

GeoBerichte 11



LANDESAMT FÜR
BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE



Radioaktives Cäsium in Waldböden Niedersachsens – 20 Jahre nach Tschernobyl

Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen



Niedersachsen

GeoBerichte 11



Landesamt für
Bergbau, Energie und Geologie



Radioaktives Cäsium in Waldböden Niedersachsens – 20 Jahre nach Tschernobyl

Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen

HEIKE FORTMANN & HENNING MEESENBURG

Hannover 2009

Impressum

Herausgeber: © Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Stilleweg 2
30655 Hannover
Tel. (0511) 643-0
Fax (0511) 643-2304

Download unter www.lbeg.niedersachsen.de

Version: 26.05.2009

Redaktion: Ricarda Nettelmann
e-mail: bodenkundlicheberatung@lbeg.niedersachsen.de

ISSN 1864–7529

GeoBer.	11	S. 3–56	28 Abb.	5 Tab.	Hannover 2009
---------	----	---------	---------	--------	---------------

Radioaktives Cäsium in Waldböden Niedersachsens – 20 Jahre nach Tschernobyl – Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen –

HEIKE FORTMANN & HENNING MEESENBURG

Kurzfassung

Im Rahmen des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms hat die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt zwischen 1992 und 2004 in der Humusaufgabe und im Mineralboden von 20 Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF-F) und sechs angegliederten Untersuchungsflächen Radiocäsium (Cs-137, Cs-134) gemessen.

Diese Radionuklide stammen überwiegend aus dem Unfall im Kernkraftwerk in Tschernobyl und zu geringen Teilen aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen bis Mitte der 60er Jahre. Der radioaktive Fallout von Tschernobyl wurde in Abhängigkeit von der Baumart, dem Bestockungsgrad, der Höhenstufe und den jeweiligen Niederschlagsereignissen zum Zeitpunkt des Durchzugs der radioaktiven Wolke in niedersächsischen Wäldern deponiert.

Insgesamt ist die Radiocäsiumbelastung mit Cs-137-Gesamtinventaren von 4 000–10 000 Bq/m² (zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986) und nur punktuell höheren Werten von bis zu 18 000 Bq/m² in niedersächsischen Waldböden im Vergleich zu süddeutschen Standorten (bis 150 000 Bq/m²) gering.

Im Boden von mit Nadelbäumen bestockten BDF-F werden höhere Aktivitäten als auf mit Laubbäumen bestockten Flächen gefunden. Weiterhin konnten mit der Höhenstufe ansteigende Radiocäsiuminventare gefunden werden.

Im Boden aller BDF-F hat die Radiocäsiumbelastung im Untersuchungszeitraum abgenommen, was fast ausschließlich auf den radioaktiven Zerfall zurückzuführen war. Nur im Boden einer BDF-F mit hohen pH-Werten und hoher biologischer Aktivität konnte eine höhere nicht zerfallsbedingte Abnahme der Aktivität gefunden werden.

Radiocäsium befindet sich in Waldböden fast ausschließlich in der Humusaufgabe und im oberen humosen Mineralbodenhorizont. In tonmineralreichen Böden konnte der Hauptteil bis in 10 cm Tiefe, in Sand- und Moorböden bis in maximal 20 cm Tiefe gefunden werden. In Böden mit hohen pH-Werten und einer hohen biologischen Aktivität, z. B. in Folge einer Kalkung, konnte eine geringere Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe gefunden werden.

Eine Kontamination des Grundwassers mit Radiocäsium kann damit derzeit ausgeschlossen werden.

Inhalt

Vorwort	5
1 Einleitung	6
2 Methoden	8
2.1 Standortbeschreibung	8
2.2 Probenahme und Probenaufbereitung	11
2.3 Analysenprogramm und -methoden	11
2.4 Stoffspezifische Kenndaten	12
2.4.1 Cäsium 137 und Cäsium 134	12
2.4.2 Kalium 40	13
2.5 Statistische Methoden	13
2.6 Berechnungsalgorithmen	14
2.6.1 Zerfallskorrektur	14
2.6.2 Inventar	14
3 Ergebnisse	15
3.1 Gesamtsituation	15
3.1.1 Cäsium 137	15
3.1.2 Cäsium 134	22
3.2 Vergleich Nadelbaum-Laubbaum-Pärchen	24
3.3 Vergleich Kalkungs-Düngungs-Varianten	24
3.4 Vergleich Höhenstufenvarianten	25
3.5 Zeitliche Veränderungen (Wiederholungsinventuren)	25
3.6 Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe	27
3.7 Kalium 40	36
3.8 Humusvorräte und Bodenmengen	37
4 Diskussion	40
5 Zusammenfassung	47
6 Literatur	49
7 Glossar	53

Vorwort

Der Reaktorunfall im sowjetischen Kernkraftwerk Tschernobyl im Jahre 1986 gilt als Auslöser einer der größten Umweltkatastrophen des 20. Jahrhunderts. Radioaktives Material gelangte in die Atmosphäre und wurde weiträumig, auch bis nach Deutschland, transportiert. Mit dem Niederschlag wurden radioaktive Stoffe auf Pflanzen und Böden abgelagert.

Um die Belastungssituation zu erfassen, wurden Boden-, Pflanzen- und Wasserproben auf radioaktive Stoffe analysiert. Zur Beurteilung der Analysenwerte wurden Vergleichswerte benötigt: Diese konnten prinzipiell anhand von Messwerten aus anderen, nachweislich nicht betroffenen Gebieten (Hintergrundwerte) oder anhand von Messwerten aus demselben Gebiet vor der Katastrophe (Ausgangswerte) abgeleitet werden.

Die Nachfrage nach Ausgangswerten im Boden, nicht nur für radioaktive Stoffe, war der konkrete Anlass für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen in vielen Bundesländern. Mit der Bodendauerbeobachtung sollen die langfristigen standort-, belastungs- und nutzungsspezifischen Einflüsse auf die Böden erfasst werden. Die Dauerbeobachtungsflächen sollen auch Eichstellen bei schwierigen Belastungssituationen und Katastrophenlagen sein.

In Niedersachsen wurde 1991 das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung (heute Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, LBEG) federführend von der niedersächsischen Landesregierung mit der Durchführung des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms beauftragt. Neben dem LBEG sind auch die Landwirtschaftskammer Niedersachsen, die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Nordwest, der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Natur- und Küstenschutz (NLWKN) sowie die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA) beteiligt. Der NW-FVA obliegt die Dauerbeobachtung der forstlich bewirtschafteten Flächen.

Zur Ermittlung möglicher Bodenveränderungen wurden in Niedersachsen 90 Bodendauerbeobachtungsflächen eingerichtet, davon 70 auf überwiegend landwirtschaftlich genutzten und 20 auf forstlich genutzten Standorten. Bei der Auswahl der Flächen wurden repräsentative Kombinationen der Faktoren Boden, Landnutzung und Belastungssituation berücksichtigt.

Das Bodendauerbeobachtungsprogramm hat zum Ziel, alle wesentlichen potenziellen Bodenbelastungen und ihre Auswirkungen auf Böden zu erfassen, darunter die Bodenerosion durch Wasser und Wind, die Bodenversauerung, den Nährstoffeintrag und den Eintrag von Schwermetallen und organischen Schadstoffen in den Boden. Die Beobachtung der Bodenradioaktivität steht, aufgrund der Entstehungsgeschichte der Bodendauerbeobachtung in Deutschland und aufgrund der potenziell Gen schädigenden Wirkung radioaktiver Strahlung, besonders im Zentrum der Betrachtungen.

Im vorliegenden Bericht wird die radiologische Belastungssituation niedersächsischer Waldböden anhand der Erhebungen an forstwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen vorgestellt. Aufgrund der erhöhten Stoffdeposition unter Wald im Vergleich zu Offenland und aufgrund der Tatsache, dass der Boden in der Regel nicht bearbeitet wird, kann es an der Oberfläche von Waldböden zu erhöhten Belastungen kommen. Der vorliegende Bericht gibt einen Überblick über Gehalte und Vorräte an Radiocäsium in Waldböden sowie über die wesentlichen Bestimmungsgrößen ihrer geografischen Verbreitung und ihrer Mobilität im Boden.

1 Einleitung

In der Nacht vom 25. auf den 26. April 1986 kam es in Block 4 des Kernkraftwerkes von Tschernobyl in der Ukraine zum bisher folgenschwersten Unfall in der Geschichte der friedlichen Nutzung der Kernenergie. Durch eine Wasserstoffexplosion und die durch den Brand von mehreren Tonnen Graphit verursachte große Wärmeentwicklung wurde der Reaktor vollständig zerstört und große Mengen des Kernmaterials freigesetzt (ca. 3,8 % des Brennstoffes = 7 t; GOUSSIOS, PFAU & WOLF 2006). So wurden z. B. 50 % des J-131-Inventars und 33 % des Cs-134/Cs-137-Inventars freigesetzt, was einer Gesamtfreisetzung von 70 PBq (Bq = Becquerel) entspricht. Diese Emission erstreckte sich über insgesamt zehn Tage, mit Spitzenwerten um den 1. Mai 1986 herum. Ein großer Teil der radioaktiven Substanzen wurde dabei in große Höhen getragen und weiträumig transportiert. In den auf diesen größten anzunehmenden Unfall (GAU) folgenden Tagen wurden große Teile der Ukraine, Weißrusslands, Russlands und Europas durch den radioaktiven Fallout kontaminiert. Das Ausmaß der Ablagerung der radioaktiven Stoffe war dabei im Wesentlichen davon abhängig, ob es beim Durchzug der radioaktiven Wolke in der entsprechenden Gegend regnete oder nicht (BRÜCKMANN 1992, GOUSSIOS, PFAU & WOLF 2006, BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST 1988, SCHMIDBAUER 2003). Besonders stark wurden deshalb große Teile Bayerns, vor allem die Voralpenregion (Flächenbelastung bis zu 150 kBq/m²; STRAHLENSCHUTZ-KOMMISSION 1996, VÖLKELE & IGL 1995) und Österreichs radioaktiv kontaminiert (Flächenbelastungen bis zu 200 kBq/m²; LETTNER, BOSSEW & HUBMER 1994, VÖLKELE & IGL 1995, BOSSEW et al. 2001). Diese Gebiete gelten als die am stärksten kontaminierten Regionen Westeuropas. In Niedersachsen wurden im Gegensatz hierzu im Mittel Flächenbelastungen von 4–9 kBq/m² gemessen. Lediglich an einigen so genannten „hot spots“ (z. B. Harz, Lüchow-Dannenberg, Hannover) wurden höhere Konzentrationen gefunden, da es hier beim Durchzug der radioaktiven Wolke regnete (TYKVA & BERG 2004). Im Vergleich zu landwirtschaftlichen Flächen wurde in Wäldern, wegen der größeren Oberfläche, mehr Cäsium deponiert („Auskämmeffekt“; FIELITZ 2001, BRÜCKMANN 1992, KRUSE-IRMER & GIANI 2003, MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ 2002). Wälder

haben eine 30 % größere Flächenaktivität als Wiesen und Äcker (BRÜCKMANN 1992). Das zunächst im Kronenraum deponierte Cäsium gelangte in den acht Monaten nach dem Tschernobyl-Unfall vollständig auf den Waldboden (MYTTENAERE et al. 1993, KRASNOV 1999), dem die zentrale Rolle bei der Speicherung des Radiocäsiums zukommt (STREBL et al. 2000). Da Wälder demnach eine radioaktive Senke darstellen, verhinderten die Wälder in der Region um Tschernobyl (75 % der Sperrzone sind bewaldet) eine weitere Ausbreitung der Strahlung (FITZE 2005).

In Westeuropa wurden im Wesentlichen Cäsium 137 (Halbwertszeit 30 a) und Cäsium 134 (Halbwertszeit 2,06 a) deponiert, während in der Ukraine und Weißrussland zusätzlich Plutonium 239 und Strontium 89/90 abgelagert wurden. Für die gesamte Deposition dieser im Wesentlichen an Partikel gebundenen Stoffe war die Luftaktivität in den ersten 14 Tagen nach dem Unfall verantwortlich. In den ersten Tagen nach dem Unfall stand zusätzlich die Belastung mit gasförmigem Jod 138 (Halbwertszeit acht Tage) im Vordergrund, welches mit der Atemluft aufgenommen und in die Schilddrüse eingelagert wird.

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen nahm die Belastung durch den Biomasseentzug insbesondere auf Äckern schnell wieder ab und erreichte bereits in den ersten Jahren nach dem Unfall wieder das „vor-Tschernobyl-Niveau“ (STREBL et al. 1999, STRAHLENSCHUTZ-KOMMISSION 1996, VÖLKELE & IGL 1995). Die Radiocäsiumbelastung in Böden ist nach dem Bericht des MINISTERIUMS FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ (2002) abhängig von ihrer Nutzungsart. Sie nimmt in der Reihenfolge Waldböden, Wiesenböden, Ackerböden stark ab. In Waldböden ist inzwischen über 95 % des in Wäldern deponierten Radiocäsiums gespeichert. Die anfänglich hohe Belastung der Baumkronen wurde in den ersten Monaten nach dem Unfall in Tschernobyl aus dem Kronenraum ausgewaschen und auf dem Boden abgelagert (BUNZL et al. 1989). Seitdem unterliegt es in Wäldern einem mehr oder weniger geschlossenen Kreislauf. Im Boden wird Cäsium in der Humusaufgabe und in den oberen Mineralbodenschichten fixiert (FIELITZ 2001, STREBL et al. 1999, STREBL et al. 2000, VÖLKELE & SENFT 1993, VÖLKELE 2002b, KRUSE-IRMER & GIANI 2003, RAFFERTY et al. 2000, VÖLKELE & IGL 1995). In der Humusaufgabe ist es dabei adsorptiv an die organische Substanz gebunden

(FIELITZ 2001), ist deshalb gut pflanzenverfügbar und kann von Bodenlebewesen und hier wurzelnden Pflanzen leicht aufgenommen werden. Gelangt Cäsium in den Mineralboden, so wird es dort sehr fest und irreversibel an Tonminerale gebunden (KRUSE-IRMER & GIANI 2003, CREMERS et al. 1988, BRÜCKMANN 1992), wobei die Bindung an Tonminerale wesentlich stärker ist, als an Huminstoffe und Huminsäuren (STREBL et al. 2000, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2002, TYKVA & BERG 2004).

In Wäldern, in denen seit 1986 kaum Biomasse entnommen wurde, ist die Abnahme der radioaktiven Belastung im Wesentlichen durch die Halbwertszeit des Cs-137 bedingt. So können auch heute noch, 20 Jahre nach dem Unfall, hohe Aktivitäten von Cs-137 im Boden, im Wild, in Pilzen und in Beeren gefunden werden (FIELITZ 2001), während andere Nahrungsmittel praktisch frei von Radioaktivität sind (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ 2002, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2002). Dabei sind Wildschweine in Jahren mit geringer Fruktifikation der Bäume wesentlich höher belastet, als in Mastjahren, da sie in diesen Jahren im Boden wachsende stark kontaminierte Pilze (Hirschrüffel) fressen. Bei ihnen konnte im Mittel keine signifikante Abnahme der Cäsiumaktivität bis zum Jahr 2000 gefunden werden (FIELITZ 2001). Bei Rehen, die sich hauptsächlich von oberirdisch wachsenden Pflanzen ernähren, konnte bis 1995 eine starke Abnahme der Aktivität gefunden werden, die sich seitdem auf sehr niedrigem Niveau befindet. In Pflanzen hat die Aktivität ebenfalls zwischen 1987 und 1994 schnell abgenommen und hält sich seitdem auf je nach Pflanzenart unterschiedlich hohem Niveau.

Die Untersuchung von Waldböden Niedersachsens auf radioaktives Cäsium wurde 1992 begonnen. Die letzten Inventuren, die hier Berücksichtigung finden, wurden 2004 durchgeführt. Insgesamt wurden in diesem Zeitraum 39 Bodeninventuren auf 26 BDF-F (Bodendauerbeobachtungsflächen Forst) durchgeführt, so dass von 13 BDF-F Wiederholungsinventuren vorliegen.

Von den hier untersuchten 26 Versuchsfeldern gehören 20 Flächen zum Niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramm (BDF), auf denen der Bodenzustand und seine Veränderung in regelmäßigen Abständen (ca. 10

Jahre) dokumentiert werden. Auf elf dieser Flächen werden außerdem Messungen zur Stoffbilanzierung durchgeführt. Acht der untersuchten Flächen sind Level-II-Flächen des europäischen ICP-Forest-Programms. Vier Flächen sind Düngungs- und Kalkungsvarianten der Versuchsfelder im Solling.

In dieser Untersuchung soll die Verteilung von Radiocäsium in niedersächsischen Waldböden untersucht werden. Es soll geklärt werden, ob und in welchem Maße Cäsium in Waldböden in die Tiefe verlagert wird und welchen Einfluss die Bestockung, die Bodeneigenschaften und Düngungs- und Kalkungsmaßnahmen auf die vertikale Verlagerung von Radiocäsium haben. Außerdem soll untersucht werden, ob das Ausmaß der Deposition von der Bestockungsart (Nadelbäume, Laubbäume) bzw. der Höhenstufe abhängig ist. Anhand der ca. zehn Jahre auseinander liegenden Wiederholungsinventuren auf einigen BDF-F soll weiterhin geklärt werden, ob Radiocäsium einem geschlossenen Kreislauf und damit nur dem radioaktiven Zerfall unterliegt, oder ob es andere Prozesse gibt, die zu einer Abnahme der Aktivität führen.

2 Methoden

2.1 Standortbeschreibung

Die BDF-F des Bodendauerbeobachtungs- und Level-II-Programms wurden nach den Kriterien Boden-, Baumarten-, Naturraum- und Landschaftsrepräsentanz sowie Belastungssituation ausgewählt. Weiterhin wurde die Anknüpfungsmöglichkeit an umfangreiche langjährige

Messreihen und Versuchsprogramme berücksichtigt.

Die BDF-F decken das landesweite Spektrum der wichtigsten Bodeneigenschaften Bodenart, Nährstoffverfügbarkeit, Versauerungsgrad und Wasserhaushalt ab. Als Hauptbaumarten sind Fichte, Kiefer, Buche und Eiche auf den BDF-F vertreten. Diese Baumarten repräsentieren über 85 % der niedersächsischen Waldfläche.



BDF-F: Nr. und Flächenbezeichnung

1 WEFI	5 LBKA, LBNH, LBSH	9 GWBU	13 GDEI	17 HIMA
2 EHEI	6 SLB1, SLBD, SLBK, SLBN	10 WIFI	14 HEEI	19 HIMJ
3 LSBU	7 SLF1, SLFD	11 IHEI	15 DREI	20 SPFI
4 FUKI	8 HABU	12 EHKI	16 HIKA	21 AUKI

Abb. 1: Lage der Bodendauerbeobachtungs- und Level-II-Versuchsflächen in Niedersachsen (Die forstlichen Wuchsgebiete sind farblich gekennzeichnet.).

Tab. 1: Beschreibung der Dauerbeobachtungsflächen BDF-F (Stand 2004).

Kenn.	BDF-Nr.	Level-II-Nr.	Name	Baumart/ Alter 2004	Typ	Bodentyp	Ausgangsmaterial der Bodenbildung
AUKI	21	307	Augustendorf	Kiefer/63a	Intensiv-BDF Level-II	Podsol	Geschiebesand, z. T. Flugsand, meist über glazifluvialtem Sand
DREI	15		Drömling	Eiche/113a	Standard-BDF	Anmoorgley	Niedermoortorf, meist über fluvialtem Sand
EHEI	2	308	Ehrhorn, Eiche	Eiche/123a	Intensiv-BDF Level-II	podsolige Braunerde	Geschiebesand, Geschiebelehm, örtlich Ton und glazifluvialer Sand, z. T. Sandlössdecke
EHKI	12		Ehrhorn, Kiefer	Kiefer/118a	Standard-BDF	podsolige Braunerde	Geschiebesand, Geschiebelehm, örtlich Ton und glazifluvialer Sand, z. T. Sandlössdecke
FUKI	4		Fuhrberg	Kiefer/53a	Intensiv-BDF	Gley-Podsol	fluvialer Sand und Flugsand
GDEI	13		Göhrde	Eiche/112a	Standard-BDF	Podsol- Braunerde	Geschiebedecksand, z. T. Flugsand, meist über glazifluvialtem Sand
GWBU	9	306	Göttinger Wald	Buche/137a	Intensiv-BDF Level-II	Terra-fusca- Rendzina	Mergel- und Kalkstein in Wechsellagerung, z. T. mit Gehängelehmdecke
HABU	8		Harste	Buche/114a	Intensiv-BDF	Parabraunerde	Mergel- und Kalkstein in Wechsellagerung, örtlich Dolomit, verbreitet Gehängelehmdecke
HEEI	14		Herrenholz	Eiche/118a	Standard-BDF	Pseudogley	Sandlöss über Geschiebelehm
HIKA	16		Hils, Kamm	Fichte/114a	Standard-BDF	podsolige Braunerde	Sandstein, örtlich mit Tonsteinlagen, z. T. Gehängelehmdecke
HIMA	17		Hils, Mulde	Fichte/120a	Standard-BDF	Braunerde- Podsol bis Podsol	Sandstein mit Schluff- und Tonstein in Wechsellagerung, örtlich Grauwacke, z. T. Gehängelehmdecke
HIMJ	19		Hils, Mulde	Fichte/32a	Standard-BDF	podsolige Braunerde	Sandstein mit Schluff- und Tonstein in Wechsellagerung, örtlich Grauwacke, z. T. mit Gehängelehmdecke

Tab. 1 (Fortsetzung).

Kenn.	BDF-Nr.	Level-II-Nr.	Name	Baumart/ Alter 2004	Typ	Bodentyp	Ausgangsmaterial der Bodenbildung
IHEI	11		Ihlow	Eiche/149a	Standard-BDF	Gley- Plaggensch	fluviatiler Sand, z. T. Flugsand
LBNH	5		Lange Bramke, Nordhang	Fichte/57a	Intensiv-BDF Level-II	Podsol- Braunerde	Sandstein, Quarzit, Grauwacke, Granit und Gehängeschutt
LBKA	(5)	302	Lange Bramke, Kamm	Fichte/57a	Level-II	Podsol- Braunerde	Sandstein, Quarzit, Grauwacke, Granit und Gehängeschutt
LBSH	(5)	303	Lange Bramke, Südhang	Fichte/57a	Level-II	Podsol- Braunerde	Sandstein, Quarzit, Grauwacke, Granit und Gehängeschutt
LSBU	3	301	Lüss	Buche/124a	Intensiv-BDF Level-II	Podsol- Braunerden und Podsole	Geschiebedecksand, z. T. Flugsand, meist über glazifluviatilem Sand
SLB1	6	304	Solling, Buche	Buche/155a	Intensiv-BDF Level-II	podsolige Braunerde	Verwitterungs- und Gehängelehm über Festgestein
SLBD	–	–	Solling, Buche, gedüngt*	Buche/155a	–	podsolige Braunerde	Verwitterungs- und Gehängelehm über Festgestein
SLBK	–	–	Solling, Buche, 30 t/ha Dolomit, 1982	Buche/155a	–	podsolige Braunerde	Verwitterungs- und Gehängelehm über Festgestein
SLBN	–	–	Solling, Buche, 140 kg N/ha als (NH ₄) ₂ SO ₄ pro Jahr, 1983– 1993	Buche/155a	–	podsolige Braunerde	Verwitterungs- und Gehängelehm über Festgestein
SLF1	7	305	Solling, Fichte	Fichte/120a	Intensiv-BDF Level-II	podsolige Braunerde	Verwitterungs- und Gehängelehm über Festgestein
SLFD	–	–	Solling, Fichte, gedüngt*	Fichte/120a	–	podsolige Braunerde	Verwitterungs- und Gehängelehm über Festgestein
SPFI	20		Spanbeck	Fichte/107a	Standard-BDF	Braunerde	Braunerden und Pseudogley- Braunerden
WEFI	1		Westerberg	Fichte/11a	Standard-BDF	Podsol	Geschiebedecksand, z. T. Flugsand, meist über glazifluviatilem Sand
WIFI	10		Wingst	Fichte/138a	Standard-BDF	podsolige Braunerde	Geschiebesand und glazifluviatiler Sand

* 1973: 300 kg N/ha als Kalkammonsalpeter (65 % Ammoniumnitrat, 35 % Calciumcarbonat) und 200 kg K/ha als 50er Kali (Kaliumsulfat),

1975: 2 t CaO/ha als Hüttenkalk (4,4 t/ha),

1980: 4 t CaMg(CO₃)₂/ha als Dolomit.

2.2 Probenahme und Probenaufbereitung

Auf den BDF-F wurden auf einem 10 x 10 m-Raster nach dem Zufallsprinzip sechs Punkte ausgewählt. Von diesen Punkten ausgehend wurden in Nord-, Ost-, Süd- und Westrichtung in 2,5 m Entfernung jeweils nach Tiefenstufen getrennt Proben entnommen. Die an diesen vier Punkten entnommenen Proben wurden wiederum tiefenstufenabhängig zu Mischproben vereinigt. Die Humusaufgabe wurde mit einem Stechrahmen (Fläche: 599 cm²) entnommen und in die Humuslagen L, Of und Oh getrennt. War aufgrund der Humusform kein Oh-Horizont vorhanden, so wurden die L- und die Of-Lage zusammen beprobt. Der Mineralboden wurde bis in 10 cm Tiefe mit einem Bodensäulenzylinder der Firma Eijkelkamp (Fläche: 67,9 cm²) und einem Wurzelbohrer (Fläche: 54,6 cm²) entnommen. Wurzelbohrer und Bodensäulenzylinder wurden dabei in unmittelbarer Nähe in den Boden eingeschlagen. Die entnommenen Bodensäulen wurden in die Tiefenstufen 0–5 cm und 5–10 cm getrennt. In größerer Tiefe wurden die Proben nur mit dem Bodensäulenzylinder entnommen. Es wurden entweder die Tiefenstufen 10–20 cm, 20–30 cm, 30–40 cm, 40–50 cm, 50–70 cm, 70–80 cm und 80–100 cm, oder die Tiefenstufen 10–20 cm, 20–30 cm, 30–50 cm, 50–70 cm und 70–100 cm entnommen.

Die sechs Mischproben je Tiefenstufe wurden homogenisiert, getrocknet (60 °C Humus, 40 °C Boden) und mit einem 2-mm-Sieb gesiebt.

Es wurden außerdem der Humusvorrat, die Trockenraumdichte und der Feinbodenanteil im Labor der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt bestimmt. Für die Berechnung des Humusvorrates [t/ha] wurde das Trockengewicht (105 °C) der Proben auf die Entnahmefläche bezogen. Für die Berechnung der Trockenraumdichte [g/cm³] wurde das Trockengewicht (105 °C) der volumengerecht genommenen Probe auf das Entnahmevolumen bezogen. Der Feinbodenanteil [%] wurde durch Absieben der Steine (> 2 mm) bestimmt.

2.3 Analysenprogramm und -methoden

An allen Proben wurden die Radionuklide Cs-137 und Cs-134 gemessen. In einigen Jahren wurde zusätzlich K-40 gemessen.

Da die Nuklide Cs-134, Cs-137 und K-40 beim radioaktiven Zerfall neben Betastrahlen auch Gammastrahlen aussenden, kann ihre Aktivität mittels Gammaskopie gemessen werden. Bei der Gammaskopie erzeugen die Gammaquanten in einem Halbleiterkristall (Detektormaterial) elektrische Impulse, die sich nach ihrem Energiegehalt ordnen und zählen lassen. Über diesen Energiegehalt kann die Aktivität des entsprechenden Radionuklids bestimmt werden.

Für die Bestimmung der Radionuklide mittels Gammaskopie wurden die Proben in handelsübliche Plastikbecher abgefüllt. Die Gefäße müssen dabei vollständig gefüllt sein, da sich hierauf die Eichung der Messgeräte bezieht. Das Volumen der Messgefäße betrug je nach Probenmenge 6 ml, 25 ml, 120 ml, 250 ml und 500 ml. Die Messungen erfolgten an verschiedenen Reinstgermanium- und Germanium-Lithium-Detektoren im Isotopenlabor der Universität Göttingen. Für kleine Probenmengen wurde ein Reinstgermanium-Bohrloch-Detektor verwendet. Da dieser die Probe umgibt, erreicht er einen sehr hohen Wirkungsgrad. Für die verschiedenen Dichten und Messvolumina der Proben wurde der Wirkungsgrad der Messeinrichtung durch Kalibrierung des Messgerätes mit einer Acht-Nuklide-Standardlösung durchgeführt. Die Messzeit wurde so gewählt, dass ein statistischer Zählratenfehler von ± 5 % (2 σ) für einen Vertrauensbereich von 95 % erreicht wurde. Für Proben mit geringer Aktivität betrug die maximale Messzeit jedoch 200 000 Sekunden. Im Aktivitätsbereich 1–5 Bq lag der Zählratenfehler bei 20–50 %, im Aktivitätsbereich 5–10 Bq bei 10–20 %, bei Werten > 10 Bq unter 10 %.

2.4 Stoffspezifische Kenndaten

2.4.1 Cäsium 137 und Cäsium 134

Cäsium hat die Ordnungszahl 55 und eine relative Atommasse von 132,9. Von dem Element Cäsium sind 35 Isotope bekannt: Cs-114 bis Cs-148. Davon ist das stabile Cs-133 das einzige natürlich vorkommende Isotop. Alle anderen Cäsiumisotope entstehen künstlich bei Atombombenexplosionen und in Kernreaktoren.

Es reagiert chemisch und stoffwechselphysiologisch ähnlich wie Kalium, welches für viele Organismen essenziell ist und intrazellulär angereichert wird. Cäsium kann Kalium aber nicht in seinen Stoffwechselfunktionen ersetzen und wird von Organismen auch nicht im gleichen Verhältnis wie Kalium aufgenommen. Der Grund dafür könnte in den unterschiedlichen Ionenradien liegen. Eine biologische Bedeutung von Cäsium für Tier oder Pflanze konnte bisher nicht nachgewiesen werden. Strahlenbiologisch gesehen ist Cs-137 das meistbedeutende Cäsiumisotop. Es entsteht, mit 6,2 % Spaltausbeute, in relativ großer Menge bei Atombombenexplosionen und in Kernreaktoren und verbleibt, mit einer physikalischen Halbwertszeit von 30 Jahren, langfristig in der Umwelt.

Cs-137 zerfällt über das metastabile Barium 137 mit einer physikalischen Halbwertszeit von 2,55 Minuten unter Aussendung von Gammastrahlen (0,662 MeV) in stabiles Barium 137. Bei diesem Zerfall werden Betastrahlen mit einer Energie von 0,513 MeV frei. Die Aktivitätsbestimmung von Cs-137 erfolgt über diese Gammastrahlung.

Aus strahlenbiologischer Sicht ist außer Cs-137 auch Cs-134 von – allerdings geringer – Bedeutung. Cs-134 zerfällt mit einer physikalischen Halbwertszeit von 2,06 Jahren unter Aussendung von Beta- und Gammastrahlen. Es entsteht hauptsächlich durch Neutroneneinfang von spaltbaren Elementen wie U-235 und Pu-239 in Kernreaktoren, während es bei Atombombenexplosionen nur in Spuren gebildet wird. Cs-134 existiert erst seit dem Tschernobyl-Unfall in der Umwelt. Das Verhältnis von Cs-134 zu Cs-137 betrug am 1. 6. 1986 2 : 1 (KASEROUNI, MAIER & SCHOLL 1987) und ändert sich entsprechend der unterschiedlichen Halbwertszeiten seither ständig. Aufgrund dieses Verhältnisses kann der Anteil des Kernwaffen-

cäsiums am Gesamtcesiumgehalt berechnet werden. Inzwischen, nach fast zehn Halbwertszeiten, liegen die Cs-134-Konzentrationen im Untersuchungsgebiet im Rahmen oder unter der unteren Bestimmungsgrenze.

Cs-137 gibt es seit 1945 in der Biosphäre (BRÜCKMANN 1992), in die es durch oberirdische Atombombenexplosionen freigesetzt wurde. Durch diese oberirdischen Kernwaffentests wurde Mitteleuropa mit durchschnittlich 4 000 kBq/m² Cs-137 belastet. Durch den Reaktorunfall in Tschernobyl im Frühjahr 1986 wurden ca. 300 g Cs-137 in der damaligen Bundesrepublik Deutschland deponiert. Während sich der Atombomben-Fallout über den langen Zeitraum der Emission relativ gleichmäßig verteilte, wurde der radioaktive Fallout aus dem Tschernobyl-Unfall in einem relativ kurzen Zeitraum deponiert. Hierbei war das Ausmaß der Deposition im Wesentlichen davon abhängig, ob es zum Zeitpunkt des Durchzugs der radioaktiven Wolke regnete oder nicht. Das hauptsächlich an Partikel gebundene Cäsium wurde dabei aus der radioaktiven Wolke ausgewaschen. Aufgrund der kleinräumig sehr unterschiedlich starken Regenfälle von Ende April bis Anfang Mai 1986 kam es deshalb zu einer sehr heterogenen Belastung des Bodens mit radioaktivem Cäsium (Norddeutschland im Mittel 4 000 Bq/m², Bayern bis zu 100 000 Bq/m²). So konnten auch kleinräumig Variationskoeffizienten von bis zu 130 % gefunden werden (FIELITZ 2001, STRAHLENSCHUTZKOMMISSION 1996). Von dem 1986 freigesetzten Cäsium wurden 50 % in Westeuropa, 40 % in der früheren UdSSR und 10 % in Asien deponiert.

Kalium und Cäsium besitzen als einwertige Kationen mit ähnlichem Ionenradius ein ähnliches bodenchemisches und ökologisches Verhalten (SCHULZ, OVERSTREET & BARSHAD 1959). Beide Ionen werden im Mineralboden sehr stark an Tonminerale gebunden, in der Humusaufgabe adsorptiv an die organische Substanz, wobei es hier keine spezifischen Bindungsplätze für Cäsium gibt (FIELITZ 2001). Aus diesem Grund können sie von Pflanzen und Lebewesen, die in der Humusaufgabe wurzeln oder leben, vergleichsweise leicht aufgenommen werden. Aufgrund des relativ geschlossenen Kreislaufs zwischen Flora, Fauna und Humusaufgabe ist die Verweilzeit von Cäsium im Humus sehr hoch (BRÜCKMANN & WOLTERS 1994). BRÜCKMANN (1992) fand eine hohe Recyclingrate und eine Fixierung von bis zu

80 % des Cäsiums in der Mikroflora und -fauna der Humusaufgabe. Im Mineralboden ist die Verfügbarkeit und damit die Verlagerbarkeit durch die feste Bindung an die mineralische Phase im Vergleich zur Humusaufgabe stark eingeschränkt (FIELITZ 2001, KASEROUNI, MAIER & SCHOLL 1987, BRÜCKMANN 1992), weshalb beide Elemente in der Bodenlösung nur in geringer Konzentration vorkommen. Pflanzen, die im Mineralboden wurzeln, haben daher für den Mikronährstoff Kalium einen Anreicherungsmechanismus entwickelt, der auch für Cäsium wirksam ist (BRÜCKMANN 1992). Unterschiede im ökologischen Verhalten von Kalium und Cäsium können sich aus dem dreifachen Atomgewicht des Cäsiums und der geringeren Cäsiumkonzentration ergeben. Der geringe Massenunterschied von Cs-134 und Cs-137 hat keine Unterschiede im ökologischen Verhalten zur Folge.

Die Gefährdung durch radioaktives Cäsium geht einerseits von der direkten Strahlung kontaminierter Flächen aus, andererseits durch die Inkorporation kontaminierter Lebensmittel. Hierbei ist vor allem der Verzehr von Wildfleisch, Pilzen und Waldbeeren für die radioaktive Belastung des Menschen die Ursache. Für Deutschland wurde eine zusätzliche Belastung des Menschen durch den Unfall in Tschernobyl von im Mittel 0,014 mS pro Jahr kalkuliert. Im Vergleich dazu beträgt die durch natürliche Quellen verursachte Belastung im Mittel 2,4 mS/Jahr, wobei es jedoch regional große Unterschiede geben kann. Die Belastung durch medizinische Anwendungen beträgt im Mittel 2,0 mS/Jahr (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2002). Hieraus ergibt sich eine gesamte effektive Dosis von 120 mS in 50 Jahren für die natürliche Strahlenexposition und im Mittel 100 mS für 50 Jahre für die Strahlenexposition durch medizinische Anwendungen. Die durch den Tschernobyl-Unfall verursachte Dosis wird auf 0,6 (nördlich der Donau) bis 2,2 mS (Voralpengebiet) in 50 Jahren geschätzt (KAUL 1996). Personen, die sich viel im Freien in Wäldern aufhalten und zusätzlich extreme Ernährungsgewohnheiten haben, d. h. überdurchschnittlich viele hoch belastete Pilze, Waldbeeren und Wildfleisch verzehren, können jedoch wesentlich höher als die Durchschnittsbevölkerung belastet sein (BOTSCH 2002).

2.4.2 Kalium 40

Im Gegensatz zum Radiocäsium ist Kalium 40 ein natürlich auf der Erde vorkommendes Nuklid. Es wurde zusammen mit den anderen Elementen bei der Entstehung der Erde gebildet. Aufgrund seiner mit 1,28 Mrd. Jahren langen Halbwertszeit ist es heute noch auf der Erde vorhanden. K-40 ist das einzige radioaktive Isotop des Kaliums, es kommt mit 0,0119 % im natürlichen Kalium vor. Weitere Kaliumisotope sind K-39 und K-41, mit einem Häufigkeitsanteil von 93 % bzw. 6,9 %. Ein Gramm natürliches Kalium enthält 31,6 Bq K-40. K-40 zerfällt, unter Aussendung von Betastrahlen, in stabiles Calcium 40 und über Gammazerfall in stabiles Argon 40. Kalium und damit auch K-40 sind in den meisten biologischen und terrestrischen Stoffen vorhanden, z. B. ist es ein Makronährelement für Pflanzen. Im Körper eines 70 kg schweren Menschen sind etwa 140 g Kalium und damit die Aktivität von 4 000 Bq K-40 enthalten. Aufgrund seines Vorkommens in fast allen Nahrungsmitteln hat K-40 den größten Anteil an der durch Inkorporation von Radionukliden verursachten natürlichen Strahlenbelastung des Menschen. Seine Aktivität im Boden übersteigt mit durchschnittlich 500 Bq/kg TG häufig die durch künstliche Isotope verursachte Aktivität (WELLER 1987).

2.5 Statistische Methoden

Die statistischen Berechnungen wurden mit dem Programmpaket SPSS 12.0 und Excel 2002 durchgeführt.

In vielen Proben liegen die jeweiligen Messwerte unter der unteren Bestimmungsgrenze. Für die Berechnung der statistischen Kenngrößen wurde für diese Fälle der Wert 0 eingesetzt.

Für alle Stichproben wurde zunächst eine Häufigkeitsverteilung gerechnet, aus der eine weitgehende Normalverteilung der Messdaten abgeleitet wurde. In den Tabellen der deskriptiven statistischen Kenngrößen wurde deshalb neben den Minimal- und den Maximalwerten der Mittelwert dargestellt (Tab. 3).

Der Vergleich von Pärchen wurde mittels t-Test für unabhängige normal verteilte Stichproben (Konfidenzintervall 95 %) durchgeführt. Da nicht alle Stichproben normal verteilt sind, wur-

de zusätzlich der Mann-Whitney-Test für nicht parametrische Stichproben durchgeführt. Dieser ergab gleiche Ergebnisse wie der t-Test.

Sollten mehr als zwei Varianten verglichen werden (Kalkungs-Düngungs-Varianten, Höhenstufen-Varianten), so wurde dies mittels Tukey-Test durchgeführt (Irrtumswahrscheinlichkeit $p \leq 0,05$).

Für die Untersuchung der Tiefenverlagerung von Radiocäsium wurden die Verhältnisse und die Differenzen der jeweiligen Inventare je Tiefenstufe berechnet und graphisch dargestellt (s. Abb. 12–13).

2.6 Berechnungsalgorithmen

2.6.1 Zerfallskorrektur

Radioaktive Isotope unterliegen dem radioaktiven Zerfall, d. h. nach der so genannten Halbwertszeit hat sich die Hälfte aller zu einem Zeitpunkt 0 vorhandenen Atome in andere Atome umgewandelt:

$$N_t = N_0 \cdot \frac{1}{2}^{\frac{\Delta t}{HWZ}}$$

N_t = Menge des Stoffes zum Zeitpunkt t,

N_0 = Menge des Stoffes zum Zeitpunkt 0,

Δt = Zeitspanne zwischen Zeitpunkt 0 und Zeitpunkt t,

HWZ = Halbwertszeit eines radioaktiven Isotops in Jahren (Cs-134: 2,06 a; Cs-137: 30 a).

Aus diesem Grund wurden alle Messwerte zerfallskorrigiert.

Es wurde je nach Fragestellung eine der folgenden Berechnungen durchgeführt:

1. Probenahmetermin

Da zwischen der Probenahme und der Messung unterschiedlich lange Zeiträume gelegen haben, wurden alle Messwerte auf das Probenahmedatum bezogen. Diese Daten wurden für Auswertungen verwendet, bei denen nur Messwerte von Proben verwendet wurden, die zum gleichen Zeitpunkt genommen wurden.

2. Tschernobyl-Unfall

Wurden Daten von Proben ausgewertet, die zu unterschiedlichen Terminen genommen wurden, so wurden die Messwerte auf den Zeitpunkt des höchsten radioaktiven Fallouts nach dem Tschernobyl-Unfall, dem 1. 5. 1986, zurückgerechnet.

2.6.2 Inventar

Unter dem Inventar eines Stoffes versteht man seinen Gehalt oder Vorrat in einem bestimmten Kompartiment.

In dieser Untersuchung wurden das Gesamtinventar einer BDF-F und die Inventare jeder Tiefenstufe in Bq/m^2 berechnet:

Inventar =	Messwert [Bq/kg] x
[Bq/m ²]	Boden-/Humusmenge der
	Tiefenstufe [kg/ha]

Gesamtinventar =	Summe der Inventare
[Bq/m ²]	aller Tiefenstufen eines
	Profils

3 Ergebnisse

3.1 Gesamtsituation

3.1.1 Cäsium 137

Die Cs-137-Inventare wurden auf den 1. 5. 1986 (Abb. 2) und auf das jeweilige Probenahmedatum zurückgerechnet (s. Abb. 3, Zerfallskorrektur s. Kap. 2.6.1). Die Belastung niedersächsischer Waldböden mit Cs-137 lag am 1. 5. 1986 zwischen 4 000 und 10 000 Bq/m² (Ausnahme: HABU 3 090 Bq/m²). Nur auf drei BDF-F konnten höhere Werte gefunden werden (DREI1992 17 500 Bq/m², GWBU1995 14 000 Bq/m², SPFI1998 13 000 Bq/m²; s. Abb. 2 und Tab. 2). Da im Boden der BDF-F GWBU beim Vergleich der Inventuren von 1995 und 2004 eine signifikante Abnahme des Cs-137-Inventars gefunden werden konnte, die nicht auf den radioaktiven Zerfall zurückzuführen ist (s. Kap. 3.6), muss davon ausgegangen werden, dass das Gesamtinventar am 1. 5. 1986 (neun Jahre vor der ersten Beprobung) im Boden dieser BDF-F noch wesentlich höher gewesen sein muss. Die Radionuklidverteilungskarte für Deutschland (VÖLKEL 2002b) weist Flächen um Lüchow-Dannenberg, nördlich von Hannover und Göttingen, sowie den Ostharz aus, die höhere Belastungen als andere niedersächsische Gebiete aufweisen. Diese Regionen werden auch als „hot spots“ bezeichnet. In diesen Gebieten liegen die BDF-F DREI, GWBU und SPFI (s. Abb. 1). Insgesamt sind niedersächsische Waldböden jedoch wesentlich niedriger belastet, als z. B. Böden in Bayern und Baden-Württemberg und insbesondere der Voralpenregion (FIELITZ 2001). Hier wurden Flächenbelastungen von bis zu 120 000 Bq/m² gemessen (BRÜCKMANN 1992). Insgesamt wurden auf dem Gebiet der BRD 300 g Radiocäsium deponiert, was zu einer mittleren Flächenbelastung von 5 000 Bq/m² geführt hat (BRÜCKMANN 1992, BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST 1988). Die mittlere Flächenbelastung der BDF-F in Niedersachsen lag am 1. 5. 1986 mit im Mittel 7 300 Bq/m² über diesem Wert (s. Tab. 3). Dies ist darauf zurückzuführen, dass aufgrund der vergleichsweise großen Interzeptionsoberfläche von Wäldern in diesen mehr Radiocäsium deponiert werden konnte.

In Abbildung 3 sind die Gesamtinventare zum Zeitpunkt der Probenahme dargestellt. Diese lagen im Probenahmezeitraum 1992–2004 zwischen 3 000 und 8 000 Bq/m². Ausnahmen stellen auch hier die BDF-F HABU mit niedrigeren (2 300 Bq/m²) und die BDF-F DREI, GWBU und SPFI mit wesentlich höheren Werten (10 000–15 000 Bq/m²) dar.

Unterschiede in der Belastung zwischen mit Nadelbäumen und Laubbäumen bestockten BDF-F konnten statistisch nicht abgesichert werden. Offensichtlich war die Deposition von Cs-137 in höherem Ausmaß von Niederschlagsereignissen als von der Interzeptionsoberfläche abhängig. Lediglich bei direkt benachbarten BDF-F mit Nadelbaum- bzw. Laubbaumbestand (EHEI-EHK1 und SLB1-SLF1) konnten signifikant höhere Werte auf den mit Nadelbäumen bestockten BDF-F gefunden werden (s. Kap. 3.2)

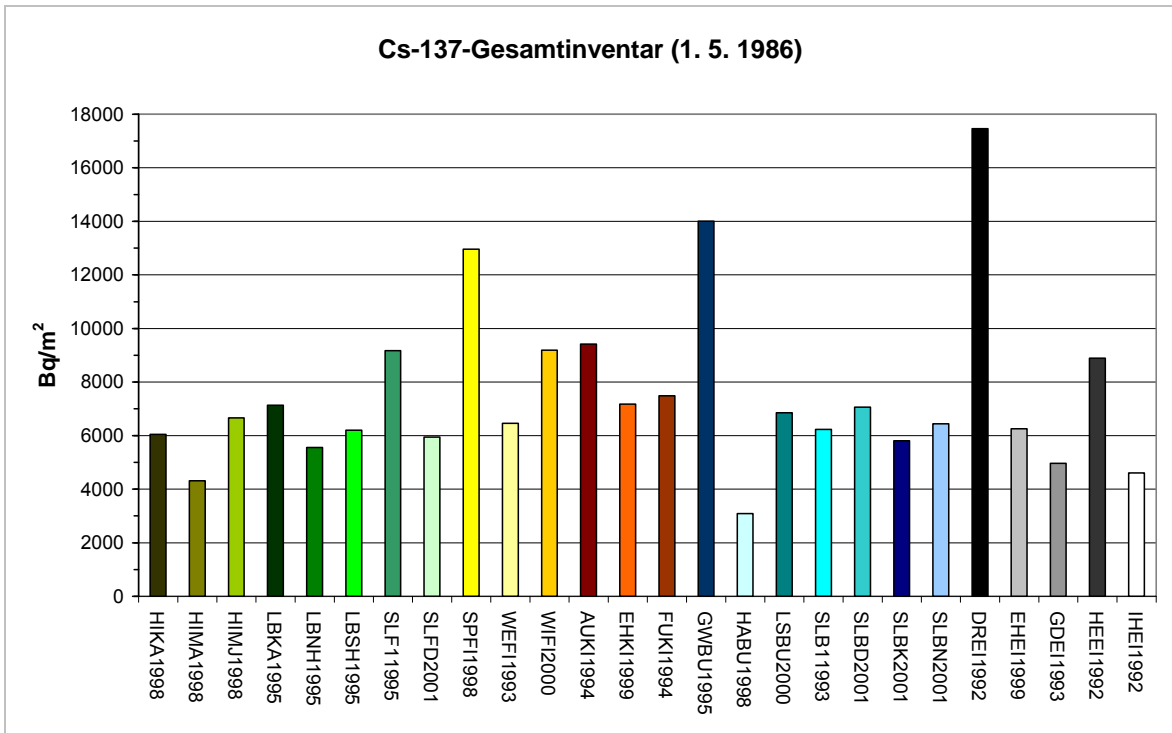


Abb. 2: Cs-137-Gesamtinventar auf niedersächsischen BDF-F in Bq/m², zerfallskorrigiert (1. 5. 1986).

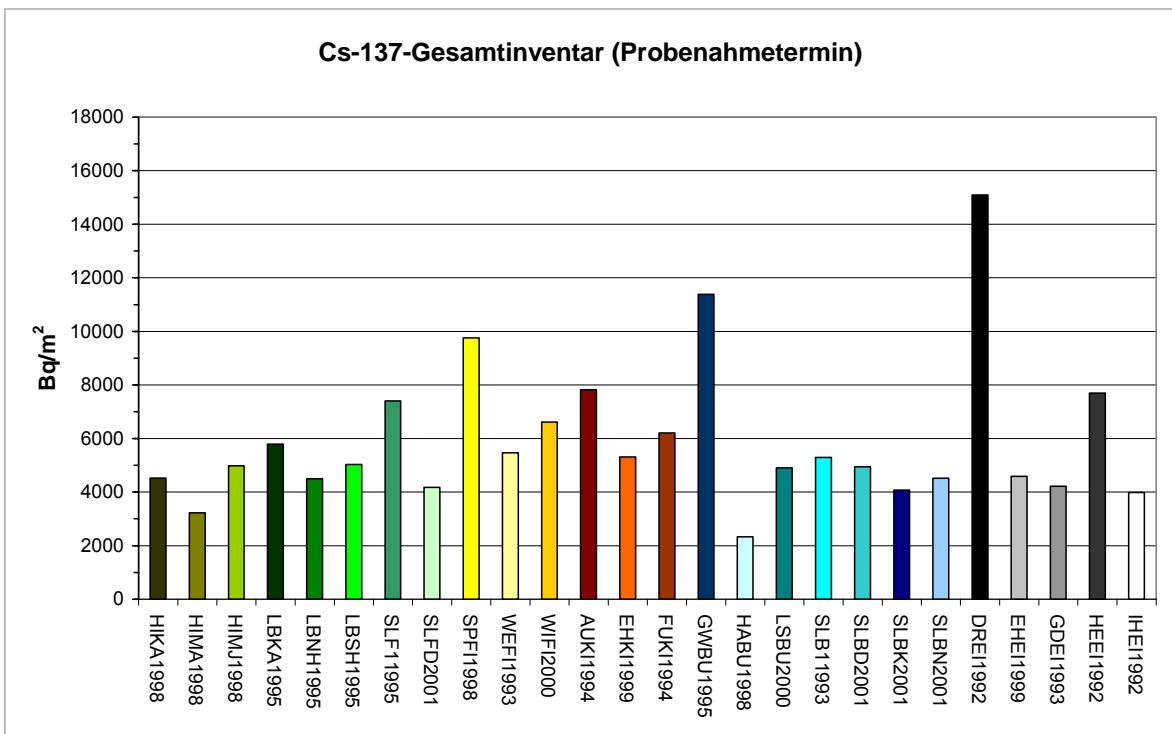


Abb. 3: Cs-137-Gesamtinventar auf niedersächsischen BDF-F in Bq/m², zerfallskorrigiert (Probenahmetermin).

Tab. 2: Statistische Kenngrößen des Cs-137-Inventars der Erstinventuren, zerfallskorrigiert (1. 5. 1986).

BDF-F	Gesamtinventar [Bq/m²] (1. 5. 1986)
AUKI1994	9 420
DREI1992	17 500
EHEI1999	6 260
EHKI1999	7 180
FUKI1994	7 490
GDEI1993	4 970
GWBU1995	14 000
HABU1998	3 090
HEEI2002	9 050
HIKA1998	6 050
HIMA1998	4 310
HIMJ1998	6 660
IHEI1992	4 610
LBKA1995	7 130
LBNH1995	5 560
LBSH1995	6 200
LSBU2000	6 860
SLB11993	6 230
SLBD2001	7 060
SLBK2001	5 810
SLBN2001	6 440
SLF11995	9 170
SLFD2001	5 950
SPFI1998	13 000
WEFI1993	6 460
WIFI2000	9 190

Die Konzentrationen zeigten im Untersuchungszeitraum auf allen BDF-F ein ausgeprägtes Tiefenprofil. So wurden die höchsten Werte im Boden der meisten BDF-F in der Humusaufage und in den oberen 10 cm des Mineralbodens (s. Abb. 4–5 und 6–8) gefunden. Bei den Erstinventuren konnte in Böden mit hohem Ton- und Lössanteil der größte Teil des Cs-137 bis in 5 cm Mineralbodentiefe gefunden werden (s. Abb. 4), in Böden mit hohem Sandanteil war das Tiefenprofil flacher (s. Abb. 5). Hier konnten noch erhöhte Gehalte an Cs-137 bis in 10 cm Tiefe gefunden werden. In größerer Tiefe fallen die Cäsiumkonzentrationen in der Regel stark ab.

Ausnahmen bilden die BDF-F GWBU (Terrafusca-Rendzina über Muschelkalk) und die BDF-F DREI (Moorboden) mit hohen Konzentrationen bis in 10 cm Tiefe (s. Abb. 6 und 7). Der Boden der BDF-F GWBU zeichnet sich durch hohe pH-Werte und eine hohe biologische Aktivität aus, der Boden der BDF-F DREI durch hohe Gehalte an Huminstoffen, Humin- und Fulvosäuren sowie einen stark schwankenden hohen Grundwasserspiegel.

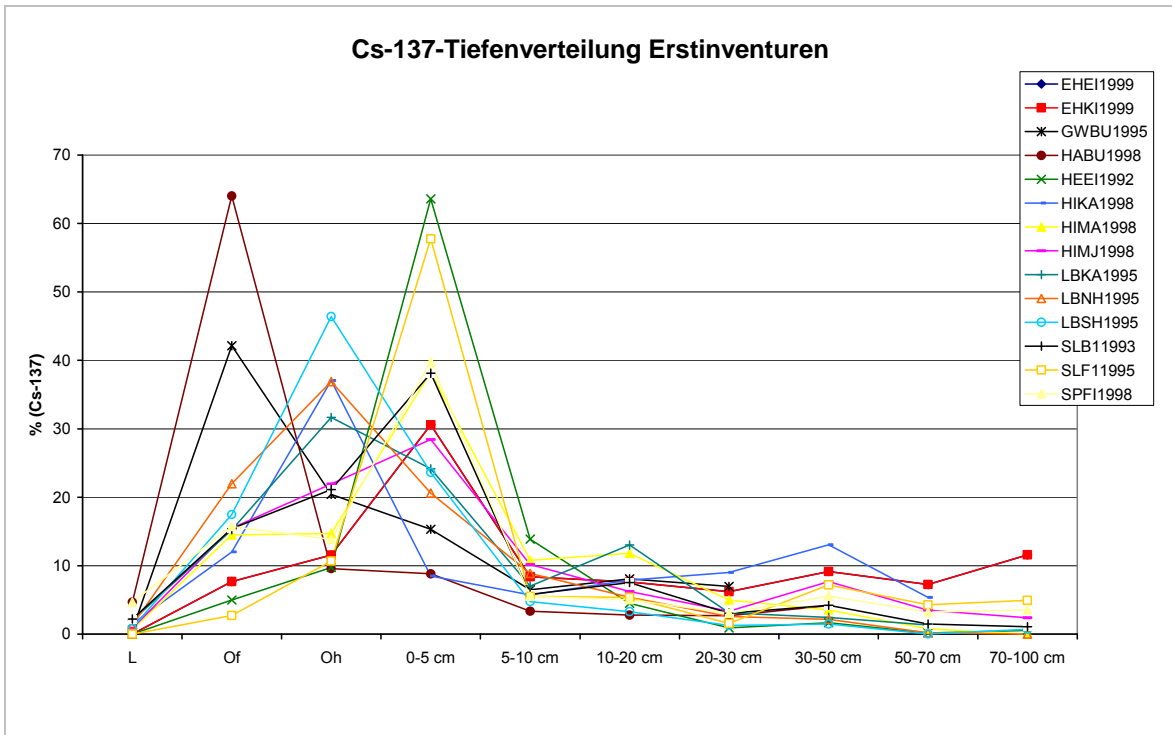


Abb. 4: Cs-137-Tiefenprofile der Erstinventuren (ohne Sand- und Moorböden).

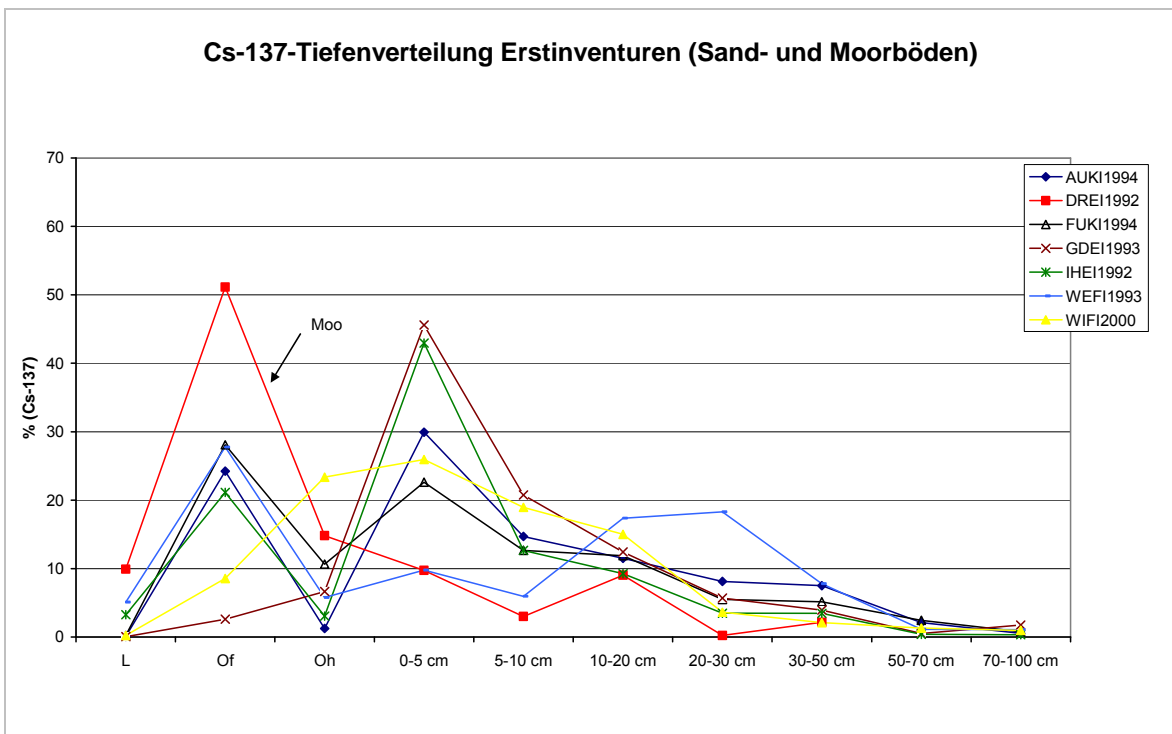


Abb. 5: Cs-137-Tiefenprofile der Erstinventuren (Sand- und Moorböden).

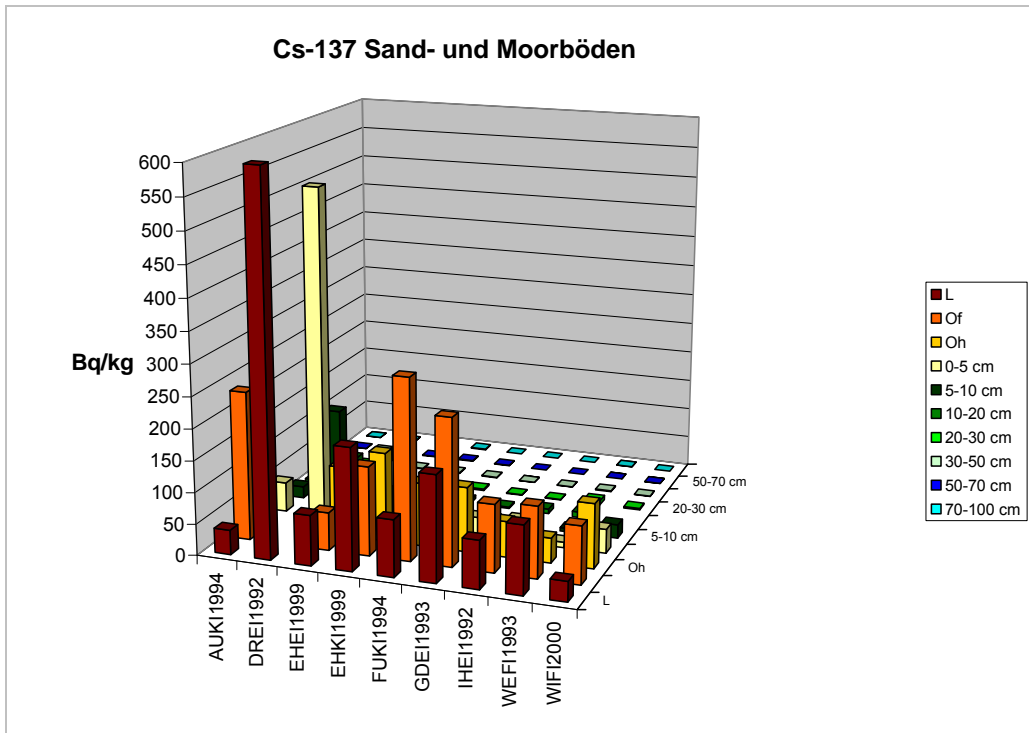


Abb. 6: Tiefenfunktionen der Cs-137-Konzentrationen auf niedersächsischen BDF-F in Bq/m², zerfallskorrigiert (Probenahmetermin).

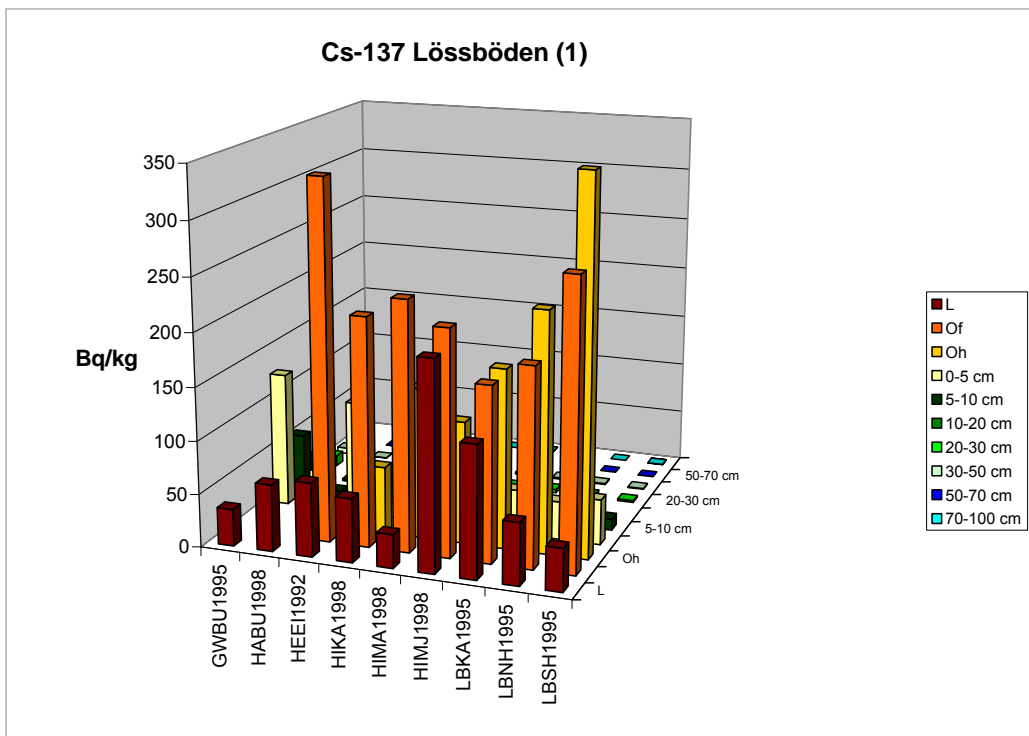


Abb. 7: Tiefenfunktionen der Cs-137-Konzentrationen auf niedersächsischen BDF-F in Bq/m², zerfallskorrigiert (Probenahmetermin).

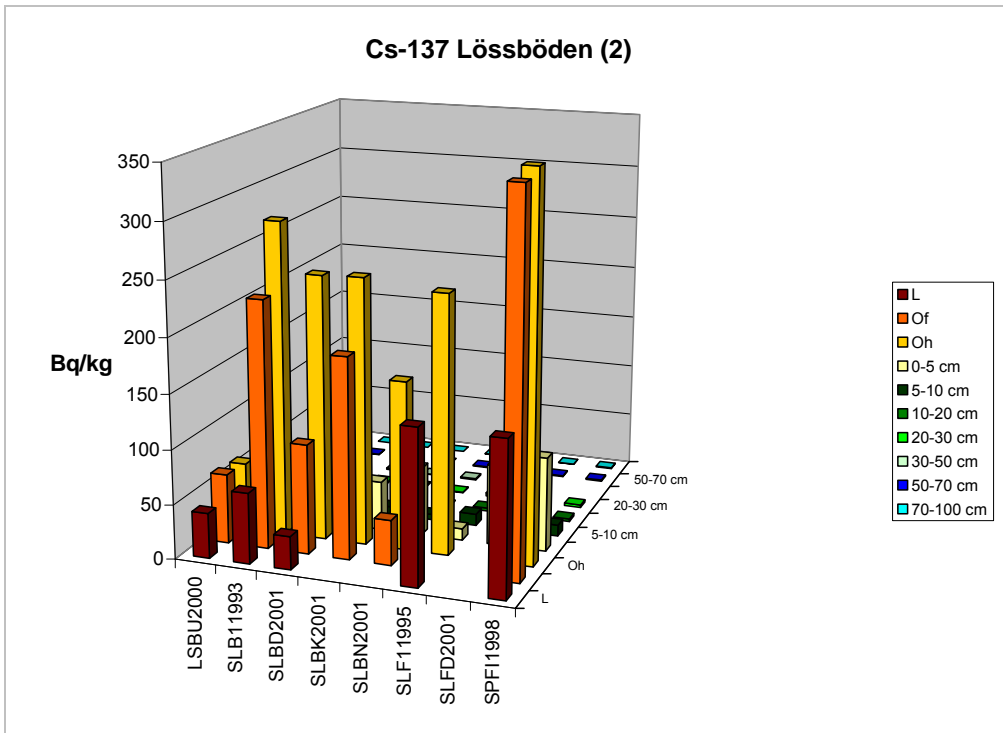


Abb. 8: Tiefenfunktionen der Cs-137-Konzentrationen auf niedersächsischen BDF-F in Bq/m^2 , zerfallskorrigiert (Probenahmetermin).

Insgesamt konnten in niedersächsischen Waldböden sehr unterschiedliche Cs-137-Konzentrationen und Gesamtinventare gefunden werden (s. Tab. 3), wobei die Varianz der Konzentrationen (Werte größer als die zweifache Bestimmungsgrenze) und Inventare in einer Tiefenstufe mit 10–25 % sehr hoch ist.

In Bayern konnten im Vergleich hierzu deutlich höhere Konzentrationen gefunden werden. GOUSSIOS, PFAU & WOLF (2006) fanden in der Humusaufgabe im Mittel 500 Bq/kg und im oberen Mineralboden (0–10 cm) 76 Bq/kg (zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986). SCHILLING & ZEITLER (1997) fanden 1990–94 im Boden bayrischer BDF-F im Mittel 4 000 Bq/kg .

Tab. 3: Statistische Kenngrößen der Cs-137-Gehalte und des Cs-137-Inventars, Erstinventuren.

Cs-137 – alle Flächen:		Erstinventuren	
		Bq/kg (1986)	kBq/m ² (1986)
L	n	20	20
	Mittelwert	125,56	0,19
	Min.	39,30	0,01
	Max.	707,52	1,73
Of	n	22	22
	Mittelwert	214,71	0,93
	Min.	59,10	0,15
	Max.	455,58	2,28
Oh	n	22	22
	Mittelwert	217,73	1,18
	Min.	46,84	0,06
	Max.	490,77	2,26
0–5 cm	n	26	26
	Mittelwert	92,30	3,11
	Min.	10,57	0,46
	Max.	615,50	8,92
5–10 cm	n	26	26
	Mittelwert	22,80	0,86
	Min.	5,44	0,26
	Max.	178,26	2,86
10–20 cm	n	26	26
	Mittelwert	8,99	0,68
	Min.	2,71	0,18
	Max.	63,01	2,15
20–30 cm	n	26	26
	Mittelwert	4,14	0,34
	Min.	0,63	0,07
	Max.	24,87	1,18
30–50 cm	n	26	26
	Mittelwert	2,90	0,46
	Min.	0,36	0,08
	Max.	28,15	1,58
50–70 cm	n	26	26
	Mittelwert	0,97	0,23
	Min.	0,00	0,00
	Max.	4,64	0,98
70–100 cm	n	24	24
	Mittelwert	0,83	0,31
	Min.	0,00	0,00
	Max.	7,27	1,95
Gesamt- inventar	n		26
	Mittelwert		7,32
	Min.		2,94
	Max.		17,4

3.1.2 Cäsium 134

Cäsium 134 konnte im Untersuchungszeitraum nur noch im Boden von fünf BDF-F (AUKI1994, DREI1992, FUKI1994, GDEI1993 und HEEI-1992) in der Humusaufgabe in Konzentrationen oberhalb der unteren Bestimmungsgrenze gefunden werden. Die Konzentrationen (zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986) lagen im Mittel zwischen 90 und 120 Bq/kg. Lediglich im Boden der BDF-F DREI konnte mit 256 Bq/kg ein wesentlich höherer Wert gefunden werden. Die Gesamtinventare der BDF-F betragen zwischen 630 und 1 500 Bq/m². Sie lagen damit wesentlich unter den für Cs-137 gefundenen Werten (s. Abb. 9).

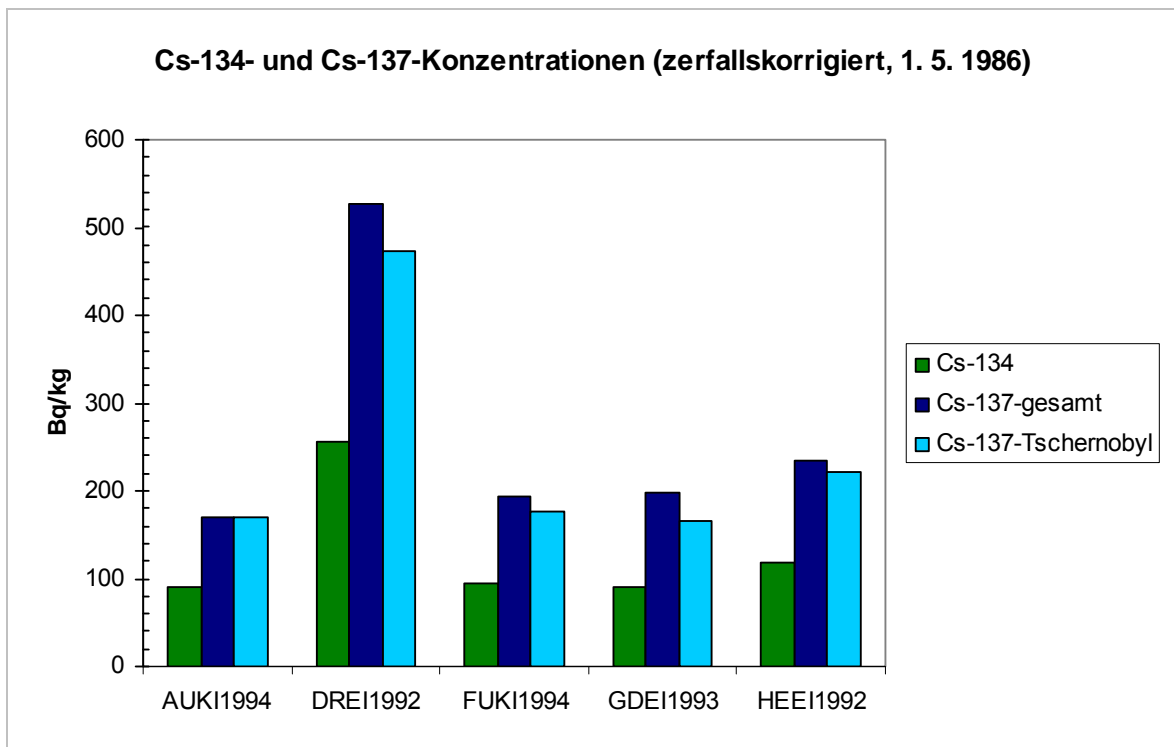


Abb. 9: Cs-134- und Cs-137-Konzentrationen in der Humusaufgabe in Bq/kg, zerfallskorrigiert (1. 5. 1986).

Bei allen nach 1994 durchgeführten Inventuren konnte kein Cs-134 mehr nachgewiesen werden. Der Fehler der Messwerte lag bei Messwerten über 10 Bq/kg bei 10–25 %, bei Messwerten unter 10 Bq/kg bei 25–50 %.

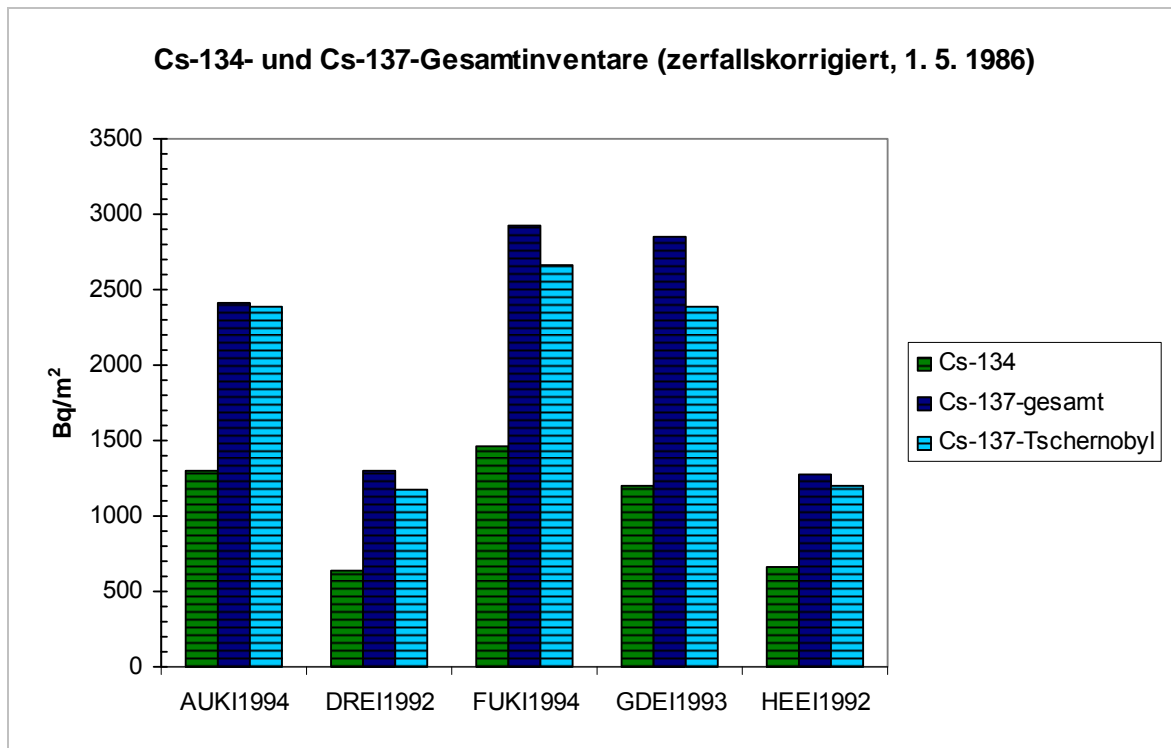


Abb. 10: Cs-134- und Cs-137-Gesamtinventare in Bq/m², zerfallskorrigiert (1. 5. 1986).

Das Verhältnis von Cs-137 zu Cs-134 betrug im frischen Tschernobyl-Fallout (1. 5. 1986) 1,86 (BAUSKE, BECKER-HEIDMANN & LUX 1994, BRÜCKMANN 1992, KASEROUNI, MAIER & SCHOLL 1987). Mit Hilfe dieses Wertes kann der Cs-137-Anteil, der seinen Ursprung in oberirdischen Atomwaffentests hat, berechnet werden:

$$\text{Atombomben-Cs-137} = \text{Gesamt-Cs-137} - (\text{Cs-134} * 1,86)$$

Berechnet man diesen Anteil für die fünf BDF-F mit Cs-134-Konzentrationen über der unteren Bestimmungsgrenze, so hat im Mittel 92 % des Cs-137 in niedersächsischen Waldböden seinen Ursprung im Tschernobyl-Unfall (s. Abb. 9 und 10).

3.2 Vergleich Nadelbaum-Laubbaum-Pärchen

Es wurden zwei unmittelbar nebeneinander liegende BDF-F mit Nadelbaum- bzw. Laubbaumbestockung untersucht: die BDF-F Ehrhorn Eiche (EHEI) und Kiefer (EHKI), und die BDF-F Solling Fichte (SLF1) und Buche (SLB1).

Zum Zeitpunkt des Tschernobyl-Unfalls Ende April waren die Buchen im höher liegenden Solling und die Eichen noch nicht vollständig ausgetrieben (BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST 1988, MYTTENAERE et al. 1993). Somit war die Interzeptionsoberfläche der Nadelbäume zu diesem Zeitpunkt wesentlich größer.

Dass sich dies auf die Menge des deponierten Cs-137 ausgewirkt hat, zeigt der Vergleich der Gesamtinventare dieser BDF-F. Es wurden im Boden der BDF-F EHEI $6\,260\text{ Bq/m}^2$ und auf der BDF-F EHKI $7\,180\text{ Bq/m}^2$ gefunden, im Boden der BDF-F SLB1 $6\,230\text{ Bq/m}^2$ und im Boden der BDF-F SLF1 $9\,170\text{ Bq/m}^2$ (s. Abb. 2 und Tab. 2). Diese Unterschiede konnten als signifikant (t-Test, Konfidenzintervall 95 %) abgesichert werden.

In unmittelbar benachbarten Laubbaum- und Nadelbaumbeständen (gleiche Niederschlagsbedingungen) wurde beim Durchzug der radioaktiven Wolke von Nadelbäumen offensichtlich mehr Cs-137 aus der Luft ausgefiltert, als von Laubbäumen.

3.3 Vergleich Kalkungs-Düngungs-Varianten

Es wurden die drei Kalkungs-Düngungsvarianten (SLBD, SLBK, SLBN) mit Buchenbestockung mit der unbehandelten Buchenfläche (SLB1) sowie die Düngungsvariante mit Fichtenbestockung (SLFD) mit der unbehandelten Fichtenfläche (SLF1) verglichen. Die Beprobung dieser sechs im Solling liegenden BDF-F fand 2001 statt, die Messwerte wurden auf den Probenahmeterrain zerfallskorrigiert.

Die Flächen SLFD und SLBD wurden in den Jahren 1973–1980 mit Ammoniumnitrat, Kaliumsulfat, Hüttenkalk und Carbonaten (Calcit, Dolomit) gedüngt (s. Tab. 1). Die Fläche SLBK wurde 1982 mit 30 t/ha Dolomit beaufschlagt. Auf der Fläche SLBN wurden von 1982 bis 1992 jährlich 140 kg/ha N als Ammoniumsulfat ausgebracht. Diese Behandlungen haben zu Veränderungen der bodenchemischen Bedingungen und in Folge zu einer Veränderung der Bodenfauna geführt. Dies könnte ein verändertes Migrationsverhalten von Cäsium im Boden oder ein anderes Transferverhalten von Cäsium in die Vegetation zur Folge gehabt haben.

Es konnten nur die Gesamtinventare der Buchenflächen verglichen werden, da von der Düngungsvariante SLFD die Ergebnisse der Humusaufgabe fehlen. Der Mittelwertvergleich der Gesamtinventare (Tukey-Test, $p \leq 0,05$) ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten. Ein größerer Entzug von Cs-137 durch die Vegetation oder die Bodenfauna aufgrund anderer bodenchemischer, bodenbiologischer oder bodenphysikalischer Bedingungen auf den gedüngten und gekalkten Flächen kann somit nicht nachgewiesen werden.

Im Boden der Fläche SLBK konnte jedoch eine geringere Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe als im Boden der Flächen SLB1, SLBD und SLBN gefunden werden. Im Boden der Flächen SLB1, SLBK und SLBN war das Migrationsverhalten vergleichbar (s. Kap. 3.6).

3.4 Vergleich Höhenstufenvarianten

Es wurden 1995 drei Flächen im Harz mit unterschiedlicher Exposition und Höhenlage beprobt, die BDF-F Lange Bramke Nordhang (LBNH) und die Level-II-Flächen Lange Bramke Südhang (LBSH) in 600 m über NN sowie Lange Bramke Kamm (LBKA) in 660 m über NN. Im Hils wurden 1998 die drei BDF-F Hils Mulde alt (HIMA) in 210 m über NN, die BDF-F Hils Mulde jung (HIMJ) in 320 m über NN und die BDF-F Hils Kamm (HIKA) in 460 m über NN beprobt.

Alle Flächen sind mit Fichten bestockt. Diese sind auf allen Flächen im Harz 60 Jahre alt, im Hils auf der BDF-F HIMJ 35 Jahre, auf der BDF-F HIMA 123 Jahre und auf der BDF-F HIKA 117 Jahre alt.

Die Gesamtinventare der drei Harzflächen betragen $7\,460\text{ Bq/m}^2$ LBKA, $5\,330\text{ Bq/m}^2$ LBNH und $5\,370\text{ Bq/m}^2$ LBSH. Zwischen LBKA und LBNH sowie LBSH konnte ein signifikanter Unterschied gefunden werden (Tukey-Test, $p \leq 0,05$). Demnach wurde auf der Fläche LBKA mehr Cs-137 deponiert, als auf den tiefer gelegenen Flächen LBNH und LBSH.

Auf den BDF-F im Hils wurden folgende Gesamtinventare gemessen: HIMA $4\,920\text{ Bq/m}^2$, HIMJ $6\,140\text{ Bq/m}^2$ und HIKA $5\,330\text{ Bq/m}^2$. Diese Werte sind nicht signifikant verschieden (Tukey-Test, $p \leq 0,05$), weshalb hier kein Trend zu höheren Werten in größerer Höhenstufe zu erkennen ist.

Die Bestände im Hils unterscheiden sich nicht nur durch ihre Höhenlage, sondern auch durch ihr Alter und ihren Bestockungsgrad. So ist der Bestand in der Kammlage (HIKA) sehr viel lichter, als die Bestände auf den BDF-F HIMA und HIMJ, die sich im Wesentlichen durch ihr Alter unterscheiden (Tab. 1). Im Gegensatz zu den BDF-F im Hils sind die Bestände auf den drei Flächen im Harz sehr viel ähnlicher (gleiches Alter, ähnlicher Bestockungsgrad). Die niedrigere Interzeptionsoberfläche der BDF-F HIKA, aufgrund des niedrigen Bestockungsgrades im Hils, könnte deshalb den Effekt der höheren Deposition von Cs-137 mit zunehmender Meereshöhe überlagert haben.

Bei ähnlichem Alter und Bestockungsgrad sowie gleicher Baumart könnte die Höhenlage eines Bestandes einen wesentlichen Einfluss auf das Ausmaß der Deposition von Cs-137, d. h. eine Zunahme mit zunehmender Höhenstufe haben.

3.5 Zeitliche Veränderungen (Wiederholungsinventuren)

Derzeit liegen von zehn BDF-F Wiederholungsmessungen von Cs-137 vor, die plausibel sind, und somit verglichen werden können. Zwischen den Inventuren dieser BDF-F liegt ein Zeitraum von 6 bis 11 Jahren. Verglichen wurden die Gesamtinventare der Flächen, zerfallskorrigiert auf den 1. 5. 1986 (s. Abb. 11).

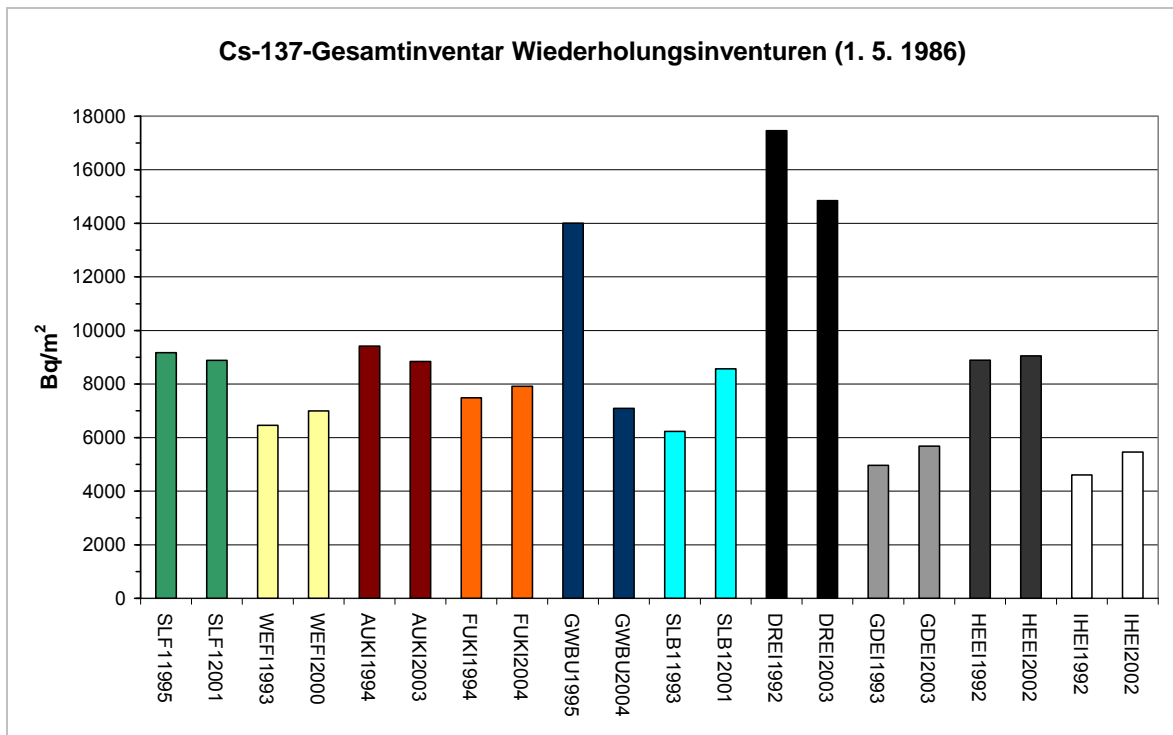


Abb. 11: Cs-137-Gesamtinventar auf niedersächsischen BDF-F, Wiederholungsinventuren, in Bq/m², zerfallskorrigiert (1986).

Nur auf der BDF-F GWBU konnte eine starke Abnahme des Gesamtinventars von 14 000 Bq/m² auf 7 090 Bq/m² festgestellt werden. Diese Abnahme konnte als signifikant abgesichert werden (t-Test, $p \leq 0,05$). Auf allen anderen BDF-F waren die Veränderungen des Gesamtinventars nicht signifikant. Auf diesen BDF-F ist die Abnahme des Cs-137-Inventars nur durch den radioaktiven Zerfall bedingt, d. h. Cs-137 verhält sich im Boden sehr konservativ. Es hat sich offensichtlich in Wäldern für radioaktives Cäsium ein geschlossener Kreislauf gebildet, in dem das Ausmaß der Pflanzenaufnahme und der Zufuhr zum Boden durch Streufall und absterbende Bodenvegetation gleich groß sind.

Im Boden der BDF-F GWBU hat die Cs-137-Belastung zwischen 1995 und 2004 abgenommen, was weder durch radioaktiven Zerfall noch durch die Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe zu erklären ist. Aus dem Tiefenprofil der Cs-137-Verteilung lässt sich entnehmen, dass eine vertikale Cs-137-Verlagerung mit dem Sickerwasser unwahrscheinlich ist (s. Kap. 3.6). Ab 20 cm Tiefe liegt die Cs-137-

Konzentration im Boden dieser BDF-F im Bereich oder unter der unteren Bestimmungsgrenze. Die Abnahme des Gesamtinventars im Boden der BDF-F GWBU könnte durch die bodenchemischen und die bodenbiologischen Bedingungen auf dieser BDF-F verursacht worden sein. Da in der Literatur jedoch niedrigere Transferfaktoren nach einer Anhebung des Boden-pH-Wertes durch Kalkung beschrieben werden, ist dieser Befund nicht erklärbar (ZIBOLD et al. 2002). Auch BRÜCKMANN (1992) vermutet, dass für eine Abnahme der Radiocäsiumbelastung in Böden nur der radioaktive Zerfall und die Entnahme von kontaminierter Biomasse eine Rolle spielt. Die hohe Aktivität von Bodenwühlern, wie z. B. Regenwürmern, könnte jedoch für die Verlagerung von Radiocäsium auf dieser BDF-F bis in 20 cm Tiefe verantwortlich sein (s. Kap. 3.6 und auch BRÜCKMANN 1992).

3.6 Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe

Der Verlagerung von radioaktivem Cäsium in die Tiefe kommt große Bedeutung zu, da Wälder wichtige Schutzzonen für die Trinkwassergewinnung sind. Aufgrund des radioaktiven Zerfalls hat ein radioaktiver Stoff in der Regel erst nach zehn Halbwertszeiten (Halbwertszeiten: Cs-137 30 a, Cs-134 2,06 a) eine Konzentration erreicht, in der er als vollständig zerfallen angesehen wird. Da dies für Cs-137 einem Zeitraum von 300 Jahren entspricht, muss die Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe genau untersucht werden. Beim Cs-134 sind inzwischen mehr als zehn Halbwertszeiten vergangen, weshalb auch nur bei den Inventuren bis 1994 geringe Konzentrationen gemessen werden konnten. Nach 1995 konnten nur noch Konzentrationen im Bereich oder unter der unteren Bestimmungsgrenze gemessen werden, die mit einem sehr hohen Fehler behaftet sind.

Inzwischen liegen die Messdaten von zehn Wiederholungsinventuren vor, anhand derer die Verlagerung von Radiocäsium in größere Bodentiefen untersucht werden soll.

Die Daten der BDF-F GWBU konnten nicht in die folgenden Betrachtungen einbezogen werden, da bei dieser Fläche eine signifikante Abnahme des Gesamtinventars festgestellt werden konnte, die nicht durch den radioaktiven Zerfall erklärbar ist. Sie ist deshalb nicht mit den anderen BDF-F vergleichbar, deren Inventare nur durch den radioaktiven Zerfall abgenommen haben. Die Daten der BDF-F HEEI wurden nicht einbezogen, da die Daten der Oh-Lage des Jahres 1992 fehlen.

Bei der BDF-F SLF1 wurden 1995 die L-Lage und die Of-Lage zusammen mit nur drei Wiederholungen beprobt, weshalb die Daten dieser BDF-F nicht in alle Auswertungen einbezogen wurden.

Auswertbare Wiederholungsinventuren wurden hauptsächlich von BDF-F auf Sand- und Moorböden durchgeführt (AUKI, DREI, FUKI, GDEI, IHEI, WEFI). Nur die Böden der zwei BDF-F SLF1 und SLB1 haben einen hohen Lössanteil.

Vergleicht man die Erstinventuren mit den Wiederholungsinventuren, so fällt auf, dass es auf fast allen BDF-F zu einer – meist geringen – Verlagerung von Cs-137 von der Humusaufgabe und der obersten Tiefenstufe des Mineralbodens (0–5 cm) in den darunter liegenden Mineralboden (5–10 cm) und in geringerem Maße bis in 10–20 cm Tiefe gekommen ist (s. Abb. 12 und 13). In größerer Tiefe konnten nur geringfügig höhere Werte gefunden werden. Da die Messwerte hier im Bereich oder unter der unteren Bestimmungsgrenze liegen, sind sie jedoch mit einem großen Fehler behaftet.

Abbildung 12 zeigt die Verhältnisse, Abbildung 13 die Differenzen der Inventare der jeweiligen Tiefenstufen, jeweils in Bq/m^2 .

Liegen die Verhältnisse in einer Tiefenstufe über eins oder ist die Differenz negativ, so hat das Cs-137-Inventar im Untersuchungszeitraum in der entsprechenden Tiefenstufe abgenommen.

Dies ist im Mittel für die Humusaufgabe (Tiefenstufe < 0) und die Tiefenstufe 0–5 cm der Fall. Lediglich im Boden der BDF-F SLB1 und GDEI findet eine geringere Verlagerung in die Tiefe statt. Hier haben die Inventare lediglich in der Humusaufgabe abgenommen (s. Abb. 12 und 13).

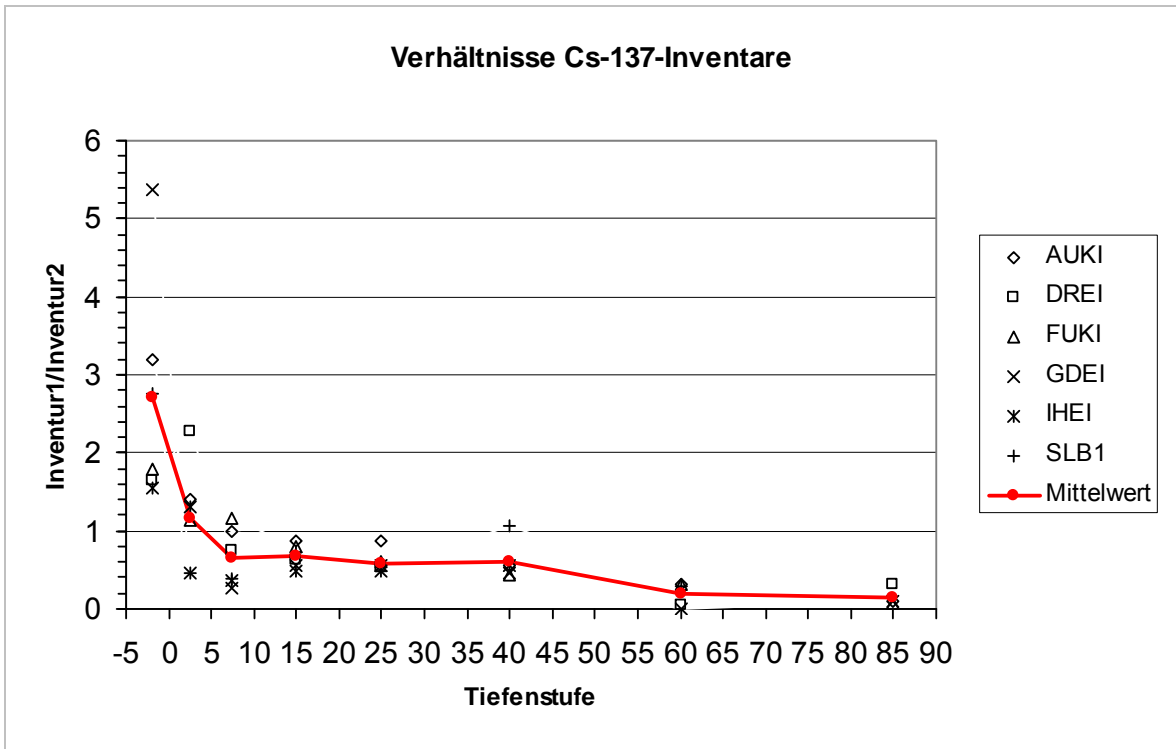


Abb. 12: Verhältnisse der Cs-137-Inventare der Erst- und Wiederholungsinventuren.

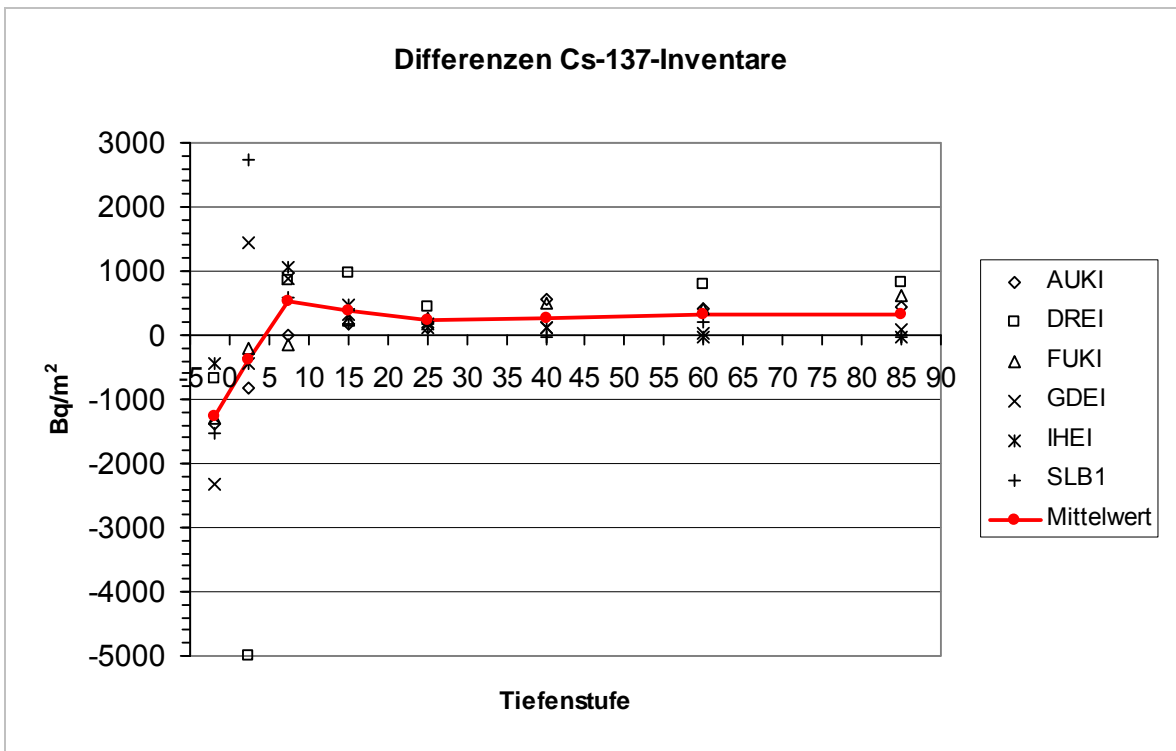


Abb. 13: Differenzen der Cs-137-Inventare der Erst- und Wiederholungsinventuren.

Im Folgenden soll jeweils ein Beispiel für die vier verschiedenen Bodentypen Sandboden (IHEI), löss- und tonreicher Boden (SLB1), Moorboden (DREI) und Boden mit hohen pH-Werten und hoher biologischer Aktivität (GWBU) vorgestellt werden.

Im Sandboden der BDF-F IHEI wurde Cs-137 in größere Tiefe verlagert, als im Lössboden der BDF-F SLB1 (s. Abb. 14 und 15). Im Moorboden der BDF-F DREI wurde Cs-137 weitgehend gleichmäßig verteilt (s. Abb. 16). Der Grund hierfür könnte der hohe Anteil von gelösten Huminstoffen, Huminsäuren und Fulvosäuren in der Bodenlösung dieses Moorbodens sein, an die Cäsium fest gebunden wird. Da der Wasserstand im Boden dieser BDF-F starken Schwankungen unterworfen ist, wird Cäsium hier offensichtlich gleichmäßig über das gesamte Profil verteilt.

Im Boden der BDF-F GWBU ist es aufgrund der geringen Humusaufgabe anfänglich zu einer Verlagerung bis in 20 cm Mineralbodentiefe gekommen (s. Abb. 17), jedoch nicht, wie erwartet, zu einer späteren, stärkeren Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe durch die stärkere Präsenz von Bodenwühlern wie Regenwürmern, Mistkäfern und Larven im Boden dieser BDF-F. Es ist sogar eher ein Trend zu einem aufwärts gerichteten Transport zu beobachten. Untersuchungen von FIELITZ (2001) in der Nähe dieser BDF-F bestätigen diese Befunde. Er vermutet einen aufwärts gerichteten Transport von Cs-137 durch Mikroorganismen und Pilze, die die Migration dieses Nuklids in dieser Bodenzone wesentlich beeinflussen. BRÜCKMANN & WOLTERS (1994) fanden in der Humusaufgabe im Göttinger Wald bis zu 56 % des Cäsiums in der Mikroflora und konnten in ihren litterbag-Experimenten ebenfalls einen Aufwärtstransport nachweisen.

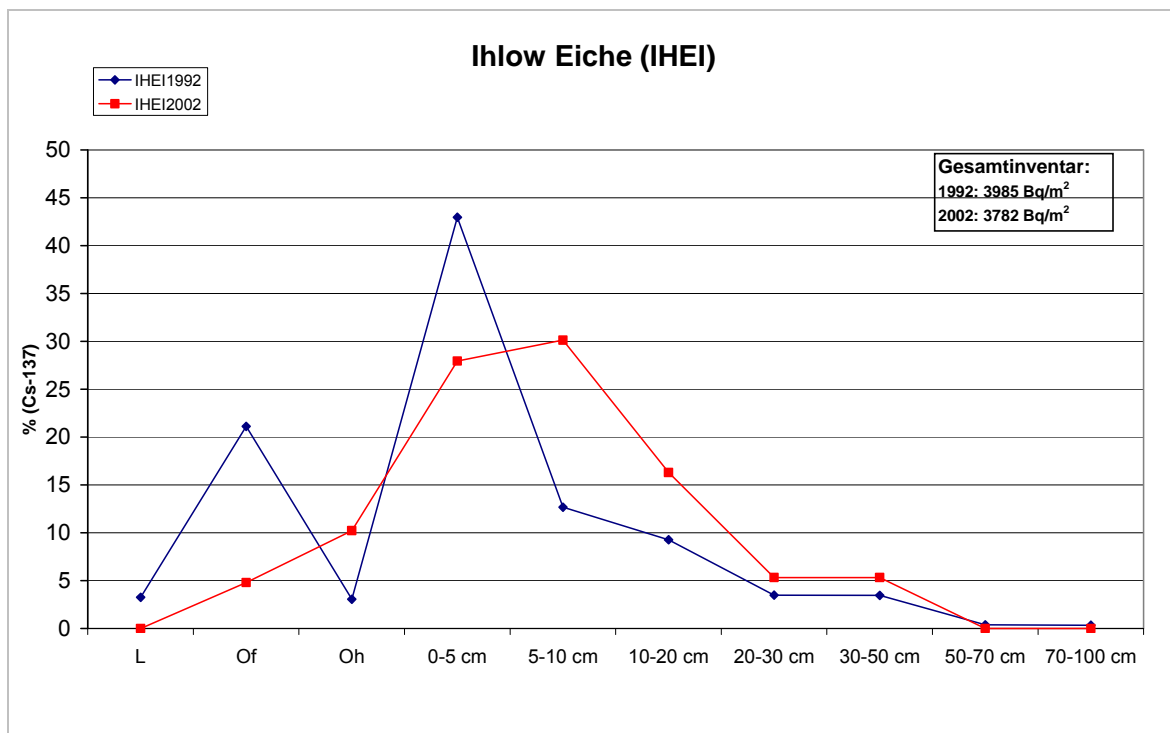


Abb. 14: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Ihlow (IHEI) – Sand.

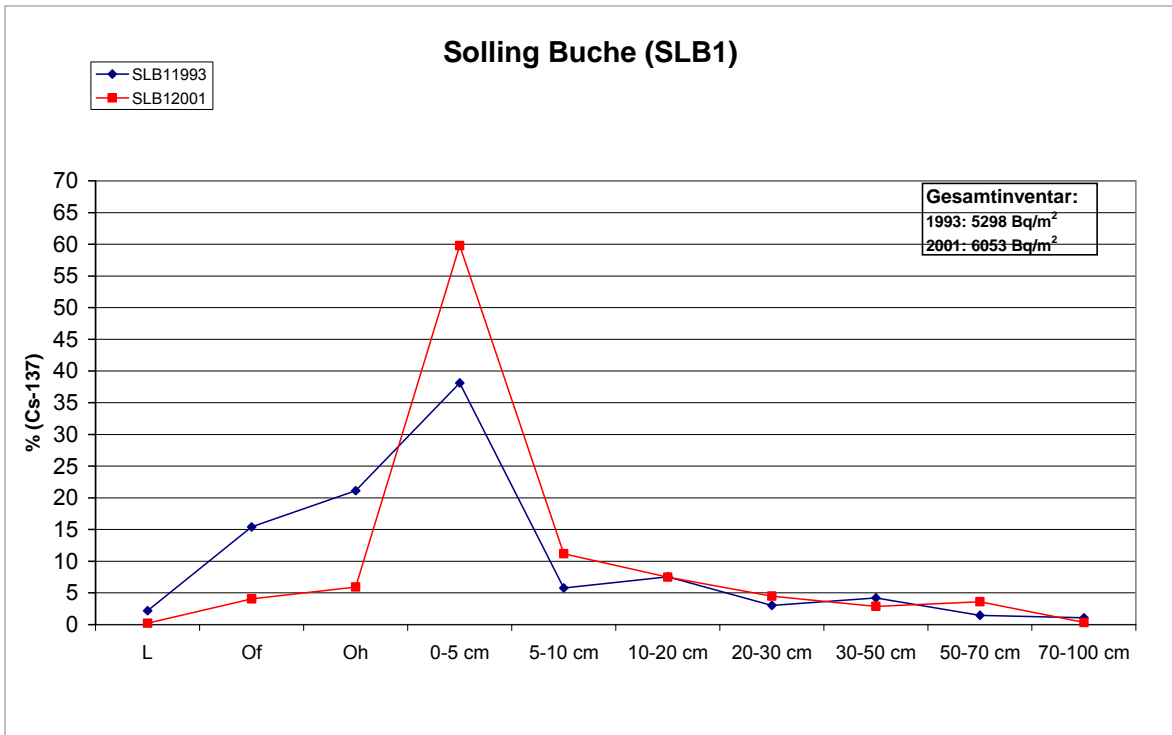


Abb. 15: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Solling Buche (SLB1) – Löss.

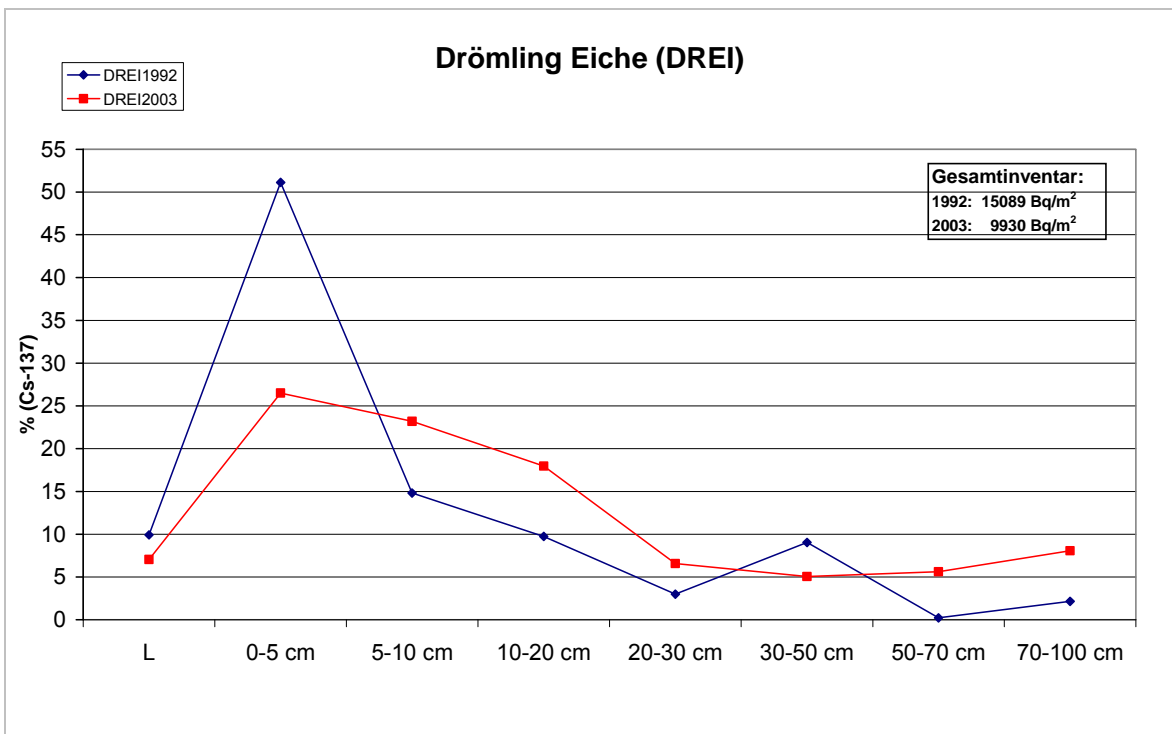


Abb. 16: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Drömling (DREI) – Moor.

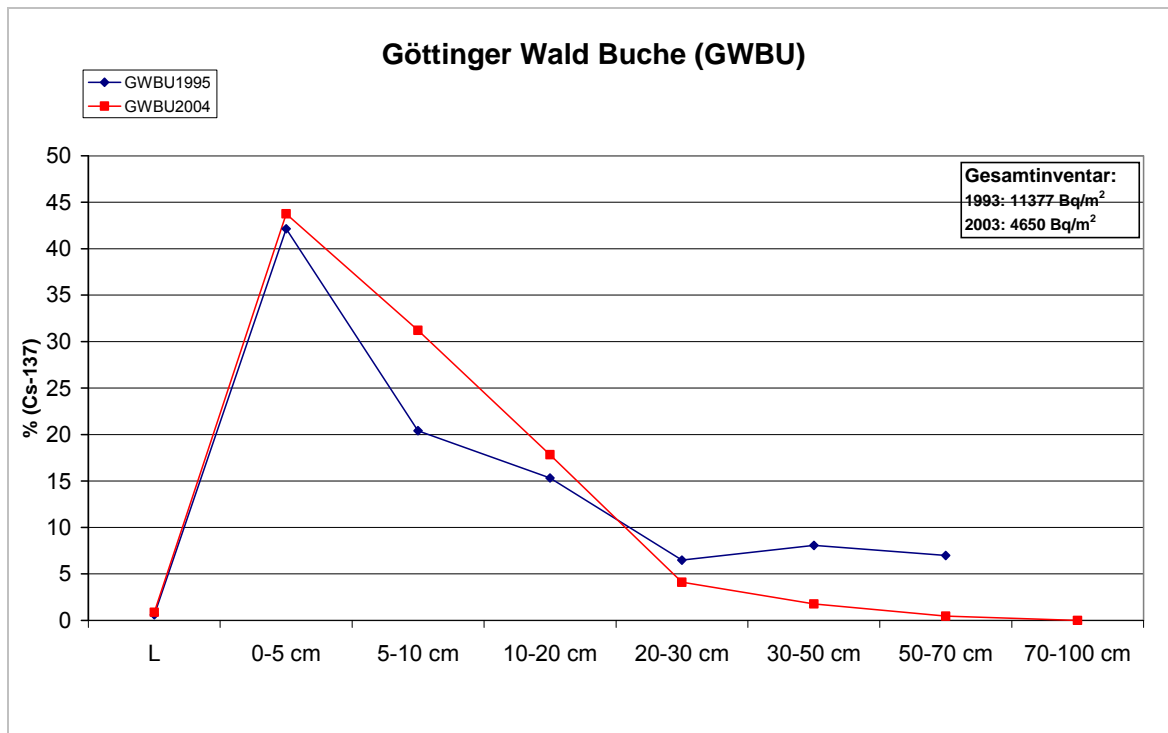


Abb. 17: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Göttinger Wald (GWBU).

Laubbaum-Nadelbaum-Pärchen

In den Abbildungen 18 und 19 sind die Tiefenprofile der Laubbaum-Nadelbaum-Pärchen EHEI-EHKI und SLB1-SLF1 dargestellt. Das Tiefenprofil der Nadelbaumvariante ist dabei jeweils flacher, als das Tiefenprofil der Laubbaumvariante. Die Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe war also im Nadelbaumbestand weniger ausgeprägt, als im Laubbaumbestand. Eine Ursache hierfür könnte die signifikant größere Mächtigkeit der Humusauflage auf der BDF-F mit Nadelbaumbestand sein (s. Kap. 3.8), da Cäsium bevorzugt und sehr fest an Huminstoffe und Huminsäuren gebunden wird.

Tab. 4: Humusmächtigkeiten.

	Humusmächtigkeit [cm]		Humusmächtigkeit [cm]
EHEI	2,8	SLB1	6,9
EHKI	6,5	SLF1	12,0

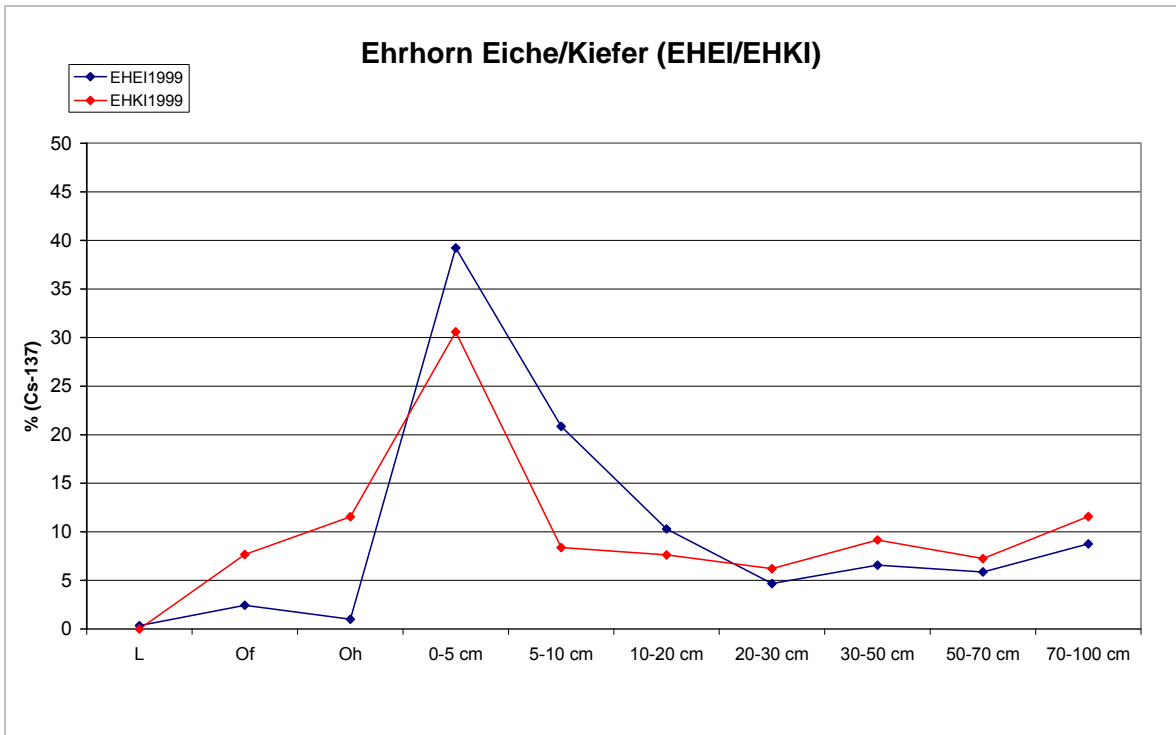


Abb. 18: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Ehrhorn Eiche (EHEI) und Ehrhorn Kiefer (EHKI).

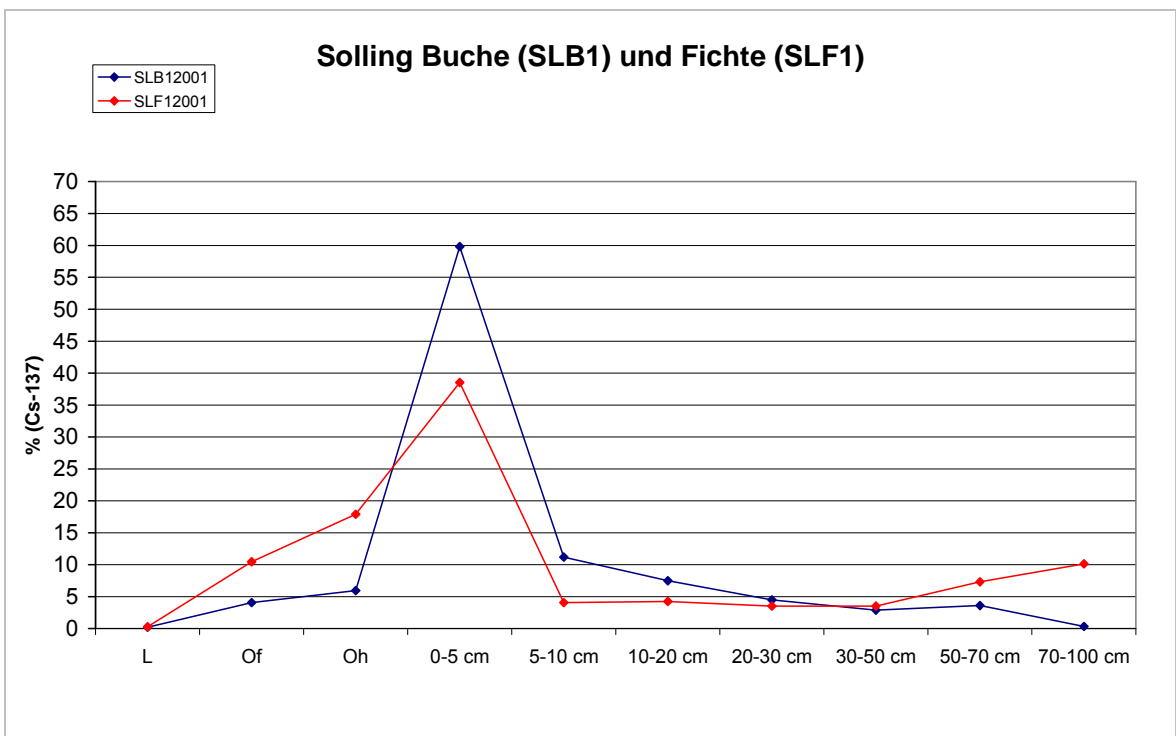


Abb. 19: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Solling Buche (SLB1) und Solling Fichte (SLF1).

Kalkungs-Düngungs-Varianten

Es konnten nur die Kalkungs-Düngungsvarianten der Buchenfläche verglichen werden, da von der Düngungsvariante SLFD der Fichtenfläche die Ergebnisse der Humusaufgabe fehlen.

Das Cs-137-Tiefenprofil der unbehandelten BDF-F SLB1 ist mit den Tiefenprofilen der Düngungsvarianten SLBD und SLBN vergleichbar. Nur die Tiefenverteilung im Boden der Kalkungsvariante SLBK (30 t/ha Dolomit, 1982) zeigt mit höheren Gehalten in der Oh-Lage und niedrigeren Gehalten in 0–5 cm Tiefe

des Mineralbodens eine geringere Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe (s. Abb. 20). Da die Mächtigkeiten der Humusaufgaben mit Werten zwischen 6 und 8 cm auf diesen Flächen vergleichbar sind, könnten die anderen bodenchemischen Verhältnisse auf SLBK für die geringere Migration von Cäsium in größere Bodentiefen verantwortlich sein. So wurden in der Humusaufgabe dieser Fläche u. a. wesentlich höhere pH-Werte (gemessen in H₂O) gefunden (s. Tab. 5). Dass höhere pH-Werte im Boden zu einer geringeren Mobilität von Cs-137 führen können, konnte auch in Waldböden in Österreich gefunden werden (STREBL et al. 2000).

Tab. 5: pH-Werte in H₂O in der Humusaufgabe der BDF-F SLB1, SLBD, SLBK, SLBN.

Humusaufgabe	pH (H ₂ O) [Median, n = 6]			
	SLB1	SLBD	SLBK	SLBN
L	5,2	5,2	5,6	–
Oh	4,3	4,8	6,0	4,1
Of	3,6	4,7	6,7	3,5

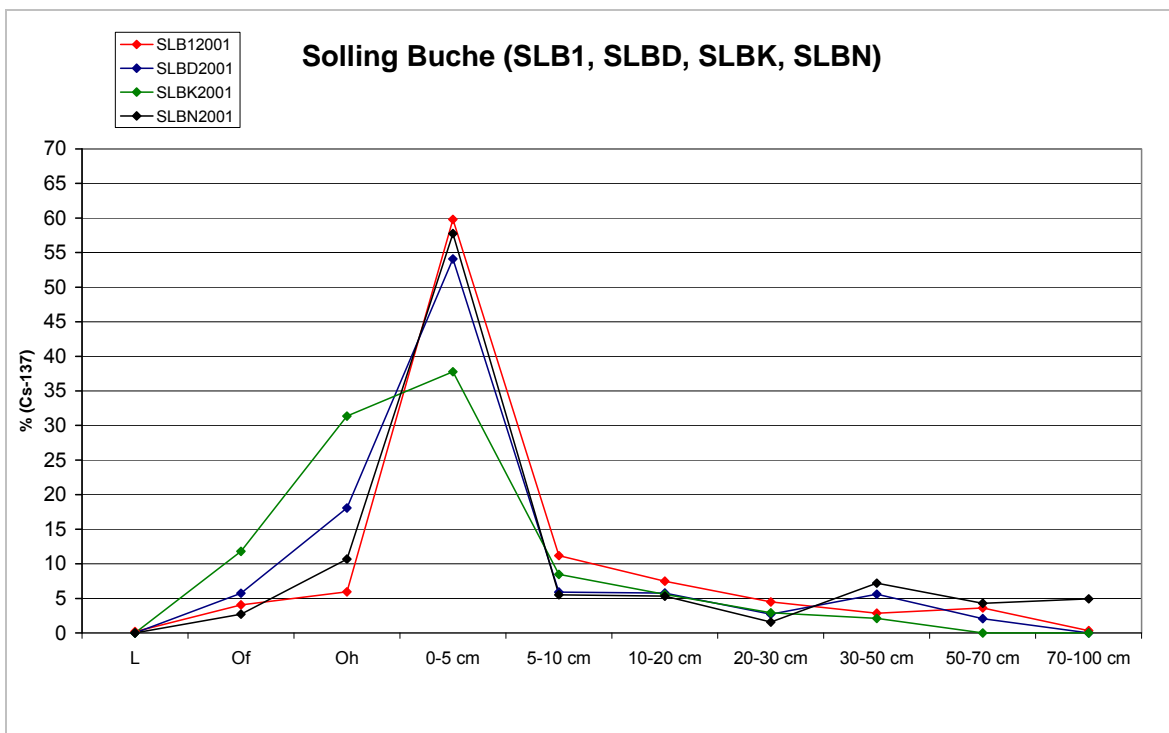


Abb. 20: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Solling Buche, SLB1, SLBD, SLBK, SLBN.

Höhenstufenvarianten

Bei den Tiefenprofilen aller Flächen in der Lange Bramke im Harz (LBKA, LBNH, LBSH) konnte kein wesentlicher Unterschied gefunden werden (s. Abb. 21), obwohl das Cs-137-Inventar auf der BDF-F LBKA signifikant höher als auf den BDF-F LBNH und LBSH war. Auf der BDF-F LBKA konnte auch ein signifikant höherer Humusvorrat als auf der BDF-F LBSH gefunden werden, während der Humusvorrat auf der BDF-F LBNH nicht signifikant niedriger als auf der BDF-F LBKA war. Diese Unterschiede haben im Untersuchungszeitraum offensichtlich keinen Einfluss auf die Verlagerung von Cs-137 in größere Bodentiefen gehabt.

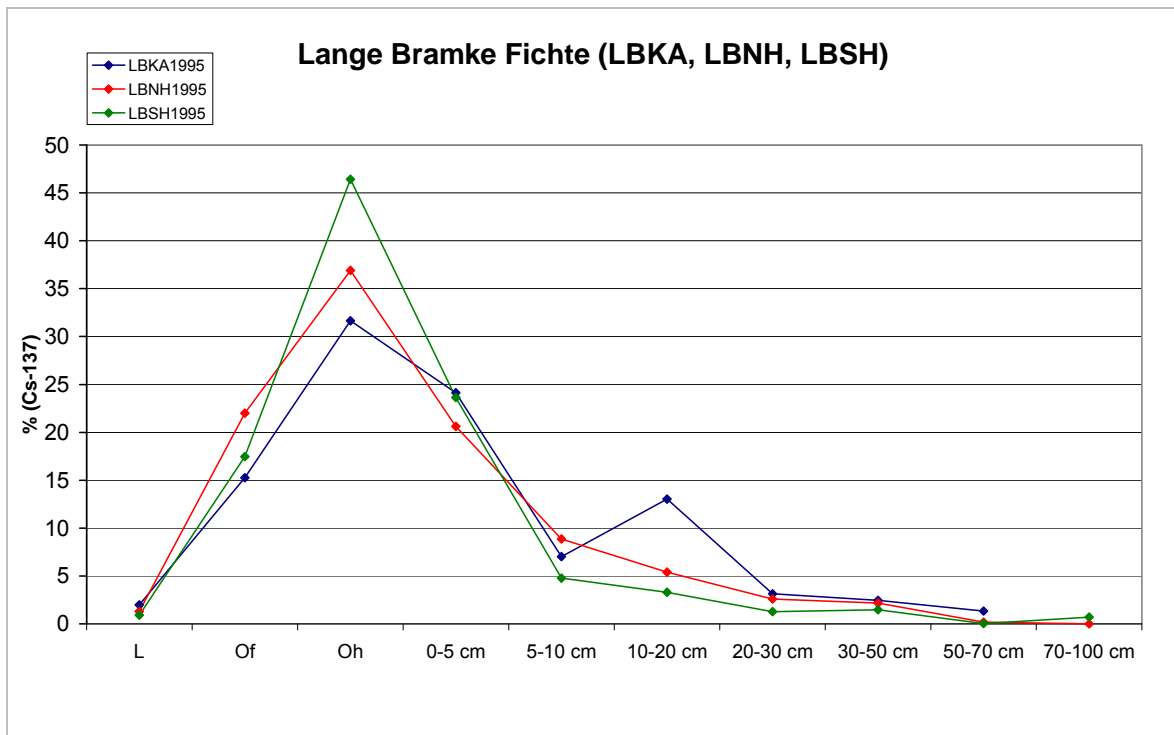


Abb. 21: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Lange Bramke (LBKA, LBNH, LBSH).

Das Tiefenprofil der BDF-F HIKA ist flacher als jene der BDF-F HIMA und HIMJ (s. Abb. 22). Ein Grund könnten die signifikant wesentlich höheren Humusvorräte auf der BDF-F HIKA als auf den BDF-F HIMA und HIMJ sein (HIKA 23 cm, HIMA 12 cm, HIMJ 5 cm; s. Kap. 3.8). Diese Unterschiede sind im Hils deutlicher ausgeprägt, als im Harz (LBKA 12 cm, LBNH 12 cm, LBSH 8 cm). Da die Humusaufgabe auf der BDF-F HIKA somit wesentlich mächtiger als die Humusaufgabe auf den zwei tiefer gelegenen BDF-F HIMA und HIMJ ist, konnte Cs-137 offensichtlich stärker in der Humusaufgabe der BDF-F HIKA fixiert und damit weniger stark in die Tiefe verlagert werden.

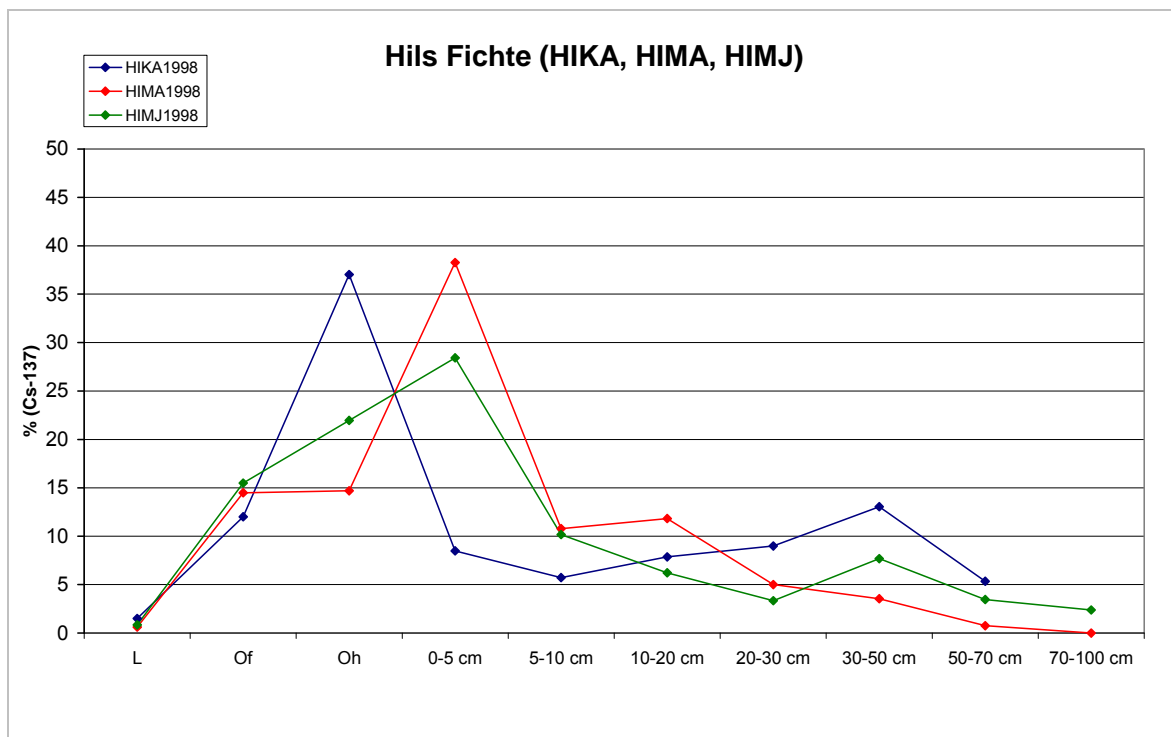


Abb. 22: Cs-137-Tiefenprofile der BDF-F Hils (HIKA, HIMA, HIMJ).

3.7 Kalium 40

Im Boden von einigen BDF-F wurde das ausschließlich aus natürlichen Quellen stammende radioaktive K-40-Isotop gemessen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 23 dargestellt.

Kalium kommt im Boden hauptsächlich mineralisch gebunden vor (z. B. Feldspäte, Glimmer). Da der mineralische Anteil im Boden mit der Tiefe ansteigt, nimmt die K-40-Konzentration im Boden ebenfalls mit der Tiefe zu (s. Abb. 23). In Böden mit hohem Sandanteil (AUKI, FUKI, GDEI, IHEI, WEFI) ist die K-40-Konzentration deshalb auch niedriger, als in löss- und tonreichen Böden (HABU, HEEI, HIKA, HIMA, HIMJ, LBNH, LBSH, LBKA, SLB1, SPFI; s. Abb. 23). In der Humusauflage konnten maximal 290 Bq/kg K-40 mit ansteigenden Werten von der L- zur Oh-Lage gemessen werden. In sandreichen Böden wurden im Mineralboden maximal 260 Bq/kg gemessen, in löss- und tonreichen Böden maximal 1 000 Bq/kg, wobei die höchsten Werte im

Harz gefunden wurden. Im Vergleich hierzu wurden maximal 700 Bq/kg Cs-137 in der Humusauflage, 600 Bq/kg in 0–5 cm und 180 Bq/kg in 5–10 cm Tiefe gemessen. In größerer Tiefe lagen die Cs-137-Konzentrationen unter 50 Bq/kg (s. Tab. 3). Die Tiefenprofile von K-40 und Cs-137 sind demnach entgegengesetzt (s. hierzu auch SCHILLING & ZEITLER 1997). Flachwurzeln Pflanzen, die Nährstoffe bevorzugt aus den oberen Bodenschichten aufnehmen, könnten deshalb mehr Cs-137 als K-40 aufnehmen. Berechnet man die K-40-Gesamtbelastung des Bodens, so übersteigt sie die Cs-137-Belastung um ein Vielfaches, was auch von anderen Autoren berichtet wird (SCHILLING 2006, SCHILLING 1997, WELLER 1987). Diese berichten Flächenbelastungen von 50 000–200 000 Bq/m² für K-40.

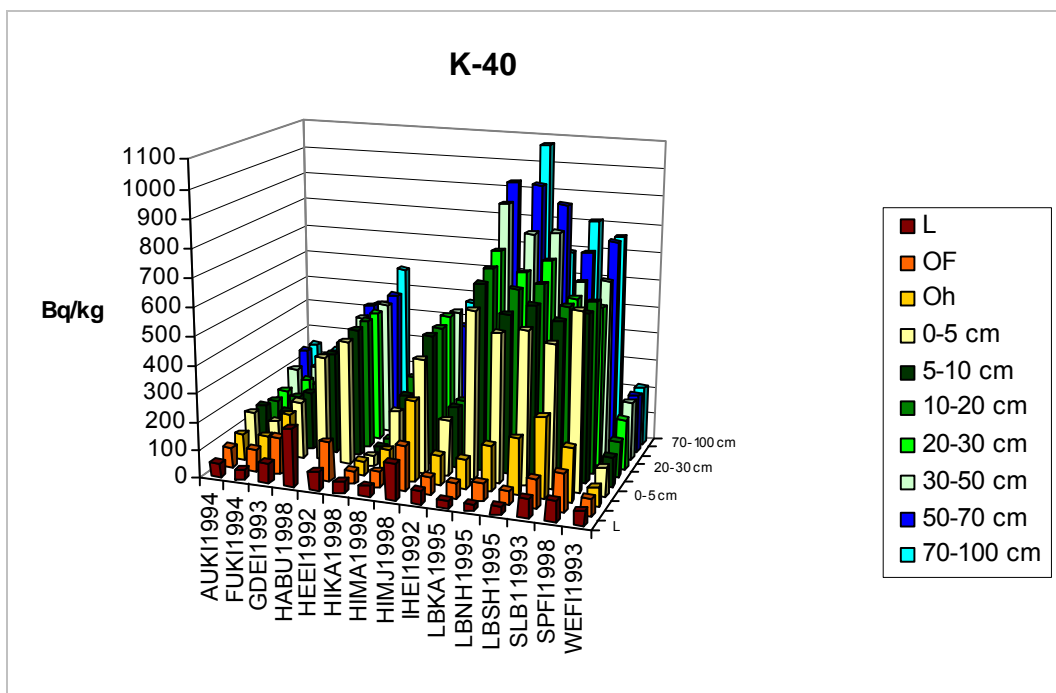


Abb. 23: K-40-Konzentrationen im Boden.

3.8 Humusvorräte und Bodenmengen

Da die Humusvorräte und die Feinbodenmengen wesentliche Größen bei der Berechnung der Inventare sind (s. Kap. 2.6.2), sollen sie im Folgenden dargestellt werden.

Es wurden an jeweils sechs Mischproben aus vier Einzelproben der Humusvorrat, der Feinbodenanteil, die Trockenraumdichte und der Steinanteil im Labor bestimmt. Je nach bodenchemischen Verhältnissen konnten sehr unterschiedliche Humusvorräte auf den BDF-F gefunden werden (s. Abb. 24 und 25). So wurden auf den BDF-F GDEI, HIKA, LBKA, WEFI und WIFI Humusvorräte von über 150 t/ha gefunden, auf den BDF-F DREI, EHEI, HABU und GWBU Humusvorräte von unter 30 t/ha. Auf allen anderen BDF-F lagen die Humusvorräte zwischen diesen Werten. Bei den Höhenstufenvarianten im Harz (LB) und im Hils (HI) konnten mit der Höhe über NN ansteigende Humusvorräte gefunden werden. Der Humusvorrat auf der BDF-F HIKA war signifikant höher, als die Humusvorräte auf den BDF-F HIMA und HIMJ (Scheffé-Test, $p \leq 0,05$). Im Harz konnte auf der Fläche LBKA ein signifikant höherer Humusvorrat als auf LBSH gefunden werden, während der Humusvorrat auf LBKA nicht signifikant höher als auf der BDF-F LBNH war. Bei den benachbarten BDF-F mit Nadelbaum- und Laubbaumbestockung (Ehrhorn, Solling) war die Humusauflage auf den BDF-F mit Nadelbaumbestockung (EHKI, SLF1) jeweils höher, als auf den BDF-F mit Laubbaumbestockung (EHEI, SLB1). Signifikant war dieser Unterschied jedoch nur auf den BDF-F EHEI und EHKI. Auf den Kalkungs-Düngungsvarianten konnten ebenfalls Unterschiede in der Mächtigkeit der Humusauflage gefunden werden. Hier konnte ein signifikant niedrigerer Humusvorrat auf der BDF-F SLB1 als auf den BDF-F SLBD und SLBK, und ein signifikant niedrigerer Humusvorrat auf der BDF-F SLBN in Vergleich zur BDF-F SLBD gefunden werden. Bei den Wiederholungsinventuren konnten auf zwei BDF-F signifikante Unterschiede bei den Humusvorräten gefunden werden. Auf den BDF-F SLB1 und GDEI haben demnach die Humusvorräte abgenommen, wobei die sehr starke Abnahme auf der BDF-F GDEI unplausibel ist und durch eine weitere Beprobung verifiziert werden soll. Auf allen anderen BDF-F konnten keine Unterschiede festgestellt werden.

Mit zunehmender Mächtigkeit der Humusauflage steigt das Speichervermögen für Cs-137 stark an (s. Abb. 28). Eine derartige Abhängigkeit konnten auch VÖLKELE (2002a, 2002b), VÖLKELE & LEOPOLD (2006) und KRUSE-IRMER & GIANI (2003) in ihren Untersuchungen finden. Da es zwischen den in Abbildung 28 dargestellten BDF-F bei den Gesamtinventaren der Flächen keine signifikanten Unterschiede gibt, nimmt mit der Mächtigkeit der Humusauflage somit die Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe ab. Die mit zunehmenden Humusvorräten höheren Cs-137-Inventare in der Humusauflage sind auf die hohe Bindungsfähigkeit von Huminstoffen und Huminsäuren für Cs-137 zurückzuführen.

Die Abweichung der Einzelwerte vom Mittelwert der Humusvorräte beträgt im Mittel 30 %. Dabei nimmt die Streuung mit der Höhenlage zu, was auch VÖLKELE & LEOPOLD (2006) in ihrer Untersuchung in Bayern fanden.

Der Feinbodenanteil betrug bei den meisten Böden über 90 %. Nur bei den BDF-F Lange Bramke, Hils und Göttinger Wald war der Feinbodenanteil im oberen Mineralboden (0–20 cm) mit Werten zwischen 40 und 80 % geringer (GWBU 70 %, LBNH 50–60 %, HIKA 40 %, HIMA 60 %, HIMJ 80 %). Die noch geringeren Feinbodenanteile in größerer Tiefe sind aufgrund der sehr geringen Cs-137-Konzentrationen im Unterboden für die Berechnung der Inventare nicht relevant. Da die Proben mit einem Entnahmegerät vergleichsweise kleinen Durchmessers (0–10 cm: 122,5 cm², > 10 cm: 67,9 cm²) entnommen wurden, steigt der Fehler bei der Bestimmung der Trockenraumdichte und des Feinbodenanteils mit dem Steinanteil stark an. Dieser betrug bei der Trockenraumdichte im Mittel 8 % und beim Feinbodenanteil 10 %, bezieht man nur Böden mit niedrigem Steinanteil in die Berechnung mit ein. In Böden mit hohem Steinanteil (HIKA, HIMA, HIMJ, LBNH, LBSH, LBKA und GWBU) war der Fehler des Feinbodenanteils im Oberboden mit im Mittel 20 % doppelt so hoch, während der mittlere Fehler der Trockenraumdichte mit im Mittel 10 % nur unwesentlich höher war. Die Feinbodenmengen und damit auch die Cs-137-Inventare dieser BDF-F sind deshalb mit einem höheren Fehler behaftet.

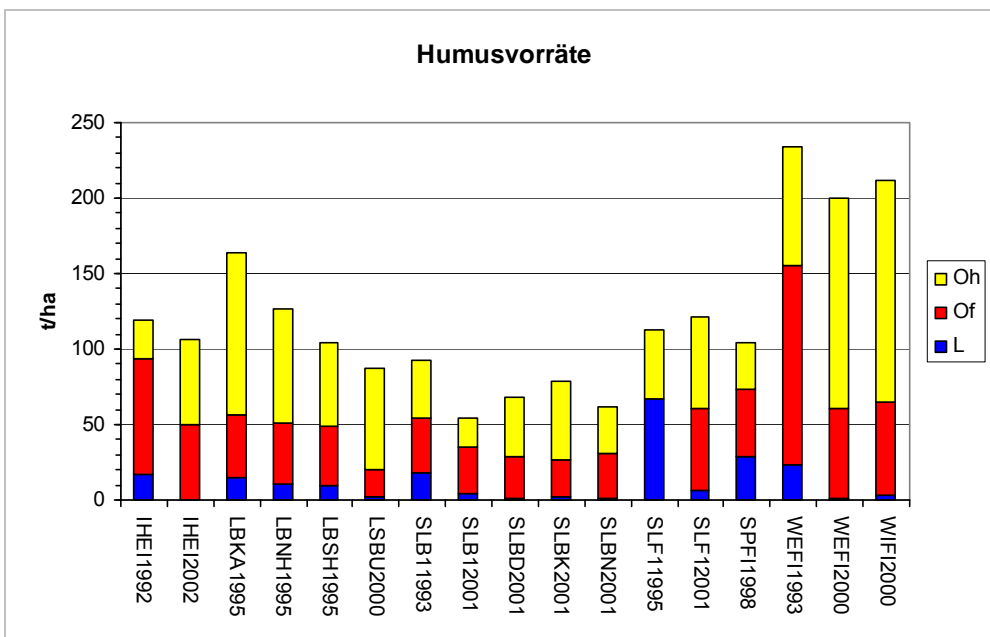
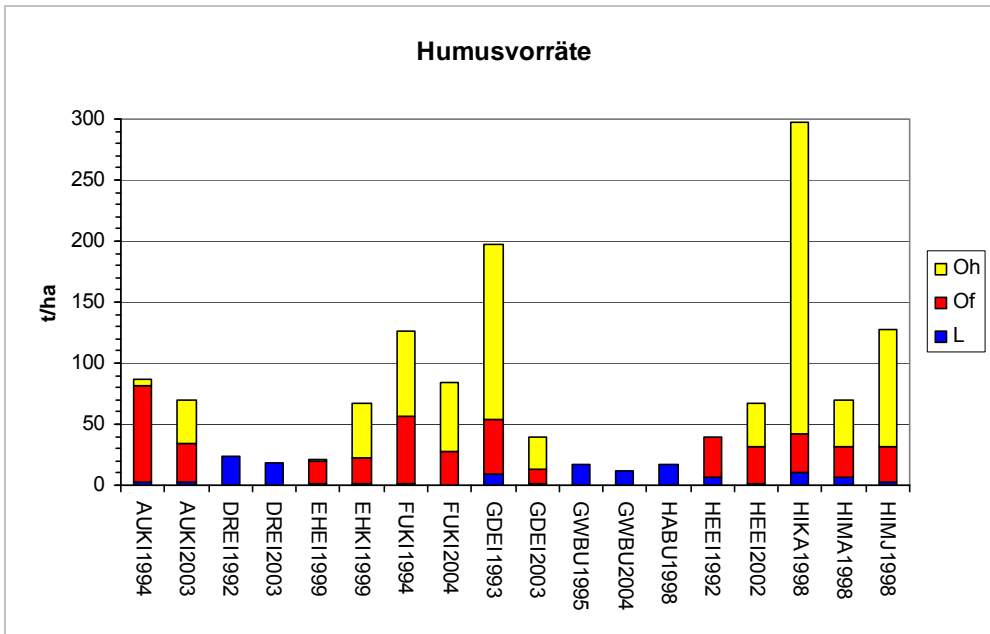


Abb. 24 und 25: Humusvorräte der BDF-F.

In Abbildung 26 ist das Tiefenprofil der Trockenraumdichte (TRD) und des Feinbodenanteils (FBA) der steinarmen BDF-F FUKI, in Abbildung 27 das Tiefenprofil der steinreichen BDF-F LBSH dargestellt. Die Trockenraumdichten steigen in der Regel zwischen 0 und 10 cm Bodentiefe stark an. In größerer Tiefe fällt der Anstieg geringer aus.

Ein Vergleich der Trockenraumdichten und des Feinbodenanteils der Wiederholungsinventuren zeigt eine weitgehende Übereinstimmung der Werte beider Beprobungsjahre. Nach der Eliminierung einzelner Ausreißer wurden aufgrund der guten Übereinstimmung der Werte beider Inventuren Mittelwerte aus allen Messwerten einer Tiefenstufe gebildet.

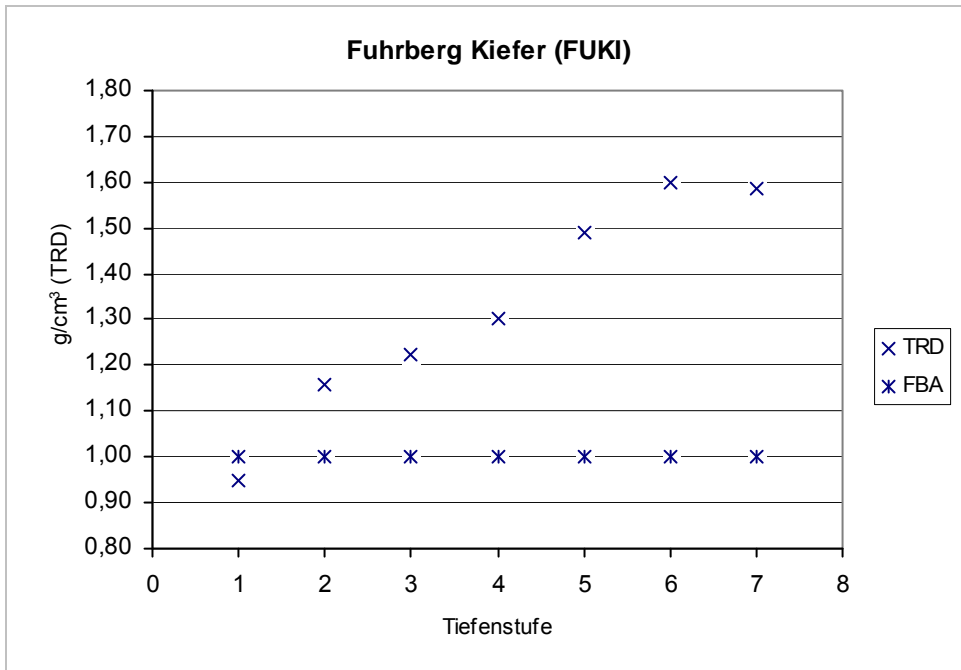


Abb. 26: Tiefenprofil: Trockenraumdichte (TRD) und Feinbodenanteil (FBA) der BDF-F FUKI.

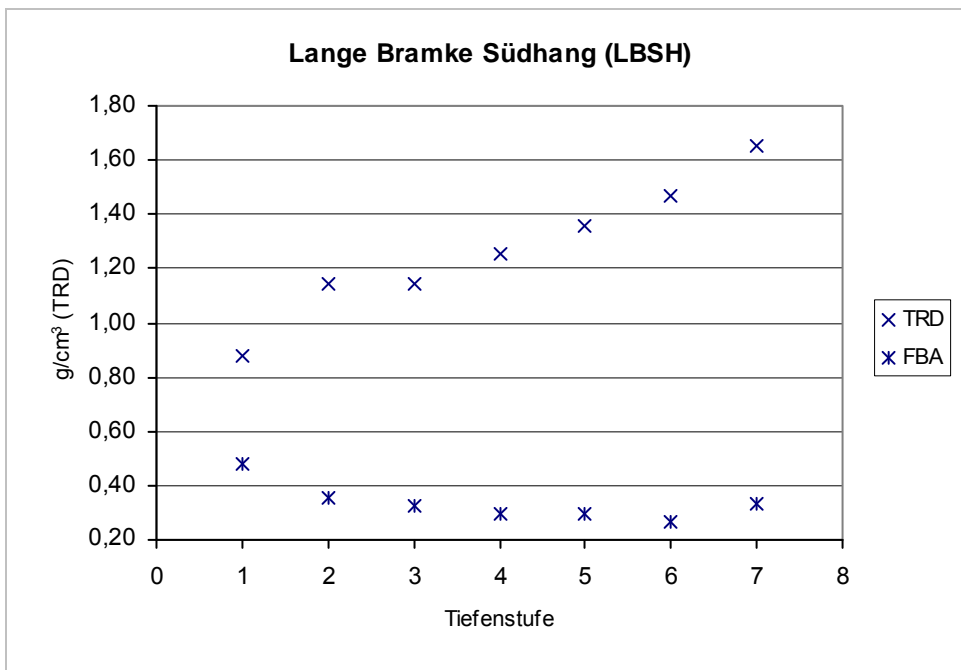


Abb. 27: Tiefenprofil: Trockenraumdichte (TRD) und Feinbodenanteil (FBA) der BDF-F LBSH.

Tiefenstufen: 1 = 0–5 cm, 2 = 5–10 cm, 3 = 10–20 cm, 4 = 20–30 cm, 5 = 30–50 cm,
6 = 50–70 cm, 7 = 70–100 cm.

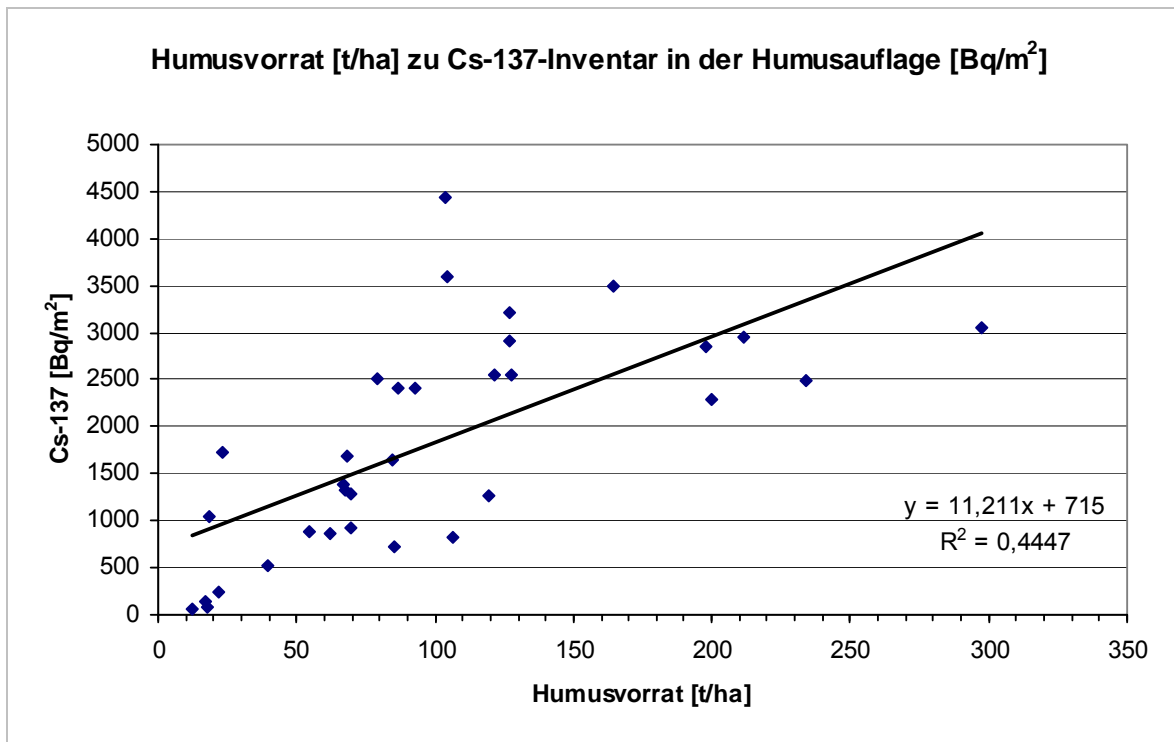


Abb. 28: Cs-137-Inventar in der Humusaufgabe in Abhängigkeit vom Humusvorrat.

4 Diskussion

Grundinventur

Niedersächsische Waldböden sind mit Cs-137-Gesamtinventaren von 4 000–10 000 Bq/m² (zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986) im Vergleich zu süddeutschen Waldböden gering belastet. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, dass Ende April bis Anfang Mai 1986 nur Ausläufer der radioaktiven Wolke des Tschernobyl-Unfalls Niedersachsen passierten, andererseits darauf, dass es beim Durchzug der Wolke fast überall wenig regnete. In Gebieten, in denen es im o.g. Zeitraum stärker regnete, wie nördlich von Göttingen und Hannover und dem Gebiet um Lüchow-Dannenberg, wurden höhere Werte als im Rest Niedersachsens gemessen (TYKVA & BERG 2004). In diesen auch als „hot spots“ bezeichneten Regionen liegen die BDF-F DREI (Lüchow-Dannenberg), GWBU (Göttinger Wald) und SPFI (Spanbeck Fichte). In den Böden dieser BDF-F wurden mit Werten zwischen 13 000 und 18 000 Bq/m² für Niedersachsen relativ hohe Cs-137-Gesamtinven-

ture gefunden (s. Kap. 3.1). Diese Werte liegen jedoch deutlich unter denen, die in den am stärksten belasteten Regionen Deutschlands (Voralpenregion, große Teile Bayerns und Baden-Württembergs) mit Werten bis zu 150 000 Bq/m² gemessen werden (BRÜCKMANN 1992, VÖLKE & IGL 1995, STRAHLENSCHUTZ-KOMMISSION 1996; VÖLKE & LEOPOLD 2006). In Österreich konnten sogar Werte bis zu 200 000 Bq/m² gemessen werden (BOSSEW et al. 2001).

Das zunächst vorwiegend im Kronenraum deponierte Radiocäsium gelangte sehr schnell auf den Boden, wo derzeit ca. 90 % der Gesamtaktivität zu finden sind. Die insgesamt geringe Pflanzenaufnahme erfolgt demnach weniger über die Blattorgane, sondern vor allem über die Wurzeln. Der Anteil des Radiocäsiums in den Blattorganen und der Rinde von Bäumen macht nur ca. 3 % der Gesamtaktivität aus (BRÜCKMANN 1992, MYTTENAERE et al. 1993, STREBL et al. 2000).

Im Vergleich zu Waldböden ist die Radiocäsiumbelastung von Weiden, Wiesen und Äckern sehr gering. In einer Untersuchung des HESSI-

SCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004) wurden in diesen Böden Werte unter 25 Bq/kg gemessen, was einer Flächenaktivität von < 800 Bq/m² entspricht.

Da Waldböden demnach auch heute noch zu den am höchsten belasteten Kompartimenten in der Umwelt zählen, kommt dem Verhalten von Radiocäsium in ihnen eine zentrale Rolle zu.

Räumliche Heterogenität

Die Flächenvariabilität der Cs-137-Belastung ist in Wäldern recht groß (FIELITZ 2001, STRAHLENSCHUTZKOMMISSION 1996, VÖLKELE & IGL 1995). Dies hängt einerseits mit der unterschiedlichen Verteilung der Radionuklide durch den Stammabfluss und die Kronentraufe (SCHIMMACK et al. 1994, SCHILLING & ZEITLER 1997, FÖRSTER, SCHIMMACK & KREUTZER 1991, BRÜCKMANN 1992, RÜHM et al. 1996), andererseits mit den in Wäldern kleinräumig sehr unterschiedlichen Niederschlagsereignissen zum Zeitpunkt der Deposition (April–Mai 1986) zusammen. So fanden BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST (1988) wesentlich höhere Aktivitäten in der Rinde von Buchen, als in der Rinde von Fichten, und eine sehr viel höhere Variabilität im Boden von Buchenwäldern, als in mit Nadelbäumen bestockten Wäldern. Von LETTNER, BOSSEW & HUBMER (1994) konnten in Wäldern wesentlich höhere Variationskoeffizienten als auf Grünland gefunden werden. Die Variation der Belastung beträgt nach HENRICH et al. (1988) in Waldböden ca. 14 %, andere Untersuchungen geben für die Humusauflage und die oberen Mineralbodenhorizonte von Waldböden Variationskoeffizienten von 20–30 % an (LETTNER, BOSSEW & HUBMER 1994, SCHILLING & ZEITLER 1997). In dieser Untersuchung konnten in den Böden der BDF-F ebenfalls Variationskoeffizienten von 20–30 % gefunden werden, wobei diese im Boden von BDF-F mit Laubbaumbestockung (insbesondere Buchen) geringfügig höher war, als im Boden von BDF-F mit Nadelbaumbestockung.

Vertikale Verteilung

Die Cs-137-Konzentrationen und -Inventare zeigen ein ausgeprägtes Tiefenprofil. So wurde der größte Teil des Cs-137 in der Humusauflage (im Mittel 37 %) und im obersten huminstoffreichen Horizont des Mineralbodens (0–

5 cm) gefunden (im Mittel 60 %, s. Abb. 4 und 5). Nur in Sand- und Moorböden konnte eine größere Verlagerung in die Tiefe (bis in 10 cm) beobachtet werden. In der Humusauflage konnten die höchsten Cäsiumkonzentrationen in der Oh-Lage gefunden werden, niedrigere Konzentrationen in der Of-Lage und vernachlässigbare Konzentrationen in der L-Lage (s. Tab. 3).

Es konnte auch gezeigt werden, dass Cäsium eine hohe Affinität zur Humusauflage hat, so dass mit zunehmender Mächtigkeit der Humusauflage das Speichervermögen für Cs-137 stark ansteigt. Mit steigendem Humusvorrat konnte ein höheres Cs-137-Inventar im Auflagehumus gefunden werden (s. Abb. 28).

Dass die Mächtigkeit der Humusauflage einen Einfluss auf das Migrationsverhalten von Cäsium hat, zeigt auch der Vergleich der in unmittelbarer Nähe liegenden BDF-F HIKA, HIMA und HIMJ im Hils. Im Hils konnten höhere Humusvorräte mit steigender Meereshöhe der BDF-F (HIKA > HIMJ > HIMA) gefunden werden. In gleicher Richtung nahm das Ausmaß der Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe ab (s. Kap. 3.6).

Eine starke Korrelation von Cs-137-Gehalten und der Präsenz von organischer Substanz im Boden beschreiben auch STREBL et al. (2000), VÖLKELE & LEOPOLD (2006), SCHILLING (1997, 2006), KRUSE-IRMER & GIANI (2003) und VÖLKELE (2002a, 2002b). Sie stellen ebenfalls fest, dass in mächtigeren Humusaufgaben durchschnittlich mehr Radiocäsium gebunden ist. Dies ist vor allem deshalb von Bedeutung, weil Waldbäume und die Bodenvegetation Nährstoffe vornehmlich aus der organischen Auflage aufnehmen. BAUSKE, BECKER-HEIDMANN & LUX (1994) und FÖRSTER, SCHIMMACK & KREUTZER (1991) fanden deshalb auch bei Rindenuntersuchungen von Fichten und Buchen eine höhere Cäsiumaufnahme bei den wesentlich flacher wurzelnden Fichten.

Auch in folgenden Untersuchungen konnten ähnliche Tiefenprofile wie im Boden der hier untersuchten BDF-F gefunden werden: LETTNER, BOSSEW & HUBMER (1994), KRUYTS & DELVEAUX (2002), BRÜCKMANN (1992) und TYKVA & BERG (2004) fanden in Waldböden hohe Konzentrationen in der Humusaufgabe, ein Maximum der Aktivität in 2–6 cm Mineralbodentiefe und eine exponentielle Abnahme in größerer Tiefe. GIANI et al. (1987) und FIELITZ (2001) fanden mit 10–40 % des Cäsiuminven-

tars in der Humusaufgabe und ca. 50 % in 0–5 cm Mineralbodentiefe vergleichbare Werte in bayrischen und niedersächsischen Waldböden (Fuhrberg, Göttinger Wald), wie in dieser Untersuchung. VÖLKELE & IGL (1995) fanden eine starke Abhängigkeit der Tiefenverteilung des „Tschernobyl-Cäsiums“ von der Struktur der organischen Auflagen und der Beschaffenheit des humosen Oberbodens mit Kontaminationsspitzen im Of-Horizont und einer geringeren Verlagerung von Radiocäsium in den Mineralboden bei mächtig entwickelten Auflagehorizonten.

Bei Bodeninventuren auf BDF-F in Bayern zwischen 1990 und 1994 fanden SCHILLING & ZEITLER (1997) mit noch nachweisbaren Konzentrationen bis in 30 cm Mineralbodentiefe eine vergleichsweise größere Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe. Jedoch fanden auch sie die höchsten Gehalte in den organischen Auflagen und eine starke Abnahme im Mineralboden mit der Tiefe. Außerdem fanden sie in ihrer Untersuchung eine gute Übereinstimmung von Messdaten unterschiedlicher Probenahmevarianten (Flächengröße, Anzahl der Einzelproben und Mischproben). Sie fanden für drei Mischproben aus 18 Einzelproben eine ausreichende Repräsentativität der Radionuklidmessdaten. Da das hier gewählte Schema mit sechs Mischproben aus 24 Einzelproben bei ähnlicher Teilflächengröße damit vergleichbar ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Messdaten für die hier untersuchten BDF-F repräsentativ sind.

Zeitliche Veränderung für Cäsium 137

Auf allen BDF-F hat die Cs-137-Belastung abgenommen, wobei die Abnahme fast ausschließlich durch den radioaktiven Zerfall bedingt war. Die zum Zeitpunkt der Probenahme gefundenen Cs-137-Inventare betragen im Beobachtungszeitraum 1992–2004 zwischen 3 000 und 8 000 Bq/m² (4 000–10 000 Bq/m², zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986) im Boden der durchschnittlich belasteten BDF-F bzw. 10 000–15 000 Bq/m² (13 000–18 000 Bq/m², zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986) im Boden der so genannten „hot spots“. Nur im Boden der BDF-F GWBU konnte eine signifikant höhere, durch andere Prozesse bedingte Abnahme von 14 000 Bq/m² (1995) auf 7 090 Bq/m² (2004) gefunden werden (zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986; s. Abb. 11). Da die bodenchemischen und bodenbiologischen Bedingungen im Boden dieser

BDF-F sehr günstig sind (hohe pH-Werte, gute Nährstoffversorgung, Boden wühlende Tiere, hohe mikrobielle Aktivität), könnte eine Fixierung von Radiocäsium in größerem Ausmaß durch die sehr üppige Bodenvegetation im Frühjahr (beide Probenahmen erfolgten in diesem Zeitraum) und die sehr aktive Bodenmakrofauna die Ursache sein. Ein Austrag mit dem Grundwasser ist auszuschließen, da im Boden dieser BDF-F ab 20 cm Tiefe kein Radiocäsium mehr gefunden werden konnte. FIELITZ (2001) fand ebenfalls eine schnelle Abnahme der Aktivität auf der von ihm untersuchten Fläche im Göttinger Wald und auch VÖLKELE (2002a) konnte auf Muschelkalk eine höhere Bioverfügbarkeit von Radiocäsium feststellen. Im Gegensatz hierzu konnte SCHILLING (1997) im Boden keiner der von ihm untersuchten BDF-F in Bayern (1990–94, u. a. Böden mit hohen pH-Werten) eine statistisch signifikante nicht zerfallsbedingte Abnahme von Cs-137 feststellen, was unter Umständen darauf zurückzuführen ist, dass seine Untersuchungen wesentlich länger zurückliegen. Jedoch konnte auch VÖLKELE (2002a) in seiner wesentlich später durchgeführten Untersuchung, u. a. von Böden mit hohen pH-Werten, keine nicht zerfallsbedingte Abnahme feststellen. Eine schlüssige Erklärung für die Abnahme des Cs-137-Inventars auf der BDF-F GWBU konnte jedoch in der Literatur nicht gefunden werden, so fanden BLOCK (1993), BRÜCKMANN (1992), FIELITZ (2001), VÖLKELE (2002a), TYKVA & BERG (2004) und DRISSNER (1993) sinkende Transferfaktoren und damit eine geringere Pflanzenaufnahme mit steigenden pH-Werten im Boden.

Die Transferfaktoren Boden-Pflanze werden von BRÜCKMANN (1992) auf 0,05 geschätzt, wobei auch er für nährstoffarme Wälder eine höhere Aufnahme rate als für Kalkbuchenwälder fand. Für Sandböden konnten MYTTENAERE et al. (1993) mit 0,2 einen wesentlich höheren Transferfaktor finden. In den Böden der hier untersuchten BDF-F mit hohem Sandanteil konnte keine signifikante Abnahme der Radiocäsiumbelastung durch die Pflanzenaufnahme gefunden werden. In der Humusaufgabe und in Moorböden sind die Transferfaktoren höher, als im Mineralboden, weshalb flach wurzelnde Pflanzen und Pilze sowie Wild in Wäldern auf moorigen Böden vergleichsweise hoch belastet sind (KRUSE-IRMER & GIANI 2003, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2002). FIELITZ (1993) fand in Wäldern

zudem wesentlich höhere Transferfaktoren Boden-Pflanze, als auf Äckern.

Die jährliche Cäsiumaufnahme aus dem Boden in die Baumbiomasse wird von STREBL et al. (2000) auf nur 0,05 % des Cs-137-Gesamtinventars des Bodens geschätzt.

Diese niedrigen Transferfaktoren stehen im Einklang mit der nur durch den radioaktiven Zerfall bedingten Abnahme der Radiocäsiumbelastung in den Böden der hier untersuchten BDF-F.

Zeitliche Veränderung für Cäsium 134

Die Cs-134-Belastung hat ebenfalls auf allen BDF-F abgenommen (s. Kap. 3.1). So konnte Cs-134 wegen der niedrigen Halbwertszeit von 2,06 Jahren nur noch im Boden von fünf BDF-F gefunden werden, deren Beprobung zwischen 1992 und 1994 lag (s. Kap. 3.1.2). Bei Probenahmen nach 1994 konnten nur noch Konzentrationen im Bereich oder unter der unteren Bestimmungsgrenze gefunden werden. Dies deckt sich mit einer Untersuchung von KRUSE-IRMER & GIANI (2003), die bei einer Beprobung von Waldböden in Bayern 1998 ebenfalls kein Cs-134 mehr fanden. Die Cs-134-Gesamtinventare (zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986) lagen auf den bis 1994 beprobten BDF-F mit Werten zwischen 600 und 1 500 Bq/m² deutlich unter den für Cs-137 gefundenen Werten. Da bei den Wiederholungsinventuren kein Cs-134 mehr gefunden werden konnte, kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob eine Abnahme, die nicht durch den radioaktiven Zerfall bedingt ist, stattgefunden hat. Da es sich bei den fünf BDF-F mit nachweisbaren Cs-134-Konzentrationen (AUKI, DREI, FUKI, GDEI, HEEI) jedoch um BDF-F handelt, deren Cs-137-Inventar nur durch den radioaktiven Zerfall abgenommen hat und sich alle Cäsiumisotope physiologisch und chemisch ähnlich verhalten, ist davon auszugehen, dass auch Cs-134 auf diesen BDF-F nur durch den radioaktiven Zerfall abgenommen hat.

Aus dem Verhältnis von Cs-137 zu Cs-134 von 1,86 im frischen Tschernobyl-Fallout konnte außerdem ein Anteil von im Mittel 92 % Cs-137 aus dem Tschernobyl-Unfall berechnet werden. Die restlichen 8 % stammen aus den oberirdischen Atombomben-Versuchen, die zwischen den 50er und 60er Jahre stattgefunden haben (s. Abb. 9 und 10). GOUSSIOS, PFAU & WOLF (2006), FÖRSTER, SCHIMMACK &

KREUTZER (1991) und das LANDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND UMWELTRADIOAKTIVITÄT (2003) fanden in einer Untersuchung in Bayern 80 % „Tschernobyl-bürtiges“ Cs-137 und FÖRSTER, SCHIMMACK & KREUTZER (1991) 80–95 %. BRÜCKMANN (1992) konnte noch 30 Jahre nach den oberirdischen Atombombenversuchen 50 % des atombombenbürtigen Radiocäsiums in der Humusaufgabe finden. Sie schlossen hieraus auf eine extrem lange Verweilzeit von Radiocäsium in oberen Bodenschichten. VÖLKE & IGL (1995) fanden im Vergleich zum „Tschernobyl-Cäsium“ eine gleichmäßigere und weiter fortgeschrittene Tiefenverteilung des Radiocäsiums, das aus den bis Mitte der 60er Jahre unternommenen oberirdischen Kernwaffenversuchen stammt, da die Deposition über einen längeren Zeitraum erfolgte und bereits länger zurückliegt.

Verlagerung in die Tiefe: Mechanismen, mögliche Verlagerung ins Grundwasser

Cäsium wird nur sehr langsam vertikal im Boden verlagert (0,5–2 cm pro Jahr), was auf eine feste Bindung an Huminstoffe, Huminsäuren und Tonminerale zurückzuführen ist. Daher wird Cäsium auch in ton- und lössreichen Böden weniger stark in die Tiefe verlagert, als in Sand- und Moorböden (KRUSE-IRMER & GIANI 2003, CREMERS et al. 1988, RAFFERTY et al. 2000, BRÜCKMANN 1992, STREBL et al. 2000, TYKVA & BERG 2004, BOTSCH 2002, FIELITZ 1993, 2001). Weiterhin beschreiben VÖLKE & LEOPOLD (2006) den Ah-Horizont aufgrund seiner hohen Gehalte an organischen Verbindungen als effektive radioökologische Barriere. Auch FIELITZ (1993) fand im Sandboden eines Kiefernwaldes in Fuhrberg (in der Nähe der BDF-F FUKI) im Vergleich zu den von ihm untersuchten Flächen im Göttinger Wald (Rendzina) und in Bodenmais (Bayern, Lössboden) eine stärkere Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe. Im Gegensatz hierzu konnte SCHILLING (1997) in den Sand- und Lösslehm Böden der BDF-F in Bayern eine geringe, langsame Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe feststellen, die nicht vom Substrattyp (Sand, Löss) abhängig war.

PASSECK, LINDNER & ZECH (1994) fanden in ihren Untersuchungen, dass ein erheblicher Anteil von Radiocäsium an wasserlösliche organische Verbindungen gebunden ist. In Moorböden fördern somit gelöste chelatisierende Substanzen den Transport von Cäsium im Boden

(TYKVA & BERG 2004). Dies könnte eine Erklärung dafür sein, dass auf der BDF-F DREI, in einem Moorboden, Radiocäsium noch in 1 m Tiefe gefunden wurde, wobei der stark fluktuierende Grundwasserspiegel zu einer weitgehend gleichmäßigen Verteilung von Radiocäsium beigetragen hat (s. Abb. 16).

Eine geringe vertikale Verlagerung von Cs-137 in den Auflagehorizonten und im oberen Mineralboden von terrestrischen Waldböden und etwas größere Verlagerungstendenzen in Moorböden fanden auch KRUSE-IRMER & GIANI (2003). In einer Untersuchung von FIELTZ (2001) wurde die größte Dynamik der Verlagerung von Radiocäsium im Ah-Horizont gefunden. Er stellte bei seiner Untersuchung in Bayern und Niedersachsen etwa gleich hohe Konzentrationen im unteren Auflagehorizont (Oh) und im oberen Ah-Horizont (0–5 cm) fest (Verhältnisse der Inventare: $L < Of < Oh > 0-5 \text{ cm} > 5+ \text{ cm}$), was den Befunden für lössreiche Böden in vorgelegten Bericht entspricht.

Weitere Prozesse, die die Verlagerung von Cäsium in die Tiefe verhindern, sind die Immobilisierung und die hohe Recyclingrate von Radiocäsium in der mikrobiellen Biomasse der Humusaufgabe und des humosen Oberbodens, in der im Mittel 13 % des Radiocäsiums gebunden sind (BRÜCKMANN & WOLTERS 1994, BUNZL et al. 1995, MYTTENAERE et al. 1993, WIRTH, KAMMERER & HIRSCH 1993). So sind laut BAKKEN & OLSEN (1990) 50 % des Radiocäsiums im Boden in der Biomasse von Pilzen festgelegt. Pilze spielen somit eine bedeutende Rolle im Kreislauf von Radionukliden in Waldökosystemen (LANDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND UMWELTRADIOAKTIVITÄT 2003). BLOCK (1993) fand in seiner Untersuchung von Waldböden in Rheinland-Pfalz, dass die Cäsiumaktivität in Pilzen über sechs Jahre konstant war. Von STREBL et al. (1999) wird sogar ein Aufwärtstransport von Radiocäsium durch die mikrobielle Biomasse vermutet, da auch sie 1990 noch den größten Teil des Radiocäsiums in der Humusaufgabe fanden.

Auch BRÜCKMANN & WOLTERS (1994) fanden in ihren litterbag-Versuchen, dass 56 % des Radiocäsiums im Boden in der Mikrofauna gebunden ist. Dies könnte eine Erklärung für das abweichende Tiefenprofil auf der BDF-F GWBU (s. Abb. 17) sein. Der Boden an diesem Standort zeichnet sich durch wesentlich höhere pH-Werte und eine höhere biologische Aktivität

als die Böden aller anderen BDF-F aus (s. Abb. 17, Kap. 3.6).

BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST (1988) fanden jedoch auch eine anfängliche schnelle Verlagerung von Radiocäsium in den oberen Mineralboden in Böden mit hoher mikrobieller Aktivität. So waren bereits zwei Monate nach seiner Freisetzung in Tschernobyl 31 % des Cäsiums in mehr als 2 cm Tiefe des Mineralbodens im Göttinger Wald angekommen, während im Solling kein Cäsium im Mineralboden gefunden werden konnte. Ähnliches fand auch BLOCK (1993) in seiner Untersuchung von Böden mit geringer Humusaufgabe (nur L, Bodentyp: Rendzina), in denen er eine fast vollständige Verlagerung von Radiocäsium in den Mineralboden beobachtete, was sich mit dem Tiefenprofil der BDF-F GWBU deckt (s. Abb. 17).

Das aus der Humusaufgabe in den Mineralboden transferierte Cäsium wird dort durch Tonminerale und Huminstoffe fest gebunden (KRUSE-IRMER & GIANI 2003, VÖLKE & LEOPOLD 2006, CREMERS et al. 1988, VÖLKE 2002a). Es wird trotz gleichem Radius und gleicher Ladung stärker an Tonminerale und Huminstoffe gebunden, als Kalium, da es weniger stark hydratisiert ist (BLOCK 1993). Aus diesem Grund ist die Retention im humosen Oberboden stark, während Kalium vergleichsweise leicht in tiefere Bodenschichten ausgewaschen wird.

Der Ablauf der Verlagerung von Radiocäsium in größere Bodentiefen wird wie folgt beschrieben: RAFFERTY et al. (2000) beobachteten eine schnelle Perkolation von 20–40 % des Radiocäsiums durch die Humusaufgabe in den Mineralboden in den ersten Wochen und Monaten nach der Deposition und eine zweite Phase von ungefähr fünf Jahren, in der ein Teil des in der Humusaufgabe verbliebenen Cäsiums von der L- und Of-Lage in die Oh-Lage verlagert wird. Einen ähnlichen Verlauf fanden GIANI et al. (1987) in ihrer Untersuchung norddeutscher Waldböden. Sie fanden innerhalb der ersten zwei Wochen nach dem Tschernobyl-Unfall eine sehr schnelle Migration in die oberen 4–6 cm des Mineralbodens; in den weiteren drei Monaten ihrer Untersuchung konnten sie keine weitere Verlagerung von Radiocäsium mehr feststellen. Auch STREBL et al. (1999), RAFFERTY et al. (2000), BRÜCKMANN (1992), KLEMT et al. (1999) und das LANDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND UMWELTRADIOAKTIVITÄT

(2003) fanden, dass nach über zehn Jahren immer noch die höchsten Radiocäsium-Aktivitäten in der Oh-Lage der Humusaufgabe zu finden waren, was sich mit den Ergebnissen dieser Untersuchung deckt.

Cs-137 konnte deshalb im Boden aller BDF-F (auch DREI) ab 20 cm Bodentiefe nur noch im Bereich oder unterhalb der unteren Bestimmungsgrenze gefunden werden. Eine Kontamination des Grundwassers lässt sich damit ausschließen. Dies bestätigen auch Untersuchungen von KRUSE-IRMER & GIANI (2003) und VÖLKE & SENFT (1993), in denen unterhalb von 30 cm Bodentiefe kein Radiocäsium mehr nachgewiesen wurde.

Auch zeigten direkte Untersuchungen von Sicker- bzw. Grundwasserproben keine Verlagerung von Cs-137. So konnten BRÜCKMANN (1992) und BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST (1988) bei Lysimeterstudien im Solling und im Göttinger Wald kein Radiocäsium im Lysimeterabfluss nachweisen, weshalb sie einen Austrag mit dem Sickerwasser ausschließen. Dies bestätigen STREBL et al. (1999), die weniger als 0,01 % des Radiocäsiums im Grundwasser fanden.

Ergebnisse der Wiederholungsinventuren

Bei der Betrachtung der zehn Wiederholungsinventuren konnte nur eine geringe Tendenz zur Verlagerung von Cs-137 gefunden werden. Lediglich in Sand- und Moorböden wurde eine geringe Abnahme von Cs-137 in der Humusaufgabe und der obersten Mineralbodenschicht (0–5 cm) und entsprechende Zunahme in den Schichten 10–20 und im Einzelfall 20–30 cm festgestellt. In Böden mit höherem Ton- und Lössanteil konnte nur in der Humusaufgabe eine geringe Abnahme gefunden werden (s. Abb. 12).

In welchem Maße und mit welcher Geschwindigkeit Cs-137 in die Tiefe verlagert wird, wird in der Literatur wie folgt diskutiert: BUNZL et al. (1995) fanden ebenfalls Migrationsraten von 0,2–3 cm/a und BLOCK (1993) mit 2–4 cm/a etwas höhere Werte. In einer Untersuchung des LANDESAMTES FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND UMWELTRADIOAKTIVITÄT (2003) wird die Geschwindigkeit der Verlagerung von Cäsium in die Tiefe mit < 1 cm/Jahr geschätzt. WIECHEN, TAIT & HAASE (1993) stellten eine größere Wanderungsgeschwindigkeit in tonhaltigen Böden als in Sandböden fest, was sie sich

durch das Auftreten von Rissen und Spalten in den Tonböden (Makroporenfluss) erklären.

Einfluss von Höhenlage, Baumart und Kalkung/Düngung

Im Folgenden sollen die unmittelbar benachbarten Untersuchungsflächen verglichen werden, da sich an ihrem Beispiel die Auswirkungen von Höhenstufe, Baumart und Kalkung bzw. Düngung auf die Deposition und das Verhalten von Radiocäsium im Boden untersuchen lassen.

Neben dem Ausmaß der Ende April bis Anfang Mai 1986 über Deutschland hinweg gezogenen radioaktiven Wolke und den zu diesem Zeitpunkt herrschenden Niederschlagsverhältnissen haben offenbar die Höhenstufe und die Baumart bei der Deposition der Cs-137- und Cs-134-haltigen Partikel in Wäldern eine Rolle gespielt.

So konnten im Harz signifikant höhere Gesamtinventare von Cs-137 auf der BDF-F LBKA (Lange Bramke Kamm) als auf den tiefer gelegenen BDF-F LBNH (Lange Bramke Nordhang) und LBSH (Lange Bramke Südhang) gefunden werden, während die Exposition der Fläche hier keine Rolle spielt, da zwischen LBNH und LBSH keine Unterschiede gefunden werden konnten. Die Bestände der BDF-F im Harz haben aufgrund ihres ähnlichen Bestockungsgrades und ihres gleichen Alters (ca. 60 Jahre) eine ähnliche Interzeptionsoberfläche. Das Ausmaß der Deposition von Radiocäsium steigt demnach offensichtlich mit der Höhenstufe an. Bei den BDF-F im Hils, die sich ebenfalls in unterschiedlicher Höhenlage befinden, konnte kein signifikanter Unterschied bei den Gesamtinventaren gefunden werden, was sich mit der sehr unterschiedlichen Struktur der Bestände erklären lässt (s. Kap. 3.4). In der Literatur konnten nur wenige Untersuchungen von Wäldern in unterschiedlicher Höhenlage gefunden werden. So fand HAFELDER (1993) mit der Höhenstufe ansteigende Radiocäsiumkonzentrationen in der Waldbodenvegetation im Bayerischen Wald, was auf eine höhere Radiocäsiumkonzentration im Boden in höheren Lagen hindeutet.

Der Vergleich der zwei Pärchen mit Nadelbaum- und Laubbaumbestockung zeigt signifikant höhere Cs-137-Inventare im Boden der mit Nadelbäumen bestockten BDF-F in Ehrhorn und im Solling (EHKI > EHEI, SLF1 >

SLB1, s. Kap. 3.2). Der Grund für diese Unterschiede könnte die höhere Interzeptionsoberfläche der mit Nadelbäumen bestockten BDF-F sein, da zum Zeitpunkt des Durchzugs der radioaktiven Wolke Ende April bis Anfang Mai 1986 die Laubbäume noch nicht voll ausgetrieben waren (Eichen und Buchen in den höheren Lagen des Sollings, MYTTENAERE et al. 1993). So waren die Buchen im Solling erst Mitte Mai 1986 ergrünt (BRÜCKMANN, BRUMME & GRAVENHORST 1988). Höhere Flächenbelastungen auf mit Nadelbäumen bestockten Flächen fanden auch BRÜCKMANN (1992) und BLOCK (1993). Außerdem konnte auf den mit Laubbäumen bestockten BDF-F (EHEI, SLB1) eine höhere Verlagerung von Radiocäsium in größere Bodentiefen als auf den BDF-F mit Nadelbaumbestand (EHKI, SLF1) gefunden werden (s. Abb. 18 und 19). Die hier untersuchten BDF-F mit Nadelbaumbestockung haben wesentlich größere Humusaufgaben, als die Böden der mit Laubbäumen bestockten BDF-F. Im Gegensatz hierzu fand FIELITZ (2001) keine Unterschiede in der Dynamik der Radiocäsiumverlagerung bei mit unterschiedlichen Baumarten bestockten Flächen.

Es wurde weiterhin untersucht, ob Kalkung und Düngung einen Einfluss auf das Verhalten von Cs-137 im Boden haben (s. Kap. 3.3). Die Gesamtinventare sind im Boden der vier Kalkungs-Düngungsvarianten mit Buchenbestockung (SLB1, SLBD, SLBK, SLBN) und der zwei Düngungsvarianten mit Fichtenbestockung (SLF1, SLFD) jeweils gleich. Somit kann eine vermehrte Aufnahme und Speicherung von Cs-137 im Holz der Bäume oder ein höherer Export von höher belasteter Bodenvegetation auf einer dieser BDF-F ausgeschlossen werden. Eine Betrachtung der Tiefenprofile zeigt jedoch auf der mit 30 t/ha Dolomit gekalkten BDF-F SLBK eine geringere Verlagerung im oberen Mineralboden, als im Boden der BDF-F SLB1, SLBD und SLBN (s. Abb. 20). Da auf allen vier BDF-F die Humusvorräte ähnlich sind (s. Kap. 3.6), könnten die unterschiedlichen bodenchemischen Verhältnisse hierfür verantwortlich sein. Der wesentlich höhere pH-Wert im Boden der gekalkten Flächen (s. Tab. 5) könnte eine höhere Aktivität der Bodenfauna und damit größeren Rücktransport in höhere Bodenschichten oder eine höhere Bindungsstärke an die organische Substanz und an mineralische Bestandteile des Bodens zur Folge haben. Dass höhere Boden-pH-Werte zu einer geringeren Mobilität von Radiocäsium im

Boden und damit zu einer geringeren Verlagerung von Radiocäsium führen, konnte auch in anderen Untersuchungen gefunden werden (STREBL et al. 2000, BLOCK 1993). So fand BLOCK im Boden seiner mit 6 t/ha Dolomit gekalkten Versuchsfläche innerhalb von zwei Jahren eine Verlangsamung der Cäsiumverlagerung und eine reduzierte Cäsiumaufnahme durch Waldbodenpflanzen. Er führt dies auf die in Folge der Kalkung höhere mikrobielle Aktivität und deshalb größere Fixierung von Radiocäsium in der Biomasse zurück. Im Gegensatz hierzu konnten ZIBOLD et al. (2002) auf einer 1984 mit 3 t/ha CaCO_3 gekalkten Fichtenfläche zwischen 1987 und 2002 keine Unterschiede zur unmittelbar benachbarten ungekalkten Fläche bezüglich der Tiefenverteilung von Radiocäsium finden. Sie fanden lediglich geringere Gehalte im Boden der ungekalkten Fläche, was sie auf eine vermehrte Aufnahme von Cs-137 bei niedrigeren pH-Werten zurückführen. Auch DRISSNER (1993) konnte keine Unterschiede im Tiefenprofil von Radiocäsium in gekalkten und ungekalkten Waldböden finden. BRÜCKMANN (1992) und DRISSNER (1993) fanden jedoch, dass eine Oberflächenkalkung den Transfer von Radiocäsium vom Boden in die Pflanze vermindert.

Zwischen den Düngungsvarianten (SLFD bzw. SLBD und SLBN) und den unbehandelten BDF-F (SLF1 bzw. SLB1) konnten keine Unterschiede in der Tiefenverteilung von Radiocäsium gefunden werden. BLOCK (1993) fand im Gegensatz hierzu auf einer mit 360 kg Kaliumsulfat gedüngten Fläche eine beschleunigte Cäsiumverlagerung und wesentlich geringere Transferfaktoren Boden-Pflanze (Kalium-/Cäsiumionenkonzentration). Er empfiehlt deshalb eine kombinierte Kalium- und Kalkdüngung von hoch kontaminierten Äsungsflächen, da diese die Aufnahme und damit die Belastung von Futterpflanzen mit Radiocäsium vermindern kann. Die Düngung seiner Versuchsfläche mit Kaliumsulfat ist jedoch nur bedingt mit der hier untersuchten BDF-F SLBD zu vergleichen, da diese neben Kaliumsulfat mit Ammoniumnitrat, Calciumcarbonat, Dolomit und Hüttenkalk behandelt wurde (s. Tab. 1).

5 Zusammenfassung

In niedersächsischen Waldböden wurden Cs-137-Gesamtinventare von 4 000–10 000 Bq/m² (zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986) festgestellt. Sie sind damit wesentlich geringer belastet, als süddeutsche Waldböden. Lediglich in einigen Regionen, so genannten „hot spots“, konnten mit Gesamtinventaren von bis zu 18 000 Bq/m² höhere Werte als in den anderen Regionen Niedersachsens gefunden werden. Waldböden sind damit höher belastet als Äcker, Wiesen und Weiden.

Das ausschließlich im Tschernobyl-Fallout vorkommende Cs-134 war im Untersuchungszeitraum (1992–2004) nur bis 1994 relevant, jedoch lagen die Gesamtinventare mit Werten zwischen 600 und 1 500 Bq/m² deutlich unter den für Cs-137 gefundenen Werten. Danach lagen die Konzentrationen in Waldböden im Bereich oder unter der unteren Bestimmungsgrenze.

Die Variabilität der Radiocäsiumbelastung ist mit 20–30 % in Waldböden höher, als im Boden von Wiesen, Weiden und Äckern. Im Boden von mit Buchen bestockten BDF-F kann die Belastung in Stammnähe durch den Stammablauf wesentlich höher als im Zwischenstammbereich sein, wodurch die Variabilität im Boden dieser BDF-F höher ist, als im Boden von mit Nadelbäumen bestockten BDF-F.

Das Ausmaß der Deposition von radioaktiven Stoffen war von den zum Zeitpunkt der Deposition herrschenden Niederschlagsereignissen, der Baumart und der Höhenstufe der BDF-F abhängig. Nadelbäume filtern mehr Radiocäsium aus der Luft aus, als Laubbäume. Mit steigender Meereshöhe wird bei vergleichbarer Bestockung mehr Radiocäsium aus der Luft ausgekämmt.

Aus dem Verhältnis der unterschiedlich schnell zerfallenden Isotope Cs-134 und Cs-137 wurde errechnet, dass im Mittel 92 % des Cs-137 aus dem Tschernobyl-Unfall und 8 % aus dem Fallout der oberirdischen Atomwaffentests der 60er Jahre stammen. Cs-134 kommt im Gegensatz hierzu ausschließlich aus dem Tschernobyl-Fallout.

Die Abnahme der Radiocäsiuminventare ist fast ausschließlich durch den radioaktiven Zerfall bedingt. Nur im Boden der BDF-F im Göt-

tinger Wald (GWBU) konnte eine signifikant höhere nicht durch den radioaktiven Zerfall bedingte Abnahme des Cs-137-Gesamtinventars gefunden werden, was durch die günstigen bodenchemischen und bodenbiologischen Verhältnisse (z. B. hohe pH-Werte, hohe mikrobielle Aktivität) erklärt werden kann.

Die Radiocäsiumkonzentrationen und -inventare zeigen im Boden ein ausgeprägtes Tiefenprofil. So konnten im Mittel 37 % des Cs-137 in der Humusaufgabe und 60 % im obersten huminstoffreichen Horizont des Mineralbodens gefunden werden. In der Humusaufgabe wurden die höchsten Werte in der Oh-Lage, niedrigere Werte in der Of-Lage und vernachlässigbare Konzentrationen in der L-Lage gefunden.

Mit zunehmender Mächtigkeit der Humusaufgabe steigt das Speichervermögen für Cs-137 stark an (s. Abb. 28) und nimmt die Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe ab, was auf die hohe Bindungsfähigkeit von Huminstoffen und Huminsäuren für Cs-137 zurückzuführen ist.

Eine Verlagerung von Cs-137 aus den Auflagehorizonten in den oberen Mineralboden findet nur in begrenztem Maße statt. In ton- und lössreichen Böden konnte eine nennenswerte Cäsiumverlagerung nur bis in eine Mineralbodentiefe von 0–5 cm gefunden werden, in Sand- und Moorböden bis in 20 cm Tiefe. In größerer Tiefe (> 30 cm) konnte kein Cs-137 mehr nachgewiesen werden, was auf die starke Bindung von Cäsium an organische Verbindungen und an Tonminerale zurückzuführen ist. Eine Kontamination des Grundwassers kann derzeit ausgeschlossen werden.

Die durchschnittliche Verlagerungsgeschwindigkeit wurde auf 0,5–2 cm pro Jahr abgeschätzt. Wegen des gleichzeitig stattfindenden radioaktiven Zerfalls ist auch in Zukunft nicht mit höheren Cs-137-Aktivitäten in größerer Mineralbodentiefe und damit mit einer Gefährdung des Grundwassers zu rechnen.

Auf der Fläche SLBK, die durch die Kalkung mit 30 t/ha Dolomit einen vergleichsweise hohen pH-Wert hat, konnte eine etwas geringere Verlagerung von Radiocäsium in größere Bodentiefen, als im Boden der unbehandelten Variante (SLB1) und der Düngungsvarianten (SLBD, SLBN) beobachtet werden. Die Düngungsmaßnahmen haben somit im Boden der Flächen SLBN und SLBK keine Auswirkung auf die Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe

und auch keine Abnahme von Cs-137 durch eine höhere Pflanzenaufnahme bewirkt. Da die Mächtigkeit der Humusauflage auf allen diesen Kalkungs- und Düngungsvarianten vergleichbar ist, könnte die Ursache für die geringere Verlagerung von Cs-137 in die Tiefe der wesentlich höhere pH-Wert im Boden von SLBK sein (s. Tab. 5).

Für die Verlagerung von Cäsium innerhalb der oberen Mineralbodenschichten sind somit im Wesentlichen die Bodenart (Löss-, Ton-, Sandanteil, Moorboden), die Mächtigkeit der Humusauflage, die biologische Aktivität und der pH-Wert entscheidend.

Die geogene Strahlenbelastung (u. a. K-40, s. Kap. 3.7) ist deutlich höher, als die Strahlung, die durch das Radiocäsium verursacht wird. Jedoch befindet sich der Hauptteil des anthropogen eingetragenen Cäsiums in oberflächennahen Schichten, während die K-40-Konzentration erst in tieferen Schichten stark ansteigt (s. Abb. 23).

Fazit:

- Niedersächsische Waldböden sind mit Cs-137-Gesamtinventaren von 4 000–10 000 Bq/m² (zerfallskorrigiert, 1. 5. 1986) und nur punktuell höheren Gesamtinventaren von bis zu 18 000 Bq/m² im Vergleich zu süddeutschen Waldböden gering belastet.
- Die Cs-134-Gesamtinventare sind mit 600–1 500 Bq/m² deutlich niedriger. Ab 1994 konnte es aufgrund seiner kurzen Halbwertszeit nicht mehr nachgewiesen werden.
- Das Ausmaß der Deposition von Radiocäsium in Wäldern als Folge des Tschernobyl-Unfalls ist von der Baumart, dem Bestockungsgrad, der Höhenstufe und den jeweiligen Niederschlagsereignissen zum Zeitpunkt des Durchzugs der radioaktiven Wolke abhängig.
- In Waldböden ist Cs-137 quasi immobil. Es akkumuliert in der Humusauflage, insbesondere in der Oh-Lage und im oberen Mineralboden.

- In Sand- und Moorböden wird Radiocäsium etwas stärker vertikal (maximal 20 cm) verlagert als in tonmineralreichen Böden (maximal 10 cm). In Moorböden kommt es außerdem zu einer weitgehend gleichmäßigen Verteilung von Cäsium im Mineralboden im Bereich 0 bis 20 cm. Dieses könnte auf eine kleinräumige Mobilisierung des Radiocäsiums im oberflächennahen Grundwasser aufgrund seiner hohen Bindungsfähigkeit an wasserlösliche organische Substanzen erklärt werden.
- Hohe pH-Werte und eine hohe biologische Aktivität im Boden wirken der Verlagerung von Radiocäsium in die Tiefe entgegen.
- Die Abnahme der Radiocäsiumkonzentration wird fast ausschließlich durch den radioaktiven Zerfall bestimmt.
- In Böden mit hoher biologischer Aktivität und hohen pH-Werten kann die Aktivität zusätzlich durch andere Prozesse abnehmen, wobei die Mechanismen noch nicht ausreichend geklärt sind.

Die Beschaffenheit und Mächtigkeit der Humusauflagen, die Präsenz von organischer Substanz und Tonmineralen im Mineralboden, die bodenchemischen Verhältnisse und die biologische Aktivität im Boden sind somit die wichtigsten Faktoren für die langfristige Retention und Verfügbarkeit von Radiocäsium in der Humusauflage und im humosen Oberboden.

6 Literatur

- AARKROG, A. (1988): Studies of Chernobyl debris in Denmark. – *Environment International* **14**: 149–155.
- BAKKEN, L. R. & OLSEN, R. A. (1990): Accumulation of radiocäsium in fungi. – *Canadian Journal of Microbiology* **36**: 704–710.
- BAUSKE, B., BECKER-HEIDMANN, P. & LUX, W. (1994): Cs-137 (Tschernobyl-Fallout) im Stoffkreislauf dreier Hamburger Waldstandorte. – *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* **14**: 237–245.
- BAYER, A., WIRTH, E., HAUBELT, R. & KÖNIG, K. (1996): Kontamination und Strahlenexposition in Deutschland nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl. – In: BAYER, A., KAUL, A. & REINERS, CHR. (1996): Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. – S. 129–152; Stuttgart (Gustav Fischer).
- BERG, M. T. & SHUMAN, L. J. (1995a): A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests. I. Model structure. – *Ecological Modelling* **83/3**: 359–372.
- BERG, M. T. & SHUMAN, L. J. (1995b): A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests. II. Cs-137 behavior in forest soils. – *Ecological Modelling* **83/3**: 373–386.
- BERG, M. T. & SHUMAN, L. J. (1995c): A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests. III. Cs-137 uptake and release by vegetation. – *Ecological Modelling* **83/3**: 387–404.
- BLOCK, J. (1993): Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngung. – Dissertation an der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen.
- BOSSEW, P., DITTO, M., FALKNER, TH., HENRICH, E., KIENZL, K. & RAPPENBERGER, U. (2001): Contamination of Austrian soils with caesium-137. – *Journal of Environmental Radioactivity* **55/2**: 187–194.
- BOTSCH, W. (2002): Untersuchungen zur Strahlenexposition von Einwohnern kontaminierter Ortschaften in der nördlichen Ukraine. – Dissertation am Fachbereich Physik der Universität Hannover, 172 S.
- BRÜCKMANN, A. (1992): Radioaktives Cäsium nach dem Tschernobyl-Reaktorunfall in Waldökosystemen: Transfer Boden-Pflanze-Boden - Verhalten im Boden und in Pflanzen. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A* **90**: 1–110.
- BRÜCKMANN, A., BRUMME, R. & GRAVENHORST, G. (1988): Radionuklidbilanz von vier Waldökosystemen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl und eine Bestimmung der Geschwindigkeit der trockenen Deposition. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B* **9**: 179–298.
- BRÜCKMANN, A. & WOLTERS, V. (1994): Microbial immobilization and recycling of Cs-137 in the organic layers of forest ecosystems: relationship to environmental conditions, humification and invertebrate activity. – *Science of the Total Environment* **157**: 249–256.
- BUNZL, K., KRACKE, W., SCHIMMACK, W. & AUERSWALD, K. (1995): Migration of fallout Pu-239 and 240, Am-241, and Cs-137 in the various horizons of a forest soil under pine. – *Journal of Environmental Radioactivity* **28**: 17–34.
- BUNZL, K., SCHIMMACK, W., KREUTZER, K. & SCHIERL, R. (1989): Interception and retention of Chernobyl derived Cs-134, Cs-137, and Ru-106 in a spruce stand. – *Science of the Total Environment* **78**: 77–87.
- CREMERS, A., ELSSEN, A., DE PRETER, P. & MAES, A. (1988): Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. – *Nature* **335**: 247–249.
- DRISSNER, J. (1993): Biologische Verfügbarkeit von Radiocäsium in Waldböden. – In: HONIKEL, K. O. & HECHT, H. (Hrsg.): Radiocäsium in Wald und Wild. Vorträge, gehalten beim Dreiländertreffen am 23./24. Juni 1992 im Nationalpark Bayerischer Wald, St. Oswald. – Bundesanstalt für Fleischforschung; Kulmbach.
- FIELITZ, U. (1993): Transfer von Radiocäsium in Waldökosystemen. – In: HONIKEL, K. O. & HECHT, H. (Hrsg.): Radiocäsium in Wald und Wild. Vorträge, gehalten beim Dreiländertreffen am 23./24. Juni 1992 im Nationalpark Bayerischer Wald, St. Oswald, S. 36–48. – Bundesanstalt für Fleischforschung; Kulmbach.

- FIELDT, U. (2001): Überprüfung von Ökosystemen nach Tschernobyl hinsichtlich der Strahlenbelastung der Bevölkerung. – Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4206 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: 1–65.
- FIELDT, U. (2003): Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in Wildschweinen und anderen Biomedien des Waldes. – Zwischenbericht III zum Forschungsvorhaben StSch 4324 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: 1–20.
- FIELDT, U. (2004): Untersuchungen zum Verhalten von Radiocäsium in Wildschweinen und anderen Biomedien des Waldes. – Zwischenbericht IV zum Forschungsvorhaben StSch 4324 im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: 1–27.
- FITZE, U. (2005): Wald als radioaktive Senke. – *AFZ-Der Wald* **23**: 1257–1259.
- FÖRSTER, H., SCHIMMACK, W. & KREUTZER, K. E. (1991): Die horizontale Verteilung von Radiocäsium im Waldboden unter Fichte und Buche. – *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **154**: 87–92.
- GIANI, L., GEBHARDT, H., GUSY, W. & HELMERS, H. (1987): Verhalten einiger radioaktiver Nuklide (freigesetzt durch den Reaktorunfall in Tschernobyl) in typischen Böden Norddeutschlands. – *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **150**: 103–107.
- GOUSSIOS, K., PFAU, T. & WOLF, A. (2006): Zusammenfassende Gesamtdarstellung. Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität in Böden seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren. Eine Bestandsaufnahme der seitdem in Bayern durchgeführten Untersuchungen. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Teil 1: 1–44.
- GROSCHE, B. & KAUL, A. (1996): Epidemiologische Studien in Deutschland nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. – In: BAYER, A., KAUL, A. & REINERS, CHR. (1996): Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. – S. 431–455; Stuttgart (Gustav Fischer).
- HAAS, G., MÜLLER, A. & NEWTON, G. W. A. (1995): Radioecological investigations on tree rings of spruce. Special issue Environmental radiochemical analysis: a collection of papers presented at the Seventh Symposium on Environmental Radiochemical Analysis. – *Science of the Total Environment* **173-174**: 393–397.
- HAFELDER, M. (1993): Radioaktive Belastung der Äsungspflanzen im Bayerischen Wald. – In: HONIKEL, K. O. & HECHT, H. (Hrsg.): Radiocäsium in Wald und Wild. Vorträge, gehalten beim Dreiländertreffen am 23./24. Juni 1992 im Nationalpark Bayerischer Wald, St. Oswald, S. 69–79 - Bundesanstalt für Fleischforschung; Kulmbach.
- HECHT, H. (1993): Zur Radiocäsiumbelastung des Schwarzwildes nach dem Unfall von Tschernobyl. – In: HONIKEL, K. O. & HECHT, H. (Hrsg.): Radiocäsium in Wald und Wild. Vorträge, gehalten beim Dreiländertreffen am 23./24. Juni 1992 im Nationalpark Bayerischer Wald, St. Oswald, S. 90ff. - Bundesanstalt für Fleischforschung; Kulmbach.
- HENRICH, E., FRIEDRICH, M., WEISS, J. & ZAPLETAL, M. (1988): Cs-137 in natural ecological systems - Description of the situation in a high contamination area in Austria after Chernobyl. – BALUF-STS-88-01.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004): Umweltradioaktivität. – Umweltatlas Hessen.
- KASEROUNI, A., MAIER, D. & SCHOLL, W. (1987): Caesium and strontium radioactivity in Baden-Württemberg as a result of the Chernobyl accident in relation to previous contamination. Abfallstoffe als Dunger Proceedings of the 99th VDLUFA congress, September 1987, Koblenz, German Federal Republic. – VDLUFA Schriftenreihe **689-703**; 2 fig., 5 tab., 2 ref.: 5.
- KAUL, A. (1996): Zusammenfassung und Schlussfolgerungen. – In: BAYER, A., KAUL, A. & REINERS, CHR. (1996): Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. – S. 535–543; Stuttgart (Gustav Fischer).
- KIENZL, K. & HIESEL, E. (1993): Radioaktive Belastung von Waldökosystemen in Österreich an Hand zweier ausgewählter Untersuchungsgebiete. – In: HONIKEL, K. O. & HECHT, H. (Hrsg.): Radiocäsium in Wald und Wild. Vorträge, gehalten beim Dreiländertreffen am 23./24. Juni 1992 im Nationalpark Bayerischer Wald, St. Oswald, S. 29–48 - Bundesanstalt für Fleischforschung; Kulmbach.

- KLEMT, E., DRISSNER, J., KAMINSKI, S., MILLER, R. & ZIBOLD, G. (1999): Time-dependency of the bioavailability of radiocäsium in lakes and forests. – In: LINKOV, I. & SCHELL, W. R. (eds.) (1999): Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives. – NATO Science Series, 2. Environmental Security, Vol. **58**: 95–101; Dordrecht (Kluwer Academic Publishers).
- KLYASHTORIN, A. L. (1999): Peculiarities of Cs-137 vertical migration in pine ecosystems with stem flow, throughfall litterfall, and infiltration. – In: LINKOV, I. & SCHELL, W. R. (eds.) (1999): Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives. – NATO Science Series, 2. Environmental Security, Vol. **58**: 77–84; Dordrecht (Kluwer Academic Publishers).
- KRASNOV, V. P. (1999): The direction and intensity of Cs-137 fluxes in forest ecosystems. – In: LINKOV, I. & SCHELL, W. R. (eds.) (1999): Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives. – NATO Science Series, 2. Environmental Security, Vol. **58**: 71–76; Dordrecht (Kluwer Academic Publishers).
- KRAUL, A. (1988): Consequences of the reactor accident in Chernobyl in the Federal Republic of Germany: Environmental contamination, radiation protection measures, radiation risk assessment. – *Environment International* **14**: 83–89.
- KRUSE-IRMER, S. & GIANI, L. (2003): Vertical distribution and bioavailability of Cs-137 in organic and mineral soils. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **16**: 635–641.
- KRUYTS, N. & DELVEAUX, B. (2002): Soil organic horizons as a major source for radiocaesium biorecycling in forest ecosystems. – *Journal of Environmental Radioactivity* **58**: 175–190.
- LANDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND UMWELTRADIOAKTIVITÄT (2003): Umweltradioaktivität in Brandenburg 2001–2002. – Berichte: 1–55.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2002): Radioaktivität in Baden-Württemberg. Jahresbericht 1998–2001.
- LETTNER, H., BOSSEW, P. & HUBMER, A. (1994): Kontamination durch radioaktiven Fallout im Bundesland Salzburg und in den angrenzenden Teilen von Österreich. – Bericht **94-101** Umweltbundesamt, Wien: 1–63.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (2002): Gemeinsamer Jahresbericht 2002 der amtlichen Messstellen für Umweltradioaktivität. – Berichte: 1–43.
- MYTTENAERE, C., SCHELL, W. R., THIRY, Y., SOMBRE, L., RONNEAU, C., SCHRIECK, J. J. & DE-SCHRIECK, J. J. (1993): Modelling of Cs-137 cycling in forests: recent developments and research needed. – *Science of the Total Environment* **136**: 77–91.
- PASSECK, U., LINDNER, G. & ZECH, W. (1994): Distribution of Cs-137 in water leachates of forest humus. – *Journal of Environmental Radioactivity* **28**: 223–238.
- RAFFERTY, B., BRENNAN, M., DAWSON, D. & DOWDING, D. (2000): Mechanisms of Cs-137 migration in coniferous forest soils. – *Journal of Environmental Radioactivity* **48**: 131–143.
- RIESEN, T. K. (1999): Review of forest models developed after the chernobyl NPP accident. – In: LINKOV, I. & SCHELL, W. R. (eds.) (1999): Contaminated forests. Recent developments in risk identification and future perspectives. – NATO Science Series, 2. Environmental Security, Vol. **58**: 151–160; Dordrecht (Kluwer Academic Publishers).
- RÜHM, W., KAMMERER, L., HIERSCHE, L. & WIRTH, E. (1996): Migration of Cs-137 and Cs-134 in different forest soil layers. – *Journal of Environmental Radioactivity* **33**: 63–75.
- SCHILLING, B. (1997): Untersuchungen zum Verhalten radioaktiver Stoffe auf Monitoringflächen im Zeitraum 1990–1994. – GLA-Fachberichte **14**: 25–47.
- SCHILLING, B. (2006): Waldböden 20 Jahre nach Tschernobyl. Bericht über die Veränderungen der Radioaktivität in Böden seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl vor 20 Jahren. Eine Bestandsaufnahme der seitdem in Bayern durchgeführten Untersuchungen. – Bayerisches Landesamt für Umwelt, Teil 2: 1–44.
- SCHILLING, B. & ZEITLER, G. (1997): Flächenvariabilität von Stoffgehalten in Böden. – GLA-Fachberichte **14**: 1–24.

- SCHIMMACK, W., BUNZL, K., DIETL, F. & KLOTZ, D. (1994): Infiltration of radionuclides with low mobility (Cs-137 and Co-60) into a forest soil. Effect of irrigation intensity. – *Journal of Environmental Radioactivity* **24**: 53–63.
- SCHMIDBAUER, J. (2003): Der Reaktorunfall von Tschernobyl und seine Auswirkung auf die radioaktive Kontamination von Maronenhörlingen im Landkreis Cham im Jahr 2002. – Facharbeit an der Universität Kiel: 1–47.
- SCHULZ, R. K., OVERSTREET, R. & BARSHAD, I. (1959): On the soil chemistry of caesium 137. – *Soil Chemistry*: 16–27.
- STEINHAUSLER, F., HOFMANN, W., DASCHIL, F. & REUBEL, B. (1988): Chernobyl and its radiological and socio-economic consequences for the Province of Salzburg, Austria. – *Environment International* **14**: 91–111.
- STRAHLENSCHUTZKOMMISSION (SSK) (1996): 10 Jahre nach Tschernobyl: Informationen der Strahlenschutzkommission zu den radiologischen Auswirkungen und Konsequenzen insbesondere in Deutschland. – In: BAYER, A., KAUL, A. & REINERS, CHR. (1996): Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. – S. 551–582; Stuttgart (Gustav Fischer).
- STREBL, F., BOSSEW, P., KIENZL, K. & HIESEL, E. (2000): Radionuklide in Waldökosystemen. – Monographien des Umweltbundesamtes, Austria **59**: 1–66.
- STREBL, F., GERZABEK, M. H., BOSSEW, P. & KIENZL, K. (1999): Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand. – *Science of the Total Environment* **226**: 75–83.
- TYKVA, R. & BERG, D. (2004): Man-made and natural radioactivity in environmental pollution and radiochronology. – *Environmental Pollution* **7**: 1–395.
- VÖLKELE, J. (2002a): Bioverfügbarkeit von Radiocäsium in unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten Bayerns. – *Regensburger Berichte zur Bodenkunde, Landschaftsökologie, Quartärforschung* **1**: 1–135.
- VÖLKELE, J. (2002b): Bodenbelastung durch Radionuklide. – *Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Bd. 2: Relief, Boden und Wasser*: 112–113.
- VÖLKELE, J. & IGL, M. (1995): Vertikale Verteilung von Radiocäsium in Böden des bayrischen Waldes und der nördlichen Kalkalpen acht Jahre nach Tschernobyl. – *Mitt. dt. Bodenkundl. Ges.* **76**: 469–472.
- VÖLKELE, J. & LEOPOLD, M. (2006): Standortvariabilität von Radiocäsium in Böden. – *Regensburger Berichte zur Bodenkunde, Landschaftsökologie, Quartärforschung* **10**: 1–142.
- VÖLKELE, J. & SENFT, B. (1993): Radioaktive Kontamination der Böden im Bayrischen Wald im Raum Zwiesel-Bayrisch Eisenstein. – In: HONIKEL, K. O. & HECHT, H. (Hrsg.): Radiocäsium in Wald und Wild. Vorträge, gehalten beim Dreiländertreffen am 23./24. Juni 1992 im Nationalpark Bayerischer Wald, St. Oswald, S. 3–18 - Bundesanstalt für Fleischforschung; Kulmbach.
- WELLER, H. (1987): Natural and artificial radioactivity in soils and plants after Chernobyl. Abfallstoffe als Dunger Proceedings of the 99th VDLUFA congress, September 1987, Koblenz, German Federal Republic. – *VDLUFA Schriftenreihe* **719–729**; 5 tab.; 5 ref.
- WIECHEN, A., TAIT, D. & HAASE, G. (1993): Observations on the vertical transport of radionuclides in two different soils. – *Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte* **45**: 101–108.
- WIRTH, E., KAMMERER, L. & HIERSCHE, L. (1993): Das Verhalten von Cäsium-137 und Strontium-90 in Nadelwäldern - Ergebnisse fünfjähriger Untersuchungen in Südbayern. – S. 49–79.
- ZIBOLD, G., DRISSNER, J., HÄRLE, C., KLEMT, E. & SPASOVA, Y. (2002): Measurement and modelling of Cs-137 in soil and biomass of a prealpine spruce forest. – *Proceedings der ESNA-Konferenz 2002*.

7 Glossar

Aktivität

Maß für die sich in einem radioaktiven Stoff pro Sekunde umwandelnden Atomkerne, Einheit: Becquerel.

Alphastrahlung

Emission von He-Kernen (Alphateilchen) beim radioaktiven Zerfall eines Alphastrahlers. Strahlung mit der geringsten Reichweite, in Gewebe nur wenige mm, gefährlich bei Inkorporation von Alphastrahlern.

Äquivalentdosis

Produkt aus der Energiedosis (absorbierte Dosis im Standard-Weichteilgewebe) und einem Qualitätsfaktor, der die biologische Wirksamkeit der Strahlung berücksichtigt, Einheit: Sievert, früher Rem.

Auflagehumus

Organische Horizonte; Streu- (L), Zersetzung-(Of) und Feinhumushorizont (Oh) über dem Mineralboden unter Wald.

Becquerel (Bq)

1 Bq = 1 radioaktiver Zerfall pro Sekunde.

Bestimmungsgrenze

Gehalt, bei dem unter Zugrundelegung einer festgelegten Irrtumswahrscheinlichkeit die relative Ergebnisunsicherheit einen vorgegebenen Wert annimmt. „< BG“ bedeutet nicht, dass der entsprechende Stoff nicht vorhanden oder nachweisbar ist, sondern, dass dessen Gehalt mit großer Wahrscheinlichkeit unter der Bestimmungsgrenze liegt und somit nicht quantifizierbar ist.

Betastrahlung

Emission von Elektronen oder Positronen beim radioaktiven Zerfall eines Betastrahlers.

Cäsium 134 (Cs-134)

Radioaktives Cäsiumisotop, das ausschließlich durch den Tschernobyl-Unfall freigesetzt wurde und natürlich nicht vorkommt. Halbwertszeit 2,06 Jahre, zerfällt unter Emission von Beta- und Gammastrahlung.

Cäsium 137 (Cs-137)

Radioaktives Cäsiumisotop, das sowohl durch den Tschernobyl-Unfall als auch durch Atombombenversuche freigesetzt wurde und natürlich nicht vorkommt. Halbwertszeit 30 Jahre, zerfällt unter Emission von Beta- und Gammastrahlung.

Curie

Veraltete Einheit für die Aktivität eines radioaktiven Stoffes; durch die SI-Einheit Becquerel ersetzt. Ein Curie ist definiert als die Aktivität von 1 g Radium 226 und entspricht etwa $37 \cdot 10^9$ Becquerel (= 37 GBq).

Detektor

Siehe Gammaspektrometrie.

Dosis, Energiedosis

Als Energiedosis (kurz Dosis) bezeichnet man die von einem bestrahlten Objekt, z. B. Körpergewebe, über einen Belastungszeitraum absorbierte massenspezifische Energiemenge. Sie ist abhängig von der Intensität der Bestrahlung, der Absorptionsfähigkeit des bestrahlten Stoffes für die gegebene Strahlungsart und -energie und von geometrischen Faktoren, Einheit: Gray.

Fallout

Ablagerung von radioaktiven Teilchen aus der Atmosphäre.

Flächenaktivität

Quotient aus Aktivität und Fläche, Einheit: Bq/m².

Gammapektrometrie

Messgerät zur Bestimmung des Energiespektrums von Gammaquanten (Gammapektrum) unter Ausnutzung der Wechselwirkung der Gammaquanten mit der Detektormaterie, z. B. Germanium oder Lithium-Germanium. Aus dem Gammapektrum kann die Aktivität der verschiedenen Gammastrahler in einer Probe bestimmt werden.

Gammastrahlung

Hochenergetische, kurzwellige elektromagnetische Strahlung beim Zerfall eines Gammastrahlers. Sehr hohe Reichweite, kann nur durch Materialien mit hoher Dichte, wie z. B. Blei, abgeschwächt werden.

GAU

Größter anzunehmender Unfall, z. B. bei Atomkraftwerken.

Gray (Gy)

Einheit der durch ionisierende Strahlung auf eine Masseneinheit einer bestrahlten Materie übertragenen Energie (Energiedosis); 1 Gray entspricht 1 Joule/kg.

Halbwertszeit, biologische

Zeit, in der in einem biologischen System durch das Zusammenwirken von physikalischen und biologischen Prozessen die Aktivität eines radioaktiven Stoffes auf die Hälfte abnimmt.

Halbwertszeit, physikalische

Zeitspanne, nach der die Hälfte der Atome zerfallen ist bzw. sich umgewandelt hat.

Inkorporation

Aufnahme von radioaktiven Stoffen in den Körper.

Interzeption

Unter Interzeption versteht man das Zurückhalten von Niederschlagswasser auf den Oberflächen

von Pflanzen, vor allem auf Blättern und Nadeln.

Isotope

Atomarten eines Elementes mit gleichen chemischen Eigenschaften (gleicher Ordnungszahl), aber verschiedenen Massenzahlen, d. h. unterschiedlicher Neutronenzahl.

Kalium 40 (K-40)

Natürlich vorkommendes Kaliumisotop (zu 0,017 % in natürlich vorkommendem Kalium enthalten), Halbwertszeit 1,28 Mrd. Jahre, zerfällt unter Aussendung von Betastrahlung.

Life time

Messzeit bei der Messung der Radioaktivität.

Median

Statistischer Wert; derjenige Wert, der nach Größenordnung aller Werte von genau 50 % aller Werte unter- bzw. überschritten wird.

Mittelwert, arithmetischer

Statistischer Wert; Summe aller Messwerte, geteilt durch ihre Anzahl.

Nuklid

Durch Protonenzahl und Neutronenzahl charakterisierte Atomart. Zurzeit sind bei 111 bekannten Elementen 2 600 Nuklide bekannt, wovon ca. 2 300 radioaktiv sind (Radionuklide).

Oberboden

Mineralische Bodenhorizonte mit Akkumulation von organischer Substanz, hier: Tiefenstufe 0–10 cm.

Perzentil

Statistischer Wert: Perzentile teilen die gesamte Häufigkeit der statistischen Verteilung in n ($n = 100$) gleiche Teile; das 90. Perzentil gibt den Wert an, bei dem 90 % des nach der Größe geordneten Datenkollektivs kleiner und 10 % größer als dieser Wert sind.

Radioaktivität, natürliche und künstliche

Eigenschaft bestimmter Atomkerne, sich spontan, d. h. ohne äußere Einwirkung, in andere Atomkerne umzuwandeln, wobei Energie in Form von Teilchen, Alpha-, Betastrahlung oder in Form von elektromagnetischer Gammastrahlung freigesetzt wird.

Radionuklide

Instabile Nuklide, die sich unter Emission von Strahlung in andere Nuklide umwandeln. Kurzlebige Radionuklide: Halbwertszeit < 100 Tage, langlebige Radionuklide: Halbwertszeit > 100 Tage.

Rem

Veraltete Einheit der Äquivalentdosis.

Sievert (S)

Einheit (SI) der Äquivalentdosis.

Sperrbereich

Bereich, in dem die Äquivalentdosis > 3 mS pro Stunde ist.

Transferfaktor (TF)

Quotient aus der spezifischen Aktivität einer Pflanze und der spezifischen Aktivität des Bodens. Maß für die Aufnahme eines Stoffes aus dem Boden in eine Pflanze.

Unterboden

Mineralische Bodenhorizonte, hier: Tiefenstufe 10–50 cm.

Autoren

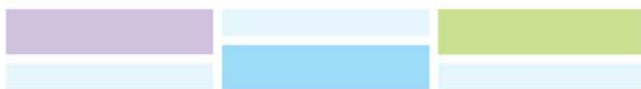
- Heike Fortmann
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle,
Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.
- Dr. Henning Meesenburg
Nordwestdeutsche
Forstliche Versuchsanstalt,
Abteilung Umweltkontrolle,
Sachgebiet Intensives Umweltmonitoring,
Grätzelstr. 2,
37079 Göttingen.

Vorwort

- Dr. Heinrich Höper
Landesamt für Bergbau,
Energie und Geologie,
Referat L 3.4 „Boden- und
Grundwassermonitoring“,
Stilleweg 2,
30655 Hannover.

Sie kennen unsere Pferde.

Erleben Sie unsere Stärken.



Niedersachsen

www.innovatives.niedersachsen.de

ISSN 1864 – 7529