

RADIONUKLIDE IN WALDÖKOSYSTEMEN

Friederike STREBL
Peter BOSSEW
Karl KIENZL
Ewald HIESEL

MONOGRAPHIEN
Band 59

M-059

Wien, 2000

Projektleitung

Karl Kienzl (*Umweltbundesamt*)

Autoren

Friederike Strebl (*Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf*)

Peter Bossew (*Universität Salzburg, Institut für Physik und Biophysik*)

Karl Kienzl, Ewald Hiesel (*Umweltbundesamt*)

mit Beiträgen von Hannes Pohla und Bernhard Schwarzl (*Umweltbundesamt*)

Mitarbeit

Viktor Karg, Manfred Ditto

(*Bundesanstalt f. Lebensmitteluntersuchung u. -forschung, Abt. Strahlenschutz*)

Franz Schönhofer, Claudia Kralik, Katharina Pock

(*Bundesanstalt f. Lebensmitteluntersuchung u. -forschung, Abt. Radiochemie*)

Eberhardt Henrich (*Bundeskanzleramt, Sektion VI*)

Frieda Tataruch (*Forschungsinstitut f. Wildtierkunde und Ökologie*)

Martin Gerzabek (*Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf*)

Probenmanagement UBA

Ewald Hiesel (*Umweltbundesamt*)

Lektorat

Ewald Hiesel (*Umweltbundesamt*)

Friederike Strebl (*Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf*)

Karten: Originale

© BEV – 2000, Vervielfältigt mit Genehmigung des BEV – Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen in Wien, Zl. 1383/2000

Kartenbearbeitung

Karl Christian Petz (*Umweltbundesamt*)

Satz/Layout/Abbildungs- und Tabellennachbearbeitung

Manuela Kaitna (*Umweltbundesamt*)

Titelbild

Streusammler im Kobernaußer Wald/OÖ (*Photo: Ewald Hiesel*)

Internetzugang für Einzeldaten:

<http://www.ubavie.gv.at/umweltsituation/radio/waldoeko/intro.htm>

Bestellung der kostenlosen Diskette der Einzeldaten:

Umweltbundesamt GmbH., Tel. 01/31304-3720 (Robert Schuh)

Danksagung

An dieser Stelle sei der Habsburg-Lothringen'schen Forstverwaltung in Gutenbrunn sowie den Österreichischen Bundesforsten, Forstverwaltung Mattighofen und Forsthaus Frauscherneck für die Erlaubnis zur Durchführung der Probenahmen sehr herzlich gedankt. Besonderer Dank gilt den Revierförstern und Jägern, die die Beprobung des Wildbrets durchgeführt haben.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd)
Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien (Vienna), Austria

Druck: Riegelnik, 1080 Wien

© Umweltbundesamt GmbH, Wien 2000
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-239-5

INHALT

	Seite
KURZFASSUNG	5
ABSTRACT	6
1 EINLEITUNG	7
1.1 Besonderheiten von Waldökosystemen	7
1.2 Eintrag und zeitliche Dynamik des Verhaltens von Radionukliden in Waldökosystemen	9
1.3 Cäsium-Kreislauf in Waldökosystemen	9
2 MESSPROGRAMM ZUM VERHALTEN VON RADIONUKLIDEN IN NATURNAHEN ÖKOSYSTEMEN	12
2.1 Material und Methoden	12
2.1.1 Standortbeschreibung der Hauptuntersuchungsgebiete	12
2.1.1.1 Weinsberger Wald	12
2.1.1.2 Kobernaußer Wald	13
2.1.1.3 Dunkelsteiner Wald	14
2.1.2 Probenahmen und Probenaufbereitung	14
2.1.3 Gammaspektrometrische Messungen	20
2.1.4 Berechnungen	20
2.1.5 Information zum Aufbau der Excel-Tabellen im Internet	21
2.2 Ergebnisse	22
2.2.1 Radiocäsium in Wald- und Wiesenböden	22
2.2.1.1 Vertikale Verteilung von Radiocäsium in Bodenprofilen	26
2.2.2 Radiocäsium im Bestandesabfall	28
2.2.3 Radiocäsium in der Vegetation (incl. Pilze und Flechten)	29
2.2.3.1 Fichten	29
2.2.3.2 Heidelbeeren	30
2.2.3.3 Andere Waldpflanzen	32
2.2.3.4 Farne	33
2.2.3.5 Moose	34
2.2.3.6 Flechten	35
2.2.3.7 Radiocäsium in Pilzen	37
2.2.4 Radiocäsiumgehalte in Wildtieren	39
2.2.5 Radiocäsium in Insekten und Kleinsäugetern	41
2.2.6 Radiocäsium in Oberflächengewässern	42
2.2.7 Transferfaktoren	43

3	RADIONUKLIDE IN WALDÖKOSYSTEMEN	48
3.1	Verhalten von Radionukliden in naturnahen Ökosystemen	
	– Eine Literaturübersicht	48
3.1.1	Boden	48
3.1.1.1	Einflußgrößen der Bindung von Cäsium im Boden	48
3.1.1.2	Andere Nuklide	50
3.1.1.3	Bodenprofile	51
3.1.1.4	Homogenität der Cäsiumbelastung	52
3.1.2	Radiocäsiumaufnahme in Pflanzen	52
3.1.3	Radiocäsiumaufnahme bei Tieren	53
3.1.4	Oberflächengewässer	53
3.1.5	Radioökologische Modelle	53
3.1.5.1	Stationäre Modelle	53
3.1.5.2	Dynamische Modelle	53
3.2	Radiocäsiumbilanz des Weinsberger Waldes	53
3.2.1	Auswahl der berücksichtigten Kompartimente, Aus- und Eintragspfade für Radiocäsium im Gebiet Weinsberger Wald	53
3.2.2	Berechnung des Radiocäsiuminventars – Eingangsparemeter (Biomasse, ¹³⁷ Cs-Gehalte)	53
3.2.3	Radiocäsiumbilanz für die Situation zwei und zehn Jahre nach Tschernobyl	53
3.2.4	Ökologische Halbwertszeiten (Bodenschichten – Vegetation – Rehwild)	53
4	ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	53
5	LITERATURVERZEICHNIS	53

KURZFASSUNG

Der Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahr 1986 hat in einigen Gebieten Österreichs hohe Radiocäsium-Depositionen ($> 50 \text{ kBq m}^{-2}$) verursacht. Aus den Kontrollmessungen verschiedener Institute zeigte sich, daß im Gegensatz zu Agrarprodukten in typischen Waldprodukten (Beeren, Wildbret, Pilzen) auch mehrere Jahre nach dem Fallout-Ereignis hohe Radiocäsiumgehalte auftreten können.

Um Ursachen für dieses Verhalten zu finden und zur Ableitung von Input-Parametern für radioökologische Modelle wurde in Zusammenarbeit mehrerer österreichischer Institutionen in drei Waldgebieten ein umfangreiches Monitoring-Programm durchgeführt. Die Ergebnisse dieser und nachfolgender Studien aus dem Weinsberger, Kobernauber und Dunkelsteiner Wald sind in der vorliegenden Monographie zusammenfassend dargestellt und beinhalten die Ökosystem-Komponenten: Boden, Streufall, Nadelbäume, Heidelbeeren, Pilze, Moose, Farne, Flechten, sonstige Pflanzen, Insekten, Kleinsäuger, Wildtiere und Oberflächengewässer. Besonderes Augenmerk gilt dabei der vertikalen und horizontalen Verteilung von Radiocäsium in Waldböden, der Erfassung aggregierter Transferfaktoren für verschiedene Pflanzen- und Pilzarten, der Quantifizierung verschiedener Aktivitätsflüsse (Streufall, Austrag mit Oberflächengewässern) und der Ableitung ökologischer Halbwertszeiten. Für die Jahre 1988 und 1996 konnte eine Radiocäsiumbilanz des Weinsberger Waldes abgeschätzt werden. Diese Berechnung zeigt, daß der Waldboden die wichtigste Senke für ^{137}Cs darstellt, in langen Betrachtungszeiträumen aber auch zu einer Kontaminationsquelle für Pflanzen und höhere Glieder der Nahrungskette werden kann. Aufgrund der hohen Biomasse stellen Bäume den wichtigsten „lebenden“ Radiocäsium-Speicher des Ökosystems Wald dar.

Eine auf Basis durchschnittlicher Verzehrsgewohnheiten erstellte Dosisabschätzung durch den Konsum von Wildpilzen, Wildbret oder Beeren aus höher kontaminierten Waldgebieten Österreichs läßt im Jahr 1996 keine nennenswerte Erhöhung ($< 0,4 \%$) der jährlichen Strahlenbelastung erkennen.

ABSTRACT

Some regions within Austria were highly contaminated ($> 50 \text{ kBq m}^{-2}$) with radiocaesium by the deposition event following the Chernobyl reactor accident in 1986. Monitoring carried out by several Austrian institutions showed that in contrast to agricultural products radiocaesium levels in wild berries, mushrooms and game meat from forest ecosystems remained considerably higher over the years.

To find reasons for this contrasting radioecological behaviour and for the derivation of model input parameters, an extended study about the distribution of ^{137}Cs within three Austrian forest stands was carried out between 1987 and 1997. Results of this and subsequent studies are summarized and include the following ecosystem compartments: forest soils, litter, trees, bilberry, mushrooms, mosses, ferns, lichen, other vegetation, insects, small mammals, game animals and surface water. Besides the investigation of radioecological behaviour an estimation of pool sizes and transfer rates as well as radioecological residence half times for ^{137}Cs in different forest species was used to compile a radiocaesium balance for the years 1988 and 1996. Soil proved to be an effective sink for radiocaesium contamination, but in long-term perspective it can act as a source for the contamination of vegetation and higher levels of the food-chain as well. Due to the high standing biomass trees represent the largest „living“ radiocaesium pool within the investigated forest stand.

Dose estimations based on average consume habits gave no significant increase (less than 0.4 %) of the annual average population radiation dose due to the ingestion of forest products from the investigated forest stands.

1 EINLEITUNG

Nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl Ende April 1986 wurden in allen dafür ausgerüsteten Institutionen in Österreich eine große Anzahl verschiedenster Proben gemessen. Das Hauptaugenmerk lag anfangs auf der Bestimmung der Kontaminationshöhe von Nahrungsmitteln für den menschlichen Verzehr (UBA, 1986; BKA, 1988). In landwirtschaftlichen Produkten gingen bereits 1987, also ein Jahr nach dem Reaktorunfall, durch Wegfall der direkten Kontamination von Pflanzen mit Cäsium aus dem Fallout, die gefundenen Meßwerte auf 3-10 % der Werte von 1986 zurück (MÜCK & KARG, 1988), in den Folgejahren nahm die Cäsiumkonzentration weiter ab (siehe jährliche Berichte des BKA; z. B. BKA, 1994). In Milch und Fleisch von Rindern aus extensiver Land- bzw. Almwirtschaft sanken die ^{137}Cs -Konzentrationen langsamer ab. Im Gegensatz dazu weisen Proben aus manchen österreichischen Wäldern (Wildbret, Pilze, Pflanzen) noch viele Jahre nach dem Kontaminationsereignis (TATARUCH et al., 1990; HENRICH et al., 1990) beträchtlich hohe ^{137}Cs -Werte auf.

Um diese Unterschiede besser zu verstehen, hat das Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit dem Bundeskanzleramt/Sektion VI – Strahlenschutz, dem Österreichischen Ökologie-Institut für angewandte Umweltforschung und dem Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien, umfangreiche Untersuchungen des „Leitnuklides“ Cäsium-137 (^{137}Cs) durchgeführt.

Die Ergebnisse dieses Meßprogrammes sind im ersten Teil des vorliegenden Berichtes zusammengefaßt, die Einzeldaten sind im Internet unter der Adresse <http://www.ubavie.gv.at/umweltsituation/radio/waldoeko/intro.htm> ersichtlich und stehen zur weiteren Verwendung allgemein zur Verfügung. Auf Wunsch wird auch eine Diskette mit den entsprechenden Daten kostenlos übermittelt. Soweit vorhanden wurden publizierte Ergebnisse anderer radioökologischer Studien aus den beiden Hauptuntersuchungsgebieten Weinsberger Wald und Kobernaußer Wald in die Betrachtung miteinbezogen. Im zweiten Teil dieses Berichtes wurde anhand des vorhandenen Datenmaterials eine Radiocäsiumbilanz des Weinsberger Waldes abgeschätzt. Dabei wurden alle wichtigen Ein- und Austragspfade berücksichtigt um die ^{137}Cs -Verteilung nach der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl in verschiedenen Kompartimenten des Ökosystems Wald darzustellen.

1.1 Besonderheiten von Waldökosystemen

Grundsätzlich wirken in Agrarökosystemen und naturnahen Ökosystemen dieselben Transfermechanismen für Radiocäsium, trotzdem scheint das Verhalten von Radionukliden in forstlichen Ökosystemen anderen Einflußgrößen zu unterliegen als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Geschlossene Waldgesellschaften bzw. extensiv genutzte Wiesen sind oft dort anzutreffen, wo extreme Boden- und/oder Klimaverhältnisse und orographische Faktoren eine landwirtschaftliche Nutzung der Flächen verhindern. Die wichtigsten Unterschiede, die zu einer höheren Variabilität und Komplexität des Radionuklidtransfers in naturnahen Ökosystemen führen, sind nach AVILA et al. (1998):

- *Inhomogene Bodenprofile – fehlende Bodendurchmischung*
Die jährliche Pflügung der Felder führt zu einer Homogenisierung der landwirtschaftlichen Böden bis zu einer Tiefe von ca. 30 cm (Pflugtiefe). Oberflächlich deponierte Schadstoffe bzw. Radionuklide werden in ein größeres Bodenvolumen eingemischt. In Waldböden ist der Mineralboden dagegen von einer meist mehrere Zentimeter dicken rein organischen Streuauflage mit verschiedenen Zersetzungsstadien des Bestandesabfalles (Fichtennadeln, Laub, herabgefallene Äste, Zapfen etc.) bedeckt. In Bezug auf Bodendichte, chemische Eigenschaften (z. B. pH-Wert), Humusgehalt, Nähr- und Schadstoffgehalte, Bodenfeuchte,

Durchwurzelung und biologische Aktivität treten daher im Bodenprofil (und auch innerhalb des Mineralbodens) erhebliche vertikale Gradienten auf (FRISSEL et al., 1990). Bei ungestörten Wiesenböden ist diese vertikale Schichtung im Bodenprofil prinzipiell ebenso vorhanden, allerdings weniger deutlich als in Waldböden ausgeprägt.

- **Keine künstliche Düngung, daher Nährstoffmangel bzw. Zwang zu Nährstoffzyklisierung**
In landwirtschaftlicher Produktion werden die mit der geernteten Biomasse entzogenen Nährstoffe durch Düngung ersetzt und stehen für die kultivierten Pflanzen stets in ausreichender Menge zur Verfügung. Im Ökosystem Wald findet vergleichsweise wenig Nährstoffeintrag statt, deshalb müssen die Stoffkreisläufe innerhalb des Systems geschlossen sein, Nährstoffe werden vor dem herbstlichen Blattabwurf resorbiert, Feinwurzeln im Zersetzungshorizont der Streuauflage nehmen mineralisierte Nährstoffe am Ort ihrer Freisetzung wieder in die lebende Biomasse auf.
- **Artenvielfalt, Schichtaufbau der Vegetation**
Anders als in landwirtschaftlichen Monokulturen findet sich in Wäldern und Wiesen eine Vielfalt verschiedener Pflanzen- und Tierarten, die in Konkurrenz um die Grundressourcen Licht, Wasser und Nährstoffe verschiedene ökologische Nischen besiedeln und nutzen, was durch unterschiedliche physiologische Anpassungen ermöglicht wird.
- **Ausdauernde Gewächse, Nährstoffspeicherung im Holz oder anderen Pflanzenorganen**
Im Vergleich zu Pflanzen in Agrarökosystemen, die sich innerhalb einer Vegetationsperiode entwickeln und abgeerntet werden, erreichen die dominierenden Arten des Waldes, also Bäume, ein hohes Alter. Dies bedingt, daß in den Nährstoff-Kreislauf eintretende Schadstoffe sehr lange in der Biomasse gespeichert und akkumuliert werden können.
- **Mykorrhiza**
Durch relative Nährstoffarmut und spezifische Bodeneigenschaften (hohe Humusgehalte, niedrige pH-Werte) spielen Pilze in naturnahen Ökosystemen (Wiesen, Wälder) eine wichtige Rolle, als Mykorrhiza-Symbionten tragen sie erheblich zur mineralischen Ernährung und Produktivität vieler Wildpflanzen bei (READ, 1998). Solche engen Vernetzungen bzw. Lebensgemeinschaften verschiedener Organismen erschweren die modellhafte Beschreibung von Transferprozessen und Aufnahmemechanismen erheblich, da Pilze und autotrophe Pflanzen große physiologische Unterschiede aufweisen.
- **Nadelwälder stellen effektive Filter für lufttransportierte Schadstoffe dar**
Die große Gesamtfläche der Nadeln und die epicuticuläre Wachsschicht tragen zur Erhöhung der trockenen Deposition in Wäldern bei. Die gesamte Baumoberfläche erreicht bei Nadelbäumen das bis zu 25-fache der übershirmten Bodenfläche. Laubbäume weisen hingegen geringere Oberflächen auf. Aufgrund des herbstlichen Laubfalles ist die Abhängigkeit der Filterwirkung von der Jahreszeit bei Laubbäumen viel stärker ausgeprägt als bei Nadelbäumen. Nach BUNZL et al. (1989) war die Gesamtd deposition von Cäsium aus Tschernobyl in einem bayrischen Fichtenbestand um 30 % höher als auf einer angrenzenden Wiese. Die Assimilationsorgane der Fichten werden durchschnittlich 5-10 Jahre alt, während die Blätter der sommergrünen Laubwälder jährlich erneuert werden. Die Nadelbäume werfen jährlich nur den ältesten Nadeljahrgang ab, sodaß (je nach Anzahl der vorhandenen Nadeljahrgänge eines Baumes) es durch kontaminierte Nadeln zu einer zeitverzögerten zusätzlichen Radionuklid-Deposition am Waldboden kommt.
- **Wildtiere**
Im Gegensatz zu Haustieren sind freilebende Wildtiere in hohem Maße von schwankendem Nahrungsangebot und Parasitenbefall betroffen. Manche heimische Wildtiere zeigen ein ausgeprägtes Wanderungsverhalten (Rotwild). Der Erlegungsort muß somit nicht zwingend mit dem Lebensraum eines Wildtieres übereinstimmen. Das Auswechselln des Wildes von bewaldeten Flächen auf angrenzende Äcker zur Nahrungsaufnahme oder selektive Nahrungsauswahl innerhalb des Habitates erschweren eine Abschätzung der individuellen Nahrungszusammensetzung und in weiterer Folge die Modellierung der Radionuklidkontamination von Wildtieren (TATARUCH et al., 1988).

1.2 Eintrag und zeitliche Dynamik des Verhaltens von Radionukliden in Waldökosystemen

Der Eintrag von Radionukliden erfolgt einerseits durch nasse Deposition (Regen, Schnee, Tau, Nebel), andererseits durch trockene Deposition, wobei das Ausmaß der nassen Deposition sehr stark von der regionalen meteorologischen Situation abhängt (Zeitpunkt und Intensität der Niederschläge). Der Eintrag kann innerhalb einer kurzen Zeitdauer erfolgen (Tschernobyl: wenige Tage) oder bei wiederholter bzw. kontinuierlicher Freisetzung von Radioaktivität (Atombomben-Fallout, Emissionen aus Kernkraftwerken, Wiederaufbereitungsanlagen) über viele Jahre hinweg. Die hohe Filterwirkung der Bäume spielt eine entscheidende Rolle bei der Deposition von Radionukliden.

Nach einem Depositionsereignis erfolgt die Aufnahme von Radionukliden durch Pflanzen grundsätzlich auf zwei Wegen:

- Über die Pflanzenoberfläche gelangen lösliche Anteile der Radionuklide durch aktive Transportmechanismen in die Pflanze, wobei für das Ausmaß sowohl die chemisch-physikalischen Eigenschaften des abgelagerten Nuklides bzw. des Moleküls, in das das Radionuklid eingebaut ist, als auch die morphologische Beschaffenheit der betroffenen Pflanzenoberfläche ausschlaggebend sind. Aufgrund chemisch-physikalischer Ähnlichkeiten von radioaktiven Nukliden mit bestimmten Nährstoffen „verwechseln“ Pflanzen z. B. Cäsium mit Kalium, wodurch dieses im Gegensatz zu anderen radioaktiven Elementen rasch und in großen Mengen über die Blattoberflächen aufgenommen wird. Ebenso besteht zwischen den Elementen Strontium und Kalzium eine große chemische Ähnlichkeit.
- Über das Wurzelsystem erfolgt eine selektive Aufnahme, die von der Löslichkeit des betreffenden Nuklids bzw. Moleküls, der spezifischen Pflanzenphysiologie (Mykorrhiza-Symbiosen) und den Bodeneigenschaften (pH-Wert, Humusgehalt, Tongehalt und Tonmineralbestand) abhängt.

Unmittelbar nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl erfolgte die Aufnahme deponierter Radionuklide vor allem über die Pflanzenoberfläche. Sobald die direkte Kontamination von Pflanzenteilen durch Abwitterung und Niederschläge größtenteils entfernt war bzw. bei mehrjährigen Pflanzen mit dem Blatt-/Streufall verloren ging, gewann die Wurzel Aufnahme als Kontaminationspfad zunehmend an Bedeutung.

Entsprechend dieser Verschiebung der Kontaminationspfade unterscheidet man nach einem Depositionsereignis zwischen einer sogenannten „akuten Phase“ (Wochen bis Monate), die neben dem Vorhandensein kurzlebiger Radionuklide von direkter Kontamination der Pflanzen und Tiere (durch Inhalation) und einer Kontaminationsabnahme durch Abwitterung bzw. Abwaschung (bzw. Ausscheidung) geprägt ist, und einem „Langzeitverhalten“ (Jahre bis Jahrzehnte), bei dem die Kontamination zunehmend in die lebenden Organismen des Ökosystems inkorporiert wird, bis ein Gleichgewichtszustand erreicht wird, in dem Radiocäsium durch Wurzel Aufnahme und Auf- bzw. Abbau der organischen Biomasse im Ökosystem zirkuliert.

1.3 Cäsium-Kreislauf in Waldökosystemen

Fehlende Bodenbearbeitung und extreme Bodenbedingungen führen zu einem vergleichsweise langsamen Abbau der organischen Streu in Böden von Nadelwäldern, verholzte Pflanzenteile verrotten dabei besonders langsam. Die Langlebigkeit der Assimilationsorgane von Nadelwäldern bewirkt, daß kontaminierte Pflanzenteile durch den Streufall erst einige Jahre nach dem Depositionsereignis dem Boden und damit der stofflichen Umsetzung zugeführt werden.

Nach HECHT (1993) ist Cäsium in einem stabilen, weitgehend geschlossenen Waldökosystem hauptsächlich in folgenden Kompartimenten gespeichert:

- in der unzersetzten Streuauflage (Ol-Horizont), die sich aus dem Bestandesabfall zusammensetzt,
- nach erfolgter Zersetzung durch Bodenorganismen (Gliedertiere, Bakterien, Pilze) im Humus (Of: Fermentationshorizont, Oh: Humushorizont),
- nach Aufnahme über die Wurzeln bzw. Hyphen wieder in der lebenden Biomasse von Pflanzen, Pilzen, Mikroorganismen und somit zumindest teilweise oberirdisch.

Damit ist der Kreislauf des Radionuklides Cäsium wieder geschlossen (siehe Abb. 1). Aus diesem Kreislauf kann mineralisiertes Cäsium nur durch Fixierung an Tonminerale (im humosen A und B Horizont des Waldbodens) oder durch Tiefenverlagerung in den weniger intensiv durchwurzelt mineralischen Unterboden eliminiert werden. Denkbare Austragspfade aus dem Ökosystem sind eine vertikale Auswaschung ins Grundwasser, Bodenerosion und Auswaschung mit Oberflächengewässern sowie Cäsium-Entzug durch die menschliche Nutzung verschiedener Wald-Produkte (Früchte, Pilze, Wildbret bzw. Holzentnahme).

Einige in heimischen Wäldern weit verbreitete Pflanzen (z. B. Heidelbeeren) und einige Pilze haben die Fähigkeit Cäsium in ihrer Biomasse besonders stark anzureichern. Als Endglieder der Nahrungskette in den heimischen Wäldern können auch Wildtiere vergleichsweise große Mengen an Radiocäsium akkumulieren.

Wildbret und Waldfrüchte bzw. Pilze stellen in Österreich zwar mengenmäßig keinen wichtigen Bestandteil des menschlichen Konsums dar, sie werden aber als willkommene Abwechslung gerne verzehrt. Ein weiterer Pfad, auf dem Radiocäsium aus dem Ökosystem Wald in die menschliche Nahrungskette gelangen kann, ist das durch den Waldboden gefilterte und gespeicherte Trinkwasser. Da eine signifikante Kontamination des Trinkwassers mit künstlichen Radionukliden aus dem Tschernobyl-Fallout gemäß der Ergebnisse der regelmäßigen Routine-messungen der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und Forschung (BKA, 1998) ausgeschlossen werden kann, konzentriert sich die vorliegende Studie auf die erstgenannten Produkte (Pilze, Früchte und Wild).

Von den langlebigen Nukliden waren im Tschernobyl-Fallout neben $^{137,134}\text{Cs}$, wenn auch in kleinen Mengen, die Nuklide ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{125}Sb , $^{110\text{m}}\text{Ag}$ und Pu-Isotope zu beobachten. Im Bomben-Fallout sind außer ^{137}Cs besonders ^{90}Sr und die Pu-Isotope von Bedeutung. Da Radiocäsium gammaspektrometrisch leicht meßbar ist, dient es als „Leitnuklid“ für die anderen Radionuklide im Fallout, die sich aufgrund des hohen meßtechnischen Aufwandes einer eingehenden Untersuchung entziehen. Strontium wird durch seine chemische Ähnlichkeit mit Kalzium im Knochengewebe angereichert und hat dadurch eine sehr hohe Radiotoxizität für Wirbeltiere bzw. den Menschen. Hinweise auf das Verhalten von Strontium in der menschlichen Nahrungskette sind daher von besonderer Wichtigkeit.

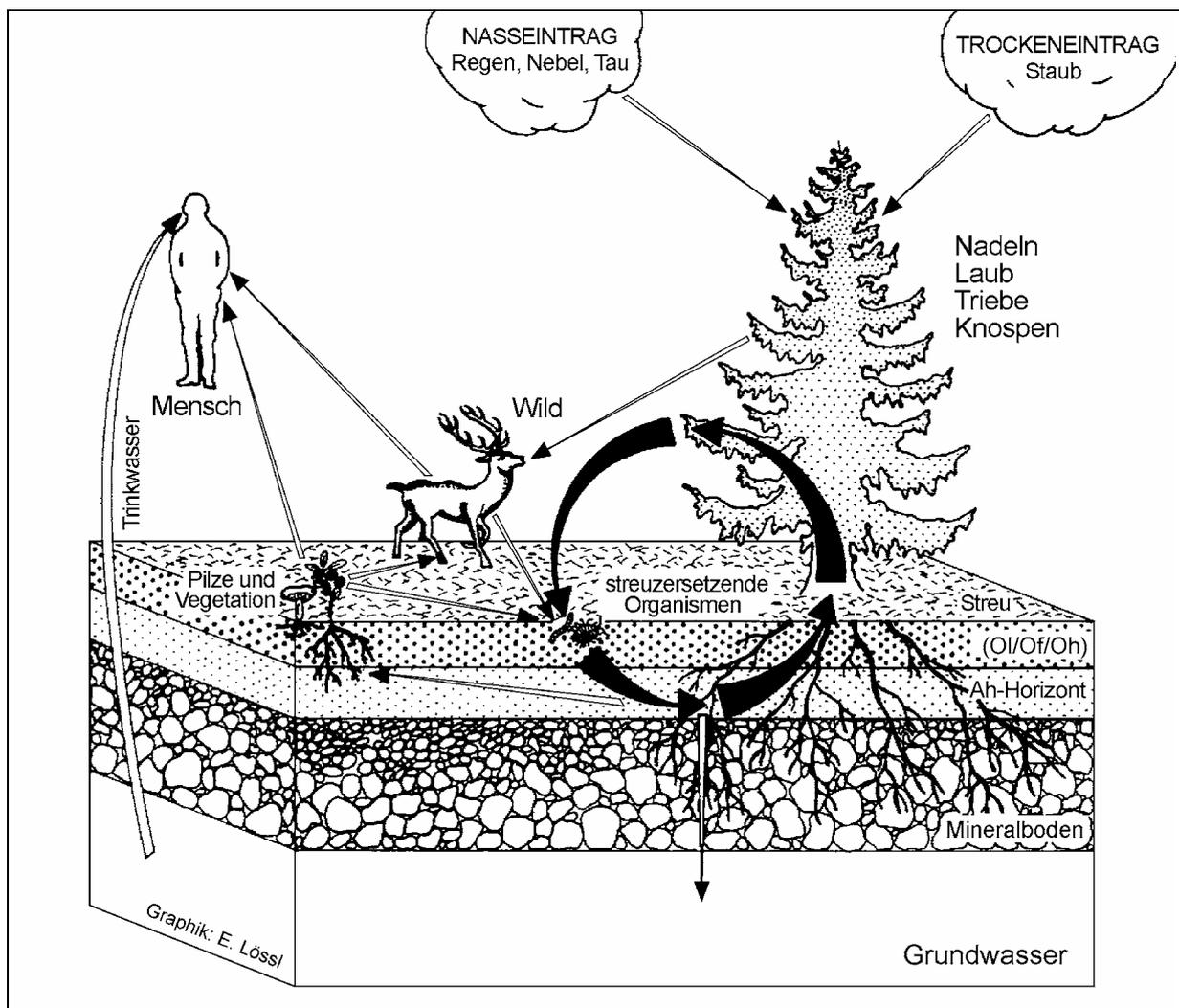


Abb. 1: Cäsiumkreislauf im Ökosystem Wald (leicht verändert aus: UBA; 1996)

2 MESSPROGRAMM ZUM VERHALTEN VON RADIONUKLIDEN IN NATURNAHEN ÖKOSYSTEMEN

2.1 Material und Methoden

2.1.1 Standortbeschreibung der Hauptuntersuchungsgebiete

Für die Untersuchungen wurden mit dem Weinsberger und Kobernauber Wald zwei hochkontaminierte Waldgebiete mit unterschiedlichem geologischem Untergrund ausgewählt (UBA, 1996), der Dunkelsteiner Wald war durch den Tschernobyl – Fallout nur durchschnittlich stark betroffen.

2.1.1.1 Weinsberger Wald

Allgemeine Gebietsbeschreibung:

Der nördlich der Donau im Waldviertel gelegene Weinsberger Wald umfaßt ca. 6500 ha und gehört zum Gut Persenbeug der Familie Habsburg-Lothringen. Die Höhenlage reicht von 700 bis 1041 m.

Der Weinsberger Wald gehörte ursprünglich zum außeralpinen Fichten-Tannen-Buchenwaldbereich (MAYER, 1974). Heute sind Fichtenreinbestände und fichtenreiche Wälder die dominierenden Gesellschaften.

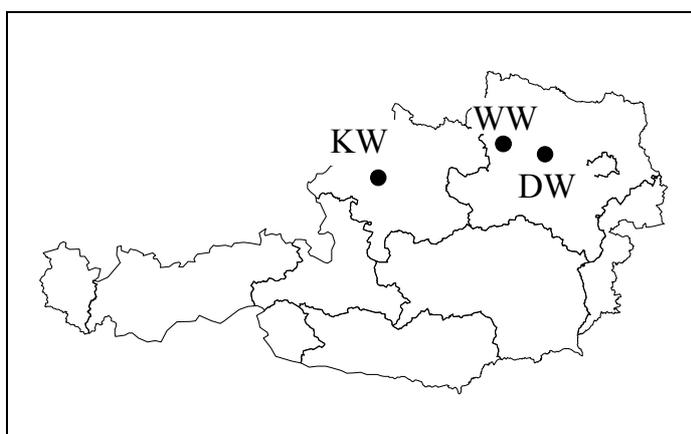


Abb. 2: Lage der untersuchten Waldgebiete innerhalb Österreichs

Geologie und Geomorphologie:

Der Weinsberger Wald wird überwiegend aus dem nach ihm benannten Weinsberger Granit, einem paläozoischen Tiefengestein der Böhmisches Masse, aufgebaut; vereinzelt treten Gneise und Quarze auf.

Geomorphologisch handelt es sich um eine Mittelgebirgslandschaft, die durch das Vorhandensein von typischen Felsformationen geprägt ist und streckenweise Hochflächencharakter besitzt. Die Flüsse des Gebietes weisen ein unausgeglichenes Längsprofil mit einem Wechsel zwischen engen Gefällsstufen und flachen, weiten Talbecken auf.

Böden: Über den Verwitterungsprodukten des Granits, die teilweise mächtige Decken aufbauen, bilden Braunerden (teilweise über Lehm) den vorherrschenden Bodentyp. Über hochanstehendem Grundgestein treten rankerähnliche (basenarm mit geringer Wasserkapazität) Bodentypen auf, entlang der Gerinne und über StauhORIZONTEN Gleye und Pseudogleye. Innerhalb der Fichtenbestände sind an flachen Stellen Torfmoosflecken zu finden.

Klima: Das Waldviertel gehört zum Übergangsklima zwischen dem atlantisch und pannonisch beeinflussten Klima. Das Hochland des Weinsberger Waldes wird durch ein rauhes, kühles Klima geprägt, das wesentlich durch die aus Nordwest bis Nord heranströmenden Winde mitbestimmt wird. In Tieflagen treten häufig winterliche Strahlungsfröste auf. Das jährliche Mittel der Temperatur beträgt 5,5°C, das langjährige Mittel des Niederschlages: 950 mm pro Jahr.

Jagd und Wild: Dominierende Wildarten im Weinsberger Wald sind Rot- und Rehwild. Bedingt durch überhöhte Wilddichten und durch den hohen Nadelholzanteil kommt es großflächig zu Schäl- und Verbißschäden.

Erholung und Fremdenverkehr: Die Gegend um den Weinsberger Wald und der Wald selbst werden im Sommer als Wandergebiet und im Winter als Langlaufgebiet touristisch genutzt, wobei der Schwerpunkt allerdings im Sommer liegt: mit 54.000 Nächtigungen im Jahr 1988 weist der am Südostrand des Waldes gelegene Ort Gutenbrunn die höchste Gästefrequenz auf; wie im Kobernauser und Dunkelsteiner Wald ist auch hier das Sammeln von Beeren und Pilzen im Zusammenhang mit der vorliegenden Untersuchung von Bedeutung.

2.1.1.2 Kobernauser Wald

Allgemeine Gebietsbeschreibung: Der Kobernauser Wald bildet ein rund 15.000 ha großes geschlossenes Waldgebiet im südlich der Donau gelegenen Innviertel in Oberösterreich zwischen 500 und 764 m Seehöhe. Gut zwei Drittel (10.300 ha) der Waldfläche befinden sich im Besitz der Österreichischen Bundesforste, der Rest ist größtenteils in bäuerlichem Kleinwaldbesitz. Bedingt durch das rauhe Klima und die Bodenbeschaffenheit ist der Waldkomplex bis heute weitgehend von Besiedlung und landwirtschaftlicher Nutzung ausgenommen worden. Der Kobernauser Wald liegt im Nördlichen Alpenvorland-Buchenmischwaldgebiet (MAYER, 1974). Heute hingegen sind Fichtenreinbestände und fichtenreiche Wälder die dominierenden Gesellschaften.

Geologie und Geomorphologie: Der Kobernauser Wald wird zum Großteil aus tertiären Sedimenten (Molasse) aufgebaut. Über den jüngsten Sedimenten von kohleführenden Süßwasserschichten liegen die "Hausruck-Kobernauser Wald-Schotter". Die Hauptmasse dieser Ablagerungen wird von sandig gebundenen, grobkörnigen Schottern gebildet, die stellenweise durch ein kalkiges Bindemittel verfestigt sind. Dies bedingt das Auftreten von Steilabfällen. Die Mächtigkeit der Schotterebenen beträgt 150 bis 200 m, die Gerölle dieser Schichten bestehen zum überwiegenden Teil aus Quarz und Kristallin. Kalke, Dolomit und Sandstein treten nur in Korngrößen unter 4 mm auf. Die Täler sind in die Schottermassen zum Teil tief eingeschnitten.

Böden: Bedingt durch die morphologischen Unterschiede zwischen Hängen und Talböden lassen sich die Böden des Kobernauser Waldes in zwei Hauptformen einteilen, nämlich eine Staublehmgruppe mit Tendenz zur Vernässung in den ebenen Lagen und einer Schottergruppe mit oft mächtigen Bleichhorizonten und Austrocknungsgefährdung an sonnseitigen Hängen. Die Kalkarmut des Ausgangsmaterials und das humide Klima bestimmen die Bodenentwicklung: stark saure und saure Bodenreaktionen sind vorherrschend. Durch den hohen Fichtenanteil wird diese Tendenz noch zusätzlich verstärkt. Podsolige Braunerden und Podsole sind die häufigsten Bodentypen. Letztere werden durch Fichtenreinanbau und frühere Streunutzung stark gefördert. In ebenen Lagen treten tag- und grundwasserbeeinflusste Böden auf.

Klima: Der Kobernauser Wald ist in die temperiert humide Zone mit ausgeprägter kalter Jahreszeit einzuordnen. Messungen aus dem Waldgebiet ergaben eine Niederschlag-Jahressumme zwischen 1200 und 1500 mm mit einem Maximum im Juli.

Hydrologie: Eine detaillierte Beschreibung der Hydrologie des Kobernauser Waldes ist in REITERER (1979) zu finden.

Jagd und Wild: Seit Jahrhunderten wird das Gebiet des Kobernauser Waldes intensiv für die Jagd genutzt. Dominierende Wildarten sind heute Reh- und Rotwild. Bereits seit über 100 Jahren werden Versuche unternommen, den überhöhten Wildbestand zu reduzieren, bisher allerdings ohne Erfolg. Neben den Schältschäden treten auch bedeutende Schäden durch Wildverbiß auf (MAYER, 1989).

Erholung – Fremdenverkehr: Der Kobernauser Wald wird vor allem als Ausflugsziel zum Spazieren und Wandern gerne besucht. Die Gemeinden im Umkreis des Waldes weisen um die 100.000 Gästenächtigungen pro Jahr auf. Davon entfallen über 80 % auf das Sommerhalbjahr. Tages- und Wochenendausflügler aus der näheren und fernerer Umgebung kom-

men noch hinzu. Im Zusammenhang mit der Strahlenexposition ist vor allem das Sammeln von Beeren und Pilzen durch Ausflügler von besonderer Bedeutung, da sowohl Pilze als auch Beeren teilweise hohe Gehalte an Cäsium-137 aufweisen.

2.1.1.3 Dunkelsteiner Wald

Allgemeine Gebietsbeschreibung: Der Dunkelsteiner Wald ist der östlichste Abschnitt des von der Donau abgetrennten Südrandes des Böhmisches Massivs, das mit dem Waldviertler Hochland nach Niederösterreich hereinreicht. Die Seehöhe dieses Untersuchungsgebietes liegt zwischen 350 und 725 m.

Der Dunkelsteiner Wald – in einer Salzburger Urkunde des 9. Jahrhunderts als riesiger Eichenwald („Quercetum“) bezeichnet – gehört zum außeralpinen Fichten-Tannen-Buchenwaldbereich (MAYER, 1974). Durch die Forstkultur ist allerdings weitgehend der Fichtenwald an die Stelle der ursprünglichen Bestände (Rotföhren, Stieleichen) getreten, die sich nur noch an den steilen Flanken erhalten haben.

Geologie: Der zum moldanubischen Grundgebirge gehörende Dunkelsteiner Wald wird hauptsächlich aus dem vom Waldviertel herüberreichenden Zentralgneiskörper und dem daran angrenzenden Granulit aufgebaut. Der am Südrand des Massivs vorkommende Amphibolit (ein Gemenge von Feldspat und Hornblende, welche ihm die typische tiefdunkle Färbung verleiht) hat dem Dunkelsteiner Wald den Namen gegeben.

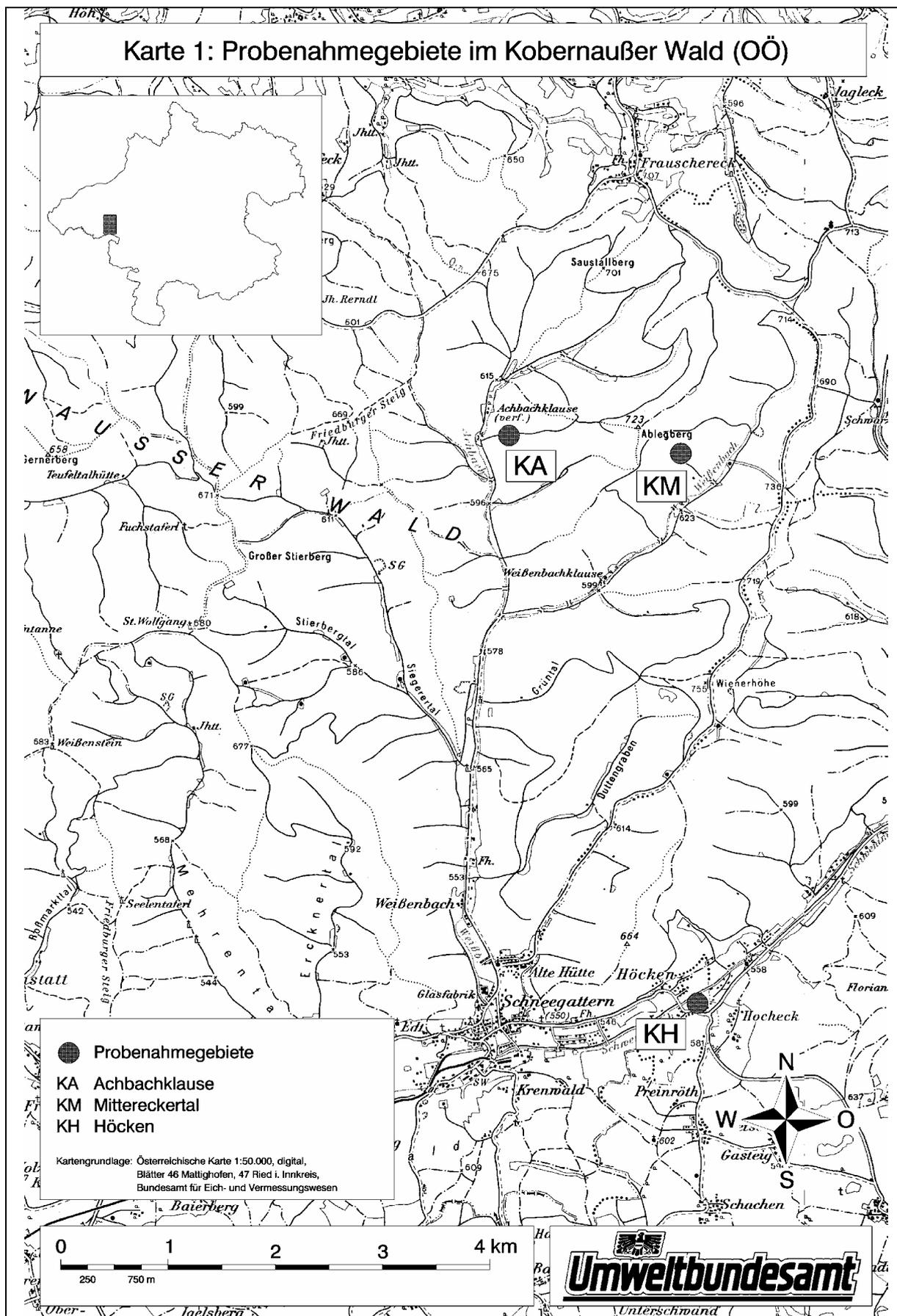
Böden: Seichte und saure Urgesteinsböden dominieren im Hochland des Dunkelsteiner Waldes, fruchtbare Löß- und Lehmböden im Vorland. Braunerden bis Podsole sind die vorherrschenden Bodentypen.

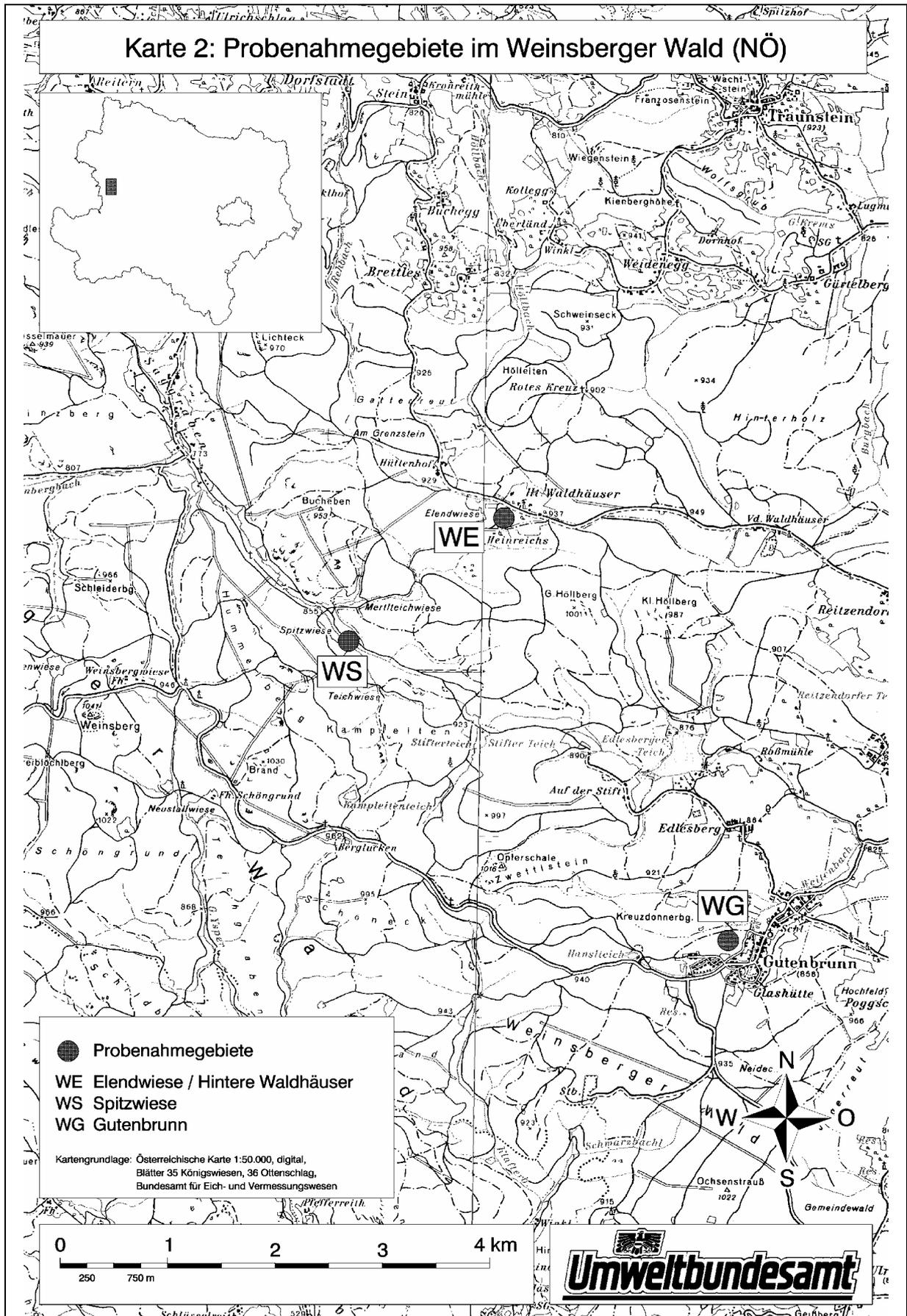
Klima: Der Dunkelsteiner Wald wird umrandet vom pannonischen Weinklima. Für die Weinkultur typisch ist ein über 19°C liegender Julimittelwert des klimatisch begünstigten Ostausganges des Donautales. Das Hochland des Dunkelsteiner Waldes ist klimatisch durch wesentlich längere Schneelage (durchschnittlich 60 Tage gegenüber 30 Tagen in der Niederung) sowie durch stärkere Niederschläge (800 mm gegenüber 500-600 mm im Flachland) geprägt.

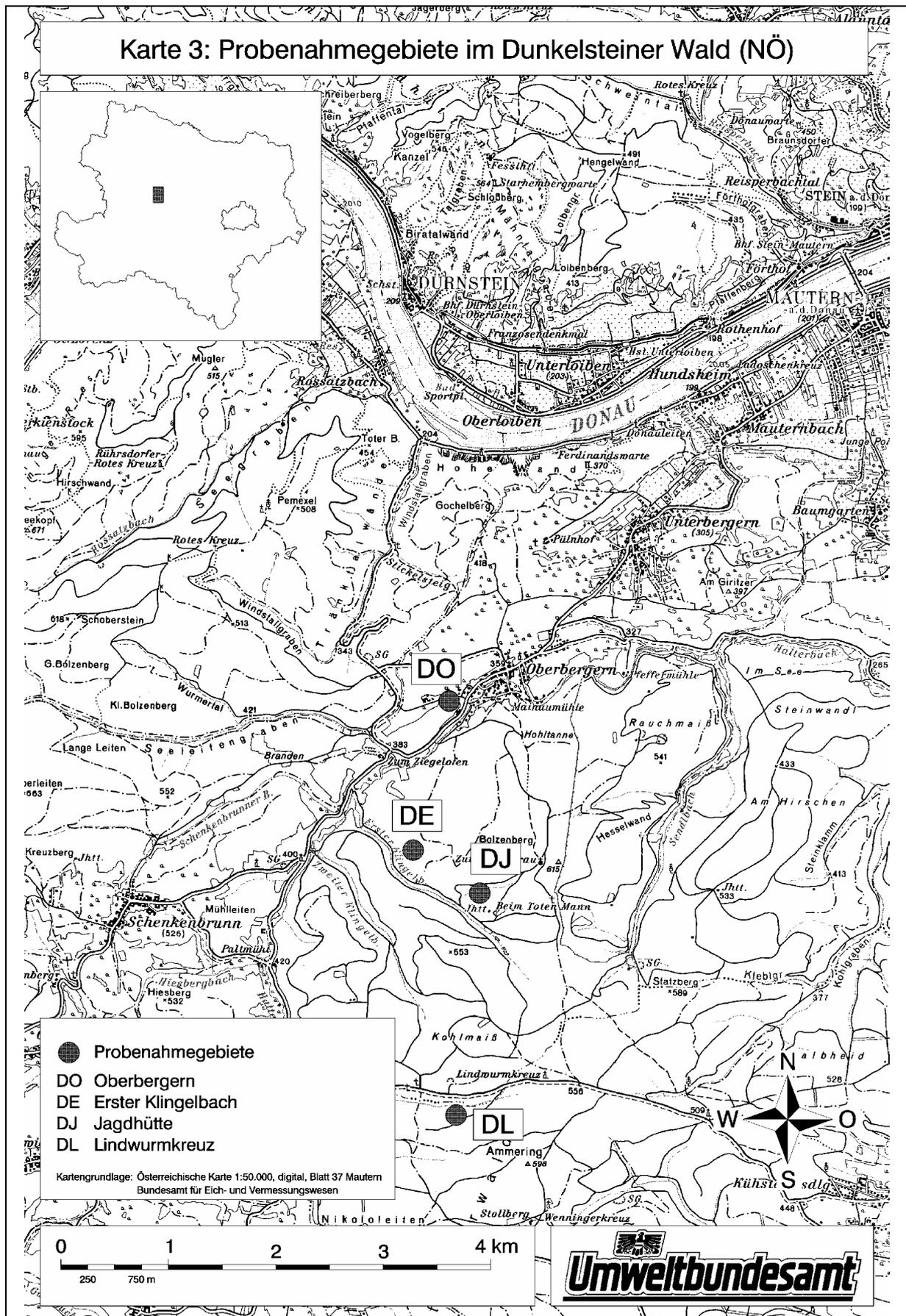
Jagd: An jagdbaren Tieren sind die in großer Zahl vorkommenden Rehe, Hasen und Fasane zu nennen. Im Bergerner und Schenkenbrunner Revier wurde ein Wildschweingehege angelegt, wodurch auch das hier ursprünglich bodenständige Schwarzwild wieder heimisch wurde.

2.1.2 Probenahmen und Probenaufbereitung

Die Probenahmen erfolgten zu unterschiedlichen Zeitpunkten (siehe Excel-Tabellen im Internet bzw. auf Diskette) zwischen 1987 und 1997. Innerhalb der Untersuchungsgebiete wurden verschiedene Standorte im Wald und auf Wiesen ausgewählt und beprobt (siehe Karten 1 bis 3).







Abgeleitet von der jeweiligen Fragestellung bzw. dem beprobten Material wurden folgende Probenahmetechniken angewendet:

Bodenbeprobung:

- *Stechzylinderproben:* Zur Entnahme diente ein zylindrisches Bodenstechgerät aus Edelstahl mit einem Durchmesser von 88 mm und einer Höhe von 50 mm. Zunächst wurde der Auflagehumus (mit Angabe der Horizontmächtigkeit) geworben, danach der darunterliegende Mineralboden (0-5 cm). An geeigneten Probenahmestellen wurde mit diesem Verfahren auch Mineralboden aus einer Tiefe von 5-10 und 10 bis 15 cm entnommen.
- *Bodenziegelproben:* In Wiesen wurden mit einem Spaten Bodenziegel (Mineralboden + Auflage) mit einer Fläche von ca. 18 x 18 cm und einer Tiefe von ca. 20 cm ausgestochen. Die Trennung in einzelne Schichten erfolgte im Labor.
- *Bohrkernproben:* Die Entnahme des Auflagehumus erfolgte hierbei mit einem Spaten, danach wurde der Bodenbohrer in den darunterliegenden Mineralboden eingeschlagen. Nach dem Ausheben wurden die Bohrkerne (von ca. 50 cm Länge und 70 mm Durchmesser) aus dem Rohr in Styroporhalbschalen übertragen und in einzelne Horizonte (0-5, 5-10, 10-15 cm, etc.) unterteilt. Die Einzelproben wurden horizontweise zu Mischproben vereinigt.
- Zur gammaspektrometrischen Messung wurden alle Bodenproben luft- oder ofengetrocknet und homogenisiert.

Vegetationsproben:

Die Untersuchung umfaßte standorttypische Vegetationsformen, charakteristische Äsungspflanzen und Arten mit bekannt hohen Aktivitätswerten (^{137}Cs). Der Schwerpunkt wurde dabei auf folgende Pflanzenarten gelegt:

Heidelbeerstauden: Heidelbeeren bieten sich als mögliche Indikatorpflanzen an: sie sind im gesamten Bundesgebiet verbreitet, im Freiland einfach zu erkennen und zu beproben und sie sind sowohl als Äsungspflanzen für das Wild als auch für den Direktverzehr durch den Menschen von Bedeutung. Die oberirdischen Teile der Stauden wurden abgeschnitten und zu Mischproben vereinigt, manche Einzelpflanzen wurden gesondert geworben. Bei der Probenaufbereitung wurde das Material der Mischproben in einzelne Jahrgänge (der jährlichen Zuwächse zurück bis ins Jahr 1986) aufgeteilt.

Moose und Flechten: Im Hinblick auf die spätere Probenaufbereitung wurden möglichst reine (mit wenig Nadelstreu versetzte) Moosrasen bzw. -polster an den verschiedenen Fundorten (Waldboden, Baumstrünke, Felsen, Feuchtwiesen, etc.) geworben. Flechten wurden ebenfalls von unterschiedlichen Substraten (Boden, Felsen, Baumrinde, Holz) gesammelt. Bei der Aufbereitung der Proben wurden die Moospflanzen und Flechten von noch vorhandenem Fremdmaterial (anhaltendes Substrat, Nadelstreu) getrennt. Bei einigen Moospolstern erfolgte eine Aufteilung in äußere (grüne, junge Teile) und innere Zonen (weiß, unterer Teil der Pflänzchen).

Farne: Es wurden einerseits die Farnwedel von mehreren Pflanzen als Mischproben genommen, andererseits einzelne Farne mitsamt dem Rhizom ausgestochen und das Alter bestimmt. Bei der Aufbereitung des Probenmaterials wurde in einigen Fällen das oberste Drittel der Farnwedel (interessant wegen Wildverbiß!) vom Restwedel getrennt.

Gräser und andere Pflanzen: Von den Gräsern wurden in der Regel die sichtbaren Teile als Mischproben genommen, Wurzelballen wurden nur vereinzelt untersucht. Bei einigen Arten wurden zusätzlich neben dem frischen, grünen Anteil auch die abgestorbenen Blätter aus dem Vorjahr beprobt. Bei manchen Pflanzenarten wurden die Blüten getrennt von Blättern und Stengeln untersucht.

Nadelbäume: Wegen der besonderen Bedeutung von Nadelbäumen in den untersuchten Waldökosystemen wurde auf die Analyse der Aktivitätsverteilung in Nadelbäumen besonderes Augenmerk gelegt.

- An je einem Standort im Weinsberger und im Kobernauffer Wald wurde der Zeitverlauf der Aktivität im Bestandesabfall untersucht. Dazu wurden je 5 Trichtersammler (mit einer Auffangfläche von je 70 x 70 cm) auf einer Fläche von mehreren 100 m² verteilt aufgestellt. Die Trichter wurden monatlich entleert, das gesammelte Material in Nadeln und Reststreu aufgetrennt.
- Im Hinblick auf das Äsungsverhalten des Wildes wurden an verschiedenen Standorten die frischen Austriebe ("Maitriebe", 1. Nadeljahrgang) mehrerer Fichten als Mischproben untersucht.
- Eine differenzierte Beprobung von Fichtennadeln und -zweigen erfolgte im Zuge der Analyse eines Einzelbaumes im Weinsberger Wald. Dabei wurden Fichtennadeln der letzten vier Jahrgänge aus zwei Himmelsrichtungen und in drei verschiedenen Baumhöhen untersucht.
- An einem gefällten Baum wurden Rinde, Nadeln und Holz in Abhängigkeit von der Höhe am Stamm und von der Himmelsrichtung untersucht.
- Schließlich wurde der Zusammenhang von Nadel- und Bodenkontamination untersucht.

Pflanzenproben wurden nach Bestimmung des Frischgewichtes bei 105 °C getrocknet und nochmals gewogen (Trockengewicht). Für die Messung wurde das Pflanzenmaterial fein vermahlen und in möglichst dichter Lagerung (wenn möglich durch zusätzliche Pressung) in geeignete Meßgeometrien eingewogen.

Pilze: Die Pilze wurden vorwiegend im Bestand beprobt, einige auch am Waldrand und auf Schlagvegetationen. Von angrenzenden Wiesenflächen stammt nur wenig Probenmaterial. Beim Sammeln der Pilze wurde ein genaues Protokoll über die spezifischen Merkmale der Fundstellen (Baumstrünke, Waldboden – Nadelstreu, Gras- oder Moosbewuchs, Strauchabdeckung, Baumnähe, etc.) angelegt. Gleichartige Pilze von einem Fundort wurden als Mischproben genommen, größere Einzelexemplare gesondert analysiert. Die Proben wurden kurz vorgetrocknet und anschließend gemessen oder nach der Messung der Frischsubstanz bei 105°C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Eine Übersicht der untersuchten Pflanzen- bzw. Pilzarten ist den Tabellen im Internet bzw. der angeforderten Diskette zu entnehmen (siehe erstes Innenblatt dieser Publikation).

Zoologische Proben:

Wirbellose: Wegen sehr niedriger pH-Werte kommen in den untersuchten Waldgebieten kaum Regenwürmer vor. Die Untersuchung von wirbellosen Tieren beschränkte sich daher auf Insekten. Der Fang der bodenbewohnenden Insekten erfolgte mittels sog. "Barberfallen". Die restlichen Insekten wurden durch Mitnahme von Nestmaterial (*Formicidae*) oder mittels Handaufsammlungen (alle übrigen Insekten) in den Monaten Juni und Juli 1988 gewonnen. Die Insektenproben wurden im Umluftwärmeschrank (ca. 40 °C) getrocknet, in einer Porzellanschale gemahlen, gewogen und anschließend gemessen.

Kleinsäuger: Die ersten Fänge wurden im Juli 1988, die zweiten im August 1989 mit Schlagfallen durchgeführt. Gefangene Tiere wurden gewogen und bis zur Messung tiefgefroren.

Wildtiere: Die Probenbeschaffung und Aufarbeitung der Wildtierproben erfolgte durch das Institut für Wildtierkunde der Veterinärmedizinischen Universität Wien. Das Untersuchungsmaterial (vor allem Rehwildproben: Muskulatur, Niere, Panseninhalt) wurde von der örtlichen Jägerschaft gewonnen und an das Institut weitergeleitet. Die Proben wurden unmittelbar nach der Erlegung des Tieres entnommen und bis zur Analyse bei -25°C aufbewahrt. Bei einigen Tieren wurden botanische Panseninhaltsanalysen durchgeführt, um Informationen über die Äsungsauswahl der Wildtiere in den Untersuchungsgebieten zu erhalten. Details zu Probenaufbereitung und Messung sind TATARUCH et al. (1988) zu entnehmen.

2.1.3 Gammaskpektrometrische Messungen

Die vorbereiteten Proben wurden teils an der BALUF Wien/Abt. 14, Strahlenschutz, teils im Gammalabor des Ökologieinstitutes gammaskpektrometrisch untersucht. Zur Verfügung standen hierbei an der BALUF 35 %-Ge(Li) – sowie 30 %-HPGe-Detektoren. Die Analyse der Gammaskpektren erfolgte mittels der kommerziellen Auswertesoftware APOGEE (Canberra) auf einer DEC µVax II bzw. nach 1990 mit der Auswertesoftware GeniePC. Eine Berücksichtigung von Summationseffekten ist in diesem Programm nicht vorgesehen, sodaß für die in Frage kommenden Radionuklide wie ^{134}Cs eine Korrektur der Werte um etwa +10 bis +15 % anzuwenden ist, abhängig von der Meßgeometrie. Im Ökologieinstitut stehen 19 %-HPGe-Detektoren von Canberra (Software von Canberra und eigene Auswertungsprogramme) zur Verfügung. Bei den Messungen nach 1987 wurde eine Dichte- und Summenkorrektur der Werte durchgeführt. Die Meßzeiten waren, abhängig von Menge und Radionuklidgehalt in der jeweiligen Probe, sehr unterschiedlich und reichten von einigen 1000 Sekunden bis zu einigen Tagen. Bedacht genommen wurde jedenfalls darauf, daß zumindest das Nuklid ^{137}Cs stets nachgewiesen werden konnte.

Um die Proben besser miteinander vergleichen zu können, wurden die Aktivitätskonzentrationen der Meßwerte unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfallsgesetzes auf den 1.5.86 (repräsentativ für das Eintreffen der Kontamination aus Tschernobyl) zurückgerechnet.

2.1.4 Berechnungen

Aggregierte Transferfaktoren (T_{ag})

Zur Beschreibung des Boden-Pflanze Transfers von ^{137}Cs wurden aggregierte Transferfaktoren (T_{ag}) berechnet. Dabei wird die ^{137}Cs -Konzentration im Pflanzenmaterial (Trockensubstanz) auf die gesamte Flächenbelegung des Bodens bezogen.

$$\frac{{}^{137}\text{Cs} \text{ (Bq kg}^{-1}\text{) in der Pflanze (TS, Trockensubstanz)}}{{}^{137}\text{Cs} \text{ (Bq m}^{-2}\text{) im Boden}}$$

Dieser Wert (durch Auflösung des doppelten Bruches entsteht die Einheit $\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$) stellt eine Verhältniszahl dar, die mit dem physiologischen Prozeß der Kationenaufnahme in keinem direkten Zusammenhang steht. Trotz dieser Realitätsferne hat sich die Verwendung dieses Quotienten gerade zur Auswertung von Daten aus naturnahen Ökosystemen durchgesetzt, weil sich dadurch einige Unsicherheiten umgehen lassen:

- *Durchwurzelungstiefe*: diese ist meist nicht bekannt und gerade bei Sträuchern und Bäumen nur sehr schwer bestimmbar. Da beim aggregierten Transfer-Faktor die Aktivität im gesamten Bodenprofil zur Berechnung herangezogen wird, muß die Durchwurzelungstiefe nicht festgelegt werden. In ungestörten Böden nimmt die ^{137}Cs -Konzentration (Bq/kg) mit zunehmender Tiefe rasch ab. Wird die Dicke der durchwurzelten Bodenschicht, auf die man den Transfer-Faktor bezieht, erhöht, nimmt der rechnerisch gemittelte ^{137}Cs -Bodenwert ebenso ab, was zu einer Überschätzung des Transfers in die Pflanzen führen kann (HAU-NOLD et al., 1986). Die flächenbezogenen ^{137}Cs -Werte (Bq/m²) nehmen hingegen bei Erhöhung der Bezugstiefe über 20 cm nur geringfügig zu (Beiträge pro Bodenschicht werden addiert), weil die Tiefenverlagerung von Cäsium in den Unterboden nur langsam fortschreitet.
- *Unterschiedliche Bodendichte*: die Aktivität pro kg Boden ist natürlich von der Lagerungsdichte des Bodens abhängig. Während die Streuschicht Dichten zwischen 0,1 und 0,2 g cm⁻³ (Trockensubstanz) aufweist, können in 10 cm Bodentiefe Werte zwischen 0,3 und 1 g cm⁻³ (abhängig von Bodentyp und Humusgehalt) erreicht werden. Dies führt zu großen Schwankungsbreiten in den berechneten Transfer-Faktoren.

- In manchen Studien wird der Transfer-Faktor auf die Frischsubstanz des Pflanzenmaterials bezogen, wie es für verzehrte Lebensmittel sinnvoll ist, da auch die Verzehrsmengen in Frischsubstanz erhoben und angegeben werden. Die Wassergehalte in Pflanzen unterliegen abhängig vom Grad der Verholzung (und somit von Alter des Pflanzenteils bzw. der Jahreszeit) großen Schwankungen, bei Pilzen nimmt der Feuchtigkeitsgehalt sogar in Abhängigkeit von der Witterung innerhalb von Stunden zu bzw. ab. Um diese Schwankungsursache zu eliminieren beziehen sich in der vorliegenden Studie alle Werte auf die ¹³⁷Cs-Gehalte im ofentrockenen Pflanzenmaterial, und der Trockensubstanzanteil der frischen Proben wird zusätzlich angegeben.

Einige weitere Überlegungen zum theoretischen Konzept des Transfer-Faktors finden sich in Kapitel 3.1.5.

Statistische Auswertung der Meßdaten

Für die Bodendaten wurden arithmetische Mittelwerte \pm Standardabweichung zur Beschreibung der Kontamination berechnet. Bei Pflanzenproben sind manche Arten nur durch wenige Einzelwerte ($n = 2$ bis 4) repräsentiert, daher erfolgt die Zusammenfassung der Einzelergebnisse bei diesen Daten durch die Berechnung des Medians mit der Angabe der Spannweite (Minimum – Maximum). Da die Prüfung auf Normalverteilung unterblieb, wurde als Hinweis auf die Verteilungsform in den zusammenfassenden Tabellen für Transferfaktoren sowohl der arithmetische Mittelwert und der Medianwert angegeben, die im Falle nicht normaler Datenverteilung deutlich unterschiedliche Werte annehmen, bei normalverteilten Daten jedoch ident sind.

2.1.5 Information zum Aufbau der Excel-Tabellen im Internet

Die Einzeldaten des Monitoring-Programmes sind in Tabellen zusammengefaßt und im Internet unter der Adresse <http://www.ubavie.gv.at/umweltsituation/radio/waldoeko/intro.htm> ersichtlich und stehen zur weiteren Verwendung allgemein zur Verfügung. Auf Wunsch wird auch eine Diskette mit den entsprechenden Daten kostenlos übermittelt. Die Daten wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit auf mehrere Tabellenblätter (Bodendaten, Heidelbeeren, Fichte, Pilze, Streusammler, etc.) aufgeteilt. In Tab. 1 sind die Inhalte der einzelnen Tabellenspalten näher beschrieben.

Tab. 1: Beschreibung der Tabellen über gammaspektrometrische Analysendaten

Excel Tabelle Spalte	Spaltenkopf	Einheit	Beschreibung des Spalteninhaltes
A	Gebiet		Anfangsbuchstaben der Untersuchungsgebiete: W: Weinsberger Wald; K: Kobernaußer Wald; D: Dunkelsteiner Wald
B	Ort-1	-	regionale Gebietsbezeichnung entsprechend der ÖK50 innerhalb der Untersuchungsgebiete
C	Ort-2	-	kleinräumige Beschreibung des Probenahmepunktes
D	Ortscode	-	kodierte Angabe als Zusammenfassung der Spalten A, B, C
E	geoL	° ‘	Ortsangabe der geographischen Länge (Grad östliche Länge)
F	geoB	° ‘	Ortsangabe der geographischen Breite (Grad nördliche Breite)
G	Seehöhe	m	Seehöhe (m über Meeresniveau)
H	Datum Probenahme	-	Datum der Probenahme

Excel Tabelle Spalte	Spaltenkopf	Einheit	Beschreibung des Spalteninhaltes
I	Art1	-	Bezeichnung des Probenmaterials (Artnamen bei Pflanzen und Tieren; Auflage, Wurzelfilz, Mineralboden bei Bodenproben)
J	Art2	-	lateinischer Artnamen bei Pflanzen und Tieren; Entnahmetiefe bei Bodenprofilen
K	Art3	-	Pflanzenteil oder –organ
L	Frischgewicht	g	Gewicht der Probe vor Trocknung
M	Trockengewicht	g	Gewicht der Probe nach Luft- bzw. Ofentrocknung
N	Fläche	cm ²	Probennahmefläche
O	Cs137(PrN)	Bq/kg	Radiocäsium-137 Meßwert bezogen auf das Probenahmedatum
P	Cs137Error	%	Meß-Unsicherheit; 1,65 Sigma
Q	Cs134(PrN)	Bq/kg	Radiocäsium-134 Meßwert bezogen auf das Probenahmedatum
R	Cs134Err	%	Meß-Unsicherheit; 1,65 Sigma
S	K40	Bq/kg	Kalium-40 Meßwert bezogen auf das Probenahmedatum
T	K40Err	%	Meß-Unsicherheit; 1,65 Sigma
U	Cs137(1.5.86)	Bq/kg	Meßwert bezogen auf das Depositionsereignis
V	Cs134(1.5.86)	Bq/kg	Meßwert bezogen auf das Depositionsereignis
W	Cs137(1.5.86)	Bq/m ²	Flächenbelegung bezogen auf das Depositionsereignis
X	Cs134(1.5.86)	Bq/m ²	Flächenbelegung bezogen auf das Depositionsereignis
Y	Anmerkungen	-	zusätzliche Details zu Probenahme/oder -aufbereitung oder Herkunft
Z	Quelle	-	Datenherkunft: Meßstelle, Projektname, Datenbank-Datei
AA	Code1	-	interne Probennummer des UBA
AB	Code2	-	interne Probennummer der BALUF bzw. Forschungsinstitut f. Wildtierkunde
AC	Code3	-	interne Probennummer der BALUF bzw. Forschungsinstitut f. Wildtierkunde
AD	Ref.datum	-	1.5.86 (Referenzdatum der Ankunft der radioaktiv kontaminierten Wolke aus Tschernobyl nach dem Reaktorunfall)

2.2 Ergebnisse

2.2.1 Radiocäsium in Wald- und Wiesenböden

Bei den Bodenuntersuchungen wurde einerseits die Tiefenverteilung von Radiocäsium bestimmt, andererseits sollte eine Übersicht über die Flächenbelegung und ihre räumlichen Unterschiede innerhalb der Untersuchungsgebiete gewonnen werden. In Tabelle 2 sind die ¹³⁷Cs-Meßwerte der Flächenbelegung in untersuchten Bodenprofilen (als Summe der Werte in den Einzelschichten) zusammengefaßt. Im Mittel beträgt die Flächenbelegung im Dunkelsteiner Wald 20,1 kBq m⁻², im Weinsberger Wald 47,4 ± 18 kBq m⁻² und im Kobernaußer Wald 50,9 ± 26 kBq m⁻². Damit zählen die letztgenannten zu den höherkontaminierten Gebieten Österreichs, der österreichische Durchschnittswert der Radiocäsium-Bodenkontami-

nation liegt bei 21 kBq m⁻² (UBA, 1996), Spitzenwerte von über 150 kBq m⁻² wurden in den Hohen Tauern und dem Salzkammergut gemessen.

Der Anteil des ¹³⁷Cs aus dem Fallout der oberirdischen Kernwaffentests der 50er und 60er Jahre beträgt im Mittel im Dunkelsteiner Wald 2,4 kBq m⁻² (entsprechend 12 % der ¹³⁷Cs-Flächenbelegung), im Weinsberger Wald 3,2 kBq m⁻² (7,3 %) und im Kobernaußer Wald 4,0 kBq m⁻² (9,6 % der ¹³⁷Cs-Flächenbelegung). Nach UNSCEAR (1982, Werte zerfallskorrigiert auf 1994) beträgt die integrierte Flächendeposition aus den Kernwaffenversuchen in unserer geographischen Breite durchschnittlich 2,5 kBq m⁻². Die Abhängigkeit der Depositionsmenge von der Niederschlagsmenge könnte die Erklärung für die höhere ¹³⁷Cs-Flächenbelegung im Kobernaußer Wald sein (langjähriges Mittel des Niederschlages: 1300 mm pro Jahr, siehe Kap. 2.1.1).

Tab. 2: Radiocäsium – Flächenbelegung an verschiedenen Probenahmestellen innerhalb der drei Waldgebiete Dunkelsteiner Wald (D), Kobernaußer Wald (K) und Weinsberger Wald (W)
AM ± SD: arithmetischer Mittelwert ± Standardabweichung

Orts-code	Ortsbezeichnung	Anzahl Profile	¹³⁷ Cs (1.5.86) (AM ± SD) Bq/m ²	¹³⁴ Cs (1.5.86) (AM ± SD) Bq/m ²	Anteil Kernwaffenfallout %
DL	Lindwurmkreuz Wald	1	20.081	9.395	12,0
K		1	82.127	40.034	8,4
KA2	Achbachklause Einzelbaum	5	62.979 ± 46.180	31.174 ± 23.699	6,9
KA3	Achbachklause Hang – Schlagvegetation	2	51.606 ± 17.758	25.860 ± 9.652	5,8
KM1	Mittereckertal Bach – Wald	3	47.430 ± 35.453	22.507 ± 18.929	10,8
KM2	Mittereckertal Estand	1	59.961	30.224	5,2
KM3	Mittereckertal Hang – Wald	2	40.766 ± 11.479	20.179 ± 6.658	6,9
KM4	Mittereckertal Lichtung, Schlagvegetation	1	11.083	4.589	22,2
WM 2X8	Mertlteichwiese	2	47.320 ± 4.251	23.425 ± 1.398	6,9
WE RX4	Hintere Waldhäuser, Wiese	1	61.904	32.146	2,4
WE1	Elendwiese Einzelbaum, Wiese	7	42.196 ± 17.458	20.677 ± 9.287	7,9
WE4	Elendwiese Wald	8	44.134 ± 8.927	21.863 ± 4.647	6,9
WG1	Gutenbrunn Garten	1	22.343	10.943	7,9
WG2	Gutenbrunn Wald	1	52.085	25.515	7,9
WS10	Spitzwiese Süd, Waldstück nahe Brücke	20	35.441 ± 15.362	17.273 ± 8.115	8,4
WS2	Spitzwiese Estand, Mittelhang – Blockwald	6	58.264 ± 18.902	16.761 ± 5.590	n. d.
WS3	Spitzwiese Fettwiese	2	38.020 ± 16.637	18.396 ± 9.318	9,0
WS71	Spitzwiese Nord Waldrand	2	29.208 ± 2.521	14.476 ± 1.296	6,8
WS8	Spitzwiese Süd Kuppe	3	55.306 ± 7.877	28.355 ± 4.496	3,6
WS9	Spitzwiese, Unterhang – Blockwald	5	56.958 ± 16.272	27.411 ± 6.320	9,5

In einer 1996 durchgeführten genauen Analyse der räumlichen Variabilität in einem Teilgebiet des Weinsberger Waldes (UBA, 1998) wurde anhand vorhandener und zusätzlich analysierter Daten (insgesamt 218 Einzelwerte) eine Karte der ^{137}Cs -Kontamination erstellt (siehe Abb. 3). Daraus ist die hohe Schwankungsbreite der Depositionswerte zwischen 18 und 104 kBq m^{-2} innerhalb des Untersuchungsgebietes zu ersehen. Da die Depositionshöhe augenscheinlich im Westen des Untersuchungsgebietes höher als im Osten ist, die älteren Daten (dieses Berichtes) aber eher aus dem Zentrum und dem östlichen Bereich stammen, ergibt sich aus den Gesamtdaten insgesamt ein etwas höherer Mittelwert der Flächenbelegung von $53,3 \pm 15 \text{ kBq m}^{-2}$.

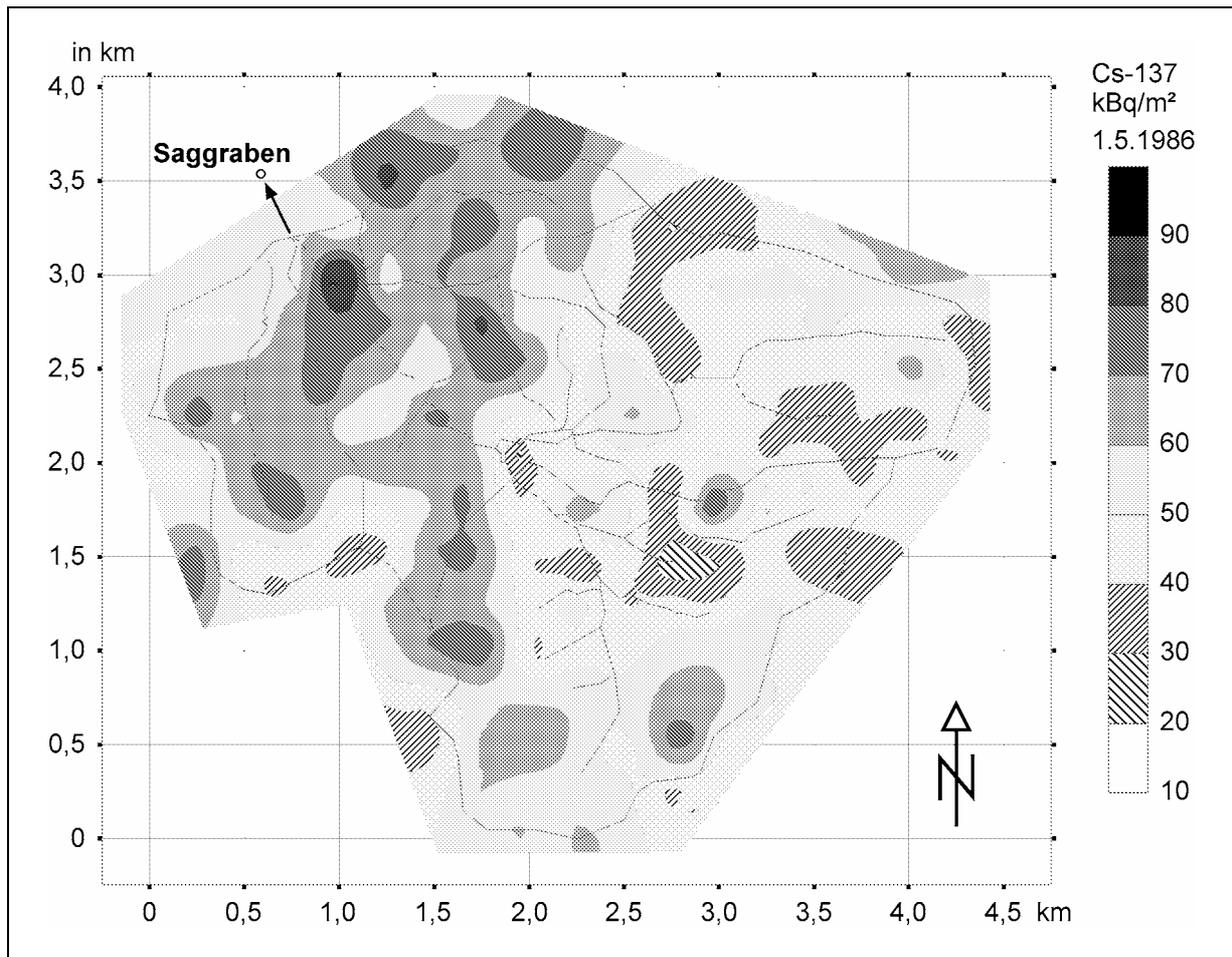


Abb. 3: Räumliche Verteilung von ^{137}Cs im Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald (Interpolation durch Kriging, Anzahl der Einzelwerte: 218; Quelle: UBA, 1998)

Die regionalen Unterschiede im $9,22 \text{ km}^2$ großen Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald betragen 27 %.

Eine Untersuchung der kleinräumigen Variabilität erfolgte am Standort WS10. In diesem Waldstück wurden mit einem Bodenbohrer 16 Proben in 4 Gruppen (A,B,C,D, die jeweils eine Kreisfläche mit 5 m Durchmesser repräsentierten) genommen. Die vier Gruppen sind im Abstand von ca. 20 m angeordnet. Die Lage der Beprobungspunkte sowie die Meßergebnisse sind in Abb. 4 dargestellt. Dazu sind weitere Meßergebnisse und Herkunftsorte von Bodenprofilen aus der direkten Umgebung angeführt. Aus der Skizze wird deutlich, daß die Einzelwerte innerhalb der Gruppen C und B beträchtliche Streuungen aufweisen, der Variationskoeffizient beträgt jeweils 40 %. Die vier Gruppenmittelwerte schwanken zwischen 21 und 41 kBq m^{-2} . Auch der Mittelwert aller 16 Einzelproben (30 kBq m^{-2}) weist einen Variationskoeffi-

zienten von 37 % auf. Dieser Wert ist deutlich höher als ein ähnlich ermittelter auf einer Wiese von 23 % (LETTNER, 1994). Verwendet man hingegen die Mittel der Gruppen A-D zur Beschreibung der Flächendeposition, verringert sich die Variabilität wieder auf 27 %. Die einzelnen Gruppen sind für die gesamte Fläche (bestehend aus allen Gruppen) repräsentativ, die Streuung der Bodenbelastung im 5 m-Bereich entspricht jener im 20 m-Bereich. Zusammenfassend nimmt die Streuung der ^{137}Cs Bodenbelastung somit mit der Größe des untersuchten Gebietes ab, weil kleinräumige Unterschiede (im Meter-Bereich) durch die Beprobung nicht mehr erfaßt werden bzw. durch die Herstellung und Untersuchung von Mischproben, die insgesamt eine größere Fläche repräsentieren, ausgeglichen werden.

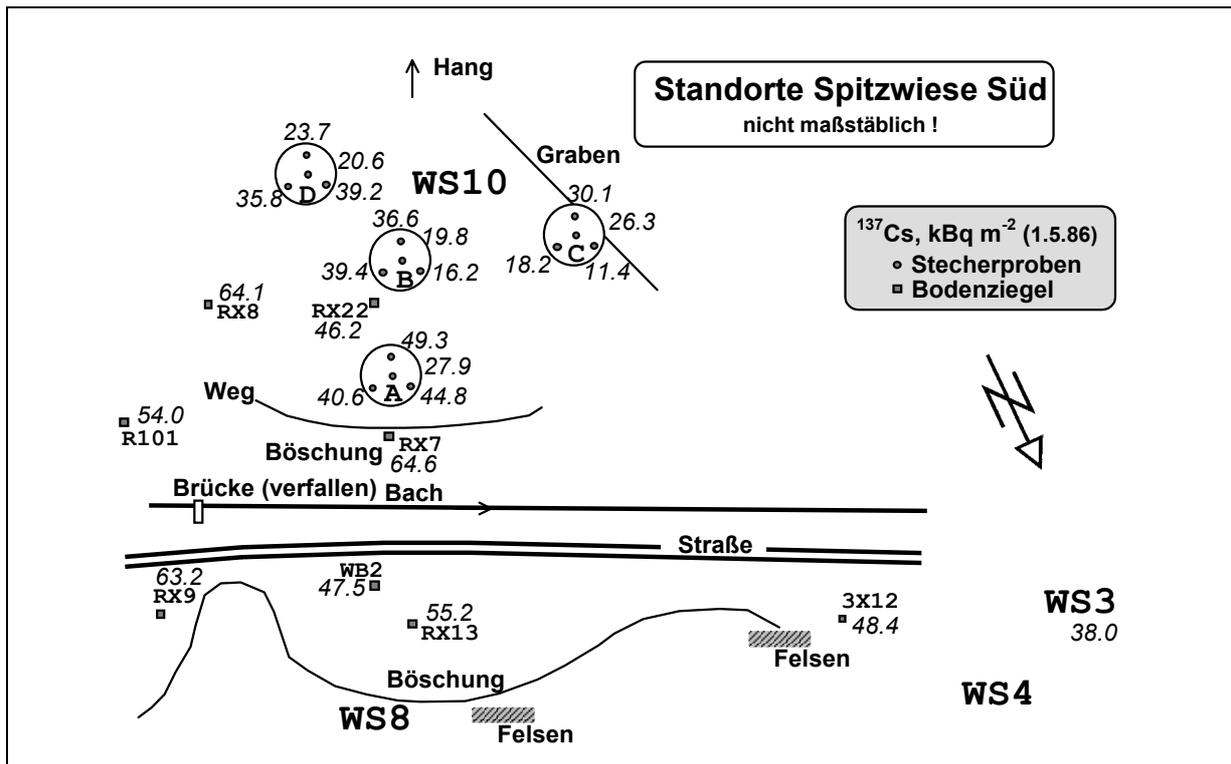


Abb. 4: Kleinräumige Unterschiede der ^{137}Cs -Deposition innerhalb des Weinsberger Waldes Standort WS10 (Spitzwiese Süd). (Die Zahlen repräsentieren ^{137}Cs -Meßwerte von Bodenproben, Bezugsdatum: 1.5.86)

Im Kobernaußerwald/Achbachklause (Standort KA2) wurde 1988 die Bodenbelastung unter einer Fichte untersucht. Dazu wurden Proben in verschiedenen Entfernungen vom Stamm genommen. Aus den Werten in Abb. 5 ist zu erkennen, daß die Baumkrone der Fichte in Stammnähe den Boden abschirmt und daher wesentlich weniger Cäsium (8 kBq m^{-2}) deponiert wurde als in größerer Entfernung vom Stamm (18 bis 83 kBq m^{-2}). Da die Äste bei Fichten in einem stumpfen Winkel vom Stamm nach unten hängen, wird von der Baumkrone aufgefangener Regen zu einem großen Teil entlang der Äste vom Stamm an den Rand der Baumkrone geleitet, und gelangt als Kronentraufe auf den Boden. In diesem Bereich wurden deutlich erhöhte ^{137}Cs -Depositionswerte (105 kBq m^{-2}) festgestellt. Eine ähnliches Depositionsmuster mit einer Cs-Anreicherung im Kronen-Traubereich (53 kBq m^{-2}) und niedrigen Depositionswerten in Stammnähe (45 kBq m^{-2}) wurde auch unter einer 20-jährigen Fichte im Weinsberger Wald (Standort WE1) gefunden, dagegen ergab die Auswertung der Bodenproben bei der gefälltten 80-jährigen Fichte von WE4 ein anderes Muster: hier waren die Werte des Traufbereiches etwas niedriger als die Deposition auf der Zwischenfläche (im Mittel 34 gegenüber 36 kBq m^{-2}), unter der Fichtenkrone in Stammnähe wurde dagegen ein höherer Depositionswert gefunden (56 kBq m^{-2}).

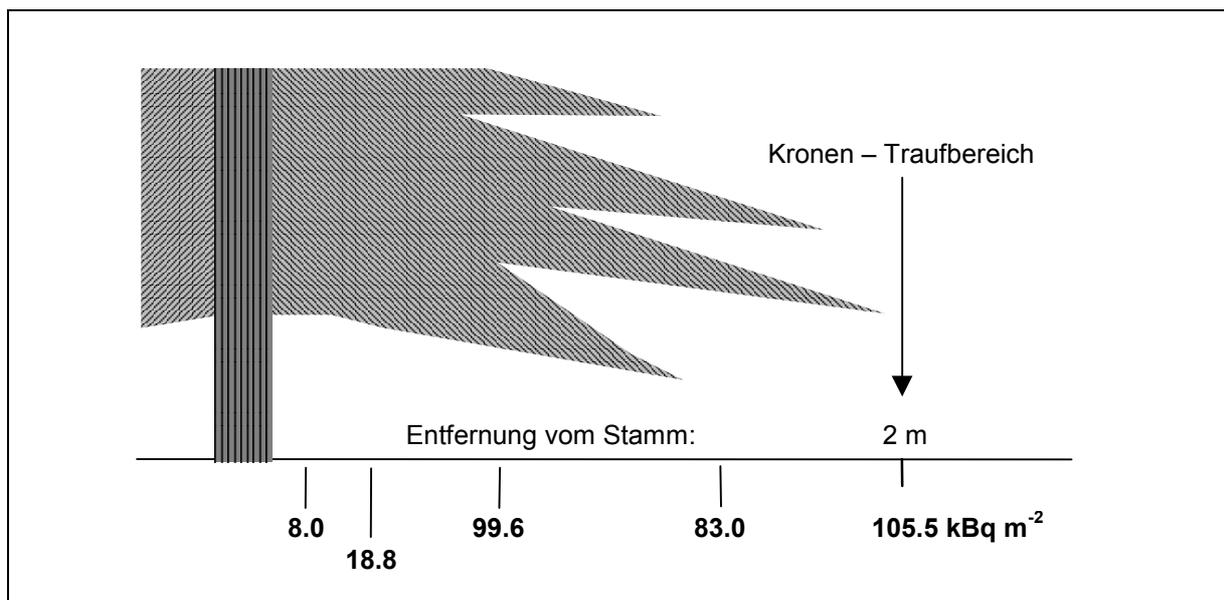


Abb. 5: Höhe der Bodenkontamination unter einer Fichte

2.2.1.1 Vertikale Verteilung von Radiocäsium in Bodenprofilen

Die Tiefenverteilung von Radiocäsium im Boden verändert sich durch Migration und Bioturbation; der Verlagerung in die Tiefe wirken Wurzel- bzw. Myzel Aufnahme und Verlagerung in die oberirdische Biomasse entgegen (siehe 3.1.1). Durch Einbeziehung verschiedener Bodenparameter kann mittels Diffusions-Konvektionsmodellen die Wanderungsgeschwindigkeit von Radiocäsium im Boden aus gemessenen Werten errechnet werden, und somit eine Vorhersage über den zeitlichen Verlauf der Tiefenverlagerung abgeschätzt werden (BOSSEW, 1997). Unvorhersehbare Ereignisse (z. B. Wühltätigkeit von Tieren) fließen in dieses Modell nicht ein. In Abb. 6 ist die Veränderung der Tiefenverteilung von Radiocäsium in Bodenprofilen der Spitzwiese (Weinsberger Wald, Standort WS8) dargestellt. In den drei Jahren nach dem Depositionereignis bis 1989 ist das ^{134}Cs -Aktivitätsmaximum von der Bodenoberfläche bis in ca. 1 cm Tiefe vorgedrungen, im Vergleich mit dem Profil aus 1987 ist ein höherer Anteil der Aktivität in tieferen Bodenschichten zu finden. Das Profil von 1998 zeigt eine deutliche Tiefenverlagerung: ca. 50 % der Aktivität sind schon in einer Bodentiefe unterhalb von 4 cm zu finden. Durch die ausgeprägte Schichtung von Waldböden in Auflage- und Mineralboden und den damit verbundenen Änderungen der Bodeneigenschaften ist die Anwendung des oben genannten Rechenmodells für Waldböden nicht möglich. Die ^{137}Cs -Messwerte von Waldbodenprofilen der Standorte WS2 und WS9 im Weinsberger Wald sind in Abb. 7 graphisch dargestellt. Auch in dieser Darstellung ist der deutliche Trend zur Tiefenverlagerung von Radiocäsium erkennbar, die Flächenkontamination der Auflageschicht nimmt über die Jahre von 87 % (1988) auf weniger als 60 % in den Jahren 1991 und später ab. In einer Tiefe von 10-20 cm des Mineralbodens sind in allen Untersuchungsjahren deutlich weniger als 10 % der Gesamtaktivität zu finden, was auf die hohe Rückhaltefähigkeit des Waldbodens bzw. die geringe Geschwindigkeit der Radionuklidwanderung hinweist. Im Gegensatz zu der oben dargestellten rechnerischen Kurvenanpassung ist der zeitliche Trend in Abb. 7 nicht durchgängig, die Werte von 1995 scheinen eher einem gegenläufigen Muster zu folgen. Dies ist auf die beschränkte Repräsentanz der geringen Anzahl beprobter Bodenprofile und die kleinräumigen Schwankungen der Bodeneigenschaften bzw. Transportmechanismen zurückzuführen.

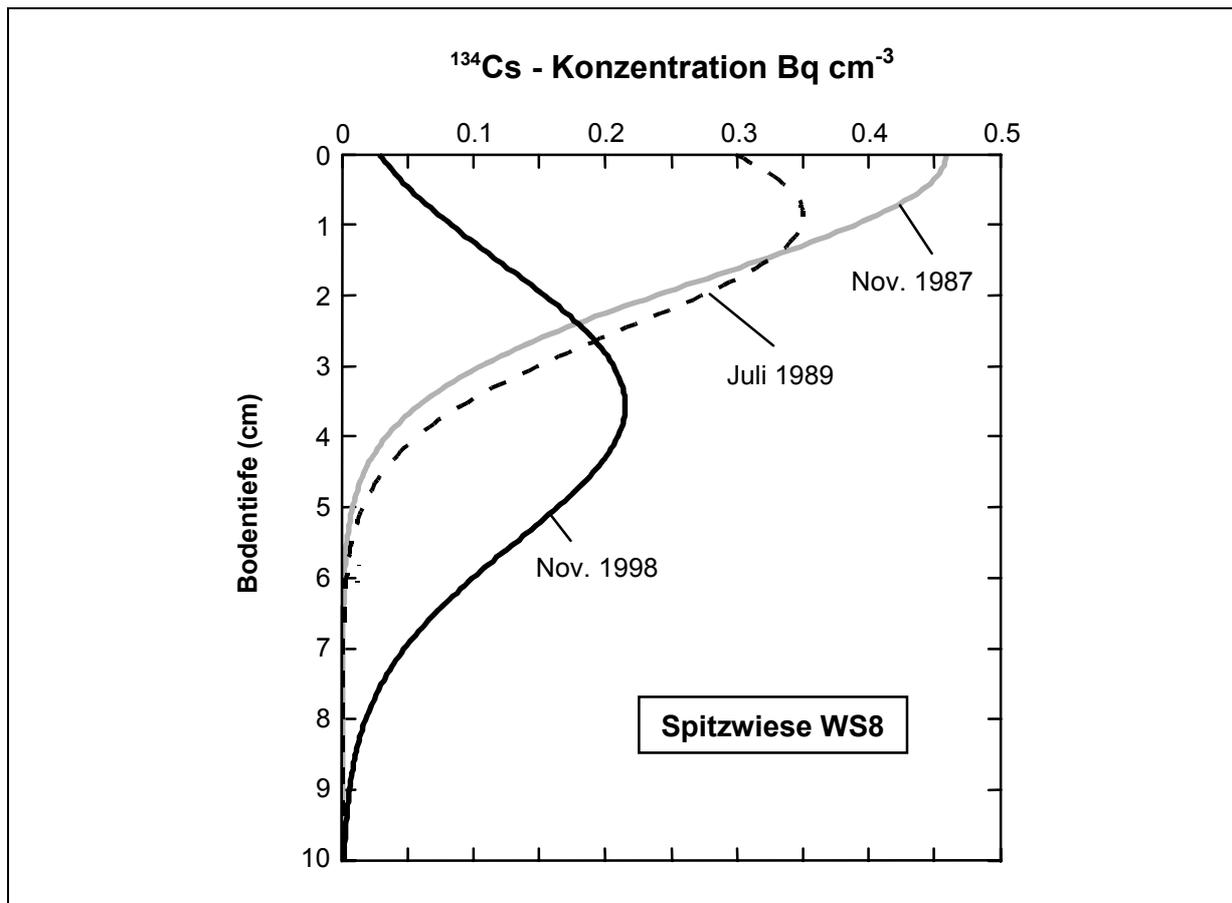


Abb. 6: Tiefenverteilung von Cäsium (^{134}Cs) in Wiesenböden – Anpassung mit einem Diffusions-Konvektionsmodell (nach BOSSEW, 1997)

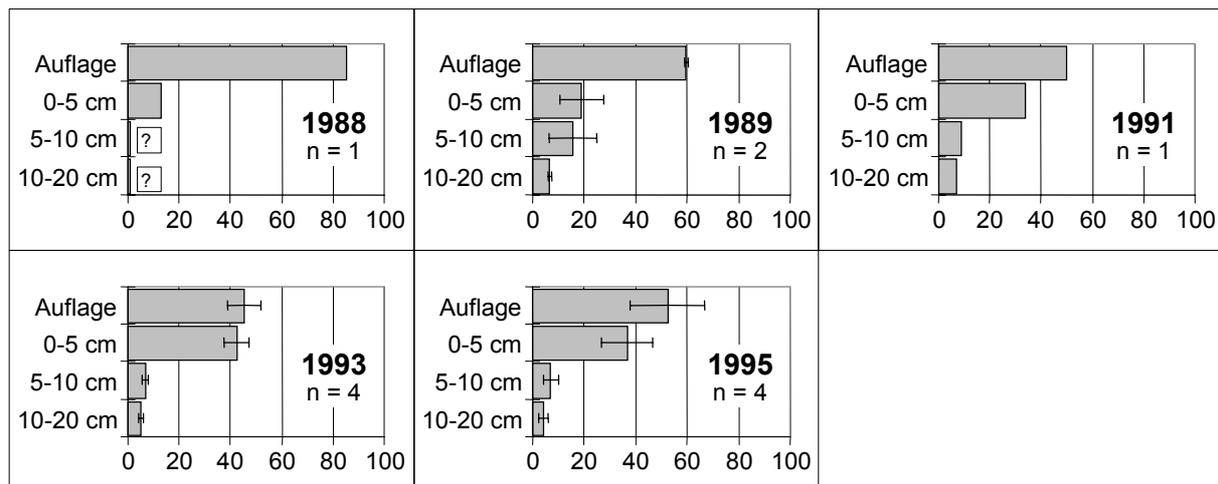


Abb. 7: Zeitliche Entwicklung der Vertikalverteilung von ^{137}Cs (Prozentwerte) in Waldbodenprofilen Standorte WS2 und WS9 (Mittelwerte \pm Standardabweichung)

2.2.2 Radiocäsium im Bestandesabfall

Der ^{137}Cs -Eintrag durch Streufall wurde durch monatlich entleerte Trichtersammler in Fichtenbeständen des Weinsberger und Kobernauser Waldes untersucht. Die Daten aus dem Weinsberger Wald umfassen den Zeitraum von August 1990 bis Oktober 1997. Aus Abb. 8 ist ein deutlicher Abfall des ^{137}Cs -Gehaltes von 1570 auf 550 Bq kg^{-1} in der Trockensubstanz zu erkennen. Neben der tendenziellen Abnahme fällt der zyklische Verlauf der Aktivitätskonzentration auf. Mittels Fourieranalyse läßt sich die Fundamentalfrequenz zu 11,7 Monaten = ca. 1 Jahr berechnen. Maxima der ^{137}Cs -Werte treten immer im Sommer (Juli-September), auf, das Minimum liegt jeweils im Herbst (November). Da die Streuproben bis März 1992 in Nadelstreu und Reststreu aufgetrennt und separat analysiert wurden, lassen sich diese Schwankungen auf die unterschiedliche Streuzusammensetzung und ihre durchschnittliche Kontamination zurückführen: in getrennten Proben betrug das Verhältnis der ^{137}Cs -Aktivität in Nadel : Reststreu 1 : 1,85 (für Details siehe auch UBA, 1996: Vierter Umweltkontrollbericht, p. 255). Während in den Sommermonaten nur relativ wenig Fichtennadeln, dafür relativ hohe Anteile an Reststreu (Flechten, Rindenreste, abgestorbene Ästchen) in den gesammelten Monatsproben zu finden waren, verkehrt sich dieses Verhältnis im Herbst ins Gegenteil, wenn die Hauptmasse der alten Nadeln abgeworfen wird. Dadurch sinkt der Anteil an Reststreu relativ zur Gesamtmenge und damit auch die Aktivität der Gesamtstreu (in $\text{Bq } ^{137}\text{Cs kg}^{-1}$) ab.

Aus den monatlichen Auswertungen wurde eine Abnahme der durchschnittlichen Streumengen ab dem Jahr 1994 festgestellt, was sich aus der regenreichen Witterung und der damit verbundenen geringen Trockenheits-Streßbelastung der Bäume erklären läßt. Betrachtet man daher die zeitliche Entwicklung des ^{137}Cs -Eintrages in den Waldboden durch Streufall (siehe Abb. 9), der sich rechnerisch aus dem Produkt von Streumenge (g m^{-2}) und ^{137}Cs -Gehalt der Streu ergibt, nehmen die Werte schneller ab (Halbwertszeit: 5,17 Jahre) als dies allein aufgrund der ^{137}Cs -Abnahme zu erwarten wäre (siehe Abb. 8: Halbwertszeit der ^{137}Cs -Konzentration: $6,7 \pm 1,1$ Jahre).

Der Radiocäsium-Input in den Waldboden durch Streufall betrug im Jahr 1990 ca. 1 % des vorhandenen Bodeninventars, bis 1997 nahm dieser Eintrag auf ca. 0,4 % pro Jahr ab.

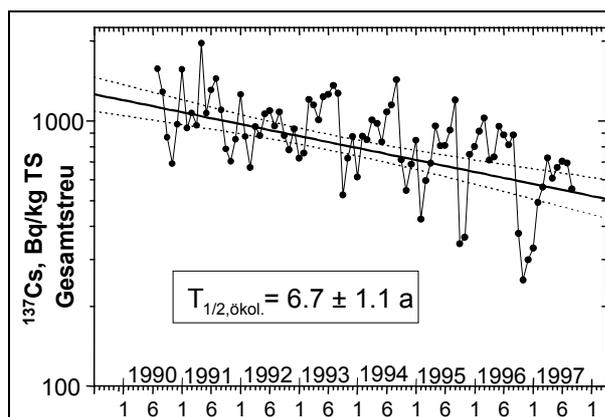


Abb. 8: Zeitlicher Verlauf des ^{137}Cs -Gehaltes in Streuproben aus dem Weinsberger Wald (Bezugsdatum: 1.5.86)

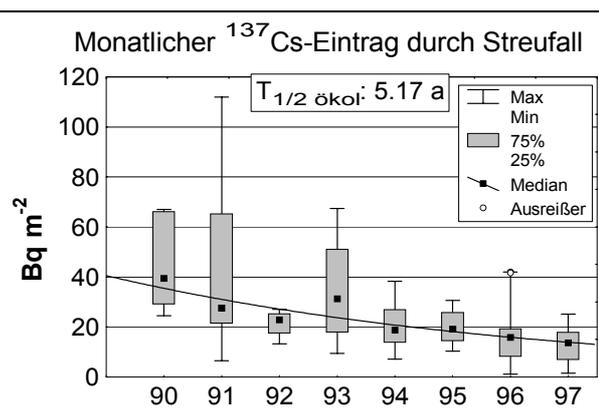


Abb. 9: Zeitliche Entwicklung des monatlichen ^{137}Cs -Eintrags in den Waldboden durch Streufall (Mediane, Bezugsdatum: 1.5.86)

2.2.3 Radiocäsium in der Vegetation (incl. Pilze und Flechten)

Als Orientierungshilfe sind in Abb. 10 die Gesamtmediane (als mittlerer Wert von Proben aus dem Weinsberger + Kobernauser Wald) der ^{137}Cs -Gehalte in verschiedenen Gruppen von Waldpflanzen für das Jahr 1988 zusammengefaßt (*Achtung: logarithmische Skala!*). Die Reihung der systematischen Gruppen nach ^{137}Cs -Kontaminationshöhe wird von den Pilzen angeführt, die doppelt so hohe ^{137}Cs -Medianwerte ($30,9 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ TS}$) aufweisen wie grüne Pflanzen. Jeweils niedrigere ^{137}Cs -Medianwerte wurden für Flechten ($16,2 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ TS}$), Moose ($14,9 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ TS}$), Farne ($8,9 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ TS}$), Heidelbeeren ($3,0 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ TS}$), andere Waldpflanzen ($2,4 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ TS}$) und Fichten ($1,1 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ TS}$) gefunden. Der Hauptanteil der Waldbiomasse, die Nadelbäume, weisen die niedrigsten ^{137}Cs -Konzentrationen auf.

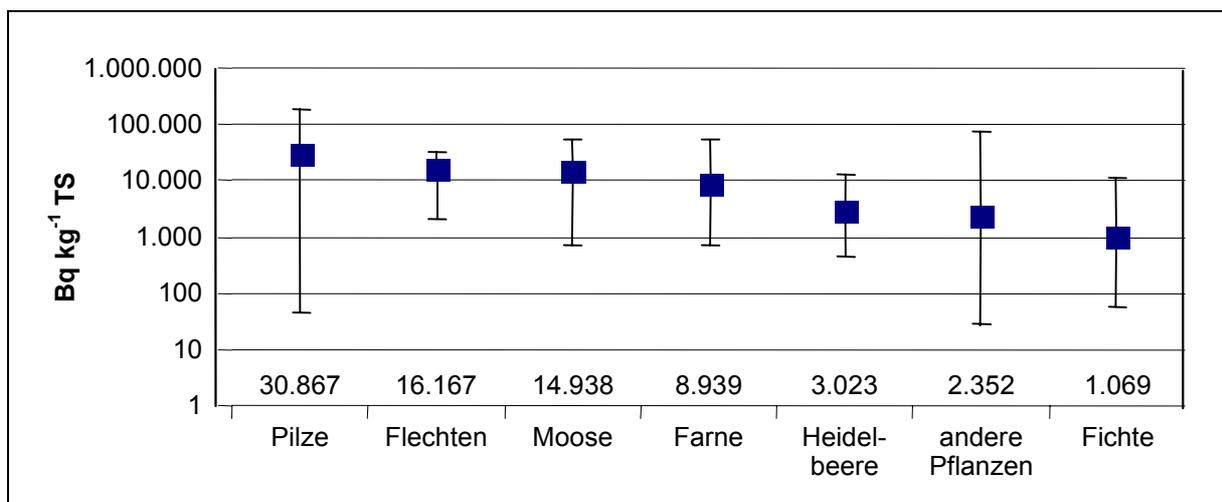


Abb. 10: Übersicht über die Radiocäsiumkontamination verschiedener Waldpflanzen im Jahr 1988 (Medianwerte als Zahlenwert und Balken ± Minimum – Maximum; Bezugsdatum: 1.5. 1986)

In der logarithmischen Darstellung wird deutlich, daß die gemessenen Werte innerhalb jeder Pflanzengruppe mehr als zwei Größenordnungen überspannen. Die Variabilität der Radiocäsiumkontamination ist sehr hoch, was neben der räumlichen Variabilität der ^{137}Cs -Deposition in den Untersuchungsgebieten auch auf artspezifische und saisonale Unterschiede zurückzuführen ist. Dies wird in den Kapiteln für einzelne Pflanzengruppen noch näher behandelt.

2.2.3.1 Fichten

Die Ergebnisse der getrennten Untersuchung verschiedener Jahrgänge von Fichtennadeln und den zugehörigen Ästchen ist in Abb. 11 dargestellt, zwei Probenserien stammen aus dem Jahr 1988 (Standorte Weinsberger Wald, Elendwiese Wald – WE4 und Elendwiese Einzelbaum – WE1), eine Probenserie wurde 1993 als Mischprobe von einem Bestand am Hummelberg geworben. Durch die relative Langlebigkeit der Fichtennadeln sind im Beprobungsjahr 1988 noch Reste direkter Kontamination auf den ältesten Fichtenzweigen (Jahrgang 1985 und älter) zu finden. Dies läßt sich aus den, im Vergleich zu jüngeren Nadeln, erhöhten ^{137}Cs -Meßwerten von 868 bzw. $1055 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ (im Vergleich zu 578 bzw. $855 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ in Nadeln 87) ablesen. Der Triebjahrgang 1986 war Anfang Mai, dem Depositionszeitpunkt noch im Knospenstadium bzw. nicht vollständig entwickelt, diese Pflanzenteile waren daher nur eingeschränkt der direkten Kontamination ausgesetzt. Ein gegenläufiger Effekt besteht in der ^{137}Cs -Anreicherung in jungen, unverholzten, wachstums- und stoffwechselaktiven Geweben. Die Probenserie von Nadeln aus dem Jahr 1993 zeigt diesen Trend deutlich, die jüngsten Nadeljahrgänge weisen die höchsten ^{137}Cs -Werte ($1145 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$)

auf. In den Maitrieben von 1993 (Beprobung im Juni) wurden im Mittel $2958 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ ^{137}Cs nachgewiesen. Die direkte ^{137}Cs -Kontamination der Ästchen '85 ist aufgrund der rauhen Rindenoberfläche in wesentlich höherem Maße (1516 bzw. 4752 Bq kg^{-1}) erhalten geblieben, im Gegensatz dazu zeigt der Verlauf der Ästchenjahrgänge '90-'93 von 1993 die Abnahme der ^{137}Cs -Gehalte mit steigendem Verholzungsgrad (1228 ; 1056 ; 591 ; $447 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$).

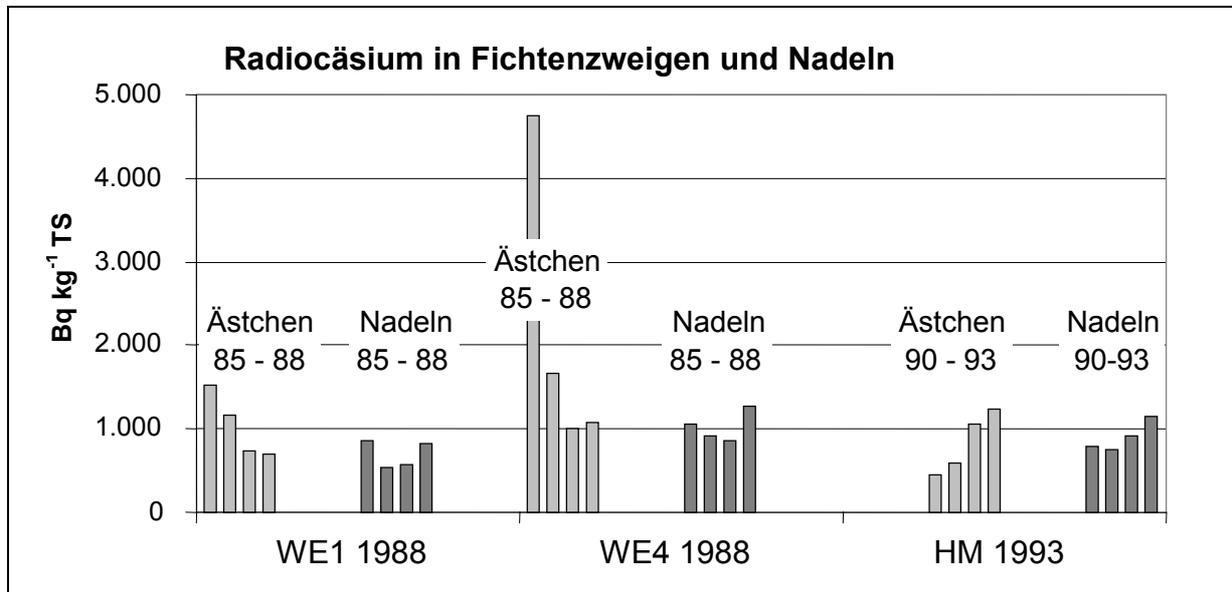


Abb. 11: ^{137}Cs -Kontamination von Fichtenzweigen – Altersabhängigkeit und zeitliche Veränderungen (85-88 bzw. 90-93 beziehen sich auf das Austriebsjahr der jeweiligen Pflanzenteile)

Im Vergleich dazu sind in Rindenproben der gefällten Fichte von WE4 durchschnittlich $1170 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs kg}^{-1} \text{ TS}$ ($n = 20$) zu finden. Die Gehalte im Holz folgen wie jene in den Zweigen einer strengen Altersabhängigkeit, in Klassen von Jahresringen wurden folgende ^{137}Cs -Werte gefunden:

Ringe 88-80:	254 $\text{Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ (Bezugsdatum 1.5.86)
Ringe 79-70:	169 $\text{Bq kg}^{-1} \text{ TS}$
Ringe 69-60:	126 $\text{Bq kg}^{-1} \text{ TS}$
Ringe 60 u. älter:	56 $\text{Bq kg}^{-1} \text{ TS}$

Auch hier ist also in den jüngsten Zuwachsringsen eine Cäsiumanreicherung festzustellen.

2.2.3.2 Heidelbeeren

Die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) ist in Österreichs Wäldern verbreitet anzutreffen, sie ist leicht zu erkennen und zu beproben, darüber hinaus stellt sie als wichtige Äsungspflanze des Rehwildes und als beliebtes Beerenobst für den Menschen einen Bestandteil der Nahrungskette dar. Durch diese Eigenschaften bieten sich Heidelbeersträucher als Bioindikatoren zur Feststellung der Umweltbelastung in einem Gebiet an (KIENZL, HIESEL & HENRICH, 1991).

In Abb. 12 sind die Meßwerte von Heidelbeerproben verschiedener Probenahme-Jahre aus den drei Untersuchungsgebieten zusammenfassend dargestellt. Während im Weinsberger und Kobernauser Wald vergleichbar hohe Kontaminationswerte gefunden wurden (4560 bzw. $5570 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$ in jüngsten Trieben 1988), erreichen die ^{137}Cs -Gehalte in Proben aus dem Dunkelsteiner Wald nur ca. 8 % ($345 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$, die Werte wurden in der Graphik 10-

fach vergrößert dargestellt!!) dieser Werte. Die Flächenkontamination ist im Dunkelsteiner Wald (20 kBq m^{-2}) ca. um die Hälfte niedriger als in den beiden anderen Gebieten (47 bzw. 51 kBq m^{-2}). Die Radiocäsiumaufnahme in Heidelbeeren erfolgt demnach nicht linear, sondern ist im Dunkelsteiner Wald signifikant niedriger.

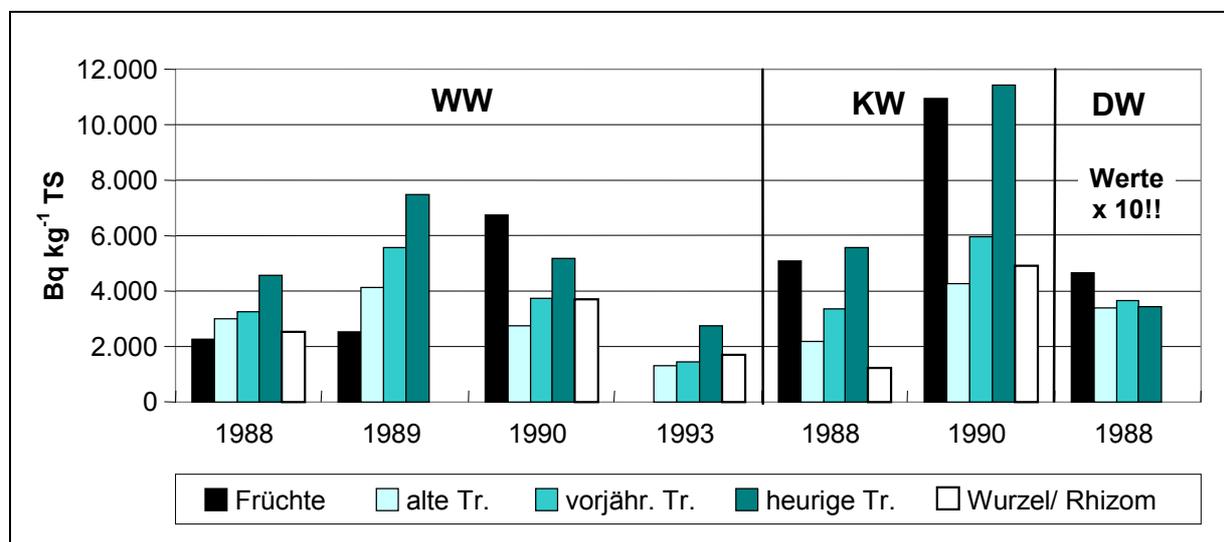


Abb. 12: Zeitliche Veränderung der Radiocäsiumkontamination in verschiedenen Pflanzenteilen von Heidelbeerstauden – Vergleich der Untersuchungsgebiete

Die einzelnen Balkengruppen veranschaulichen die ^{137}Cs -Gehalte in verschiedenen Pflanzenteilen. Wie bei Nadelbäumen konnte auch bei diesen Sträuchern eine deutliche Anreicherung von Radiocäsium in den jungen, stoffwechselaktiven Pflanzenteilen gefunden werden. Die Konzentrationsabnahme in älteren, verholzten Sproßabschnitten ist bei Heidelbeeren in allen Untersuchungsjahren nachweisbar, anders als bei Fichtenzweigen ist bei Proben aus dem Jahr 1988 keine Erhöhung der Kontaminationswerte auf alten Zweigen durch direkte Deposition feststellbar. Im Gegensatz zu Fichten haben Heidelbeersträucher eine glatte Rinde. Darüber hinaus war die Vegetation des Unterwuchses nur bedingt direkter Deposition ausgesetzt: diese wurde während des Fallout-Ereignisses hauptsächlich durch das Kronendach der Bäume aufgefangen.

Das Verhältnis der ^{137}Cs -Konzentration in den jüngsten (beblätterten) Trieben zu anderen Pflanzenteilen ist in Abb. 13 dargestellt: die höchsten Werte wurden in den jüngsten Trieben gefunden, Früchte erreichen im Durchschnitt nur 85 % dieser Werte (in der Trockensubstanz), Rhizom und Wurzeln enthalten deutlich weniger Cäsium (nur ca. 50 %) als oberirdische Teile.

In der Abb. 14 ist der enge Zusammenhang zwischen dem Radiocäsiumgehalt von Früchten und jüngsten Trieben von Heidelbeersträuchern als Regression dargestellt. Bei Kenntnis der Blattgehalte ist es somit zulässig, auf die ^{137}Cs -Kontamination der Früchte zu schließen. Das gefundene Konzentrationsverhältnis von 1 : 0,9 (bzw. 0,8, wenn man Daten des Dunkelsteiner Waldes vernachlässigt) zwischen jüngsten Trieben und Früchten erlaubt eine Abschätzung der Kontaminationsverhältnisse, für Dosisabschätzungen können die Werte der jüngsten Triebe von Heidelbeerstauden als robuster Schätzwert für die Kontamination der Früchte herangezogen werden. Ähnliche Konzentrationsverhältnisse wurden auch von BUNZL & KRACKE (1986) in einer Studie über Kernwaffen-Fallout in Heidelbeeren berichtet (Blätter : Früchte = 1 : 0,8).

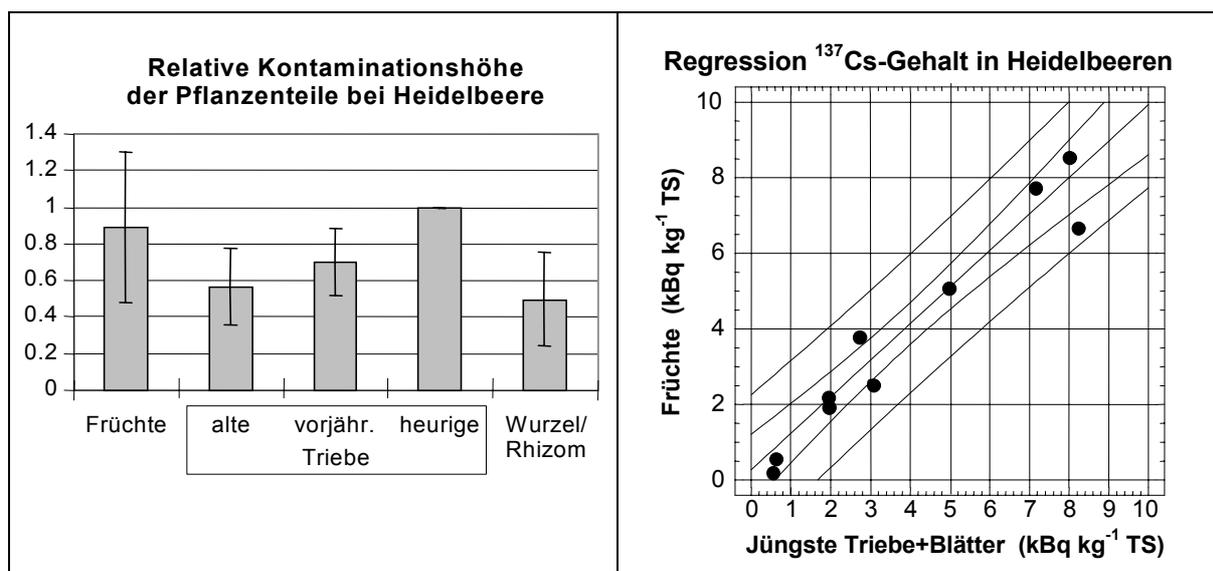


Abb. 13: Mittlere relative ¹³⁷Cs-Gehalte in Teilen von Heidelbeerstauden relativ zu diesjährigen Trieben

Abb. 14: Zusammenhang zwischen dem ¹³⁷Cs-Gehalt in Früchten und Trieben von Heidelbeerstauden

2.2.3.3 Andere Waldpflanzen

In der Excel-Datei, Tabellenblatt „Pflanzen“, sind die Ergebnisse jener untersuchten Pflanzenproben, die keiner anderen Kategorie (Flechten, Moose, Farne, Heidelbeere, Fichte, Pilze) angehören, dokumentiert. Zur Information wurden in der Tab. 3 jene Arten aufgelistet, für die mehrere Meßwerte vorliegen. Der Vergleich der Untersuchungsgebiete zeigt, daß die Kontaminationswerte für Pflanzen oft nicht dem Verhältnis der mittleren Bodenkontaminationen entsprechen, so unterscheiden sich z. B. die Werte für Drahtschmiele, Himbeere und Eberesche aus Weinsberger (5015; 2446; 1993 Bq kg⁻¹ TS) und Kobernaußer Wald (1812; 1231; 5501 Bq kg⁻¹ TS) beträchtlich, obwohl die Flächenbelegung ungefähr gleich hoch ist. Dies läßt sich auf die geringen Probenanzahlen zurückführen, die Medianwerte sind deshalb für die Gesamtgebiete nur bedingt repräsentativ. Proben aus dem Dunkelsteiner Wald weisen erwartungsgemäß niedrigere ¹³⁷Cs-Meßwerte auf.

Das Schattenblümchen (*Maianthemum bifolium*), ein im Frühling blühender Rhizomgeophyt (Familie Schneeglöckchengewächse) zeichnet sich durch ein hohes Akkumulationsvermögen für ¹³⁷Cs aus, Sauerkleepflanzen (*Oxalis acetosella*) erreichen ebenfalls überdurchschnittlich hohe ¹³⁷Cs-Werte. Die Blaue Lupine (*Lupinus angustifolius*) erwies sich dagegen im Weinsberger und Dunkelsteiner Wald als die am wenigsten kontaminierte der untersuchten Pflanzenarten. HEINRICH et al. (1993) fand in einer Untersuchung verschiedener Pflanzen aus höher gelegenen Gebieten der Koralpe (Steiermark) ebenfalls die höchsten ¹³⁷Cs-Werte in Proben von Schattenblümchen (*Maianthemum bifolium*); auch im Alpenlattich (*Homogyne alpina*) und in Heidekräutern (*Ericaceae*) wurden höhere ¹³⁷Cs-Werte gefunden.

Tab. 3: ^{137}Cs -Werte (Mediane) in sonstigen Waldpflanzen
(Werte bezogen auf 1.5.1986 und Trockensubstanz; n: Anzahl der Meßwerte)

Pflanzenart	Wissenschaftlicher Name	n	Median ^{137}Cs (Bq kg ⁻¹ TS)	Minimum – Maximum
Weinsberger Wald				
Schattenblümchen	<i>Maianthemum bifolium</i>	4	25.142	15.669-34.087
Drahtschmiele	<i>Avenella flexuosa</i>	8	5.015	573-10.004
Sauerklee	<i>Oxalis acetosella</i>	5	4.508	1.454-27.354
Wiesen-Sauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>	11	2.986	170-4.149
Reitgras	<i>Calamagrostis sp.</i>	8	2.526	886-19.633
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	3	2.446	344-5.297
Preiselbeere	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	6	2.105	140-4.756
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	5	1.993	406-6.754
Hirschholunder	<i>Sambucus racemosa</i>	3	335	158-745
Blaue Lupine	<i>Lupinus angustifolius</i>	4	272	182-2.352
Kobernauser Wald				
Bärlapp	<i>Lycopodium annotinum</i>	3	9.260	4.299-9.549
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	2	5.501	4.433-6.580
Seegrass-Segge	<i>Carex brizoides</i>	8	4.832	1.133-7.732
Sauerklee	<i>Oxalis acetosella</i>	2	4.830	4.226-5.435
Wald-Hainsimse	<i>Luzula sylvatica</i>	3	3.442	3.183-3.566
Drahtschmiele	<i>Avenella flexuosa</i>	5	1.812	1.647-18.101
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	3	1.231	564-3.247
Dunkelsteiner Wald				
Drahtschmiele	<i>Avenella flexuosa</i>	4	649	451-2.821
Wald-Schachtelhalm	<i>Equisetum sylvaticum</i>	4	114	60-181
Blaue Lupine	<i>Lupinus angustifolius</i>	4	96	23-125

2.2.3.4 Farne

Farne sind für ihre teilweise hohe Akkumulationsfähigkeit für Radiocäsium bekannt, sie erwiesen sich in verschiedenen radioökologischen Studien als höchstkontaminierte autotrophe Pflanzen (WIRTH et al., 1993; FIELITZ, 1993; HAFFEDER, 1992). Verschiedene Farnarten unterschieden sich in diesen Studien bis zu einem Faktor 10, wobei der Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*) und der *Breitblättrige Dornfarn* (*Dryopteris austriaca = dilatata*) meist besonders hohe Werte erreichen, dagegen traten bei Proben von Waldfrauenfarn (*Athyrium filix-femina*) stets niedrige Kontaminationswerte auf. Diese Beobachtungen konnten in der vorliegenden Studie bestätigt werden (siehe Abb. 15), der *Dornfarn* (*Dryopteris carthusiana*) erreichte im Weinsberger (33000 Bq kg⁻¹ TS) und Kobernauser Wald (28000 Bq kg⁻¹ TS) die höchsten Medianwerte der untersuchten Farnarten. Der Maximalwert von 54 kBq kg⁻¹ TS wurde in jungen Wurmfarne-Wedeln gemessen. Im Dunkelsteiner Wald wurden gegenläufige Verhältnisse vorgefunden, hier wurden in Proben von *A. filix-femina* (Waldfrauenfarn) höhere ^{137}Cs -Werte gemessen als in Dornfarn. Insgesamt sind die Ergebnisse aus dem Dunkelsteiner Wald als extrem niedrig zu bezeichnen, das Verhältnis der Meßwerte von Adlerfarn aus dem Dunkelsteiner und Kobernauser Wald beträgt 1 : 60 (Achtung: Werte aus DW in Abb. 15

sind 10-fach vergrößert dargestellt!), das Verhältnis der Medianwerte von Breitblättrigem Dornfarn (*Dryopteris dilatata*) aus DW und WW beträgt sogar 1 : 200, was nur durch eine geringere Aufnahme in Farne, nicht durch die Unterschiede in der Flächenbelegung der Gebiete allein erklärt werden kann.

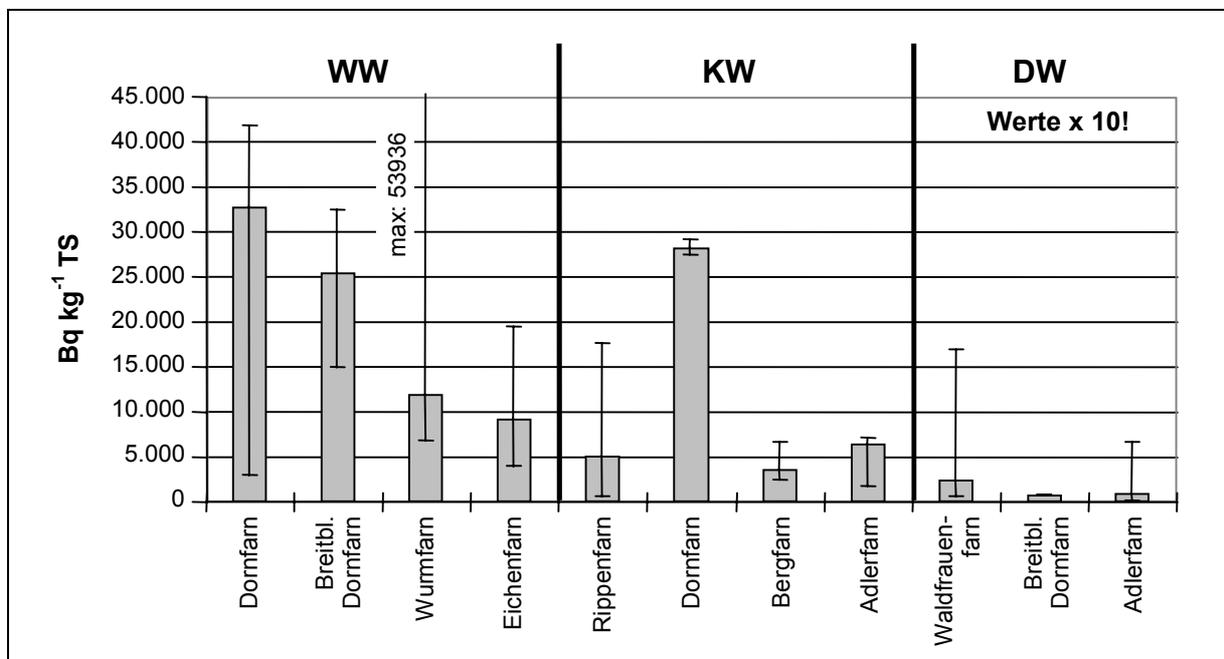


Abb. 15: Radiocäsiumkonzentration in verschiedenen Farnarten aus den drei Untersuchungsgebieten Weinsberger Wald (WW), Kobernauber Wald (KW) und Dunkelsteiner Wald (DW) (Medianwerte \pm Minimum – Maximum)

Da Rehe hauptsächlich die jungen Spitzen von Farnwedeln verbeißen, wurde untersucht, ob es Unterschiede in der Radiocäsiumverteilung innerhalb der Farnpflanzen gibt. Es zeigte sich, daß die Tribspitzen signifikant, nämlich 15 % höhere ¹³⁷Cs-Gehalte aufwiesen, während die ¹³⁷Cs-Konzentration in Rhizom und Wurzeln im Mittel nur ca. halb so hohe Werte erreichte.

Die 1993 durchgeführte Probenahme im Weinsberger Wald (STREBL, 1995) ergab für den Breitblättrigen Dornfarn eine mittlere ¹³⁷Cs-Belastung von 8566 Bq kg⁻¹ TS gegenüber dem für die Jahre 1987/88 ermittelten Medianwert von 25000 Bq kg⁻¹ TS. Während eines Zeitraumes von 5 Jahren kam es also zu einer deutlichen Abnahme der ¹³⁷Cs-Kontamination.

2.2.3.5 Moose

In Abb. 16 sind die ¹³⁷Cs-Konzentrationen in einigen Moosarten dargestellt (Mediane \pm Minimum – Maximalwerte). Die untersuchten Moosarten zeigen vergleichsweise geringe Unterschiede in der Kontaminationshöhe. Moose sind stammesgeschichtlich sehr ursprüngliche Gefäßpflanzen, denen Wurzeln im eigentlichen Sinn (eigene Gewebe) fehlen, daneben ist die Pflanzenoberfläche anders als bei höheren Pflanzen nicht durch eine Wachsschicht über der Epidermis vor Austrocknung geschützt, was durch anatomische Anpassungen (polsterförmiger Wuchs, hohe Wasserspeicherkapazität der Pflänzchen durch dachziegelartig angeordnete Blättchen, Möglichkeit der Wasseraufnahme an der Blattbasis) teilweise wettgemacht wird. Nährstoffe werden hauptsächlich über die Blattoberfläche und nicht über den Boden aufgenommen, die Radiocäsiumkontamination spiegelt daher sehr gut die kleinräumigen Unterschiede der Deposition während des Fallout-Ereignisses wieder. Die Nährstoff-(bzw. Kationen-)verluste an das darunterliegende Substrat sind bei Moosen sehr gering, bei Niederschlagsereignissen können große Wassermengen aufgenommen und gespeichert werden (NIMIS, 1996).

Nach einer Untersuchung an drei Moosarten aus dem Botanischen Garten der Universität Graz (HEINRICH, 1988) nahm die ^{137}Cs -Kontamination von 1986 bis 1988 kaum ab, der Boden unter den Moospolstern war dagegen beinahe unbelastet, was die hohe Rückhaltefähigkeit der Moospolster gegenüber ^{137}Cs beweist.

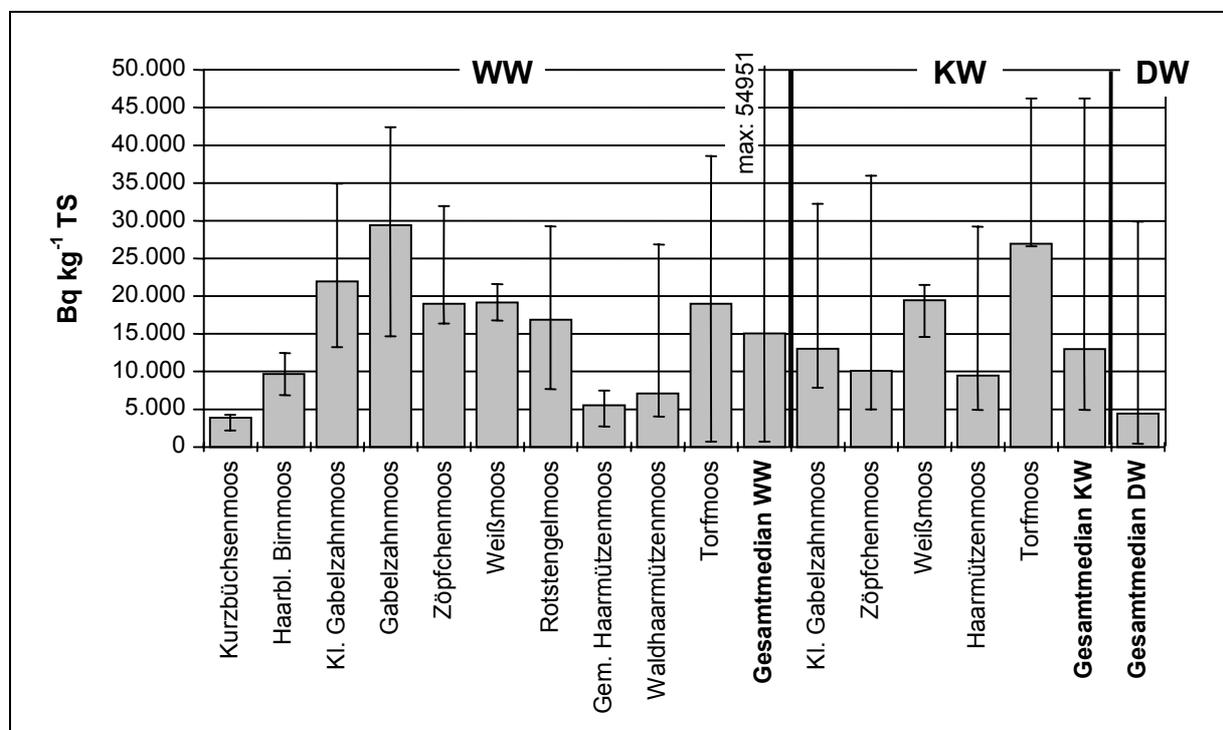


Abb. 16: Übersicht über die ^{137}Cs -Gehalte (Median \pm Minimum – Maximum) in verschiedenen Moosarten der drei Untersuchungsgebiete (WW: Weinsberger Wald; KW: Kobernauber Wald; DW: Dunkelsteiner Wald)

Die Gesamtmediane für Moose aus den drei Untersuchungsgebieten betragen $15,1 \text{ kBq kg}^{-1}$ im Weinsberger Wald, $13,0 \text{ kBq kg}^{-1}$ im Kobernauber Wald und $4,5 \text{ kBq kg}^{-1}$ TS im Dunkelsteiner Wald, das Verhältnis dieser Werte stimmt gut mit jenem der ^{137}Cs -Depositionshöhen in den Gebieten überein (siehe Bodenkontamination; Tab. 2) wonach die Flächenbelegung im Dunkelsteiner Wald nur ca. 42 % der Werte in den anderen beiden Wäldern erreicht.

2.2.3.6 Flechten

Flechten sind eine Symbiose zwischen Algen (meist Blau- oder Grünalgen) und Pilzen (hauptsächlich Asco- und Basidiomyceten), wobei der Pilz die Versorgung der Flechte mit Wasser und Mineralsalzen übernimmt und die Alge zur Photosynthese befähigt ist. Anders als Pilze oder Gefäßpflanzen nehmen Flechten ihre Nährstoffe nicht aus dem Boden, sondern fast ausschließlich aus der Atmosphäre auf. Diese Lebensform hat eine ausgeprägte Fähigkeit zur Akkumulation von Schwermetallen und Radionukliden (SEAWARD et al., 1988). Diese Eigenschaft wurde schon in den Fünfziger Jahren genau untersucht, nachdem als Folge der atmosphärischen Atombombenversuche hohe Radionuklidkonzentrationen in Flechten und übergeordneten Gliedern der Nahrungskette in nördlichen Ländern (Flechte – Rentier – Mensch) gemessen wurden.

Flechten erweisen sich als gute Bioindikatoren, weil sie weltweit häufig vorkommen, leicht zu sammeln und analysieren sind und sich mit ihrer Hilfe die radioaktive Kontamination eines Ge-

bietet leicht feststellen läßt. Eine derartige Untersuchung wurde von HEINRICH (1987) durchgeführt, der auf einer Fahrt durch die BRD bis zur dänischen Insel Moen die beiden Flechten *Pseudevernia furfuracea* und *Hypogymnia physodes* sammelte und untersuchte. Flechten, die in ca. 1200 m Seehöhe wachsen, erreichten einen 20fach erhöhten ^{137}Cs -Wert. Mit diesen Ergebnissen ließ sich der Zusammenhang von Kontamination und Seehöhe verdeutlichen.

In der Weinebene südlich von Graz, bei 1800m Seehöhe, fanden sich die höchsten Werte der beiden Flechtenarten (HEINRICH et al., 1989). Es ist zu erwarten, daß erst nach etwa 10 Jahren die Aktivität der Flechten auf die Hälfte zurückgegangen ist.

Unterschiede bei den Flechten gab es nur in Bezug auf das Substrat, z. B. enthalten epiphytische (auf Bäumen wachsende) Flechten im allgemeinen geringere Radionuklidmengen als epilithische (steinbewohnende) oder epigäische (bodenbewohnende) Formen, das heißt, daß die baumbewohnenden Arten im Durchschnitt geringere ^{137}Cs -Konzentrationen enthalten als bodenbewohnende Arten (ATTARPOUR et al., 1987). Die generell höhere Belastung epigäischer im Vergleich mit epiphytischen Flechten stellten auch HOFMANN et al. (1993) fest.

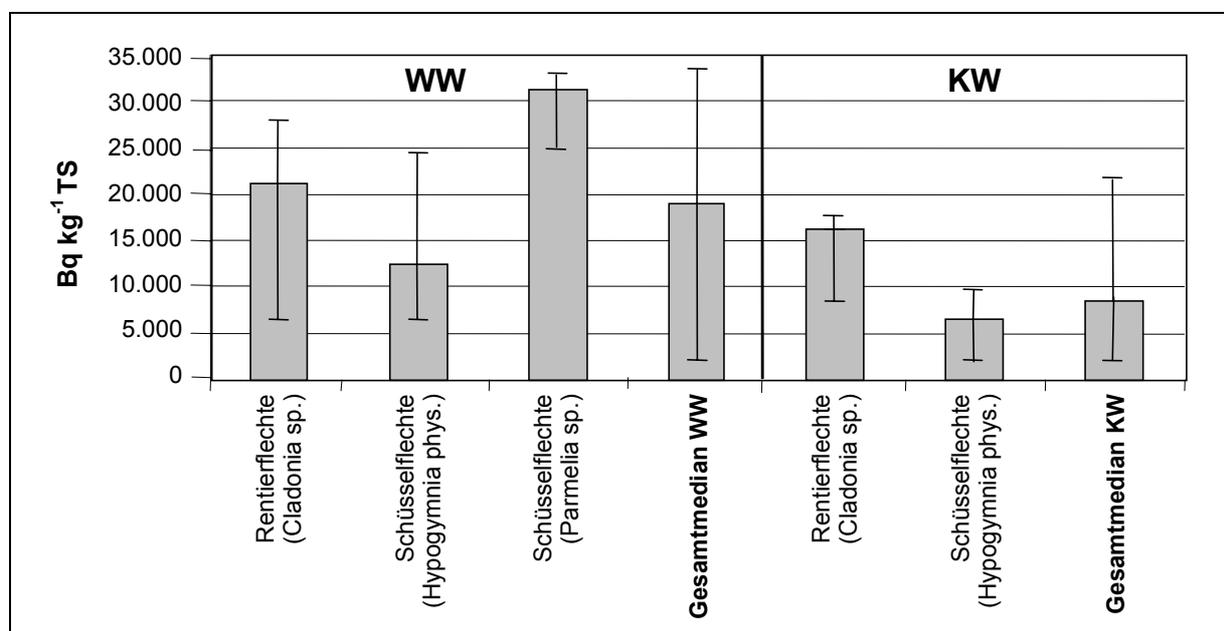


Abb. 17: ^{137}Cs -Gehalte in einigen Flechtenarten (Medianwerte \pm Minimum – Maximum) aus den Untersuchungsgebieten Weinsberger (WW) und Kobernaußer Wald (KW)

Die höchsten Werte bei den baumbewohnenden Arten fanden sich in auf Fichten lebenden Flechten ($135 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ TS}$), die in ca. 1200 m wuchsen. Die Kontamination muß aber nicht unbedingt mit größerer Seehöhe zunehmen. An einer 700 m hoch gelegenen Lokalität wurden für *Pseudevernia* 55 kBq/kg gemessen, in doppelter Höhe jedoch nur 16 kBq kg^{-1} (HEINRICH, 1987).

Die Meßwerte in der vorliegenden Studie bestätigen die hohe Akkumulationsfähigkeit von Flechten für Radiocäsium, die Gesamtmediane erreichen im Weinsberger Wald $19078 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$, im Kobernaußer Wald ein etwas geringeres Kontaminationsniveau von $8448 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ TS}$. Eine generell niedrigere Belastung der epiphytischen Schüsselflechte *Hypogymnia physodes* im Vergleich mit anderen Arten ist im Gegensatz zur Literatur nicht zu erkennen (siehe Abb. 17).

Um als Indikator für die Bodenbelastung (als Maß der Deposition) verwendet werden zu können, muß ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Flechten- und Bodenbelastung bestehen. Daher wurde eine Regressionsrechnung für die Arten *Cladonia sp.* und *Hypogymnia physodes* durchgeführt. Es konnte keine signifikante Korrelation gefunden werden. Die hier

verwendete Probenahmemethode erwies sich somit als ungeeignet zur Bioindikation von ^{137}Cs mittels Flechten.

2.2.3.7 Radiocäsium in Pilzen

Pilze sind im Gegensatz zu grünen Pflanzen, die CO_2 aus der Atmosphäre fixieren und zur Gewinnung von Energie und zum Aufbau eigener Gewebe nutzen können, heterotroph, d. h. sie müssen kohlenstoffhaltige Verbindungen aus dem Substrat aufnehmen. Prinzipiell unterscheidet man drei verschiedene Lebensformen:

Saprophyten nutzen als Substrat und zur Energie- und Nährstoffaufnahme tote organische Substanz (z. B. vermoderndes Holz), die sie enzymatisch zersetzen.

Parasiten befallen lebende Wirtsorganismen und schädigen diese direkt indem sie Kohlenhydrate, Proteine und mineralische Nährstoffe direkt aus dem Wirtsorganismus beziehen.

Symbionten leben ebenfalls in enger Beziehung mit einem pflanzlichen (autotrophen) Partner, wobei für beide Beteiligte Vorteile entstehen: der Pilz optimiert die Versorgung mit mineralischen Spuren- und Nährelementen, während die grüne Pflanze den Pilz mit Photosyntheseprodukten (organischen Verbindungen) versorgt. Andererseits können Pilze andere Pflanzen auch mit Schadstoffen versorgen. Nach HEINRICH (1988) erhalten Bäume über ihre Pilzpartner möglicherweise mehr ^{137}Cs geliefert, als sie selbst aus dem Boden aufnehmen können. Mykorrhiza bezeichnet eine Symbiose von Pilzen, die in oder auf den Wurzeln einer grünen Pflanze leben.

Diese drei Typen weisen Unterschiede in ihrer ^{137}Cs -Kontamination auf (KAMMERER et al., 1994). Im selben Gebiet haben Symbionten signifikant höhere ^{137}Cs -Werte als Parasiten und Saprophyten. Der Fruchtkörper von Hutpilzen (Macromycetes) ist als eßbarer Teil in radiologischer Hinsicht am interessantesten, er stellt aber meist im Vergleich mit dem im Substrat weitverzweigten Mycel nur einen kleinen Anteil der Pilzbiomasse dar. Bei Saprophyten ist das Mycel oberflächlich in der Waldboden-Auflage zu finden, manche Symbionten folgen dagegen den Wurzeln des Baumpartners in tiefere, unkontaminierte Bodenschichten (NIMIS, 1996). Nach GUILLITTE et al. (1994) gibt es bisher noch keine allgemein gültige Erklärung für die z. T. extremen Kontaminationsunterschiede innerhalb taxonomisch und ökologisch nahestehender Arten (z. B. Steinpilz vs. Maronenröhrling), für die artspezifische Fähigkeiten zum Ausschluß von Radionukliden vermutet werden.

Abgesehen davon tragen die hohen, witterungsabhängigen Schwankungen im Wassergehalt und die extremen Wachstumsraten zu einer hohen Streubreite der beobachteten Radiocäsiumwerte bei. Typische Trockensubstanzanteile von 10 % und weniger relativieren allerdings die hohen Meßwerte: bezogen auf Frischgewicht (wie Pilze üblicherweise verzehrt werden) verringern sich die Angaben auf ein Zehntel und nähern sich den ^{137}Cs -Werten mancher Pflanzenarten an.

Die Ergebnisse der gammaspektrometrischen Untersuchung von Pilzproben aus den Jahren 1988 bis 1989 aus den Hauptuntersuchungsgebieten sind in Tab. 4 zusammengefaßt. Die in der Literatur oft beschriebene ^{137}Cs -Akkumulationsfähigkeit von Maronenröhrlingen (z. B. MIETELSKI et al., 1994), konnte auch in dieser Studie bestätigt werden (76000 Bq kg^{-1} TS bzw. 63000 Bq kg^{-1} TS im Weinsberger und Kobernauber Wald), auch die von TSVETNOVA & SHCHEGLOV (1994) vorgenommene Gruppierung unterschiedlich akkumulierender Pilzarten (niedrigste ^{137}Cs -Werte in Fliegenpilz und Steinpilz) stimmt gut mit den hier berichteten Ergebnissen überein. Für die meisten Täublinge fanden HEINRICH et al. (1989) niedrige ^{137}Cs -Werte, wohingegen *Russula emetica* (Speitäubling) hohe ^{137}Cs -Werte aufwies. In den vorliegenden Ergebnissen finden sich Täublinge eher bei den höher kontaminierten Pilzen. Eine zusammenfassende Darstellung aller Meßergebnisse der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung, die von Pilzproben aus ganz Österreich über den Zeitraum von 1986 bis 1997 vorliegen, ist in BKA (1999) zu finden.

Tab. 4: Medianwerte der ^{137}Cs -Belastung verschiedener Pilzarten in den Untersuchungsgebieten Weinsberger, Kobernauser und Dunkelsteiner Wald aus den Jahren 1987 bis 1989 (n: Anzahl der Proben, min-max: Minimal- und Maximalwert; Werte bezogen auf 1.5.86)

Pilzart	Wissenschaftlicher Name	n	Median ^{137}Cs (Bq kg ⁻¹ TS)	Minimum – Maximum
WEINSBERGER WALD				
Maronenröhrling	<i>Xerocomus badius</i>	11	75.899	21.640-103.996
Rotfußröhrling	<i>Xerocomus chrysenteron</i>	6	63.928	42.332-95.141
Hasenröhrling	<i>Gyroporus castaneus</i>	5	47.696	25.523-172.299
div. Täublinge	<i>Russula sp.</i>	8	39.188	15.292-79.503
Olivbrauner Milchling	<i>Lactarius turpis</i>	3	31.851	22.477-37.595
Rotbrauner Milchling	<i>Lactarius rufus</i>	3	23.614	20.920-100.851
Eierschwammerl	<i>Cantharellus cibarius</i>	4	9.454	6.419-13.081
Fliegenpilz	<i>Amanita muscaria</i>	3	5.119	3.010-5.608
Natternstieliger Schleimfuß	<i>Cortinarius trivialis</i>	3	4.415	2.914-4.907
KOBERNAUSSER WALD				
Reifpilz	<i>Rozites caperata</i>	3	68.717	18.915-105.197
Maronenröhrling	<i>Xerocomus badius</i>	7	63.006	26.408-150.206
Rotbrauner Scheidenstreifling	<i>Amanita fulva</i>	3	45.205	14.496-115.320
Kahler Krempling	<i>Paxillus involutus</i>	4	39.033	21.388-64.275
Täublinge	<i>Russula sp.</i>	5	29.645	1.933-40.620
Fliegenpilz	<i>Amanita muscaria</i>	2	3.727	1.065-6.389
Steinpilz	<i>Boletus edulis</i>	2	2.223	1.440-3.007
DUNKELSTEINER WALD				
Eierschwammerl	<i>Cantharellus cibarius</i>	2	134,6	82,0-187,1
Netzstieliger Hexenröhrling	<i>Boletus luridus</i>	4	52,1	25,3-73,7

Für eine große Anzahl weiterer Pilzarten liegen nur Einzelwerte vor, diese wurden der Übersichtlichkeit halber nicht hier angeführt und sind den Dateien auf Diskette zu entnehmen. Die Werte aus dem Untersuchungsjahr 1993 wurden in die Berechnung der Medianwerte nicht aufgenommen, da eine Abnahme der ^{137}Cs -Kontamination durch ökologische Prozesse nicht ausgeschlossen werden kann. Ein Vergleich der Ergebnisse aus Tab. 4 mit den Werten von 1993 (siehe Diskette, Tabellenblatt Pilze) für den Maronenröhrling (Abnahme der Mediane von 75,9 auf 37,0 kBq kg⁻¹ TS) und den Rotbraunen Milchling (Abnahme von 23,6 auf 18,1 kBq kg⁻¹ TS) bestätigt dies. Die Auswertung der aus ganz Österreich stammenden Pilzproben (BKA, 1999) ergab keinen generell abnehmenden Trend, vielmehr sind große Schwankungsbreiten typisch.

Manche Studien untersuchen die Verteilung von Radiocäsium innerhalb der Pilzfruchtkörper, dabei enthielten in den meisten Fällen die Lamellen und Röhren am meisten ^{137}Cs , darauf folgten das Hutfleisch und dann die Stiele (HEINRICH et al., 1989; HEINRICH, 1993). Die getrennte Messung von Hut und Stiel erbrachte auch für die Proben aus dem Weinsberger und Kobernauser Wald (Meßwerte siehe Diskette) signifikante Unterschiede: im Mittel waren die

Meßwerte in Pilz-Hüten 1,6-fach so hoch wie in den Stielen. Erhöhte Werte in den Hüten dürften nach RÜCKERT & DIEHL (1987) auf einer Radiocäsium-Anreicherung im Hymenophor, dem Gewebe zur Bildung der Pilzsporen, beruhen. Die erhöhten ^{137}Cs -Konzentrationen in der Pilzkappe im Vergleich zum Stiel stellte schon HASELWANDTER (1977) in den Siebziger Jahren als Folge der atmosphärischen Atombombentests fest.

2.2.4 Radiocäsiumgehalte in Wildtieren

Nach der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl wurden bei Proben von Wildbret aus dem Weinsberger und Kobernauser Wald die höchsten ^{137}Cs -Kontaminationen bezogen auf das österreichische Bundesgebiet gemessen, deshalb wurden in den folgenden Jahren laufend Proben aus diesen beiden hochbelasteten Waldgebieten untersucht. In Tab 5 und Tab. 6 sind die ^{137}Cs -Meßwerte des Institutes für Wildtierkunde und Ökologie und der Bundesanstalt f. Lebensmitteluntersuchung und -forschung für Rehwild und Schwarzwild zusammengefaßt. Die Daten wurden verschiedenen Publikationen der obengenannten Institute (TATARUCH & SCHÖNHOFER, 1993; TATARUCH et al., 1996) und einer Diplomarbeit zu diesem Thema (MALLE, 1993) entnommen.

Nach dem Reaktorunfall sanken die ^{137}Cs -Werte im Weinsberger Wald von 2953 Bq kg^{-1} im Jahr 1986 im Folgejahr auf durchschnittlich unter 2000 Bq kg^{-1} in der Frischsubstanz von Wildbret. Im Jahr 1988 erfolgte allerdings erneut ein leichter Anstieg der Cäsiumkonzentrationen gegenüber dem Vorjahr auf 2282 Bq kg^{-1} . Im Kobernauser Wald war das Absinken nach der akuten Kontaminationsphase im Jahr 1986 noch ausgeprägter (siehe Tab 5: Absinken von ca. 4350 auf 2500 Bq kg^{-1} FS), auch in diesem Gebiet stieg der Medianwert der ^{137}Cs -Kontamination im Rehwild bis 1988 wieder an (von 2490 auf 2960 Bq kg^{-1} FS zwischen 1987 bis 1988). Neben erhöhter Untersuchungsichte als Erklärung für diesen Anstieg, spiegelt das Rehwild den Verlauf der Kontaminationsentwicklung in vielen Äsungspflanzen und Pilzen wieder (siehe Diskette). Eine ähnliche Tendenz wurde auch in anderen europäischen Ländern beobachtet (JOHANSON et al., 1990; HECHT, 1994). RANTAVAARA (1990) konnte auch bei Wasservögeln und Schneehasen einen korrespondierenden Anstieg der ^{137}Cs -Werte finden, demnach ist dieser Effekt nicht nur auf den Pilzreichtum des Jahres 1988 zurückzuführen, sondern scheint mit der Tatsache zusammenzuhängen, daß nach Abwitterung der direkten Kontamination (Absinken von 1986 bis 1987) der deponierte Tschernobyl-Fallout erst nach einiger Zeit, als Cäsium durch den beginnenden Streuabbau freigesetzt wurde, in den Stoffkreislauf des Ökosystems Wald aufgenommen werden konnte.

Die gemessenen Maximalwerte in Rehwild-Proben erreichten in den beiden Untersuchungsgebieten über 9000 (im WW) bzw. 12000 (KW) Bq kg^{-1} in der Frischsubstanz. In einer Wildschweinprobe aus dem Kobernauser Wald (1988) wurden 17583 Bq kg^{-1} FS gemessen, was den höchsten jemals in Österreich gemessenen ^{137}Cs -Wert für Wildtiere darstellt. Nach 1988 nahmen die Werte in beiden Untersuchungsgebieten langsam ab, die Medianwerte lagen aber auch 1994 im Weinsberger Wald noch über dem EU-Grenzwert für Wildfleisch von 600 Bq kg^{-1} Frischsubstanz.

Tab. 5: ^{137}Cs -Gehalte in Rehwildproben aus dem Weinsberger und Kobernauser Wald. Werte aus TATARUCH et al. (1996), TATARUCH, mündl. Mitteilung (T) und MALLE (1993) (M) – Alle Werte bezogen auf das Erlegungsdatum des Tieres (NICHT zerfallskorrigiert!!); n: Probenanzahl

Jahr	Quelle	n	Median ^{137}Cs (Bq kg ⁻¹ Frischsubstanz)	Minimum – Maximum
WEINSBERGER WALD				
1986	T	4	2.953	1.080-3.959
1987	T	13	1.965	570-7.548
1988	T	31	2.282	252-8.461
1989	T	44	1.485	41-9.250
1990	T	49	1.161	111-5.969
1991	T	177	1.064	43-4.536
1992	T	143	611	19-3.768
1993	T	87	771	47-2.670
1994	T	93	891	22-5.077
KOBERNAUSSER WALD				
1986	M	2	4.348	4.144-4.551
1987	M	8	2.490	-7.955
1988	M	20	2.959	529-11.864
1989	M	19	2.076	305-9.198
1990	M	12	1.712	294-2.573
1991	M	14	1.284	-2.573
1992	M	9	803	-2.440

Die Daten von ^{137}Cs -Messungen in Proben von Wildschweinen sind in Tab. 6 zusammengefaßt. Nach 1988 nahmen auch bei dieser Tierart die Kontaminationswerte ab, stiegen aber in den Jahren 1992 und 1993 wieder signifikant an. Dieser Trend konnte auch im Bayerischen Wald beobachtet werden (HAFFELDER, 1995), wo für Reh- und Rotwild ebenfalls ein Anstieg der Werte in den Jahren 1992 und 1993 zu verzeichnen war. Die anhaltend hohe Kontamination von Wildschweinen könnte durch die Aufnahme von Bodenmaterial während des Wühlens nach Würmern, Insektenlarven, Pilzen und Wurzeln verursacht sein (HAFFELDER, 1995). Im Magen von Wildschweinen fanden TATARUCH et al. (1990) bis zu 20 % Bodenanteil mit Würmern und Larven. Die Kontamination des Waldbodens hat seit dem Reaktorunfall nur unbedeutend abgenommen, und stellt somit unverändert eine Kontaminationsquelle für Wildschweine dar. Andererseits war die Kontamination von Wildschweinen im Vergleich mit Rehwild direkt nach dem Reaktorunfall eher niedrig. Da der Waldboden auch schon zu dieser Zeit hoch kontaminiert war, vermuten TATARUCH et al. (1996), daß neben dem Boden die gefressenen Bodenorganismen (Larven etc.) als Hauptursache für die beobachteten ^{137}Cs -Werte bei Schwarzwild in Betracht kommen.

Tab. 6: ^{137}Cs -Meßwerte für Proben von Wildschweinen aus dem Kobernaußer und Weinsberger Wald (entnommen aus TATARUCH et al., 1996)

Jahr	n	Median	Min – Max Bq kg ⁻¹ Frischsubstanz	Mittelwert
1988	44	1.105	41-17.583	2.302
1989	15	1.050	205-4.899	1.488
1990	12	845	478-3.916	1.399
1991	22	581	264-1.709	657
1992	22	1.007	265-6.705	1.637
1993	21	1.461	107-5.988	1.963
1994	18	701	73-4.252	1.203

2.2.5 Radiocäsium in Insekten und Kleinsäugetern

Die 1988 im Kobernaußer Wald gesammelten Insekten wurden in eine phytophage (pflanzenfressende), eine omnivore (allesfressende) und eine carnivore (fleischfressende) Gruppe eingeteilt (Zuordnung der Arten siehe Excel-Datei, Tabellenblatt „Tiere“). Ein Vergleich der ^{137}Cs -Aktivität in diesen 3 Gruppen zeigt, daß allesfressende (im Median 286; Maximum 342 Bq kg⁻¹ TS, siehe auch Tab. 7: Ameisen) und fleischfressende (Median 338; Maximum 571 Bq kg⁻¹ TS; siehe z. B. auch Laufkäfer in Tab. 7) Insekten höhere ^{137}Cs -Werte aufweisen als pflanzenfressende Insekten (Median: 39; Maximum 58 Bq kg⁻¹ TS). Aufgrund der Variationsbreite der Daten und des zu geringen Probenumfangs läßt sich diese Aussage jedoch statistisch nicht absichern. Daneben scheint auch ein Zusammenhang zwischen dem Gewicht der Tiere und der Cäsium-Aktivität gegeben zu sein. Dieser Zusammenhang ist (nach Prüfung mit SPEARMAN-Rangkorrelationstest) statistisch signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit < 5 %). Da die phytophagen und omnivoren Insekten geringeres Körpergewicht aufweisen als die untersuchten räuberischen Insekten (Fleischfresser), muß die Frage offen bleiben, ob die Höhe der ^{137}Cs -Aktivität durch die Beziehung zur Ernährungsbiologie bestimmt wird, oder ob der Einfluß der Körpergröße überwiegt. Physiologische Mechanismen, die den Mineralhaushalt steuern und die Aufnahme sowie Verteilung von Cäsium im Körper bestimmen, sind bei der Dateninterpretation ebenfalls zu berücksichtigen. Beim Vergleich des ^{137}Cs -Gesamtmedians für Insekten von 238 Bq kg⁻¹ TS mit den Ergebnissen für Rehwild aus dem Kobernaußer Wald von TATARUCH et al. (1996; siehe Tab. 5) ist zu beachten, daß alle Werte für Insekten auf Trockensubstanz bezogen sind, umgerechnet auf Frischsubstanz beträgt das Kontaminationsverhältnis zwischen Rehwild und Insektenfauna ca. 25 : 1.

Kleinsäugetiere wurden 1988 im Weinsberger Wald gefangen und gammaspektrometrisch untersucht. Dabei zeigt sich, daß die untersuchten Kleinsäugetier-Arten wesentlich höhere Werte aufweisen als Insekten aus dem Kobernaußer Wald. Der Gesamtmedian (n = 10; bezogen auf 1.5.1986) beträgt 1951 Bq kg⁻¹ in der Frischsubstanz, und liegt damit in derselben Größenordnung wie die ^{137}Cs -Kontamination des Rehwildes im Jahr 1988 (2481 Bq kg⁻¹ FS; TATARUCH et al. [1996] siehe auch Tab. 5).

In Tab. 7 sind jene Arten aufgenommen, von denen mehrere Individuen gemessen wurden, Einzelergebnisse einiger anderer Säugetiere und Insekten sind in den Excel-Tabellen im Internet zu finden.

Tab. 7: Medianwerte der Radiocäsiumgehalte in Insekten und Kleinsäugetern
(n: Anzahl der Proben, min-max: Minimal- und Maximalwert; Werte bezogen auf 1.5.86;
ACHTUNG: Werte für Säugetiere bezogen auf Frischsubstanz, für Insekten auf Trockensubstanz!)

Tierart	Wissenschaftlicher Artnamen	n	Median ¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹ Frischsubstanz)	Min – Max
WEINSBERGER WALD – Kleinsäuger 1988				
Gelbhammaus	<i>Apodemus flavicollis</i>	5	1.670	1.392-5.446
Waldmaus	<i>Apodemus sylvaticus</i>	3	3.996	1.838-4.270
Tierart	Wissenschaftlicher Artnamen	n	Median ¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹ Trockensubstanz)	Min – Max
KOBERNAUSSER WALD – Insekten 1988				
Laufkäfer	<i>Carabidae</i>	6	362	216-571
Ameisen	<i>Formicidae</i>	2	287	231-342

Die vorliegenden Ergebnisse deuten darauf hin, daß die Insektenfauna einen Beitrag zur Mobilisierung und zum Transfer von Cäsium leistet, daß die untersuchten Arten aber nicht zu jenen Gliedern der Nahrungskette gehören, in denen Cäsium hoch angereichert wird. Die ¹³⁷Cs-Kontamination der untersuchten Kleinsäugetierarten ist jener des Rehwildes vergleichbar.

2.2.6 Radiocäsium in Oberflächengewässern

Die ¹³⁷Cs-Konzentration in Oberflächengewässern des Weinsberger Waldes wurde in fünf kleinen Bächen und zwei Fischteichen näher untersucht. Dies geschah im Rahmen eines vom Umweltbundesamt und der Oberösterreichischen Landesregierung beauftragten Projektes: „Wechselwirkung zwischen Bodenkontamination und Hydrosphäre – ¹³⁷Cs in österreichischen Klärschlamm“. Die nachfolgenden Ergebnisse sind dem Ergebnisband dieser Studie (UBA, 2000) entnommen.

Die Oberflächengewässer des Weinsberger Waldes weisen ¹³⁷Cs Gesamtkonzentrationen von durchschnittlich 11,5 mBq l⁻¹ (Medianwert, bezogen auf 1996) auf. Wie aus Abb. 18 ersichtlich, schwanken die Meßergebnisse für die einzelnen Bäche und Probenahmetermine erheblich. Einer der untersuchten Teiche (wk, Kamleitenteich) wies deutlich erhöhte ¹³⁷Cs-Konzentrationen von durchschnittlich 26 mBq l⁻¹ auf. Von den Bächen zeichnet sich w1 durch niedrige ¹³⁷Cs-Konzentrationen aus (6,5 mBq l⁻¹), durchschnittlich höhere Werte wurden in den Bächen w5 und w3 gefunden (12,5 mBq l⁻¹).

Der Anteil des gelösten ¹³⁷Cs an der ¹³⁷Cs-Konzentration in den Gesamtproben (inklusive Schwebstoffanteil) ist bei den meisten Proben hoch, er liegt im Mittel bei 64,8 ± 5,3 Prozent (%). Mineralische Schwebstoffe, besonders Tonpartikel, haben teilweise eine extrem hohe Bindungsaffinität zu Cäsiumionen (THIRY et al., 1996). Der hohe Anteil an gelöstem ¹³⁷Cs läßt sich einerseits durch die extrem geringe Schwebstoffmenge erklären, auch im Bachbett der kleinen Wasserläufe sind vorwiegend sandige Sedimente und nur verhältnismäßig geringe Mengen an Feinstdiment anzutreffen. Andererseits haben weiterführende Analysen ergeben, daß ein Zusammenhang zwischen der huminstoffbedingten Braunfärbung der Oberflächengewässer und der ¹³⁷Cs Konzentration im Wasser besteht. Dies unterstützt die Vermutung, daß Radiocäsium in diesem Gebiet teilweise an wasserlöslichen Huminsäuren (Fulvosäuren) gebunden vorliegt. In einer Studie über den Radiocäsiumaustrag aus einem schwedischen Waldgebiet wurde festgestellt, daß nach Filtration von Bachwasserproben (< 1 µm) ca. 10 % der ¹³⁷Cs-Aktivität schwebstoffgebunden auf dem Filter verblieben, im Filtrat lagen die restlichen 90 % der Aktivität hauptsächlich als freie Kationen vor (CARBOL, 1993).

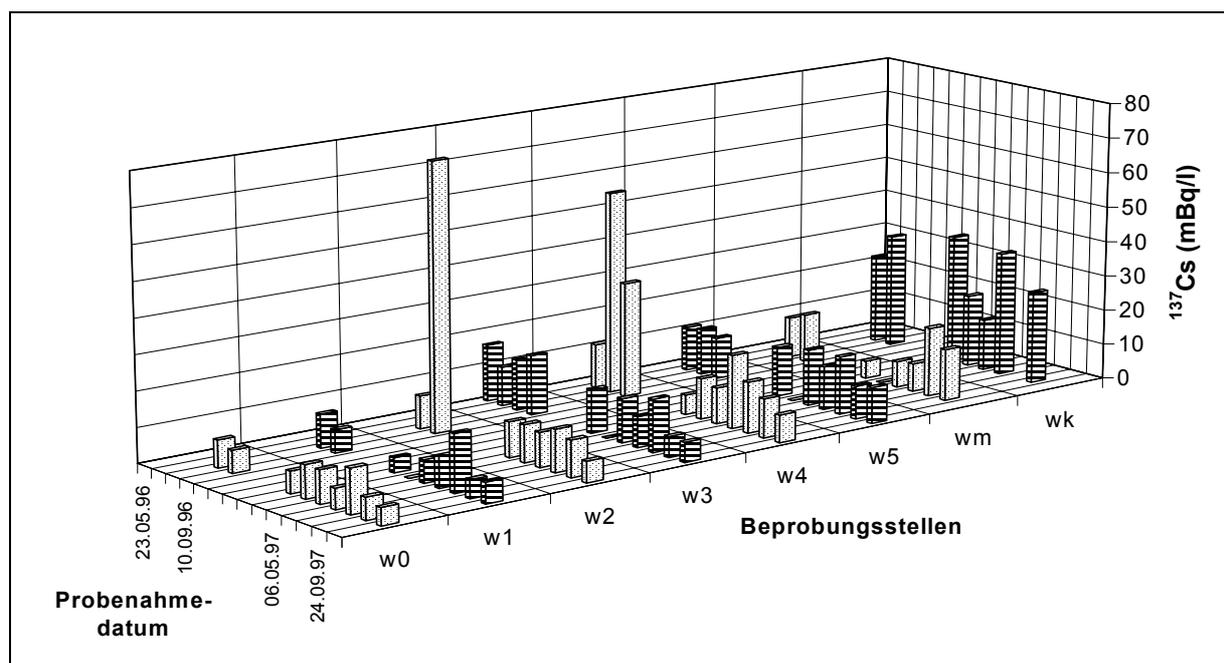


Abb. 18: ^{137}Cs -Gesamtbelastung von Oberflächengewässern des Weinsberger Waldes (mBq l^{-1}) als Summe der ^{137}Cs -Werte von flüssiger Phase und Schwebstoffen

Die mittlere jährliche Abflußrate der Bäche im Weinsberger Wald wurde mit ca. $15 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ bestimmt, was sich mit einer Schätzung des Hydrographischen Dienstes Niederösterreich deckt. Durch Kombination der jährlich abfließenden Wassermenge der einzelnen Bäche mit den bekannten ^{137}Cs Konzentrationen im Wasser und den Gebietsinventaren läßt sich eine jährliche Verlustrate berechnen. Im Mittel beträgt diese Austragsrate aus dem Untersuchungsgebiet $105 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, dies entspricht einer jährlichen Abnahme des Cäsium-Bodeninventars um 0,01 %. Fünf Jahre nach Tschernobyl ermittelte CARBOL (1993) einen jährlichen Austrag von 0,05 % aus einem schwedischen Waldgebiet.

Eine Korrelationsanalyse ergab keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der ^{137}Cs -Konzentration in Bachwasser und der Flächenkontamination im Einzugsgebiet des Wasserlaufes. Dies stimmt mit der oben formulierten Annahme überein, daß Cäsiumaustrag durch Bodenerosion im Weinsberger Wald von untergeordneter Bedeutung ist. Der Austrag von Radiocäsium aus dem Boden erfolgt somit eher durch Auswaschung als durch Massentransport.

2.2.7 Transferfaktoren

Wie in der Methodenbeschreibung zur Berechnung der aggregierten Transferfaktoren (siehe p. 20) dargestellt, kann man durch die Verwendung dieser Verhältniszahl bei Prognoseberechnungen einige Unsicherheiten umgehen: Bodendichte sowie Durchwurzelungstiefe und Wassergehalt der betrachteten Pflanzen/Pilze müssen nicht bekannt sein, um eine Abschätzung der Radionuklidkontamination bestimmter Produkte bei bekannter Flächenbelegung des betrachteten Gebietes durchzuführen. In die Definition des Transferfaktors fließen allerdings einige Annahmen ein, die bereits durch wissenschaftliche Studien widerlegt wurden bzw. grobe Vereinfachungen der tatsächlichen ökologischen Zusammenhänge darstellen (siehe Kap. 3.1.5).

Die in den nachfolgenden Tabellen (Tab. 8 bis Tab. 13) zusammengefaßten aggregierten Transfer-Faktoren wurden gemäß der Definition (Annahme des linearen Zusammenhanges, zeitliche Konstanz der Werte) berechnet, und daher alle verfügbaren Daten der Jahre 1987-

1993 für jede der untersuchten Pflanzenarten als Medianwerte zusammengefaßt. Zeitliche Veränderungen der ^{137}Cs -Kontamination, die sich bei vielen Pflanzen, Pilzen und auch Wildtieren abzeichnen, wurden dabei genauso vernachlässigt wie Unterschiede in den Bodeneigenschaften der Standorte. Die unten aufgelisteten Transfer-Faktoren sind somit repräsentativ für die Untersuchungsgebiete dieser Studie und einen Zeitraum, der sich vom Ende der akuten Phase nach einem Depositionsereignis bis ca. 5 Jahre danach erstreckt. Die Verwendung der angeführten Parameter für Vorhersagen, die Nadelwälder außerhalb des Wald- und Mühlviertels bzw. andere Zeiträume betreffen, ist nur eingeschränkt und unter Vorbehalt möglich.

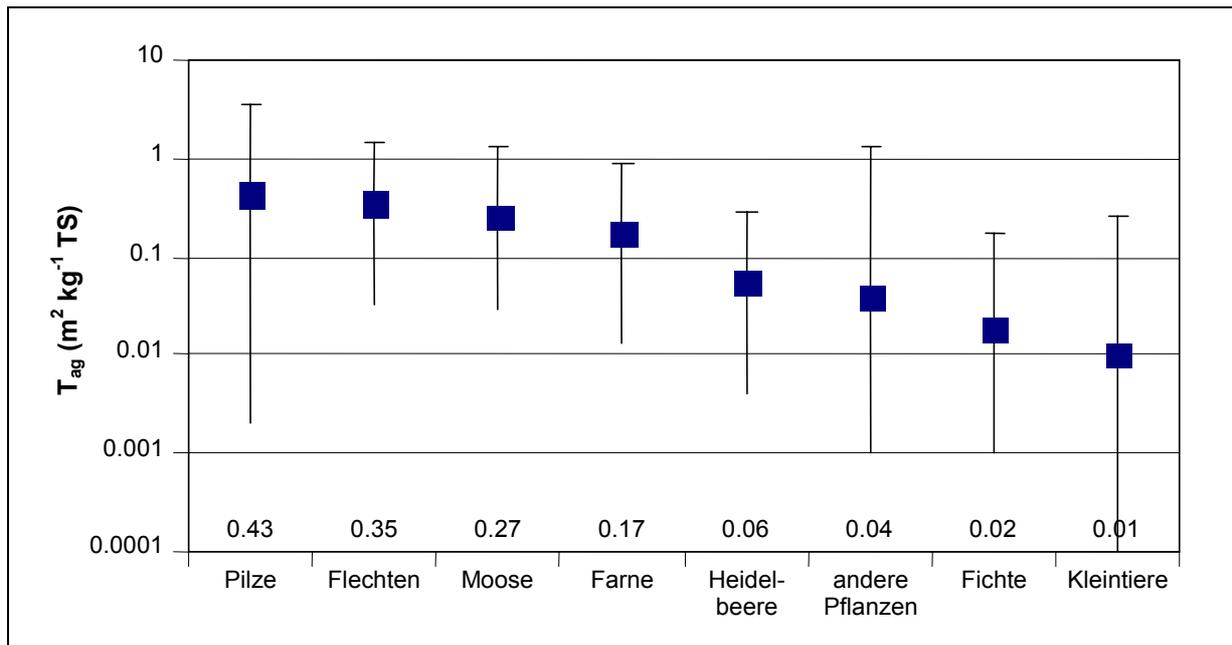


Abb. 19: Übersicht über aggregierte Transferfaktoren (T_{ag}) in verschiedene Pflanzengruppen, Pilze und Kleintiere (Gesamtmediane; Daten aus WW, KW und DW aller Untersuchungsjahre)

Die Gesamtmediane der ermittelten aggregierten Transferfaktoren in verschiedene Pflanzengruppen und Pilze sind in Abb. 19 dargestellt. Für Pilze, Flechten, Moose und Farne wurden signifikant höhere Medianwerte gefunden als für die restlichen untersuchten Pflanzengruppen bzw. Insekten und Nagetiere. Maximalwerte über 1 belegen, daß zumindest manche Vertreter dieser Gruppen über ein hohes Anreicherungsvermögen für Radiocäsium verfügen. Das Verhältnis der ^{137}Cs -Akkumulationsfähigkeit von Pilzen zu grünen Pflanzen beträgt ca. 10 : 1. Die untersuchten Kleintiere (Insekten, Säugetiere) erreichen im Vergleich dazu eher niedrigere Transfer-Faktoren, im Median $0,01 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$.

Das „Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments“ der Internationalen Atomenergiebehörde (IAEA, 1994) enthält eine umfassende Datensammlung von Transfer-Faktoren für tierische und pflanzliche Lebensmittel. Für die in Tab. 8 bis Tab. 13 aufgelisteten Pflanzenarten gibt es darin nur für Heidelbeeren und einige Pilzarten Zahlenangaben, weil nur diese als Nahrungsmittel verwendet werden. Der hier gefundene Medianwert von $0,08 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (0,02-0,2) liegt über dem empfohlenen Literaturwert von 0,04 (0,13-0,04), die österreichischen Daten weisen außerdem eine größere Spannweite auf. Die Übereinstimmung der hier gefundenen Transfer-Faktoren in eßbare Pilze mit den Literaturwerten ist dagegen sehr hoch (Werte der IAEA für Eierschwammerl: $0,3 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (hier: 0,22); Maronenröhrling: $1,5 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (hier 1,2); Rotfußröhrling: $1,0 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ (hier 1,2)).

Tab. 8: Aggregierte Transferfaktoren für Moose, Werte der Jahre 1987-1993 aus den Untersuchungsgebieten Dunkelsteiner, Weinsberger und Kobernauber Wald

Pflanzenart	Wissenschaftlicher Name	T _{ag} (m ² kg ⁻¹ TS)					
		Mittelwert	CV(%)	Median	n	Min	Max
Gabelzahnmoos	<i>Dicranum sp.</i>	0,723	52	0,744	5	0,346	1,290
Weißmoos	<i>Leucobryum glaucum</i>	0,505	66	0,394	8	0,288	1,315
Rotstengelmoos	<i>Pleurozium schreberi</i>	0,458	43	0,477	7	0,216	0,694
Torfmoos	<i>Sphagnum sp.</i>	0,411	72	0,560	11	0,028	0,896
Zöpfchenmoos	<i>Hypnum cupressiforme</i>	0,325	72	0,283	8	0,110	0,758
Kleingabelzahnmoos	<i>Dicranella sp.</i>	0,292	80	0,223	14	0,085	0,792
Haarmützenmoos	<i>Polytrichum sp.</i>	0,242	83	0,176	27	0,037	0,758
Haarblättriges Birnmoos	<i>Bryum capillare</i>	0,175	41	0,175	2	0,124	0,225
Kurzbüchsenmoos	<i>Brachythecium velutinum</i>	0,069	11	0,070	3	0,061	0,077

Tab. 9: Aggregierte Transferfaktoren für Farnpflanzen, Werte der Jahre 1987-1993 aus den Untersuchungsgebieten Dunkelsteiner, Weinsberger und Kobernauber Wald

Pflanzenart	Wissenschaftlicher Name	T _{ag} (m ² kg ⁻¹ TS)					
		Mittelwert	CV(%)	Median	n	Min	Max
Dornfarn	<i>Dryopteris carthusiana</i>	0,470	51	0,457	10	0,069	0,760
Breitblättriger Dornfarn	<i>Dryopteris dilatata</i>	0,256	96	0,163	19	0,058	0,916
Bergfarn	<i>Lastrea limbosperma</i>	0,211	59	0,220	3	0,082	0,331
Eichenfarn	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0,182	72	0,160	4	0,072	0,336
Rippenfarn	<i>Blechnum spicant</i>	0,139	79	0,111	10	0,013	0,373
Wald-Frauenfarn	<i>Athyrium filix-femina</i>	0,074	21	0,074	2	0,063	0,085

Tab. 10: Aggregierte Transferfaktoren für Gräser und Kräuter, Werte der Jahre 1987-1993 aus den Untersuchungsgebieten Dunkelsteiner, Weinsberger und Kobernauber Wald

Pflanzenart	Wissenschaftlicher Name	T _{ag} (m ² kg ⁻¹ TS)					
		Mittelwert	CV(%)	Median	n	Min	Max
Wald-Hainsimse	<i>Luzula sylvatica</i>	0,214	81	0,287	3	0,016	0,339
Schattenblümchen	<i>Maianthemum bifolium</i>	0,282	67	0,247	4	0,100	0,534
Bärlapp	<i>Lycopodium annotinum</i>	0,185	38	0,210	4	0,083	0,234
Wiesen-Sauerampfer	<i>Rumex acetosa</i>	0,114	90	0,103	8	0,002	0,320
Preiselbeere	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0,106	45	0,100	4	0,055	0,171
Seegras-Segge	<i>Carex brizoides</i>	0,103	49	0,100	8	0,022	0,190

Pflanzenart	Wissenschaftlicher Name	T _{ag} (m ² kg ⁻¹ TS)					
		Mittelwert	CV(%)	Median	n	Min	Max
Sauerklee	<i>Oxalis acetosella</i>	0,085	81	0,076	8	0,025	0,235
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>	0,079	72	0,071	6	0,007	0,161
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>	0,090	109	0,051	7	0,004	0,293
Binse	<i>Juncus effusus</i>	0,039	99	0,039	2	0,012	0,067
Drahtschmiele	<i>Avenella flexuosa</i>	0,108	108	0,035	17	0,015	0,444
Schwingel	<i>Festuca heterophylla</i>	0,033	66	0,031	4	0,011	0,060
Land-Reitgras	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0,040	58	0,030	5	0,024	0,080
Rotklee	<i>Trifolium pratense</i>	0,019	34	0,019	2	0,015	0,024
Wald-Reitgras	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0,045	191	0,015	16	0,002	0,354
Hirschholunder	<i>Sambucus racemosa</i>	0,012	63	0,012	2	0,007	0,018
Huflattich	<i>Tussilago farfara</i>	0,007	67	0,007	2	0,004	0,011
Wald-Schachtelhalm	<i>Equisetum sylvaticum</i>	0,007	60	0,007	5	0,002	0,013
Fuchs'sches Greiskraut	<i>Senecio fuchsii</i>	0,006	17	0,006	2	0,005	0,007
Wiesen-Lieschgras	<i>Phleum pratense</i>	0,005	77	0,005	2	0,002	0,007

Tab. 11: Aggregierte Transferfaktoren für unterschiedlich alte Sproßabschnitte von Heidelbeerstauden (*Vaccinium myrtillus*) und Heidelbeeren (Früchte), Werte der Jahre 1987-1993 aus den Untersuchungsgebieten Dunkelsteiner, Weinsberger und Kobernauber Wald

Pflanzenart	Wissenschaftlicher Name	T _{ag} (m ² kg ⁻¹ TS)					
		Mittelwert	CV(%)	Median	n	Min	Max
Heidelbeere	Früchte	0,094	64	0,082	13	0,024	0,231
Heidelbeere	Wurzeln, Rhizom	0,050	71	0,045	15	0,004	0,104
Heidelbeere	5-jährige Triebe	0,041	45	0,044	4	0,016	0,060
Heidelbeere	4-jährige Triebe	0,057	58	0,057	2	0,033	0,080
Heidelbeere	3-jährige Triebe	0,052	53	0,057	8	0,013	0,086
Heidelbeere	2-jährige Triebe	0,060	70	0,055	26	0,012	0,192
Heidelbeere	vorjährige Triebe	0,062	69	0,052	38	0,011	0,190
Heidelbeere	heurige Triebe	0,088	74	0,062	52	0,012	0,288

Tab. 12: Aggregierte Transferfaktoren für verschiedene Pilzarten, Werte der Jahre 1987-1993 aus den Untersuchungsgebieten Dunkelsteiner, Weinsberger und Kobernauber Wald

Pilzart	Wissenschaftlicher Name	T _{ag} (m ² kg ⁻¹ TS)					
		Mittelwert	CV(%)	Median	n	Min	Max
Speitäubling	<i>Russula emetica</i>	1,304	76	1,304	2	0,600	2,007
Rotfußröhrling	<i>Xerocomus chrysenteron</i>	1,085	48	1,227	6	0,189	1,670
Maronenröhrling	<i>Xerocomus badius</i>	1,159	70	1,202	14	0,391	3,525
Kampfermilchling	<i>Lactarius camphoratus</i>	0,885	3	0,885	2	0,868	0,902
Hasenröhrling	<i>Gyroporus castaneus</i>	1,242	82	0,819	5	0,448	2,957
Gallenröhrling	<i>Tylopilus felleus</i>	0,800	60	0,674	3	0,396	1,330
Olivbrauner Milchling	<i>Lactarius turpis</i>	0,707	50	0,645	3	0,386	1,090
Ritterling	<i>Tricholoma sp.</i>	0,620	100	0,456	3	0,099	1,304
Rotbrauner Milchling	<i>Lactarius rufus</i>	0,379	77	0,281	5	0,074	0,856
Eierschwammerl	<i>Cantharellus cibarius</i>	0,261	65	0,215	3	0,120	0,448
Fliegenpilz	<i>Amanita muscaria</i>	0,129	84	0,175	3	0,005	0,206
Ockertäubling	<i>Russula ochroleuca</i>	0,170	64	0,170	2	0,093	0,247
Hallimasch	<i>Armillariella mellea</i>	0,160	100	0,160	2	0,047	0,273
Natterstiel. Schleimfuß	<i>Cortinarius trivialis</i>	0,115	41	0,100	3	0,078	0,168
Porphyrröhrling	<i>Porphyrellus porphyrosporus</i>	0,085	74	0,085	2	0,041	0,129
Perlpilz	<i>Amanita rubescens</i>	0,087	77	0,067	3	0,032	0,161
Hexenröhrling	<i>Boletus luridus</i>	0,055	44	0,055	2	0,038	0,073

Tab. 13: Aggregierte Transferfaktoren für einige Insekten und Kleinsäuger, Werte der Jahre 1987-1993 aus den Untersuchungsgebieten Weinsberger und Kobernauber Wald

Tierart	Wissenschaftlicher Name	T _{ag} (m ² kg ⁻¹ TS)					
		Mittelwert	CV(%)	Median	n	Min	Max
Waldmaus	<i>Apodemus sylvaticus</i>	0,055	52	0,055	2	0,035	0,076
Gelbhalsmaus	<i>Apodemus flavicollis</i>	0,032	16	0,032	4	0,026	0,039
Laufkäfer	<i>Carabidae</i>	0,008	42	0,008	6	0,005	0,012
Ameisen	<i>Formicidae</i>	0,004	47	0,004	2	0,003	0,006

3 RADIONUKLIDE IN WALDÖKOSYSTEMEN

3.1 Verhalten von Radionukliden in naturnahen Ökosystemen – Eine Literaturübersicht

3.1.1 Boden

Ein Großteil der Radionuklide im Boden ist natürlichen Ursprungs. Durch den in den 60er Jahren über Europa niedergegangenen Kernwaffenfallout und den Reaktorunfall in Tschernobyl (1986) erlangten aber auch aus künstlichen Quellen stammende Nuklide Bedeutung für die radioaktive Strahlenkontamination des österreichischen Bundesgebietes. Zu den natürlich im Boden enthaltenen Radionukliden zählen die Isotope der Uran-238-Reihe (^{238}U - ^{204}Pb), der Uran-235-Reihe (^{235}U - ^{207}Pb), der Thorium-Reihe (^{232}Th - ^{208}Pb) und ^{40}K . Die relative Häufigkeit des ^{40}K ist 0,117 % des Gesamtkaliums, einem für tierische und pflanzliche Organismen essentiellen Nährelement. Weiters zu erwähnen sind ^3H und ^{14}C , die v. a. durch Neutronen der Höhenstrahlung gebildet werden.

Tab. 14 enthält Angaben über die wichtigsten, aus dem Kernwaffenfallout stammenden Radionuklide. Daneben sind die nach dem Tschernobylunfall in Österreich deponierten Aktivitätsmengen aufgelistet.

Tab. 14: Vergleich der Aktivitätsdeposition (Boden) durch die Kernwaffentests und durch Tschernobyl (BURTSCHER, 1987; zit. in GERZABEK et al., 1988); Werte in [Bq m^{-2}]

	kumulativer Fallout durch die Kernwaffentests bis 1981:		Fallout nach Tschernobyl	
	Messungen in Seibersdorf	Mittelwert nach UNSCEAR 1982	Messungen in Seibersdorf	Streubreite für Österreich
^{137}Cs (Bq m^{-2})	2.775	4.995	6.660	< 3.700-74.000 (Maxima bis 200.000)
^{90}Sr (Bq m^{-2})	1.628	3.034	370	185-1.850
$^{239/240}\text{Pu}$ (Bq m^{-2})	44	111	0,037	0,037-0,185
^{131}I (Bq m^{-2})			37.000	25.900-259.000

Von allen aus dem Tschernobyl-Unfall stammenden Radionukliden sind ^{134}Cs und ^{137}Cs radioökologisch am bedeutendsten. Die anderen (wie z. B. ^{131}I , physikalische HWZ = 8,04 d) sind aufgrund ihrer kurzen Halbwertszeit bereits abgeklungen oder nur in sehr geringen Konzentrationen in Österreich deponiert worden. Gemäß den Ergebnissen der Recherche für die österreichische Cäsiumkarte (UBA und BMGK, 1996) liegt die ^{137}Cs -Deposition in Österreich durch Tschernobyl zwischen unter 1 und fast 200 kBq m^{-2} .

Im folgenden werden einige Bodenparameter beschrieben, die das Verhalten von ^{137}Cs im Boden und seine Aufnahme in Pflanzen bestimmen. Mögliche Gründe für die höheren Cäsiumgehalte in Produkten aus Nadelwäldern werden besprochen.

3.1.1.1 Einflußgrößen der Bindung von Cäsium im Boden

Wie Lithium, Natrium, Rubidium und Kalium ist Cäsium ein Alkalimetall der 1. Hauptgruppe des Periodensystems. Daher verhält sich Cs in vielen chemischen Reaktionen dem Nährelement K sehr ähnlich, wenn auch nicht ident (durch unterschiedliche Ionenradien). Eine vergleichende Betrachtung dieser beiden Elemente kann helfen, den Cs-Transfer in Ökosystemen besser zu verstehen (KLECHKOVSKII et al., 1973; MYTTENAERE et al., 1993).

Organische Bestandteile werden unter Mitwirkung von Bodenorganismen zu Humus ab- und umgebaut. Dieser besteht außer aus unzersetztem Material und Mikroorganismen aus Huminsäuren, Fulvosäuren und den alkaliunlöslichen Huminen. Diese komplexen Makromoleküle sind aus Benzolringen mit vielen phenolischen Hydroxylgruppen und Carboxylgruppen aufgebaut, die eine hohe Kationenaustausch- und Redoxkapazität (DENFFER et al., 1983) bewirken. In Abwesenheit stärkerer anorganischer Austauscher (Tonminerale) kommt dem Humus daher eine wesentliche Bedeutung für die Bindung von Cäsium im Bodenprofil zu. Zahlreiche Untersuchungen (BÖHM & PFEFFER, 1990, Oberschwaben; DRISSNER, 1993, Bayern; HAFFELDER & HECHT, 1993, Bayrischer Wald) zeigen, daß die auf Waldböden deponierten Radionuklide lange Zeit in den obersten organischen Bodenhorizonten (Auflage und Ah-Horizont) verbleiben. Daraus kann man schließen (DRISSNER, 1993), daß Cäsium im Waldboden erst nach Zersetzung der organischen Substanz in tiefere Bodenschichten vordringt. ANDOLINA & GUILLITTE (1990) trennten die organische Substanz verschiedener Waldböden in ihre Hauptkomponenten Lignin, Fulvosäure und Huminsäuren. Dabei zeigte sich, daß 70-90 % des Cäsiums an Lignin gebunden sind, 5-24 % an Fulvosäuren und 3-10 % an Huminsäuren. Die Fixierung von Cäsium an Humus ist verglichen mit der an Tonmineralen eher schwach. Die in austauschbarer Form gebundenen Ionen sind für Pflanzen gut verfügbar und werden unter Abgabe von H^+ -Ionen über die Wurzel aktiv aufgenommen. FRISSEL et al. (1990) nehmen an, daß in Böden mit Humusgehalten über 15 % der Transfer von $^{137/134}Cs$ in Pflanzen ansteigt. Dies wird dadurch erklärt, daß Huminstoffe unter Bildung des Ton-Humus-Komplexes Bindungsstellen an Tonmineralen besetzen (LIVENS, 1991).

RÖMMELT et al. (1990) erklären die unerwartet geringe Wanderungsgeschwindigkeit von Cäsiumisotopen in der Auflage von Nadelwäldern durch die rasche Aufnahme der Ionen in Bodenorganismen, Pilze und Pflanzen. In der lebenden Biomasse festgelegt, sind die Radionuklide effektiv vor Auswaschung geschützt, auch wenn eine geringe Bindungsfähigkeit des Bodens dies nicht erwarten ließe. Biologische Fixierung und Rezyklierung wird auch von GERZABEK & MOHAMAD (1993) als Grund für die geringen Migrationsraten von ^{137}Cs in Almböden angegeben.

Der **pH-Wert** eines Bodens wird unter anderem vom Substrat (niedrige Werte auf Urgestein, neutrale bis leicht alkalische auf Kalk), der darauf stockenden Vegetation und dem Klima bestimmt, zusätzlich können Luftschadstoffe (z. B. SO_2) als "saurer Regen" (d. h. im Niederschlag gelöst), zu Bodenversauerung führen. Daneben wirken der Tongehalt, die Menge an organischer Substanz und an austauschbaren Kationen auf den pH-Wert eines Bodens. Der pH-Wert seinerseits wirkt auf die Bodenstruktur und den Ionenaustausch. Auch die Sorption bzw. Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Radionukliden sind von diesem Bodenparameter abhängig (DRISSNER, 1993). Aufgrund eines Laborexperimentes mit 17 verschiedenen Böden nennt KERPEN (1988) den pH-Wert als wichtigsten Faktor für die Mobilität von Cäsium im Boden. Auch FRISSEL (1990) fand eine hohe Korrelation zwischen dem pH-Wert und der Pflanzenverfügbarkeit von Cäsium, die Aufnahme steigt mit sinkendem pH-Wert. Gleiche Ergebnisse erhielten CAPUT et al. (1990) für Weideflächen und ZACH et al. (1989) für kanadische Nadelwaldböden. BILO et al. (1993) fanden dagegen keine signifikante pH-Abhängigkeit des Transferfaktors für Cäsium aus Ackerböden in Getreidepflanzen. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen werden durch Düngung niedrige pH-Werte vermieden und in einem für das Pflanzenwachstum optimalen Bereich gehalten. Vergleicht man Ackerstandorte mit Forstböden desselben Gebietes, herrschen in letzteren stets wesentlich niedrigere pH-Werte vor .

COUGHTREY & THORNE (1983) schreiben dem **Tongehalt** von Böden höchste Bedeutung bei der Pflanzenaufnahme von Cäsium zu. Als Ton bezeichnet man mineralische Bodenbestandteile, die weniger als 0,002 mm Durchmesser haben. Tonminerale entstehen durch Verwitterung, Kationen werden gelöst und z. T. gegen solche mit geringerer positiver Ladung ausgetauscht. Dadurch entsteht ein Ladungsdefizit an der Oberfläche der Tonplättchen, was zuerst zu einem Auseinanderweichen der Ränder der einzelnen Schichten führt, bei fortschreitender Verwitterung bilden sich negativ geladene Zwischenschichten.

Cäsium und andere Alkalimetalle werden nach CREMERS et al. (1988) meist an den Rändern der Zwischenschichten der Tonplättchen gebunden ("frayed edge sites"). 95-97 % der Bindungsstellen sind wenig selektiv (Konkurrenz durch andere Ionen), 2-5 % sind mäßig selektiv für Cäsiumisotope, und 0,5 % der Bindungsstellen an Ton werden fast ausschließlich von Cs-Ionen besetzt. Die unterschiedliche Selektivität hängt mit der räumlichen Anordnung der Bindungsstellen zusammen: an der Außenseite der Tonplättchen, an Eckpositionen oder in den Zwischenschichten der Tonplättchen. Um dorthin vorzudringen müssen Ionen ihre Hydrathülle abstreifen; Ionen, die in den Zwischenschichten gebunden werden, sind kaum austauschbar (CREMERS et al., 1990). Für die Fixierung der Ionen ist daher neben der Menge auch die Tonqualität ausschlaggebend. Die Stärke unspezifischer Bindungen nimmt in der folgenden Reihenfolge ab: Vermiculit > Chlorit = Illit > Kaolinit, Montmorillonit, Hydrobiotit (FRAITURE, 1992).

In mineralischen Böden stellen Tonminerale (neben Al-, Fe- und Mg-Oxiden) wichtige Bindungsmedien dar (FRAITURE, 1992). Cäsium kann weder in größeren Mengen in Pflanzenwurzeln aufgenommen noch in tiefere Bodenschichten ausgewaschen werden (WIRTH et al., 1993). CREMERS et al. (1990) konnten aber experimentell beweisen, daß dieses Prinzip nur für humusarme Böden gilt, in an organischer Substanz reichen Böden bestimmt der Humus-Austausch-Komplex und weniger der Tongehalt das Verhältnis zwischen im Bodenwasser gelösten und an der festen Phase gebundenen Cäsiumionen.

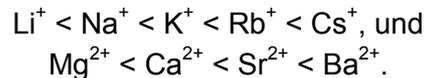
Ein wichtiger Einflußfaktor ist die Anwesenheit bzw. die Konzentration **homologer Kationen** im Boden. Andere einwertige Kationen im Boden können die Bindung von Cs an Bodenbestandteile und die Aufnahme in Pflanzenwurzeln beeinflussen. Eine Erhöhung des Kaliumgehaltes durch Düngung vermindert die Cäsiumaufnahme aus dem Boden (JACKSON, 1965), weil eine kompetitive Hemmung der Cs- durch K-Ionen an der Pflanzenwurzel stattfindet. Die erhöhten Transferfaktoren (TF) von Cäsium in Getreidepflanzen auf kaliumarmen Böden erklären SCHALLER et al. (1990) durch folgenden Mechanismus: Die Pflanzenwurzeln müssen bei einem Mangel an austauschbaren K^+ -Ionen im Boden fest gebundene Ionen mobilisieren. Diese Kaliumionen besetzen an den Tonmineralen die sogenannten "mäßig cäsiumselektiven" (siehe oben) Bindungsstellen. Dadurch werden gleichzeitig die bevorzugt in dieser Form gebundenen Cs-Ionen freigesetzt und aufgenommen. Auch BILO et al. (1993) fanden eine starke Abhängigkeit des Transferfaktors für Cäsium in Getreidepflanzen vom Kaliumgehalt der Bodenlösung. Bei Steigerung der K^+ -Konzentration trat zuerst eine Verminderung der Cs-Aufnahme ein, über einer bestimmten K-Menge wurde der Transfer aber nicht weiter vermindert. Das Einbringen großer NH_4^+ - oder K^+ -Mengen durch Düngung des Bodens kann zu einer Verdrängung bereits fixierter Cäsiumionen von den Tonbindungsstellen führen, was in einem gesteigerten Transfer von Cs in den Bewuchs resultiert (HAUNOLD et al., 1988).

Man muß also zwei verschiedenen Mechanismen unterscheiden: die Konkurrenz um die ionenselektiven Aufnahmestellen auf der Pflanzenwurzel (bewirkt eine Verminderung der Cs-Aufnahme bei Anwesenheit anderer Kationen) und jene um die Bindungsstellen im Boden (bewirkt Freisetzung von Cs und gesteigerte Aufnahme in die Pflanze). So ist es verständlich, daß eine Düngung nährstoffarmer Böden mit Kalium den Cs-Transfer zuerst hemmt, bei einem Überschuß an Ionen im Boden geht aber vermehrt Cäsium in die Bodenlösung über und wird von Pflanzen aufgenommen.

3.1.1.2 Andere Nuklide

In diesem Projekt wurde nur das Verhalten von Cäsium untersucht. Andere künstliche Nuklide, die als Folge von Atombomben-Fallout und Tschernobyl in der Biosphäre anzutreffen sind, sollen hier zum Vergleich kurz erwähnt werden. Entsprechend ihren verschiedenen chemischen Eigenschaften verhalten sich andere Radionuklide im Boden meist anders als Cäsium. Von den langlebigen Nukliden sind im Tschernobyl-Fallout neben $^{137,134}Cs$, wenn auch in kleinen Mengen, die Nuklide ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{110m}Ag , ^{125}Sb und $^{239/240}Pu$ zu beobachten. Im Bomben-Fallout sind außer ^{137}Cs besonders ^{90}Sr und die Pu-Isotope von Bedeutung.

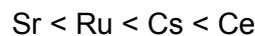
Die Elemente Jod (^{131}J mit einer Halbwertszeit von 8 Tagen, ^{129}J mit einer Halbwertszeit von 16 Millionen Jahren), Strontium (^{90}Sr und ^{89}Sr), Ruthenium (^{106}Ru und ^{103}Ru) und Plutonium (^{138}Pu , ^{139}Pu , ^{140}Pu , u. a.) können als typische Vertreter von Elementklassen angesehen werden, die sich in der Umwelt unterschiedlich verhalten. Dabei ist vor allem die unterschiedliche Mobilität im Boden bedeutend. HAUNOLD, HORAK & GERZABEK (1988) zitieren Rangordnungen des Rückhaltevermögens von Nukliden in Böden, sogenannte lyotrope Reihen. Danach ist die Bindungsstärke in Tonmineralien:



Für Humus gilt folgende Reihenfolge der Bindungsstärke:



In einem Versuch mit Waldböden aus der Gegend um Tschernobyl haben KLIASHTORIN et al. (1994) die folgende Reihe steigender Bindungsstärke (abnehmender Mobilität) gefunden:



Radioökologisch ist jedoch die Fähigkeit von Pflanzen zur Radionuklidaufnahme von Bedeutung. Diese hängt neben der Bindung im Boden noch von anderen Faktoren ab; die Rangordnung der Pflanzenaufnahme (Transferfaktoren) kann mit folgender Reihe dargestellt werden (HAUNOLD, HORAK & GERZABEK (1988)):



Auch Plutonium gehört wie Ce und die Übergangselemente zu den schwer pflanzenverfügbaren Elementen. Zu beachten ist die hohe Pflanzenverfügbarkeit von Strontium, das außerdem besonders hoch radiotoxisch ist (Akkumulation in den Knochen, Wirkung aufs Knochenmark).

3.1.1.3 Bodenprofile

Die räumliche Verteilung der Radioaktivität im Bodenprofil zeigt in Waldböden deutlich andere Merkmale als in landwirtschaftlich genutzten Böden. Im Waldboden liegt der überwiegende Teil der Aktivität im Auflagehumus und in der obersten, humusreichen Mineralbodenschicht. Mit zunehmender Tiefe nehmen die Aktivitäten rasch um bis zu zwei Zehnerpotenzen ab (BLOCK & STELZER, 1987). In landwirtschaftlich genutzten Böden wird die oberflächlich deponierte Kontamination durch wiederholtes Pflügen im Pflughorizont (in Österreich üblicherweise 20-30 cm) gleichmäßig verteilt.

Die Verteilung der Nuklide im Boden ist auch durch die Intensität des Regens bestimmt, mit dem sie deponiert werden. Für Waldböden fanden SCHIMMACK et al. (1994), daß Cs, das mit schwachem Regen deponiert wurde, praktisch völlig in der organischen Oberflächenschicht gebunden blieb, während Cs mit starkem Regen (bei gleicher gesamter Regenmenge) zu ca. 30 % auch in den Mineralboden gelangte.

Bei Untersuchungen der radioaktiven Kontamination von Waldböden im Bayerischen Wald (VÖLKEL, 1992) zeigte sich eine wenig variable Tiefenverteilung des Cäsiums in den Bodenprofilen. Die organischen Auflagehorizonte und der humose mineralische Oberboden (5 cm) enthalten in der Regel über 90 % der Gesamtkontaminationsrate des jeweiligen Bodenprofils. Die Nachweisgrenze für ^{137}Cs wurde teils in 15 cm Bodentiefe, teils in 25 cm Tiefe erreicht. In den Jahren 1989/90 fand FIELITZ (1993, 1994) in Waldbodenprofilen im Bayerischen Wald einen Anteil von 97 % des ^{137}Cs in den obersten 10 cm des Bodens und davon allein 72 % in der 5 cm dicken Humusauflage. Auch vom Bomben-Cäsium befanden sich noch 60 % in der Humusauflage. Dieses überraschende Ergebnis könnte auf Recycling des Cs vom Boden in die Bäume und wiederholte Deposition an der Bodenoberfläche mit dem Nadelfall hinweisen. STREBL et al. (1996) fanden 1993 noch 26 % des globalen ^{137}Cs -Fallouts in der 5 cm mächtigen organischen Waldboden-Auflage, und nur 6 % der Aktivität waren unterhalb 20 cm Bodentiefe nachweisbar.

Diese Beobachtungen der Tiefenverteilung lassen vermuten, daß deponiertes Cäsium sehr lange im Ökosystem verbleibt und in die Nahrungskette gelangen kann. Eine Kontamination, wie sie nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl stattgefunden hat, kann über Jahrzehnte hinweg die Natur und den Boden beeinträchtigen.

3.1.1.4 Homogenität der Cäsiumbelastung

Auf regionalem und lokalem Niveau stellen Unterschiede in der Niederschlagsmenge die wichtigste Ursache für differenzierte Depositionsmuster dar (NIMIS, 1996). Die Kontamination von Waldböden ist räumlich meist uneinheitlicher als die von Wiesenböden. Die Cäsium-137-Aktivität des Bodens kann im Wald durch die Abschirmung der Bodenoberfläche durch Bäume große Unterschiede aufweisen (HEINRICH, 1992). Besonders Fichten wirken durch ihre große Kronenoberfläche als wirksame Filter (KIENZL & HIESEL, 1993). NOLIN et al. (1993) nahmen 16 Bodenproben von einer Fläche von 8 x 8 m eines Ahorn-Buchen-Fichten-Mischwaldes. Sie stellten eine relativ niedrige Schwankung der Bodendeposition innerhalb dieser Fläche fest. Die prozentuelle Standardabweichung (SD%) der Bodenbelastung betrug 16 %. FIELITZ (1994) fand bei der Untersuchung von Waldböden in Deutschland (davon eines sehr hoch belasteten Standortes im Bayerischen Wald) sehr niedrige prozentuelle SD von nur 5,5 bis 17 %, d.h. eine sehr gleichmäßige Deposition. In Ergebnissen aus Finnland (RAITIO & RANTAVAARA, 1994) zeigt sich, daß die kleinräumigen Kontaminations-Unterschiede unter bzw. zwischen Baumkronen direkt nach dem Depositionsereignis am höchsten sind, mit der Zeit gleichen sich diese Unterschiede aber langsam aus.

Detaillierte Untersuchungen zur räumlichen Homogenität der Bodenbelastung wurden von LETTNER et al. (1994) auf einer Wiese in Salzburg durchgeführt. Dabei ergab sich für die Gesamtstandardabweichung (inklusive Unsicherheiten aus Probenbehandlung und -messung) ein prozentueller Wert von ca. 23 %. Etwa 18 % davon sind auf die räumlichen Schwankungen der Bodendeposition zurückzuführen.

3.1.2 Radiocäsiumaufnahme in Pflanzen

Für das Pflanzenwachstum essentielle Nährelemente (Stickstoff, Phosphor, Kalium, Spurenelemente) kommen im Boden in gelöster oder gebundener Form vor. Etwa 98 % der Pflanzennährstoffe sind im Boden festgelegt, nur ca. 0,2 % liegen frei in der Bodenlösung vor, rund 2 % (abhängig von den oben genannten Bodenbedingungen) der mineralischen Nährelemente sind adsorptiv an kolloidale Bodenteilchen (Tonminerale, Humus) gebunden. Diese Fraktion kann von Pflanzenwurzeln durch Austauschabsorption freigesetzt werden. Dafür werden von der Pflanze aus dem Kohlendioxid der Atmung und Wasser Wasserstoff- und Karbonat-Ionen produziert. Zusätzlich abgegebene Stoffe wie organische Säuren, aber auch Zucker und Aminosäuren verändern das chemische Milieu in der Rhizosphäre, sodaß Mikroorganismen (Pilze, Bakterien) unter verbesserten Bedingungen zu einem rascheren Abbau der organischen Substanz und damit der Freisetzung von Nährstoffen beitragen (DENFFER et al., 1983). In diesem Zusammenhang sei auf die große Bedeutung von Mykorrhizapilzen für die Ernährung vieler höherer Pflanzen hingewiesen. ROGERS & WILLIAMS (1986) zeigten in einem Gefäßversuch mit Klee und Gräsern, daß mykorrhiza-infizierte Pflanzen doppelt so hohe Cäsiumkonzentrationen aufweisen wie die Kontrollgruppen.

Radionuklide können aber außer durch die Wurzel auch direkt über die Blattoberfläche oder durch die Spaltöffnungen von Pflanzen aufgenommen werden. ANTONOPOULOS-DOMIS et al. (1990) nennen die Blattaufnahme sogar als überwiegende Quelle für die Kontamination von Bäumen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. In Pflanzen inkorporiertes Cäsium ist im Xylem- und Phloemstrom gut beweglich, was dazu führt, daß auch junge Pflanzenteile und Früchte kontaminiert werden (i. e. Translokation).

Eine umfassende Literaturübersicht zu physiologischen und ökologischen Aspekten des Verhaltens von Radiocäsium in Pflanzen wurde von NIMIS (1996) vorgelegt.

3.1.3 Radiocäsiumaufnahme bei Tieren

Neben der Inhalation von aerosolgebundenen Radionukliden während des Durchzugs der Kontaminationswolke nach einer Freisetzung stellt die durch Deposition kontaminierte Nahrung die Hauptquelle für die Aufnahme künstlicher Radionuklide durch Tiere dar. Cäsium wird im Darm gut resorbiert, monogastrische Tiere (alle "Nicht-Wiederkäuer") können in der Nahrung enthaltenes Cs abhängig vom Rohfaseranteil der Nahrung zu ca 80 % (60 % bis fast vollständig) resorbieren, für Wiederkäuer wird eine Resorptionsrate von ca. 60 % (30-80 % alters- und artabhängig) angenommen (COUGHTREY & THORNE, 1983; GIESE, pers. Mitteilung). Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, daß auch im Verdauungstrakt von Wiederkäuern z. T. hohe Resorptionsraten erreicht werden (JOHANSON et al., 1990; SALBU & OESTBY, 1992). Für die unterschiedliche Verfügbarkeit von ^{137}Cs ist zum Teil der Rohfaseranteil der Nahrung verantwortlich: an Zellulose gebundenes Cäsium kann im Darm von Säugtieren nur schwer resorbiert werden (STEWART et al., 1965). In einer Untersuchung des Transfers von Cäsium aus pflanzlichen Futtermitteln in Milch fanden WARD & JOHNSON (1986) einen Einfluß der physikalisch-chemischen Form von Cäsium in der Nahrung. In Pflanzenzellen inkorporiertes Cs wird besser im tierischen Darm resorbiert als Cäsium, das mit Bodenpartikeln staubförmig auf der Pflanze anhaftet. Andererseits sehen manche Autoren (z. B. BERESFORD & HOWARD, 1991) in der unabsichtlichen Aufnahme von kontaminiertem Bodenmaterial, das an Nahrungspflanzen anhaftet, eine wichtige Quelle für die Cäsiumkontamination von freilebenden pflanzenfressenden Tieren.

Andere nahrungsabhängige Faktoren, welche die ^{137}Cs -Kontamination von Pflanzenfressern beeinflussen, sind: die botanische Zusammensetzung der Nahrung, unterschiedliche Verdaulichkeit, Cs-Akkumulationsfähigkeit verschiedener Pflanzen-/Pilzarten, saisonale Veränderung des Artenspektrums bzw. der Bevorzugung bestimmter Nahrungspflanzen, Zusatzfütterung mit kontaminationsfreiem Futter, Möglichkeit zum Auswechsellernen und Weiden auf landwirtschaftliche Flächen (siehe unten). Daneben wird die Resorption von Radiocäsium aus der aufgenommenen Nahrung und auch die verzehrte Nahrungsmenge durch mehrere physiologische Parameter beeinflusst, dazu gehören vor allem Alter, Wachstum, Trächtigkeit und Laktation sowie verhaltensbedingte Aktivitätssteigerungen (Streß, Brunft). TATARUCH et al. (1988) hat die wichtigsten Einflußgrößen der Radiocäsiumkontamination von Wildtieren folgendermaßen zusammengefaßt:

Lebensraum: Wildtiere halten sich das ganze Jahr über im Freien auf und haben daher auch sicherlich während des Fallout-Ereignisses radioaktive Partikel mit der Luft inhaliert. Für die Zeit nach 1986 konnten TATARUCH et al. (1988, 1990) einen deutlichen Einfluß der ^{137}Cs -Kontamination von der Seehöhe aufzeigen. Vor allem Rehwild und Gamswild, das in größeren Höhenlagen erlegt worden war, war höher belastet als Individuen der gleichen Art aus tieferen Regionen.

Tierart: Nach TATARUCH et al. (1988, 1990) wiesen Wiederkäuer wie Rot-, Reh- und Gamswild höhere ^{137}Cs -Aktivitäten in der Muskulatur auf als Tiere mit einhöhligen Magen. In der Gruppe der Wiederkäuer war das Rehwild am höchsten kontaminiert, Gamswild geringer und Rotwild deutlich geringer. *Rehe* weisen ein sehr breites Äsungsspektrum auf, das im Mai und Juni im wesentlichen aus einem extrem hohen Kräuteranteil, frischen Trieben und Knospen besteht, die besonders kontaminiert waren. Als sogenannte „Konzentratspektierer“ bevorzugen Rehe leicht verdauliche, faserarme Pflanzenarten bzw. -teile, auch Pilze, Farne und Eicheln werden aufgenommen. *Gams- und Rotwild* ernährt sich hingegen vor allem von Gräsern, die aufgrund des höheren Trockensubstanzanteils geringer belastet sind (HOFFMAN, 1989), daneben läßt der hohe Celluloseanteil eine geringere Cs-Resorption im Darm erwarten (siehe oben). Das *Schwarzwild* bedient sich einer beträchtlichen Menge an tierischen Komponenten (Würmer, Insektenlarven), die hauptsächlich durch Wühlen im Boden aufgespürt und aufgenommen werden, während Grünäsung nur einen geringen Prozentanteil bei der Nahrungsaufnahme bildet. Im Jahr nach dem Unfall erwies sich das Schwarzwild deshalb

in niedrig belasteten Gebieten als die am geringsten kontaminierte Wildart. In den folgenden Jahren kam es jedoch zu einem Anstieg der durchschnittlichen ^{137}Cs -Gehalte in Fleischproben von Wildschweinen, über die letzten Jahre blieben diese konstant (HECHT, 1992; TATARUCH et al., 1996).

Zusätzlich wird die Höhe der Cäsium-Kontamination der Muskulatur noch durch Alter, Körpergewicht etc. beeinflusst: bei wachsenden Tieren wird mehr Cäsium (und Jod) aus der Nahrung resorbiert als bei adulten; ebenso wird die Inkorporation mit zunehmendem Körpergewicht geringer (TEMPEL, 1983). Zu ähnlichen Ergebnissen führten auch Untersuchungen (TATARUCH et al., 1988) an Muttertieren und Föten von Rehen.

Erlegungszeit: Die Erlegungszeit spielt eine wesentliche Rolle, da bestimmte saisonale Faktoren (z. B. Pilzangebot) zu verschiedenen Radionuklidgehalten infolge verschiedener Nahrungsmenge bzw. -zusammensetzung bei Tieren führen. Die biologische Halbwertszeit für ^{137}Cs beträgt nach Untersuchungen von MOLZAHN et al. (1987) für Rehe $21,9 \pm 2,2$ Tage, HECHT (1987) gibt für im Sommer erlegte Rehe weniger als 20 Tage, für Rotwild und Nutztiere (Rinder) weniger als 30 Tage an. Die Unterschiede in der Kontamination von Rehwild innerhalb eines Jahres betragen über 200 % (HAFFELDER & HECHT, 1993), wobei die höchsten Werte im Spätsommer bis Herbst (Pilzsaison, Mastzeit) registriert wurden.

Verteilung im Organismus: Nach Angaben von TATARUCH et al. (1988) wurde die höchste Cäsium-Konzentration in 81,9 % der untersuchten Tiere in der Muskulatur nachgewiesen. Dies entspricht der Verteilung des Kaliums im Organismus. Die Nieren, über die Cäsium zum großen Teil ausgeschieden wird, wiesen die zweithöchste Aktivität auf, in einigen Fällen (18,1 %) sogar höher als in der Muskulatur. In der Leber und Milz konnte ein deutlich niedrigerer ^{137}Cs -Gehalt, in der Schilddrüse der geringste Wert festgestellt werden.

3.1.4 Oberflächengewässer

In naturnahen Landschaften werden Niederschläge – abgesehen von extremen Niederschlagsereignissen – vom Boden aufgenommen, Oberflächenabfluß und Bodenerosion sind von untergeordneter Bedeutung. Im Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald finden sich teilweise sehr hohe Grundwasserstände, anmoorige Wald- und Wiesenböden, vernäßte Stellen sowie Hochmoore. Diese Situation bedingt einen besonders intensiven Stoffaustausch zwischen Oberflächengewässern und Boden, die Bäche im Untersuchungsgebiet entspringen als Rinnal direkt innerhalb des Waldes aus dem Boden. Aufgrund der sauren Bodenverhältnisse weist das Bachwasser eine charakteristische Braunfärbung auf, die von wasserlöslichen Huminsäuren herrührt, dagegen sind die Schwebstoffgehalte durch transportiertes Sediment extrem gering, da Bodenerosion aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit und Wasserführung am Bachsprung kaum stattfindet. In einem UBA-Projekt wurde der Zusammenhang zwischen Bodenkontamination und Hydrosphäre im Weinsberger Wald und auch in anderen Einzugsgebieten (Salzkammergut, Lambach; UBA, 1998) untersucht.

Schwedische Studien zeigen, daß Radiocäsiumaustrag aus bewaldeten Bacheinzugsgebieten hauptsächlich in gelöster oder nicht-partikulär gebundener Form stattfindet (CARBOL, 1993) und daß somit ^{137}Cs -Sorption an Sedimente in solchen Landschaften eine geringere Rolle spielt als in Einzugsgebieten großer europäischer Seen (MALMGREN & JANSSON, 1995), was mit dem Vorhandensein wasserlöslicher organischer Substanzen in Bächen aus Gebieten mit Wald- und Torfböden in Zusammenhang steht (CARBOL, 1993).

3.1.5 Radioökologische Modelle

Nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl zeigte sich, daß Waldökosysteme im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Produktionsflächen Radiocäsium lange Zeit in pflanzenverfügbarer Form speichern. Während die ^{137}Cs -Konzentrationen in Agrarprodukten bis auf wenige Ausnahmen schon ein Jahr nach dem Reaktorunfall wieder auf unbedenkliche Werte abgesunken waren, nahmen die Meßwerte in Nahrungsmittelproben aus Wäldern (Pilze, Beeren, Wild) zum Teil nur sehr langsam ab und trugen potentiell zur menschlichen Radiocäsium-Ingestionsdosis bei. Dies wurde international erkannt und durch eine Intensivierung der Forschung in naturnahen Ökosystemen beantwortet. Die Abschätzung der Kontamination von Nahrungsmitteln als Schutz für die Konsumenten ist ein Hauptziel der Radioökologie. Für Agrarökosysteme stehen dafür seit vielen Jahrzehnten unterschiedliche Vorhersage-Modelle zur Verfügung – ECOSYS und die auf österreichische Verhältnisse angepaßte Version OECOSYS (GERZABEK, 1992), SPADE (JACKSON et al., 1985), FOODWEB (MEEKINGS & WALTERS, 1986) – und wurden laufend verbessert, im Gegensatz dazu waren für den forstlichen Bereich nur wenige radioökologische Modelle verfügbar. Der Reaktorunfall in Tschernobyl lieferte somit den Anstoß zur Entwicklung eigenständiger Modelle zur Beschreibung des ^{137}Cs -Transfers in forstlichen Ökosystemen.

Im Rahmen des IAEA-Programmes VAMP (1988-1995: Validation of Assessment Model Predictions) wurde der Modellierung naturnaher Ökosysteme breite Aufmerksamkeit gewidmet. Konsistente radioökologische Datensets von Untersuchungen vor und nach 1986 wurden gesammelt und zur Testung von Modellen zur Verfügung gestellt, um deren Vorzüge und Schwächen im direkten unabhängigen Vergleich zu analysieren und daraus Verbesserungsmöglichkeiten abzuleiten (IAEA, 1996).

Zur Zeit laufen mehrere von der EU geförderte Forschungsprojekte zur Modellierung von Radionuklidverhalten in naturnahen Ökosystemen verschiedener europäischer Regionen, Österreich ist mit den beiden Untersuchungsstandorten dieser Studie (Weinsberger und Kobernaußer Wald) in einem davon vertreten. Im Rahmen des Programmes BIOMASS (Biosphere modelling and assessment methods) der Internationalen Atomenergiebehörde (IAEA) in Zusammenarbeit mit der Internationalen Union für Radioökologie (IUR) wurde eine eigene Wald-Arbeitsgruppe geschaffen, um der Wichtigkeit dieses Ökosystems in radiologischer Hinsicht Rechnung zu tragen.

Umfassende Literaturreviews zu diesem Themenkreis, insbesondere die Beschreibung der Transportvorgänge von Radionukliden in Waldökosystemen wurden von MYTTENAERE et al. (1993) und SCHELL et al. (1996) publiziert, ein Vergleich verschiedener Modelle und deren Ansätze zur Repräsentation von Transferprozessen im Wald wurden in jüngster Zeit von AVILA et al. (1998) bzw. RIESEN et al. (1999) vorgelegt. Die folgende Übersicht stützt sich im wesentlichen auf diese Arbeiten.

Grundsätzlich kann man zwischen stationären (Gleichgewichts-) und dynamischen Modellen unterscheiden.

3.1.5.1 Stationäre Modelle

In Gleichgewichtsmodellen wird als Voraussetzung angenommen, daß das beschriebene Ökosystem sich in einem stabilen stationären Zustand befindet, und somit die Transportraten innerhalb der Kompartimente konstant sind. Für die akute Phase nach einem Kontaminationseignis sind Modelle dieser Art daher nicht sinnvoll einsetzbar, für mittel- und langfristige Betrachtungen wurden solche Ansätze besonders für Agrarökosysteme verbreitet angewendet. Obwohl auch im langfristigen Betrachtungszeitraum nicht wirklich Konstanz herrscht, ist die Änderungsrate der Parameter im Vergleich zu den beobachteten Zeiträumen gering und der Fehler damit verhältnismäßig klein. Zur Modellierung der Radionuklidaufnahme in Pflanzen werden in diesen Modellen meist Transferfaktoren verwendet, d. h. die Radionuklidaufnahme

wird unabhängig vom Transportmechanismus als jener Anteil beschrieben, der vom Quellkompartiment (z. B. Boden) in das Zielkompartiment (z. B. Pflanze) übertritt. Die Berechnung erfolgt durch Division des ^{137}Cs -Gehaltes in der Pflanze (Frisch- bzw. Trockensubstanz; Bq kg^{-1}) durch den ^{137}Cs -Gehalt in der durchwurzelteten Bodenschicht (Bq kg^{-1} Trockensubstanz).

Während dieser Ansatz in Vorhersagemodellen über die Kontamination landwirtschaftlicher Produkte empfohlen und erfolgreich verfolgt wird (IAEA, 1994), unterliegt er für die Verwendung in Waldökosystemen folgenden Einschränkungen:

- die Erreichung des Gleichgewichtszustandes dauert mehrere bis viele Jahre
- die inhomogenen Umweltbedingungen führen zu einer extrem hohen Schwankungsbreite von beobachteten TF-Werten für Waldvegetation
- Unterschiede in der Bodendichte gehen in die Berechnung der TF-Werte ein und führen zu einer weiten Streubreite der Daten (Details dazu siehe Kap. 2.1.4)
- Übertragung der TF-Werte auf andere geographische Regionen oder Boden- bzw. Klimabedingungen ist nicht problemlos möglich
- die Pflanzenverfügbarkeit von Radionukliden kann sich durch Fixierungsprozesse im Boden ändern. Dies widerspricht dem TF-Konzept, das einen linearen Zusammenhang zwischen der Kontamination von Quell- und Zielkompartiment voraussetzt.

Wie in Kap. 2.1.4 beschrieben, lassen sich einige dieser Unsicherheiten durch die Verwendung aggregierter Transfer-Faktoren (T_{ag} -Werte) umgehen. Das „Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments“ (IAEA, 1994) bietet eine umfangreiche Datensammlung von T_{ag} -Werten und beste Schätzwerte für die wichtigsten Nahrungsmittel aus naturnahen Ökosystemen (Beeren, Pilze, Wild u. a.).

3.1.5.2 Dynamische Modelle

In diesen Modellen wird versucht, die zeitliche Dynamik des Verhaltens von Radionukliden im Ökosystem wiederzugeben. Bei Durchsicht der Literatur zeichnen sich zwei Hauptrichtungen der Modellierung ab: einerseits der Versuch, durch experimentelle Studien Teilprozesse des Radionuklidtransfers realitätsgetreu wiederzugeben und daraus Parameter für die Modellierung abzuleiten, andererseits das Bestreben eine Generalisierung der Transportprozesse zu erreichen und abgeleitete Parameter einzuführen, die ohne genaue Kenntnis der eigentlichen Prozesse experimentell bestimmt werden können (z. B. ökologische Verweilzeiten, aggregierte Transfer-Faktoren). Der zweite Ansatz führt zu sog. Linearen Kompartiment-Modellen, bei denen der Radiocäsium-Gehalt in den Hauptkomponenten des (komplexen) Ökosystems durch ein System von gekoppelten Differentialgleichungen beschrieben wird. Durch die Verknüpfung solcher Kompartiment-Modelle mit forstlichen Sukzessions- und Wachstumsmodellen (z. B. VAN VORIS et al., 1990) kann eine dynamische Langzeitvorhersage über die Verteilung von Radionukliden innerhalb von Waldbeständen erreicht werden.

In einer aktuellen Übersicht über zehn derzeit verfügbare radioökologische Modelle für Waldökosysteme kommen RIESEN et al. (1999) zu dem Schluß, daß die meisten Transferprozesse darin als konstante Raten repräsentiert werden. Acht von zehn der betrachteten Modelle sind mit standort-spezifischen experimentellen Daten kalibriert, was eine Anwendung für andere geographische oder Klimaregionen bzw. andere Waldgesellschaften erschwert und die Unsicherheit der Vorhersagen erhöht. Als Kollektiv repräsentieren die vorhandenen Modelle aber verschiedene Waldtypen (Birke, Laubwald, Fichten-, Kiefern- und Mischwald). Einige der Modelle wurden bereits mit verschiedenen Datensets kalibriert, und durch die Bereitstellung von beschreibenden Informationen (Bodenparameter, Bestandesdaten, Klima) über die Versuchsstandorte wird es dem Benutzer des Modelles ermöglicht, Modellparameter den eigenen Ansprüchen anzupassen bzw. vorhandene Parameter sets auszuwählen, die dem eigenen Standort am besten entsprechen, und somit standorttypische Vorhersagen mit hoher Aussagekraft zu erreichen.

Mechanistische Modelle, d. h. solche, die einzelne Prozesse des Radionuklid-Verhaltens realitätsgetreu beschreiben, sind für Teilbereiche von Ökosystemen vorhanden. Zur Abdeckung aller Prozesse innerhalb eines Ökosystems fehlen aber einerseits die notwendigen Daten oder auch das Detailwissen über die tatsächlichen Vorgänge und komplexen Wechselwirkungen innerhalb des Systems. Für die Interaktion von Radiocäsium mit mineralischen Bodenbestandteilen (Ton) gibt es bereits etablierte mechanistische Modellansätze (z. B. MAES & DELVAUX, 1997), die in Laborexperimenten unter kontrollierten Bedingungen entwickelt und validiert werden können. Diffusions- Konvektions-Modelle der Ionen-Wanderung innerhalb des Bodenkörpers können bei ungeschichteten Böden (Wiesen) ebenfalls erfolgreich zur Beschreibung des Migrationsverhaltens von ^{137}Cs im Bodenprofil angewendet werden (KIRCHNER & BAUMGARTNER, 1992; BOSSEW, 1997).

Als mögliche Zukunft der Modellentwicklung für Forstökosysteme nennen RIESEN et al. (1999) die Koppelung einfacher Kompartiment-Basismodelle mit prozeßorientierten Teilmodellen für einzelne Bereiche des Ökosystems (z. B. Transportprozesse innerhalb des Bodenprofils), die aktiviert werden können, wenn die notwendige Datenbasis zur Implementierung solcher Module beim Modellbenutzer vorhanden ist.

3.2 Radiocäsiumbilanz des Weinsberger Waldes

3.2.1 Auswahl der berücksichtigten Kompartimente, Aus- und Eintragspfade für Radiocäsium im Gebiet Weinsberger Wald

Bei der Betrachtung des Ökosystems Wald können je nach Bearbeitungstiefe unzählig viele Einzelkompartimente identifiziert werden, deren Zusammenhang durch ein enges Netz von Wechselwirkungen charakterisiert ist. Zur Berechnung eines Radiocäsiuminventars bzw. einer -bilanz mußte die vorhandene Komplexität des Ökosystems Wald auf wenige Speicherkompartimente reduziert werden. Die im folgenden getroffene Auswahl an Kompartimenten und Aus- bzw. Eintragspfaden ist einerseits durch ihren Biomasseanteil am Gesamtsystem, aber auch durch die jeweilige Verfügbarkeit radioökologischer Daten zur Abschätzung des Radiocäsiuminventars begründet.

Aufgrund der bestehenden Daten war es möglich, für das Jahr 1988 die Verteilung von Radiocäsium im Weinsberger Wald abzuschätzen. Zwei Jahre nach dem Depositionsereignis ist zu erwarten, daß der Großteil der direkten Kontamination (auf Pflanzenoberflächen) schon abgewaschen war, die Ergebnisse spiegeln also NICHT die akute Phase des Kontaminationsereignisses wieder, vielmehr beschreiben sie den Beginn des Langzeitverhaltens von Radiocäsium im Wald. Das Ergebnis wird mit einer vergleichbaren Studie, die im Jahr 1996/97 auf dem Hochplateau des Hummelberges durchgeführt wurde (STREBL et al., 1999), verglichen.

3.2.2 Berechnung des Radiocäsiuminventars – Eingangsparemeter (Biomasse, ^{137}Cs -Gehalte)

Die Berechnung des Inventars erfolgte für alle Kompartimente als Bequerel pro Quadratmeter (Bq m^{-2}), für alle Austrags- bzw. Eintragspfade als Bequerel pro Quadratmeter pro Jahr ($\text{Bq m}^{-2}\text{a}^{-1}$). Die Datenquellen für die verwendeten Eingangsparemeter bzw. Überlegungen zur Abschätzung jener Zahlen, für die keine direkten Informationen zur Verfügung standen, sind im folgenden aufgelistet. Zur besseren Vergleichbarkeit wurden alle Daten auf den 1.5.1986 (repräsentativer Depositionszeitpunkt des Tschernobyl-Fallouts) zerfallskorrigiert.

Die Gebietsgröße des Weinsberger Waldes wurde mit ca. 10.000 ha angenommen.

- Boden:** Daten der ^{137}Cs -Flächenbelegung des Standortes WE4 aus der vorliegenden Studie. Da die Meßwerte bereits als Bq m^{-2} vorliegen, sind keine weiteren Annahmen notwendig.
- Bäume:** Obwohl die untersuchten Bestände ca. 5 % Buche und andere Laubbäume enthalten, wurde als Kompartiment Baum ein Fichtenreinbestand angenommen. Die ^{137}Cs -Meßwerte stammen von einem Einzelbaum des Standortes WE4, gefällt 1988. Die Biomasseanteile basieren auf der Forstinventur 1992-1996 (FBVA, 1998). Als bester Schätzwert wurde die Zahl der Vorratsfestmeter in Rinde (300 VFM i. R.) für den Forstbezirk Zwettl – Privatwald >1000 ha Betriebsgröße ausgewählt. Zur Abschätzung der zusätzlich in der Baumkrone vorhandenen Biomasse (Fichtennadeln, kleine Ästchen und Äste) wurden die Ergebnisse von BAUER (1989) herangezogen, der diese Biomasseanteile in seiner Diplomarbeit für Fichtenbestände verschiedener Altersklassen bestimmt hat. Der Rindenanteil (Trockensubstanz) der Fichtenstämme wurde ebenfalls aus den dort angegebenen Zahlen abgeschätzt.
- Unterwuchs:** Biomassedaten für verschiedene Pflanzengruppen des Unterwuchses wurden von STREBL et al. (1999) übernommen. Zur Berechnung der ^{137}Cs -Gehalte in verschiedenen Pflanzenarten wurden die aggregierten Transferfaktoren (T_{ag}) für Proben von 1988 mit den Werten der Flächenkontamination multipliziert.
- Pilze:** Da keine Daten zur oberirdischen Pilzbiomasse verfügbar waren, wurde ein Schätzwert (20 kg Frischsubstanz pro Hektar) angenommen. Dieser Wert stimmt mit einer Angabe von HAFFELDER (1995) für den Bayerischen Wald überein. Der Trockensubstanzanteil (8 %) wurde aus den vorhandenen Daten von Pilzproben als Mittelwert abgeleitet.
- Wild:** Die Wilddichte wurde mit 7,5 Stück Rehwild, 2 Wildschweinen und 2 Stück Rotwild/100 ha abgeschätzt. Die Lebendgewichte wurden mit 25 kg für Rehwild, 120 kg für erlegtes Rotwild und 175 kg für erlegtes Schwarzwild angenommen (nach GÖRNER & HACKETHAL, 1988).
- Austrag Holznutzung und Austrag Biomassezuwachs Fichte:** Angabe aus Forstinventur 1992-1996 (FBVA, 1998): Einschlag: 9,2 VFM/ha/Jahr; Zuwachs: 8,7 VFM/ha/Jahr. Bei der Holzgewinnung bleiben Äste und Nadeln im Wald, nur Rinde und Stammholz werden dem Ökosystem entzogen. Für den ^{137}Cs -Austrag durch Fichtenbiomasse-Zuwachs wurde (ungenau!!) angenommen, daß der Zuwachs an Holz : Rinde : Ästchen : Nadeln nach dem selben Verhältnis erfolgt, wie es die stehende Baumbiomasse aufweist.
- Austrag Pilze und Heidelbeeren durch Waldbesucher:** es wurde angenommen, daß jeder Anrainer des Weinsberger Waldes (insgesamt 9000 EW) + 1000 Touristen jährlich je 2 kg Pilze und 0,5 kg Heidelbeeren sammelt. Die Einwohnerzahlen der umliegenden Gemeinden basieren auf Auskunft des Gemeindeamtes Bärnkopf (mündl. Mitteilung) + Waldviertel-Information (Bike Waldviertel/Bärnkopf, 1996).
- Wild:** Für die Abschätzung des ^{137}Cs -Austrages durch erlegtes Wild wurden die Abschützzahlen aus dem Weinsberger Wald (TATARUCH & SCHÖNHOFER, 1993) herangezogen. Während die Rotwild-Abschüsse dem niederösterreichischen Durchschnitt der Jagdstatistik 1997 (ÖSTAT, 1998; zit. in ANONYMUS, 1998) entsprechen, liegen die Werte für Reh- und Schwarzwild unter dem Durchschnitt. Die ^{137}Cs -Kontaminationswerte für 1988 wurden aus der Zusammenstellung von TATARUCH et al. (1996) übernommen.
- Da für das Jahr 1996 keine Meßwerte über die Kontamination des Wildbrets verfügbar waren, wurde die ^{137}Cs -Kontamination des Rehwildes unter der Annahme einer ökologischen Halbwertszeit von ca. 9 Jahren (siehe 3.2.4) aus den Meßwerten (Mediane) der vergangenen Jahre (MALLE, 1993; TATARUCH et al., 1996) abgeleitet. Für die zeitliche Entwicklung der ^{137}Cs -Kontamination bei Schwarzwild zeichnet sich bisher kein ausgeprägter Trend ab, als konservativer Schätzwert für 1996 wurde daher der

Mittelwert vorhandener Daten (TATARUCH et al., 1996) aus dem Weinsberger und Kobernaußer Wald angenommen. Der Zahlenwert für Rotwild wurde aus dem beobachteten Verhältnis der Kontamination von Reh- und Rotwild abgeleitet (MALLE, 1993), wobei der Wert für Rehwild 1996 um 33 % vermindert wurde. Die systematisch niedrigere Kontamination des Rotwildes steht mit dessen artspezifischem Nahrungsspektrum (siehe 3.1.3, „Tierart“) in Zusammenhang. Obwohl es wissenschaftlich erwiesen ist (TATARUCH et al., 1988), daß ^{137}Cs im tierischen Organismus nicht gleichmäßig verteilt ist, sondern Muskelfleisch höhere Konzentrationen aufweist als Knochen oder Fettgewebe (siehe 3.1.3, "Verteilung im Organismus"), wurden die Meßwerte für Muskelproben als für den gesamten Tierkörper repräsentativ angenommen. Für die Inventarrechnung wurden diese Daten, so wie alle anderen ^{137}Cs -Werte, auf den 1.5.86 zerfallskorrigiert.

Austrag mit Oberflächengewässern: Dieser Austragspfad wurde in einer Studie (UBA, 1998) untersucht, für das Jahr 1988 liegen leider keine Daten vor. Da dieser Pfad aber nur sehr geringe ^{137}Cs -Mengen betrifft, wurde für 1988 keine Abschätzung vorgenommen.

Zur guten Vergleichbarkeit beruhen die Ergebnisse für die Inventarberechnung des Jahres 1996 auf den identen Zahlenwerten zur Quantifizierung der Biomasse, die ^{137}Cs -Meßwerte sind aber unabhängig von früheren Daten und wurden 1996/1997 im Rahmen eines EU-Projektes (Vertragsnummer: FI4P-CT95-0022) ermittelt. Da die Bestandesbiomasse auf durchschnittlichen Zahlen beruht, wurde der Biomassezuwachs zwischen 1988 und 1996 NICHT in der Inventarberechnung berücksichtigt.

Die Angaben zur Biomasse (kg m^{-2}) beziehen sich für die Vegetation auf Trockensubstanz, für Wild allerdings auf Frischsubstanz.

3.2.3 Radiocäsiumbilanz für die Situation zwei und zehn Jahre nach Tschernobyl

In Tab. 15 sind die Ergebnisse der Abschätzung von Biomasse (kg m^{-2} Trockensubstanz) und dem ^{137}Cs -Gehalt (Bq m^{-2}) in verschiedenen Wald-Kompartimenten aufgelistet. Während die Biomassewerte für beide Untersuchungsjahre identisch sind (siehe Spalte „Biomasse“ in Tab. 15), wurden für die ^{137}Cs -Gehalte die Meßwerte des jeweiligen Untersuchungsgebietes (im Jahr 1988: WE 4, Elendwiese, Wald; im Jahr 1996: HM, Hummelberg Wald) verwendet. Die gute Übereinstimmung der Flächenbelegung ist zufällig. Durch Berechnung und Vergleich der Prozentwerte wurde eine einheitliche Bezugsbasis erreicht.

Die prozentuelle Verteilung des Radiocäsiuminventars in den beiden Untersuchungsjahren weist deutliche Unterschiede auf. Während 1988 noch 6,1 % in den Baumkronen und weitere 3,0 % bzw. 3,4 % in Stammrinde und Stammholz zu finden waren, verringerten sich diese Werte im Jahr 1996 in der Krone auf ein Fünftel (1,14 %), in der Rinde auf ein Viertel (0,74 %) und im Stammholz auf die Hälfte (1,7 %) des für das erste Untersuchungsjahr abgeschätzten Inventars. Die Abnahme des im Unterwuchs gespeicherten Cäsiums von 1,2 % auf 0,5 % ist etwas höher als jene im Fichtenholz, aber deutlich geringer als in den Fichtenkronen. Das Bodeninventar nimmt entsprechend von 86,3 % im Jahr 1988 auf 96 % des Gesamtinventars im Jahr 1996 zu. Diese Zahlen bestätigen die Beobachtung, daß Nadelbäume durch die lange Lebensdauer ihrer „Blätter“ direkt deponierten Fallout erst mit einigen Jahren Verzögerung an den Waldboden weitergeben. Im Jahr 1988 war dies noch nicht vollständig geschehen und ein Teil des Tschernobyl-Fallouts in den Baumkronen gespeichert. Auch die Abnahme des ^{137}Cs -Eintrags in das Bodenkompartment durch Streufall von 1,47 % auf 0,46 % bestätigt diese Interpretation. Für das Langzeitverhalten von Radiocäsium, wie es sich aus der Abschätzung für das Jahr 1996 darstellt, ist der Waldboden als ^{137}Cs -Speicher von höchster Bedeutung. Dabei ist bemerkenswert, daß die organische Waldbodenaufgabe, die im Durchschnitt ca. 5 cm mächtig ist, zehn Jahre nach dem Depositionsereignis noch 54 % des Gesamtinventars speichert. Dieser Wert hat sich im Vergleich mit dem Ergebnis von 1988 nicht

verändert, da Verluste an den Mineralböden anscheinend durch die verzögerte Deposition aus den Baumkronen ausgeglichen wurden. BLOCK (1993; zit. In FIELITZ, 1994) fand in einem Fichtenbestand 1989 59 % des Cäsiuminventars in der Humusaufgabe, er unterstrich die Bedeutung der organischen Bodenhorizonte, da Radiocäsium dort effizient aber in pflanzenverfügbare Form gespeichert ist. Die jährliche Cäsiumaufnahme aus dem Boden in die Baumbiomasse beträgt im Weinsberger Wald 1996 nur 0,05 % des Inventars. Die Radiocäsiumkontamination des ökonomisch wichtigen Produktes Fichtenholz ist somit sehr gering und wird voraussichtlich auch in Zukunft kein radiologisches Problem darstellen.

Tab. 15: Biomasse und ^{137}Cs -Gehalt sowie Prozentanteile des Gesamtinventars in verschiedenen Kompartimenten des Weinsberger Waldes – Vergleich der Situation 1988 und 1996 (WE4: Standort Elendwiese, HM: Standort Hummelberg; Biomasse von Pflanzen und Pilzen bezogen auf Trockensubstanz, Biomasse von Wildtieren bezogen auf Frischsubstanz)

Kompartiment		Biomasse (TS) kg m ⁻²	1988 WE4 1996 HM Bq m ⁻²	1988 WE4 1996 HM % des Gesamtinventars
Boden			44.134 44.300	86,3 96,0
Fichte	Schaffholz	11,61	1.742 766	3,41 1,66
	Rinde	1,29	1.509 341	2,95 0,74
	Astholz	0,48	74 42	0,15 0,09
	Astrinde	0,03	100 23	0,20 0,05
	Reisig	0,62	1.681 198	3,29 0,43
	Nadeln	1,28	1.268 266	2,48 0,58
Unterwuchs	Farn	0,018	357 181	0,70 0,39
	Heidelbeere	0,008	36 15	0,07 0,03
	Kräuter	0,005	22 5	0,04 0,01
	Moose	0,013	172 23	0,34 0,05
	Fichten-sämlinge	0,007	9 3	0,02 0,01
Pilze		0,00016	8 5	0,02 0,01
Wild	Rehwild	0,0002	0,5 0,2	0,0009 0,0004
	Rotwild	0,0002	0,4 0,1	0,0008 0,0003
	Schwarzwild	0,0004	0,4 0,4	0,0008 0,0009
^{137}Cs-Gesamtinventar			51.115 46.168	100 100

FIELITZ (1994) schätzte die Verteilung des Radiocäsiuminventars in einem 110jährigen Fichtenbestand aus Proben der Jahre 1989 bis 1992 ab und fand 10,2 % des Inventars in der Baumbiomasse (4,8 % in der Krone, 5,4 % im Stamm incl. Rinde), die allerdings aufgrund des hohen Bestandesalters ca. doppelt so hoch ist wie in den untersuchten Beständen im Weinsberger Wald, was die höheren ^{137}Cs -Anteile trotz etwas niedrigerer Transferraten in Holz und Nadeln erklärt. Im Unterwuchs befanden sich in diesem Wald 0,59 % des Inventars, in den Pilzen und Wildtieren 0,005 bzw. 0,0001 %. Die gute Übereinstimmung der gefundenen Zahlen mit Literaturwerten spricht für die Repräsentativität der Ergebnisse, die wegen der auf Einzelwerten basierenden Berechnungen und der damit verbundenen Unsicherheit zu berücksichtigen ist.

Pilze und Wildtiere können zwar hohe Radiocäsiumgehalte aufweisen (siehe p. 37 und Kap. 2.2.4), durch den vergleichsweise geringen Biomasseanteil, den diese Organismen im Ökosystem Wald repräsentieren (siehe Tab. 15), tragen sie trotzdem nur marginal (0,02 % bzw. 0,002 %) zum Gesamt-Radiocäsiuminventar bei.

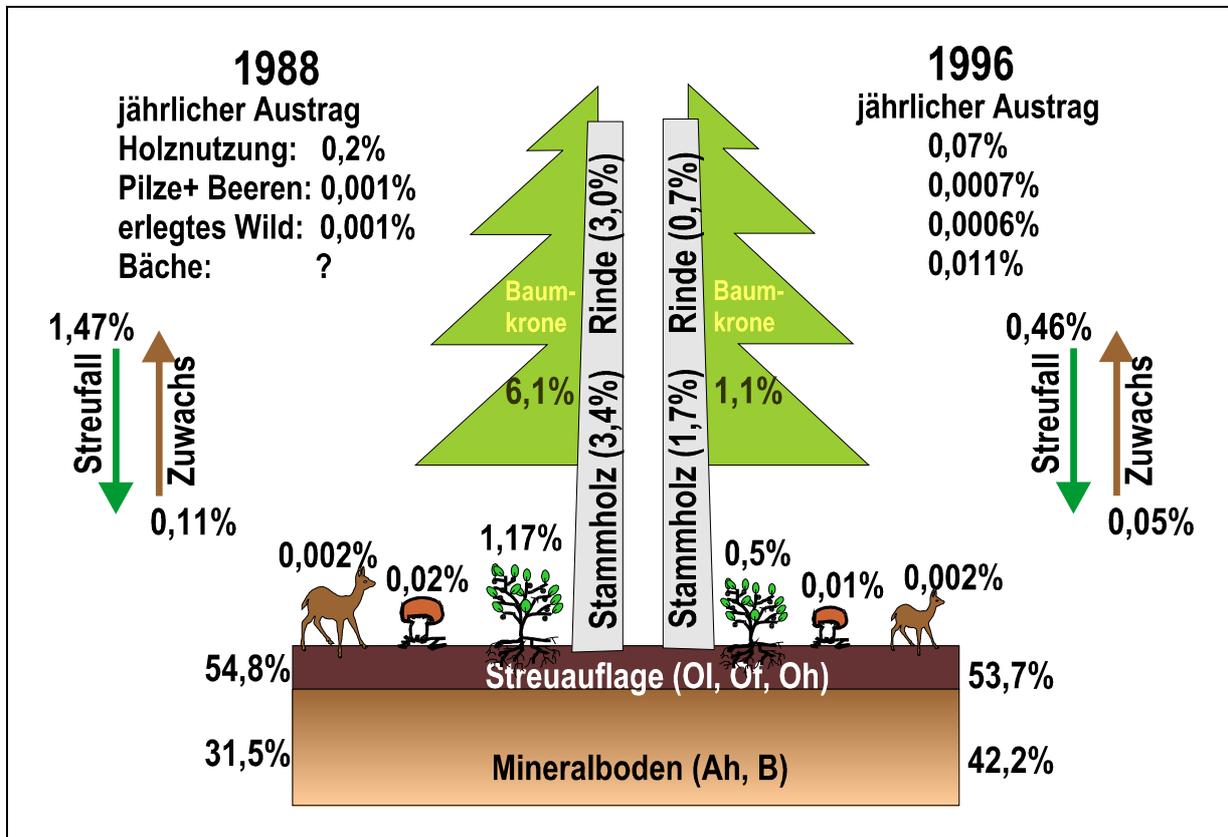


Abb. 20: Abschätzung des Radiocäsiuminventars und ^{137}Cs -Austräge aus dem Wald für die Jahre 1988 und 1996

Zusammenfassend sind die ermittelten ^{137}Cs -Austragsraten als sehr gering zu bezeichnen. Leitet man von den Austragsraten analog zur Abnahme des Inventars durch physikalischen Zerfall (Zerfallskonstante λ_{phys} für ^{137}Cs = 0,023; HWZ_{phys} = 30 a), eine Halbwertszeit ab, so beträgt diese für den Verlust über Oberflächengewässer 6300 Jahre. Solange würde es dauern, bis das ^{137}Cs -Inventar im Untersuchungsgebiet Weinsberger Wald ausschließlich durch den Prozeß des Austrages mit Oberflächengewässern auf die Hälfte abnimmt. Die entsprechende Halbwertszeit für eine Abnahme des Cäsiuminventars durch Holznutzung (nach derzeitiger Praxis und Nutzungsmenge) beträgt immerhin noch 990 Jahre. Alle hier betrachteten Pfade sind somit bei der Beschreibung des langfristigen Verhaltens von Radiocäsium in Waldökosystemen vernachlässigbar, wenn man bedenkt, daß das vorhandene ^{137}Cs -Inventar durch den physikalischen Zerfall dieses Radionuklides nach 30 Jahren auf die Hälfte abnimmt. Die Summe aller betrachteten Austragspfade reduziert die physikalische HWZ von 30 Jahren um 1 Jahr auf 29 Jahre effektive Halbwertszeit.

3.2.4 Ökologische Halbwertszeiten (Bodenschichten – Vegetation – Rehwild)

Die „ökologische Halbwertszeit“ beschreibt in der Radioökologie jene Zeitspanne, die verstreicht, bis der Gehalt oder die Konzentration eines Stoffes im betrachteten Kompartiment durch ökologische Prozesse (nicht durch physikalischen Zerfall!) auf die Hälfte abnimmt. Als Gründe für die Konzentrationsabnahme sind Transport, Fixierung bzw. Mobilisierung bedeutsam. Im vorigen Kapitel wurden diese Zeitspannen für die Abnahme des Gesamtinventars von ^{137}Cs im Weinsberger Wald abgeschätzt.

Im Gegensatz zum Gesamtinventar können sich die ^{137}Cs -Gehalte in einzelnen Teilen des Ökosystems relativ rasch durch Verschiebung in ein anderes Kompartiment ändern. Bei der Betrachtung der Gesamtmediane der aggregierten Transfer-Faktoren (Proben aus Weinsberger + Kobernauser Wald, siehe Abb. 21) verschiedener Pflanzengruppen fällt auf, daß die ^{137}Cs -Werte für Maronenröhrling, Drahtschmiele und Moose im Jahr 1987 weniger hoch waren als im Jahr 1988. Eine entsprechender Anstieg der ^{137}Cs -Kontamination ist auch bei Rehwild zu verzeichnen (siehe Tab. 5). Die 1993 ermittelten T_{ag} -Werte sind stets niedriger als solche aus früheren Jahren. Aus dieser Abnahme kann unter Annahme eines exponentiellen Modells eine ökologische Halbwertszeit berechnet werden, die Ergebnisse dieser Berechnung sind in Abb. 21 angeführt.

Die ökologischen Halbwertszeiten für Moose betragen demnach zwischen 1,3 und 4,1 Jahren, die ^{137}Cs -Kontamination von *D. dilatata* (Breitblättriger Dornfarn) nimmt mit einer Halbwertszeit von 3,1 Jahren ab, die Werte für den Maronenröhrling weisen eine Halbwertszeit von 2,8 Jahren auf, während die beiden Grasarten (Drahtschmiele und Waldreitgras) übereinstimmend eine Halbwertszeit von 2 Jahren aufweisen. Obwohl durch die Betrachtung der aggregierten Transfer-Faktoren die Unsicherheit räumlicher Unterschiede in der ^{137}Cs -Flächenbelegung vermindert wird (weil sie in die Division zur Berechnung der T_{ag} -Werte einfließt), muß bei der Interpretation berücksichtigt werden, daß die diskontinuierliche Datenbasis nur eine grobe Abschätzung der tatsächlichen Zusammenhänge zuläßt.

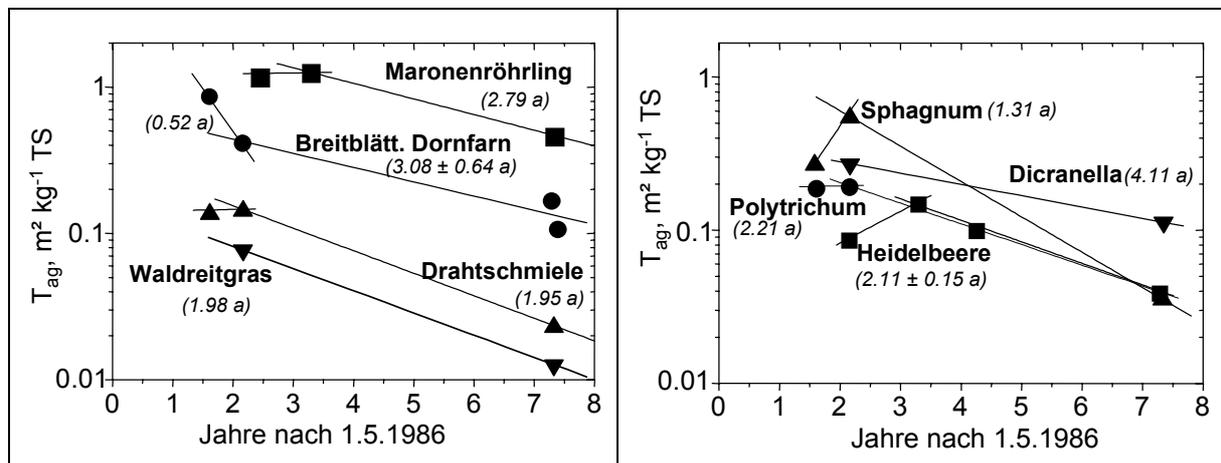


Abb. 21: Zeitliche Veränderung der ^{137}Cs - T_{ag} -Werte verschiedener Pflanzenarten in Abhängigkeit von der Zeit (Zahlenangaben in Klammer: berechnete ökologische Halbwertszeiten in Jahren)

Die kontinuierliche Zeitreihe von Meßwerten für Rehwild (siehe Tab. 5) ermöglicht eine genaue statistische Analyse der ^{137}Cs -Abnahme im Laufe der Jahre nach dem Depositionseignis. In Abb. 22 wurde aus den Meßwerten durch exponentielle Regression eine Halbwertszeit für ^{137}Cs von 4,3 Jahren berechnet. In Abb. 23 wurde versucht, den zeitlichen Verlauf der ^{137}Cs -Medianwerte nach dem Erreichen der Höchstwerte im Jahr 1988 genauer zu beschreiben, was mit einer doppelten Regressionsfunktion gelingt. Diese setzt sich aus einer schnellen Komponente mit 0,74 Jahren Halbwertszeit, die auf das Absinken der direkten

Kontamination der Nahrungspflanzen zurückzuführen sein könnte, und einer langsamen Komponente mit 15,7 Jahren Halbwertszeit zusammen. Der unerwartet niedrige Median für 1992 wurde aus dieser Berechnung ausgeklammert.

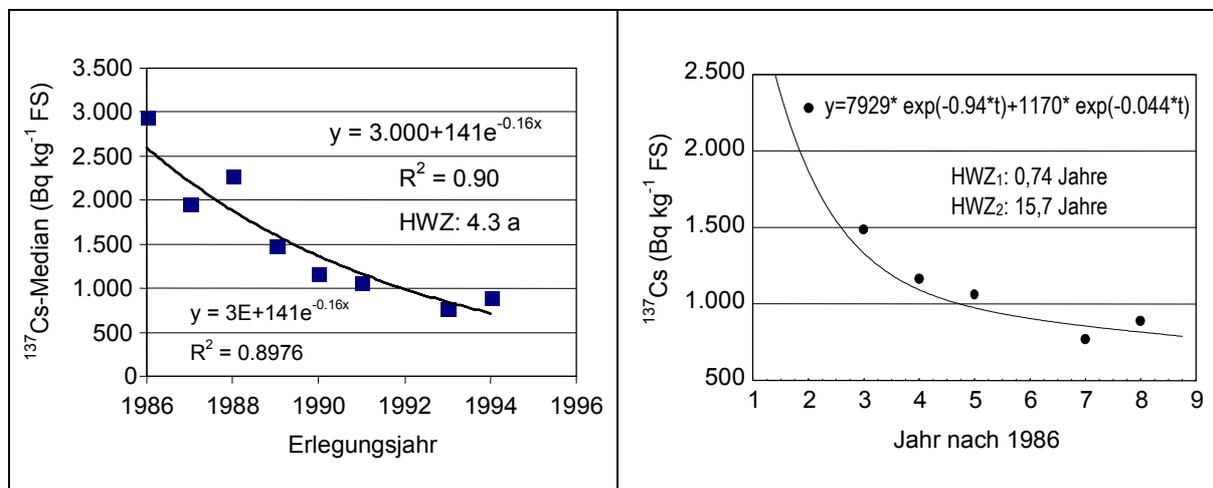


Abb. 22: Zeitlicher Verlauf der ¹³⁷Cs-Kontamination von Rehwild. Einfache exponentielle Regression
Abb. 23: Zeitlicher Verlauf der ¹³⁷Cs-Kontamination von Rehwild. Doppelte Regression (Werte von 1987 und 1992 NICHT berücksichtigt)

ZIBOLD et al. (1993) und HAFFELDER (1995) ermittelten aus ¹³⁷Cs-Meßwerten von Rehwild aus Oberschwaben und dem Bayerischen Wald Halbwertszeiten von $2,6 \pm 0,5$ bzw. 3 Jahren. Die Rehwilddaten aus dem Weinsberger Wald weisen auf eine deutlich langsamere ¹³⁷Cs-Abnahme hin. Die Halbwertszeiten für Pilze und Farne, die als wichtigste Radiocäsiumquellen für Rehe gelten, betragen nur ca. 3 Jahre.

Für eine langfristige Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der ¹³⁷Cs-Meßwerte sollte die in Abb. 23 hergeleitete lange Halbwertszeit von 15,7 Jahren nicht unberücksichtigt bleiben. In einer neueren Publikation über die Rehwilduntersuchungen aus Oberschwaben (KLEMT et al., 1999) wurden die vorhandenen Daten in Halbjahren unterteilt. Die Medianwerte von in der ersten Jahreshälfte (Jänner-Juni der Jahre 1988-1998) erlegten Rehen nehmen exponentiell mit einer ökologischen Halbwertszeit von 3,8 Jahren ab, die Mediane der zweiten Jahreshälfte schwanken jedoch je nach Pilzangebot stark. Aus diesen Werten ist daher keine kontinuierliche Abnahme der Rehwildkontamination ersichtlich. Im Herbst erlegte Rehe können somit in pilzreichen Jahren weiterhin ungewöhnlich hohe ¹³⁷Cs-Gehalte aufweisen.

4 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Der Reaktorunfall von Tschernobyl hat in einigen Gebieten Österreichs im internationalen Vergleich hohe radioaktive Kontaminationen verursacht. Es handelt sich dabei um jene Gegenden, in denen es während des Durchzugs der kontaminierten Luftmassen (Ende April/Anfang Mai 1986) starke Niederschläge gegeben hat.

In den folgenden Jahren haben Messungen von Lebensmitteln und radioökologische Untersuchungen gezeigt, daß – im Gegensatz zu Agrarprodukten – in Waldprodukten wie Wild, Pilzen und Beeren auch Jahre nach der Deposition hohe Aktivitätskonzentrationen an Radiocäsium auftreten. Das Verhalten von Radiocäsium in Waldböden unterscheidet sich stark von jenem in Wiesen- oder Ackerböden. In Waldböden ist der größte Teil der Aktivität in austauschbarer Form in der organischen Auflageschicht (Streu, Humus) gebunden, und bleibt somit für flach wurzelnde Pflanzen und Pilze und in weiterer Folge für Tiere verfügbar. In Ackerböden fehlt eine organische Auflageschicht, deponierte Radionuklide werden durch Pflügung in den Oberboden eingemischt, der durch Düngung und Bewirtschaftung in einem optimalen Zustand erhalten wird. Dies führt zu einer zunehmenden Bindung der radioaktiven Stoffe an Tonminerale und senkt die Pflanzenverfügbarkeit und somit die Kontamination von Nahrungsmitteln.

In Zusammenarbeit von Umweltbundesamt, Bundeskanzleramt/Sektion VI-Strahlenschutz (vormals Sektion III des BM für Gesundheit und Konsumentenschutz), der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung, dem Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf, dem Österreichischen Ökologieinstitut und dem Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien wurden daher systematische Untersuchungen in österreichischen Wäldern durchgeführt. Als Untersuchungsgebiete wurden zwei stark belastete Wälder (Kobernauser Wald, Weinsberger Wald) und ein mäßig belasteter Wald (Dunkelsteiner Wald) ausgesucht. Das Ziel dieses Projektes war, einen Beitrag zum Verständnis jener Mechanismen zu liefern, die zu den hohen Kontaminationen mancher Waldprodukte führen. Darüber hinaus sollte versucht werden, standorttypische Parameter zu erheben, die zur Implementierung quantitativer Modelle für die Vorhersage des Verhaltens künstlicher Radionuklide in Waldökosystemen dienen. Radioökologische Prognosemodelle sollen im Falle einer zukünftigen Kontamination ermöglichen, effiziente Gegenmaßnahmen zur Verringerung der Strahlenexposition der Bevölkerung auszuwählen und ihre Wirksamkeit abzuschätzen.

Im Rahmen dieses Projektes wurden etwa 900 Proben aus verschiedenen Teilsystemen (Boden, Vegetation, Tiere) des Waldes, die als Speicher für Radioaktivität fungieren und zwischen denen Aktivitätsströme stattfinden, gezogen und analysiert. Es konnten Segmente des Ökosystems und Glieder der Nahrungsketten identifiziert werden, die Beiträge zur Cäsiumkontamination von Nahrungsmitteln aus Waldprodukten liefern. Die Abschätzung des Radiocäsiuminventars des Weinsberger Waldes bestätigt die zentrale Rolle des Waldbodens als Senke aber auch Quelle für künstliche Radionuklide aus dem Tschernobyl-Fallout. Entsprechend den durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten der österreichischen Bevölkerung, wo Pilze, Beeren und Wild als Delikatessen nur in geringen Mengen verzehrt werden, kann die ¹³⁷Cs-Kontamination von Waldprodukten als radiologisch vernachlässigbar bezeichnet werden. Die gewonnenen Erkenntnisse und vorliegenden Daten sind eine Grundlage für weiterführende radioökologische Projekte, die wichtig sind, um im Falle zukünftiger Depositionsereignisse die österreichische Bevölkerung bestmöglich vor den negativen Auswirkungen radioaktiver Kontamination zu schützen.

Die durchschnittliche ¹³⁷Cs-Flächenbelegung beträgt in Österreich 21 kBq m⁻² (UBA, 1996). Mit **Bodenbelastungen** durch Cäsium-137 bis über 50 kBq m⁻² zählen Kobernauser Wald und Weinsberger Wald zu den höher kontaminierten Gebieten Österreichs, der Dunkelsteiner Wald mit 20 kBq/m² zu den durchschnittlich kontaminierten Regionen.

Nadelbäume spielen wegen ihrer großen Blattoberfläche eine besondere Rolle in Waldökosystemen, da sie wie Filter wirken und somit vermehrt radioaktive Partikel aus der Atmosphäre zurückhalten. Durch den Abfall von Nadeln, Zweigen, Zapfen etc. wird dem Boden im Lauf der Jahre zusätzliche Radioaktivität zugeführt. Um diesen „verzögerten“ Fallout quantifizieren zu können, wurden im Weinsberger Wald abfallende Nadeln, Zweige, Zapfen etc. mit Streusammlern über mehrere Jahre hinweg gesammelt und untersucht. Es zeigte sich, daß der Radiocäsium-Input in den Waldboden durch Streufall im Jahr 1990 ca. 1 % des vorhandenen Bodeninventars repräsentiert, bis 1997 nahm dieser Eintrag auf ca. 0,4 % pro Jahr ab.

Die Radiocäsiumverteilung in Fichten wurde an einigen Bäumen untersucht: Die vor 1986 gebildeten Nadeln, die durch den Fallout von Tschernobyl direkt kontaminiert wurden, sind stärker belastet als die nach dem Tschernobylunfall gebildeten. Von den letzteren sind junge, physiologisch aktive und zellsaftreiche Nadeln stärker kontaminiert als ältere. Dieses Phänomen läßt sich auch am „alten“ ^{137}Cs aus dem Atombomben-Fallout der 50er und 60er Jahre beobachten.

Die Radiocäsium-Aktivitätskonzentration im Stammholz betrug 1988 im Mittel 150 Bq kg^{-1} TS, sie ist signifikant mit dem Alter gemäß der Jahresringe korreliert: je jünger der Ring, desto höher der Cäsium-Gehalt.

Einige typische Waldprodukte können Cäsium sehr effektiv anreichern (Pilze) oder speichern (Heidelbeeren, Moose, Flechten, Farne). **Heidelbeeren** wurden auf ihre Eignung als Indikatorpflanzen für Cäsium untersucht, da sie wegen ihrer weiten Verbreitung in Österreichs Wäldern besonders dafür geeignet sind. Die Pflanzen wurden in Blattjahrgänge, Beeren und in einigen Fällen auch in Wurzeln zerlegt. Zusammengefaßt sind die Ergebnisse:

- junge Triebe reichern Cäsium am stärksten an (Median 1988: 4965 Bq kg^{-1} TS)
- die Konzentration in Früchten beträgt ca. 85 % der ^{137}Cs -Werte der jüngsten Triebe und ist aus diesen Daten ableitbar

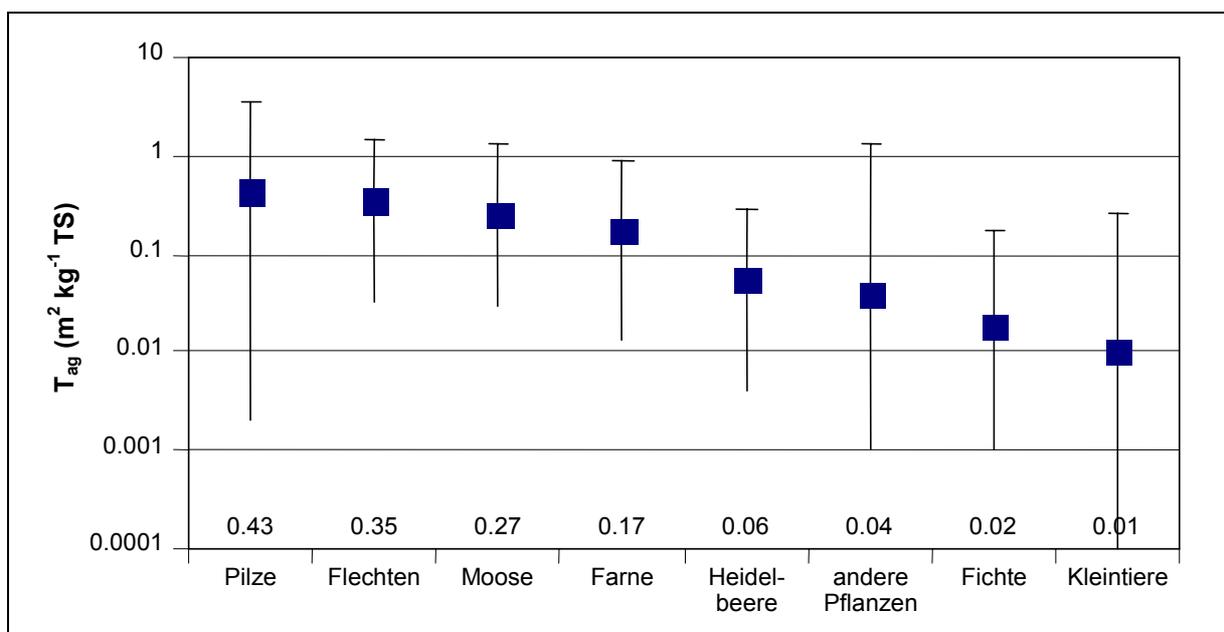
Moose und **Flechten** sind dafür bekannt, Radiocäsium besonders effizient zu speichern, weil sie ihre Nährstoffe hauptsächlich aus der Luft und nur zu einem geringen Anteil aus dem Substrat aufnehmen. Diese Tatsache hat sich in den Untersuchungen bestätigt. Auch **Farne** zeigen eine hohe Akkumulationsfähigkeit für Radiocäsium. Der Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*) erreichte innerhalb der untersuchten Farnarten die höchsten ^{137}Cs -Gehalte (Median 1988: $30,7 \text{ kBq kg}^{-1}$ TS). Bei **Gräsern** und **Kräutern** („sonstige“ Pflanzen) zeigten sich sehr starke Schwankungen der Transferfaktoren sowohl zwischen als auch innerhalb der Arten. Diese dürften in erster Linie auf das unterschiedliche Alter der untersuchten Exemplare gleicher Arten und auf kleinräumige Inhomogenitäten der Bodenbelastung zurückzuführen sein.

Einige Pilzarten können große Mengen an Radiocäsium akkumulieren. Da **Pilze** als Nahrungsmittel für Mensch und Tier dienen, können sie in radiologischer Hinsicht eine wichtige Rolle spielen. Die Pilzuntersuchungen haben ergeben, daß die Transferfaktoren, die ein Maß für die Akkumulationsfähigkeit sind, für verschiedene Arten stark unterschiedlich sein können. Die ermittelten Faktoren umfassen einen Bereich von zwei Größenordnungen. Auch innerhalb einer Familie wurden erhebliche Unterschiede in der Anreicherungsfähigkeit festgestellt. Sogar innerhalb einer Art wurden für verschiedene Proben sehr unterschiedliche ^{137}Cs -Werte gefunden (z. B. Maronenröhrling: Minimum – Maximum: $26\text{-}150 \text{ kBq kg}^{-1}$ in der Trockensubstanz). Von einigen Pilzen wurden Hut und Stiel getrennt untersucht, wobei sich herausstellte, daß der Hut immer stärker kontaminiert war als der Stiel.

Der **aggregierte Transferfaktor**, der als Verhältnis der Aktivitätskonzentration in der Pflanze (Bq kg^{-1}) zu jener im Boden (Bq m^{-2}) definiert ist, wird zur Beschreibung der Radiocäsiumaufnahme in Pflanzen und Tiere naturnaher Ökosysteme empfohlen (IAEA, 1994). Im Rahmen dieser Arbeit wurde besonderer Wert auf die Bestimmung repräsentativer Transferfaktoren gelegt, da sie einen wichtigen Bestandteil vieler radioökologischer Modelle darstellen

und somit für Prognosen und Dosisabschätzungen erforderlich sind. Es zeigt sich, daß die ermittelten Transferfaktoren nicht nur für verschiedene Pflanzenfamilien, sondern auch innerhalb verwandter Pflanzenarten sehr unterschiedlich sein können.

Die typischen Bereiche von ^{137}Cs -Transferfaktoren als Maß für das Anreicherungsvermögen der untersuchten Waldpflanzen sind in der Abbildung zusammengefaßt und dem Wert für Kleintiere (Insekten und Nagetiere) gegenübergestellt.



Übersicht über aggregierte Transferfaktoren (T_{ag}) in verschiedene Pflanzengruppen, Pilze und Kleintiere (Gesamtmediane; Daten aus WW, KW und DW aller Untersuchungsjahre)

In den untersuchten **Insektenarten** wurden deutlich niedrigere ^{137}Cs -Konzentrationen gefunden als in Säugetieren.

Da von **Kleinsäugetern** (Mäuse, Maulwürfe) nur wenige Exemplare untersucht wurden, kann deren radioökologische Bedeutung kaum beurteilt werden, die ^{137}Cs -Anreicherung scheint aber geringer zu sein als bei den Schalenwildarten.

Aufgrund der hohen und langanhaltenden Verfügbarkeit von Radiocäsium in Waldökosystemen sind **Wildtiere** viel stärker vom Tschernobyl-Fallout betroffen als landwirtschaftliche Nutztiere. Wegen ihrer verschiedenen Äsungsgewohnheiten sind die verschiedenen Wildarten unterschiedlich stark mit Radiocäsium belastet, wobei die höchsten Kontaminationen bei Rehwild und Wildschweinen auftreten, Rotwild ist innerhalb eines Reviers stets niedriger belastet.

Die ^{137}Cs -Werte von Rehwildproben haben im Untersuchungszeitraum (1988 bis 1996) mit einer **ökologischen Halbwertszeit** von 4,3 Jahren abgenommen, die Abnahme in Maronenhörnern und Farnen erfolgte mit ca. 3 Jahren Halbwertszeit.

Das **Radiocäsiuminventar** des Weinsberger Waldes war 1988 zu 55 % in der Waldbodenauflage und zu 31 % im Mineralboden gespeichert, 12,5 % waren in der Baumbiomasse und nur 1,2 % in Pflanzen des Unterwuchses, Pilzen und Wildtieren enthalten. Acht Jahre später stieg der im Waldboden gespeicherte Anteil auf 96 % an, in der lebenden Biomasse war entsprechend weniger Radiocäsium anzutreffen. Damit stellt der Waldboden, und im besonderen die organische Auflage die wichtigste Radiocäsiumsenke dar. Der ^{137}Cs -Austrag durch Aufnahme in die Baumbiomasse betrug 1996 0,05 %, auch die Summe der Austräge aus dem Ökosystem (Pilz- und Beerensammlung, Wildabschüsse, Abfluß mit Oberflächengewässern, Holznutzung) blieb deutlich unter 1 % des Gesamtinventars.

Aus den Ergebnissen kann abgeleitet werden, daß die **Radiocäsium-Ingestionsdosis** durch den Verzehr von 1 kg Pilzen (mit $32 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ }^{137}\text{Cs}$ und $8 \text{ kBq kg}^{-1} \text{ }^{134}\text{Cs}$ in der Trockensubstanz, 8 % Trockensubstanzanteil) bzw. 1 kg Wildbret ($2500 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{137}\text{Cs} + 630 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ }^{134}\text{Cs}$ in der Frischsubstanz) aus dem Weinsberger Wald im Jahr 1988 0,04 bzw. 0,05 mSv betrug, der entsprechende Wert für das Jahr 1996 erreicht ca. 0,009 mSv. Die durchschnittliche Verzehrsmenge an Wildfleisch beträgt in Österreich 1 kg pro Jahr, exponierte Personengruppen wie z. B. Jäger und Pilzsammler können aber auch deutlich höhere Mengen an Waldprodukten konsumieren. Im Vergleich zu der jährlichen Dosis von 3,2 mSv, der die österreichische Bevölkerung durch natürliche Strahlenquellen ausgesetzt ist (BKA, 1998), sind diese Werte jedoch auch bei höheren Verzehrsmengen radiologisch unbedenklich. Derzeit beträgt der von der EU festgelegte Grenzwert für den Handel und Import von Wildfleisch und Wildpilzen $600 \text{ Bq }^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$ pro kg Frischsubstanz (d. h. 7500 Bq kg^{-1} Trockensubstanz bei Pilzen). Die beobachteten Überschreitungen an einzelnen Proben aus dem Weinsberger und Kobernaußer Wald stellen, wie oben gezeigt, aufgrund der geringen Verzehrsmengen keine relevante Erhöhung der jährlichen Strahlendosis für die Konsumenten dar.

Aus den vorliegenden Ergebnissen kann ersehen werden, daß auch bei einem deutlichen Trend zur Abnahme der Radiocäsiumkontamination in den meisten Organismengruppen des Ökosystems Wald noch viele Jahre nach dem Depositionsereignis sehr hohe ^{137}Cs -Kontaminationen in Einzelproben auftreten können.

Obwohl derzeit aus den Ergebnissen keine Hinweise dafür gefunden wurden, ist nicht ausgeschlossen, daß es durch langfristige Umweltveränderungen zu einer Abnahme der Speicherfähigkeit des Waldbodens für den Tschernobyl-Fallout kommt bzw. daß durch Migrationsprozesse eine gewisse Kontamination des Grundwassers erfolgen kann.

5 LITERATURVERZEICHNIS

- ANDOLINA, J. & GUILLITTE, O. (1990): Radiocesium availability and retention sites in forest humus. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Sciences, p. 135-142.
- ANONYMUS (1996): Bike Waldviertel, Bärnkopf.
- ANTONOPOULOS-DOMIS, M., CLOUVAS, A. & GAGIANAS, A. (1990): Compartment model for long-term contamination prediction in deciduous fruit trees after a nuclear accident. *Health Phys.* 8(6): 737-741.
- ATTARPOUR, N., TÜRK, R. & HOFMANN, W. (1987): Radionuklide in Wald-Ökosystemen. In: Forschungsinitiative gegen das Waldsterben. BM für Wissenschaft & Forschung: 39-48.
- AVILA, R., MOBERG, L. & HUBBARD, L. (1998): Modelling of radionuclide migration in forest ecosystems. A literature review. Swedish Radiation Protection Institute, SSI report 98:07 36pp.
- BAUER, H. (1989): Nährstoffvorräte von Fichtenbeständen auf einer Standortseinheit im Kobernauber Wald untersucht über die Altersklassen. Diplomarbeit Universität f. Bodenkultur Wien.
- BERESFORD, N.A. & HOWARD, B.J. (1991): The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals. *Sci. Total Environ.* 107: 237-254.
- BILO, M.; STEFFENS, W.; FÜHR, F. & PFEFFER, K.H. (1993): Uptake of $^{134/137}\text{Cs}$ in soil by cereals as a function of several soil parameters of three soil types in upper Swabia and North Rhine-Westphalia (FRG). *J. Environ. Radioact.* 19: 25-39.
- BKA (Bundeskanzleramt, Hrsg.) (1988): Die Auswirkungen des Reaktorunfalles in Tschernobyl auf Österreich. Wien 291pp.
- BKA (Bundeskanzleramt, Hrsg.) (1994): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1990 und 1991: Daten und Bewertung. Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz. Wien 163pp.
- BKA (Bundeskanzleramt Sektion VI, Hrsg.) (1997): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1994 und 1995: Daten und Bewertung. Forschungsberichte 3/97. Wien 160pp.
- BKA (Bundeskanzleramt Sektion VI, Hrsg.) (1998): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1996 und 1997: Daten und Bewertung. Forschungsberichte 12/98 Wien 119pp.
- BKA (Bundeskanzleramt Sektion VI, Hrsg.) (1999): Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1998: Daten und Bewertung. Forschungsberichte 9/99. Wien 128 pp.
- BLOCK, J. & STELZER, H. (1987): Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen. Mitt. a. d. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, 2.
- BLOCK, J. (1993): Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen. Dissertation Forstliche Fakultät Univ. Göttingen.
- BÖHM, M. & PFEFFER, K.-H. (1990): Geoökologische Studien in der durch den Reaktorunfall von Tschernobyl hoch kontaminierten Region südlich Tannheim/Oberschwaben. Tübinger Geowissenschaftliche Arbeiten Reihe C (7): 31-65.
- BOSSEW, P. (1997): Migration von Radionukliden in ungestörten Böden. Endbericht über den Forschungsauftrag „Verhalten von Radionukliden im Boden“ des Bundesministeriums für Wissenschaft und Verkehr. Wien 1997, 128 pp.
- BUNZL, K. & KRACKE, W. (1986): Accumulation of fallout Cs-137 in some plants and berries of the family Ericaceae. *Health Phys.* 50(4): 540-542.
- BUNZL, K.; SCHIMMACK, W.; KREUTZER, K. & SCHIERL, R. (1989): Interception and retention of Chernobyl-derived ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru in a spruce stand. *Sci. Total Environ.* 78: 77-87.
- CAPUT, C.; CAMUS, H. & BELOT, Y. (1990): Observations on the behaviour of radiocesium in permanent pastures after the Chernobyl accident. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Sciences, London, p. 283-291.

- CARBOL, P. (1993): Specification and Transport of Radionuclides from the Chernobyl Accident within the Gidea Site. PhD thesis Chalmers University of Technology Göteborg. Bibliotekets Reproservice CTH Göteborg.
- COUGHTREY, P.J. & THORNE, M.C. (1983): Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. Book, Vol. I, A.A. Balkema/Rotterdam.
- CREMERS, A.; ELSÉN, A.; VALCKE, E. & WAUTERS, J. (1990): The sensitivity of upland soils to radiocesium contamination. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Sciences, London, p. 238-248.
- CREMERS, A.; ELSÉN, A.; de PRETER, P. & MAES, A. (1988): Quantitative analysis of radio-caesium in soils. *Nature* 335: 247-249.
- DENFFER, D.; ZIEGLER, H.; EHRENDORFER, F. & BRESINSKY, A. (1983): *Straßburger – Lehrbuch der Botanik*. Gustav Fischer Verlag Stuttgart-New York.
- DRISSNER, J. (1993) Biologische Verfügbarkeit von Radiocäsium in Waldböden. In: HONIKEL, K.O. & HECHT, H. (eds.): Radiocäsium in Wald und Wild. Dreiländertreffen 23./24. 6. 1992 St. Oswald, Bayerischer Wald, Kulmbach 1993, p. 19-28.
- FBVA (Forstliche Bundesversuchsanstalt) (1998): Österreichische Forstinventur auf CD – 1992-1996
- FIELITZ, U. (1993): Transfer von Radiocäsium in Waldökosystemen. In: HONIKEL, K.O. & HECHT, H. (eds.): Radiocäsium in Wald und Wild. Dreiländertreffen 23./24. 6. 1992 St. Oswald, Bayerischer Wald, Kulmbach 1993.
- FIELITZ, U. (1994): Radioaktivität in Wildtieren. Abschlußbericht über das Forschungsvorhaben. Inst. f. Wildbiologie und Jagdkunde der Univ. Göttingen 119 pp.
- FRAITURE, A. (1992): Introduction to the radioecology of forest ecosystems and survey of radioactive contamination in food products from forests. CEC – Directorate General Environment, Civil Protection and Nuclear Safety. N. 88-ET-007.
- FRISSEL, M.J.; NOORDIJK, H. & Van BERGEIJK, K.E. (1990): The impact of extreme environmental conditions, as occurring in natural ecosystems, on the soil-to-plant transfer of radionuclides. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, Elsevier Applied Sciences, London p. 477-484.
- GERZABEK, M.H. (1992): Modellierung des Radionuklid-Transfers zum Menschen unter besonderer Berücksichtigung des radioökologischen Modells OECOSYS. OEFZS-Bericht 4614.
- GERZABEK, M.H. & MOHAMAD, S.A. (1993): Beurteilung des Radiocäsiumverhaltens auf Almböden oder diesen ähnlichen Böden. OEFZS-A--2680 Projektendbericht.
- GERZABEK, M.H.; HAUNOLD, E. & HORAK, O. (1988): Radioaktivität in Pilzen. *Bodenkultur* 39(1): 37-52.
- GIESE pers. Mitteilung: Faxnachricht vom 26. April 1995.
- GÖRNER, M. & HACKETHAL, H. (1988): *Säugetiere Europas*. DTV München 370 pp.
- GUILLITTE, O.; MELIN, J. & WALLBERG, L. (1994): Biological pathways of radionuclides originating from the Chernobyl fallout in a boreal forest ecosystem. *Sci. Total Environ.* 157: 207-215.
- HAFFELDER, M. (1992): Radioaktive Belastung von Äsungspflanzen im Bayerischen Wald. In: HONIKEL, K. O. & HECHT, H. (eds.): "Radiocäsium in Wald und Wild" Vorträge Dreiländertreffen 23./24. 6. 1993, 69-79.
- HAFFELDER, M. (1995): Radiocäsium im Waldökosystem des Hinteren Bayerischen Waldes nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl unter besonderer Berücksichtigung der Äsungspflanzen des Schalenwildes. Dissertation Universität Ulm, 178 pp.
- HAFFELDER, M. & HECHT, H. (1993): Radioaktivität in Wildtieren. Zwischenbericht No. 4 des Forschungsvorhabens. St.Sch.4042 des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- HASELWANDTER, K. (1977): Radioaktives Cäsium (Cs-137) in Fruchtkörpern verschiedener Basidiomyceten. *Zeitschr. f. Pilzkunde* 43: 323-326.

- HAUNOLD, E.; HORAK, O. & GERZABEK, M. (1986): Umweltradioaktivität und ihre Auswirkungen auf die Landwirtschaft: 1. Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze. OEFZS-Berichte 4369: 1-48.
- HAUNOLD, E., HORAK, O. & GERZABEK, M.H. (1988): Umweltradioaktivität und ihre Auswirkungen auf die Landwirtschaft. I. Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze. OEFZS-4403, Sep. aus Bodenkultur 38(2): 95-118 (1987).
- HÄUSLER, W. (1978): Melk und der Dunkelsteinerwald. Verlag Jugend und Volk, Wien.
- HECHT, H. (1987): Radioaktive Belastung von Wild- und Nutztieren nach Tschernobyl. Vortrag.
- HECHT, H. (1992): Ergebnisse eines flächendeckenden Monitorings zur Erfassung der radioaktiven Belastung von Wildfleisch nach dem Unfall von Tschernobyl. Tagungsbericht d. Wiss. Sitzung d. Sekt. "Wildtierkunde und Umweltforschung" d. österr. Gesell. d. Tierärzte., 3-13.
- HECHT, H. (1992): Radiocäsiumbelastung des Schwarzwildes nach dem Unfall von Tschernobyl. In: HONIKEL, K. O. & HECHT, H. (eds.): "Radiocäsium in Wald und Wild" Vorträge Dreiländertreffen 23./24. 6. 1993, 90-104.
- HECHT H. (1993): Langzeitverhalten von Radiocäsiumbelastung von Wildfleisch in der Bundesrepublik Deutschland nach dem Unfall von Tschernobyl. Umweltradioaktivität, Radioökologie, Strahlenwirkungen. Verlag TÜV Rheinland, Band II, 738-743.
- HECHT, H. (1994): Rehwild – Ein Bioindikator für Umweltbelastungen. Fleischwirtsch. 74(7): 714-723.
- HEINRICH, G. (1987): Radioaktivitätskonzentration in niederen und höheren Pflanzen im Grazer Raum nach Tschernobyl. Öko-System-Analyse, Leykam Verlag, Graz: 37-53.
- HEINRICH, G. (1988): Natürliche und künstliche Radioaktivität in verschiedenen Pflanzen. Wissenschaftliche Nachrichten, September 1988: 12-13.
- HEINRICH, G. (1992): Uptake and transfer factors of ^{137}Cs by mushrooms. Radiat. Environ. Biophys. 31: 39-49.
- HEINRICH, G. (1993): Distribution of radiocesium in the different parts of mushrooms. J. Environ. Radioact. 18: 229-245.
- HEINRICH, G.; GRIES, A.; MÜLLER, H. & OSWALD, K. (1989b): Drei Jahre nach Tschernobyl. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 119: 5-13.
- HEINRICH, G., MÜLLER, H.; OSWALD, K.; GRIES, A. & ARTNER, C. (1989): Natürliche und künstliche Radionuklide in Böden und Pflanzen der Steiermark vor und nach Tschernobyl. In: GUTTENBERGER, H.; BERMADINGER, E. & GRILL, D. (eds.) Reaktionen von Pflanzen auf Streß, Zusammenfassung der Vorträge. Karl-Franzens-Universität Graz, Eigenverlag, 110.
- HEINRICH, G.; WILLFURTH, K.; GRIES, A.; MÜLLER, H.J.; OSWALD, K. & SCHULTE, R. (1993): Kontamination in verschiedenen Ökosystemen nach Tschernobyl. In: Müller, H. & Rabitsch, H. (Hg.): Untersuchungen über die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl in der Steiermark. Reaktorinstitut Graz, Verein zur Förderung der Strahlenforschung, März 1993.
- HENRICH, E.; FRIEDRICH, M.; HAIDER, W.; KIENZL, K.; HIESEL, E. & BOISITS, A. (1990): The contamination of large Austrian forest systems after the Chernobyl nuclear reactor accident: studies 1988 and further. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): "Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments", 217-225.
- HOFMANN, R.R. (1989): Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. Oecologia 78: 443-457.
- HOFMANN, W.; ATTARPOUR, N.; LETTNER, H. & TÜRK, R. (1993): ^{137}Cs Concentrations in Lichens Before and After the Chernobyl Accident. Health Physics 64: 70-73.
- IAEA – International Atomic Energy Agency (ed.) (1994): Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical Report Series No. 364.
- IAEA (1996): Validation of models using Chernobyl fallout data from southern Finland. Scenario S. Second report of the VAMP Multiple Pathways Assessment Working Group. IAEA Tec-Doc 904, Wien.
- JACKSON, D.; COUGHTREY, P.J. & CRABTREE, D.F. (1985): Dynamic models for application to soil-plant-animal systems. Nuclear Europe 4: 29-31.

- JOHANSON, K.J.; BERGSTRÖM, R.; von BOTHMER, S. & KARLEN, K. (1990): Radiocaesium in wild-life of a forest ecosystem in central Sweden. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, Elsevier Applied Sciences, London p. 183-193.
- KAMMERER, L.; HIERSCH, L. & WIRTH, E. (1994): Uptake of Radiocaesium by Different Species of Mushrooms. *Journal of Environmental Radioactivity* 23: 135-150.
- KERPEN, W. (1988): Cs-137 uptake and transfer as a function of the properties of 17 soils. In: GERZABEK, M.H. (ed.): Proceedings of the XIXth ESNA – Conference Vienna, Aug. 29 - Sep. 2., 1988. Papers presented on after effects of Chernobyl. OEFZS-4489 (1989), p. 209-221.
- KIENZL, K. & HIESEL, E. (1993): Radioaktive Belastung von Waldökosystemen in Österreich anhand zweier ausgewählter Untersuchungsgebiete. In: HONIKEL, K.O. & HECHT, H. (eds.): Radiocäsium in Wald und Wild. Dreiländertreffen 23./24. 6. 1992 St. Oswald, Bayerischer Wald, Kulmbach 1993, p. 29-35.
- KIENZL, K., HIESEL, E. & HENRICH, E. (1991): Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) als Indikator für die radioaktive Belastung eines Waldökosystems. *VDI-Berichte* 901 (1): 607-611.
- KIRCHNER, G. & BAUMGARTNER, D. (1992): Migration rates of radionuclides deposited after the Chernobyl accident in various North German soils. *Analyst* 117: 475-479.
- KLECHKOVSKII, V.M.; POLIKARPOV, G.G. & ALEKSAKHIN, R.M. (1973): Radioecology. Halsted Press John Wiley & Sons Toronto/New York.
- KLEMT, E.; DRISSNER, J.; KAMINSKI, S.; MILLER, R. & ZIBOLD, G. (1999): Time-dependency of the bioavailability of radiocaesium in lakes and forests. in: LINKOV, I. (Hrsg.): Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives. NATO ASI Series Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (in Druck).
- KLIASHTORIN, A.L.; TIKHOMIROV, F.A. & SHCHEGLOV, A.I. (1994): Lysimetrical Study of Radionuclides in the Forests Around the Chernobyl Nuclear Power Plant. *J. Environ. Radioact.* 24: 81-90.
- LETTNER, H., BOSSEW, P. & HUBMER, A.K. (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in angrenzenden Teilen von Oberösterreich. Bericht des Umweltbundesamtes UBA-94-101, 63 pp.
- LIVENS, F.R.; HORRILL, A.D. & SINGLETON, D.L. (1991): Distribution of radiocaesium in the soil-plant systems of upland areas of Europe. *Health Phys.* 60: 539-545
- MAES, E. & DELVAUX, B. (1997): Influence of the nature of clay minerals on ¹³⁷Cs fixation in a weathering sequence of sandy soils: validation of a model based on mica weathering. In: GERZABEK, M. (Hrsg.): Proceedings of the XXVIIth meeting of ESNA Working group 3 "Soil-plant relationships" Ghent, Belgium, Aug. 29th-Sept. 2nd 1997.
- MALLE, E. (1993): Die Cäsiumbelastung bei Rehwild in Österreich nach der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl. Diplomarbeit Univ. Wien 84 pp.
- MALMGREN, L. & JANSSON, M. (1995): The fate of Chernobyl radiocaesium in the River Öre catchment, northern Sweden. *Aquatic Sciences* 57(2): 144-160.
- MAYER, H. (1974): Wälder des Ostalpenraumes: Standort, Aufbau und waldbauliche Bedeutung der wichtigsten Waldgesellschaften in den Ostalpen samt Vorland. Gustav Fischer Verlag Stuttgart 320 pp.
- MAYER, H. (1989): Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. Institut f. Waldbau, Universität für Bodenkultur. – 2. Aufl. – Wien, 1989. 971 pp.
- MEEKINGS, G.F. & WALTERS, B. (1986): Dynamic models for radionuclide transport in agricultural ecosystems: summary of results from a UK code comparison exercise. *J. Soc. Radiol. Prot.* 6: 83-89
- MIETELSKI, J.W.; KASINSKA, M.; KUBICA, B.; KOZAK, K. & MACHARSKI, P. (1994): Radioactive contamination of Polish mushrooms. *Sci. Total Environ.* 157: 217-226.
- MOLZAHN, D.; van AARLE, J.; MERKLIN, A.; JÄCKEL, B.; WESTMEIER, W.; PATHELT, P. (1987): Untersuchungen zur biologischen Halbwertszeit von Caesium in Rehwild. *Z. f. Jagdwiss.* 33: 89-97.
- MÜCK, K. & KARG, V. (1988): Aktivitätskonzentration von ¹³⁷Cs in wichtigen Lebensmitteln – Bewuchsproben der Ernte 1987. OEFZS-4466, 1-41.

- MYTTENAERE, C.; SCHELL, W.R.; THIRY, Y.; SOMBRE, L.; RONNEAU, C.; van der STEEGEN de SCHRIECK, J. (1993): Modelling of the ^{137}Cs Cycling in Forest: Recent Developments and Research Needed. *Sci. Total Environ.* 136: 77-91.
- NIMIS, P.L. (1996): Radiocaesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica* 15(3): 3-49.
- NOLIN, M.C.; CAO, Y.C.; COOTE, D.R. & WANG, C. (1993): Short-range variability of fallout ^{137}Cs in an uneroded forest soil. *Can. J. Soil Sci.* 73: 381-385.
- ÖSTAT 1998, zit. in ANONYMUS 1998 (Internetdokument: <http://www.weidwerk.co.at>).
- RAITIO, H. & RANTAVAARA, A. (1994): Airborne radiocesium in Scots pine and Norway spruce needles. *Sci. Total Environ.* 157: 171-180.
- RANTAVAARA, A.H. (1990): Transfer of radiocaesium through natural ecosystems to foodstuffs of terrestrial origin in Finland. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Sciences London, p. 202-209.
- READ, D. (1998): Plants on the web. *Nature* 396: 22.
- REITERER, R. (1979): Forstgeographie des Kobernaußer Waldes. Dissertation, Verlag der Wissenschaftlichen Gesellschaften Österreichs, Wien 1979.
- RIESEN, T.; AVILA, R.; MOBERG, L. & HUBBARD, L. (1999): Review of forest models developed after the Chernobyl NPP accident. In: LINKOV, I. (Hrsg.): Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives. NATO ASI Series Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (im Druck).
- ROGERS, R.D. & WILLIAMS, S.E. (1986): Vesicular – arbuscular mycorrhiza: influence on plant uptake of cesium and cobalt. *Soil Biol. Biochem.* 18(4): 371-376.
- RÖMMELT, R.; HIERSCHE, L.; SCHALLER, G. & WIRTH, E. (1990): Influence of Soil Fungi (Basidiomycetes) on the Migration of ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{90}Sr in Coniferous Forest Soils. in: Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-natural Environments, ed. DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M., Elsevier, p. 152-160.
- RÜCKERT, G. & DIEHL, J.F. (1987): Anreicherung von ^{137}Cs und ^{134}Cs in 34 Pilzarten nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 185: 91-97.
- SALBU, B. & OESTBY, G. (1992): Availability of caesium isotopes in vegetation estimated from incubation and extraction experiments. *Analyst* 117: 487-491.
- SCHALLER, G.; LEISING, C.; KRESTEL, R. & WIRTH, E. (1990): Cäsium- und Kaliumaufnahme durch Pflanzen aus Böden. ISH-Bericht 146/90 Institut f. Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes Neuherberg.
- SCHELL, W.R.; LINKOV, I.; MYTTENAERE, C. & MOREL, B. (1996): A dynamic model for evaluating radionuclide distribution in forests from nuclear accidents. *Health Phys.* 70 (3): 318-335.
- SCHIMMACK, W.; BUNZL, K.; DIETL, F. & KLOTZ, D. (1994): Infiltration of Radionuclides with Low Mobility (^{137}Cs and ^{60}Co) into a Forest Soil. Effect of the Irrigation Intensity. *J. Environ. Radioact.* 24: 53-63.
- SEAWARD, M.R.D.; HESLOP, J.A.; GREEN, D. & BYLINSKA, E.A. (1988): Recent Levels of Radionuclides in Lichen from Southwest Poland with Particular Reference to ^{134}Cs and ^{137}Cs . *J. Environ. Radioact.* 7: 123-129.
- STEWART, H.F.; WARD, G.M. & JOHNSON, J.E. (1965): Availability of fallout Cs-137 to dairy cattle from different types of feed. *J. Dairy Sci.* 48: 709-713.
- STREBL, F. (1995): Die Modellierung des Radiocäsiumtransfers (Boden-Pflanze-Rehwild) in Waldökosystemen. Dissertation Universität Wien 131 p.
- STREBL, F.; GERZABEK, M.H.; TATARUCH, F. & KARG, V. (1996): ^{137}Cs -migration in soils and its transfer to roe deer in an Austrian forest stand. *Sci. Total Environ.* 181: 237-247.
- STREBL, F.; GERZABEK, M.H.; BOSSEW, P. & KIENZL, K. (1999): Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand. *Sci. Total Environ.* 226 (1): 75-83.

- TATARUCH, F. & SCHÖNHOFER, F. (1993): Der Verlauf der Cäsiumbelastung von Rehwild in Niederösterreich von 1986 bis 1992. In: HONIKEL, K.O. & HECHT, H. (eds.): Radiocäsium in Wald und Wild. Dreiländertreffen 23./24. 6. 1992 St. Oswald, Bayerischer Wald, Kulmbach 1993, p.153-160.
- TATARUCH, F.; SCHÖNHOFER, F. & KLANSEK, E. (1990): Studies in levels of radioactivity in wildlife in Austria. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Sciences, London, p. 210-216.
- TATARUCH, F.; SCHÖNHOFER, F. & ONDESCHEKA, K. (1988): Untersuchungen zur radioaktiven Belastung der Wildtiere in Österreich. Z. Jagdwiss. 34: 22-35.
- TATARUCH, F.; SCHÖNHOFER, F. & KLANSEK, E. (1996): Radiocaesium levels in roe deer and wild boar in two large forest areas in Austria. Mitt. d. Österr. Bodenkd. Gesell. 53: 285-293.
- TEMPEL, K. (1983): Radiologie für Veterinärmediziner. Stuttgart: Ferdinand Enke.
- THIRY, Y.; VANDECASTEELE, C.M. & CREMERS, A. (1996): Ability of specimen vermiculitic minerals to fix radiocaesium: effect of the chemical environment Mitt. d. Österr. Bodenkd. Gesell. 53: 93-100.
- TSVETNOVA, O.B. & SHCHEGLOV, A.I. (1994): ^{137}Cs content in the mushrooms of radioactive contaminated zones of the European part of the CIS. Sci. Total Environ. 155: 25-29.
- UBA (Umweltbundesamt) (1986): Tschernobyl und die Folgen für Österreich. UBA-Monographie, Bd. 1, Wien, 224pp.
- UBA (Umweltbundesamt) und BMGK (Bundesministerium f. Gesundheit und Konsumentenschutz) (1996): Die Cäsiumbelastung der Böden Österreichs. UBA-Monographie, Bd. 60, 2. erweiterte Auflage, Wien.
- UBA (Umweltbundesamt) (1996): Umweltsituation in Österreich – Vierter Umweltkontrollbericht – Teil B. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.). Wien p. 252-256.
- UBA (Umweltbundesamt) (1998): Wechselwirkung zwischen Radiocäsium-Bodenkontamination und Hydrosphäre. UBA-Materialienband BE-111.
- UBA (Umweltbundesamt) (2000): ^{137}Cs in österreichischen Klärschlämmen. UBA-Monographie, (in Vorbereitung).
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) (1982): Ionizing radiation, sources and biological effects : 1982 report to the general assembly. New York : United Nations.
- VAN VORIS, P.; COWAN, C.E.; CATALDO, D.A.; WILDUNG, R.E. & SHUGART, H.H. (1990): Chernobyl case study: Modeling the dynamics of long-term cycling and storage of ^{137}Cs in forested ecosystems. In: DESMET, G.; NASSIMBENI, P. & BELLI, M. (eds.): Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments. Elsevier Applied Sciences, London, p. 61-73.
- VÖLKEL, J. (1992): Radioaktive Kontamination der Böden im Bayerischen Wald im Raum Zwiesel-Bayerisch Eisenstein. In: Kurzfassungen Dreiländertreffen 23./24.Juni 1992, Bundesanstalt für Fleischforschung, Kulmbach: 1-4.
- WARD, G.M. & JOHNSON, J.E. (1986): Validity of the term transfer coefficient. Health Phys. 50(3): 411-414.
- WIRTH, E., KAMMERER, L. & HIERSCH, L. (1993): Das Verhalten von ^{137}Cs und ^{90}Sr in Nadelwäldern – Ergebnisse 5jähriger Untersuchungen in Südbayern. in: HONIKEL, K.O. & HECHT, H. (eds.) (1993): Radiocäsium in Wald und Wild. Dreiländertreffen, p. 49-51
- ZACH, R.; HAWKINS, J.L. & MAYOH, K.R. (1989): Transfer of Fallout ^{137}Cs and Natural 40-Potassium in a Boreal Environment. J. Environ. Radioact. 10: 19-45.
- ZIBOLD, G.; DRISSNER, J.; ERB, W.; HUND, M.; LINDNER, G.; WILHELM, Ch.; WOLF, J. & ZIMMERER, R. (1993): Kontamination von Rehwild in Oberschwaben. In: HONIKEL, K.O. & HECHT, H. (eds.): Radiocäsium in Wald und Wild. Dreiländertreffen 23./24. 6. 1992 St. Oswald, Bayerischer Wald, Kulmbach 1993, p. 162-168.