

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Migration und Bioverfügbarkeit
von Radiocäsium in
Böden Süddeutschlands**

von

G. Zibold, I. Konopleva, E. Klemt und A. Konoplev

Hochschule Ravensburg-Weingarten

Förderkennzeichen: BWR 24018

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

März 2007

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	3
2	Ausgangssituation	4
3	Beitrag zu den Zielen des Förderprogramms BWPLUS	5
4	Aufgabenstellung	5
5	Planung und Ablauf des Vorhabens.....	6
6	Nationale und internationale Zusammenarbeit	6
7	Wissenschaftlicher und technischer Stand	6
7.1	Transfer von ¹³⁷ Cs Radionukliden vom Boden in die Pflanze.....	7
7.2	Radiocaesium Interception Potential (RIP).....	8
8	Versuchsdurchführung	10
8.1	Probennahme	10
8.2	Die Messung der ¹³⁷ Cs Aktivität.....	11
8.3	Der pH-Wert des Bodens	11
8.4	Die Korngrößenverteilung der Böden	11
8.5	Der Gehalt an organischer Substanz im Boden	12
8.6	RIP Messung	12
8.7	Anteil α_{ex} der austauschbaren ¹³⁷ Cs–Aktivität.....	13
8.8	Gewinnung der Bodenlösung	13
8.9	Die Kationenkonzentration der Bodenlösung	13
8.10	Röntgendiffraktometrische Untersuchung	13
9	Ergebnisse	14
9.1	Tiefenverteilung des ¹³⁷ Cs im Waldboden	14
9.2	Die wichtigsten Bodeneigenschaften.....	15
9.3	Das Radiocaesium Interception Potential (RIP)	19
9.4	Berechneter „Availability factor A“	20
9.5	Einfluss der Düngung	23
9.6	Einfluss von Kahlschlag.....	26
9.7	Vergleich mit einer Waldwiese	26
9.8	Vergleich mit einer Moorwiese	26
9.9	Zusammenfassung der Ergebnisse	27
9.9.1	Bestätigung der Modelle der selektiven Sorption und Bioverfügbarkeit von ¹³⁷ Cs ..	28
9.9.2	Einfluss von Kalk-Düngung.....	28
9.9.3	Weitere Erkenntnisse.....	29
10	Nutzen, insbesondere praktische Verwertbarkeit der Ergebnisse und Erfahrungen.....	29
11	Fortschritte auf diesem Gebiet bei anderen Stellen	30
12	Danksagung	30
13	Veröffentlichungen	31
13.1	Publikationen	31
13.2	Vorträge	31
14	Literaturverzeichnis	32
15	Anhang A	35
	B.....	38
	C, D.....	39

1 Einleitung

Auch 20 Jahre nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl sind im Ökosystem des Waldes erhöhte Radiocäsiumwerte in Wildbret, Pilzen und Waldfrüchten zu beobachten. Jedes Jahr erscheinen zu bestimmten Jahreszeiten der Jagdsaison bzw. der Pilzsammelzeit in der Presse Artikel zu erhöhten Messwerten in diesen Medien, insbesondere in Pilzen und Schwarzwild. Aus wissenschaftlicher Sicht ist es von großem Interesse, warum selbst nach Ablauf von 20 Jahren, - die Halbwertszeit von ^{137}Cs beträgt ca. 30 Jahre - die beobachteten Maximalwerte in diesen Medien stagnieren, ja oder sogar leicht zunehmen.

Die vorliegende Arbeit zeigt, wie komplex sich Radiocäsium im Ökosystem in Abhängigkeit von den jeweiligen Bodenverhältnissen verhält. Das in Abb. 1 gezeigte Untersuchungsgebiet im Raum Oberschwaben mit großflächigen Natur- und Landschaftsschutzgebieten liegt im direkten Umfeld der Hochschule Ravensburg-Weingarten und wurde 1986 besonders stark vom radioaktiven Fallout von Tschernobyl betroffen. Seit dieser Zeit führt das Strahlungsmesslabor des Studiengangs Physikalische Technik der Hochschule Ravensburg-Weingarten kontinuierlich Datenerhebungen und Untersuchungen durch, die die Ausgangsbasis für das „Radioökologische Szenario Bad Waldsee“ bilden - einem weltweit einmaligen Datensatz bezüglich Wild, Pilzen, Pflanzen, Gewässern und Fischen, der durch dieses aktuelle Forschungsprojekt um wertvolle Bodendaten erweitert wurde.

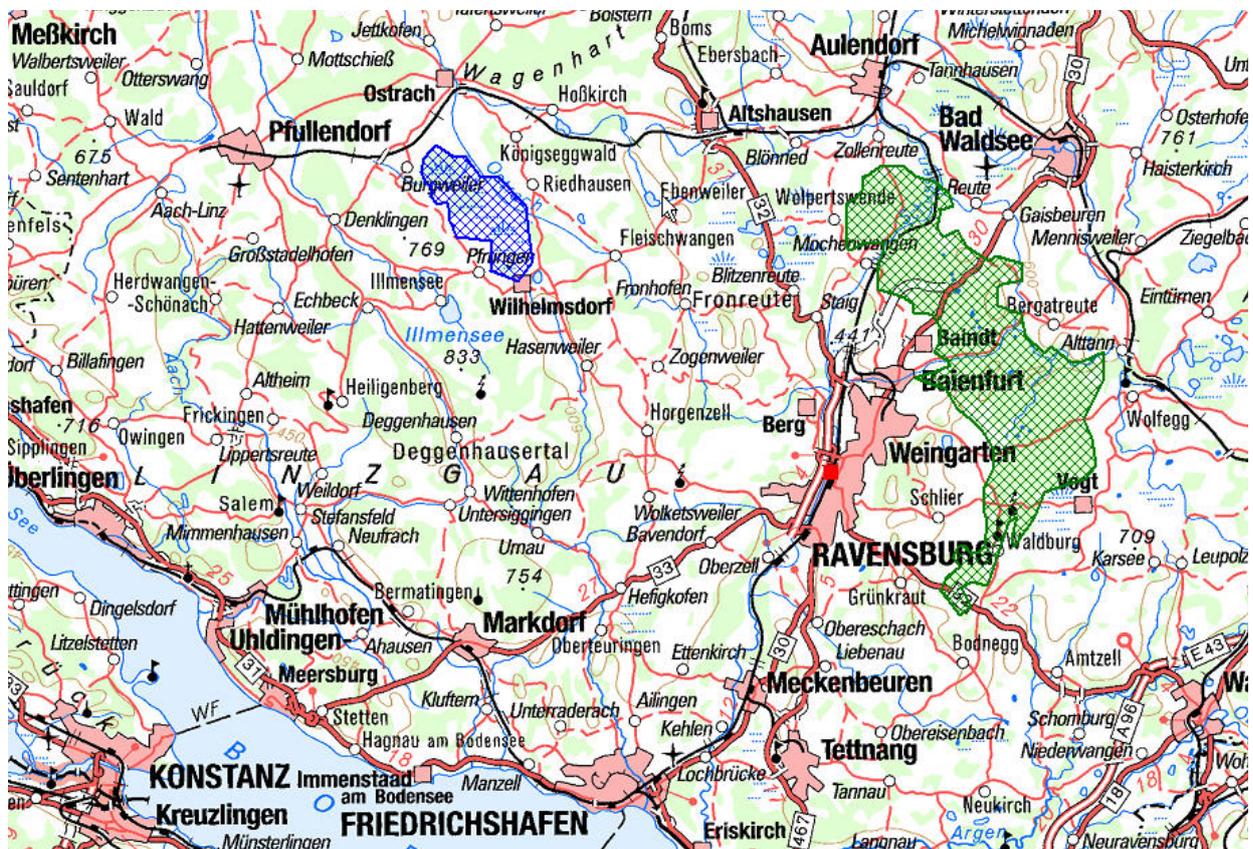


Abb.: 1 Untersuchungsgebiete Altdorfer Wald (grün) und Pfrunger Ried (blau) (Grundlage: ÜK 500© Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (www.lv-bw.de) Az.: 2851.9- 1/19/UM)

2 Ausgangssituation

Die Mehrzahl der Böden der natürlichen oder landwirtschaftlich genutzten Flächen (Wälder und Moore) der Nordhalbkugel sind sauer, reich an organischem Material und arm an Nährstoffen wie z. B. Kalium. In den Böden Süddeutschlands sind außerdem immer noch etwa 10 bis 60 kBq/m² Radiocäsium (¹³⁷Cs aus Tschernobyl, 1986) vorhanden, die sich allerdings nur als Spurenverunreinigung in der Bodenlösung bemerkbar machen, weil ¹³⁷Cs, falls es mit 1000 Bq/l in der Bodenlösung vorhanden ist, nur eine Molarität von etwa $2 \cdot 10^{-12}$ M besitzt, die sehr viel kleiner ist als jene der Konkurrenzionen (ca. mM). Wären die Oberböden reich an Ton, so könnte das meiste Radiocäsium an den selektiven Bindungsplätzen der Tonminerale adsorbiert werden und damit wäre das Radiocäsium nicht mehr pflanzenverfügbar, ein Effekt, von dem man in landwirtschaftlich genutzten Böden profitiert. In Waldböden findet jedoch ein Wettbewerb zwischen den Pflanzenwurzeln und wenigen selektiven Bindungsplätzen um das verfügbare Radiocäsium statt, der zugunsten der Wurzelaufnahme ausgeht und damit zum Biorecycling des ¹³⁷Cs führt. Bis heute ist es nicht gelungen, den ¹³⁷Cs Transfer Boden-Pflanze im Wald wirkungsvoll zu minimieren, und damit die Strahlendosis für den Menschen durch Ingestion von Waldprodukten wie Pilzen und Wildfleisch zu verkleinern. Dies liegt sicher auch daran, dass der Prozess des Transfers von ¹³⁷Cs aus dem Waldboden in die Pflanze sehr komplex ist und noch immer erforscht wird.

Bodenkontamination mit Radiocäsium (¹³⁷Cs) stellt eine lang anhaltende radioaktive Belastung dar, denn ¹³⁷Cs wird sehr wirkungsvoll über Nahrungsketten an den Menschen übertragen. Dabei ist die Aufnahme durch Pflanzen und Wild der wichtigste Pfad der Migration des ¹³⁷Cs vom Boden zum Menschen.

Neben Bayern ist das südliche Baden-Württemberg das vom Tschernobyl-Fallout am meisten betroffene Bundesland. Auch bei künftigen, luftgetragenen Kontaminationen wäre das Voralpenland wegen der erhöhten Niederschläge in dieser Region besonders betroffen. Nach einer solchen Kontamination werden die höchsten Dosen für die Bevölkerung durch den Verzehr von Lebensmitteln bewirkt. Insbesondere Produkte aus den Wäldern, wie Pilze, Wildbret und Beeren sind maximal kontaminiert. Es ist deshalb wichtig, diesen Ingestionspfad aufzuklären.

Nur in den Bundesländern Bayern und Baden-Württemberg ist zurzeit noch genügend ¹³⁷Cs vorhanden, um die Untersuchung in Deutschland durchzuführen. In diesem Projekt wurde an ausgewählten Standorten das Radiocäsium-Interzeptions-Potential (RIP) gemessen, um damit den Transfer von Radiocäsium aus dem Boden in die Pflanzen in natürlichen Ökosystemen mittels einfacher Kenngrößen vorhersagen zu können. RIP bestimmt die Fähigkeit eines Bodens ¹³⁷Cs selektiv zu adsorbieren /25/. Bei diesem Prozess wird das ¹³⁷Cs der Bodenlösung entnommen, so dass es für die Pflanzen nicht mehr verfügbar ist. Dieser Prozess wird wesentlich durch die Versorgung der Pflanzen mit Kalium bestimmt /17/.

Im Einzelnen geht es um den Transfer von Radiocäsium vom Boden in (1) Grünpflanzen wie Farn, Brombeere, Heidelbeere, Himbeere, Waldklee, Fichte und Buche und (2) Pilze z.B. Maronenröhrlinge (*Xerocomus badius*). Es betrifft aber auch (3) Wildtiere, insbesondere Rehe und Schwarzwild, weil diese sich von den genannten Pflanzen ernähren. Aus diesen Untersuchungen ergeben sich folgende Vorteile:

Diese Untersuchungen sind für die Beurteilung der Verfügbarkeit von Radiocäsium für Waldprodukte wie Wild, Beeren und Pilze von großer Bedeutung. Die in diesem Projekt erhobenen bodenchemischen Daten ermöglichen, die ^{137}Cs Aufnahme der Waldprodukte vorherzusagen. Im Falle einer zukünftigen Kontamination kann damit gezielter reagiert werden. Das Projekt dient damit der Strahlenschutz-Vorsorge.

Für die Strahlenschutz-Vorsorge in Europa ist es wichtig, Modellparameter für rechnergesteuerte Entscheidungshilfen (DSS) zu gewinnen und ihre Leistungsfähigkeit anhand der Verteilung der Radioaktivität in der Umwelt auszutesten. Dafür werden gesicherte Datensätze in Form von „Szenarien“ benötigt. Die vorliegenden Untersuchungen ergänzen das „Radioökologische Szenario Bad Waldsee“ - ein weltweit einmaliger Datensatz was Wild, Pilze und Pflanzen betrifft - bezüglich der Bodendaten, sodass er für die weitere Modell-Bewertung verwendet werden kann. Das Projekt liefert also ein Werkzeug zur Kalibrierung von DSS die weltweit einsetzbar sind, um bei Unfällen die Dosis für Mensch und Biosphäre zu minimieren.

3 Beitrag zu den Zielen des Förderprogramms BWPLUS

Mit dem Förderprogramm BWPLUS (Baden-Württemberg Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung) verfolgt das Umweltministerium das Ziel, Projekte der anwendungsorientierten Umweltforschung zu fördern, die für Baden-Württemberg in besonderem Maße relevant sind. Entwickelt werden sollen natur- und sozialwissenschaftliche, technische und methodische Beiträge sowie Instrumente zur Lösung von Problemen, um die Herausforderungen zu bestehen, eine dauerhaft lebenswerte Umwelt zu gestalten. Wie schon in der o.g. Motivation ausgeführt ist es für Baden-Württemberg besonders wichtig, bezüglich luftgetragener radioaktiver Kontaminationen Vorsorge zu leisten, wegen seiner Lage im Voralpengebiet, das reich an Niederschlägen ist. Die in diesem Projekt erhobenen bodenchemischen Daten ermöglichen, die Radionuklid-Aufnahme der Waldprodukte vorherzusagen. Im Falle einer zukünftigen Kontamination kann damit gezielter reagiert werden. Das Projekt dient damit der Strahlenschutz-Vorsorge in Baden-Württemberg.

4 Aufgabenstellung

In diesem Projekt wurden bodenchemische Daten an Standorten von Fichtenwald (*Picea abies*) und Mischwald (Buche, *Fagus* und Fichte, *Picea abies*) gemessen, um den Radiocäsium Transfer vom Boden in die Pflanzen Farn (*Dryopteris carthusiana*), Brombeere (*Rubus fruticosus*), und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) quantitativ beschreiben zu können. Insbesondere interessierte die selektive Sorption von Radiocäsium, die mit dem sogenannten Radiocaesium Interception Potential (RIP) bestimmt wird. Dazu wurden der Waldboden und die Waldpflanzen an 16 Positionen des Altdorfer Waldes untersucht, davon an zwei Positionen, die mit dolomitischem Kalk 1984 bzw. 2002 gedüngt wurden. Zum Vergleich wurde Moorboden aus dem Pfrunger Ried untersucht. Die Untersuchungsgebiete sind in Abb. 1 gezeigt.

5 Planung und Ablauf des Vorhabens

Langzeituntersuchungen mit ausgewählten Radionukliden in Waldökosystemen sind für die radioökologische Modellierung von größter Bedeutung und existieren nur für wenige Gebiete weltweit. Solche Untersuchungen lagen für den Altdorfer Wald vor für einen Zeitraum von 18 Jahren und sollten durch RIP Messungen ergänzt werden. Die RIP Messungen waren auf einer Waldfläche von ca. 60 km² geplant, auf einem Gebiet, das seit 18 Jahren bezüglich der Radionuklid-Kontamination von Boden, Grünpflanzen, Pilzen, Reh- und Schwarzwild untersucht wurde /1/. Seit 1991 wurde der ¹³⁷Cs Transfer Boden-Pflanze an zwölf Positionen jedes Jahr gemessen. Die Probennahme war im vorliegenden Projekt besonders aufwendig, da Monolithe entnommen wurden, die in einzelne Horizonte (bis zu 17) zerlegt wurden. Maximal drei Monolithe konnten mit einem Team von vier Personen an einem Tag entnommen werden. Die Zerlegung und Präparierung eines Monoliths dauerte etwa eine Woche, danach folgten das Lufttrocknen der Proben über 14 Tage, Sieben, Wiegen, Gammaspektroskopie und die chemische Analyse. Die Pflanzenproben wurden mit den Bodenproben genommen. Um sie in der Hauptwachstumsperiode zu entnehmen, wurden die Monate Mai und Juni gewählt. Einige Probenpositionen mussten wiederholt gemessen werden, um die Daten zu verifizieren. Dies konnte nur im Folgejahr geschehen. Vergleichsmessungen wurden an einer Probe aus dem Pfrunger Ried (Position 17, Tabelle 1) vorgenommen. Der Einfluss einer Düngung mit dolomitischem Kalk wurde ebenfalls untersucht. So ergaben sich insgesamt 17 Positionen an denen Monolithe entnommen wurden. Es bedurfte sehr großer Anstrengungen, das gesamte Material zu vermessen und nach insgesamt 20 Monaten die Auswertung vorlegen zu können.

6 Nationale und internationale Zusammenarbeit

Die Einhaltung des Finanzierungsrahmens war nur möglich, weil Gastwissenschaftler aus Russland mittels preisgünstiger Stipendien am Projekt beteiligt werden konnten. Hierfür kamen zwei Mitarbeiter als wissenschaftliche Stipendiaten aus dem Forschungszentrum Obninsk, Russland. So konnten ausgewiesene Spezialisten für Bodenchemie für das Projekt gewonnen und gleichzeitig die Personalkosten minimiert werden. Außerdem konnten die chemischen Analysen der Bodenlösungen in Obninsk durchgeführt werden.

Die Mineralanteile von zwei Bodenproben wurden mittels Röntgenbeugung von Herrn Dr. Wessels am Institut für Seenforschung, Langenargen untersucht.

Die Probennahmen in Wald und Moor wurden in Zusammenarbeit mit den Forstämtern Bad Waldsee (FD Maluck), Ravensburg (FD Dr. Bosch) und Pfullendorf (FD Jäger) durchgeführt.

Wissenschaftliche Kontakte bestanden zu Dr. Kruyts, Uni Louvain, Belgien; Dr. Rigol, Uni Barcelona, Spanien und Dr. Schimmack, GSF, Neuherberg.

7 Wissenschaftlicher und technischer Stand

Auch im Jahr 2005 hat die Aktivitätskonzentration von Radiocäsium (¹³⁷Cs) im Schwarzwild aus Oberschwaben Werte von bis zu 8000 Bq/kg Frischmasse erreicht /1/. Dieser Anstieg wird dem

Verzehr von Hirschtrüffeln (*Elaphomyces granulatus fr.*) zugeschrieben /2/. Hirschtrüffel wachsen im Fichtenwald unterirdisch in 5 bis 10 cm Tiefe, im Bereich der Humusschicht. Die Humusschicht enthält den größten Anteil des Radiocäsiums im Bodenprofil, das z.B. von den Hirschtrüffeln aufgenommen und angereichert wird /2/. Es ist bekannt, dass der Zersetzungsgrad der Humusschicht, ihre Dicke und der pH Wert den Transfer aus dem Boden in die Pflanze bestimmen /3/.

In Waldböden bildet sich der Humus durch die Zersetzung der Spreu. Die Spreu ist von entscheidender Bedeutung bei der Rückführung der Radionuklide in den Waldboden. Die Rate der Spreu-Zersetzung ist einer der wichtigsten Faktoren bei der Tiefenverlagerung von ^{137}Cs . Diese Rate wird durch die Art der Vegetation, das Klima, und die Zusammensetzung des mineralischen Unterbodens bestimmt. Spreu zersetzt sich und wandelt sich in Humus um mit unterschiedlicher Rate, je nach ihrer Zusammensetzung, insbesondere abhängig von ihrem Stickstoffgehalt /4/. Laubspreu zersetzt sich schneller als Nadelspreu und bildet eine dünne Humusschicht nahe der Bodenoberfläche. Im Laubwald erfolgt die Tiefenmigration des ^{137}Cs vom Humus zur mineralischen Schicht schneller als im Nadelwald /5/. Dagegen ist Nadelspreu im Allgemeinen arm an Stickstoff und setzt antibakterielle Wirkstoffe frei, sodass sie sehr langsam zersetzt wird und dabei dicke Humusschichten ausbildet. Diese Humusschicht, nahe an der Bodenoberfläche, akkumuliert Radionuklide für lange Zeit und ist die Hauptquelle für die ^{137}Cs Aufnahme von Futterpflanzen und Pilzen.

Die Rückhaltung des ^{137}Cs in der Humusschicht von Waldböden wurde vor allem den dort vorhandenen Tonmineralen zugeschrieben /6, 7/ sowie mikrobiologischer Immobilisation /8, 9/. Man weiß auch, dass in Böden das Radiocäsium an eine sehr kleine Zahl von Sorptionsplätzen, den sogenannten „frayed edge sites“ (FES) bevorzugt sorbiert werden kann /10, 11/. FES sind Sorptionsplätze an den Rändern von schichtartig aufgebauten Tonmineralen z.B. Illiten und die FES sind nur für Cs^+ , NH_4^+ und K^+ zugänglich. Die Anzahl dieser selektiven Sorptionsplätze in der Humusschicht beeinflusst direkt den Transfer von ^{137}Cs in die Pflanzen. Diese Anzahl der FES kann durch Messung des Radiocaesium Interception Potential (RIP) bestimmt werden.

7.1 Transfer von ^{137}Cs Radionukliden vom Boden in die Pflanze

Der aggregierte Transferfaktor T_{ag} ist definiert als das Verhältnis der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration in der Pflanze (Bq/kg Trockenmasse) und dem ^{137}Cs Inventar im Boden (Bq/m²). T_{ag} ist von mehreren Parametern abhängig, von der Pflanzenart, der Tiefenverteilung der Wurzeln gemäß Abb. 2, der Tiefenverteilung des ^{137}Cs im Boden, und in Wäldern vom Zersetzungsgrad der Humusschicht, ihrer Dicke und dem pH Wert. Gemessene T_{ag} Werte für eine Pflanze können deshalb um einen Faktor 100 bis 1000 variieren, je nach den Bedingungen im Boden und bei der Probennahme /12/. Der Wert von T_{ag} bezieht sich auf das gesamte Inventar, d.h. die Lage der Pflanzenwurzeln und die Tiefenverteilung des ^{137}Cs werden nicht berücksichtigt. Daraus resultiert ein Teil der Variabilität der T_{ag} Werte.

Eine verbesserte Beschreibung des Transfers Boden-Pflanze erreicht man, wenn die Aktivitätskonzentration der Pflanze auf die Aktivitätskonzentration in der Bodenschicht bezogen wird, in der sich die Wurzeln der Pflanzen befinden. Gemäß Abb. 2 wäre dies der L-Horizont für

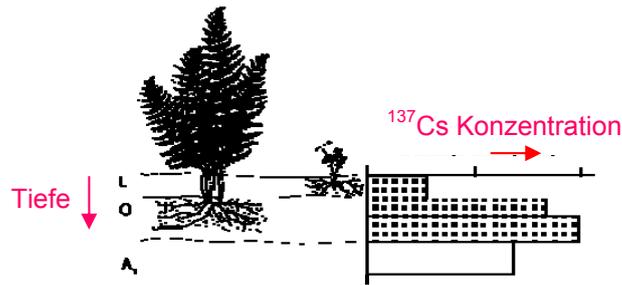


Abb.: 2 Das Wurzelgeflecht von Farn (*Dryopteris carthusiana*) und Waldklee (*Oxalis acetosella*) und seine Ausbreitung in die verschiedenen Bodenhorizonte im Vergleich zu der Tiefenverteilung von ^{137}Cs im Boden eines Fichtenwaldes /13/.

Waldklee und der O-Horizont für Farn. Dieser Transferfaktor wird mit TF bezeichnet oder als Konzentrationsverhältnis CR. Man hat versucht, TF Werte zu berechnen mit Hilfe bodenchemischer Daten wie z. B. der Austauschbarkeit von Radionukliden im Boden /14, 15/, der Konzentration der Radionuklide und der wesentlichen anderen Kationen in der Bodenlösung /16, 17, 18/. Dabei hat sich für Radiocäsium die Hypothese als fruchtbar erwiesen, dass der Transferfaktor TF dem Bruchteil des Radionuklides im Wurzel-Austausch-Komplex der Pflanze proportional ist, abhängig von der Zusammensetzung der Bodenlösung /17/. Mit dieser Hypothese wurde ein Modell entwickelt /18, 19, 20, 21/, das die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium im Boden beschreibt, ausgedrückt durch den Transferfaktor TF:

$$TF = A \cdot B = \frac{\alpha_{\text{ex}}}{\text{RIP}} \cdot \left(1 + K_c \left(\frac{\text{NH}_4}{\text{K}} \right) \cdot \frac{[\text{NH}_4]}{[\text{K}]} \right) \cdot \left(\frac{[\text{K}]}{\sqrt{[\text{Ca}] + [\text{Mg}]}} \right) \cdot B \quad (1)$$

In dieser Formel ist A ist der "Availability" Faktor, B kennzeichnet die pflanzenspezifische Aufnahme, α_{ex} ist der austauschbare Cs-Anteil, RIP ist ein Maß für die selektive Sorption von ^{137}Cs , $K_c(\text{NH}_4/\text{K})$ ist der Ionen Austausch Selektivitätskoeffizient von NH_4^+ bezüglich des Konkurrenzions K^+ , [] steht für die jeweilige Ionenkonzentration in der Bodenlösung.

Dieses Modell wurde an Waldböden aus Oberschwaben, Russland, Schweden und der Schweiz erfolgreich getestet (Konoplev et al. 1999). Die Kalium Verarmung im Wurzelbereich wurde als Ursache für verstärkte Radiocäsium Aufnahme erkannt /22/ und die obige Beziehung zwischen TF und RIP für Lolch (*Lolium*) bestätigt. Die Anreicherung organischen Materials in Oberböden kann zu einer Abnahme des RIP im Bereich der dicken Humusschichten in Waldböden führen und damit zu einer Zunahme des Transfers von Radiocäsiums /11/. In Böden mit mehr als 95 % organischem Anteil und vernachlässigbarem Tonanteil erfolgt die Adsorption des ^{137}Cs überwiegend an unspezifischen Plätzen (Regular Exchange Sites, RES) /23/.

7.2 Radiocaesium Interception Potential (RIP)

RIP charakterisiert die Fähigkeit eines Adsorbens Radiocäsium selektiv und reversibel zu adsorbieren. Seine Bedeutung liegt in seiner Beziehung zum austauschbaren Verteilungskoeffizienten K_d^{ex} und damit zur Radiocäsiumkonzentration in der Bodenlösung. Es ist:

$$\text{RIP}(M) = K_d^{\text{ex}} \cdot [M^+] = K_c(\text{Cs}/M) \cdot [\text{FES}] \quad (2)$$

/24, 25/.

M^+ bezeichnet das Konkurrenzion.

K_d^{ex} ist das Verhältnis der Konzentration des austauschbaren Radionuklids im Boden zu der Konzentration des gelösten Radionuklids /26, 27/. K_d^{ex} ist experimentell bestimmbar und damit wird RIP zugänglich.

$$K_d^{\text{ex}} = \alpha_{\text{ex}} \cdot K_d$$

Dabei ist K_d der Verteilungskoeffizient, der durch das Verhältnis der Gesamtkonzentrationen des Radionuklids im Gleichgewicht in fester und gelöster Form definiert ist.

K_c (Cs/M) ist der Ionen-Austausch-Selektivitäts-Koeffizient. Er ist ein quantitatives Maß für die Selektivität der Austauschplätze. K_c (Cs/M) ist etwa 1000 für $M^+ = K^+$ und etwa 200 für $M^+ = \text{NH}_4^+$ /24/. Damit kann auch RIP formuliert werden: RIP ist gleich dem Produkt aus dem Selektivitätskoeffizient und der Konzentration der FES in Gegenwart eines Konkurrenzions M^+ .

Beim Studium der Sorption von Cäsium an Illiten wurden mindestens zwei Typen von Sorptionsplätzen erkannt, die sich stark in ihrer Selektivität für Cäsium unterscheiden /27/. Plätze mit hoher Kapazität und der geringsten Selektivität für Cäsium wurden als reguläre Austauschplätze (RES: **R**egular **E**xchange **S**ites) klassifiziert. Die Adsorption auf den RES ist also gleich für Cs^+ , NH_4^+ und K^+ Ionen /28/. Der andere Typ hat kleinere Kapazität, dafür aber hohe Selektivität für Cäsium und wird den aufgeweiteten Rändern der Schichtstrukturen der Illit-ähnlichen Minerale zugeschrieben (FES) /10/. Dieser spezielle Ort der FES an den aufgeweiteten Rändern der Schichtstruktur der Tonminerale bedingt ihre hohe Selektivität für Ionen mit kleinem Ionenradius in wässriger Lösung. Da die meisten Kationen in wässriger Lösung hydratisiert sind, ist ihr Radius zu groß um in die FES zu passen. Deshalb können nur Ionen mit kleiner Hydratisierungsenergie (K^+ , Rb^+ , NH_4^+ und besonders Cs^+), die leicht die Hydrathülle verlieren, an diesen aufgeweiteten Rändern in die mineralischen Zwischenschichten eindringen und an selektiven Austauschplätzen (FES) fixiert werden. Hydratisierte zweiwertige Ionen wie z.B. Ca^{2+} können nicht zu den FES vordringen und werden deshalb nur an den RES sorbiert. Die selektiven FES Austauschplätze machen allerdings nur etwa 1 bis 5 % aller Austauschplätze in Böden und Sedimenten aus /29/. Da die FES für Cäsium hochselektiv sind und die Konzentration von stabilem Cäsium und Radiocäsium im allgemeinen sehr klein ist im Vergleich zu Konkurrenzionen in der Bodenlösung (z.B. 1 kBq ^{137}Cs entspricht etwa 10^{-12} Mol), ist Radiocäsium in den meisten Böden und Sedimenten überwiegend an die FES fixiert und der große Einfluss der Konzentration der FES auf den Transferfaktor TF wird plausibel. Der Verteilungskoeffizient von Radiocaesium z.B. in mineralischen Böden kann deshalb näherungsweise durch $K_d^{\text{ex}} = K_d^{\text{FES}}$ beschrieben werden.

Mit K_d^{FES} und Formel (2) kann der A Faktor aus Formel (1) umgeschrieben werden

$$A = \frac{\alpha_{ex}}{K_d^{FES}} \cdot \left(\frac{1}{\sqrt{[Ca] + [Mg]}} \right) \quad (3)$$

Dabei charakterisiert die Angabe der Ionenkonzentrationen der zweiwertigen Kationen in der Bodenlösung die Konkurrenz dieser Ionen um Bindungsplätze. Die Konkurrenz der einwertigen Kationen wird in K_d^{FES} berücksichtigt.

Falls ^{137}Cs an FES und an RES sorbiert wird, ergibt sich A zu:

$$A = \frac{\alpha_{ex}}{(K_d^{FES} + K_d^{RES}) \cdot \sqrt{[Ca] + [Mg]}} \quad (4)$$

Dabei ist $K_d^{RES} = \frac{K_{ex} + \text{NH}_{4ex}}{[K] + [\text{NH}_4]}$ das Verhältnis der Konzentrationen der von der festen Phase austauschbaren zu den gelösten Konkurrenzionen, das die Sorption der Cs^+ Ionen an den RES berücksichtigt, mit der Annahme eines Selektivitätskoeffizienten ($\text{NH}_4^+ / \text{K}^+$) von etwa 1 für die RES /30/. Die Erweiterung in Formel (4) muss insbesondere bei Böden mit sehr hohem organischen Anteil berücksichtigt werden, wenn die FES-Konzentration klein ist.

Damit ist der aktuelle internationale wissenschaftliche Stand des Radiocäsium-Transfers Boden-Pflanze in natürlichen oder landwirtschaftlich genutzten Flächen im Wesentlichen beschrieben. Die vorgestellten Modelle wurden auf die Messungen angewandt und ihre Brauchbarkeit für Vorhersagen wurde getestet.

8 Versuchsdurchführung

8.1 Probennahme

Bodenproben wurden in den Monaten Mai und Juni 2005 und 2006 an zwölf Positionen des Altdorfer Waldes entnommen als Monolithe der Fläche $20 \cdot 30 \text{ cm}^2$, Tiefe 25 cm, die im Laufe einer Woche im Labor in die einzelnen Horizonte zerlegt und bezüglich Fläche, Dicke und Gewicht vermessen wurden. An weiteren vier Positionen wurden Bodenproben entnommen mit einem Stecher aus Stahl und dem Querschnitt von $10 \cdot 10 \text{ cm}^2$ und der Länge von etwa 60 cm. Im Mai 2006 wurde an einer Stelle des Pfrunger Rieds ein Monolith entnommen. An jeder Position wurden alle Pflanzen gesammelt, die auf dem Monolith wuchsen, und nach ihrer Art getrennt (Farn, Brombeere, Heidelbeere) und bei $105 \text{ }^\circ\text{C}$ getrocknet und im Mixer zerkleinert und homogenisiert. Die Positionen im Altdorfer Wald sind in Abb. 3 dargestellt und ihre Koordinaten sind in Tab.1 aufgelistet.

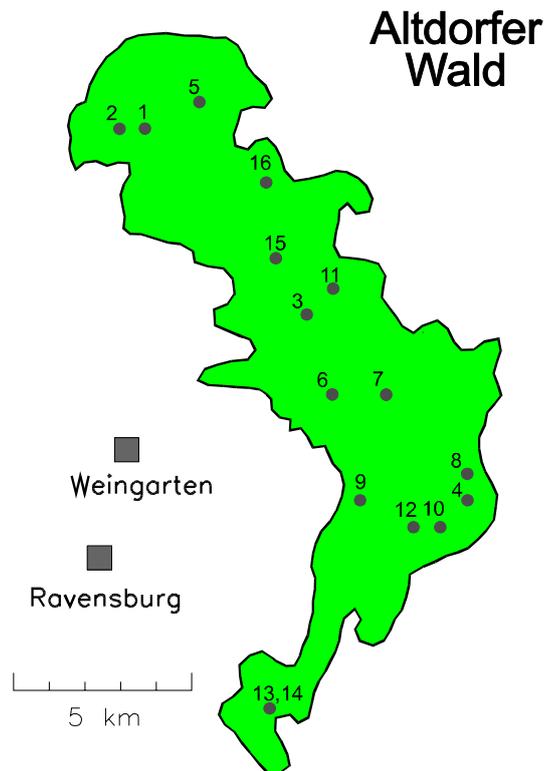


Abb.: 3 Positionen der Bodenprobenentnahme im Altdorfer Wald. Die Lage der Städte Ravensburg und Weingarten sind angegeben. Position 17, Moorboden ist in Abb. 3 nicht gezeigt, da sie ca. 25 km nordwestlich vom Altdorfer Wald im Pfrunger Ried liegt (siehe Abb. 1).

8.2 Die Messung der ^{137}Cs Aktivität

Die ^{137}Cs Aktivität wurde mittels hochauflösender Gamma-Spektrometrie bestimmt. Dabei wurde die Messzeit möglichst so gewählt, dass die statistische Messunsicherheit kleiner als 5 % betrug.

8.3 Der pH-Wert des Bodens

Der pH-Wert des Bodens wurde in einer 0,01 M CaCl_2 Lösung mit einem Verhältnis fest/flüssig von 1:2,5 nach zwei Stunden Wartezeit bis zum Gleichgewicht gemessen.

8.4 Die Korngrößenverteilung der Böden

Die Korngrößenverteilung der Böden wurde hydrometrisch bestimmt [30]. Dabei wird eine definierte Menge Bodenmaterial homogen in Wasser verteilt und die Dichte einer oberflächennahen Schicht in Abhängigkeit von der Zeit bestimmt.

8.5 Der Gehalt an organischer Substanz im Boden

Der Gehalt an organischer Substanz wurde nach Glühen der Bodenprobe für 10 h bei 450 °C über den Gewichtsverlust bestimmt.

Tab.: 1 Beprobungspositionen im Mischwald (Buche, Fagus, und Fichte, Picea abies), Fichtenwald, Waldwiese und Moorwiese: Position, Gauß-Krüger Koordinaten (PD), Höhe über dem Meeresspiegel, ¹³⁷Cs Inventar der Bodenproben am Datum der Entnahme. An Position 15 wurde nur das Bodenprofil untersucht, siehe Anhang A.

Wald	Pos	Gauß-Krüger (PD)		Höhe m	¹³⁷ Cs	Datum
		x	y		Bq/m ²	
Misch	1	3548	5306	500	25328	30.06.05
Misch	2	3548	5306	480	27322	30.06.05
Misch	3	3552	5301	555	13053	6.07.05
Misch	4	3557	5295	710	10847	24.06.05
Rodung	4a	3557	5295	710	13089	19.05.06
Misch	5	3550	5306	520	22995	30.06.05
Fichte	6	3554	5298	620	6262	29.06.05
Fichte	7	3555	5298	610	8553	29.06.05
Fichte	8	3558	5296	715	13363	24.06.05
Fichte	9	3554	5295	715	5960	23.06.05
Fichte	10	3557	5294	690	8513	23.06.05
Misch	11	3553	5301	540	13564	17.06.05
Fichte	12	3556	5294	730	14142	23.06.05
Fichte	12a	3556	5294	730	7407	19.05.06
Fichte 2G	13	3552	5290	650	7042	22.05.06
Fichte 1G	14	3552	5290	655	7956	22.05.06
Fichte I25	15	3552	5302	570	21342	29.09.04
Wiese	16	3551	5304	560	>21626	22.05.06
Moor	17	3530	5308	608	9944	23.05.06

8.6 RIP Messung

Die Bodenprobe (1g) wurde mit einer Lösung von Kalium (0,5 mM) und Calcium (100 mM) ins Gleichgewicht gebracht, um die RES mit Ca₂⁺ zu maskieren und die FES mit K⁺ zu sättigen.

Nach 60 h wurde die Probe zentrifugiert und der Boden wurde mit der gleichen Kalium-Calzium Lösung, die zusätzlich eine bestimmte Konzentration von ^{137}Cs enthielt, ins Gleichgewicht gebracht. Nach 24 h wurde die ^{137}Cs Aktivität in der Lösung gemessen und der Verteilungskoeffizient $K_d(^{137}\text{Cs})$ bestimmt. Das Produkt von $K_d(^{137}\text{Cs})$ mit der Kalium Konzentration (0,5 mM) ergab das RIP, $\text{RIP} = K_d(^{137}\text{Cs}) \cdot [\text{K}]$ in (eq/kg). Die relative Messunsicherheit betrug 5 % bei großen und 10 % bei kleinen RIP Werten.

RIP Messungen wurden auch gemäß dem obigen Protokoll in einer NH_4 (0,5 mM) Umgebung durchgeführt. Das so gemessene $\text{RIP}(\text{NH}_4)$ war dann $K_c(\text{Cs}/\text{NH}_4)$ [FES], da dann NH_4 das wichtigste Konkurrenzion im Boden war. Wenn K das wichtigste Konkurrenzion im Boden war, musste man $K_c(\text{Cs}/\text{K})$ [FES] nehmen für $\text{RIP}(\text{K})$. Aus dem Verhältnis $\text{RIP}(\text{K})/\text{RIP}(\text{NH}_4)$ ergab sich der Selektivitätskoeffizient $K_c^{\text{FES}}(\text{NH}_4/\text{K})$ zu 1,2 bis 3,7 (Tab. 3). Diese vereinfachten Methoden der RIP-Messung führen zu gleichen Ergebnissen wie die AgTU Maskierungstechnik /26/.

8.7 Anteil α_{ex} der austauschbaren ^{137}Cs -Aktivität

Die Bodenprobe (50 g) wurde 24 h lang mit 1 M NH_4OH ins Gleichgewicht gebracht bei einem Verhältnis fest/flüssig von 1:10 für mineralische Horizonte und 1:20 für organische Horizonte. Die Aufschlämmung wurde zentrifugiert und der Überstand filtriert (0,45 μm Membranfilter). Die relative Messunsicherheit von α_{ex} beträgt 5 %.

8.8 Gewinnung der Bodenlösung

Dazu wurde eine medizinische Spritze ohne Kolben zuerst mit etwas Quarzwolle und darüber mit der Bodenprobe gefüllt und danach für eine Stunde zentrifugiert. Die so gewonnene Bodenlösung wurde gefiltert (0,45 μm Membran). Falls keine natürliche Bodenlösung gewonnen werden konnte, weil der Boden zu trocken war, dann wurde der Boden auf Normalfeuchte gebracht, für 24 h an Luft mit 100 % Feuchtigkeit gehalten und danach eine „künstliche Bodenlösung“ gewonnen.

8.9 Die Kationenkonzentration der Bodenlösung

Die Kationenkonzentration der Bodenlösung wurde bezüglich K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} mit der Methode der Atomabsorptionsspektrometrie bestimmt. Die Messunsicherheiten reichen von 0,1 mg/l für K^+ und Mg^{2+} bis 0,2 mg/l für Ca^{2+} . NH_4^+ in der Bodenlösung wurde durch Messung der Licht-Extinktion nach einer Indophenolreaktion /31/ mit einer Messunsicherheit von etwa 5 % bestimmt.

8.10 Röntgendiffraktometrische Untersuchung

Dazu wurde Material aus den B-Horizonten der Profile an den Positionen 10 und 11 verwendet (Abb. 4). Die Korngröße beider Proben war jeweils kleiner als 40 μm .

9 Ergebnisse

9.1 Tiefenverteilung des ^{137}Cs im Waldboden

In Abb. 4. sind typische Tiefenverteilungen des ^{137}Cs im Boden gezeigt (a) eines Mischwaldes, Position 11 und (b) eines Fichtenwaldes, Position 10. Typisch ist dabei, dass 19 Jahre nach dem ^{137}Cs Eintrag noch immer mehr als 50 % des ^{137}Cs in der obersten 10 cm dicken Bodenschicht lokalisiert sind mit einem Maximum der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im A_h Horizont. Dabei sind die organischen Horizonte im Fichtenwaldboden dicker und reicher an ^{137}Cs als jene im Mischwaldboden. Im Fichtenwaldboden wurzeln die Pflanzen hauptsächlich im O_h Horizont, im Mischwaldboden ist es der A_h Horizont, der mehr mineralische Anteile enthält als der O_h Horizont. Entsprechend erwartet man im Mischwaldboden in der für die Pflanzenaufnahme relevanten Schicht hohe RIP Werte und entsprechend kleine TF Werte. Dies wird auch beobachtet.

Röntgendiffraktometrische Untersuchungen ergaben für die in Abb. 4 gezeigten Profile im obersten B-Horizont keine Unterschiede in der Zusammensetzung für Korngößen $< 40 \mu\text{m}$. Beide Proben bestanden überwiegend aus Quarz, geringen Anteilen an Anorthit, Albit, Chlorit, Muskowit und Illit.

Im Anhang sind die Tiefenverteilungen des ^{137}Cs aller gemessenen Bodenproben in Abb. a bis s gezeigt. Das Fichtenwaldprofil der Position 15 (Abb. q im Anhang) wurde bis zu einer Tiefe von ca. 50 cm gemessen und es zeigt sich, dass das gesamte ^{137}Cs Inventar in den oberen 20 cm Tiefe lokalisiert ist. Ausnahmen von dieser Regel sind die Positionen 1, 9, 12a und 16.

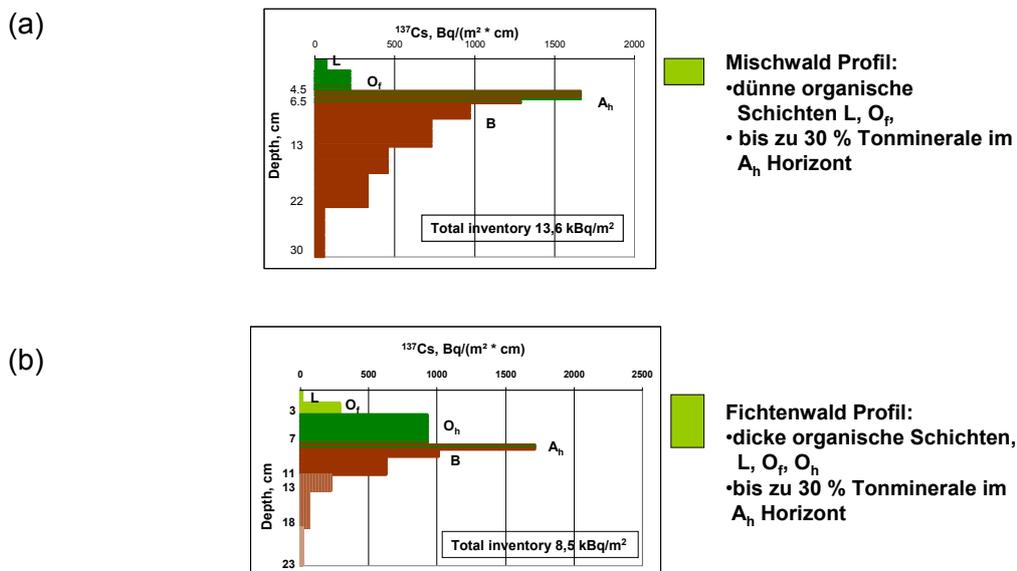


Abb.: 4 Tiefenverteilung der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im Boden eines Mischwaldes (a) und eines Fichtenwaldes (b). Die Horizonte des organischen Materials (Humus) sind grün gefärbt, die Horizonte mit mineralischem Anteil sind braun gefärbt oder braun schattiert.

Anteile von bis zu 30 % ^{137}Cs aus dem Fallout der atmosphärischen Kernwaffenversuche (1986 ca. 3000 Bq/m²) wurden in den Böden gefunden mit einem Maximum dieses Inventars in den mineralischen B-Horizonten, die wenig zum Transfer in die Pflanzen beitragen /44/.

9.2 Die wichtigsten Bodeneigenschaften

Die wichtigsten Bodeneigenschaften sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Die Waldböden bestehen aus Moränenlehm. Alle Böden sind sauer mit pH-Werten zwischen 3,6 und 5,8 im Mischwald und pH-Werten zwischen 2,8 und 3,4 im Fichtenwald. Im gedüngten Fichtenwald liegt der pH-Wert bei 5,5 bis 5,7. Die Bodenarten sind zwischen sandig, toniger Lehm und sandiger Lehm einzuordnen. Sand ist der dominierende Korngrößen-Anteil mit 46 % - 67 % im mineralischen B-Horizont. Im Moorwiesenboden dominiert Ton, bei einem pH-Wert von 4,8 und einem Anteil an organischem Material von 50 %.

Als wichtigster Bodenhorizont für die Wurzelaufnahme der Pflanzen Farn, Heidelbeere und Brombeere wurde im Fichtenwald der O_h Horizont und im Mischwald der A_n Horizont ausgewählt (Tab. 2). Diese Auswahl war bedingt durch das Vorhandensein des Horizonts (Tiefenprofile im Anhang A) und die etwa gleiche Tiefe des Horizonts im Boden von Misch- und Fichtenwald.

Die organischen humifizierten Horizonte des Waldbodens zeichnen sich durch eine erhöhte Ammonium-Konzentrationen aus (s. Abb. 5). Ammonium kann wirkungsvoll ^{137}Cs von Sorptionsplätzen verdrängen und verursacht dadurch die Mobilität und die Pflanzenverfügbarkeit des ^{137}Cs /31/.

An allen Positionen wurde die Tiefenverteilung der Ammonium-Konzentration in der Bodenlösung gemessen. Die Ammonifizierung ist eine durch Bakterien verursachte Mineralisierung organischer Substanzen und sie wird verstärkt mit zunehmender Konzentration von gelöster organischer Materie und Sauerstoff. Übereinstimmend damit wurden die höchsten Ammonium-Konzentrationen in den gut belüfteten O_f Horizonten gemessen. Die Bodenhorizonte im Bereich der Pflanzenwurzeln im Fichten- und Mischwald unterscheiden sich wesentlich im Gehalt an organischer Materie (Tab. 2). Unterschiede im Ammonium-Gehalt der Bodenlösung sind in diesen Horizonten eher gering für Misch- und Fichtenwaldböden (Abb. 5). Im Mittel sind die Kalium-Konzentrationen in der Bodenlösung um etwa einen Faktor 1,7 größer als die Ammonium-Konzentration (Tab. 3). Die Kalium-Konzentrationen liegen zwischen 0,02 mM und 0,53 mM, die Ammonium-Konzentrationen zwischen 0,04 mM und 0,25 mM. Niedere Kalium Konzentrationen in der Bodenlösung der Wurzelzone beeinflussen die Pflanzenverfügbarkeit des ^{137}Cs wesentlich /32/. Es besteht eine Abhängigkeit der ^{137}Cs Aufnahme durch Pflanzen von der Kalium Konzentration im Bereich kleiner als 1 mM K⁺ /33, 34/. Danach wird das Konzentrationsverhältnis CF (Pflanze/Bodenlösung) für ^{137}Cs mit zunehmender Kalium Konzentration in der Bodenlösung kleiner und der größte Einfluss von Kalium auf die ^{137}Cs Aufnahme wurde im Konzentrationsbereich unter 0,25 mM K⁺ in der Bodenlösung gefunden /32/. Dies bedeutet, dass kleine Konzentrationen von Kalium in der Bodenlösung einen erhöhten Transfer Boden-Pflanze von ^{137}Cs verursachen können.



Abb.: 5 Mittlere NH_4^+ Konzentration in der Bodenlösung der Wurzelzone der Waldböden.

Konzentrationen in der Bodenlösung für die Kationen K^+ , Ca^{2+} und Mg^{2+} im Bereich 0,02 mM bis 3 mM bedeuten, dass Cs^+ , falls es mit 1000 Bq/l in der Bodenlösung vorhanden ist, nur ein Spurenelement der Molarität von etwa $2 \cdot 10^{-12}$ M darstellt. Damit ist die Wahrscheinlichkeit für die Sorption von Cs^+ z.B. an Tonmineralien wegen seiner geringen Konzentration sehr klein,

Pos	Waldtyp	Tiefe, cm	Horizont	pH, CaCl ₂	OM ^a , %	Korngrößenverteilung ^b			Bodenart ^c	Austauschbare Kationen				TRB ^d
						Ton	Schluff	Sand		K	NH ₄	Ca	Mg	
						%				cmol kg ⁻¹				
1	gemischt	4,5-5,5	Ah	3,9	22	32	21	46	Sandy clay loam	0,3	0,2	20,2	1,7	22,4
2	gemischt	4,2-6,2	Ah	4,1	14	28	26	46	Sandy clay loam	0,3	0,2	16,2	1,2	17,8
3	gemischt	2,5-4,3	Ah	5,6	17	20	16	63	Sandy clay loam	0,3	0,2	29,4	9,5	39,4
4	gemischt	2-3,5	Ah	3,6	24	28	23	49	Sandy clay loam	0,3	0,2	9,3	2,6	12,4
4a	Kahlschlag ^e	3-4	Oh	3,6	79	31	48	21	Sandy clay loam	1,2	0,1	29,8	4,9	35,9
5	gemischt	5,5-6,5	Ah	5,8	17	22	25	53	Sandy clay loam	0,4	0,2	57,9	2,8	61,2
6	Fichte	3-4	Oh	3,3	59	27	22	51	Sandy clay loam	0,6	0,6	24,1	3,2	28,5
7	Fichte	2-3,5	Oh	3,4	68	18	17	65	Sandy loam	0,6	1,1	21,3	4,5	27,6
8	Fichte	7-9	Oh	2,8	57	25	23	52	Sandy clay loam	0,9	0,6	8,4	2,2	12,1
9	Fichte	5,5-7,5	Oh	3,2	76	27	23	51	Sandy clay loam	0,7	1,3	35,5	3,4	40,8
10	Fichte	3-7	Oh	2,9	77	23	17	60	Sandy clay loam	0,7	1,1	12,1	4,4	18,4
11	gemischt	5,8-6,5	Ah	3,3	22	21	27	52	Sandy clay loam	0,3	0,3	8,2	1,0	9,7
12	Fichte	6-8,5	Oh	2,8	79	19	14	67	Sandy clay loam	0,5	0,5	20,1	2,6	23,7
12a	Fichte	5,5-7,5	Oh	3,0	86	23	55	22	Sandy clay loam	0,3	0,04	15,5	2,8	18,6
13	Fichte 2G	3-4	Oh	5,7	68	27	48	25	Sandy clay loam	0,5	0,03	45,3	18,1	63,9
14	Fichte 1G	2-4	Oh	5,5	54	27	51,5	21,5	Sandy clay loam	0,3	0,03	17,0	9,2	26,5
16	Wiese	0-5	-	5,1	6,6	29	48	23	Sandy clay loam	0,2	0,03	15,9	0,9	17,0
17	Wiese	0-5	-	4,8	50	52	16	32	Clay loam	0,3	0,1	47,2	2,1	49,7

Tab.: 2 Bodenart, Korngrößenverteilung und chemo-physikalische Eigenschaften des Bodens der Wurzelzone.

^a- Anteil organischer Materie bestimmt aus dem Gewichtsverlust beim Veraschen bei 450°C;

^b- Die Korngrößenverteilung wurde bestimmt für den B Horizont des Waldbodens und Bodentiefen von 5-10 cm von Wiesen;

^c- USDA Klassifikation;

^d- TRB ist die Summe der austauschbaren Kationen.

^e- Position 4a ist ein Kahlschlag (im Jahr 2003) eines zu Position 4 benachbarten Fichtenbestandes.

Pos	α_{ex} , %	RIP(K), meq/kg	RIP(NH ₄), meq/kg	$K_c^{FES}(NH_4/K)$	Kationen in der Bodenlösung, mM				K_d^{RES} , %	A, 10^{-4} mM ^{1/2} kg/meq	TF, (Bq·kg ⁻¹ /Bq·kg ⁻¹)	
					K	NH ₄	Ca	Mg			Farn	Brombeere
1	1,3	632	278	2,3	0,14	0,08	0,63	0,13	1	0,08	0,03	0,005
2	0,9	548	251	2,2	0,10	0,11	0,52	0,16	1	0,07	0,04	0,003
3	2,0	396	154	2,6	0,07	0,07	0,70	0,67	2	0,11	0,14	0,03
4	0,4	231	113	2,0	0,24	0,13	1,16	0,71	3	0,05	0,13	0,02
4a	1,9	73	47	1,6	0,41	0,15	0,54	0,19	17	1,66	0,7	0,07
5	3,4	224	129	1,7	0,19	0,05	1,43	0,27	3	0,31	0,13	0,007
6	1,8	149	54	2,8	0,15	0,08	0,87	0,40	11	0,35	0,20	0,05
7	1,8	135	77	1,8	0,13	0,23	0,75	0,38	16	0,56	0,60	0,06
8	2,8	91	65	1,4	0,31	0,25	0,18	0,10	16	3,21	0,34	0,06
9	3,1	43	29	1,5	0,53	0,16	2,57	0,56	34	2,07	0,58	0,13
10	5,7	23	16	1,5	0,17	0,15	0,30	0,09	49	7,80	1,05	0,18
11	0,6	718	235	3,1	0,08	0,09	0,46	0,05	2	0,04	-	-
12	15,4	10	6,5	1,5	0,23	0,04	0,34	0,10	52	16,7	0,88	0,20
12a	13,7	6	5	1,2	0,04	0,08	0,41	0,14	36	25,6	6,3	0,30
13	2,6	179	90	2,0	0,07	0,07	2,29	1,31	4	0,15	0,7	0,07
14	2,2	829	223	3,7	0,03	0,05	1,34	1,02	1	0,03	0,9	0,21
16	6,2	1335	420	3,2	0,13	0,06	3,04	0,40	1	0,08	-	-
17	1,9	1115	612	1,8	0,02	0,04	1,09	0,08	0,3	0,015	-	-

Tab.: 3 Ausgewählte Bodeneigenschaften: Anteil α_{ex} an austauschbarem ¹³⁷Cs; Kationen-Konzentrationen in der Bodenlösung (K⁺, NH₄⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺); Anteil des ¹³⁷Cs⁺ adsorbiert an RES (K_d^{RES}); berechnete Werte des "availability" Faktors (A); gemessene Werte des ¹³⁷Cs Transfer Faktors Boden-Pflanze TF, bezogen auf die Wurzelzone. Aktivitätskonzentrationen im Bezugshorizont sowie in den Pflanzen sind in Tab. B im Anhang aufgelistet. Position 4a ist ein Kahlschlag (im Jahr 2003) eines zu Position 4 benachbarten Fichtenbestandes.

9.3 Das Radiocaesium Interception Potential (RIP)

Der RIP Wert kennzeichnet die Fähigkeit des Bodens Cs^+ selektiv zu adsorbieren. RIP Werte wurden für O_h und A_h Horizonte der untersuchten Böden bestimmt. Abb. 6 zeigt die Abhängigkeit des RIP von dem Tonanteil im Boden. Die Einzelwerte sind in Tab. 2 und 3 aufgelistet.

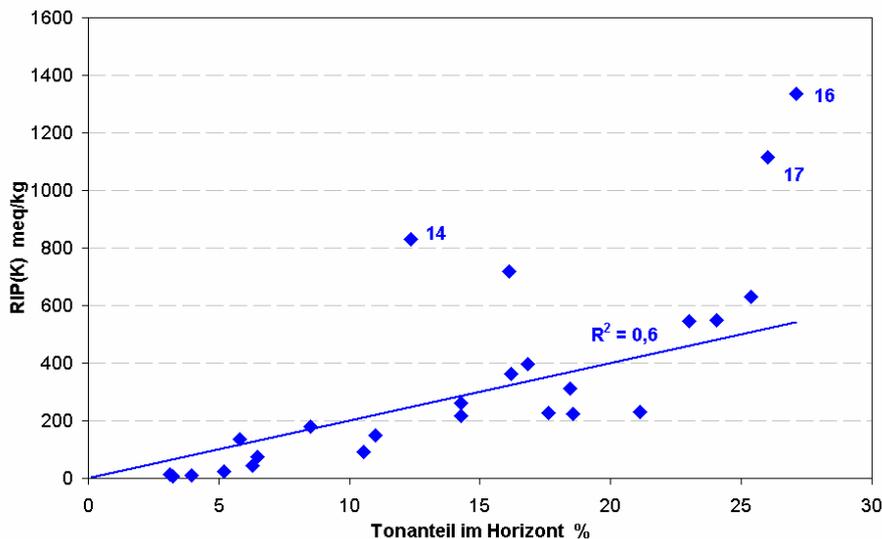


Abb.: 6 Die Abhängigkeit von RIP vom Tonanteil im Boden.

Abb. 6 zeigt im Wesentlichen eine lineare Abhängigkeit des RIP vom Tonanteil. Deutliche Abweichungen von diesem Verhalten zeigen die Positionen 14, 16 und 17, was darauf hindeutet, dass die Ton-Mineralogie in den verschiedenen Horizonten und Standorten unterschiedlich sein könnte. Bei den anderen Standorten ist anzunehmen, dass ihre Ton-Mineralogie sich wenig voneinander unterscheidet.

α_{ex} , der Anteil des austauschbaren ^{137}Cs , der durch Extraktion mit NH_4OH bestimmt wurde, variiert im Bereich 1,8 % bis 15,4 % im Fichtenwald und ist größer als im Mischwald, wo er zwischen 0,4 % und 3,4 % liegt. Die Messungen zeigen, dass die größeren Werte α_{ex} , des Anteils des austauschbaren ^{137}Cs , zu kleineren RIP Werten gehören, allerdings mit geringer Korrelation. Für Waldwiese ergibt sich ein relativ großer Wert von $\alpha_{\text{ex}} = 6,2 \%$ und $\text{RIP(K)} = 1115$, also ein anderes Verhalten als im Waldboden (Tab. 3).

Für die Mischwaldböden besteht eine negative lineare Abhängigkeit ($R^2 = 0,9$) zwischen α_{ex} , dem Anteil des austauschbaren ^{137}Cs , und den RIP-Werten. Dieser Befund deutet darauf hin, dass die gleiche Art von Tonmineralen für die selektive Adsorption des ^{137}Cs und dessen Fixierung in deren Zwischenschicht verantwortlich sein kann und, dass ^{137}Cs im mineralischen Teil des Mischwaldbodens adsorbiert wird. Für Nadelwald sind die RIP(K) Werte umgekehrt proportional zu α_{ex} , dem Anteil des austauschbaren ^{137}Cs (ohne Abb.).

Um den Selektivitätskoeffizient $K_c(\text{NH}_4/\text{K})$ auf den FES zu bestimmen, wurden auch $\text{RIP}(\text{NH}_4)$ Werte gemessen (Tab. 3). Die Werte von $K_c(\text{NH}_4/\text{K})$ decken einen Bereich von 1,4 bis 3,7 ab. Dies bedeutet, zusammen mit den jeweiligen Konzentrationen, dass für die meisten Adsorptionsplätze Ammonium eine wichtigere Rolle als Kalium spielt, was den Wettbewerb dieser Kationen mit Radiocäsium um die selektiven Sorptionplätze FES betrifft (Tab. 3).

Die $\text{RIP}(\text{K})$ Werte im Nadelwald reichen von 6 bis 149 meq/kg in den O_h Horizonten (Positionen 6 bis 12) und nehmen mit zunehmendem Anteil an organischer Substanz ab (Tab. 2, Tab. 3). Die RIP Werte sind proportional zu den Anteilen an Tonmineralen in O_h und A_h Horizonten des Bodens (Abb. 6). Der kleine Anteil Tonminerale in Humus-Horizonten wird verursacht durch die langsame Zersetzung der Spreu. Nadelstreu wird sehr langsam zersetzt und bildet dabei einen mächtigen Humushorizont, der aus Mull-, Moder- oder Rohhumus besteht. In den Bodenproben die aus den O_h Horizonten mit Rohhumus entnommen wurden, sind die RIP Werte sehr klein, etwas größere Werte von RIP werden in den Bodenproben aus O_h Horizonten mit Moder festgestellt.

In Böden des Mischwaldes werden wesentlich höhere Werte von $\text{RIP}(\text{K})$ als in Fichtenwaldböden beobachtet und zwar im Bereich von 224 bis 632 meq/kg. Schon dieser Vergleich zeigt, dass zu erwarten ist, dass der Transfer von ^{137}Cs aus dem Boden in die Pflanze im Mischwald kleiner sein sollte als im Fichtenwald.

Auch die gedüngten Fichtenwaldstandorte und die Wiesen (Position 13 bis 17) zeigen mittlere bis große RIP Werte, die mit relativ großen Werten für TF verbunden sind und damit nicht dem obigen Muster entsprechen.

9.4 Berechneter „Availability factor A“

In Abb. 7 ist der berechnete „Availability“ Faktor A als Maß des Radiocäsium Transfers vom Boden in die Pflanze gegen den gemessenen Wert von RIP doppelt-logarithmisch aufgetragen. Gemäß Abb. 7 gibt es Werte (Symbol ■), die nur die selektive Sorption von Cs^+ an FES berücksichtigen. Nach der Theorie sollte der Availability factor A umgekehrt proportional zum Radiocesium Interception Potential RIP sein. Im doppelt logarithmischen Diagramm würde sich dann eine negative Steigung vom Betrag 1 ergeben. Die Messpunkte werden aber besser durch eine Ausgleichsgerade mit der negativen Steigung des Betrags $(1,5 \pm 0,1)$ beschrieben. Diese Abweichung könnte bedeuten, dass für das RIP nicht nur die selektiven (FES), sondern auch die regulären Sorptionsplätze (RES) berücksichtigt werden müssen, gemäß Formel (4). Dann wäre zu erwarten, dass die Werte von A an den Fichtenwaldstandorten kleiner werden, d.h. für kleine Werte von RIP und Böden mit dicken Humusschichten im Wurzelbereich. Das Ergebnis (Symbol □) ist ebenfalls in Abb. 7 gezeigt und diese Messpunkte können durch eine Ausgleichsgerade mit der negativen Steigung des Betrags $(1,4 \pm 0,1)$ beschrieben werden. Die Übereinstimmung mit dem Modell ist also besser geworden. In Böden des Mischwaldes dominiert die selektive Sorption von Cs^+ an FES wie durch die sehr kleine Abnahme der Werte von A bei hohen RIP Werten in Abb. 7 gezeigt wird.

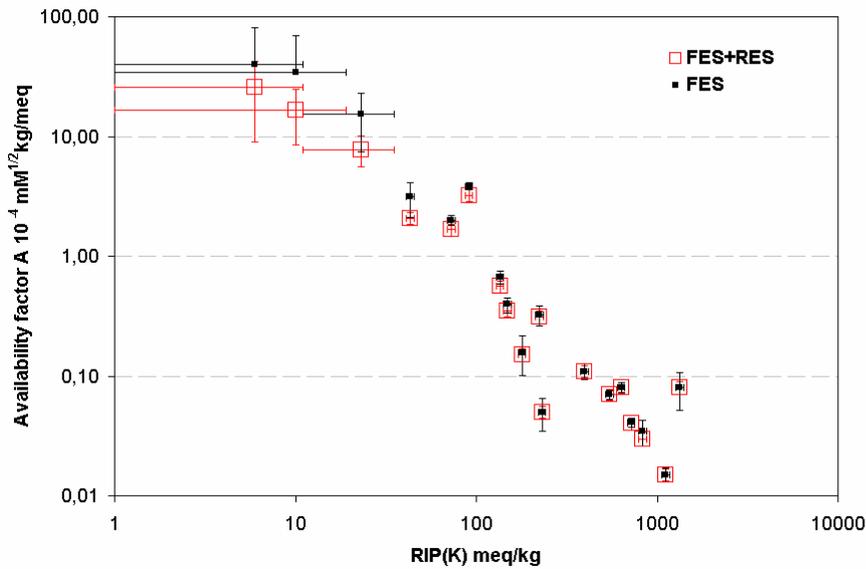


Abb.: 7 A Faktor (■ FES; □ FES und RES) als Funktion des RIP. Mischwaldstandorte sind rechts unten eingetragen, Fichtenwaldstandorte links oben.

Abb. 8 zeigt die Abhängigkeit des ^{137}Cs Transferfaktors TF, der die ^{137}Cs -Ionenaufnahme aus der Wurzelzone charakterisiert, für Farn und Brombeere in Abhängigkeit von RIP der entsprechenden Wurzelzone für Misch- und Fichtenwald. Der Verlauf der Messpunkte zeigt, dass RIP eine herausragende Rolle spielt bei der Charakterisierung von Waldböden und deren Bioverfügbarkeit von Radiocäsium. Die Messpunkte für den gedüngten Fichtenwald (■, □) sind zu höheren TF Werten verschoben, entsprechend der sehr unterschiedlichen Situation der Konzentration der Konkurrenzionen in der Bodenlösung.

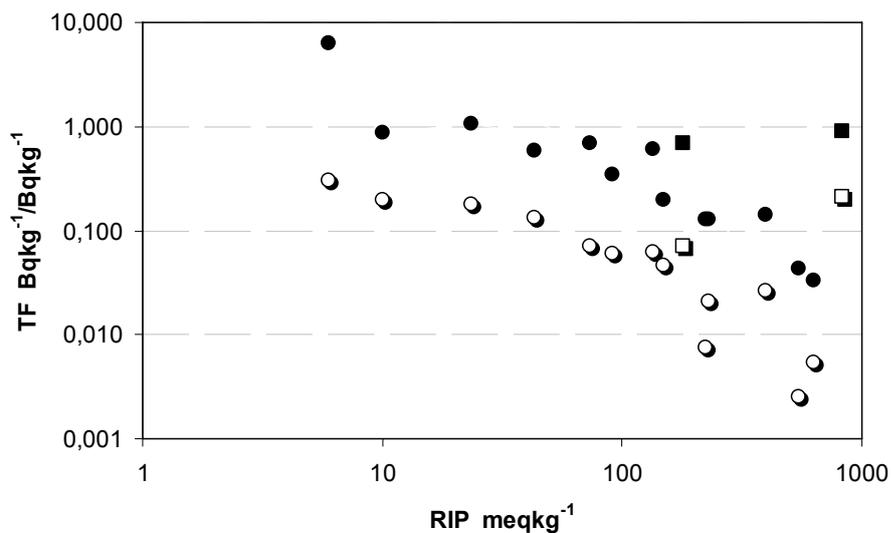


Abb.: 8 Abhängigkeit des ^{137}Cs Transferfaktors TF für Farn (●) und Brombeere (○) vom Radiocäsium Interception Potential RIP der entsprechenden Wurzelzone für Misch- und Fichtenwaldstandorte. Die Messpunkte (■, □) stammen von gedüngten Fichtenwaldstandorten (Positionen 13, 14).

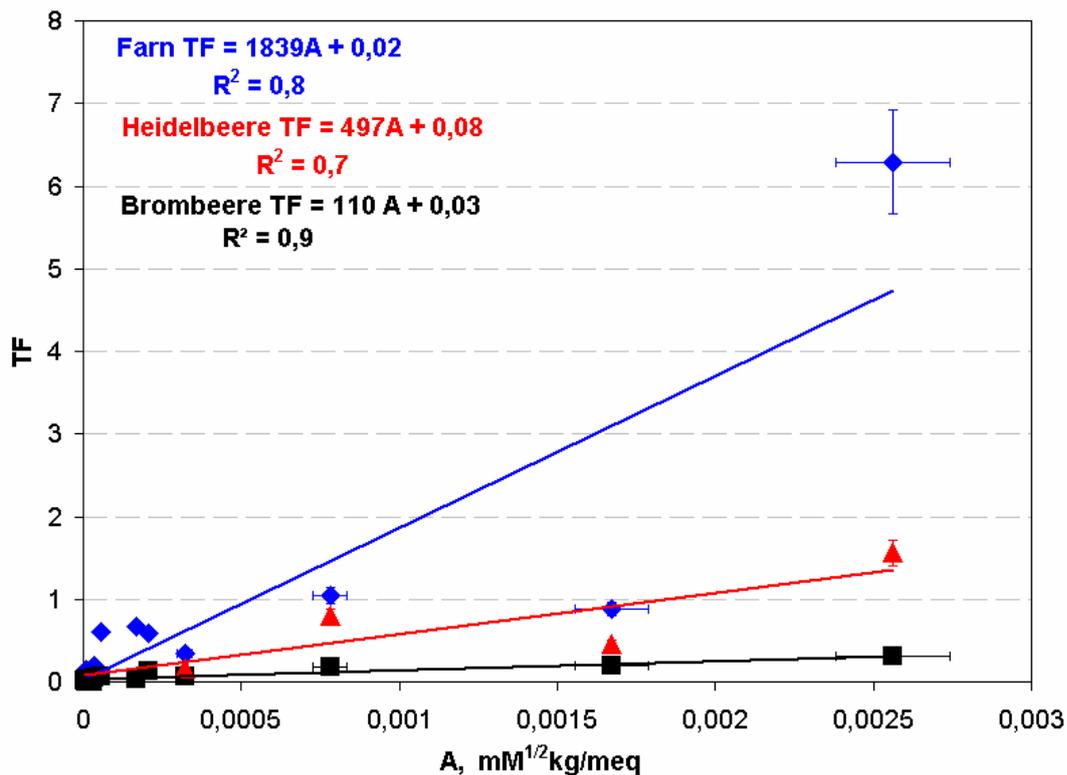


Abb.: 9 Der ^{137}Cs Transfer-Faktor Boden-Pflanze TF und der Availability-Faktor A für Farn (blau), Brombeere (schwarz) und Heidelbeere (rot). Messwerte der Aktivitätskonzentrationen im Bezugshorizont sowie in den Pflanzen sind im Anhang B aufgelistet.

In Abb. 9 sind die gemessenen Transfer-Faktoren TF gegen die berechneten Werte von A linear aufgetragen. Farn hat wesentlich größere TF Werte im Vergleich zur Brombeere, wie man in Abb. 9 und Abb. 8 sieht und erwartet hat [3]. Abb. 9 zeigt die erwartete lineare Abhängigkeit von TF und A. Gemäß Gl.1 ist $TF = A \cdot B$, wobei B die pflanzenspezifische Aufnahme charakterisiert, die unabhängig von der ^{137}Cs -Verfügbarkeit im Boden ist. In Abb.9 ist B die Steigung der Geraden. Für B ergeben sich aus Abb. 9 folgende Werte in (meq/mM^{1/2}kg): B(Farn) = 1839; B(Heidelbeere) = 497; B(Brombeere) = 110. Für B wie für TF ergibt sich damit ein Größenverhältnis von etwa 17:4:1 für die Pflanzen Farn, Heidelbeere und Brombeere was die Aufnahme von Cs^+ betrifft.

In Abb. 10 ist der aggregierte Transfer Faktor gegen den A Faktor aufgetragen. Wie erwartet variieren die gemessenen T_{ag} -Werte beträchtlich um die Ausgleichsgeraden. Diese Darstellung zeigt, dass T_{ag} nicht geeignet ist, die Bioverfügbarkeit quantitativ zu beschreiben. Auch hier sind die Werte von T_{ag} wie erwartet für Farn am größten.

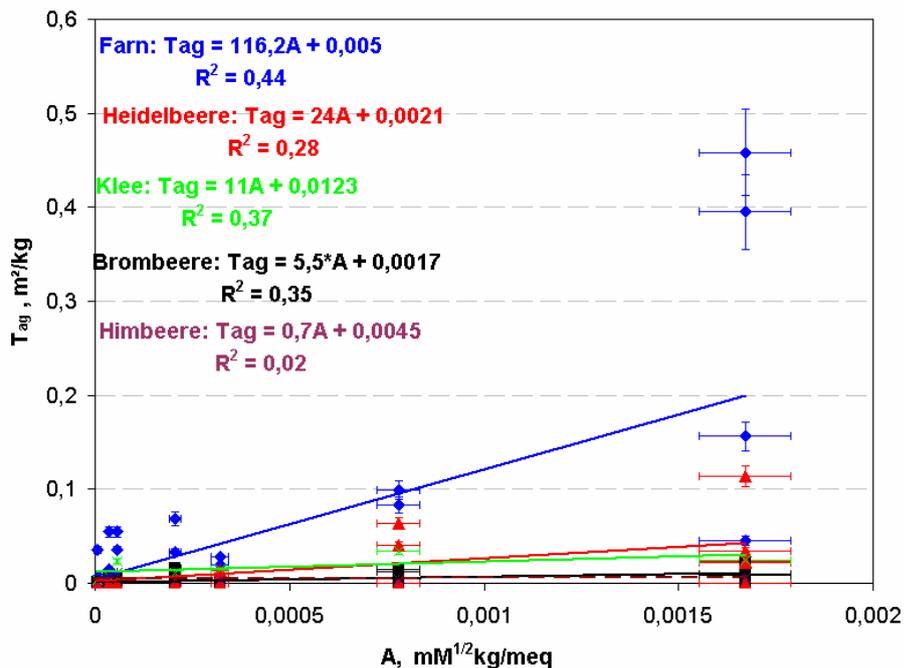


Abb.: 10 Aggregierter Transferfaktor T_{ag} als Funktion des berechneten Bioverfügbarkeitsfaktors A für die untersuchten Waldpflanzen. Bodeninventare (0 bis 20 cm Tiefe) und Aktivitätskonzentrationen der Pflanzen sind im Anhang in Tab. C aufgelistet.

9.5 Einfluss der Düngung

Frühere Untersuchungen eines Fichtenwaldstandortes an der Position 13 /35, 36, 37/ zeigten, dass der Wert des ^{137}Cs Transferfaktors von Farn und Brombeere durch Düngung um den Faktor drei bis fünf verkleinert wird. An diese Ergebnisse wird in diesem Projekt angeknüpft, um den Zusammenhang der Transferfaktoren TF und T_{ag} mit den bodenchemischen Größen und dem Bioverfügbarkeitfaktor A zu zeigen. Die Ergebnisse sind in Tab. 4 zusammengestellt. Gemäß Tab. 4 beobachten wir im ungedüngten Fichtenwaldboden einen kleineren pH Wert, größerer Anteil α_{ex} an austauschbarem ^{137}Cs und kleinere RIP Werte als im gedüngtem Fichtenwaldboden. Berücksichtigt man die Konzentrationen der Kationen in der Bodenlösung (für die Proben in Tab. 4 von 1997 wurde diese indirekt durch Wasserextraktion bestimmt), so kommt man mit Formel 1 zu Werten von A, die im ungedüngten Boden mehr als zehn mal größer sind und mit dem Trend der gemessenen TF Werte und T_{ag} Werten übereinstimmen. Der ^{137}Cs Transferfaktor TF ist im ungedüngten Fichtenwaldboden ca. sechs mal größer und der aggregierte Transferfaktor T_{ag} ist ca. drei bis fünf mal größer als im gedüngten Fichtenwaldboden. Der Wert des Transfers ist für Farn größer als für Blaubeere und am kleinsten für Brombeere, gemäß früheren Befunden. Die Verringerung des ^{137}Cs Transferfaktors TF und des aggregierten Transferfaktors T_{ag} durch Düngung bleibt über neun Jahre konstant.

Tab.: 4 Ausgewählte Bodeneigenschaften von O_h Horizonten eines Fichtenwaldbodens: OM ist der Anteil an organischer Substanz, bestimmt durch Glühverlust bei 450 °C; pH Wert; Anteil α_{ex} an austauschbarem ^{137}Cs ; RIP(K); berechnete Werte des "availability" Faktors (A); ^{137}Cs Transfer Faktor Boden-Pflanze TF, bezogen auf die Wurzelzone; ^{137}Cs aggregierter Transferfaktor T_{ag} . Messwerte für Bodeninventar und Aktivitätskonzentrationen sind im Anhang in Tab. D aufgelistet.

*) Düngung 1984 (2.5 t/ha dolomitischer Kalk: 83% CaCO_3 , 8% MgO, 6% K_2O , 3% P_2O_5)

*) Düngung 2002 (3 t/ha dolomitischer Kalk: 3% CaO, 2% MgO, 53% CaCO_3 , 42% MgCO_3)

Position, Messung	Jahr der Dün- gung*)	OM %	pH CaCl ₂	α_{ex} %	RIP meq ·kg ⁻¹	A 10 ⁻⁴ mM ^{1/2} ·kg/meq	TF(O_h)			T_{ag}		
							Farn	Brom- beere	Hei- del- beere	Farn	Brom- beere	Hei- del- beere
							Bq·kg ⁻¹ /Bq·kg ⁻¹			Bq·kg ⁻¹ /Bq·m ⁻²		
13 1997	-	89	3.0	14.8	35	23.7	3.2	0.6	1.9	0.24	0.04	0.14
13 1997	1984	70	3.2	2.8	190	2.4	0.4	0.03	0.1	0.05	0.003	0.01
13 2006	1984, 2002	68	5.7	2.6	179	0.15	0.7	0.07	0.2	0.10	0.004	0.02

In den Jahren 1991 und 1995 wurden im gleichen Fichtenstand des Altdorfer Waldes (Position 13, 14) der Einfluss der Wald Düngung von 1984 auf den aggregierten ^{137}Cs Transferfaktor von Farn und Brombeere untersucht /35/. Auf der gedüngten Fläche war T_{ag} um einen Faktor drei bis fünf kleiner für Farn und Brombeere. Auch dort war der Wert von T_{ag} von Farn um eine Größenordnung höher als von Brombeere. T_{ag} wurde mit der Zeit kleiner, was darauf hindeutet, dass ^{137}Cs im Boden mit der Zeit fixiert wird. Die Messungen zeigten, dass die Düngung zu einer lange anhaltenden Reduktion von T_{ag} führte. Diese Befunde wurden mit der Zunahme des pH Wertes, der schnelleren Mineralisation der organischen Bodenhorizonte wegen des CaCO_3 und der Zunahme der Ionen -Konzentration im Wurzel-Austauschkomplex erklärt /35/. Eine deutliche Abnahme von T_{ag} mit der Ca- und Mg-Konzentration wurde mit der Erhöhung der Kalium Konzentration in der Bodenlösung, ausgelöst durch die erhöhte Ca und Mg Konzentration, erklärt /17/. Am Beispiel von Bodenproben der Position 13 wurde der Zusammenhang zwischen A und TF und die Verkleinerung des Radiocäsium Transfers durch Düngung mit bodenchemischen Daten erklärt /36, 37/. Die aktuellen Daten in diesem Projekt bestätigen diese früheren Befunde. Weitere Untersuchungen im selben Fichtenwald ergaben, dass die räumliche Verteilung des ^{137}Cs im Boden sich wenig ändert unter dem Einfluss von Zeit und Düngung /38/ Maxima der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration waren während elf Jahren immer in den O_h oder A_h Horizonten zu finden. Das ^{137}Cs Maximums verschob sich in elf Jahren von ca. 4 cm in 5 cm Tiefe. Die Dicke der Humusschicht (L, O_f , und O_h) blieb praktisch konstant mit der Zeit. Nur der Anteil des ^{137}Cs im Horizont O_h wurde nach dem Düngen größer. Auch der pH Wert nahm nach

dem Düngen zu. T_{ag} wurde kleiner, bei Farn eine Abnahme um den Faktor 4, die über elf Jahre konstant blieb.

Messungen am selben Fichtenwald, der 2002 erneut gedüngt wurde, unterstützen und erweitern die obigen Befunde (Abb. 11c). Die Lage des Maximums der Tiefenverteilung der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im gedüngten und ungedüngten Fichtenwaldboden bleibt gleich bei etwa 4 cm (Abb. 11). Der Anteil des ^{137}Cs Inventars in den oberen 10 cm Bodentiefe steigt im gedüngten Boden von 80 % auf 90 % bis 95 % an.

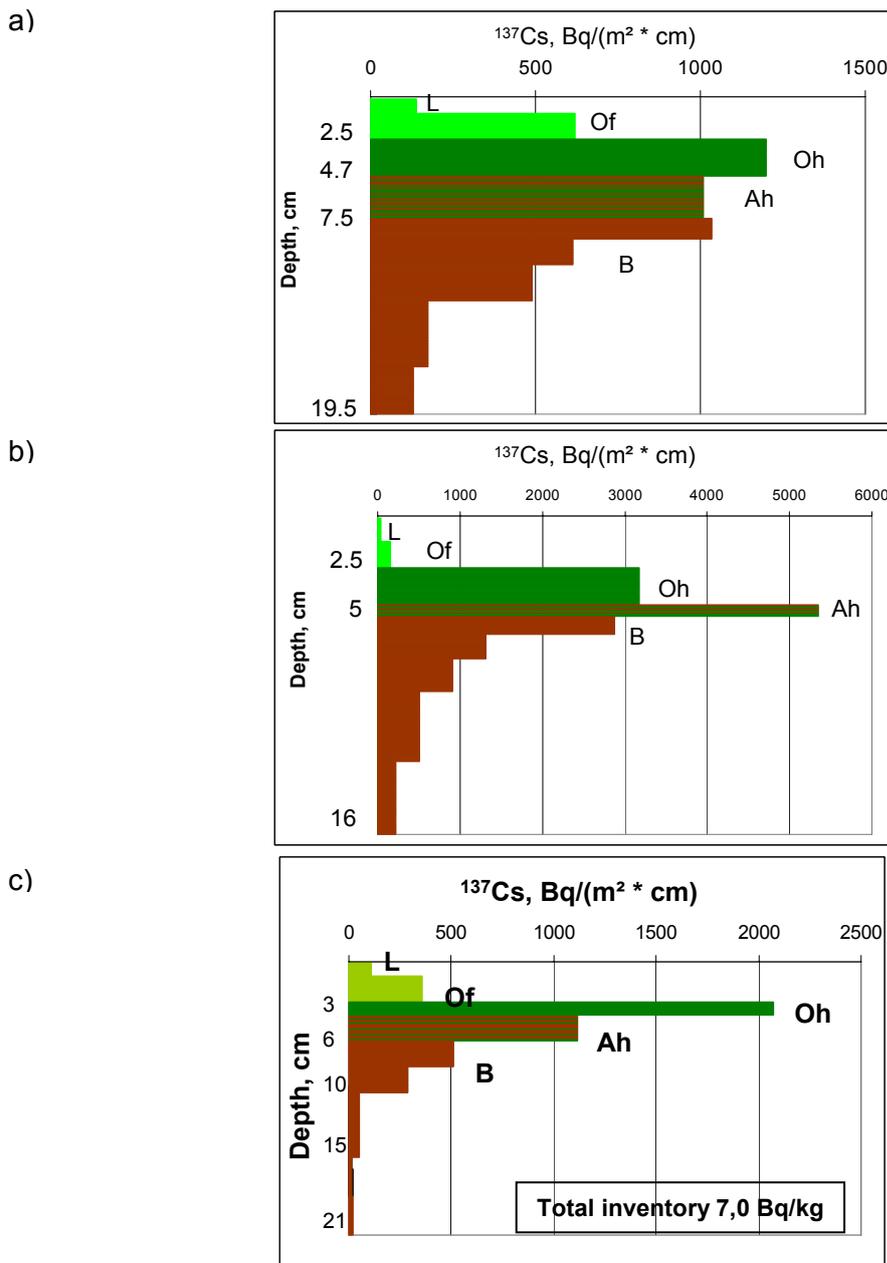


Abb.: 11 Tiefenverteilung der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration an Fichtenwaldstandorten a) ungedüngt, b) gedüngt 1984 und c) gedüngt 1984 und 2002. Die Profile a) und b) wurden 1997 untersucht /40/.

Diese Messungen des ^{137}Cs Transfers und der Eigenschaften der mit Kalk gedüngten Böden zeigen, dass durch Düngung die Austauschbarkeit α_{ex} verkleinert und RIP erhöht wird und sich damit kleinere Availability-Faktoren A ergeben. Die berechneten Änderungen von A und die gemessenen Änderungen von TF und T_{ag} betragen ca. Faktor 10.

Untersuchungen in den Jahren 1993 bis 1997 von Löss-Laubwaldböden (Eiche-Weissbuche) und Fichtenwaldböden /39/ bestätigen, dass Düngung mit dolomitischem Kalk den pH-Wert erhöht, die Konzentration der mobilen Kationen erhöht, das Wachstum der Mikroflora verstärkt und die Zersetzungsrate des Bodens wesentlich beeinflusst, der Einfluss der Bodenfauna auf die Zersetzungsrate ist jedoch gering.

9.6 Einfluss von Kahlschlag

Auf einem Kahlschlag (Position 4a), auf dem bis 2003 Fichten wuchsen, ist der RIP Wert kleiner und die Werte für A, TF und T_{ag} sind größer als auf dem benachbarten Mischwaldstandort (Position 4), entsprechen aber den Werten, die typisch sind für Fichtenwaldstandorte. Untersuchungen, auf einem Kahlschlag eines Fichtenbestandes in Patasola, Finnland, /41/ zeigten, dass auf dem Kahlschlag der C und N-Anteil der mikrobiellen Biomasse im Boden im folgenden Sommer zunahm und in den folgenden drei Jahren konstant blieb, obwohl andere Autoren nach der anfänglichen Zunahme eine zeitliche Abnahme gefunden hatten, was auf die örtlichen Unterschiede der Untersuchungspositionen zurückzuführen sei. Nach Kahlschlag ändert sich das Mikroklima, die Bodentemperatur und die Bodenfeuchte nehmen zu /42/, was zu verstärkter Mineralisierung des Bodens führen kann /43/. Wegen der Holzreste und abgestorbenen Wurzeln wächst die Menge des abbaubaren organischen Materials auf dem Kahlschlag an. Dem wirkt die Abnahme der Streuproduktion, der Wurzelausscheidungen und der Mykorrhizza entgegen. In unserem ersten Versuch kann die erwartete Abnahme des TF Wertes wegen z.B. abgestorbener Mykorrhizza auf einem Kahlschlag nicht bestätigt werden.

9.7 Vergleich mit einer Waldwiese

Auf einer naturbelassenen Waldwiese ist der Wert für RIP am höchsten und der Anteil an austauschbarem ^{137}Cs groß ($\alpha_{\text{ex}} = 6\%$), der pH-Wert beträgt 5,1 und der Wert für A ist klein, vergleichbar den Werten im Mischwald. Die Waldwiese liegt in einem Mischwald. Auffällig ist, dass die Verteilung des ^{137}Cs im Boden in einer Tiefe von 20 cm nur wenig abgenommen hat (Abb. r im Anhang, Position 16). Das leichte Gefälle der Waldwiese sowie eine Senke im Bereich der Probenposition könnten zu einem kontinuierlichen Eintrag von abgewaschenem ^{137}Cs führen, der diese Tiefenverteilung verursacht.

9.8 Vergleich mit einer Moorwiese

Auf einer Moorwiese aus dem Pfrunger Ried ist der Wert für RIP groß, $\alpha_{\text{ex}} = 2\%$, pH = 4,8. Der berechnete A Wert ist ca. fünfmal kleiner als auf der Waldwiese. Die T_{ag} Werte für Blutwurz (*Potentilla erecta*) und für Gras (*Molinia caerulea*) sind erwartungsgemäß auf der

Moorwiese um einen Faktor von etwa 6 bzw. einen Faktor 30 größer als auf der Waldwiese. Dies hängt mit der Nährstoffarmut der Moorwiese zusammen (Position 17, Tabelle 3).

9.9 Zusammenfassung der Ergebnisse

Die untersuchten Waldböden und Wiesen sind sauer, reich an organischem Material und arm an Nährstoffen wie z. B. Kalium. Sie enthalten außerdem immer noch etwa 6 bis 27 kBq/m² Radiocäsium (¹³⁷Cs aus Tschernobyl, 1986), das sich allerdings nur als Spurenverunreinigung in der Bodenlösung bemerkbar macht, weil ¹³⁷Cs, falls es mit 1000 Bq/l in der Bodenlösung vorhanden ist, nur eine Molarität von etwa $2 \cdot 10^{-12}$ M besitzt, die sehr viel kleiner ist als jene der Konkurrenzionen (ca. mM). Wären die Oberböden reich an Ton, so könnte das meiste Radiocäsium an den selektiven Bindungsplätzen der Tonminerale adsorbiert werden und damit wäre das Radiocäsium nicht mehr pflanzenverfügbar, ein Effekt, von dem man in landwirtschaftlich genutzten Böden profitiert. In Waldböden findet jedoch ein Wettbewerb zwischen den Pflanzenwurzeln und wenigen selektiven Bindungsplätzen um das verfügbare Radiocäsium statt, der zugunsten der Wurzelaufnahme ausgeht und damit zum Biorecycling des ¹³⁷Cs führt. Dieser Sachverhalt wurde durch das Projekt quantitativ aufgeklärt.

Untersuchungsgebiet war der Altdorfer Wald, der sich über eine Fläche von ca. 60 km² als Mischwald mit Buche (*Fagus*) und Fichte (*Picea abies*) sowie Fichtenwald (*Picea abies*) erstreckt.

In diesem Projekt ist es für Misch und Fichtenwald erstmals gelungen die folgenden chemischen Eigenschaften

- den austauschbaren Cs-Anteil α_{ex} im Boden,
- das Radiocäsium Interception Potential (RIP), ein Maß für die selektive Sorption von ¹³⁷Cs, sowie
- die Konkurrenzionen von ¹³⁷Cs des Bodens

an 15 Positionen zu bestimmen und mit diesen Daten den ¹³⁷Cs Transfer Boden Pflanze (TF) vorherzusagen und mit TF-Messungen zu vergleichen.

- Der ¹³⁷Cs Transfer-Faktor Boden-Pflanze TF bezogen auf die Wurzelzone liegt in Fichtenwaldböden im Mittel um eine Größenordnung über jenem für Mischwaldböden für die Pflanzen Farn (*Dryopteris carthusiana*), Brombeere (*Rubus fruticosus*), und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*).
- Die Bioverfügbarkeit von ¹³⁷Cs wird wesentlich durch die Anzahl der selektiven Bindungsplätze an den in der Wurzelzone vorhandenen Tonmineralen bestimmt, dem Radiocäsium Interception Potential (RIP). TF ist umgekehrt proportional zu RIP. Im Mischwaldboden ist RIP deutlich größer als im Fichtenwaldboden.
- Großen Einfluss auf die Bioverfügbarkeit von ¹³⁷Cs haben auch die Ammonium und die Kalium Konzentration in der Bodenlösung, da sie in direkter Konkurrenz zu ¹³⁷Cs stehen, bezüglich der selektiven Bindungsplätze. Ihre Konzentration ist TF direkt proportional (Ausnahme Position 12 und Position 12a). In den untersuchten Misch- und Fichtenwaldböden sind die Konzentrationen von Ammonium und Kalium ähnlich groß. Dabei ist Ammonium ein wirkungsvolleres Konkurrenzion zu ¹³⁷Cs als Kalium (der Selektivitätskoeffizient $K_c(NH_4/K)$ variiert von 1,4 bis 2,8). Wir schließen

daraus, dass in der Mehrzahl der untersuchten Positionen Ammonium das ^{137}Cs stärker mobilisiert als Kalium.

- Kleine Kalium-Konzentrationen in der Bodenlösung (kleiner als ca. 0,25 mM) begünstigen einen erhöhten Transfer Boden - Pflanze von ^{137}Cs .
- Nicht das gesamte ^{137}Cs im Boden ist für die Wurzelaufnahme verfügbar, sondern nur der austauschbare Cs-Anteil α_{ex} . Der Transferfaktor TF ist direkt proportional zu α_{ex} .
- Einige chemo-physikalische Eigenschaften des Bodenprofils (Dicke der Humusschicht, pH-Wert, RIP) werden durch die Art des Waldes (Bestockung) bestimmt. Damit erlaubt schon die Kenntnis der Bestockung eine grobe Vorhersage der Cs-Bioverfügbarkeit und des Transfer Faktors.

9.9.1 Bestätigung der Modelle der selektiven Sorption und Bioverfügbarkeit von ^{137}Cs

Die Modelle für die selektive Sorption und die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium werden durch die Messungen bestätigt. Der Radiocäsium Transferfaktor TF, der auf die Wurzelzone bezogen ist, kann als Produkt $\text{TF} = A \cdot B$ geschrieben werden mit dem Bioverfügbarkeitsfaktor A, der in diesem Projekt mit einer relativen Genauigkeit von 12 % berechnet wurde (für $\text{RIP}(\text{K}) > 23 \text{ meq/kg}$) und dem Faktor B, der die biologischen Eigenschaften der Pflanze berücksichtigt. Die Bestimmung von B gelang für Farn, Heidelbeere und Brombeere mit einer Genauigkeit, dass 70 bis 90 % der Variabilität der berechneten A Werte durch das lineare Modell erklärt wurden. Für B ergeben sich folgende Werte in $(\text{meq}/\text{mM}^{1/2}\text{kg})$: $B(\text{Farn}) = 1839$; $B(\text{Heidelbeere}) = 497$; $B(\text{Brombeere}) = 110$. Die B Werte, die unabhängig von der ^{137}Cs -Verfügbarkeit im Boden sind, verhalten sich für die Pflanzen Farn, Heidelbeere und Brombeere etwa wie 17 zu 4 zu 1.

Ein linearer Zusammenhang des Radiocäsium Transfer Faktors TF bezogen auf die Wurzelzone von Farn und Brombeere mit dem Bioverfügbarkeitsfaktor A wurde für die Waldbodenstandorte im Fichten- und im Mischwald gefunden. Dies bedeutet, dass die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium überwiegend durch chemo-physikalische Eigenschaften der Wurzelzone bestimmt wird.

Neben dem Verhältnis der Konzentrationen von Ammonium zu Kalium in der Bodenlösung sind der Anteil des austauschbaren ^{137}Cs und der RIP Wert in der Wurzelzone die wichtigsten Einflussgrößen auf die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium und damit auf den Transferfaktor TF und den aggregierten Transferfaktor T_{ag} .

In Fichtenwaldböden mit kleinem RIP Wert sind die regulären Austauschplätze (RES) in ihrer Wirkung vergleichbar zu den selektiven Austauschplätzen (FES) was die Adsorption von Radiocäsium und damit dessen Bioverfügbarkeit betrifft.

9.9.2 Einfluss von Kalk-Düngung

Düngung des Fichtenwaldes mit dolomitischem Kalk reduziert den ^{137}Cs Transfer Boden-Pflanze um einen Faktor drei bis zehn mit Langzeitwirkung. Diese Wirkung kann mit dem Modell der selektiven Sorption von Radiocäsium berechnet werden

Im ungedüngten Fichtenwaldboden ist der pH Wert kleiner, der austauschbare Cs-Anteil α_{ex} größer und der RIP Wert kleiner als im gedüngten Fichtenwaldboden. Berücksichtigt man die Konzentrationen der Kationen in der Bodenlösung, so berechnet man Bioverfügbarkeitsfaktoren A, die im ungedüngten Boden mehr als zehn mal größer sind als im gedüngten in Übereinstimmung mit gemessenen TF und T_{ag} Werten für die Pflanzen Farn (*Dryopteris carthusiana*), Brombeere (*Rubus fruticosus*), und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*).

Die Lage des ^{137}Cs Maximums im Fichtenwaldboden blieb in neun Jahren in konstanter Tiefe von ca. 5 cm. Auch die Dicke der Humusschicht (L , O_f , und O_h) blieb praktisch konstant mit der Zeit. Düngung hatte darauf keinen Einfluss. Nur der Anteil des ^{137}Cs im Horizont O_h wurde nach dem Düngen größer. T_{ag} wurde nach dem Düngen kleiner, um einen Faktor 3 bis 10, und blieb über 9 Jahren konstant für die Pflanzen Farn (*Dryopteris carthusiana*), Brombeere (*Rubus fruticosus*) und Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*)

9.9.3 Weitere Erkenntnisse

Drei Jahre nach einem Kahlschlag eines Fichtenbestandes haben sich die Bodenchemie und der Transfer von Radiocäsium nicht verändert.

RIP-Werte für Moorwiese und Waldwiese sind um ca. Faktor zwei größer als jene im Mischwald.

10 Nutzen, insbesondere praktische Verwertbarkeit der Ergebnisse und Erfahrungen

- Die Untersuchungen ergänzen das „Radioökologische Szenario Bad Waldsee“ - ein weltweit einmaliger Datensatz für die Jahre 1987 bis 2005, was Radiocäsium in Wild, Pilzen und Pflanzen betrifft - bezüglich der Bodendaten, sodass es für die weitere Modell-Bewertung verwendet werden kann. Das Projekt liefert also ein Werkzeug zur Kalibrierung von rechnergesteuerten Entscheidungshilfen (DSS), die weltweit einsetzbar sind, um z.B. bei Unfällen in Kernkraftwerken die Dosis für Mensch und Biosphäre zu minimieren.
- Die in diesem Projekt erhobenen bodenchemischen Daten ermöglichen, die ^{137}Cs Aufnahme der Waldprodukte vorherzusagen. Im Falle einer zukünftigen Kontamination kann damit gezielter reagiert werden. Das Projekt dient damit der Strahlenschutz Vorsorge.
- Die Modelle für die selektive Sorption und die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium werden durch die Messungen für ein Waldgebiet von ca. 60 km² für Fichten- und Mischwald (Fichte, *Picea abies*, und Buche, *Fagus*) bestätigt.
- Düngung des Fichtenwaldes mit dolomitischem Kalk reduziert den ^{137}Cs Transfer Boden-Pflanze um einen Faktor 3 bis 10 mit Langzeitwirkung. Diese Reduzierung wurde gemessen und mit dem Modell für die selektive Sorption und die Bioverfügbarkeit von Radiocäsium quantitativ bestätigt. Damit wird ein Weg aufgezeigt, den ^{137}Cs Transfer Boden-Pflanze im Wald wirkungsvoll zu minimieren, und so die Strahlendosis für den Menschen durch Ingestion von Waldprodukten wie Pilzen und Wildfleisch zu verkleinern.

- Der ^{137}Cs Transfer-Faktor Boden-Pflanze liegt in Fichtenwaldböden im Mittel um eine Größenordnung über jenem für Mischwaldböden. Entsprechend sind Pilze und Wildfleisch aus Fichtenwald höher kontaminiert als aus Mischwald. Deshalb ist beim Verzehr von Pilzen und Wildfleisch aus Fichtenwäldern besondere Vorsicht geboten.
- Die Kenntnis der Bestockung erlaubt eine grobe Vorhersage der Cs-Bioverfügbarkeit und der Größenordnung des Transfer Faktors z.B. Waldprodukte aus Nadelwald sind höher kontaminiert als solche aus Laubwald.
- Hohe Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in Waldböden ist zu erwarten für,
 - kleine pH-Werte des Bodens,
 - dicke Humusschichten bzw. hohen organischen Anteil in der Wurzelzone,
 - kleine Konzentration von Kalium in der Bodenlösung,
 - geringer Tonanteil in der Wurzelzone,
 - kleine RIP Werte,
 - hoher Anteil α_{ex} an austauschbarem ^{137}Cs im Boden.
- Die zuletzt genannten Befunde waren im Einzelnen bekannt, wurden aber für Misch- und Fichtenwald in diesem Projekt erstmals gleichzeitig gemessen und mit dem Modell der selektiven Sorption von Radiocäsium erklärt.

11 Fortschritte auf diesem Gebiet bei anderen Stellen

Die Messung des RIP ist inzwischen die Standardmethode um Wechselwirkungen Boden-Radionuklid zu studieren. Dies zeigt sich auch daran, dass die IAEA in Wien für die Revision des Handbuches TRS 364 „Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments“ (IAEA, 1994) einen eigenen Abschnitt (verfasst von Vidal & Rigol, 2006) zu diesem Thema vorgesehen hat.

12 Danksagung

Dr. Schimmack, GSF, Neuherberg danken wir für wertvolle Ratschläge bei der RIP Messung. Dr. Wessels, Institut für Seenforschung, Langenargen danken wir für die diffraktometrische Untersuchung von Bodenproben. Den Forstdirektoren Dr. Bosch, Jäger und Maluck sowie Herrn Ilker Güner danken wir für ihre Unterstützung bei der Probennahme.

13 Veröffentlichungen

13.1 Publikationen

Konopleva, I., Zibold G., Klemt E., Putyrskaya V. Time-dependency of the ^{137}Cs aggregated soil-plant transfer factor in a spruce forest in Germany. *Revue de Cytologie et Biologie végétales-Le Botaniste*, 28 (s.i) (2005) 156 – 160. ISSN 0181-7582.

Konopleva I., Klemt E., Konoplev A. & Zibold G. Migration and Bioavailability of ^{137}Cs in Forest Soil of Southern Germany. Submitted for publication in *J. Environmental Radioactivity* (2006).

Konopleva I., Klemt E., Konoplev A. & Zibold G. Time-dependency of the ^{137}Cs transfer soil-plant in Forest Soil of Southern Germany., in preparation.

13.2 Vorträge

Konopleva, I. Time-dependency of the ^{137}Cs aggregated soil-plant transfer factor in a spruce forest in Germany. European Society of New methods in Agricultural research (ESNA) Konferenz, Amiens, Frankreich, 30.08.05.

Konopleva, I. Ammonium and radiocaesium behavior in the soil-water environment. International Atomic Energy Agency (IAEA)-Marine Environment Laboratory, Monaco, Frankreich 1.10.2005.

Konopleva, I. Time-dependency of the ^{137}Cs Plant Uptake and Bioavailability of ^{137}Cs in Soils of Prealpine Forests. 5th Congress on Radiation Research, 12.04.2006, Moscow, Russia.

14 Literaturverzeichnis

- /1/ Klemt, E., Güner, I., Putyrskaya V., Semizhon T. & Zibold, G. Datenerhebung zur Radiocäsium Kontamination im Jahr 2005. Abschlussbericht 2005, LfU Werkvertrag 9008714/32.
- /2/ Fielitz U. (2005) Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in Wildschweinen und anderen Biomedien des Waldes. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4324 BMUNR, www.environmental-studies.de.
- /3/ Drissner J., Bürmann W., Enslin F., Heider R., Klemt E., Miller R., Schick G., & Zibold G. (1998). Availability of Caesium Radionuclides for Plants - Classification of Soils and Role of Mycorrhiza. *J. Environ. Radioactivity*, 41, 1, 19-32.
- /4/ Dushofur F., (1998). New data on humification in forest soils of temperate climate. *Pochvovedenie (Soil Sci.)* No. 7, 883-889 (In Russian).
- /5/ Scheglov A.I., 1997. Biogeochemistry of technogenic radionuclides in forest ecosystems in central regions of Eastern-European plain. Thesis for doctor degree. Moscow, 45 p.
- /6/ Maes E., Delvaux B., Thiry, Y., 1998. Fixation of radiocaesium in acid brown forest soil. *Eur. J. Soil Sci.* 49, 133-140.
- /7/ Kruyts N., Titeux H., Delvaux B., 2004. Mobility of radiocaesium in three distinct forest floors. *Sci. Total Env.* 319, 241-252.
- /8/ Guillitte O., Melin J., Wallberg L., 1994. Biological pathways of radionuclides originating from the Tschernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. *Sci. Tot. Environ.* 157, 207-215.
- /9/ Brukmann A. and Wolters V., 1994. Microbial immobilization and recycling of ¹³⁷Cs in the organic layers of forest ecosystems: relationship to environmental conditions, humification and invertebrate activity. *Sci. Tot. Environ.* 157, 249-256.
- /10/ Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A. (1988). Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*, 335, No. 6187, 247-249.
- /11/ Kruyts N., Delvaux B. (2002). Soil organic horizons as a major source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems. *J. Environ. Radioactivity*, 58, pp. 175-190.
- /12/ IAEA Technical Reports series No. 364 (1994). Handbook of parameter Values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. 74p.
- /13/ Klemt, E., Drissner, J., Flügel, V., Kaminski, S., Lindner, G., Walser, M., & Zibold, G. (1996). Bioavailability of Cesium Radionuclides in Prealpine Forests and Lakes. *Mitt. der Österr. Bodenkundl. Ges.* 54, 267-274.
- /14/ Oughton D.H., Salbu B., Riise G., Lien H., Oestby G., Noeren A. (1992). Radionuclide mobility and bioavailability in Norwegian and Soviet soils. *Analyst*, 117, 481-486.
- /15/ Konoplev A.V., Viktorova N.V., Virchenko E.P., Popov V.E., Bulgakov A.A., Desmet G.M. (1993). Influence of agricultural countermeasures on the ratio of different chemical forms of radionuclides in soil and soil solution.- *Science of the Total Environment*, 137, 147-162.
- /16/ Shaw G., Hewamanna R., Lillywhite J., Bell J.N.B. (1992). Radiocaesium uptake and translocation in wheat with reference to the transfer factor concept and ion competition effects. *J. Environ. Radioactivity*, 16, 167-180.
- /17/ Smolders E., Sweeck L., Merckx R., Cremers A. (1997). Cationic interactions in radiocaesium uptake from solution by spinach. *J. Env. Radioactivity*, 34, № 2, 161-170.
- /18/ Konoplev A.V., Drissner J., Klemt E., Konopleva I.V., Miller R., Zibold G. (1997). Characterisation of soil in terms of radiocaesium availability to plants. *Proceedings of XXVII Annual Meeting*

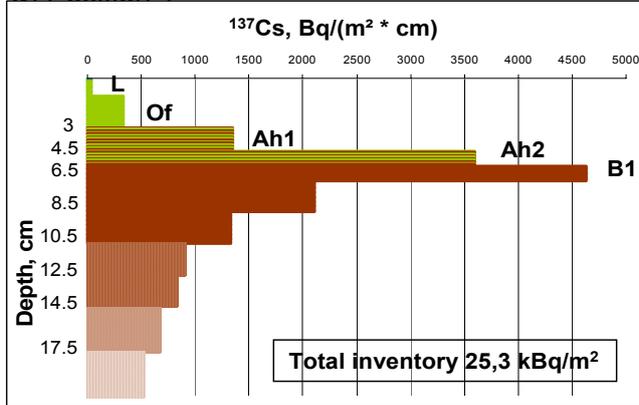
- of ESNA . Ghent (Belgium), 29 August - 2 September 1997. Working Group 3: Soil-Plant-Relationships, 163-169.
- /19/ Konoplev A.V., Drissner J., Klemt E., Konopleva I.V., Zibold G. (1996). Parameterisation of radiocaesium soil-plant transfer using soil characteristics. Proceedings of XXVIth Annual Meeting of ESNA, Working Group 3: Soil-Plant Relationships. Busteni (Romania), 12-16 September 1996, pp. 147-153.
- /20/ Konoplev A.V., Konopleva I.V. (1999). Characteristics of steady-state selective sorption of radiocesium on soils and bottom sediments. *Geochemistry International*, 37,2, pp. 177-188.
- /21/ Absalom J.P., Young S.D., Crout N.M.J., Sanchez A., Wright S.M., Smolders E., Nisbet A.F. & Gillett A.G. (2001). Predicting the transfer of radiocaesium from organic soils to plants using soil characteristics. *J. Environ. Radioactivity*, 52, pp. 31-43.
- /22/ Delvaux B., Kruyts N., Cremers A. (2000). Rhizospheric mobilization of Radiocesium in soils. *Environ. Sci. Technol.* 34, pp. 1489-1493.
- /23/ Rigol A., Vidal M. Rauret G. (2002). An overview of the effect of organic matter on soil-radiocaesium interaction: implications in root uptake. *J. Env. Radioactivity*, 58, 191-216.
- /24/ De Preter P. Radiocaesium retention in aquatic, terrestrial and urban environment: A quantitative and unifying analysis. Ph.D. Thesis, Belgium, 1990.
- /25/ Sweeck L., Wauters J., Valcke E., Cremers A. (1990). The specific interception potential of soils for radiocaesium. In: "Transfer of radionuclides in Natural and Semi-natural environments" (Ed. G. Desmet, P.Nassimbeni, M.Belli), Elsevier Applied Science, 249-258.
- /26/ Wauters J., Elsen A., Cremers A., Konoplev A.V., Bulgakov A.A. and Comans R.N.J. (1996). Prediction of solid/liquid distribution coefficients of radiocesium in soil and sediments. Part one: a simplified procedure for the solid phase characterisation. *Applied Geochemistry* 11, 589-594.
- /27/ Brouwer E., Baeyens B., Maes A., and Cremers A. (1983). Cesium and Rubidium ion equilibria in Illite clay. *J. Phys. Chem.* 87, pp. 1213-1219.
- /28/ Valcke E., The behaviour dynamics of radiocesium and radiostrontium of soils rich in organic matter. PhD Thesis, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, Katholieke Universiteit Leuven, Belgium, 1993.
- /29/ Wauters, J. Radiocaesium in aquatic sediments: sorption, remobilization and fixation. Ph. D. Thesis, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, Katholieke Universiteit Leuven, Belgium, 1994.
- /30/ Cremers A., Elsen A., Valcke E., Wauters J., Sandalls F.J. and Gaudern S.L. (1990) The sensitivity of upland soils to radiocaesium contamination. In: "Transfer of radionuclides in Natural and Semi-natural environments". (Ed. G. Desmet, P.Nassimbeni, M.Belli), Elsevier Applied Science, 238-248.
- /31/ Gee G.W. and Bauder J.W. Particle-size Analysis. Methods of Soil Analysis. Part1-Physical and Mineralogical Methods – Agronomy monograph no.9.(Ed. A. Klute). Madison, Wisconsin USA, 1986. pp.383-411.
- /31/ Krom M.D. (1980). Spectrophotometric determination of ammonia: a study of a modified Berthelot reaction using salicylate and dichloroisocyanurate. *Analyst*, 105, 305-316.
- /31/ Sanchez A.L., Wright S.M., Smolders E., Naylor C., Stevens P.A., Kennedy V.H., Dodd B.A., Singleton D.L., Barnett C.L., (1999). High plant uptake of radiocaesium from organic soils due to Cs mobility and low soil K content. *Environ. Science and Technology* 33, 2752-2757.
- /32/ Zhu Y.G. and Smolders E., 2000. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany* 51, 1635-1645.
- /33/ Smolders E., Kiebooms L., Buysse J., Merckx R., 1996. ¹³⁷Cs uptake in spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv Tonic) at varying K supply. I. The effect in solution culture. *Plant and Soil*. 181, 205-210.

- /34/ Waegeneers N., Camps M., Smolders E., Merckx R., 2001. Genotypic effects in phytoavailability of radiocaesium are pronounced at low K intensities in soil. *Plant and Soil* 235, 11-20.
- /35/ Drissner, J., Flügel V., Klemt E., Miller R., Schick G., Zibold G. (1996). Transfer of Radiocesium in Prealpine Forest Ecosystems. Proc. International Symposium on Ionizing Radiation "Protection of the Natural Environment", Amiro B., Avadhanula R., Johansson G., Larsson C-M., Lüning M. (Eds) Stockholm, Schweden, p. 218-223.
- /36/ Konopleva I.V., Drissner J., Klemt E., Konoplev A.V., Miller R., Zibold G. (1998). Long-term influence of liming on biological availability of radiocaesium in forest soils. Proc. XXVIIIth Annual Meeting of ESNA, Working Group 3: Soil-Plant Relationships. Brno (Tschechische Republik), p. 108-114.
- /37/ Konoplev A.V., Avila R., Bulgakov A.A., Drissner J., Johanson K.-J., Klemt E., Konopleva I.V., Miller R., Nikolova V.E, Popov V.E., Zibold G. (1999): Modelling radiocaesium bioavailability in forest soils. Proc. NATO Advanced Research Workshop. Kiev (Ukraine), 24.-28. Juni 1998. I. Linkov and W.R. Schell (eds.) Contaminated Forests, p.217-229.
- /38/ Zibold G., Drissner J., Härle C., Klemt E., and Spasova Y. (2003). "Measurement And Modelling Of ^{137}Cs In Soil And Biomass Of A Prealpine Spruce Forest". Proceedings of the XXXII Annual Meeting of ESNA, Warsaw, Poland, 10.-13.09.02 Working Group 3: Soil-to-Plant-Relationships, N. Mitchell & G. Zibold (Eds.) ISSN 1611-9223, pp. 32-37, Weingarten, 2003.
- /39/ Geissen V., 2000. Reactions of soil fauna(Lumbricidae, Annelida; Collembola, Arthropoda) to varying nutrient and toxic element contents of forest soils after liming and fertilization. *Bonner Bodenkundl. Abh.* 31.
- /40/ Konopleva I.V., Drissner J., Klemt E., Konoplev A.V., Miller R., Zibold G. (1997) unpublished.
- /41/ Paavolainen L., (1999). Nitrogen transformations in boreal forest soils in response to extreme manipulation treatments. Academic dissertation, University of Helsinki.
- /42/ Heiskanen J., 1989. Kangasmaiden vesitalous. Finnish Forest Research Institute, Research Papers 339, 53 p. (in Finnish).
- /43/ Matson P.A. and Vitousek P.M. (1981). Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier national forest, Indiana. *Forest Science* 27, 781-791.
- /44/ Bürmann, W., Drissner, J., Miller, R., Heider, R., Lindner, G., Zibold, G., Sykova, T. (1994). Migration of $^{134},^{137}\text{Cs}$ Radionuclides in the Soil and Uptake by Plants in German Spruce Forests. *Radiochimica Acta*, **66/67**, 373-380.

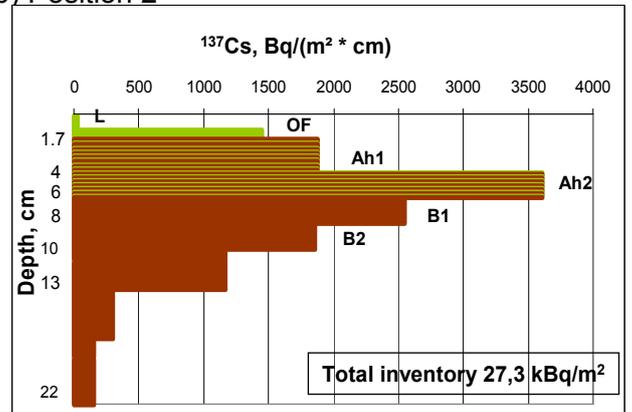
15 Anhang A

Abb. a) bis s) : Gemessene Tiefenprofile des ^{137}Cs im Boden. Braunschattierungen entsprechen mineralischen Horizonten; Grünschattierungen bezeichnen organische Horizonte.

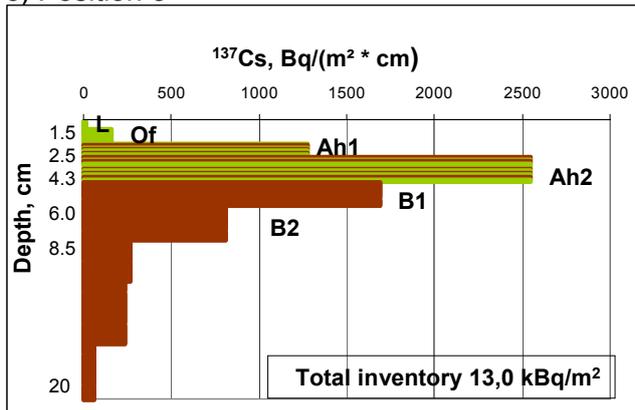
a) Position 1



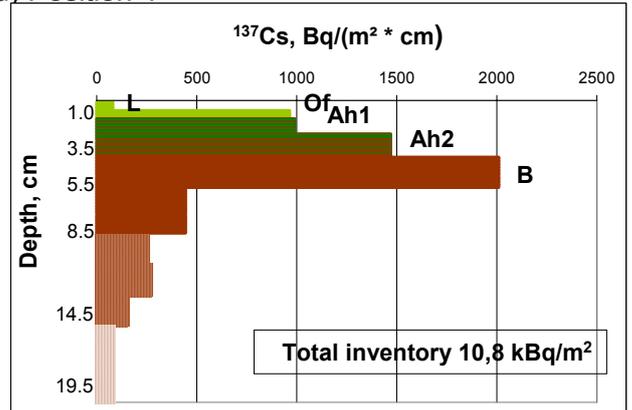
b) Position 2



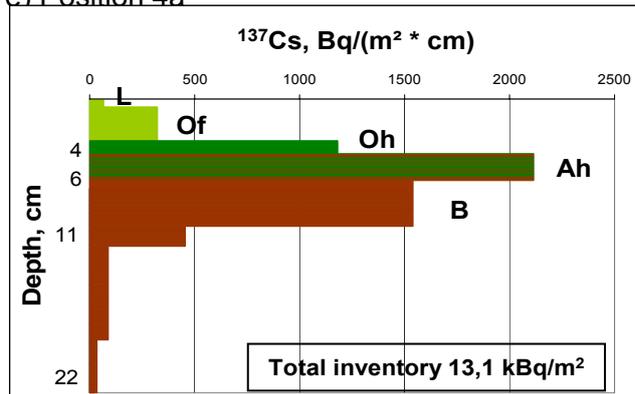
c) Position 3



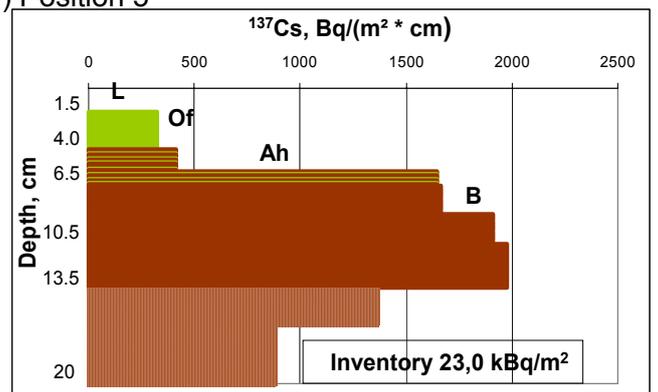
d) Position 4



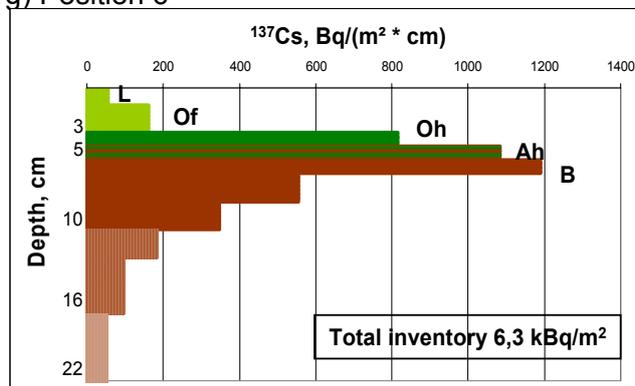
e) Position 4a



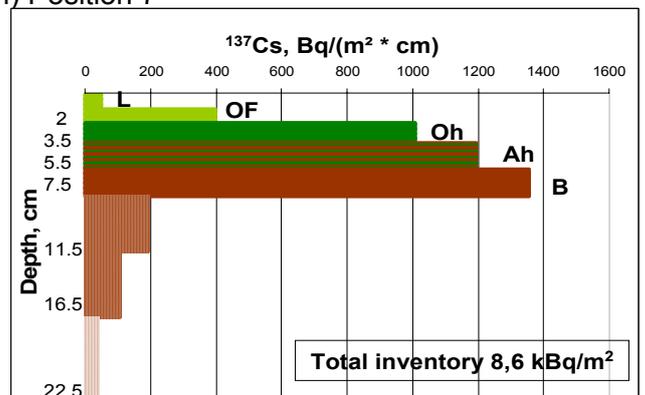
f) Position 5



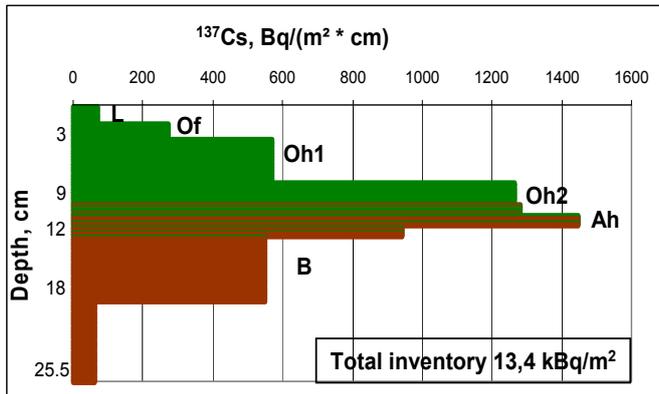
g) Position 6



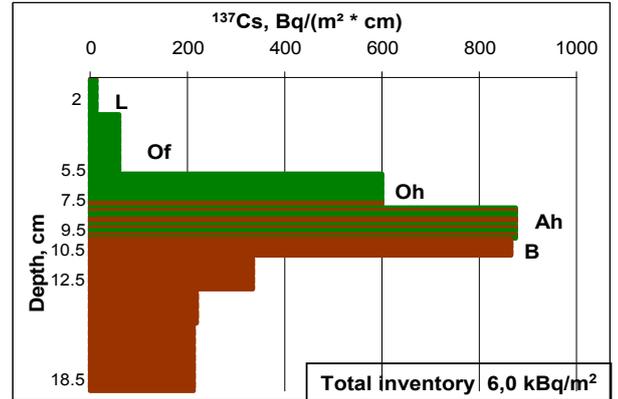
h) Position 7



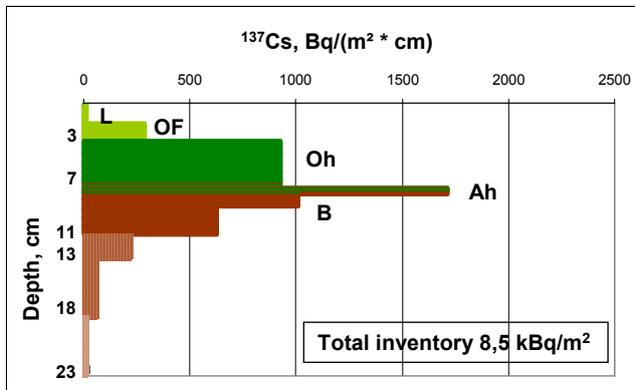
i) Position 8



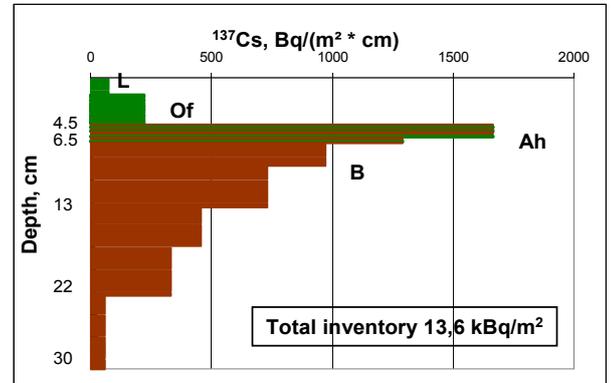
j) Position 9



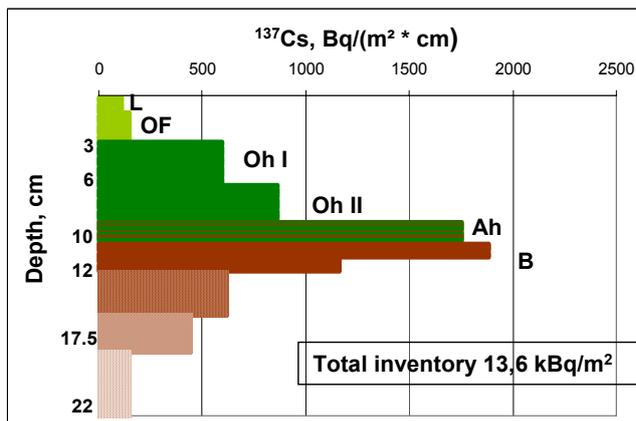
k) Position 10



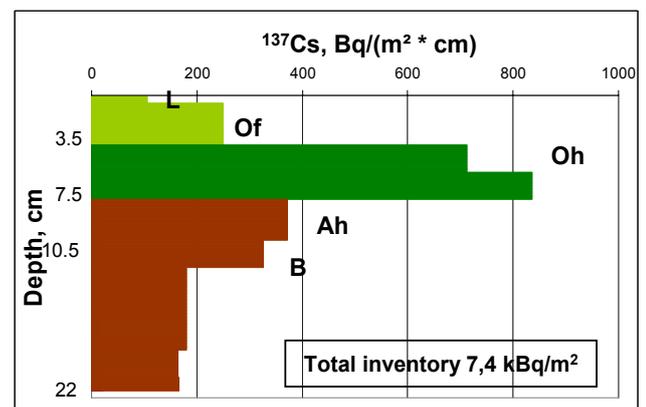
l) Position 11



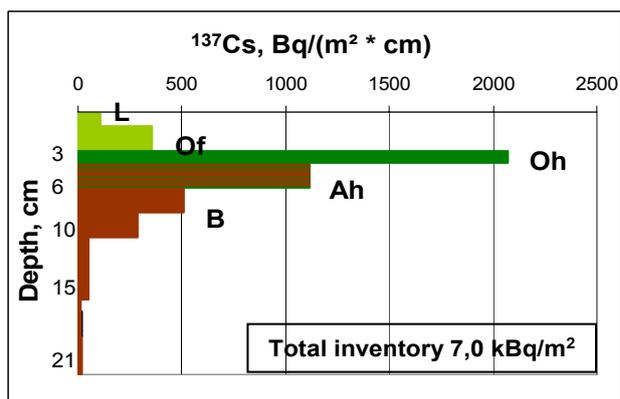
m) Position 12



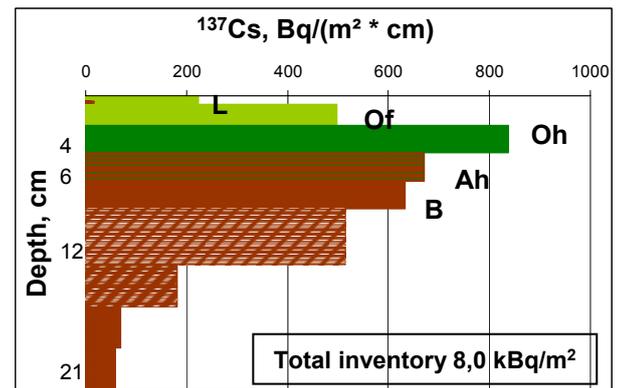
n) Position 12a



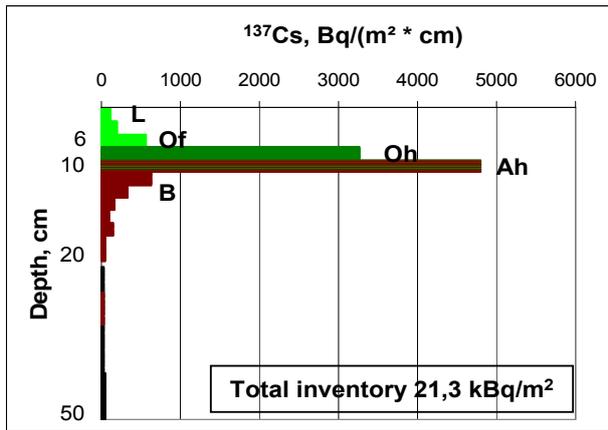
o) Position 13



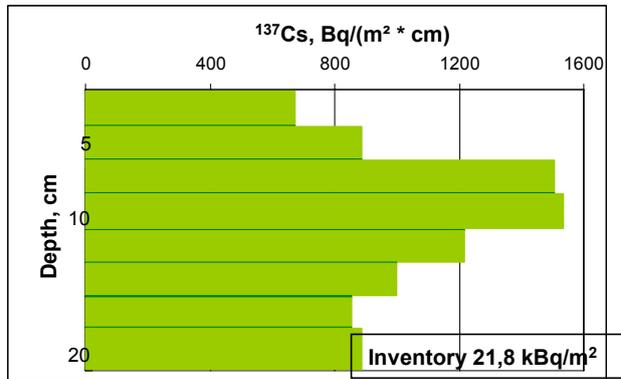
p) Position 14



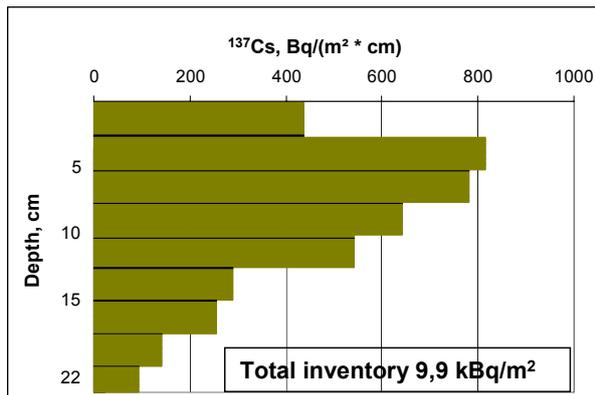
q) Position 15



r) Position 16



s) Position 17



B

¹³⁷Cs Bodeninventar; gemessene Aktivitätskonzentration im Bodenhorizont (gemäß Tab. 2); gemessene Aktivitätskonzentration von Pflanzen auf dem Monolith wachsend (TF Werte aus Tab. 3 und TF sowie T_{ag} Werte in den Figuren wurden damit berechnet) und von Pflanzen in der Umgebung wachsend (Daraus wurden T_{ag} Werte in den Figuren berechnet).

Pos	Bodeninventar	Bodenhorizont ¹⁾	Farn, ¹⁾	Brombeere ¹⁾	Heidelbeere ¹⁾	Waldklee ¹⁾	Farn, ²⁾	Brombeere ²⁾	Heidelbeere ²⁾	Waldklee ²⁾	Himbeere ²⁾
	Bq/m ²	Bq/kg	Bq/kg TM								
1	25328	830	27,6	4,5		7,7	244,8	4,8		23,6	10,1
2	27322	511	22,2	1,3			20,4	3,0			
3	13053	596	82,6	15,4			127,0	28,8		14,3	
4	10847	405	52,2	8,5			65,8			32,2	18,6
4a	13089	685	450	45,7			459	12,4; 24,2		32,2	11,7
5	22995	337	43,7	2,5		39,4	3,2			8,9	39,4
6	6262	471	92,1	21,9			206,1	21,8		37,8	50,0
7	8553	518	308,7	32,1			540,6	50,4		97,7	107,7
8	13363	765	260,2	45,6	125,8	105	228,9	58,4	154,8 ³⁾	80,5	181,2; 89,7
9	5960	705	409,4	93,2			261,0 ³⁾	70,1; 54,8		106,8	92,9
10	8513	679	709,7	123,2	541,9		899,0	106,1; 85,4	324,4 ³⁾	182,8	217,9
11	13564					380,4	33,3		79,9	62,1	380,4
12	14142	726	639,2	145,0	329,5		1139,0		292,6 ³⁾	265,9	
12a	7407	540	3396,0	164	845		5173	189; 226; 94,6 ³⁾	292,6 ³⁾	501,8 ³⁾	133; 48,2 ³⁾
13	7042	896	652,0	65	141,3	70,6	591; 783 ³⁾	25,6 ³⁾	141,3 ³⁾	71,2	56,3 ³⁾
14	7956	465	397,7	96	572		1000; 737,6; 858 ³⁾	119,4 ³⁾	295,2 ³⁾	216,6	184,9 ³⁾
16	21626										
17	9944						192				

¹⁾ Dem Bodenmonolith entnommen, Datum Tab. 1

²⁾ Entnommen in der Umgebung, Datum Tab. 1

³⁾ Zusätzliche Pflanzenproben entnommen 18.09.2006

C

Weitere Probennahme von Boden und Pflanzen am 14.09.2005 und am 16.09.2005 (Daten für TF und T_{ag} in den Figuren) /1/.

Position	Boden Inventar	Farn	Brombeere	Heidelbeere	Klee	Himbeere
	Bq / m ²	Aktivitätskonzentration Bq/kg TM				
1	23022	101,6	1,1	-	5,4	4,6
2	25902	44,4	5,6	-	-	-
3	17891	313,2	7,9	-	36,2	-
4	12269	80,2	5,7	-	52,3	12,9
5	23749	32,9	2,5	-	-	5,2
6	13324	730,3	62,4	-	98,7	65,7
7	7967	435,5	37,8	-	182,6	84,1
8	8251	232,7	33,4	113,3	120,8	34,1
9	10441	350,4	36,4	-	116,5	34,2
10	9214	914,1	108,0	370,6	313,3	30,4
11	13473	393,7	28,4	-	31,6	70,5
12	14806	2314,1	126,2	510,6	357,4	97,8

D

Weitere Probennahme im Jahr 1997 von Fichtenwaldboden und Pflanzen (Daten zu Tab. 4 für TF und T_{ag}).

Position	Datum	Boden-inventar	Boden-horizont O _h	Farn	Brom-beere	Heidel-beere
		Bq/m ²	Bq/kg	Aktivitätskonzentration Bq/kg TM		
13 ungedüngt	17.09.1997	11 000	834	2650	456	1590
13 gedüngt	24.09.1997	17 800	2147	920	62	152