



KfK 2891
Dezember 1979

Transport von Plutonium, Americium und Curium aus Böden in Pflanzen durch Wurzelaufnahme

M. Pimpl, H. Schüttelkopf
Hauptabteilung Sicherheit
Projekt Nukleare Sicherheit

Kernforschungszentrum Karlsruhe

KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE

Hauptabteilung Sicherheit

Projekt Nukleare Sicherheit

KfK 2891

Transport von Plutonium, Americium und Curium
aus Böden in Pflanzen durch Wurzelaufnahme

M. Pimpl, H. Schüttelkopf

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

Als Manuskript vervielfältigt
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH
ISSN 0303-4003

Transport von Plutonium, Americium und Curium
aus Böden in Pflanzen durch Wurzelaufnahme

Zusammenfassung:

Zur Berechnung der Dosisbelastung durch Ingestion von pflanzlichen Nahrungsmitteln ist die Kenntnis von Boden→Pflanzen-Transferfaktoren der interessierenden Radionuklide notwendig. Um die Größe der Boden→Pflanzen-Transferfaktoren von Pu, Am und Cm beurteilen zu können, wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Insgesamt wurden 92 Publikationen, die von 1948 bis 1978 erschienen sind, ausgewertet. Als Ergebnis wurden Transferfaktoren von 10^{-9} bis 10^{-3} für Pu, von 10^{-6} bis 1 für Am gefunden. Für Curium sind in der Literatur kaum Daten vorhanden.

Die große Streuung der gemessenen Transferfaktoren beruht auf der Abhängigkeit dieser Transferfaktoren von der Kationenaustauschkapazität des Bodens, von dessen Gehalt an organischer Substanz, vom pH-Wert und von der Art der Kontamination. Obwohl eine Abhängigkeit der Aktinidentransferfaktoren von diesen Parametern festgestellt wurde, gibt es in jedem Fall auch widersprechende Daten.

Komplexbildner erhöhen die Transferfaktoren bis zum Faktor 1 300. Ebenso haben Düngemittel einen Einfluß auf die Größe der Transferfaktoren; die Zusammenhänge sind aber kaum untersucht. Die Verteilung der Aktiniden in den einzelnen Pflanzenteilen wurde wie folgt festgestellt: In den Wurzeln sind die höchsten Konzentrationen, in den oberirdischen Teilen nimmt die Konzentration nennenswert ab. Die geringsten Transferfaktoren wurden für die jeweiligen Samen oder Früchte gemessen. Die Aktinidentransferfaktoren Boden→Pflanze sind abhängig vom Alter der Nutzpflanzen in einer Wachstumsperiode. Der Transferfaktor ist am Anfang einer Wachstumsperiode wesentlich höher als am Ende dieser Wachstumsperiode. Bei mehrjährigen Pflanzen sind die Zusammenhänge nicht bekannt.

Transport of Plutonium, Americium, and Curium
from Soils into Plants by Roots

Summary:

For assessing the dose from radionuclides in agricultural products by ingestion it is necessary to know the soil to plant transfer factors. The literature was entirely investigated, in order to judge the size of the soil to plant transfer factors. In total, 92 publications - from 1948 to 1978 - have been evaluated. As result, transfer factors from 10^{-9} to 10^{-3} have been found for Plutonium, and from 10^{-6} to 1 for Americium. For Curium only few data are available in literature.

The considerable variation of the measured transfer factors is based on the dependence of these transfer factors from the ion exchange capacity of soils, from the amount of organic materials, from the pH-value, and from the mode of contamination. There are, in any case, contradictory data, although there has been detected a dependence of the transfer factors from these parameters.

Chelating agents increase the transfer factors to approximately 1 300. As well, fertilizers have an influence on the size of the transfer factors - however, the relationships have been scarcely investigated. The distribution of actinides within the individual parts of plants has been investigated. The highest concentrations are in the roots; in the plant parts above ground the concentration of actinides decreases considerably. The most inferior transfer factors were measured for the respective seed or fruits. The soil to plant transfer factors of actinides are more dependend on the age of the plants within one growing period. At the beginning of the period, the transfer factor is considerably higher than at the end of this period. With respect to plants with a growing period of several years, correlations are unknown.

Inhaltsverzeichnis :

	Seite
1. Einleitung	1
2. Freilanduntersuchungen	4
2.1 Transferdaten aus Gebieten, die durch Kernwaffentests kontaminiert wurden	4
2.1.1 Nevada Test Site	4
2.1.2 Bikini und Enewetak	8
2.2 Transferdaten aus Gebieten, die durch Unfälle kontaminiert wurden	9
2.2.1 White Oak Creek (Oak Ridge)	9
2.2.2 Palomares (Spanien)	10
2.3 Transferdaten, die durch Pflanzenanbau auf dafür kontaminierten Böden erhalten wurden	11
2.3.1 Untersuchungen auf einem mit kontaminiertem Klärschlamm aufbereitetem Boden	11
2.3.2 Untersuchungen auf einem mit Plutonium aus wäßriger Lösung kontaminierten Boden	13
2.4 Transferdaten aus der Umgebung von plutoniumverarbeitenden Betrieben	15
2.5 Transferdaten für Pflanzen, die auf durch Fallout-kontaminierten Böden wachsen	17
2.6 Transferdaten für Americium und Curium	17
3. Glashausversuche	19
3.1 Vorbemerkungen	19
3.2 Einfluß der Bodenart	20
3.3 Einfluß der Art der Kontamination	26
3.4 Einfluß chelatbildender Substanzen	31
3.5 Einfluß von Düngemitteln	34
3.6 Einfluß der Vegetationszeit	36
3.7 Beweglichkeit und Verteilung von Plutonium, Americium und Curium in Pflanzen	39

IV

	Seite
4. Zusammenfassung mit Ausblick auf notwendige weitere Untersuchungen	40
5. Anhang - <u>Tabelle 23</u>	45
6. Literaturverzeichnis	47

1. Einleitung

Die Gefährdung der Umgebungsbevölkerung durch Aktiniden-Emissionen aus kerntechnischen Anlagen während des bestimmungsgemäßen Betriebes erfolgt primär durch Inhalation der Plutonium-Aerosole und der daraus resultierenden Dosisbelastung der Lunge. Am- und Cm-Emissionen sind z.Zt. noch von untergeordneter Bedeutung. Durch Ablagerung dieser Aerosole auf Pflanzen und Boden erfolgt zwar eine Kontamination der Pflanzen, einmal durch Direktablagerung und zusätzlich durch Aufnahme des am Boden abgelagerten Plutoniums durch die Wurzeln, die Pflanzenkontamination ist aber gering und die aus der Ingestion von pflanzlichen Nahrungsmitteln, von Milch und von Fleisch resultierende Dosis ist, verglichen mit der Inhalationsdosis, sehr gering.

Erfolgt ein sehr hoher Ausstoß an Plutonium aus einer kerntechnischen Anlage als Folge eines Unfalles, dann kann die Bodenkontamination Werte erreichen, bei denen als Folge der Aufnahme von Plutonium mit pflanzlichen Nahrungsmitteln, Milch und Fleisch über lange Zeiträume die Dosisbelastung unzulässige Werte erreicht.

Die Kontamination von Nutzpflanzen - pflanzlichen Nahrungsmitteln und Tierfutter - erfolgt entweder über die Deposition von Plutoniumaerosolen auf der Pflanzenoberfläche oder durch Aufnahme des Plutoniums aus dem Boden über das Wurzelsystem. Das an der Oberfläche deponierte Plutonium kann dabei aus der darüberstreichenden Luft oder aus dem resuspendierten Boden stammen. Das pro Zeiteinheit auf der Oberfläche deponierte Plutonium-Aerosol setzt sich aus zwei Termen zusammen. Einerseits ist die Deposition D proportional der Luftkonzentration c_L . Der Proportionalitätsfaktor v_G wird als Depositionsgeschwindigkeit bezeichnet. Andererseits nimmt die Kontamination der Pflanzen mit der effektiven Zerfallskonstanten λ_{eff} der Plutonium-Aerosole ab. Für die Änderung der Deposition D mit der Zeit gilt

$$\frac{dD}{dt} = v_G \cdot c_L - D \cdot \lambda_{\text{eff}}$$

Integriert ergibt sich daraus

$$D = \frac{v_G \cdot C_L}{\lambda_{\text{eff}}} \cdot (1 - e^{-\lambda_{\text{eff}} \cdot t_e})$$

t_e ist dabei die Dauer der Deposition auf der Pflanze.

Dividiert man die Deposition D durch die Bewuchsdichte Y , so erhält man die Konzentration C_{Pf} des Plutoniums auf der Pflanze.

Die experimentell bestimmten Daten zur Berechnung der Pflanzenkontamination durch Deposition von Plutonium-Aerosolen sind der Literatur zu entnehmen. Obwohl die Werte in weiten Bereichen schwanken, darf festgelegt werden, daß die Kontamination durch Deposition um zwei bis drei Größenordnungen höher ist als die Aufnahme von Plutonium über das Wurzelsystem. Diese Überlegungen gelten im großen und ganzen auch für Americium und Curium. Daher muß erwartet werden, daß bei einem großen Teil der als Feldversuche angegebenen Messungen des Plutoniumtransfers Boden \rightarrow Pflanze ein Großteil des Plutoniums nicht aus dem Boden aufgenommen wurde, sondern durch Deposition auf die Pflanzenoberfläche gelangte.

Die Kontamination von Pflanzen durch Plutonium (oder Americium und/oder Curium) über das Wurzelsystem ist die Folge des Depositionsprozesses der Plutonium-Aerosole am Boden. Für die auf diesem Weg erfolgte Kontamination der Pflanzen ergibt sich für die in der Pflanze vorhandene Plutoniumkonzentration

$$C_{\text{Pf}} = \frac{C_L \cdot v_G \cdot T}{P \cdot \lambda} \cdot (1 - e^{-\lambda \cdot t_b})$$

Dabei ist v_G die Depositonsgeschwindigkeit der Plutonium-Aerosole in Bezug auf den Boden, λ die physikalische Halbwertszeit, t_b die Zeit, in der sich Plutonium am Boden abgelagert hat und P die Massenbelegung in kg trockenem Boden pro m^2 bei gegebener Pflugschartiefe. Unter T versteht man Transferfaktor Boden/eßbarer Teil der Nutzpflanze.

In der Literatur wird dieser Transferfaktor mit sehr unterschiedlichen Dimensionen angegeben. So findet man z.B.

$$\frac{\text{Ci pro kg Pflanzenfrischgewicht}}{\text{Ci pro kg trockenem Boden}} \quad (1)$$

$$\frac{\text{Ci pro kg Pflanzentrockengewicht}}{\text{Ci pro kg trockenem Boden}} \quad (2)$$

$$\frac{\text{Ci pro kg Pflanzenasche}}{\text{Ci pro kg trockenem Boden}} \quad (3)$$

$$\frac{\text{Ci pro kg Pflanzenasche}}{\text{Ci pro kg veraschtem Boden}} \quad (4)$$

$$\frac{\text{Ci pro kg Pflanzenfrischgewicht}}{\text{Ci pro m}^2 \text{ Boden}} \quad (5)$$

$$\frac{\text{Ci pro kg Pflanzentrockengewicht}}{\text{Ci pro m}^2 \text{ Boden}} \quad (6)$$

$$\frac{\text{Ci pro m}^2 \text{ Pflanze}}{\text{Ci pro m}^2 \text{ Boden}} \quad (7)$$

$$\text{prozentuale Aufnahme} = \frac{\text{Nuklidgehalt in der Pflanze}}{\text{Nuklidgehalt im Boden}} \cdot 100 \quad (8)$$

Berücksichtigt man weiter, daß der Transferfaktor abhängig ist von der Art des Bodens, der Art der Pflanze, der Düngung, von klimatischen Bedingungen und vielen anderen Parametern, so wird verständlich, daß ein Vergleich von Transferfaktoren mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden ist. Auf dem Gebiet Plutonium, Americium und Curium liegen relativ wenig Experimente zur Bestimmung des Transferfaktors vor und die mitgeteilten Daten zeigen erhebliche Abweichungen voneinander. In diesem Bericht wird deshalb versucht, die in der Literatur vorhandenen Daten zusammenzustellen, zu vergleichen und die so erhaltenen Ergebnisse zur

Entscheidung zu verwenden, welche Untersuchungen auf diesem Gebiet noch durchzuführen sind.

Der Bericht ist eingeteilt in die Gruppe der Freilanduntersuchungen, bei denen neben dem Transfer Boden→Pflanze auch die Pflanzenkontamination durch Deposition der Plutonium-Aerosole mit gemessen wurde, und die Gruppe der Glashausversuche, bei denen eine Kontamination der Pflanzen durch Aerosolablagerungen weitgehend ausgeschlossen werden kann.

2. Freilanduntersuchungen

2.1 Transferdaten aus Gebieten, die durch Kernwaffentests kontaminiert wurden

2.1.1 Nevada Test Site

In umfangreichen Untersuchungen wurde die Aufnahme von Plutonium in die in Nevada Test Site wachsenden Wildpflanzen bestimmt [62 - 66]*. Im Normalfall wurden Transferfaktoren** von $1 \cdot 10^{-3}$ bis $5 \cdot 10^{-1}$ erhalten, für Pflanzen mit haariger Oberfläche (z.B. Eurotia Lanata) dagegen bis $5 \cdot 10^{-1}$ (siehe Tabelle 1 und 2). Diese erhöhten Werte deuten darauf hin, daß Plutonium nicht nur durch Wurzelaufnahme, sondern auch durch Oberflächenkontamination infolge Resuspension auf die Pflanze gelangt.

In Abb. 1 sind die für die Pflanze Atriplex confertifolia gemessenen Transferfaktoren [63 - 66] gegen die Bodenkontamination aufgetragen. Die Abnahme des Transferfaktors mit dem Ausmaß der Bodenkontamination ist andeutungsweise zu erkennen. In den gleichen Publikationen werden Transferfaktoren für eine Reihe anderer Pflanzen angegeben (siehe auch Tab. 1). Die Mittelwerte dieser Transferfaktoren sind in Tabelle 2 angegeben.

* Die Literaturstellen sind alphabetisch nach Autoren geordnet am Ende der Abhandlung zusammengestellt.

** Wenn nicht ausdrücklich andere Angaben erfolgen, wird in diesem Bericht immer die Definition (2) von Seite 3 verwendet.

Tab. 1: Transferfaktoren · 10³ (bezogen auf Trockengewichte) für einige in Nevada Test Side wild wachsende Pflanzen [62-66]

Boden	Activity strata	Boden-Kontamination nCi/g trocken	Atriplex canescens	Atriplex confertifolia	Artemisia spinescens	Chrysothamnus vicidi florus	Ephedra nevadensis	Eurotia Lanata	Grayia spinosa	Larrea tridentata	Lycium andersonii	Hymenoclea salsola	Tetradymia glabrata
NTS Area 5	5	0,084		143			79			63			
	1	0,059		186			288			7			
	2	0,73		115						68			
	3	4,5		69				244		24			
NTS Area 11-B	4	7,3		38			47			47			
	2	0,70		20		171						6	53
	3	5,5		31		20							
NTS Area 11-C	4	32,8		20		19							
	2	0,83	133	181		71			101				205
	3	2,2	155	100	359	191	82	268					118
	4	25,1	27	26	287								36
NTS Area 11-D	5	120,0	3			14			16				
	2	0,97		43		98		155					237
	3	4,3		58		30		256			30		74
	4	19,1		23		147					21		37
NTS Area 11-CD	5	49,9		18		22					24		
	6	0,36		69		53						28	
NTS Area 11-ABCD	1	0,021		133		71					252		167
NTS Area 13	1	0,036	93	131					21		361		
	2	0,10		130					17				
	3	0,40		325	138			450					
	4	1,1		37	66			173	80				
	5	2,4		50	121			154					
	6	14,0		29	62			186	13		60		164
TTR Double Track	1	0,12	63	83									
	2	5,7		13									
	3	2,9		38									
	4	44,0		8	11								
TTR Clean Slate 1	1	0,36		39									
	2	1,5		18									
	3	2,6		5									
	4	2,9		12									
TTR Clean Slate 2	1	0,086		77									
	2	1,8		26									
	3	6,0		15									
	4	6,4		22									
TTR Clean Slate 3	1	0,24		54									
	2	1,2		17									
	3	4,6		15									
	4	7,9		23									

Tab. 2: Mittelwerte der Transferfaktoren für Wildpflanzen, die in Nevada Test Side wachsen (vergleiche Tab. 1)

Pflanze	Bodenkontamination	Transferfaktor · 10 ³		
		Minimum	Mittel	Maximum
Atriplex canescens	0,036 - 120, 0	3	73	325
Atriplex confertifolia	0,021 - 49,9	5	61	186
Artemisia spinescens	2,2 - 25,1	287	323	359
Chrysothamnus vicidi florus	0,021 - 120,0	14	87	191
Ephedra nevadensis	0,059 - 7,3	47	124	288
Eurotia lanata	0,021 - 14,0	148	226	450
Grayia spinosa	0,036 - 120,0	13	41	101
Larrea tridentata	0,059 - 7,3	7	42	68
Lycium andersonii	0,021 - 49,9	21	125	361
Hymenoclea salsola	0,36 - 5,5	6	17	28
Tetradymia glabrata	0,021 - 25,1	36	121	237

Es ist bekannt, daß die Umweltkontamination mit Plutonium die Bedingungen einer logarithmisch normalen Verteilung erfüllt. Es war von Interesse, zu überprüfen, ob Transferfaktoren für verschiedene Pflanzen ebenfalls eine logarithmisch normale Verteilung erfüllen. Daher wurden die Mittelwerte aus Tab. 2 in Wahrscheinlichkeitspapier eingetragen. Die Ergebnisse sind in Abb. 2 wiedergegeben; die erwartete logarithmisch normale Verteilung wird vollständig bestätigt.

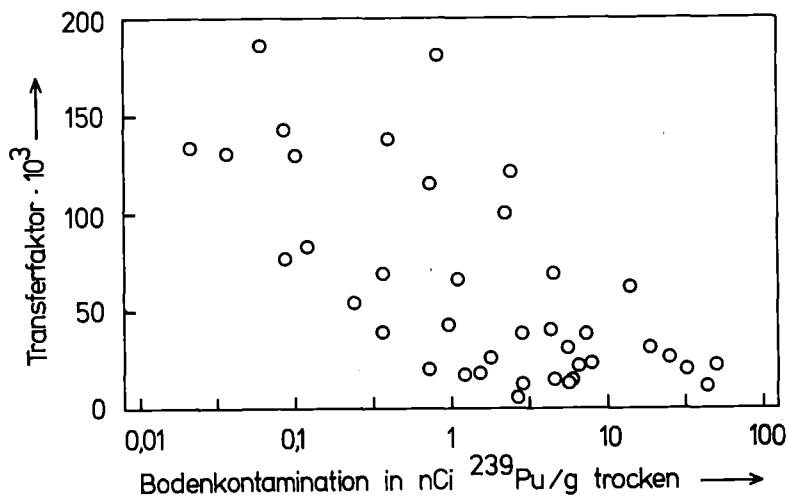


Abb. 1 Transferfaktor für *Atriplex confertifolia* in Abhängigkeit von der Bodenkontamination mit ²³⁹+²⁴⁰Pu in Nevada Test Site

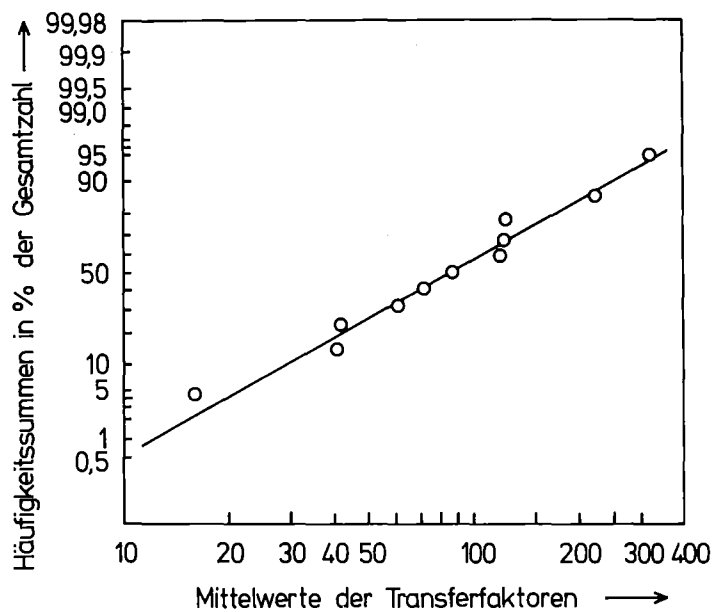


Abb. 2 Auftragung der Häufigkeitssummen gegen die Mittelwerte der Transferfaktoren für die verschiedenen in Nevada Test Site wachsenden Pflanzen

2.1.2 Bikini und Enevetak

Der Plutoniumgehalt der heimischen Vegetation im Testgelände auf Bikini und Enevetak wurde zwar schon vielfach untersucht, jedoch sind Transferfaktoren nur an wenigen Stellen zu finden [18, 19, 85, 92, 93]. Die höchsten Transferfaktoren findet man mit 0,44 für Wurzeln (bezogen auf Trockengewichte); für die Blätter wurde im Mittel ein um den Faktor 20 niedrigerer Wert von 0,02 gemessen (siehe Tab. 3). Noch geringere Plutoniumgehalte wurden in den Früchten beobachtet, so daß sich Transferfaktoren um $0,2 \cdot 10^{-3}$ ergaben. Abweichend davon errechnet man für das Fleisch in Kokosnüssen einen Transferfaktor von etwa 0,4, also in der gleichen Größenordnung wie der für Wurzeln ermittelte [85].

Tab. 3: Transferfaktoren (bezogen auf Trockengewichte) für einige im Testgelände auf Bikini und Enevetak heimische Pflanzen [18,19,85,92]

Pflanzenart	Transferfaktor $\cdot 10^3$		
	Wurzeln	Blätter	Früchte
Messerschmidia	440	22 (3)*	--
Kokosnuß	164	15	391 (4,5)*
Pandanuß	445	19 (5,6)*	16
Papaya	--	16	1,8
Brotfrucht	--	27	--
Banane	27	6	0,3

*Transferfaktoren aus [92]

2.2 Transferdaten aus Gebieten, die durch Unfälle kontaminiert wurden

2.2.1 White Oak Creek (Oak Ridge)

Im Zusammenhang mit dem Manhattan Projekt wurde 1944 sechs Monate lang eine größere Menge kontaminierten Abwassers in den White Oak Creek abgegeben. Dies führte zu einer schwachen Kontamination des Bachlaufes und durch Hochwasser auch der Ufergebiete. Der Plutoniumgehalt in der obersten Bodenschicht (0-12 cm) beträgt in den Auwäldern der Überschwemmungsgebiete 25-150 pCi/g trockenem Boden. Bei 65% der dort wachsenden Bäume wurde in den Blättern Plutonium gefunden. Der mittlere Transferfaktor

Tab. 4: Transferfaktoren (bezogen auf Trockengewichte) für einige Wild- und Nutzpflanzen, gewachsen auf einem 1944 durch radioaktive Abwasser kontaminierten Boden [8,21,22,23]

Pflanze	Pflanzenteil	Transferfaktor · 10 ³	Literatur
Hirse	Blätter	0,2	21, 22
	Ähre	0,2	22
Sojabohne	Blätter	2	21, 23
		0,3	22
	Frucht	0,7	23
	Frucht, ohne Schote	0,05	23
Buschbohne "Snap bean"	Blätter	2,0	21, 22
	Blätter	3	22
	Stengel	0,9	22
	Frucht	0,2	22
	Frucht	0,1	23
Tomate	Blätter	5	23
	Frucht	0,1	21, 23
Bäume	Blätter	0,06	21, 23
Sträucher	Blätter	0,2	21, 23
Gräser		2	21, 23

beträgt für die Blätter von 10 verschiedenen Bäumen $0,06 \cdot 10^{-3}$ (bezogen auf Trockengewichte) [21,23]. Für Sträucher und Gräser wurden mit $0,2 \cdot 10^{-3}$ bzw. $2 \cdot 10^{-3}$ wesentlich größere Transferfaktoren bestimmt.

An einer gleichmäßig kontaminierten Stelle (63 pCi/g trocken) wurden auf schwach alkalischem Boden (pH = 7,6) mehrere Garten- und Feldpflanzen angebaut und die Transferfaktoren gemessen. Für Hirse, Tomaten und verschiedene Bohnensorten wurden für die Pflanzen Transferfaktoren zwischen $1 \cdot 10^{-4}$ und $5 \cdot 10^{-3}$ gemessen, bei den zugehörigen Samen und Früchten lagen die Transferfaktoren bis zum 50-fachen niedriger (siehe Tab. 4).

2.2.2 Palomares (Spanien)

Als Folge des Zusammenstoßes zweier Flugzeuge, die mit Nuklearwaffen ausgerüstet waren, über Palomares/Spanien, 1966, wurden 226 Hektar Land mit Uran und Plutonium kontaminiert. Auf dem kontaminierten Boden wurden einige Nutzpflanzen angebaut und die Transferfaktoren gemessen [25,39]. Für die Früchte wurden Transferfaktoren von $0,4 \cdot 10^{-3}$ bis $27 \cdot 10^{-3}$ mitgeteilt, für die zugehörigen Pflanzen bis zu 2000-fach höhere Werte (siehe Tab. 5). Obwohl nur

Tab. 5: Transferfaktoren* für einige Nutzpflanzen, angebaut in Palomares [25,39]

Art	Pflanze Teil	Transferfaktor $\cdot 10^3$	Bodenkontamination in pCi/g trocken
Tomate	Staude, gewaschen	1922	12,2
	" , ungewaschen	932	12,2
	" , gewaschen	184	1,4
	" , ungewaschen	304	1,4
	Frucht, gewaschen	0,9	12,2
	" , ungewaschen	0,9	12,2
	" , gewaschen	2,7	1,4
	" , ungewaschen	0,9	1,4
Mais	Samen	3,1	18,2
	"	27,0	2,3
Bohnen	Samen	0,4	8,8
Luzerne	Pflanze	99	0,9
	"	355	0,9

*umgerechnet auf Trockengewicht nach [2]

in einem von drei Fällen der Plutoniumgehalt in der ungewaschenen Pflanze höher war als in der gewaschenen, muß bei einer derart großen Differenz der Transferfaktoren zwischen Pflanze und Frucht eine Oberflächenkontamination der Pflanzen durch Resuspension angenommen werden. Zudem ist es fraglich, ob gerade bei Tomatenstauden, die eine rauhe, haarige Oberfläche aufweisen, resuspendierte Teilchen durch einen einfachen Waschvorgang von der Oberfläche entfernt werden können.

2.3 Transferdaten, die durch Pflanzenanbau auf dafür kontaminierten Böden erhalten wurden

2.3.1 Untersuchungen auf einem mit kontaminiertem Klärschlamm aufbereiteten Boden

In einem Modellversuch wurde ein Gartenboden mit einem in geringem Maße mit Plutonium kontaminiertem Klärschlamm (2,8 pCi/g trocken) aufbereitet [47]. Es sollte geklärt werden, ob sich Plutonium, wenn es in dieser Form in den Boden eingebracht wird, in Hinsicht auf die Pflanzenverfügbarkeit anders verhält als in normalen, fallout-kontaminierten Böden.

13 m³ luftgetrockneter Faulschlamm aus der Kläranlage von Lawrence Livermore Laboratory mit einem Plutoniumgehalt von etwa 2,8 pCi ²³⁹Pu/g trocken wurde auf einer Bodenfläche von 10 x 17 m ausgebreitet (Höhe der Schlamm-auflage etwa 10 cm) und anschließend umgepflügt. Das Gemenge aus Mutterboden und Schlamm (Schichtdicke 25 cm) hatte einen mittleren Plutoniumgehalt von 0,43 pCi ²³⁹Pu/g trocken.

Verschiedene Nutzpflanzen (Getreide, Rüben, Broccoli und Tomaten) wurden auf diesem konditionierten Boden angepflanzt. Die reifen Pflanzen wurden geerntet, getrocknet (zum Teil gefriergetrocknet) und der Plutoniumgehalt in den zum Verzehr geeigneten Pflanzenteilen bestimmt und der Transferfaktor berechnet. Zum Vergleich wurden die gleichen Pflanzen unter denselben Bedingungen auf einem nicht mit Schlamm versetzten Boden (²³⁹Pu-Gehalt: 0,0024 pCi/g trocken, entspricht der Kontamination durch den Fallout der Kernwaffenexperimente) angebaut und der Transferfaktor gemessen.

Tab. 6: Transferfaktoren für Nutzpflanzen, angebaut auf einem Boden, der mit plutoniumkontaminiertem Schlamm gedüngt wurde [47]

Pflanzenart und -teil	mit Schlamm gedüngter Boden (0,43 pCi/g trocken)		Vergleichsboden (2,4 fCi/g trocken)	
	Pu-Gehalt in Pflanze $\frac{\text{pCi}}{\text{g trocken}}$	Transfer- faktor $\cdot 10^3$	Pu-Gehalt in Pflanze $\frac{\text{pCi}}{\text{g trocken}}$	Transfer- faktor $\cdot 10^3$
Getreide (Samen)	$1,3 \cdot 10^{-5}$	0,03	$1,0 \cdot 10^{-5}$	4
Rüben	$3,8 \cdot 10^{-5}$	0,088	$2,1 \cdot 10^{-5}$	8,8
Broccoli	$6,8 \cdot 10^{-5}$	0,158	$3,9 \cdot 10^{-5}$	16,3
Tomate (Frucht)	$3,3 \cdot 10^{-5}$	0,077	$2,5 \cdot 10^{-5}$	10,4

In Tab. 6 sind alle mitgeteilten Transferfaktoren zusammengestellt. Beim Vergleich der Daten stellt man fest, daß die auf dem Vergleichsboden gemessenen Transferfaktoren um das 100-fache größer sind als die auf dem mit kontaminiertem Schlamm gedüngten Boden erhaltenen. Der Autor gibt für dieses Ergebnis keine zufriedenstellende Erklärung, sondern zählt nur einige allgemein bekannte Zusammenhänge auf, die den Transfer Boden → Pflanze beeinflussen können, wie z.B. unterschiedliche Art der Bodenkontamination und Einfluß von Schwermetallionen und Komplexbildnern im Schlamm. Als weitere Erklärung für die großen Unterschiede der Transferfaktoren wird darauf verwiesen, daß möglicherweise die Plutoniumaufnahme einer Pflanze nicht linear mit der Bodenkontamination zunimmt.

Mit diesen Aussagen kann der große Unterschied in den Transferfaktoren für den schlammgedüngten und den Vergleichsboden plausibel gemacht werden. Wenn die Aufnahme des Nuklids aus dem kontaminierten Boden in die Pflanze nicht linear mit der Bodenkontamination zunimmt, wird für die gleiche Pflanze mit zunehmender Bodenkontamination der Transferfaktor immer kleiner werden. Für die Pflanzungsversuche auf dem mit kontaminiertem Schlamm gedüngten Boden bedeutet dies, daß die Plutoniumaufnahme gegenüber dem mit Fallout kontaminier-

ten Boden zwar fast doppelt so hoch war, da aber die Plutoniumkonzentration im schlammgedüngten Boden etwa 200 mal größer war, errechnet sich ein um den Faktor 100 kleinerer Transferfaktor.

Dieser Effekt, daß der für eine Pflanze gemessene Transferfaktor mit wachsender Bodenkontamination kleiner wird, läßt sich in vielen Publikationen feststellen (vgl. z.B. Tab. 1 und Abb. 1) und ist durch Topfversuche bestätigt worden [87] (siehe Tab. 7).

Tab. 7: Abhängigkeit des Transferfaktors für Gerste von der Plutoniumkonzentration im Boden [87]

Pu-Konzentration im Boden $\mu\text{Ci/g}$	Pflanze		Wurzel	
	Pu-Aufnahme in nCi/g trocken	Transferfaktor	Pu-Aufnahme in nCi/g trocken	Transferfaktor
0,05	0,007	$0,14 \cdot 10^{-3}$	0,055	$1,1 \cdot 10^{-3}$
0,5	0,095	$0,19 \cdot 10^{-3}$	0,3	$0,6 \cdot 10^{-3}$
10,0	0,54	$0,054 \cdot 10^{-3}$	3,6	$0,36 \cdot 10^{-3}$

2.3.2 Untersuchungen auf einem mit Plutonium aus wäßriger Lösung kontaminierten Boden

Zur Untersuchung der Wanderung von ^{239}Pu aus dem Boden in Gartenkulturen wurde ein Waldboden mit wäßriger Plutonium-Lösung so kontaminiert, daß die oberste, 20 cm dicke Bodenschicht eine gleichmäßige Kontamination von 2,2 nCi/g luftgetrocknetem Boden aufwies. Verschiedene Nutzpflanzen wurden unter den im Gartenbau üblichen Aufzuchtbedingungen angebaut und die Transferfaktoren gemessen (siehe Tab. 8).

Aus der Literaturstelle ist nicht zu entnehmen, ob die Plutoniumkonzentrationen in den Pflanzen auf Pflanzenfrisch- oder Pflanzentrockengewichte oder gar Aschegewichte bezogen sind. Da zum Schluß des Artikels mit den gleichen Zahlenwerten eine Ingestionsdosis abgeschätzt wird, ist anzunehmen,

Tab. 8: Transferfaktoren für einige Nutzpflanzen, aufgezogen unter Gartenbaubedingungen auf einem mit wäßriger Plutoniumlösung kontaminierten Waldboden [31]

Pflanze	Transferfaktor · 10 ³			
	Pflanzenteile über der Bodenoberfläche		Pflanzenteile unter der Bodenoberfläche	
	Frischgewicht	Trockengewicht*	Frischgewicht	Trockengewicht*
Radieschen	4,2	26,9	3,8	24,4
Möhren	3,4	28,8	0,8	6,8
Rüben	5,5	51,4	3,4	31,8
Zwiebeln	2,4	19,3	0,3	2,4
Salat	2,6	52,0	-	-
Kartoffeln	-	-	0,2	0,9
Hafer (Korn)	0,3	0,3	-	-
Gras**	5,7	28,5	-	-

*berechnet aus Frischgewicht nach [74] (siehe Tab. 23, Anhang)

**umgerechnet auf Trockengewicht unter Annahme von 80% Wassergehalt

daß der für eine Pflanze angegebene Transferfaktor berechnet wurde aus Aktivität pro g frische Pflanze dividiert durch Aktivität pro g luftgetrocknetem Boden.

Die gemessenen Transferfaktoren (bezogen auf Trockengewicht) liegen zwischen $0,3 \cdot 10^{-3}$ und $52 \cdot 10^{-3}$ in Pflanzenteilen, die über der Erdoberfläche wachsen, und zwischen $0,9 \cdot 10^{-3}$ und $31,8 \cdot 10^{-3}$ für die unter der Erdoberfläche befindlichen Pflanzenteile. Für gereinigte, ungeschälte Kartoffeln wurde mit $0,9 \cdot 10^{-3}$ der kleinste Transferfaktor bestimmt. Zusätzlich wurde festgestellt, daß bis zu 70% des in der Knolle vorhandenen Plutoniums in der Schale angereichert ist. Als weiteres Ergebnis der Untersuchungen wird mitgeteilt, daß bei allen angebauten Pflanzen bis zu 74% der aus dem Boden aufgenommenen Plutoniummenge im oberirdischen Teil der Pflanze zu finden war, haupt-

sächlich in Stengeln und Blättern und nur in ganz geringem Maße in den Samen. Mit Ausnahme von Salat wurde bei allen anderen Pflanzen in den zum Verzehr geeigneten Pflanzenteilen die geringste Plutoniummenge gefunden.

2.4 Transferdaten aus der Umgebung plutoniumverarbeitender Betriebe

In der Umgebung der Wiederaufarbeitungsanlage von Savannah River Plant wurden die Transferfaktoren einiger dort heimischer Wildpflanzen gemessen [44,68]. Während an einer Stelle [44] mit wachsender Entfernung von der Anlage eine Abnahme des Transferfaktors von 0,2 im Gelände auf 0,07 in 5-40 km Entfernung gemessen wurde, wird an anderer Stelle [68] der gegenteilige Effekt mitgeteilt: der Transferfaktor stieg von 0,01, gemessen in unmittelbarer Nähe der Wiederaufarbeitungsanlage (150 m vom Schornstein) auf 0,5 in Pflanzen am Rande der Anlage (siehe Tab. 9).

Tab. 9: Transferfaktoren (bezogen auf Trockengewicht) in der Umgebung von Savannah River Plant

Pflanze	im Gelände (0-5 km)	außerhalb (5-40 km)
Camphor weed [44] (<i>Heterotheca subaxillaris</i>)	0,218	0,069
Honeysuckle [44] (<i>Lonicera japonica</i>)	0,093	0,077
Lespedesia [68]	0,010*	0,5

*bezogen auf oberste Bodenschicht (0 - 5 cm)

Der Grund für diese widersprüchlichen Ergebnisse ist wohl darin zu sehen, daß in diesem Fall der Transfer Boden-Pflanze nur eine untergeordnete Rolle spielt, während die unterschiedlich starke Kontamination der Pflanzen in der Hauptsache durch Deposition aus der Luft und durch Resuspension verursacht wird. Dies wird durch die Untersuchung der obersten Bodenschicht

bis 0,1 cm bestätigt [44,53]. Gegenüber derjenigen Bodenschicht, in der der Wurzelbereich der Pflanzen anzutreffen ist (0-15 cm), wurde in diesen resuspendierbaren Bodenpartikeln ein wesentlich höherer Plutoniumgehalt festgestellt.

Im Bereich der Wiederaufarbeitungsanlage wurde Weizen angebaut [3]. Der für Stengel und Blätter gemessene Transferfaktor von 0,001 (bezogen auf Trockengewichte) liegt deutlich niedriger als der der Wildpflanzen, jedoch etwas höher als bei vergleichbaren Messungen in Glashäusern. Die zusätzliche Kontamination gegenüber der reinen Wurzelaufnahme wird auf die Deposition auf der Pflanzenoberfläche von Plutonium aus der Wiederaufarbeitungsanlage zurückgeführt.

Die Aufnahme von Plutonium in der Umgebung der Rocky Flats Anlagen durch dort verbreitete Wildpflanzen erfolgt in der gleichen Größenordnung. Für Schößlinge werden Transferfaktoren von 0,005 bis 0,013 (bezogen auf Trockengewichte) mitgeteilt [86], während bei Wurzeln, von denen Bodenpartikel mit der Hand entfernt wurden, bis zu 10-fach höhere Werte erhalten wurden (siehe Tab. 10).

Tab. 10: Transferfaktoren* für Wildpflanzen in der Umgebung der Rocky Flats Anlagen [86]

Pflanze	Transferfaktor $\cdot 10^3$	
	Wurzel	Pflanze
Western wheatgrass (<i>Agropyron smithii</i>)	103	13
cheatgrass (<i>Bromus tectorum</i>)	123	47
salsify (<i>Tragopogom dubius</i>)	65	5
prickly lettuce (<i>Lactuca scariola</i>)	5	5

*berechnet aus dem mitgeteilten Plutoniumgehalten in Boden und Pflanze, bezogen auf Trockengewichte

2.5 Transferdaten für Pflanzen, die auf durch Fallout kontaminierten Böden wachsen

Um festzustellen wieviel des durch Fallout in den Boden gelangten Plutoniums durch Pflanzen zum Menschen gelangt, wurde der Plutoniumgehalt einiger Pflanzen und pflanzlicher Lebensmittel bestimmt und die Transferfaktoren berechnet, wobei auf normale, mit Fallout kontaminierte Ackerböden (6,3 bis 31,1 fCi/g trocken) bezogen wurde [6, 27-29, 35-37]. Die auf Trockengewichte bezogenen Transferfaktoren (siehe Tab. 11) liegen zwischen $0,2 \cdot 10^{-3}$ und $82,2 \cdot 10^{-3}$. Die kleinsten Transferfaktoren werden für pflanzliche Lebensmittel (Makkaroni, Mehl, Bäckerei-Produkte) mitgeteilt, die größten für Blattgemüse (Salat). Diese Tatsache und auch die große Schwankungsbreite des Transferfaktors für eine Pflanze (bei Salat beispielsweise $6,7 \cdot 10^{-3}$ und $82,2 \cdot 10^{-3}$) deuten darauf hin, daß dem Transfer Boden \rightarrow Pflanze eine Oberflächenkontamination der Pflanzen durch Deposition oder Resuspension überlagert ist.

2.6 Transferdaten für Americium und Curium

In einigen Fällen wurde parallel zum Plutonium der Americiumgehalt in Wildpflanzen in Nevada Test Side ermittelt [63-65]. Die erhaltenen Transferfaktoren, bezogen auf Trockengewichte, liegen gegenüber ^{239}Pu um den Faktor 100 höher zwischen 10^{-2} und 1. Dies bedeutet aber, daß im Boden vorhandenes ^{241}Am für Pflanzen besser verfügbar ist als ^{239}Pu .

Für Curium wurden bisher keine aus Feldversuchen erhaltenen Transferdaten mitgeteilt. Mit Lysimeterversuchen [69, 84] wurde der Transfer von ^{239}Pu , ^{241}Am und ^{244}Cm aus dem Boden in Cheatgrass, Gerste, Erbsen und Luzerne untersucht. Der Wert für ^{244}Cm ist um das 2-fache [84] bis 10-fache [69] höher als die Plutoniumwerte, jedoch nur halb so groß wie die für Americium gemessenen Transferfaktoren [69, 84].

Tab. 11: $^{239} + ^{240}$ Plutonium in Pflanzen und pflanzlichen Lebensmitteln ***

Lebensmittel	Boden- kontaminat. fCi/g	Transfer- faktor • 10 ³	Lit.
Bäckerei-Produkte	6,5	0,9 *	
Mehl	6,5	0,5 *	
Makkaroni	6,5	0,2 *	6, 35, 37
Vollkorn Prod.	6,5	1,6 *	
Gemüse (frisch)	6,5	5,2 *	
(Konserve)	6,5	6,0 *	
Bohnen (getrock.)	6,5	0,9 *	
Brechbohnen	6,7	5,6 **	29
Erbsen	31,1	1,4	36
Kopfsalat	6,7	82,2 **	29
Kopfsalat	13	6,7 **	27
Kartoffel	9	12,2 *	
Kartoffel (geschält)	9	1,4 *	6, 35, 37
Kartoffel	6,5	0,9 *	
Kartoffel	3,9	1,2 **	27
Kartoffel	6,7	1,4 **	29
Kartoffel	31,1	7,1	36
Mischpilze	6,7	28,6 **	29
Spargel	9,0	8,0 **	27
Tomate	3,9	13,5 **	27
Tomate	6,7	1,6 **	29
Weißkohl	6,7	0,7 **	29
Obst (frisch)	6,5	5,0 *	6, 35, 37
Apfel	6,7	4,6 **	29
Erdbeeren	3,9	7,3 **	27
Fruchtsaft	6,5	0,4 *	6, 35, 37
Getreide			
Gerste	7,7	4,7 **	28
Reis	6,5	0,3 *	6, 35, 37
Roggen	7,7	21,8 **	28
Weizen	7,7	2,0 **	28

* Die auf Pflanzenfrischgewicht bezogenen Transferfaktoren wurden nach [74] auf Trockengewicht umgerechnet (Umrechnungsfaktoren siehe Tab. 23).

** Die in Pflanzenaschen bestimmten Plutoniumkonzentrationen wurden nach [74] auf Trockengewichte umgerechnet. Der Transferfaktor wurde durch Division dieser Werte durch die mitgeteilte Bodenkontamination errechnet.

*** Die in [48, 49] mitgeteilten Transferfaktoren wurden nicht berücksichtigt, da es sich nicht um experimentell bestimmte Daten handelt.

3. Glashausversuche

3.1 Vorbemerkungen

Um die Faktoren, die den Transfer von Plutonium, Americium und Curium aus dem Boden in Pflanzen durch Wurzelaufnahme beeinflussen, festzustellen und größenordnungsmäßig zu erfassen, wurden von zahlreichen Arbeitsgruppen Topfversuche unter kontrollierten Bedingungen in Klimakammern und Gewächshäusern durchgeführt. Mehrere zusammenfassende Artikel wurden im Verlauf der letzten Jahre publiziert [4,5,7,9,12,13,21,24,26,32,34,37,42,43,45,46,52,54,57,62,72,75,89,93], jedoch behandeln diese nur Teilaspekte, oder aber sie sind unvollständig. Insgesamt gesehen sind alle diese Reviews nicht mehr auf dem neuesten Stand.

Im folgenden wird versucht, die verfügbaren Literaturdaten (Stand: Ende 1978) für Plutonium, Americium und Curium so zu ordnen, daß der Einfluß verschiedener Parameter, wie z.B. Bodenart, Wachstumsdauer, Chelatbildner usw. deutlich wird. Eine Anordnung der Transferfaktoren unter diesen Gesichtspunkten ist schwierig und nur für einen Teil der Daten durchführbar. Dies liegt einerseits daran, daß die verschiedensten Einheiten verwendet werden (vgl. Seite 3) und in einigen Fällen wegen fehlender Angaben eine Umrechnung in die in diesem Bericht verwendete Einheit (pCi/g trocken) nicht möglich ist, andererseits aber liegt es auch daran, daß in vielen Fällen mehrere Parameter gleichzeitig variiert werden, z.B. Bodenart und Wachstumszeit, sodaß es dann nur mit Vorbehalt möglich ist, diejenigen Daten herauszustellen, die den Einfluß eines der obengenannten Parameter auf den Transferfaktor widerspiegeln sollen.

Weiterhin muß beim Vergleich der Zahlenwerte, die von den einzelnen Arbeitsgruppen für den Transferfaktor einer Pflanze angegeben werden, immer berücksichtigt werden, daß fast jede Arbeitsgruppe andere Versuchsbedingungen einhält (z.B. unterschiedliche Topfgrößen, verschiedene klimatische Bedingungen usw.), und allein aus diesem Grund Abweichungen der Transferfaktoren um den Faktor 10 bis 20 angenommen werden müssen.

3.2 Einfluß der Bodenart

Auf verschiedenen in den USA verbreiteten Kulturböden wurden Pflanzungsversuche durchgeführt. In Tabelle 12 sind die auf verschiedenen mit $\text{Pu}(\text{NO}_3)_4$ kontaminierten Böden gemessenen Transferfaktoren zusammengestellt. Die mitgeteilten Transferfaktoren schwanken zwischen 10^{-7} bis 10^{-3} .

Gerste wurde als einzige Versuchspflanze von mehreren Arbeitsgruppen benutzt [16, 60, 91]. Die auf gleichen Böden erhaltenen Transferfaktoren für Gerste stimmen recht gut überein. Eine Aussage darüber, ob ein größerer Transfer in die Gerstenpflanze besser aus saurem oder aber basischem Boden erfolgt, kann aus den wenigen Daten nicht abgeleitet werden. Gleiches gilt für den Transfer von Plutonium in Weizenkörner [70, 71] und in die Pflanzen von Sojabohne [14] und Hafer [20] (vgl. Tab. 13).

Für Americium liegen ebenfalls zu wenig Daten vor (siehe Tab. 14), sodaß auch hier nicht abgeschätzt werden kann, ob die Pflanzenaufnahme besser aus saurem oder alkalischem Boden erfolgt. Die mitgeteilten Transferfaktoren schwanken zwischen $6 \cdot 10^{-6}$ und $2 \cdot 10^{-1}$. Es ist deutlich feststellbar, daß die Transferfaktoren für Americium im Vergleich zu Plutonium größer sind, und zwar für Weizenkörner bis zum Faktor 55 und für Gerstenpflanzen bis zum Faktor 15.

Außer den pH-Werten der verschiedenen Bodensorten wird von zwei Autoren [14, 20] auch der Gehalt an organischen Bestandteilen und die Austauschkapazität in diesen Böden mitgeteilt. Trägt man den Gehalt an organischen Bestandteilen gegen den Transferfaktor bzw. die prozentuale Plutoniumaufnahme auf (siehe Abbildungen 3 und 4), so legen die Diagramme die Schlußfolgerung nahe, daß die Aufnahme von Plutonium in die Pflanze umso kleiner wird, je mehr organische Bestandteile im Boden vorhanden sind [14].

Diese Aussage kann nicht den wahren Gegebenheiten entsprechen, da in Düngeversuchen zum Teil der gegenteilige Effekt beobachtet wurde (vergleiche Kapitel 3.5). Diese Aussage erscheint auch deshalb plausibler,

Tab. 12: Einfluß der Bodenart auf den Transferfaktor (bezogen auf Trockengewichte) beim Einsatz verschiedener mit Plutoniumnitrat kontaminierter Kulturböden

Boden				Pflanze	Transferfaktor • 10 ³	Literatur
Bodenart	pH	Nuklid	pCi/g trocken			
Panoche	7,9	²³⁹ Pu	4,35•10 ⁵	Weizen (Samen)	0,0038	70
Yolo	7,0		4,27•10 ⁵		0,00055	
Aiken	6,3		4,55•10 ⁵		0,00011	
Ephrata	7,5	²³⁹ Pu	10 ⁷	Gerste (Pflanze)	0,13	91
Ephrata	7,5				0,1	16
Ephrata	7,3				0,9	60
Milville	7,0				0,04	91
Cinebar	4,5				0,22	91
Cinebar	4,5				0,2	16
Ritzville	6,2	²³⁹ Pu	10 ⁷	Sojabohne (Pflanze)	0,0151	14*
Palouse	5,6				0,0044	
Muscatine	5,4				0,012	
Salkum	5,2				0,010	
Puyallup	5,0				0,024	
Hesson	5,0				0,0014	
Quillayute	4,4				0,0011	

*umgerechnet aus dpm/g trocken

Tab. 13: Einfluß der Bodenart auf den Transfer von ^{238}Pu aus plutonium-nitratkontaminierten Böden in Hafer [20]

B o d e n				prozentuale ^{238}Pu -Aufnahme* $\cdot 10^3$
Bodenart	pH	Kationen- austausch- kapazität in meq/100 g	Organische Bestand- teile in %	
Fcx (Ohio)	7,3	9,15	2,7	0,007
Amite (Alabama)	6,3	2,67	1,6	0,228
Ochlockonee (Alabama)	5,9	8,80	1,8	0,033
Adamsville (Florida)	5,9	3,02	1,3	0,120
Ruskin (Florida)	5,6	4,63	3,0	0,053
Lakeland (Florida)	5,5	1,75	2,2	0,061
Leon (Florida)	5,5	1,53	6,1	0,040
Congaree (Alabama)	5,5	3,49	2,5	0,220
Blanton (Florida)	5,4	2,62	2,7	0,010

*prozentuale ^{238}Pu -Aufnahme = (von der Pflanze insgesamt aufgenommene Aktivität / insgesamt im Boden vorhandene Aktivität) $\cdot 100$. Wegen fehlender Angaben kann die Einheit prozentuale Aufnahme nicht in Transferfaktoren umgerechnet werden.

Tab. 14: Einfluß der Bodenart auf den Transfer von ^{241}Am aus nitratkontaminierten Böden in verschiedene Kulturpflanzen

Boden			Pflanze	Transferfaktor • 10^3	Literatur
Art	pH	pCi $^{241}\text{Am}/\text{g}$ trocken			
Panoche	7,9	$0,48 \cdot 10^5$	Weizen (Samen)	0,0063	70
Yolo	7,0	$0,45 \cdot 10^5$	"	0,0164	70
Aiken	6,3	$0,50 \cdot 10^5$	"	0,0061	70
Ephrata	7,5	$1,8 \cdot 10^6$	Gerste (Pflanze)	2	16
Hacienda	7,5	$1,2 \cdot 10^3$	"	30	75,82
Yolo	6,0	$1,2 \cdot 10^3$	"	120	75,82
Cinebar	4,5	$1,8 \cdot 10^6$	"	3	16
Hacienda	7,5	$2 \cdot 10^4$	Busch- bohne (Blätter)	75 - 216*	33,75
Yolo	6,0	$2 \cdot 10^4$	"	198 - 27*	33,75

*abhängig von der Vegetationszeit (vgl. Tab. 22)

weil die im Boden enthaltenen organischen Bestandteile Stoffklassen enthalten, die sehr starke Komplexierungsmittel darstellen. Diese sind natürlich in der Lage, schwerlösliche Aktinidenverbindungen teilweise zu komplexieren und so durch Bildung wasserlöslicher Komplexsalze die Pflanzenverfügbarkeit der Aktiniden zu erhöhen.

Die Ursache dafür, daß der Plutoniumtransfer scheinbar umgekehrt proportional dem Gehalt an organischen Bestandteilen im Boden ist, kann bei-

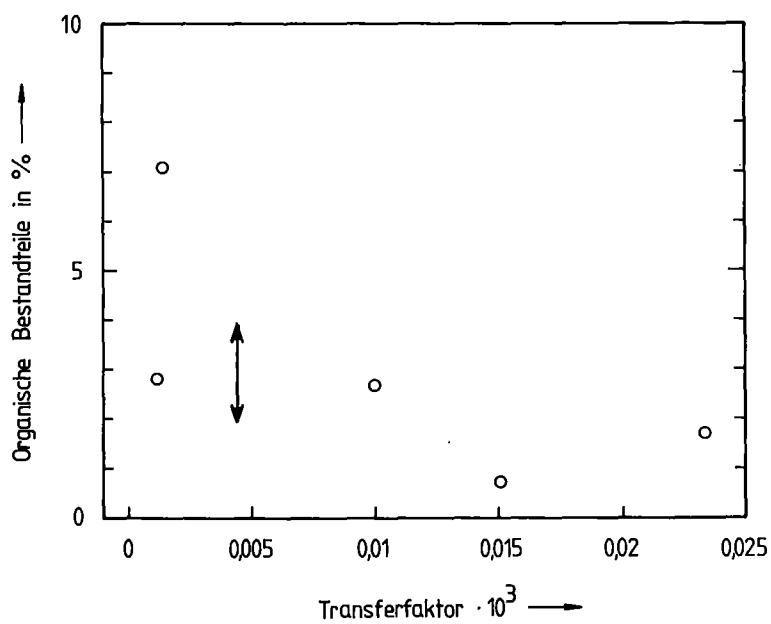


Abb. 3: Pu-Transferfaktor in Abhängigkeit vom Gehalt an organischen Bestandteilen im Boden [14]

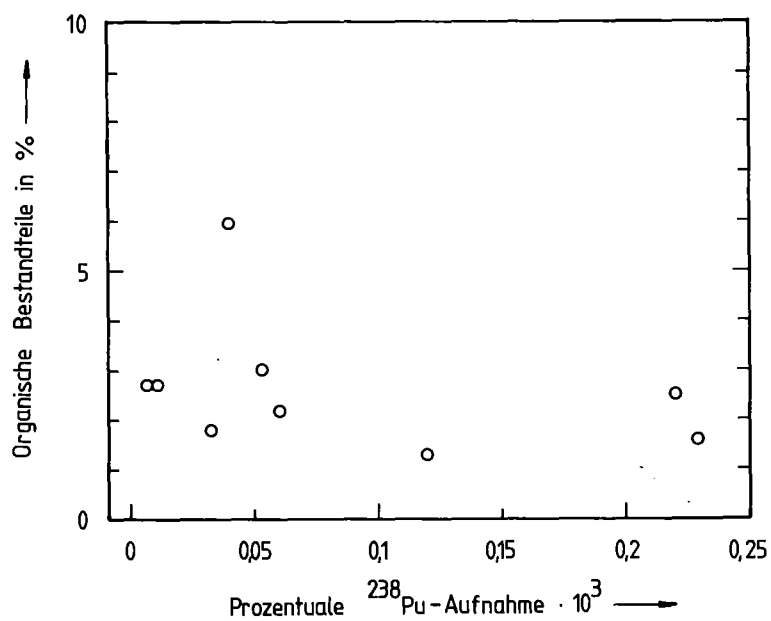


Abb. 4: Prozentuale ²³⁸Pu-Aufnahme in Abhängigkeit vom Gehalt an organischen Bestandteilen im Boden [20]

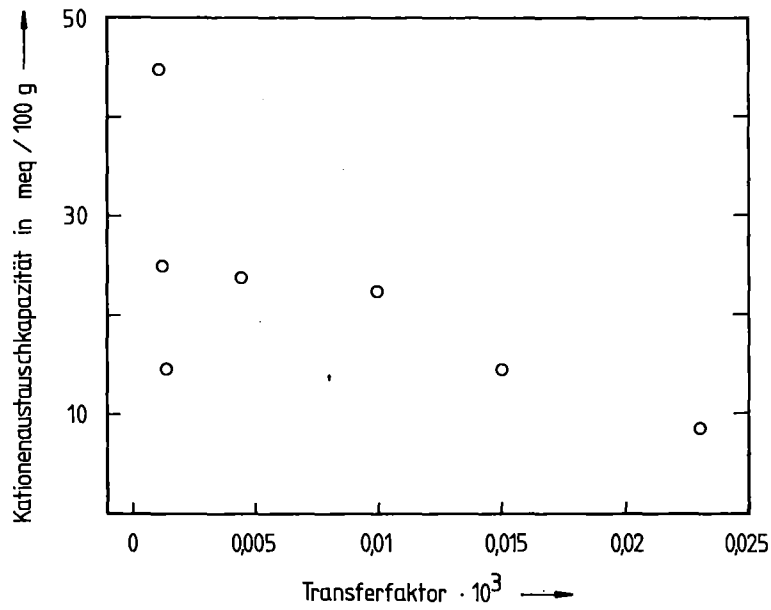


Abb. 5: Pu-Transferfaktor in Abhängigkeit von der Kationenaustauschkapazität des Bodens [14]

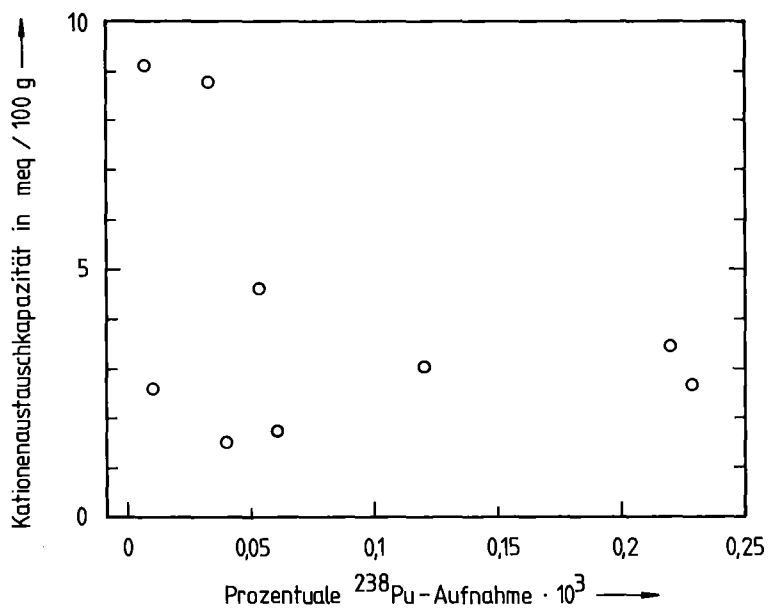


Abb. 6: Prozentuale ²³⁸Pu-Aufnahme in Abhängigkeit von der Kationenaustauschkapazität des Bodens [20]

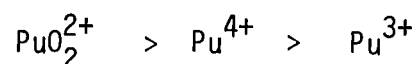
spielsweise darin bestehen, daß die Adsorption des Plutoniums an Bodenpartikeln in Böden mit hohem Anteil an organischen Bestandteilen in größerem Ausmaß verläuft als in humusarmen Böden. Dies wiederum hätte eine geringere Pflanzenverfügbarkeit und damit einen kleineren Transferfaktor zur Folge. Trägt man die Kationenaustauschkapazität, die ein Maß für die Sorptionskraft eines Bodens darstellt, gegen den Transferfaktor bzw. die prozentuale Plutoniumaufnahme auf (siehe Abbildungen 5 und 6), so zeigt sich, daß die von den Pflanzen aufgenommene Plutoniummenge umso größer ist, je kleiner die Austauschkapazität des verwendeten Bodens ist.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die verfügbaren Daten bezüglich der Abhängigkeit des Plutoniumtransfers vom Gehalt an organischem Material und der Austauschkapazität der verschiedenen Böden darauf hinweisen, daß die Sorptionskraft der Böden einen entscheidenden Einfluß auf die Pflanzenverfügbarkeit des Plutoniums ausübt und den vermutlich entgegengesetzt verlaufenden Einfluß durch den Gehalt an organischen Bestandteilen überdeckt. Es liegen jedoch zuwenig Daten vor, so daß eine gesicherte Aussage zur Zeit nicht möglich ist.

3.3 Einfluß der Art der Bodenkontamination

Geht man davon aus, daß Pflanzen aus dem Boden nur gelöste Salze durch ihre Wurzeln aufnehmen können, so ist anzunehmen, daß eine Bodenkontamination durch chemisch verschiedene Verbindungen starke Auswirkungen auf den Transferfaktor zeigen wird.

Bereits 1947 wurde ^{239}Pu in verschiedenen Oxidationsstufen zu einer Calcium-bentonitsuspension zugegeben und der Transfer in Gerste untersucht [40]. Es zeigte sich, daß die Pflanzenaufnahme in der Reihe



abnimmt, während die Adsorption von Plutonium am Betonit in der gleichen Reihenfolge zunimmt. Obwohl PuO_2^{2+} und Pu^{3+} wegen ihrer besseren Löslichkeit eventuell zu wesentlich höheren Transferfaktoren führen würden, ist dieses Ergebnis für das Eindringen von Plutonium in die Nahrungskette nicht relevant, da man davon ausgehen darf, daß Fallout nur vierwertiges Plutonium enthält und Plutonium, das unter Umständen aus Wiederaufarbeitungsanlagen in die Biosphäre gelangen könnte, ebenfalls als Pu^{4+} vorliegen würde.

Tab. 15: Abhängigkeit des Transferfaktors von der Art der Bodenkontamination durch Zusatz verschiedener Salze

zur Kontamination verwendetes Salz	Transferfaktor · 10 ³					
	Tumbleweed			Cheatgrass		
	²³⁹ Pu	²⁴¹ Am	²⁴⁴ Cm	²³⁹ Pu	²⁴¹ Am	²⁴⁴ Cm
Nitrat	0,046	1,4	2,2	0,017	0,60	0,48
Acetat	0,048	1,7	1,2	0,014	0,23	0,33
Glycolat	0,25	2,1	4,2	0,043	0,08	0,19
Oxalat	0,27	1,5	1,5	0,053	0,06	0,08
Citrat	0,31	1,5	1,4	0,051	0,10	0,16
AeDTA	1,7	8,3	9,7	0,39	0,80	1,2
DTPA	140	560	560	31	100	150

Durch Anpflanzen von Tumbleweed und Cheatgrass in verschiedenen Töpfen, die den gleichen Boden enthielten, jeweils aber mit einer anderen Plutoniumsalz-lösung versetzt waren, konnte gezeigt werden, daß der Transfer von Plutonium in die Pflanzen sehr stark von der Art des zugesetzten Salzes abhing [15, 55, 57, 58, 59, 75]. Die Verfügbarkeit des Plutoniums für die Pflanze nimmt offenbar mit zunehmender Komplexbildungstendenz des Anions zu (siehe Tab. 15). Dies erfolgt vermutlich deshalb, weil eine Adsorption an Bodenpartikeln und Umsetzung in unlösliche Verbindungen zurückgedrängt wird. Der gleiche Effekt wurde für Americium-241 und Curium-244 festgestellt, wobei auch hier zu beachten ist, daß die für diese Nuklide bestimmten Transferfaktoren wesentlich höher liegen als bei Plutonium (bis zu 50-fach).

Tab. 16: Transferfaktoren * für Weizen (Samen), angebaut auf Böden, die durch Zusatz von ^{239}Pu und ^{241}Am als verdünnte Chlorid- bzw. Nitratlösung kontaminiert wurden [70].

Boden		Transferfaktor $\cdot 10^6$			
		^{239}Pu		^{241}Am	
Art	pH	Nitrat	Chlorid	Nitrat	Chlorid
Panoche	7,9	3,8	0,044	6,3	0,26
Yolo	7,0	0,55	0,78	16,4	30,5
Aiken	6,3	0,11	0,12	6,1	5,3

* Transferfaktoren bezogen auf Trockengewichte

An anderer Stelle [70] wurden Topfversuche mit ^{239}Pu und ^{241}Am durchgeführt, wobei verschiedene Bodensorten eingesetzt wurden, die einmal mit Nitrat und im zweiten Fall mit Chlorid kontaminiert wurden. Für Weizenkorn wurden für ^{239}Pu Transferfaktoren von $5 \cdot 10^{-8}$ bis $4 \cdot 10^{-6}$ bestimmt, für ^{241}Am wurden im Mittel um den Faktor 30 höhere Werte zwischen $3 \cdot 10^{-7}$ und $2 \cdot 10^{-5}$

erhalten (siehe Tab. 16). Wegen der begrenzten Anzahl der Daten ist jedoch eine gesicherte Aussage darüber, wie sich die verschiedenartige Kontamination (Nitrat oder Chlorid) auf den Transferfaktor auswirkt, nicht möglich.

Auch auf Böden, die mit chemisch fast unlöslichem Plutoniumdioxid kontaminiert waren, wurden Pflanzungsversuche in Töpfen unter Glashausbedingungen durchgeführt.

Auf einem mit $^{238}\text{PuO}_2$, Durchmesser 100 μm , kontaminierten Boden wurde Kopfsalat, Gerste und Hafer angebaut [1, 2]. Die gemessenen Transferfaktoren liegen zwischen $3 \cdot 10^{-9}$ und $6 \cdot 10^{-9}$, bezogen auf das Trockengewicht der Pflanzen. Wesentlich größere Transferfaktoren, zwischen $1,2 \cdot 10^{-4}$ und $42 \cdot 10^{-4}$ wurden für Salat, Rettich und Luzerne auf einem mit $^{238}\text{PuO}_2$, Durchmesser 0,32 μm , kontaminierten Boden gemessen [10]. Transferfaktoren in der gleichen Größenordnung von $9 \cdot 10^{-6}$ bis $23 \cdot 10^{-6}$ werden für Gerstensamen mitgeteilt, die durch Pflanzungsversuche auf Böden aus Nevada Test Site, kontaminiert mit $^{239}\text{PuO}_2$, Durchmesser $< 5 \mu\text{m}$, erhalten wurden [71]. Für die Gerstpflanze wurden auf dem gleichen Boden Transferfaktoren von 10^{-5} bis 10^{-3} gemessen [67].

Tab. 17: Abhängigkeit des Transferfaktors* für Erbsenpflanzen von der zur Bodenkontamination verwendeten $^{239}\text{PuO}_2$ -Teilchengröße [41]

Teilchen- durchmesser in μm	Transferfaktor
> 1	0,74 10^{-3}
1 - 0,6	0,70 10^{-3}
0,6 - 0,2	0,62 10^{-3}

* Transferfaktoren bezogen auf Trockengewichte

Erbsen wurden auf einem Sandboden in verschiedenen Töpfen angebaut, wobei zur Bodenkontamination verschieden große $^{239}\text{PuO}_2$ -Teilchen verwendet wurden (siehe Tab. 17). Aus den wenigen Daten zieht der Autor [41] den Schluß, daß die Pflanzenverfügbarkeit des Plutoniums mit wachsendem Durchmesser der $^{239}\text{PuO}_2$ -Teilchen zunimmt.

Obwohl diese Ansicht schon an anderer Stelle geäußert wurde [56], muß die Gültigkeit in Anbetracht der wenigen, zu dieser Aussage zur Verfügung stehenden Daten doch stark in Frage gestellt werden, zumal ein Vergleich der für $^{238}\text{PuO}_2$ gemessenen Transferfaktoren [1, 2, 10] zum gegenteiligen Ergebnis führt, nämlich einer erhöhten Pflanzenverfügbarkeit bei kleineren $^{238}\text{PuO}_2$ -Partikeln.

Die sehr großen Unterschiede der Transferfaktoren in Bezug auf die Verfügbarkeit von Plutoniumoxid im Boden für Pflanzen können nicht nur mit der unter-

Tab. 18: Abhängigkeit des Transferfaktors* von der Glühtemperatur, mit der dem Boden zugesetztes ^{239}Pu -Nitrat in Oxid überführt wurde [2]

Pflanze	Transferfaktor $\cdot 10^3$					
	New Mexico Loamy Sand		Kansas Loess		South Dakota Glacial Till	
	300°	900°	300°	900°	300°	900°
Luzerne (Pflanze)	12,8	1,28	6,4	1,0	8,9	0,9
Tomate (Pflanze)	1,6	0,21	1,0	0,16	0,36	0,10
Tomate (Frucht)	2,2	0,22	1,1	0,33	0,22	0,11

* Transferfaktoren bezogen auf Trockengewichte

schiedlichen Partikelgröße erklärt werden. Versuche, bei denen Plutoniumnitrat einem Boden zugesetzt und durch Glühen in Oxid umgewandelt wurde [2], zeigten, daß die Glühtemperatur starken Einfluß auf die spätere Löslichkeit des gebildeten Oxids im Boden hatte (siehe Tab. 18). Eine Erhöhung der Glühtemperatur von 300° C auf 900° C bewirkte eine um den Faktor 10 geringere Plutoniumaufnahme in den angebauten Pflanzen.

3.4 Einfluß chelatbildender Substanzen

Im Boden vorhandenes Plutonium, Americium und Curium kann von Pflanzenwurzeln nur dann aufgenommen werden, wenn es in wasserlöslicher Form vorliegt. Durch Zusatz von Chelatbildnern zu kontaminierten Böden ist es möglich, schwerlösliche Plutonium- und Americiumverbindungen teilweise in wasserlösliche Komplexsalze umzuwandeln und so eine bessere Verfügbarkeit für Pflanzen zu erreichen.

Durch Anpflanzen von Sojabohnen auf verschiedenen, unterschiedlich stark kontaminierten Böden (5 - 70 µCi/g) aus Nevada Test Site [67] wurden für ²³⁹Pu Transferfaktoren von 10⁻⁴ bis 10⁻³ für Pflanzen und zwischen 2,4 · 10⁻⁶ und 4,2 · 10⁻⁵ für die Fruchtschoten gemessen (siehe Tab. 19). Durch Zusatz von DTPA (Diäthylentriaminpentaacetat) konnte in allen Fällen die Plutoniumaufnahme gesteigert werden, im Höchstfall um den Faktor 35. Die gleichen Untersuchungen für Americium ergaben Transferfaktoren von 10⁻⁵ bis 2 · 10⁻² in der Sojabohnenpflanze und von 10⁻⁴ und 10⁻³ in den Schoten. Im Vergleich zu Plutonium liegen diese Werte im Mittel um den Faktor 10 - 30 höher. Beim Zusatz von DTPA stieg die Americiumaufnahme durch die Pflanze ebenfalls an, wobei auch hier wie bei Plutonium der Faktor 30 erreicht wurde.

In umfangreichen Versuchsreihen wurde der Einfluß von Chelatbildnern auf die Pflanzenaufnahme von Americium aus Böden, die durch Zusatz von Americiumsalzen kontaminiert waren, untersucht [33, 78 - 83]. Bei den verwendeten Nutzpflanzen nimmt durch den Zusatz von Chelatbildnern der Transfer Boden - Pflanze stark zu (siehe Tab. 20). Das wirkungsvollste Reagens stellt DTPA dar, da es den Transferfaktor bis zum 680-fachen erhöhen kann.

Tab. 19: Einfluß von DTPA auf die Aufnahme von ^{239}Pu und ^{241}Am in Sojabohnen*, angepflanzt auf verschiedenen Böden aus Nevada Test Site [67]

Boden aus Nevada Test Site	Transferfaktor $\cdot 10^3$			
	^{239}Pu		^{241}Am	
	Blätter und Stengel	Fruchtschoten	Blätter und Stengel	Fruchtschoten
Area 11 B	0,15	0,0078	1,2	0,16
+ DTPA	1,6	0,026	52	1,2
Area 11 C	0,18	0,011	2,7	0,19
+ DTPA	3,7	0,12	89	2,0
Area 11 D	1,1	0,042	17	0,76
+ DTPA	6,6	0,22	370	23
Area 13	0,11	0,0024	3,3	0,081
+ DTPA	3,9	0,15	27	1,2
Clean Slate 1	0,43	0,017	14	0,2
+ DTPA	0,71	0,022	21	1,0
Clean Slate 2	0,76	0,014	2,5	0,13
+ DTPA	1,2	0,044	40	1,2
Clean Slate 3	0,55	0,018	5,5	0,34
+ DTPA	0,78	0,027	8,6	0,58
Double Track	0,26	0,0098	5,7	0,58
+ DTPA	0,42	0,013	6,7	0,86

* Transferfaktoren bezogen auf Trockengewichte

Wesentlich stärker noch wirkte sich der Zusatz von 100 ppm DTPA zu einem mit $^{239}\text{PuO}_2$ -Partikeln kontaminierten Sandboden auf den Transfer Boden - Erbsenpflanze aus [41]: Der Transferfaktor stieg im Mittel um den Faktor 1300 an.

Die durchgeführten Untersuchungen machen deutlich, daß die Umwandlung von in den Boden eingebrachtem Plutonium und Americium durch starke Komplexbildner sicherlich davon abhängt, in welcher chemischen Form das Nuklid im Boden vorliegt. Auf der Basis der wenigen bisher vorliegenden Daten ist eine klare Aussage nicht möglich. So führt beispielsweise der Zusatz von DTPA zu einem zuvor mit Americiumnitrat kontaminierten Boden zu einem Anstieg des Transferfaktors um das 680-fache (vgl. Tab. 20), beim Zusatz von DTPA zu oxidkontaminierten Böden wird einmal ein Anstieg um den Faktor 30 beobachtet (vgl. Tab. 19), im anderen Fall eine Zunahme um den Faktor 1300 [41].

Tab. 20: Einfluß von chelatbildenden Chemikalien auf die Aufnahme von ^{241}Am durch verschiedene Nutzpflanzen

Pflanze	Transferfaktor * $\cdot 10^3$				Literatur
	ohne Zusatz	DTPA	EDDHA	Fe EDDHA	
Buschbohne (Blätter)	75	51000	1530	540	33, 75
	50	3130			82
	30	7310			82
Sojabohne (Blätter)	12	2600			75, 79
Gerste (Pflanze)	12	1420			82
	200	1070			82

* Transferfaktoren bezogen auf Trockengewichte

** Äthylendiamin-diorthohydroxyphenylacetat

Es liegt nahe, zur Erklärung dieser Unterschiede die verschiedene Sorptionskraft der einzelnen Böden mit heranzuziehen. Aus Tab. 15 ist zu ersehen, daß bei direktem Zusatz einer Lösung, die mit DTPA komplexgebundenes Americium enthält, zum Boden ein bis zum 3000-fachen höherer Transferfaktor gegenüber dem nitratkontaminierten Boden gemessen wurde, während aus Tab. 20 ersichtlich ist, daß beim nachträglichen Zusatz von DTPA zu einem nitratkontaminierten Boden sich der Transferfaktor nur um das 680-fache erhöht. Dies deutet daraufhin, daß die Sorptionskraft eines Bodens starken Einfluß darauf hat, wie leicht eine in den Boden eingebrachte, unlösliche Aktinidenverbindung von starken Komplexbildnern in wasserlösliche Form umgewandelt werden kann. Eine abschließende Aussage darüber kann jedoch wegen des begrenzten Datenmaterials zur Zeit nicht gemacht werden.

3.5 Einfluß von Düngemitteln

Im Zusammenhang mit Chelatbildnern ist auch der Einfluß verschiedener Düngemethoden auf den Transferfaktor zu diskutieren, da durch die verschiedenen Zusätze die Löslichkeit der Transurane im Boden verändert werden könnte.

Ein entsprechender Versuch wurde mit Boden aus Nevada Test Site durchgeführt [67], auf dem in Töpfen unter Glashausbedingungen Gerste und Luzerne aufgezogen wurden. Zusätze an Stickstoffdünger und organischem Material zum Boden zeigten keinen Einfluß auf den Transfer von ^{239}Pu und ^{241}Am aus dem Boden in die Pflanzen (siehe Tab. 21). Die Wurzelaufnahme nahm jedoch signifikant zu, wenn in der Landwirtschaft üblicher Schwefeldünger zugesetzt wurde. Die Zugabe von DTPA zusammen mit den einzelnen Düngemitteln führte zu erhöhter Nuklidaufnahme in den Pflanzen. Die größte Zunahme wurde dann erhalten, wenn DTPA zusammen mit Schwefeldünger verabreicht wurde (synergistischer Effekt). Der Autor gibt zu bedenken, daß diese Ergebnisse auf einem Wüstenboden erhalten wurden, und daß weitere Untersuchungen auf Kulturböden erst zeigen werden, ob sie generell gültig sind.

Gegenteilige Ergebnisse werden für Gerste berichtet [88]. Beim Zusatz von Stickstoff ($0,5\% \text{NH}_4\text{NO}_3$) und organischem Material (1% Stärke) zu einem neutralen bis schwach sauren, kalkarmen Boden (Ritzville silt loam) stieg

Tab. 21: Einfluß von Düngefaktoren auf die Aufnahme von ^{239}Pu und ^{241}Am in Gerste und Luzerne, angepflanzt auf Boden aus Nevada Test Site [67]

Boden aus Area 13 + Zusätze	Transferfaktor $\cdot 10^3$					
	Gerste				Luzerne	
	^{239}Pu		^{241}Am		^{239}Pu	^{241}Am
	Stroh	Ähre	Stroh	Ähre		
ohne Zusatz	0,19	0,41	0,48	0,48	0,038	0,48
+ DTPA	0,23	0,0059	1,3	0,07	0,059	0,92
+ Stickstoff a)	0,018	0,0038	0,16	----	0,064	0,58
+ DTPA	0,22	0,016	1,8	0,30	0,065	0,94
+ Schwefel b)	0,28	0,21	0,58	0,52	0,072	11
+ DTPA	5,7	3,1	4,2	3,5	0,36	19
+ Organisch. c)	0,024	0,005	0,06	0,14	0,13	0,49
+ DTPA	0,86	0,24	2,8	1,2	0,34	1,0

a) als NH_4NO_3 (200 kg N/ha)

b) 2 % Schwefel (pH - Änderung von 7,6 auf 5,4)

c) 5 % gemahlene Luzerne

die Aufnahme von Plutonium in den Wurzeln bis zum 10-fachen an. Beim Anbau von Gerste auf saurem Waldboden (Cinnebar, pH = 4,5) wurde durch Düngemittelzugabe keine signifikante Änderung der Pu-Aufnahme beobachtet. An anderer Stelle wird berichtet, daß der Zusatz von Nährstoffen zu "Jangle soil" die Plutoniumaufnahme in Gerste und Bohnen um das 2- bis 4-fache anstieg, während bei Tomaten keine Veränderung festgestellt wurde [73].

Zusammenfassend ist festzustellen, daß mit diesen wenigen Untersuchungsergebnissen eine Beurteilung des Einflusses von Düngemittelzusätzen auf den Transfer Boden/Pflanze nicht möglich ist.

3.6 Einfluß der Vegetationszeit

Um festzustellen, wie die Aufnahme von Plutonium und Americium aus dem Boden von Alter und Entwicklungsstadium der Pflanzen abhängen, wurden Pflanzungsversuche in Töpfen unter Glashausbedingungen durchgeführt. In regelmäßigen Zeitabständen nach dem Anpflanzen wurden Pflanzenteile entnommen und der Transferfaktor Boden→Pflanze bestimmt.

Die von verschiedenen Gruppen durchgeführten Untersuchungen [14, 33, 38, 90] erbrachten alle das gleiche Ergebnis: Mit zunehmender Vegetationszeit innerhalb einer Wachstumsperiode nimmt der Transferfaktor ab, wobei individuelle Unterschiede festzustellen sind durch Verwendung verschiedener Nuklide, verschiedener Böden und verschiedener Pflanzen (siehe Tab. 22). Dieses Ergebnis ist nur damit zu erklären, daß die Wurzelaufnahme nicht proportional der Bildung an Pflanzensubstanz verläuft. Mit fortschreitender Vegetationszeit nimmt die Substanzbildung durch Assimilation immer stärker zu und der zum Gesamtgewicht beitragende Anteil der aus dem Boden stammenden Mineralstoffe immer mehr ab. Als Folge davon muß natürlich der auf Substanzgewicht bezogene Transferfaktor immer kleiner werden (vgl. Abb. 7).

In diesem Zusammenhang ist auch die Frage zu diskutieren, wie sich der Transferfaktor im Verlauf mehrerer aufeinanderfolgender Vegetationsperioden verhält. Anpflanzen von Klee (*Ladino clover*) 5 aufeinanderfolgende Jahre lang in einem durch Kernwaffentests kontaminierten Boden zeigten, daß der Transferfaktor in diesem Zeitraum auf das 7-fache anstieg [61]. Für Ryegrass (*Lolium perenne*) wurde in einem Zweijahresversuch ebenfalls eine Zunahme des Transferfaktors festgestellt [50, 51]. Bei Cheatgrass (*Bromus tectorum*) und Tansy Mustard (*Descurainia pinnata*), angepflanzt in einem Lysimeter, stieg der Transferfaktor in der zweiten Wachstumsperiode auf das 3- bis 5-fache an [17], bei Gerste und Erbsen aber nahm er ab [17]. Der Anstieg der Transferfaktoren wurde zu erklären versucht mit der besseren Verfügbarkeit des

Tab. 22: Einfluß der Vegetationszeit auf den Transfer Boden → Pflanze

Nuklid	Pflanze	Vegetationszeit in d	Boden	pH	Transferfaktor · 10 ³	Literatur
²³⁸ Pu	Sojabohne	27	Ritzville	6,2	1,27	14
		83			0,074	
		32	Puyallup	5,0	0,42	
		92			0,12	
		29	Hesson	5,0	0,42	
		83			0,007	
		18	Muscatine	5,4	0,5	
		79			0,05	
		30	Salkum	5,2	0,24	
		79			0,05	
		31	Palouse	5,6	0,12	
		91			0,02	
		28	Quillayute	4,4	0,13	
		76			0,005	
²³⁷ Pu	Mais	30	Boden von Savannah River Plant		7,2	38
²³⁸ Pu		50			2,8	
		30			0,45	
²³⁹ Pu		50			0,15	
		30			0,17	
		50			0,072	
²⁴¹ Am	Buschbohnen	14	Hacienda	7,5	75	33,75
		31			54	
		45			216	
		14	Yolo	5,7	198	
		31			81	
		45			27	

Plutoniums für die Pflanze durch erhöhten Anteil organischer Bestandteile im Boden, hervorgerufen durch im Boden verbleibendes absterbendes Wurzelflecht nach jeder Wachstumsperiode. Diese Erklärung kann nicht ganz befriedigen, da bei entsprechenden Düngerversuchen ein solcher Effekt nicht zweifelsfrei festgestellt wurde. Der Schluß, daß erhöhte Niederschlagsmengen bei Gerste und Erbsen zu einer Abnahme der Transferfaktoren in der zweiten Wachstumsperiode führten [17], kann ebenfalls nicht überzeugen, da der Einfluß des Klimas auf die Transferfaktoren noch nicht untersucht wurde.

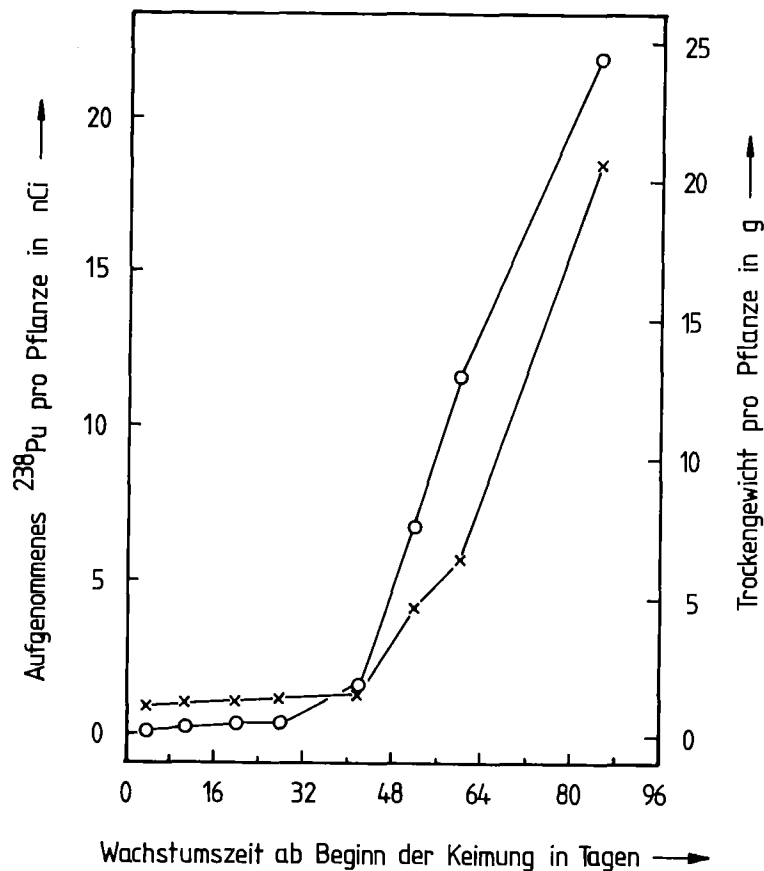


Abb. 7: ²³⁸Pu-Aufnahme in Sojabohnen (Pflanze) und Substanzbildung in Abhängigkeit von der Wachstumszeit ab dem Beginn der Keimung [14] (o = Trockengewicht pro Pflanze in g, x = aufgenommenes Plutonium pro Pflanze in nCi)

3.7 Beweglichkeit und Verteilung von Plutonium und Americium in Pflanzen

Von einigen Arbeitsgruppen wurde neben Faktoren, die die Aufnahme von Plutonium und Americium beeinflussen, auch untersucht, wie die in die Pflanze eingedrungenen Nuklide sich dort verteilen.

Plutonium und Americium scheinen, wenn sie erst einmal in die Wurzel gelangt sind, dort relativ gut beweglich zu sein [79, 87, 88], woraus eine einigermaßen gleichmäßige Verteilung über die gesamte Wurzel resultiert [87, 88]. Der Transport in die Schößlinge scheint dagegen etwas gehemmt zu sein, da übereinstimmend ein bis zum 8-fachen höheren Nuklidgehalt in den Wurzeln gegenüber den Schößlingen gemessen wurde [14, 79, 86-88]. In den Schößlingen von Sojabohnen [14, 87, 88] und Gerste [88] wurde mit wachsender Entfernung zur Wurzel eine Abnahme des Nuklidgehaltes in Stengeln und Blättern festgestellt, ebenfalls innerhalb der einzelnen Blätter von der Basis bis zur Spitze hin [14, 88]. Während für Plutonium berichtet wird, daß es, wenn es einmal in Pflanzengewebe abgelagert ist, nicht mehr transportiert werden kann [14, 88], werden für Americium widersprüchliche Angaben mitgeteilt [79, 82].

Bei allen durchgeführten Untersuchungen wurde festgestellt, daß, unabhängig von der Pflanzenart, der geringste Aktinidgehalt innerhalb der gesamten Pflanzen in den Samen vorliegt. Bei Gerste wurde beispielsweise in den Blättern eine um den Faktor 4 bis 1000 höhere Plutoniumkonzentration gegenüber den Samen gemessen [67, 73], ebenso bei Sojabohnen [67, 88]. Bei Bohnen wurde in den Blättern ein um den Faktor 3 bis 100 höherer Plutoniumgehalt als in den Schoten festgestellt [2, 73], bei Tomaten enthielt die Frucht nur etwa 1/10 soviel Plutonium wie die Blätter [2]. In Gerste und Weizen wurde beobachtet, daß der Americiumgehalt in den Blättern und Stengeln um den Faktor 10 bis 20 höher liegt als in den Samen [82].

Die Verteilung von Plutonium und Americium in der Pflanze hängt vermutlich vom Metabolismus der Pflanze ab. Bezieht man den Nuklidgehalt der einzelnen Pflanzenteile auf den Gehalt im Boden, so erhält man Transferfaktoren, die sich bis zum Faktor 10^3 unterscheiden. Dies bedeutet aber, daß man, wenn

man die Belastung des Menschen durch Ingestion von Pflanzen abschätzen will, nicht mittlere, für die gesamte Pflanze gemessene Transferfaktoren ansetzen kann, sondern die Transferfaktoren benötigt, die auf die zum Verzehr geeigneten Pflanzenteile bezogen sind.

4. Zusammenfassung mit Ausblick auf notwendige, weitere Untersuchungen

Die von verschiedenen Arbeitsgruppen gemessenen Transferfaktoren weichen stark voneinander ab. Für Plutonium werden für dieselbe Pflanze Transferfaktoren von 10^{-9} bis 10^{-3} mitgeteilt, für Americium von 10^{-6} bis 1, für Curium von 10^{-4} bis 10^{-1} . Eine befriedigende Erklärung für diese Schwankungen kann zur Zeit nicht gegeben werden, da zu wenig Daten bekannt sind. Dies gilt in besonderem Maße für Americium und vor allem für Curium, deren Verhalten in der Umwelt nur sehr wenig untersucht ist. Da beim Abbrand von Kernbrennstoffen erhebliche Mengen dieser Nuklide gebildet werden, muß das Verhalten eingehend untersucht werden, z.B. durch Messung der Transferprozesse.

Die mitgeteilten Transferfaktoren lassen erkennen, daß von den im Boden vorhandenen Aktiniden nur sehr geringe Mengen von Pflanzen aufgenommen werden können, wobei Americium etwa um den Faktor 100 besser verfügbar ist als Plutonium. Die wenigen, die Aufnahme von Curium dokumentierenden Daten deuten darauf hin, daß die Aufnahme dieses Elements durch Pflanzen nur geringfügig größer ist als die des Plutoniums [69].

In Feld- und Topfversuchen wurde vereinzelt die Verteilung Wurzel-Stengel-Blatt-Frucht des aus dem Boden aufgenommenen Plutoniums und Americiums untersucht. Der größte Nuklidgehalt wurde in den Wurzeln festgestellt. In den Schößlingen nimmt die Konzentration mit wachsender Entfernung von der Wurzel ab, ebenso in den Blättern von der Basis zur Spitze hin. Der geringste Nuklidgehalt wurde unabhängig von der Pflanzenart in den Samen gefunden. Be-

zieht man die Nuklidgehalte der einzelnen Pflanzenteile auf den Nuklidgehalt im Boden, so erhält man Transferfaktoren, die sich bis zum Faktor 1000 voneinander unterscheiden können.

Beim Vergleich der aus Topf- und Feldversuchen erhaltenen Transferfaktoren stellt man fest, daß bei Topfversuchen der Transferfaktor im Mittel um den Faktor 10 bis 100 niedriger liegt als bei Feldversuchen. Dies wird zumeist auf eine zusätzliche Kontamination der Pflanzenoberfläche durch Fallout und Resuspension zurückgeführt. Es bleibt jedoch zu prüfen, ob nicht doch die Wachstumsbedingungen bei Topfaufzucht stärker als angenommen von denen bei Feldversuchen gegebenen abweichen. Die Problematik der Wurzelgröße, sowie die Verteilung des Wurzelgeflechts in Töpfen und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Aktinidenaufnahme ist noch nicht untersucht. So steht ein sicherer Beweis für die Übertragbarkeit der mit Topfversuchen gewonnenen Transferdaten auf Feldanbau nach wie vor aus. Zu überprüfen bleibt auch, wie weit die Unterschiede zwischen Transferfaktoren, die im Topfversuch erhalten wurden und den aus Feldanbau gewonnenen durch die Berechnungsgrundlage des Transferfaktors hervorgerufen werden. Da für gleiche Pflanzen mit zunehmender Bodenkontamination der Transferfaktor abnimmt, muß man berücksichtigen, daß in den meisten Topfversuchen sehr stark kontaminierte Böden eingesetzt wurden, während die Bodenkontamination bei Feldversuchen - mit Ausnahme der Testgelände - maximal 150 pCi/g betrug.

Der Einfluß der Bodenart auf die Transferfaktoren ist aus den verfügbaren Daten nicht eindeutig zu erkennen.

Die Aussage einiger Autoren, daß der pH-Wert eines Bodens den Transferfaktor beeinflusst, basiert in allen Fällen auf wenigen Einzelmeßwerten und erweist sich als nicht stichhaltig, wenn man die von den einzelnen Gruppen mitgeteilten Daten einander gegenüberstellt und vergleicht, da teilweise gegensätzliche Effekte mitgeteilt werden.

Ebenfalls nicht geklärt ist die Frage, wie ein Unterschied des Gehalts an organischen Bestandteilen und der Kationenaustausch-Kapazität sich auf den Transferfaktor auswirken. Die Aussage, daß die Pflanzenverfügbarkeit sich umgekehrt proportional dem Gehalt an organischen Bestandteilen verhält, scheint den wahren Sachverhalt nicht widerzuspiegeln, da in Düngeversuchen

ein solcher Effekt nicht beobachtet wurde. Nach unserer Ansicht übt die Austauschkapazität, die ein Maß für die Sorptionskraft eines Bodens darstellt, einen so dominierenden Einfluß auf die in den Boden gelangten Aktiniden aus, daß Einflüsse durch andere Bodenparameter, wie z.B. pH und Gehalt an organischen Bestandteilen, überdeckt werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß zu wenige Daten vorliegen, um das Verhalten von Aktiniden im Boden in Hinsicht auf die Pflanzenverfügbarkeit beurteilen zu können. Weitere, gut dokumentierte Versuchsreihen müssen durchgeführt werden, damit unter Zuhilfenahme statistischer Auswertemethoden eine Abschätzung des Einflusses der verschiedenen Bodenparameter auf den Transferfaktor möglich sein wird.

Die im Zusammenhang mit den Bodenparametern wichtige Frage, wie sich die Art der Bodenkontamination auf den Aktinidentransfer Boden → Pflanze auswirkt, ist ebenfalls nicht restlos geklärt. Mit Topfversuchen konnte gezeigt werden, daß nach Kontamination einer Bodensorte mit verschiedenen, löslichen Plutonium-Salzlösungen der Transfer von Plutonium in die Pflanzen sehr stark von der Art des dem Boden zugesetzten Salzes abhing, wobei mit zunehmender Komplexbildungstendenz des Anions der Transferfaktor anstieg. Der gleiche Effekt wurde bei Americium und Curium festgestellt. Etwas unverständlich dagegen erscheint die große Schwankung der Transferfaktoren zwischen 10^{-9} und 10^{-3} , die auf verschiedenen, mit Plutoniumoxid kontaminierten Böden gemessen wurden. Sicherlich beeinflussen Teilchendurchmesser und Glühtemperatur sehr stark die spätere Löslichkeit der Oxide im Boden und damit den Transferfaktor, aus den wenigen Mitteilungen sind aber Rückschlüsse in dieser Richtung nicht zu ersehen, so daß in weiteren, gezielten Untersuchungen die Zusammenhänge geklärt werden müssen.

Eng mit der Art der Bodenkontamination verknüpft ist natürlich die Frage, welcher Einfluß durch Zusatz an komplexbildenden Substanzen auf die Transferfaktoren ausgeübt wird. Übereinstimmend wurde festgestellt, daß nach Zusatz starker Chelatbildner zu kontaminierten Böden der Transferfaktor anstieg. Dies bedeutet aber, daß Chelatbildner in der Lage sind, an Bodenpartikeln adsorbiertes Plutonium und Americium teilweise in wasserlösliche Komplexsalze umzuwandeln und daß so eine bessere Verfügbarkeit für Pflanzen erreicht wird. Wie leicht und wie weit diese Umwandlung erfolgen kann,

hängt offenbar wesentlich davon ab, in welcher chemischen Form das Nuklid vorliegt und wie fest es an Bodenpartikeln adsorbiert ist.

Im Zusammenhang mit Chelatbildung ist auch der Einfluß verschiedener Düngemethoden auf den Transferfaktor zu beachten, da durch die verschiedenen Zusätze die Löslichkeit der Aktiniden im Boden verändert werden könnte. Die wenigen, von verschiedenen Arbeitsgruppen mitgeteilten Ergebnisse weichen so weit voneinander ab, daß eine Abschätzung des Einflusses von Düngefaktoren auf den Aktinidentransfer zur Zeit nicht möglich ist.

Die bis jetzt durchgeführten Untersuchungen zeigen, daß der Zusatz von genügend starken Komplexbildnern die Löslichkeit der Aktiniden im Boden erhöht, wobei die Bodenart und die Art der Kontamination graduelle Unterschiede bewirken.

Dieser wichtige Aspekt muß Gegenstand weiterer Untersuchungen sein, da durch die Steigerung der Löslichkeit nicht nur eine bessere Verfügbarkeit der Aktiniden für Pflanzen erreicht werden kann, es sollte auch möglich sein, eine Auswaschung in tiefere Erdschichten durchzuführen, um so die obere, für die Landwirtschaft relevante Bodenschicht zu dekontaminieren.

Die zeitabhängige Aufnahme der Aktiniden aus dem Boden ist erst in Ansätzen untersucht. Der bei anderen Mineralstoffen beobachtete Effekt, daß die Wurzelaufnahme der Bildung an Pflanzensubstanz vorherläuft, scheint auch bei Plutonium und Americium vorzuliegen. Dies führt dazu, daß der zu Beginn einer Vegetationsperiode gemessene Transferfaktor mit zunehmender Wachstumszeit auf 1/60 seines Wertes abnehmen kann. In diesem Zusammenhang ist auch zu prüfen, wie sich der Transferfaktor verschiedener Pflanzen im Verlauf mehrerer, aufeinanderfolgender Vegetationsperioden verhält, wenn immer der gleiche Boden bepflanzt wird. Die in der Literatur mitgeteilten Ergebnisse solcher Versuche sind zum Teil widersprüchlich. Während für Klee, Ryegrass, Cheatgrass und Tansy Mustard eine Zunahme des Transferfaktors in aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden berichtet wurde, sank beim Anbau von Erbsen und Gerste der Transferfaktor in der zweiten Vegetationsperiode ab, ohne daß dafür eine befriedigende Erklärung zu finden ist.

Weitere Langzeitversuche müssen durchgeführt werden, um den Zusammenhang zwischen Anbaudauer und Transferfaktor aufzuklären. Um eine Verfälschung der Ergebnisse, beispielsweise durch Deposition von Aerosolen oder Resuspension, auszuschließen, müssen solche Langzeitversuche in Glashäusern durchgeführt werden.

5. Anhang

Tab. 23: Wassergehalt und Mineralstoffgehalt einiger pflanzlicher Nahrungsmittel und daraus ermittelte Umrechnungsfaktoren zwischen den Bezugsgrößen Frischgewicht, Trockengewicht und Aschegewicht [74]

Pflanze			Umrechnungsfaktoren					
	Wassergehalt %	Mineralstoffe %	frisch trocken	frisch Asche	trocken frisch	trocken Asche	Asche frisch	Asche trocken
Apfel	85,3	0,32	6,80	313	0,147	46	0,0032	0,0218
Bäckereiprodukte	4,4	1,02	1,05	98	0,956	93	0,0102	0,0107
Banane	73,9	0,83	3,83	120	0,261	31	0,0083	0,0319
Bohnen, Samen	11,6	3,9	1,13	26	0,885	23	0,039	0,0435
grüne Schnittb.	90,3	0,72	10,31	139	0,097	13	0,0072	0,0742
grün, getrockn.	13,1	4,4	1,15	23	0,869	20	0,044	0,0500
Soja (Korn)	8,5	4,7	1,09	21	0,915	19	0,047	0,0520
Broccoli	87,7	1,1	8,13	91	0,123	11	0,011	0,0893
Erbsen	77,3	0,92	4,41	109	0,227	25	0,0092	0,0404
Erdbeere	89,5	0,50	9,52	200	0,105	21	0,0050	0,0476
Erdnuß	5,21	2,22	1,05	45	0,948	43	0,0222	0,0234
Fruchtsaft (Mittelwert aus 7 Sorten)	87,7	0,35	8,13	286	0,123	35	0,0035	0,0284
Gemüse frisch	87,4	0,78	7,94	128	0,126	16	0,0078	0,0620
Konserven	89,1	1,08	9,17	93	0,109	10	0,0108	0,0986
Gerste (Korn)	11,7	2,25	1,13	44	0,883	39	0,0225	0,0257
Gurke	96,8	0,60	31,25	167	0,032	5	0,0060	0,1871
Hafer (Korn)	13,0	2,85	1,15	35	0,870	30	0,0285	0,0328
Hirse (Korn)	12,1	1,60	1,14	63	0,879	55	0,0160	0,0181
Kartoffel	77,8	1,02	4,50	98	0,222	22	0,0102	0,0460
Kartoffel süß	69,2	1,12	3,25	89	0,308	27	0,0112	0,0365
Kohl (Weißkohl)	92,1	0,59	12,66	169	0,079	13	0,0059	0,0749
Kürbis	91,3	0,77	11,49	130	0,087	11	0,0077	0,0884
Mais (Korn)	12,5	1,30	1,14	77	0,875	67	0,0130	0,0148

Tab. 23: Fortsetzung

Pflanze			Umrechnungsfaktoren					
	Wasser- gehalt %	Mineral- stoffe %	frisch trocken	frisch Asche	trocken frisch	trocken Asche	Asche frisch	Asche trocken
Makkaroni	10,7	0,89	1,12	112	0,893	100	0,0089	0,0100
Mehl (Mittelwert aus 16 Sorten)	14,0	1,09	1,16	92	0,860	79	0,0109	0,0126
Melone	93,2	0,40	14,71	250	0,068	17	0,0040	0,0588
Mischpilze (Mitte aus 5 Arten)	90,1	0,86	10,10	116	0,099	11	0,0086	0,0871
Möhren	88,2	0,86	8,47	116	0,118	14	0,0086	0,0731
Obst, frisch (Mittel aus 7 Sorten)	84,5	0,46	6,45	217	0,155	34	0,0046	0,0297
Pfirsich	87,5	0,45	8,00	222	0,125	28	0,0045	0,0360
Radieschen	94,4	0,90	6,41	111	0,156	17	0,0090	0,0578
Reis (poliert)	12,9	0,53	1,15	189	0,871	165	0,0053	0,0061
Rettich	93,5	0,75	15,38	133	0,065	9	0,0075	0,1157
Roggen (Korn)	13,7	1,90	1,16	53	0,863	46	0,0190	0,0219
Rüben (Kohlrüben)	89,3	0,77	9,35	130	0,107	14	0,0077	0,0719
Salat	95,0	0,72	20,00	139	0,050	7	0,0072	0,1449
Spargel	93,6	0,62	15,63	161	0,064	10	0,0062	0,0970
Sojabohne (Korn)	8,5	4,7	1,09	21	0,915	19	0,047	0,0520
Tomate (Frucht)	94,2	0,61	17,24	164	0,058	10	0,0061	0,1051
Vollkornprodukte	41,9	1,51	1,72	66	0,581	38	0,0151	0,0261
Weißkohl	92,1	0,59	12,66	169	0,079	13	0,0059	0,0749
Weizen (Korn)	13,2	1,80	1,15	56	0,868	49	0,0180	0,0206
Zwiebeln	87,6	0,59	8,06	169	0,124	21	0,0059	0,0477

6. Literatur

- [1] W.H. Adams, E.B. Fowler
"Studies of the apparent solubility of $^{238}\text{PuO}_2$ microspheres in an aquatic environment and the uptake of Plutonium from a soil matrix containing $^{238}\text{PuO}_2$ "
LA-UR-74-588 (1974)
- [2] W.H. Adams et al.
"Studies of plutonium, americium, and uranium in environmental matrices"
LA-5661 (1974)
- [3] D.C. Adriano et al.
"Field study to determine plutonium contents of wheat and soil in a warm humid area"
DP-MS-75-40 (1975)
- [4] R.M. Aleksakhin
"Radioactive contamination of soil and plants"
Moscow, Publishing House of the Academy of Sciences (1963)
- [5] B.G. Bennett
"Environmental pathways of transuranic elements"
WASH-1359, pp 131-140 (1974)
- [6] B.G. Bennett
"Fallout $^{239},^{240}\text{Pu}$ in diet "
HASL-286, pp 1.36-1.52 (1974)
- [7] D.E. Bernhardt, G.G. Eadie
"Parameters for estimating the uptake of transuranic elements by terrestrial plants"
PB-254 029 (1976)
- [8] E.A. Bondietti, F.H. Sweeton
"Transuranic speciation in the environment"
NVO-178 (1977)

- [9] K.W. Brown
"Americium - its behaviour in soil and plant systems"
PB-250 797 (1976)
- [10] V.W. Brown, J.C. Mc Farlane
"Plutonium uptake by plants grown in soil containing Pu-238-dioxide particles"
Health Physics 35, 481-485 (1978)
PB-268 000 (1977)
- [11] J.R. Buchholz et al.
"Summary of a study of the uptake of Pu-239 by alfalfa from soils"
LA-DC-12 897 (1971)
- [12] R.A. Bulman
"Concentration of actinides in the food chain"
NRPB-R44 (1976)
- [13] R.A. Bulman
"The movement of plutonium, americium and curium through the food chain"
Naturwissenschaften 65, 137-143 (1978)
- [14] D.A. Cataldo et al.
"Potential for plutonium complexation in soil and uptake by plants"
BNWL-2000 (Pt. 2), pp 21-36 (1976)
- [15] D.A. Cataldo et al.
"Radionuclide transport"
PNL-2253 pp 51-514 (1977)
- [16] J.F. Cline
"Uptake of Am-241 and Pu-239 by plants",
BNWL-714, pp 8.1-25 (1968)

- [17] J.F. Cline, W.T. Hinds
"Uptake of plutonium-238 by plants grown under field conditions as affected by one year of weathering and aging"
BNWL-SA-5649 (1976)
- [18] C.S. Colsher
"Derivation of plant-soil relationships for dose assessment on Bikini Atoll"
UCID-17313 (1976)
- [19] C.S. Colsher, W.L. Robison, P.H. Gudiksen
"Evaluation of the radionuclide concentrations in soil and plants from the 1975 terrestrial survey of Bikini and Eneu Islands"
UCRI-51879 (1976)
- [20] S.L. Cummings, L. Bankert
"Uptake of ^{144}Ce , ^{147}Pm , and ^{238}Pu by oat plants from soils"
Radiol. Health Data Rep. 12: No. 2, 83-5 (1971)
- [21] R.C. Dahlman, E.A. Bondietti, L.D. Eyman
"Biological pathways and chemical behavior of plutonium and other actinides in the environment"
(ed. A.M. Friedman), ACS Symposium series 35, American Chemical Society, Washington, D.C. (1976)
- [22] R.C. Dahlman
"Nuclear materials transport"
ORNL-5193, pp 99-115 (1976)
- [23] R.C. Dahlman, K.W. McLeod
"Foliar and root pathways of plutonium contamination of vegetation"
NVO-178, 303-320 (1977)
- [24] P.W. Durbin
"Transfer of plutonium from soil to plants - a review of the problem"
UCID-3689 (1974)

- [25] E.B. Fowler et al.
"Soil and plants as indicators of the effectiveness of a gross decontamination procedure"
LA-DC-9544 (1968)
- [26] C.W. Francis
"Plutonium mobility in soil and uptake in plants"
J. Environ. Qual. 2: No. 1, 67-70 (1973)
- [27] O. Frindik
"Plutonium in Gemüse, Obst und Böden"
Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 141, 257-64 (1968)
- [28] O. Frindik
"Plutonium in Getreide und Boden"
Lebensmittel-Wiss. und Technol. 10, 162-165 (1977)
- [29] O. Frindik
"Plutonium in Böden und Pflanzen"
Fachverband für Strahlenschutz, Jahrestagung 1978, Norderney
- [30] T.R. Garland, R.W. Wildung, J.W. Neel, D.A. Cataldo
"Factors affecting uptake and distribution of plutonium in barley and soybean plants"
BNWL-1950 (Pt. 2), pp 30-36 (1974)
- [31] G.J. Gneusheva
"Uptake of Pu-239 into agricultural plants from soil"
Biol. Nauki 14, 60-63 (1971)
- [32] T.E. Hakonson
"Environmental pathways of plutonium into terrestrial plants and animals"
Health Physics 29: No. 4, 583-588 (1975)

- [33] V.Q. Hale, A. Wallace
"Effect of chelates on uptake of some heavy metal radionuclides from soil by bush beans"
Soil Science 109, 262-3 (1970)
- [34] W.C. Hanson
"Ecological considerations of the behavior of plutonium in the environment"
Health Physics 28, 529-537 (1975)
- [35] E.P. Hardy jr.
"Quarterly Report for March 1-June 1 1976"
HASL-306 (1976)
- [36] E.P. Hardy jr.
"Radionuclide uptake by cultivated crops"
HASL-321 (1977)
- [37] J.W. Healy
"Examination of the pathways from soil to man for plutonium"
LA-6741-MS (1977)
- [38] L.W. Hersloff, J.C. Corey
"Uptake of three isotopes of plutonium from soil by sweet corn grown in a growth chamber"
DP-1455, pp 23-26 (1977)
- [39] E. Iranzo
"First results from the program of action following the palomares accident"
USAEC-Report, Conf.-680 507, pp 446 - 455 (1968)
- [40] L. Jacobson, R. Overstreet
"The uptake by plants of plutonium and some products of nuclear fission adsorbed on soil colloids"
Soil Science 65, 129-134 (1948)

- [41] W.V. Lipton, A.S. Goldin
"Some factors influencing the uptake of ^{239}Pu by pea plants"
Health Physics 31, 425-430 (1976)
- [42] C.A. Little
"Plutonium in a grassland ecosystem"
COO-1156-83 (1976)
- [43] E.A. Martell
"Actinides in the environment and their uptake by man"
PB-245 727 (1975)
- [44] H.R. Mc Lendon
*"Relationships among plutonium contents of soil, vegetation,
and animals collected on and adjacent to an integrated nuclear
complex in the humid Southeastern United States"*
DP-MS-75-30 (1975)
- [45] R.G. Menzel
"Soil-plant relationships of radioactive elements"
Health Physics 11, 1325-1332 (1965)
- [46] A.A. Mullen
*"Availability, uptake and translocation of plutonium within bio-
logical systems: a review of the significant literature. Final
report"*
PB-252179 (1976)
- [47] D.S. Myers et al.
*"Evaluation of the use of sludge containing plutonium as a soil
conditioner for food crops"*
UCRL-77318 (1975)
- [48] Y.C. Ng, W.A. Phillips, Y.E. Ricker, R.K. Tandy, S.E. Thompson
"Methodology for assessing dose commitment to individuals and to

population from ingestion of terrestrial foods contaminated by emissions from a nuclear fuel reprocessing plant at the Savannah River Plant"

UCID-17743 (1978)

- [49] Y.C. Ng, C.S. Colsher, S.E. Thompson
"Transfer coefficients for terrestrial food chain - their derivation and limitations"
Fachverband für Strahlenschutz, Jahrestagung 1978, Norderney
- [50] P. Neubold, E.R. Mercer
"Absorption of Pu-239 by plants"
ARCRL-8, pp 81-82 (1962)
- [51] P. Neubold
"Absorption of Pu-239 by plants"
ARCRL-10, p 86 (1963)
- [52] H. Nishita, E.M. Romney, K.H. Larson
"Uptake of radioactive fission products by plants"
Radioactive fallout, soils, plants, foods, man (ed. E.B. Fowler)
Elsevier, New York (1965)
- [53] J.E. Pinder, M.H. Smith, H.R. Mc Lendon, A.L. Boni, J.H. Horton, J.C. Corey
"A field study to obtain plutonium contents of old field vegetation and soil under humid climate conditions"
DP-1412 (1975)
- [54] J.E. Pinder, D.C. Adriano, A.L. Boni, J.C. Corey, K.W. McLeod
"Transuranic mobility in agricultural ecosystems"
Trans.Am.Nucl. Soc. 30, 126 (1978)

- [55] K.R. Price
"Uptake of ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Am , and ^{244}Cm from soil by tumbleweed and cheatgrass"
BNWL-1688 (1972)
- [56] K.R. Price
"Transuranic elements in soils, plants, and animals"
J. Environ. Qual. 2: No. 1, 62-66 (1973)
- [57] K.R. Price
"Behaviour of waste radionuclides in soil-plant systems"
BNWL-1750 (Pt. 2), pp 2.4 - 2.7 (1973)
- [58] K.R. Price
"Tumbleweed and cheatgrass uptake of transuranium elements applied to soil as organic acid complexes"
BNWL-1755 (1973)
- [59] K.R. Price
"The behaviour of waste radionuclides in soil-plant systems"
BNWL-1850 (Pt. 2), 38-41 (1974)
- [60] J.H. Rediske, J.F. Cline, A.A. Selders
"The adsorption of fission products by plants"
HW-36 734 (1955) p. 1-17
- [61] E.M. Romney et al.
"Persistence of plutonium in soil, plants, and small animals"
UCLA-12-754 (1969)
- [62] E.M. Romney, J.J. Davis
"Ecological aspects of plutonium dissemination in terrestrial environments"
UCLA-12-848 (1971)

- [63] E.M. Romney et al.
"Some ecological attributes and plutonium contents of perennial vegetation in area 13"
UCLA-12-937 (1973)
- [64] E.M. Romney et al.
"²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, and ²⁴¹Am contamination of vegetation in aged fallout areas"
UCLA-12-986 (1975)
- [65] E.M. Romney et al.
"²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, and ²⁴¹Am contamination of vegetation in aged fallout areas"
UCLA-12-1010 (1975)
- [66] E.M. Romney et al.
"Estimated inventory of plutonium and uranium radionuclides for vegetation in aged fallout areas"
(UCLA-12-1055) (1976)
- [67] E.M. Romney et al.
"Plant uptake of Pu-239, Pu-240 and Am-241 through roots from soils containing aged fallout materials"
UCLA-12-1056 (1976)
- [68] P. Schneider
"Radionuclide content of vegetation and soil on an integrated nuclear complex"
DP-MS-76-65 (1974)
- [69] R.G. Schreckhise, J.F. Cline, D.I. Farrar, D. Paine
"Weathering and aging of transuranics"
PNL-2500 (Pt. 2) - UC-11

- [70] R.K. Schulz, G.A. Tompkins, K.L. Babcock
"Uptake of plutonium and americium by plants from soils"
UCB-34P211-2 (1975)
- [71] R.K. Schulz, G.A. Tompkins, L. Leventhal, K.L. Babcock
"Uptake of plutonium and americium by barley from two contaminated Nevada Test Site soils"
J. Environ. Qual. 5, 406-410 (1976)
- [72] R.K. Schulz
"Root uptake of transuranic elements"
NVO-178, 321-330 (1977)
- [73] A.A. Selders et al.
"The absorption and translocation by plants of radioactive elements from 'Jangle' soil"
HW-27620 (1953)
- [74] S.W. Souci, W. Fachmann, H. Kraut
"Die Zusammensetzung der Lebensmittel - Nährwert-Tabellen"
Band 1 und 2, Verlag Chemie (1979)
- [75] R.L. Thomas, J.W. Healy
"Appraisal of available information on uptake by plants of trans-plutonium elements and neptunium"
LA-6460-MS (1976)
- [76] W.A. Thomas
"Behavior of curium in plants and soils"
ORNL-4316, pp 104-105 (1968)
- [77] W.A. Thomas, D.G. Jacobs
"Curium behavior in plants and soils"
Soil Science 108, 305-307 (1969)

- [78] A. Wallace
"Behavior of certain synthetic chelating agents in soil and biological systems"
UCLA-34-P-51-26 (1969)
- [79] A. Wallace
"Increased uptake of ^{241}Am by plants caused by the chelating agent DTPA"
Health Physics 22, 559-62 (1972)
- [80] A. Wallace
"Effect of soil pH and chelating agent (DTPA) on uptake and distribution of ^{241}Am in plant parts of bush beans"
Radiation Botany 12, 433-435 (1972)
- [81] A. Wallace
"Behavior of certain synthetic chelating agents in biological and soil systems"
UCLA-34-P-51-35 (1972)
- [82] A. Wallace et al.
" ^{241}Am availability to plants as influenced by chelating agents"
pp 104-107 of Radioecology and energy resources, ed. C.E. Cushing,
New York, Halsted Press (1976)
- [83] A. Wallace, R.K. Schulz, E.M. Romney, H. Nishita
"Transuranium element transport in agricultural systems"
PB-283 518, UCLA 12-1123 (1978)
- [84] W.C. Weimer, J.C. Lau, J.C. Kutt
"Use of analog elements to predict the equilibrium and behavior of transuranic elements in the environment"
PNL-2500 (Pt. 2) UC-11, 2.21-2.23 (1978)
- [85] A.D. Welander
"Distribution of radionuclides in the environment of Eniwetok and Bikini Atolls, August 1964"
CONF-670503, pp 346-54

- [86] F.W. Whicker, C.A. Little, T.F. Winsor
"Plutonium behavior in the terrestrial environs of the Rocky Flats installation"
pp 89-103 of Environmental Surveillance Around Nuclear Installations.
Vol. II. Vienna; International Atomic Energy Agency (1974)
- [87] R.E. Wildung et al.
"Potential for plutonium complexation in soil and uptake by plants"
BNWL-1850 (Pt. 2), pp 19-24 (1974)
- [88] R.E. Wildung et al.
"Potential for plutonium complexation in soil and uptake by plants"
BNWL-1950 (Pt. 2), pp 21-61 (1974)
- [89] R.E. Wildung et al., T.R. Garland
"The relationship of microbial processes to the fate and behavior of transuranic elements in soils, plants and animals"
PNL-2416 UC-11 (1977)
- [90] R.E. Wildung, T.R. Garland, K.M. Mc Fadden, D.A. Cataldo, H. Drucker,
M. Sullivan
"Transuranic complexation in soil and uptake by plants"
PNL-2500 (Pt. 2) UC-11, 2.5 - 2.11 (1978)
- [91] D.O. Wilson, J.F. Cline
"Removal of ^{239}Pu , ^{185}W and ^{210}Pb from soils"
Nature 209, 941-2 (1966)
- [92] D.W. Wilson, Y.C. Ng, W.L. Robison
"Evaluation of plutonium at Enewetak Atoll"
Health Physics 29, 599 - 611 (1975)
- [93] *"Workshop on environmental research for transuranic elements"*
Seattle, Washington (1975)
ERDA - 76/134