

II. AKTUELLES

Cs-137-Transfer vom Boden in den Weizen

VON S. MEISEL, HJ. MÜLLER, G. KAHR
Mit 9 Abbildungen und 3 Tabellen

Angenommen am 13. April 1993

Zusammenfassung: Der Transfer von Cs-137 in Sommerweizen hatte sich nach unseren Messungen von 1986 bis 1988 am gleichen Standort auf $1/20$ verringert. Der Hauptgrund für die große Streuung scheint ein geometrisch zu vereinfachtes Modell für den Transfer vom Boden in die Pflanze zu sein. Die übliche Nichtberücksichtigung der Relation zwischen Aktivitäts- und Wurzelvertiefenverteilung verursacht zusammen mit einer unbekanntenen Lagerungsdichte und Aggregatstruktur des Bodens eine um das 2-200fache zu geringe Bestimmung des Transferfaktors. Diese mögliche Streuung um den Faktor 100 erreicht die gleiche Größenordnung wie die Streuung der in der Fachliteratur publizierten Werte.

Summary: The transfer of Cs-137 in summer wheat seemed to be reduced to $1/20$ on the same location from 1986 to 1988. The major reason for the deviation of the transferfactor might be the usual calculation model to simple to describe the transfer from soil to plant. Disregarding the relation between the depth distributions of activity and of roots together with unknown density profile and aggregate structure of the soil results in a 2-200 times under estimation of the transferfactor. This potential deviation of a factor 100 reaches the same order of magnitude as the deviation of values published in former literature.

1. Problemstellung

Durch den Reaktorunfall von Tschernobyl am 26. April 1986 wurden radioaktive Spaltprodukte in unterschiedlich hohen Konzentrationen auf Böden und Pflanzen der Steiermark abgelagert. Nach einer Katastrophe wie dieser ist die wohl wichtigste Frage die nach dem Ausmaß der Aufnahme der freigesetzten radioaktiven Substanzen durch den Menschen. Neben der Inhalation, vor allem in der ersten Zeit nach dem Fallout, erfolgt die Inkorporation hauptsächlich durch die Ernährung, wobei die an das Körpergewebe abgegebene Strahlendosis direkt proportional zur aufgenommenen Gesamtaktivität ist. Zur Beurteilung der Auswirkung auf den Menschen sind deshalb praktisch nur die spezifischen Aktivitäten ($\text{Bq/kg} = \text{radioaktive Zerfälle pro Sekunde in 1 kg}$) der am häufigsten verzehrten Grundnahrungsmittel von Bedeutung. Nur sporadisch verzehrte Lebensmittel tragen zur Gesamtbilanz über ein Jahr hinweg, auch bei einer hohen spezifischen Verstrahlung, kaum bei.

Im Falloutjahr selbst hängt das Ausmaß der Kontamination, auch von erst später im Jahr reifenden Früchten, vor allem vom Entwicklungsstand ab, bei dem die Pflanze dem Fallout ausgesetzt war. Der überwiegende Teil unserer Nutzpflanzen treibt erst im Mai kräftig aus, Getreide zum Beispiel war Ende April noch kaum aus dem Boden. Die direkte Aufnahme der Kontamination über die Pflanzenoberfläche war dementsprechend gering, und so hielt sich selbst die Verstrahlung der Ernte 1986 in Grenzen. Da letztlich unsere gesamte Nahrung pflanzlichen Ursprungs ist, gelangen in den folgenden Jahren die Radioisotope in erster Linie über den Transfer Boden-Pflanze in die Lebensmittel.

Um die langfristigen Auswirkungen eines solchen Unfalls auf die Bevölkerung frühzeitig abschätzen und durch angemessene Maßnahmen die Strahlenbelastung

begrenzen zu können, müssen diese Transferfaktoren (TF) möglichst gut bekannt sein. Leider stellt sich heraus, daß die aufgrund der über die langen Jahre radioökologischer Forschung in der Fachliteratur publizierten TF-Werte der verschiedenen Nutzpflanzen dafür nur bedingt brauchbar sind. Eine Streuung der TF bis zu 3 Zehnerpotenzen (Abb. 1) kann sowohl zur Verharmlosung als auch zur Überbewertung der Folgen führen.

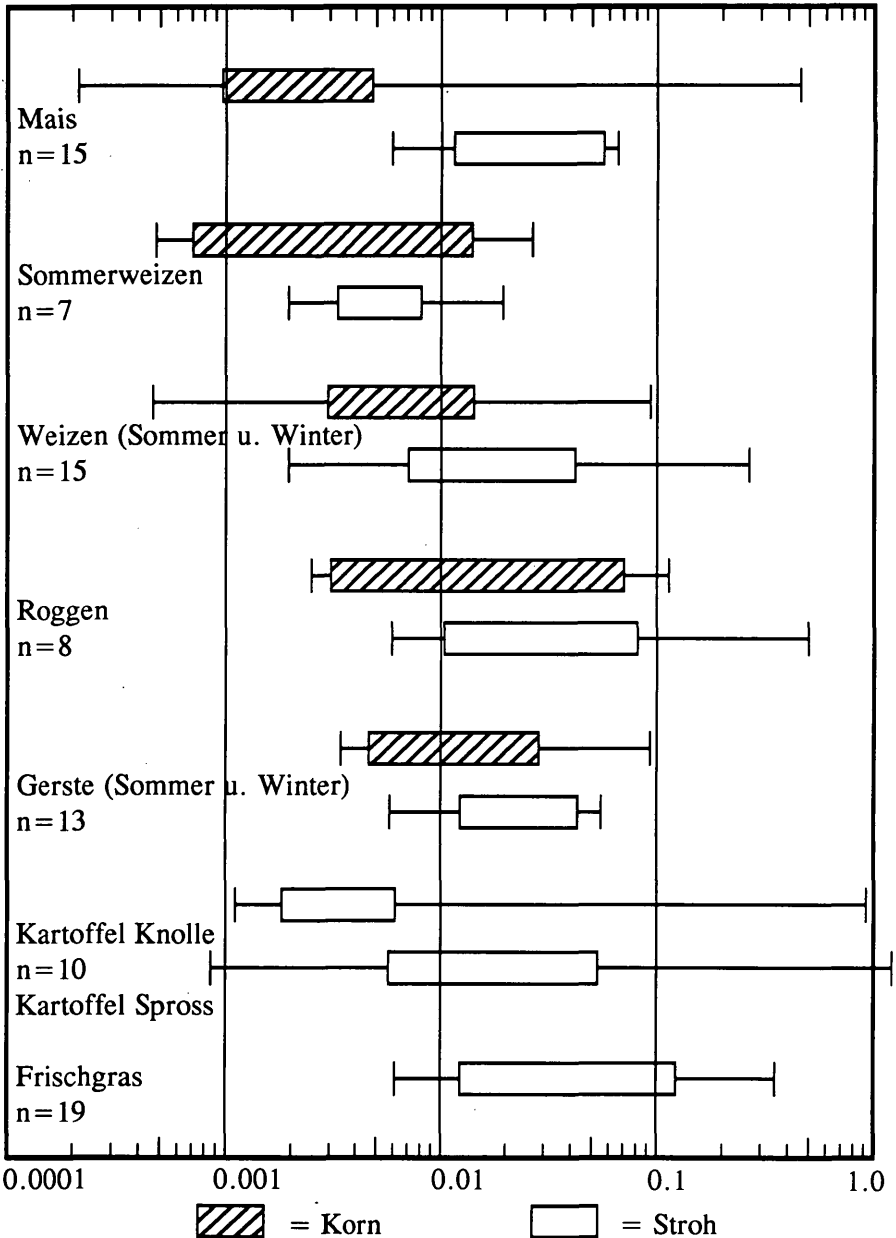


Abb. 1: Streuung der Literaturwerte von Cs-137-Transferfaktoren für verschiedene Feldfrüchte. Box & Whisker-Plot aus ARTNER et al. (1990).

2. Methoden

Nach dem Unfall von Tschernobyl haben wir die sich einstellenden Tiefenverteilungen der Radionuklide des Fallouts in Böden untersucht, wobei uns insbesondere der Einfluß unterschiedlicher Nutzungsbedingungen interessierte. Die von uns dafür entwickelte Methode der Bodenprobennahme (Abb. 2) ermöglicht einerseits eine optimale

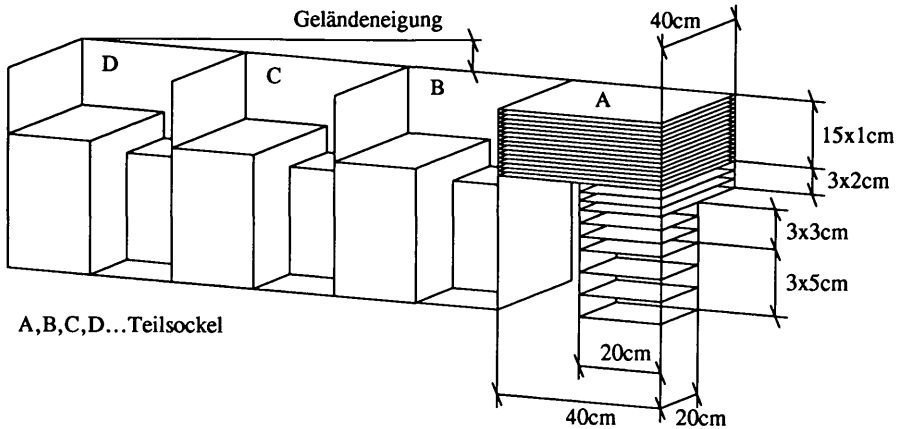


Abb. 2: Schema der Bodenprobennahme: pro Standort wurden jeweils 4 benachbarte Schichtserien mit wohldefinierter Geometrie gezogen.

Tiefenauflösung, andererseits werden die Ergebnisse durch jeweils 4 benachbarte Meßserien pro Standort statistisch genügend abgesichert (MEISEL 1988, 1991). Ein weiterer Vorteil dieser Probennahme folgt aus der wohldefinierten Probengeometrie, sodaß wir zu den üblichen gewichtsspezifischen Aktivitäten auch die Dichte einer Probe und daraus folgend die Gesamtaktivität einer jeden Probenschicht bestimmen konnten. Dies ist die Grundvoraussetzung für eine zuverlässige Bestimmung des Transferfaktors.

Im folgenden soll gezeigt werden, wie der errechnete TF einerseits von der Form der Aktivitätsverteilung in ungestörten oder gepflügten Böden vom Tiefenverlauf der Bodenlagerungsdichte abhängt und andererseits die Form der Wurzelverteilung der Weizenpflanze über das Ausmaß der Aktivitätsaufnahme entscheidet.

Die übliche Definition des TF lautet:

$$TF = \frac{\text{Bq Cs-137 / kg Frischgewicht der Pflanze}}{\text{Bq Cs-137 / kg Trockengewicht der ersten 25 cm Boden}}$$

Transferfaktoren dieser Art variieren um mehr als einen Faktor 1000, wie dies anhand einer Literaturstudie von ARTNER (1990) für eine Reihe von Nutzpflanzen in Abb. 1 gezeigt wird. Die Kästchen repräsentieren jeweils 50% der für die betreffende Pflanze ermittelten Transferfaktoren, während die Balkenenden die Extremwerte angeben.

Für Weizen vom Standort Thal erhielten wir nach der üblichen Methode zur Berechnung der Transferfaktoren für 1986 0,056 Bq/kg, 1987 waren es 0,0051 und 1988 nur mehr 0,0029. Was sind nun die Gründe für diese großen Abweichungen, in unserem Fall vom Faktor 20? Sind die natürlichen Bedingungen für die Aufnahme der Aktivität aus verschiedenen Böden in diese Pflanzen wirklich so komplex oder sind es nur scheinbare Abweichungen, verursacht durch ein zu vereinfachtes Modell für den Transfer vom Boden in die Pflanze. Bei diesem wird weder auf die spezielle Pflanzenmorphologie, wie z. B. auf die Verteilung der Wurzeln im Boden, noch auf besondere

Bodeneigenschaften wie Bodentyp, Aggregatzustand und Bearbeitungsmethoden, welche die spezielle Form der Aktivitätstiefenverteilung wesentlich beeinflussen, Rücksicht genommen.

Das Ziel ist also eine verbesserte Abschätzung jener spezifischen Bodenaktivität, die einer Pflanze im Bereich ihrer Wurzeloberfläche im Mittel zur Verfügung steht.

3. Meßergebnisse

3.1 Aktivitätsverteilung im Boden

Eine typische, 3 Monate nach dem Reaktorunfall noch ungestörte Cs-137-Tiefenverteilung in einem Weizenfeld wird in Abb. 3 gezeigt. Man erkennt in den ersten cm eine exponentielle Aktivitätsabnahme um den Faktor 100. Anschließend folgt ein mehr

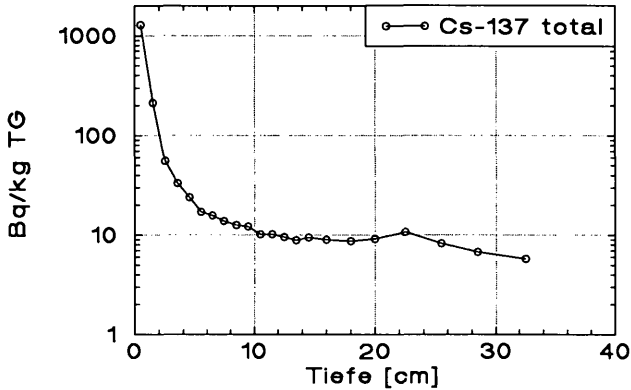


Abb. 3: Ungestörte Cs-137-Tiefenverteilung im Weizenfeld bei Thal 1986 kurz vor der Ernte.

oder weniger ebenes Plateau bis zur Pflugsohle hin. Das wesentliche an dieser Verteilung ist, daß auch 3 Monate nach der Deposition noch immer 80% der Kontamination sich in den ersten 2 cm befanden. Bei der oben skizzierten vereinfachten TF-Berechnung entspricht dem Beitrag des Bodens seine mittlere gewichtsspezifische Aktivität in den ersten 25 cm. In der ungestörten Verteilung der Abb. 3 würde diese mittlere Aktivität (80 Bq Cs-137/kg) einer Tiefe von ca. 3 cm entsprechen.

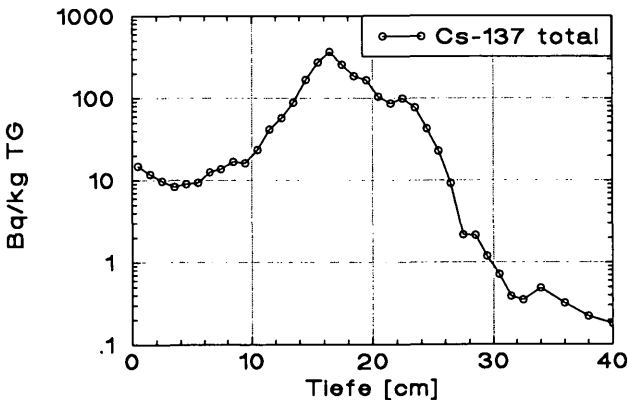


Abb. 4: Cs-137-Tiefenverteilung des Weizenfeldes bei Thal vom Sommer 1987. Die Scholle wurde durch das zwischenzeitliche Pflügen vollständig gewendet.

In Abb. 4 wird der Einfluß des ersten Pflügens auf die Aktivitätsverteilung desselben Feldes ein Jahr später gezeigt. Verglichen mit der ungestörten Verteilung des Jahres 1986 zeigt das Aktivitätsniveau der obersten 10 cm (ca. 10 Bq/kg), daß durch das Pflügen die tieferen Bodenschichten fast vollständig nach oben gelangten. Das Aktivitätsmaximum liegt nun in einer Tiefe zwischen 15 und 20 cm. Die mittlere Aktivität der ersten 25 cm entspricht erwartungsgemäß dem Wert des Vorjahres. In der realen Verteilung werden diese 80 Bq/kg aber erst im Bereich von 13 bis 23 cm Tiefe erreicht. Bei einem kompakten Boden, wie dem schluffigen Pseudogley aus Abb. 3 u. 4, dessen Scholle beim Pflügen nicht zerfällt, wird durch die für ebenes Gelände übliche Pflugmethode – durch Wenden der Scholle – die hochkontaminierte Oberfläche in bedeutend tiefere Schichten verlagert.

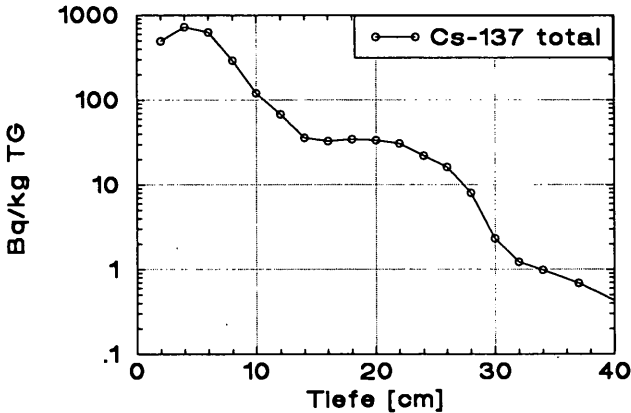


Abb. 5: Cs-137-Tiefenverteilung vom Sommer 1987 im Weizenfeld bei Deutschlandsberg. Wegen der durch die starke Geländeneigung bedingten schonenden Bodenbearbeitung wurde der Pflughorizont noch kaum durchmischt.

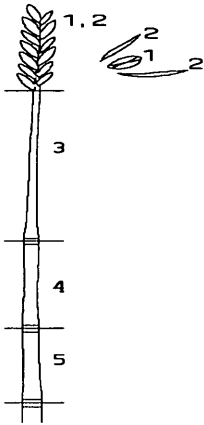
Um zu illustrieren, wie durch verschiedenartiges Pflügen die Aktivitätsverteilung mitbeeinflusst wird, zeigt Abb. 5 die äquivalenten Verhältnisse für einen leichten Boden oberhalb von Deutschlandsberg, vom Bodentyp her eine sandige Hangbraunerde. Die vorhin gravierende Verlagerung der Aktivität in die Tiefe wird in diesem Fall nicht beobachtet, da wegen der starken Geländeneigung die Scholle hangaufwärts gekippt werden muß, wodurch der Boden kaum durchmischt wird.

3.2 Aktivitätsverteilung in der Weizenpflanze

Wie verteilt sich die Aktivität nach erfolgtem Transfer auf die einzelnen Teile einer Weizenpflanze? Dazu haben wir die Aktivität der Halme (unterteilt in 3 Abschnitte), die Spelzen und die Körner untersucht. Tab. 1 zeigt die Meßergebnisse, wobei die höchste Kontamination in den Spelzen auftritt. Ihr K-40-Gehalt hingegen ist um 30% geringer als der der Halme, somit scheint eine echte Anreicherung von Cs-137 in den Spelzen vorzuliegen. Die mit der Halmhöhe abnehmende Cs-Kontamination könnte auf Resuspension von Bodenoberfläche an ihnen durch Wettereinflüsse zurückzuführen sein.

1987 wurden im Weizenkorn vom Probenstandort in Thal statt der 3,0 Bq/kg nur mehr 0.50 gemessen, 1988 halbierte sich die spezifische Aktivität weiter auf 0.27 Bq/kg. (MEISEL et al. 1988).

Tab. 1: Aktivitätsverteilung im Sommerweizen von Thal 1986.



	Spezifische Aktivität am 8.8.86 [Bq/kg]			
	Cs137	Cs134	K40	Sr90
1 Korn	3,0	1,6	196	0,65
2 Spelzen	13,7	8,0	400	—
3 Halm oben	8,4	5,2	666	—
4 Halm Mitte	9,3	5,4	603	—
5 Halm unten	11,7	6,6	529	—

3.3 Aktivitätsverteilung im Weizenkorn

Wegen seiner Rolle als Grundnahrungs- und Futtermittel hat die Kontamination von Getreide besondere Bedeutung. Wir wollten deshalb wissen, ob dabei ein bedeutender Unterschied zwischen Kleie und Mehl auftritt. Untersucht wurde der Winterweizen der Ernte 1986 des Standorts Hofstätten bei Gleisdorf, wo uns eine zur gesonderten Vermahlung ausreichende Getreidemenge zur Verfügung stand. Die Ergebnisse zeigt Tab. 2. Einerseits hat das Korn nach Tab. 1 nur $\frac{1}{3}$ der spezifischen Kontamination der restlichen Weizenpflanze, andererseits weist die Kleie eine 3fach höhere Belastung als der Stärkekeim auf. Wenn auch bei den vorangegangenen Abschätzungen auf eine exakte Massenbilanz verzichtet wurde, so sieht man doch klar, daß das hochraffinierte weiße Mehl nach einem Unfall wie dem von Tschernobyl auch seine Vorteile hat: Als Hauptbestandteil vieler unserer Nahrungsmittel trägt es durch seinen geringen Transferfaktor wesentlich dazu bei, die von der Bevölkerung aufgenommene Aktivität in Grenzen zu halten.

Tab. 2: Aktivitätsverteilung verschiedener Ausmahlungsgrade des Winterweizens von Hofstätten 1986.

	Korn	Kleie grob	Kleie fein	Mehl
Cs-137 [Bq/kg]	6,6	14,9	8,5	3,6
$\frac{\text{Cs-137}}{\text{K-40}}$	0,049	0,042	0,046	0,060

Ein dem obigen entsprechender Transferfaktor läßt sich nicht sinnvoll bestimmen, da zusätzlich eine beträchtliche Aktivitätsaufnahme durch direkte Kontamination der Jungpflanzen erfolgte (wegen deren im Vergleich zu einem Sommerweizen wesentlich fortgeschritteneren Entwicklungsstand Ende April). Obwohl in Hofstätten 1986 nur $\frac{1}{10}$ der Cs-137-Deposition von Thal niederging, war deshalb das Korn bei der Anfang August erfolgenden Ernte doppelt so hoch wie das von Thal kontaminiert.

4. Bestimmung der mittleren, pflanzenverfügbaren Bodenaktivität

4.1 Lagerungsdichteprofil

In einer früheren Arbeit haben wir uns mit der Bedeutung des Bodendichteprofiles für die Berechnung der Gesamtdeposition aus gewichtsspezifischen Tiefenverteilungen beschäftigt (MEISEL 1990). Eines der Ergebnisse war, daß im Fall weitgehend konstanter Dichte im bearbeiteten Horizont auf die Kenntnis des genauen Dichteprofiles verzichtet werden kann. Bei einem starken Dichtegradienten hingegen konnten wir zeigen, daß die Gesamtdeposition bis zu einem Faktor 4 zu hoch berechnet werden kann. Ein Fehler derselben Größenordnung kann entstehen, wenn die mittlere Aktivität aus Bodenschichten unbekannter Dichte aufsummiert wird.

4.2 Aggregatstruktur des Bodens

Ein anderer Aspekt unserer Untersuchungen betrifft den Grad an Inhomogenität der örtlichen Aktivitätsverteilung innerhalb der Bodenstruktur. Durch Trennen der größeren Brocken vom Feinboden einer Krümelgröße kleiner als 5 mm ergaben sich Unterschiede bis zu einem Faktor 5 in der spezifischen Aktivität dieser Fraktionen (Abb. 6), wobei der ausgleichende Einfluß der Zerkleinerung bei Probennahme und -aufbereitung noch nicht berücksichtigt ist.

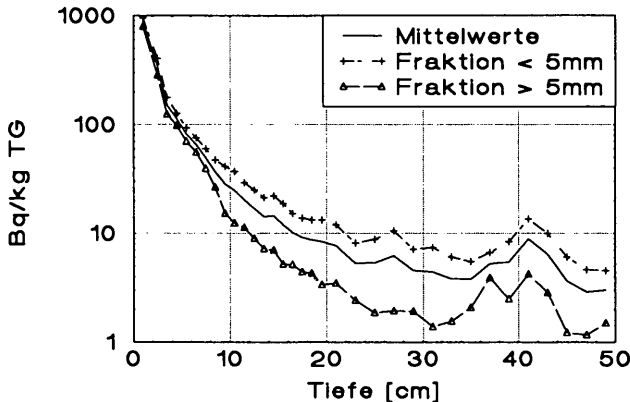


Abb. 6: Verteilung der Cäsium-Aktivität in der Krümenstruktur des Bodens. Die festen Knollen weisen nur ca. $1/10$ der Kontamination des Feinmaterials auf.

Wir nehmen daher an, daß der Aktivitätsunterschied zwischen Grob- und Feinfraktion zumindest den Faktor 10 beträgt, wenn sich der Boden wie bei unseren Standorten ungefähr zu gleichen Teilen aus diesen beiden Fraktionen zusammensetzt. Wesentlich wird dieser Kontaminationsunterschied, wenn man bedenkt, daß Wurzeln bevorzugt den Weg des geringeren Widerstandes nehmen, also gerade in den mit Feinmaterial gefüllten Spalten zwischen den kompakteren Aggregaten wachsen. In diesen Spalten versickert aber auch vermehrt der kontaminierte Niederschlag. Daher kann man davon ausgehen, daß der größte Teil der Wurzeln in einem überdurchschnittlich kontaminierten Milieu wächst.

4.3 Verteilung der Wurzeln im Boden

Um den Einfluß der bisher angeführten Aspekte der Aktivitätsverteilung im Boden auf die Aufnahme durch die Pflanze abschätzen zu können, muß man sich überlegen, wo die Wurzeln an die Aktivität gelangen. Abb. 7 zeigt schematisch die

Wurzel- und Cs-137-Verteilung mit zunehmender Bodentiefe für eine Weizenpflanze (nach KUTSCHERA) auf einem bearbeiteten und kontaminierten Acker. Die linke Seite der Abb. 7 zeigt die Situation in Thal im Jahr 1986, die rechte Seite die von 1987. Anfang August 1986 waren noch 80% der Cäsium-Gesamtkontamination in den obersten 2 cm, während 1987 fast die gesamte zuvor oberflächennahe Kontamination durch das Wenden der Scholle hinunter zur Pflugsohle verlagert wurde. Im Schema von Abb. 7 reichen die längsten Wurzeln bis ca. 160 cm Tiefe. Nichtsdestotrotz gehen wir

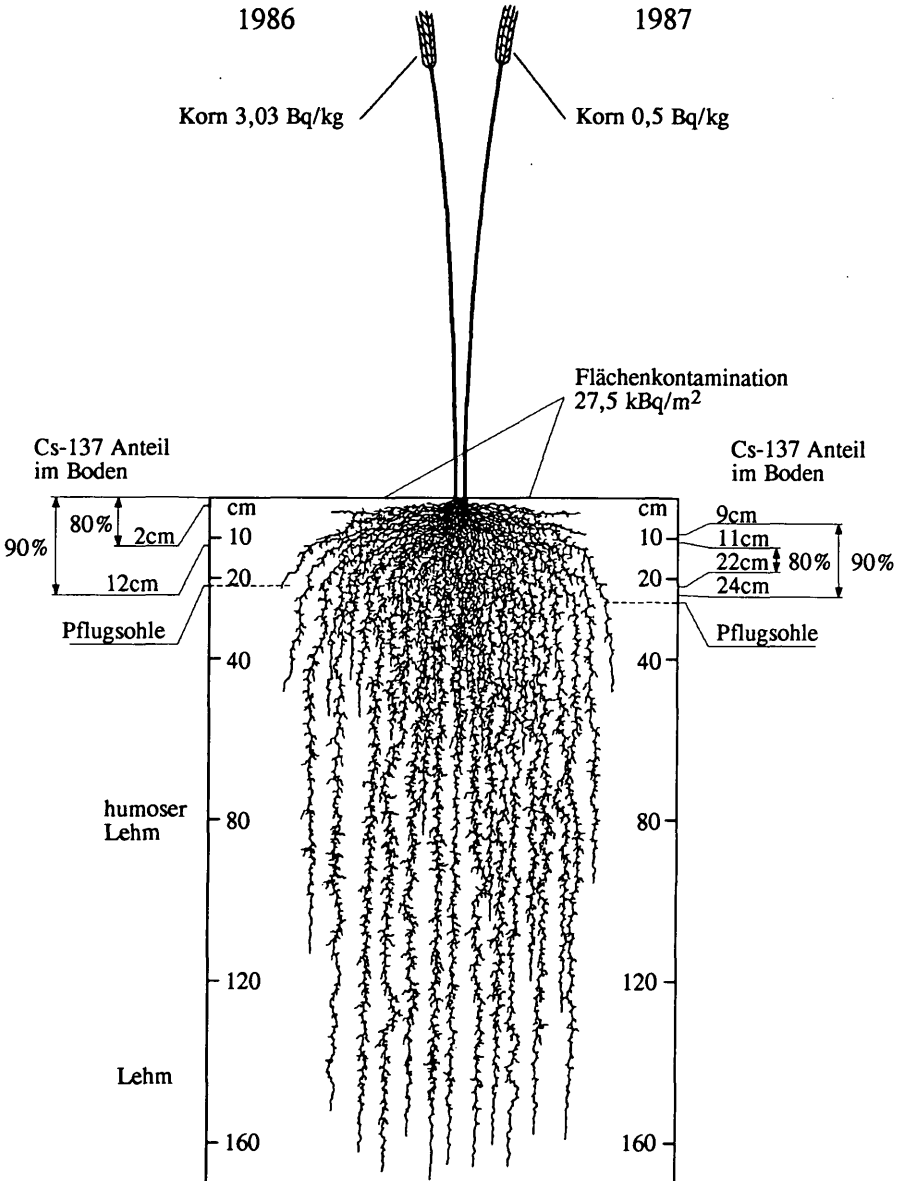


Abb. 7: Geometrische Verhältnisse beim Cs-137-Transfer von einem bearbeiteten Boden in eine Weizenpflanze.

nach LEHLE (1987) von einer Wurzelverteilung mit 50% der Gesamtwurzelmasse innerhalb der ersten 3,5 cm aus, 31% in der folgenden 3-cm-Schicht und weiteren 18% in der Schicht von 6,5 bis 12 cm. Mit diesen Vorgabewerten haben wir versucht, die relative Verteilung der Wurzeloberfläche mit der Tiefe abzuschätzen (Abb. 8). Natürlich besteht kein linearer Zusammenhang zwischen Wurzelmasse und -oberfläche. Eine der realen Wurzeloberflächenverteilung nahekommende Funktion wird im Vergleich zur Massenverteilung flacher verlaufen und wegen der im Vergleich zum Volumen geringeren Abnahme der Oberfläche bei den geringen Wurzelmassen in tieferen Schichten höhere prozentuelle Beiträge liefern. Für unseren Zweck, einen Transferfaktor mit tiefenabhängiger Aufnahme zu errechnen, genügt jedoch eine mit Berücksichtigung der Wurzelmasseverteilung konstruierte Funktion, um eine obere Grenze des Fehlers abschätzen zu können, der durch die nicht zutreffende Annahme einer tiefenunabhängigen Wurzelverteilung entsteht.

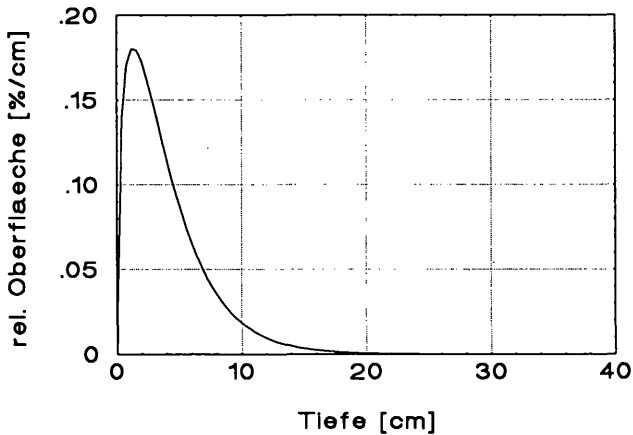


Abb. 8: Annahme der Verteilung der Gesamtwurzeloberfläche im Boden: Normierungsbedingung: 50% der Gesamtwurzelmasse in den ersten 3 cm, 30% in den folgenden 3 cm, weitere 28% bis 12 cm Tiefe nach LEHLE et al. (1987).

Wenn man nun diese Funktion mit der ungestörten Cäsiumverteilung von 1986 vergleicht (Abb. 3), sieht man, daß die Hauptaufnahme der Aktivität in dem am höchsten kontaminierten Tiefenabschnitt erfolgen mußte. Wie bereits oben erwähnt, entsprach in diesem Acker die mittlere Aktivität der ersten 25 cm von 80 Bq/kg einer Tiefe von 3 cm, die gleiche Tiefe, in der die Wurzeloberflächenfunktion ihr Maximum hat. Die am höchsten kontaminierte oberste Bodenschicht ist in der Wurzelverteilung jedoch nur mit 15% vertreten. Unter diesen Gesichtspunkten haben wir auf zweierlei Weise die mittlere, der Pflanze zur Verfügung stehende Aktivität berechnet. Die Ergebnisse nach Methode 1 (unter Annahme einer konstanten Wurzelverteilung) und Methode 2 (mit einer der Wurzelverteilung entsprechenden Gewichtung der Aktivitätsverteilung) werden in Tab. 3 angegeben. Diese Rechnung wurde für alle Schichtserien der Jahre 1986 und 1987 durchgeführt. Dabei wird der Standort Thal mit seiner schollenwendenden Pflugmethode dem Standort Deutschlandsberg gegenübergestellt, wo wegen dem Hangaufwärtspflügen (aufgrund seines leichten Bodens und der 25% Hangneigung) die Scholle sozusagen nur neu an den Hang gelehnt wird und in der Folge keine nennenswerte Aktivitätsverlagerung in die Tiefe stattfindet (Abb. 5). Für die unbearbeiteten Böden 1986 beider Standorte ergibt sich bei konstant angenommener Wurzelverteilung ein um den Faktor 7 zu hoch berechneter Wert für die pflanzen-

verfügbare Aktivität. Für die bereits einmal gepflügten Böden ergibt sich für den kaum durchmischten Standort Deutschlandsberg nur ein geringfügig erhöhter Faktor 9, während für den gut gewendeten Boden von Thal ein um mehr als das Hundertfache zu hoher Wert berechnet würde.

Tab. 3: Mittlere spezifische Bodenaktivität, nach 2 verschiedenen Methoden berechnet. Methode 1: das übliche Modell mit tiefenunabhängiger Aktivitäts- und Wurzelverteilung. Methode 2: die gemessene Aktivitätstiefenverteilung wird mit der prozentuellen Verteilung der Gesamtwurzeloberfläche gewichtet (s. a. Abb. 8).

	Serie	Methode 1 Bq/kg TG	Methode 2 Bq/kg TG	Faktor	möglicher Fehler der TF-Berechnung	
Dlbg.	1987 A	432	66,4	6,5	8,7±2,2 -10	bei mehr oder weniger exponentiellen Aktivitäts-Tiefen-Verteilungen
	1987 B	397	50,9	7,8		
	1987 C	391	33,5	11,7		
	1987 D	202	17,9	11,3		
	1986 M	257	34,8	7,4		
Thal	1986 M	75,8	10,5	7,2	115±24 -100	bei ausgeprägter Schollenwendung
	1987 A	87,0	0,625	139		
	1987 B	82,1	0,748	114		
	1987 C	71,1	0,747	92		

Methode 1 : Annahme homogener Wurzel- und Aktivitätsverteilungen.

Methode 2 : - Transferfaktor mittels gemessener Cs-137-Verteilung.

- Annahme einer tiefenabhängigen Aufnahme über die Wurzeln (Tiefe - T) :

$$a \cdot (T^b) \cdot \exp(-c \cdot T)$$

Bedingungen: 50% der Gesamtwurzelmasse ist in den ersten 3 cm

30% in den folgenden 3 cm, weitere

28% bis 12 cm Tiefe

5. Zusammenfassung

In Abb. 9 sind die aufgezeigten Einflüsse in der Bestimmung der einer Pflanze zur Verfügung stehenden mittleren Bodenaktivität einander gegenübergestellt:

Durch die Annahme einer tiefenunabhängigen Wurzelverteilung wird der Transfer in die Pflanze 10 bis 100fach zu gering berechnet, je nachdem, wie stark mittlerweile die Aktivitätsverteilung im Boden bereits von einer exponentiellen Form abweicht.

Hat man außerdem keine Information über das Dichteprofil des Bodens, kann eine exponentiell mit der Tiefe abnehmende Aktivitätsverteilung zu einer um den Faktor 4 zu geringen Bestimmung des TF führen.

Das unbekannte Ausmaß der Aktivitätsverteilung innerhalb der Aggregatstruktur des Bodens führt hingegen zum gegenläufigen Effekt einer bis zum 10fachen zu hohen Bestimmung des TF.

Gemeinsam führen diese Effekte zu einer wahrscheinlichen Unterbestimmung des TF unter natürlichen Bedingungen um das 2 bis 200fache, gegenüber einem idealisierten TF unter völlig homogenen Bedingungen.

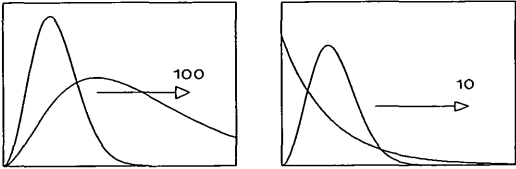
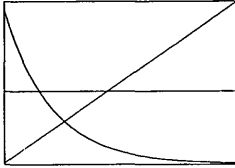
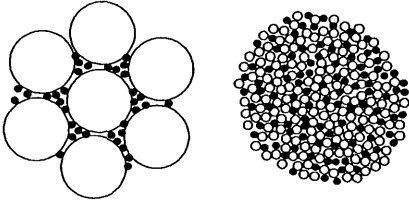
Fehler durch	ergibt einen	FAKTOR
unbekannte Wurzel- und Aktivitäts- Tiefenverteilung		(10 - 100)
unbekannte Verteilung des Bodendichteprofiles		(2 - 4)
unbekannte Inhomogenität der Aktivitätsverteilung in der Aggregat- struktur des Bodens		(2 - 10)
resultierender möglicher Fehler		<hr/> 2 - 200 <hr/>

Abb. 9: Übliche Fehler einer Transferfaktorbestimmung.

Bei Berücksichtigung dieser wenigen grundlegenden, im wesentlichen bloß geometrischen Einflüsse auf die Bestimmung des eigentlichen „Transfers“ vom Boden in die Gesamtpflanze in Verbindung mit den in Tab. 3 angegebenen Korrekturfaktoren erweist sich der ursprüngliche Faktor 10 zwischen dem Transferfaktor des Jahres 1986 und denen der folgenden Jahre als ein bloß scheinbarer. Die so korrigierten Transferfaktoren streuen nur mehr um 80% um den Mittelwert von 0.4. Die erwähnte Überkorrektur für das Jahr 1987 läßt das Ergebnis wegen der in tieferen Schichten untergewichtenden Wurzeloberflächenfunktion als noch nicht optimal erscheinen .

Literatur

- ARTNER, C., GERZABEK M. H., HORAK, O., MÜCK, K. (1990): Ermittlung praxisbezogener Transferfaktoren für Cs-137 und Sr-90 aus dem Fallout des Reaktorunfalls in Tschernobyl. VDLUFA-Schriftenreihe 32: 881-886.
- KUTSCHERA L.: Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerunkräuter und Kulturpflanzen. DLG-Verlags-GmbH, Frankfurt.
- LEHLE, M., MEIER, H., VAN DER PLOEG, R. R. (1987): Die Bestimmung von Transferfaktoren Boden-Pflanze für Tschernobyl-Aktivität in Baden-Württemberg. – Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/I: 193-198.

MEISEL, S., MÜLLER, HJ., GRALLER, P., KAHR, G., NINAUS, W., OSWALD, K., GERZABEK, M., MÜCK, K., STEGER, F., STREIT, S., (1988): Verteilung und Wanderung von Radionukliden in Böden und deren Aufnahme in Pflanzen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Forschungsbericht, herausgegeben vom Bundeskanzleramt, Sektion VII.

MEISEL, S., NINAUS, W., KAHR, G., OSWALD, K., MÜLLER, HJ. (1990): Influence of soil density profiles on calculated depositions. XXI ESNA Meeting, Kosice.

MEISEL, S., GERZABEK, M. H., MÜLLER, HJ. (1991): Influence of plowing on the depth distribution of various radionuclides in the soil. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154: 211–215.

Anschrift der Autoren: Univ.-Prof. Dr. HJ. MÜLLER, ING. G. KAHR, S. MEISEL
Abteilung für Strahlenphysik des Instituts für Theoretische
Physik der TU Graz, Steyrergasse 17, A-8010 Graz

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 1993

Band/Volume: [123](#)

Autor(en)/Author(s): Meisel S., Müller Hansjörg, Kahr G.

Artikel/Article: [Cs-137-Transfer vom Boden in den Weizen. 7-18](#)