

Umweltkontrolle im Wald

- Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen -

1. Zwischenbericht
Stand Februar 1987

Mitteilungen aus der
Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz
Schloß, D 6751 Trippstadt

ISSN 0931-9662

Nr. 2/87

J. Block, H. Stelzer

Radioökologische Untersuchungen
in Waldbeständen

Inhaltsverzeichnis

		Seite
1..	Anlaß, Zielsetzung	3
2.	Untersuchungsflächen	3
3.	Probenahme- und Meßverfahren	6
4.	Ergebnisse	8
4.1	Radionuklideinträge	8
4.2	Aktivitäten im Waldboden	10
4.2.1	Auflagehumus	10
4.2.2	Mineralboden	12
4.2.3	Flächenaktivitäten	14
4.3	Aktivitäten in den Vegetationsorganen der Bäume	16
4.4	Aktivitäten in der Waldbodenvegetation	19
5.	Diskussion	21
6.	Zusammenfassung	25
7.	Literatur	26

Anlaß, Zielsetzung

Der Reaktorunfall in Tschernobyl, UDSSR, am 26. April 1986 führte in weiten Teilen der Bundesrepublik zu einem erhöhten fall-out radioaktiver Spaltprodukte. Aus diesem aktuellen Anlaß wurden in die Bioelementbilanzierungen des Projekts "Umweltkontrolle im Wald" einige besonders bedeutsame Radionuklide einbezogen.

Untersucht wird das Verhalten von langlebigen Radionukliden, vor allem der aus künstlichen Kernspaltungsprozessen stammenden Nuklide Cäsium-137 und Cäsium-134, sowie des natürlichen primordialen Radionuklids Kalium-40, in zwei ausgewählten Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz. Neben einer Bestandsaufnahme soll die Verlagerung der Radionuklide im Ökosystem, vor allem die Eindringtiefe in den Boden, die Verlagerungsgeschwindigkeit und der Übergang vom Boden in Waldbodenpflanzen verfolgt werden. Ziel ist eine Abschätzung der zeitlichen Entwicklung der Ökosystembelastung nach dem erhöhten fall-out durch den Reaktorunfall. Mit den Untersuchungen sollen die radioökologischen Erkenntnisse erweitert werden. Von Bedeutung sind die Untersuchungen aber auch zur Abschätzung der Belastung der Waldbodenvegetation als Nahrungspflanzen für das Wild und von Pilzen und Beeren, die durch die Bevölkerung gesammelt und verzehrt werden.

Der vorliegende Bericht faßt die wesentlichsten Meßergebnisse des Jahres 1986 zusammen.

Untersuchungsflächen

Die Untersuchungen werden in den Meßstellenbeständen der Umweltkontrollstationen Idar-Oberstein und Merzalben durchgeführt:

Meßstandort Idar-Oberstein

Lage: Forstamt Idar-Oberstein, Forstrevier Leisel,
Abt. 119

Wuchsbezirk: Hoch- und Idarwald -5243-
Höhe über NN: 660 m
Standortstyp: Sklettarmør usL aus diluvialem Decklehm über
Resten der tertiären Verwitterungsdecke aus
Quarzit und Tonschiefer; schwach mesotrophe,
ziemlich frische, basenarme, tiefgründige
Braunerde

Humusform: feinhumusreicher Moder (Übergänge zu roh-
humusartigem Moder)

Niederschlag: (langjähriges Mittel 1891 - 1930) ca. 1000 mm
Bestand: Fichte (*picea abies*), 112-jährig, Ekl: 3,0,
Bestockungsgrad 0,9 (ET Wiedemann, m. Df.)

Boden-
vegetation: *Deschampsia flexuosa*: 2
Dryopteris carthusiana: r
Polytrichum spec: 2
Leucobryum glaucum: +
Vaccinium myrtillus: +

Meßstandort Merzalben

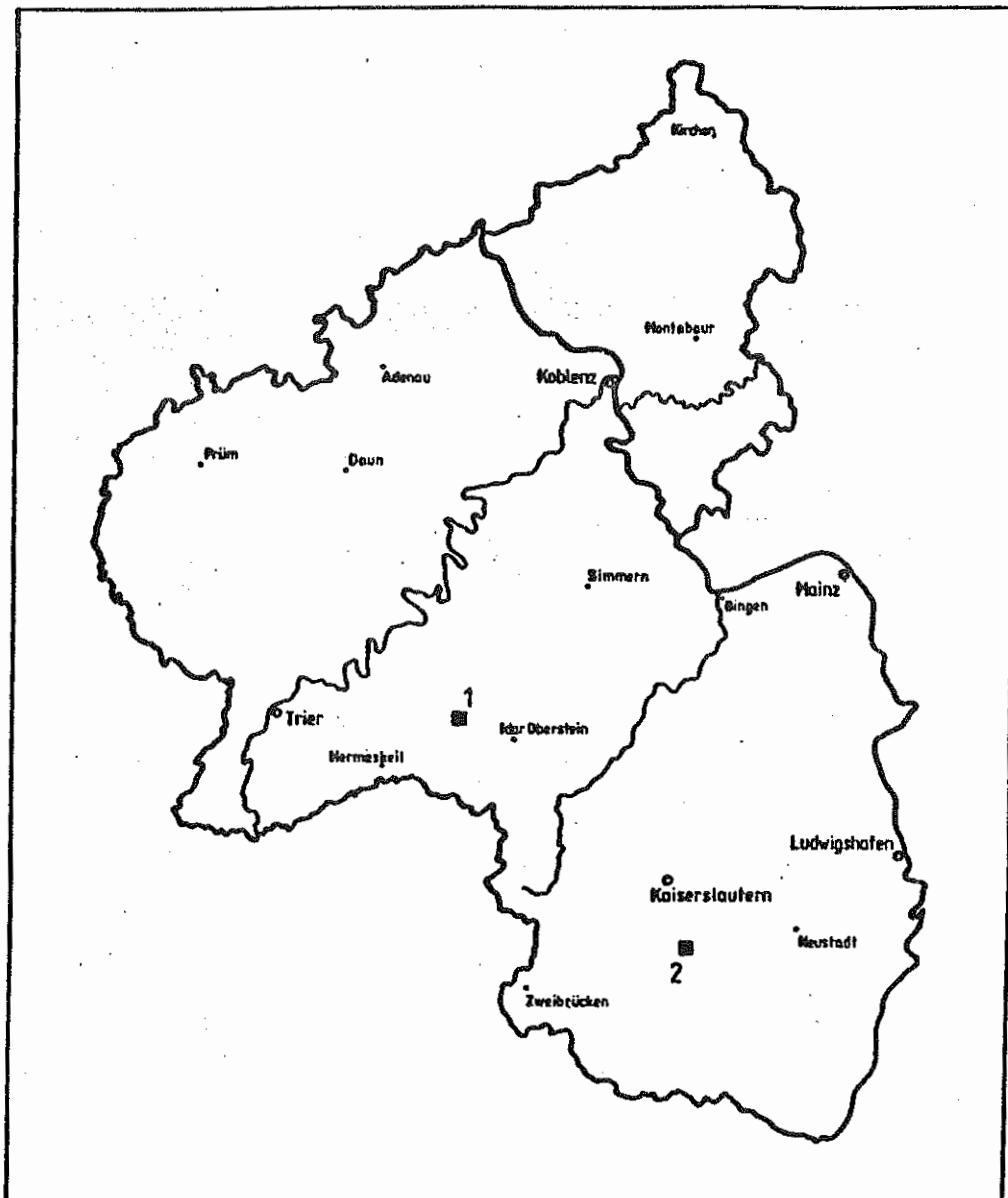
Lage: Forstamt Merzalben, Forstrevier Leimen,
Abt. I, 10 a, Kleiner Mühlenberg

Wuchsbezirk: Mittlerer Pfälzerwald -3731-
Höhe über NN: 520 m
Standortstyp: Sklettreicher uS aus Hauptbuntsandstein
(Karlstalschichten); schwach mesotrophe,
basenarme, podsolige, tiefgründige bis sehr
tiefgründige Braunerde

Humusform: mullartiger, feinhumusarmer Moder mit Über-
gängen zu F-Mull

Niederschlag: (langjähriges Mittel 1891 - 1930) ca. 950 mm
Bestand: Traubeneiche (*Quercus petraea*), 188-jährig,
Ekl: 2,5, Bestockungsgrad 1,1 (ET Jüttner,
m. Df.)

Abb. 1: Lage der Meßflächen



■ Meßfläche	Höhe über NN	Rechts-u. Hochwert
1 Idar-Oberstein	660m	2586,0 / 5512,4
2 Merzalben	520m	3413,5 / 5460,0

Boden-

vegetation: Luzula albida: r
 Deschampsia flexuosa: r
 Quercus petraea juv: 1 - 2

In lichten

Partien: Pteridium aquilinum

3. Probenahme- und Meßverfahren

Für die Belastungsinventur werden folgende Kompartimente der Modellökosysteme beprobt:

- Kompartiment 1: Vegetationsorgane der Waldbäume (Blätter, Nadeln)
- Kompartiment 2: Waldbodenvegetation
- Kompartiment 3: Auflagehumus
- Kompartiment 4: Mineralboden (Tiefenstufen 0 - 5, 5 - 15, 15 - 20 cm).

Zur Ermittlung der zeitlichen Entwicklung und zur Erfassung von Verlagerungen der Radionuklide innerhalb des Ökosystems wird die Inventur bei den Kompartimenten 3 und 4 im Quartalsturnus, im Kompartiment 2 im Halbjahresturnus und im Kompartiment 1 im Jahresturnus wiederholt. Gewonnen werden jeweils 3 Mischproben. Die Blätter und Nadeln werden von Zapfenpflückern am stehenden Baum geworben. Die Gewinnung der Auflagehumus- und Bodenproben erfolgt volumengerecht mit Stechzylindern, wobei jeweils 5 Bohrungen zu einer Mischprobe vereinigt werden.

Zur Ermittlung der Radionuklidein- und austräge werden Freiland und Bestandesniederschläge, sowie der Nadel/Blattstreu-fall beprobt. Bis auf Mai 1986 zurückreichende Freiland- und Bestandesniederschlagsproben (Mischproben aus 6 Freiland- bzw. 15 Bestandesniederschlagssammlern) liegen nur für die Station Idar-Oberstein vor; die Depositionsmeßstation Merzalben wurde erst im Sommer 1986 eingerichtet.

Ab Frühjahr 1987 stehen an beiden Standorten Saugstationen zur Gewinnung von Sickerwasser zur Verfügung. Die aus 3 Tiefenstufen gewonnenen Proben sollen zur Erfassung von Radionuklidausträgen ebenfalls ausgemessen werden.

Zur Ermittlung der Radionuklidflüsse mit dem Streufall werden jeweils 3 Mischproben aus je 6 Sammlern (je 0,25 qm Auffangfläche) gewonnen. Analysiert werden Quartalsmischproben.

Die Radioaktivitätsmessungen erfolgen durch die Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer, Fachbereich Radioagronomie (Leiter Dr. H. Weller).

Erfaßt werden die Komponenten

Cäsium-137	(Cs-137)	Halbwertzeit	30,17 Jahre
Cäsium-134	(Cs-134)	Halbwertzeit	2,06 Jahre
Ruthenium-103	(Ru-103)	Halbwertzeit	39,35 Tage
Ruthenium-106	(Ru-106)	Halbwertzeit	368 Tage
Kalium-40	(K-40)	Halbwertzeit	$1,28 \times 10^9$ Jahre.

Die Aktivitätsmessungen erfolgen gammaspektroskopisch in einem Vielkanalanalysator (4096 Kanäle) mit einem Ge(Li)-Halbleiterdetektor. Die Spektrenauswertung wird mit einem externen Rechner durchgeführt. Die Ausmeßzeit liegt je nach Aktivität zwischen einer Stunde und 24 Stunden. Je nach Probenmenge werden 1 oder 2 Liter-Ringschalen verwendet, nur bei unzureichender Probenmasse 250 ml PE-Flaschen, die mit 50 ml Probengut gefüllt werden. Die Proben haben bei der Ausmessung folgende Konsistenz:

Nadeln:	getrocknet als Schüttgut
Blätter:	getrocknet und gemahlen
Pilze:	pürriert
Beeren:	pürriert
Gräser und	
Kräuter:	getrocknet und gemahlen
Humusauflage:	getrocknet und gemahlen
Mineralboden:	zerschlagen und gesiebt (2 mm)

Angegeben wird die Aktivitätskonzentration in Becquerel (Bq) / l bei Wasserproben; in Bq / kg Trockenmasse (TS) bei Humus-, Mineralboden-, Blatt-, Nadel-, Streufall- und Pflanzenproben und in Bq / kg Frischmasse (FM) bei Pilzen und Beeren. (Bq = 1 Zerfall pro Sekunde)

4. Ergebnisse

4.1 Radionuklideinträge

Die Radionuklideinträge in das Ökosystem werden durch Aktivitätsmessungen der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein ermittelt. Z. Zt. liegen die Ergebnisse von sechs 14-Tagesproben bis Mitte August vor.

Tab. 1: Aktivitäten im Niederschlagswasser der Station Idar-Oberstein

Probenahmezeitraum	Niederschlagshöhe (mm)		Aktivität (Bq/l) im					
	Freiland	Bestand	Freilandniederschlag			Bestandesniederschlag		
			Cs-137	Cs-134	K-40	Cs-137	Cs-134	K-40
22.04. - 06.05.86	50,7	32,6	170	74	< 5	89	37	< 5
06.05. - 20.05.86	23,2	10,7	21	8,7	< 5	48	22	< 5
20.05. - 03.06.86	20,8	11,8	22	10	< 5	37	16	< 5
03.06. - 01.07.86	keine Messung							
01.07. - 15.07.86	27,8	15,6	0,3	0,1	< 5	9,5	3,9	< 5
15.07. - 29.07.86	26,6	16,8	2,6	1,1	< 5	8,0	3,3	< 5
29.07. - 12.08.86	20,9	9,9	0,3	0,1	< 5	9,2	3,7	< 5

Die höchsten Aktivitäten wurden mit 170 Bq / l Cs-137 und 74 Bq / l Cs-134 beim ersten Probenahmetermin nach dem Reaktorunfall im Freilandniederschlag ermittelt. Bei dieser Probenahme lagen die Cäsiumaktivitäten im Freiland deutlich höher als im Bestandesniederschlag. Bei späteren Proben kehrte sich dieses Verhältnis um.

Seit Anfang Juli liegen die Cs-Aktivitäten im Freilandniederschlag im Bereich der Nachweisgrenze, im Bestandesniederschlag dagegen noch bei 8 - 10 Bq Cs-137 und 3 - 4 Bq Cs-134 je l. Es ist daher anzunehmen, daß ein Teil des Cäsiums vorübergehend in den Baumkronen festgehalten und erst allmählich wieder abgegeben wird.

Die Nuklide Cs-137 und Cs-134 wurden im Verhältnis 2,2:1 bis 2,4:1 eingetragen. Die K-40-Aktivitäten lagen in den ausgemessenen Proben jeweils unterhalb der Nachweisgrenze von 5 Bq / l.

Die Gesamtradionukliddeposition über das Niederschlagswasser läßt sich zur Zeit noch nicht abschätzen, da die Aktivitätsmessungen der folgenden Probezeiträume noch nicht abgeschlossen sind.

Die Radionuklideinträge über den Streufall waren im Eichenbestand der Station Merzalben mit 49 Bq Cs-137 / m² und 19 Bq Cs-134 relativ gering (Tab. 3). Der Streufall des Buchenunterstandes hat wegen seiner erheblich höheren Belastung einen Anteil von 50 % am Gesamteintrag, obwohl die Buchenstreufallmenge nur etwa 1/4 der Gesamtstreufallmenge ausmacht. Die K-40 Einträge liegen mit 44 Bq / m² in der gleichen Größenordnung wie die Cs-137 Einträge.

Tab. 2: Aktivitäten im Streufall

Station	Probenahmezeitraum	Probe	Aktivität (Bq/kg Trockensubstanz)			
			Cs-137	Cs-134	$\frac{\text{Cs-137}}{\text{Cs-134}}$	K 40
Idar-Oberstein	24.10.-01.11.1986	Fichtennadeln	720 - 750 $\bar{x} = 740$	290 - 310 $\bar{x} = 300$	2,5 : 1	60 - 120 $\bar{x} = 96,67$
Merzalben	29.08.-31.10.1986	Eichenlaub	90 - 98 $\bar{x} = 93,67$	31 - 36 $\bar{x} = 33,67$	2,8 : 1	87 - 95 $\bar{x} = 92$
"	29.08.-31.10.1986	Buchenlaub	220 - 340 $\bar{x} = 266,67$	86 - 150 $\bar{x} = 112$	2,4 : 1	180 - 260 $\bar{x} = 210$

Tab. 3: Radionuklideintrag mit dem Streufall (Sept. - Nov. 1986)
- Station Merzalben -

Probe	Eintrag (Bq/m ²)			Streufall kg TS / ha
	Cs-137	Cs-134	K-40	
Eichenlaub	25,24	9,07	24,79	2 694,74
Buchenlaub	24,25	10,18	19,10	909,34
	49,49	19,25	43,89	3 604,08

Der Fichtenstreufall konnte erst ab Oktober 1986 aufgefangen werden. Die Aktivitäten der ersten Probenahme Ende Oktober lagen mit Cs-137-Aktivitäten von 720 - 750 Bq / kg TS deutlich höher als die entsprechenden Aktivitäten des Eichen- und Buchenstreufalls (Tab. 2). Dennoch ist aufgrund des verhältnismäßig langsamen Nadeljahrgangsumsatzes nur mit relativ geringen jährlichen Cäsium-Einträgen mit dem Streufall in der Größenordnung von maximal 200 Bq / m² zu rechnen.

4.2 Aktivitäten im Waldboden

4.2.1 Auflagehumus

Die Cäsium-Aktivitäten im Auflagehumus liegen mit Werten zwischen 1 100 und 1 750 Bq Cs-137 / kg TS beim Probenahmetermin Ende Juli und 680 - 1 120 Bq zum Probenahmetermin Anfang November 1986 bei geringen Unterschieden zwischen den beiden Standorten sehr hoch.

Tab. 4: Aktivitäten in der - Humusauflage -

Station	Probenahme-termin	Aktivität (Bq/kg Trockensubstanz)			
		Cs-137	Cs-134	Cs-137/Cs-134	K-40
Idar-Oberstein	30.07.86 (n = 3)	1100 - 1750 $\bar{x} = 1387$	530 - 840 $\bar{x} = 670$	2,1 : 1	50 - 71 $\bar{x} = 61$
Merzalben	24.07.86 (n = 3)	1130 - 1480 $\bar{x} = 1333$	520 - 690 $\bar{x} = 623$	2,1 : 1	152 - 208 $\bar{x} = 187$
Idar-Oberstein	11.11.86 (n = 3)	680 - 1080 $\bar{x} = 853$	260 - 440 $\bar{x} = 340$	2,5 : 1	81 - 91 $\bar{x} = 86$
Merzalben	06.11.86 (n = 3)	840 - 1120 $\bar{x} = 1007$	340 - 500 $\bar{x} = 400$	2,5 : 1	130 - 300 $\bar{x} = 227$

Die Cs-137 / Cs-134 Verhältnisse sind mit Werten zwischen 2,1 und 2,5 weitgehend identisch mit den entsprechenden Verhältnissen im Eintrag mit dem Niederschlagswasser. Unter Beachtung der sehr unterschiedlichen Halbwertszeiten beider Nuklide läßt sich daraus ableiten, daß die hohe Belastung nicht durch Altlasten, sondern aus dem aktuellen Tschernobyl-Unfall herrührt. Auffällig ist die deutliche Aktivitätsabnahme zwischen den beiden Probenahmeterminen, die sich parallel an beiden Standorten zeigt. Ob hier eine Verlagerung in den Mineralboden stattgefunden hat, läßt sich noch nicht abschließend beurteilen, da die entsprechenden Mineralbodenaktivitäten nicht signifikant angestiegen sind.

Die K-40-Aktivitäten im Auflagehumus liegen an der Station Merzalben deutlich höher als an der Station Idar-Oberstein. Als Ursache kommt die größere Mineralbodenbeimengung im Humus aufgrund einer intensiven Wühltätigkeit von Wildschweinen in Merzalben in Betracht.

4.2.2 Mineralboden

Im Mineralboden liegen die Cäsium-Aktivitäten mit Werten zwischen 52 und 125 Bq Cs-137 / kg TS in der Tiefenstufe 0 - 5 cm, 2 - 17 Bq in der Tiefenstufe bis 5 - 15 cm und 1 - 5 Bq in der Tiefenstufe 15 - 20 cm sehr deutlich niedriger als im Auflagehumus (Tab. 5)

Zudem deuten die hohen Cs-137 / Cs-134 Quotienten daraufhin, daß maximal 1/4 der Aktivität auf den aktuellen Reaktorunfall, der größte Teil dagegen auf Altlasten, vermutlich auf die oberirdischen Kernwaffenversuche in den 50iger und 60iger Jahren zurückzuführen ist. Die vorliegenden Meßwerte zeigen, daß das Cäsium in der organischen Auflage festgehalten und nur sehr langsam in den Mineralboden verlagert wird. Eine zweifelsfreie Zu- oder Abnahme der Aktivitäten vom Probenahmetermin Ende Juli bis Probenahmetermin Anfang November läßt sich bei der relativ starken Streuung der Meßwerte bislang nicht ableiten.

Tab. 5: Aktivitäten im Mineralboden

Station	Probenahme-termin	Aktivität (Bq/kg Trockensubstanz)											
		0 - 5 cm Tiefe				5 - 15 cm Tiefe				15 - 20 cm Tiefe			
		Cs-137	Cs-134	$\frac{\text{Cs-137}}{\text{Cs-134}}$	K-40	Cs-137	Cs-134	$\frac{\text{Cs-137}}{\text{Cs-134}}$	K-40	Cs-137	Cs-134	$\frac{\text{Cs-137}}{\text{Cs-134}}$	K-40
Idar-Oberstein	30.07.86 (n = 3)	70 - 125 $\bar{x} = 94$	2,3 - 22 $\bar{x} = 14$	6,7 : 1	239-329 $\bar{x} = 281$	-	-	-	-	3,2 - 3,9 $\bar{x} = 3,6$	0,3 < 0,5 $\bar{x} = 0,4$	9 : 1	430-503 $\bar{x} = 475$
Merzalben	24.07.86 (n = 3)	78 - 100 $\bar{x} = 86$	4,3 - 7,7 $\bar{x} = 6,2$	13,9 : 1	210-369 $\bar{x} = 316$	-	-	-	-	0,5 - 0,7 $\bar{x} = 0,6$	< 1	-	384-410 $\bar{x} = 398$
Idar-Oberstein	11.11.86 (n = 3)	52 - 71 $\bar{x} = 64,3$	5,4 - < 10 $\bar{x} = 5,4$	11,9 : 1	350-430 $\bar{x} = 403,3$	5,5 - 17 $\bar{x} = 10,57$	0,3 - 1 $\bar{x} = 0,6$	17,6 : 1	500-560 $\bar{x} = 536,67$	2,4 - 5,3 $\bar{x} = 4,2$	0,4 - < 1	-	550-570 $\bar{x} = 560$
Merzalben	06.11.86 (n = 3)	64 - 120 $\bar{x} = 95,67$	7,1 - 13 $\bar{x} = 10,37$	9,2 : 1	390-420 $\bar{x} = 410$	1,8 - 5,3 $\bar{x} = 3,1$	< 1	-	410-450 $\bar{x} = 427$	1,0 - 1,9 $\bar{x} = 1,5$	< 1	-	430

4.2.3 Flächenaktivitäten

Zum unmittelbaren Vergleich von Standorten, vor allem zum Vergleich verschiedener Bodennutzungsformen, können die Meßwerte mit Hilfe der Fläche des Stechzylinders, des Volumens der Probe und des Trockenmasseanteils in flächenbezogene Aktivitäten (Bq/m^2) umgerechnet werden.

Tab. 6: Flächenaktivitäten - *) Waldböden bis 20 cm Tiefe-

Station	Probenahme-termin	Horizont/ Tiefenbereich	Cs-137	Cs-134 (Bq/m^2)	K-40
Idar-Oberstein	11.11.86	Auflagehumus	7.970	3.170	811
		Mineralboden			
		0 - 5 cm	2.333	192	14.624
		5 - 15 cm	894	56	46.738
		15 - 20 cm	204	-	27.765
Merzalben	06.11.86	Σ	11.401	3.418	89.938
		Auflagehumus	981	390	220
		Mineralboden			
		0 - 5 cm	3.949	428	16.967
		5 - 15 cm	347	-	48.583
		15 - 20 cm	93	-	27.112
		Σ	5.370	818	92.882

*) errechnete Werte, vgl. Text

Den höchsten Beitrag zur Flächenaktivität leisten auf beiden Standorten der Auflagehumus und die humose oberste Mineralbodenschicht. Im Fichtenbestand Idar-Oberstein befindet sich die Hauptaktivität im Auflagehumus (feinhumusreicher Moder bis rohhumusartiger Moder), im Laubholzbestand Merzalben dagegen im obersten Mineralboden (Humusform: mullartiger Moder). Vor allem die Flächenaktivität am Standort Idar-Oberstein liegt mit $11\,400 \text{ Bq Cs-137 / m}^2$ deutlich über den entsprechenden Aktivitäten landwirtschaftlich genutzter Böden (Tab. 7).

Tab. 7:

Cäsium-137-Aktivität auf landwirtschaftlich
genutzten Böden¹⁾

Meßpunkt	Probenahmetiefe (cm)	Probenahme Datum	Cs-137 (Bq/kg)	2) Cs-137 (Bq/m ²)
Vorderweidenthal	0 - 20	10.05.	14	2 800
Iggelheim	"	10.05.	9,9	1 980
Zweibrücken-Walshausen	"	10.05.	39	7 800
Dannstadt	"	14.05.	23,0	4 600
Schifferstadt	"	10.05.	15	3 000
" "	"	14.05.	11	2 200
" "	"	14.05.	15	3 000
Wöllstein	"	15.05.	13	2 600
Kirchheimbolanden	"	15.05.	25	5 000
Schauernheim	"	14.05.	15	3 000
Sobernheim	"	15.05.	37	7 400
Speyer	"	02.05.	6,1	1 220
"	"	06.05.	9,2	1 840
"	"	06.05.	15,0	3 000
Rheindürkheim	"	03.05.	8	1 600
" "	"	15.05.	54	10 800
Eich/Hamm	"	15.05.	41	8 200
Landau, kleine Kalmit				
- Westseite im Tal	"	21.05.	12	2 400
- Westseite Flanke	"	21.05.	2	400
- Spitze	"	21.05.	10	2 000
- Ostseite Flanke	"	21.05.	17	3 400
- Ostseite Tal	"	21.05.	12	2 400
Landau	"	21.05.	17	3 400
Kandel	"	21.05.	11	2 200
Rülzheim	"	21.05.	15	3 000
Scheuern	"	26.05.	13	2 600
Ziegenhain	"	26.05.	22,5	4 500
Haßloch	0 - 10 u. 10 - 20	19.06.	12 u. 7,9	1 990
Montabaur	0 - 10 u. 10 - 20	30.06.	43 u. 6,2	4 920
Nannhausen	0 - 10 u. 10 - 20	02.07.	23 u. 8,1	3 110
Daun	0 - 10 u. 10 - 20	02.07.	38 u. 8	4 600
Elschbach	0 - 10 u. 10 - 20	07.07.	46 u. 14	6 000

1) Quelle:

Ministerium für Umwelt und Gesundheit (1986):

Information zu den Auswirkungen des sowjetischen Reaktorunfalls im Lande Rheinland-Pfalz Stand 25.06.1986 und erste Ergänzung zum Informationsbericht, Stand September 1986 und Meßwerte der Pilze bis Dez. 1986.

2) berechnete Werte (Annahme : Dichte = 1,0)

Dies deutet auf eine Ausfilterung von Radionukliden durch die Baumkronen hin. In der gleichen Richtung läßt sich die deutlich höhere Flächenaktivität unter dem Fichtenbestand im Vergleich zum Laubholzbestand interpretieren, da Fichtenbestände erfahrungsgemäß effektiver anorganische Luftverunreinigungen ausfiltern als Laubholzbestände und die Niederschlagshöhen der Perioden mit der stärksten Auswaschung der Radionuklide nach dem Tschernobyl-Unfall an beiden Standorten nur wenig unterschiedlich waren.

4.3 Aktivitäten in den Vegetationsorganen der Bäume

Die Stehend-Beerntung der Laubholzbestände wurde Mitte August 1986 durchgeführt.

Das Buchenlaub erwies sich mit 72 - 97 Bq Cs-137 / kg TS als deutlich höher belastet, als das Eichenlaub (25 - 37 Bq / kg TS). Die unterschiedliche Kontamination ist vermutlich auf den zum Zeitpunkt des Haupteintrags nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl deutlich fortgeschrittenen Austriebszustand der unterständigen Buchen im Vergleich zu den oberständigen Eichen zurückzuführen. Auffällig ist, daß die Aktivität der am stehenden Baum geernteten Blätter deutlich niedriger liegt als die Aktivität im herbstlichen Streufall. Da zumindest bei der unterständigen Buche eine gleichmäßige Beprobung aller Kronenpartien stattgefunden hat, scheiden unterschiedliche Belastungen verschiedener Kronenbereiche als Ursache dieser Diskrepanz aus. Auffällig ist, daß das bodenbürtige, natürliche Radionuklid K-40 nur bei der Buche, nicht aber bei der Eiche im Streufall deutlich höhere Werte als in den geernteten Blättern aufweist. Ob und in welchem Umfang ein Transfer vom Boden in die Bäume oder von anderen Baumteilen in die Blätter auftritt, läßt sich aus dem vorliegenden Material nicht beurteilen.

Die Fichten wurden Anfang Dezember 1986 stehend beerntet. Für die Aktivitätsmessung wurde der Nadeljahrgang 1986 getrennt von den älteren Nadeljahrgängen beprobt.

Tab. 8: Aktivitäten in den Vegetationsorganen der Bäume

Station	Probenshmetern termin	Probe	Aktivität (Bq/kg Trockensubstanz)			
			Cs-137	Cs-134	Cs-137/Cs-134	K-40
Merzalben	13.08.86	Eichenlaub (n = 6)	25 - 37 $\bar{x} = 28$	8,8 - 12 $\bar{x} = 10,6$	2,6 : 1	74 - 110 $\bar{x} = 91,7$
Merzalben	14.08.86	Buchenlaub (n = 3)	72 - 97 $\bar{x} = 87,3$	32 - 45 $\bar{x} = 39,3$	2,2 : 1	111 - 141 $\bar{x} = 125$
Idar-Oberstein	05.12.86	Fichtennadeln Jahrgang 1986 (n = 3)	220 - 280 $\bar{x} = 257$	80 - 110 $\bar{x} = 96$	2,7 : 1	160 - 240 $\bar{x} = 193$
Idar-Oberstein	05.12.86	Fichtennadeln Jahrgang < 1986 (n = 3)	380 - 470 $\bar{x} = 433$	160 - 200 $\bar{x} = 180$	2,4 : 1	120 - 140 $\bar{x} = 133$

Die Fichtennadeln weisen mit bis zu 470 Bq Cs-137/kg TS deutlich höhere Cs-Aktivitäten auf als die Eichen- und Buchenblätter. Der jüngste Nadeljahrgang der Fichte ist zwar deutlich geringer belastet als die älteren Nadeln, aber doch stärker als aufgrund des unmittelbaren Nuklideintrags zu erwarten war. Zur Zeit des Schwerpunktes der Radionukliddeposition Anfang bis Mitte Mai 1986 waren die Fichten nämlich in dieser Höhenlage noch nicht ausgetrieben. Es ist allerdings denkbar, daß nach dem Austrieb eine Verlagerung der Spaltprodukte von älteren Nadeljahrgängen zum Neuaustrieb hin stattgefunden hat, da das Niederschlagswasser bei Fichten bevorzugt zu den Triebspitzen der Zweige zweiter Ordnung läuft und erst von dort abtropft. Die Aktivitäten der am stehenden Stamm beernteten Fichtennadeln liegen deutlich niedriger als die in der ersten Streufallprobe aus Oktober 1986 gemessenen Werte. Eine Klärung für diese Diskrepanz konnte bisher nicht gefunden werden.

Tab. 9 : Aktivitäten in der Waldbodenvegetation

Station	Probenahme- termin	Probe	Aktivität (Bq/kg Trockensubstanz)			
			Cs - 137	Cs - 134	$\frac{Cs - 137}{Cs - 134}$	K - 40
Idar-Oberstein	01.08.86	Drahtschmiele (mit Wurzeln) (n = 3)	1680-2270 $\bar{x}=2016,7$	830-1130 $\bar{x}= 986,7$	2,0 : 1	143 - 280 $\bar{x}= 194,3$
" "	02.12.86	Drahtschmiele (ohne Wurzeln) (n = 3)	1150-1340 $\bar{x}=1246,67$	490-570 $\bar{x}=530$	2,4 : 1	130 - 150 $\bar{x}= 136,67$
" "	18.09.86	Weißmoos (n = 1)	4 150	1 950	2,1 : 1	98
" "	18.09.86	Bürstenmoos (n = 1)	8 940	4 130	2,2 : 1	250
" "	01.09.86	Röhrling (n = 1)	180	78	2,3 : 1	65
" "	18.09.86	Seifenritter- ling (n = 1)	150	63	2,4 : 1	66
" "	18.09.86	Röhrenpilze (Überwiegend Maronenröhrling) (n = 1)	820	340	2,4 : 1	68
Herzalten	13.08.86	Eichensamlinge (ohne Wurzeln) (n = 1)	62	26	2,4 : 1	61
"	24.07.86	Mischpilze (Überwiegend Perlpilz) (n = 1)	26	9	2,9 : 1	81
"	12.09.86	Kahler Kremp- ling (n = 1)	440	180	2,4 : 1	190
"	12.09.86	Steinpilz (n = 1)	50	<10	-	50
"	18.09.86	Rotfußröhrling + Ziegenlippe (n = 1)	180	71	2,5 : 1	37

Aktivität für Pilze: Bq/kg Frischmasse

4.4 Aktivitäten in der Waldbodenvegetation

Aktivitätsmessungen liegen für Eichensämlinge, Gräser, Moose und Pilze aus den Beständen der Umweltkontrollstation sowie für Beeren aus der näheren Umgebung der Stationen vor (Tabelle 9 und 10).

Sehr hohe Cs-Aktivitäten wurden für die Drahtschmiele (1 150 - 2 270 Bq Cs-137 / kg TS) und vor allem für die Moose ermittelt. Der Extremwert von nahezu 9 000 Bq Cs-137 / kg TS und 4 000 Bq Cs-134 findet sich beim Bürstenmoos. Diese hohen Werte beruhen vermutlich auf einer unmittelbaren Kontamination der fein zerteilten Oberflächen dieser Pflanzen

Tab. 10 Aktivitäten in Waldbeeren

Station	Probenahmetermin	Probe	Aktivität (Bq/kg		Feuchtsubstanz) Cs-137/Cs-134	K-40
			Cs-137	Cs-134		
Merzalben	31.07. + 04.08.86	Heidelbeeren (n = 3)	82 - 104 $\bar{x} = 93$	36 - 50 $\bar{x} = 43,7$	2,1 : 1	33 - 43 $\bar{x} = 38$
Idar-Oberstein	01.08.86	Heidelbeeren (n = 1)	45	16	2,8 : 1	54
Idar-Oberstein	01.08.86	Himbeeren (n = 3)	44 - 65 $\bar{x} = 53$	20 - 31 $\bar{x} = 24,7$	2,1 : 1	49 - 69 $\bar{x} = 61,3$

Die Aktivitätswerte der Heidelbeeren (45 - 104 Bq Cs-137 / kg FM) liegen im Vergleich zu den aus gärtnerischer Erzeugung stammenden Beerenfrüchten relativ hoch (Vgl. Tabelle 11), aber noch sehr deutlich unter dem EG-Grenzwert für Lebensmitteleinfuhren von 600 Bq Cs-137 und Cs-134/kg.

Tab. 11: Caesium-137-Aktivitäten in Beerenfrüchten und Pilzen in Rheinland-Pfalz ¹⁾

<u>Beerenfrüchte:</u>	<u>Bq/kg</u>			
Heidelbeeren:	21,7			(nur 1 Angabe)
Himbeeren:	15,4	und	7,1	(2 Angaben)
Johannisbeeren:	16,4	-	84,0	(12 Angaben)
Kirschen:	11,2	-	94,5	(10 Angaben)
Stachelbeeren:	12,1	-		(1 Angabe)
 <u>Pilze:</u>				
Wiesenchampignon:	<0,5	-	1,2	(7 Angaben)
Rotfußröhrlinge:	58,6	-	174,3	(4 Angaben)
Rotkappen:	1,0	-	16,7	(2 Angaben)
Steinpilze:	5,9	-	72,2	(15 Angaben)
Maronenröhrlinge:	11,5	-	1 448,9	(38 Angaben)
Fichtenreizker:	8,7	-	202,2	(2 Angaben)
andere:	1,3	-	90,5	(14 Angaben)

¹⁾Quelle:

Ministerium für Umwelt und Gesundheit (1986):

Informationen zu den Auswirkungen des sowjetischen Reaktorunfalls im Lande Rheinland-Pfalz, Stand 25.06.86 und erste Ergänzung zum Informationsbericht, Stand August 1986 und Meßwerte der Pilze bis Dez. 1986

Die Cs-Aktivitäten der Pilze streuen in Abhängigkeit von der jeweiligen Art beträchtlich. Während vor allem bei Perlpilzen und bei Steinpilzen nur verhältnismäßig niedrige Aktivitäten von maximal 50 Bq Cs-137 / kg FM vorzufinden waren, lagen die Meßwerte des Maronenröhrlings und auch des Kahlen Kremplings deutlich über dem EG-Grenzwert. Auffällig ist, daß die K-40 Kontaminationen der Pilze mit Werten zwischen 40 und 80 Bq mit Ausnahme des Kahlen Kremplings bei allen Pilzarten nahe beieinander liegen. Die starke Streuung der Cs-137-Aktivitäten in den Pilzen ist auch in den Meßwerten aus anderen Bereichen des Landes Rheinland-Pfalz wiederzufinden (Tab.11)

5. Diskussion

Die bisher auf Radioaktivität ausgemessenen Proben aus zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz belegen, daß aus dem Reaktorunfall in Tschernobyl stammende Radionuklide zu einem beträchtlichen Teil auf den Blättern und Nadeln der Bäume, dem Waldboden und der Waldbodenvegetation abgelagert worden sind. Neben den, wegen ihrer nur kurzen Halbwertszeit inzwischen weitgehend verschwundenen Nukliden (z.B. Jod-135, Jod-131), sind auch langlebige Spaltprodukte, vor allem die Nuklide Cs-137 und Cs-134, in spürbaren Mengen in die Ökosysteme gelangt.

In beiden untersuchten Waldökosystemen haben sich beachtliche Radioaktivitätsdepots gebildet, wobei die Aktivität der beiden Cäsium-Radionuklide im Fichtenökosystem des Hunsrücks mehr als doppelt so hoch liegt, wie im Eichenökosystem des Pfälzerwaldes (Abb. 2). Auf beiden Standorten finden sich etwa 90 % der Aktivität im Auflagehumus und in der obersten humosen Mineralbodenschicht.

Beachtenswert ist auch die Aktivität der Cäsium-Radionuklide in der Nadelmasse des Fichtenbestandes. Die im Herbst 1986 gemessenen Cs-137-Aktivitäten liegen etwa um den Faktor 100 über den Werten, die von HÜBNER u.a. (1986) vor dem Tschernobyl-Unfall an Fichtennadeln aus dem Raum Hannover gemessen wurden. Allerdings ist nach Untersuchungen von KRIVAN u.a. (1986) davon auszugehen, daß der überwiegende Teil der Cäsium-Radionuklide aus dem Tschernobyl-Unfall auf den Wachsschichten der Nadeln oberflächlich abgelagert worden ist und nicht in kurzer Zeit in die Nadeln eindringt; an Proben aus dem Raum Ulm von Ende Juni 1986 ließen sich die Cäsium-Aktivitäten durch Waschen mit Chloroform um 70 % reduzieren.

Cs-137 und Cs-134 sind nach dem Tschernobyl-Unfall im Verhältnis 2 : 1 eingetragen worden. Dieses Verhältnis beider Komponenten ist auch in den Vegetationsorganen der Bäume, der Waldbodenvegetation und dem Auflagehumus zu beobachten. Bei Beachtung der sehr unterschiedlichen Halbwertszeiten beider Nuklide läßt sich daraus ableiten, daß die in diesen Kompartimenten des Ökosystems derzeit gemessenen Aktivitäten zum überwiegenden Teil auf den aktuellen Reaktorunfall zurückzuführen sind.

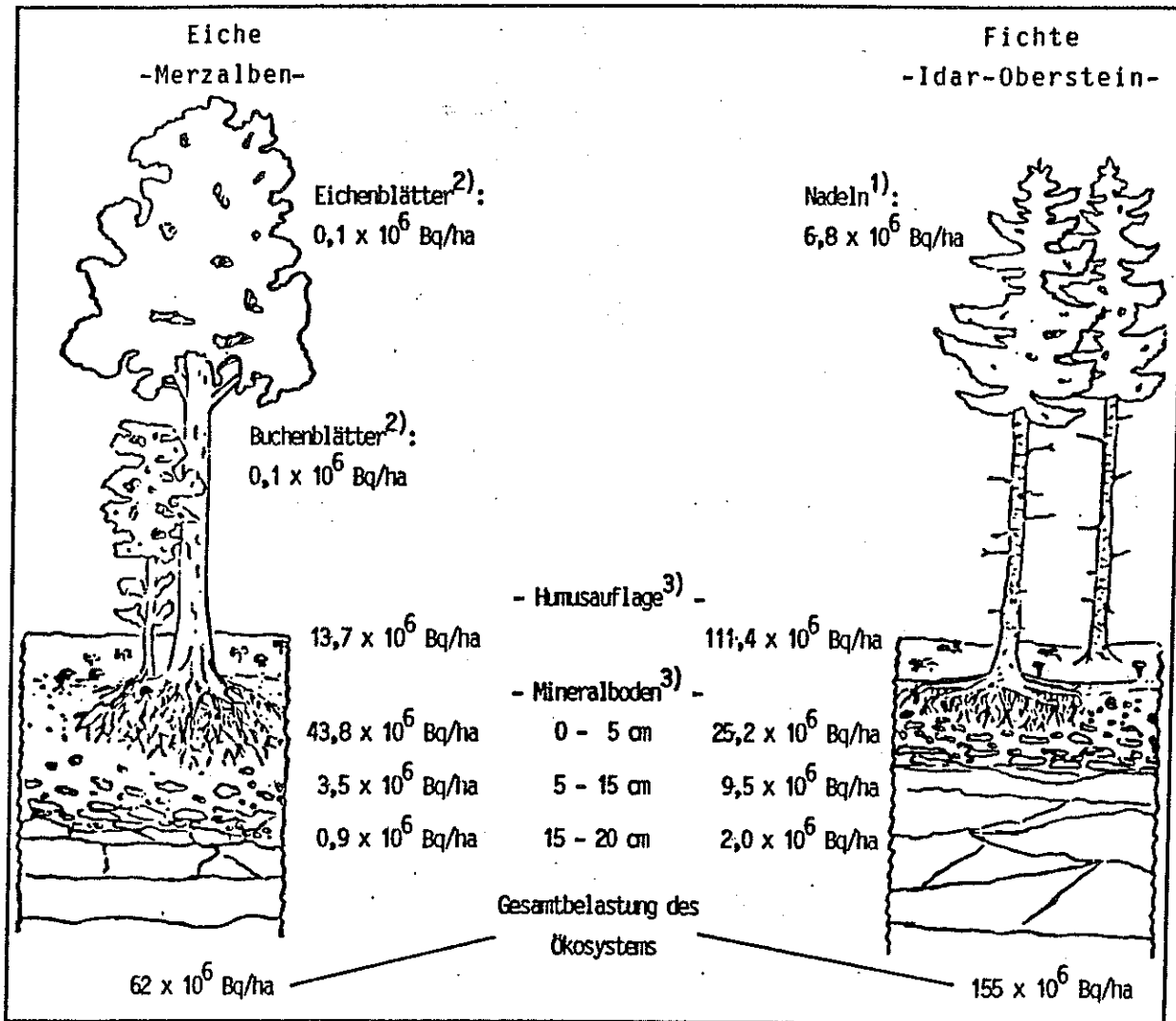
Die in tieferen Bodenschichten (> 5 cm) vorzufindenden Cs-Aktivitäten sind dagegen älteren Ursprungs, vermutlich aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen in den 50iger und 60iger Jahren.

Die nach dem Tschernobyl-Unfall gemessenen Aktivitäten im Auflagehumus entsprechen in der Größenordnung in etwa den Werten, die auch nach den Kernwaffenversuchen in Waldböden ermittelt worden sind. SCHAUER u.a. (1970) fanden in der Rohhumusaufgabe eines Fichtenbestandes Cs-137-Aktivitäten von 1 000 Bq / kg TS; in den obersten Zentimetern eines Hochmoores sogar bis zu 2 000 Bq / kg.

Abb. 2:

Radioaktivitätsdepots der Ökosysteme

- Bq Cs-137 + Cs-134 je ha -



1) Berechnungsparameter

Nadelfrischmasse 1jährige Nadeln: 6,3 t/ha; Nadelfrischmasse mehrjährige Nadeln: 20,4 t/ha; Trockensubstanz; 46,7% (MITSCHERLICH 1978)

Bestockungsgrad: 0,9

2) Berechnungsparameter

Blattmasse Eiche, Buche (kg TS/ha) = Streumasse Eiche, Buche (kg TS/ha)

3) Vergl. Kap. 4, S. 14

Waldstandorte und landwirtschaftlich genutzte Standorte zeigen im radioökologischen Verhalten deutliche Unterschiede. Die Eintragungsmessungen und die verhältnismäßig hohe Flächenaktivität im Fichtenbestand deuten daraufhin, daß die Baumkronen Radionuklide ausfiltern, wie dies bereits vielfach bestätigt wurde. Die ausgefilterten Stoffe werden teils von den Niederschlägen abgewaschen, teils gelangen sie mit dem Laub/Nadelfall auf den Waldboden. Aus den in Rheinland-Pfalz vorliegenden Meßdaten wird sehr wahrscheinlich, daß auf Waldstandorten höhere Radionuklideinträge nach dem Tschernobyl-Unfall aufgetreten sind, als auf landwirtschaftlich genutzten Standorten.

Die räumliche Verteilung der Radioaktivität im Bodenprofil zeigt in Waldböden deutlich andere Merkmale als in landwirtschaftlich genutzten Böden. Im Waldboden liegt der überwiegende Teil der Aktivität im Auflagehumus und in der obersten, humusreichen Mineralbodenschicht. Die tiefer gelegenen Mineralbodenschichten weisen um bis zu zwei Zehnerpotenzen geringere Aktivitäten auf. In landwirtschaftlich genutzten Böden ist dagegen die Radioaktivität aufgrund der Bodenbearbeitung und der meist guten Bioturbation durch Bodenlebewesen erheblich gleichmäßiger im Profil verteilt.

Nach dem bisherigen radioökologischen Kenntnisstand bestehen deutliche Korrelationen zwischen der Cs-137-Kontamination von Böden und deren Humusanteil (SCHAUER u. a. 1970). Zudem vermindert ein hoher organischer Anteil die Sorbtion des Cäsiums an die Tonminerale. Dies führt zu einer zunehmenden Cäsiumaufnahme bei steigendem organischem Anteil des Bodens (BARBER 1964).

Die für landwirtschaftliche Kulturpflanzen ermittelten sehr niedrigen Transferfaktoren für Cs-137 von im Durchschnitt $< 0,05$ (WELLER 1981, ROMNEY u. a. 1957) dürfen daher nicht auf Pflanzen übertragen werden, die auf Waldböden wachsen. Ein deutlicher Hinweis auf eine unter Umständen sehr hohe Cäsiumverfügbarkeit auf Waldstandorten liefern die hohen Cäsiumaktivitäten in einigen Waldpilzen.

Bei der kurzen Wachstumszeit der Pilze können, nach Abklingen des direkten Nuklideintrags, die vorgefundenen Radioaktivitäten nur auf die Aufnahme von Radionukliden aus dem Boden erklärt werden. Einige Pilzarten weisen Cäsiumaktivitäten auf, die die Größenordnung der im Auflagehumus gemessenen Aktivitäten erreichen. Zudem ist das Cs-137/Cs-134-Verhältnis in den Pilzen nahezu identisch mit dem des Auflagehumus.

Der Frage, in welchem Umfang andere Glieder der Bodenvegetation Radionuklide aus dem Boden aufnehmen, wird in der kommenden Vegetationsperiode nachgegangen. Das Ausmaß des Übergangs von Radionukliden vom Boden in die Waldbodenvegetation ist für eine Abschätzung der Entwicklung der Strahlenbelastung im Wildbret (durch Aufnahme von Waldbodenpflanzen und Pilzen durch das Wild) und der Kontamination von Waldfrüchten, die für den menschlichen Verzehr gesammelt werden, von ausschlaggebender Bedeutung.

Eine Schädigung der Pflanzen selbst hält KÖNIG (1986) demgegenüber für unwahrscheinlich, da die Dosisleistung, einer groben Abschätzung zufolge, relativ niedrig liegt.

6. Zusammenfassung

Aus Anlaß des Reaktorunfalls in Tschernobyl werden seit Sommer 1986 in zwei Waldökosystemen (Nadel- bzw. Laubwald) in Rheinland-Pfalz radioökologische Untersuchungen durchgeführt. Erfasst werden die Aktivitäten der Spaltprodukte Cs-137, Cs-134 und des natürlichen Nuklids K-40 in verschiedenen Kompartimenten der Ökosysteme, sowie der Ein- und Austrag dieser Radionuklide und deren Verlagerung innerhalb des Ökosystems. Darüberhinaus wird die zeitliche Entwicklung der Radionuklid-Belastung verfolgt. Der vorliegende Zwischenbericht enthält die Meßergebnisse aus dem Jahr 1986.

Die bisherigen Messungen zeigen auf, daß aus dem Reaktorunfall in Tschernobyl stammende Spaltprodukte auch in Rheinland-Pfalz in beträchtlichem Umfang auf den Vegetationsorganen der Bäume und der Waldbodenvegetation, sowie auf der Humusaufgabe abgelagert worden sind. Von den Blättern oder Nadeln werden sie mit dem Niederschlag abgewaschen oder gelangen mit dem Streufall auf den Boden.

Verhältnismäßig hohe Aktivitäten, die zum größten Teil auf den aktuellen Reaktorunfall zurückgeführt werden können, wurden im Auflagehumus (940 - 2 590 Bq Cs-137 + Cs-134 / kg TS), in Fichtennadeln (300 - 670 Bq Cs-137 + Cs-134 / kg TS), in Moosen (6 100 - 13 000 Bq Cs-137 + Cs-134 / kg TS) und in Pilzen (35 - 1 160 Bq Cs-137 + Cs-134 / kg FM) ermittelt.

Aufgrund grundsätzlicher Unterschiede land- und forstwirtschaftlich genutzter Standorte ist eine höhere Pflanzenverfügbarkeit der Cäsium-Nuklide auf Waldböden wahrscheinlich. Die Untersuchungen werden fortgesetzt.

7. Literatur

- (1) BARBER, D. A. (1964): Influence of soil organic matter on the entry of Cs-137 into plants, Nature 204, 326
- (2) HÜBNER A., JORDINE, W. und WOLF, A. (1986): Radioaktivität in Fichtenproben. Allgemeine Forstzeitschrift Nr. 23, S. 575 - 576
- (3) KÖNIG, L. A. (1986): Strahlenexposition von Bäumen durch den Tschernobyl-Unfall. Vortragskurzfassung anlässlich des Forums "Einfluß radioaktiver Stoffe auf das Schadstoffpotential der Atmosphäre und auf die Aktivitätsbelastung von Pflanzen". 7. November 1986 in Stuttgart

- (4) KRIVAN, V., ESSER, K. P., HAUSBECK, R. und SCHMID, W. (1986): Belastung der Luft und anderer durch Niederschlag kontaminierter Umweltproben des Ulmer Raumes mit radioaktiven Spaltprodukten nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. Fresenius, Z. Anal. Chem, 325, S. 597 - 602

- (5) Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz (1986): Informationen zu den Auswirkungen des sowjetischen Reaktorunfalls in Rheinland-Pfalz - Dokumentation der Meßergebnisse - Stand Sept. 1986 Eigendruck des Ministeriums für Umwelt und Gesundheit Kaiser-Friedrich-Straße 7, 6500 Mainz

- (6) MITSCHERLICH, G. (1978): Wald, Wachstum und Umwelt, Band I, S. 31, 32 und Band II, S. 243. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main

- (7) ROMNEY; E. M., NEEL, J. W., NISHITA, H., OLOFSON, J. H. und LARSON, K. H. (1957): Plant uptake of Sr 90, Y 91, Ru 106, Cs-137 and Ce 144 from soil. Soil Science, Vol. 83, S. 369 - 376

- (8) SCHAUER, T. H., REUTZER W. und SCHMIDT H. (1970): Aktivität und Eindringtiefe von Caesium-137 bei verschiedenen Böden. Beiheft zum Zentralblatt für Veterinärmedizin S. 149 - 153

- (9) WELLER, H. (1981): Boden- Pflanzen- Transferfaktoren für Sr-90 und Cs-137. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft 38, S. 730 - 735