

II. AKTUELLES

Aus dem Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Graz

Zur radioaktiven Belastung verschiedener Pflanzen in Graz nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl

Von Georg HEINRICH
Mit 10 Tabellen im Text
Eingelangt am 26. Mai 1987



O. Prof. Dr. Georg HEINRICH (Jg. 1937), Studium der Biologie in Wien, Dissertation bei Prof. Höfler, Dr. phil. 1962. Nach Assistenten-Jahren in Graz (Prof. Härtel), Marburg/Lahn und Hamburg (Prof. Drawert) 1970 Habilitation im Fach Allgemeine Botanik in Hamburg, dort 1972 Wiss. Rat, 1978 Professor, 1983 Ruf an die Universität Graz.

Arbeitsgebiete: Zytologische Fragestellungen, wie z. B. Struktur und Funktion pflanzlicher Drüsen (Elektronenmikroskopie, Isotopentechnik, Gaschromatographie), Analyse pflanzlicher Sekundärstoffe, Laser-Massenspektrometrie, Lokalisation von Schwermetallen.

Zusammenfassung: Nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl wurden am Nordostrand von Graz, am Rosenberg, die Radioaktivitätskonzentrationen von niederen und höheren Pflanzen festgestellt. Alle Messungen erfolgten nach dem Abklingen der kurzlebigen Isotope, so daß weniger als 9%, bei Berücksichtigung der in Österreich nicht gemessenen Edelgase, weniger als 5% der ursprünglichen Aktivität vorlagen. Am stärksten sind Moose und Flechten kontaminiert, die ein Jahr nach Tschernobyl noch einen hohen Prozentsatz des pro m² niedergegangenen Fallouts festhalten. Auch manche Pilze weisen hohe Radioaktivitätskonzentrationen auf, so daß mit einer Pilzmahlzeit mehr Radioaktivität aufgenommen werden kann als mit mehreren hundert kg Gemüse. Die früh austreibenden Laubbäume und die Nadelbäume zeigten hohe Laubwerte, Obst und Gemüse waren meist gering belastet.

1. Einleitung

Im Verlauf eines elektrotechnischen Experimentes (HENNIES & KIEFER 1986, UMWELTBUNDESAMT = U, 1986), bei dem gegen zahlreiche Sicherheitsvorschriften verstoßen wurde, ereignete sich in Tschernobyl am 26. April 1986 der bisher schwerste Unfall in der Geschichte der friedlichen Nutzung der Kernenergie. Über 10 Tage lang entwichen hohe Aktivitäten, ca. 3 bis 5% des radioaktiven Inventars sollen dabei aus dem Reaktor-

inneren freigesetzt worden sein (U 1986). Die Radionuklide gelangten in Höhen bis 1500 m und wurden über weite Teile Europas verfrachtet. Österreich wurde dabei sehr stark belastet (DEVELL et al. 1986, JENSEN & LINDKE 1986, SALO 1986, U 1986). Von den offiziellen Meßstellen wurden bevorzugt Pflanzen geprüft, die den Menschen bzw. den Nutztieren als Nahrung dienen (HORAK 1986, KÖNIG et al. 1986, U 1986). Hier wird über die Belastung verschiedener niederer und höherer Pflanzen berichtet, mit dem Ziel, die Verteilung der Radionuklide festzuhalten.

2. Material und Methoden

Die Gamma-Aktivität einiger Pflanzenproben wurde mit Hilfe eines kalibrierten Germanium-(Li)-Halbleiterdetektors und nachgeschaltetem Vielkanalanalysator mit EDV-Auswertung an der Versuchsanstalt für Strahlenmeßtechnik und Strahlenschutz am Reaktorinstitut Graz gemessen. Zur Identifizierung der verschiedenen Radionuklide und zur Aktivitätsermittlung werden die in den Impulshöhenspektren auftretenden Peaks und die von ihnen eingenommene Fläche verwendet. Ein 1-Liter-Marinellibecker wurde dazu mit gemahlenem Material versehen, mit Wasser aufgefüllt und 30 min lang gemessen. Die meisten Proben wurden mit einem LKB-Gamma-Counter im Vorklinikum der Universität Graz in Plastikproberröhrchen untersucht. Die nach der Messung erfolgte Gefriertrocknung erbrachte das Trockengewicht. Die Angabe der Aktivitätskonzentration erfolgt, wie in Österreich üblich, in nCi/kg, bezogen auf Frischgewicht und Trockengewicht, außerdem in der zur Zeit gültigen Maßeinheit Becquerel (Bq). 1 Bq entspricht einem Zerfall pro sec, 1 nCi sind 37 Bq. Ein überschaubares Areal wurde deshalb ausgewählt, weil ein Vergleich der Belastung nur zwischen Pflanzen, die etwa gleich viel Fallout abbekommen haben, sinnvoll erscheint. Nach dem Reaktorunfall konnte zunächst nur der Entwicklungszustand der Pflanzen festgehalten werden. Die ersten Messungen erfolgten nach dem Abklingen der kurzlebigen Isotope, so daß über die Verteilung von weniger als 9%, bei Berücksichtigung der Edelgase ca. 4%, der Ausgangaaktivität berichtet wird.

3.1. Verhältnisse nach Tschernobyl

Sowjetischen Schätzungen zufolge sollen in den ersten 12 Tagen nach dem Unfall ca. 50 MCi entwichen sein, dies allerdings ohne Einbeziehung der Edelgase Xenon-133, Krypton-85 und -85m, die nochmals ca. 50 MCi zur Verstrahlung beitrugen. Die schwerflüchtigen Elemente wurden bei den herrschenden Temperaturen zu einem geringen Prozentsatz des Inventars freigesetzt, die Plutonium-Isotope Pu-238 bis 242 z. B. zu je ca. 3%, Strontium-90 zu 4%, Cäsium-137 zu 13%, Jod-131 zu 20%, während die leichtflüchtigen Edelgase Xenon und Krypton zu fast 100% in die Atmosphäre entwichen (U 1986). Am 1. 5. 1986 soll nach Messungen in der BRD die Xenon-133-Konzentration der Luft im Mittel 40 mal höher als die des Cäsium-137 gewesen sein, in Österreich unterblieben Messungen der Edelgase. Das österreichische Strahlenfrühwarnsystem, mit Stationen in Poysdorf, Wien, Eisenstadt, Graz, Pasching, Salzburg, Heiligenblut, Sonnblick, Lienz, Innsbruck und Dornbirn, lieferte Informationen über die Dosisleistung im gesamten Bundesgebiet. Die radioaktiv belastete Luft erreichte Österreich am 29. April. Graz wies am 30. April einen Gipfel von 90 Mikroröntgen/Stunde ($\mu\text{R}/\text{h}$) auf. Ausgehend von einer Dosisleistung zwischen 6 und 10 betrug die höchsten Dosisleistungen in Lienz 20, in Eisenstadt 30, in Dornbirn 35, in Wien 40, in Innsbruck 50, in Salzburg 150 und in Pasching 250 $\mu\text{R}/\text{h}$ (U 1986). Ab 2. 5. 1986 gingen sämtliche Werte langsam wieder

zurück, am 15. 5. verzeichnete nur noch Pasching einen Wert über 50 $\mu\text{R}/\text{h}$, am 26. 5. fiel auch dort die Dosisleistung auf ca. 10 $\mu\text{R}/\text{h}$ zurück. Eine Messung der Radioaktivitätskonzentrationen der Luft an der Meßstelle Wien-Hohe Warte vom 30. April läßt erkennen, daß Tellur-132 und Jod-132 45% der gemessenen Radioaktivität lieferten, Jod-131 23%, Ruthenium-103 9% und Cäsium-137 nur 4%. Nach Messungen von MÜCK (1986) in Seibersdorf machte Jod-131 32% der Aktivität aus, Tellur-132 31%, Jod-132 26%, Ruthenium-103 fast 5% und Cäsium-137 etwas über 3%. Bei diesen Angaben ist zu berücksichtigen, daß die Edelgase in dieser Bilanz nicht aufscheinen. Zusammenfassend kann gesagt werden, daß dieser Anstieg der Umweltradioaktivität weit über das bisher registrierte Maß hinausging. Der Maximalwert von Cäsium-137 betrug 1983 pro m^3 Luft 0,0003 pCi, am 30. April 1986 registrierte die Hohe Warte 256 pCi/ m^3 , was mehr als dem 853 000fachen entspricht. Die Radionuklidkonzentrationen von Strontium-90 sollen nach Messungen aus Seibersdorf etwa $\frac{1}{20}$ der des Cäsiums betragen (HORAK 1986). Österreich wurde sehr unterschiedlich kontaminiert, wie etwa eine gesamtösterreichische Belastungskarte des „Grases“ durch Cäsium-137 erkennen läßt (U 1986). Die ursprüngliche Kontamination der Luft ist mit der Bodenbelastung wenig korreliert. Ausschlaggebend waren die regional sehr unterschiedlichen Niederschlagsmengen. In Graz brachte der Regen in der Nacht zum 30. 4. einen starken Anstieg der Bodenbelastungen mit sich. Korreliert mit der geringen Niederschlagsmenge wurden die östlichen Teile Niederösterreichs wenig betroffen, Gebiete Oberösterreichs und Salzburgs erfuhren, verglichen mit NÖ, eine mehr als 20mal höhere Flächenbelastung mit Radionukliden. Pro m^2 Boden sind 100 bis 2000 nCi Cäsium-137 niedergegangen.

3.2. Aufnahme und Transport von Radionukliden bei Pflanzen

Darüber wird ausführlich bei HORAK (1986) und HAUNOLD et al. (1986) berichtet.

Die Pflanze nimmt Radionuklide aus der Atmosphäre und aus dem Boden auf. In der ersten Zeit nach dem Reaktorunfall erfolgte die Aufnahme zunächst ausschließlich über die oberirdischen Pflanzenteile. Jod tritt in der Atmosphäre in Aerosol- und Gasform auf und wird von den Blättern rasch aufgenommen, aber kaum verlagert. Cäsium verhält sich in der Pflanze ähnlich wie Kalium. Es wird über die Blätter rasch aufgenommen und von dort in andere Pflanzenteile abtransportiert (BUKOVAC et al. 1965, LUDWIEG 1962, AARKROG 1975). Junge Blätter, deren Zellwände noch nicht vollständig ausgebildet sind, nehmen Radionuklide meist zu einem höheren Prozentsatz auf als ältere. Die Verlagerung des Cäsiums erfolgt vergleichbar mit der des Kaliums, in den Siebröhren zu allen wachsenden und speichernden Teilen der Pflanze. Strontium wird ebenfalls über die Blattfläche aufgenommen. Es verbleibt in den Blättern, da es, vergleichbar mit dem Calcium, mit dem Transpirationsstrom und nicht in den Siebröhren verfrachtet wird. Auf Kartoffelblätter aufgebracht Strontium wurde zu 0,1% in die Knollen verlagert (MIDDLETON 1959), bei Buschbohnen waren es 0,2% der applizierten Menge (BUKOVAC et al. 1965). Auch oberirdisch aufgebracht Ruthenium wird kaum verlagert, so daß der größte Teil zur direkten Kontamination der Blätter beiträgt.

3.3. Belastungssituation des Bodens

Im Boden werden Radionuklide entsprechend ihrer Ladung an Sorptionsträger gebunden. Aus humusreichen schweren Böden können die Pflanzen wesentlich weniger Radionuklide aufnehmen als aus sandigen leichten Böden. Cäsium wird als Kation an den negativen Oberflächenladungen der Tonminerale absorbiert und unter anderem dadurch in den obersten Bodenschichten festgelegt.

Dies wird durch eine Messung des Bodens am Rosenberg vom 24. 12. 1986 belegt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Radionuklide im Boden

Radionuklid	A-Horizont (5 cm)		B-Horizont (5 cm)	
	nCi/kg FG	in%	nCi/kg TG	in%
Cs-137	45	64	1,4	15,8
Cs-134	16	22,8	0,4	4,5
Ru-103	1,3	1,9	0,06	0,7
Ru-106	–	–	0,5	5,6
K-40	8,2	11,7	6,5	73,3
insgesamt	70,4	100	8,9	100
künstliche Radioaktivität	62,2	88	2,4	27

Kalium-40 stammt nicht aus Tschernobyl, sondern bedingt die natürliche Radioaktivität des Bodens. Aus Tabelle 1 ist zu entnehmen, daß in der obersten Erdschichte 88% der Radioaktivität angeliefert wurden, was einem über 7fachen Anstieg der Umweltraadioaktivität gleichkommt. In der 5 cm dicken Humusaufgabe befand sich nach Entfernung der Laubstreu in dem ausgehagerten Boden eines Forstes (Rotbuche, Eiche, Kiefer) 27mal mehr künstliche Radioaktivität als in den folgenden 5 cm. In den tiefer gelegenen 5 cm trägt der Kaliumanteil zur Gesamtverstrahlung 6mal mehr als in der oberen Bodenschicht bei. Ein Wiesenboden am Rosenberg zeigte nach Abzug der Kalium-40-Aktivität am 27. 7. 1986 85% der Aktivität in 0–5 cm, in 5–10 cm lagen 10% vor, zwischen 10 und 15 cm 2,5%, von 15 bis 40 cm fanden sich nochmals 2,5%. Diese Verteilung müßte nicht streng mit einer übereinstimmen, die ein Experiment mit sterilisiertem Boden erbrächte, zumal Bodenlebewesen, besonders die Regenwürmer, für eine Verfrachtung der Radionuklide in tiefere Schichten sorgen. Der Umstand, daß Cäsium schon Jahre vorher durch oberirdische Atombombenexplosionen angeliefert wurde, muß ebenfalls berücksichtigt werden. In Gartenerde vom Rosenberg entfielen am 28. 7. 1986 67% der Gesamtaktivität auf Cäsium-137 und 134, die restlichen 33% auf Ruthenium-103 und 106.

4. Belastungssituation bei Pflanzen in Graz

Es wird über Messungen berichtet, die zum überwiegenden Teil auf einem ca. 3000 m² großen Areal am Rosenberg vorgenommen wurden.

4.1. Obstbäume

Tabelle 2 zeigt die Radioaktivitätskonzentrationen in nCi und Bq pro kg Frischgewicht und pro kg Trockengewicht der Blätter, Früchte und Fruchtschalen bei einigen Obstbäumen. Die Blätter sind bei Bezug auf das Frischgewicht 1,2–18mal mehr belastet als die Früchte, Samen oder Samenteile. Die peripheren Partien der gemessenen Früchte waren etwa gleich stark wie das Innere (Apfel, Pflaume) oder geringfügig stärker als die Innenteile (Birne, Pfirsich) kontaminiert. Bei Bezug auf das Trockengewicht sind die Blätter maximal 5mal mehr belastet als die Früchte. Die hohen Aktivitätsunterschiede zwischen Blättern und Früchten bei Bezug auf das Frischgewicht werden durch den hohen Wassergehalt der Früchte bedingt. Bei Bezug auf das Trockengewicht werden auch die Aktivitätsunterschiede zwischen Fruchttinnerem und Schale nivelliert. Die Schale enthält maximal nur mehr 2,3mal mehr Aktivität als das Innere.

Tabelle 2: Aktivitätskonzentrationen der Blätter, Früchte bzw. Samen oder Samentteile von Obstbäumen am Rosenberg

Probenahme-Datum 1986	nCi/kg FG			nCi/kg TG			Bq/kg FG		
	Blatt	Frucht/ Samen	Schale/ Hülle	Blatt	Frucht	Schale	Blatt	Frucht	Schale
18. 7. 5. 8.	- 70	7,3 3,9	- 13	- 140	35 20	- 45	- 2590	270 144	- 481
18. 7. 22. 7. 23. 7. 27. 7.	- 15,6 24 25	3,2 - 5 3,4	- - - 5,7	- 87 77 60	18 - 26 21	- - - 24,6	- 577 888 925	118 - 185 159	- - - 211
18. 7. 6. 8. 6. 8. 8. 8.	19 - - 25	1,9 2,8 2,9 2,5	2,0 2,8 - -	- - - -	14 11 17 20	- 11 - -	703 - - -	70 104 107 92	- 104 92 -
18. 7. 23. 7.	18 -	1,9 4,3	- 5	63 -	8 24	- 27	666 -	70 159	- 185
23. 7. 27. 7. 7. 8. 30. 10.	11,4 14 26 12,4	5,2 3,9 - 3,9	- 3,7 - -	92 27 60 -	49 34 -	- 34 - -	422 518 962 459	192 111 - 145	- 137 - -
22. 7.	18	4	7	-	-	-	666	148	259
18. 7.	12	9,9	-	-	53	-	444	366	-
23. 7. 27. 7.	11 -	4,1 0,4	4,4 6	32 -	33,7 3	25 36	407 -	152 15	163 222
22. 7. 26. 7. 5. 6. 7. 8.	1,3 11,5 9,5 15	- - - 2,9	- - - 4,1	- - 20 39	- - - 14	- - - 25	48 426 352 555	- - - 107	- - - 152

4.2. Nadelbäume

Aus Tabelle 3 sind die Radioaktivitätskonzentrationen einiger Nadelbäume vom Rosenberg zu entnehmen. Die direkt kontaminierten ausgewachsenen Nadeln der Föhren zeigten durchwegs hohe Radioaktivitätskonzentrationen. Diese sind 6 bis 10mal höher als die Nadeln des Jahrganges 1986 belastet. Fichtennadeln sind insgesamt meist weniger kontaminiert als Föhrennadeln, außerdem werden die weiter innen inserierenden Nadeln durch periphere Zweige geschützt, so daß die Kontamination unterschiedlich ausfällt. Die vor Tschernobyl ausgewachsenen Nadeln sind anfänglich 7 bis 8mal mehr belastet als der Jahrgang 1986. Fast unbelastet sind die Blätter des Gingkobaumes aus dem Botanischen Garten, die ja im Herbst abgeworfen werden.

Tabelle 3: Aktivitätskonzentrationen der Blätter verschiedener Nadelbäume vom Rosenberg

Datum	Baum	Nadeljahrg.	nCi/kg FG	nCi/kg TG	Bq/kg FG
22. 7.	Österreichische Schwarzkiefer, <i>Pinus nigra</i>	1985	192	–	7104
22. 7.		1986	23	–	851
22. 7.	Bergkiefer	1985	138	–	5106
22. 7.	<i>Pinus mugo</i>	1986	13,4	–	500
22. 7.	Fichte	1985	71	–	2627
22. 7.	<i>Picea abies</i>	1986	8	–	296
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1984	55,4	89	2050
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1984	40,3	77	1491
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1984	58	93	2146
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1985	32	80	1184
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1985	48	67	1776
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1985	59	94	2183
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1986	8,3	22	307
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1986	8	10	296
8. 8.	<i>Picea abies</i>	1986	6,7	14	248
30. 10.	Gingkobaum	1986	2	–	74

4.3. Laubbäume

Aus Tabelle 4 sind die Aktivitätskonzentrationen der Blätter verschiedener Laubbäume vom Rosenberg bzw. vom Botanischen Garten zu entnehmen.

Tabelle 4: Aktivitätskonzentrationen der Blätter verschiedener Laubbäume vom Rosenberg bzw. vom Botanischen Garten (BG)

Datum	Baum	nCi/kg FG	nCi/kg TG	Bq/kg FG
5. 8.	Rotbuche, <i>Fagus sylvatica</i>	145	333	5365
5. 8.		96	135	3552
5. 8.		87	159	3219
7. 8.		93	–	3441
30. 10.	BG	51	–	1887
25. 7.	Pyramiden-Pappel, <i>Populus nigra</i> , var. <i>italica</i>	70	–	2590
		76	–	2812

Datum	Baum	Nadeljahrg.	nCi/kg FG	nCi/kg TG	Bq/kg FG
23. 7.	Sommerlinde, <i>Tilia platyphylla</i>		6	17	222
23. 7.			6	17	222
5. 8.			55	–	2035
7. 9.		BG	57	135	2109
23. 7.	Sand-, Weißbirke, <i>Betula verrucosa</i> , <i>B. pendula</i>		80	178	2960
			63	151	2331
15. 11.			101	–	3737
21. 11.			65	–	2405
5. 8.	Weiß-Buche, <i>Carpinus betulus</i>		51	142	1887
5. 8.			31	59	1147
5. 8.			29	40	1073
30. 10.			37	–	1369
26. 7.	Feld-Ahorn, <i>Acer campestre</i>		62	–	2294
23. 7.	Eschen-Ahorn weiß <i>Acer negundo</i> , grün		22	62	814
			19	–	703
25. 7.	Spitz-Ahorn, <i>Acer platanoides</i>		16	27	592
15. 9.			33	–	1221
30. 10.			57	–	2109
22. 7.	Edel-Kastanie, <i>Castanea sativa</i>		18	–	666
17. 10.			44	–	1628
5. 8.	Stiel-Eiche, <i>Quercus robur</i>		21	46	777
5. 8.	Trauben-Eiche, <i>Quercus petraea</i>		38	84	1406
5. 8.	Feld-Ulme, <i>Ulmus carpinifolia</i>		7	18	259
23. 7.	Gemeine Esche, <i>Fraxinus excelsior</i>		4,3	19	159

Die Laubbäume sind unterschiedlich stark kontaminiert. Die Blätter der zerstreutporigen Bäume sind meist stärker belastet als die der ringporigen Bäume (Eiche, Ulme, Esche, Edelkastanie, Nuß). Da einige ringporige Bäume etwas später als die zerstreutporigen austreiben, bewahrten die Knospenschuppen ihre Blätter vor einer direkten Kontamination. Bei vielen Bäumen nahm die Belastung im Lauf des Jahres zu. Übereinstimmend mit den Nadelbäumen wiesen anfangs die Blätter, die sich aus den im Jahr 1985 angelegten Knospen entwickelt hatten, eine wesentlich höhere Belastung auf als jene, die erst auf den im Jahr 1986 gebildeten Langtrieben inserieren. Einige Beispiele sollen das belegen. Beim Flieder waren die im Vorjahr angelegten Blätter am 23. 7. ca. 6mal mehr belastet als die des neuen Langtriebs (72:12,5 nCi/kg FG), bei der Weißbuche sind die Werte 5 (51:11), bei der Forsythie 5 (41:8), bei der Linde 4 (24:6). Bei der ringporigen Esche waren die Blätter des neu entstandenen Langtriebes geringfügig mehr belastet als die ebenfalls nicht direkt kontaminierten Blätter, die aus den im Vorjahr angelegten Knospen hervorgegangen waren (3,6:4,3).

4.4. Alleebäume

Im folgenden wird über die Belastung der Blätter der häufigsten Alleebäume berichtet. Die Roßkastanienblätter und die Blätter des Schnurbaums, *Sophora japonica*, stammen aus der Schubertstraße in der Höhe des Botanischen Gartens und aus Universitätsnähe. Roßkastanienblätter wurden darüberhinaus am Glacis gesammelt, Platanenblätter in der Elisabethstraße.

Tabelle 5: Gesamtaktivitätskonzentrationen der Blätter verschiedener Alleebäume

Aesculus hippocastanum (Roßkastanie), Blätter verschiedener Bäume, Schubertstraße

7. 8. 1986

nCi/kg FG	nCi/kg TG	Bq/kg FG
190	494	7030
62	-	2309
59	154	2183
37	89	1369
33	66	1221
31	78	1147
31	70	1147
31	51	1147
30	66	1110
22	48	814
Mittel 53	124	1961

Mittel Cs-137, nCi/kg FG = 27,5

Aesculus hippocastanum, Glacis

19. 9.

nCi/kg FG	nCi/kg TG	Bq/kg FG	Vitalität
264	396	9768	junger Baum +
258	309	9546	+ -
194	291	7178	+
148	236	5476	+
94	113	3478	+ -
94	135	4995	+
90	180	3330	+
84	143	3108	+ -
66	132	2442	+
51	87	1887	+
Mittel 134	202	4958	

Mittel Cs-137, nCi/kg FG = 67

26. 8. 1986

nCi/kg FG	nCi/kg TG	Bq/kg FG
154	353	5683
151	87	5587
143	282	5292
91	109	3378
72	108	2664
30	-	1091
19	29	703
Mittel 94	161	3478

Mittel Cs-137, nCi/kg FG = 47

Platanus x hispanica, Elisabethstraße Gewöhnliche Platane, 4. 8. 1986

nCi/kg FG	nCi/kg TG	Bq/kg FG
16	49	592
7	12	259
8	16	311
20	40	740
Mittel 13	29	475

Mittel Cs-137, nCi/kg FG = 6,5

Sophora japonica, Schnurbaum,
Schubertstraße

Datum	nCi/kg FG	nCi/kg TG	Bq/kg FG
6. 8.	9	27	333
6. 8.	4	13	148
6. 8.	25	73	925
21. 8.	13	31	481
25. 8.	11	28	407
25. 8.	89	235	3293
26. 8.	51	87	1887
26. 8.	23	82	851
Mittel	25	63	925

Mittel Cs-137 nCi/kg FG = 11,8

Die Blätter der Kastanien sind deutlich mehr belastet als die der Platanen, des Schnurbaums und des Trompetenbaums (1,6 nCi/kg FG). Die Platanen und besonders *Sophora* treiben erst später aus als die Kastanien, so daß die direkte Kontamination gering war bzw. ganz wegfiel. Aber auch innerhalb einer Art gibt es früh- und spätaustreibende Bäume, dies dürfte einer der Gründe für die unterschiedliche Belastung der verschiedenen Alleebäume sein. Bei den Kastanienblättern ist eine Zunahme der Aktivitätskonzentration im Verlauf der Vegetationsperiode bei Bezug auf das Frisch- und Trockengewicht festzustellen. Dies müßte bedeuten, daß zu der Aktivität, die aus der direkten Kontamination resultiert, die aus dem Boden stammende Aktivität hinzukommt. Daraus ergibt sich ferner, daß ein Vergleich der Meßwerte auch aus diesem Grund nur bei gleichzeitig erfolgter Messung statthaft ist. Die Meßwerte der am Glacis stehenden Kastanien sind natürlich nicht ohne weiteres mit denen in der Schubertstraße vergleichbar, wahrscheinlich war die direkte Kontamination am Glacis höher als in der Schubertstraße. Ein direkter Zusammenhang zwischen der Vitalität und den Aktivitätskonzentrationen der Blätter ist nicht zu ersehen. Vital erscheinende Bäume, auch ein Jungbaum, erwiesen sich als hoch belastet, das besagt, daß direkte Strahlenschäden bei den Laubblättern auszuschließen sind. Die Kastaniensamen sind mit 1,3 nCi Cs-137 gering belastet, die Fruchtschale weist 2,6 nCi auf. In Tabelle 5 sind neben der Gesamtbelastung auch die Mittelwerte der Belastung mit Cs-137 aufgeführt. Diese Werte sind verlässlicher als die Angabe der Gesamtradioaktivitätskonzentrationen und lassen über viele Jahre hin einen Vergleich zu.

4.5. Aktivitätskonzentrationen pro ha Wald

Aus den Radioaktivitätswerten der Blätter läßt sich errechnen, wieviel Prozent der Aktivität pro Hektar Wald im Laub gebunden sind (Tabelle 6). Die Angaben über die Blattmasse in kg/Baum und pro Hektar sind dem Handbuch für Pflanzenphysiologie entnommen (Stocker 1956). Die Cäsium-137-Belastung des Bodens beträgt in Österreich nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl zwischen 100 und 2000 nCi pro m². Im Oberboden wurden am Rosenberg Gesamtaktivitätskonzentrationen zwischen 18 und 98 nCi/kg festgestellt (Mittel 45 nCi), das entspräche ca. 2µCi/m² und 20.000 µCi/ha bzw. 1,2 µCi Cs-137/m² und 12.000 µCi/ha. Das bedeutete, daß sämtliche Kastanienblätter, die über einem m² Bodenfläche inserieren, etwa 12,5% des pro m² Bodenfläche

niedergegangenen Fallouts aufgenommen haben, die Kiefer 9, die Fichte 8, die Buche 4, die Birke nur 2. Bei einer durchschnittlichen Gesamtbodenbelastung von 1000 nCi/m² würden sich allerdings die Werte verdoppeln.

Tabelle 6: Belastung der Blattmasse verschiedener Bäume pro ha geschlossenen Waldbestandes um Graz

	Blattmasse in kg		Belastung	
	pro Baum	pro ha	nCi/kg	µCi/ha
Birke	–	4940	80	395
Buche	20	7900	100	790
Fichte	60	31000	50	1550
Kiefer	26	12550	150	1883
Kastanie	50	25000	100	2500

Die Blattfläche sommergrüner Laubwälder soll die Bodenfläche um das ca. 5fache übertreffen, der Wert bei Nadelbäumen ist 12. So gesehen erscheint die Bindungskapazität der Blätter zunächst eher gering. Es muß allerdings berücksichtigt werden, daß bei den Laubbäumen die Blätter keineswegs vollständig entfaltet waren, so daß die direkte Kontamination meist gering ausfiel. Bei der Belastung der Fichten- und Kiefernadeln ist zu bedenken, daß in einem kollinen Kiefernwald nur ca. 34% der Niederschlagsmenge von den Bäumen aufgefangen werden sollen, während 66% unmittelbar auf den Boden gelangen. In einem subalpinen Fichtenwald sind die entsprechenden Werte 26 und 74%. Die angegebenen Werte variieren je nach Baumbestand, zumal zahlreiche Komponenten in die Wasserbilanz eines Waldes eingehen (MAYER 1984). Auch die Borke eines Baumes bindet Radioaktivität. 3 mm dick geschälte Eichenborke erbrachte Werte zwischen 16 und 60 nCi, das Holz war gering belastet (1 bis 2). Rinde der Johannisbeere zeigte Werte von 205 bis 240, das Holz zwischen 3,5 und 4,2, d. h. die Rinde war 40mal stärker kontaminiert als das Holz. Aus HORAK (1986) kann entnommen werden, daß rund 10% der Fallout-Aktivität von den Pflanzen festgehalten werden, wobei nach COUGH-TREY und THORNE (1983) davon 70% in den Blättern, 20% im Stamm und je 5% in Wurzeln und Früchten bzw. Samen zu finden sind. Die Radioaktivitätskonzentrationen in den Blättern von Obstbäumen sind meist viel geringer als die der untersuchten Waldbäume. Bei einigen Obstbäumen (Kirsche, Apfel) wurde die Blüte kontaminiert. Nach FRITZ (1986) zeigten die Kirschblüten in Kärnten Strahlenschäden. Mit den Blütenblättern wurde ein großer Teil der Radioaktivität abgeworfen, außerdem trägt ein Obstbaum viele kg Früchte, die das Cäsium aus den Blättern abziehen.

4.6. Beerenobst

Die Johannisbeeren (= Schwarze Ribiseln) erwiesen sich am stärksten kontaminiert, gefolgt von roten und weißen Ribiseln. Dabei sind die Blätter viel stärker belastet als die ebenfalls teilweise direkt kontaminierten Früchte. Ebenso wie bei den Obstbäumen hängen auch bei den Beeren und Sammelfrüchten die Radioaktivitätskonzentrationen von der Größe und dem Wassergehalt ab. Bei kleinbleibenden Beeren spielt die kontaminierte Oberfläche eine wesentliche Rolle, die Ribiselschalen wiesen ca. 3mal mehr Aktivität auf als das Beereninnere (Tabelle 7). Bei den Johannisbeeren waren die Blätter geringer belastet als bei den Ribiseln, die Früchte aber stärker. Brombeeren, Stachelbeeren, Himbeeren und Erdbeeren waren etwa halb so stark wie die Ribiseln kontaminiert. Am Herzogberg wiesen die Preiselbeeren Werte zwischen 17 und 26 nCi/kg FG bzw.

Tabelle 7: Gesamtradioaktivitätskonzentration der Blätter, Früchte und Fruchtschalen von Beeren und Sammelfrüchten am Rosenberg

Probenahme Datum 1986	nCi/kg FG			nCi/kg TG			Bq/kg FG		
	Blatt	Frucht	Schale	Blatt	Frucht	Schale	Blatt	Frucht	Schale
18. 7.	90	12,7	-	278	91	-	3330	470	-
18. 7.	85	11,3	-	-	68	-	3145	418	-
18. 7.	-	13	-	-	78	-	-	481	-
18. 7.	-	10	-	-	49	-	-	370	-
18. 7.	-	7,5	16,4	-	34	-	-	278	607
18. 7.	186	7	-	524	-	-	6882	-	-
18. 7.	171	8,3	24,6	424	50	182	639	307	910
18. 7.	244	5	-	830	27	-	9028	185	-
18. 7.	90	-	-	-	-	-	3330	-	-
18. 7.	87	-	-	-	-	-	3424	-	-
18. 7.	42	21,9	-	-	94	-	1554	810	-
23. 7.	65	-	-	-	191	-	2405	-	-
25. 7.	-	5,3	-	-	-	-	-	196	-
7. 8.	65	7,5	-	153	30	-	2405	276	-
18. 7.	-	4,4	-	-	34	-	-	163	-
22. 7.	74	-	-	185	-	-	2738	-	-
18. 7.	70	3,6	-	-	19	-	2590	133	-
22. 7.	9,2	3,3	-	-	21	-	340	122	-
18. 7.	-	10,9	-	-	25	-	-	403	-
8. 8.	-	1,6	-	-	14,7	-	-	59	-

81 und 76 nCi/kg TG auf, die entsprechenden Werte bei den Heidelbeeren waren 35 und 412. Die Beeren der Zwergsträucher mußten an vielen Orten der Steiermark und Kärntens auf lange Zeit hinaus gemieden werden. An manchen Orten liegt eine viel geringere Belastung vor.

4.7. Gemüse

Die nicht direkt belasteten Gemüse zeigten meist erstaunlich geringe Meßwerte. Diese Werte füllen verständlicherweise die offiziellen Berichte, zumal Nahrungsmittel bevorzugt gemessen wurden. Zwei günstige Umstände treffen zusammen, die die geringe Belastung bedingen. Die Transferfaktoren Boden-Pflanze sind für die meisten Radionuklide gering. Sie spiegeln das Verhältnis zwischen der spezifischen Aktivität der Pflanze zu jener des Bodens wider und wurden unter den unterschiedlichsten Verhältnissen ermittelt.

Sie betragen nach HAUNOLD et al. (1986) für Cäsium-137 zwischen 0,03 (Blattgemüse) und 0,005 (Korn von Weizen und Roggen), für Strontium-90 zwischen 0,01 (Tomate) und 1,2 (Klee, Luzerne). Der zweite günstige Umstand besteht darin, daß Gemüse hohe Wassergehalte aufweisen. Die Umrechnungsfaktoren von Frisch- zu Trockengewicht reichen bis zum 17fachen (Tomate) bzw. 19fachen (Salat). Paprika, Tomaten und Sellerie waren das ganze Jahr weitgehend unbelastet. Karotten, Gurken, Kartoffeln und Meerrettich wiesen ganz geringe Werte auf (Tabelle 8). In Tabelle 8 werden meist abgerundete Werte angegeben, zumal die Meßfehler bei gering belasteten Proben groß sind. Die stärkere Belastung des Topinambur ist eventuell durch das Vorliegen eines Mykorrhiza-Pilzes zu erklären.

Tabelle 8: Radioaktivitätskonzentrationen einiger nach Tschernobyl am Rosenberg angebauter Gemüse.

	Wurzel/Knolle/Frucht nCi/kg FG	Blatt nCi/kg FG	Bq/kg FG
Karotte	2	1,3	48
Kartoffel	2	2	89
Radieschen	2	3,7	137
Salat	-	6	222
Topinambur	6	7	259
Meerrettich	1	3,7	137
Tomate	0; 0,3; 0	0	0
Paprika	0	0	0
Sellerie	0	0	0

4.8. Getreide

Wintergetreidearten zeigten höhere Belastungswerte als Sommergetreide. Winterweizen wiesen die Spelzen des Winterweizens höhere Werte als die Früchte (Karyopsen) auf. Die höchsten Werte besaßen die Blätter (Stroh), die bei Winterweizen ca. 2,5 mal mehr belastet als die Früchte waren, wobei in Übereinstimmung mit HORAK (1986) festzustellen ist, daß Ruthenium-103 nur geringfügig in die Getreidekörner verlagert wurde. Es trug Ende Juli mit ca. 29% zur Kontamination der Blätter bei, Cäsium-134 und 137 lieferten ca. 60% der Belastung. In den Körnern lag Ruthenium meist mit weniger als 1% vor. Die Wintergetreidewerte reichten von kaum belastet bis zu 12 nCi/kg TG, die meisten Sommergetreidearten waren weitgehend unkontaminiert.

4.9. Pilze

Aus Tabelle 9 sind die Radioaktivitätskonzentrationen einiger am Rosenberg, im Leechwald und am Herzogberg gesammelter Pilze zu entnehmen. Vom 22. 7. bis 7. 8. lagen die Höchstwerte bei 6 nCi/kg FG, die meisten Pilze waren weniger belastet. Nur die direkt kontaminierten Holzpilze wiesen hohe Werte auf. Nicht direkt kontaminierte Holzpilze, wie der Hallimasch, waren dagegen kaum belastet. Erst unter den im September untersuchten Pilzen zeichnen sich einige durch sehr hohe Belastung aus. Pfifferlinge aus der Weinebene waren viel stärker kontaminiert als die aus Polen, ein Hinweis, daß Länder, die nahe bei Tschernobyl liegen, nicht unbedingt stark belastet sein müssen, ausschlaggebend war die nasse Deposition der Radionuklide. Die Kontamination der eßbaren Pilze interessiert naturgemäß mehr als etwa die des Birkenreizkers, des Flaschenbovists oder mancher direkt kontaminierter Baumpilze. Einige Röhrlinge zeigten hohe Belastung, auffallend hohe der Maronenröhrling mit 291 nCi/kg FG bzw. über 4000 nCi/kg TG. Bis auf die zwei Champignonarten und die Holzpilze sind alle gemessenen Pilze Mykorrhizapilze, d. h. ihre Hyphen umspinnen die Wurzeln verschiedener Bäume mit einem dichten peripheren Mantel, dringen teilweise zwischen die Wurzelrindenzellen ein und ersetzen die Wurzelhaare des Baumes. Das Ansteigen der Belastungswerte der Pilze kann zwei Ursachen haben: Die Pilze werden mit Assimilaten des Baumes, hauptsächlich mit Rohrzucker, zum geringeren Teil auch mit Aminosäuren beliefert. Cäsium ist ebenso wie das Alkalimetall Kalium phloemlabil, d. h. es wird mit dem Assimilatestrom von den Blättern zu den Wurzeln in der Rinde des Baumes verfrachtet. Das Ansteigen der Blattwerte im Verlauf der Vegetationsperiode zeigt aber deutlich, daß mit dem Wassertransportweg mehr von den Pilzhyphen aufgenommene Radioaktivität nach oben transportiert wird als am Phloemtransportweg nach unten gelangt. Von den Pilzen wird überwiegend Cäsium aufgenommen, Ruthenium-103 dagegen nicht. Die saprophytischen Pilze wiesen unterschiedlich hohe Werte auf, der Wiesenchampignon war kaum belastet, der Anischampignon dagegen sehr. Das ganze Jahr über unbelastet waren Schopftintlinge aus meinem Garten, während der dicht danebenstehende kleine Tintling *Coprinus disseminatus* hohe Radioaktivitätskonzentrationen zeigte. Eventuell wachsen die Hyphen des Schopftintlings in tieferen, geringer belasteten Schichten als die des *Coprinus disseminatus*. Steinpilze mit Eichenmykorrhiza waren weniger belastet als solche, die mit Kiefern in Symbiose wachsen. Es ist zu vermuten, daß Pilze, die Symbiosepartner tiefwurzelter Bäume sind, etwas geringere Belastung aufweisen als Pilze, die Partner von Flachwurzlern sind. Allerdings zeigte sich, daß die Radioaktivitätskonzentrationen von 9 verschiedenen Pilzpartnern einer Birke am Rosenberg sich wie 1:10 verhalten. Dies weist darauf hin, daß verschiedene Arten durch unterschiedliche Cäsiumaufnahmekapazität gekennzeichnet sind. Große Unterschiede in den Cäsiumkonzentrationen der Pilze fanden SEEGER und SCHWEINSHAUT (1981), die die Cäsiumgehalte von 433 verschiedenen Pilzarten untersuchten. Für Frischpilze ergab sich ein mittlerer Cäsiumgehalt von 0,71 mg/kg mit einer Streuung von 0,01 bis 24 mg/kg.

Tabelle 9: Radioaktivitätskonzentrationen einiger Pilze vom Rosenberg, aus dem Leechwald und vom Herzogberg

Datum	Rosenberg	nCi/kg		
		FG	TG	Bq/kg FG
22. 7.	<i>Amanita rubescens</i> , Perlpilz	3	-	111
	<i>Cantharellus cibarius</i> , Pfifferling	6	-	222

Datum	Rosenberg	nCi/kg		Bq/kg FG
		FG	TG	
	<i>Lactarius piperatus</i> , Pfeffermilchling	1,6	-	59
	<i>Russula puellaris</i> , Milder Wachstäubling	0	-	-
	<i>Russula aeruginea</i> , Grasgrüner Birkentäubling	5	-	185
5. 8.	<i>Cantharellus cibarius</i> , Pfifferling	2,7	16	100
	<i>Russula vesca</i> , Speisetäubling	2,7	17	100
	<i>Russula spec.</i> , Täubling	3,6	27	133
	<i>Sparassis crispa</i> , Krause Glucke	2,6	9	96
7. 8.	<i>Amanita strobiliformis</i> , Fransiger Wulstling	0	-	-
	<i>Lactarius piperatus</i> , Pfeffermilchling	5,7	29	211
	<i>Russula cyanoxantha</i> , Violettgrüner Täubling	1,6	11	59
	<i>Ganoderma applanatum</i> , Flacher Lackporling	47	80	1739
	<i>Trametes versicolor</i> , Schmetterlingsporling	27	60	999
2. 9.	<i>Boletus edulis</i> , Steinpilz, Obdach	2,1	37	78
	<i>Cantharellus cibarius</i> , Pfifferling, Weinebene	54	325	1998
	<i>Cantharellus cibarius</i> , Polen	2,7	35	101
9. 9.	<i>Boletus edulis</i> , Steinpilz, Wechsel	2,4	25	89
	<i>Lactarius torminosus</i> , Birkenreizker, BG	11,4	136	422
	<i>Leccinum scabrum</i> , Birkenpilz	5,2	42	192
	<i>Macrolepiota procera</i> , Parasolpilz	1,3	12	48
	<i>Russula ochroleuca</i> , Ockertäubling	2,5	11	91
11. 9.	<i>Agaricus campestris</i> , Wiesenchampignon	Hut	3	41
		Stiel	2,5	62
	<i>Amanita rubescens</i> , Perlpilz	Hut	6	55
		Stiel	3,9	18
	<i>Boletus edulis</i> , Steinpilz, (Kiefermykorrhiza)	Hut	11	58
		Stiel	10	69
	<i>Cantharellus cibarius</i> , Pfifferling	Hut	7	40
		Stiel	0,6	2
	<i>Ramaria aurea</i> , Goldgelbe Koralle		44	289
	<i>Ramaria flava</i> , Zitronengelbe Koralle		9	37
	<i>Lactarius torminosus</i> , Birkenreizker (Birke)	Hut	226	403
		Stiel	192	133
	<i>Lycoperdon perlatum</i> , Flaschenbovist		22,4	164
	<i>Macrolepiota procera</i> , Parasolpilz, Obdach		2,4	27
	<i>Russula atropurpurea</i> , Purpurschwarzer Täubling (Kiefer)	Hut	9	33
		Stiel	2,6	14,5
	<i>Russula heterophylla</i> , Grüner Speisetäubling (Kiefer)	Hut	8	69
		Stiel	1,1	5,4
	<i>Russula vesca</i> , Speisetäubling (Kiefer)	Hut	1,7	5,3
		Stiel	6,4	14
	<i>Russula velenovskyi</i> , Ziegelroter Täubling (Kiefer)	Hut	4,7	37
		Stiel	2,9	15
	<i>Suillus variegatus</i> , Sandröhrling (Kiefer)	Hut	60	368
		Stiel	49	75
	<i>Tylopilus felleus</i> , Gallenröhrling	Hut	35	302
		Stiel	16	129
	<i>Xerocomus chrysenteron</i> , Rotfußröhrling	Hut	16	161
		Stiel	22	191

Datum	Leechwald		nCi/kg		Bq/kg FG
			FG	TG	
11. 9.	<i>Agaricus arvensis</i> , Weißer Anis Champignon	Hut	43	635	1591
13. 9.	<i>Amanita muscaria</i> , Fliegenpilz	Hut	2	25	74
		Stiel	2	20	74
	<i>Amanita phalloides</i> , Grüner Knollenblätterpilz	Hut	9	128	333
		Stiel	7,5	112	279
	<i>Boletus erythropus</i> , Flockenstieliger Hexenröhrling	Hut	2,5	41	93
		Stiel	4,2	27	155
	<i>Macrolepiota procera</i> , Parasolpilz	Hut	8,5	63	314
		Stiel	4,5	52	167
	<i>Lactarius rufus</i> , Rotbrauner Milchling		28	51	1036
	<i>Cantharellus cibarius</i> , Pfifferling		8,5	32	315
	<i>Paxillus atrotomentosus</i> , Samtfußkrempling	Hut	53	580	1961
		Stiel	31	50	1147
	<i>Russula erythropoda</i> , Roter Heringstäubling	Hut	1	12	37
		Stiel	0	0	0
	<i>Russula cyanoxantha</i> , Violettgrüner Täubling	Hut	4,9	13	181
		Stiel	0,6	7	22
	<i>Scleroderma vulgare</i> , Kartoffelbovist		42	268	1554
	<i>Sparassis crispa</i> , Krause Glucke		2,4	16	89
	<i>Suillus variegatus</i> , Sandröhrling	Hut	167	331	6169
		Stiel	56	235	2054
	<i>Suillus grevillei</i> , Goldröhrling	Hut	5,7	16	211
		Stiel	3,7	14	137
	<i>Xerocomus badius</i> , Maronenröhrling	Hut	126	430	4662
		Stiel	61	435	2257
	<i>Ganoderma applanatum</i> , Flacher Lackporling		50	192	1850
Herzogberg					
14. 9.	<i>Boletus edulis</i> (<i>Fichtenmykorrhiza</i>), Steinpilz	Hut	2,5	62	92
		Röhren	14,7	137	544
		Stiel	6,9	46	255
	<i>Cantharellus cibarius</i> , Pfifferling		19,1	263	707
	<i>Leccinum scabrum</i> , Birkenpilz	Hut ohne Haut	4,2	71	155
		Haut	2,2	-	81
	<i>Leccinum testaceo-scabrum</i> , Heide-Rotkappe	Hut	3,9	91	144
		Stiel	4,5	81	167
	<i>Xerocomus badius</i> , Maronenröhrling	Hut	291	4296	10777
		Stiel	179	3415	6623

Die in Tabelle 9 angegebenen Werte lassen sehr unterschiedliche Radioaktivitätskonzentrationen bei ein und derselben Art erkennen, abhängig von der Sammelzeit und vom Fundort. Vom Genuß mancher Pilze, z. B. der Maronenröhrlinge, kann generell abgeraten werden, andere Pilze sind so unterschiedlich belastet, daß eine Radioaktivitätsmessung ergeben könnte, daß man sie ohne Bedenken verzehren kann. Da Pilze hohe Wassergehalte aufweisen, nimmt bei Bezug auf 1 kg Trockengewicht die Radioaktivitätskonzentration manchmal erheblich zu, im Durchschnitt um das 8fache, in extremen Fällen auf das über 20fache. Pilze werden noch über Jahre mindestens so stark belastet wie im Jahr 1986 sein. Unter Umständen könnte das für die Pilze eine gewisse Schonzeit bedeuten, wenn sie aus Strahlenfurcht gemieden werden.

4.10. Moose und Flechten

Diese beiden Gruppen sind am meisten verseucht. 11 Moose aus dem Botanischen Garten der Universität Graz zeigten am 19. 8. 1986 Werte zwischen 262 und 3429 nCi, (Mittel 713), entsprechend einer Belastung von 487 bis 1365 nCi/m², (Mittel 882).

Die beiden häufigen Baumflechten *Pseudevernia furfuracea* und *Hypogymnia physodes* wurden an einigen Orten in der Steiermark und bei einer Fahrt quer durch Deutschland bis zur dänischen Insel Møn gesammelt. Einige Werte werden in Tabelle 10 wiedergegeben. Die höchsten Werte fanden sich in der Weinebene, südwestlich von Graz in 1200 m Seehöhe. In weiten Teilen Bayerns liegen hohe Belastungswerte vor. In Schwarzhofen im Bayrischen Wald wurden in ca. 300 m Seehöhe Moose mit 500 nCi/kg gefunden. In weiten Teilen Mittel- und Norddeutschlands sind die Werte viel geringer. Nach KIEFER (1986) soll Mainz nur den 140ten Teil und Karlsruhe nur den 18ten Teil der Aktivität von München (25000 Bq=676 nCi/m² aufweisen. 1 kg Boden soll am 22. Mai in Gießen mit ca. 14 Bq, entsprechend ca. 94 nCi/m² belastet gewesen sein (BANGERT et al. 1986) *Hypogymnia* von Møn wies nur 3% der Belastung der Flechte von der Weinebene auf. Die Kontamination muß nicht mit der Seehöhe zunehmen, wie an zwei Beispielen demonstriert wird. *Pseudevernia* ist in einem Schluchtwald oberhalb von Ischgl/Silvretta 3mal mehr belastet als 700 m höher im Chogliastal und in Tauplitzort 3mal mehr als auf der 700 m höher gelegenen Tauplitzalm.

Tabelle 10: Radioaktivitätskonzentrationen der beiden Baumflechten *Pseudevernia furfuracea* und *Hypogymnia physodes*

		<i>Pseudevernia</i>	
Seehöhe	Ort	nCi/kg TG	Bq/kg TG
1200	Weinebene	3639	134.643
1380	oberhalb Ischgl, Silvretta	678	25.086
2000	Choglias Tal, Silvretta	219	8.103
700	Tauplitzort	1494	55.278
1400	Tauplitzalm	437	16.169
		<i>Hypogymnia</i>	
1200	Weinebene	2551	79.587
	Klippitztörl	769	28.453
1300	St. Rupprecht/Murau	357	13.209
750	Judenburg	84	3.108
	Oberviechtacht, Bayr. Wald	259	9.583
	Bad Kissingen b. Schweinfurt	167	6.179
50	Insel Møn	100	3.700

Dies ist durch die vorherrschend nasse Deposition, das Abregnen der Radionuklide, leicht zu erklären. Inneralpine Trockentäler können gering verstrahlt sein. Durch Messung einer oder weniger Pflanzen läßt sich eine Belastungskarte erstellen, wie das etwa für „Gras“ durchgeführt wurde (U 1986), wobei zu bemerken ist, daß die Angabe Gras als zu ungenau erscheint. Die höchsten Belastungswerte pro m² lagen bei den Moosen, über 1000 nCi, d. h. ein großer Teil der Radioaktivität, die zu ca. 80 bis 90% mit dem Niederschlag zugeführt wurde, wurde festgelegt, sodaß die Böden unter den Moosen

geringe Werte aufzeigten. Die Angabe von Transferfaktoren ist wegen der direkten Kontamination nicht möglich. Nur bei Moosen, die dem Fallout frei zugänglich waren, wäre eine Angabe möglich, wieviel Prozent der Aktivität gebunden wurden. Spitzenwerte kommen sicher nur unter besonderen Umständen vor. Es handelt sich dabei um Moose, denen mit abfließendem Regenwasser mehr Aktivität zugeführt wurde, als direkt auf sie niedergegangen ist.

Unter bestimmten Umständen können hohe Radionuklidkonzentrationen anfallen, wie ein Spitzenwert vom Rosenberg zeigen soll. Der Abrieb in einer Dachrinne, bestehend aus Humus, Flechten, Asbestfasern und Algen wies $5765 \text{ nCi/kg} = 213.305 \text{ Bq}$ auf. Der darin lebende Flagellat *Haematococcus* ließ keine Strahlenschäden erkennen, er wurde von einer sehr agilen Rädertierpopulation gefressen.

5. Diskussion

Manche Pilze aus den Bundesländern Salzburg und NÖ hatten bereits vor dem Reaktorunglück hohe Radioaktivitätswerte (ECKL et al. 1986). Diese werden überwiegend durch das von den oberirdischen Atombombenexplosionen stammende Cäsium-137 bedingt. Mit ca. 130 nCi Cäsium-137 pro m^2 fiel mit dem Atombombenfallout ca. ein Zehntel der Tschernobylbelastung an Cäsium an. Daneben lag Kalium-40 in den Pilzen vor, das in Gegenden, die nicht durch höhere Gehalte an den Radionukliden ausgezeichnet sind, die aus den Zerfallsreihen des Uran-238 und des Thorium-232 stammen (SANSONI & MATTHES 1985), überwiegend die natürliche Strahlung verursacht. Die Höchstwerte der Flechte *Hypogymnia* waren in den Jahren 1981 und 1982 mit 5 nCi wesentlich geringer als nach Tschernobyl. Die auf der Borke ansitzenden Flechten entnehmen die Radionuklide direkt dem Luftraum. Nach dem Reaktorunglück zeigten sich zunächst die Flechten wesentlich stärker kontaminiert als die nicht direkt belasteten Pilze. In wieviel Jahren die Belastung der Pilze die der Flechten übertrifft, kann unter der Voraussetzung, daß größere Nachlieferungen über die Luft ausbleiben, festgestellt werden. Pflanzen geringerer Masse, die auf ungepflügtem Boden wachsen, wie flachwurzelnende Gräser, Zwergsträucher (Heidelbeeren) werden noch lange Zeit erhöhte Werte aufweisen. Unerwartet war das Ansteigen der Radioaktivitätskonzentrationen von Blättern im Verlauf der Jahreszeit, zumal mit der Streckung der noch kleinen, direkt kontaminierten Blättchen eher eine Abnahme zu erwarten wäre. Es darf allerdings nicht vergessen werden, daß eine 21 Jahre alte Warzenbirke in der Vegetationszeit ca. 5300 Liter Wasser transpiert, eine gleichalte Rotbuche 3800 Liter (LARCHER 1980). Da die Transferfaktoren Boden-Pflanze der meisten höheren Pflanzen für Cäsium-137 aber sehr niedrig sind, wird in diesem Zusammenhang an eine besondere Bedeutung der Mykorrhiza-Pilze gedacht. Dafür spricht, daß auch die Belastung der Pilze erst im Verlauf der Jahreszeit zunahm. Es ist möglich, daß eine Abnahme der Radioaktivitätskonzentration beim Auswachsen der Blattfläche zur vollen Größe übersehen wurde. Der Bezug auf Frischgewicht mag bei höheren Pflanzen und Pilzen gestattet sein, wobei Regen oder längere Trockenperioden naturgemäß zu beträchtlichen Unterschieden in der Belastung führen, bei Moosen und Flechten erscheint die Angabe des Trockengewichtes angemessen, bzw. bei Moosen und Bodenflechten die Angabe der Belastung pro m^2 . Ein Teil der Cäsium-137-Aktivität wurde vor dem herbstlichen Laubfall 1986 aus den Blättern mancher Laubbäume abgezogen, dies fand allerdings nicht bei allen statt. Die externe Strahlung hat nach Tschernobyl, abhängig vom Niederschlag, stellenweise stark zugenommen. Alle Steine, die Flechtenbewuchs aufweisen, strahlen stark. In einem Isotopenlabor gilt die Regel, daß beim Umgang mit offenen Strahlern trotz größter Vorsicht bei kompli-

zierten Versuchen ca. 1/1000 der eingesetzten Aktivität inkorporiert wird. Für die meisten Bewohner Österreichs wird die Zunahme der externen Belastung belanglos sein. Für einige Menschen in hochbelasteten Gebieten, die sich lange im Freien aufhalten, wie das für Landwirte, Jäger, Waldarbeiter, Dachdecker und natürlich auch viele Kinder üblich ist, könnte auch die externe Strahlung eine Rolle spielen, zumal nach dem Abklingen der kurzlebigen Isotope keine besondere Vorsicht mehr an den Tag gelegt wird. Außerdem ist es auch jetzt noch möglich, durch geringe Mengen stark belasteter Lebensmittel eine Dosis zu inkorporieren, für die man mehrere 100 kg Gemüse verzehren müßte.

Dem Strontium-90 wurde in Österreich wenig Beachtung geschenkt, nachdem festgestellt wurde, daß die Bodenbedeckung mit 5 bis 50 nCi/m² nur etwa 5% des Cäsium-137-Wertes ausmachen soll. Der 2 bis 66fach höhere Transferfaktor Boden-Pflanze des Strontiums, verglichen mit dem des Cäsiums (HAUNOLD et al. 1986) und die im Vergleich zu Cäsium weit höhere Gefährlichkeit des Strontium-90, läßt eine intensive Beschäftigung mit diesem Radionuklid notwendig erscheinen.

Dank

Frau Dr. A. GRIES und Herrn Dr. MOSER, Physiologisches Institut, und Herrn Doz. Dr. H.-J. MÜLLER, Reaktorzentrum, danke ich für Messungen, den Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung für Unterstützung.

Literatur

- AARKROG, A., 1975: Radionuclide levels in mature grain related to radiostrontium content and time of direct contamination. – *Health Phys.* 28: 557–562.
- BANGERT, K., C. BLÄSING, A. DEGENER, A. JUNG, R. RATZEK, S. SCHENNACH, R. STOCK, F.-J. URBAN, W. REISER, H. JONAS, E. L. SATTLER, G. WEIGAND, K. HUBER, B. BARTH, J. KIEFER, S. ELLES, W. OPITZ v. BOBERFELD & R. M. HADLOCK, 1986: Radioactivity in air, rain, soil, plants, and food after the Chernobyl incident. – *Naturwiss.* 73: 495–498.
- BUKOVAC, M. J., S. H. WITTWER H. B. TUKEY, 1965: Aboveground plant parts as a pathway for entry of fission products into the food chain with special reference to Sr 89–90 and Cs-137. – In: *Radioactive fallout, soils, plants, food, man.* E. B. FOWLER, (ed.), Elsevier, New York.
- COUGHTREY, P. J. & M. C. THORNE, 1983: Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data. Vol 1. A. A. Balkema-Verlag, Rotterdam.
- DEVELL, L., H. TOVEDAL, U. BERGSTRÖM, A. APPELGREN, J. CHRYSSLER & L. ANDERSON, 1986: Initial observations of fallout from the reactor at Chernobyl. – *Nature* 321: 192–193.
- ECKL, P., R. TÜRK & W. HOFMANN, 1984: Natural and man-made radionuclide concentrations in lichens at several locations in Austria. – *Nord. J. Bot.* 4: 521–524.
- ECKL, P., W. HOFMANN & R. TÜRK, 1986: Uptake of natural and man-made radionuclides by lichens and mushrooms. – *Radiat. Environ. Biophys.* 25: 43–54.
- FRITZ, A., 1986: Radioaktiv geschädigte Kirschblüten in Klagenfurt. – *Carinthia II* 176/96: 549–552.
- HAUNOLD, E., O. HORAK & M. GERZABEK, 1986: Umweltradioaktivität und ihre Auswirkungen auf die Landwirtschaft, I. Das Verhalten von Radionukliden in Boden und Pflanze. – *ÖFZS-Ber.* 4369, LA-163, 48 S.
- HENNIES, H.-H. & H. KIEFER, 1986: Zum Ablauf und zu den Auswirkungen des Reaktorunfalles in Tschernobyl. – Projekt nukleare Sicherheit, Abschlußkolloquium 1986. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- HORAK, O., 1986: Der Reaktorunfall in Tschernobyl und seine Auswirkungen auf die österreichische Landwirtschaft. – *ÖFZS-Ber.* 4372, LA-167, 13 S.
- JENSEN, M. & J.-C. LINDHÉ, 1986: Monitoring the fallout. – *IAEA Bull.* 28/3: 30–32.

- KIEFER, H., 1986: Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl – Bevölkerungsdosis – Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- KÖNIG, L. A., H. SCHÜTTELKOPF, S. ERAT, H. FESSLER, S. HEMPELMANN, K. MAURER, M. PIMPEL & A. RADZIWIŁ, 1986: Der Reaktorunfall von Tschernobyl. Meßergebnisse des Kernforschungszentrums Karlsruhe. – KFK 4115: 1–86.
- LARCHER, W., 1983: Ökologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage. – UTB 232. E. Ulmer.
- LUDWIG, F., 1962: Die Aufnahme von Caesium-137 durch Kartoffelblätter. – Z. Pfl. Ern. Düng. Bodenkd. 99: 190–194.
- MAYER, H., 1984: Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. – G. Fischer, Stuttgart, New York.
- MIDDLETON, L. J., 1959: Radioactive strontium and caesium in the edible parts of crop plants after foliar contamination. – Intern. J. Radiat. Biol. 1: 387–402.
- MIDDLETON, L. J., R. HANDLEY & R. OVERSTREET, 1960: Relative uptake and translocation of potassium and caesium in barley. – Plant Physiol. 35: 913–918.
- MÜCK, K., 1986: Strahlensituation nach Tschernobyl. – Agrar. Rundschau 3: 1–6.
- SALO, A., 1986: Information exchange after Chernobyl. – From a radiation protection viewpoint, observations on the information flow. – IAEA. Bull. 28/3: 18–22.
- SANSONI, B. & W. MATTHES, 1985: Gebiete mit erhöhter natürlicher Radioaktivität. III. Strahlungs-, Uran- und Radonanomalien im Fichtelgebirge. – KFA. Jülich Spez. 334, 62 S.
- SEEGER, R. & P. SCHWEINSHAUT, 1981: Vorkommen von Caesium in höheren Pilzen. – Sci. tot. Environm. 19: 253–276.
- STOCKER, O., 1956: Die Abhängigkeit der Transpiration von den Umweltfaktoren. – Handb. Pflanzenphys. III. 436–484. Springer, Berlin, Göttingen, Heidelberg.
- UMWELTBUNDESAMT, 1986: Tschernobyl und die Folgen für Österreich. Vorläufiger Ber., 216 S.

Anschrift des Verfassers: Univ.-Prof. Dr. Georg HEINRICH
Institut für Pflanzenphysiologie der Universität, Schubert-
straße 51, A-8010 Graz, Österreich.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereins für Steiermark](#)

Jahr/Year: 1987

Band/Volume: [117](#)

Autor(en)/Author(s): Heinrich Georg

Artikel/Article: [Zur radioaktiven Belastung verschiedener Pflanzen in Graz nach dem Reaktorunglück von Tschernobyl. 7-25](#)