

**Untersuchungen zur Strahlenexposition von Einwohnern
kontaminierter Ortschaften der nördlichen Ukraine**

Vom Fachbereich

Physik

der Universität Hannover
zur Erlangung des Grades

Doktor der Naturwissenschaften

Dr. rer. nat.

genehmigte Dissertation

von

Dipl. Phys. Wolfgang Botsch

geboren am 22.01.1971

in Laatzen

2000

Referent: Prof. Dr. R. Michel

Korreferent: Prof. Dr. K. Danzmann

Tag der Promotion: 07.11.2000

Datum der Veröffentlichung: 15.11.2000

Zusammenfassung

Durch den Unfall von Tschernobyl im April 1986 wurden große Teile der nördlichen Ukraine durch die verschiedensten Radionuklide aus dem Reaktor kontaminiert. Die betroffenen Gebiete wurden, abhängig von der Depositionsdichte an ^{137}Cs in vier Zonen eingeteilt. Zone I wurde sofort nach dem Unfall, Zone II in den folgenden Jahren evakuiert. Heute spielt für die Exposition der ehemaligen Bewohner dieser Gebiete, die jetzt teilweise zurückkehren, das ^{137}Cs die dominierende Rolle. Die Rückkehrer leben, bis auf wenige Ausnahmen, von dem, was sie vor Ort Erzeugen oder Sammeln können. Vor einer möglichen offiziellen Wiederbesiedlung ist es notwendig, die heutigen und zukünftigen Expositionen durch das Cäsium im Boden abzuschätzen.

Um die Exposition zu messen, wurden Deposition und Migrationsverhalten von ^{137}Cs in verschiedenen Gebieten der nördlichen Ukraine untersucht. Der Expositionspfad vom Boden in die relevanten Nahrungsmittel wurde vor Ort in Freiland- und Fütterungsexperimenten untersucht, um die interne Exposition messen zu können. Zu diesem Zweck wurde ein für die Region repräsentatives Dorf ausgewählt. Von den Bewohnern des Dorfes - zumeist von vollständigen Familien - sammelten wir Nahrungsmittel, um den ^{137}Cs -Gehalt zu messen. Zusätzlich wurde der ^{137}Cs -Ganzkörpergehalt der Einwohner vierteljährlich gemessen. Um Informationen über die externe Exposition zu erhalten, wurden die Bewohner von uns mit TL-Dosimetern ausgestattet, welche mit der gleichen Häufigkeit ausgewechselt wurden.

Im Ergebnis unserer Untersuchungen fanden wir, daß Pilze und Beeren für mehr als 90% der ^{137}Cs -Aufnahme verantwortlich sind. Diese Nahrungsmittel führen zu Ganzkörpergehalten von etwa 10.000 Bq pro Person und damit zu einer internen Exposition von ca. 0,4 mSv pro Jahr. Ohne den Verzehr von Pilzen und Beeren liegt die Aufnahme von ^{137}Cs auf dem gleichen Niveau wie in den Zonen II und IV, was nur eine kleine zusätzliche Exposition bedeutet. Die Externe Exposition in der Zone II von durchschnittlich 0,5 mSv pro Jahr hängt, wie die interne auch, von den individuellen Lebensgewohnheiten ab. Bei normaler Lebens- und Verhaltensweise beträgt die zusätzliche Gesamtdosis in der Zone II etwa 1 mSv pro Jahr, was klar innerhalb der Schwankungsbreite der natürlichen Exposition liegt.

Schlagworte

Tschernobyl, Exposition, Radioaktivität

Abstract

Large areas of northern Ukraine have been contaminated as a consequence of the accident of Chernobyl in April 1986 with various radionuclides from the reactor. These areas were divided into four different contamination-zones, depending on the deposition density of ^{137}Cs , and the zones I and II were evacuated ten years ago. Presently, of all the radionuclides of the Chernobyl-fallout, mainly ^{137}Cs is dangerous for those people, who are occasionally returning to the contaminated villages. These persons are, besides some exceptions, living from what they plant, produce and collect there. For the question of resettlement it is important to estimate the radiation exposure from the remaining caesium in the soil.

In order to assess the radiation exposure, deposition and downward migration of ^{137}Cs were examined in different contaminated areas of the Ukraine. To measure the internal radiation exposure of the returned inhabitants, the transfer of fallout-caesium from the soil via relevant food to man has been examined under the conditions of the contaminated villages by freeland- and feeding-experiment. Therefore a village in zone II was chosen as an example for the whole region. Selected inhabitants – mostly whole families - collected their foodstuff for measuring the ^{137}Cs concentration. Moreover, their full body burden of ^{137}Cs was measured four times per year. To get information about the external exposure, these inhabitants also carried TLDs, which were exchanged in the same frequency.

As a result of one full year of careful examination we found that mushrooms and berries are responsible for over 90% of the ^{137}Cs -intake. They lead to full body burdens of about 10,000 kBq what causes about 0.4 mSv per year of internal exposure. Without the consumption of mushrooms and berries the intake is not enlarged, compared to inhabitants of zone III or IV, and there would be no or only very little additional internal exposure. The external exposure in zone II is about 0.5 mSv per year and depends strongly on the individual habits, as the internal dose does also. So under normal living conditions the full dose in the zone II reaches about 1 mSv per year, which is clearly within the natural range.

Keywords

Chernobyl, Exposure, Radioactivity

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Der Unfall von Chernobyl	3
2.1	Der Reaktor	3
2.2	Unfallablauf	5
2.3	Unfallursachen	9
2.3.1	Void-Effekt	9
2.3.2	Xenon-Vergiftung	10
2.3.3	Abschalteffekt	12
2.4	Aktivitätsfreisetzung und -ausbreitung	13
2.5	Gegenmaßnahmen in der Ukraine	16
2.5.1	Brandbekämpfung und Abdeckung des Reaktors	16
2.5.2	Schutzmaßnahmen der Bevölkerung	17
2.6	Maßnahmen in den folgenden Jahren	19
2.6.1	Der Sarkophag	19
2.6.2	Einteilung in vier Zonen	20
2.7	Die Situation in der nördlichen Ukraine heute	22
3	Radioökologie	25
3.1	Fallout-Nuklide der Umwelt	26
3.1.1	Expositionspfade	28

3.2	Messung von Radionukliden in Umweltproben	29
3.3	Beispielhafte Berechnung einer Depositionsdichte	31
3.3.1	Probenaufbereitung	31
3.3.2	Nulleffekt	32
3.3.3	Messung der Probe und Auswertung des Spektrums	32
3.3.4	Nachweisvermögen: Efficiency-Funktion	34
3.3.5	Berechnung der Probenaktivität	35
3.3.6	Berechnung der Depositionsdichte	36
3.3.7	Messung der Depositionsdichte über Mischproben	37
3.4	Nachweis- und Erkennungsgrenze, Fehlerbetrachtung	38
3.5	Qualitätssicherung	42
3.5.1	Laborinterne Kontrollen	42
3.5.2	Ringversuche	43
4	Radiocäsium in Böden der nördlichen Ukraine	45
4.1	Bodenprofile aus der nördlichen Ukraine	45
4.1.1	Entnahme	45
4.1.2	Depositionsdichten – Übersicht	47
4.1.3	Zhitomir: Nicht- oder niedrigkontaminiertes Gebiet	48
4.1.4	Charkow: niedrigkontaminiertes Gebiet	49
4.1.5	Korosten - Zone III: mittelkontaminiertes Gebiet	49
4.1.6	Narodici - Zone II: hochkontaminiertes Gebiet	50
4.2	Verhalten von Radionukliden im Boden	52
4.2.1	Strontium	52
4.2.2	Iod	53
4.2.3	Cäsium	53
4.3	Tiefenverlagerung von Cäsium in Böden der nördlichen Ukraine	54
4.3.1	Bodentyp	54

4.3.2	Gestörte und ungestörte Profile	54
4.3.3	Tiefenverlagerung des Cäsiums	55
4.3.4	Profile von Waldböden	58
5	Modellierung der Exposition	61
5.1	Berechnung der externen Exposition	61
5.1.1	Modell	61
5.1.2	Direkte Messung der Ortsdosisleistung	62
5.1.3	Berechnung von $P_{\gamma/\sigma}$ durch ein einfaches Modell	63
5.1.4	Validierung	66
5.1.5	Berechnung der Jahresdosen	68
5.2	Interne Exposition	69
5.2.1	^{137}Cs -Aufnahme durch Nahrungsmittel	69
5.2.2	Fütterungsversuch mit Schweinen zum Cäsium-Transfer	70
5.2.3	Ergebnisse und Übertragbarkeit auf den Menschen	76
5.3	Abschätzung der Lebenszeit-Folgedosen	80
5.3.1	Externe Strahlenexposition	80
5.3.2	Interne Strahlenexposition	82
5.4	Beurteilung der Ergebnisse	84
6	Ein Dorf in Zone II	87
6.1	Versuchsteilnehmer	87
6.1.1	Radiologische Überwachung	88
6.1.2	Externe Exposition	89
6.2	Interne Exposition	91
6.2.1	Überwachung der Lebens- und Verzehrsgewohnheiten	94
6.2.2	Personen mit extremen Gewohnheiten	97
6.3	Vergleich mit anderen Gruppen	97
6.3.1	Nicht zurückgekehrte Dorfbewohner - Potiewka	98

6.3.2	Projekt-Mitarbeiter aus Zhitomir	98
6.4	Abschätzung der Folgedosen	99
6.4.1	Personen mit normalen Lebensgewohnheiten	100
6.4.2	Personen mit extremen Lebensgewohnheiten	100
6.5	Zusammenfassung der Ergebnisse	101
7	Ergebnisse	103
7.1	Vergleich der Modellrechnungen mit vor Ort ermittelten Daten	103
7.2	Übertragbarkeit	105
7.3	Risikobetrachtungen	106
7.3.1	Einwohner mit normalen Lebensgewohnheiten	107
7.3.2	Personen mit extremen Gewohnheiten	107
7.4	Risikobewertung	108
8	Zusammenfassung	111
A	Tabellen	113
A.1	Verwendete Halbleiterdetektoren	145
B	Abbildungen	147
C	Abkürzungsverzeichnis	158

Kapitel 1

Einleitung

In der Nacht vom 25. auf den 26. April 1986 kam es im Block 4 des Kernkraftwerkes von Chernobyl zum bisher folgenschwersten Unfall in der Geschichte der friedlichen Nutzung der Kernenergie. Mängel im Reaktordesign und Fehlverhalten der Bedienungsmannschaft verursachten eine unkontrollierte Kettenreaktion, in deren Folge große Mengen des Kernmaterials aus dem Reaktor freigesetzt wurden. Die Explosion und die durch den Brand des Moderatorgraphites verursachte Wärmeentwicklung trugen einen Teil der radioaktiven Substanzen in große Höhen, und große Teile der Ukraine, Weißrußlands, Rußlands und Europas wurden durch Fallout kontaminiert.

Als Reaktion auf den Unfall wurden die Bewohner der nahegelegenen Stadt Pripjat am nächsten Tag, die Bevölkerung innerhalb eines Radius von 30 km um das Kraftwerk bis zum 5. Mai evakuiert. Große Teile dieses Bereiches sind auch heute noch durch Brennstoffpartikel und Nuklide wie $^{89/90}\text{Sr}$, $^{134/137}\text{Cs}$ und ^{239}Pu hoch kontaminiert, und eine Rückkehr wird für diese ehemaligen Bewohner in absehbarer Zeit nicht möglich sein.

Seit dem Zerfall der kurzlebigen Fallout-Nuklide, wie z.B. ^{131}I ($T_{1/2} = 8$ Tage), welches in den ersten Tagen für sehr hohe Expositionen der Schilddrüsen verantwortlich war, oder z.B. ^{134}Cs mit einer Halbwertszeit von zwei Jahren, wird die Strahlenexposition außerhalb des 30 km Bereiches durch den Zerfall des ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ a) dominiert. In Abhängigkeit von der ^{137}Cs -Depositionsdichte und der Entfernung vom Reaktor wurden vier Zonen eingerichtet, wobei die Zone I mit dem 30 km Sperrgebiet identisch ist. Die Bewohner der Zone II wurden in den drei auf den Reaktorunfall folgenden Jahren vollständig umgesiedelt und dieses Gebiet gesperrt. In der Zone III war eine freiwillige Umsiedlung möglich, ferner erfolgten dort Kontrollen der Exposition. Noch heute gibt es in einigen Gebieten der nördlichen Ukraine Einschränkungen und Auflagen, z.B. in der landwirtschaftlichen Nutzung.

Zehn Jahre nach dem Unfall gab es eine deutliche Veränderung im Verhalten der ehemaligen Bewohner der Zone II. Viele von ihnen waren mit ihrem ‚neuen‘ Leben nicht zufrieden und begannen, in ihre angestammten Ortschaften zurückzukehren. Da die Zone II nicht zur Wiederbesiedlung freigegeben ist, leben diese - illegalen aber schließlich geduldeten - Rückkehrer von dem, was sie auf dem kontaminierten Boden anbauen und ernten können oder in den umliegenden Wäldern finden. Inzwischen sind große Teile der ehemaligen Dorfgemeinschaften in die Zone II zurückgekehrt. Daher ist die Untersuchung der Strahlenexposition durch Aufenthalt auf kontaminierten Böden sowie durch den Verzehr von dort erzeugten Nahrungsmitteln im Hinblick auf eine offizielle Wiederfreigabe - wenn auch eventuell mit Einschränkungen in der Lebensweise - notwendig.

Diese Arbeit beschreibt die experimentellen Arbeiten und Ergebnisse eines von der DFG geförderten Projektes, welches Untersuchungen zur Strahlenexposition von zurückgekehrten Einwohnern der Zone II zum Inhalt hatte. Die experimentellen Arbeiten beinhalteten umfangreiche Messungen und Probenahmen in der nördlichen Ukraine in den Jahren 1995 bis 1999. Zur Berechnung und Messung der heutigen externen und internen Exposition in einem typischen Dorf in der Zone II wurde versucht, die Expositionen aus einem Set von Ausgangsdaten zu modellieren. Da die Eingangsparameter der Modellierung mit sehr großen Unsicherheiten versehen waren, mußte eine zuverlässigere Bestimmung der Exposition auf anderem Wege erfolgen. Dazu wurde eine Gruppe von Personen, welche in einem Dorf der Zone II leben, über den Zeitraum eines Jahres intensiv überwacht und ihre Exposition direkt gemessen. Die gewonnenen Ergebnisse erlauben eine genaue Aussage über gegenwärtige und zukünftige Expositionen in den untersuchten Ortschaften in der nördlichen Ukraine.

Kapitel 2

Der Unfall von Chernobyl

2.1 Der Reaktor

Das Kernkraftwerk Chernobyl liegt im weißrussisch-ukrainischen Grenzgebiet am Ufer des Flusses Pripyat, der bei der 12 km entfernten Stadt Chernobyl in den Dnjepr mündet, etwa 100 km nördlich der ukrainischen Hauptstadt Kiew. Für die Beschäftigten des Kraftwerkes wurde drei Kilometer vom Standort entfernt, nordwestlich des durch Stau des Dnjepr gebildeten großen Kiewer Wasserreservoirs, die Stadt Pripyat angelegt. Der Geländeverlauf in den Pripyat-Sümpfen und den umgebenden weißrussisch-ukrainischen Waldgebieten ist zumeist eben. Die Bevölkerungsdichte ist mit ca. 70 Einwohnern pro Quadratkilometer im Vergleich zu mitteleuropäischen Ländern relativ gering.

Das sowjetische Reaktorprogramm basierte 1986 auf zwei Reaktortypen, dem WWER (Wasser-Wasser-Energie-Reaktor), einem Druckwasserreakortyp, und dem RBMK (Reaktor großer Leistung mit Kanälen), einem graphitmoderierten Siedewasserreaktor. Am Standort des Kernkraftwerkes Chernobyl waren 1986 vier Blöcke des Types RBMK mit einer Leistung von je 1000 MW_{el} in Betrieb, zwei weitere im Bau. Die Blöcke 1 und 2 waren 1978 bzw. 1979, die Blöcke 3 und 4 1982 bzw. 1984 ans Netz gegangen. Die Blöcke 5 und 6 befanden sich in einem fortgeschrittenen Bauzustand und sollten 1986 und 1988 in Betrieb gehen [Kru96], ihre Fertigstellung wurde jedoch 1986 gestoppt. Block 2 wurde 1991 nach einem Feuer in der Turbinenhalle abgeschaltet, Block 1 ging 1996 für eine vollständige Untersuchung und Umbauarbeiten vom Netz. Im Oktober 1998 war nur noch Block 3 in Betrieb [Bun00]

Reaktoren des RBMK-Types werden als Doppelanlagen ausgeführt. Dabei sind die beiden Reaktorgebäude und ein dazwischenliegendes, gemeinsames Hilfsanlagegebäude in einem Komplex untergebracht [SSK87]. Neuere Anlagen, wie auch Chernobyl 3 und 4, haben eine Druckumschließung,

die das zur Inertisierung des Graphits verwendete Gas einschließt. Diese Umschließung stellt jedoch kein Containment dar und weist aufgrund der durch den Kern geführten Druckröhren Lücken auf. Die Abmessungen betragen in der Höhe 7 m und im Durchmesser 12 m. Das Moderatorgraphit setzt sich aus Quadern von 25 x 25 x 60 cm zusammen. Die Blöcke sind mit senkrechten Bohrungen versehen, worin sich vertikale Kanäle für Brennstoff und Regelstäbe befinden. Der Reaktor wird mit Wasser gekühlt, das den Kern von unten nach oben durchströmt. Der entstehende Dampf wird über Separatoren abgetrennt und gelangt in Dampfleitungen zu den Turbosätzen (Abb. 2.1) [GRS96, Koe96]. Neben den RBMK-1000 Anlagen mit 1000 mW_{el} Leistung wurden auch Anlagen der Ausführung RBMK-1500 (z.B. in Ignalina, Litauen) mit 1500 MW_{el} gebaut.

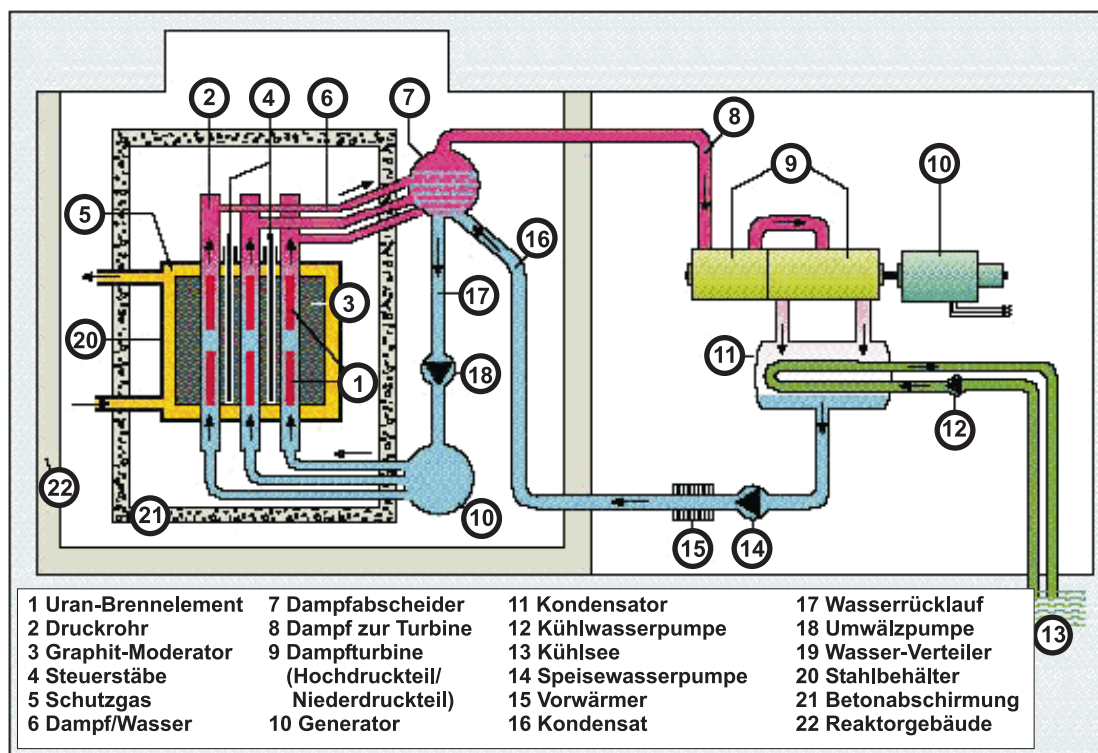


Abbildung 2.1: Schematische Darstellung eines RBMK-1000 Reaktors

Das Regel- und Abschaltensystem besteht aus 211 Steuerstäben, die über die volle Kernhöhe in den Kern eingefahren werden können. Die Steuerstäbe werden bei einer Schnellabschaltung mit einer Maximalgeschwindigkeit von 0,4 Metern pro Sekunde eingefahren, was eine Abschaltzeit von 17 Sekunden bedeutet. Da die Steuerstäbe nicht immer völlig aus- oder eingefahren sein müssen, sondern sich in Zwischenpositionen befinden können und in verschiedenen Bereichen des Kerns unterschiedlich wirksam sind, beschreibt man den Regelzustand mit der betrieblichen Reaktivitätsreserve (ORM-Wert) [Kru96]. Der ORM-Wert ist das Reaktivitätsäquivalent aller in einer aktuellen Betriebs-

situation (ganz oder teilweise) in den Kern eingefahrenen Steuerstäbe. Er wird als Vielfaches des Reaktivitätsäquivalentes eines mittleren, voll eingefahrenen Steuerstabes angesehen. Für den ORM-Wert existieren je nach Betriebszustand des Reaktors Grenzwerte, die nicht unterschritten werden dürfen.

Das Steuersystem enthält eine Anzahl von Instrumenten zur Leistungs-, Temperatur- und Kühlmitteldurchsatz-Überwachung, die im Kern angeordnet sind. Eine Notstromversorgung ist ebenfalls vorhanden, wobei die Dieselaggregate nach einem Stromausfall zu langsam anlaufen, um eine unterbrechungsfreie Stromversorgung der wichtigsten Reaktorsysteme zu gewährleisten. Der Test der Notstromversorgung war Motivation für das Experiment, das den Unfall verursachte [Kru96].

In mehreren Staaten der GUS befinden sich noch Reaktoren des Chernobyl-Types in Betrieb. RBMK-1000 Reaktoren sind für eine Betriebsdauer von 30 Jahren ausgelegt und sollen in den meisten Fällen auch über die volle Dauer betrieben werden [GRS96].

2.2 Unfallablauf

Der Unfall in Block 4 ereignete sich in der Nacht vom 25. auf den 26. April 1986 während eines Tests der Ausfallsicherheit des Kühlwassersystems. In dieser Nacht waren alle vier bis dahin fertiggestellten Blöcke in Betrieb. Ziel des Tests war es zu prüfen, ob bei einem Ausfall der Stromversorgung und der damit verbundenen Abschaltung des Reaktors die mechanische Rotationsenergie im Turbinen-Generator-Satz solange für den Strom-Eigenbedarf von vier Hauptspeisepumpen ausreicht, bis die Notstromaggregate hochgelaufen sind. Für das Hochlaufen bis zur vollen Leistung vergehen bei den installierten Aggregaten 40 bis 50 Sekunden. Dieser Sicherheitsnachweis muß eigentlich vor Inbetriebnahme erfolgen, jedoch verzichtete man aus Termingründen und Planerfüllungssoll auf diesen Versuch. Im Jahr 1985 hatte man einen gleichen Test in Block 3 durchgeführt, jedoch war die Spannung am Generator zu schnell abgefallen, so daß der Test mit einem verbesserten Spannungsregler in Block 4 wiederholt werden sollte [Koe96].

Das Versuchsprogramm sah folgende Punkte vor:

- Die thermische Leistung sollte bei Versuchsbeginn zwischen 20 und 30 % liegen. In diesem Leistungsbereich ist ein Turbosatz in Betrieb.
- Abweichend vom Normalbetrieb sollten sechs Hauptkühlmittelpumpen und zwei Reservepumpen laufen. Vier Pumpen sollten während des Versuches die Kühlung des Kerns gewährleisten, während die übrigen vier als Last für den Turbogenerator vorgesehen waren.

- Der Versuch sollte durch Schnellabschaltung des in Betrieb befindlichen Turbosatzes eingeleitet werden. Entsprechend der Auslegung des Rektorschutzsystems sollte dadurch gleichzeitig eine automatische Notabschaltung des Reaktors ausgelöst werden.

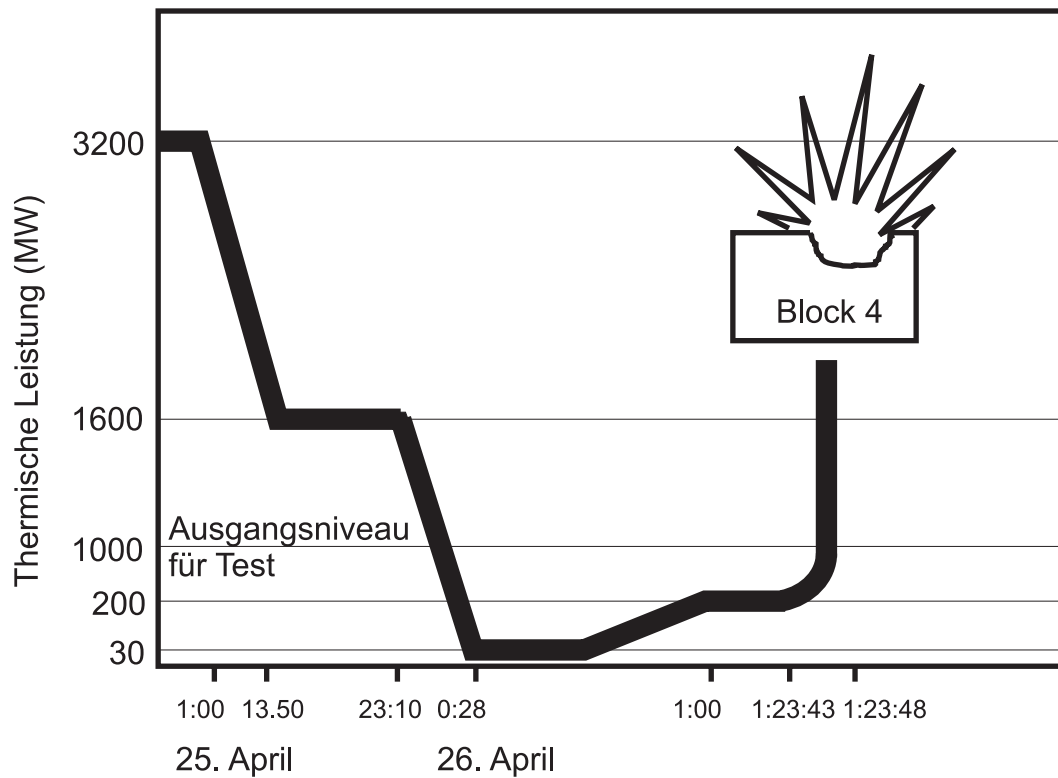


Abbildung 2.2: Leistungsverlauf im Block 4

In der Folge dieses Experimentes führten die ungünstigen reaktorphysikalischen und sicherheitstechnischen Eigenschaften sowie schwere Bedienungsfehler zu einer prompt überkritischen Leistungsexkursion in Block 4 [Kru96], wodurch es zu einer Explosion und einen anschließenden Brand des Moderatorgraphits kam. Im Folgenden erfolgt die Darstellung des zeitlichen Ablaufes des Unfallgeschehens (Ortszeit) [GRS96]. Abbildung 2.2 zeigt den Leistungsverlauf im Reaktor während der Durchführung des Experimentes bis zum Unfallzeitpunkt.

Freitag, 25. April 1986:

- 01:00 Uhr
Die Reaktorleistung wird zur jährlichen Revision und zur Durchführung des geplanten Versuchs systematisch reduziert.
- 7:10 Uhr
Der ORM-Wert ist aufgrund der instationären Xenon-Vergiftung (siehe hierzu Kap. 2.3.2 auf Seite 10) kleiner als der zulässige Wert. Beim Betrieb in diesem Leistungsbereich hätte der ORM-Wert mindestens 26 bis 30 betragen müssen, wird aber unterschritten, was zu einer sofortigen Abschaltung hätte führen müssen. In der Folge steigt der ORM-Wert wieder über den minimal zulässigen Wert.
- 13:05 Uhr
Etwa 50 % Reaktorleistung werden erreicht. Eine der beiden zugeordneten Turbinen wird abgeschaltet.
- 14:00 Uhr
Das Notkühlsystem wird isoliert, um eine ungewollte Einspeisung von Wasser zu vermeiden. Zwischenzeitlich verlangt der Lastverteiler in Kiew den Weiterbetrieb mit einer Turbine (50 % Leistung), da im Elektrizitätsnetz entsprechender Bedarf besteht. Das Betriebspersonal vergißt bei der Fortführung des Versuches, die Notkühlsysteme wieder zu aktivieren.
- 23:10 Uhr
Nachdem der Strombedarf gedeckt ist, wird mit dem weiteren Abfahren des Reaktors begonnen, um eine Ausgangsleistung für den Versuch von rund 25 % zu erreichen.

Samstag, 26. April 1986:

- 00:28 Uhr
Beim Abfahren fällt die Reaktorleistung aus ungeklärter Ursache auf unter 1 %. Da ein Leistungsbetrieb unter 20 % nicht zulässig war, hätte die Anlage abgeschaltet und der Versuch verschoben werden müssen. Statt dessen wurde die Leistung durch weiteres Ausfahren der Steuerstäbe so weit wie möglich angehoben, um den Versuch durchzuführen. Durch das Ausfahren von mehr Regelstäben als zulässig gelingt es, die Leistung auf etwa 7 % anzuheben. Der ORM-Wert liegt nur noch bei 6 bis 8 Steuerstäben.

- 00:43 Uhr
Die Notabschaltung wird zur Versuchsdurchführung außer Kraft gesetzt.
- 01:03 Uhr:
Jedem Kühlkreislauf werden gemäß Versuchsplanung die vier zugehörigen Pumpen zugeschaltet. Zur Stabilisierung der Reaktorleistung werden die Regelstäbe noch weiter herausgefahren. Die Reaktivitätsreserve sinkt weiter. Druck und Wasserspiegel in den relevanten Reaktorkomponenten schwanken heftig, die Anlage befindet sich in einem äußerst instabilen Zustand.
- 01:19 Uhr:
Der Operateur überbrückt Warnsignale zum Stand von „Wasserspiegel“ und „Druck“, die zu einer Abschaltung geführt hätten.
- 01:23 Uhr:
Der vorgesehene Test wird durch Schließen der Turbinenschnellschlußventile eingeleitet. Durch das Auslaufen der vier als Last geschalteten Kühlmittelpumpen verringert sich der Kühlmitteldurchsatz, was zu einem Anstieg der Reaktivität und Erhöhung der Kühlmitteltemperatur führt (siehe Kap. 2.3.1 auf Seite 9). Man versucht, die Reaktivitätszunahme zu kompensieren, indem zwei von drei Gruppen Regelstäbe wieder eingefahren werden. Etwa 30 Sekunden nach Testbeginn steigt die Leistung weiter an. Das automatische Regelsystem kann die Leistungssteigerung nicht verhindern.

36 Sekunden nach Testbeginn gibt der Schichtleiter den Auftrag, den Reaktor abzuschalten. Der Notschalter wird betätigt. Sekunden später erfolgen Alarmmeldungen über zu hohe Reaktorleistung und ein jäher Leistungsanstieg. Innerhalb von vier Sekunden steigt die Energieabgabe auf das 100-fache der Nennleistung des Reaktors.

Durch den starken Leistungsanstieg kam es zum Aufheizen des Brennstoffes. Die Erhitzung von eingeschlossenem Gas und wahrscheinlich auch die Verdampfung von Brennstoff führte zu einem Druckaufbau, durch den ein Teil des Brennstoffes in winzige Stücke zerrissen (fragmentiert) wurde. Die heißen Bruchstücke kamen mit Wasser in Berührung, und dadurch entstand Dampf. Dieser Vorgang spielte sich in etwa einer zehntel Sekunde ab. Berechnungen von sowjetischen Reaktorfachleuten ergaben, daß voraussichtlich 30 % des Kernvolumens diese erste Leistungssteigerung verursachten. Es ist bis heute nicht ganz geklärt, welche Anteile der Explosion auf nukleare und welche auf chemische Ursachen zurückgehen.

Die Brennstoffkanäle konnten Druck und Temperatur nicht mehr standhalten. Die obere, ca. 1000

Tonnen schwere Reaktorabdeckplatte wurde angehoben und alle Druckröhren abgerissen. Die Reaktorplatte befindet sich seitdem in einer vertikalen Position. Die Brennstablademaschine fiel auf den Reaktorkern und zerstörte weitere Kühlkanäle, wodurch weiteres Kernmaterial freigelegt wurde. Durch die hohe Temperatur fing das Moderatorgraphit an zu brennen. Durch die Explosion und den Brand wurde ein Teil des Kernmaterials aus dem Reaktor herausgeschleudert. Spätere Berechnungen ergaben eine Freisetzungshöhe des Kernmaterials von ca. 1000 m.

2.3 Unfallursachen

Zur Erklärung der Unfallursachen konnte man nicht auf Erfahrungen aus vergleichbaren Ereignissen oder ausführliche Dokumentation zurückgreifen. Man war auf Augenzeugenberichte sowie auf nach dem Unfall durchgeführte Messungen, nachgestellte Experimente und Analysen angewiesen. Alles zusammengenommen ergibt sich heute folgendes Bild:

Die Ursachen der Katastrophe liegen sowohl im menschlichen Versagen als auch in der Unkenntnis der speziellen Auslegung des Reaktors seitens der Operateure. Die Betriebsmannschaft stand im Vorfeld des Versuches unter beträchtlichem Zeitdruck. Der Test verzögerte sich, weil der Reaktor zwischenzeitlich zur Stromerzeugung genutzt wurde. Der Zeitverzug von neun Stunden führte dazu, daß der Test mit einer neuen Betriebsmannschaft in der Nacht gefahren werden mußte. Der Zeitdruck für das Personal verstärkte sich weiter.

Des weiteren enthält das Design der RBMK-Reaktoren einige wesentliche Mängel. Dazu gehören in erster Linie der positive Dampfblasenkoeffizient (oder *Void-Effekt*) und das mangelhafte *Steuerstab-Design*. Daneben spielte für den Unfallablauf die als Folge der Betriebsvorgeschichte unzulässig hohe Vergiftung des Reaktorkernes durch ^{135}Xe eine wesentliche Rolle.

2.3.1 Void-Effekt

Graphitmoderierte Siedewasserreaktoren zeigen im Gegensatz zu wassermoderierten Siedewasserreaktoren eine selbständige Reaktivitätsverstärkung. Steigt beim RBMK-Reaktor die Leistung im Kern, so erhöht sich die Temperatur (T) des Kühlwassers. Dabei nimmt die Dichte des neutronenabsorbierenden Wassers durch Blasenbildung ab, wobei die Neutronenmoderation durch das Graphit unverändert bleibt [Spo96]. Dieses führt zu einem Anstieg der Reaktivität (R). Dieses Verhalten wird positiver Dampfblasenkoeffizient oder *Void-Effekt* genannt.

$$\text{RBMK-Reaktor: positiver Dampfblasenkoeffizient} \quad \frac{\partial R}{\partial T} > 0 \quad (2.1)$$

Ein wassermoderierter Reaktor verfügt in allen Leistungsbereichen über einen negativen Dampfblasenkoeffizient, da sich mit Abnahme der Wasserdichte die Neutronenmoderation verschlechtert, was einen Rückgang der Reaktivität zur Folge hat.

$$\text{wassermoderierter Reaktor: negativer Dampfblasenkoeffizient} \quad \frac{\partial R}{\partial T} < 0 \quad (2.2)$$

Der Void-Effekt tritt nur im unteren Drittel des Leistungsbereiches von RBMK-Reaktoren auf. Darüber überwiegen entgegengesetzte Effekte [Spo96].

2.3.2 Xenon-Vergiftung

Eine besondere Rolle beim Unfallablauf spielte die sogenannte Xenon-Vergiftung des Reaktors. Bei der Spaltung eines ^{235}U -Kernes entstehen zwei Restkerne, die Spaltprodukte (Abb. 2.3). Die Massenausbeute der Spaltprodukte verhält sich für Reaktoren z.B. des Chernobyl-Types gemäß Abbildung 2.4.

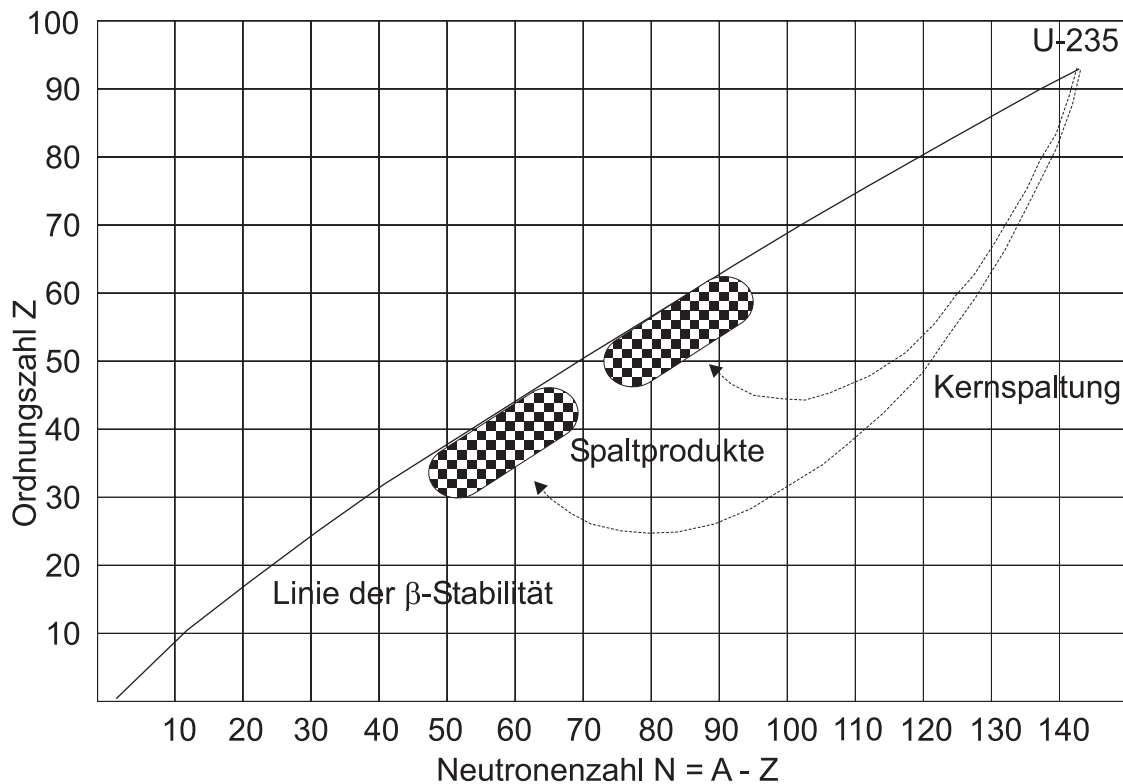


Abbildung 2.3: Spaltprodukte auf der Nuklidkarte

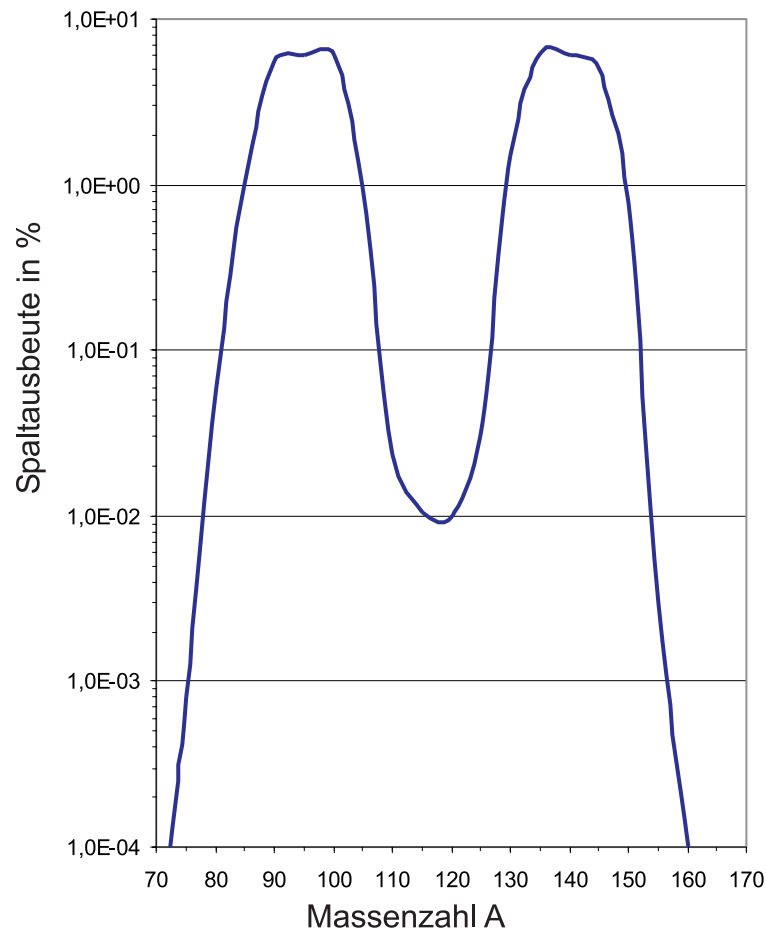
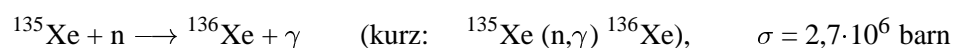
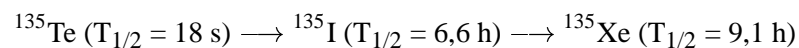


Abbildung 2.4: Spaltausbeute - die „Kamelhöckerkurve“

Während des Betriebs entstehen daher auch Spaltprodukte, die sehr große Einfangwahrscheinlichkeiten für Neutronen besitzen und Neutronen aus der Kettenreaktion entfernen, was zu einer Leistungsverminderung führt. So entstehen mit einer Ausbeute von ca. 6,5 % Nuklide der Massenzahl 135, z.B. ^{135}Te , ^{135}I und ^{135}Xe . Die Nuklide ^{135}Te und ^{135}I zerfallen zusätzlich zu ^{135}Xe , welches einen sehr hohen Einfangquerschnitt für thermische Neutronen besitzt und einen erheblichen Anteil Neutronen aus der Kettenreaktion entfernt [See81]:



Im Leistungsbetrieb des Reaktors stellt sich ein Gleichgewicht zwischen gebildetem und durch Neutroneneinfang umgewandeltem ^{135}Xe ein. Wird die Leistung (und damit die Neutronenflußdichte) des Reaktors reduziert, so überwiegt für einige Stunden die Bildung von ^{135}Xe aus dem Zerfall der

Mutterkerne ^{135}Te und ^{135}I über den verringerten Abbrand. Es kommt zu einer Erhöhung des ^{135}Xe -Niveaus im Reaktorkern der Xenon-Vergiftung.

Auch im Block 4 des Kraftwerkes von Chernobyl entstand nach der anfänglichen Verringerung der Leistung bei Versuchsbeginn im Reaktor eine Xenon-Vergiftung. Das Personal versuchte in der Folge, der Leistungsabnahme durch Neutroneneinfang am ^{135}Xe durch Herausfahren der Regelstäbe entgegenzuwirken. Dabei wurden die Absorberstäbe über das in den Sicherheitsbestimmungen festgelegte Maß aus dem Kern gefahren und somit der zulässige ORM-Wert weit unterschritten. Durch die zu geringe Zahl an eingefahrenen Regelstäben kam es im Reaktor zu einer ungleichmäßigen Leistungsverteilung, und bei Aktivierung der Notabschaltung verging zu viel Zeit, als daß die Kettenreaktion durch Einfahren weiterer Regelstäbe unter Kontrolle gebracht werden konnte.

2.3.3 Abschalteteffekt

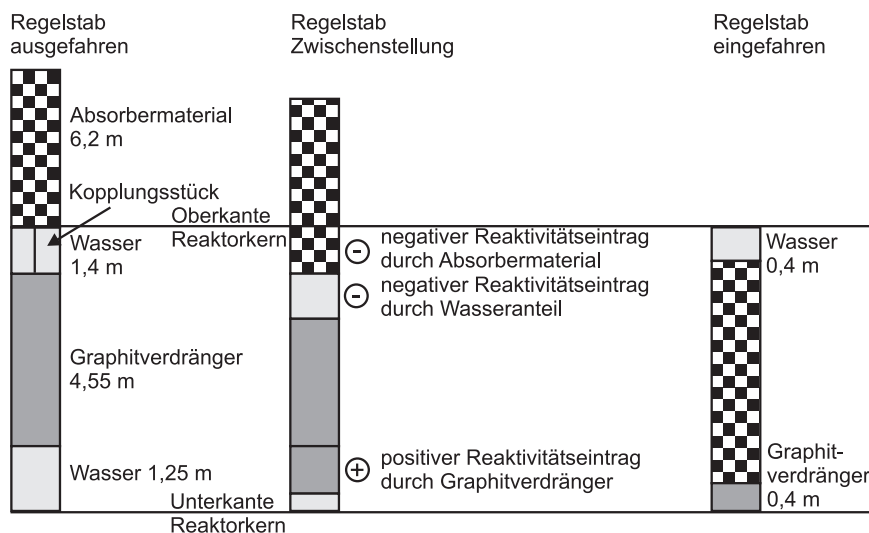


Abbildung 2.5: Regelstäbe des RBMK-1000 Reaktors [Kru96]

Heute gilt als sicher, daß der plötzliche Leistungszuwachs durch das Einfahren der Regelstäbe hervorgerufen wurde. Die Regelstäbe des RBMK-Reaktors reduzieren aufgrund ihrer fehlerhaften Konzeption beim Einfahren aus dem völlig gezogenen Zustand die Reaktivität zunächst nicht, sondern erhöhen sie. Auf diese Weise wurde der Unfall paradoxerweise durch die Aktivierung der Reaktor-Notabschaltung verursacht. Den Effekt der Leistungssteigerung beim Einfahren der Regelstäbe stellte man bereits 1983 bei der Inbetriebnahme der Anlage Ignalina (Litauen) fest, gab ihn aber nicht als Erfahrungswert an die Betriebsmannschaften anderer Anlagen weiter.

Die Regelstäbe des RBMK-Reaktortypes bestehen im Mittelteil aus einem neutronenabsorbierenden

Bereich und einem Verdrängerteil aus Graphit an ihrem Ende. Im ausgefahrenen Zustand wird die Bohrung im Kern durch das Verdrängerteil und Wasser ausgefüllt. Beim Einfahren eines Steuerstabes verdrängt dann zunächst das neutronen**moderierende** Graphit das neutronen**absorbierende** Wasser, was bis zum vollständigen Einfahren des Absorberteils zu einer Reaktivitätserhöhung in einem Teil des Kerns führt (Abb. 2.5).

2.4 Aktivitätsfreisetzung und -ausbreitung

Wieviel des radioaktiven Inventars (ursprünglich bestand die Kernladung aus 200 t Uran) in den Reaktortrümmern blieb, konnte durch Messungen und später durch Bohrungen näherungsweise ermittelt werden. Der wesentliche Teil liegt jetzt unter der Reaktorplatte. Die restliche Menge befindet sich noch innerhalb des Kernbereiches bzw. im Bereich der oberen horizontalen Rohre. Insgesamt wurden etwa 3,8 % des Kernmaterials ausgeworfen (siehe Tabelle 2.1 auf Seite 23).

Die Freisetzung lässt sich in vier Phasen einteilen (Abb. 2.6):

- **Phase 1:** Unmittelbar durch die Explosion des Reaktors und während des späteren Brandes wurden Teile des Kernbrennstoffs herausgeschleudert. Edelgase und leicht flüchtige Elemente wie Iod, Tellur und Cäsium wurden massiv freigesetzt.
- **Phase 2:** In den folgenden fünf Tagen nahm die Freisetzung aufgrund der Brandbekämpfung deutlich ab. Der Auftrieb verminderte sich, und die Radionuklide erreichten nur noch Höhen von 200 bis 400 m.
- **Phase 3:** Die zur Löschung und Abdeckung eingesetzten Materialien behinderten die Wärmeabfuhr und führten zum Aufheizen des Kerns. Dadurch nahm die Freisetzung in den nächsten Tagen wieder zu.
- **Phase 4:** Am 6. Mai brach die Freisetzung vermutlich durch die Kühlung des Kernbereiches mit Stickstoff abrupt ab. Dieses ist bis heute aber nicht vollständig geklärt [GRS96, Kru96].

Erste Abschätzungen zu Menge, Zusammensetzung und Zeitabhängigkeit der Aktivitätsfreisetzung begann unmittelbar nach dem Unfall. Durch Untersuchungen in der zerstörten Anlage wurde der Verbleib von (173 ± 28) Tonnen Brennstoff, also etwa 91 % der ursprünglichen Menge, nachgewiesen. (137 ± 27) t sind geschmolzen (71 %) und in den unteren Bereich des Reaktorgebäudes gelangt. Die restlichen 20 % befinden sich als Staub oder Bruchstücke in den oberen Bereichen des Reaktorgebäudes. Etwa $(6,7 \pm 1,0)$ Tonnen (3,5 %) sind in die Atmosphäre gelangt. Die fehlenden 11 t liegen im

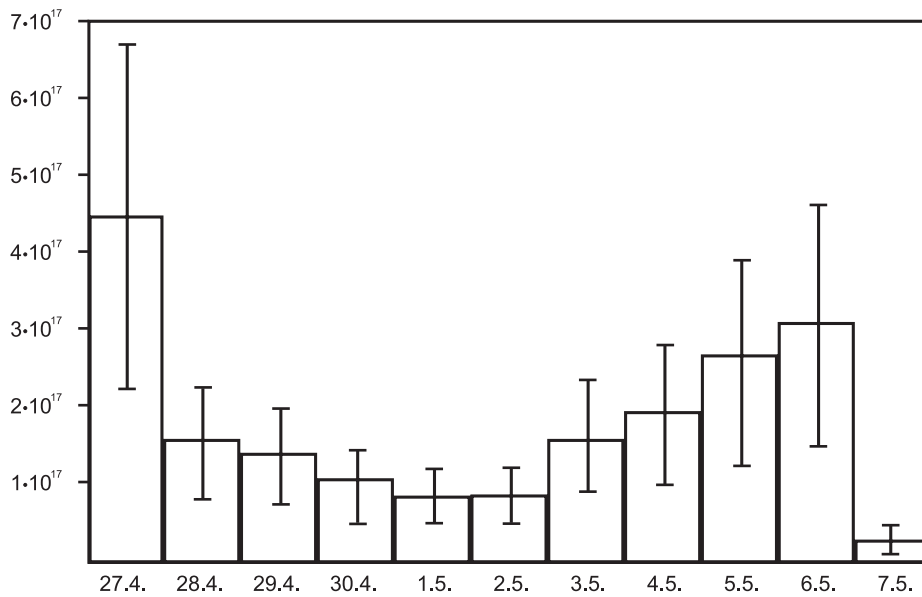


Abbildung 2.6: Zeitlicher Verlauf der Aktivitätsfreisetzung [GRS96], Angaben in Bq

Fehlerbereich der bisherigen Bestimmungen [Kru96]. Wesentliche Korrekturen der ersten Angaben stammen aus systematischer Auswertung der weltweit gemessenen Luft- und Bodenkontaminationen. Die Unsicherheiten sind aber nach wie vor erheblich und liegen für langlebige Nuklide bei $\pm 30\%$, für kurzlebige noch darüber [Kru96]. Tabelle 2.1 auf Seite 23 zeigt die Mengen der wichtigsten freigesetzten Nuklide.

Für die Radioaktivitätsverfrachtung waren zwei Besonderheiten entscheidend [Kru96]:

- Die Aktivitätsabgabe erstreckte sich über einen Zeitraum von mehreren Tagen, in denen sich erstens die Zusammensetzung sowie die chemische Form der radioaktiven Abgaben und zweitens die Wetterverhältnisse erheblich änderten (Abb. 2.6).
- Der Unfall verursachte zunächst einen ausgedehnten Brand, durch den die radioaktiven Stoffe in große Höhen gebracht und mit den dort herrschenden Strömungen verfrachtet wurden (Abb. 2.7).

Der letzte Punkt steht im Gegensatz zur durch die überirdischen Kernwaffenexplosionen der 60er Jahre bedingten Fallout-Situation. Durch die oberirdische Zündung einer Kernwaffe wird radioaktives Material bis in die Troposphäre verfrachtet, wo es sich global verteilt. Der langsame Austausch mit der Atmosphäre hat einen globalen Fallout zur Folge. Hierbei spielen die Wind- und Wetterverhältnisse der unteren Atmosphärenschichten nur eine untergeordnete Rolle. Die Explosion und der Brand des Reaktors von Chernobyl führte nur zu einer wesentlich geringeren Freisetzungshöhe. Die

großräumige Verfrachtung erfolgte im wesentlichen in der unteren Troposphäre und betraf in den Wochen nach dem Unfall den gesamten Breitengürtel nördliche etwa 30° N. Südlich davon sowie in den oberen Schichten der Atmosphäre wurden nur noch Spuren der Radioaktivität nachgewiesen [Kru96]. Der Eintrag von Radionukliden aus der radioaktiven Wolke war vollständig vom vorherrschenden Wetter abhängig [Bor93].



Abbildung 2.7: Ausbreitung der radioaktiven Wolke, Zahlen stehen für den Ankunftstag im Mai 1986

Die Großwetterlage in Europa war typisch für die Jahreszeit. Es kam während der Freisetzungsdauer immer wieder zu lokal beschränkten Regenschauern, was eine sehr inhomogene Verteilung der Radionuklide auf dem Boden bewirkte. Besonders die Stadt Gomel im Nordosten von Chernobyl wurde durch Washout von Radionukliden aus der Freisetzungswolke stark betroffen. Hier lag die Bodenkontamination so hoch wie nur wenige Kilometer vom Reaktor entfernt [Hil96]. Neben der Ukraine, Rußland und Weißrußland waren am stärksten die Staaten Bulgarien, Österreich, Griechenland, Ru-

mänien, und Finnland betroffen [Ben96].

In der Bundesrepublik Deutschland wurden vor allem Teile von Bayern kontaminiert. In einigen Gebieten konnten hier bis zu $120 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ^{137}Cs gemessen werden. Die nördlichen Bundesländer waren kaum betroffen. Jedoch zeigt sich auch hier die starke Inhomogenität der Deposition durch Washout. So bewirkten Regenfälle in Hannover einen Eintrag an ^{137}Cs von etwa $9 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$, schon wenige Kilometer entfernt gingen weniger als $4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ nieder [Bay96, BfS96a, BfS97].

2.5 Gegenmaßnahmen in der Ukraine

Da keine Katastrophen- und Notfallpläne existierten und auch keine Erfahrung mit derartigen Unfällen vorlag, mußten die Fachleute vor Ort über Maßnahmen zur Verringerung der Exposition des Personals und der Umwelt entscheiden. Man konzentrierte sich auf vier Gefahrenschwerpunkte [Kru96]:

- Verhinderung einer erneuten Kettenreaktion
- Kühlung der Brennelemente
- Abschirmung der Direktstrahlung
- Minimierung der Aktivitätsfreisetzung

Die Umsetzung dieser Maßnahmen erfolgte hauptsächlich vom 26. April bis zum 2. Mai 1986.

2.5.1 Brandbekämpfung und Abdeckung des Reaktors

Um die Freisetzung von radioaktiven Stoffen zu begrenzen, versuchte man zunächst, Kühlwasser in den Reaktorkern zu pumpen. Trotz des Zwanges zur Improvisation schaffte es die Feuerwehr, Wasser in der Größenordnung von 200 bis 300 Tonnen pro Stunde mittels der Notpumpen einzuspeisen. Nach 10 Stunden beendete man die Einspeisung, da die beabsichtigte Kühlung der Graphitblöcke nicht gelang. Zudem floß nun kontaminiertes Wasser aus der Anlage heraus.

Man begann schnellstmöglich mit mehr als 30 Militärhubschraubern Material in den Reaktor zu werfen, in dem als Folge der hohen Temperatur ein Graphitbrand entstanden war:

- ca. 40 t Borcarbit, um eine erneute Kettenreaktion zu verhindern
- ca. 800 t Dolomit, dessen Zersetzung die Wärmeentwicklung auffangen sollte; gleichzeitig sollte das entstehende Kohlendioxid den Graphitbrand ersticken

- ca. 2400 t Blei, um durch den Schmelzvorgang Wärme zu absorbieren und eine teilweise Abschirmung der Gamma-Strahlung zu erreichen
- ca. 1800 t Sand und Lehm als Rückhaltematerial für die freigesetzten radioaktiven Stoffe

Die aus der Luft abgeworfenen Abdeckmaterialien behinderten die Wärmeabfuhr. Als Folge erhöhte sich die Temperatur im Reaktor und die Freisetzung von radioaktiven Stoffen erhöhte sich. Es ist bis heute nicht vollständig geklärt, ob das Ende der Freisetzung am 6. Mai auf die Kühlung des Kerns durch flüssigen Stickstoff zurückzuführen ist. Weiterhin grub man einen Tunnel unter den Reaktorkern, um dort eine Betonplatte aufzubauen, welche verhindern sollte, daß geschmolzene Teile das Grundwasser kontaminierten.

2.5.2 Schutzmaßnahmen der Bevölkerung

Bereits am 26. April zeigte die radiologische Überwachung der Umgebung, daß für die rund 50.000 Einwohner der Stadt Pripyat die Gefahr von akuten Strahlenschäden bestand. Am nächsten Tag wurde Pripyat im Verlauf von 4 Stunden mit Autobussen vollständig evakuiert und ist bis heute unbewohnt.

Bis zum 5. Mai folgten Maßnahmen für andere Bevölkerungszentren im Umkreis von 30 km um den Reaktor. Ab dem 1. Mai erfolgten Kontrollen für Milch und Maßnahmen zum Trinkwasserschutz. Der 30 km Kreis um den Reaktor wurde unmittelbar nach dem Unfall als Sperrzone deklariert. Aufenthalt ohne Genehmigung sowie Wohnen wurde untersagt. Kontrollierte Zu- und Ausgänge an der Grenze der 30 km Zone sollen eine Verschleppung der auf dem Boden liegenden Radioaktivität verhindern. Innerhalb von 10 Tagen wurden insgesamt 130.000 Personen aus der ‚exclusion zone‘ evakuiert [Bun00].

Die betroffenen Menschen können aus radiologischer Sicht in fünf verschiedene Gruppen eingeteilt werden:

- **Werksangehörige der Kraftwerksanlage, insbesondere Feuerwehrleute**

Die Mitarbeiter der Werksfeuerwehr und das Reaktorpersonal erhielten die weitaus höchsten Dosen. 237 Personen litten an akutem Strahlensyndrom, 28 davon starben in der akuten Phase 1986 [Nea95].

- **Einwohner von Pripyat und Siedlungen innerhalb des 30 km Kreises**

Für die Bewohner des 30 km Kreises dominierte in den ersten Tagen ^{131}I ($T_{1/2} = 8 \text{ d}$) die Inhalationsdosis. Über 100.000 Personen wurden auf den Radioiod-Gehalt der Schilddrüse überprüft.

Iodtabletten, Evakuierung und Milchkontrolle bewirkten, daß die Schilddrüsendosen im allgemeinen unter 0,3 Sv blieben. Retrospektive Dosisabschätzungen liefern für Einwohner von Pripjat eine durchschnittliche Effektivdosis von etwa 15 bis 18 mSv, wobei Individualdosen bis 50 mSv erreicht wurden. Für die Einwohner des 30 km Kreises lassen sich im Durchschnitt Effektivdosen von 22 mSv berechnen, wobei hier jedoch Einzeldosen bis 300 mSv erreicht wurden [Lik96]. Akute Strahlenschäden der Bevölkerung konnten jedoch vermieden werden [Nea95].

- **Kinder und Jugendliche, deren Schilddrüsen von Mai bis Juni 1986 durch Inkorporation kontaminierter Luft und Nahrungsmittel hoch belastet wurden**

Seit 1990 ist ein starker Anstieg in der Häufigkeit von Schilddrüsenkrebs von Kindern, welche zum Zeitpunkt des Unfalls jünger als 15 Jahre waren, zu verzeichnen. Abbildung 2.8 zeigt die in den stark vom Fallout betroffenen Gebieten Weißrußlands aufgetretenen Raten [Bav96]. Eine Erhöhung der Fallzahlen von Schilddrüsenkrebs ist nur in hochkontaminierten Gebieten festgestellt worden, hauptsächlich in Weißrußland sowie in geringerem Maße in der Ukraine. Die russischen Daten dazu sind bisher unvollständig.

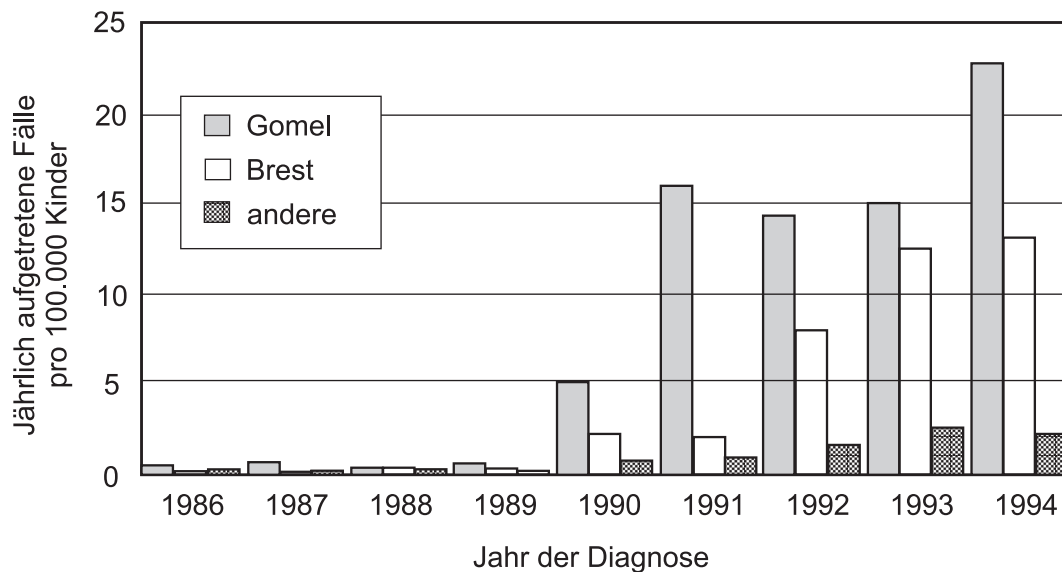


Abbildung 2.8: Jährliche Raten kindlicher Schilddrüsenkrebse in Gomel, Brest und anderen Regionen Weißrußlands [Bav96]

- **Personen, die an Aufräumarbeiten teilgenommen haben**

Die an den Aufräumarbeiten 1986/87 beteiligten Personen erhielten im Mittel eine Dosis von 0,1 Sv, das Maximum lag bei 6 Sv [Bun00]. Hier sind keine Fälle von akutem Strahlensyndrom bekannt. Ein Anstieg der Krebshäufigkeit wurde bei diesen Personen bisher nicht beobachtet,

kann allerdings aufgrund der langen Zeit zwischen Zellschädigung und Tumorbildung (bis zu 30 Jahre für solide Tumore) in späteren Jahren noch erfolgen [Kel96].

- **Personen, die weiterhin auf kontaminiertem Boden leben**

Über 10.000 Personen leben heute in den hochkontaminierten Gebieten, weitere kehren stetig zurück. Die externe und interne Exposition dieser Gruppe ist nur unvollständig erfaßt.

Außer dem Anstieg der Schilddrüsenkrebsse bei Kindern ist bis heute kein Anstieg bei anderen Krebserkrankungen, wie z.B. Leukämien oder soliden Tumoren, festzustellen [Kel96].

2.6 Maßnahmen in den folgenden Jahren

Nach der sofortigen Evakuierung der Bewohner des 30 km-Kreises und der Brandbekämpfung wurden in den stark kontaminierten Gebieten weitere Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung getroffen. Die in den Umkreis des Reaktors herausgeschleuderten Brennstoffteile sowie Trümmerstücke der Gebäudekonstruktion wurden gesammelt und in ungeordnet angelegten Gruben mit Erde bedeckt. Es existieren ca. 600 bis 800 dieser in größter Eile angelegten Sammelstellen. Von vielen dieser sog. „Dump-Sites“ ist die exakte Lage unbekannt [MoU95]. Es wird von einer in ihnen gesammelten Aktivität von 1 PBq (10^{15} Bq) ausgegangen [Bun00]. In der Nähe dieser Gruben herrscht auch heute noch eine extrem hohe Ortsdosisleistung. Während einer Exkursion zum Reaktor konnten Mitarbeiter des ZSR in der Nähe dieser Sammelstellen Ortsdosisleistungen bis zu $70 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ im vorbeifahrenden Bus messen. Etwa die gleiche Aktivität aus der Säuberung des direkt an den Reaktor angrenzenden Bereiches ist in seiner Nähe eingelagert. Noch immer lagern in der Sperrzone alle für die Aufräumarbeiten eingesetzten Fahrzeuge, Helikopter und Maschinen unter freiem Himmel [Bun00]. Die gesamten Aufräumarbeiten und der Verbleib des radioaktiven Materials ist nur unzureichend dokumentiert.

2.6.1 Der Sarkophag

Innerhalb von sieben Monaten wurde das zerstörte Reaktorgebäude und der darin geschmolzene Kern durch einen Stahlbetonmantel, genannt *Shelter* oder *Sarkophag* eingeschlossen (Abb. 2.9). Dieser dient der Abschirmung der Direktstrahlung sowie dem Einschluß des verbleibenden Kernmaterials. Der Sarkophag wurde nur als Provisorium gesehen, bis eine bessere Lösung gefunden wurde, hat aber bis heute Bestand [Bun00]. Es besteht die Gefahr, daß durch Korrosion der Träger oder Verlagerung von Teilen der Reaktorkonstruktion im Inneren der Sarkophag ganz oder teilweise zum Einsturz kommt. Obwohl der Mantel das Gebäude nicht hermetisch abschließt (Fläche der verbleibenden Lö-

cher: 1000 m^2), ist die Freisetzung von radioaktivem Material sehr gering [Boi96]. Etwa 3000 m^3 Wasser mit einer spezifischen Aktivität zwischen $0,4$ und $40 \text{ MBq}\cdot\text{l}^{-1}$ befinden sich heute noch im Sarkophag [Bun00]. In den Jahren 1990 und 1996 zeigten die installierten Kontrolleinrichtungen Anzeichen von Kettenreaktionen in der geschmolzenen Kernmasse. Um eine erneute Kritikalität zu verhindern, wurden Neutronengifte in den Sarkophag eingepumpt [Bun00].

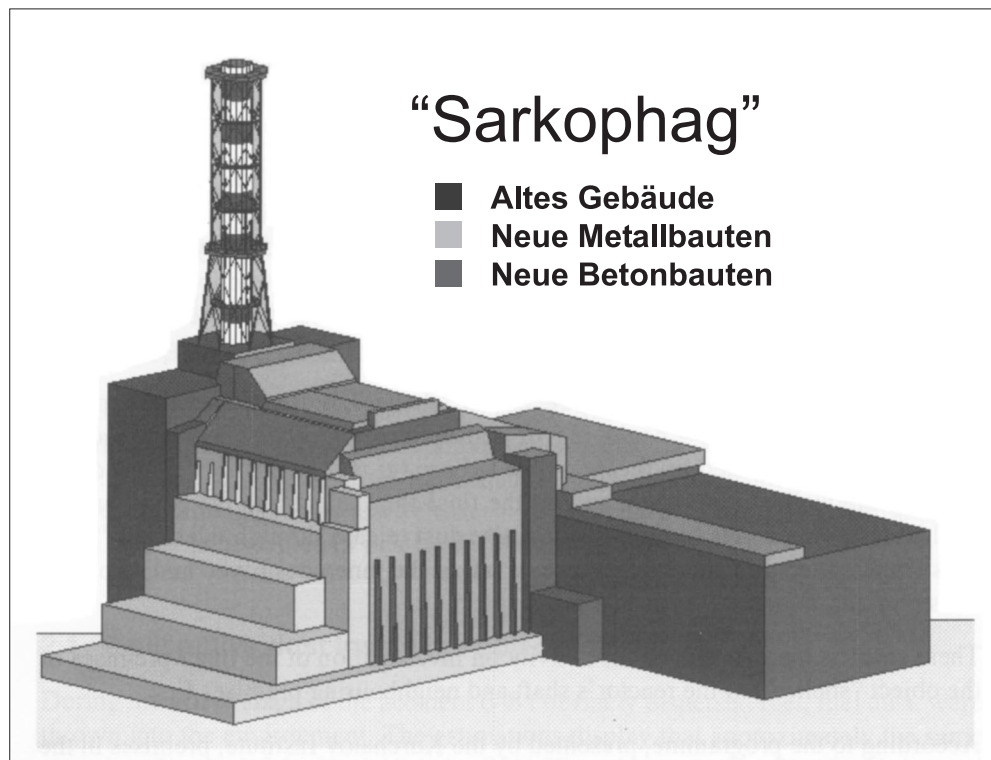


Abbildung 2.9: Der Sarkophag

2.6.2 Einteilung in vier Zonen

Auswirkungen des Unfalls außerhalb des Sperrbereiches der 30 km Zone wurden 1986, also noch zu Zeiten der Sowjetunion, von offizieller Seite verneint. Mit der beginnenden Politik der ‚Glasnost‘ in den späten 80er Jahren wurde diese Behauptung unhaltbar. Kurz bevor die Ukraine sich 1991 von der Sowjetunion trennte, wurde eine neue gesetzliche Regelung für die betroffenen Gebiete außerhalb der Sperrzone getroffen [LoU91] (Zahlenwerte durch Umrechnung von Ci nach Bq). Die erwarteten zusätzlichen Dosen sind aus konservativen Rechnungen abgeschätzt.

- **Zone I:** Sperrzone, wie vorher definiert.
 - Fläche: 2827 km²; 76 Siedlungen betroffen
 - Trotz der 1986 angeordneten Evakuierung, sind bis 1998 ca. 800 Personen (die meisten über 50 Jahre alt), in ihre Heimatdörfer zurückgekehrt.

- **Zone II:**
 - Depositionsdichte: > 555 kBq·m⁻² für Cäsium oder > 111 kBq·m⁻² für Strontium oder 3,7 kBq·m⁻² für Plutonium.
 - Fläche: 882 km²; 80 Siedlungen aufgrund der Kontamination zugeordnet, 12 weitere aufgrund von Dosisabschätzungen
 - Erwartete zusätzliche Dosis > 5 mSv·a⁻¹
 - Umsiedlung von 50.000 Personen; noch nicht vollendet, etwa 11.000 Personen leben noch in der Zone II, weil annehmbare Alternativen fehlen.
 - Steigende Anzahl an zurückkehrenden ehemaligen Einwohnern

- **Zone III:**
 - Depositionsdichte: 195-555 kBq·m⁻² für Cäsium oder 5,5-111 kBq·m⁻² für Strontium oder 0,37-3,7 kBq·m⁻² für Plutonium.
 - Fläche: 3177 km²; 654 Siedlungen direkt betroffen, weitere 181 aus Verwaltungsgründen eingeschlossen
 - Erwartete zusätzliche Dosis: 1-5 mSv·a⁻¹
 - Umsiedlungen gestattet, von 600.000 Personen nutzen 30.000 diese Möglichkeit

- **Zone IV:**
 - Depositionsdichte: 37-195 kBq·m⁻² für Cäsium oder 0,74-5,5 kBq·m⁻² für Strontium oder 0,185-0,37 kBq·m⁻² für Plutonium.
 - Fläche: 37,205 km²; 1183 Siedlungen direkt betroffen, weitere 150 aus Verwaltungsgründen eingeschlossen
 - Erwartete zusätzliche Dosis < 1 mSv·a⁻¹
 - Etwa 1,8 Millionen Personen leben in dieser Zone und unterliegen spezieller radiologischer Überwachung

Dieses Gesetz führte erstmals zur Veröffentlichung von Kontaminationskarten und Listen der betroffenen Siedlungen. Der Gesetzestext wurde seit 1991 mehrfach geändert, da die Untersuchungen der Depositionsdichten und der Dosen voranschritten. Der zuerst vorherrschende Trend war die Erweiterung der Zonen auf zusätzliche Siedlungen, was aufgrund der damit verbundenen ökonomischen Hilfen für die betroffenen Ortschaften nicht verwunderlich ist. In letzter Zeit gibt es entgegengesetzte Bestrebungen, möglichst zu einem normalen Status zurückzukehren, da zum einen die Zahlungen aus dem Chernobyl-Fonds zurückgehen und zum anderen die Einordnung in die Zonen eine Reihe von Einschränkungen, z.B. in der Landwirtschaft, mit sich bringt [Bun00].

2.7 Die Situation in der nördlichen Ukraine heute

Vor ca. 5 Jahren ist in der Ukraine mit der verstärkten Rückkehr von Menschen in die geräumten Zonen eine neue Situation entstanden. Da große Teile der ehemaligen Bewohner der Zone II nach ihrer Umsiedlung mit ihrem Leben in den zugewiesenen Städten nicht zufrieden waren, kehrten sie in den Jahren nach 1995 in ihre Heimatdörfer zurück. Diese Personen sowie die nicht umgesiedelten Bewohner der Zone II leben fast völlig von der Außenwelt isoliert. Insbesondere gibt es keinen nennenswerten Warenaustausch mit der angrenzenden Zone III, so daß alle Lebensmittel vor Ort gesammelt oder erzeugt werden müssen. Da sich diese Menschen illegal in ihren Heimatdörfern aufhalten, gibt es keinerlei staatliche Unterstützung für sie.

Neben den freiwilligen Rückkehrern gibt es eine große Anzahl von Personen, welche nicht aus den kontaminierten Gebieten umgesiedelt werden konnten, da geeignete Wohnmöglichkeiten in nicht-kontaminierten Gebieten fehlten. Durch den Unfall und die allgemeine wirtschaftliche Rezession sind diese Menschen einem beträchtlichen psychischen Druck ausgesetzt, der zu diversen psychosomatischen Krankheiten mit den verschiedensten Krankheitsbildern geführt hat („Chernobyl-AIDS“).

Die Frage, ob Gebiete der Zone II wieder von offizieller Seite zur Besiedlung freigegeben werden können, wird derzeit immer häufiger diskutiert. Vor einer Entscheidung muß die durch Fallout-Nuklide verursachte Exposition jedoch genau untersucht werden, um mögliche Risiken gegen die Vorteile, wie einen deutlichen Zugewinn an Lebensqualität, abwägen zu können.

Tabelle 2.1: Quellterm des Chernobyl-Unfalls [Kru96]

Nuklid	Halbwertszeit	Freisetzung [Bq]	Inventar zum Zeitpunkt des Unfalls [Bq]	Freigesetzter Anteil [%]
<i>Edelgase:</i>				
⁸⁵ Kr	10,7 a	$3,3 \cdot 10^{16}$	$3,3 \cdot 10^{16}$	ca. 100
¹³³ Xe	5,25 d	$6,5 \cdot 10^{18}$	$6,5 \cdot 10^{18}$	ca. 100
<i>Flüchtige Stoffe:</i>				
¹³¹ I	8,04 d	$1,8 \cdot 10^{18}$	$3,6 \cdot 10^{18}$	50
¹²⁵ Sb	2,77 a	$2,9 \cdot 10^{15}$	$1,9 \cdot 10^{16}$	15
¹³⁴ Cs	2,06 a	$5,0 \cdot 10^{16}$	$1,5 \cdot 10^{17}$	33
¹³⁷ Cs	30 a	$8,6 \cdot 10^{16}$	$2,6 \cdot 10^{17}$	33
<i>Schwer flüchtige Stoffe:</i>				
⁹⁵ Zr	64,0 d	$1,4 \cdot 10^{17}$	$3,6 \cdot 10^{18}$	3,2
¹⁰³ Ru	39,3 d	$1,2 \cdot 10^{17}$	$1,9 \cdot 10^{18}$	2,9
¹⁰⁶ Ru	368 d	$2,5 \cdot 10^{16}$	$1,9 \cdot 10^{17}$	2,9
¹⁴⁰ Ba	12,7 a	$1,6 \cdot 10^{17}$	$1,5 \cdot 10^{18}$	5,5
¹⁴¹ Ce	32,5 d	$1,2 \cdot 10^{17}$	$2,6 \cdot 10^{18}$	2,8
¹⁴⁴ Ce	284 d	$9,0 \cdot 10^{16}$	$1,9 \cdot 10^{18}$	2,8
⁸⁹ Sr	50,5 a	$8,0 \cdot 10^{16}$	$1,5 \cdot 10^{18}$	4,0
⁹⁰ Sr	29,1 d	$8,0 \cdot 10^{15}$	$2,6 \cdot 10^{17}$	4,0
<i>Transurane:</i>				
²³⁸ Pu	87,7 a	$3,3 \cdot 10^{13}$	$9,3 \cdot 10^{14}$	3,5
²³⁹ Pu	$2,4 \cdot 10^3$ a	$3,2 \cdot 10^{13}$	$9,6 \cdot 10^{14}$	3,5
²⁴⁰ Pu	$6,5 \cdot 10^3$ a	$5,3 \cdot 10^{13}$	$1,5 \cdot 10^{15}$	3,5
²⁴¹ Pu	14,4 a	$6,3 \cdot 10^{15}$	$1,8 \cdot 10^{17}$	3,5
²⁴¹ Am	432 a	$4,9 \cdot 10^{12}$	$1,4 \cdot 10^{14}$	3,5
²⁴³ Am	$7,3 \cdot 10^3$ a	$2,0 \cdot 10^{11}$	$5,7 \cdot 10^{12}$	3,5
²⁴² Cm	163 d	$1,1 \cdot 10^{15}$	$3,1 \cdot 10^{16}$	3,5
²⁴⁴ Cm	18,1 a	$6,3 \cdot 10^{12}$	$1,8 \cdot 10^{14}$	3,5

Kapitel 3

Radioökologie

Die Radioökologie beschäftigt sich mit dem Verhalten radioaktiver Stoffe in der Umwelt. Von besonderem Interesse sind dabei die Wege der Radionuklide von ihren Quellen zum Menschen und die Wirkung der emittierten Strahlung auf den Menschen.

Personen, wie die heutigen Bewohner der Zone II, welche in durch Radionuklide kontaminierten Gebieten leben, sind einer kontinuierlichen Exposition ausgesetzt. Radionuklide, welche in den Körper gelangen, bewirken durch ihre ionisierende Strahlung eine *interne Exposition*. Neben der internen Exposition durch die Aufnahme von Aktivität in den Körper verursachen deponierte Radionuklide durch Strahlung, welche von außen in den Körper eindringt, eine *externe Exposition*. Die Meßgröße der Exposition ist die Äquivalentdosis. Diese gibt an, welche Schadenswirkung die von den Radionukliden emittierte Strahlung auf menschliches Gewebe hat. Die Einheit der Äquivalentdosis ist das Sievert (Sv).

Die einzelnen in der Natur oder z.B. im Fallout aus dem Chernobyl-Reaktorunfall vorkommenden radioaktiven Nuklide verhalten sich gemäß ihrer chemischen Eigenschaften äußerst verschieden. Je nach Weg (oder ‚Pfad‘), den die Nuklide zum Menschen nehmen, und je nach Menge, mit der ein Mensch in Berührung kommt, können verschiedene Nuklide sehr unterschiedliche Expositionen zur Folge haben. Dieses Kapitel gibt im Anschluß einen Überblick über das Verhalten von Fallout-Nukliden in der Umwelt, speziell für die Radionuklide der Elemente Iod, Strontium und Cäsium, welche eine besondere Rolle für die vom Chernobyl-Fallout betroffenen Menschen spielen.

3.1 Fallout-Nuklide der Umwelt

Die im Fallout des Chernobyl-Unfalls enthaltenen Radionuklide wurden innerhalb eines Zeitraumes von wenigen Tagen an einem begrenzten Ort freigesetzt und dann mit den vorherrschenden Windströmungen verteilt. Das Kernmaterial bestand aus einer großen Anzahl chemischer Elemente und Verbindungen, welche sich auch physikalisch sehr unterschiedlich verhielten. Viel Material wurde nur durch die Explosion aus dem Reaktor herausgeschleudert und erreichte die unmittelbare Umgebung. Leicht flüchtige Nuklide wurden in Abhängigkeit von ihrem chemischen Zustand sowie dem Wetter durch die Luft fortgetragen.

Zur mathematischen Beschreibung des Verhaltens von Radionukliden in der Umwelt werden sog. Kompartimentmodelle verwendet (Abb. 3.1). Diese bestehen aus einer Vielzahl von Reservoirs („Kompartimenten“, welche die Radionuklide aufnehmen und an andere Kompartimente weitergeben können. Die Radionuklidkonzentrationen in den Kompartimenten sind in Abbildung 3.1 mit c_i gekennzeichnet. Zu jedem Transferpfeil gehört ein Transferfaktor t_{ij} , welcher die Transferrate zwischen dem Kompartimenten i und j beschreibt. Sind alle t_{ij} zwischen den Kompartimenten bekannt, kann die zeitliche Entwicklung einer bestimmten Ausgangssituation modelliert werden. Die Bestimmung der Transferfaktoren zwischen einzelnen Kompartimenten stellt einen wichtigen Punkt bei der Berechnung des Verhaltens von Radionukliden dar. Auch im Rahmen des beschriebenen Projektes wurden die Transferfaktoren zwischen den verschiedensten Kompartimenten ermittelt. Da in dieser Arbeit jedoch ein anderer Ansatz zur Bestimmung aktueller und zukünftiger Strahlenexpositionen verfolgt wird, spielen Transferfaktoren hier nur eine untergeordnete Rolle und werden nicht weiter diskutiert.

Die Radionuklide aus dem Fallout lagern sich auf freien Oberflächen ab, vor allem auf Bodenoberflächen und Blättern von Pflanzen. In Abhängigkeit von der Art der Ablagerung spricht man von nasser oder trockener Deposition. Nasse Deposition durch Regen (Washout) ist i.d.R. sehr viel effektiver als trockene Deposition. Lokale Regenfälle führten beim Chernobyl-Fallout zu örtlich begrenzten, teilweise sehr hohen Einträgen von Aktivität in den Boden. Bei trockener Wetterlage filterte dichter Bewuchs, wie z.B. in Waldgebieten, Radionuklide sehr effektiv aus der Luft (Abb. 3.2), was zu verhältnismäßig hohen Depositionsdichten in Waldgebieten führte. Spätestens mit dem Laubfall im Herbst erreichte aber auch diese Aktivität schließlich die Bodenoberfläche. Wo Laub im Herbst 1986 zusammengekehrt wurde, entstanden Punkte mit hoher Depositionsdichte. So geschehen z.B. auf dem Rathausplatz von Narodici.

Die auf der Bodenoberfläche abgelagerten Radionuklide wandern in der Folgezeit durch Transportvorgänge im Boden (Migration) in größere Tiefen. Die Geschwindigkeit der Tiefenmigration ist dabei abhängig vom jeweiligen Radionuklid und der chemischen Form. Sobald bei diesem Vorgang der

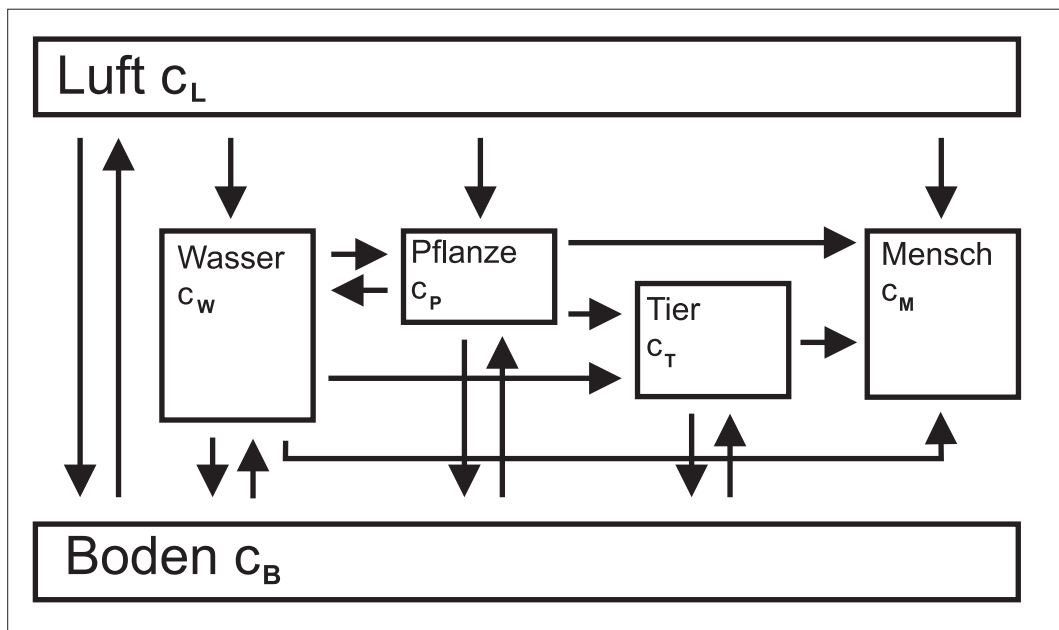


Abbildung 3.1: Kompartiment-Modell für den Radionuklid-Transfer

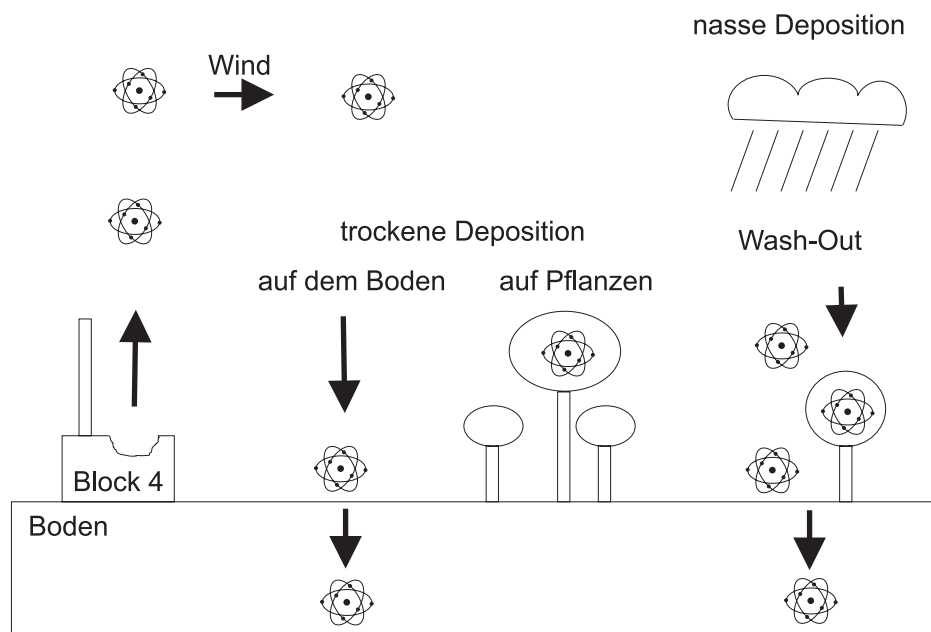


Abbildung 3.2: Deposition von Radionukliden

Wurzelbereich erreicht ist, können die Nuklide von den Pflanzen aufgenommen und in die Biomasse eingebaut werden. Auch kann durch Regen Boden auf Pflanzenoberflächen getragen werden (Splash-Effekt), was zu einer Kontamination der Pflanze führt. Der Splash-Effekt spielt besonders bei niedrig wachsenden Nutzpflanzen, wie Gras oder Kohl, eine Rolle.

Werden kontaminierte Pflanzen von Nutztieren oder Menschen verzehrt, so kommt es zu einer Aufnahme der Aktivität in den Körper der Tiere bzw. Menschen. Die im Körper eingelagerte Aktivität ist besonders groß, wenn die radioaktiven Nuklide vom Organismus für Stoffwechselfvorgänge benötigt werden (Iod, Kalium) oder einem Element dieser Funktion chemisch ähnlich sind (Cäsium, Strontium). Je nach Nuklid kann ein Einbau in einzelnen Körperorganen folgen, was zu einer besonders hohen Strahlendosis im jeweiligen Organ führt. So gelangt Iod bevorzugt in die Schilddrüse, Strontium in die Knochen. Andere Nuklide, wie z.B. Cäsium, verteilen sich dagegen gleichmäßig im Körper und tragen so zur internen Exposition bei. Die interne Exposition kann nicht direkt gemessen werden. Jedoch kann entweder die aufgenommene Aktivitätsmenge oder der daraus resultierende Ganzkörpergehalt an Radionukliden als Grundlage für Modellrechnungen zur internen Exposition dienen.

Die externe Exposition durch deponierte Radionuklide ist abhängig vom Nuklid, der Depositionsdichte und der Abschirmung durch darüberliegende Bodenschichten. Ebenso bilden Steinwände und Bodenplatten von Häusern eine effektive Abschirmung, so daß z.B. in der Zone II die Ortsdosisleistung in Häusern durch den Chernobyl-Fallout kaum über das natürliche Niveau hinausgeht. Zu einer nennenswerten Erhöhung der externen Exposition kommt es daher nur bei direktem Aufenthalt auf kontaminiertem Boden. Zur Berechnung von externen Expositionen werden die Dosisleistung in einem Meter Höhe über dem Boden sowie die Aufenthaltszeit am Meßort multipliziert. Während der erste Faktor durch direkte Messung zugänglich ist, existieren über Aufenthaltszeiten im Freien zu meist nur Schätzungen. Jedoch schwankt bei inhomogener Deposition von Radionukliden auch die Ortsdosisleistung lokal erheblich.

3.1.1 Expositionspfade

In Abhängigkeit von dem Weg, den radioaktive Stoffe zum Menschen nehmen können, spricht man von *Expositionspfaden* [Str96]:

„Expositionspfad:

Weg der radioaktiven Stoffe von der Ableitung aus einer Anlage oder Einrichtung über einen Ausbreitungs- oder Transportvorgang bis zu einer Strahlenexposition des Menschen“

Beispiele von Expositionspfaden sind in Tabelle 3.1 aufgeführt. Abbildung B.1 im Anhang zeigt die zeitliche Entwicklung der wichtigsten Expositionspfade nach dem Unfall sowie die Zeiträume, in denen verschiedene Gruppen diesen Expositionen ausgesetzt waren oder noch sind. In den ersten Tagen nach dem Unfall von Chernobyl stellte die radioaktive Wolke die Quelle der Exposition dar. Die dominierenden Expositionspfade waren neben der Direktstrahlung die Aufnahme von Radionukliden

über die Luft und über den Pfad Pflanze-Tier-Produkt. Vor allem das kurzlebige ^{131}I gelangte so in den menschlichen Körper und verursachte dort hohe Schilddrüsendosen [Sdt98a, Han90].

Tabelle 3.1: Beispiele für Expositionspfade

Expositionspfad	Beschreibung
Luft	Transport der Radionuklide von der Quelle durch die Luft auf die Haut oder in die Lunge, sowie Direktstrahlung aus der Luft
Luft - Pflanze	Ablagerung von Radionukliden auf Nutzpflanzen
(Luft -) Boden - Pflanze	Aufnahme von Radionukliden durch Pflanzen, die vom Menschen konsumiert werden, z.B.: Boden - Kartoffeln
(Luft -) Boden - Pflanze - Tier	Aufnahme durch Nutztiere, die vom Menschen verzehrt werden, z.B.: Boden - Gras - Rind
(Luft -) Boden - Pflanze - Tier - Produkt	Aufnahme durch Tiere, deren Produkte vom Menschen verzehrt werden, z.B.: Boden - Gras - Kuh - Milch

In der nördlichen Ukraine haben sich inzwischen alle Radionuklide auf dem Boden abgelagert. Außer bei der Bodenbearbeitung durch schweres landwirtschaftliches Gerät spielt die Resuspension von Aktivität keine Rolle. Daher kann ab einem Zeitpunkt, etwa einen Monat nach dem Unfall, der Boden als Quelle der Radionuklide angesehen werden. Somit stellt das Verhalten von Radionukliden im Boden einen der wichtigsten Faktor für die Berechnung aktueller und zukünftiger Expositionen von Menschen, die auf diesem Boden leben, dar. Dieses gilt insbesondere für das heute in der nördlichen Ukraine dosisbestimmende Nuklid ^{137}Cs .

3.2 Messung von Radionukliden in Umweltproben

Eine der in der Radioökologie bedeutendsten Meß- und Nachweismethoden ist die Gammaskopie. Untersuchungen an den meisten Radionukliden des Chernobyl-Fallouts, wie z.B. ^{137}Cs und ^{134}Cs , können in verschiedensten Umweltmaterialien und -proben mit Hilfe der γ -Spektrometrie durchgeführt werden. Das liegt zum einen daran, daß die Mehrzahl der für die Überwachung relevanten Spalt- und Aktivierungsprodukte Gammastrahlung emittieren, zum anderen daran, daß heute

verwendete Detektoren die zur Unterscheidung im Spektrum dicht benachbarter Linien benötigte hohe Energieauflösung besitzen. Wegen der meist eindeutig möglichen Zuordnung bestimmter Energien zu bestimmten Radionukliden ist die Analyse von Radionuklidgemischen in den unterschiedlichsten Meßproben in der Regel ohne aufwendige Probenaufbereitung, vor allem ohne chemische Trennung, möglich. Daneben ist das Ansprechvermögen moderner Halbleiterdetektoren hinreichend groß, um auch geringe Aktivitäten in vertretbaren Zeiten messen zu können.

Ausnahmen bilden Nuklide wie ^{129}I , welches aufgrund seiner langen Halbwertszeit nur über eine sehr geringe spezifische Aktivität verfügt oder ^{90}Sr , welches keine γ -Emissionslinien besitzt. Diese Nuklide müssen über die weitaus aufwendigeren Verfahren der RNAA/AMS [Sdt98a, Han95] oder LSC der emittierten β -Teilchen [Fil98, Fil98a] nachgewiesen und quantifiziert werden.

Heute werden zur Gammaskpektrometrie zumeist Halbleiterdetektoren eingesetzt. Der Nachweis der γ -Quanten erfolgt dabei in einem Halbleiterkristall, welcher als ein in Sperrichtung geschalteter p^+n oder n^+p -Übergang aufgebaut ist. Das $^+$ steht dabei für eine sehr starke Dotierung einer dünnen Halbleiterschicht. Die an den Kristall angelegte Hochspannung sorgt dafür, daß sich die ladungsträgerfreie Zone (das Zählvolumen) über fast den gesamten Kristall erstreckt. In dieser werden durch einfallende Photonen oder geladene Teilchen positive und negative Ladungsträger freigesetzt. Diese fließen aufgrund des angelegten elektrischen Feldes zu den Elektroden am Rand des Zählvolumens und erzeugen dort einen Spannungsimpuls, dessen Höhe proportional zur Anzahl freigesetzter Ladungsträger und damit zur Teilchenenergie ist [Bos92, Dem71].

Das Zählvolumen eines Halbleiterdetektors wird von einem Festkörper aus Silizium oder Germanium gebildet. Daher sind die Reichweiten geladener Teilchen gegenüber Zählern mit Gasen oder Flüssigkeiten klein, was durch kleine Sammelzeiten der gebildeten Ladungsträger eine gute Zeitauflösung mit sich bringt. Die Ladungsträger bestehen aus Elektronen und frei beweglichen Löchern im Kristall [Bos92].

Nach der Messung wird das aufgenommene Energiespektrum der γ -Strahlung durch spezielle Software, wie z.B. das von uns verwendete Programm GAMMAW [Wes96], automatisch ausgewertet, d.h. es werden die Peakflächen mit zugehöriger Energie sowie der Untergrund unter den Peaks berechnet und aufgelistet. Einige Programme bieten weiterhin eine automatische Zuordnung von Peaks zu Nukliden oder die automatische Berechnung von Aktivitäten. Vorschriften und Beispiele zur Bestimmung von Peakflächen und Untergrund finden sich z.B. in [Deb80, Tei94, Wes86].

3.3 Beispielhafte Berechnung einer Depositionsdichte

Im Folgenden wird exemplarisch der ^{137}Cs -Eintrag auf einem Quadratmeter Boden (die Depositionsdichte [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$]) aus einzelnen, schichtweise entnommenen Bodenproben berechnet. Dieses Beispiel wurde gewählt, da die ^{137}Cs -Depositionsdichten einen großen Anteil der Ausgangsdaten für die Modellierung von externer Strahlenexposition und Transfer in Kapitel 5 darstellen. Die Bodenproben wurden 1995 (gemäß Abbildung 4.1 auf Seite 46) in einem der hochkontaminierten Gebiete der nördlichen Ukraine entnommen. Weitere Angaben über die Probenahme und die Bodenprofile befinden sich in Kapitel 4.1. Die in diesem Beispiel behandelte Probe stammt aus dem Profil „Nosdristsche 3“ aus einer Tiefe von 2 bis 3 cm (vgl. Anhang A).

3.3.1 Probenaufbereitung

Die einzelnen Bodenproben wurden zerkleinert, bei Raumtemperatur getrocknet und gesiebt (Maschenweite 2 mm), organische Bestandteile, wie Wurzeln oder Regenwürmer, entfernt. Der gesiebte Boden wurde in PE-Flaschen von einem Liter Volumen gefüllt. Je nach Probe kann die Probenaufbereitung stark variieren, wie z.B. Tabelle 5.9 auf Seite 74 am Beispiel von Organproben zeigt.

Die Auswahl einer geeigneten Meßgeometrie hat direkte Auswirkungen auf den Bruchteil der von der Probe emittierten Quanten, die den Detektor erreichen können. Je näher die Probe am Kristall gemessen wird, desto besser ist die Ausbeute. Obwohl die Ausbeute bei der Messung des Bodens in den PE-Flaschen relativ schlecht ist, waren die Zählraten aufgrund der relativ hohen Aktivitäten oder großen Probenmengen in der Regel hoch genug, um die gesuchten Nuklide nachweisen und quantifizieren zu können. Bei schwächer aktiven Proben mußten andere Geometrien mit besserer Ausbeute verwendet werden, wie in Tabelle 3.2 aufgeführt.

Tabelle 3.2: Beispiele verwendeter Geometrien

Geometrie	Beispiele von Proben
1 Liter PE-Flasche (verschiedene Füllhöhe)	Boden, Gras
500 ml PE-Flasche	Organe, z.B. Lunge, Darm
Marinelli-Becher (zwei verschiedene Ausführungen)	Milchpulver, Wasser, Organe
Petri-Schale	Pilze, Waldbeeren

Füllhöhe	Volumen
1 cm	64 cm ³
1,5 cm	96 cm ³
2 cm	128 cm ³
4 cm	256 cm ³
6 cm	384 cm ³
10 cm	640 cm ³
14 cm	896 cm ³

Um die Anzahl der für die Auswertung notwendigen Bodenstandards zu beschränken, werden je nach Probenmenge in den Flaschen nur nebenstehende Füllhöhen verwendet. Die zu den Füllhöhen gehörenden Volumina sind durch Abwiegen von Wasser bestimmt. Die jeweilige Füllhöhe wird durch an der Flasche angezeichnet und der Boden bis auf ± 1 mm in der Höhe eingefüllt. Die Unsicherheit des Probenvolumens beträgt somit 6,4 cm³. Mit der Masse M der Probe und dem Volumen V ist die Dichte ρ gegeben durch:

$$\rho = \frac{M}{V} \quad (3.1)$$

Die Probe in diesem Beispiel wird auf Füllhöhe von 6 cm bei einer Masse von 539 g aufgefüllt, was einer Dichte von 1,4 g·cm⁻³ entspricht.

3.3.2 Nulleffekt

Vor der Messung der eigentlichen Probe muß der Pegel der γ -Strahlung aus Quellen außerhalb der Probe, der sog. Nulleffekt, gemessen werden. Da die γ -Hintergrundstrahlung in der Abschirmung des Detektors relativ gering ist, ist für die Messung des Nulleffektes eine lange Meßzeit vorzuzählen, üblicherweise mehrere Tage. Abbildung 3.3 zeigt ein typisches Untergrundspektrum. Durch eine Messung des Hintergrundes kann ebenso eine mögliche Kontamination des Detektors erkannt werden.

3.3.3 Messung der Probe und Auswertung des Spektrums

Für die Messung der Probe ist die Meßzeit so zu wählen, daß einerseits die Flächen unter den interessierenden Peaks für eine gute Zählstatistik möglichst groß sind, andererseits der mögliche Proben-durchsatz nicht zu sehr eingeschränkt ist. Zumeist muß hierbei auf Erfahrungswerte zurückgegriffen werden. Die Meßzeit der aktuellen Probe beträgt zwei Stunden. An die Messung schließt sich eine automatische Peakflächen- und Untergrundbestimmung durch spezielle Software an. Das Spektrum ist in Abbildung 3.4 wiedergegeben, die Peakflächen der interessierenden Cäsium-Isotope in der darunterliegenden Tabelle.

Die Nettopeakfläche eines Peaks wird ermittelt, indem der unter einem interessierenden Peak liegende Untergrund, verursacht durch Hintergrundstrahlung und Compton-Untergrund höherenergetischer γ -Strahler in der Probe, von der Brutto-Peakfläche abgezogen wird. Die Höhe des Untergrundes ist mit ausschlaggebend für die Erkennungsgrenze und den Meßfehler.

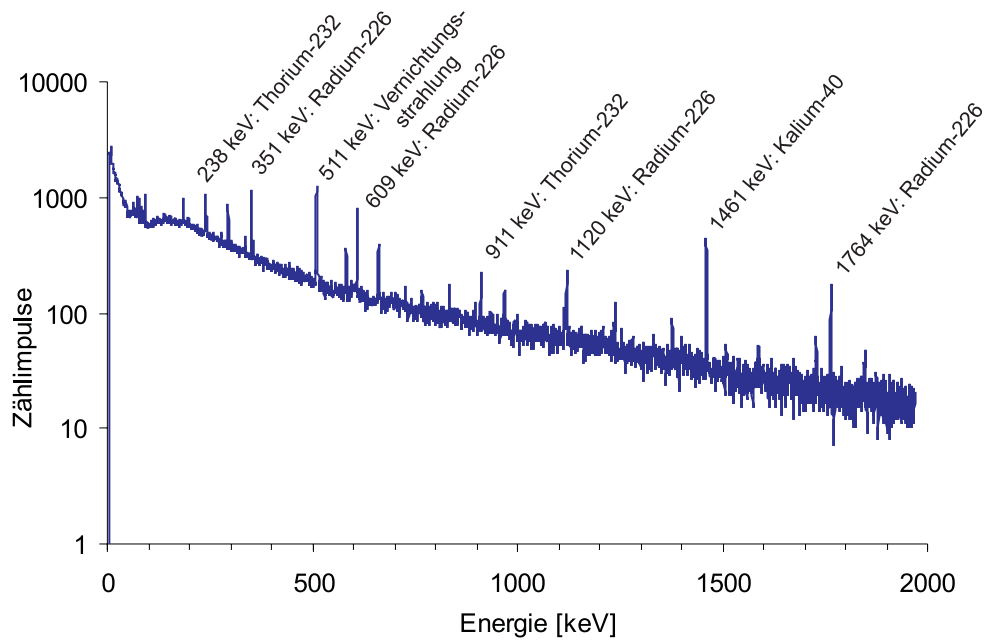


Abbildung 3.3: Untergrundspektrum eines Germanium-Detektors

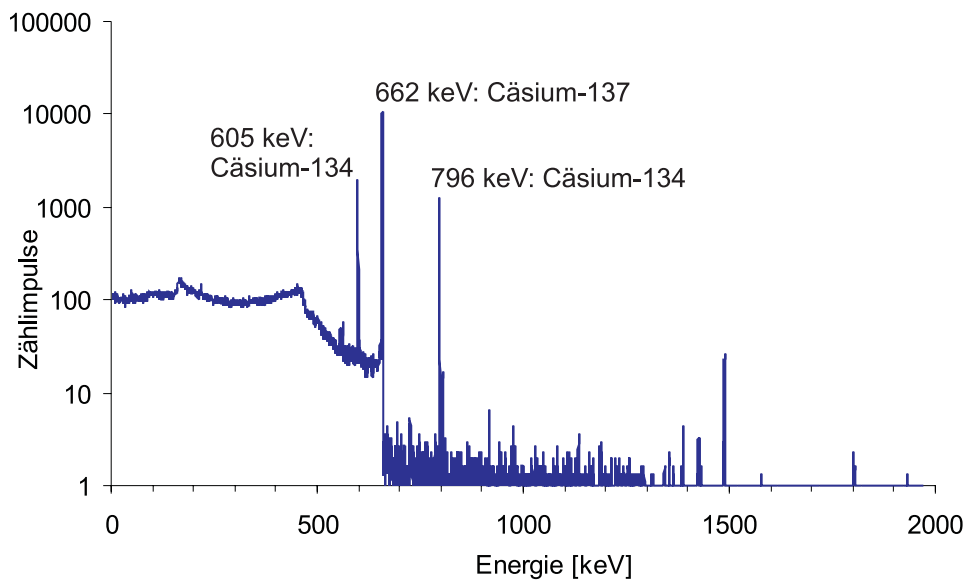


Abbildung 3.4: Spektrum der Probe Nosdristsche 3, 2-3 cm

Sind die interessierenden Nuklide nicht von vornherein festgelegt, so werden im nächsten Schritt die γ -Energien der Linien des Spektrums den zugehörigen Nukliden zugeordnet und die in der Probe enthaltenen Radionuklide so identifiziert.

$$E_i \longrightarrow \text{Nuklid } j \quad (3.2)$$

Ein Nuklid kann γ -Linien mehrerer Energien besitzen. Weiterhin können Linien unterschiedlicher Nuklide im Spektrum so dicht beieinander liegen, daß eine Trennung trotz der hohen Energieauflösung des Detektorsystems nicht mehr möglich ist. Zur Zuordnung von Peaks zu Nukliden werden Nuklidverzeichnisse wie z.B. [Bro86] verwendet. Im Falle der für diese Arbeit durchgeführten Messungen sind die interessierenden Nuklide ^{134}Cs und ^{137}Cs und somit die Energien der gesuchten γ -Linien jedoch im voraus bekannt, so daß eine aufwendige Identifikation entfiel. Im aktuellen Beispiel wird nur die ^{137}Cs -Linie bei 662 keV betrachtet. Für das vorliegende Beispiel liefert die Auswertung des Spektrums für die ^{137}Cs -Linie eine Nettofläche von 277762 Counts bei einem Untergrund von 2051 Counts.

Moderne Gammaspektrometrie-Software unterstützt den Benutzer bei den meisten Schritten der Auswertung. Um die Nachvollziehbarkeit der Endergebnisse zu gewährleisten, wurden im Rahmen der für diese Arbeit durchgeführten Messungen alle Rechenschritte bis auf die Bestimmung der Nettopeakflächen und des Untergrundes auf *Excel-Spreadsheets* durchgeführt.

3.3.4 Nachweisvermögen: Efficiency-Funktion

Um aus den Peakflächen die Aktivität der Probe berechnen zu können, ist die Messung einer Vergleichsprobe in identischer Geometrie mit bekannter Aktivität notwendig. Im aktuellen Beispiel wurde dazu inaktiver Boden gleicher oder ähnlicher Dichte mit einem flüssigen Multi-Element Standard versetzt und 60 Minuten gemessen. Tabelle A.2 im Anhang zeigt exemplarisch die Daten der für die meisten Standards dieser Arbeit verwendeten Multielementlösung.

Mit Hilfe der Peakflächen des Standardspektrums wird das absolute Ansprechvermögen (Efficiency) des Detektors berechnet. Dieses ist definiert als:

$$\varepsilon_{\text{abs}} = \frac{\text{gezählte Ereignisse}}{\text{von der Quelle emittierte Quanten}} \quad (3.3)$$

und ist abhängig von der Energie der Quanten und der gewählten Geometrie. Abbildung 3.5 zeigt die für die aktuelle Geometrie errechnete Efficiency-Kurve für einen Germanium-Detektor. Der Abfall des Ansprechvermögens bei niedrigen Energien ist bedingt durch die Selbstabsorption der Probe sowie die Absorption an Probenummantelung und Detektorkappe. Der (in doppeltlogarithmischer Darstellung) lineare Abfall zu höheren Energien wird dadurch verursacht, daß mit steigender γ -Energie mehr Quanten den Detektor ohne Wechselwirkung durchqueren. Dieser Anteil kann durch eine Funktion des Types

$$\varepsilon(E) = A \cdot E^B \quad \text{mit } E \text{ als Energie und } A, B \text{ als Parameter}$$

gefittet werden, um auch für nicht im Standard enthaltene Energien Efficiencies interpolieren zu kön-

nen. Je nach Geometrie liegt die untere Grenze des linearen Abfalls zwischen 100 und 300 keV. Werden Nuklide mit γ -Linien unterhalb des linearen Bereiches der Efficiency-Funktion gemessen, so muß dieser Teil mit einer durch ein spezielles Fit-Verfahren (Gray-Fit) angepaßten Funktion beschrieben werden. Abbildung 3.5 zeigt den Verlauf der Efficiency-Kurve für den zu dieser Messung gehörenden Standard. Im Anhang sind die Daten aller verwendeter Bodenstandards aufgeführt. Dabei sind jedoch nicht die Efficiencies, sondern die Kehrwerte des Produktes aus Efficiency und Entkommwahrscheinlichkeit angegeben. Für die betrachtete Energie von 662 keV liegt die Efficiency bei 1,39 %, die Entkommwahrscheinlichkeit p bei 0,85.

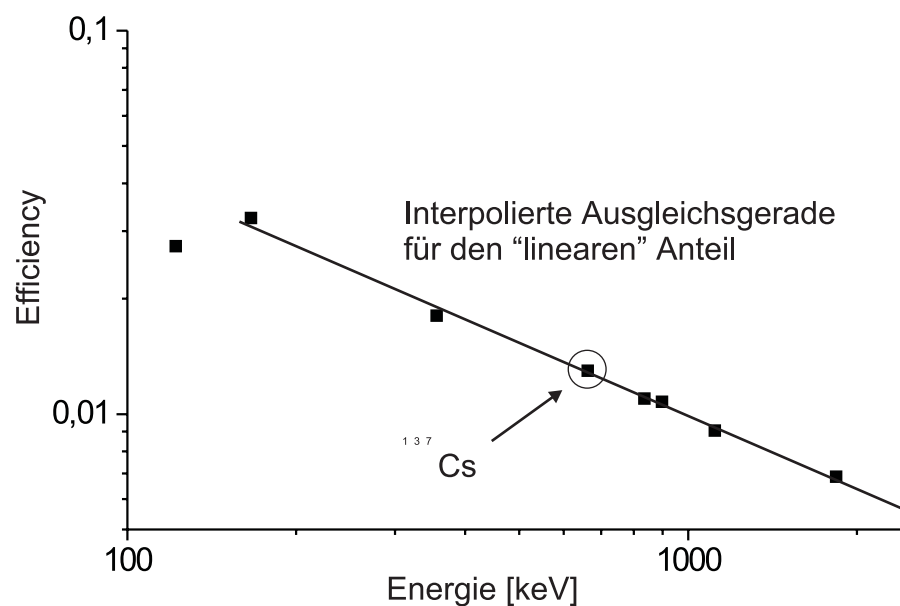


Abbildung 3.5: Verlauf der Efficiency für Bodenstandard Nr. 9, Detektor Nr. 2

3.3.5 Berechnung der Probenaktivität

Mit der absoluten Efficiency wird aus der Nettozählrate R_n eines Peaks i die zugehörige Aktivität A eines Nuklides berechnet:

$$A = \frac{R_n}{\varepsilon_{\text{abs}}(E) \cdot p} \quad (3.4)$$

Für das aktuelle Beispiel:

$$A_{\text{Cs-137}} = \frac{38,58 \text{ Impulse pro Sekunde}}{1,39\% \cdot 0,8521} = 3257 \text{ Bq}$$

und die spezifische Aktivität:

$$A_{\text{spez, Cs-137}} = \frac{3257 \text{ Bq}}{551 \text{ g}} = 5,91 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1}$$

Wird die Dichte und die Aktivität über die ganze Bodenschicht als konstant angenommen, so berechnet sich die Aktivität einer Bodenschicht nach

$$A_{\text{Schicht}} = V_{\text{Schicht}} \cdot \rho \cdot A_{\text{spez}} \quad (3.5)$$

bzw. mit dem Volumen der Schicht von $(1 \text{ cm} \cdot 100 \text{ cm} \cdot 100 \text{ cm}) = 10.000 \text{ cm}^3$:

$$A_{\text{Schicht}} = 10.000 \text{ cm}^3 \cdot 1,43 \text{ g cm}^{-3} \cdot 5,91 \text{ Bq} \cdot \text{g}^{-1} = 84,5 \text{ kBq } ^{137}\text{Cs}$$

3.3.6 Berechnung der Depositionsdichte

Die angeführten Messungen und Berechnungen werden für jede Probe aus dem Bodenprofil durchgeführt. Als Ergebnis stehen danach die Aktivitäten aller Bodenschichten zur Verfügung. Werden diese Einzelaktivitäten addiert, so erhält man die gesamte ^{137}Cs -Aktivität $A_{\text{Bodensäule}}$, die in der Bodensäule enthalten ist.

$$A_{\text{Bodensäule}} = \sum_i A_{\text{Schicht } i} \quad (3.6)$$

Da das gesamte in der Bodensäule vorhandene ^{137}Cs zuerst auf der Bodenoberfläche abgelagert wurde und sich dann durch Tiefenmigration über die Säule der Grundfläche 1 m^2 verteilt hat, ist der flächenbezogene Eintrag (Depositionsdichte) $D_{\text{Cs-137}}$:

$$D_{\text{Cs-137}} [\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}] = \frac{A_{\text{Bodensäule}} [\text{Bq}]}{F_{\text{Bodensäule}} [\text{m}^2]} \quad (3.7)$$

Für das aktuelle Beispiel ergeben sich nach einer Zerfallskorrektur auf den 26.4.1986 die in Tabelle 3.3 aufgeführten Aktivitäten der einzelnen Bodenschichten sowie der gesamten Bodensäule. In der untersten Bodenschicht konnte kein ^{134}Cs mehr nachgewiesen werden, der Wert wurde aus dem bekannten Nuklidverhältnis der Freisetzung von ^{137}Cs zu ^{134}Cs von 1,85 extrapoliert.

Das bedeutet, daß im Jahre 1986 auf diesem Quadratmeter Boden 2587 kBq ^{137}Cs und 1382 kBq ^{134}Cs aus dem Chernobyl-Fallout deponiert wurden.

Tabelle 3.3: Aktivität der Bodenschichten

Tiefe [cm]	Aktivität [kBq]	
	^{137}Cs	^{134}Cs
Humus	85,9	45,7
0-1	91,5	48,5
1-2	107,5	55,9
2-3	112,5	59,4
3-5	255,4	134
5-10	870,7	462
10-15	704,7	379
15-20	346,4	389
20-25	8,32	4,7
25-40	4,61	2,3
Summe	2587	1382

3.3.7 Messung der Depositionsdichte über Mischproben

Das vorgestellte Verfahren bietet neben der Berechnung der Depositionsdichte auch detaillierte Informationen über den Tiefenverlauf der Nuklidkonzentration. Mit diesen Daten können auch Daten über z.B. Migrationsgeschwindigkeit und Bodenbeschaffenheit gewonnen werden. Bei einigen Fragestellungen kann aber allein die schnelle Berechnung der Depositionsdichte im Vordergrund stehen, besonders wenn die Messung der interessierenden Nuklide nicht auf gammaspektrometrischem Wege erfolgen kann und auf aufwendigere Meßverfahren zurückgegriffen werden muß.

Zur Reduzierung des Meßumfangs für die Berechnung der Depositionsdichte eines Profils auf die Messung einer einzelnen Probe können Teile der separat entnommenen Schichten in einer Mischprobe vereinigt und homogenisiert werden. Somit wird die Entnahme einer einzelnen Probe über die gesamte Entnahmetiefe simuliert. Dieses Verfahren fand bei der Messung der Depositionsdichte von ^{129}I Anwendung. Die Qualität der Mischprobe wurde jeweils über die (schichtweise erfaßte) Konzentration von ^{137}Cs kontrolliert.

3.4 Nachweis- und Erkennungsgrenze, Fehlerbetrachtung

Um eine Messung vollständig zu charakterisieren, werden drei zusätzliche charakteristische Grenzen der Messung nach DIN 25 482 Teil 10 bzw. ISO 11929-7 berechnet:

- Die **Erkennungsgrenze** entscheidet die Frage, ob unter den gemessenen Signalen ein Beitrag aus der Probe ist. Hierzu werden der Wert α und das zugehörige Quantil der Normalverteilung $k_{1-\alpha}$ festgelegt. In der Regel wird $\alpha = 0,05$ gewählt. Bei einer Messung wird dann nur mit der Wahrscheinlichkeit von α irrtümlich ein Betrag der Probe festgestellt, obwohl keiner vorliegt. Ein vorliegendes primäres Meßergebnis wird mit der Erkennungsgrenze verglichen.

Für das obige Beispiel beträgt die Erkennungsgrenze für die Messung von ^{137}Cs $3,24 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Da die berechnete Aktivitätskonzentration mit $6090 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ größer als die Erkennungsgrenze ist, liegt ein Beitrag aus der Probe vor.

- Die **Nachweisgrenze** nennt den kleinsten wahren Wert des Probenbeitrages, der zuverlässig gemessen werden kann. Hier wird die Wahrscheinlichkeit β (zumeist ebenso $\beta = 0,05$) mit dem zugehörigen Quantil $k_{1-\beta}$ gewählt. Einer Messung wird dann nur noch mit der Wahrscheinlichkeit β irrtümlich ein Probenbeitrag zugeordnet, obwohl keiner vorhanden war. Die Nachweisgrenze wird mit Anforderungen an das Meßverfahren aus gesetzlichen oder anderen Quellen (Richtwert) verglichen.

Für das obige Beispiel beträgt die Nachweisgrenze $22,5 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$. Da der gemessene Probenbeitrag größer ist, eignet sich dieses Meßverfahren für die Messung von ^{137}Cs in der vorliegenden Probe.

- Die **Vertrauensgrenzen** schließen den Vertrauensbereich ein, der den wahren Wert einer Meßgröße mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit $1-\gamma$ enthält. Zumeist wird $1-\gamma$ als $0,95$ gewählt.

Für das obige Beispiel liegt die untere Vertrauensgrenze bei $5,63 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$, die obere bei $6,47 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$. Mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% liegt der wahre Wert des Probenbeitrages zwischen diesen Grenzen.

Für die Berechnung des Gesamtfehlers der Messung müssen für jeden weiteren Schritt die zugehörigen Unsicherheiten bestimmt werden.

1. Probennahme:

Die Entnahme der Bodenschichten kann mit dem angewandten Verfahren mit einer Genauigkeit von $\pm 1 \text{ mm}$ in der Höhe erfolgen. Die Genauigkeit in Tiefe und Breite geht nicht in

den Gesamtfehler ein. Sollte die jeweilige Entnahmetiefe nicht genau eingehalten werden, so ist auch die darunterliegende Schicht beeinflusst. Diese verknüpften Abhängigkeiten werden jedoch nicht weiter betrachtet. Der Fehler der Probennahme ist am größten für die oberen Bodenschichten (10 %) und nimmt mit steigender Dicke der entnommenen Schicht ab. Bei der untersten Schicht liegt er noch bei 0,7 %. Da sich die Aktivitäten innerhalb des Bodens nicht sprunghaft ändern, wird der berechnete durchschnittliche Wert der spezifischen Aktivität einer Schicht durch die Unsicherheit in der Probennahme nur wenig beeinflusst. Darüber hinaus wird jede Schicht von der Oberfläche aus neu vermessen, so daß keine Folgefehler in der Tiefenmessung vorkommen. Da eine allgemeingültige Berechnung durch die individuellen Einflüsse von Aktivitätsverlauf und Bodendichte nicht sinnvoll ist, wird die Unsicherheit in den spezifischen Aktivitäten durch die Probennahme mit 3 % für die oberen Schichten bis 5 cm und mit < 1% für die darunterliegenden Schichten abgeschätzt.

2. Probenaufbereitung:

Das Abfüllen der getrockneten Bodenproben in Plastikflaschen kann wiederum auf ± 1 mm Höhe genau erfolgen. In Abhängigkeit von der Füllhöhe liegt die Unsicherheit zwischen 10 % (Füllhöhe: 1 cm) und 0,7 % (Füllhöhe: 14 cm). Wieder sind die obersten Schichten mit dem größten Fehler versehen, weil hier zumeist nur wenig Material zur Verfügung steht. Im obigen Beispiel beträgt die Füllhöhe 6 cm und der Fehler somit 1,7 %. Insgesamt erreichten 90 % aller Proben eine Füllhöhe von mindestens 3 cm, so daß dieser Fehler dann unter 3,5 % lag.

Der Effekt auf das Meßergebnis ist jedoch nur sehr klein, da aus Gründen der Geometrie und der Selbstabsorption mit steigender Füllhöhe immer weniger Quanten des oberen Millimeters den Detektor erreichen. Die Unsicherheit wird mit 10 % für die Füllhöhe von 1 cm und 1% für Füllhöhen ab 6 cm abgeschätzt.

3. Bestimmung der Dichte:

Über die Masse der Probe und die Füllhöhe wird die Dichte bestimmt. Der Fehler der Wägung beträgt maximal 0,1g und kann vernachlässigt werden. Die Dichte ist abhängig vom Restgehalt an Wasser. Eine Trocknung an der Umgebungsluft oder in Trockenschränken ist nicht vollständig. Unsere Untersuchungen zeigten einen Wassergehalt von höchstens 5 %. Die zusätzliche Masse geht voll in die Berechnung der Dichte und somit auch in die Berechnung der Gesamtaktivität einer Schicht ein. Da die durchschnittliche Bodendichte bei ca. 1,4 lag, reduziert sich die Unsicherheit auf 4 %.

4. Gammaskopimetrische Messung der Probe:

Der Fehler der γ -spektrometrischen Messung einer Probe hängt ab von den Bruttozählereignis-

sen N_{brutto} sowie dem Untergrund N_{backgr} unter dem Peak. Die Unsicherheit der Nettopeakfläche $u(N_{\text{netto}})$ ist definiert als:

$$u(N_{\text{netto}}) = \sqrt{N_{\text{brutto}} + 2 \cdot N_{\text{backgr}}} \quad (3.8)$$

Mit den oben angegebenen Werten für die aktuelle Messung berechnet sich die Unsicherheit der Nettopeakfläche zu 535 Zählereignissen, was einem relativen Fehler von 0,2 % entspricht. Die Unsicherheit der Nettopeakfläche muß für jede einzelne Messung erneut berechnet werden und liegt in der Größenordnung von Bruchteilen von Prozent bis ca. 20 %. Je aktiver die Probe oder je größer die Efficiency der gewählten Geometrie, desto geringer der Fehler der Nettopeakfläche.

5. Berechnung der Efficiency:

Die Aktivität von ^{137}Cs in der Standardlösung ist mit einer erweiterten Unsicherheit von 1 % versehen. Ein kleiner Teil der Standard-Stammlösung wird mit einer Pipette entnommen und in das Standardmaterial eingebracht. Die Menge an verwendeter Stammlösung wird mit einer Analysenwaage festgestellt, so daß auch hier der Wägefehler vernachlässigt werden kann. Der Zählfehler der Efficiency-Messung kann ebenso aufgrund der hohen Zählraten vernachlässigt werden.

Für ^{134}Cs muß die Efficiency durch Interpolation berechnet werden. Hierfür wird ein Gesamtfehler von 2 % angesetzt.

6. Begrenzte Anzahl an Standards:

Insgesamt wurden nur 31 Bodenstandards angefertigt (siehe Tab. A.3 im Anhang), d.h. nicht zu jeder Bodendichte existierte ein identischer Standard. Deshalb wurde zur Berechnung der Aktivität einer Probe immer der Standard gleicher Füllhöhe mit der geringsten Abweichung in der Einwaage gewählt. Je geringer die Füllhöhe, desto größer dieser Fehler. Typische Abweichungen lagen bei 1 % für Füllhöhen von 14 cm bis zu 5 % bei den kleinsten Füllhöhen.

Zusammengefaßt müssen also bei der Berechnung von Depositionsdichten folgende Unsicherheiten berücksichtigt werden:

Fehlerquelle	Größe	Abhängigkeiten
Probennahme	3 % - 1 %	fallend mit größerer Schichtdicke
Probenaufbereitung	10 % - 1 %	fallend mit zunehmender Füllhöhe
Dichte	4 %	keine
Gammaspektrometrie	20 % - 0,1 %	fallend für größere Nettozählraten
Efficiency	1 % - 2 %	je nach Nuklid
Zuordnung des Standards	5 % - 1 %	fallend für größere Füllhöhen

Für das oben beschriebene Beispiel der Bodenschicht 2 bis 3 cm des Profiles Nosdristsche 3 addieren sich somit folgende Unsicherheiten:

Fehlerquelle	Fehler (^{137}Cs)
Probennahme	3 %
Aufbereitung	1 %
Dichte	4 %
Gammaspektrometrie	0,1 %
Efficiency	1 %
Standard	2 %
Summe	11,1 %

Für die Berechnung der ^{137}Cs -Aktivität der im obigen Beispiel betrachteten Bodenschicht summiert sich der Gesamtunsicherheit auf 11,1 %. Somit lautet das Ergebnis für die (auf den Tag des Unfalls zerfallskorrigierte) Aktivität der betrachteten Schicht ($112,5 \pm 12,4$) kBq.

3.5 Qualitätssicherung

Für die Verlässlichkeit von Ergebnissen ist die Sicherung der Qualität von Messungen und Rechnungen entscheidend. Nach DIN ISO 9000 ff. und DIN EN 45.000 ff. ist die Qualitätssicherung Sammelbegriff für notwendige Maßnahmen, die es erlauben, Aussagen über die Qualität und Fehler von Ergebnissen zu treffen. Qualität ist damit die Gebrauchstauglichkeit und ein Maß für die Erfüllung von bestimmten Forderungen. Hierbei sind folgende Parameter für die Qualität von Meßergebnissen von Bedeutung:

- Qualifikation der Mitarbeiter
- Qualität der Prüfeinrichtungen
- Qualität der Analyseverfahren

Die Qualitätssicherung bei Radioaktivitätsmessungen besteht aus laborinternen und laborexternen Kontrollen. Beispiele für Umfang, Häufigkeit und Art weiterer möglicher Qualitätskontrollen sind in [Kan92] aufgeführt.

3.5.1 Laborinterne Kontrollen

Die laborinternen Qualitätskontrollen am ZSR umfassen:

- Die Kontrolle der Reproduzierbarkeit eines Detektorsystems oder Meßplatzes durch wiederholte Messungen an der gleichen Probe unter gleichen Bedingungen. Dabei werden auch die relevanten Detektorparameter in einem Standardverfahren [Ans86] überprüft.
- Die Kontrolle der Richtigkeit einer Meßmethode durch wiederholte Messungen von Referenzmaterialien.
- Die regelmäßige Kontrolle des Untergrundes der Hintergrundstrahlung, gegebenenfalls mit Blindproben.
- Die Auswertung von extern bezogenen Vergleichsproben.
- Stichprobenartige Wiederholungen von Messungen und Auswertungen.

Da sich die Messungen für dieses Projekt über fünf Jahre hinzogen und teilweise neben dem Meßpersonal auch die Detektoren wechselten, wurde ein großer Augenmerk auf die laborinternen Qualitätskontrollen gelegt. Die Qualität der Messungen für diese Arbeit konnte so stets sichergestellt werden.

3.5.2 Ringversuche

Laborexterne Kontrollen werden durch Teilnahme an Ringversuchen unter Beteiligung vieler Laboratorien und Vergleichsmessungen zwischen zwei Laboratorien durchgeführt und geben Hinweise auf mögliche systematische Fehler. Mit den Messungen soll der Nachweis erbracht werden, daß die jeweiligen Meßstellen Radioaktivitätsmessungen mit einer bestimmten Vergleichbarkeit im Routinebetrieb durchführen können.

Eine große Anzahl von Proben wurde zuerst von ukrainischen Mitarbeitern an der Staatlichen Agroökologischen Akademie der Ukraine in Zhitomir gemessen und ausgewertet, und die Ergebnisse mit unseren verglichen. Da der Akademie jedoch nur NaI-Detektoren mit im Vergleich zu Halbleitern sehr schlechten Energieauflösungen zur Verfügung stehen, konnten diese Vergleichsmessungen nur zur Qualitätskontrolle der ukrainischen Messungen verwendet werden.

Das ZSR nahm zur eigenen externen Qualitätskontrolle u.a. im Herbst 1997 am Ringversuch „Wasser 97“ des Bundesamtes für Strahlenschutz (BfS) teil. Die zu messenden Proben umfaßten ein Modellwasser (M), welches mit einer Stammlösung der PTB erstellt worden war, sowie eine reale Wasserprobe (R) aus der Abwasser-Sammelanlage des BfS. Die Proben wurden im ZSR auf ^3H , $^{89/90}\text{Sr}$ sowie auf γ -strahlende Nuklide untersucht. Die Ergebnisse für die Messung von ^{137}Cs und ^{134}Cs sind in Tabelle 3.4 aufgeführt.

Tabelle 3.4: Ergebnisse aus dem Ringversuch „Wasser 97“ für Cäsium

Probe	Nuklid	spez. Aktivität (ZSR) [Bq·l ⁻¹]	Zählfehler	PTB Vorgabe [Bq·l ⁻¹]	Mittel aller Teilnehmer [Bq·l ⁻¹]	Abweichung ZSR
M	^{137}Cs	7,02	1,0 %	6,96	7,01	0,5 %
R	^{134}Cs	0,97	4,6 %	-	1,01	4,0 %
R	^{137}Cs	3,99	1,8 %	-	3,58	2,2 %

Im Rahmen des Ringversuches ist erkennbar, daß für die beiden gemessenen Cäsiumisotope die Abweichungen zum Vorgabewert bzw. Mittelwert im Rahmen der statistischen Zählfehler liegen. Systematische Ungenauigkeiten waren nicht zu erkennen.

Kapitel 4

Radiocäsium in Böden der nördlichen Ukraine

Wie im vorangehenden Kapitel dargelegt, stellt heute der mit ^{137}Cs kontaminierte Boden den Ausgangspunkt für die aktuelle interne und externe Strahlenexposition der Menschen in der nördlichen Ukraine dar. Zur Modellierung aktueller sowie auch zukünftiger Expositionen, insbesondere in der hochkontaminierten Zone II, ist die Kenntnis u.a. der Verteilung des ^{137}Cs im Boden sowie die Migrationsgeschwindigkeit der Radionuklide notwendig. Im Jahr 1995 wurden in drei Regionen der nördlichen Ukraine mit unterschiedlichem ^{137}Cs -Eintrag 45 Bodenprofile entnommen und die ^{137}Cs -Verteilung im Boden gemessen. In diesem Kapitel werden diese Arbeiten vorgestellt und die gewonnenen Ergebnisse diskutiert.

4.1 Bodenprofile aus der nördlichen Ukraine

4.1.1 Entnahme

Um bei der Entnahme die Bodensäule nicht zu beeinflussen und Kontaminationen der jeweils tieferliegenden Schichten auszuschließen, wurde der Boden zunächst auf einer Fläche von ca. einem Quadratmeter bis in eine Tiefe von ca. 50 cm ausgehoben, wobei an einer Ecke die zu entnehmende Säule mit einer Kantenlänge von 20 cm stehen blieb (Abb. 4.1). Vor der eigentlichen Entnahme wurden die Kanten der Bodensäule sorgfältig gereinigt und begradigt. Die Entnahme der einzelnen Schichten der Säule konnte so nach Markierung mittels Gliedermaßstab, Stahlnägeln und Nylonfäden mit einem Spachtel bis auf ± 1 mm genau erfolgen. Die Humusaufgabe des Bodens wurde jeweils vollständig,

alle weiteren Schichten nach benötigter Probenmenge entnommen. Die obersten Schichten wurden in Schritten von einem Zentimeter, die folgenden in Schritten von zwei bis fünfzehn Zentimetern abgetragen (Abb. 4.1). Diese Methode der Bodenentnahme hatte sich in vorangegangenen Projekten als am geeignetsten herausgestellt [Sch93], trotz des im Vergleich zu anderen Entnahmemethoden relativ hohen Arbeitsaufwands [Isa97]. Es hatte sich ebenso gezeigt, daß eine Entnahmetiefe von 40 cm in jedem Falle ausreichend ist, da sich der Hauptanteil der im Boden vorhandenen Cäsiumaktivität in ungestörten Böden auf die oberen zehn Zentimeter beschränkt und bei einer Entnahmetiefe von 40 cm über 99 % des deponierten Cäsiums sicher erfaßt wurden. Die Entnahme erfolgte ausschließlich von Wiesen, die nach Aussage von Anwohnern mindestens seit April 1986 nicht mehr gepflügt oder bepflanzt worden waren. Bei der Auswertung stellte sich jedoch heraus, daß einige der entnommenen Böden nach dem Reaktorunfall offensichtlich doch umgepflügt worden waren (siehe hierzu auch Abschnitt 5.3.1 auf Seite 80).

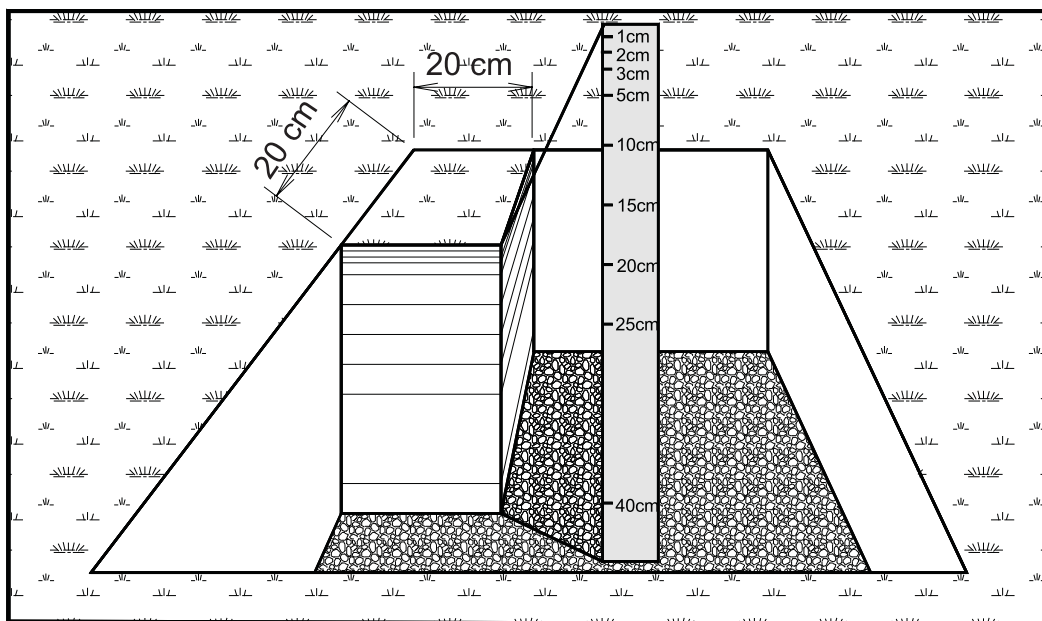


Abbildung 4.1: Schichtweise Entnahme von Bodenprofilen bis in eine Tiefe von 40 cm.

Das von uns angewandte Verfahren liefert durch die Entnahme von einzelnen Bodenschichten neben der Depositionsdichte auch Informationen über den Tiefenverlauf und somit die Migration der Radionuklide. Werden diese Angaben nicht benötigt, so empfiehlt sich ein anderes Verfahren der Bodenentnahme, die z.B. auf Bohrkernen beruht, wie z.B. in [Isa97] beschrieben. Wegen der möglichen Beeinflussung der Bodensäule durch die Probenahme ist hierbei eine genaue Aussage über den Tiefenverlauf des Radionuklideintrages schwierig.

4.1.2 Depositionsdichten – Übersicht

Die entnommenen Bodenschichten wurden, wie in Kapitel 3.3 beschrieben, vor der Messung zerkleinert, getrocknet und gesiebt, organische Bestandteile wie Regenwürmer oder Wurzeln entfernt. Die Messung der Aktivitäten von ^{137}Cs und – soweit nachweisbar – ^{134}Cs erfolgte auf γ -spektrometrischem Weg mittels Halbleiterdetektoren (Tab. 4.1). Als zweckmäßigste Meßgeometrie stellten sich PE-Flaschen mit einem Liter Volumen heraus. Das Nachweisvermögen der benutzten Detektoren (siehe Kap. A.1) beträgt hierbei zwischen ca. 3 und 0,5 % (Tab. A.3). Die Berechnung der Depositionsdichten erfolgte wie in Kapitel 3.3 beschrieben.

Zusätzlich wurden die Depositionsdichten von ^{129}I mit Hilfe der RNAA und AMS [Sdt98a] sowie die Aktivität von ^{90}Sr über LSC [Fil98] bestimmt (Tab. 4.1). Da die Probenaufbereitung und Messung bei AMS/RNAA bzw. LSC sehr zeitaufwendig sind [Fil98][Sdt98b] und somit im Gegensatz zur γ -Spektrometrie nur einen geringen Probendurchsatz erlauben, standen für ^{129}I und insbesondere ^{90}Sr zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht alle Werte zur Verfügung.

Tabelle 4.1: Depositionsdichten von ^{137}Cs , ^{90}Sr und ^{129}I in Böden der nördlichen Ukraine

Zone	Depositionsdichte ^{137}Cs			Depositionsdichte ^{90}Sr		Depositionsdichte ^{129}I	
	Profile	offiziell [LoU91] [kBq·m ⁻²]	gemessen [kBq·m ⁻²]	Profile	gemessen [Fil98] [kBq·m ⁻²]	Profile	gemessen [Sdt98a, Szi00] [Bq·m ⁻²]
II	9	< 555	740–5200	–	–	7	0,4–1,2
III	25	185–555	230–850	3	3,7–5,0	24	0,07–0,30
Hintergr.	11	0	0–2,5	2	1,7	12	0,03–0,05

Die Depositionsdichten für ^{129}I wurden wegen des beschränkten Probendurchsatzes zum Teil über die Methode der Mischproben (siehe Kapitel 3.3.7) erstellt. Eine vollständige Auflistung der Bodenprofile mit den spezifischen Aktivitäten der einzelnen Schichten sowie den integralen ^{137}Cs - und ^{134}Cs -Depositionsdichten befindet sich im Anhang. Für alle ^{137}Cs -Depositionsdichten wurde ein für die Breitengrade typischer ^{137}Cs -Eintrag von 4,5 kBq·m⁻² [Eis87, UNS82] bedingt durch den Kernwaffenfallout der 60er Jahre abgezogen. Alle Werte der folgenden Depositionsdichten sind auf den 26.4.1986 korrigiert.

Tabelle 4.2: *Depositionsdichten nicht- oder niedrigkontaminierten Gebiete bei Zhitomir*

Profil	Depositionsdichte [$\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$]	
	^{137}Cs	^{134}Cs
Baraschewka 1	$3,14 \pm 0,30$	$0,42 \pm 0,05$
Baraschewka 2	$5,88 \pm 0,47$	< NWG
Baraschewka 3	$4,28 \pm 0,35$	$0,54 \pm 0,05$
Baraschewka 4	$3,69 \pm 0,33$	$0,76 \pm 0,10$
Oserjanka 1	$6,36 \pm 0,50$	< NWG
Oserjanka 2	$3,57 \pm 0,31$	$0,45 \pm 0,06$
Oserjanka 3	$6,79 \pm 0,40$	< NWG
Dawidowka 1	$4,64 \pm 0,41$	< NWG
Dawidowka 2	$4,32 \pm 0,40$	< NWG
Lewkow 1	$5,27 \pm 0,46$	$1,05 \pm 0,11$
Lewkow 2	$6,22 \pm 0,47$	$0,33 \pm 0,03$
\bar{x}	$4,93 \pm 1,25$	$0,49 \pm 0,57$
\bar{x}_{\log}	$4,77 \cdot 1,30^{\pm 1}$	$0,65 \cdot 1,82^{\pm 1}$

4.1.3 Zhitomir: Nicht- oder niedrigkontaminiertes Gebiet

Die Profile der Hintergrundgebiete (Tab. 4.2) stammen aus der Umgebung von Zhitomir (siehe Abb. B.3 im Anhang), wobei dieser Bereich offiziell als nicht kontaminiert gilt [IAE91]. In den Profilen Baraschewka 2, Osernjanka 1, Dawidowka 1 und 2 konnte kein ^{134}Cs nachgewiesen werden. Da die Depositionsdichten für ^{137}Cs hier in der Größe des Kernwaffenfallouts [Eis87, UNS82] sind, kann davon ausgegangen werden, daß diese Gebiete keinen oder einen nur sehr geringen Eintrag aus Chernobyl-Fallout aufweisen. Trotzdem konnten in den anderen Profilen sowohl ^{134}Cs als auch erhöhte Depositionen an ^{137}Cs gefunden werden, wobei sich das ^{134}Cs in den untersten Bodenschichten nicht immer nachweisen ließ. Da ^{134}Cs aufgrund seiner kurzen Halbwertszeit von ca. 2 Jahren nicht aus dem Kernwaffenfallout der 60er Jahre stammen kann, müssen diese Gebiete - wenn auch in sehr geringem Maße - doch vom Chernobyl-Fallout betroffen worden sein.

Bei der Angabe von Mittelwerten stellt sich im Folgenden das Problem, daß (z.B. durch die große Inhomogenitäten der ^{137}Cs -Depositionsdichten) die Standardabweichung der Einzelmeßwerte oftmals in der Größenordnung des Mittelwertes liegt. Da eine Angabe von Mittelwert und Standardabweichung

im Format ($\bar{x} \pm \sigma$) in diesen Fällen nicht mehr sinnvoll ist, findet der logarithmische Mittelwert und die logarithmische Standardabweichung Anwendung, d.h. Mittelwert und Standardabweichung werden über die Logarithmen berechnet und in der Form ($\bar{x}_{\log} \cdot (\sigma_{\log})^{\pm 1}$) angegeben. Dieses führt zu etwas kleineren Mittelwerten, da $\bar{x} < \bar{x}_{\log}$.

4.1.4 Charkow: niedrigkontaminiertes Gebiet

Tabelle 4.3: *Depositionsdichten niedrigkontaminierter Gebiete in der Nähe von Charkow*

Profil	Depositionsdichte [$\text{kBq} \cdot \text{m}^{-2}$]	
	^{137}Cs	^{134}Cs
Charkow 1	$2,58 \pm 0,21$	< NWG
Charkow 2	$4,66 \pm 0,50$	< NWG
Charkow 3	$14,05 \pm 1,18$	$4,30 \pm 0,41$
Charkow 4	$13,33 \pm 1,43$	$4,90 \pm 0,59$
\bar{x}	$8,65 \pm 5,88$	$2,53 \pm 3,00$
\bar{x}_{\log}	$6,88 \cdot 2,29^{\pm 1}$	$5,02 \cdot 1,24^{\pm 1}$

Auch in Profilen aus der Umgebung von Charkow im Osten der Ukraine wurde ^{134}Cs gefunden, obwohl dieser Bereich wesentlich weiter vom Unfallort entfernt liegt und ebenso wie Zhitomir als nicht kontaminiert gilt (Tab. 4.3). Diese Profile sollten ursprünglich zur Bestimmung des ^{137}Cs -Hintergrundes dienen, werden aufgrund ihrer Kontamination durch Radiocäsium aus dem Reaktorunfall in dieser Arbeit nicht weiter behandelt.

4.1.5 Korosten - Zone III: mittelkontaminiertes Gebiet

In den Profilen der Zone III (Tab. 4.4), entnommen in der Nähe der Stadt Korosten (siehe Abb. B.4 im Anhang), wurden – wie erwartet – wesentlich höhere Flächenaktivitäten von ^{137}Cs und ^{134}Cs gemessen als in den Böden bei Zhitomir, wobei ^{134}Cs bis in Tiefen von 40 cm gefunden werden konnte. Obwohl die offiziellen Grenzwerte in einigen Profilen deutlich überschritten wurden, ist dieser Grad des ^{137}Cs -Eintrages radiologisch nicht von Bedeutung. Es kann von einer vernachlässigbaren zusätzlichen Exposition ausgegangen werden.

Tabelle 4.4: Bodenprofile mittelkontaminierter Gebiete bei Korosten

Profil	Depositionsdichte [$\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$]	
	^{137}Cs	^{134}Cs
Nemirowka 1	234 ± 17	128 ± 10
Nemirowka 2	492 ± 44	257 ± 23
Nemirowka 3	454 ± 50	246 ± 26
Nemirowka 4	394 ± 51	205 ± 27
Woronewo 1	527 ± 54	276 ± 28
Woronewo 2	375 ± 41	195 ± 21
Woronewo 3	405 ± 42	219 ± 24
Woronewo 4	851 ± 110	448 ± 57
Woronewo 5	612 ± 60	323 ± 32
Woronewo 6	598 ± 55	310 ± 28
Woronewo 7	296 ± 19	162 ± 12
Kupetsch-Tschernjanka 1	332 ± 31	173 ± 16
Kupetsch-Tschernjanka 2	277 ± 21	140 ± 11
Tschigiri 1	320 ± 37	168 ± 20
Tschigiri 2	338 ± 34	175 ± 18
Tschigiri 3	397 ± 41	204 ± 21
Tschigiri Zwintor 1	356 ± 43	187 ± 23
Tschigiri Zwintor 2	237 ± 23	137 ± 14
Tschigiri Zwintor 3	528 ± 52	281 ± 28
Tschigiri Rjetschka Most 2	350 ± 38	184 ± 20
Tschigiri Rjetschka Most 3	556 ± 51	292 ± 27
Tschigiri Ferma 1	381 ± 36	203 ± 20
Tschigiri Ferma 2	360 ± 39	191 ± 21
Tschigiri Kmilnik 1	532 ± 52	286 ± 28
Tschigiri Kmilnik 2	442 ± 39	233 ± 21
\bar{x}	426 ± 138	224 ± 72
\bar{x}_{\log}	406 · 1,36 ^{±1}	215 · 1,35 ^{±1}

4.1.6 Narodici - Zone II: hochkontaminiertes Gebiet

Die in Zone II in der Nähe der Kleinstadt Narodici (siehe Abb. B.5 im Anhang) entnommenen Profile (Tab. 4.5) zeigen teilweise sehr hohe Einträge von ^{137}Cs und ^{134}Cs , welche weitaus höher sind als die

Tabelle 4.5: Depositionsdichten hochkontaminierter Gebiete bei Narodici

Profil	Depositionsdichte [kBq·m ⁻²]	
	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
Nosdristsche 1	4711 ± 310	2503 ± 166
Nosdristsche 2	5229 ± 327	2814 ± 178
Nosdristsche 3	2587 ± 176	1383 ± 95
Nowe Scharno 1	732 ± 68	386 ± 36
Nowe Scharno 2	3318 ± 238	1759 ± 161
Nowe Scharno 3	3480 ± 276	1897 ± 155
Nowe Scharno 4	3916 ± 457	2068 ± 243
Christinowka Flußufer	4218 ± 436	2261 ± 235
Christinowka Wiese	738 ± 50	423 ± 30
\bar{x}	3214 ± 1603	1722 ± 854
\bar{x}_{\log}	2655 · 2,13 ^{±1}	1429 · 2,11 ^{±1}

offiziell für dieses Gebiet ausgewiesenen Flächenaktivitäten (vergl. [IAE91]). ¹³⁴Cs konnte in vielen Profilen bis in die unteren Schichten gefunden werden.

Der Tiefenverlauf der Depositionsdichte ist stark vom Bodentyp und der Umgebung abhängig. Der vorherrschende Bodentyp ist Podsol und besteht aus einer Schicht mit hohem Gehalt an organischen Bestandteilen von ca. 15 cm Stärke und darunter Sandboden. Da Cäsium von organischen Bodenbestandteilen sehr gut sorbiert wird, ist die Tiefenverlagerung erst um wenige Zentimeter vorangeschritten, und das Maximum der Aktivität beider Cäsiumisotope liegt knapp unterhalb der Bodenoberfläche. In den Profilen der Zone III und insbesondere denen der Zone II konnte das in [UNS88] angegebene Verhältnis von ¹³⁷Cs zu ¹³⁴Cs von ca. 1,85 (bezogen auf den Tag des Unfalles) sehr gut wiedergefunden werden. Inzwischen ist das ¹³⁴Cs soweit zerfallen, daß es in den oberen Schichten zwar noch meßbar, radiologisch aber nicht weiter von Bedeutung ist.

Im Jahre 1999 wurden in der Nähe von Christinowka sieben weitere Profile aus dem an das Flußufer angrenzenden Wald entnommen (Tab. 5.4). Diese Profile weisen eine gleichmäßig hohe ¹³⁷Cs-Depositionsdichte auf (Tab. 4.7 auf Seite 58). Dieses zeigt die hohe Filterwirkung des Waldes. Hier ist mehr ¹³⁷Cs deponiert worden als in Christinowka selbst oder den umliegenden Wiesen und Feldern.

Auffällig ist die starke Schwankung der Depositionsdichte auch in benachbarten Bodenprofilen. So wurden das Profil *Christinowka Flußufer* und *Christinowka Wiese* nur wenige hundert Meter vonein-

ander entnommen. An das Flußufer schließt sich der Wald an, welcher konstant sehr hohe Depositionsdichten aufweist, wohingegen die Felder nur gering mit ^{137}Cs beaufschlagt sind. Diese starken Inhomogenitäten sind vor allem in der Fallout-Situation begründet. In der Umgebung von Christinowka erfolgte der Eintrag von Radionukliden aus dem Reaktor teils durch nasse Deposition, was eine gleichmäßige Verteilung der Aktivität unabhängig vom Gelände oder Bewuchs zur Folge hatte, teils durch trockene Deposition, welche in Waldgebieten sehr effektiv, auf freien Flächen jedoch weit ineffizienter war. Allgemein ist der Eintrag durch trockene Deposition in den Ortschaften geringer als auf den umliegenden Feldern und Wiesen, und hier wiederum geringer als in den Wäldern. Die starken Inhomogenitäten der Depositionsdichte sind auch bei vergleichbaren Messungen im Rahmen anderer Projekte deutlich geworden [Win96].

4.2 Verhalten von Radionukliden im Boden

Um die aktuelle Tiefenverteilung der untersuchten Radionuklide im Boden verstehen und Annahmen über die zukünftige Entwicklung treffen zu können, ist es notwendig, das Sorptions- und Migrationsverhalten dieser Radionuklide im Boden zu kennen. In diesem Abschnitt wird für die Elemente Iod, Strontium und Cäsium zu diesem Thema ein kurzer Überblick gegeben, bevor dann eine genauere Analyse einiger typischer Bodenprofile aus der nördlichen Ukraine erfolgen kann. Weiterführende Angaben zum Thema Boden sowie das Verhalten der aufgeführten Radionuklide im Boden finden sich in [Jas93, Kem96, Mei87, SSc92].

4.2.1 Strontium

Strontium ist ein Erdalkalimetall und im oxidierten Zustand zweiwertig positiv. Unter den 23 bekannten Strontium-Isotopen finden sich vier stabile. Es handelt sich um ^{84}Sr (Isotopenhäufigkeit 0,6%), ^{86}Sr (9,8%), ^{87}Sr (7,0 %) und ^{88}Sr (82,6%) [See81]. Sie sind weder radioaktiv noch Zerfallsprodukte eines natürlichen Radionuklides. Daneben kommen in der Natur die radioaktiven Isotope ^{89}Sr ($T_{1/2} = 50,5$ d) und ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28,5$ a; beide aus kernphysikalischen Vorgängen) vor.

Chemisch gesehen verhält sich Strontium im Boden ähnlich wie die anderen Erdalkalimetalle Calcium und Barium und kann von beiden ausgetauscht werden. Daher ist Strontium im Boden vergleichsweise mobil, d.h. mäßig stark gebunden [Lit87].

^{90}Sr gehört u.a. aufgrund seiner Halbwertszeit zu den radioökologisch bedeutsamen Radionukliden. Es wird vom menschlichen Körper aufgenommen und folgt als homologes Element dem Calcium in Stoffwechselprozessen. Somit wird es im Knochengestüt in unmittelbarer Nähe zu blutbildendem

Gewebe eingelagert. Aufgrund der langsamen Umlagerungsprozesse im Skelett verweilt Strontium sehr lange im Körper des Menschen.

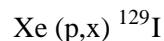
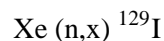
Durch die relativ hohe Mobilität des Strontiums im Boden ist bei starker Kontamination eine Grundwassergefährdung möglich. Die Mobilität im Boden erlaubt es auch den Pflanzen, viel Strontium aufzunehmen [Hai85a]. Wegen seiner Ähnlichkeit mit Calcium kann sich radioaktives Strontium im gesamten Ökosystem ausbreiten und schädigend wirken.

4.2.2 Iod

Iod gehört zur Gruppe der Halogene und ist in reduzierter Form einwertig negativ geladen. Es sind 24 Isotope bekannt [See81]. In der Natur findet sich außer dem stabilen ^{127}I noch das radioaktive ^{129}I . Letzteres entsteht durch spontane Spaltung primordialen Urans [Lie91]



und durch Wechselwirkung kosmischer Strahlung mit Xenon in der Atmosphäre [Fug73, Sdt98a].



Die meisten Iodisotope, die durch die Kerntechnik freigesetzt werden, sind in wenigen Tagen zerfallen. Bei ^{129}I hingegen beträgt die Halbwertszeit $1,57 \cdot 10^7$ Jahre. In Böden wird Iod als Anion gebunden und ist dort auch sehr mobil [Bor90, Bor96, Pät94]. Im Vergleich zu o.g. Radionukliden erwies sich Iod am beweglichsten [Lit87].

Iod ist ein unentbehrlicher Bestandteil des tierischen und menschlichen Organismus. Der tägliche Bedarf des Menschen an diesem essentiellen Spurenelement beträgt 0,15 mg [Sdt98a].

Beim Eintritt von kurzlebigen radioaktiven Isotopen in die Biosphäre durch kerntechnische Unfälle, wie z.B. in Chernobyl, verursacht ^{131}I kurzfristig eine sehr hohe Schilddrüsendosis [Sdt98a]. Diese hohen Dosen führten zu einer Zunahme des Schilddrüsenkrebses bei Kindern in der Umgebung des Kernreaktors in Chernobyl [IAE94].

4.2.3 Cäsium

Cäsium ist ein Alkalimetall und im oxidierten Zustand einwertig positiv. Von den 35 bekannten Cäsium-Isotopen ist das stabile ^{133}Cs das einzige natürlich vorkommende [See81]. Da Cäsium sehr

dem Kalium ähnelt und hier Austauschreaktionen leicht möglich sind, wird es im gesamten menschlichen Körper eingebaut. Jedoch ist die Fähigkeit des Cäsiums, dem Kalium im Ökosystem zu folgen, nicht so ausgeprägt wie bei dem Paar Strontium-Calcium, da Cäsium-Ionen durch Bodenminerale stärker sorbiert werden. Insgesamt ist Cäsium im Boden als wenig mobil anzusehen, weil es stark sorbiert wird [Lit87]. Es bleibt aber wegen seiner geringen Mobilität lange im Bereich der Pflanzenwurzeln [Hai85b, Sla97].

Die Isotope ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,06$ a) und ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,17$ a) sind radioökologisch bedeutsam. Beim Unglück in Chernobyl wurden hohe Aktivitäten freigesetzt. Im ‚Chernobyl‘-Fallout konnten die radioaktiven Isotope ^{134}Cs , ^{136}Cs ($T_{1/2} = 13,16$ d) und ^{137}Cs nachgewiesen werden [IAE94]. Heute stellt ^{137}Cs in den kontaminierten Gebieten der nördlichen Ukraine das sog. Leitnuklid dar, d.h. ^{137}Cs verursacht von allen Fallout-Nukliden die bei weitem größten externen und internen Expositionen.

4.3 Tiefenverlagerung von Cäsium in Böden der nördlichen Ukraine

4.3.1 Bodentyp

Der in der nördlichen Ukraine vorherrschende Bodentyp ist Podsol, d.h. Sandboden mit einer Humusauflage. Die Böden der Entnahmestellen in Zone II wurden von einem Mitarbeiter der Agroökologischen Akademie Zhitomir bodenkundlich analysiert (Tab. 4.6).

Die Dicke der Humusauflage ist je nach Vorgeschichte des Bodens verschieden. Ackerböden, bei denen organisches Material durch Pflügen in größere Tiefen gebracht wurde, besitzen einen Humus-Horizont (HE) von bis zu 30 cm, Waldböden nur bis zu 15 cm. Von den 1995 in Zone II entnommenen Profilen besitzen die drei bei Nosdristsche entnommenen Profile den mächtigsten Humus-Horizont.

4.3.2 Gestörte und ungestörte Profile

Es stellte sich bei der Auswertung einiger anderer Profile heraus, daß der Boden nach 1986 gepflügt worden war. Bei diesen Böden hat vor der Entnahme eine teilweise Homogenisierung der oberen 15 bis 20 cm des Bodens stattgefunden, wobei die größten spezifischen Aktivitäten zumeist in Tiefen über 10 cm liegen (Abb. 4.2). Dieses ist ein deutlicher Beweis dafür, daß der Boden nach dem Reaktorunfall gepflügt oder umgegraben worden ist. Insgesamt wiesen folgende Profile deutliche Spuren von Bodenbearbeitung auf: Osernjanka 3 (leicht kontaminiert), Woronewe 7 (mittelkontaminiert - Zone III), Nosdristsche 2 und Christinowka Versuchswiese (beide hochkontaminiert - Zone II). Zwar konnten von diesen Böden die Depositionsdichten an ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{129}I und ^{90}Sr bestimmt werden,

Tabelle 4.6: Böden aus Zone II

Ortschaft	Horizont - Beschreibung		Bodentyp	Fraktionen [%]			
	[cm]			Ton	Schluff	Sand	Org.
Chrsitinowka Flußufer	0 - 6	Frischer Humus (H ₀)	Fluvisols	20,06	78,80	3,55	4,91
	6 - 19	Humus (HE)		13,95	83,94	4,11	1,15
	19 - 34	SiO ₂ (E)		9,22	87,65	3,45	0,15
	34 - 40	SiO ₂ + Fe ₂ O ₃ (EI)		9,82	79,30	4,67	0,15
Christinowka Wiese	0 - 6	Frischer Humus (H ₀)	Eutric podsoluvisols	12,73	37,01	50,53	2,42
	6 - 22	Humus (HE)		12,45	36,42	50,23	2,24
	22 - 42	Gleyic Camb (E _{gl})		5,19	48,33	44,98	0,12
	> 42	Gleyic (I _{gl})		nicht analysiert			
Nosdristsche	0 - 2	Frischer Humus (H ₀)	Eutric podsoluvisols	2,07	19,04	77,69	0,93
	2 - 27	Humus (HE)		2,21	24,91	72,42	0,36
	27 - 46	SiO ₂ (E)		3,89	20,88	74,07	0,05
	> 46 cm	SiO ₂ + Fe ₂ O ₃ (EI)		nicht analysiert			
Nowe Scharno	0 - 7	Frischer Humus (H ₀)	Eutric posoluvisols	5,96	41,87	51,83	1,78
	7 - 23	Humus (HE)		4,49	44,81	50,81	0,73
	> 23	SiO ₂ (E)		3,57	47,65	48,96	0,15

die Informationen über Tiefenverlagerung der Radionuklide war jedoch verloren. Daher können diese Profile bei der Betrachtung der Tiefenverlagerung von ^{134/137}Cs nicht mehr berücksichtigt werden.

Wird der Boden in der Folgezeit wiederholt gepflügt, so wird ein weiteres schnelles Absinken der Aktivität verhindert, da eine immer neue Homogenisierung stattfindet. Dadurch wird das ¹³⁷Cs relativ lange im Wurzelbereich der Pflanzen verbleiben.

4.3.3 Tiefenverlagerung des Cäsiums

Der größte Teil des deponierten ¹³⁷Cs (sowie entsprechend ¹³⁴Cs) befindet sich in den obersten 10 cm des Bodens. Daneben haben aber 10 bis 20 % des Cäsiums bereits wesentlich größere Tiefen erreicht. Gleiches gilt für die nicht vom Chernobyl-Fallout betroffenen Profile. Hier haben aber schon 30 bis 70 % des in den 60er Jahren deponierten ¹³⁷Cs die oberen Bodenschichten verlassen (Abb. 4.4). Es zeigt sich, daß sich Cäsium wie erwartet stark an die Humusschicht (genauer: an die dort vorhandenen organischen Bestandteile) bindet. Die jährliche Tiefenverlagerung beträgt nur wenige Millimeter. Cäsium, welches die Humusschicht verläßt, wird relativ schnell in größere Tiefen transportiert, da

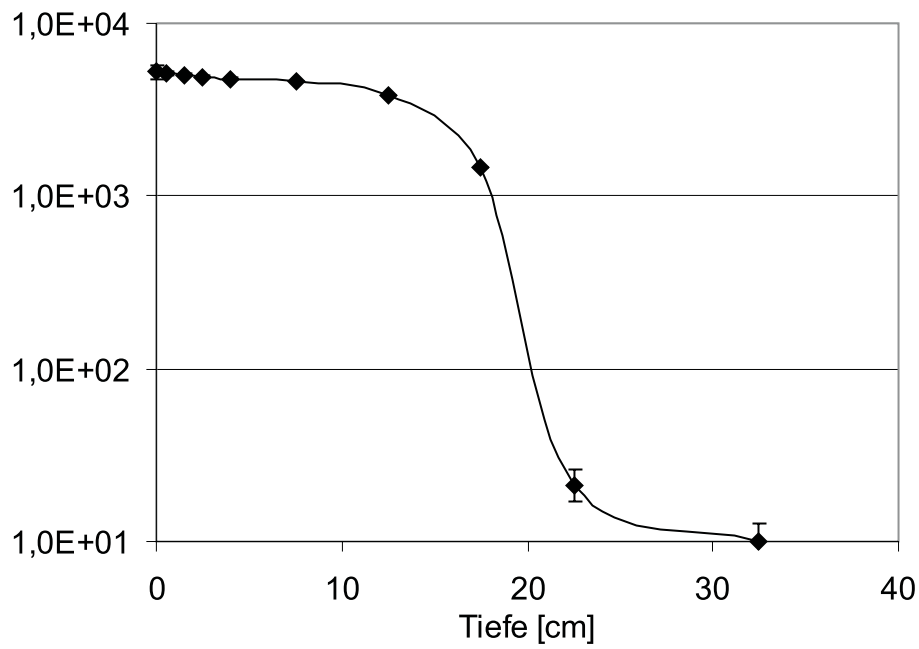


Abbildung 4.2: Tiefenverlauf der ^{137}Cs -Depositionsdichte im Bodenprofil ‚Nosdristsche 2‘ in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$

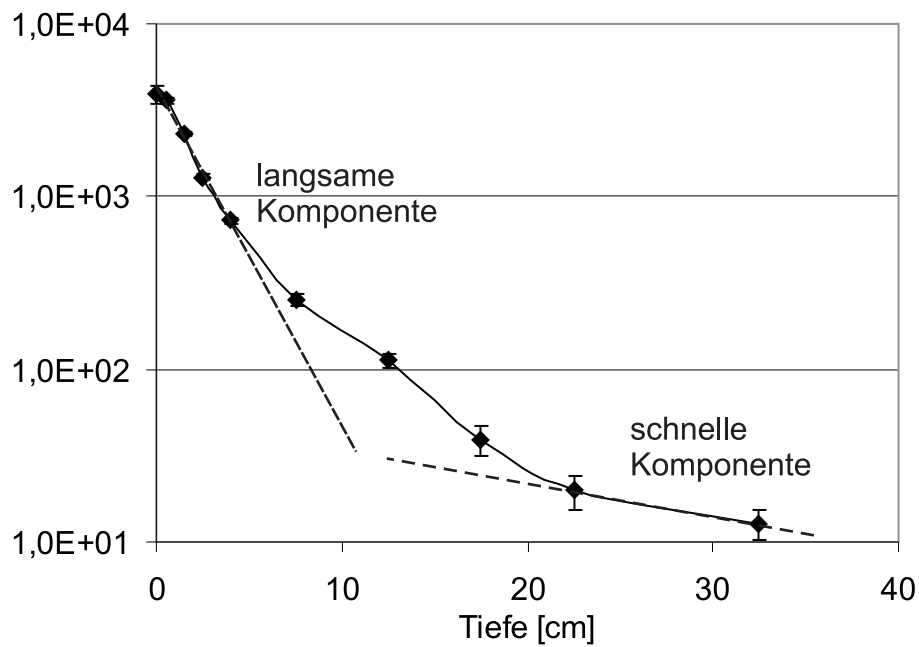


Abbildung 4.3: Tiefenverlauf der ^{137}Cs -Depositionsdichte, Profil ‚Nowe Scharno 4‘ in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$

dem sandigen Unterboden die organischen Bestandteile zum Binden des Cäsiums fehlen.

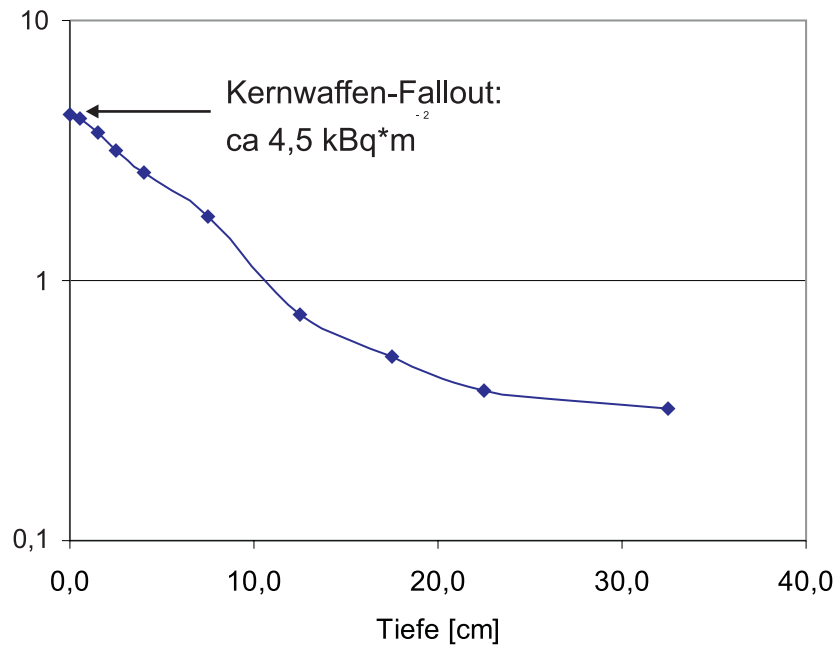


Abbildung 4.4: Tiefenverlauf der Depositionsdichte von ^{137}Cs aus dem Kernwaffen-fallout der 60er Jahre im Profil ‚Dawidowka 2‘ in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$

Diese Annahmen können jedoch nicht für alle Profile übernommen werden. Zwar wurde in allen ungestörten Profilen das Vorhandensein einer sich langsam verlagernden Cäsium-Fraktion in der Humusschicht sowie einer sich schnell verlagernden Fraktion in der darunterliegenden sandigen Schicht gefunden, jedoch ist der Übergang teilweise nicht scharf abzugrenzen und die Fraktionen nicht klar zu trennen. Einige Profile zeigen bereits eine Abnahme der Cäsium-Aktivität in den obersten Zentimetern des Bodens. Hierfür sind neben der Tiefenverlagerung vermutlich auch Auswaschungsprozesse z.B. durch Regen verantwortlich.

Insgesamt liegt der Hauptanteil des durch Chernobyl deponierten ^{137}Cs weiterhin in den ersten zwei bis 5 cm des Bodens. Bei einer Verlagerungsgeschwindigkeit von nur wenigen Millimetern pro Jahr ist wie beim Kernwaffen-Fallout erst in ca. 30 Jahren damit zu rechnen, daß ca. 50 % des ^{137}Cs die Humusschicht des Bodens verlassen haben. Zusammen mit dem physikalischen Zerfall wird dann die Aktivität der Humus-Schicht auf etwa 25 % des 1986 deponierten ^{137}Cs abgefallen sein, was einer effektiven Halbwertszeit für die Abnahme des ^{137}Cs aus der Humusschicht von 15 Jahren entspricht.

4.3.4 Profile von Waldböden

Im April 1999 wurden im an Christinowka angrenzenden Waldgebiet insgesamt sieben weitere Profile entnommen. Große Teile dieser Wälder sind nicht natürlichen Ursprungs, sondern vom Menschen aufgeforstet. Einige Bewohner aus den Dörfern der Zone II erzählten uns, wie sie selbst vor dem Reaktorunfall an Pflanzaktionen teilgenommen haben. Alle Profile zeigen eine relativ hohe Depositionsdichte (Tab. 4.7).

Tabelle 4.7: Depositionsdichten im Waldgebiet
nahe Christinowka

Profil	Depositionsdichte ^{137}Cs [$\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$]
Christinowka Wald 1	2.918 ± 416
Christinowka Wald 2	3.118 ± 384
Christinowka Wald 3	3.414 ± 515
Christinowka Wald 4	3.478 ± 387
Christinowka Wald 5	3.401 ± 504
Christinowka Wald 6	3.537 ± 340
Christinowka Wald 7	4.642 ± 528
\bar{x}	3501 ± 549
\bar{x}_{\log}	$3467 \cdot 1,16^{\pm 1}$

In Waldgebieten verläuft die Tiefenmigration des Cäsiums nicht so wie in ungestörten Wiesenböden. Zum einen wird Cäsium sehr stark von den Baumwurzeln gebunden, zum anderen führen Aufnahme durch die Pflanzen und Laubfall im Herbst zu einem regelmäßigen Transport des Cäsiums aus dem Boden an die Bodenoberfläche. Der in Abbildung 4.5 gezeigte Tiefenverlauf der integralen Depositionsdichte fällt somit auch in den oberen Zentimetern steil ab. Insgesamt haben erst 10 % der deponierten Aktivität Tiefen größer 5 cm erreicht. Unterhalb von 5 cm liegt die Halbwertstiefe der spezifischen ^{137}Cs -Aktivität bei 5 bis 20 cm, bei einigen Profilen bleibt die spezifische Aktivität unterhalb von 10 cm konstant.

In Waldgebieten ist mit keiner effektiven Tiefenmigration des ^{137}Cs zu rechnen, so daß die Abnahme der Cäsiumverfügbarkeit für Pflanzen allein durch die physikalische Halbwertszeit gegeben wird.

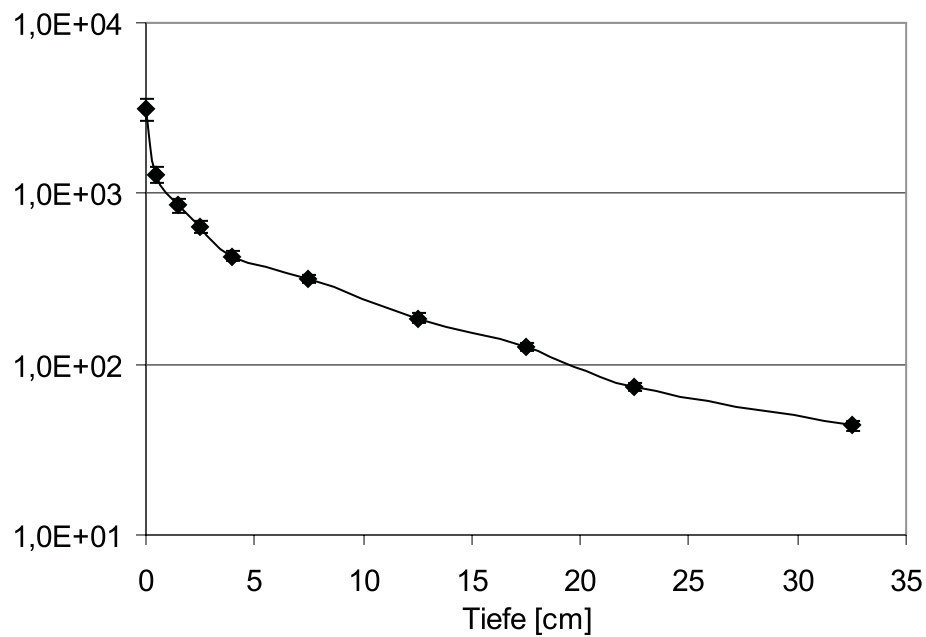


Abbildung 4.5: Tiefenverlauf der ^{137}Cs -Depositionsdichte im Profil, Wald 2' in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$

Dieses ist besonders problematisch, da

- Waldgebiete weitaus höher kontaminiert sind als freie Flächen,
- Waldfrüchte wie z.B. Pilze Cäsium besonders anreichern und
- hochkontaminierte Waldfrüchte als Nahrung für Wildtiere, die vom Menschen verzehrt werden, dienen.

Es ist also damit zu rechnen, daß der sog. „Waldfaktor“ (siehe Kapitel 5.3.2), das Maß für die Versorgung mit Nahrungsmitteln aus naheliegenden Wäldern verbunden mit großen Aufenthaltszeiten in den Wäldern, die externe und interne Exposition in Zone II lebender Personen erheblich beeinflusst.

Kapitel 5

Modellierung der Strahlenexposition

Die in den letzten Jahren in die Zone II zurückgekehrten Menschen sind aufgrund der Kontamination des Bodens mit ^{137}Cs einer weiterhin permanenten externen und internen Strahlenexposition ausgesetzt. Die Höhe dieser zusätzlichen Exposition der Rückkehrer stellt einen wichtigen Aspekt für die Entscheidung über eine offizielle Wiederfreigabe dieser Gebiete und die dann zu beachtenden Einschränkungen dar. Im ersten Abschnitt dieses Kapitels wird ein Modell vorgestellt, mit dem aus der Tiefenverteilung des ^{137}Cs die heutige externe Exposition in der Zone II berechnet werden kann. Daran anschließend erfolgt die Modellierung der internen Exposition durch ein Fütterungsexperiment mit Hausschweinen sowie der täglichen Aufnahme an ^{137}Cs .

5.1 Berechnung der externen Exposition

5.1.1 Modell

Die über kontaminiertem Boden herrschende Dosisleistung kann durch einen Ansatz der Form:

$$D = P_{\gamma/\sigma} \cdot \sigma_0 \quad (5.1)$$

berechnet werden, wobei σ_0 die Depositionsdichte (in $\text{MBq}\cdot\text{m}^{-2}$) und $P_{\gamma/\sigma}$ der auf die Depositionsdichte normierte Dosisleistungsfaktor (in $\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{MBq}^{-1}$) ist. Da sich Menschen aber nur einen Teil des Jahres direkt auf dem kontaminierten Boden aufhalten, werden zur Berechnung einer Jahresdosis aus der Dosisleistung sog. Aufenthaltsfaktoren K benötigt, die angeben, welchen Bruchteil des Jahres mit Aufenthalt im Freien - und damit auf kontaminiertem Boden - zu rechnen ist. Hierbei liegt auch die Annahme zugrunde, daß nur der Aufenthalt im Freien, nicht aber in Häusern, zur externen

Exposition beiträgt, was durch Messungen vor Ort (Tab. 5.1) bestätigt werden konnte. Da diese Faktoren für verschiedene Gruppen der Bevölkerung individuell verschieden sind, wird die externe Dosis $D_{i,ext}$ für die i -te Bevölkerungsgruppe durch einen Ansatz der Form

$$D_{i,ext} = K_i \cdot \sigma_0 \cdot \int_0^T P_{\gamma/\sigma}(t) dt \quad (5.2)$$

beschrieben. Dabei gehen folgende Größen ein:

- der zeitabhängige, auf die Depositionsdichte σ normierte Dosisfaktor $P_{\gamma/\sigma}(t)$, welcher noch ermittelt werden muß.
- die durchschnittliche (Referenz-) Depositionsdichte σ_0 , welche, wie im vorangehenden Kapitel beschrieben, durch die Entnahme und Messung von Bodenprofilen in der Zone II ermittelt wird.
- die altersabhängigen Aufenthaltsfaktoren K_i , die angeben, welchen Bruchteil eines Zeitraumes (z.B. eines Jahres) sich eine Person auf der kontaminierten Fläche aufhält. Für K_i kann auf Literaturwerte zurückgegriffen werden.

Alternativ kann der Dosisleistungsfaktor $P_{\gamma/\sigma}$ faktorisiert werden in einen Anteil $\hat{P}_{\gamma/\sigma}(t)$, welcher die zeitabhängige Gammadosisleistung enthält und einen Faktor α_i , den altersabhängigen Quotient aus effektiver Äquivalentdosisleistung und Gammadosisleistung [Lik96]. In den folgenden Rechnungen wird α_i als $\alpha_i \equiv 1 \text{ Sv}\cdot\text{Gy}^{-1}$ angesehen, was eine leicht konservative, aber dennoch hinreichende Näherung darstellt. Zur genauen Berechnung der Äquivalentdosisleistung wäre die Aufsummierung aller Organ- und Teilkörperdosen notwendig. Statt dessen wird vereinfacht $\hat{P}_{\gamma/\sigma} = P_{\gamma/\sigma}$ in einem Meter Höhe über dem Boden gesetzt und so die Äquivalentdosisleistung durch die Gammadosisleistung abgeschätzt.

Die Berechnung der ‚aktuellen‘ externen Strahlenexposition erfolgt für das Jahr 1995, da zu diesem Zeitpunkt die Bodenprofile entnommen und die Tiefenverteilungen des ^{137}Cs festgehalten wurden.

5.1.2 Direkte Messung der Ortsdosisleistung

Die Berechnung des fehlenden Dosisfaktors $P_{\gamma/\sigma}$ kann am einfachsten über direkte Messung der Ortsdosisleistung über den Entnahmestellen erfolgen. Das im Sommer 1995 verwendete Gerät, ein älteres Zählrohr russischen Fabrikats, war jedoch nicht ausreichend genau, da es nur Impulsraten [s^{-1}] anzeigte, die dann mit empirischen Kalibrierfaktoren multipliziert wurden. Eine systematische Unsicherheit von bis zu 50 % kann daher nicht ausgeschlossen werden.

Im Jahre 1997 wurden an einigen Probenahmeorten der Zone II noch einmal mit einem besser kalibrierten Gerät (FAG FH 40 F 2) [Pes97] vereinzelte Wiederholungsmessungen durchgeführt, die

etwa um den Faktor zwei bis drei niedrigere Werte lieferten. Dies ist ein eindeutiger Hinweis darauf, daß die 1995 gemessenen Werte höher als der tatsächliche Pegel waren. Weitere Unsicherheiten bei der Messung der Ortsdosisleistung sind in der starken Variabilität der Depositionsdichten begründet. Die Depositionsdichte variiert besonders stark, wenn sich Geländeeigenschaften oder Bewuchs stark ändern. Daher wurde bei der Auswahl der Entnahmeorte auf lokale Faktoren, wie den ebenen Geländeverlauf und gleichbleibende Vegetation, großer Wert gelegt. Trotzdem traten selbst innerhalb kurzer Distanzen erhebliche Schwankungen der Depositionsdichte und damit auch der Ortsdosisleistung auf, so daß eine Berechnung von $P_{\gamma/\sigma}$ durch direkte Messung der Ortsdosisleistung nicht sinnvoll erschien.

Tabelle 5.1: Gemessene Ortsdosisleistungen in Christinowka, Zone II

Ort der Messung	Messungen	Ortsdosisleistung in 1 m		
		Höhe [$\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$]		
		Bereich	Mittelwert	log. Mittelwert
Häuser	> 50	< 0,2		
Straßen und Höfe	> 50	0,2 – 0,4	$0,25 \pm 0,05$	$0,25 \cdot 1,2^{\pm 1}$
Wiesen und Äcker	> 50	0,2 – 0,5	$0,3 \pm 0,1$	$0,28 \cdot 1,5^{\pm 1}$
Waldrand	6	1,8 – 3,1	$2,5 \pm 1,0$	$2,1 \cdot 1,7^{\pm 1}$
Wälder	> 50	2,5 – 6,4	$4,3 \pm 2,5$	$3,8 \cdot 2,4^{\pm 1}$

5.1.3 Berechnung von $P_{\gamma/\sigma}$ durch ein einfaches Modell

Da die Dosisleistungsfaktoren nicht durch Direktmessungen zugänglich waren, wurde zu ihrer Berechnung ein einfaches Modell herangezogen. Dazu mußte die Gammadosisleistung über einer mit ^{137}Cs kontaminierten Fläche berechnet werden. Folgende Beiträge zur Gammadosisleistung sind bei diesem Ansatz berücksichtigt:

- der Beitrag der ungestreuten γ -Strahlung
- der Beitrag der im Boden zum Detektor hin gestreuten γ -Strahlung
- die Streuung von γ -Strahlung an der umgebenden Luft (Aufbaueffekt)
- Isotopenverhältnis $^{134}\text{Cs} / ^{137}\text{Cs}$

Die Anteile dieser Beiträge zum Gesamtwert schwanken in Abhängigkeit von

1. der Entfernung Quelle-Detektor
2. der Tiefenverlagerung der Radionuklide im Boden

Die einfachste Möglichkeit, eine Ortsdosisleistung (DL) bei bekannter Aktivität zu berechnen, liegt darin, die Aktivität A dieser Quelle [Bq] mit der Dosisleistungskonstanten k_γ [$\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$] des betreffenden Isotops i zu multiplizieren und durch das Quadrat des Abstands Quelle - Meßort (r) zu dividieren:

$$DL_{Vakuum}(r, i) = A_i \cdot k_\gamma \cdot r^{-2} \quad (5.3)$$

Der lineare Schwächungskoeffizient μ gibt im nächsten Schritt an, wie stark das betreffende Medium die Anzahl an Photonen verringert, die ungestreut nach der Laufstrecke r am Detektor ankommen. Wie sich aus der Betrachtung an infinitesimalen Schichtdicken des Mediums ergibt, liefert dies einen exponentiellen Zusammenhang:

$$DL_{ungestreut}(r, i) = DL_{Vakuum}(r, i) \cdot e^{-\mu r} \quad (5.4)$$

Formel 5.4 besitzt aber nur Gültigkeit für die sog. Schmalstrahlgeometrie, denn der Beitrag an gestreuten Teilchen zur Ortsdosisleistung wird dabei nicht berücksichtigt. Dieser in der vorliegenden Breitstrahlgeometrie zusätzliche meßbare Beitrag wird durch den Dosiszuwachs faktor B ausgedrückt. Dieser gibt den Faktor an, um den die Dosisleistung der ungestreuten Strahlung durch Streustrahlung am Meßort erhöht wird [Chi68, Cla68]:

$$DL_{gesamt} = DL_{ungestreut} + DL_{gestreut} = B \cdot DL_{ungestreut} \quad (5.5)$$

Für den hier angesprochenen Fall der Berechnung der Ortsdosisleistung in 1 m Höhe über der Grenzfläche Boden-Luft (zwei verschieden stark streuende und absorbierende Medien) und einer Volumenquelle (0 bis 40 cm Bodentiefe) erweist sich ein rein analytischer Ansatz als nicht sinnvoll. Aus diesem Grunde wurde für das hier vorgestellte Modell auf empirisch ermittelte Zuwachsfaktoren für diese Meßgeometrie zurückgegriffen. Dies umfaßte zum einen den Dosiszuwachs faktor $B(r)_{Luft,\infty}$ für 662 keV γ -Strahlung in einem unendlich ausgedehnten Luftmedium in Abhängigkeit vom Abstand Quelle-Detektor und zum anderen die Streustrahlungskorrektur K_s [Cla68] für den Einfluß der Boden-Rückstreuung im Vergleich zum unendlichen Luftvolumen:

$$DL_{gesamt}(r) = K_s(r) \cdot B(r)_{Luft,\infty} \cdot DL_{ungestreut} \quad (5.6)$$

zusammen mit Gleichung 5.3 und 5.4 ergibt sich daraus:

$$DL_{gesamt}(r) = K_s(r) \cdot B(r)_{Luft,\infty} \cdot A_i \cdot k_\gamma \cdot r^{-2} \cdot e^{-\mu r} \quad (5.7)$$

für eine Punktquelle auf der Grenzfläche Luft-Boden.

Um den Einfluß der vertikalen Lage der Spaltprodukte im Boden auf die Ortsdosisleistung in einem Meter Höhe berücksichtigen zu können, wurde der lineare Schwächungskoeffizient μ_{Boden} experimentell durch Versenken einer Quelle im Erdreich unterhalb eines Detektors bestimmt. Der Wert für normalen Oberboden der Dichte $1500 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ lag erwartungsgemäß zwischen den in [Hub68] tabellierten Werten für Sand ($2200 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$) und Wasser ($1000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$). Zur Berechnung des direkten Strahlungsanteils ist daher nur die (meist diagonal) zu durchdringende Schichtdicke an Erde zwischen Emissionsort im Boden und Detektor zu berechnen. Im Falle großer Entfernungen zwischen Detektor und Emissionsort des Photons wird die Wahrscheinlichkeit, ein ungestreutes Photon zu detektieren, allerdings sehr gering. Die Dosiszuwachs Faktoren $B(r)$ für Luft und Wasser steigen nach [Chi68] schon für $\mu \cdot r = 4$ bei 662 keV auf Werte über 10 an, d.h. nach der vierfachen mittleren freien Weglänge eines solchen Photons macht der direkte Strahlungsanteil weniger als 10 % der Dosisleistung aus. Es ist daher wahrscheinlicher, daß Strahlung vertikal zur Erdoberfläche hin emittiert wird und erst dort eine Streuung in Richtung des Detektors erfolgt.

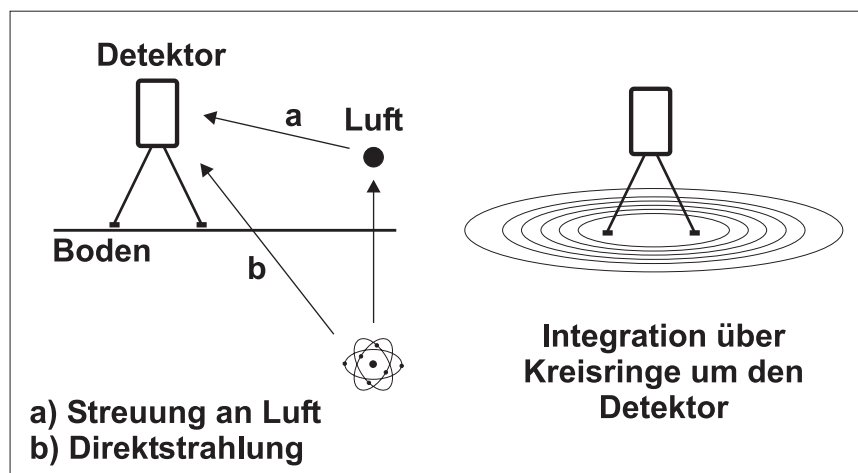


Abbildung 5.1: Ein einfaches Modell zur Berechnung der externen Exposition

Wie in Abb. 5.1 skizziert, wird die kontaminierte Ebene in konzentrische Kreisringe mit jeweils einem bestimmten horizontalen Abstand zum Detektor aufgeteilt. Jeder Kreisring (für die numerische Berechnung zwischen 500 und 1000) wird in zehn Schichten aufgeteilt, die einer bestimmten Bodentiefe entsprechen und gemäß bekannter Aktivitätskonzentration mit ^{137}Cs -Punktquellen belegt sind. Durch Aufsummieren aller Einzelbeiträge der durch die Punktquellen verursachten γ -Dosisrate in einem Meter Höhe über dem Boden wird schließlich die Dosisleistung über dieser Fläche berechnet.

Diese Modellierung wurde für alle Profile aus den Zonen II und III durchgeführt.

Für Böden, in denen die Migration der Spaltprodukte schon weit fortgeschritten ist, ergeben sich niedrige Dosisleistungsfaktoren $P_{\gamma/\sigma}$ zwischen 0,5 und 0,8 $\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{MBq}^{-1}$. Über Bodenprofilen mit mittlerer Migrationsgeschwindigkeit werden 0,8 bis 1,5 $\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{MBq}^{-1}$ berechnet, und in den Fällen, wo das Cäsium noch sehr oberflächennah liegt, erhält man Werte zwischen 1,5 und 2,2 $\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{MBq}^{-1}$. Im Falle frischer Beaufschlagung der obersten Bodenschicht (mit identischem Nuklidgemisch) liegt der berechnete Wert zum Vergleich bei 2,9 $\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{MBq}^{-1}$. Für die Profile der Zone II ergeben sich in Tabelle 5.2 aufgeführte Werte sowie ein mittlerer Dosisleistungsfaktor von:

$$P_{\gamma/\sigma} = (0,90 \pm 0,31) \mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{MBq}^{-1}$$

In [Lik96] beschriebene Rechnungen ergeben einen Faktor $\hat{P}_{\gamma/\sigma}$ von konstant knapp unter eins für die Zeit größer 400 Tage nach dem Unfall, was sehr gut mit unseren Modellwerten übereinstimmt.

Tabelle 5.2: *Modellierte externe Exposition und Dosisleistungsfaktoren für die Probennahmestellen in Zone II gemäß Tiefenverlauf der spezifischen Bodenaktivitäten im Jahre 1995*

Bodenprofil	^{137}Cs -Depositionsdichte [kBq·m ⁻²]	Ortsdosisleistung [μSv·h ⁻¹]	Dosisleistungsfaktor [μSv·m ² ·h ⁻¹ ·MBq ⁻¹]
Christinowka Flußufer	4203	4,991	1,16
Christinowka Wiese	740	(0,458)	gepflügt
Nosdristsche 1	4711	2,896	0,59
Nosdristsche 2	5223	(2,344)	gepflügt
Nosdristsche 3	2587	1,704	0,62
Nowe Scharno 1	731	0,851	1,03
Nowe Scharno 2	3376	2,240	0,63
Nowe Scharno 3	3479	3,149	0,88
Nowe Scharno 4	3916	5,639	1,41

5.1.4 Validierung

Zur Überprüfung des oben entwickelten Modelles wurden 1997 an den bisherigen Entnahmestellen in Zone II die Ortsdosisleistung mit einem eigenen, gut kalibrierten Gerät gemessen. Daneben konnten im April 1999 sieben weitere Bodenprofile in der Nähe von Chrstitinowka entnommen werden. Auch

diesmal wurde über jeder Entnahmestelle die Ortsdosisleistung gemessen. In den Tabellen 5.3 und 5.4 sind die aus den Depositionsdichten modellierten Ortsdosisleistungen den gemessenen Werten gegenübergestellt.

Tabelle 5.3: Berechnete und gemessene Ortsdosisleistungen in Zone II

Meßort	berechnete ODL 1995 [$\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$]	gemessene ODL 1997 [$\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$]
Christinowka	2,7	2,0
Nosdristsche	2,3	1,2
Nowe Scharno	3,0	2,1

Tabelle 5.4: Depositionsdichten und Ortsdosisleistungen bei Christinowka, Zone II

Profil	Depositionsdichte ^{137}Cs [$\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$]	ODL 1999 [$\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$]	
		berechnet	gemessen
Christinowka Wald 1	2918 \pm 416	4,3	4,0
Christinowka Wald 2	3118 \pm 384	5,4	4,0
Christinowka Wald 3	3414 \pm 515	5,2	2,5
Christinowka Wald 4	3478 \pm 387	5,9	2,5
Christinowka Wald 5	3401 \pm 506	5,5	5,0
Christinowka Wald 6	3537 \pm 340	4,0	5,0
Christinowka Wald 7	4642 \pm 528	6,6	4,5

Wie sich zeigt, liegen die errechneten zumeist über den gemessenen Werten. Dieses ist vor allem in den konservativen Modellannahmen „unendliche Ebene“ und „Gamma-Dosisleistung = effektive Dosisleistung“ begründet. Auffällig ist, daß sich kein linearer Zusammenhang zwischen Depositionsdichte und (gemessener) Ortsdosisleistung feststellen läßt. Obwohl sowohl Tiefenverteilung des ^{137}Cs im Boden als auch Depositionsdichte in allen Waldprofilen relativ gut übereinstimmen, schwanken die Werte der gemessenen Ortsdosisleistungen stark. Hier spielen die ^{137}Cs -Depositionsdichte in der Umgebung sowie Faktoren wie Bodenrauhigkeit eine Rolle, die nicht modelliert werden können. Insgesamt ist festzustellen, daß das verwendete einfache Modell eine gute Abschätzung der Ortsdosisleistung liefert. Die konservativen Modellannahmen spiegeln sich in den Ergebnissen wider.

5.1.5 Berechnung der Jahresdosen

Aus den modellierten Daten für die Ortsdosisleistung wird nun im letzten Schritt die Jahresdosis für einen hypothetischen Bewohner der von uns untersuchten Dörfer in der Zone II berechnet. Hierzu werden Aufenthaltsfaktoren angewandt, die angeben, welchen Bruchteil $K_{b,i}$ eines Jahres sich eine Person der i -ten Gruppe im Freien aufhält. Die Aufenthaltsfaktoren unterscheiden sich je nach Jahreszeit (Tab. 5.5). In Tabelle 5.6 sind die für das Jahr 1995 unter Verwendung eines durchschnittlichen Aufenthaltsfaktors von 0,25 berechneten Jahresdosen für Bewohner der untersuchten Dörfer aufgeführt.

Tabelle 5.5: Aufenthaltsfaktoren $K_{b,i}$ im Freien für Personengruppen in ländlicher Umgebung [Lik96]

Gruppe	Winter	Frühjahr, Herbst	Sommer
Kinder			
≤ 7 Jahre	0,11	0,12	0,15
8 - 17 Jahre	0,15	0,18	0,20
Erwachsene			
Angestellte	0,24	0,26	0,28
Landarbeiter	0,33	0,37	0,43
Rentner	0,22	0,25	0,29

Mit einem durchschnittlichen Aufenthaltsfaktor K von 0,25 ergeben sich nach Formel 5.2 die in Tabelle 5.6 aufgeführten Dosen sowie Dosisfaktoren. Gemittelt erhält man einen Dosisfaktor von $1,9 \text{ Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Tabelle 5.6: Jahresdosis 1995 und auf die Depositionsdichte normierte Dosisfaktoren für drei Ortschaften in der Zone II

Ortschaft	ODL 1995 [$\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$]	Dosis 1995 [mSv]	norm. Dosisfaktor 1995 [$\text{mSv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$]
Christinowka	2,7	5,7	2,3
Nosdristsche	2,3	4,8	1,2
Nowe Scharno	3,0	6,2	2,2
Mittelwert	2,7	5,6	1,9

Für die Modellierung der Jahresdosis im Dorf Christinowka standen nur zwei Bodenprofile, welche

in der Nähe des Dorfes entnommen worden waren, zur Verfügung. Diese Profile unterscheiden sich sehr stark. Während am Flußufer mit einer Depositionsdichte von $4,7 \text{ MBq}\cdot\text{m}^{-2}$ eine Jahresdosis von $10,5 \text{ mSv}$ pro Jahr berechnet wird, liefert das Modell für die Wiese bei einer Depositionsdichte von $738 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ nur eine Jahresdosis von $0,96 \text{ mSv}$ pro Jahr.

In den Jahren 1992 und 1993 durchgeführte Messungen der Körperdosen mit Thermolumineszenzdetektoren (TLD) ergaben auf die Depositionsdichte normierte Effektivdosen zwischen $1,3$ und $1,7 \text{ mSv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ [Hil96], den gleichen Wert erhielt Bennet 1995 [Ben96]. Von Liktharev et. al. wird für das Jahr 1995 ein Wert von $2,2 \text{ mSv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ angegeben [Lik96]. Der offizielle Umrechnungsfaktor des Instituts für Hydrometeorologie der ehemaligen Sowjetunion liegt allerdings für das Jahr 1991 bei $3,51 \text{ mSv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Selbst nach einer Zeitkorrektur für die Jahre 1991 bis 1995 läge dieser Wert noch deutlich über $2 \text{ mSv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, so daß die mit unseren einfachen Modellannahmen bestimmten Werte für die normierte Effektivdosis gut mit den durch TLD-Messungen ermittelten Literaturwerten übereinstimmen.

Eine in den von uns untersuchten Ortschaften der Zone II lebende Person erhielt nach Tabelle 5.6 im Jahre 1995 somit eine mittlere externe Dosis von:

$$H_{\text{extern},1995} = 5,6 \text{ mSv}$$

Dieser Wert kann nur als grobe Abschätzung dienen, da die Modellierung einige konservative Annahmen enthält, und in der Zone II nur neun Profile aus der Umgebung von Ortschaften zur Verfügung standen. Die Qualität der Modellierung wird am Ende dieses Kapitels diskutiert.

5.2 Interne Exposition

Neben der externen Exposition durch Direktstrahlung aus dem Boden stellt die interne Exposition durch den Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel einen zweiten Anteil an der Gesamtdosis der Bewohner von Zone II dar. Die Modellierung der internen Exposition basiert auf den Verzehrsgewohnheiten und dem ^{137}Cs -Gehalt der Nahrungsmittel. Darüber hinaus wurden zur Bestimmung des ^{137}Cs -Transfers vom Boden in Nahrungsmittel sowie der ^{137}Cs -Anreicherung im Körper ein Fütterungsversuch mit Schweinen als Modelle für den Menschen durchgeführt.

5.2.1 ^{137}Cs -Aufnahme durch Nahrungsmittel

Für die Modellierung der internen Exposition durch Aufnahme von ^{137}Cs über die Nahrung wurden in drei Dörfern in der Zone II detaillierte Umfragen zu den Verzehrsgewohnheiten durchgeführt und

mit Literaturdaten [Pri92] abgeglichen. Proben aller relevanten Lebensmittel wurden gesammelt und ihr ^{137}Cs -Gehalt gemessen (Tab. 5.7).

Tabelle 5.7: Nahrungsmittelkorb ^{137}Cs , ermittelt aus Befragung von Bewohnern der Zone II

Lebensmittel	tägliche Verzehrmenge [g]	Konzentration ^{137}Cs [Bq·kg ⁻¹]	tägl. ^{137}Cs Aufnahme [Bq]	Jahresdosis (nach [Ing96]) [mSv]	Anteil an Dosis [%]
Milch	1000	54*	54	0,26	2,6
Brot	400	0,3	0,12	< 0,01	< 0,1
Kartoffeln	500	9,1	0,46	0,02	0,2
Rüben	50	3,8	0,19	< 0,01	< 0,1
Kohl	50	1,5	0,08	< 0,01	< 0,1
Gartenfrüchte	400	4,7	1,8	0,01	0,1
Fleisch	200	20	4,0	0,02	0,2
Fisch	50	12	0,6	< 0,01	< 0,1
Eier	14	2,5	0,35	< 0,01	< 0,1
Waldbeeren**	11	2600	29	0,14	1,4
Pilze**	10	200.000	2000	9,5	95

*siehe Kapitel 6.2.1

**getrocknet

Legt man die ermittelten Nahrungsgewohnheiten zugrunde, so verursacht in der Zone II der Konsum von Pilzen 95 % der Aktivitätszufuhr durch Nahrungsmittel. Tatsächlich stellen Pilze einen wichtigen Bestandteil der täglichen Nahrung dar. Die gesammelten Pilze werden getrocknet und in der Zeit von Spätsommer bis Frühjahr verzehrt. Neben Pilzen tragen Milch und Waldbeeren zur ^{137}Cs -Aufnahme bei, alle weiteren Lebensmittel spielen für die ^{137}Cs -Aufnahme nur eine vernachlässigbare Rolle.

5.2.2 Fütterungsversuch mit Schweinen zum Cäsium-Transfer

Als Modellversuch für die Anreicherung von ^{137}Cs im menschlichen Körper wurde im Herbst 1998 ein Fütterungsversuch durchgeführt. Als Modelle für die Bewohner kontaminierter Ortschaften wurden, wegen der großen physiologischen Ähnlichkeit zum Menschen, Hausschweine ausgewählt. Der beschriebene Fütterungsversuch umfaßte 13 nicht kontaminierte Schweine, von denen 10 über einen Zeitraum von bis zu 45 Tagen mit kontaminierter Nahrung gefüttert wurden. Dadurch sollten einerseits Informationen über die Verteilung des ^{137}Cs im Körper der Tiere (und des Menschen) gewonnen

und andererseits Aussagen über die Kinematik des Konzentrationsanstiegs und die Sättigung von Cäsium in Schweinen möglich werden. Um nach Auswertung des Versuchs Aussagen über interne Folgedosen der Menschen machen zu können, die sich in Zukunft in der Zone II wieder ansiedeln, wurden die Futterkomponenten in genau den Mengen, die ein Erwachsener zu sich nimmt, auch an die Schweine verfüttert (Tab. 5.7 und A.4 im Anhang). Da die Tiere jedoch erheblich mehr Nahrung zu sich nehmen als ein Mensch gleichen Gewichts, wurde unkontaminiertes Beifutter aus 4 kg Kartoffeln und 1 kg Getreidekonzentrat pro Tag zur kontaminierten Nahrung hinzugefügt (Tab. A.5 im Anhang). Die Schlachtung der Schweine erfolgte nach festgelegtem Plan (Tab. 5.8). Eine Fortführung des Versuches über einen längeren Zeitraum ließ die angespannte ökonomische Lage der Ukraine nicht zu, da nicht ausreichend Energie zur Verfügung stand, um die Schweineställe auch im Spätherbst ausreichend zu heizen.

Futterkomponenten

Sowohl inaktives Beifutter als auch Futter aus Nahrungskomponenten der Zone II wurden homogenisiert und unter tierärztlicher Aufsicht an die Versuchstiere verfüttert. Die Quellen der einzelnen Futterkomponenten aus Zone II mußte über die Versuchsdauer exakt beibehalten werden, um Schwankungen der Radionuklidkonzentrationen durch Wechsel der Herkunft auszuschließen. Die getrockneten Futterbestandteile wie Pilze und Beeren lagen bereits bei Fütterungsbeginn vollständig vor und wurden gut vermischt unter die Nahrungsrationen aufgeteilt.

Daraus ergeben sich folgende Mittelwerte:

$$\text{„inaktives“ Beifutter: } (6,67 \cdot 1,9^{\pm 1}) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$$

$$\text{Tagesdiät aus Zone II: } (726 \cdot 1,6^{\pm 1}) \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$$

Es resultiert demnach eine Aktivitätsaufnahme der Schweine mit dem niedrigbelasteten Beifutter von

$$6,67 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 5,0 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1} = 33,4 \text{ Bq}\cdot\text{d}^{-1}.$$

Der Hauptanteil der täglichen Zufuhr von ^{137}Cs wird durch die aus der Zone II stammende Tagesdiät verursacht. Die Messungen an den 15 Mischproben des kontaminierten Futters (Tab. A.4) ergaben eine durchschnittliche tägliche Aufnahme von:

$$726 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 2,891 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1} = 2098 \text{ Bq}\cdot\text{d}^{-1}.$$

Die resultierende Gesamtaufnahme eines Versuchstieres während der Fütterung sollte somit 2098 Bq ^{137}Cs pro Versuchstag betragen. Die in Tabelle A.4 erkennbaren starken Schwankungen der spezifischen Aktivität des Mischfutters können hierbei nicht berücksichtigt werden. Die Gründe für die

unterschiedlichen Werte liegen auch in der mangelnden Homogenität der entnommenen Stichproben. Die Masse der Tagesdiät- und der Beifutterproben betrug nur 120 bis 250 g. Deren Zusammensetzung war daher stark zufallsbedingt, denn wie sich zeigte, hatte keine ausreichende Homogenisierung des Materials stattgefunden. So konnte es sein, daß eine Tagesdiätprobe zu 50% aus Kartoffeln bestand und keine Trockenpilze enthielt (niedrige ^{137}Cs -Konzentration), wohingegen in einer anderen keine Kartoffeln, dafür aber viele Pilze zu finden waren (hohe ^{137}Cs -Konzentration). Da sich diese Schwankungen aber über den Versuchszeitraum aufhoben, wird im Folgenden mit den Mittelwerten gerechnet. Zur Überprüfung der oben angegebenen Zahlen wurden die betreffenden Einzelkomponenten des Beifutters und der Tagesdiät gemessen, deren Aktivitätsbeiträge aufsummiert den gleichen Wert ergeben sollten.

Im Vergleich von Beifutter ($5 \text{ kg}\cdot\text{d}^{-1}$, spez. Aktivität: $7 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) und dessen Komponenten (Kartoffeln und Getreidekonzentrat, s. Tab. A.5) fällt ein deutlicher Unterschied auf: Die Summe der Einzelkomponenten von $3,8 \text{ Bq}\cdot\text{d}^{-1}$ liegt deutlich unter dem Beitrag des daraus erstellten Beifutters von $33\cdot 1,9^{\pm 1} \text{ Bq}\cdot\text{d}^{-1}$. Eine mögliche Erklärung kann darin liegen, daß bei der Herstellung des Beifutters eine Kontamination stattfand, wenn es mit denselben Werkzeugen wie die Tagesdiät bearbeitet würde. Gegenüber der Aktivitätszufuhr aus den Futtermitteln aus Zone II von $2098\cdot 1,6^{\pm 1} \text{ Bq}\cdot\text{d}^{-1}$ ist dieser Betrag aber zu vernachlässigen.

Der Vergleich von berechneter (aus den Komponenten) und gemessener ^{137}Cs -Aufnahme stimmt für die Tagesdiät überein: Die vermischten Proben liefern im Mittel einen ^{137}Cs -Tagesbeitrag von $2098 \text{ Bq}\cdot 1,6^{\pm 1}$ und als Summe der Einzelkomponenten ergibt sich ein Wert von 2088 Bq pro Tag. Für alle späteren Berechnungen werden nun die Mittelwerte aus der gemessenen ^{137}Cs -Aufnahme verwendet:

Nahrungsbestandteil	Wasser	Beifutter	kontaminiertes Futter
Aktivitätszufuhr [$\text{Bq}\cdot\text{d}^{-1}$]	< 1	33	2098

Aktivitätsanstieg in den Körpern der Versuchstiere

Von jeder einzelnen Komponente jedes einzelnen Versuchstieres wurde eine Probe auf ihren Radionuklidgehalt untersucht. Daraus ließ sich die tägliche Aufnahme an ^{137}Cs und ^{134}Cs bestimmen. Zur Überprüfung dieses Wertes wurden zusätzlich alle zwei Tage eine Stichprobe des bereits vermischten Futters entnommen und ebenfalls γ -spektrometrisch untersucht (Tab. 5.10).

Die ersten drei Tiere (Schwein A, B und C) dienten zur Ermittlung des Untergrundes an Cäsium-Kontamination, die restlichen zehn Tiere zur Ermittlung des zeitlichen Anstiegs und der Verteilung

Tabelle 5.8: Zeitplan der Schlachtungen

Tier	Schlachtung am	Bemerkung
Schwein A	15.09.1997	nicht kontaminiertes Futter
Schwein B	15.09.1997	nicht kontaminiertes Futter
Schwein C	15.09.1997	nicht kontaminiertes Futter
Schwein 4	22.09.1997	7 Tage Futter Zone II
Schwein 5	29.09.1997	14 Tage Futter Zone II
Schwein 6	06.10.1997	21 Tage Futter Zone II
Schwein 7	06.10.1997	21 Tage Futter Zone II
Schwein 8	13.10.1997	28 Tage Futter Zone II
Schwein 9	13.10.1997	28 Tage Futter Zone II
Schwein 10	30.10.1997	45 Tage Futter Zone II
Schwein 11	30.10.1997	45 Tage Futter Zone II
Schwein 12	30.10.1997	45 Tage Futter Zone II
Schwein 13	30.10.1997	45 Tage Futter Zone II

von ^{137}Cs im Körper. Da die Schweine im Laufe der Fütterung deutlich an Gewicht zunahmen, müssen die Werte für ^{137}Cs -Ganzkörpergehalt und -Konzentration getrennt betrachtet werden.

Alle Tiere wurden nach der Schlachtung zerlegt. Die entnommenen Proben lagerten dann bis zum Ende des Fütterungsversuchs in tiefgefrorenem Zustand in der Ukraine, bis sie im Oktober 1997 zur Messung zum ZSR transportiert wurden. Der Versuch umfaßte insgesamt rund 300 Proben, die teilweise mit erheblichem Zeitaufwand aufzuarbeiten waren (Tab. 5.9), bevor eine γ -spektrometrische Untersuchung durchgeführt werden konnte.

In Tabelle 5.10 sind die Ergebnisse aller Messungen dargestellt. Fehlende Eintragungen bedeuten, daß die betreffenden Proben am ZSR nicht vorlagen. Alle Messungen an den Schweinen 4 bis 13 liegen deutlich über der Erkennungsgrenze für ^{137}Cs . Im Falle der Messungen an niedrigbelasteten Proben der Tiere A bis C liegen zwei Messungen darunter. Hier ist (wie schon bei den Futterkomponenten) der betreffende Wert der Erkennungsgrenze ($\alpha = \beta = 5\%$) in der Tabelle angegeben.

In den Abbildungen B.6 bis B.11 im Anhang ist der Anstieg der spezifischen ^{137}Cs -Aktivität in ausgewählten Organen und Geweben der Versuchstiere dargestellt. Des weiteren wurde jeweils versucht, eine Sättigungsfunktion gemäß Gleichung 5.8 den Meßdaten anzupassen.

Tabelle 5.9: Aufbereitung der einzelnen Organproben

Organe und Gewebe	Aufbereitung
Kleine Organe: Milz, Hirn Schilddrüse	gefriertrocknen → zermahlen → messen
Mittlere und große Organe (a): Nieren, Magen, Lunge, Leber	zerkleinern → gefriertrocknen → zermahlen → messen
Mittlere und große Organe (b): Herz, Darm	zermahlen → messen
Teilweise entnommene Organe (a): Blut	homogenisieren → messen
Teilweise entnommene Organe (b): Haut, Knochen	zerkleinern → messen
Muskelteile: Kamm, Schulter, Keule, Filet	zermahlen → messen

$$c(t) = c_{\infty} \left(1 - e^{-\lambda(t-t_0)}\right) \quad (5.8)$$

Aus den Abbildungen B.6 bis B.11 ist erkennbar, daß der Anstieg der ^{137}Cs -Konzentration in verschiedenen Gewebearten unterschiedlich schnell abläuft. Der Anreicherungsprozeß läuft in den Nieren am schnellsten ab, hingegen steigt die spezifische Aktivität im Hirn der Tiere nur sehr langsam an. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß die betreffenden Schweine im Laufe dieser 45 Tage gemästet wurden, was eine starke Gewichtszunahme zur Folge hatte. Die spezifischen Aktivitäten der verschiedenen Gewebe stiegen gegen Ende der Fütterungsperiode zwar nicht mehr nennenswert an, der Gesamtgehalt des Körpers jedoch sehr wohl. Aus diesem Grunde sind die in Abbildung B.6 bis B.11 genannten effektiven Halbwertszeiten nur als Anhaltspunkte dafür zu nehmen, in welchen Organen der Schweine sich das Cäsium schnell anreichert und wohin es nur langsam gelangt. Besonders im Falle des Muskelgewebes war eine gewisse Zeitverzögerung von einigen Tagen erkennbar, d.h., die angepaßte Funktion schneidet die Abszisse nicht im Nullpunkt. Über den genauen Verlauf des Anstiegs in den ersten sechs Tagen können keine Aussagen gemacht werden, und es wurde darauf verzichtet, die angepaßte Funktion vor dem siebten Tag darzustellen.

Da die Versuchstiere als Modelle für Menschen benutzt werden sollen, wurden die Ganzkörpergehalte an ^{137}Cs berechnet. Um den Ganzkörpergehalt eines Schweins zu ermitteln, müssen jedoch Daten über dessen gewebliche Zusammensetzung zum Zeitpunkt der Schlachtung vorliegen. Diese wurden

Tabelle 5.10: Spezifische ^{137}Cs -Aktivitäten der Organproben [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]

Tier Nr.	A	B	C	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Leber	1,8	4,6	1,6	125	264	247	263	148	271	204	357	215	233
Magen	1,9	4,5	2,6	187	288	327	319	388	391	349	507	397	475
Nieren	3,1	14,2	5,4	304	494	507	583	474	528	423	731	507	599
Herz	2,1	5,0	2,8	213	337	351	380	309	401	386	592	430	459
Hirn	< 0,4	< 0,4	0,5	30,9	80,6	105	112	159	165	207	211	191	234
Lunge	1,4	2,4	1,5	92,2	194	196	209	217	292	187	276	209	218
Milz	2,1	3,5	2,3	168	262	275	270	254	310	242	420	280	347
Darm	1,2	2,8	1,8	91,1	173	250	226	195	234	205	218	227	259
Knochen	1,3	1,7	1,0	74,9	115	143	172	193	234	191	235	224	270
Haut	1,1	-	1,0	53,8	133	128	100	184	167	160	125	140	121
Blut	0,3	0,8	0,4	39,2	67,9	80,6	89,2	115	75,9	120	165	140	165
Schilddr.	2,2	2,8	1,1	95,7	-	338	282	-	-	-	-	-	-
Kamm	1,2	1,4	1,2	115	252	364	341	547	530	417	572	426	594
Roastb.	1,0	1,2	1,1	86,3	280	321	356	469	551	430	625	425	615
Schulter	0,9	1,7	1,7	110	-	349	387	494	537	403	608	-	642
Keule	-	-	-	-	36	355	-	446	-	522	706	517	666
Rippe ¹	1,1	1,3	1,6	79,4	158	174	178	251	217	238	346	256	226
Rippe ²	2,2	2,2	1,8	96,3	215	215	244	357	308	284	391	244	351
Filet	0,8	2,1	1,9	93,7	307	380	385	504	481	442	637	450	663

¹Knochen; ²Fleisch

aus [Gri91] übernommen, da sie während der Schlachtungen in der Ukraine nicht bestimmt werden konnten. Es ergab sich daraus, daß Mastschweine mit 90 kg Körpermasse (entsprechend Schwein 10 bis 13) mit 26% einen höheren Fettanteil aufweisen als Mastschweine mit 50 kg Masse (entsprechend Schwein A-C), die etwa 20% Fettanteil haben. Für jedes Tier wurden entsprechend dieser Daten die Gehalte an Muskel, Fett, Knochen usw. bestimmt.

Der Körpergehalt jedes Schweins läßt sich nun als Summe über alle Organe und Gewebe ermitteln und ist mit einer zusätzlichen Unsicherheit von ca. 5 % aufgrund des nicht gemessenen sondern berechneten Muskel-/Fett-Verhältnisses behaftet, das sich ebenfalls nach [Gri91] ableitet. Der berechnete Ganzkörpergehalt der Versuchstiere an ^{137}Cs ist in Abb. 5.2 dargestellt. Nach einer kurzen Zeit von ca. 7 Tagen steigt die Ganzkörperaktivität mit einer Halbwertszeit von 25 Tagen bis zu einem extrapolierten Sättigungswert von 47 Bq ^{137}Cs (Abb. 5.2).

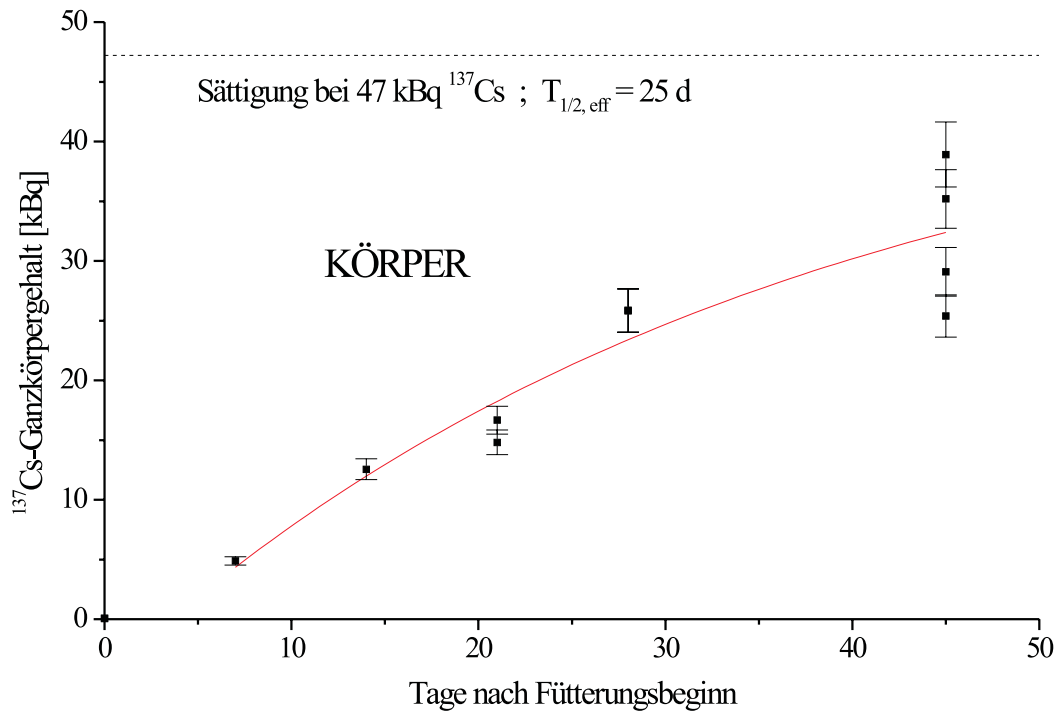


Abbildung 5.2: Anstieg der ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität in den Versuchstieren.

5.2.3 Ergebnisse und Übertragbarkeit auf den Menschen

Die zum Anstieg gehörende biologische Halbwertszeit ($T_{1/2, \text{biol}}$) von 25 Tagen stimmt sehr gut mit den Literaturwerten ([Gie71]: 26 Tage, [Fei89]: 24 Tage) überein. Bei vollständiger Resorption des Cäsiums über den Magen-Darm-Trakt müßte sich allerdings eine höhere Gleichgewichtskonzentration einstellen. Eine Aufnahme von 2122 Bq ^{137}Cs (Beifutter und Tagesdiät) müßte zu einem Gleichgewichtszustand bei einem Ganzkörpergehalt von rund 80 kBq ^{137}Cs führen. Obwohl Cäsiumsalze im Magen-Darmtrakt schnell und nahezu vollständig absorbiert werden können, wird der Grad dieser Aufnahme durch den Anteil bestimmter rohfaserreicher Futterstoffe am Gesamtfutter mitbestimmt [Gie71]. Die Daten dieses Fütterungsversuches zeigen, daß nur etwas mehr als die Hälfte der mit dem Futter gegebene Aktivität überhaupt in den Körper eingebaut wurde. Es konnten jedoch keine Daten über die ^{137}Cs -Aktivität in den Ausscheidungen der Tiere ermittelt werden. Dieser Aufnahmefaktor f_A , der bei Schweinen gemäß unserer Untersuchungen etwa 0,6 beträgt, liegt beim Menschen bei 1,00 ([Eur96], [Fie93]). Der Einfluß von Kalium auf die Retention bzw. Ausscheidung von ^{137}Cs ist für die meisten Haustiere nachgewiesen [Gie71], eine Erhöhung der Ausscheidungsrate beim Menschen kann also im Falle erhöhten Kaliumverzehr nicht ausgeschlossen werden. Detailliertere Untersu-

chungen an Schweinen zeigen, daß zwei Kompartimente vorhanden sind, die mit unterschiedlichen Halbwertszeiten ($T_{1/2, A} = 3,5$ d; $T_{1/2, B} = 35$ d) zur effektiven biologischen Halbwertszeit beitragen [Fei89]. Analog dazu sind auch beim Menschen mehrere unterschiedliche Zeitparameter in der Retentionsfunktion für das ^{137}Cs enthalten. Tabelle 5.11 zeigt die Parameter der Retentionsfunktion

$$R(t) = a_1 \cdot e^{-0,693t/T_1} + a_2 \cdot e^{-0,693t/T_2} \quad (5.9)$$

(ICRP-Publikation 56) und Tabelle 5.12 Daten aus [Mel96] für die Retentionsfunktion

$$R(t) = a_1 \cdot e^{-0,693t/T_1} + a_2 \cdot e^{-0,693t/T_2} + a_3 \cdot e^{-0,693t/T_3} \quad (5.10)$$

die sich auf interne ^{137}Cs -Kontaminationen als Folge eines Unfalls in Goiania (Brasilien) stützen.

Tabelle 5.11: Parameter der Retentionsfunktion (ICRP 56)

Alter [a]	Gewicht [kg]	a_1	T_1 [d]	a_2	T_2 [d]
5	19	0,45	9,1	0,55	30
10	32	0,30	5,8	0,70	50
15	55	0,13	2,2	0,87	93
>15 (w)	58	0,10	2,0	0,90	110
>15 (m)	70	0,10	2,0	0,90	110

Tabelle 5.12: Parameter der Retentionsfunktion [Mel96]

Alter [a]	Gewicht [kg]	a_1	T_1 [d]	a_2	T_2 [d]	a_3	T_3 [d]
0-16	3-6	0,25	3	0,75	13	-	-
0-16	7-10	0,25	3	0,75	19	-	-
0-16	11-15	0,25	3	0,75	25	-	-
0-16	16-30	0,25	3	0,75	37	-	-
0-16	31-40	0,25	3	0,75	49	-	-
0-16	41-50	0,25	3	0,75	57	0,001	500
0-16	51-60	0,25	3	0,75	65	0,001	500
0-16	61-70	0,25	3	0,75	72	0,001	500
>16 (w)	keine Daten	0,15	3	0,85	65	0,001	500
>16 (m)	keine Daten	0,15	3	0,85	90	0,001	500

Als Folge der von der ICRP angegebenen höheren biologischen Halbwertszeiten für Erwachsene ergeben sich bei gleicher täglicher Aktivitätszufuhr höhere Gleichgewichtskonzentrationen an ^{137}Cs .

Speziell für Frauen sind die Daten aus Tabelle 5.11 konservativ, so daß in dieser Arbeit eine Abschätzung der Ganzkörpergehalte beim Menschen gemäß [Mel96] erfolgt.

Im Fall der Schweine ist eine schnelle Sättigung des ^{137}Cs in Organen wie Leber und Nieren zu beobachten. Diese stellen (zusammen mit einigen anderen Organen) das Kompartiment mit der kurzen biologischen Halbwertszeit dar, wohingegen die Skelettmuskulatur als das langsame Kompartiment anzusehen ist. Das in Tab. 5.12 angeführte dritte Kompartiment bei Menschen mit mehr als 40 kg Körpergewicht ($T_{1/2,\text{biol}} = 500 \text{ d}$) ist in diesem Versuch für die Schweine aufgrund der Versuchsdauer von 45 Tagen nicht erkennbar.

Zusammenfassend zeigt sich also, daß im Organismus der Versuchstiere zwar qualitativ sehr ähnliche Anreicherungsvorgänge wie beim Menschen abliefen, daß jedoch eine quantitative Übertragbarkeit der Ergebnisse aus folgenden Gründen nicht oder nur mit großen Einschränkungen möglich ist:

- Unterschiedliche biologische Halbwertszeit von Mensch und Schwein
- Unterschiedlich effektive Cs-Absorption im Magen-Darm-Trakt
- Massive Gewichtszunahme der Tiere im Laufe der Fütterung

Bei allen genannten Punkten liegt der Unterschied zwischen Mensch und Schwein in der Größenordnung eines Faktors von zwei. Wird trotzdem auf den Menschen extrapoliert, so ergibt sich ausgehend von den durch den Modellversuch gewonnenen Daten für einen Erwachsenen ein Ganzkörpergehalt von:

$$\text{Ganzkörpergehalt } ^{137}\text{Cs} = (100 \text{ bis } 400) \text{ kBq}$$

Da eine Korrektur der Konzentration in den Gewebeproben der Versuchstiere auf den Menschen aufgrund dieser Unsicherheiten nicht sinnvoll ist, muß die Gleichgewichtskonzentration des ^{137}Cs im menschlichen Körper für die in die Zone II zurückkehrenden Menschen daher aus der täglichen Aktivitätszufuhr mit der Tagesdiät berechnet werden. Außerdem beinhalten die Ingestionsdosisfaktoren nach [Eur96] bereits die elementspezifische Verteilung der Radionuklide im Körper des Menschen. Die Messungen an den Schweinen lassen allerdings den Schluß zu, daß auch im Körper der Versuchstiere (genau wie bei Menschen) die höchsten Meßwerte in Muskelfleisch und Nieren auftraten.

Zur Ermittlung der Gleichgewichtskonzentration des ^{137}Cs im menschlichen Körper sind die Daten für die tägliche Aufnahme A [$\text{Bq}\cdot\text{d}^{-1}$], für die Absorption im Magen-Darm-Trakt (f_A) und für die biologische Halbwertszeit ($T_{1/2,\text{biol}}$) erforderlich:

$$A = 2289 \text{ Bq}\cdot\text{d}^{-1} \quad ; \quad f_A = 1,00 \quad ; \quad a_i \text{ und } T_i \text{ gemäß Tab. 5.12} \quad (5.11)$$

Daraus resultiert ein Ganzkörpergehalt im dynamischen Gleichgewicht von Cäsium-Zufuhr bzw. - Ausscheidung von 180 kBq ^{137}Cs bei Frauen und 240 kBq ^{137}Cs bei Männern.

Unter der Annahme, daß diese Werte über das ganze Jahr konstant blieben, ergäben sich mit dem Dosisfaktor $DF_{\text{intern}} = 0,038 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1}$ pro kBq für Erwachsene aus [Hil96] interne Folgedosis im Jahr 1997:

$$H_{1997,\text{intern}} = DF_{\text{intern}} \cdot GKG_{1997} \quad (5.12)$$

und somit:

$$H_{1997,\text{intern}} = 9,6 \text{ mSv} \quad \text{für Männer}$$

und

$$H_{1997,\text{intern}} = 7,2 \text{ mSv} \quad \text{für Frauen}$$

Bei vollständigem Verzicht auf den Verzehr kontaminierter Pilze verbliebe eine weitaus geringere Folgedosis durch Ingestion von

$$H_{1997,\text{intern}} = 0,46 \text{ mSv} \quad \text{für Männer}$$

und

$$H_{1997,\text{intern}} = 0,34 \text{ mSv} \quad \text{für Frauen}$$

da die übrigen Nahrungskomponenten nur noch zu einer weitaus geringeren täglichen Aktivitätsaufnahme von ^{137}Cs führen. Die etwas konservativere Berechnung der internen Folgedosis nach [Eur96] liefert folgenden Wert (falls der Ganzkörpergehalt an ^{137}Cs bereits konstant ist):

$$\mathbf{H_{1997,\text{intern}} = 365 \text{ d} \cdot 3089 \text{ Bq}^{-1} \cdot (1,3 \cdot 10^{-8}) \text{ Sv} \cdot \text{Bq}^{-1} = \mathbf{9,9 \text{ mSv}}$$

Die Folgedosis ohne Pilzverzehr beträgt in diesem Fall **0,50 mSv** für das Jahr 1997.

Die Werte für Kleinkinder liegen auf niedrigerem Niveau, da zum einen die biologischen Halbwertszeiten kürzer sind und zum anderen der Anteil an Pilzen in der Tagesdiät geringer als bei Erwachsenen ist.

5.3 Abschätzung der Lebenszeit-Folgedosen

Durch die weitere Tiefenverlagerung des ^{137}Cs im Boden sowie den physikalischen Zerfall wird in den kommenden Jahren die externe und interne Exposition der Bewohner von Zone II zurückgehen, jedoch wird ^{137}Cs in diesen Gebieten daran noch für sehr lange Zeit Anteil haben. Als Anhaltspunkt für die Bewertung der durch den Chernobyl-Fallout verursachten Expositionen und damit als Entscheidungskriterium für Maßnahmen sowie der Risikoabschätzung wird die sog. Lebenszeitdosis herangezogen. Ausgehend von den im letzten Kapitel ermittelten heutigen Dosen kann in diesem Kapitel die Lebenszeitdosis (d.h. die Summe der Jahresdosen für die nächsten 50 Jahre) einer heute in Zone II lebenden Person berechnet werden. Eine Bewertung der Ergebnisse sowie ein Vergleich mit auf andere Weise erzielten Dosisberechnungen erfolgt in Kapitel 7.

5.3.1 Externe Strahlenexposition

Für eine Abschätzung der Lebenszeitdosis wird im nächsten Schritt der zeitliche Verlauf der externen Exposition ermittelt. Dieser ist durch den physikalischen Zerfall des ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ a) sowie Migrationsprozessen des Cäsiums im Boden gekennzeichnet. Anhand der Tiefenverlagerung der Radionuklide in den Jahren 1986 bis 1995 wurde eine effektive Halbwertszeit der Ortsdosisleistung über diesen Böden modelliert, wobei für eine Vorhersage der zeitlichen Entwicklung der ^{137}Cs -Exposition die Geschwindigkeit der Tiefenmigration (Tab. 5.13) von entscheidender Bedeutung ist. 1995 lagen in allen Profilen der stärker kontaminierten Zonen II und III über 90 % des ^{137}Cs in den oberen 5 bis 10 cm des Bodens, und somit im Wurzelbereich von Wiesen und Nutzpflanzen vor.

Auf Ackerflächen hat durch Pflügen des Bodens eine Homogenisierung des ^{137}Cs über die oberen 20 cm stattgefunden. Hier ist durch weitere Bodenbearbeitung nicht mit einer signifikanten Tiefenverlagerung in den nächsten Jahren zu rechnen. In Waldgebieten wird ^{137}Cs durch die Aufnahme über die Wurzeln der Vegetation sowie den Laubfall im Herbst fortwährend an die Bodenoberfläche transportiert. Durch diesen Prozess wird die Tiefenverlagerung aus dem Wurzelbereich der Pflanzen verhindert, so daß in Waldgebieten auch in Zukunft nicht mit einer Abnahme der ^{137}Cs -Konzentration in den obersten Bodenschichten durch Tiefenmigrationsprozesse zu rechnen ist, was Auswirkungen auf stark ^{137}Cs -anreichernde Waldpflanzen, wie z.B. Pilze hat. Weiterhin ist in [Lik96] aufgeführt, daß der Dosisfaktor $P_{\text{gamma/sigma}}$ nach einem schnellen Abfallen in den ersten 400 Tagen nach dem Unfall sich nicht oder nur noch mit sehr großer Halbwertszeit verringert.

Ausgehend von den modellierten Jahresdosen für das Jahr 1995 kann die 50-Jahre-Folgedosis über jährlich fallende Dosisfaktoren $P_{\gamma/\sigma}$ berechnet werden. In der letzten Spalten der Tabellen 5.13 und

Tabelle 5.13: Bestimmung der effektiven Halbwertszeit der Ortsdosisleistung über kontaminierten Böden

Ortschaft und Probe-Nr.	$P_{\gamma/\sigma}$ (1986) [*]	$P_{\gamma/\sigma}$ (1995) [*]	$T_{1/2,Migration}$ Profil / Mittel [a]	$T_{1/2,physik}$ [a]	$T_{1/2,eff}$ Profil / Mittel [a]
Christinowka 1	2,9	1,16	7,0	30,2	5,7
Christinowka 2	2,9	gepflügt	-	30,2	-
Nosdristsche 1	2,9	0,59	4,0	30,2	3,5
Nosdristsche 2	2,9	gepflügt	-	30,2	-
Nosdristsche 3	2,9	0,62	4,1	30,2	3,6
Nowe Scharno 1	2,9	1,03	6,2	30,2	5,1
Nowe Scharno 2	2,9	0,63	4,2	30,2	3,7
Nowe Scharno 3	2,9	0,88	5,3	30,2	4,5
Nowe Scharno 4	2,9	1,44	9,1	30,2	7,0

[*]: Dosisfaktor [$\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{MBq}^{-1}$]

Tabelle 5.14: Abschätzung 50-Jahre Folgedosen durch externe Exposition für drei Ortschaften in Zone II

Ortschaft	ODL 1995 [$\mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$]	Dosis 1995 [mSv]	Dosisfaktor 1995 [$\text{mSv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$]	$T_{1/2,eff}$ [a]	$H_{50, extern}$ [mSv]
Christinowka	2,7	5,7	2,3	5,7	47
Nosdristsche	2,3	4,8	1,2	3,6	25
Nowe Scharno	3,0	6,2	2,2	5,1	45

5.14 sind hierzu zwei verschiedene Werte für die effektive Halbwertszeit der Ortsdosisleistung und die 50-Jahre-Folgedosis angegeben. Die Bodenprofile aus Zone II wiesen fast alle eine im Vergleich zu den anderen Bodenprofilen weit fortgeschrittene Tiefenverlagerung der Spaltprodukte auf. Der Mittelwert für $T_{1/2}$ über alle 34 in Zone III und II entnommenen Bodenprofile liegt bei 8,0 Jahren, der Mittelwert für $T_{1/2,eff}$ bei 6,3 Jahren. Über die drei Ortschaften der Zone II gemittelt ergibt sich mit den effektiven Halbwertszeiten der Profile aus der Zone II eine externe 50-Jahre-Folgedosis von:

$$H_{\text{extern},50a} = 40 \text{ mSv}$$

5.3.2 Interne Strahlenexposition

Die Bedeutung des Verzehrs von Waldprodukten wie Wildfleisch, Beeren und Pilzen („Waldfaktor“) ist bereits in [Hil96] diskutiert worden: Die interne Strahlenexposition der Bevölkerung liegt heutzutage i.a. unterhalb der externen Exposition, es sei denn, einer der folgenden drei Faktoren ist in der betreffenden Ortschaft von großer Bedeutung:

- Hoher Grad der Selbstversorgung („Kuhfaktor“)
- Eigenschaften der Böden (Bodenart, Humusgehalt usw.) („Transferfaktor“)
- Versorgung mit Waldprodukten („Waldfaktor“)

In den untersuchten Ortschaften der Zone II bestimmt nach den bisher ermittelten Ergebnissen der dritte Faktor fast ausschließlich die interne Folgedosis, hat jedoch auch Auswirkungen auf die externe Folgedosis. Da der Wald ^{137}Cs aus der Luft filterte und somit die Depositionsdichte in den Wäldern höher liegt als in oder um die Dörfer, ist bei regelmäßigem Aufenthalt auf dem Waldboden auch mit einer Erhöhung der externen Dosis zu rechnen. Die bei den Dörfern gelegenen Ackerflächen und Wiesen sind zum großen Teil weit weniger mit ^{137}Cs kontaminiert worden, so daß die selbsterzeugten Grundnahrungsmittel aus dem Ackerbau keinen nennenswerten Einfluß auf die Gesamtfolgedosis haben.

Die weiter fortschreitende Migration der Radionuklide in ungestörten Böden muß jedoch nicht zwangsläufig zu einer Abnahme der ^{137}Cs -Konzentration in Nahrungsmitteln führen. Vor allem die Bearbeitung landwirtschaftlicher Nutzflächen (Pflügen) hat bereits zu einer gewissen Homogenisierung der oberen Bodenschicht geführt, so daß hier keine nennenswerte migrationsbedingte Reduktion der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration in den betreffenden Grundnahrungsmitteln wie Kartoffeln, Rüben, Brot usw. zu erwarten ist. Eine deutliche Abnahme des Transfers von Spaltprodukten in die Kuhmilch mit effektiven Halbwertszeiten von zwei bis acht Jahren konnte in den vergangenen Jahren in vielen Ländern Europas gefunden werden [Sni96, Zec96, Lik95]. Ein ähnlicher Effekt liegt sicher auch in der Zone II vor, jedoch ist dessen quantitative Abschätzung mit den vorliegenden Daten nicht möglich. Die Halbwertszeit für die Abnahme der ^{137}Cs -Konzentration in der Milch wird daher konservativ auf zehn Jahre angesetzt.

In den Nahrungsmitteln, die weitgehend von Waldböden stammen (Beeren und Pilze), bewirkt die geringe vertikale Migration des ^{137}Cs im Boden bis zum heutigen Tage nur eine langsame Abnahme der spezifischen Aktivität, welche vorwiegend durch den physikalischen Zerfall des ^{137}Cs bedingt ist. Eine effektive Halbwertszeit der Kontamination von Steinpilzen, Pfifferlingen und Maronenröhrlingen

ist in [BfS97b] angegeben. Für diese Pilzarten sollen sich die ^{137}Cs -Gehalte in den nächsten zehn Jahren halbieren. Einige wenige Pilzsorten, wie z.B. der Frauentäubling, die ihre Nährstoffe bevorzugt aus mineralischen Bodenschichten beziehen, werden dagegen wahrscheinlich in den nächsten Jahren einen leichten Anstieg der Radioaktivität aufweisen, da das Cäsium dann in diese tieferliegenden Bodenschichten vordringt. Die zuerst genannten Pilzsorten stellen jedoch den Hauptbestandteil der Pilze in der ukrainischen Tagesdiät dar, so daß zu erwarten ist, daß sich die gemessenen ^{137}Cs -Gehalte von $200.000 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ bei Trockenpilzen in Zukunft langsam verringern werden. Für die Folgedosisbestimmung wird in dieser Arbeit eine effektive Halbwertszeit von 15 Jahren zugrundegelegt.

Die Abnahme der ^{137}Cs -Konzentration in Fisch verläuft in mitteleuropäischen Ländern (Deutschland [Bay96], Schweiz [Loo96]) sehr rasch mit effektiven Halbwertszeiten unter zwei Jahren. Da diese Werte allerdings für Fisch aus Binnenseen und nicht aus Flüssen gelten, wird hier eine effektive Halbwertszeit des ^{137}Cs -Gehalts von fünf Jahren zugrundegelegt.

Für Fleisch ist der Rückgang der Kontamination uneinheitlich. Dies resultiert aus der unterschiedlichen Zusammensetzung von Schweine-, Rinder- und Hühnerfutter bzw. der Nahrung des Wildes. Schweine und Rinder wiesen nach einem sehr schnellen Rückgang der ^{137}Cs -Konzentration in den ersten Jahren heute z.T. nur noch ein sehr langsames Absinken der Meßwerte (auf niedrigem Niveau) auf [Kle96]. Der große Anteil an Nahrungsbestandteilen aus dem Ackerbau (Kartoffeln, Getreide) könnte für dieses Zeitverhalten verantwortlich sein. Der noch immer sehr hohe Cäsiumgehalt in Pilzen und Beeren sorgt für die weiterhin (im Jahresmittel) sehr hohen Meßwerte in Wildfleisch, die selbst in Süddeutschland z.T. noch über $600 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ liegen [Bay96]. Daher muß die effektive Halbwertszeit des ^{137}Cs -Gehalts von Fleisch den Zeiten gleichgesetzt werden, die in den Futterkomponenten vorherrschen. Die Mittelwerte für die Folgedosen durch den Verzehr der verschiedenen Nahrungskomponenten sind in Tabelle 5.15 aufgeführt.

Die Berechnung der internen 50-Jahre-Folgedosis erfolgt durch die Bestimmung des Ganzkörpergehaltes an ^{137}Cs mit der Retentionsfunktion aus [Mel96]. Mit den in [Hil96] aufgeführten Dosisfaktoren wird aus dem Ganzkörpergehalt die zugehörige interne Exposition berechnet.

Somit ergibt sich:

$$\mathbf{H_{\text{intern},50 \text{ a}} = 163 \text{ mSv (mit Pilzen)}}$$

sowie:

$$\mathbf{H_{\text{intern},50 \text{ a}} < 10 \text{ mSv (ohne Pilze)}}$$

Tabelle 5.15: Interne Folgedosen durch verschiedene Nahrungskomponenten

Futterkomponente	Dosis 1997 [mSv·a ⁻¹]	T _{1/2,eff} [a]	H _{intern,50 a} [mSv]
Pilze	8,00	15	155,9
Milch	0,22	10	3,1
Beeren	0,12	15	2,3
Fisch	0,02	5	0,1
Fleisch	0,02	30	0,6
Kartoffeln	0,02	30	0,6
Früchte	0,01	15	0,2
Sonstige	0,01	30	0,3
Summe	8,4		163,1

5.4 Beurteilung der Ergebnisse

Mit den oben verwendeten Modellierungen ergibt sich eine zusätzliche, durch den Reaktorunfall verursachte, Lebenszeit-Folgedosis (50 Jahre) für einen Bewohner der Zone II von (wobei der Beitrag des ¹³⁴Cs an der 50-Jahre-Folgedosis aufgrund der kurzen Halbwertszeit unter 1% liegt und nicht berücksichtigt wird):

$$\mathbf{H_{gesamt,50 a} = H_{extern,50 a} + H_{intern,50 a} = 40 \text{ mSv} + 163 \text{ mSv} = 203 \text{ mSv}}$$

Der globale Durchschnitt der durch natürliche Quellen verursachten Lebenszeitdosis (50 Jahre) liegt bei [BfS98]:

$$H_{nat,50 a} = 50 \cdot 2,4 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1} = 120 \text{ mSv}$$

wobei in einigen Gebieten Jahresdosen bis zu 10 mSv gemessen werden, was eine Folgedosis von

$$H_{nat,50 a} = 50 \cdot 8 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1} = 500 \text{ mSv}$$

bedeutet.

Die Modellierung der externen Exposition erfolgte auf der Basis der Depositionsdichten und Tiefenverteilungen von ¹³⁷Cs. Zwar kann durch Mittelwertbildung über mehrere, zum Teil aber stark variierende Meßwerte eine Abschätzung der zu erwartenden externen Exposition durch ¹³⁷Cs erfolgen,

jedoch ist eine realistische Aussage auf der Basis dieser Daten nicht möglich. Dieses ist zuallererst in der großen lokalen Variabilität der Depositionsdichte begründet, was in-situ Messungen der Ortsdosisleistung an verschiedenen Punkten bei den untersuchten Dörfern bestätigten. Des Weiteren ist die Geschwindigkeit der Tiefenmigration von ^{137}Cs sehr stark von der Bodenzusammensetzung abhängig. In einigen Profilen war die Migration bereits weit fortgeschritten, in anderen dagegen kaum. Zusätzliche Schwierigkeiten treten bei der Betrachtung von Grundstücken in den Ortschaften, Äckern oder Waldgebieten auf. Außerdem beinhaltet das verwendete Modell einige konservative Annahmen, was zu einer leichten Überschätzung der Ortsdosisleistung führt. Zum anderen sind die tatsächlichen Aufenthaltszeiten für die Einwohner der untersuchten Ortschaften völlig unbekannt und ließen sich nur mit erheblichem Aufwand feststellen. Unsere Erfahrung zeigte, daß sich viele Bewohner der untersuchten Dörfer lange in den umgebenden Wäldern aufhalten, teilweise auch als Freizeitbeschäftigung. In bisherigen Annahmen über Aufenthaltsfaktoren sind diese persönlichen Verhaltensweisen nicht berücksichtigt. Daher reichen die Kenntnis der durchschnittlichen Depositionsdichte und der durchschnittlichen Aufenthaltszeiten nicht aus, um realistische Angaben über die zu erwartende externe Exposition machen zu können. Es ist in diesem Fall eine detailliertere und langfristige Messung der externen Exposition z.B. durch Personendosimetrie erforderlich.

Die Modellierung der internen Exposition zeigte, daß sehr kleine Veränderungen in Nahrungszusammensetzung und Nahrungsgewohnheiten sehr große Effekte in der Abschätzung der zu erwartenden Dosen haben. In dem aus unserer Umfrage ermittelten Nahrungsmittelkorb wird ein sehr hoher Pilzverzehr von ca. 25 kg Pilzen (frisch) pro Person im Jahr vorausgesetzt. Sollten tatsächlich diese Mengen konsumiert werden, so ist der hohe ^{137}Cs -Gehalt in Pilzen alleinverantwortlich für die interne Exposition. Sollte der Verbrauch an Pilzen jedoch deutlich geringer sein, so kommen andere Lebensmittel, wie Milch und Waldbeeren, zum tragen. Da jedoch die genaue Kenntnis des Pilzkonsumes, die Verteilung auf verschiedene Pilzarten sowie die ^{137}Cs -Gehalte aller dieser Pilzarten nicht zur Verfügung stehen konnten, kann der durch die Modellierung ermittelte Wert von $10 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ für 1995 wiederum nur eine obere Abschätzung liefern. Auch hier sind, ebenso wie bei der Berechnung der externen Exposition, detailliertere und langfristige Beobachtungen der Ernährungsgewohnheiten und Messungen von Nahrungsmittelproben notwendig, um zu einer fundierten und realistischen Aussage gelangen zu können.

Zusammenfassend bleibt festzustellen, daß die oben vorgenommenen Modellierungen zwar eine Abschätzung der zu erwartenden Expositionen ermöglichten, eine realistische Aussage über die tatsächliche Strahlenexposition aber nicht möglich war. Deshalb mußten genaue Daten über externe und interne Expositionen der Einwohner von Zone II in einem längerfristigen Versuch vor Ort ermittelt werden.

Kapitel 6

Ein Dorf in Zone II

Wie im vorangehenden Kapitel gezeigt, konnte die Strahlenexposition von Einwohnern der Zone II durch die angewandten radioökologischen Modelle nicht realistisch abgeschätzt werden. Daher wurde im Zeitraum von Juli 1998 bis Juli 1999 ein Teil einer Dorfgemeinschaft einer typischen Siedlung in der Zone II radiologisch überwacht. Aus der direkten Messung der externen und internen Exposition sowie weiterer Untersuchungen zu Lebensgewohnheiten, Verzehr und Aktivität der konsumierten Lebensmittel konnte eine realistische Dosis für einen typischen Bewohner dieser Region berechnet werden.

6.1 Versuchsteilnehmer

Das für genauere Untersuchungen ausgewählte Dorf trägt den Namen *Christinowka*. Es liegt ca. 60 km südwestlich vom Kernkraftwerk Chernobyl zwischen den Städten Narodici und Poleskoje am Ufer des kleinen Flusses Usch (siehe Abb. B.5 auf Seite 151 im Anhang). In Christinowka und Umgebung waren – wie beschrieben – im vorangegangenen Versuchsabschnitt Bodenprofile entnommen sowie Nahrungsmittelproben für den Fütterungsversuch gesammelt worden.

Die Einwohner von Christinowka wurden 1989, also etwa 3 Jahre nach dem Reaktorunglück, nach Potiewka (einem Vorort von Zhitomir) umgesiedelt. Seitdem sind von den ursprünglich ca. 400 Einwohnern in den letzten Jahren bis heute ca. 100 Personen nach Christinowka zurückgekehrt. Bis 1999 lebten sie dort – von regelmäßigen Brotlieferungen aus der benachbarten Stadt Narodici abgesehen – von der Außenwelt relativ isoliert.

Die Lebensumstände in Christinowka sind typisch für die Region. Alle Dorfbewohner leben in einer rein bäuerlichen Gemeinschaft. Nahrungsmittel werden selber angebaut, erzeugt oder in den umge-

benden Wäldern gesammelt. Es gab bis 1999 keinerlei Handel mit Ortschaften der benachbarten Zone III. Im Jahr 1999 wurde im Nachbardorf Nosdristsche ein kleines Geschäft eröffnet, und es können seitdem einige Waren aus Gebieten außerhalb der Zone II gekauft werden. Für die Versorgung der Bewohner von Christinowka spielt diese Möglichkeit, Lebensmittel von außerhalb zu erhalten, jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Alle Einwohner arbeiten auf den Höfen ihrer Familien. Wer keiner Arbeit in der Landwirtschaft des Dorfes nachgeht, ist nahezu ohne jegliche Beschäftigung. Rente oder sonstige staatliche Zuwendungen wurden bis 1999 nicht gezahlt. Die medizinische Versorgung ist aus westeuropäischer Sicht als mangelhaft zu bezeichnen. Der nächste Arzt ist im einige Kilometer entfernten Narodici zu finden. Die alleinige Transportmöglichkeit stellt das einzige motorisierte Fahrzeug des Dorfes da: ein altes 2-Takt Leichtkraftrad mit Beiwagen.

6.1.1 Radiologische Überwachung

Aus den Einwohnern von Christinowka wurde eine Gruppe von 18 Personen ausgewählt, bei denen es sich zumeist um vollständige Familien handelte und welche die Zusammensetzung der Dorfgemeinschaft gut repräsentieren (Tab. 6.1). Drei – unserer Erfahrung nach – besonders gewissenhaften Personen aus dieser Gruppe wurde für den Versuchszeitraum die örtliche Aufsicht übertragen. Für alle im Umfeld des Versuches durchgeführten Arbeiten wurde den Teilnehmern ein Gehalt gezahlt. Da es außer den Zahlungen für die Versuchsdurchführung keinerlei finanzielle Unterstützung für die Einwohner gab und viele von ihnen erst durch den Versuch eine sinnvolle Tätigkeit erhielten, waren hier zwei zusätzliche Motivationspunkte für eine gewissenhafte Mitarbeit geschaffen. Unangekündigte Kontrollbesuche der ukrainischen Mitarbeiter des Projektes von der Agroökologischen Akademie aus Zhitomir zeigten, daß die Versuchsteilnehmer in Christinowka alle aufgetragenen Arbeiten pflichtbewußt und sehr sorgfältig durchführten.

Vierzehn erwachsene Dorfbewohner wurden zur Messung ihrer Personendosen mit TL-Dosimetern ausgestattet, ein weiteres Dosimeter wurde von einem ukrainischen Mitarbeiter aus Zhitomir getragen. Es erfolgte keine Ausgabe von Dosimetern an Kinder. Die interne Exposition wurde durch vierteljährliche Ganzkörpermessungen des ^{137}Cs -Gehaltes aller Versuchsteilnehmer mit einem mobilen Ganzkörperzähler ermittelt. Daneben protokollierten einige Dorfbewohner ihre genauen Verzehrsmengen von Pilzen, Beeren und Milch. Zu diesem Zweck erhielten vier Familien sowie später eine weitere Einzelperson (siehe Abschnitt 6.2.2) jeweils eine Küchenwaage, auf denen sie die täglichen verbrauchten Mengen an den genannten Nahrungsmitteln abwogen und die Ergebnisse dann in vorgefertigte Tabellen eintrugen. Von allen Lebensmitteln, insbesondere Pilzen, Beeren und Milch, wurden den Dorfbewohnern regelmäßig Proben abgekauft und zur Ausmessung zum ZSR transportiert (Ab-

schnitt 6.2.1).

Tabelle 6.1: Versuchsteilnehmer nach Familienzugehörigkeit

Person Nr.	Geschlecht	Geburtsjahr	Person Nr.	Geschlecht	Geburtsjahr
1	M	1972	11	M	1943
2	F	1972	12	F	1946
3	M	1990	13	M	1984
4	F	1991	14	M	1928
5	F	1993	15	F	1939
6	M	1955	16	M	1938
7	F	1963	17	M	1934
8	M	1989	18	M	1970
9	F	1939			
10	M	1977			

6.1.2 Externe Exposition

Die Ausgabe der Dosimeter erfolgte erstmalig im August 1998. Die Dosimeter wurden von den Versuchsteilnehmern ganztägig und bei allen Arbeiten getragen. Im August 1999 wurde die letzte Serie nach vorhergehenden Dosimeterwechseln im Oktober 1998, April 1999 und Januar 1999 abgeholt. Die Auswertung aller TLDs erfolgte bei der Materialprüfanstalt Dortmund. Von der gemessenen Personendosis wurde die durch natürliche Hintergrundstrahlung verursachte Exposition von zwei μSv pro Tag [Bun00] abgezogen. Die Nachweisgrenze der TLDs liegt bei 0,1 mSv. Alle Meßergebnisse der Personendosen für alle 14 Dosimeter der Dorfbewohner (A bis N) sowie des von unserem Mitarbeiter getragenen Dosimeters (O) sind in Tabelle 6.2 aufgeführt.

Die Werte für die externe Exposition zeigen drei auffällige Punkte:

1. Die höchsten Expositionswerte wurden im ersten Meßquartal, d.h. von Juli 1998 bis Oktober 1998, gemessen, bei einigen Personen lagen nur die Beiträge aus diesem Quartal über der Nachweisgrenze von 0,1 mSv.

Dieses erklärt sich aus den Aufenthaltszeiten im Freien, insbesondere dem Aufenthalt in den umliegenden Wäldern. Das erste Quartal erstreckt sich über die Haupterntezeit für die angebauten Obst- und Gemüsesorten. Daher verbrachten die Bewohner sehr viel Zeit bei der Feldarbeit.

Tabelle 6.2: Personendosen

Dosimeter Nr.	Person Nr.	Personendosen [mSv]				Summe [mSv·a ⁻¹]
		7/98-10/99	10/98-01/99	01/99-04/99	04/99-07/99	
A	1	n.v.	0,2	0,1	< NWG	0,4
B	2	0,4	< NWG	0,1	< NWG	0,5
C	6	0,5	0,1	< NWG	< NWG	0,6
D	7	0,5	0,1	< NWG	< NWG	0,6
E	9	0,5	0,1	< NWG	0,1	0,7
F	10	0,7	0,1	< NWG	0,1	0,9
G	11	0,3	< NWG	< NWG	< NWG	0,3
H	12	0,5	< NWG	< NWG	< NWG	0,5
I	13	0,3	< NWG	< NWG	< NWG	0,3
J	14	0,4	< NWG	< NWG	< NWG	0,4
K	15	0,3	0,1	0,1	< NWG	0,5
L	16	0,4	< NWG	< NWG	0,1	0,5
M	17	0,6	0,2	0,1	0,1	1,0
N	18	1,4	1,1	0,7	0,4	3,6
O		0,3	0,1	< NWG	< NWG	0,4

Daneben wurden in diesem Quartal große Mengen an Pilzen in den umliegenden Wäldern gesammelt. Da die ¹³⁷Cs-Depositionsdichte im Wald wesentlich höher als im Dorf oder auf den umliegenden Feldern und Wiesen ist, hat der Aufenthalt im Wald den größten zusätzlichen Beitrag verursacht. Die Größe dieses Effektes steht im Widerspruch zu den in Tabelle 5.5 aufgeführten Aufenthaltsfaktoren aus der Literatur.

2. Die Exposition der Person 18 liegt weit über dem Durchschnitt.

Die Personendosis von Person 18 liegt außerhalb der doppelten Standardabweichung. Da hier ein besonderer Fall vorzuliegen scheint, wird die Person Nr. 18 in den folgenden Betrachtungen gesondert behandelt. Gleiches gilt für die Person Nr. 17, welche, obwohl sich bei der externen Exposition keine großen Auffälligkeiten zeigten, bei der internen Exposition ebenfalls weit über dem Durchschnitt liegt.

3. Die nach Abzug des Hintergrundes verbleibende Personendosis für den Mitarbeiter der Agroökologischen Akademie in Zhitomir ist größer als null.

Da unser Mitarbeiter einen großen Teil seiner Arbeitszeit in der Zone II verbrachte, ist davon auszugehen, daß die abgelesenen 0,4 mSv durch häufigen Aufenthalt in höherkontaminierten Gebieten erreicht wurden.

Die mittlere externe Jahresdosis von Männern (ohne Personen 17 und 18) von $(0,49 \cdot 1,5^{\pm 1})$ mSv unterscheidet sich nicht signifikant von der Jahresdosis der Frauen von $(0,50 \cdot 1,4^{\pm 1})$ mSv.

Für die externen Exposition der Dorfbewohner ergeben sich die in Tabelle 6.3 aufgeführten Werte.

Tabelle 6.3: Externe Exposition, ermittelt von 7/1998 bis 7/1999
in Christinowka mittels TLD-Messungen

Gruppe	externe Exposition [mSv·a ⁻¹]
alle Bewohner (inkl. 17 und 18)	0,6·1,9 ^{±1}
typische Bewohner (ohne 17 und 18)	0,5·1,4 ^{±1}
Person 17	1,0
Person 18	3,6

6.2 Interne Exposition

Die interne Exposition wurde durch vierteljährliche Messungen der Ganzkörperaktivität der Versuchsteilnehmer ermittelt. Hierzu wurde im Kreiskrankenhaus von Korosten ein mobiler Ganzkörperzähler gemietet, welcher dem Krankenhaus als Spende überlassen worden war. Die Messungen wurden durch ein Team von drei Technikern aus dem Krankenhaus Korosten durchgeführt. Der mobile Ganzkörpermeßplatz besteht aus einem Na(I)-Detektor, der auf den Körper der zu messenden Person aufgesetzt wird und der zugehörigen Auswerteeinheit (Elektronik, Computer und Drucker). Die Meßzeit beträgt jeweils einige Minuten und ist abhängig von Körpergröße und Gewicht. Während der Messung wird die Hintergrundstrahlung durch einen zweiten Detektor einige Meter vom Fahrzeug entfernt aufgenommen und automatisch abgezogen. Der Drucker des Meßplatzes liefert ein Protokoll, auf dem alle wichtigen Meßparameter sowie der Ganzkörpergehalt aufgeführt sind.

Die Ergebnisse aller an den Versuchsteilnehmern durchgeführten Messungen des ¹³⁷Cs-Ganzkörpergehaltes sind in Tabelle A.6 im Anhang aufgeführt. Freie Felder bedeuten, daß die betreffende Person sich zur Zeit der Messung nicht im Dorf aufhielt.

Bei der ersten Meßreihe im Oktober 1998 fiel Person Nr. 18 durch seinen extrem hohen ^{137}Cs -Ganzkörpergehalt auf. Er wurde zweimal gemessen, um einen Fehler auszuschließen. Die Techniker des Meßwagens bestätigten uns, daß sie diese Person im Rahmen einer anderen Meßreihe bereits mit über 10^6 Bq Ganzkörpergehalt gemessen hatten. Ebenso waren die Meßwerte seines Freundes, Person Nr. 17, weitaus höher als der Durchschnitt. Bei der Betrachtung der internen Expositionen werden daher wie oben erwähnt die Personen 17 und 18 getrennt behandelt. Die Abbildungen 6.1 und 6.2 zeigen die Ergebnisse dieser Meßreihe graphisch.

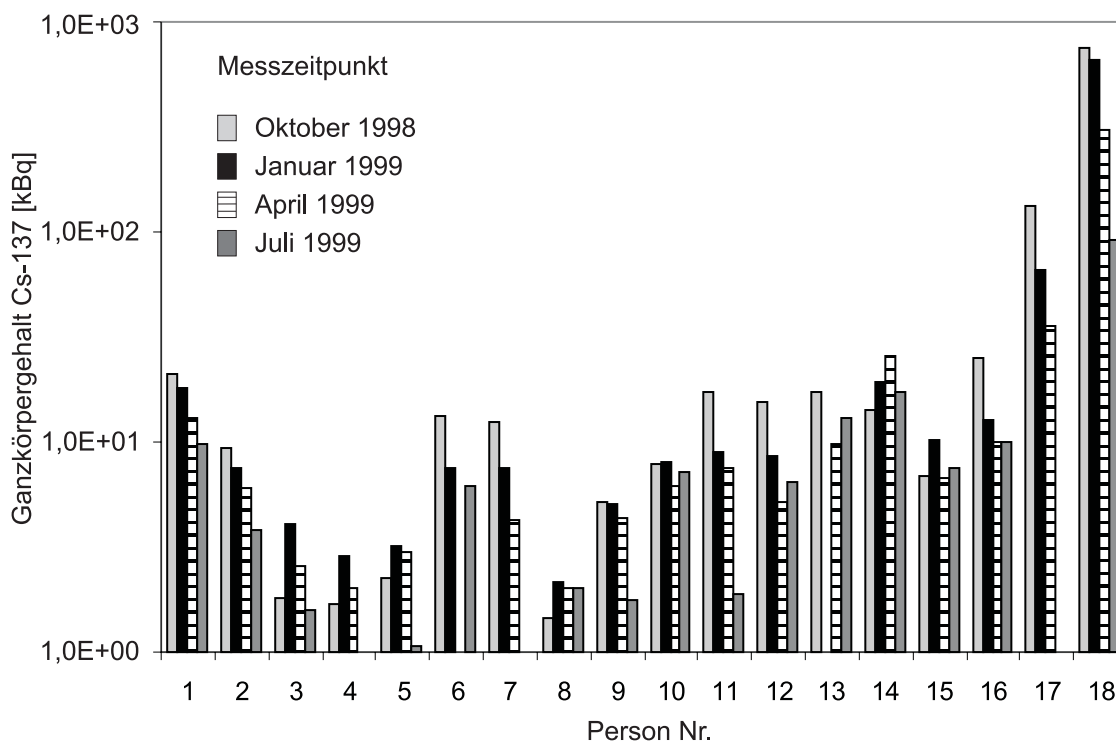


Abbildung 6.1: Ganzkörpergehalte ^{137}Cs der Versuchsteilnehmer in Bq

Der durchschnittliche Ganzkörpergehalt für Erwachsene mit normalen Verzehr- und Lebensgewohnheiten (Personen 17 und 18 nicht eingerechnet) liegt bei $(8,0 \cdot 2,0^{\pm 1})$ kBq; für Männer im Mittel bei $(11,9 \cdot 1,4^{\pm 1})$ kBq und für Frauen bei $(6,9 \cdot 1,4^{\pm 1})$ kBq ^{137}Cs .

Für Kinder liegt dieser Wert bei $(2,2 \cdot 1,2^{\pm 1})$ kBq, wobei Person Nr. 13 aufgrund seiner Körpergröße (180 cm) und seines Gewichtes (97 kg) nicht den Kindern, sondern den Erwachsenen zugerechnet worden ist. Mit einem Umrechnungsfaktor von $0,038 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1}$ pro kBq für Erwachsene und $0,55$ bis $0,045 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1}$ pro kBq für Kinder verschiedener Altersstufen [Hil96] ergeben sich die in Tabelle 6.4 aufgeführten internen Expositionen.

Neben den Dorfbewohnern wurden routinemäßig unsere ukrainischen Mitarbeiter aus Zhitomir sowie

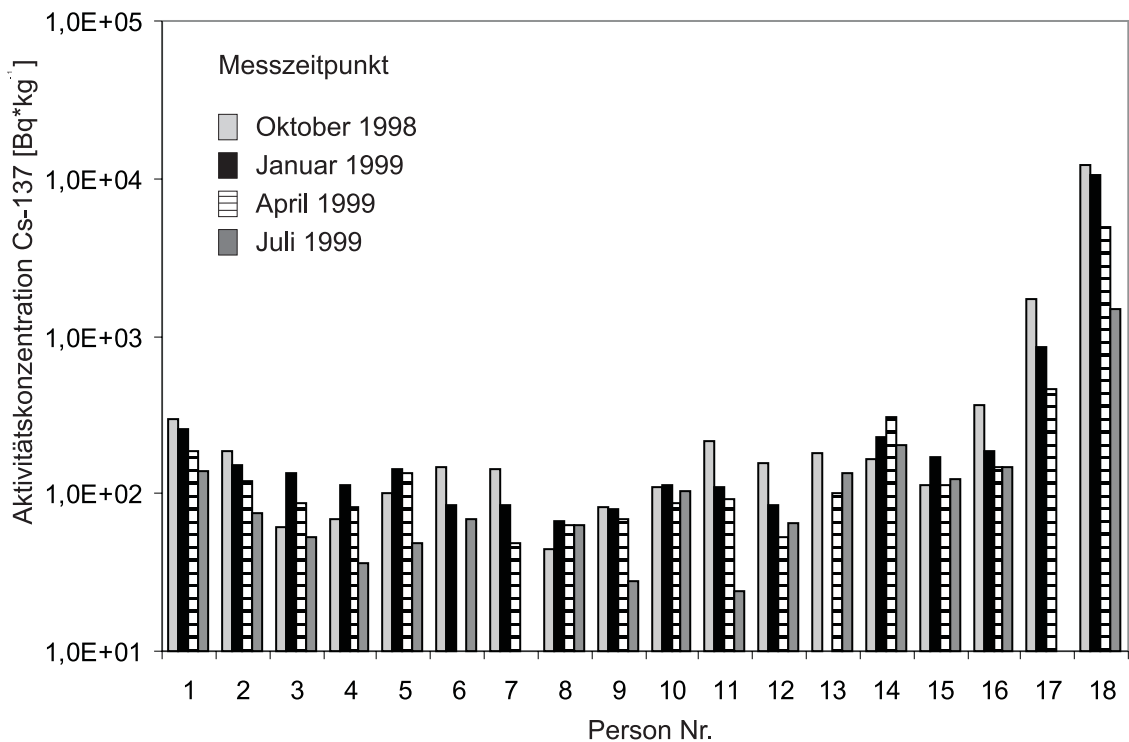


Abbildung 6.2: Aktivitätskonzentrationen ¹³⁷Cs der Versuchsteilnehmer in Bq·kg⁻¹

Tabelle 6.4: Interne Expositionen, ermittelt zwischen 7/1998 und 7/1999 mittels ¹³⁷Cs-Ganzkörpermessungen der Einwohner von Christinowka

Gruppe oder Person	Ganzkörper-Gehalt ¹³⁷ Cs [kBq]	Aktivitätskonzentration [Bq·kg ⁻¹]	interne Exposition [mSv·a ⁻¹]
Erwachsene (inkl. 17 und 18):	12,2·3,9 ^{±1}	158·4,2 ^{±1}	0,45·3,8 ^{±1}
Erwachsene (ohne 17 und 18):	8,0·2,0 ^{±1}	102·2,3 ^{±1}	0,30·2,1 ^{±1}
Männer:	11,9·1,4 ^{±1}	150·1,5 ^{±1}	0,45·1,4 ^{±1}
Frauen:	6,9·1,4 ^{±1}	100·1,4 ^{±1}	0,25·1,4 ^{±1}
Person 17:	78	1000	3,0
Person 18:	455	7220	17,3
Kinder:	2,2·1,3 ^{±1}	82·1,4 ^{±1}	0,20·1,3 ^{±1}

die aus Hannover anwesenden Mitarbeiter gemessen. Für die aus Deutschland angereisten Personen wurde in allen bis auf eine Messung ein Ganzkörpergehalt unterhalb der Nachweisgrenze des Sy-

stems gemessen. Im Januar 1999 wurde hier einmalig ein Wert von ca. 3000 Bq gemessen. Nach der Rückkehr wurde diese Messung am Ganzkörperdetektor der Medizinischen Hochschule Hannover wiederholt, wobei kein ^{137}Cs gefunden werden konnte (NWG < 100 Bq). Es muß daher davon ausgegangen werden, daß die Nachweisgrenze des ukrainischen mobilen Ganzkörperzählers für Erwachsene bei etwa 3 kBq liegt. Da die Meßwerte für kleine Kinder (Person 3, 4 und 5) fast alle unterhalb dieser Grenze liegen, ist für Kinder eine realistische Berechnung der internen Exposition nur sehr beschränkt möglich.

6.2.1 Überwachung der Lebens- und Verzehrsgewohnheiten

Mit der Überwachung der Lebens- und Verzehrsgewohnheiten der Dorfbewohner sollte festgestellt werden, inwieweit diese Gewohnheiten Auswirkungen auf die individuellen internen und externen Expositionen haben. Die im Dorf gesammelten Lebensmittelproben wurden in der Agroökologischen Akademie in Zhitomir gefriergetrocknet und nach unseren Aufenthalten zum Dosimeterwechsel zum ZSR transportiert. Die gemessenen ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationen sind in Tabelle 6.5 aufgeführt, wobei der Anteil der Proben pro Pizsorte die Verzehrsgewohnheiten widerspiegelt.

Die Tabelle 6.5 zeigt, daß fast ausschließlich Steinpilze verzehrt werden. Allgemein lag die ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration bei allen Pilzsorten sehr hoch, wobei aber auch eine große Schwankungsbreite zu finden war. Der logarithmische Mittelwert für Steinpilze liegt etwas unter den in Tabelle 5.7 angegebenen 220 kBq für die dort ausgemessenen Pilzproben. Allerdings handelte es sich bei den in Tabelle 5.7 gemessenen Pilzproben um eine Mischung mehrerer Pilzsorten in unbekanntem Anteil, so daß ein direkter Vergleich nicht möglich ist.

Die Übereinstimmung mit den Werten aus Tabelle 5.7 für Waldbeeren ist sehr gut. Ein großer Unterschied zeigt sich aber bei der Milch. Die in Tabelle 5.7 gemessene ^{137}Cs Aktivitätskonzentration der Milchproben liegt um den Faktor sechs über dem logarithmischen Mittelwert aller 33 später gemessenen Proben und um den Faktor drei über dem Maximum. Eine mögliche Erklärung wäre, daß durch Zufall einige sehr hoch kontaminierte Milchproben ausgewählt wurden. Es ist aber wahrscheinlicher, daß ein Übertragungsfehler stattgefunden hat und der in Tabelle 5.7 aufgeführte Wert von $54 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ sich auf das Trockengewicht der Proben bezieht. Umgerechnet auf Frischgewicht erhielte man ca. $8 \text{ Bq }^{137}\text{Cs}$ pro kg (oder Liter), was mit den hier aufgeführten Werten übereinstimmt.

In Tabelle 6.6 sind die protokollierten Verzehrsmengen an Pilzen und Beeren für die vier überwachten Familien, bestehend aus den Personen (1,2,3,4,5), (6,7,8), (9,10), (14,15) sowie der Einzelperson 18 aufgeführt.

Wird die Verzehrsmenge eines Kindes mit 50 % der eines Erwachsenen angesetzt, so folgt aus Ta-

Tabelle 6.5: ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration in Pilzen, Beeren und Milch

Pilzsorte	Anzahl Proben	gemessene Aktivitätskonzentration [Bq·kg ⁻¹ TG]	log. Mittel und Standardabweichung [Bq·kg ⁻¹ TG]
Steinpilz	50	8.000 - 1.400.000	170.000·1,6 ^{±1}
Pfifferlinge	5	115.000 - 433.000	314.000·2,0 ^{±1}
Gem. Birkenpilz	7	27.000 - 1.150.000	182.000·2,0 ^{±1}
Espenrotkappe	5	15.000 - 128.000	30.200·1,3 ^{±1}
Brätlinge	1	1.640.000	
<i>Polskije griby</i>	1	4.090.000	
Butterpilze	1	1.120.000	
Maronen	1	1.890.000	
Täublinge	1	5.120.000	

Und weiterhin:

Waldbeeren	30	500 - 5.000	1.500·2,5 ^{±1}
Milch*	33	2,5 - 20	9,0·1,6 ^{±1}

*Werte für Milch in Bq pro l

Tabelle 6.6: Verzehrsmengen an Pilzen und Beeren

Familienmitglieder		Verzehrmengen [kg TG]									
Erw.	Kinder	7/98 - 10/98		10/98 - 1/99		1/99-4/99		4/99-7/99		ein Jahr	
		Pilze	Beeren	Pilze	Beeren	Pilze	Beeren	Pilze	Beeren	Pilze	Beeren
2	3	0,9	0,3	0	0,7	0	0,4	0	0	0,9	1,4
2	1	0,8	0,3	0,3	0,3	0	0,2	0	0	1,1	0,8
2		0	0,4	0	0,6	0	0,5	0	0	0,0	1,5
2		0,6	0,3	0	0,4	0	0,4	0	0	0,6	1,1
1		5*	0	2,4	0	2,4	0	0,04	0,9	10	0,9

*geschätzt

belle 6.6 eine jährliche Verzehrsmenge von ca. 325 g Pilzen und 440 g Beeren (Trockengewichte) für Personen mit normalen Verzehrsgewohnheiten. Diese Werte liegen insbesondere für Pilze um eine

Größenordnung unter den durch Umfrage ermittelten Werten (siehe Tab. 5.7). Bei einer durchschnittlichen Aktivitätskonzentration von 170 kBq pro kg Trockenpilze (für die am häufigsten verzehrten Steinpilze) resultiert eine jährliche Aufnahme von ca. 55,3 kBq über Pilze. Es lassen sich beim Pilzverzehr deutliche jahreszeitliche Schwankungen ablesen. Nachdem im Spätsommer und Herbst die Pilzvorräte gesammelt und die Pilze durch Trocknen haltbar gemacht worden sind, werden sie bis zum Frühjahr verzehrt. Dieses läßt sich auch deutlich am ^{137}Cs -Ganzkörpergehalten der Versuchsteilnehmer ablesen, welche im Oktober ein Maximum erreichen und dann bis zum nächsten Herbst kontinuierlich abfallen.

Bei Milchkonsum lassen sich erwartungsgemäß keine jahreszeitlichen Schwankungen ablesen. Ein Erwachsener trinkt im Schnitt pro Tag einen halben Liter Milch, Kinder etwa 0,4 Liter. Neben Milch stellt Birkensaft ein häufiges Getränk dar. In den gemessenen Birkensaft-Proben konnte jedoch kein ^{137}Cs nachgewiesen werden (NWG: $1 \text{ Bq}\cdot\text{l}^{-1}$). Bei einer Aktivitätskonzentration von 9 Bq pro Liter Milch resultiert somit eine jährliche Aufnahme von 1,6 kBq ^{137}Cs . Da Milch jedoch zu den Grundnahrungsmitteln der Dorfbewohner gehört, ist eine Reduzierung hier nicht möglich.

Waldbeeren werden, soweit verfügbar, von allen Dorfbewohnern verzehrt. Die ^{137}Cs -Aufnahme über Waldbeeren liegt bei einem Verzehr von ca. 440 g (TG) Beeren und einer Aktivitätskonzentration von 1,5 kBq pro kg (TG) bei 660 Bq und somit bei etwa 40 % der ^{137}Cs -Aufnahme durch Milch. Insgesamt kann die ^{137}Cs -Aufnahme durch Milch und Beeren bei Personen, welche Pilze verzehren, vernachlässigt werden.

Wie aus Tabelle 6.6 ersichtlich, verzehren die Personen Nr. 9 und 10 aus Vorsicht keine Pilze. Den Bewohnern von Christinowka ist aus vorangegangenen Meßreihen bekannt, daß ^{137}Cs besonders in Pilzen angereichert wird. Trotzdem verzichtet außer bei diesen besonders ‚vorsichtigen‘ Personen niemand auf den Genuß von Pilzen. Wie nachfolgende Tabelle zeigt, konnten die beiden ‚vorsichtigen‘ Personen 9 und 10 durch den Verzicht auf Pilze ihren ^{137}Cs -Ganzkörpergehalt und somit auch die interne Exposition nahezu halbieren. Die entsprechenden Werte sind in Tabelle 6.7 wiedergegeben.

Tabelle 6.7: Interne Exposition durch ^{137}Cs bei typischer und vorsichtiger Ernährungsweise

Gruppe oder Person	Ganzkörper- Gehalt ^{137}Cs [kBq]	Aktivitäts- konzentration [Bq·kg ⁻¹]	interne Exposition [mSv·a ⁻¹]
typische Erwachsene (ohne 17 und 18):	10,5·1,4 ^{±1}	137·1,4 ^{±1}	0,39·1,5 ^{±1}
vorsichtige Erwachsene (9 und 10):	5,5·1,5 ^{±1}	82·1,4 ^{±1}	0,21·1,5 ^{±1}

6.2.2 Personen mit extremen Gewohnheiten

Die Personen Nr. 17 und 18 stellen einen Sonderfall dar. Auffällig sind ihre weit überdurchschnittlichen Ganzkörpergehalte an ^{137}Cs sowie insbesondere bei Person 18 eine im Vergleich zu den anderen Versuchsteilnehmern sehr hohe externe Exposition. Diese Versuchsteilnehmer sind miteinander befreundet und verbringen einen Großteil des Tages zusammen im Wald. Beide essen sehr viele Pilze. Person Nr. 18 ernährt sich nach eigenen Angaben fast ausschließlich von Pilzen und Kartoffeln. Allerdings zeigt er deutliche Symptome von schwerem Alkoholmißbrauch. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß er seinen ^{137}Cs -Ganzkörpergehalt vorsätzlich durch überhöhten Pilzgenuß steigert. In [Hil96] sind ähnliche Fälle von deutlich überhöhten ^{137}Cs -Ganzkörpergehalten beschrieben. Einige Personen wiesen bei Meßreihen von 1991 bis 1993 Ganzkörpergehalte von über 500 kB auf. Auch hier ernährten sich die hochkontaminierten Personen hauptsächlich von Waldprodukten. Bei über 300.000 Messungen wurde der Wert von 250 kBq in [Hil96] insgesamt 25 mal überschritten.

Es muß daher davon ausgegangen werden, daß es innerhalb der Siedlungsgemeinschaften einige Individuen gibt, welche weit überdurchschnittlich hohe ^{137}Cs -Konzentrationen, z.B. durch extremen Pilzverzehr, zeigen. Allerdings liegt der Anteil dieser Personen unter 1/1000 in der Bevölkerung, so daß es Zufall war, daß wir eine Person mit extrem überhöhtem und eine mit deutlich überhöhtem ^{137}Cs -Ganzkörpergehalt in die Gruppe der Versuchsteilnehmer aufgenommen hatten. Allerdings liefern diese Personen eine Abschätzung für die obere Grenze der erreichbaren externen und internen Exposition. Selbst bei extremsten Verhaltensweisen kann eine Jahresdosis von ca. 20 mSv nicht deutlich überschritten werden:

Maximal erreichte Jahresdosis: 21 mSv
--

6.3 Vergleich mit anderen Gruppen

Als Vergleichspersonen für die Exposition der zurückgekehrten Bewohner wurden zwei weitere Gruppen untersucht. Zum einen ehemalige Bewohner von Chrisitinowka, welche bis heute nicht in ihr Heimatdorf zurückgekehrt sind und sich bis auf sehr seltene Besuche außerhalb der kontaminierten Gebiete aufhalten, sowie die Projektmitarbeiter aus Zhitomir, welche sich im Rahmen ihrer Arbeiten regelmäßig in Zone II aufhalten, ihren Wohnort jedoch ebenso außerhalb der kontaminierten Gebiete haben.

6.3.1 Nicht zurückgekehrte Dorfbewohner - Potiewka

Von den ehemaligen Einwohnern von Christinowka, welche heute in Potiewka leben, wurden einige Nahrungsmittelproben gekauft und am ZSR gemessen. Alle Lebensmittel zeigen einen nur geringen Gehalt an ^{137}Cs . Für Beeren liegt der Wert mit $10 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ um zwei Größenordnungen unter dem ^{137}Cs -Gehalt der Beeren aus Christinowka. In Potiewka konnten keine Pilzproben gesammelt werden. Aufgrund der wesentlich geringeren Depositionsdichte wird der ^{137}Cs -Gehalt in Pilzen aus Potiewka ebenso um Größenordnungen unter dem von Pilzen aus Christinowka liegen (falls überhaupt Pilze in größeren Mengen verzehrt werden).

Aus der geringen ^{137}Cs -Aufnahme resultiert ein ebenso geringer ^{137}Cs -Ganzkörpergehalt. Messungen an den Bewohnern von Potiewka im Juni 1999 ergaben bei 19 gemessenen Personen sechs mal einen Ganzkörpergehalt ^{137}Cs unterhalb der Nachweisgrenze, bei 11 Personen lag der ^{137}Cs -Gehalt zwischen 290 und 1360 Bq mit einem logarithmischen Mittelwert von $(563 \cdot 1,6^{\pm 1,6}) \text{ Bq}$. Es wurden jedoch auch hier zwei „Ausreißer“ festgestellt: Eine Person wies eine Aktivität von 5000 Bq auf, eine weitere Person von 12.600 Bq. Es muß davon ausgegangen werden, daß diese beiden sich erst seit kurzer Zeit in Potiewka aufhielten und vorher für eine gewisse Zeit in Zone II lebten. Legt man den mittleren Gehalt von 650 Bq zugrunde, so resultiert daraus eine vernachlässigbare Jahresdosis von 0,02 mSv. Der tatsächliche Wert liegt aber noch darunter, wie die sechs unter der Nachweisgrenze liegenden Personen zeigen.

Laut [IAE91] ist die Gegend bei Potiewka nicht mit Chernobyl-Fallout beaufschlagt worden, daher kann keine zusätzliche Exposition berechnet werden. Es kann aber nicht ausgeschlossen werden, daß einige umgesiedelte Personen ihre zurückgekehrten Verwandten in Christinowka besuchen, was ebenso zu einer höheren externen Exposition führte. Bei einer theoretischen Aufenthaltszeit bei Freunden und Verwandten in Christinowka über einen Zeitraum von 10 Wochen im Jahr liegt die zusätzliche externe Exposition bei ca. 0,1 mSv. Allerdings wäre dann mit höheren Ganzkörpergehalten zu rechnen. Zusammengenommen ergibt sich für die aus Christinowka umgesiedelten Personen folgende Abschätzung:

- interne Exposition: $< 0,1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$
- externe Exposition: $< 0,1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$

6.3.2 Projekt-Mitarbeiter aus Zhitomir

Als weitere Vergleichsgruppe können die Mitarbeiter von der Staatlichen Agroökologischen Akademie in Zhitomir herangezogen werden. Da die Arbeiten an diesem Projekt regelmäßige Aufenthalte

in der Zone II mit sich brachten, können sie als eine Gruppe angesehen werden, die sich während eines Jahres zeitweise in den hochkontaminierten Gebieten aufhält. Die drei regelmäßig mit Arbeiten in Christinowka betrauten Mitarbeiter wiesen einen mittleren ^{137}Cs -Gehalt von $(1540 \cdot 1,5^{\pm 1})$ Bq auf, was zu einer mittleren internen Dosis von 0,06 mSv im Jahr führt. Überraschend hoch fiel die Ableseung des von ihnen getragenen Dosimeters aus. Hier wurde eine Jahresdosis von 0,4 mSv abgelesen - fast die Dosis, die man bei ganzjährigem Aufenthalt in Christinowka erhält:

- interne Exposition: $< 0,1 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1}$
- interne Exposition: $< 0,4 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1}$

6.4 Abschätzung der Folgedosen

Zur Berechnung der externen Exposition muß abgeschätzt werden, wie schnell sich das deponierte ^{137}Cs in tiefere Bodenschichten verlagert. Für die auf ungestörten Wiesen entnommenen Profile der Zone III und II kann für die Ortsdosisleistung eine effektive Halbwertszeit von 6,3 Jahren errechnet werden. Allerdings verläuft die Tiefenverlagerung in Waldböden wesentlich langsamer. Da ein Teil der externen Exposition auf den Aufenthalt in Waldgebieten zurückzuführen ist, wird die effektive Halbwertszeit für den Rückgang der Ortsdosisleistung in Waldgebieten mit 20 Jahren abgeschätzt, auf Wiesen und Äckern mit 10 Jahren. Die externe Exposition wird in zwei gleichgroße Anteile aufgeteilt. Die eine Hälfte repräsentiert den Aufenthalt im oder beim Dorf und die andere Hälfte den Aufenthalt im Wald. Für die interne Exposition werden nur die Nahrungskomponenten Pilze, Beeren und Milch betrachtet, da in weiteren Lebensmitteln nur wenig ^{137}Cs gefunden wurde. Darüber hinaus sind die Anteile der weiteren Komponenten in der Nahrung unbekannt, so daß vereinfacht angenommen wird, daß die gesamte ^{137}Cs -Zufuhr über Pilze, Milch und Beeren erfolgt. Die Abnahme von ^{137}Cs in Pilzen wird in den nächsten Jahren fast ausschließlich durch den physikalischen Zerfall des ^{137}Cs verursacht, da sich das ^{137}Cs im Boden noch lange im Wurzelbereich der Pilze aufhalten wird. Tatsächlich liegen die effektiven Halbwertszeiten bei einigen Pilzsorten im Bereich von wenigen Jahren, bei anderen steigen sie hingegen zur Zeit noch weiter an. Daher wird die effektive Halbwertszeit für Pilze und Waldbeeren mit 20 Jahren angesetzt. Für Milch wird die effektive Halbwertszeit analog zu Abschnitt 5.3.2 mit 10 Jahren abgeschätzt.

6.4.1 Personen mit normalen Lebensgewohnheiten

Für Personen mit normalen Ernährungs- und Lebensgewohnheiten (Erwachsene außer 17 und 18) ergeben sich mit den obigen Annahmen über die effektiven Halbwertszeiten die in Tabelle 6.8 aufgeführten Folgedosen:

Tabelle 6.8: *Heutige Expositionen und Folgedosen in Christinowka*

	Exposition heute [mSv·a ⁻¹]	Folgedosis H _{eff} , 50a [mSv]
intern	0,3	6,0
extern	0,5	9,2

Gesamtexposition heute: 0,8 mSv·a⁻¹ 50 Jahre-Folgedosis: 15,2 mSv

Wird für den Rückgang der Exposition ausschließlich der physikalische Zerfall des ¹³⁷Cs mit einer Halbwertszeit von 30 Jahren zugrunde gelegt, so ergeben sich eine maximale interne Folgedosis von 8,8 mSv sowie eine externe Folgedosis von 14,6 mSv. Damit liegt die maximale 50-Jahre-Folgedosis für Personen mit normalen Lebensgewohnheiten bei 23,4 mSv.

6.4.2 Personen mit extremen Lebensgewohnheiten

Für die Personen mit extremen Lebensgewohnheiten (Personen 17 und 18) muß angenommen werden, daß ihre interne Exposition zum überwiegenden Teil durch Pilzverzehr verursacht wird, was eine Abnahme mit einer effektiven Halbwertszeit von 20 Jahren bedeutet. Ähnliches gilt für die externe Exposition, welche überwiegend auf den Aufenthalt in Wäldern zurückzuführen ist. Auch hier ist die entsprechende Halbwertszeit von 20 Jahren anzusetzen. Es ergeben sich die in Tabelle 6.9 aufgeführten Werte.

Die Berechnung der 50-Jahre-Folgedosis mit einer durch den physikalischen Zerfall des ¹³⁷Cs bestimmten Halbwertszeit von 30 Jahren liefert 117 mSv für Person 17 sowie 612 mSv für Person 18.

Tabelle 6.9: Heutige Expositionen und Folgedosen für Personen mit extremen Lebensgewohnheiten

	Jahresdosis heute [mSv·a ⁻¹]	Folgedosis H _{eff, 50a} [mSv]
Person 17		
durch interne Exposition	3,0	70
durch externe Exposition	1,0	23
gesamt	3,2	93
Person 18		
durch interne Exposition	17,3	404
durch externe Exposition	3,6	84
gesamt	20,9	490

6.5 Zusammenfassung der Ergebnisse

Wie erwartet konnte bei den in Christinowka lebenden Dorfbewohnern eine im Vergleich zu nicht zurückgekehrten Personen deutlich erhöhte externe und interne Exposition festgestellt werden. Der größte Anteil der externen Exposition liegt im Spätsommer und Herbst. Dieses wird verursacht durch große Aufenthaltszeiten im Freien, z.B. bei der Feldarbeit und beim Sammeln von Pilzen in den Wäldern, wo außerdem eine deutliche Erhöhung der ¹³⁷Cs-Dpositionsdichte gegenüber dem Dorf oder den angrenzenden Feldern und Wiesen vorliegt.

Die interne Exposition wird dominiert durch den Verzehr von Waldprodukten sowie von Milch. Bei Personen, welche keine Pilze essen, ist fast eine Halbierung des Ganzkörpergehaltes an ¹³⁷Cs festzustellen. Allerdings wiesen die beiden in ihren Verzehrsgewohnheiten vorsichtigen Versuchsteilnehmer Nr. 9 und 10 eine leicht überdurchschnittliche externe Exposition auf, so daß sie in der Summe der Expositionen wieder auf mittlerem Niveau liegen (Tab. 6.10).

Tabelle 6.10: Externe, interne und Gesamtexpositionen durch ^{137}Cs für die Bewohner von Christinowka, Zone II

Gruppe / Person	Exposition 1998/1999 [$\text{mSv}\cdot\text{a}^{-1}$]		
	extern	intern	gesamt
Erwachsene (normal):	0,49·1,9\pm1	0,30·2,1\pm1	0,84·1,3\pm1
Männer	0,49·1,4 \pm 1	0,45·1,4 \pm 1	0,98·1,2 \pm 1
Frauen	0,50·1,5 \pm 1	0,25·1,4 \pm 1	0,77·1,1 \pm 1
Kinder	n.v.	0,20·1,3 \pm 1	n.v.
Erwachsene (vorsichtig*):			
Person 9	0,68	0,16	0,84
Person 10	0,91	0,28	1,2
Erwachsene (extrem):			
Person 17	1,0	2,2	3,2
Person 18	3,6	17,3	21

*Verzehrgewohnheiten

Kapitel 7

Vergleich und Bewertung der Ergebnisse

7.1 Vergleich der Modellrechnungen mit vor Ort ermittelten Daten

Die durch Modellrechnung sowie direkte Messung ermittelten Ergebnisse zeigen zum Teil große Abweichungen. Tabelle 7.1 faßt die Ergebnisse zusammen. Die Modellrechnungen zur externen Exposition basieren auf Daten aus dem Jahr 1995, zur internen Exposition auf Daten aus dem Jahr 1997. Die Messungen in Christinowka wurden in den Jahren 1998 und 1999 durchgeführt. Die zeitliche Differenz spielt aber aufgrund der Halbwertszeit des ^{137}Cs von ca. 30 Jahren und der sehr geringen Migrationsgeschwindigkeit von Cäsium im Boden keine Rolle. Daher wird in Tabelle 7.1 der Begriff ‚heute‘ statt einer konkreten Jahreszahl verwendet. Die Modellierung der internen und externen Exposition erfolgte unter der Annahme durchschnittlicher Lebensgewohnheiten. In die Berechnung der 50 Jahre Folgedosen flossen konservative Annahmen über die Migration des Cäsiums im Boden und die effektive Halbwertszeit des ^{137}Cs in Lebensmitteln ein. Somit sind lediglich die Werte der gemessenen heutigen externen und internen Exposition frei von konservativen Annahmen und stellen ein realistisches Bild der aktuellen Situation in dem von uns untersuchten Dorf in Zone II dar.

Grundsätzlich zeigt sich, daß für Personen mit normalen Lebensgewohnheiten die modellierte 50-Jahre Folgedosis (200 mSv) um den Faktor 13 über dem durch direkte Messungen ermittelten Wert (15 mSv) liegt. Die Gründe sind vor allem in den unrealistischen Eingangsparametern zu suchen.

- **Interne Exposition**

Die modellierte interne Exposition liegt um den Faktor 25 über der gemessenen, was hauptsächlich an dem zu hoch angesetzten Pilzverzehr liegt. Mit einer realistischeren Annahme von ca. 1 g konsumierten Trockenpilzen pro Tag, statt wie angenommen 10 g pro Tag, läge die Modellierung mit ca. $1 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ nahe an den gemessenen Werten. Wäre wie bei Person 18 ein

Tabelle 7.1: Zusammenfassung der Ergebnisse aus modellierter und gemessener Exposition

	modelliert	gemessen	
		normal	extrem
externe Exposition			
heute [mSv·a ⁻¹]	5,6	0,5	3,6
H _{50a} [mSv]	40	9,2	84
interne Exposition			
heute [mSv·a ⁻¹]	10	0,3	17,3
H _{50a} [mSv]	163	6,0	404
gesamte Exposition			
heute [mSv·a ⁻¹]	15	0,8	21
H _{50a} [mSv]	203	15,2	490

Pilzverzehr von ca. 10 kg pro Jahr angesetzt worden, wären für ihn 25 mSv interne Exposition berechnet worden, was gut mit den gemessenen Werten übereinstimmt.

- **Externe Exposition**

Die externe Exposition ist um den Faktor 10 zu hoch modelliert worden. Mit realistischeren Ausgangsdaten von Ortsdosisleistungen in den Dörfern bzw. im Wald sowie angepassten Aufenthaltsfaktoren lägen die Modellergebnisse um eine Größenordnung geringer. Dieses wird besonders deutlich, wenn man die beiden in Christinowka entnommenen Profile betrachtet. Hielten sich die Dorfbewohner bevorzugt am Flußufer oder im Wald auf, so wird eine externe Exposition von 10 mSv pro Jahr berechnet. Auf der Wiese hingegen käme nur eine Exposition von ca. 1 mSv zustande, der gleiche Wert gilt bei Aufenthalt auf den Ackerflächen.

- **Gesamte Exposition**

Mit realistischen Eingangsparametern liefert die Modellierung eine Jahresdosis von ca. 2 mSv für Personen mit normalen Lebensgewohnheiten und ca. 35 mSv (25 mSv durch Verzehr von 10 kg Pilzen und 10 mSv durch Aufenthalt im Wald) für Personen mit extremen Lebensgewohnheiten, wie z.B. Person Nr. 18. Diese Werte liegen nur noch um den Faktor zwei über den in Christinowka gemessenen Werten, was angesichts der konservativen Modellannahmen eine gute Übereinstimmung zwischen Modell und Wirklichkeit darstellt. Begrenzender Faktor für die Genauigkeit des Modells bleiben die Eingangsparameter.

7.2 Übertragbarkeit

Das untersuchte Dorf Christinowka wurde von uns besonders im Hinblick auf die Übertragbarkeit der Versuchsergebnisse auf die Siedlungen der Region ausgewählt. Folgende Punkte haben für die gesamte Region zwischen Narodici und Poleskoje Gültigkeit:

- Die ^{137}Cs -Depositionsdichte weist sehr große Inhomogenitäten auf.
- Bei trockener Depositionslage war der ^{137}Cs -Eintrag in den Wäldern größer als auf freien Flächen.
- Die Bewohner der Siedlungen erzeugen oder sammeln ihre Nahrungsmittel vor Ort.
- Ein Teil der Nahrung stammt aus den angrenzenden, ausgedehnten Waldgebieten.
- Pilze, Milch und Beeren stellen den größten Teil der ^{137}Cs -Aufnahme durch Nahrungsmittel dar.

Solange die angegebenen Punkte Gültigkeit haben, sind die von uns ermittelten Werte der zusätzlichen Exposition durch ^{137}Cs aus dem Reaktorunfall übertragbar. Die ersten drei Punkte treffen in der Zone II stets zu, die letzten beiden hängen stark von der Umgebung der jeweiligen Ortschaft ab. Einschränkungen in der Übertragbarkeit auf andere Regionen liegen somit vor allem an der Bedeutung der Waldgebiete für interne und externe Exposition. Ohne ausgedehnte Wälder in der Nähe der Ortschaft ist mit einer geringeren internen Exposition zu rechnen, bei einem Anstieg des Verzehrs von Waldprodukten mit einer höheren.

Die Depositionsdichte auf der untersuchten Wiese sowie den Ackerflächen bei Christinowka war im Vergleich mit den Wiesen der Nachbarorte sehr gering, während die Depositionsdichte des Waldbodens in der gleichen Größenordnung wie die Wiesen bei Nowe Scharno und Nosdristsche liegt. Somit kann in Abhängigkeit von der lokalen ^{137}Cs -Depositionsdichte die Konzentration sowohl in der Milch als auch in angebauten Lebensmitteln höher sein als in Christinowka, der Verzehr von Pilzen bleibt aber dosisbestimmend. Es wurde uns berichtet, daß in den von Fallout betroffenen weißrussischen Ortschaften aufgrund der noch schlechteren wirtschaftlichen Lage dem Verzehr von Pilzen eine größere Rolle zufällt als z.B. in Christinowka, was zu einer eventuell weitaus größeren Gesamtexposition führen kann.

7.3 Risikobetrachtungen

Da die zu erwartenden Folgedosen in der Zone II unterhalb der Schwellen für deterministische Strahlenschäden liegen, erfolgt im weiteren eine Risikoabschätzung nach [ICR91]. Diese bezieht sich auf stochastische Strahlenschäden wie Leukämie, solide Tumore und Schädigungen des Erbguts. Dabei wird der Begriff des „detriment“ oder genauer: „health detriment“ eingeführt, der alle Gesundheitsschäden umfaßt, die in einer strahlenexponierten Personengruppe auftreten können. In diesen Wert fließen mehrere Größen ein, wie etwa die Wahrscheinlichkeit einer bestimmten Erkrankung/Schädigung oder der mittlere Verlust an Lebenserwartung durch diesen Effekt (Gewichtung der Erkrankungen nach ihrer „Schwere“). Zur Prognose konkreter Fallzahlen ist die folgende Berechnung nach [ICR91] zwar fraglich, da der Verlauf der Dosis-Wirkungs-Beziehung für niedrige Dosisbereiche nicht genau bekannt ist, jedoch sind zuverlässigere Aussagen zum jetzigen Stand der Forschung nicht möglich. Es bleibt dabei anzumerken, daß in alle Risikofaktoren eine Reduktion um den Faktor zwei eingesetzt wurde, die sich als konservative Abschätzung aus vielen Forschungsergebnissen herleitet (UNSCEAR, BEIR uvm.) und die Überschätzung des Risikos in Bereichen niedriger Dosisleistungen berücksichtigt. Dieser Reduktionsfaktor gilt für Strahlung mit niedrigem linearem Energietransfer, also β - und γ -Strahlung, und im Falle einer Dosisleistung unter $100 \text{ mGy}\cdot\text{h}^{-1}$ oder einer Dosis unter 200 mGy . All diese Bedingungen sind bei der Betrachtung von Folgedosen in der heutigen Zeit erfüllt, so daß die in Tabelle 7.2 angegebenen Risikofaktoren angewendet werden können. Dabei gibt die erste Zahl in der vierten Spalte das reine Risiko an, die zweite Zahl ist gewichtet, da für Erbschäden ein höherer Verlust an Lebenserwartung zugrundegelegt wurde.

Tabelle 7.2: Gewichtete Risikofaktoren für stochastische Strahlenschäden nach [ICR91]

Bevölkerungs- gruppe	„health detriment“ [$10^{-2}\cdot\text{Sv}^{-1}$]			
	Krebs (tödlich)	Krebs (nicht-tödlich)	Erbschäden	Gesamt
Berufstätige	4,0	0,8	0,6/0,8	5,6
Gesamtbevölkerung	5,0	1,0	1,0/1,3	7,3

Durch Multiplikation der Risikofaktoren für die Gesamtbevölkerung mit der 50-Jahre-Folgedosis für Erwachsene (konservativ, Dosis für heutige Kinder ist kleiner) ergibt sich das maximale Risiko R_{maximal} :

$$R_{\text{maximal}} = r_{\text{Gesamt}} \cdot H_{\text{Erwachsene,50a}} \quad (7.1)$$

7.3.1 Einwohner mit normalen Lebensgewohnheiten

Zur Berechnung des Risikos für Erwachsene mit normalen Lebens- und Verzehrsgewohnheiten wird die Abschätzung der maximalen Folgedosis herangezogen. Mit $H_{\text{Erwachsene},50 \text{ a}} = 24 \text{ mSv}$ und r_{Gesamt} aus Tabelle 7.2 folgen die Risiken für:

- eine tödliche Krebserkrankung: $R_{\text{maximal}} = 1,2 \cdot 10^{-3}$
- eine nicht-tödliche Krebserkrankung: $R_{\text{maximal}} = 2,4 \cdot 10^{-4}$
- einen schweren Erbschaden: $R_{\text{maximal}} = 3,1 \cdot 10^{-4}$

Mit diesen Werten ergibt sich nach [ICR91] ein mittlerer Verlust an Lebenszeit von etwa 10 Tagen. Es ist jedoch sicher, daß sich keinesfalls eine Erhöhung des natürlichen Krebsrisikos von ca. 20 % zeigen wird. Das Risiko für eine tödliche Krebserkrankung liegt bei $1,2 \cdot 10^{-3}$, d.h. von 10.000 Personen werden 12 durch die zusätzliche Exposition an Krebs sterben, wobei 2000 Personen durch natürlich entstandene Krebserkrankungen sterben werden, d.h. die Krebssterblichkeit erhöht sich um weniger als 1 %, was keinesfalls in Erscheinung treten wird.

7.3.2 Personen mit extremen Gewohnheiten

Zur Berechnung des Risikos für Erwachsene mit extremen Lebens- und Verzehrsgewohnheiten wird die Abschätzung der Folgedosis von Person Nr. 18 herangezogen. Mit $H_{\text{extrem},50 \text{ a}} = 500 \text{ mSv}$ und r_{Gesamt} aus Tabelle 7.2 folgen die Risiken für:

- eine tödliche Krebserkrankung: $R_{\text{maximal}} = 2,5 \cdot 10^{-2}$
- eine nicht-tödliche Krebserkrankung: $R_{\text{maximal}} = 5,0 \cdot 10^{-3}$
- einen schweren Erbschaden: $R_{\text{maximal}} = 6,5 \cdot 10^{-3}$

Für Personen mit extremen Gewohnheiten führt die zusätzliche Exposition zu einem Risiko, das zu einem mittleren Verlust an Lebenszeit in der Größenordnung eines halben Jahres führt. Für diese Personen erhöht sich das Risiko einer tödlichen Krebserkrankung um 12,5 %. Da diese „pathologischen“ Fälle jedoch äußerst gering sind (25 von 300.000 untersuchten Personen in [Hil96]), werden ihre Fallzahlen zu keinem statistisch faßbaren Anstieg der Krebshäufigkeit führen.

7.4 Risikobewertung

Die gemessenen Dosen liegen in einem Bereich, über den beim gegenwärtigen Stand der Forschung keine Angaben über eine Dosis-Risiko Beziehung gemacht werden können. Die Abwesenheit sichtbarer Effekte bei geringen Strahlendosen stellt ein generelles Problem bei der Bewertung niedriger Expositionen dar. Die Berechnung eines Risikos mit den Risikofaktoren aus [ICR91] ist in dem vorliegenden Dosisbereich zwar durchführbar, zur Bewertung des Risikos nicht sinnvoll.

Die Beurteilung der berechneten 50-Jahre-Folgedosis durch ^{137}Cs kann nur durch Vergleich mit der natürlichen Strahlenexposition erfolgen. Der weltweite Durchschnitt der natürlichen Strahlenexposition beträgt $2,4 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ bei einer Schwankungsbreite von $1,6$ bis $10,0 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ [BfS98]. Die über 50 Jahre summierte Dosis beträgt 120 mSv . Ein Mensch, der sich jetzt in einer der untersuchten Ortschaften der Zone II ansiedelt, erhält eine zusätzliche Folgedosis durch ^{137}Cs von etwa 20 % der natürlichen Umgebungsstrahlung des globalen Durchschnitts. Dieser zusätzliche Wert ist außerordentlich gering und gehört zu den auch in Westeuropa tolerierten Werten. Der Wert für die natürliche Strahlenexposition in der Ukraine wird von offizieller ukrainischer Seite mit $4,9 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ angegeben [Bun00]. Er liegt damit zwar über dem globalen Mittelwert, aber noch innerhalb der Schwankungsbreite. Die Erhöhung resultiert vor allem aus der Inhalationsdosis von $4,2 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$, verglichen mit $1,6 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ im globalen Durchschnitt bzw. $1,4 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ für die Bundesrepublik Deutschland [Bun00, BfS98]. Der über 50 Jahre summierte Wert der natürlichen Strahlendosis beträgt somit für einen Durchschnitts-Ukrainer 245 mSv , d.h. die Erhöhung durch ^{137}Cs in der Zone II beträgt danach nur noch 10 %. Es ist außerdem anzunehmen, daß bei der in den Dörfern der Zone II vorherrschenden Bauweise (Steinhäuser mit hohem Anteil an Holzbauten) die Radon-Konzentrationen in Wohnräumen durch die Belüftung gering ausfallen. Wird für die Exposition von Radon der globale Mittelwert von $1,6 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ zugrunde gelegt, so liegt die Strahlenexposition in den von uns untersuchten Dörfern der Zone II einschließlich des durch ^{137}Cs verursachten Anteils mit ca. $3,4 \text{ mSv}\cdot\text{a}^{-1}$ sogar *unterhalb* des ukrainischen Mittelwertes der natürlichen Exposition.

Anders liegen die Fakten bei Personen mit extremen Verzehrs- und Lebensgewohnheiten. Die Folgedosis von bis zu 500 mSv liegt sogar über der nach Strahlenschutzverordnung für *berufstätig strahlenexponierte Personen der Kategorie A* zugelassenen Werten von 400 mSv Lebenszeitdosis. Zwar können in diesem Dosisbereich deterministische Schäden weiterhin ausgeschlossen werden, jedoch ist in der betroffenen Personengruppe ein deutlicher Anstieg des Risikos zu berechnen. Im von uns untersuchten Fall der Person 18 lagen jedoch weitere, weitaus schwerwiegende Risiken vor. Zum einen schwerer Alkoholmißbrauch, daneben hoher Tabakkonsum und außerordentlich ungesunde Ernährungsweise. Das durch die ^{137}Cs Exposition verursachte Gesundheitsrisiko spielt bei dieser Per-

son nur eine sehr untergeordnete Rolle. Es kann außerdem nicht ausgeschlossen werden, daß Person 18 den ^{137}Cs -Gehalt durch überhöhten Pilzgenuß vorsätzlich steigert. Maßnahmen zur Senkung der ^{137}Cs -Exposition würden sicherlich nicht fruchten.

Nach dem ALARA-Prinzip (**A**s **L**ow **A**s **R**easonably **A**chievable = so gering wie vernünftigerweise erreichbar) für zusätzliche Strahlenexpositionen gilt jedoch auch in Zone II das Minimierungsgebot. D.h. auch die geringe zusätzliche Exposition der Personen mit normalen Lebensgewohnheiten sollte – wo sinnvoll möglich – verringert werden. Für die externe Exposition bedeutet dieses eine möglichst geringe Aufenthaltszeit auf hochkontaminierten Böden, wie z.B. in Waldgebieten. Die interne Exposition kann durch ein Verzicht auf Waldprodukte am effektivsten weiter gesenkt werden. Ein Verzicht auf Milchprodukte ist nicht sinnvoll. Voraussetzung für die Umsetzung solcher Maßnahmen ist die Aufklärung der betroffenen Bevölkerung. Zwar existieren heute für Bewohner der Zone II gesetzliche Vorgaben zur Minimierung der Dosen, wie z.B. ein Verzehrsverbot von Wildfleisch oder Fisch, jedoch werden diese Anordnungen teils aus Unverständnis, teils vorsätzlich ignoriert. Eine Aufklärung heutiger und nach einer Freigabe wieder zurückkehrender Bewohner der Zone II kann zu einer weiteren Senkung der Dosis beitragen.

Kapitel 8

Zusammenfassung

Für eine realistische Modellierung der heutigen Exposition durch ^{137}Cs in Zone II ist aus mehreren Gründen schwierig. Große Inhomogenitäten der Depositionsdichte und nur unzureichend bekannte Aufenthaltsgewohnheiten der Bevölkerung haben große Unsicherheiten in der Modellierung der externen Exposition zur Folge. Für die Berechnung der internen Exposition ist vor allem eine genaue Kenntnis der Verzehrsmengen an Pilzen ausschlaggebend. Eine realistische Abschätzung der Exposition in Zone II ist durch Eingangsp Parameter auf der Basis von Literaturwerten und wenigen Messungen nicht möglich. Stehen jedoch detaillierte Eingangsp Parameter zur Verfügung, so kann das vorgestellte einfache Modell eine gute, wenn auch konservative Abschätzung der Exposition liefern.

Die direkten Messungen der Exposition in einem Dorf aus Zone II haben gezeigt, daß die durch ^{137}Cs verursachte Exposition heute im Bereich der Schwankungsbreite der natürlichen Exposition in Europa (und sogar der Ukraine) liegt. Durch die Migration im Boden und den physikalischen Zerfall des ^{137}Cs wird die zusätzliche Exposition in den nächsten Jahren stetig zurückgehen, so daß für Personen, die sich wieder in der Zone II ansiedeln, mit einer 50-Jahre Folgedosis von maximal 25 mSv zu rechnen ist. Deutlich überschritten wird diese Größenordnung nur von Einzelpersonen, die sich durch extreme Lebensgewohnheiten einer jährlichen Exposition bis 20 mSv aussetzen. Hier sind Folgedosen bis 500 mSv möglich. Jedoch scheinen bei diesen Personen andere Risiken bei weitem zu überwiegen.

Die Höhe der internen Exposition ist vor allem abhängig vom Pilzverzehr, da Pilze die mit Abstand größte Quelle von ^{137}Cs in der Nahrung darstellen. Solange jedoch ausreichend Grundnahrungsmittel zur Verfügung stehen und Pilze nur als Nahrungszusatz verwendet werden, liegt die Aufnahme von ^{137}Cs in einem tolerierbaren Bereich. Da auf Pilze als Nahrungskomponente leicht verzichtet werden kann, existiert hier die Möglichkeit, die interne Exposition durch Aufklärung der Bevölkerung weiter zu senken. Gleichzeitig reduzierte sich auch der zum Sammeln der Pilze benötigte Aufenthalt in den

höherkontaminierten Wäldern, was eine Senkung der externen Exposition mit sich bringt.

Zusammenfassend hat sich gezeigt, daß heute in den von uns untersuchten Gebieten der Zone II die Exposition durch ^{137}Cs ein nur geringes Risiko darstellt. Die gesellschaftlichen Probleme, die mit dem Zerfall der Sowjetunion und der wirtschaftlichen Rezession in ihren Nachfolgestaaten bis in die Gegenwart einhergehen, haben einen weitaus größeren Stellenwert. Da die Wiederfreigabe von Gebieten in der Zone II eine Verbesserung der Lebensqualität der ehemaligen Bewohner darstellt, steht ihr nach der Aufklärung der Rückkehrer über mögliche Vorsichtsmaßnahmen aus radiologischer Sicht nichts im Wege.

Anhang A

Tabellen

Tabelle A.1: γ -Linien von ^{134}Cs und ^{137}Cs

Nuklid: Cs-134 $T_{1/2} = 2,06$ Jahre	
Energie[keV]	Intensität [%]
604,72	97,63
795,86	85,40
569,33	15,39
801,95	8,69
563,24	8,36
1365,19	3,02
1167,97	1,79
475,36	1,49
1038,61	0,99

Nuklid: Cs-137 $T_{1/2} = 30,17$ Jahre	
Energie[keV]	Intensität [%]
661,66	85,21

Tabelle A.2: Multi-Element-Standard QCY-48 [PTB98], Referenz-
Datum: 1.11.1998

Nuklid	γ -Energie [keV]	emittierte Quanten [s ⁻¹ ·g ⁻¹]	erweiterte Unsicherheit [%]	
Am-241	59,54	1129	±	1,8
Cd-109	88,03	699	±	1,0
Co-57	122,1	647	±	1,0
Ce-139	165,9	695	±	2,5
Hg-203	297,2	2084	±	1,9
Sn-113	391,7	2276	±	2,4
Sr-85	514,0	4256	±	1,1
Cs-137	661,7	2565	±	1,0
Y-88	898,0	6763	±	1,6
Co-60	1173	3692	±	0,4
Co-60	1333	3695	±	0,4
Y-88	1836	7149	±	1,5

Tabelle A.3: Verwendete Bodenstandards

Standard Nr.	Füllhöhe [cm]	Einwaage [g]	Dichte [g·cm ⁻³]	Faktor [Bq ¹³⁷ Cs · cps ⁻¹]	
				Detektor 1	Detektor 2
1	14	832,5	0,92	150	136
2	14	1016,0	1,13	197	182
3	14	1222,7	1,36	194	178
4	14	1261,7	1,41	203	185
5	14	1339,5	1,49	203	181
6	14	1517,4	1,69	210	195
7	10	825,7	1,29	141	127
8	10	924,6	1,44	148	141
9	6	453,5	1,18	96	84
10	6	298,0	0,78	94	85
11	4	107,3	0,42	64	115
12	4	165,3	0,64	66	59
13	4	244,3	0,95	67	61
14	4	294,0	1,15	75	68
15	4	325,0	1,27	76	68
16	3	142,6	0,74	59	54
17	1,5	57,2	0,59	47	41
18	1,5	96,5	1,01	50	46
19	2	98,0	0,76	48	42
20	3	201,9	1,05	57	50
21	4	65,2	0,25	63	56
22	10	694,7	1,08	137	120
23	1	74,1	1,16	46	40
24	6	343,5	0,89	80	74
25	2	142,0	1,11	54	48
26	3	300,0	1,56	69	61
27	4	450,0	1,76	83	75
28	10	1122,9	1,25	161	145
29	6	649,7	1,69	109	98
30	14	1684,1	1,88	214	199
31	3	60,0	0,31	106	99

Tabelle A.4: Spezifische ^{137}Cs -Aktivität im gemischten Futter aus
Zone II

Probe Nr.	Probenmenge [g]	verfüttert am:	spez. Aktivität ^{137}Cs [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]
1	210	30.09.1997	1484 ± 44
2	210	02.10.1997	1314 ± 39
3	250	04.10.1997	479 ± 14
4	190	06.10.1997	694 ± 21
5	190	08.10.1997	495 ± 15
6	150	10.10.1997	883 ± 46
7	220	12.10.1997	333 ± 10
8	160	14.10.1997	789 ± 41
9	170	16.10.1997	402 ± 21
10	150	18.10.1997	1040 ± 54
11	170	20.10.1997	806 ± 42
12	200	22.10.1997	479 ± 14
13	200	24.10.1997	1375 ± 41
14	150	26.10.1997	550 ± 29
15	210	28.10.1997	906 ± 27
\bar{x}			802 ± 367
\bar{x}_{\log}			726 · 1,6 ^{±1}

Tabelle A.5: ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration des Beifutters

Probe Nr.	Probenmenge [g]	verfüttert am:	spez. Aktivität ^{137}Cs [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]
1	250	30.09.1997	$6,84 \pm 0,31$
2	230	02.10.1997	$5,51 \pm 0,19$
3	250	04.10.1997	$8,09 \pm 0,24$
4	150	06.10.1997	$7,72 \pm 0,40$
5	140	08.10.1997	$6,28 \pm 0,49$
6	160	10.10.1997	$3,41 \pm 0,43$
7	190	12.10.1997	$14,46 \pm 0,43$
8	230	14.10.1997	$5,07 \pm 0,15$
9	120	16.10.1997	$1,57 \pm 0,38$
10	160	18.10.1997	$2,75 \pm 0,49$
11	140	20.10.1997	$9,51 \pm 0,58$
12	230	22.10.1997	$21,83 \pm 0,65$
13	140	24.10.1997	$11,80 \pm 0,62$
14	220	26.10.1997	$5,94 \pm 0,23$
15	220	28.10.1997	$9,93 \pm 0,29$
\bar{x}			$8,06 \pm 5,12$
\bar{x}_{\log}			$6,67 \cdot 1,9^{\pm 1}$

Tabelle A.6: Ganzkörpergehalte ^{137}Cs der Versuchsteilnehmer aus Christinowka

Person Nr.	Geburts- jahr	Ganzkörpergehalte ^{137}Cs [Bq]					Dosis [mSv·a ⁻¹]
		10/98	1/99	4/99	7/99	Mittel	
1	1972	21049	18101	13066	9785	15500	0,59
2	1972	9350	7551	6012	3775	6672	0,25
3	1990	1817	4107	2579	1573	2519	0,22
4	1991	1710	2864	2039	915	1882	0,19
5	1993	2247	3188	2992	1077	2376	0,27
6	1955	13350	7565	– *	6237	9051	0,34
7	1963	12460	7545	4218	–*	8074	0,23
8	1989	1439	2148	2031	2023	1910	0,14
9	1939	5149	5061	4379	1754	4086	0,16
10	1977	7802	7998	6159	7256	7304	0,27
11	1943	17218	8926	7441	1909	8874	0,34
12	1946	15609	8518	5232	6426	8946	0,34
13	1984	17346	–*	9826	12974	13382	0,51
14	1928	14277	19346	25848	17172	19161	0,73
15	1939	6813	10202	6801	7508	7831	0,30
16	1938	24954	12811	10070	10105	14485	0,55
17	1934	132674	66214	35728	–*	78205	2,2
18	1970	758680	658374	308547	92591	454548	17,3

* Person am Meßtag nicht im Dorf

Nachfolgend sind die Daten der in der Ukraine entnommenen Bodenprofile aufgeführt. Freie Einträge in den nicht- oder niedrigkontaminierten Bodenprofilen bedeuten einen Wert unterhalb der Nachweisgrenze.

Lag bei den mittel- oder hochkontaminierten Gebieten der Meßwert für ^{134}Cs unterhalb der Nachweisgrenze, wurde der entsprechende ^{134}Cs -Wert über das angenommene Isotopenverhältnis von 1 zu 1,85 aus dem Meßwert für ^{137}Cs extrapoliert. Diese Werte sind *kursiv* wiedergegeben. Obwohl das Chernobyl-Radiocäsium bei diesen Profilen alle Schichten erreicht hat, kann es so zu einer leichten Überschätzung der ^{134}Cs -Depositionsdichte führen, da in den tiefsten Schichten der Anteil des Kernwaffen- ^{137}Cs überwiegt.

Das Profil Osernjanka 3 ist aus Platzgründen als erstes aufgeführt.

Tabelle A.7: Bodenprofil Osernjanka 3, Zhitomir

Profil: Osernjanka 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,60	18,31 ± 2,80		6,79 ± 0,40	
0 - 1	1,22	7,74 ± 0,91		6,71 ± 0,39	
1 - 2	0,68	6,75 ± 0,79		6,62 ± 0,38	
2 - 3	1,30	4,85 ± 0,58		6,57 ± 0,38	
3 - 5	1,18	6,14 ± 0,47		6,51 ± 0,37	
5 - 10	1,10	8,32 ± 0,50		6,36 ± 0,36	
10 - 15	1,08	5,20 ± 0,32		5,91 ± 0,33	
15 - 20	1,13	8,99 ± 0,54		5,63 ± 0,31	
20 - 25	1,12	7,61 ± 0,46		5,12 ± 0,28	
25 - 40	0,76	41,11 ± 2,24	16,07 ± 1,11	4,69 ± 0,26	1,83 ± 0,13

Die Reihenfolge der Schichten ist vermutlich fehlerhaft.

Die Originalschichtung ließ sich nicht rekonstruieren.

Tabelle A.8: Bodenprofile Baraschewka 1 und 2, Zhitomir

Profil: Baraschewka 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,23	95,54 ± 16,33		3,14 ± 0,30	
0 - 1	0,64	84,11 ± 9,77		3,00 ± 0,28	
1 - 2	0,78	67,95 ± 7,79	26,74 ± 3,24	2,46 ± 0,22	0,42 ± 0,05
2 - 3	1,02	53,26 ± 6,11	20,59 ± 2,51	1,93 ± 0,16	0,21 ± 0,03
3 - 5	1,06	26,04 ± 1,94		1,39 ± 0,09	
5 - 10	1,36	6,83 ± 0,41		0,83 ± 0,05	
10 - 15	1,33	2,69 ± 0,17		0,37 ± 0,02	
15 - 20	1,39	1,59 ± 0,11		0,19 ± 0,01	
20 - 25	1,41	1,10 ± 0,07		0,08 ± 0,01	
25 - 40	1,70				

Profil: Baraschewka 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,53	76,86 ± 7,26		5,88 ± 0,47	
0 - 1	0,63	64,76 ± 7,43		5,32 ± 0,42	
1 - 2	0,87	61,70 ± 7,07		4,92 ± 0,37	
2 - 3	1,01	62,98 ± 7,22		4,38 ± 0,31	
3 - 5	1,05	55,38 ± 4,07		3,74 ± 0,24	
5 - 10	1,25	21,24 ± 1,23		2,58 ± 0,15	
10 - 15	1,27	8,55 ± 0,51		1,25 ± 0,08	
15 - 20	1,26	3,09 ± 0,19		0,70 ± 0,04	
20 - 25	1,30	2,68 ± 0,16		0,51 ± 0,03	
25 - 40	1,35	1,66 ± 0,10		0,34 ± 0,02	

Tabelle A.9: Bodenprofile Braschewka 3 und 4, Zhitomir

Profil: Baraschweka 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,96	14,91 ± 8,36		4,28 ± 0,35	
0 - 1	0,93	33,56 ± 3,87		4,25 ± 0,33	
1 - 2	0,98	40,60 ± 4,68		3,94 ± 0,29	
2 - 3	1,05	41,53 ± 4,76	10,47 ± 1,27	3,54 ± 0,25	0,54 ± 0,05
3 - 5	1,15	46,14 ± 3,40	18,95 ± 1,52	3,11 ± 0,20	0,44 ± 0,03
5 - 10	1,26	22,13 ± 1,29		2,05 ± 0,12	
10 - 15	1,38	6,00 ± 0,36		0,65 ± 0,04	
15 - 20	1,36	2,47 ± 0,16		0,24 ± 0,02	
20 - 25	1,59	0,85 ± 0,06		0,07 ± 0,01	
25 - 40	1,52				

Profil: Baraschweka 4					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,81	46,66 ± 7,71	25,39 ± 4,34	3,69 ± 0,33	0,76 ± 0,10
0 - 1	0,89	50,27 ± 5,85		3,44 ± 0,29	0,63 ± 0,08
1 - 2	0,98	55,08 ± 6,32	14,68 ± 1,79	3,00 ± 0,24	0,63 ± 0,08
2 - 3	1,08	30,81 ± 3,54	45,04 ± 5,42	2,46 ± 0,18	0,49 ± 0,06
3 - 5	1,11	31,28 ± 2,31		2,13 ± 0,14	
5 - 10	1,28	13,81 ± 0,81		1,43 ± 0,09	
10 - 15	1,41	2,19 ± 0,14		0,55 ± 0,04	
15 - 20	1,40	1,54 ± 0,10		0,39 ± 0,03	
20 - 25	1,42	1,27 ± 0,09		0,28 ± 0,02	
25 - 40	1,44	0,89 ± 0,06		0,19 ± 0,01	

Tabelle A.10: Bodenprofile Osernjanka 1 und 2, Zhitomir

Profil: Osernjanka 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,66	52,70 ± 8,87		6,36 ± 0,50	
0 - 1	0,61	58,70 ± 6,83		6,13 ± 0,46	
1 - 2	0,88	67,79 ± 8,02		5,78 ± 0,42	
2 - 3	0,95	54,97 ± 6,39		5,18 ± 0,35	
3 - 5	0,89	42,20 ± 3,28		4,66 ± 0,29	
5 - 10	0,98	11,83 ± 0,70		3,91 ± 0,23	
10 - 15	0,98	10,01 ± 0,59		3,33 ± 0,19	
15 - 20	0,81	20,58 ± 1,20		2,85 ± 0,17	
20 - 25	0,91	21,53 ± 1,25		2,01 ± 0,12	
25 - 40	0,92	7,46 ± 0,43		1,03 ± 0,06	

Profil: Osernjanka 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,09	23,97 ± 10,83		3,57 ± 0,31	
0 - 1	1,13	31,24 ± 3,64	13,98 ± 1,71	3,52 ± 0,29	0,45 ± 0,06
1 - 2	1,13	36,60 ± 4,26	26,28 ± 3,19	3,16 ± 0,25	0,30 ± 0,04
2 - 3	1,21	35,24 ± 4,04		2,75 ± 0,20	
3 - 5	1,38	23,45 ± 1,74		2,32 ± 0,15	
5 - 10	1,48	8,97 ± 0,53		1,67 ± 0,10	
10 - 15	1,50	3,99 ± 0,24		1,01 ± 0,06	
15 - 20	1,51	2,09 ± 0,13		0,71 ± 0,04	
20 - 25	1,52	1,73 ± 0,11		0,56 ± 0,03	
25 - 40	1,50	1,89 ± 0,12		0,42 ± 0,03	

Tabelle A.11: Bodenprofile Dawidowka 1 und 2, Zhitomir

Profil: Dawidokwa 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,82	55,20 ± 11,33		4,64 ± 0,41	
0 - 1	1,05	56,17 ± 6,53		4,40 ± 0,36	
1 - 2	1,20	43,68 ± 5,08		3,82 ± 0,29	
2 - 3	1,19	30,34 ± 3,53		3,29 ± 0,23	
3 - 5	1,31	27,39 ± 2,03		2,93 ± 0,19	
5 - 10	1,43	17,07 ± 1,00		2,21 ± 0,13	
10 - 15	1,53	5,18 ± 0,32		0,99 ± 0,06	
15 - 20	1,46	3,10 ± 0,20		0,60 ± 0,04	
20 - 25	1,48	4,98 ± 0,32		0,37 ± 0,02	
25 - 40	1,26				

Profil: Dawidowka 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,79	48,73 ± 14,09		4,32 ± 0,40	
0 - 1	0,94	48,76 ± 6,44		4,18 ± 0,36	
1 - 2	1,13	50,37 ± 5,85		3,72 ± 0,30	
2 - 3	1,18	45,17 ± 5,25		3,16 ± 0,23	
3 - 5	1,16	36,74 ± 2,72		2,62 ± 0,17	
5 - 10	1,38	14,91 ± 0,87		1,77 ± 0,11	
10 - 15	1,35	3,34 ± 0,21		0,74 ± 0,05	
15 - 20	1,46	1,87 ± 0,12		0,51 ± 0,03	
20 - 25	1,53	0,72 ± 0,05		0,38 ± 0,02	
25 - 40	1,55	1,38 ± 0,09		0,32 ± 0,02	

Tabelle A.12: Bodenprofile Lewkow 1 und 2, Zhitomir

Profil: Lewkow 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,63	60,90 ± 28,14		5,27 ± 0,46	
0 - 1	0,42	123,23 ± 14,36		5,19 ± 0,42	
1 - 2	0,99	63,05 ± 7,32	30,80 ± 3,70	4,67 ± 0,36	1,05 ± 0,11
2 - 3	1,09	50,95 ± 5,92	23,29 ± 2,82	4,05 ± 0,28	0,75 ± 0,07
3 - 5	1,25	33,15 ± 2,45	19,75 ± 1,59	3,49 ± 0,22	0,50 ± 0,04
5 - 10	1,27	12,01 ± 0,71		2,66 ± 0,16	
10 - 15	1,17	11,50 ± 0,68		1,90 ± 0,11	
15 - 20	1,36	9,80 ± 0,58		1,23 ± 0,07	
20 - 25	1,29	5,29 ± 0,32		0,56 ± 0,03	
25 - 40	1,45	1,01 ± 0,06		0,22 ± 0,01	

Profil: Lewkow 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,07	26,55 ± 3,03		6,22 ± 0,47	
0 - 1	1,29	31,50 ± 3,68		5,92 ± 0,44	
1 - 2	1,36	30,56 ± 3,56		5,52 ± 0,39	
2 - 3	1,32	32,52 ± 3,78		5,10 ± 0,34	
3 - 5	1,42	34,39 ± 2,54	11,65 ± 0,93	4,67 ± 0,29	0,33 ± 0,03
5 - 10	1,31	26,28 ± 1,52		3,69 ± 0,22	
10 - 15	1,50	13,58 ± 0,79		1,98 ± 0,12	
15 - 20	1,64	5,20 ± 0,32		0,96 ± 0,06	
20 - 25	1,64	3,70 ± 0,23		0,53 ± 0,03	
25 - 40	1,70	0,89 ± 0,06		0,23 ± 0,01	

Tabelle A.13: Bodenprofile Charkow 1 und 2

Profil: Charkow 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,64	9,65 ± 1,53		2,58 ± 0,21	
0 - 1	0,98	11,52 ± 1,37		2,53 ± 0,21	
1 - 2	1,13	23,03 ± 2,87		2,42 ± 0,19	
2 - 3	1,33	24,20 ± 3,01		2,16 ± 0,16	
3 - 5	1,17	30,43 ± 2,24		1,84 ± 0,12	
5 - 10	1,46	7,91 ± 0,46		1,12 ± 0,07	
10 - 15	1,32	4,26 ± 0,26		0,55 ± 0,03	
15 - 20	1,34	1,89 ± 0,12		0,26 ± 0,02	
20 - 25	1,31	2,10 ± 0,13		0,14 ± 0,01	
25 - 40	1,18				

Profil: Charkow 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,12	85,48 ± 15,64		4,66 ± 0,50	
0 - 1	1,07	122,40 ± 14,20		4,09 ± 0,39	
1 - 2	0,99	46,53 ± 5,78		2,77 ± 0,24	
2 - 3	0,60	96,26 ± 11,39		2,32 ± 0,18	
3 - 5	1,00	32,22 ± 2,37		1,74 ± 0,11	
5 - 10	1,16	13,24 ± 0,78		1,09 ± 0,07	
10 - 15	1,08	3,03 ± 0,19		0,32 ± 0,02	
15 - 20	1,35	0,52 ± 0,04		0,16 ± 0,01	
20 - 25	1,20	2,01 ± 0,13		0,12 ± 0,01	
25 - 40	1,23				

Tabelle A.14: Bodenprofile Charkow 3 und 4

Profil: Charkow 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,96	103,13 ± 9,84		14,05 ± 1,18	
0 - 1	1,09	113,40 ± 14,05	46,73 ± 6,00	11,70 ± 0,96	4,30 ± 0,41
1 - 2	1,19	102,16 ± 11,85	51,27 ± 6,12	10,46 ± 0,80	3,79 ± 0,35
2 - 3	1,18	94,00 ± 11,65	59,96 ± 7,71	9,25 ± 0,66	3,18 ± 0,27
3 - 5	1,17	125,00 ± 9,36	61,33 ± 4,84	8,13 ± 0,52	2,47 ± 0,18
5 - 10	1,15	41,44 ± 2,41	18,14 ± 1,19	5,22 ± 0,31	1,04 ± 0,07
10 - 15	1,27	19,41 ± 1,13		2,84 ± 0,17	
15 - 20	1,40	14,72 ± 0,87		1,61 ± 0,10	
20 - 25	1,37	4,24 ± 0,26		0,58 ± 0,04	
25 - 40	2,05	0,94 ± 0,06		0,29 ± 0,02	

Profil: Charkow 4					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,90	207,74 ± 40,15	92,52 ± 18,11	13,33 ± 1,43	4,90 ± 0,59
0 - 1	1,17	291,41 ± 36,07	131,84 ± 16,68	12,28 ± 1,23	4,43 ± 0,50
1 - 2	1,14	207,74 ± 24,52	99,72 ± 12,05	8,87 ± 0,81	2,89 ± 0,31
2 - 3	1,12	163,64 ± 19,32	62,23 ± 7,57	6,50 ± 0,53	1,75 ± 0,17
3 - 5	1,17	94,39 ± 7,07	45,16 ± 3,61	4,66 ± 0,31	1,05 ± 0,08
5 - 10	1,20	25,09 ± 1,46		2,46 ± 0,15	
10 - 15	1,28	7,17 ± 0,43		0,96 ± 0,06	
15 - 20	1,26	2,63 ± 0,17		0,50 ± 0,03	
20 - 25	1,26	1,54 ± 0,10		0,33 ± 0,02	
25 - 40	1,37	1,14 ± 0,07		0,23 ± 0,01	

Tabelle A.15: Bodenprofile Nemirowka 1 und 2, Korosten

Profil: Nemirowka 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,95	1069,92 ± 121,74	536,70 ± 61,72	233,68 ± 17,11	128,87 ± 9,59
0 - 1	1,22	1062,10 ± 131,38	685,13 ± 85,22	222,03 ± 15,78	123,03 ± 8,92
1 - 2	1,21	1072,61 ± 132,68	536,51 ± 66,84	209,05 ± 14,18	114,66 ± 7,87
2 - 3	1,57	925,61 ± 109,17	565,66 ± 67,03	196,04 ± 12,57	108,15 ± 7,06
3 - 5	1,39	849,32 ± 65,38	417,40 ± 32,57	181,49 ± 10,85	99,26 ± 6,01
5 - 10	1,51	919,77 ± 52,83	568,38 ± 33,06	157,91 ± 9,04	87,67 ± 5,11
10 - 15	1,56	874,26 ± 49,84	443,67 ± 25,66	88,67 ± 5,06	44,89 ± 2,62
15 - 20	1,65	234,85 ± 13,40	117,41 ± 7,03	20,27 ± 1,16	10,17 ± 0,61
20 - 25	1,71	6,93 ± 0,41	3,75 ± 0,22	0,93 ± 0,06	0,50 ± 0,03
25 - 40	1,89	1,18 ± 0,07	0,64 ± 0,04	0,33 ± 0,02	0,18 ± 0,01

Profil: Nemirowka 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,83	4800,22 ± 1048,84	2635,71 ± 577,45	492,31 ± 43,57	257,55 ± 23,00
0 - 1	0,80	5698,69 ± 704,83	2936,05 ± 363,87	472,58 ± 39,26	246,71 ± 20,62
1 - 2	0,98	5479,33 ± 677,70	2852,87 ± 353,44	426,90 ± 33,61	223,18 ± 17,71
2 - 3	1,10	5324,56 ± 627,99	2764,75 ± 327,45	373,18 ± 26,97	195,21 ± 14,24
3 - 5	1,31	4427,01 ± 330,56	2359,63 ± 177,08	314,52 ± 20,05	164,75 ± 10,63
5 - 10	1,32	2195,57 ± 126,07	1138,45 ± 65,82	198,32 ± 11,37	102,81 ± 5,99
10 - 15	1,45	603,94 ± 34,45	308,76 ± 18,19	53,16 ± 3,04	27,54 ± 1,63
15 - 20	1,57	93,41 ± 5,34	51,68 ± 3,21	9,31 ± 0,54	5,13 ± 0,31
20 - 25	1,63	13,19 ± 0,77	7,13 ± 0,42	1,97 ± 0,12	1,06 ± 0,06
25 - 40	1,62	3,68 ± 0,22	1,99 ± 0,12	0,89 ± 0,05	0,48 ± 0,03

Tabelle A.16: Bodenprofile Nemirowka 3 und 4, Korosten

Profil: Nemirowka 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,70	3944,99 ± 461,68	2041,97 ± 239,30	454,17 ± 49,60	246,51 ± 26,53
0 - 1	1,64	11242,07 ± 1325,78	5784,72 ± 682,54	386,40 ± 41,67	211,43 ± 22,42
1 - 2	1,77	5746,39 ± 677,69	3021,62 ± 356,98	202,19 ± 19,95	116,64 ± 11,24
2 - 3	1,80	1560,07 ± 183,99	799,05 ± 94,54	100,45 ± 7,95	63,15 ± 4,92
3 - 5	1,82	690,59 ± 53,18	358,33 ± 28,33	72,40 ± 4,64	48,78 ± 3,22
5 - 10	1,75	299,32 ± 17,23	282,05 ± 17,12	47,30 ± 2,71	35,75 ± 2,19
10 - 15	1,78	87,20 ± 4,99	46,16 ± 2,91	21,06 ± 1,20	11,03 ± 0,69
15 - 20	1,65	93,65 ± 5,36	45,61 ± 2,89	13,31 ± 0,76	6,92 ± 0,43
20 - 25	1,73	23,88 ± 1,38	14,59 ± 1,01	5,58 ± 0,31	3,16 ± 0,19
25 - 40	1,72	13,68 ± 0,76	7,39 ± 0,41	3,52 ± 0,19	1,90 ± 0,11

Profil: Nemirowka 4					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,97	29117,82 ± 4276,38	15224,13 ± 2239,76	394,01 ± 51,26	206,04 ± 26,88
0 - 1	1,58	8165,20 ± 946,02	4262,36 ± 495,76	180,51 ± 19,91	94,41 ± 10,46
1 - 2	1,81	1370,99 ± 156,80	706,32 ± 81,48	51,33 ± 4,94	26,98 ± 2,61
2 - 3	1,76	453,79 ± 51,90	204,57 ± 23,61	26,48 ± 2,10	14,18 ± 1,14
3 - 5	1,76	202,94 ± 15,19	111,64 ± 9,00	18,48 ± 1,18	10,57 ± 0,72
5 - 10	1,79	51,74 ± 2,97	33,66 ± 2,19	11,36 ± 0,65	6,65 ± 0,40
10 - 15	1,86	17,57 ± 1,02	9,50 ± 0,55	6,71 ± 0,38	3,63 ± 0,21
15 - 20	1,89	10,50 ± 0,62	5,68 ± 0,33	5,08 ± 0,29	2,75 ± 0,16
20 - 25	1,86	8,88 ± 0,52	4,80 ± 0,28	4,09 ± 0,23	2,21 ± 0,12
25 - 40	1,86	11,68 ± 0,65	6,31 ± 0,35	3,27 ± 0,18	1,76 ± 0,10

Tabelle A.17: Bodenprofile Woronewo 1 und 2, Korosten

Profil: Woronewo 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,71	6479,83 ± 1454,93	3329,27 ± 748,03	527,16 ± 54,28	275,84 ± 28,41
0 - 1	1,27	7119,93 ± 880,60	3618,36 ± 448,10	505,36 ± 49,38	264,64 ± 25,89
1 - 2	1,22	6670,58 ± 825,02	3480,44 ± 431,07	415,25 ± 38,24	218,85 ± 20,22
2 - 3	1,17	8197,13 ± 1013,82	4305,20 ± 533,06	333,67 ± 28,15	176,28 ± 14,95
3 - 5	1,38	5622,00 ± 419,75	2992,86 ± 223,93	237,79 ± 16,29	125,93 ± 8,71
5 - 10	1,58	886,00 ± 50,51	460,73 ± 26,66	83,14 ± 4,75	43,59 ± 2,55
10 - 15	1,64	126,29 ± 7,22	71,00 ± 4,35	13,07 ± 0,75	7,16 ± 0,44
15 - 20	1,69	26,15 ± 1,51	12,59 ± 0,82	2,71 ± 0,16	1,34 ± 0,09
20 - 25	1,66	2,13 ± 0,13	1,15 ± 0,07	0,50 ± 0,03	0,27 ± 0,02
25 - 40	1,78	1,22 ± 0,08	0,66 ± 0,04	0,33 ± 0,02	0,18 ± 0,01

Profil: Woronewo 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,98	20425,93 ± 2232,37	10752,72 ± 1175,89	375,05 ± 40,91	195,14 ± 21,40
0 - 1	0,87	10790,98 ± 1250,15	5665,64 ± 656,96	152,00 ± 16,53	77,72 ± 8,56
1 - 2	1,44	1669,99 ± 193,48	849,35 ± 98,76	58,03 ± 5,65	28,39 ± 2,84
2 - 3	1,42	848,75 ± 98,34	426,82 ± 49,79	34,06 ± 2,87	16,20 ± 1,42
3 - 5	1,53	395,99 ± 29,59	190,47 ± 14,62	22,02 ± 1,47	10,14 ± 0,71
5 - 10	1,60	100,47 ± 5,75	41,27 ± 2,57	9,90 ± 0,57	4,31 ± 0,26
10 - 15	1,62	19,14 ± 1,11	10,35 ± 0,60	1,88 ± 0,11	1,02 ± 0,06
15 - 20	1,66	4,00 ± 0,25	2,16 ± 0,13	0,33 ± 0,02	0,18 ± 0,01
20 - 25	1,64				
25 - 40	1,79				

Tabelle A.18: Bodenprofile Woroneow 3 und 4, Korosten

Profil: Woroneow 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,63	9022,48 ± 976,23	4670,39 ± 506,53	405,01 ± 41,70	219,37 ± 23,78
0 - 1	1,07	8913,84 ± 1052,06	4877,86 ± 596,68	334,16 ± 34,03	182,69 ± 19,80
1 - 2	1,11	7198,27 ± 849,71	3831,34 ± 471,99	238,48 ± 22,74	130,34 ± 13,40
2 - 3	0,84	6240,59 ± 723,80	3408,03 ± 415,08	158,32 ± 13,28	87,67 ± 8,14
3 - 5	1,24	2260,84 ± 174,87	1331,32 ± 122,97	105,60 ± 7,16	58,88 ± 4,64
5 - 10	1,49	457,35 ± 26,08	227,94 ± 13,38	49,71 ± 2,84	25,97 ± 1,60
10 - 15	1,50	91,15 ± 5,21	47,29 ± 2,95	15,53 ± 0,89	8,93 ± 0,60
15 - 20	1,53	52,56 ± 3,07	37,41 ± 3,01	8,68 ± 0,50	5,38 ± 0,37
20 - 25	1,49	28,05 ± 1,64	15,16 ± 0,89	4,67 ± 0,27	2,52 ± 0,14
25 - 40	1,65	10,40 ± 0,58	5,62 ± 0,31	2,58 ± 0,14	1,39 ± 0,08

Profil: Woroneow 4					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,44	56705,36 ± 10864,57	29349,14 ± 5624,57	851,39 ± 109,77	449,83 ± 57,62
0 - 1	0,57	62176,78 ± 7689,95	32447,29 ± 4015,72	705,66 ± 81,84	374,40 ± 43,17
1 - 2	0,66	31582,89 ± 3906,12	16333,58 ± 2021,12	354,00 ± 38,35	190,89 ± 20,46
2 - 3	0,80	6803,09 ± 802,88	3477,23 ± 424,93	145,09 ± 12,51	82,85 ± 7,09
3 - 5	1,12	2059,52 ± 158,51	1002,00 ± 77,75	90,39 ± 6,06	54,89 ± 3,67
5 - 10	1,37	361,98 ± 20,65	175,73 ± 10,44	44,09 ± 2,50	32,37 ± 1,92
10 - 15	1,37	56,52 ± 3,25	175,14 ± 10,88	19,30 ± 1,08	20,33 ± 1,21
15 - 20	1,42	32,39 ± 1,87	17,51 ± 1,01	15,43 ± 0,86	8,34 ± 0,46
20 - 25	1,57	25,86 ± 1,49	13,98 ± 0,81	13,13 ± 0,73	7,10 ± 0,39
25 - 40	1,63	45,33 ± 2,48	24,50 ± 1,34	11,10 ± 0,61	6,00 ± 0,33

Tabelle A.19: Bodenprofile Woronewo 5 und 6, Korosten

Profil: Woroneow 5					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,33	48565,56 ± 4096,05	25720,22 ± 2171,62	612,46 ± 59,89	323,10 ± 31,66
0 - 1	0,56	37233,60 ± 4390,94	19733,32 ± 2328,15	333,21 ± 36,34	175,21 ± 19,17
1 - 2	1,11	4148,01 ± 489,19	2110,19 ± 249,38	123,13 ± 11,57	63,88 ± 6,04
2 - 3	1,15	1901,82 ± 224,30	962,70 ± 114,03	77,22 ± 6,15	40,52 ± 3,28
3 - 5	1,32	892,83 ± 66,68	436,26 ± 33,04	55,43 ± 3,58	29,49 ± 1,97
5 - 10	1,38	246,89 ± 14,09	131,59 ± 7,91	31,80 ± 1,82	17,94 ± 1,10
10 - 15	1,41	86,44 ± 4,95	52,43 ± 3,28	14,73 ± 0,84	8,85 ± 0,55
15 - 20	1,59	53,21 ± 3,05	32,79 ± 2,09	8,66 ± 0,49	5,16 ± 0,32
20 - 25	1,59	26,53 ± 1,53	16,34 ± 1,06	4,42 ± 0,25	2,55 ± 0,15
25 - 40	1,61	9,58 ± 0,54	5,18 ± 0,29	2,31 ± 0,13	1,25 ± 0,07

Profil: Woronewo 6					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,94	5407,02 ± 1118,85	2790,40 ± 577,83	597,94 ± 55,02	309,91 ± 28,48
0 - 1	1,15	6478,28 ± 764,00	3282,98 ± 387,69	571,81 ± 49,61	296,42 ± 25,68
1 - 2	1,29	6465,72 ± 762,51	3225,72 ± 380,86	497,61 ± 40,86	258,82 ± 21,24
2 - 3	1,27	5652,49 ± 666,61	2899,35 ± 342,40	414,32 ± 31,04	217,27 ± 16,34
3 - 5	1,37	6277,85 ± 468,71	3300,45 ± 246,94	342,48 ± 22,57	180,42 ± 11,99
5 - 10	1,47	1941,97 ± 110,68	1030,49 ± 59,22	170,42 ± 9,72	89,96 ± 5,22
10 - 15	1,52	245,46 ± 14,01	129,63 ± 7,84	27,71 ± 1,59	14,23 ± 0,87
15 - 20	1,57	78,68 ± 4,50	35,96 ± 2,28	9,01 ± 0,52	4,36 ± 0,27
20 - 25	1,62	18,83 ± 1,10	10,18 ± 0,60	2,85 ± 0,17	1,54 ± 0,09
25 - 40	1,75	5,02 ± 0,29	2,71 ± 0,16	1,32 ± 0,08	0,71 ± 0,04

Tabelle A.20: Bodenprofil Woronewo 7, Korosten

Profil: Woronewo 7					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,54	581,13 ± 71,58	285,90 ± 38,88	296,14 ± 19,23	161,56 ± 12,05
0 - 1	1,66	684,81 ± 80,83	335,21 ± 41,41	287,71 ± 18,19	157,41 ± 11,49
1 - 2	1,68	583,59 ± 67,62	279,53 ± 32,74	276,35 ± 16,85	151,85 ± 10,80
2 - 3	1,85	226,18 ± 26,26	136,55 ± 17,15	266,56 ± 15,72	147,16 ± 10,25
3 - 5	1,77	203,32 ± 15,35	118,53 ± 12,19	262,37 ± 15,23	144,63 ± 9,94
5 - 10	1,70	609,27 ± 35,08	358,55 ± 21,91	255,19 ± 14,69	140,44 ± 9,51
10 - 15	1,66	1585,88 ± 91,45	842,37 ± 58,45	203,49 ± 11,71	110,02 ± 7,65
15 - 20	1,70	601,46 ± 34,52	337,85 ± 24,80	72,25 ± 4,14	40,31 ± 2,81
20 - 25	1,80	231,75 ± 13,23	127,24 ± 7,71	21,27 ± 1,22	11,67 ± 0,71
25 - 40	2,01	1,47 ± 0,09	0,79 ± 0,05	0,44 ± 0,03	0,24 ± 0,02

Tabelle A.21: Bodenprofile Kupetsch-Tschernjanka 1 und 2, Korosten

Profil: Kupetsch-Tschernjanka 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,17	3900,74 ± 465,04	2031,90 ± 242,70	332,14 ± 30,57	173,41 ± 16,05
0 - 1	1,14	3957,08 ± 458,44	2050,55 ± 237,95	287,36 ± 25,23	150,08 ± 13,27
1 - 2	1,28	3702,02 ± 436,59	1920,14 ± 226,88	242,09 ± 19,99	126,62 ± 10,55
2 - 3	1,21	3048,35 ± 353,17	1589,78 ± 184,55	194,60 ± 14,39	101,99 ± 7,64
3 - 5	1,36	2314,69 ± 172,83	1217,65 ± 91,37	157,69 ± 10,11	82,74 ± 5,40
5 - 10	1,34	1031,27 ± 58,79	537,30 ± 31,10	94,65 ± 5,40	49,58 ± 2,92
10 - 15	1,32	236,88 ± 13,62	122,09 ± 7,41	25,72 ± 1,47	13,67 ± 0,84
15 - 20	1,43	72,84 ± 4,17	40,35 ± 2,56	10,11 ± 0,58	5,62 ± 0,35
20 - 25	1,49	29,94 ± 1,73	17,35 ± 1,14	4,90 ± 0,28	2,73 ± 0,16
25 - 40	1,53	11,62 ± 0,65	6,28 ± 0,35	2,66 ± 0,15	1,44 ± 0,08

Profil: Kupetsch-Tschernjanka 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,09	1707,48 ± 247,99	872,35 ± 127,11	277,08 ± 21,13	140,58 ± 10,85
0 - 1	1,15	1698,23 ± 196,76	861,72 ± 100,24	262,84 ± 19,06	133,31 ± 9,79
1 - 2	1,19	1585,69 ± 183,72	788,45 ± 91,74	243,24 ± 16,79	123,36 ± 8,64
2 - 3	1,25	1544,26 ± 178,92	803,52 ± 93,50	224,39 ± 14,61	113,99 ± 7,54
3 - 5	1,30	1505,54 ± 112,43	764,99 ± 57,64	205,16 ± 12,38	103,99 ± 6,38
5 - 10	1,35	1300,20 ± 74,11	649,05 ± 37,50	166,15 ± 9,47	84,16 ± 4,89
10 - 15	1,38	704,54 ± 40,17	369,37 ± 21,52	78,50 ± 4,47	40,41 ± 2,36
15 - 20	1,42	314,07 ± 17,92	152,39 ± 9,08	29,80 ± 1,69	14,88 ± 0,87
20 - 25	1,46	44,19 ± 2,54	23,89 ± 1,37	7,58 ± 0,43	4,10 ± 0,23
25 - 40	1,52	19,13 ± 1,05	10,34 ± 0,57	4,37 ± 0,24	2,36 ± 0,13

Tabelle A.22: Bodenprofile Tschigiri 1 und 2, Korosten

Profil: Tschigiri 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,40	25546,43 ± 3535,46	13452,81 ± 1895,05	319,53 ± 36,50	167,79 ± 19,67
0 - 1	0,74	15370,53 ± 1813,23	8140,33 ± 976,73	231,97 ± 24,38	121,68 ± 13,18
1 - 2	1,03	5045,95 ± 595,51	2589,20 ± 317,76	118,26 ± 10,97	61,46 ± 5,95
2 - 3	1,28	1193,60 ± 136,49	627,23 ± 72,12	66,14 ± 4,82	34,72 ± 2,67
3 - 5	1,37	386,18 ± 28,39	207,36 ± 15,67	50,85 ± 3,07	26,68 ± 1,74
5 - 10	1,46	189,39 ± 10,81	101,72 ± 6,23	40,28 ± 2,29	21,01 ± 1,32
10 - 15	1,35	141,72 ± 8,10	75,60 ± 4,71	26,47 ± 1,50	13,59 ± 0,86
15 - 20	1,48	99,31 ± 5,68	52,21 ± 3,30	16,93 ± 0,96	8,50 ± 0,54
20 - 25	1,46	59,69 ± 3,42	31,84 ± 2,06	9,58 ± 0,54	4,64 ± 0,30
25 - 40	1,66	20,98 ± 1,16	9,29 ± 0,60	5,22 ± 0,29	2,31 ± 0,15

Profil: Tschigiri 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,87	8066,02 ± 827,09	4116,62 ± 423,06	338,07 ± 34,05	175,12 ± 17,74
0 - 1	1,25	6932,26 ± 817,53	3610,68 ± 426,28	240,96 ± 24,10	125,56 ± 12,65
1 - 2	1,30	4220,81 ± 488,99	2181,72 ± 253,15	154,14 ± 13,86	80,34 ± 7,31
2 - 3	1,35	1847,86 ± 214,09	948,92 ± 110,31	99,34 ± 7,51	52,02 ± 4,02
3 - 5	1,46	794,12 ± 58,35	411,56 ± 30,63	74,40 ± 4,62	39,21 ± 2,53
5 - 10	1,60	324,87 ± 18,53	170,71 ± 10,13	51,25 ± 2,92	27,21 ± 1,64
10 - 15	1,57	156,51 ± 8,94	76,72 ± 4,70	25,18 ± 1,43	13,51 ± 0,83
15 - 20	1,64	66,76 ± 3,82	40,74 ± 2,58	12,86 ± 0,73	7,47 ± 0,46
20 - 25	1,71	36,18 ± 2,08	21,20 ± 1,38	7,39 ± 0,41	4,14 ± 0,25
25 - 40	1,74	16,50 ± 0,91	8,92 ± 0,49	4,30 ± 0,24	2,33 ± 0,13

Tabelle A.23: Bodenprofile Tschigiri 3 und Tschigiri-Zwintor 1, Korosten

Profil: Tschigiri 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,82	11418,55 ± 1391,22	5861,95 ± 715,08	396,90 ± 41,15	204,49 ± 21,34
0 - 1	0,94	10489,41 ± 1215,21	5398,09 ± 625,90	301,50 ± 29,52	155,52 ± 15,36
1 - 2	1,30	5437,41 ± 629,94	2870,71 ± 333,01	203,40 ± 18,16	105,03 ± 9,51
2 - 3	1,12	2800,51 ± 324,46	1459,23 ± 169,52	132,91 ± 9,99	67,82 ± 5,19
3 - 5	1,21	1336,55 ± 99,81	672,99 ± 50,83	101,67 ± 6,37	51,54 ± 3,30
5 - 10	1,41	669,23 ± 38,16	335,74 ± 19,62	69,23 ± 3,95	35,21 ± 2,07
10 - 15	1,39	214,61 ± 12,25	110,59 ± 6,69	21,93 ± 1,25	11,48 ± 0,68
15 - 20	1,47	46,72 ± 2,69	25,25 ± 1,45	6,97 ± 0,40	3,77 ± 0,21
20 - 25	1,59	8,85 ± 0,53	4,78 ± 0,29	3,54 ± 0,20	1,91 ± 0,11
25 - 40	1,65	11,46 ± 0,64	6,19 ± 0,34	2,84 ± 0,16	1,54 ± 0,09

Profil: Tschigiri-Zwintor 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,40	33692,13 ± 4986,46	17582,24 ± 2634,78	355,70 ± 43,10	187,29 ± 23,43
0 - 1	0,82	17799,84 ± 2202,11	9292,30 ± 1168,76	250,66 ± 27,56	132,47 ± 15,22
1 - 2	1,28	2947,97 ± 348,05	1539,49 ± 192,40	105,49 ± 9,60	56,69 ± 5,69
2 - 3	1,49	1116,40 ± 129,63	546,98 ± 70,90	67,84 ± 5,15	37,02 ± 3,23
3 - 5	1,56	487,99 ± 36,85	256,46 ± 27,55	51,16 ± 3,22	28,85 ± 2,17
5 - 10	1,40	262,56 ± 15,10	139,13 ± 8,57	35,99 ± 2,07	20,88 ± 1,31
10 - 15	1,65	74,16 ± 4,28	44,02 ± 2,85	17,67 ± 1,02	11,17 ± 0,71
15 - 20	1,52	65,10 ± 3,76	45,03 ± 2,93	11,55 ± 0,66	7,54 ± 0,48
20 - 25	1,54	50,91 ± 2,95	34,62 ± 2,28	6,59 ± 0,38	4,11 ± 0,26
25 - 40	1,73	10,31 ± 0,58	5,58 ± 0,31	2,67 ± 0,15	1,44 ± 0,08

Tabelle A.24: Bodenprofile Tschigiri-Zwintor 2 und 3, Korosten

Profil: Tschigiri-Zwintor 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,32	7962,63 ± 777,38	7788,22 ± 795,11	237,15 ± 23,12	137,03 ± 13,80
0 - 1	1,01	9009,74 ± 1044,16	4614,16 ± 545,22	197,56 ± 19,25	98,30 ± 9,85
1 - 2	1,35	2175,48 ± 252,05	997,47 ± 116,15	106,60 ± 8,71	51,72 ± 4,35
2 - 3	1,46	796,91 ± 92,35	345,49 ± 40,53	77,23 ± 5,31	38,25 ± 2,78
3 - 5	1,40	499,88 ± 37,35	243,11 ± 18,89	65,59 ± 3,96	33,21 ± 2,19
5 - 10	1,39	319,40 ± 18,24	157,49 ± 9,65	51,63 ± 2,91	26,42 ± 1,66
10 - 15	1,30	132,38 ± 7,64	64,97 ± 4,24	29,51 ± 1,65	15,51 ± 0,99
15 - 20	1,40	41,94 ± 2,45	23,83 ± 1,61	20,93 ± 1,16	11,30 ± 0,72
20 - 25	1,55	20,37 ± 1,19	11,01 ± 0,64	17,99 ± 0,99	9,63 ± 0,53
25 - 40	1,79	61,26 ± 3,33	32,77 ± 2,06	16,41 ± 0,89	8,78 ± 0,55

Profil: Tschigiri-Zwintor 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,35	71939,07 ± 6854,35	38219,89 ± 3697,92	527,95 ± 51,62	281,04 ± 28,18
0 - 1	1,16	6379,26 ± 739,36	3349,24 ± 397,12	112,50 ± 12,04	60,32 ± 6,82
1 - 2	1,46	932,77 ± 108,34	530,71 ± 68,70	38,81 ± 3,50	21,63 ± 2,24
2 - 3	1,56	395,35 ± 46,08	240,66 ± 33,86	25,16 ± 1,91	13,86 ± 1,23
3 - 5	1,53	199,24 ± 14,69	111,19 ± 9,21	19,00 ± 1,19	10,11 ± 0,70
5 - 10	1,44	103,32 ± 5,91	48,57 ± 3,07	12,89 ± 0,74	6,70 ± 0,42
10 - 15	1,51	38,43 ± 2,21	24,24 ± 1,56	5,46 ± 0,32	3,21 ± 0,20
15 - 20	1,56	12,75 ± 0,75	6,89 ± 0,41	2,57 ± 0,15	1,39 ± 0,08
20 - 25	1,68	3,67 ± 0,23	1,99 ± 0,12	1,58 ± 0,09	0,85 ± 0,05
25 - 40	1,73	4,89 ± 0,28	2,64 ± 0,15	1,27 ± 0,07	0,69 ± 0,04

Tabelle A.25: Bodenprofile Tschigiri-Rjetschka Most 2 und 3, Korosten

Profil: Tschigiri-Rjetschka Most 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,64	8761,70 ± 1970,87	4602,05 ± 1048,21	349,56 ± 37,91	184,04 ± 20,28
0 - 1	0,84	10036,39 ± 1184,13	5275,89 ± 637,78	323,10 ± 31,95	170,15 ± 17,12
1 - 2	1,04	6902,28 ± 799,64	3653,47 ± 423,79	238,54 ± 21,98	125,69 ± 11,74
2 - 3	1,15	4589,56 ± 531,71	2393,47 ± 277,79	166,45 ± 13,62	87,53 ± 7,32
3 - 5	1,32	2241,56 ± 167,37	1195,89 ± 89,91	113,70 ± 7,51	60,03 ± 4,12
5 - 10	1,49	385,05 ± 21,96	199,24 ± 11,85	54,67 ± 3,11	28,54 ± 1,76
10 - 15	1,57	105,39 ± 6,03	59,80 ± 3,75	26,00 ± 1,47	13,70 ± 0,87
15 - 20	1,50	68,52 ± 3,96	33,49 ± 2,17	17,72 ± 1,00	9,00 ± 0,58
20 - 25	1,45	45,02 ± 2,61	20,03 ± 1,35	12,58 ± 0,70	6,49 ± 0,42
25 - 40	1,62	38,27 ± 2,10	20,68 ± 1,31	9,31 ± 0,51	5,03 ± 0,32

Profil: Tschigiri-Rjetschka Most 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,15	5020,40 ± 740,61	2615,34 ± 386,23	556,44 ± 51,24	291,92 ± 27,00
0 - 1	1,45	5559,64 ± 655,66	2890,52 ± 341,32	513,19 ± 44,86	269,39 ± 23,67
1 - 2	1,35	5975,29 ± 692,25	3114,49 ± 361,21	432,70 ± 35,37	227,54 ± 18,73
2 - 3	1,40	4265,16 ± 494,13	2236,01 ± 259,30	352,06 ± 26,03	185,51 ± 13,85
3 - 5	1,56	4373,67 ± 326,55	2306,86 ± 172,71	292,41 ± 19,12	154,24 ± 10,23
5 - 10	1,54	1403,25 ± 80,58	735,20 ± 42,71	156,16 ± 8,94	82,37 ± 4,85
10 - 15	1,60	386,14 ± 22,02	185,52 ± 10,94	48,26 ± 2,75	25,84 ± 1,56
15 - 20	1,59	114,24 ± 6,53	61,38 ± 3,80	17,40 ± 0,99	11,01 ± 0,69
20 - 25	1,66	54,58 ± 3,13	29,97 ± 1,89	8,34 ± 0,47	6,14 ± 0,39
25 - 40	1,73	14,62 ± 0,81	14,06 ± 0,89	3,80 ± 0,21	3,65 ± 0,23

Tabelle A.26: Bodenprofile Tschigiri-Ferma 1 und 2, Korosten

Profil: Tschigiri-Ferma 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,94	7181,74 ± 610,48	3845,46 ± 346,13	380,90 ± 35,60	203,34 ± 20,02
0 - 1	1,02	6854,93 ± 794,49	3648,59 ± 432,82	262,96 ± 25,57	140,19 ± 14,34
1 - 2	1,11	5121,83 ± 604,43	2790,35 ± 341,26	193,31 ± 17,50	103,12 ± 9,94
2 - 3	1,17	3367,01 ± 390,39	1783,38 ± 215,71	136,62 ± 10,81	72,24 ± 6,16
3 - 5	1,37	1516,68 ± 111,77	776,76 ± 66,22	97,12 ± 6,23	51,32 ± 3,63
5 - 10	1,46	419,04 ± 23,90	216,57 ± 12,83	55,42 ± 3,16	29,96 ± 1,81
10 - 15	1,45	194,92 ± 11,13	102,46 ± 6,28	24,73 ± 1,41	14,10 ± 0,87
15 - 20	1,50	51,93 ± 2,98	33,90 ± 2,18	10,57 ± 0,60	6,65 ± 0,41
20 - 25	1,56	44,53 ± 2,56	30,51 ± 1,97	6,66 ± 0,38	4,11 ± 0,25
25 - 40	1,63	13,02 ± 0,72	7,04 ± 0,39	3,18 ± 0,18	1,72 ± 0,10

Profil: Tschigiri-Ferma 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,84	4325,34 ± 547,61	2304,35 ± 305,50	359,54 ± 39,28	190,45 ± 21,45
0 - 1	0,97	9216,82 ± 1068,13	4856,12 ± 573,17	326,38 ± 35,08	172,78 ± 19,11
1 - 2	1,12	3088,82 ± 358,17	1476,51 ± 179,92	237,30 ± 24,76	125,86 ± 13,57
2 - 3	1,04	14111,95 ± 1635,20	7526,44 ± 881,99	202,77 ± 20,76	109,35 ± 11,56
3 - 5	1,32	1132,40 ± 84,95	610,12 ± 55,71	55,78 ± 3,73	30,95 ± 2,37
5 - 10	1,52	268,38 ± 15,31	155,73 ± 9,37	25,87 ± 1,48	14,84 ± 0,90
10 - 15	1,52	37,42 ± 2,15	20,76 ± 1,37	5,42 ± 0,31	2,97 ± 0,19
15 - 20	1,53	16,67 ± 0,97	9,01 ± 0,52	2,57 ± 0,15	1,39 ± 0,08
20 - 25	1,61	2,51 ± 0,16	1,36 ± 0,09	1,30 ± 0,08	0,70 ± 0,04
25 - 40	1,68	4,33 ± 0,25	2,34 ± 0,14	1,09 ± 0,06	0,59 ± 0,03

Tabelle A.27: Bodenprofile Tschigiri-Kmilnik 1 und 2, Korosten

Profil: Tschigiri-Kmilnik 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,62	8619,32 ± 2582,99	4617,22 ± 1405,32	531,90 ± 51,51	286,11 ± 28,57
0 - 1	0,89	8761,44 ± 1084,28	4671,03 ± 597,21	513,37 ± 45,96	276,18 ± 25,55
1 - 2	1,01	8469,75 ± 999,31	4405,07 ± 532,76	435,52 ± 36,32	234,68 ± 20,24
2 - 3	1,01	7058,00 ± 818,05	3862,93 ± 458,16	350,39 ± 26,28	190,40 ± 14,89
3 - 5	1,15	5131,87 ± 383,66	2905,13 ± 231,17	278,88 ± 17,99	151,26 ± 10,25
5 - 10	1,37	1677,49 ± 95,61	883,61 ± 51,01	161,00 ± 9,18	84,53 ± 4,94
10 - 15	1,47	350,26 ± 19,98	193,45 ± 11,55	46,39 ± 2,64	24,16 ± 1,45
15 - 20	1,55	176,25 ± 10,07	88,68 ± 5,43	20,68 ± 1,18	9,96 ± 0,60
20 - 25	1,50	43,56 ± 2,53	14,12 ± 0,95	7,05 ± 0,40	3,10 ± 0,18
25 - 40	1,65	15,31 ± 0,85	8,28 ± 0,46	3,78 ± 0,21	2,05 ± 0,11

Profil: Tschigiri-Kmilnik 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,94	9006,19 ± 651,64	4768,80 ± 363,10	441,74 ± 39,01	233,06 ± 21,50
0 - 1	1,34	7618,58 ± 898,82	3967,12 ± 478,63	243,15 ± 24,64	127,91 ± 13,50
1 - 2	1,25	3581,82 ± 415,31	1893,42 ± 228,93	141,16 ± 12,61	74,80 ± 7,09
2 - 3	1,32	1828,72 ± 212,20	1031,88 ± 128,59	96,33 ± 7,41	51,10 ± 4,23
3 - 5	1,42	992,94 ± 74,20	520,17 ± 40,60	72,24 ± 4,62	37,51 ± 2,53
5 - 10	1,48	350,24 ± 19,98	176,24 ± 10,55	44,10 ± 2,52	22,77 ± 1,38
10 - 15	1,55	123,90 ± 7,08	62,68 ± 3,92	18,13 ± 1,03	9,70 ± 0,60
15 - 20	1,61	52,65 ± 3,02	31,35 ± 2,04	8,52 ± 0,49	4,84 ± 0,29
20 - 25	1,75	16,30 ± 0,95	8,81 ± 0,51	4,30 ± 0,24	2,32 ± 0,13
25 - 40	1,76	10,85 ± 0,60	5,87 ± 0,33	2,87 ± 0,16	1,55 ± 0,09

Tabelle A.28: Bodenprofile Nosdristsche 1 und 2, Narodici

Profil: Nosdristsche 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,92	7767,0 ± 1323,4	4189,2 ± 720,2	4710,9 ± 310,0	2503,8 ± 166,8
0 - 1	1,50	9138,9 ± 1130,6	4706,1 ± 591,5	4666,2 ± 302,3	2479,7 ± 162,7
1 - 2	1,42	8726,0 ± 1011,2	4684,1 ± 549,8	4529,6 ± 285,4	2409,3 ± 153,8
2 - 3	1,58	9419,2 ± 1091,5	5066,4 ± 593,8	4405,3 ± 271,0	2342,6 ± 146,0
3 - 5	1,70	8649,0 ± 645,9	4470,3 ± 338,0	4257,0 ± 253,9	2262,8 ± 136,7
5 - 10	1,74	31737,5 ± 1871,0	16883,1 ± 1005,6	3963,2 ± 231,9	2110,9 ± 125,2
10 - 15	1,69	12817,1 ± 735,9	6851,6 ± 393,9	1200,0 ± 69,0	641,1 ± 37,6
15 - 20	1,75	1152,7 ± 66,6	606,4 ± 42,8	115,6 ± 6,8	61,4 ± 4,3
20 - 25	1,71	63,6 ± 3,6	38,3 ± 2,5	14,5 ± 0,9	8,2 ± 0,5
25 - 40	1,88	32,2 ± 2,2	17,4 ± 1,2	9,1 ± 0,6	4,9 ± 0,3

Profil: Nosdristsche 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,10	8070,5 ± 978,5	4287,9 ± 521,9	5229,0 ± 327,3	2814,1 ± 178,2
0 - 1	1,14	8235,7 ± 954,1	4357,0 ± 505,3	5146,7 ± 317,4	2770,4 ± 172,9
1 - 2	1,68	8402,1 ± 973,5	4348,2 ± 506,2	5052,8 ± 306,5	2720,7 ± 167,1
2 - 3	1,52	7289,7 ± 844,8	3700,7 ± 436,9	4912,0 ± 290,2	2647,9 ± 158,7
3 - 5	1,53	6784,0 ± 506,9	3760,0 ± 291,0	4801,2 ± 277,3	2591,6 ± 152,0
5 - 10	1,60	9140,3 ± 521,2	5040,1 ± 297,0	4593,9 ± 261,8	2476,7 ± 143,1
10 - 15	1,68	28424,7 ± 1619,9	15246,2 ± 873,5	3861,3 ± 220,1	2072,7 ± 119,3
15 - 20	1,67	17352,8 ± 989,2	9333,8 ± 541,4	1474,0 ± 84,0	792,3 ± 46,0
20 - 25	1,73	137,4 ± 7,8	66,9 ± 4,2	21,4 ± 1,2	10,9 ± 0,6
25 - 40	1,77	35,7 ± 1,9	19,3 ± 1,0	9,5 ± 0,5	5,1 ± 0,3

Tabelle A.29: Bodenprofil Nosdristsche 3, Narodici

Profil: Nosdristsche 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,37	6758,0 ± 819,3	3596,6 ± 436,4	2587,3 ± 176,0	1382,8 ± 94,9
0 - 1	1,37	6693,9 ± 765,4	3544,0 ± 405,6	2501,4 ± 165,6	1337,1 ± 89,3
1 - 2	1,56	6887,8 ± 798,0	3580,5 ± 415,2	2409,9 ± 155,1	1288,6 ± 83,8
2 - 3	1,45	7754,6 ± 886,8	4090,2 ± 470,7	2302,3 ± 142,7	1232,7 ± 77,3
3 - 5	1,47	8713,4 ± 650,6	4580,8 ± 345,1	2189,7 ± 129,8	1173,3 ± 70,5
5 - 10	1,57	11058,0 ± 634,9	5879,5 ± 338,7	1934,3 ± 110,7	1039,1 ± 60,3
10 - 15	1,55	9113,3 ± 519,3	4904,7 ± 280,0	1063,6 ± 60,7	576,1 ± 33,7
15 - 20	1,65	4206,5 ± 240,1	2305,4 ± 140,3	359,3 ± 20,6	197,0 ± 12,0
20 - 25	1,61	103,0 ± 5,9	58,7 ± 3,7	12,9 ± 0,8	7,2 ± 0,5
25 - 40	1,70	18,0 ± 1,3	9,8 ± 0,7	4,6 ± 0,3	2,5 ± 0,2

Tabelle A.30: Nowe Scharno 1 und 2, Narodici

Profil: Nowe Scharno 1					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,63	4980,6 ± 1040,5	2890,8 ± 613,6	732,4 ± 68,3	385,9 ± 36,3
0 - 1	1,28	5727,7 ± 663,6	3071,1 ± 357,3	716,6 ± 65,0	376,8 ± 34,4
1 - 2	1,69	8007,6 ± 927,7	4189,3 ± 485,7	643,3 ± 56,5	337,5 ± 29,8
2 - 3	1,63	8593,7 ± 995,6	4577,6 ± 530,8	508,0 ± 40,9	266,7 ± 21,6
3 - 5	1,71	6059,7 ± 452,4	3185,1 ± 238,3	368,3 ± 24,7	192,3 ± 13,0
5 - 10	1,69	1528,9 ± 87,1	796,0 ± 45,9	160,9 ± 9,2	83,3 ± 4,8
10 - 15	1,75	197,5 ± 11,4	93,9 ± 5,8	31,9 ± 1,8	16,1 ± 1,0
15 - 20	1,67	83,9 ± 4,8	45,3 ± 2,6	14,6 ± 0,8	7,9 ± 0,4
20 - 25	1,71	37,9 ± 2,2	20,5 ± 1,2	7,6 ± 0,4	4,1 ± 0,2
25 - 40	1,73	16,8 ± 0,9	9,1 ± 0,5	4,4 ± 0,2	2,4 ± 0,1

Profil: Nowe Scharno 2					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,20	11073,8 ± 2610,3	19831,0 ± 4675,3	3318,2 ± 237,9	1759,4 ± 161,0
0 - 1	1,39	11575,2 ± 1365,1	20258,6 ± 2390,5	3259,7 ± 224,1	1654,7 ± 136,4
1 - 2	1,39	11485,7 ± 1354,5	17774,5 ± 2097,6	3098,4 ± 205,1	1372,4 ± 103,1
2 - 3	1,46	13116,8 ± 1546,9	6789,5 ± 802,1	2938,6 ± 186,2	1125,0 ± 73,9
3 - 5	1,47	13418,0 ± 985,7	4776,6 ± 351,4	2747,0 ± 163,6	1025,9 ± 62,2
5 - 10	1,62	12853,6 ± 732,5	4511,6 ± 257,6	2352,1 ± 134,6	885,3 ± 51,8
10 - 15	1,57	12404,4 ± 712,2	4314,6 ± 248,3	1313,1 ± 75,4	520,6 ± 31,0
15 - 20	1,72	3696,1 ± 212,6	1959,1 ± 123,1	338,8 ± 19,5	181,7 ± 11,5
20 - 25	1,76	149,6 ± 8,9	81,6 ± 5,6	20,5 ± 1,2	13,0 ± 0,9
25 - 40	1,88	25,9 ± 1,4	20,7 ± 1,4	7,3 ± 0,4	5,8 ± 0,4

Tabelle A.31: *Nowe Scharno 3 und 4, Narodici*

Profil: Nowe Scharno 3					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,08	18051,4 ± 2188,8	9419,7 ± 1150,9	3479,5 ± 276,2	1897,4 ± 154,6
0 - 1	1,56	18748,0 ± 2172,0	9798,7 ± 1136,6	3299,0 ± 254,3	1803,2 ± 143,1
1 - 2	1,60	19301,5 ± 2236,1	13428,4 ± 1557,0	3006,4 ± 220,4	1650,2 ± 125,4
2 - 3	1,64	19128,6 ± 2216,1	10005,9 ± 1160,5	2697,7 ± 184,7	1435,5 ± 100,5
3 - 5	1,73	18162,5 ± 1356,0	9636,2 ± 721,0	2384,7 ± 148,4	1271,7 ± 81,5
5 - 10	1,50	16655,7 ± 956,7	8915,0 ± 525,1	1755,9 ± 101,5	938,1 ± 56,5
10 - 15	1,58	5005,5 ± 295,5	2680,3 ± 172,3	507,8 ± 29,8	270,1 ± 17,2
15 - 20	1,79	718,4 ± 41,3	357,4 ± 21,0	111,5 ± 6,4	57,8 ± 3,5
20 - 25	1,77	272,9 ± 15,7	142,7 ± 8,7	47,0 ± 2,7	25,8 ± 1,6
25 - 40	1,63	93,2 ± 5,2	53,6 ± 3,5	22,8 ± 1,3	13,1 ± 0,9

Profil: Nowe Scharno 4					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,73	97163,1 ± 22902,8	52177,6 ± 12307,0	3916,1 ± 456,9	2068,3 ± 243,2
0 - 1	1,02	127281,6 ± 14745,8	67157,0 ± 7789,4	3604,2 ± 383,4	1900,8 ± 203,7
1 - 2	1,00	101202,7 ± 11724,6	53199,2 ± 6172,6	2309,5 ± 233,4	1217,7 ± 124,4
2 - 3	1,18	48040,4 ± 5565,8	25518,3 ± 2964,8	1292,6 ± 115,6	683,2 ± 62,4
3 - 5	1,34	17495,6 ± 1306,6	9189,9 ± 696,7	725,0 ± 49,8	381,7 ± 27,4
5 - 10	1,38	2071,0 ± 118,1	1082,5 ± 63,4	254,7 ± 14,7	134,6 ± 8,7
10 - 15	1,18	1243,9 ± 73,7	663,8 ± 49,0	112,2 ± 6,6	60,2 ± 4,3
15 - 20	1,66	226,9 ± 13,0	121,0 ± 8,1	38,8 ± 2,2	21,0 ± 1,4
20 - 25	1,78	80,0 ± 4,6	47,0 ± 3,0	20,0 ± 1,1	10,9 ± 0,7
25 - 40	1,61	53,1 ± 3,0	27,9 ± 1,9	12,8 ± 0,7	6,7 ± 0,5

Tabelle A.32: Bodenprofile Christinowka Flußufer und Wiese

Profil: Christinowka Flußufer					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	0,51	24248,2 ± 2940,4	12823,1 ± 1571,0	4217,9 ± 435,5	2261,4 ± 235,2
0 - 1	1,13	40522,7 ± 4694,9	20816,5 ± 2421,1	4102,6 ± 421,5	2200,4 ± 227,7
1 - 2	1,31	59465,8 ± 6799,7	31767,9 ± 3640,1	3645,8 ± 368,6	1965,8 ± 200,4
2 - 3	1,34	132443,1 ± 15143,9	71512,7 ± 8184,3	2867,6 ± 279,6	1550,0 ± 152,8
3 - 5	1,35	32370,5 ± 2378,2	17453,6 ± 1291,5	1093,4 ± 76,7	592,0 ± 43,1
5 - 10	1,48	2009,0 ± 114,9	1100,8 ± 72,3	220,7 ± 12,6	121,5 ± 8,3
10 - 15	1,49	565,6 ± 32,6	301,5 ± 24,7	72,3 ± 4,1	40,2 ± 3,0
15 - 20	1,66	179,3 ± 10,3	107,2 ± 7,2	30,1 ± 1,7	17,7 ± 1,2
20 - 25	1,60	64,8 ± 3,8	42,1 ± 3,1	15,3 ± 0,9	8,8 ± 0,6
25 - 40	1,57	42,9 ± 2,4	23,2 ± 1,3	10,1 ± 0,6	5,4 ± 0,3

Profil: Christinowka Wiese					
Tiefe [cm]	Dichte [g·cm ⁻³]	spezifische Aktivität		Depositionsdichte	
		Cs-137 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-134 [Bq·kg ⁻¹]	Cs-137 [kBq·m ⁻²]	Cs-134 [kBq·m ⁻²]
Humus	1,21	1830,4 ± 312,1	1008,0 ± 177,5	738,1 ± 49,5	423,4 ± 30,3
0 - 1	1,32	1997,7 ± 231,8	1106,4 ± 136,6	724,3 ± 47,2	415,8 ± 28,9
1 - 2	1,41	1939,3 ± 222,0	1041,9 ± 126,1	698,0 ± 44,1	401,2 ± 27,1
2 - 3	1,46	2067,0 ± 236,6	1054,1 ± 126,7	670,7 ± 41,0	386,6 ± 25,4
3 - 5	1,47	1963,3 ± 147,0	1048,2 ± 87,9	640,5 ± 37,5	371,2 ± 23,5
5 - 10	1,53	1621,1 ± 92,8	811,5 ± 55,0	582,8 ± 33,2	340,4 ± 20,9
10 - 15	1,46	1821,5 ± 103,9	926,6 ± 56,1	458,9 ± 26,1	278,4 ± 16,7
15 - 20	1,61	2128,5 ± 121,4	1118,8 ± 65,4	326,0 ± 18,5	210,8 ± 12,7
20 - 25	1,53	1728,2 ± 98,5	909,8 ± 53,5	154,4 ± 8,7	120,5 ± 7,4
25 - 40	1,78	83,8 ± 4,6	191,2 ± 12,3	22,4 ± 1,2	51,1 ± 3,3

A.1 Verwendete Halbleiterdetektoren

- Intrinsischer P-Typ Koaxialdetektor (Detektor 1)

Spezifikationen:

- Kristall:
 - * Volumen: 236 cm^3
 - * Abstand zum Eintrittsfenster: 5 mm
 - * Inaktive Abdeckschicht: 0,9 mm
- für ^{60}Co :
 - * Relative Efficiency: 53,9%
 - * Peak-zu-Compton-Verhältnis: 63,6 : 1
 - * Auflösung FWHM: 2,10 keV bei 1,33 MeV
 - * Auflösung FMTM: 3,91 keV bei 1,33 MeV
- für ^{57}Co :
 - * Auflösung FWHM: 980 eV bei 122 keV

- P-Typ High Purity Germanium Koaxialdetektor (Detektor 2)

Spezifikationen:

- Kristall:
 - * Volumen: 261 cm^3
 - * Abstand zum Eintrittsfenster: 4 mm
 - * Inaktive Abdeckschicht: 0,7 mm Aluminium und 0,7 mm inaktives Germanium
- für ^{60}Co :
 - * Relative Efficiency: 58,8%
 - * Peak-zu-Compton-Verhältnis: 76,1 : 1
 - * Auflösung FWHM: 1,95 keV bei 1,33 MeV
 - * Peakform (FMTM/FWHM): 1,89 keV bei 1,33 MeV
 - * Peakform (FMFM/FWHM): 2,60 keV bei 1,33 MeV
- für ^{57}Co :
 - * Auflösung FWHM: 850 eV bei 122 keV

Anhang B

Abbildungen

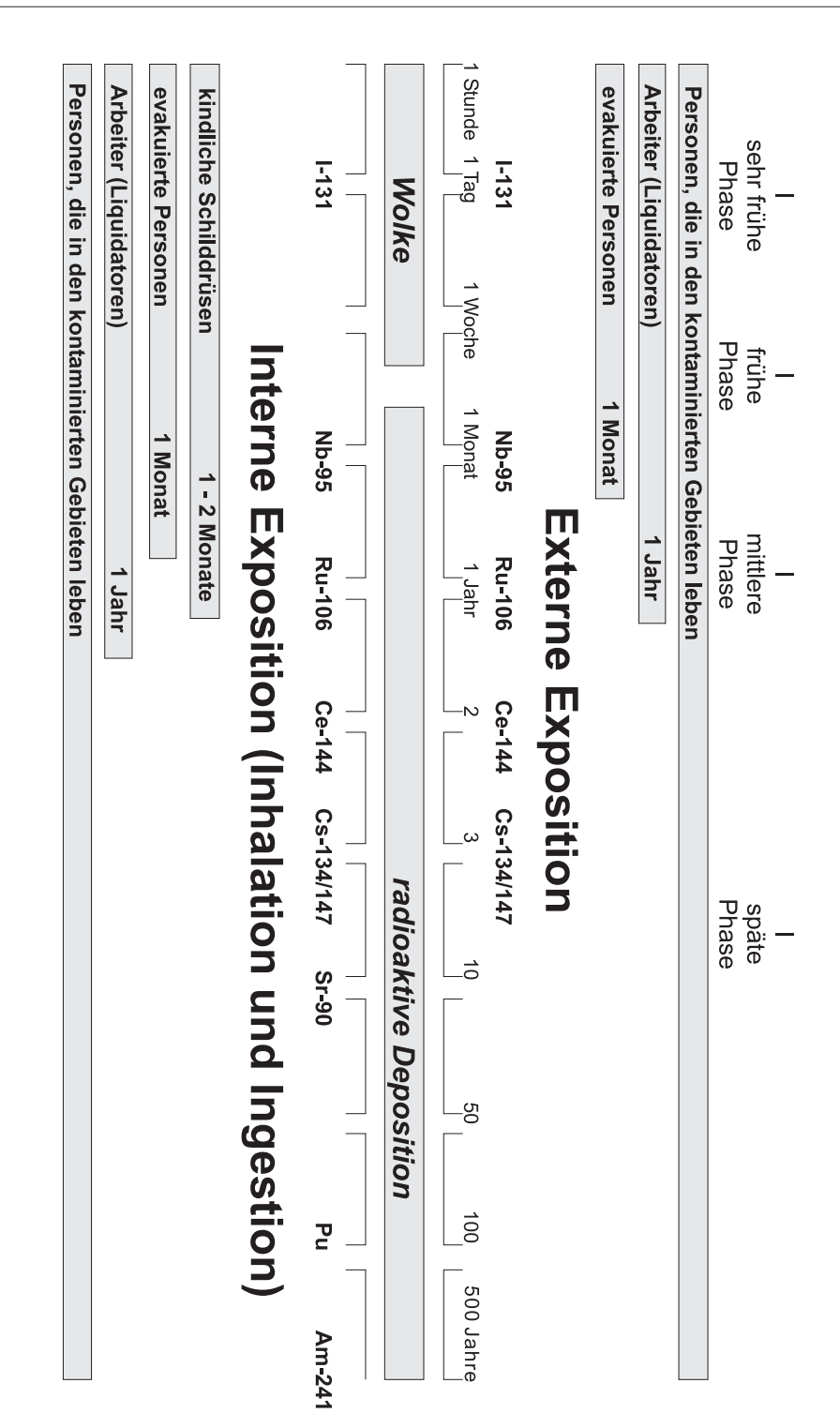


Abbildung B.1: Zeitliche Entwicklung der Expositionspfade [Lik96]

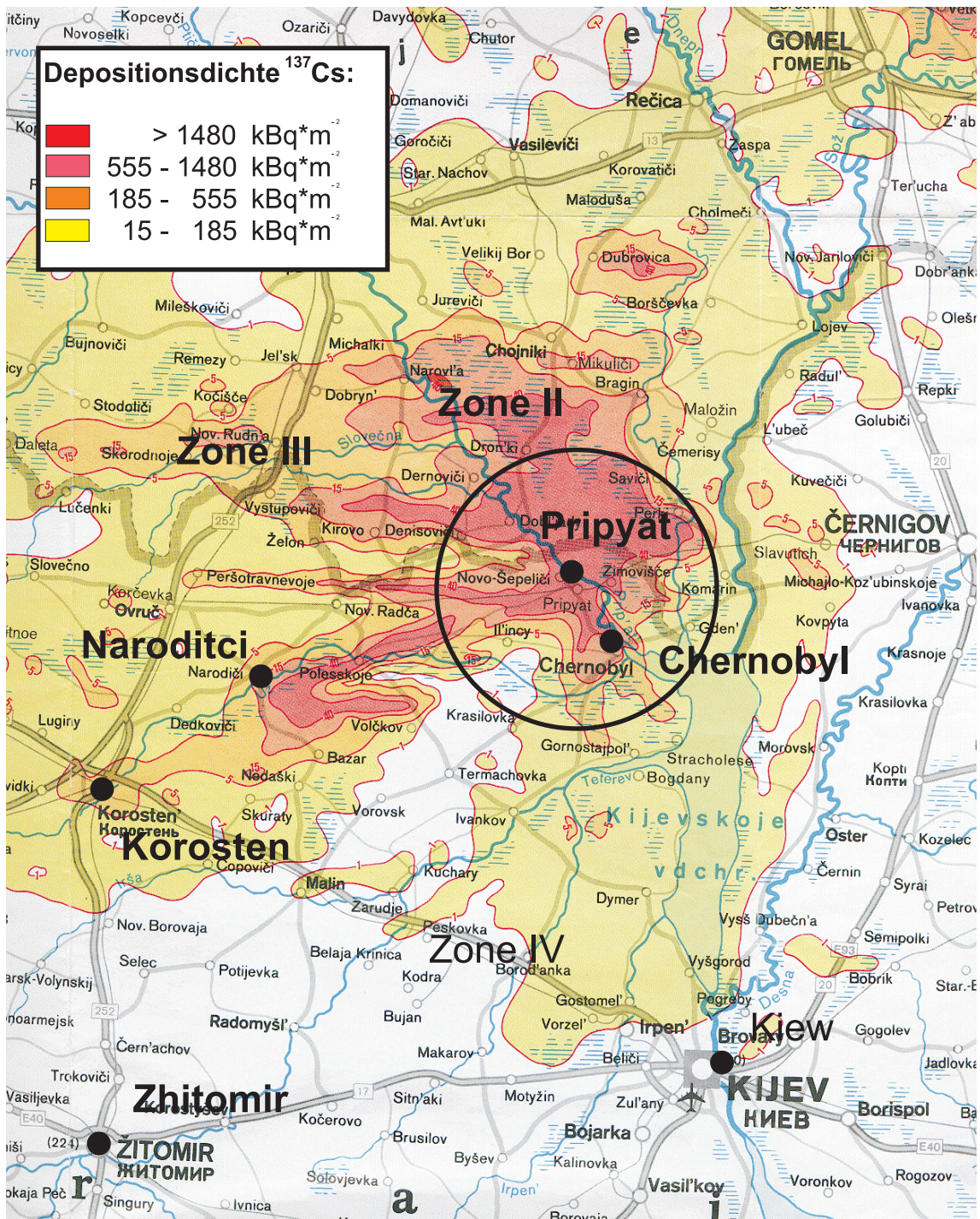


Abbildung B.2: Kontaminierte Gebiete in der nördlichen Ukraine, Ausschnitt aus [IAE91]

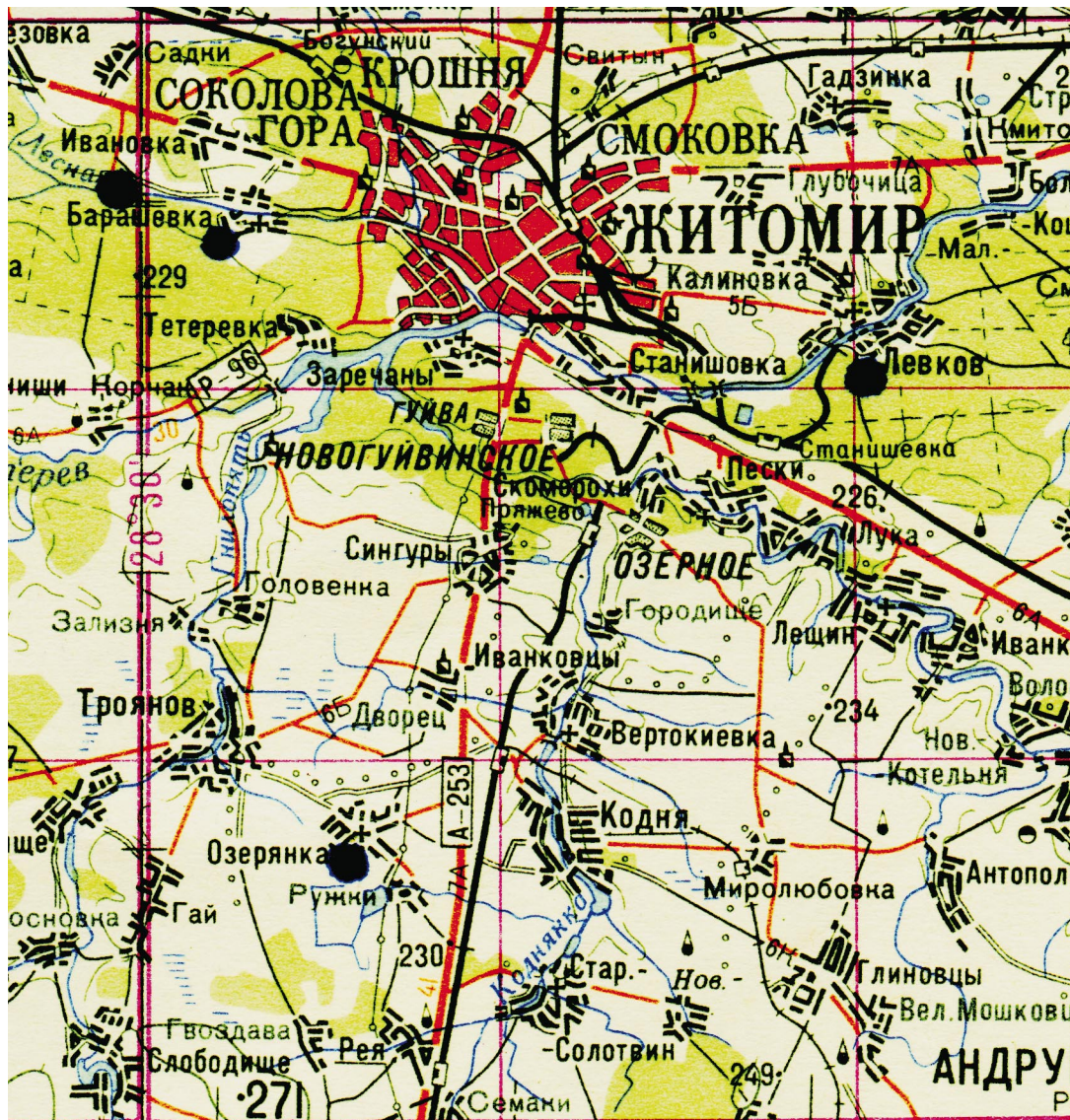


Abbildung B.3: Probennahmestellen bei Zhitomir, niedrigkontaminiertes Gebiet

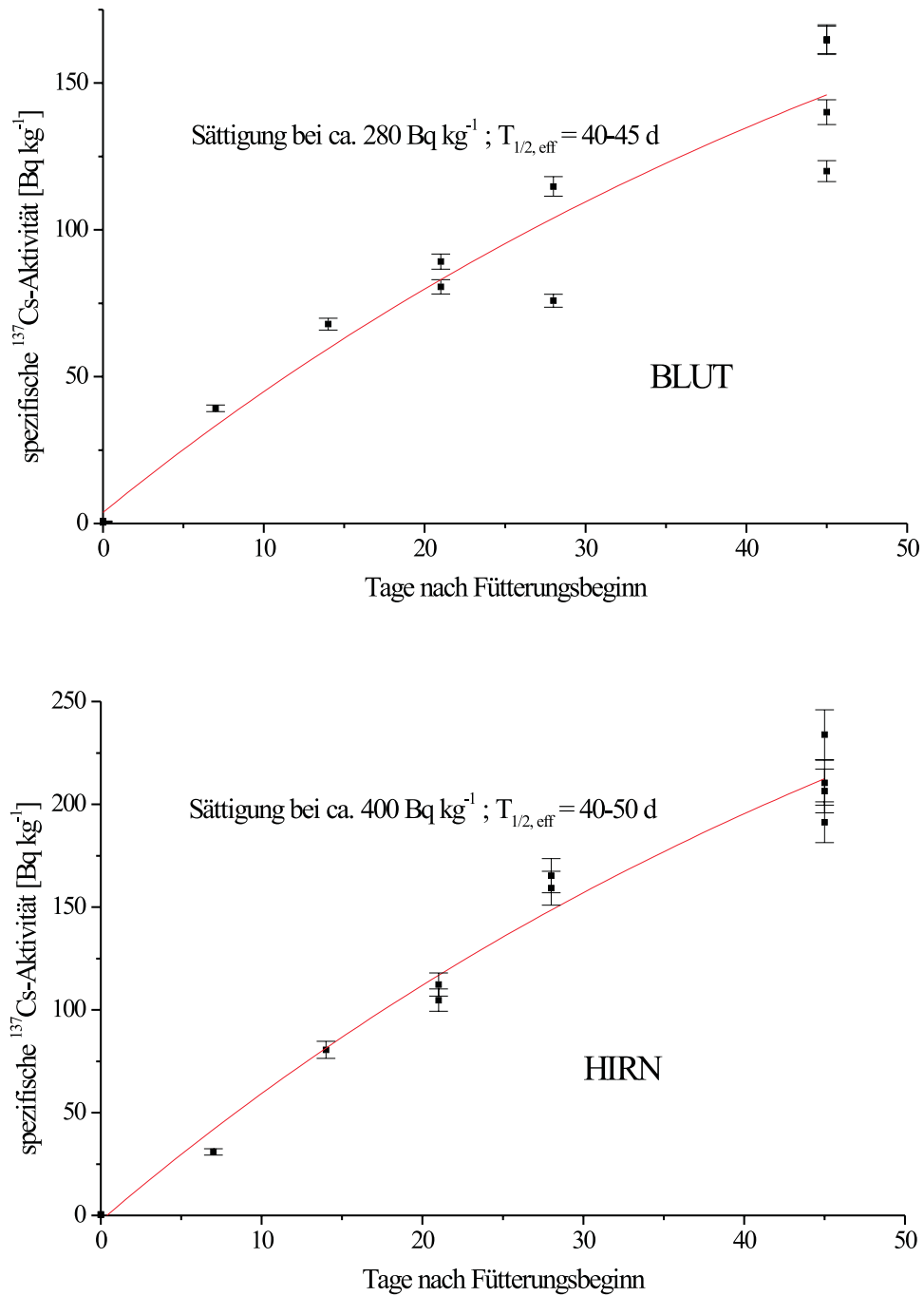


Abbildung B.6: ¹³⁷Cs-Anstieg im Blut und Hirn der Versuchstiere

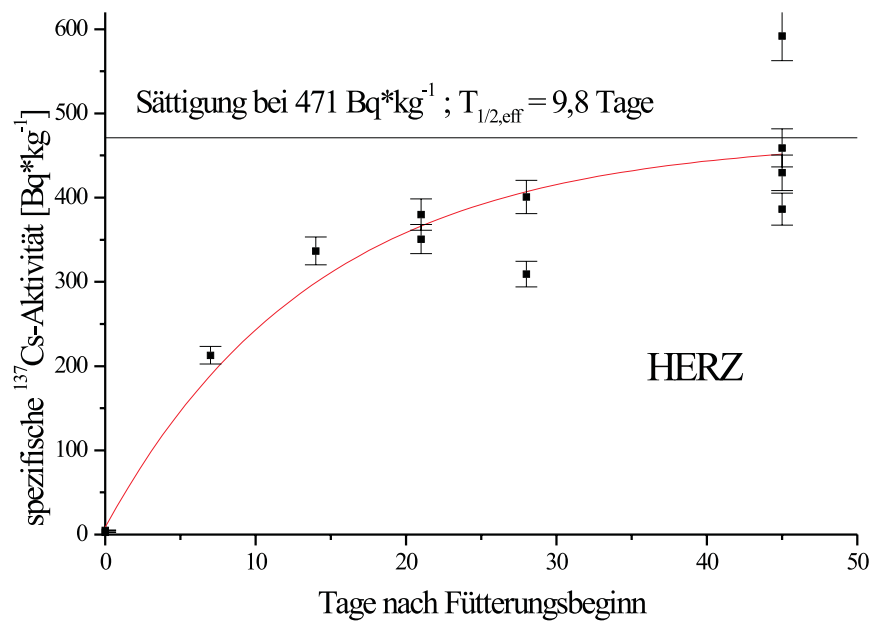
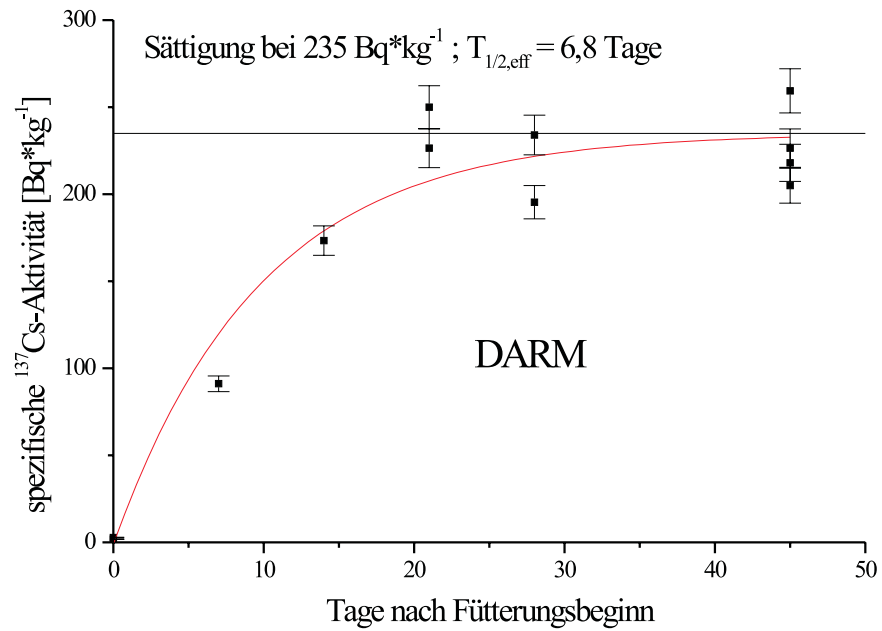


Abbildung B.7: ^{137}Cs -Anstieg im Darm und Herzmuskel der Versuchstiere

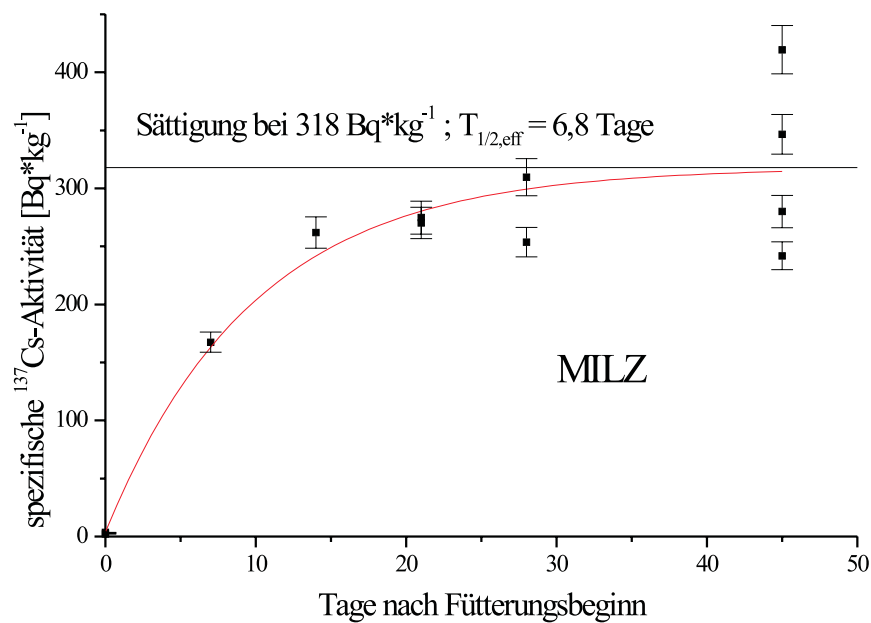
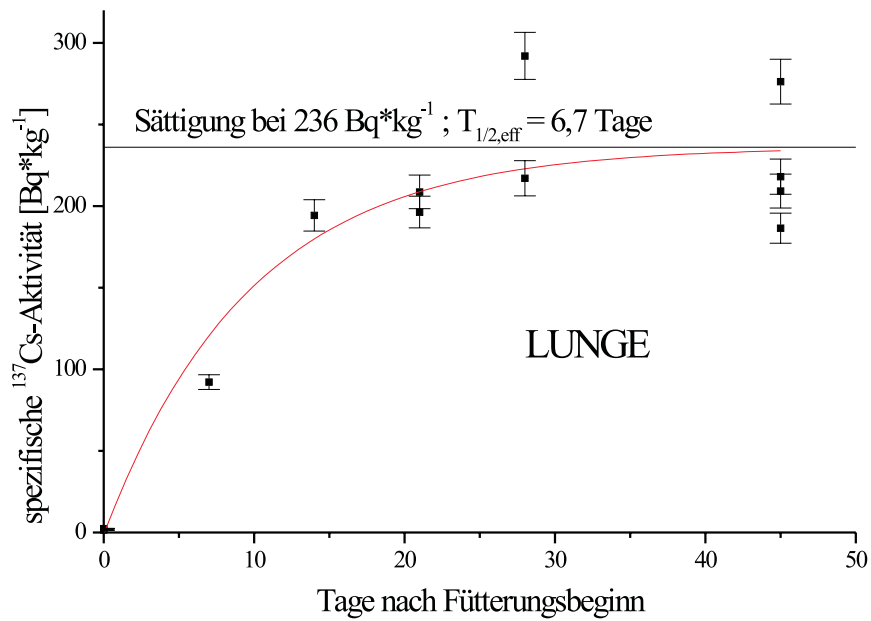


Abbildung B.8: ^{137}Cs -Anstieg in der Lunge und der Milz der Versuchstiere

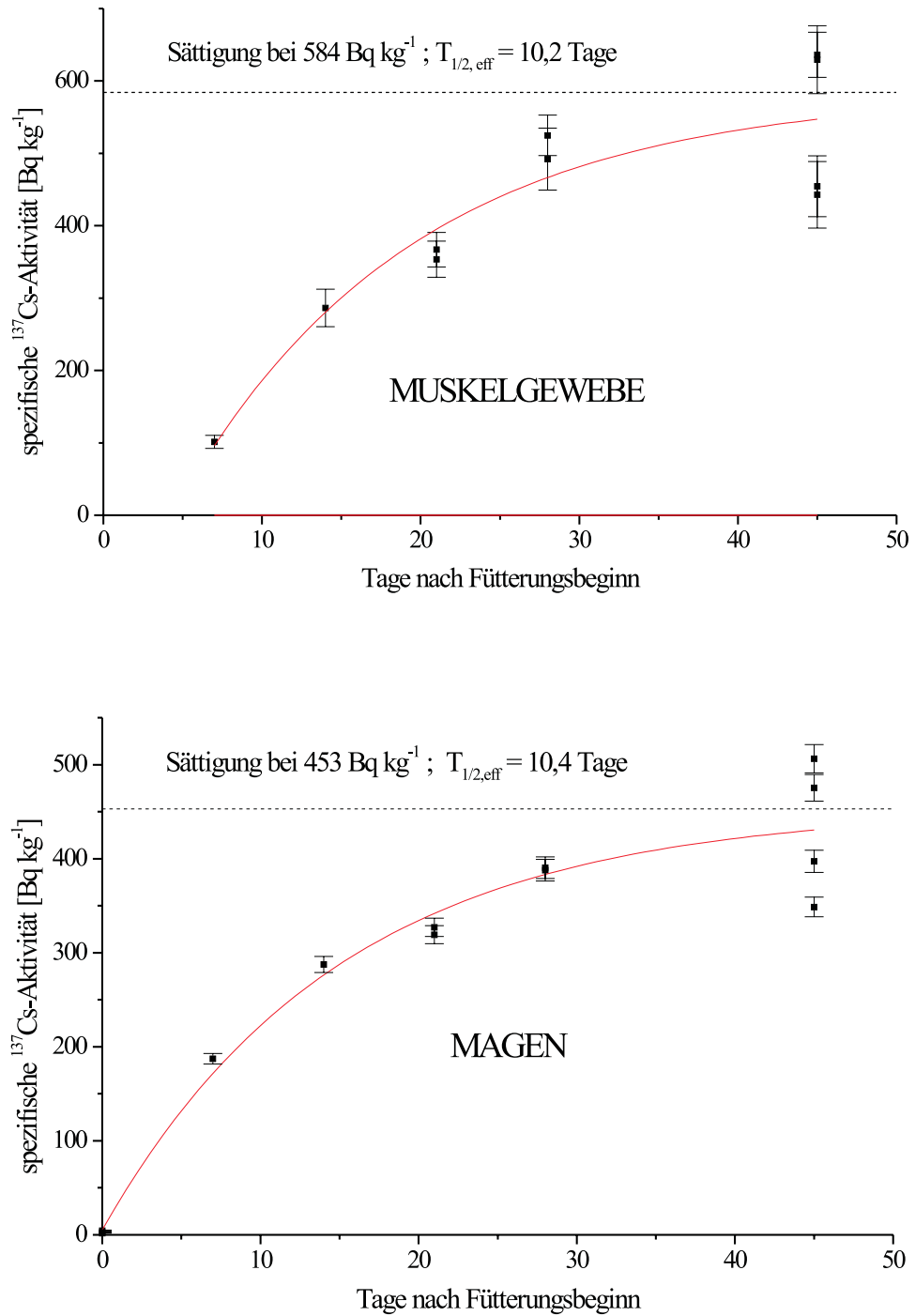


Abbildung B.9: ^{137}Cs -Anstieg in der Skelett- und Magenmuskulatur der Versuchstiere

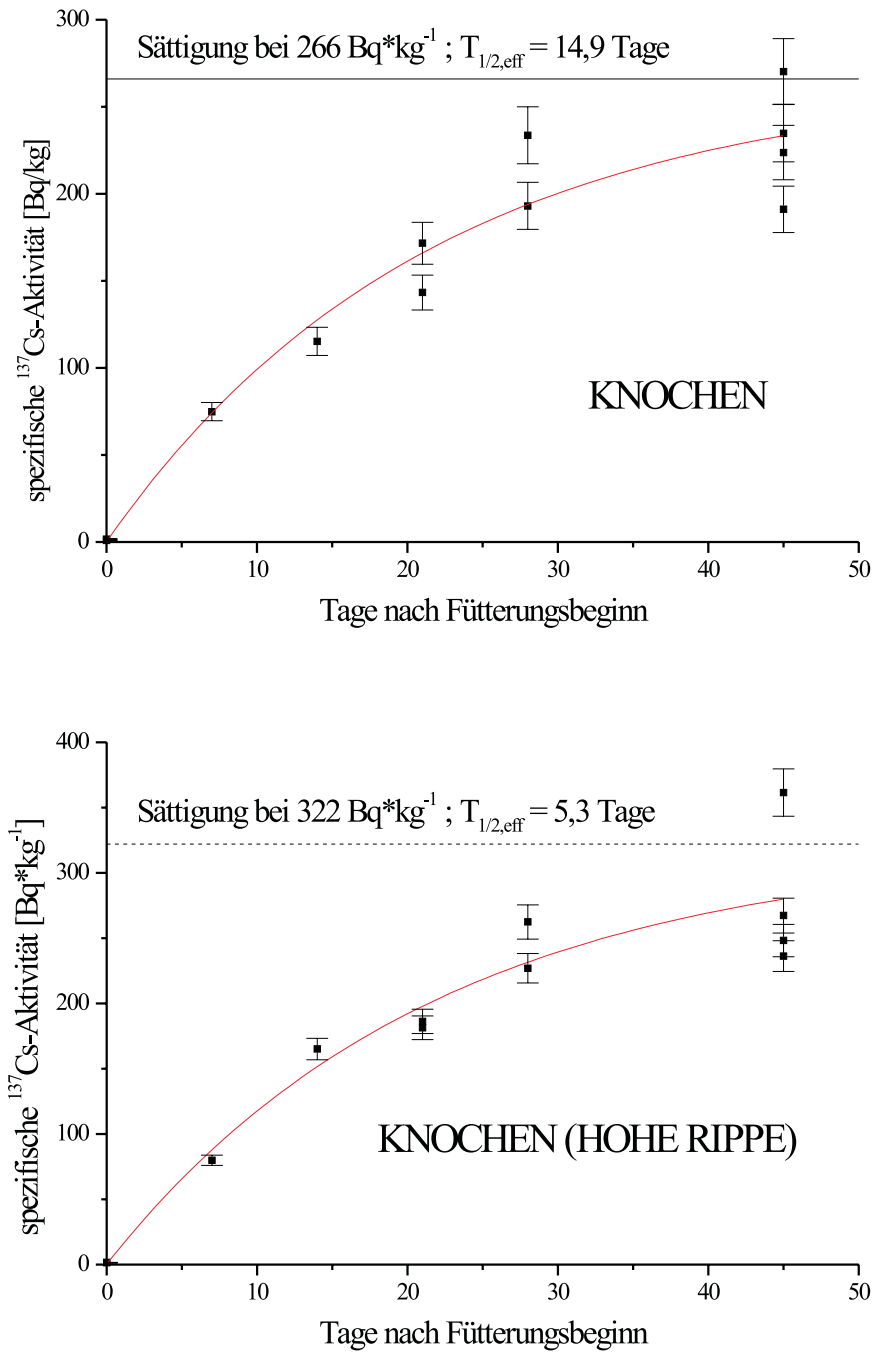


Abbildung B.10: ^{137}Cs -Anstieg im Knochen (Rippe) der Versuchstiere

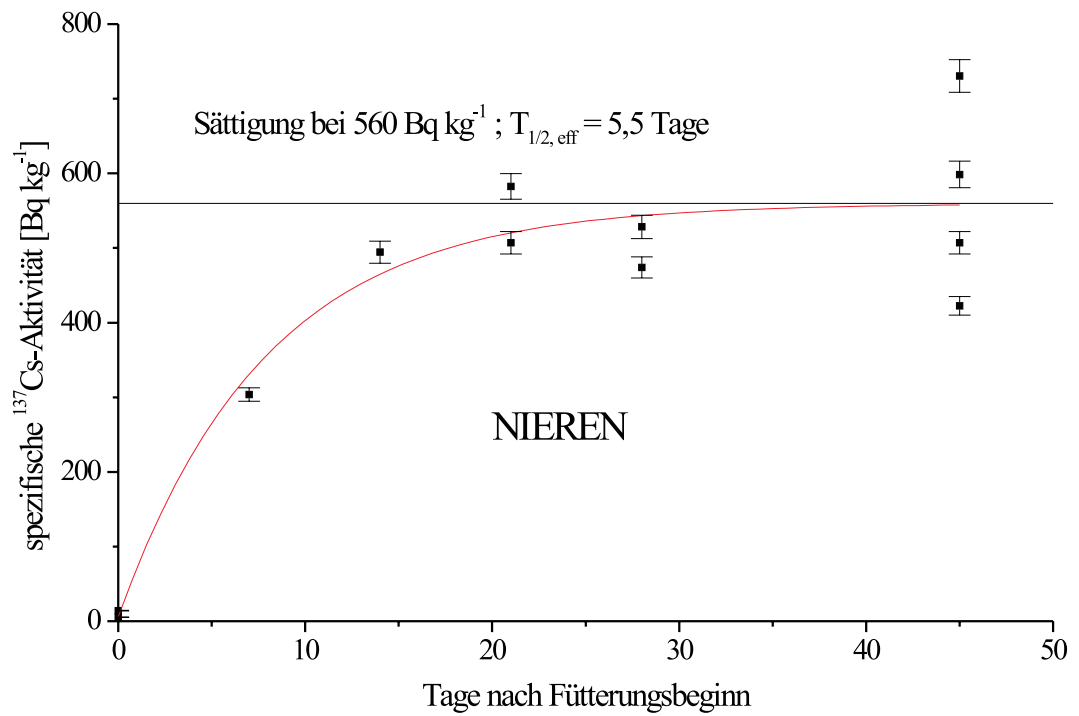


Abbildung B.11: ^{137}Cs -Anstieg in den Nieren der Versuchstiere

Anhang C

Abkürzungsverzeichnis

A	Massenzahl oder Aktivität
a	Jahre
AMS	Accelerator mass spectrometry (Beschleuniger-Massenspektrometrie)
Bq	Bequerel
c	Konzentration
Ci	Curie , $1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$
DF	Dosisfaktor
DL	Dosisleistung
d	Tage
EKG	Erkennungsgrenze
eV	Elektronenvolt
FG	Frischgewicht
GKG	Ganzkörpergehalt
g	Gramm
Gy	Gray
H	Dosis
H ₅₀	50 Jahre Folgedosis
h	Stunden

K_i	Aufenthaltsfaktor der i-ten Bevölkerungsgruppe
k_γ	Dosisleistungskonstante
LSC	Liquid scintillation counting (Flüssigszintillation)
M	Masse
μ	linearer Schwächungskoeffizient
min	Minuten
n	Neutron
NWG	Nachweisgrenze
$P_{\gamma/\sigma}$	auf die Depositionsdichte normierter Dosisleistungsfaktor
p	Proton
R	Reaktivität, Zählrate oder Risiko
r	Risikofaktor
ρ	Dichte
RNAA	Radiochemische Neutronen-Aktivierungsanalyse
sec	Sekunden
σ	Standardabweichung oder Depositionsdichte
Sv	Sievert
T	Temperatur
$T_{1/2}$	Halbwertszeit
t	Tonne
t_{ij}	Transferfaktor vom i-ten in das j-te Kompartiment
TG	Trockengewicht
TLD	Termo-Lumineszenz-Dosimeter
V	Volumen
W_{el}	Watt elektrische Leistung
\bar{x}	Mittelwert
\bar{x}_{\log}	logarithmischer Mittelwert
Z	Kernladungszahl
DFG	Deutsche Forschungsgesellschaft
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
PTB	Physikalisch-Technische Bundesanstalt

Tabellenverzeichnis

2.1	Quellterm des Chernobyl-Unfalls [Kru96]	23
3.1	Beispiele für Expositionspfade	29
3.2	Beispiele verwendeter Geometrien	31
3.3	Aktivität der Bodenschichten	37
3.4	Ergebnisse aus dem Ringversuch „Wasser 97“ für Cäsium	43
4.1	Depositionsdichten von ^{137}Cs , ^{90}Sr und ^{129}I in Böden der nördlichen Ukraine	47
4.2	Depositionsdichten nicht- oder niedrigkontaminierter Gebiete bei Zhitomir	48
4.3	Depositionsdichten niedrigkontaminierter Gebiete in der Nähe von Charkow	49
4.4	Bodenprofile mittelkontaminierter Gebiete bei Korosten	50
4.5	Depositionsdichten hochkontaminierter Gebiete bei Narodici	51
4.6	Böden aus Zone II	55
4.7	Depositionsdichten im Waldgebiet nahe Christinowka	58
5.1	Gemessene Ortsdosisleistungen in Christinowka, Zone II	63
5.2	Modellierte externe Exposition und Dosisleistungsfaktoren für die Probennahmestellen in Zone II gemäß Tiefenverlauf der spezifischen Bodenaktivitäten im Jahre 1995	66
5.3	Berechnete und gemessene Ortsdosisleistungen in Zone II	67
5.4	Depositionsdichten und Ortsdosisleistungen bei Christinowka, Zone II	67
5.5	Aufenthaltsfaktoren $K_{b,i}$ im Freien für Personengruppen in ländlicher Umgebung [Lik96]	68
5.6	Jahresdosis 1995 und auf die Depositionsdichte normierte Dosisfaktoren für drei Ortschaften in der Zone II	68
5.7	Nahrungsmittelkorb ^{137}Cs , ermittelt aus Befragung von Bewohnern der Zone II	70

5.8	Zeitplan der Schlachtungen	73
5.9	Aufbereitung der einzelnen Organproben	74
5.10	Spezifische ^{137}Cs -Aktivitäten der Organproben [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]	75
5.11	Parameter der Retentionsfunktion (ICRP 56)	77
5.12	Parameter der Retentionsfunktion [Mel96]	77
5.13	Bestimmung der effektiven Halbwertszeit der Ortsdosisleistung über kontaminierten Böden	81
5.14	Abschätzung 50-Jahre Folgedosen durch externe Exposition für drei Ortschaften in Zone II	81
5.15	Interne Folgedosen durch verschiedene Nahrungskomponenten	84
6.1	Versuchsteilnehmer nach Familienzugehörigkeit	89
6.2	Personendosen	90
6.3	Externe Exposition, ermittelt von 7/1998 bis 7/1999 in Christinowka mittels TLD-Messungen	91
6.4	Interne Expositionen, ermittelt zwischen 7/1998 und 7/1999 mittels ^{137}Cs -Ganzkörpermessungen der Einwohner von Christinowka	93
6.5	^{137}Cs -Aktivitätskonzentration in Pilzen, Beeren und Milch	95
6.6	Verzehrmengen an Pilzen und Beeren	95
6.7	Interne Exposition durch ^{137}Cs bei typischer und vorsichtiger Ernährungsweise	96
6.8	Heutige Expositionen und Folgedosen in Christinowka	100
6.9	Heutige Expositionen und Folgedosen für Personen mit extremen Lebensgewohnheiten	101
6.10	Externe, interne und Gesamtexpositionen durch ^{137}Cs für die Bewohner von Christinowka, Zone II	102
7.1	Zusammenfassung der Ergebnisse aus modellierter und gemessener Exposition	104
7.2	Gewichtete Risikofaktoren für stochastische Strahlenschäden nach [ICR91]	106
A.1	γ -Linien von ^{134}Cs und ^{137}Cs	113
A.2	Multi-Element-Standard QCY-48 [PTB98], Referenz-Datum: 1.11.1998	114
A.3	Verwendete Bodenstandards	115
A.4	Spezifische ^{137}Cs -Aktivität im gemischten Futter aus Zone II	116
A.5	^{137}Cs -Aktivitätskonzentration des Beifutters	117
A.6	Ganzkörpergehalte ^{137}Cs der Versuchsteilnehmer aus Christinowka	118

A.7	Bodenprofil Osernjanka 3, Zhitomir	119
A.8	Bodenprofile Baraschewka 1 und 2, Zhitomir	120
A.9	Bodenprofile Braschewka 3 und 4, Zhitomir	121
A.10	Bodenprofile Osernjanka 1 und 2, Zhitomir	122
A.11	Bodenprofile Dawidowka 1 und 2, Zhitomir	123
A.12	Bodenprofile Lewkow 1 und 2, Zhitomir	124
A.13	Bodenprofile Charkow 1 und 2	125
A.14	Bodenprofile Charkow 3 und 4	126
A.15	Bodenprofile Nemirowka 1 und 2, Korosten	127
A.16	Bodenprofile Nemirowka 3 und 4, Korosten	128
A.17	Bodenprofile Woronewo 1 und 2, Korosten	129
A.18	Bodenprofile Woroneow 3 und 4, Korosten	130
A.19	Bodenprofile Woronewo 5 und 6, Korosten	131
A.20	Bodenprofil Woronewo 7, Korosten	132
A.21	Bodenprofile Kupetsch-Tschernjanka 1 und 2, Korosten	133
A.22	Bodenprofile Tschigiri 1 und 2, Korosten	134
A.23	Bodenprofile Tschigiri 3 und Tschigiri-Zwintor 1, Korosten	135
A.24	Bodenprofile Tschigiri-Zwintor 2 und 3, Korosten	136
A.25	Bodenprofile Tschigiri-Rjetschka Most 2 und 3, Korosten	137
A.26	Bodenprofile Tschigiri-Ferma 1 und 2, Korosten	138
A.27	Bodenprofile Tschigiri-Kmilnik 1 und 2, Korosten	139
A.28	Bodenprofile Nosdriutsche 1 und 2, Narodici	140
A.29	Bodenprofil Nosdriutsche 3, Narodici	141
A.30	Nowe Scharno 1 und 2, Narodici	142
A.31	Nowe Scharno 3 und 4, Narodici	143
A.32	Bodenprofile Christinowka Flußufer und Wiese	144

Abbildungsverzeichnis

2.1	Schematische Darstellung eines RBMK-1000 Reaktors	4
2.2	Leistungsverlauf im Block 4	6
2.3	Spaltprodukte auf der Nuklidkarte	10
2.4	Spaltausbeute - die „Kamelhöckerkurve“	11
2.5	Regelstäbe des RBMK-1000 Reaktors [Kru96]	12
2.6	Zeitlicher Verlauf der Aktivitätsfreisetzung [GRS96], Angaben in Bq	14
2.7	Ausbreitung der radioaktiven Wolke, Zahlen stehen für den Ankunftstag im Mai 1986	15
2.8	Jährliche Raten kindlicher Schilddrüsenkrebse in Gomel, Brest und anderen Regionen Weißrußlands [Bav96]	18
2.9	Der Sarkophag	20
3.1	Kompartiment-Modell für den Radionuklid-Transfer	27
3.2	Deposition von Radionukliden	27
3.3	Untergrundspektrum eines Germanium-Detektors	33
3.4	Spektrum der Probe Nosdristsche 3, 2-3 cm	33
3.5	Verlauf der Efficiency für Bodenstandard Nr. 9, Detektor Nr. 2	35
4.1	Schichtweise Entnahme von Bodenprofilen bis in eine Tiefe von 40 cm.	46
4.2	Tiefenverlauf der ^{137}Cs -Depositionsdichte im Bodenprofil ‚Nosdristsche 2‘ in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$	56
4.3	Tiefenverlauf der ^{137}Cs -Depositionsdichte, Profil ‚Nowe Scharno 4‘ in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$	56
4.4	Tiefenverlauf der Depositionsdichte von ^{137}Cs aus dem Kernwaffenfallout der 60er Jahre im Profil ‚Dawidowka 2‘ in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$	57
4.5	Tiefenverlauf der ^{137}Cs -Depositionsdichte im Profil ‚Wald 2‘ in $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$	59

5.1	Ein einfaches Modell zur Berechnung der externen Exposition	65
5.2	Anstieg der ^{137}Cs -Ganzkörperaktivität in den Versuchstieren.	76
6.1	Ganzkörpergehalte ^{137}Cs der Versuchsteilnehmer in Bq	92
6.2	Aktivitätskonzentrationen ^{137}Cs der Versuchsteilnehmer in $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$	93
B.1	Zeitliche Entwicklung der Expositionspfade [Lik96]	148
B.2	Kontaminierte Gebiete in der nördlichen Ukraine, Ausschnitt aus [IAE91]	149
B.3	Probennahmestellen bei Zhitomir, niedrigkontaminiertes Gebiet	150
B.4	Probennahmestellen bei Korosten, mittelkontaminiertes Gebiet	151
B.5	Probennahmestellen bei Narodici, hochkontaminiertes Gebiet	151
B.6	^{137}Cs -Anstieg im Blut und Hirn der Versuchstiere	152
B.7	^{137}Cs -Anstieg im Darm und Herzmuskel der Versuchstiere	153
B.8	^{137}Cs -Anstieg in der Lunge und der Milz der Versuchstiere	154
B.9	^{137}Cs -Anstieg in der Skelett- und Magenmuskulatur der Versuchstiere	155
B.10	^{137}Cs -Anstieg im Knochen (Rippe) der Versuchstiere	156
B.11	^{137}Cs -Anstieg in den Nieren der Versuchstiere	157

Literaturverzeichnis

- [Ans86] ANSI/IEEE: *IEEE Standard 325-1986: Standard test procedures for germanium gamma-ray detectors*, The Institute of Electrical and Electronic Engineers (1986)
- [ATW96] W.-M. Liebholz: *Jahrbuch der Atomwirtschaft 1996*, Verlagsgruppe Handelsblatt, Düsseldorf (1986)
- [AVV90] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §45 SSV: *Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen*, Bundesanzeiger Nr. 64 a, Jahrgang 42 (1990)
- [Bav96] K. Baverstock: *Thyroid Cancer in the regions contaminated after the Chernobyl accident in:* A. Bayer, A. Kaul, C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Bay96] A. Bayer, E. Wirth, R. Haubelt, K. König, E. Ettenhuber, I. Winkelmann und H. Rühle: *Kontamination und Strahlenexposition in Deutschland nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl in* A. Bayer, A. Kaul, C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Ben96] B. G. Bennet: *Assesment by UNSCEAR of worldwide doses from the Chernobyl accident in:* A. Bayer, A. Kaul, C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [BfS96a] Bundesamt für Strahlenschutz: *Tschernobyl - 10 Jahre danach. Messungen der radioaktiven Kontamination in Deutschland und Strahlenexposition der Menschen*, BfS Infoblatt 6/(1996)
- [BfS97] W. Will, K.-H. Borsdorf, J. Mielcarek, D. Malinowski und O. Sarenio: *Ortsdosisleistung der terrestrischen Gammastrahlung in den östlichen Bundesländern Deutschlands*, Bundesamt für Strahlenschutz BfS-ST-Berichte 13/97

- [BfS97a] Bundesamt für Strahlenschutz: *Natürliche Umgebungsstrahlung in Deutschland*, BfS Infoblatt 3/97
- [BfS97b] Bundesamt für Strahlenschutz: *Pilzsaision*, BfS Infoblatt 6/97
- [BfS98] L. Kammerer: *Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1994 und 1995 - Daten und Bewertung*, Bundesamt für Strahlenschutz, BfS-Schriften BfS-SCHR-16/98 (1998)
- [Boi96] A. Borovoi: *The Sarcophagus of Unit-4 of the Chernobyl NPP* in: in A. Bayer, A. Kaul, C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Bor90] J. Bors: *Sorption of Radioiodine in Organo-Clays and Soils*, Radiochimica Acta 51, 139-143, R. Oldenbourg Verlag, München (1990)
- [Bor91] J. Bors, H. Erten und R. Martens: *Sorption Studies of Radioiodine on Soils with Special References to Soil Microbiol Biomass*, Radiochimica Acta 52/53, 317-325, R. Oldenbourg Verlag, München (1991)
- [Bor93] V. A. Borzilov und N. V. Klepikova: *Effect of meteorological conditions and release composition on radionuclide deposition after the Chernobyl accident* in S. E. Merwin, M. I. Balonov: *The Chernobyl Papers Vol.I - Doses to the Soviet Poulation and Early Health Effect Studies*, Research Enterprises, Richland (1993)
- [Bor96] J. Bors, A. Gorny, St. Dultz: *Studies on the Interaction of Radionuclides with Organophilic Clays*, Radiochimica Acta 74, 231- 234, R. Oldenbourg Verlag, München (1996)
- [Bos92] O. Boslau: *Halbleiterdetektoren für die Röntgen- und Gammaskopie*, Silena Detektor Systeme GmbH, Stuttgart (1992)
- [Bro86] E. Browne, R. B. Firestone und V. S. Shirley: *Table of Radioactive Isotopes*, John Wiley & Sons, New York (1986)
- [Bun00] C. Bunnberg: *Management of Nuclear Safety* in: Economic Commission for Europe, Committee on Environmental Policy: *Environmental Performance Reviews No. 6 – Ukraine*, Part II, Chapter 4, United Nations, New York and Geneva (2000)
- [Chi68] A. B. Chilton: *Buildup factor*; in: *Engineering Compendium on Radiation Shielding Vol. I: Shielding Fundamentals and Methods*, Springer-Verlag Berlin (1968)
- [Cla68] E. T. Clarke: *Photon fields near earth-air interface*; in: *Engineering Compendium on Radiation Shielding Vol. I: Shielding Fundamentals and Methods*, Springer-Verlag Berlin (1968)

- [Cli68] C. E. Clifford: *Distributed and localized sources*; in: *Engineering Compendium on Radiation Shielding Vol. I: Shielding Fundamentals and Methods*, Springer-Verlag Berlin (1968)
- [Deb80] K. Debertin: *Bericht Ra-19, Meßanleitung für die Bestimmung von Gammastrahlen-Emissionsraten mit Germanium-Detektoren*, Radioaktivität, Physikalisch-Technische Bundesanstalt Braunschweig (1980)
- [Deb92] K. Debertin: *Gamma-Spektrometrie* in: Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hsg.), *Meßanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1992)
- [Dem71] S. Deme: *Semiconductor Detectors for Nuclear Radiation Measurement*, Adam Hilger Ltd., London (1971)
- [Din25] DIN 25 482 Teil 10, *Charakteristische Grenzen bei Kernstrahlenmessungen - Allgemeine Anwendungen*, Normenausschuß Kerntechnik im Deutschen Institut für Normung
- [Eis87] M. Eisenbud: *Environmental Radioactivity*, Academic Press, Inc., 3. Auflage (1987)
- [Eur96] Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 159/26, 29.06.1996
- [FAG87] FAG Strahlen-Meßtechnik System Frieseke - Detektoren zur Umgebungsüberwachung Serie FHZ 600 (Technische Beschreibung); Erlangen (1987)
- [FAG90] FAG Kugelfischer; Prüf- und Einstellprotokoll für FHT 1100; Erlangen (1990)
- [Fei89] F. Feiden: *Untersuchungen zum Transfer von $^{134+137}\text{Cäsium}$ aus falloutkontaminiertem Futter in Damwild und Angorakaninchen und zur biologischen Halbwertszeit des Radiocäsium mittels der Ganzkörpergammaskpektrometrie*, Dissertation; Justus-Liebig-Universität Gießen (1989)
- [Fie93] H.-J. Fiedler und H.-J. Rösler: *Spurenelemente in der Umwelt*, Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart (1993)
- [Fil98] M. Filß: *Analytik und Radioökologie des Strontium-90*, Dissertation; Universität Hannover (1998)
- [Fil98a] M. Filß, J. Handl, W. Botsch, R. Michel und V. P. Slavov: *A fast Method for the Determination of Strontium-89 and Strontium-90 in Environmental Samples and its Application to the Analysis of Strontium-90 in Ukrainian Soils*, Radiochim. Acta 83, 81-91 (1998)
- [Fug73] R. Fuge: *Iodine*, Springer Verlag, Heidelberg (1973)

- [Ger89] C. Gerthsen, H.O. Kneser und H. Vogel: *Physik*, Springer-Verlag, 16. Aufl. (1989)
- [Gie71] W. Giese: *Das Verhalten von Radiocaesium bei Laboratoriums- und Haustieren sowie Möglichkeiten zur Verminderung der radioaktiven Strahlenbelastung*, Habilitationsschrift; Tierärztliche Hochschule Hannover (1971)
- [Gri91] W. Griep: *Schätzung der grobgeweblichen Schlachtkörperzusammensetzung von Schweinen unterschiedlichen Alters mit der Magnet-Resonanz-Tomographie (MRT)*, Dissertation; Universität Göttingen (1991)
- [GRS96] Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH: *Tschernobyl - Zehn Jahre danach*, GRS-121 (1996)
- [Hai85a] A. Haisch, P. Capriel und S. Forster, *Strontiumverfügbarkeit für Pflanzen auf drei verschiedenen Böden – Transferfaktoren Boden - Pflanze*, Landwirtschaftliche Forschung 38, 229 (1985)
- [Hai85b] A. Haisch, P. Capriel und S. Forster, *Caesiumverfügbarkeit für Pflanzen auf drei verschiedenen Böden – Transferfaktoren Boden - Pflanze*, Landwirtschaftliche Forschung 38, 237 (1985)
- [Han90] J. Handl, A. Pfau und F.W. Huth, *Measurements of ^{129}I in human and bovine thyroids in europe - transfer of ^{129}I into the food chain*, Health Phys. 58 (1990), 609
- [Han95] J. Handl und L. Van Middlesworth, *Two methods to estimate ^{131}I radiation doses to thyroid glands after a nuclear accident*, Int. Conf. on Health Consequences of the Chernobyl Accident, WHO, Geneva, Switzerland (1995)
- [Hil96] R. Hille: *Messung der Strahlenexposition der Bevölkerung in den hochkontaminierten Gebieten um Tschernobyl* in A. Bayer, A. Kaul, C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Hub68] J. H. Hubbell und M. J. Berger: *Attenuation coefficients, energy absorption coefficients, and related quantities* in: Engineering Compendium on Radiation Shielding Vol. I: Shielding Fundamentals and Methods, Springer-Verlag Berlin (1968)
- [IAE91] International Atomic Energy Agency (Hrsg.); *The International Chernobyl Project, Surface Contamination Maps*, Wien (1991)
- [IAE94] International Atomic Energy Agency Report 1994, *Thyroid cancer in children exposed to the radioactive fallout from Chernobyl*, Annex III, D65, Wien (1994)

- [ICR91] International Commission on Radiological Protection (Hrsg.); ICRP Publication 60; *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, Pergamon Press, Oxford (1991)
- [Ing96] Ingestions-Dosisfaktoren für ^{137}Cs , in: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft Nr. L 159, 39. Jahrgang (1996)
- [Isa97] M. Isaksson: *Methods of Measuring Radioactivity in the Environment*, Dissertation, Universität Lund, Schweden (1997)
- [Jas93] K. Jasmund und G. Lagaly: *Tonminerale und Tone*, Steinkopff Verlag, Darmstadt (1993)
- [Kan92] G. Kanisch: *Anforderungen an die Qualitätskontrolle bei Radionuklidmessungen in: Meßanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen*, Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hsg.), Gustav Fischer Verlag Stuttgart (1992)
- [Kem96] J. Kemski, R. Klingel, A. Siehl: *Die terrestrische Strahlung durch natürliche radioaktive Elemente in Gesteinen und Böden* in: A. Siehl: *Umweltradioaktivität*, Verlag Ernst & Sohn (1996)
- [Kel96] A. M. Kellerer: *Erwartete und beobachtete gesundheitliche Effekte in der GUS* in A. Bayer, A. Kaul und C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Kle96] V. Klener, I. Bucina, D. Drabova und I. Malátova: *Contamination of the Territory of the then Czechoslovakia; Internal and External Exposure; Evaluation of the Situation and Response of the Authorities* in A. Bayer, A. Kaul und C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Koe96] R. Koepp und T. Koepp-Schewyrina: *Tschernobyl*, B. G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart (1996)
- [Kru96] F. W. Krüger, L. Albrecht, E. Spoden und W. Weiss: *Der Ablauf des Reaktorunfalls Tschernobyl 4 und die weiträumige Verfrachtung des freigesetzten Materials: Neuere Erkenntnisse und ihre Bewertung* in: A. Bayer, A. Kaul, C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Lie91] K.H. Lieser: *Einführung in die Kernchemie*, VCH, Weinheim (1991)
- [Lik95] I. A. Likhtarev, L. N. Kovgan, S. E. Vavilov, R. R. Gluvchinsky, O. N. Perevoznikov, L. N. Litvinets, L. R. Anspaugh, J. R. Kercher und A. Bouville: *Internal exposure from the*

- ingestion of foods contaminated by ^{137}Cs after the Chernobyl accident. Report 1. General Model: Ingestion doses and countermeasure effectiveness for the adults of Rovno Oblast of Ukraine*, Health Phys. 70(3): S. 297-317 (1996)
- [Lik96] I. A. Likhtarev und H. G. Paretzke: *Exposure of Different Population Groups of Ukraine after the Chernobyl Accident and Main Health-Risk Assessments* in: A. Bayer, A. Kaul und C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Lit87] N. Litz und B. Tietz: *Das Verhalten von natürlichen und künstlichen Radionukliden im Boden als Teil von Ökosystemen*, Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Fachbereich Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 46 (1987)
- [Loo96] H. H. Loosli: *10 Jahre nach dem Unfall in Tschernobyl: Ein persönlich gefärbter Rück- und Ausblick aus Schweizer Sicht* in: A. Bayer, A. Kaul und C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [LoU91] Law of Ukraine No. 796-XII: *On the Status and the Social Protection of Citizens, who have Suffered as a Consequence of the Chernobyl Catastrophe*, VVR 191, Nr. 16, S.220, 28.2.(1991)
- [Lun98] G. D. Lundberg: *Causes of Declining Life Expectancy in Russia* in: JAMA - The Journal of the American Medical Association 279 (1998)
- [Mei87] E. Meier, E. Zimmerhackl, G. Zettler, P. Menge und W. Hecker, *Influence of Liquid/Solid Ratios in Radionuclide Migration Studies*, J. Radioanal. Nucl. Chem. 109 (1987)
- [Mel96] D. R. Melo, J. L. Lipsztein, C. A. N. Oliveira, D. L. Lundgren, B. A. Muggenburg und R. A. Guilmette: *A biokinetic model for ^{137}Cs* , Health Phys. 73 (2): S. 320-337 (1997)
- [MoU95] Ministry of Ukraine on Affairs of Population Protection from the Consequences of the Chernobyl Accident: *Concept for the Chernobyl Exclusion Zone on the Territory of Ukraine (in Ukrainian)*, Kiew (1995)
- [Nea95] NEA Committee on Radiation Protection and Public Health: *Chernobyl - Ten Years On, Radiological and Health Impact*, OECD Nuclear Energy Agency (1995)
- [Pät94] G. Pätzold, D. Jakob, R. Sache, J. Bors, J. Handl und C. Bunnenberg: *Einfluß von physikalischen, physiochemischen und biologischen Prozessen auf Migration und Pflanzenverfügbarkeit des ^{129}I in drei landwirtschaftlich relevanten Bodentypen* BMU Abschlußbericht, Auftragsnummer StSch. 4018, ZRS, Universität Hannover (1994)

- [Pes97] W. Peßara: *UDO, Meß- und Kalibriereinrichtung für niedrige Dosisleistungen* in: PTB-Bericht PTB-Dos-26, Braunschweig (1997)
- [Pri92] B. S. Prister: *Aktuelle Probleme in der Futterproduktion in radioaktiv kontaminierten Gebieten*, in: N. A. Lostchilov: *Probleme der landwirtschaftlichen Radiologie*, Kiew (1992)
- [PTB98] Physikalisch-Technische Bundesanstalt Braunschweig: *Datenblatt zum Multielement-Standard QCY48*, Braunschweig (1998)
- [Sch93] P. Schuller, A. Ellies, M Vega und J. Handl: *Cs-137 areal concentrations in two sites in the south shetland islands*, Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic, Kirkenes, Nowegen (1993)
- [Sch97] H. Schlösser: *Qualitätssicherung bei der Herstellung und Kalibrierung von Dosisleistungsmessern mit Proportionalzählrohren* in: PTB-Bericht PTB-Dos-26, Braunschweig (1997)
- [Sdt98] A. Schmidt, Ch. Schnabel, J. Handl, D. Jakob, R. Michel, H.-A. Synal, M. Suter und J. Lopez: *Untersuchung von Iod-129 in Umweltproben mit AMS und RNAA*. in: M. Winter, K. Henrichs und H. Doerfel (eds.): *Radioaktivität in Mensch und Umwelt*, 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, 28. Sept. - 2. Okt. 1998, Lindau, TÜV-Rheinland Verlag, Köln, 784 - 789 (1998)
- [Sdt98a] A. Schmidt: *¹²⁹I und stabiles Jod in Umweltproben - Qualitätskontrolle von Analysenmethoden und Untersuchungen zur Radioökologie und zur retrospektiven Dosimetrie*, Dissertation, Universität Hannover (1998)
- [Sdt98b] A. Schmidt, Ch. Schnabel, J. Handl, D. Jakob, R. Michel, H.-A. Synal, J.M. Lopez, und M. Suter: , *On the Analysis of iodine- 129 and iodine-127 in environmental materials by accelerator mass spectroscopy and ion chromatography*, *Sci. Total Env.* 233, 131-156 (1998)
- [See81] W. Seelmann-Eggebert, G. Pfennig, H. Münzel und H. Klewe-Nebenius: *Karlsruher Nuklidkarte*, Kernforschungszentrum Karlsruhe (1981)
- [Sie96] A. Siehl: *Grundlagen und geowissenschaftliche Aspekte der Umweltradioaktivität*; in: A. Siehl, *Umweltradioaktivität*, Verlag Ernst & Sohn (1996)
- [Sla97] V.P. Slavov, M. I. Didukh, V. V. Borschenko, P. M. Malarchiuk, R. Michel und J. Handl: *Vertikale Migration von ¹³⁷Cs und ¹²⁹I aus Chernobyl in Torf-Podsol Böden der ukrainischen Polissya (in russisch)*, *Nachrichten der Agrarwissenschaften - Kiew: Agrarna nauka* (1997)

- [Sni96] J. O. Snihs: *Contamination and Radiation Exposure Evaluation and Measures in the nordic Countries after the Chernobyl Accident* in: A. Bayer, A. Kaul und C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)
- [Spo96] E. Spoden und F. W. Krüger: *Neutronenphysikalische Betrachtungen zum Unfall am Block 4 des KKW Tschernobyl*, Bundesamt für Strahlenschutz - Jahresbericht 1995, Salzgitter (1996)
- [SSc92] P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G.Brümmer, K.-H. Hartge und U. Schwertmann: *Lehrbuch der Bodenkunde*, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart (1992)
- [SSK87] Strahlenschutzkommission: *Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1987)
- [Stu62] M. H. Studier, C. Postmus, J. Mech, R. R. Walters und E. N. Sloth, *The use of I-129 as an isotopic tracer and its determination along with normal I-127 by neutron activation - the isolation of iodine from a variety of materials*, J. Inorg. Nucl. Chem. 24 (1962)
- [Str96] Strahlenschutzverordnung, 5., aktualisierte Auflage, Stand: 1. Oktober 1996, Bundesanzeiger Verlag Köln (1997)
- [Szi00] S. Szidat, R. Michel, J. Handl, D. Jakob, H.-A. Synal, M. Suter: *Status and Trends of Iodine-129 Abundances in the European Environment*, IRPA-10 Tagung, Japan (2000)
- [Tei94] W. Teichert: *Untersuchungen des Untergrundes in γ -Spektren von Germanium-Detektoren*, Dissertation, Universität Köln (1994)
- [UNS82] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, United Nations, New York (1982)
- [UNS88] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, United Nations, New York (1988)
- [UNS93] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly, United Nations, New York (1993)
- [VoS92] H. G. Vogt und H. Schultz: *Grundzüge des praktischen Strahlenschutzes*, 2. Auflage, Carl Hanser Verlag München (1992)
- [Wes86] W. Westmeier: *The Fitting of Solid State Detector Spectra*, Nucl. Instr. Math. A242 (1986) 437
- [Wes96] *Manual zu GammaW*, Dr. Westermeier Gesellschaft für Kernspektrometrie mbH, Ebsdorfergrund-Mölln (1996)

- [Win96] I. Winkelmann, M. Thomas, H. Buchröder und K. Schmidt: *Messungen der Umweltra-
dioaktivität in ausgewählten Gebieten der ehemaligen Sowjetunion* in: in: A. Bayer, A.
Kaul und C. Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag,
Stuttgart (1996)
- [Zec96] J. Zechner und K. Mück: *Die Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung nach
dem Reaktorunfall und die Maßnahmen zu deren Reduktion* in: A. Bayer, A. Kaul und C.
Reiners: *Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz*, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1996)