisch und Mastrindfleisch steigt erst im Herbst an. Dies kann dadurch erklärt werden, daß Mastrinder und Schweine hauptsächlich mit Silagen und Getreide gefüttert werden. Diese Futtermittel standen aus der Ernte 1986 erst zu einem späteren Zeitpunkt zur Verfügung. Tatsächlich zeigte Schweinefleisch höhere Mittelwerte der ^{137}Cs-Konzentration, was auf die Verfütterung kontaminierter Molke zurückzuführen ist.

Abbildung 6 zeigt einen Vergleich zwischen OECOSYS-Prognose für die ^{137}Cs-Aktivität in der Milch und den gemessenen gesamtösterreichischen Mittelwerten. OECOSYS prognostiziert ein wesentlich ausgeprägteres ersten Maximum, als tatsächlich gemessen wurde. Allerdings wurden die hoheitlichen Maßnahmen bei der Modellrechnung nicht berücksichtigt. Die niedrigeren gemessenen Werte gehen auf das Weideverbot in den ersten Wochen nach der Deposition zurück.

Abbildung 7 zeigt die Einjahresdosisbeiträge der Radionuklide ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{131}J, ^{106}Ru und ^{90}Sr an den verschiedenen Belastungspfaden für die Depositionsklasse < 15 kBq/m^2 und das pannonische Klimagebiet. Es dominiert die Ingestionsdosis und das Radiocäsium. In Summe ergibt sich ein Dosiswert von ca. 0,9 mSv. Tatsächlich wurden Werte von durchschnittlich 0,54 mSv beobachtet (MÜCK 1987). Die Diskrepanz ist auf die Nichtberücksichtigung der Dosisreduktionen der verschiedenen Gegenmaßnahmen im Modell zurückzuführen.

Abbildung 4: ^{137}Cs-Konzentrationen in Futtermitteln in Abhängigkeit von der Zeitspanne nach der Deposition (1. Mai 1986), berechnet mit dem Modell OECOSYS (GERZABEK et al. 1989). Die Zeitskala beginnt mit 1. 1. 1986.



© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Abbildung 5: ^{137}Cs-Konzentrationen in Milchprodukten und Fleischwaren in Abhängigkeit von der Zeitspanne nach der Deposition (1. Mai 1986), berechnet mit dem Modell OECOSYS (GERZABEK et al. 1989). Die Zeitskala beginnt mit 1. 1. 1986.

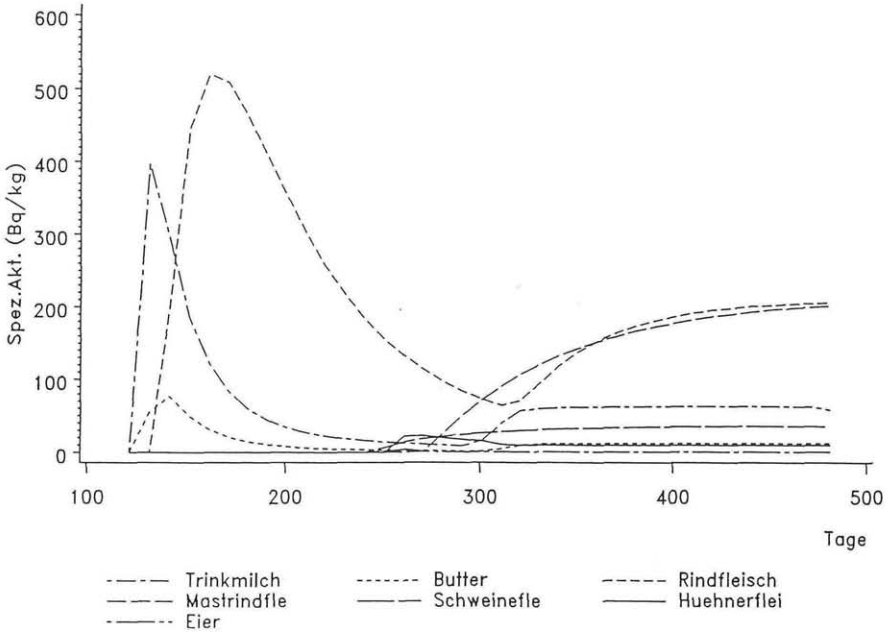
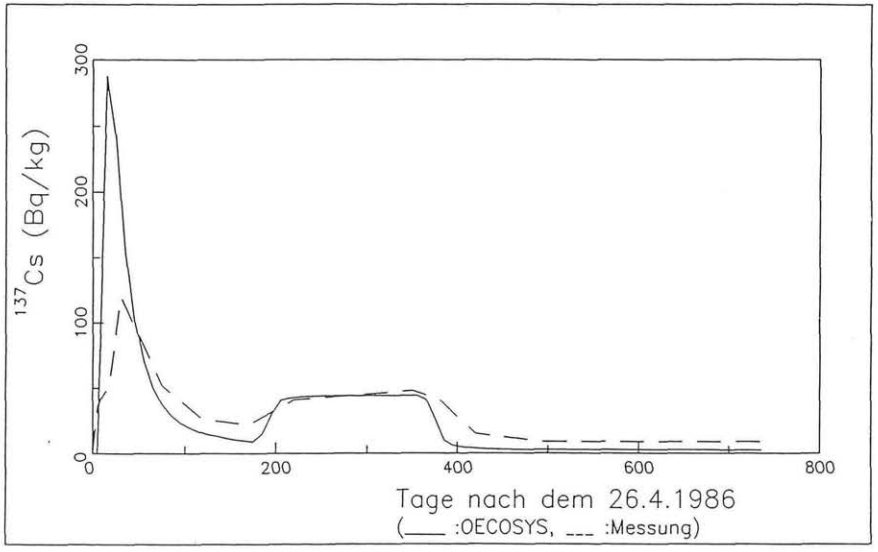
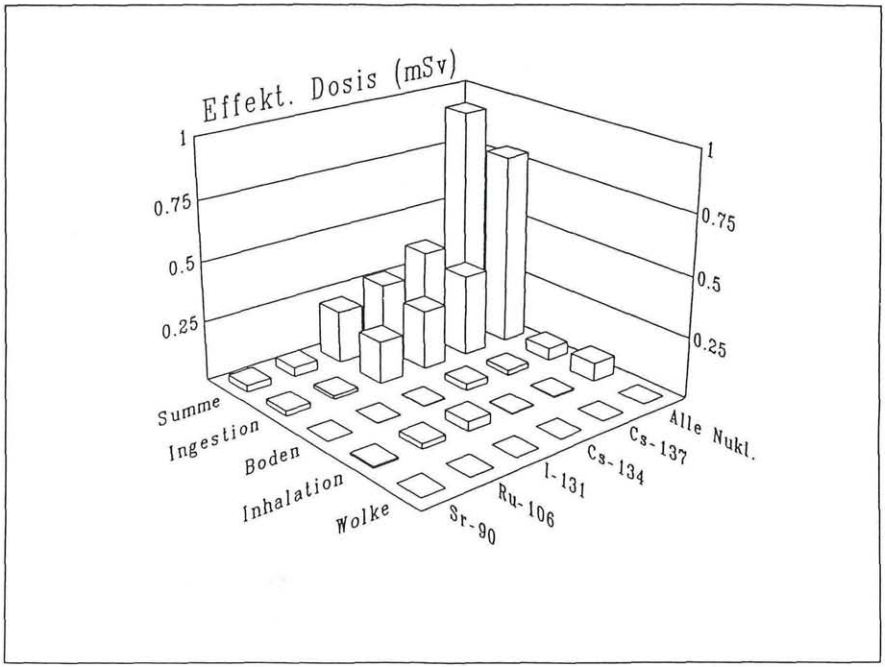


Abbildung 6: Vergleich der OECOSYS-Prognose für die ^{137}Cs-Konzentration in Milch mit den Messungen (GERZABEK et al. 1989). Die Zeitskala beginnt am 26. 4. 1986.



© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at

Abbildung 7: Erstjahresfolgedosis durch den Reaktorunfall von Tschernobyl, berechnet mit dem Modell OECOSYS für Erwachsene; Prognose ohne Maßnahmen zur Dosisreduktion (GERZABEK et al. 1989).



Literatur

AARKROG, A. (1983): Translocation of radionuclides in cereal crops. Ecological Aspects of Radionuclide Release. Special Publication Series of the British Ecological Society No. 3: 81-90.

ANDERSEN, A. J. (1967): Investigations on the plant uptake of fission products from contaminated soils. I. Influence of plant species and soil types on the uptake of radioactive strontium and caesium. Risö Rep. No. 170. Agric. Res. Dep., Danish Atom Energy Commn. Res. Establ. Risö, Denmark.

BUKOVAC, M. J., S. H. WITTWER & H. B. TUKEY (1965): Aboveground plant parts as a pathway for entry of fission products into food chain with special reference to $^{89-90}$Sr and ^{137}Cs. In: E. B. Fowler (ed.): Radioactive fallout, soils, plants, food, man. Elsevier, New York.

COUGHTREY, P. J., D. JACKSON & M. C. THORNE (1983): Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems; A Critical Review of Data. Volume 1-3, A. A. Balkema, Rotterdam.

CUMMINGS, S. L., L. BANKERT, A. R. GARRETT und J. E. REGNIER (1969): ^{137}Cs uptake by oat plants as related to the soil fixing capacity. Health Phys. 17: 145-148.

DERTINGER H., A. MÜLLER, K. NAGEL, A. RIEDL & S. STRACK (1986): Fixierung von radioaktivem Jod im Boden. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK 3916.

GERZABEK, M. H., O. HORAK, C. ARTNER & K. MÜCK (1991): Untersuchung des Radionuklidtransfers im System Boden – Pflanze. OEFZS-4568.

GERZABEK, M. H., O. HORAK & K. MÜCK (1990): ^{137}Cs soil to plant transfer studies and their implications on parameters used in the Austrian version of OECOSYS. In: G. Desmet, P. Nassimbeni und M. Belli: Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments, 611-618, Elsevier Appl. Science.

© Naturwissenschaftlicher Verein für Steiermark; download unter www.biologiezentrum.at
GERZABEK, M., O. HORAK, H. HUMER, B. KUNSCH, W. LOIB, K. MÜCK, M. SUDA, J. ZÜGER, E. CABELA & R. ORTHOFER (1989): Möglichkeiten einer regionalen Prognose in Fällen großräumiger Verstrahlung basierend auf dem Modell ECOSYS. OEFZS-A-1526.

HAUNOLD, E., O. HORAK & M. GERZABEK (1987): Umweltradioaktivität und ihre Auswirkung auf die Landwirtschaft. I. Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze. Die Bodenkultur 38: 95-118.

HOVE, K. (1990): persönliche Mitteilung.

HUNGATE, F. P., J. F. CLINE, R. L. UHLER & A. A. SELDERS (1963): Foliar sorption of I-131 by plants. Health Phys. 9: 1159-1166.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (1988): The Radiological Acident in Goiania. IAEA, Wien.

LAGONI, H., O. PAAKKOLA & K. H. PETERS (1963): Über die Verteilung der Radionuklide des Fallouts (^{90}Sr, ^{131}J und ^{37}Cs) in natürlich kontaminierter Milch. Naturwissenschaften 50: 495-496.

MATTHIES, M., K. EISFELD, H. MÜLLER, H. G. PARETZKE, G. PRÖHL & E. WIRTH (1982): Simulation des Transfers von Radionukliden in landwirtschaftlichen Nahrungsketten. GSF-Bericht S-882.

MIDDLETON, L. J. (1959): Radioactive strontium and caesium in the edible parts of crop plants after foliar contamination. Intern. J. Radiat. Biol. 1: 387-402.

MÜCK, K. (1987): Abschätzung der Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung nach dem Reaktorunfall Tschernobyl. OEFZS-4406.

NG, Y. C., C. S. COLSHER & S.E. THOMPSON (1978): Transfer coefficients for terrestrial foodchains – their derivations and limitations. In: Radioaktivität und Umwelt, Band I, Norderney: 455-481.

NOORDIJK, H. (1989): A literature review on radionuclide behaviour during food processing. Proceedings of a seminar on Radioactive Transfer during Food Processing and Culinary Preparation. Cadarache, Sep. 18-21: 29-46.

PRÖHL, G. (1990): Modellierung der Radionuklidausbreitung in Nahrungsketten nach Deposition von Strontium – 90, Cäsium – 137 und Jod – 131 auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. GSF-Bericht 29/90.

PRÖHL, G., W. FRIEDLAND & H.G. PARETZKE (1986): Intercomparison of the Terrestrial Foodchain Models FOOD-MARC and ECOSYS. GSF-Bericht 18/86.

VAN VORIS, P., C. E. COWAN, D. A. CATALDO, R. E. WILDUNG & H. H. SHUGART (1990): Chernobyl Case Study: Modeling the Dynamics of Long-Term Cycling and Storage of ^{137}Cs in Forested Ecosystems. In: G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli: Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments: 61-73, Elsevier Appl. Science.

Anschrift des Verfassers: Dipl.-Ing. Dr. Martin H. GERZABEK, Hauptabteilung Agrarforschung und Biotechnologie, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf Ges.m.b.H., A-2444 Seibersdorf.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: 121

Autor(en)/Author(s): Gerzabek Martin Hubert

Artikel/Article: Modellierung des Radionuklid-Transfers zum Menschen unter besonderer Berücksichtigung des radioökologischen Modells OECOSYS. 51-63