

### Geochemisches Verhalten von radioaktiven Nukliden des Caesiums in der Umwelt

B. Voland, A. Renno und R. Gellermann  
Bergakademie Freiberg Sektion Geowissenschaften  
Wissenschaftsbereich Geochemie/Mineralogie

Obwohl sich ein großer Anteil an der Verschmutzung der Umwelt mit radioaktiver Substanz aus den Auswirkungen der Kernwaffenversuche ergibt, trägt auch die friedliche Anwendung von Kernenergie zur erhöhten Strahlenbelastung des Menschen bei. An feste, flüssige oder gasförmige Abprodukte gebundene Radionuklide stellen einen kontinuierlichen Eintrag in die Umwelt dar. Selbst beim Betrieb kerntechnischer Anlagen kann es, trotz umfangreicher Sicherungsmaßnahmen, zu einem Havariefall kommen. Der Unfall im sowjetischen Kernkraftwerk Tschernobyl am 26. April 1986, der eine weltweite radioaktive Kontamination zur Folge hatte, verdeutlicht das Gefahrenpotential dieser Anlagen.

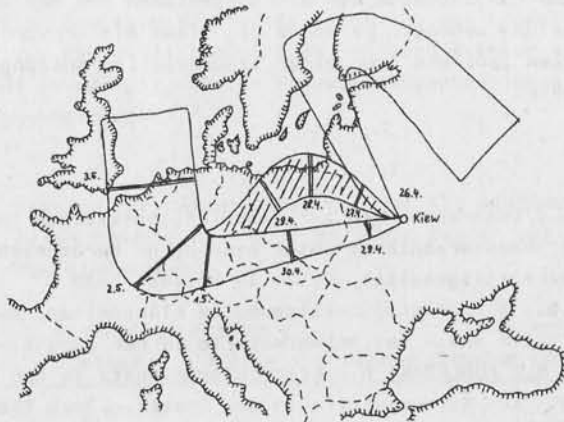


Abb. 1: Bewegung der Luftströme, die vom 26., 27. und 28. 4. 1986 in 1500 m Höhe von Kiew ausgingen (HABERER, 1986)

Um die Grenzwerte der maximal zumutbaren Radionuklidkonzentration in der Atmosphäre, im Boden und in den natürlichen Wässern genau abschätzen zu können, ist eine detaillierte geochemische Charakterisierung der Radioisotope, die hinreichende Kenntnisse über deren Mobilisierungsvorgänge einschließt, von großer Bedeutung.

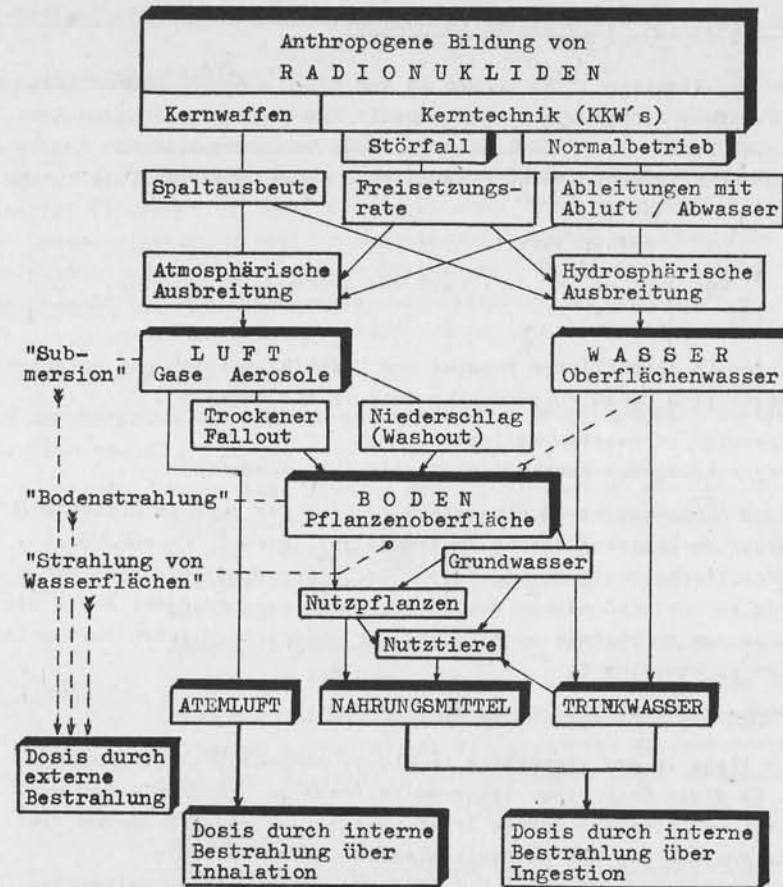


Abb. 2: Übersicht über Expositionspfade von Radionukliden zum Menschen (nach HABERER, 1987)

Im folgenden wird versucht, auf der Grundlage von Literaturstudien eine geochemische Charakterisierung der radioaktiven Cs-Isotope in den einzelnen Umweltmedien vorzunehmen. Radioaktive Cs-Isotope, insbesondere  $^{137}\text{Cs}$ , sind wichtige Spaltprodukte sowohl bei Kernwaffenexplosionen als auch in kerntechnischen Anlagen. Außerdem werden einige Ergebnisse der Untersuchung eines Bodenprofils vorgestellt.

### 1. Hauptquellen radioaktiver Cs-Nuklide

Neben dem stabilen  $^{133}\text{Cs}$  wurden in der Natur keine weiteren Isotope des Caesiums nachgewiesen. Auf künstlichem Weg konnte jedoch eine Vielzahl radioaktiver Cs-Isotope erzeugt werden, von denen 3 aufgrund ihrer längeren Halbwertszeit eine besondere Bedeutung haben.

$^{134}\text{Cs}$	Halbwertszeit:	254 Tage
$^{135}\text{Cs}$	- " -	: 2,1 Mio Jahre
$^{137}\text{Cs}$	- " -	: 30 Jahre

Sie sind im wesentlichen Produkt der U-Zerfallsreihen und gelangen hauptsächlich durch folgende Prozesse in die Umwelt:

1. Globaler Kernwaffen-Fallout
2. Freisetzung aus Kernkraftwerken (Abluft/Abwasser)

Während  $^{137}\text{Cs}$  sowohl im Kernwaffen-Fallout als auch in Abluft und Abwasser der Kernkraftwerke zu finden ist, wird  $^{134}\text{Cs}$  nur durch Kernkraftwerke freigesetzt. Das  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ -Verhältnis wird daher häufig zur Unterscheidung der  $^{137}\text{Cs}$ -Quelle herangezogen, wobei die Abnahme des Verhältnisses aufgrund der unterschiedlichen Halbwertszeiten zu beachten ist.

### 2. Radioaktive Cs-Nuklide in der Atmosphäre

$^{137}\text{Cs}$  liegt in der Atmosphäre an kleine Aerosolpartikel gebunden vor. Da diese über einen längeren Zeitraum in größeren Höhen verbleiben und über ein großes Areal verteilt abgelagert werden, ist  $^{137}\text{Cs}$  Bestandteil des weltweiten radioaktiven Fallouts.

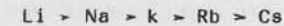
Als Ursache wird von SHERILL (1975) die relativ lange Halbwertszeit des gasförmigen Vorläufers  $^{137}\text{Xe}$  (3,82 min) angenommen. Die bei den Kernwaffenversuchen entstehenden Partikel kondensieren so schnell aus dem Feuerball, daß  $^{137}\text{Xe}$  nicht mehr in substantiellen Mengen eingebaut werden kann. Die kleineren Teilchen kondensieren in Zeiten, die mit der Halbwertszeit des Mutterisotops vergleichbar sind, so daß auch  $^{137}\text{Cs}$  hauptsächlich daran gebunden ist.

Das typische Frühjahrsmaximum bei der Ablagerung der Radionuklide auf die Erdoberfläche wird von RUF (1967) auch für  $^{137}\text{Cs}$  angegeben. Für das atmosphärische Verhalten von  $^{137}\text{Cs}$  existieren noch keine Angaben.

### 3. Radioaktive Cs-Nuklide im Boden

#### 3.1. Bindungsmechanismen

Die Haupteigenschaft des Bodens in bezug auf das pedogeochemische Verhalten von radioaktiven Cs-Isotopen ist seine Ionenaustauscherwirkung, die besonders an das Vorhandensein von sehr feinkörnigem Material (Tonfraktion) bzw. von organischer Substanz gebunden ist. Der Ionenaustauscherprozeß beruht auf der Aufnahme von Ionen aus der Lösung und der Abgabe einer äquivalenten Menge anderer Ionen an die Lösung. Für die Kationenaustauschkapazität der Tonminerale wird im allgemeinen folgende Ordnung angegeben (SCHWARZER, 1978):



Bei der Sorption durch Tonminerale werden 2 grundlegende Prozesse unterschieden:

1. Adsorption: Reversible Bindung der  $^{137}\text{Cs}$ -Ionen an die Tonminerale aufgrund der von Ladungsdefiziten ausgehenden Coulomb-Kräfte. Zwischen gebundenen und den Ionen des Bodenswassers besteht ein Gleichgewicht. Es gelten die Gesetze des Ionenaustausches.

Adsorptiv gebundenes Cs ist leicht pflanzenverfügbar.

2. Fixation: Einbau der  $^{137}\text{Cs}$ -Ionen in den Zwischenschichten der Tonminerale. Die allgemeinen Gesetze des Ionenaustausches gelten nicht. Ein gestörtes Gleichgewicht zwischen fixierten, austauschbaren sowie im Boden gelösten Ionen wird erst nach langen Zeiträumen wieder eingestellt.

Fixativ gebundenes Cs ist nicht pflanzenverfügbar.

Ein hoher Anteil an organischer Substanz beeinflusst die Adsorptions- und Fixationsprozesse des Bodens erheblich. Dies wird von MENZEL (HEBEL, 1973) darauf zurückgeführt, daß die organische Substanz selbst Ionenaustauschereigenschaften besitzt und komplexe organische Kationen zur Kompensierung des Ladungsdefizites führen können.

Von großer Bedeutung ist die Assimilation des  $^{137}\text{Cs}$  durch Bodenbakterien. Nach D'SOUZA (1971) ist das an organische Substanz gebundene Cs leichter mobilisierbar als das von den mineralischen Bestandteilen sorbierte Cs.

### 3.2. Verteilungskoeffizient für Radionuklide im Boden

Der Verteilungskoeffizient wird aus dem Konzentrationsverhältnis der Radionuklide im Boden  $c_B$  und in der Lösung  $c_L$  berechnet.

$$K_d (B/L) = \frac{c_B}{c_L}$$

Er charakterisiert die Menge des im Boden gebunden vorliegenden Cs. Um Aussagen über die Pflanzenverfügbarkeit treffen zu können, muß zwischen adsorptiv und fixativ gebundenem Cs unterschieden werden. Manche Autoren geben den Verteilungskoeffizienten aus dem Konzentrationsverhältnis Lösung/Boden an. Damit werden die gelöst vorliegenden Cs-Ionen erfaßt.

Der Verteilungskoeffizient wird von folgenden komplex wirkenden Faktoren beeinflusst:

#### 1. Stoffliche Zusammensetzung des Bodens

Die Adsorptions- und Fixationsprozesse werden durch den Gehalt organischer Substanz sowie durch den Mineralgehalt bestimmt.

#### 2. Spezifische Oberfläche der Bodenteilchen

Im allgemeinen kennzeichnet eine hohe spezifische Oberfläche eine hohe Aufnahmefähigkeit des Bodens für Radionuklide. Bei den Tonmineralen unterscheidet man zusätzlich eine sogenannte innere Oberfläche, die sich aus dem Einbau von Ionen in den Zwischenschichten ergibt.

#### 3. Eigenkonzentration des Elementes

Nach SCHWARZER (1978) stellt sich bei einer bestimmten Eigenkonzentration eine Sättigung der Lösung ein. Dieser Sättigungsgrenzwert liegt bei Böden mit geringer Ionenaustauschkapazität am niedrigsten.

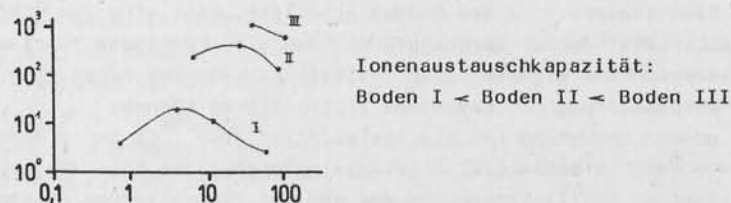


Abb. 3: Verteilungskoeffizient als Funktion der Eigenkonzentration für verschiedene Böden (SCHWARZER, 1978)

Als weitere Einflußfaktoren auf den Verteilungskoeffizienten werden der Gehalt an Fremdkationen, der pH-Wert sowie die Temperatur diskutiert.

### 4. Radioaktive Cs-Nuklide in Oberflächengewässern und deren Sedimenten

Radioaktives Cs gelangt sowohl durch den Fallout (Aerosol) als auch durch das Kühlwasser von Kernkraftwerken in die Oberflächengewässer. Dort liegt es hauptsächlich an suspendierte Teilchen gebunden oder als Ion vor. Die Sedimentation suspendierter Teilchen sowie die Ablagerung abgestorbener pflanzlicher oder tierischer Substanz sind die Hauptmechanismen der Kontamination des Gewässersediments. Innerhalb des Systems Wasser-Sediment spielen sich komplizierte Wechselwirkungsvorgänge ab. Der Austausch der Radionuklide zwischen den einzelnen Komponenten wird durch die entsprechenden Verteilungskoeffizienten widerspiegelt.

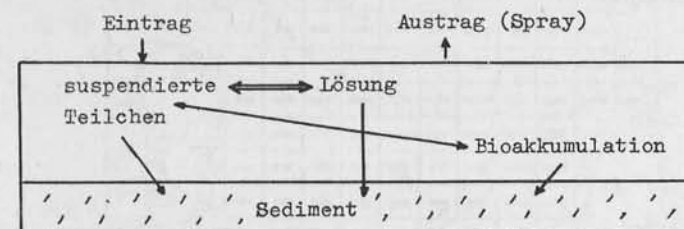


Abb. 4: Wechselwirkungsmodell im Wasser-Sediment-System

Innerhalb dieses Systems wird das Cs ebenfalls hauptsächlich durch Tonminerale sorbiert, die sowohl in der Suspension als auch im Sediment vorliegen. Der Sorptionsmechanismus ist der gleiche wie er bei den Tonmineralen im Boden beschrieben wurde. Es werden auch Adsorption und Fixation unterschieden. Die Kinetik der Fixation ist nicht genau bekannt. Der Prozeß wird als sehr langsam (mehrere Monate bis Jahre) eingeschätzt.

Neben der Sorption durch Tonminerale ist eine Bindung an Humate und andere organische Substanzen vorstellbar, auf die in der Literatur jedoch nicht weiter eingegangen wird.

Die Verteilung von radioaktivem Cs in Oberflächengewässern und deren Sedimenten wird im wesentlichen von folgenden Faktoren beeinflusst:



### 1. Entfernung vom Eintragsort

Eine signifikante Abnahme der Radionuklidkonzentration in Abhängigkeit von der Entfernung vom Eintragsort spiegelt sich vor allem im Sediment wider. Radionuklide mit unterschiedlichen Halbwertszeiten unterliegen dabei einer weiteren Differenzierung. Während bei dem kurzlebigeren  $^{134}\text{Cs}$  ein schneller Konzentrationsabfall zu verzeichnen ist, sinkt die  $^{137}\text{Cs}$ -Konzentration langsam. Eine flächendeckende Untersuchung der  $^{137}\text{Cs}$ -Kontamination der Nordsee im Jahre 1972 (KAUTSKY, 1977) zeigt die höchsten Gehalte in der Umgebung der englischen Wiederaufbereitungsanlagen.

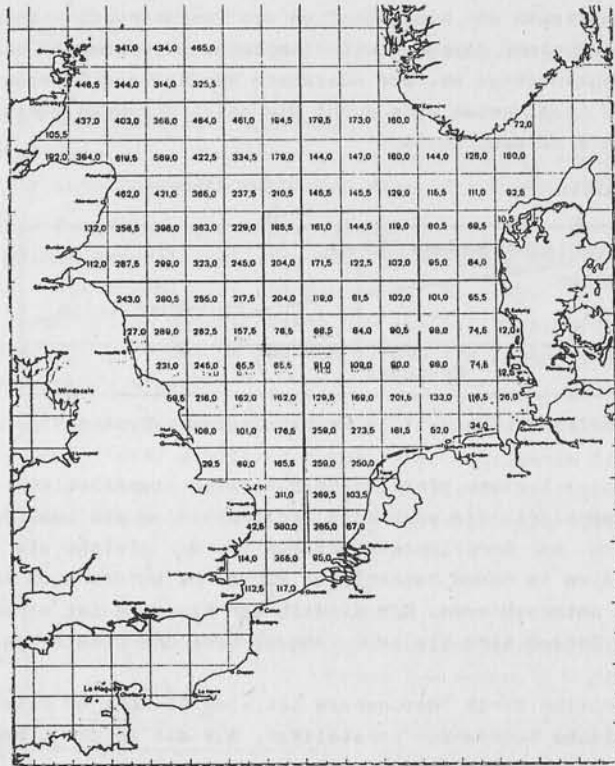


Abb. 5:  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt der Nordsee im März 1972 (Angabe der Absolutgehalte der einzelnen Wassersäulen in Ci) (KAUTSKY, 1977)

### 2. Zusammensetzung der Suspension bzw. des Sediments

Da das radioaktive Cs bevorzugt von den Tonmineralen bzw. von organischer Substanz sorbiert wird, hat deren Gehalt an der Suspension bzw. im Sediment einen wesentlichen Einfluß auf die Verteilung.

Nach CERLING und SPALDING (1982) bewegt sich das  $^{137}\text{Cs}$  im Fluß bevorzugt an Illit gebunden, der im Flußgeröll oder als kleineres Teilchen in der Suspensionsfracht des Flusses zu finden ist.

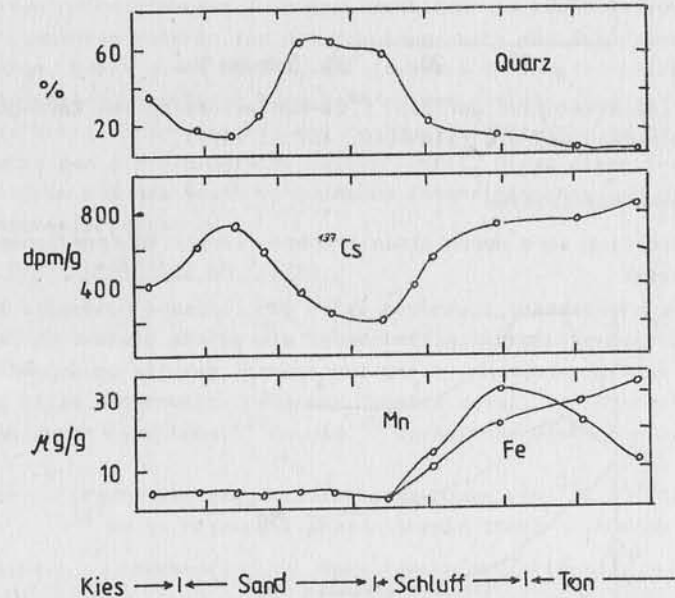


Abb. 6: Verteilung von Quarz,  $^{137}\text{Cs}$  und reduziertem Fe und Mn in Abhängigkeit von der Korngröße der Flußsedimente (CERLING; SPALDING, 1982)

### 3. Salinität

LINSALATA (1985) wies eine Desorption von radioaktivem Cs aus der Oberfläche der Bodensedimente sowie einen deutlichen Cs-Verlust aus den suspendierten Teilchen bei erhöhtem Salzgehalt nach. Seine Untersuchungen zeigen, daß bei einem  $\text{Cl}^-$ -Gehalt von 1 bis 3 g/l ca. 80 % der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität aus der Lösung stammen,

während bei einem Gehalt 0,5 g/l ca. 50 bis 80 % der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität an suspendierte Teilchen gebunden sind.

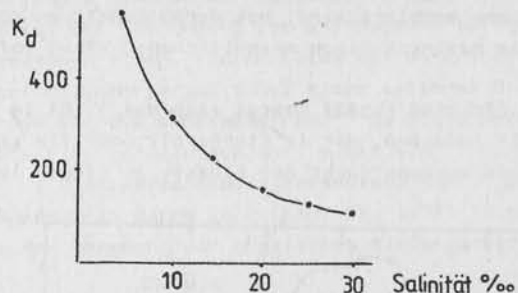


Abb. 7: Salinitätseinfluß auf die  $^{137}\text{Cs}$ -Kontamination von Ravenglass-Sedimenten bei 9°C (STANNERS; ASTON, 1979)

#### 4. Fremdionenkonzentration

Die Cs-Sorption wird durch einen erhöhten Gehalt an Fremdionen herabgesetzt.

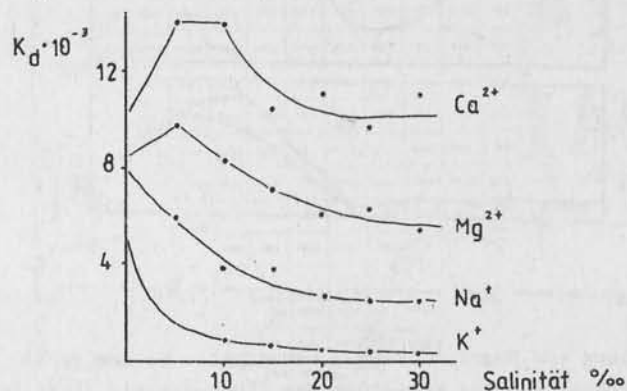


Abb. 8: Einfluß der einzelnen Kationen auf die  $^{137}\text{Cs}$ -Kontamination von Ravenglass-Sedimenten bei 9°C (STANNERS; ASTON, 1979)

#### 5. Temperatur

Nach STANNERS und ASTON (1979) nimmt bei 30 % Salinität der gelöste Anteil der  $^{137}\text{Cs}$ -Aktivität mit steigender Temperatur zu. Bei geringen Salinitäten bestehen keine signifikanten Beziehungen

zwischen der Cs-Sorption und der Temperatur.

Nach LI (1984) haben der  $C_{\text{org}}$ -Gehalt (doc) und der  $\text{H}_2\text{S}$ -Gehalt keinen Einfluß auf die Verteilung des Cs zwischen suspendierten Teilchen und Lösung. Cs ist neben Ir das einzigste vom Autor festgestellte Element, das seinen Verteilungskoeffizienten in oxidierender und reduzierender Umgebung im Meerwassermilieu nicht ändert.

#### 5. Biogeochemisches Verhalten von radioaktivem Cs

Bei allen Untersuchungen über das Verhalten des radioaktiven Cs in der lebenden Materie lag das Hauptaugenmerk auf ökologischen Problemen. Dabei wurde der Akkumulation des Cs in pflanzlichen und tierischen Organismen besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Für die mittlere Verweilzeit des radioaktiven Stoffes im Organismus nutzt man die biologische Halbwertszeit. Diese nimmt bei den Säugetieren und dem damit verbundenem Intensitätsrückgang der Stoffwechselprozesse zu

##### 5. 1. Bioakkumulation in Pilzen

Es ist allgemein bekannt, daß Pilze bevorzugt Schadstoffe aufnehmen und deshalb häufig als Schadstoffindikatoren genutzt werden. Im Zusammenhang mit dem Tschernobyl-Unfall wurden ebenfalls vorrangig Pilze untersucht. Folgende Tabelle zeigt, daß besonders Maronen durch eine hohe  $^{137}\text{Cs}$  und  $^{134}\text{Cs}$ -Aufnahme gekennzeichnet sind.

Tabelle 1: Ergebnisse der Aktivitätsmessungen von  $^{40}\text{K}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  in Frischpilzproben (Ernte 1986) (HINGMANN, 1987)

Pilzart	Herkunft	Spezifische Aktivität (Bq/kg feucht)		
		$^{40}\text{K}$	$^{134}\text{Cs}$	$^{137}\text{Cs}$
Champignon	Hessen	157	1	1
Rotfußröhrl.	Hessen	130	351	728
dto. gekocht	Hessen	59	135	297
Maronen	Oberpfalz	98	578	1472
Maronen	Oberpfalz	114	1871	3963
Maronen	Hessen	101	193	434
dto. gekocht	Hessen	34	81	185
Steinpilze	Hessen	68	1	17
Parasol	Hessen	128	2	5
Hallimasch	Hessen	151	7	18

## 5. 2. Bioakkumulation im menschlichen Organismus

Die "Verseuchung" des Menschen mit radioaktivem Cs erfolgt hauptsächlich über zwei Wege:

1. indirekte Aufnahme des radioaktiven Cs über pflanzliche und tierische Nahrungsmittel sowie über das Trinkwasser
2. direkte Aufnahme durch Haut und Atmung

Die Bestimmung der mittleren Verweilzeit der Radionuklide im menschlichen Organismus ist noch mit vielen Unsicherheiten behaftet (LEWIS, 1976). WENG (1973) stellte bezüglich der biologischen Halbwertszeit des radioaktiven Cs im Menschen eine Abhängigkeit von Alter und Geschlecht fest (vgl. Tabelle 2).

Tabelle 2: Biologische Halbwertszeiten von  $^{137}\text{Cs}$  in kontaminierten Menschen unterschiedlichen Alters (WENG, 1973)

Geschlecht	Alter	Gewicht in kg	$^{137}\text{Cs}$ -Umsatz in Tagen
männlich	40	65,8	83 - 85
weiblich	39	46,0	60 - 66
männlich	12	48,0	52 - 55
männlich	10	34,5	37 - 43
männlich	6	25,0	29 - 38

Untersuchungen über die Organverteilung von radioaktivem Cs nach dem Tschernobyl-Unfall ergaben, daß sich die höchste Cs-Aktivität im Skelettmuskel fand. Der Caesium-Gehalt in der Skelettmuskulatur ist nach vorläufigen Ergebnissen repräsentativ für die Ganzkörperbelastung (pCi/g multipliziert mit dem Faktor 38) (BANKL; DAM, 1987).

## 6. Eigene Ergebnisse der Untersuchung eines Bodenprofils

### 6. 1. Probenahme und Probenvorbereitung

Die Untersuchung der Verteilung der radioaktiven Cs-Isotope im Boden wurde an einem Braunerde Vertikalprofil durchgeführt.

Die Probenahme erfolgte durch flächenhaftes Abtragen 2 - 5 cm dicker Schichten bis zu einer Tiefe von 37 cm. Damit konnte der A- und die oberste Schicht des B-Horizontes erfaßt werden.

Die einzelnen Proben wurden bei 20°C getrocknet und anschließend die Fraktion größer 2 mm abgetrennt. Anschließend wurden sie der gamma-spektrometrischen Messung zugeführt.

Die Bestimmung der Alkali- und Erdalkalimetalle erfolgte an der abgeschlammten Feinstfraktion.

## 6. 2. Analytik

Auf eine detaillierte Erläuterung der Analytik wird an dieser Stelle verzichtet. Die Gehalte von  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  wurden gamma-spektrometrisch ermittelt, während die Alkali- und Erdalkalimetalle durch Atomabsorptionsanalyse bestimmt wurden.

## 6. 3. Ergebnisse und Diskussion

Das Bodenprofil zeichnet sich durch eine geringmächtige Humusauf-lage aus. Bei etwa 20 cm geht der A-Horizont mit einer relativ scharf ausgeprägten Grenze in den B-Horizont über.

Der Glühverlust entsteht durch die Freisetzung kristallchemisch gebundenen Wassers, die Verbrennung von  $\text{C}_{\text{org}}$ , die Freisetzung leichtflüchtiger Anteile des Bodens ( $\text{F}$ ,  $\text{Cl}$ ,  $\text{NH}_3$ ) sowie durch die thermische Dissoziation eventuell vorhandener Karbonate. Der Glühverlust nimmt mit zunehmender Tiefe im Gesamtboden und im Feinstkornanteil ab (vgl. Abb. 9).

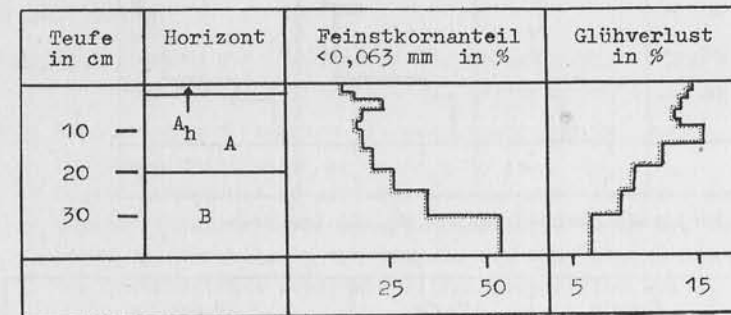


Abb. 9: Vertikale Verteilung des Feinstkornanteiles und des Glühverlustes eines Braunerdevertikalprofils

Die Verteilung der Alkalimetalle ist in Abb. 10 dargestellt. Innerhalb dieser Gruppe ändert sich das geochemische Verhalten der Elemente. Während Li, Na und K relativ gleichmäßig über A- und B-Horizont verteilt sind, weisen Rb und Cs eine Verarmung im B-Horizont auf.

Die Verteilung der Erdalkalimetalle zeigt ein gleichmäßiges Verhalten von Mg, Ca und Sr sind im B-Horizont verarmt. (Abb. 11). Die radioaktiven Isotope  $^{134}\text{Cs}$  und  $^{137}\text{Cs}$  sind erwartungsgemäß nur in den obersten Zentimetern des Profils angereichert. Deren Gehalt nimmt mit zunehmender Tiefe ab. (Abb. 12).

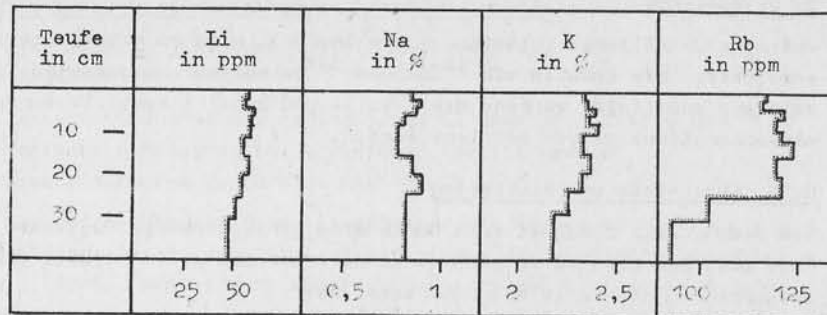


Abb. 10: Vertikale Verteilung von Li, Na, K und Rb

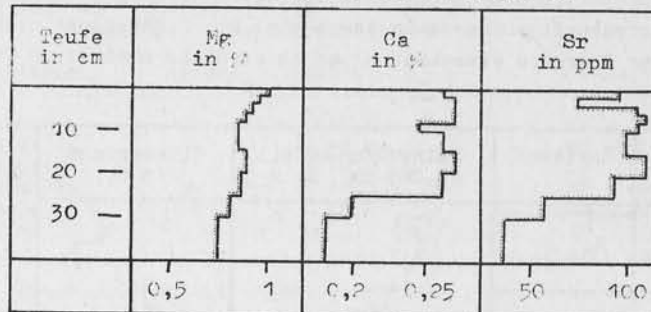
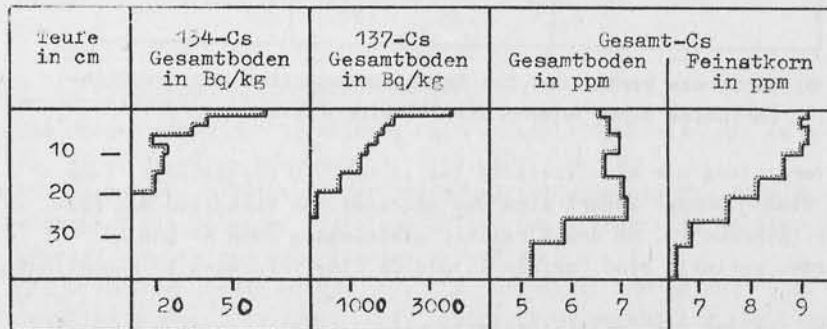


Abb. 11: Vertikale Verteilung von Mg, Ca und Sr

Abb. 12: Vertikale Verteilung von <sup>134</sup>Cs, <sup>137</sup>Cs und Gesamt-Cs

Dies liegt hauptsächlich in ihrer geringen Mobilisierbarkeit durch Bodenwasser aufgrund der hohen Fixation und Adsorption an Tonminerale und org. Substanz begründet.

Der Nachweis des kurzlebigen <sup>134</sup>Cs-Isotops, das nur aus dem Tschernobyl-Fallout stammt, bis zu einer Tiefe von 20 cm zeigt, daß ein Mechanismus existiert, der für die Verlagerung dieses Isotops in relativ kurzer Zeit im Boden sorgt.

Wahrscheinlich sind Auswaschvorgänge der Tonminerale im A-Horizont dafür verantwortlich.

### 7. Zusammenfassung

Im vorliegenden Beitrag wurde eine Charakterisierung des geochemischen Verhaltens radioaktiver Nuklide des Elementes Cs in unterschiedlichen Umweltmedien anhand von Literaturdaten und eigenen Untersuchungen an einem Bodenprofil vorgenommen. Folgende Mechanismen sind für die Reaktionen der Radionuklide im geochemischen Kreislauf bestimmend:

**Atmosphäre:** Bindung des <sup>137</sup>Cs an kleine Aerosolpartikel und somit Bestandteil des weltweiten radioaktiven Fallouts

**Boden:** Adsorption und Fixation als bedeutendste Bindungsmechanismen an Bodentonminerale;  
Beeinflussung des Verteilungskoeffizienten zwischen mineralischer Substanz und Lösung hauptsächlich durch die stoffliche Zusammensetzung des Bodens, die spezifische Oberfläche der Bodenteilchen sowie die Eigenkonzentration des Cs

**Oberflächengewässer:** Gleiche Bindungsmechanismen an Tonminerale wie im Boden;  
Hauptinflußfaktoren sind stoffliche und Phasenzusammensetzung, Salinität, Fremdionenkonzentration und Temperatur

**Bioakkumulation:** Abhängigkeit der biologischen Halbwertszeit bei Säugtieren von der Stoffwechselintensität;  
Pilze sind bevorzugte Schadstoffakkumulatoren und Indikatoren.



Literatur

1. Bankl, H.; Dam, K.: Die Organverteilung von radioaktivem Caesium im Obduktionsmaterial nach der Tschernobyl-Katastrophe. In: Der Pathologe.- Wien 8 (1987).- S. 251 - 252
2. Baum, F. (Hrsg.): 13. Symposium über branchenspezifische Emissionen - Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl.- München: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 1986
3. Cerling, T.E.; Spalding, B.P.: Distribution and Relationship of Radionuclides to Streambed Gravels in a small Watershed.- In: Environmental Geology.- New York 4 (1984) 2.- S. 99 - 116
4. d'Souza, T. J.; u. a.: Distribution of radiostrontium and radio-caesium in the organic and mineral fractions of pasture soils and their subsequent transfer to grasses.- In: Isotopes and radiation in soil-plant relationships including forestry.- Proceedings of a symposium held by the IAEA and FAO Wien, 13. - 17. dec. 1971.- Wien IAEA, 1972
5. Haberer, M.: Umweltradioaktivität und Trinkwasserversorgung Teil 1: Der Tschernobylunfall und seine Folgen.- In: Gas-Wasser-Fach (Wasser-Abwasser).- 127 (1986) 11.-S. 529 - 532
6. Haberer, M.: Umweltradioaktivität und Trinkwasserversorgung Teil 7: Umweltbelastung und Strahlenexposition des Menschen.- In: Gas-Wasser-Fach (Wasser-Abwasser).- 128 (1987) 9.- S. 488 - 496
7. Hebel, R.: Der Gehalt verschiedener Böden an 137-Cs als Grundlage für gezielte Untersuchungen der 137-Cs Kontamination von Lebensmitteln tierischer Herkunft.- In: Deutsche Tierärztliche Wochenschrift.- Hannover 80 (1973) 17.- S. 404 - 408
8. Hingmann, H.; u. a.: Kontaminationsprofile von Cs-134, Cs-137, K-40 und Sr-90 in Lebensmitteln und Umweltmedien.- In: GIT Supplement - Umwelt.- 1 (1987).- S. 33 - 37
9. Kautsky, H.: The Caesium 137 content in the water of the North Sea during the 1969 to 1975.- In: Deutsche Hydrographische Zeitschrift.- 30 (1977) 2.- S. 193 - 204
10. Lewis, J.T.; u. a.: Cesium-137 body burdens and half-lives in a group adult males in Cincinnati, Ohio.- In: Health Physics New York 30 (1976) 3.- S. 315 - 318
11. Li, Y. H.; u. a.: Partition of radiotracers between suspended particles and seawater.- In: Geochimica et Cosmochimica Acta.- Oxford, New York, Paris, Frankfurt 48 (1984) 10.- S. 2011 - 2019
12. Linsalata, P.; u. a.: Plutonium and radiocesium in the water column of the Hudson river estuary.- In: Environmental Geology.- New York 7 (1985) 4.- S. 193 - 204
13. Ruf, M.: Radiobiologische Untersuchungen über die Konzentration und die Verteilung des langlebigen Kernwaffen-Fallout in pflanzlichen und tierischen Organismen sowie in den Grundsedimenten von Oberflächengewässern.- Habilitationsschrift München 1967
14. Schwarzer, K.: Radionuklidtransport im Boden.- Dissertation Rheinische-Westfälische Technische Hochschule Aachen (Fakultät für Maschinenwesen).- Aachen 1978
15. Sherrill, R. D.; u. a.: Variation of the ratio of cesium-137 to strontium-90 in the atmosphere.- In: Health Physics.- New York 28 (1975) 4.- S. 335 - 340
16. Stanners, D. A.; Aston, S. R.: Factors controlling the interaction of 137-Cs with suspended and deposited sediments in estuarine and coastal environments.- In: Estuarine Coastal MARINE Science.- 9 (1979) 529.- S. 131 - 141
17. Weng, P. S.; u. a.: Cesium-137 turnover rates in human subjects of different ages.- In: Health Physics.- New York 25 (1973) 6.- S. 603