

I. AKTUELLES

Wieviel radioaktives Cäsium enthalten Pflanzen und Sedimente in steirischen Gewässern?

Von Gilbert AHAMER, Hansjörg MÜLLER, Georg HEINRICH
Mit 14 Abbildungen im Text

Angenommen am 15. April 1992

Zusammenfassung: Die Höhe der radioaktiven Belastung mit Cs-137, Cs-134 und K-40 von Sedimenten und Pflanzen aus 26 steirischen Gewässern wurde festgestellt. Sie hat durch das Reaktorunglück von Tschernobyl und durch die oberirdischen Atombombentests regional verschieden um 1/10 bis um das 10-fache zugenommen. – Die Cs-Kontaminationswerte sind statistisch gesehen logarithmisch-normal verteilt, woraus folgt, daß eine geringe Anzahl von sehr hoch verstrahlten Proben zu erwarten ist. – Die radioaktive Kontamination durch Cäsium steigt stark mit der Seehöhe an, und zwar um das 60-fache beim Aufstieg von 500 m auf 1500 m. – Das Tschernobyl-Cs ist zu 90% in den obersten 5 cm der Böden konzentriert. Als Tiefenverlauf für den von Bombentests herrührenden jahrzehntealten Cs-137-Anteil konnte im statistischen Mittel eine reine Exponentialfunktion festgestellt werden. – Bezüglich der Korngrößenverteilung von radioaktivem Cs wurde gefunden, daß etwa 60% in der für die Pflanzenernährung wichtigen Tonfraktion ($<2 \mu\text{m}$) gebunden ist. – Der Wert des Cs-Transferfaktors steigt bei größerer Seehöhe, geringerer Kontamination (!), hohem organischem Sedimentsanteil sowie geringerem Montmorillonitgehalt signifikant an.

Summary: The amount of the radioactive contamination by Cs-137, Cs-134 and K-40 in sediments and plants was determined for 26 aquatic biotopes in the Austrian federal province of Styria. The contamination has augmented due to the accident in Chernobyl and to the nuclear weapons' tests above ground by one tenth up to the tenfold. – In the sense of statistics the values of radioactivity are distributed in a logarithmically normal way, which corresponds to the appearance of a small number of very highly contaminated samples. – The measured activity of cesium rises greatly with geographical altitude, namely 60-fold from 500 m to 1500 m. – 90% of the cesium due to Chernobyl is concentrated in the uppermost 5 cm of the soils. For the average of the depth distribution of the Cs-137 due to the weapons' tests a purely exponential function could be found. – As for the particle size distribution of radioactive cesium, 60% have been found in the clay fraction ($<2 \mu\text{m}$), which is of particular importance for the nutrition of plants. – The value of the transfer coefficient for Cs rises significantly with higher altitude, lower contamination(!), higher organic content in the sediment and lower content of montmorillonite.

1. Einleitung

Um auf atomare Zwischenfälle und Katastrophen rational reagieren zu können, ist es notwendig, im Falle einer radioaktiven Kontamination das Ausmaß des Überganges vom fallout in die Nahrungskette des Menschen zu kennen. Einer der ausschlaggebendsten Teilschritte dabei ist der Transfer des radioaktiven Cäsiums von einem Substrat (z. B. Boden, Wasserkörper) in die Pflanze: Die in der Literatur angegebenen Zahlenwerte für diesen Transferfaktor (TF) schwanken jedoch um bis zu drei Zehnerpotenzen [z. B. ARTNER et al. 1990]!

Es soll der Versuch unternommen werden, die hauptsächlich beitragenden Einflußfaktoren auf den Vorgang des Cäsiumtransfers in Pflanzen anhand von Feuchtbiotopuntersuchungen herauszufiltern.

2. Material und Methoden

Im Sommer und im Herbst 1987 wurden an 26 ausgewählten Feuchtbiotopen der Steiermark (siehe Abb. 1) etwa 260 Pflanzen-, Unterwassersediments- und Uferbodenproben gezogen und der Gehalt der beiden radioaktiven Cäsium-Isotope Cs-137 und Cs-134 sowie der Gehalt des in Natur vorkommenden strahlenden Kalium-Isotops K-40 bestimmt. Die Cäsium-Kontamination von damals vermessenen Heu gibt eine Vorstellung von der Verteilung der Bodenkontamination (Abb. 2 aus UBA 1987).

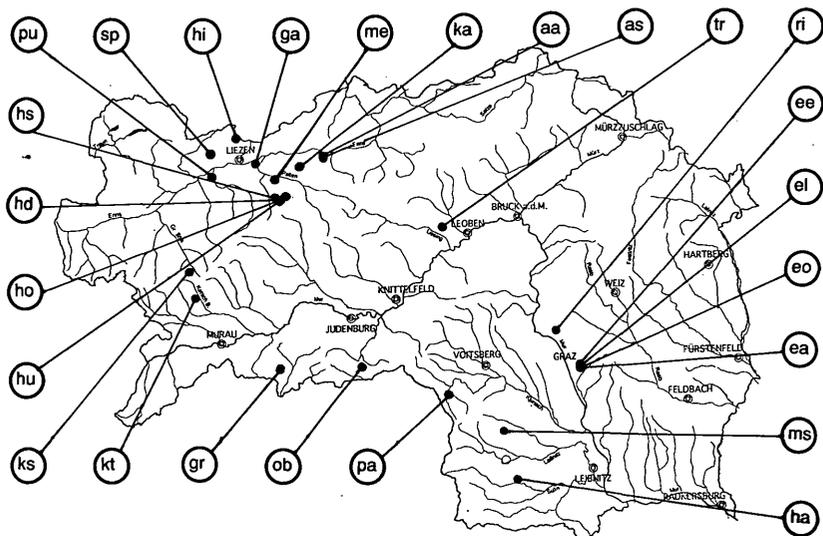


Abb. 1: Lage der 26 Probenorte in der Steiermark.

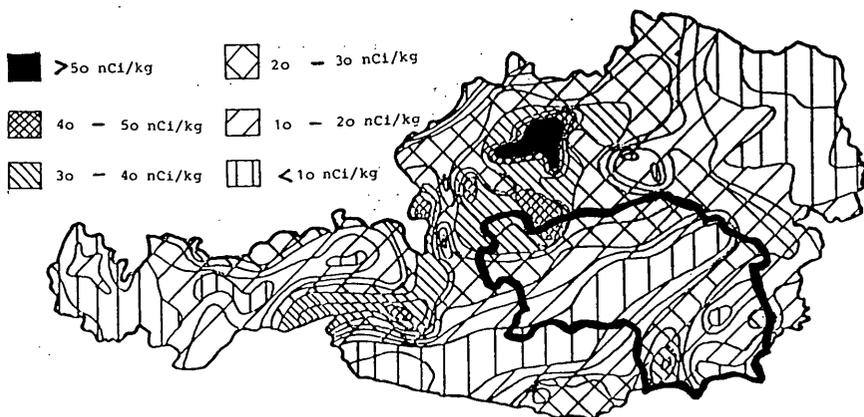


Abb. 2: Kontaminationskarte von Heu (1nCi = 37 Bq) für Österreich [UBA 1987].

Die Sedimente von 18 Probenorten wurden mineralogisch und bodenkundlich untersucht. Eine genaue Beschreibung der angewandten Methoden für die in der Literatur üblicherweise untersuchten Bodenmerkmale (pH-Wert, Kaliumgehalt und Korngrößenverteilung) findet sich in AHAMER et al. 1989. Darüber hinaus wurde mit Hilfe der Röntgendiffraktometrie der Gehalt der vier wichtigsten Tonmineralien, die für die Pflanzenernährung bedeutsam sind, festgestellt. Gerade diese Zahlenwerte erweisen sich als sehr geeignet für eine detaillierte Beschreibung der Anlagerungs- und Ablösungsvorgänge (Sorptions und Desorption) im System Boden/Pflanze.

3. Ergebnisse

3.1 Cäsium-Kontamination der Unterwassersedimente

Was die Höhe der gefundenen Werte für die Cs-Belastung der Sedimentproben selbst betrifft, so liegen diese im Bereich von 30 bis 10.000 Becquerel pro kg Trockengewicht (Bq/kg TG). Für die 150 Pflanzenproben liegen sie im Bereich von 10 bis 1.000 Bq/kg TG. Die Meßwerte sind logarithmisch-normal verteilt, das heißt, daß die logarithmische aufgetragenen Meßwerte (bei mehr durchgeführten Messungen) einer Gauß-Kurve nahekommen (Abb. 3).

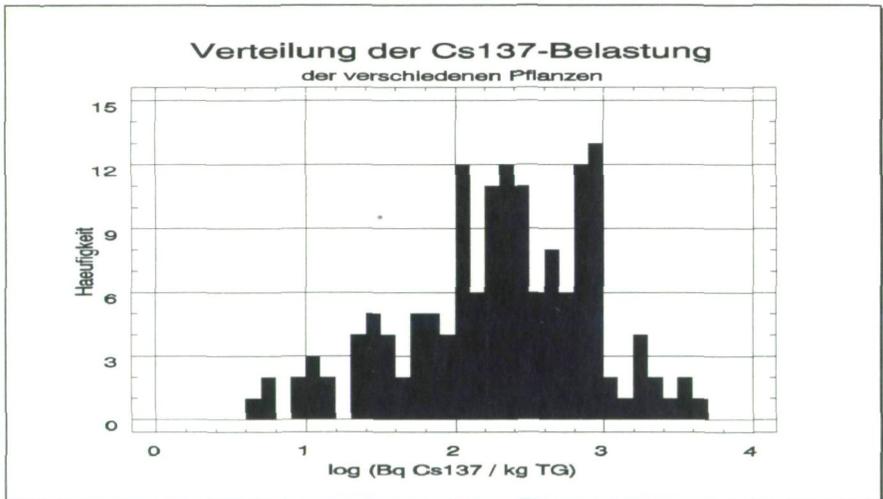


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Cs-137-Belastungen der Pflanzen: logarithm. Darstellung.

Wesentlich für eine solche log-normale Verteilung ist, daß für eine Mittelwertbildung eindeutig der geometrische, aber nicht der arithmetische Mittelwert zu verwenden ist. Diese Tatsache wird nicht nur später für die Korrelationen von Bedeutung sein, sondern zeigt auch folgendes für die Praxis des Strahlenschutzes: Es entspricht vollauf dem natürlichen Charakter der Streuung von Kontaminationsmeßwerten, daß einige wenige Meßproben verhältnismäßig weit abgeschlagen über dem arithmetischen Mittelwert liegen, da eine log-normale Verteilung nicht symmetrisch ist. Es wäre verfehlt, einzelne hochliegende Meßwerte für Ausreißer oder Irrtümer zu halten und diese stillschweigend bei Präsentationen auszuklammern. Vielmehr müßte in medizinische Überlegungen auch dieser geringe Prozentsatz an hochbelasteten Proben mit einbezogen werden.

Um wieviel hat die von dem Kaliumisotop K-40 herrührende natürliche Radioaktivität der steirischen Sedimente durch künstliche Radionuklide zugenommen? Je nach geographischen Einflüssen sind etwa ein Zehntel bis das Zehnfache der natürlich vorkommenden Aktivität (K-40) hinzugekommen, und zwar einerseits durch die Atombombentests in der Atmosphäre in den 60-er Jahren und andererseits durch das Reaktorunglück von Tschernobyl (Abb. 4). – In den Unterwassersedimenten der untersuchten Probenorte variieren die Meßwerte für das Bombentest-Cs von 10 bis 300 Bq/kg TG .

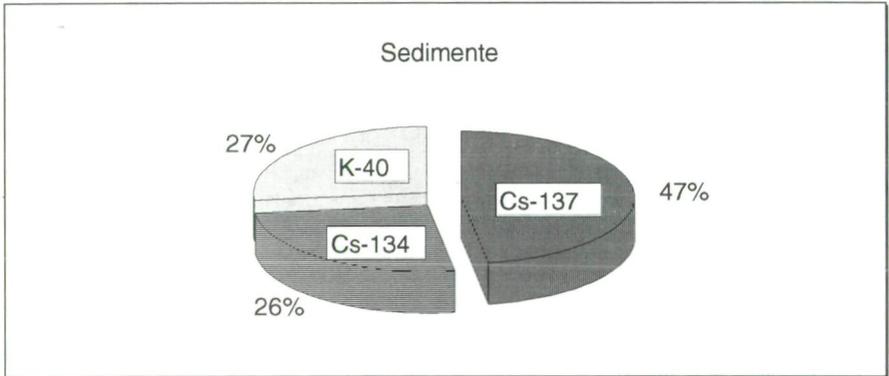


Abb. 4: Verteilung der Radioaktivität in Sedimenten auf Cs-137, Cs-134 und K-40 [%], Mittelwert aus alle untersuchten Standorten. Die anthropogene Aktivität (Cs) liegt also etwa um das dreifache über der natürlichen Aktivität (hauptsächlich durch K verursacht).

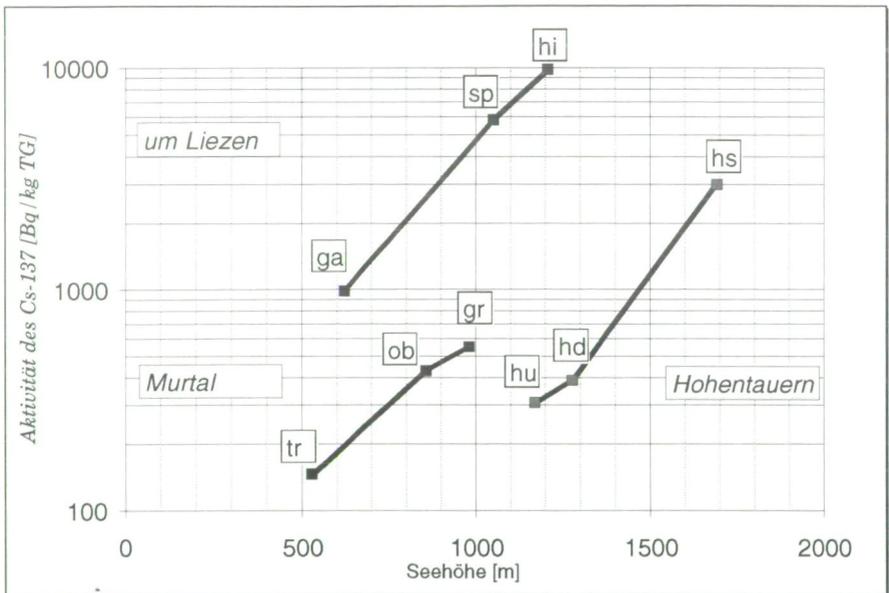


Abb. 5: Eine gleichermaßen starke Höhenabhängigkeit der Kontamination durch Cäsium-137 ist in drei verschiedenen Gebieten der Steiermark feststellbar.

Wovon hängt nun die Höhe der meßbaren Kontamination der Sedimente ab? Einerseits beeinflusste die Niederschlagshäufigkeit während der Tage nach dem 26. 4. 1986 die Menge an deponierter Radioaktivität (fallout), die aus der Kontaminationskarte (Abb. 2) zu ersehen ist. Andererseits zeigen die vorliegenden Messungen, daß die Cs-137-Belastung mit der Seehöhe des jeweiligen Probenortes ansteigt.

Dieses Phänomen zeigte sich am prägnantesten im Gebiet des Hohentauern-Passes an drei nahe beieinanderliegenden Gewässern in 1.000 bis 1.750 m Höhe. Dort kann ähnliche Wetterlage angenommen werden, trotzdem steigt die Kontamination drastisch in großen Höhen an (vgl. die rechte Linie in Abb. 5). Andere Gegenden der Steiermark (oberes Murtal, Becken um Liezen) ergaben ähnliche Ergebnisse.

Der Zusammenhang zwischen Seehöhe und dem Logarithmus der Kontamination verläuft annähernd linear; ein Aufstieg um tausend Höhenmeter entspricht einem Anwachsen der Cs-Belastung etwa um das sechzigfache. Diese Höhenabhängigkeit entspricht übrigens auch den Messungen an Regenwasser auf der niederösterreichischen Raxalpe durch das UBA 1987.

3.2 Cäsium-Kontamination der Uferböden

Als Kontrolle für die Meßergebnisse der Sedimentsproben wurden drei Schichten (0 – 5 cm, 5 – 10 cm, 10 – 15 cm) eines möglichst ungestörten Bodenstücks nahe der Gewässer entnommen. Ihre Kontamination liegt etwa in der gleichen Größenordnung wie die der Unterwassersedimente.

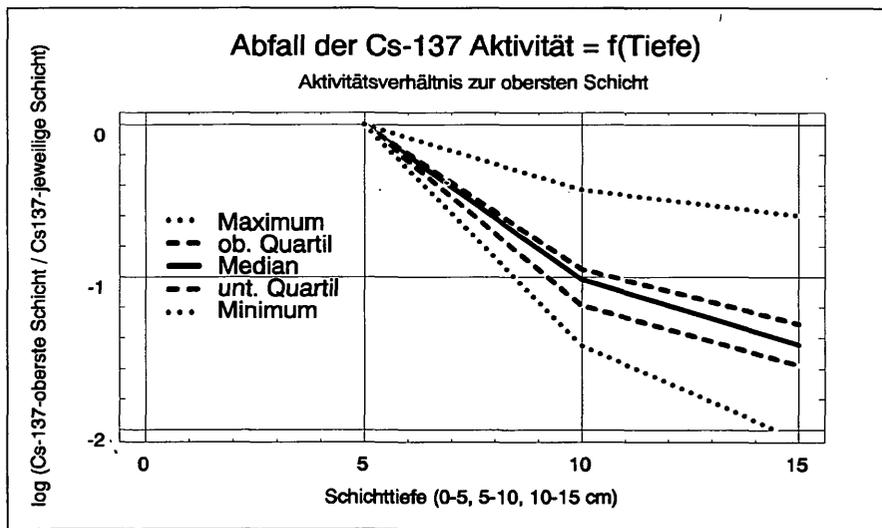


Abb. 6: Tiefenabhängigkeit der Cs-Kontamination in steirischen Uferböden.

Wie stark nimmt nun diese in den Uferbodenschichten deponierte Cs-137-Radioaktivität mit zunehmender Bodentiefe ab? Abb. 6 zeigt folgendes für den Durchschnitt von 15 untersuchten Standorten: in der zweitobersten Schicht befindet sich nur mehr ein Zehntel des Cs-137, welches in der obersten Schicht anzutreffen ist. Etwas schwächer ist die Tendenz zur Abnahme in der dritten Schicht: dort finden sich vier Zehntel des Cs-137 aus der zweiten Schicht. Man hat also keinen rein logarithmischen Abfall vor sich.

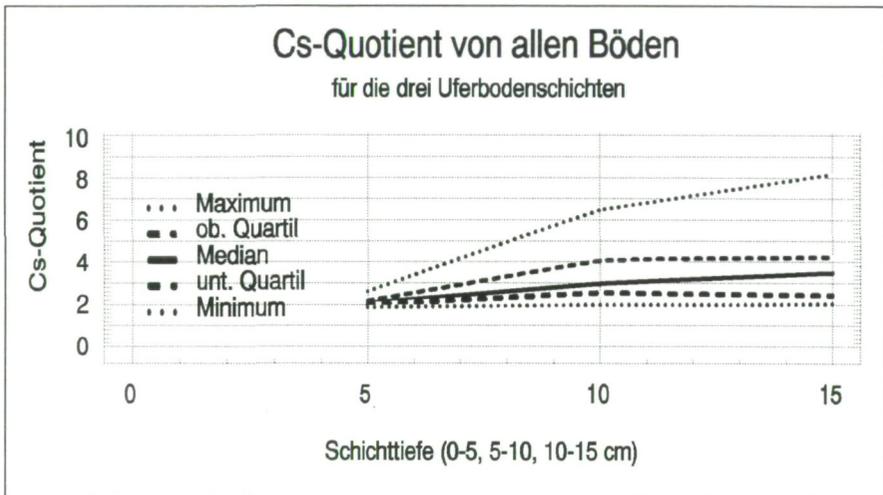


Abb. 7: Der Quotient Cs-137 / Cs-134 für sämtliche untersuchte steirische Uferböden.

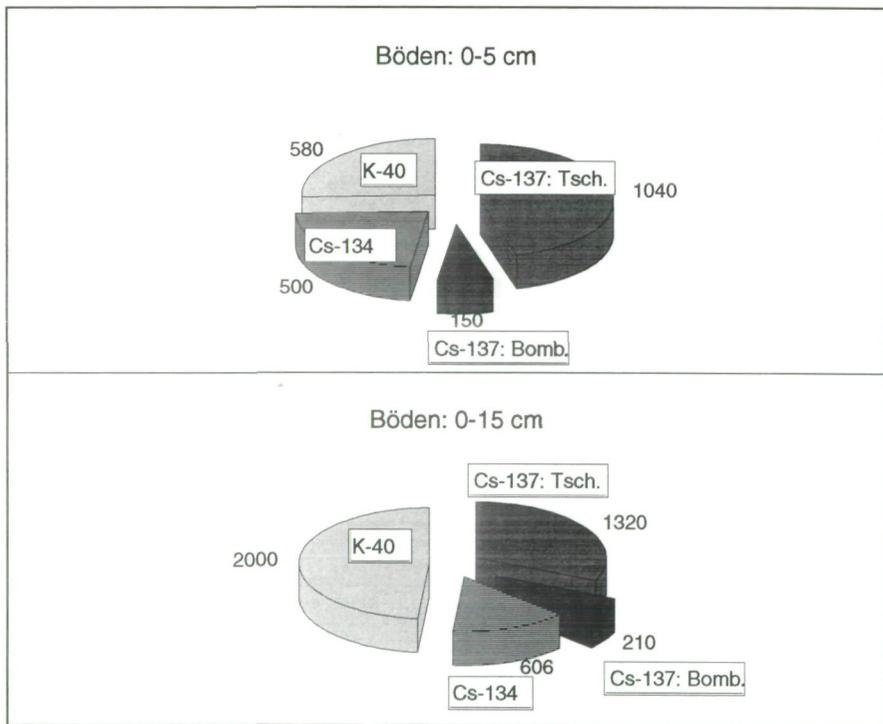


Abb. 8: Durchschnittliche Verteilung der Radioaktivität in Uferböden auf Cs-137 (aus Bombenversuchen und Tschernobyl), Cs-134 (nur aus Tschernobyl) und K-40 in [Bq/kg TG].

Der Tiefenverlauf für Cs-134 ist näherungsweise entsprechend. Das seit Urzeiten im Boden vorhandene K-40 hingegen zeigt erwartungsgemäß eine völlige Gleichverteilung. – Trotz der Auswaschvorgänge in der freien Natur verblieben ein Jahr nach dem Unglück also etwa 90% des fallouts in den obersten 5 cm der Böden, was auf ein starkes Haftvermögen von Cs an die Bodenkrume hindeutet.

In diesem Zusammenhang ist es interessant, sich den Tiefenverlauf des Quotienten Cs-137/Cs-134 anzusehen. Dieser „Cs-Quotient“ für den direkt aus Tschernobyl stammenden fallout wurde von MEISEL 1988 und MÜLLER, MEISEL et al. 1989 als um den Wert 1,90 liegend ermittelt. Für den vor über 25 Jahren auftretenden maximalen Bomben-fallout jedoch kann angesetzt werden, daß das darin ebenfalls enthaltene Cs-134 schon zu mindestens 99,9% zerfallen ist, da dessen Halbwertszeit mit etwa zwei Jahren viel geringer ist als die 30 Jahre betragende von Cs-137.

Der Wert des Cs-Quotienten weist also auf das Verhältnis von Tschernobyl-fallout zu Bomben-fallout hin. Er erhöht sich im statistischen Mittel von etwas über 2 in der obersten Schicht bis zu 3,5 in der dritten Schicht, was bedeutet, daß schon ein Drittel des dort anzutreffenden Cs aus den globalen fallout nach den oberirdischen Atombombenversuchen stammt (Abb. 7).

Für den Durchschnitt aller Probenorte gilt, bezogen auf das Datum 26. 4. 1986: Das Bombencäsium stellt etwa 9% der Cs-Aktivität der obersten Schicht (0 bis 5 cm) dar bzw. etwa 10% der des gesamten Bodenprofils. Die Aktivität des K-40 liegt in der gleichen Größenordnung wie die gesamte Cs-Aktivität, wenn man über eine Tiefe von 15 cm aufsummiert (vgl. Abb. 8).

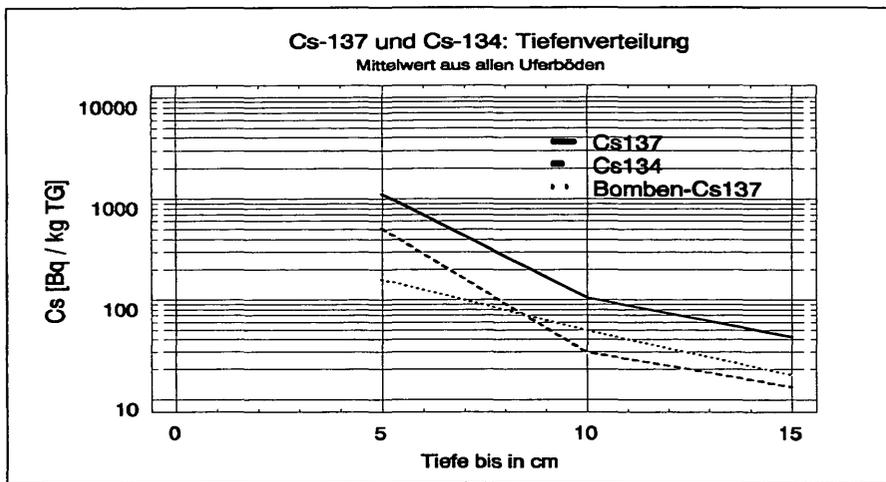


Abb. 9: Cäsium-Tiefenverteilung gemittelt über steirische Uferbodenschichten.

Teilt man nun mit Hilfe des Cs-Quotienten für den Tschernobyl-fallout die Meßwerte für die drei Uferbodenschichten auf in den Anteil „Bomben-Cs“ und „Tschernobyl-Cs“, so ergibt sich ein interessantes Ergebnis: Der seit mehreren Jahrzehnten im Boden befindliche globale fallout hat sich nach einer logarithmischen Verteilung in die Tiefe bewegt. Man findet daher eine gerade Linie, welche dem errechneten Bombencäsium entspricht: Cs-137 minus $1,90 \times$ Cs-134 (Abb. 9). Die – nach längeren Zeiträumen eingependelten – Sorptions- und Desorptionsvorgänge des Systems Boden/Bodenlösung gehorchen also in mathematischem Sinne der Diffusionsgleichung. Die Steigung dieser punktierten Geraden gibt an, daß bei Zunahme der Bodentiefe um 10 cm die Bombencäsiumaktivität auf ein Zehntel

abnimmt. Das von Tschernobyl stammende Cäsium hingegen nimmt stärker mit der Tiefe ab. Als Hinweis darauf dient die Steigung der Geraden für Cs-134. 90% des Bombencäsiums befindet sich also auch nach mehreren Jahrzehnten noch immer in den oberen 10 cm der Böden.

Von weitreichender Bedeutung für das Transportverhalten des radioaktiven Cäsiums ist es, an welchen Bodenteilchen es sich hauptsächlich anlagert. Über diese Frage konnte nach Fraktionierung einer Probe in zwölf Korngrößenabschnitte Aufschluß gewonnen werden: Während K-40 annähernd gleich verteilt vorliegt, steigt die Aktivität von Cs-137 (siehe Abb. 10) sowie Cs-134 mit sinkender Korngröße rapide an. Die Feintonfraktion unter 1 Mikrometer Teilchendurchmesser adsorbiert zehnmal mehr radioaktiven fallout pro Gewichtseinheit als die Schlufffraktion bei etwa 40 µm. – Insgesamt ist mehr als die Hälfte des Cs an die sogenannte Tonfraktion (< 2 µm) sorbiert.

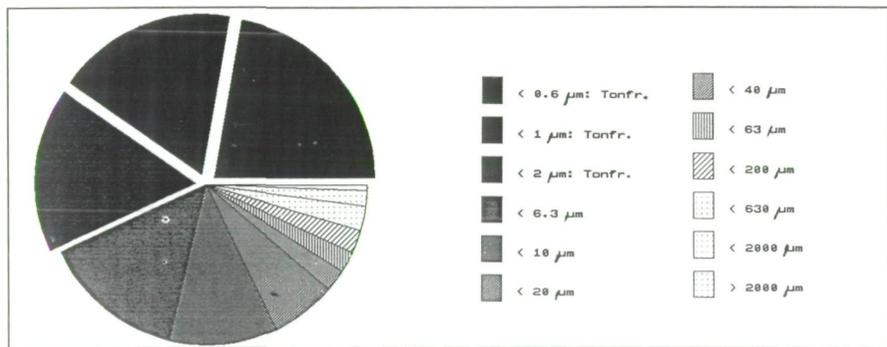


Abb. 10: Aufteilung von Cs-137 auf die verschiedenen Korngrößen.

Bei den größeren Korngrößen ist festzustellen, daß der organische Anteil der Sedimente deutlich mehr Cäsium adsorbiert als der anorganische. Vergleicht man die Korngrößenverteilung der Adsorption von Cäsium mit der Korngrößenverteilung diverser Tonmineralien, so ergibt sich eine Deckung des Verlaufes vor allem für Montmorillonit, woraus man schließen kann, daß letzterer das hauptsächliche Adsorbens für radioaktiven fallout ist.

3.3 Cäsium-Kontamination der Pflanzen

Die Cs-137-Kontamination der Pflanzen (box and whisker-plot in Abb. 11) variiert naturgemäß stark je nach Probenort und je nach Pflanzenspezies von <10 bis >1000 Bq/kg TG (vgl. die Liste der 42 gemessenen Arten). Hingegen ist fast keine zeitliche Abnahme vom Sommer bis zum Winter des Jahres 1987 feststellbar (die gefundenen 20% liegen weit im statistischen Unsicherheitsbereich). Besonders schwach belastete Pflanzenarten sind beispielsweise Rohrkolbenarten; Schwimmpflanzen wie diverse Laichkrautarten befinden sich im Mittelfeld; Landpflanzen wie Schilf, Mädesüß, aber vor allem die Seggenarten (*Carex*) sind am stärksten belastet.

Die Namen der untersuchten Pflanzenarten lauten (Nomenklatur nach ROTH-MALER, 1982):

| Nr. | Kürzel | lateinischer Name | deutscher Name |
|-----|----------|-----------------------------------|-----------------------------|
| 1 | alge.gru | Alge | grüne Fadenalge |
| 2 | ali.pla | <i>Alisma plantago-aquatica</i> | gemeiner Froschlöffel |
| 3 | bid.cer | <i>Bidens cernua</i> | nickender Zweizahn |
| 4 | cal.sta | <i>Callitriche stagnalis</i> | Teich-Wasserstern |
| 5 | car.ama | <i>Cardamine amara</i> | bitteres Schaumkraut |
| 6 | car.gra | <i>Carex gracilis</i> | scharfkantige Segge |
| 7 | car.pan | <i>Carex paniculata</i> | rispige Segge |
| 8 | car.ros | <i>Carex rostrata</i> | geschnäbelte Segge |
| 9 | cer.dem | <i>Ceratophyllum demersum</i> | rauhes Hornblatt |
| 10 | equ.flu | <i>Equisetum fluviatile</i> | Schlamm-schachtelhalm |
| 11 | equ.pal | <i>Equisetum palustris</i> | Sumpfschachtelhalm |
| 12 | equ.tel | <i>Equisetum telmateia</i> | Riesenschachtelhalm |
| 13 | fil.ulm | <i>Filipendula ulmaria</i> | echtes Mädesüß |
| 14 | fon.ant | <i>Fontinalis antipyretica</i> | Quellmoos |
| 15 | hel.can | <i>Helodea canadensis</i> | kanadische Wasserpest |
| 16 | hyd.mor | <i>Hydrocharis morsus-ranae</i> | Froschbiß |
| 17 | iri.pse | <i>Iris pseudacorus</i> | gelbe Schwertlilie |
| 18 | jun.eff | <i>Juncus effusus</i> | Flatterbinse |
| 19 | lem.min | <i>Lemna minor</i> | kleine Wasserlinse |
| 20 | lem.tri | <i>Lemna trisulca</i> | dreifurchige Wasserlinse |
| 21 | lyc.eur | <i>Lycopus europaeus</i> | gemeiner Wolfstrapp |
| 22 | lyt.sal | <i>Lythrum salicaria</i> | Blutweiderich |
| 23 | men.lon | <i>Mentha longifolia</i> | Roßminze |
| 24 | men.tri | <i>Menyanthes trifoliata</i> | Fiebersklee |
| 25 | myr.ver | <i>Myriophyllum verticillatum</i> | quirliges Tausendblatt |
| 26 | nym.alb | <i>Nymphaea alba</i> | weisse Seerose |
| 27 | pet.hyb | <i>Petasites hybridus</i> | gemeine Pestwurz |
| 28 | phr.aus | <i>Phragmites australis</i> | Schilfrohr |
| 29 | pol.mit | <i>Polygonum mite</i> | milder Knöterich |
| 30 | pot.cri | <i>Potamogeton crispus</i> | krauses Laichkraut |
| 31 | pot.luc | <i>Potamogeton lucens</i> | spiegelndes Laichkraut |
| 32 | pot.nat | <i>Potamogeton natans</i> | schwimmendes Laichkraut |
| 33 | pot.nod | <i>Potamogeton nodosus</i> | flutendes Laichkraut |
| 34 | pot.pan | <i>Potamogeton panormitanus</i> | Palermer Laichkraut |
| 35 | ran.flu | <i>Ranunculus fluitans</i> | flutender Hahnenfuss |
| 36 | ric.flu | <i>Riccia fluitans</i> | Wassermoos |
| 37 | sch.lac | <i>Schoenoplectus lacustris</i> | grüne Teichsimse |
| 38 | sci.syl | <i>Scirpus sylvaticus</i> | gemeine Waldsimse |
| 39 | spa.ere | <i>Sparganium erectum</i> | ästiger Igelkolben |
| 40 | typ.ang | <i>Typha angustifolia</i> | schmalblättriger Rohrkolben |
| 41 | typ.lat | <i>Typha latifolia</i> | breitblättriger Rohrkolben |
| 42 | utr.vul | <i>Utricularia vulgaris</i> | echter Wasserschlauch |

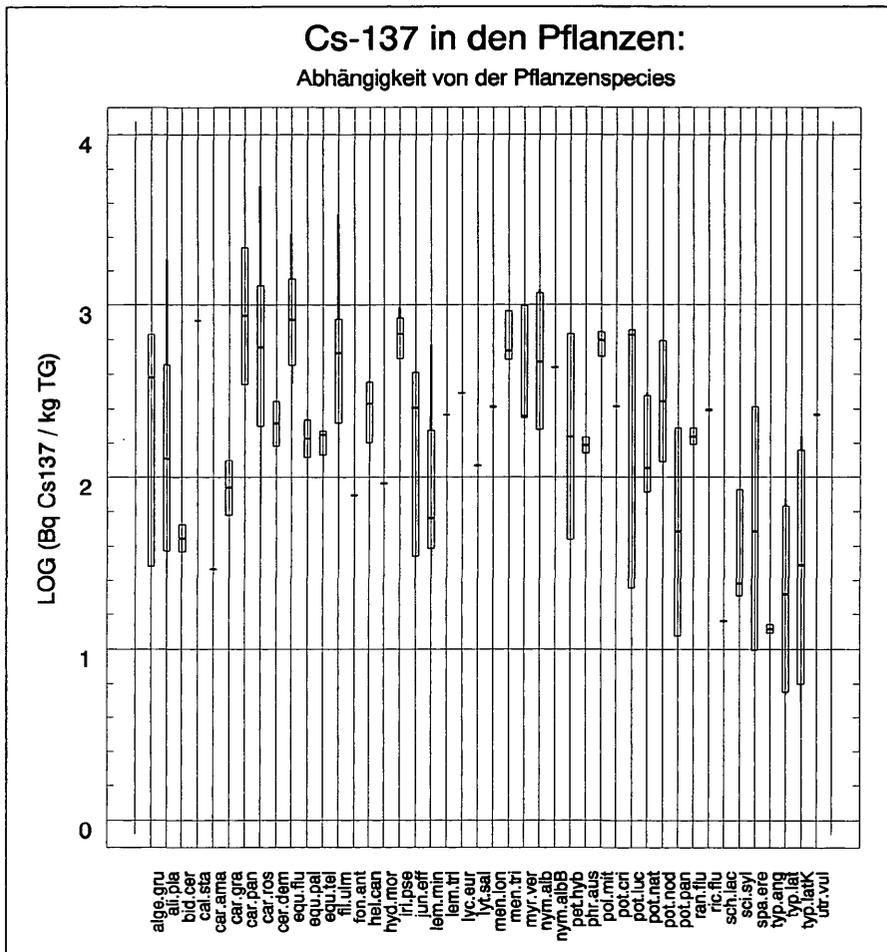


Abb. 11: Cs-137-Kontamination für die gemessenen Pflanzenspecies.

3.4 Abhängigkeit der Transferfaktoren für Cäsium

Dividiert man die Pflanzkontamination durch die Kontamination des zugehörigen Sedimentes, so erhält man den Transferfaktor. Diese für den Strahlenschutz hauptsächlich interessierende Größe variiert sehr stark. Er bewegt sich zwischen 1% und 100%, jeweils bezogen auf Trockengewichte (Abb. 12).

Es sind vielfältige Einflüsse auf den Prozeß der Cäsiumaufnahme möglich und denkbar, aber nur die ausschlaggebendsten (signifikantesten) kommen für eine praktikable mathematische Beschreibung in Betracht. Also muß man diese aussagekräftigsten Beschreibungsparameter aus der Vielzahl der theoretisch möglichen herausuchen.

Dazu wird in einem ersten Arbeitsschritt der Transferfaktor (TF) mit allen experimentell erhobenen potentiellen Beschreibungsparametern aus diversen ökologischen Teilwissenschaften (Abb. 13) in Beziehung gesetzt (korreliert). Eine Korrelation besteht im wesentlichen aus einer Auftragung von zwei Größen (z. B. TF

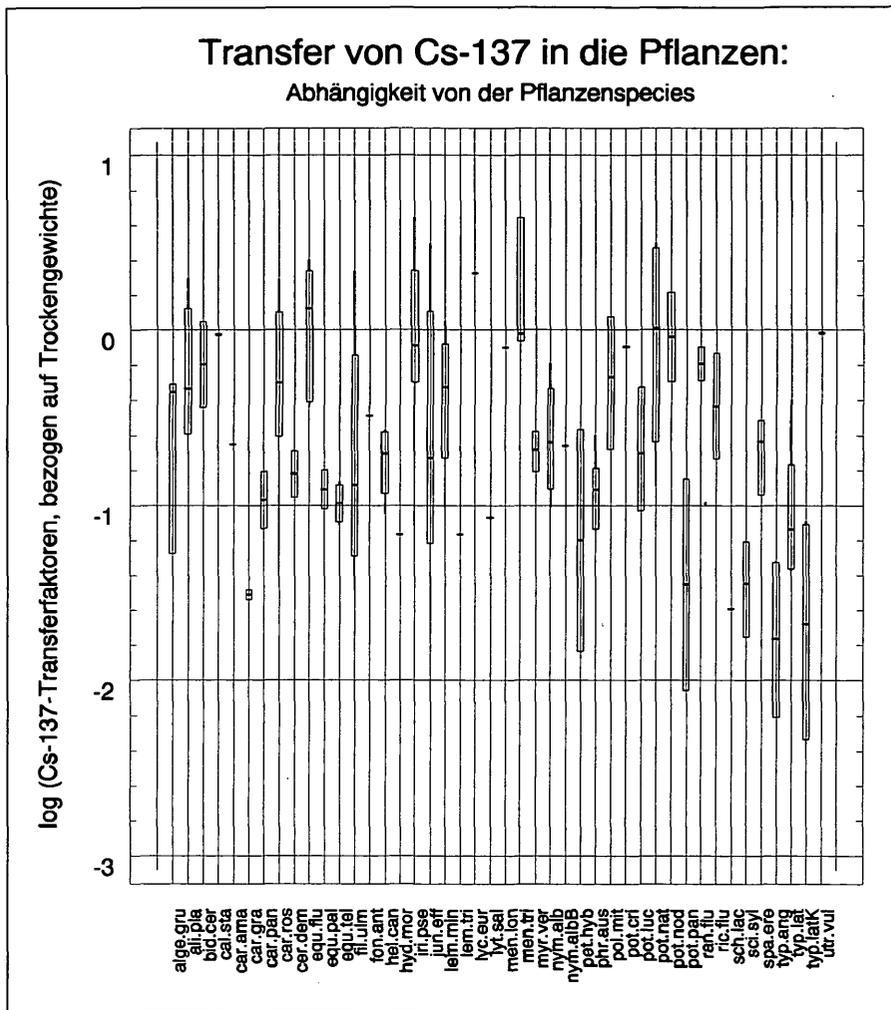


Abb. 12: Der Transferfaktor für die gemessenen Pflanzenarten.

gegen Seehöhe oder TF gegen Tongehalt), aus der man ersehen kann, ob sie voneinander unabhängig variieren oder ob sich der Anschein einer gegenseitigen Abhängigkeit zeigt. Das Ausmaß von letzterer wird mit Hilfe des „Korrelationskoeffizienten“ angegeben, der von $r=1$ (proportionaler Zusammenhang) über $r=0$ (kein Zusammenhang) bis $r=-1$ (verkehrt proportionaler Zusammenhang) reichen kann. – Wendet man diese statistische Methode für alle gemessenen Variablen an, so ergibt sich eine „Hitliste“ derjenigen Parameter mit den größten Korrelationskoeffizienten r , wie sie in Abb. 14 aufgeführt sind.

Eine genauere Untersuchung zeigt, daß hinter dem Parameter „Seehöhe“ drei andere Faktoren versteckt sind, welche bei steigender Seehöhe eines Probenortes zutagetreten: Sinkender pH -Wert, steigender Glühverlust, sinkender Montmorillonitgehalt, geringere $0,5 \mu\text{m}$ Fraktion.

WOVON HÄNGT TF AB?

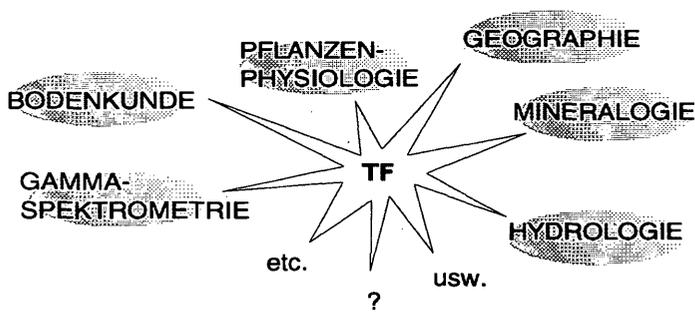


Abb. 13: Einflüsse auf den Transferfaktor für Cäsium.

| Parameter | r |
|-------------------------------|-------|
| 1. Seehöhe | 0,42 |
| 2. Cs-137 im Sediment | -0,40 |
| 3. Glühverlust | 0,34 |
| 4. Montmorillonitgehalt | -0,33 |
| 5. Transferfaktor für K-40 | 0,32 |
| 6. Chloridgehalt | 0,24 |
| 7. Nichtkristalliner Anteil | 0,23 |
| 8. Korngrößenfraktion <0,5 µm | -0,20 |
| 9. Muskovitgehalt | -0,20 |
| 10. pH-Wert | -0,19 |

Abb. 14: Reihung der Einflußfaktoren auf den Transferfaktor nach der Stärke der Korrelationen.

Der zweite Parameter in dieser Reihung scheint besonders interessant: Je mehr fallout im Sediment vorhanden ist, desto weniger geht prozentuell in die Pflanzen über (AHAMER, 1990). Dies deutet auf einen gewissen Sättigungseffekt bei der Aufnahme der Nährstoffe durch die Pflanzen hin. Dieses Ergebnis hat für die Praxis des Strahlenschutzes wichtige Auswirkungen: Es ist absolut nicht zulässig, den Transferfaktor als eine Konstante anzusehen, welche bei geringen und bei hohen fallout-Belastungen den gleichen Wert hat. Vielmehr liegt der Transferfaktor für die in der Praxis vorkommenden niederen Belastungen im Freiland deutlich höher als für die in manchen Laborexperimenten verwendeten hohen Belastungen. Bei Absinken der Kontamination des Sedimentes um das Hundertfache steigt der Transferfaktor auf das Zehnfache an!

Ein weiteres Ergebnis deutet in dieselbe Richtung: Bei Versuchen zur Desorptionswahrscheinlichkeit von Cs-137 in wässriger KCl-Lösung (AHAMER & MÜLLER, 1991) zeigte sich, daß der Prozentsatz der in Lösung übergehenden Cäsiumaktivität von dieser selbst abhängt: Eine Erhöhung der Aktivität um das Zehnfache läßt den Anteil des in Lösung gehenden Cäsiums auf die Hälfte absinken.

Der dritte gefundene Einflußparameter auf den Transferfaktor, der Glühverlust des Sedimentes, stellt eine angenäherte Meßgröße für den organischen Anteil des Sedimentes dar. Die Transferfaktoren für Sedimente mit fast 100%-igem organischen Anteil können um das etwa Zehnfache höher liegen als solche für Sedimente mit nur mineralischem Anteil. Die organischen Bodenbestandteile binden (sorbieren) Radiocäsium offensichtlich schlecht, deswegen kann es leichter von den Pflanzen aufgenommen werden.

In dieselbe Richtung deutet der vierte Parameter: Ein steigender Gehalt des für die Pflanzenernährung wichtigen Tonminerales Montmorillonit hat einen geringeren Cs-Transfer in Pflanzen zur Folge. Ein Sediment mit 0,1% Gehalt dieses Endproduktes der Verwitterungskette der Schichtsilikate kann um das etwa Dreifache schlechter Cäsium an sich binden als eines mit 10% Gehalt. Als chemische Erklärung bietet sich an: der Abstand der Silikatschichten von Montmorillonit ist gerade so groß, daß ein Cs⁺-Ion dort bequem Platz finden kann.

An dieser Stelle sei noch von einem für den praktischen Strahlenschutz wichtigen Ergebnis berichtet: Cäsium aus dem fallout ist nur etwa 0,3% pflanzenverfügbar, der Rest ist fest an die mineralischen Bodenbestandteile gebunden. K-40 hingegen ist etwa fünfzigmal leichter desorbierbar als Cs-137. Damit ist der Löwenanteil des Radiocäsiums in der Bodenkrume immobilisiert und am Weitergang in die Pflanzen gehindert (AHAMER & MÜLLER, 1991a).

Damit sind die wichtigsten experimentell zugänglichen Einflüsse auf den Cäsiumtransfer aufgefunden.

Literatur

- AHAMER, G., MÜLLER, HJ., OSWALD, K., HEINRICH, G., KOLMER, H., KLIMA, K. & PACHER, F. (1989): The Uptake of Radioactive Cesium into the Aquatic Vegetation of Styria/Austria. Proceedings der XIX. ESNA-Konferenz vom 29. August – 2. September 1988 in Wien erschienen als OEFZS-Bericht Nr. 4489 LA-210/89 im Februar 1989, Seibersdorf, 157–181.
- AHAMER, G. (1990): Modelle zum Verhalten von radioaktivem Cäsium in der Teichvegetation, Institutsbericht am Reaktorinstitut Graz, Technische Universität Graz – Institut für theoretische Physik, 15 Seiten.
- AHAMER, G. & MÜLLER, HJ. (1991): Verteilung von Radiocäsium als Funktion der Korngröße von Sedimenten; Poster P2.15 auf der Jahrestagung der Österreichischen Physikalischen Gesellschaft 1991 in Graz.
- AHAMER, G. & MÜLLER, HJ. (1991a): Das Desorptionsgleichgewicht von K-40 und Cs-137 in Unterwassersedimenten nach Tschernobyl; Poster P2.16 auf der Jahrestagung der Österreichischen Physikalischen Gesellschaft 1991 in Graz.
- ARTNER, C., GERZABEK, M., H., HORAK, O. & MÜCK, K. (1990): Ermittlung praxisbezogener Transferfaktoren für Cs-137 und Sr-90 aus dem Fallout des Reaktorunfalles in Tschernobyl. Berlin, 102. VDLUFA-Kongress, September.
- BOIKAT, U. et al. (1985): Cesium and Cobalt Transfer from Soil to Vegetation on Permanent Pastures. *Radiat. Environ. Biophys.*: 24:287–301.
- KOLB, H., MAHRINGER, G. et al.: Diskussion meteorologischer Aspekte der radioaktiven Belastung in Österreich durch den Reaktorunfall in Tschernobyl. Arbeiten aus der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Heft 69, Wien 1986.

- MEISEL, S., GRALLER P., KAHR, G. & NINAUS, W. (1989): Activity in Local Batches of Soil Layers. Proceedings of the XIXth ESNA conference 29. August – 2. September 1988 in Vienna, Österr. Forschungszentrum Seibersdorf, OEFZS-Bericht 210/89, 143–156.
- MÜLLER, Hj., MEISEL S. et al (1989): Verteilung und Wanderung von Radionukliden in Böden und deren Aufnahme in Pflanzen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl, Reaktorinstitut Graz. Forschungsbericht Bundeskanzleramt, Sektion VII; 23. Dezember 1988.
- ROTHMALER, W. (1982): Exkursionsflora, Band 2: Gefäßpflanzen. Volk und Wissen, Berlin, 1982.
- MEISEL, S., GRALLER P., KAHR, G. & NINAUS, W. (1987): Activity in local batches of soil layers. UBA (Herausgeber): Der Reaktorunfall von Tschernobyl – Auswirkungen auf Österreich, Bericht des Österreichischen Umweltbundesamts, Wien.

Anschrift der Verfasser: Dipl.-Ing. G. AHAMER und Univ.-Prof. Dr. Hj. MÜLLER, Abteilung Strahlenphysik des Instituts für Theoretische Physik der TU Graz, Steyrergasse 17, A-8010 Graz, Univ.-Prof. Dr. G. HEINRICH, Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Graz, Schubertstraße 51, 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: 1992

Band/Volume: [122](#)

Autor(en)/Author(s): Ahamer Gilbert, Müller Hansjörg, Heinrich Georg

Artikel/Article: [Wieviel radioaktives Cäsium enthalten Pflanzen und Sedimente in steirischen Gewässern? 5-18](#)