

Freilebende Wildtiere als Bioindikatoren der radioaktiven Belastung

F.TATARUCH* und F.SCHÖNHOFER**

*Forschungsinstitut für Wildtierkunde der Veterinär-
medizinischen Universität Wien, 1160 Wien, Savoyenstraße 1.

**Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung,
1090 Wien, Kinderspitalgasse 15 (früher Umweltbundesamt).

ZUSAMMENFASSUNG: Nach dem Reaktorunfall in der UdSSR wurde mit Untersuchungen der radioaktiven Belastung der Wildtiere begonnen. Es gelangten Proben von verschiedenen Species aus allen Teilen Österreichs zur Analyse. Neben artspezifischen und regionalen Unterschieden wurde auch die Verteilung der Isotope im Organismus untersucht. Es konnten deutliche Abhängigkeiten der Kontamination vom Lebensraum festgestellt werden, wobei signifikante Zusammenhänge mit der radioaktiven Belastung der Luft sowie der Niederschlagsmenge in der Zeit vom 29.4.-4.5.86 bestehen. Beim Rehwild wurde die höchste Kontamination ermittelt, ebenso waren Tiere aus Gebirgslagen stärker belastet als solche aus dem Flachland. Jüngere Tiere wiesen höhere ^{137}Cs -Aktivitäten auf als adulte. Die Analysen wurden auch in der zweiten Hälfte des Jahres 1986 sowie, wenn auch in reduziertem Umfang, 1987 fortgesetzt. Während im Überwiegenden Teil der Untersuchungsgebiete die Kontamination der Wildtiere in dieser Periode stark abnahm, wurden auch Regionen festgestellt, in welchen bis Herbst 1987 noch immer sehr hohe Belastungen durch ^{137}Cs zu verzeichnen sind. An der Abklärung der Ursachen hierfür wird derzeit noch gearbeitet.

Free ranging animals - bioindicators for radioactive contamination

F.TATARUCH und F.SCHÖNHOFER

SUMMARY: Following the reactor accident in the USSR, a start was made to studying the levels of radioactivity in wild animals in Austria. Samples from different species from all over the country were analysed. In addition to influences of species and habitat the distribution of radio nuclides in the organism was investigated. Isotope levels in the animals showed a remarkable dependance on contamination of habitat which was closely related to the amount of precipitation in the time from april 29th to may 4th 1986. Roe deer was higher contaminated than other species, like-wise game from mountainous parts had higher levels than animals from low-lying grounds. Analyses were also continued in 1987. Whereas in most parts of Austria radioactive contamination declined remarkably, in some regions very high levels were still found in autumn 1987. The reason for this is unknown so far.

FREILEBENDE WILDTIERE ALS BIOINDIKATOREN DER RADIOAKTIVEN BELASTUNG

Frieda Tataruch

Forschungsinstitut für Wildtierkunde der Veterinärmedizinischen Universität Wien

1160 Wien, Savoyenstraße 1

und

Franz Schönhofer

Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung

1090 Wien, Kinderspitalgasse 15.

(früher Umweltbundesamt)

Freilebende Wildtiere werden sehr häufig als Bioindikatoren in der ökologischen Forschung herangezogen. Besonders geeignet scheinen sie als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung von Ökosystemen, wie in zahlreichen Arbeiten gezeigt werden konnte (z.B. Frank 1984; Hecht 1984; Tataruch 1982, 1984; etc.).

Die regional sehr hohe radioaktive Kontamination des österreichischen Bundesgebietes durch die nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl, UdSSR, freigesetzten Emissionen bot uns die Gelegenheit, auch die Rolle der Wildtiere als Bioindikatoren der radioaktiven Kontamination zu überprüfen.

Dies war im Rahmen der von den österreichischen Behörden durchgeführten Messungen der radioaktiven Belastung des Wildbrets möglich.

MATERIAL UND METHODE

Um jene Tierart zu finden, die die beste Eignung als Bioindikator aufweist, wurden Proben möglichst vieler Arten untersucht.

Im Jahr 1986 stand uns Material von insgesamt 278 Wildtieren zur Verfügung, und zwar von 165 Stück Rehwild, 13 Stück Rotwild, 24 Stück Gamswild, 17 Stück Schwarzwild, 21 Feldhasen, sowie von 15 Stück Auerwild. Weiters gelangten Proben von Damwild (1), Mufflons (4), Sikawild (4), Steinwild (1), Birkwild (4), Fasan (2), Wildkaninchen (3), Fuchs (1), Wildgans (2) und Wildente (1) zur Untersuchung.

Das Untersuchungsmaterial stammte größtenteils von erlegten Tieren (183), in den übrigen Fällen von frisch totem Fallwild (darunter 37 Verkehrstopfer). Folgende Organe wurden entnommen: Muskulatur (Oberschenkel bzw. Brust bei Vögeln), Leber, Niere und Milz. In der ersten Untersuchungsperiode (bis 15. Juli) wurden auch die Schilddrüsen untersucht. In wenigen Fällen wurden auch Analysen von Panseninhalt, Enddarmkot, Herz, Lunge und Buglymphknoten durchgeführt.

Der sehr hohe Anteil an Rehwild am Probenmaterial (59,4%) ist darauf zurückzuführen, daß in den meisten österreichischen Bundesländern die Jagdzeit für Rehwild (Böcke und Schmalgeißen) am 16. Mai beginnt (Übrige Bundesländer 1. Juni) und deshalb die Frage nach der Genußtauglichkeit des Wildbrets von Rehen vorrangig behandelt wurde.

Bis zur Messung der radioaktiven Kontamination wurden die Proben bei -20°C aufbewahrt.

Die Proben wurden manuell grob zerkleinert und in Standarddosen zur Erzielung einer konstanten Meßgeometrie gefüllt. Die Messung selbst erfolgte mittels hochauflösender Gammaskpektrometrie unter Verwendung von Ge(Li)-Halbleiterdetektoren. Die Spektrenauswertung wurde über eine Vielkanalanalysatoranlage von Canberra und einen Rechner PDP 11/34 durchgeführt, wobei kommerzielle Software verwendet wurde. Die Kalibrierung erfolgte mit einer Radionuklidmischung der Fa. Amersham in der jeweilig gleichen Meßgeometrie. Durch die Teilnahme an internationalen Ringversuchen und Testmessungen von Referenzmaterialien, deren Radionuklidgehalte durch Ringversuche garantiert sind, ist auch die Genauigkeit der Messungen gewährleistet.

Bei den Messungen wurden die Aktivitäten mehrere Radionuklide erfaßt, wovon vor allem Caesium-137 und -134 sowie Jod-131 von Bedeutung waren. Aufgrund der wegen der kurzen Halbwertszeit rasch abklingenden Jod-131-Kontamination wird im folgenden nur auf die Belastung mit Caesium eingegangen.

ERGEBNISSE

In dieser Arbeit werden vor allem die beim Rehwild erzielten Ergebnisse diskutiert, da von dieser Wildart das umfangreichste Probenmaterial zur Verfügung stand und sich gezeigt hatte, daß die höchsten Belastungswerte bei dieser Spezies festzustellen war (Tataruch 1988).

In der nachstehenden Tabelle sind die ^{137}Cs - und ^{134}Cs -Kontaminationen der bis 31.12.1986 analysierten Proben angeführt (alle Angaben in nCi/kg Frischsubstanz - 1 nCi = 37 Bq).

Tabelle 1: ^{137}Cs - und ^{134}Cs -Aktivitäten in den Organen des Rehwildes

Rehwild:

Muskulatur	n	\tilde{x}	\bar{x}	$\pm s$	Min.	Max.
^{137}Cs	163	20.9	26.8	31.6	0.1	312
^{134}Cs	162	10.0	12.6	14.7	0.1	142.5
Leber						
^{137}Cs	120	8.7	12.4	12.9	0.2	87.4
^{134}Cs	120	4.1	5.8	6.1	0.1	41.6
Niere						
^{137}Cs	116	16.7	24.0	29.3	0.9	239.0
^{134}Cs	115	7.5	11.0	13.5	0.3	112.0
Milz						
^{137}Cs	106	8.7	12.0	14.8	0.4	120.0
^{134}Cs	106	3.9	5.9	7.3	0.1	56.2
Schilddrüse						
^{137}Cs	71	0.0*	7.1	15.0	n.n.	84.0
^{134}Cs	71	0.0	2.6	12.3	n.n.	100.0

* = 0,0 bedeutet, daß mindestens 50% der analysierten Proben unter der Nachweisgrenze des jeweiligen Isotops gelegen sind.

Aus den in Tabelle 1 angeführten Ergebnissen ist ersichtlich, daß die Aktivität von ^{137}Cs etwa doppelt so hoch wie die von ^{134}Cs war. Dies ist damit zu erklären, daß sich in den nach dem Reaktorunfall freigesetzten Emissionen die Aktivitäten von ^{137}Cs : ^{134}Cs wie 2:1 verhielten (Anonym 1986).

Die höchste Konzentration von Caesium war in der Mehrzahl der Fälle (81,9%) in der Muskulatur nachzuweisen. Dies entspricht der Verteilung des Kaliums im Organismus, dem das Caesium auch chemisch verwandt ist. Unterschiedliche Caesiumaktivitäten konnten bei der Untersuchung der Muskulatur von verschiedenen Körperpartien ermittelt werden: So zeigten Proben vom Rücken um durchschnittlich 5% höhere Caesium-Aktivitäten als die Proben vom Oberschenkel desselben Tieres. Im Halsbereich waren nur 80% der Kontamination des Oberschenkels feststellbar. Muskulatur mit einem höheren Anteil an Sehnen wies niedrigere Caesium-Mengen auf.

Die Nieren, über welche Caesium zum größten Teil ausgeschieden wird, wiesen die zweithöchsten Aktivitäten auf, in einigen Fällen (18,1%) sogar höhere als die Muskulatur desselben Tieres.

In Leber und Milz waren deutlich niedrigere Rückstände von Caesium festzustellen. In den Schilddrüsen war die nachzuweisende Caesium-Menge am geringsten, in mehr als 50% der Proben lag sie unter der Nachweisgrenze.

Zwischen den Aktivitäten von Caesium-137 und Caesium-134 in den einzelnen Organen ergaben sich hochsignifikante ($p \leq 0,001$) positive Korrelationen ($R = 0,844$), ebenso wie zwischen Caesium-137 und Caesium-134 im selben Organ.

WELCHE FAKTOREN BEEINFLUSSEN DIE HÖHE DER RADIOAKTIVEN KONTAMINATION?

Aus den in Tab. 1 dargestellten Ergebnissen sind die starken Schwankungen der Meßwerte erkennbar. Im folgenden soll der Einfluß verschiedener Faktoren, wie Lebensraum, Seehöhe und Erlegungszeit, auf die Höhe der radioaktiven Belastung des Rehwildes diskutiert werden:

Einfluß des Lebensraumes

Für die Untersuchungen des Einflusses des Lebensraumes auf die Belastung der Wildtiere wurden uns auch Analysenergebnisse von acht Landesveterinärdirektionen zur Verfügung gestellt.

Wie aus Graphik 1 ersichtlich ist, waren in den ersten Wochen nach dem Reaktorunfall (es ist der Zeitraum bis 15. Juli dargestellt) sehr deutliche regionale Unterschiede in der Caesium-Belastung des Rehwildes feststellbar. Diese regional bedingten Differenzen sind auf die stark unterschiedliche Kontamination des österreichischen Bundesgebietes zurückzuführen.

Die Luftmassen, die die durch den Reaktorunfall freigesetzten Radionuklide enthielten, erreichten am 29.4.86 Österreich. Die höchste Konzentration radioaktiver Spaltprodukte in der Luft wurde am 30.4.86 in Wien festgestellt. Sie nahm aber schon in der Nacht zum 1.5.86 deutlich ab. Am 3.5. und am 6. bzw. 7. Mai waren weitere kleinere Anstiege zu verzeichnen. Allgemein war die Radioaktivität der Luft im Osten des Bundesgebietes höher als im Westen (Anonym 1986).

Durch die zu dieser Zeit auftretenden Regenfälle, die örtlich sehr unterschiedliche Intensität aufwiesen, kam es zu einem Auswaschen der radioaktiven Nuklide aus der Luft und in weiterer Folge zu einer regional stark variierenden Kontamination des Bodens bzw. der Vegetation. Durch die unterschiedliche Niederschlagsaktivität ist im gesamten Bundesgebiet die

Luftbelastung nicht mit der Bodenkontamination korreliert. Die höchsten Belastungen des Bodens bzw. der Vegetation wurden in jenen Gebieten ermittelt, in welchen die höchsten Niederschläge zu verzeichnen gewesen waren und zwar vor allem in großen Teilen von Oberösterreich und Salzburg, im Westen und Süden von Niederösterreich, im steiermärkisch-kärntnerischen Grenzgebiet, im westlichen Teil Kärntens sowie im Osten Tirols (Anonym 1986).

Die Kontamination der Wildtiere korreliert deutlich mit den Niederschlagsverhältnissen und der Belastung der Vegetation. Der höchste festgestellte Wert von 312 nCi/kg Frischsubstanz (11544 Bq) ^{137}Cs und 142,5 nCi/kg ^{134}Cs stammt von einem 6 Jahre alten Rehbock, der am 18.6.86 in Oberösterreich (O) als Fallwild aufgefunden wurde. Die am selben Ort befindliche Meßstelle des Österreichischen Frühwarnsystems hatte am 1.5.86 mit einer Dosisleistung von 230 $\mu\text{R/h}$ einen der höchsten in Österreich festgestellten Belastungswerte registriert. Bei einer Rehgeiß (3 Jahre) aus einem ca. 30 km in westlicher Richtung entfernten Waldgebiet wurde zur gleichen Zeit (24.6.86) eine Kontamination von 123 nCi/kg (4551 Bq) ^{137}Cs und 56,9 nCi/kg ^{134}Cs ermittelt, was den zweithöchsten Wert darstellt. Ein im Auftrag der Oberösterreichischen Landesveterinärdirektion untersuchtes Reh, das am 3.6.86 ebenfalls in diesem Gebiet erlegt worden war, zeigte eine Kontamination von 111 nCi/kg ^{137}Cs und 39 nCi/kg ^{134}Cs . Aus diesen Ergebnissen läßt sich ableiten, daß im Raum Oberösterreich die höchste radioaktive Belastung der Wildtiere gegeben war, was auch durch die große Zahl hoher Werte aus diesen Regionen unterstrichen wird (Graphik 1).

Die geringsten Belastungswerte bei Rehwild in Oberösterreich wurden mit 8,4 nCi/kg ^{137}Cs und 5,4 nCi/kg ^{134}Cs im nördlichsten Teil festgestellt.

In dem an Oberösterreich angrenzenden Teil des Bundeslandes Salzburg (S) wurde ebenfalls eine hohe Kontamination beim Wild ermittelt. Nördlich der Stadt Salzburg wurden im Juni bei Rehwild Werte von 83 nCi/kg ^{137}Cs bzw. 25 nCi/kg ^{134}Cs und 92,5 nCi/kg ^{137}Cs bzw. 47,1 nCi/kg ^{134}Cs registriert.

Im Bereich der Hohen Tauern im südlichen Salzburg war ebenfalls eine hohe radioaktive Kontamination festzustellen, die hier vor allem an Gamswildproben gezeigt werden konnte und zwar zeigte ein in diesem Bereich erlegter Gamsbock eine Aktivität von 125 nCi/kg ^{137}Cs und 58,6 nCi/kg ^{134}Cs in der Muskulatur.

Die niedrigste Belastung ergab sich bei einem Rehbock aus dem westlichen Bereich dieses Bundeslandes mit 3,9 nCi/kg ^{137}Cs und 2,2 nCi/kg ^{134}Cs in der Muskulatur. Dieser Erlegungsort ist ca. 16 km Luftlinie von jenem Ort entfernt, wo der sehr hoch belastete Gamsbock erlegt wurde. Aus diesem Beispiel ist zu erkennen, wie stark unterschiedlich die Kontamination selbst auf geringen Entfernungen war. Im Lebensraum des Gamsbockes war in der für die Belastung ausschlaggebenden Zeit eine wesentlich höhere Niederschlagsmenge registriert worden als in anderen Gebieten.

In Tirol (T) waren die höchsten Belastungen bei Wildtieren im östlichen Teil des Bundeslandes zu registrieren. Ein erlegtes Reh wies z.B. 52,5 nCi/kg ^{137}Cs und 23,7 nCi/kg ^{134}Cs in der Muskulatur auf. Im westlichen Teil von Tirol waren hingegen sehr geringe Aktivitäten zu verzeichnen, so z.B. bei einer Rehgeiß nur 2,6 nCi/kg ^{137}Cs und 0,7 nCi/kg ^{134}Cs .

Auch in Vorarlberg (V) wurde eine allgemein geringe radioaktive Belastung ermittelt. Der Höchstwert lag bei 30,2 nCi/kg ^{137}Cs und 15,4 nCi/kg ^{134}Cs bei einem Rehkitz, das Mitte Juni erlegt worden war. Im allgemeinen lagen die Werte aber deutlich niedriger und bereits im Juni wurden mehrere Muskulaturproben mit ^{137}Cs -Aktivitäten unter 1 nCi/kg analysiert.

Die deutlich geringere Kontamination von Vorarlberg und Westtirol ist auf die niedrigere Radioaktivität der Luft und auf die geringen Niederschlagsmengen ab dem 29.4.86. nachmittags

zurückzuführen. Im Rahmen des bereits erwähnten Frühwarnsystems wurde z.B. in Vorarlberg eine maximale Dosisleistung von nur 34 $\mu\text{R}/\text{h}$ registriert (Anonym 1986).

Wie bereits erwähnt, waren die höchsten Caesium-Belastungen der Wildtiere in Oberösterreich zu verzeichnen. In dem an dieses Bundesland angrenzenden Teil Niederösterreichs (N) lag der Höchstwert bei Rehwild bei 114 nCi/kg ^{137}Cs und 57,1 nCi/kg ^{134}Cs . Diese Belastung wurde bei einem 2-jährigen Bock festgestellt, der am 21.5.86 von einem KFZ getötet wurde. Zwei in geringer Entfernung davon erlegte 1-jährige Böcke waren mit 107 nCi/kg ^{137}Cs und 50 nCi/kg ^{134}Cs bzw. 101 nCi/kg ^{137}Cs und 46,9 nCi/kg ^{134}Cs ebenfalls hoch kontaminiert. Auch weitere Wildtiere aus dieser Region zeigten eine Belastung, die deutlich höher war als die im übrigen Niederösterreich ermittelte. Dies ist auf die hier besonders am 30.4.86 und 1.5.86 erhöhte Niederschlagstätigkeit zurückzuführen.

Allgemein waren in diesem Bundesland zur kritischen Zeit relativ geringe Regenfälle zu verzeichnen gewesen. Lokal kam es durch Gewittertätigkeit zu höheren Niederschlägen, die sich auch in erhöhten radioaktiven Rückständen im Wildbret bemerkbar machten, wie in dem Gebiet westlich von Wien, wo im Wildbret von Rehwild Werte bis 63 nCi/kg ^{137}Cs und 30 nCi/kg ^{134}Cs gemessen werden konnten.

Auch im südlichen Niederösterreich konnten höhere Belastungen ermittelt werden, so z.B. bei einem Reh 58,0 nCi/kg ^{137}Cs und 28,0 nCi/kg ^{134}Cs .

Im Osten und Nordosten dieses Bundeslandes hatte es Ende April/ Anfang Mai nur sehr wenig geregnet. Diese Tatsache spiegelt sich in einer deutlich niedrigeren radioaktiven Belastung der dort lebenden Wildtiere wieder. Auch die aus dem Bundesland Wien (W) untersuchten Tiere waren gering kontaminiert.

Aus der Steiermark (St) stehen uns leider relativ wenige Werte zur Verfügung, aus denen sich aber eine eher niedrige bis mittlere Kontamination ableiten läßt. Die höchsten Aktivitäten waren im südöstlichen Teil, im Grenzgebiet zu Kärnten (K), festzustellen. Hier war es in der Zeit vom 29.4.86 bis 9.5.86 zu einer der höchsten Niederschlagsmengen von Österreich gekommen. Ein Reh aus dem steirischen Teil wies in der Muskulatur 60,0 nCi/kg ^{137}Cs und 27,2 nCi/kg ^{134}Cs auf, während bei Rotwild von der Kärntner Seite 94,8 nCi/kg ^{137}Cs und 46,8 nCi/kg ^{134}Cs und bei Gamswild sogar 135 nCi/kg ^{137}Cs und 66,2 nCi/kg ^{134}Cs nachgewiesen wurden.

In Ostkärnten war die durchschnittliche Belastung des Wildes höher, so wurden bei einem Reh aus diesem Gebiet 98,9 nCi/kg ^{137}Cs und 49,9 nCi/kg ^{134}Cs ermittelt. Im westlichen Teil Kärntens war die Belastung deutlich geringer.

Im östlichsten Bundesland Österreichs, dem Burgenland (B), war eine durchschnittlich niedrige Kontamination zu verzeichnen. Der Höchstwert stammt mit 33,0 nCi/kg ^{137}Cs und 10,0 nCi/kg ^{134}Cs von einem Reh aus dem mittleren Teil.

Einfluß der Seehöhe

Innerhalb desselben Untersuchungsgebietes konnte ein deutlicher Einfluß der Seehöhe festgestellt werden und zwar zeigten Tiere, die in größeren Höhenlagen erlegt worden waren, eine höhere Kontamination als Individuen der gleichen Art, die tiefer unten erlegt worden waren.

In Tabelle 2 sind Beispiele für den Einfluß der Seehöhe auf die Kontamination mit ^{137}Cs und ^{134}Cs angeführt, wobei immer Tiere innerhalb desselben Lebensraumes verglichen werden.

Tabelle 2: Einfluß der Seehöhe auf die Caesium-Kontamination der Wildtiere (Angaben in nCi/kg Muskulatur)

Revier	Tierart	Erlegungs- datum	Seehöhe in m	^{137}Cs	^{134}Cs
Wasserberg	Reh	17.6.86	1260	10,4	4,5
"	"	17.6.86	1800	37,2	17,4
Zillertal	Reh	26.6.86	1100	17,9	8,8
"	"	18.6.86	1600	41,6	18,9
Achenkirch	Reh	30.6.86	930	9,5	4,4
"	"	29.6.86	1300	13,3	5,8
Wildalpen	Reh	17.6.86	640	19,0	8,0
"	"	17.6.86	960	45,0	18,2

Aus Tabelle 2 ist die höhere Belastung der Wildtiere in grösseren Höhenlagen deutlich zu erkennen. Eine der Erklärungen hierfür ist die Tatsache, daß die radioaktiven Luftmassen Österreich in einer Höhe von etwa 750 - 1500 m Überquert hatten (Anonym 1986) und Überall dort, wo sie auf Berghänge etc. direkt aufprallten, eine höhere Kontamination der dort befindlichen Vegetation verursachten.

Durch Niederschläge kommt es in Berglagen, vor allem oberhalb der Waldgrenze, ebenfalls zu größeren Belastungen, da hier der Filtereffekt der Waldvegetation nicht zum Tragen kommt. Auch Analysen von Regen- und Schneeeproben (Anonym, 1986) hatten eine Zunahme der Aktivität mit der Seehöhe gezeigt.

Einfluß der Erlegungszeit

Die physikalische Halbwertszeit von ^{137}Cs beträgt 30,2 und die von ^{134}Cs 2,1 Jahre. Daraus ist erklärlich, daß die Caesium-Belastung nicht so rasch abgeklungen ist, wie es beim Jod beobachtet werden konnte, wo bereits im Juni in mehr als 50 % der untersuchten Proben die Aktivität unter die Nachweisgrenze zurückgegangen war (Tataruch 1988).

Trotz der großen physikalischen Halbwertszeit konnte aber bereits im Juli eine merkliche Abnahme der Caesium-Kontamination registriert werden (Tab. 3).

Tabelle 3: ^{137}Cs -Kontamination des Rehwildes in Abhängigkeit von der Erlegungszeit (in nCi/kg Frischsubstanz)

MAI	n	\tilde{x}	\bar{x}	$\pm s$	Min.	Max.
Muskulatur	29	25,7	33,7	21,9	1,4	114,0
Niere	26	22,5	26,0	15,6	6,7	80,0
Leber	24	14,3	16,8	9,3	3,9	42,4
Milz	23	12,8	13,6	6,6	1,8	27,5
JUNI						
Muskulatur	80	21,9	29,7	37,9	2,6	312,0
Niere	66	16,1	24,6	32,6	3,1	239,0
Leber	67	8,0	12,5	13,8	1,9	87,4
Milz	51	8,7	13,9	18,2	2,0	120,0

Fortsetzung Tabelle 3:

	n	\tilde{x}	\bar{x}	$\pm s$	Min.	Max.
JULI						
Muskulatur	28	21,0	24,3	21,9	2,1	107,0
Niere	12	8,9	15,1	18,2	1,6	66,1
Leber	13	4,0	9,0	8,7	2,4	32,6
Milz	15	3,6	9,3	9,0	0,5	33,8

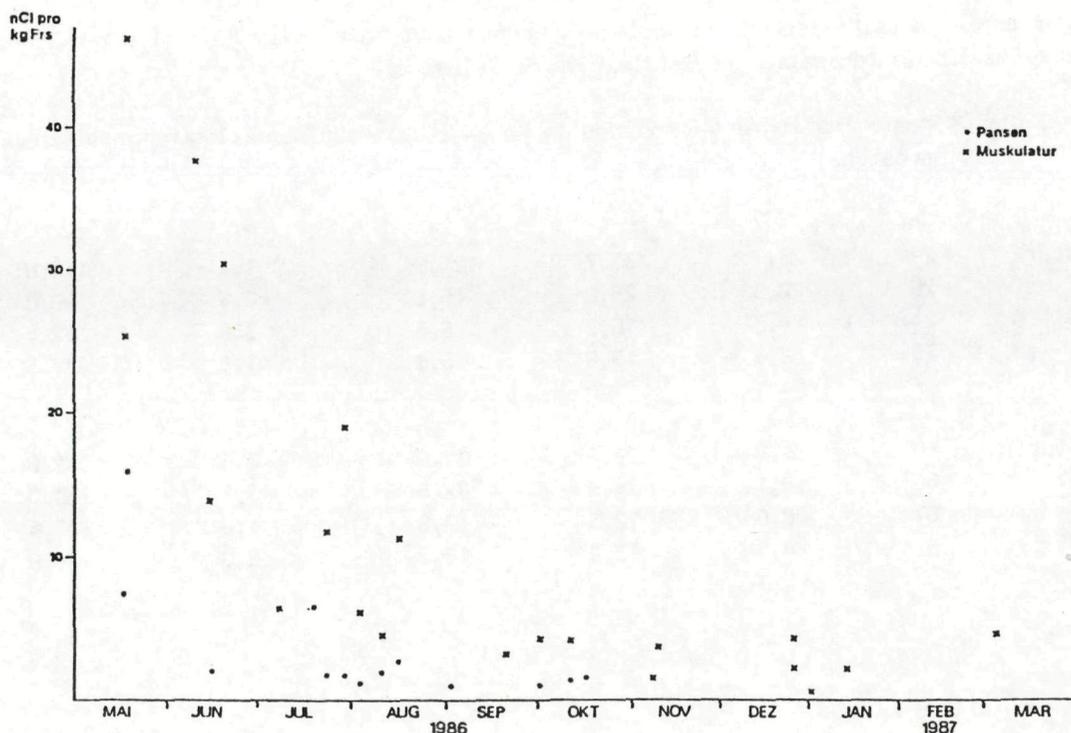
Einen sehr ähnlichen Verlauf zeigt die Abnahme der ^{134}Cs -Kontamination, wo nach einem Medianwert von 12,4 nCi/kg in der Muskulatur im Mai, im Juni noch 10,5 nCi/kg und im Juli 9,2 nCi/kg ^{134}Cs nachweisbar waren.

Dieser Rückgang ist offensichtlich damit zu erklären, daß die biologische Halbwertszeit von Caesium, die von der Verweildauer einer Substanz im Organismus abhängig ist, deutlich kürzer ist. Verschiedene ältere Literaturarbeiten geben sie für Tiere mit etwa 70 Tagen an (Bersin 1963). Tiere mit höheren Stoffwechselraten zeigen allgemein auch eine raschere Ausscheidung, so daß für Wildtiere die biologische Halbwertszeit kürzer sein dürfte als für Haus- oder Nutztiere. Da mit zunehmender zeitlicher Distanz zum 26. April die Kontamination der Äsung infolge Abwaschung der oberflächlichen radioaktiven Verunreinigungen sowie des Wachstumsfortschrittes etc. geringer wurde, ist auch hiermit der Rückgang der Caesium-Kontamination der Wildtiere zu erklären.

Deutlich ist der Rückgang der radioaktiven Kontamination aus Graphik 2 zu ersehen, die Ergebnisse von Rehwild aus einem in Niederösterreich gelegenen Revier darstellt.

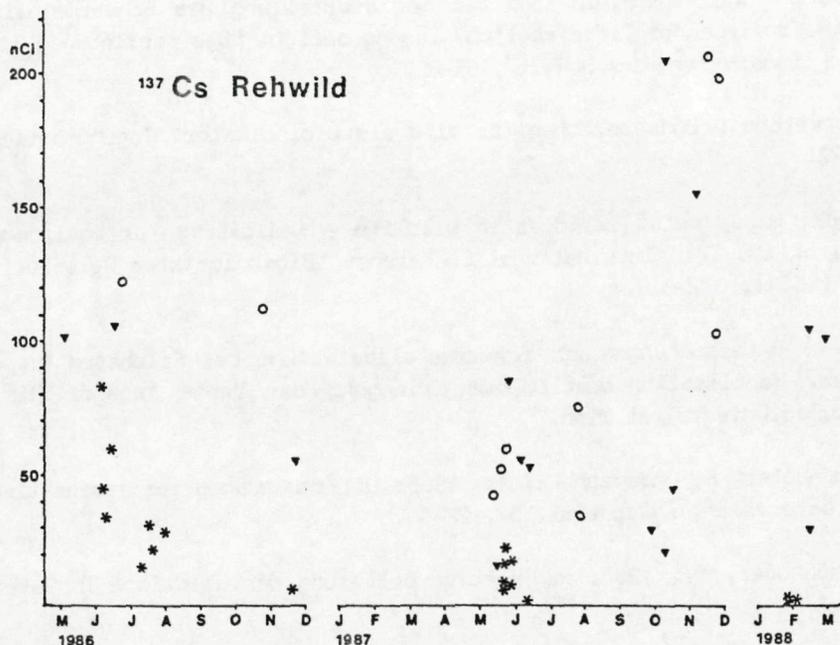
In diesem Revier wurden auch die ^{137}Cs - und ^{134}Cs -Aktivitäten in den Panseninhalten der erlegten Rehe untersucht, wobei bereits zwei aus dem April 1986 miterfaßt wurden. Die ^{137}Cs -Belastung in diesen Proben lag erwartungsgemäß unter der Nachweisgrenze. Hier wurden die Analysen bis zum März 1987 fortgeführt und dann beendet, da die Kontamination ein sehr geringes Niveau erreicht hatte.

Graphik 2: ^{137}Cs -Kontamination von Rehwild (Muskulatur und Panseninhalt) in Abhängigkeit von der Erlegungszeit



Die in der Graphik dargestellte Abnahme der Cs-Belastung des Rehwildes ist für nahezu das gesamte österreichische Bundesgebiet als repräsentativ anzusehen: Die während des Winters 1986/87 fortgeführten Messungen an Wildtieren zeigten einen kontinuierlichen Abfall der radioaktiven Belastung des Rehwildes, sodaß ab April 1987 die Analysen nur mehr in wenigen ursprünglich stark belasteten Revieren weitergeführt wurden.

Während in den meisten dieser Gebiete im Laufe des Jahres 1987 die Kontamination weiter abnahm, zeigten sich in 2 Revieren Überraschende Ergebnisse: Nachdem im Mai 1987 für das jeweilige Areal relativ niedrige Cs-Aktivitäten ermittelt worden waren, kam es im Herbst zu einem sehr starken Anstieg der Belastung des dort lebenden Rehwildes, wobei teilweise Werte registriert wurden, die merklich höher lagen als die im Mai/Juni 1986 ermittelten Kontaminationen (Graphik 3).



Graphik 3: Zeitlicher Verlauf der Caesiumbelastung des Rehwildes in 3 Revieren

○ ▽ reine Waldbiotope

* Wald-Wiesenbiotop etwa 10 km von ▽ entfernt

Bei diesen 2 Gebieten handelt es sich um große, geschlossene Waldbiotope, wo dem Wild die Möglichkeit der Äsungsaufnahme außerhalb des Waldes fehlt. Ähnliches wurde im Herbst 1987 auch in einigen Gebieten Bayerns registriert (Hecht 1987).

Untersuchungen des Cs-Gehaltes von bevorzugten Äsungspflanzen des Rehwildes zeigten, daß manche Pflanzen extrem hohe ^{137}Cs - und ^{134}Cs -Aktivitäten aufwiesen, wie z.B. Farne, Pilze, Heidelbeerblätter u.a. (Tataruch, in Vorbereitung). Es muß davon ausgegangen werden, daß Caesium in Waldökosystemen ein anderes Verhalten zeigt als auf Ackerbauflächen und hier offensichtlich sehr leicht pflanzenverfügbar ist und von diversen Pflanzen akkumuliert wird.

Detailliertere Untersuchungen, die 1988 vom Umweltbundesamt der Republik Österreich in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung und dem Forschungsinstitut für Wildtierkunde durchgeführt werden, sollen weitere Aufschlüsse liefern.

LITERATUR:

Anonym, 1986: Tschernobyl und die Folgen für Österreich. Herausgegeben vom Umweltbundesamt, Wien.

Bersin, Th., 1963: Biochemie der Spurenelemente. Frankfurt (Main): Akad. Verlags-Ges.

Frank, A., 1984: Der Elch als Indikator für die Bioverfügbarkeit von Cadmium in der schwedischen Umwelt. Tagungsbericht "Das freilebende Tier als Indikator für den Funktionszustand der Umwelt", 83-94.

Hecht, H., 1984: In welchem Maße eignen sich freilebende Wildtiere als Bioindikatoren, wie wählt man sie aus und welche Fehler sind bei der Beurteilung des Schwermetallstatus eines Biotopes mit Hilfe freilebender Tiere möglich? Tagungsbericht "Das freilebende Tier als Indikator für den Funktionszustand der Umwelt", 65-82.

Hecht, H., 1987: Welche Gründe sprechen für Wild als Bioindikator? Tagungsbericht "Wildtier und Umwelt", 67-72.

Tataruch, F., 1982: Heavy metal residues in wildlife - indicators for environmental pollution. Proceedings of the IVth International Conference "Bioindicators Deteriorationis Regionis", Liblice (CSSR), 322-329.

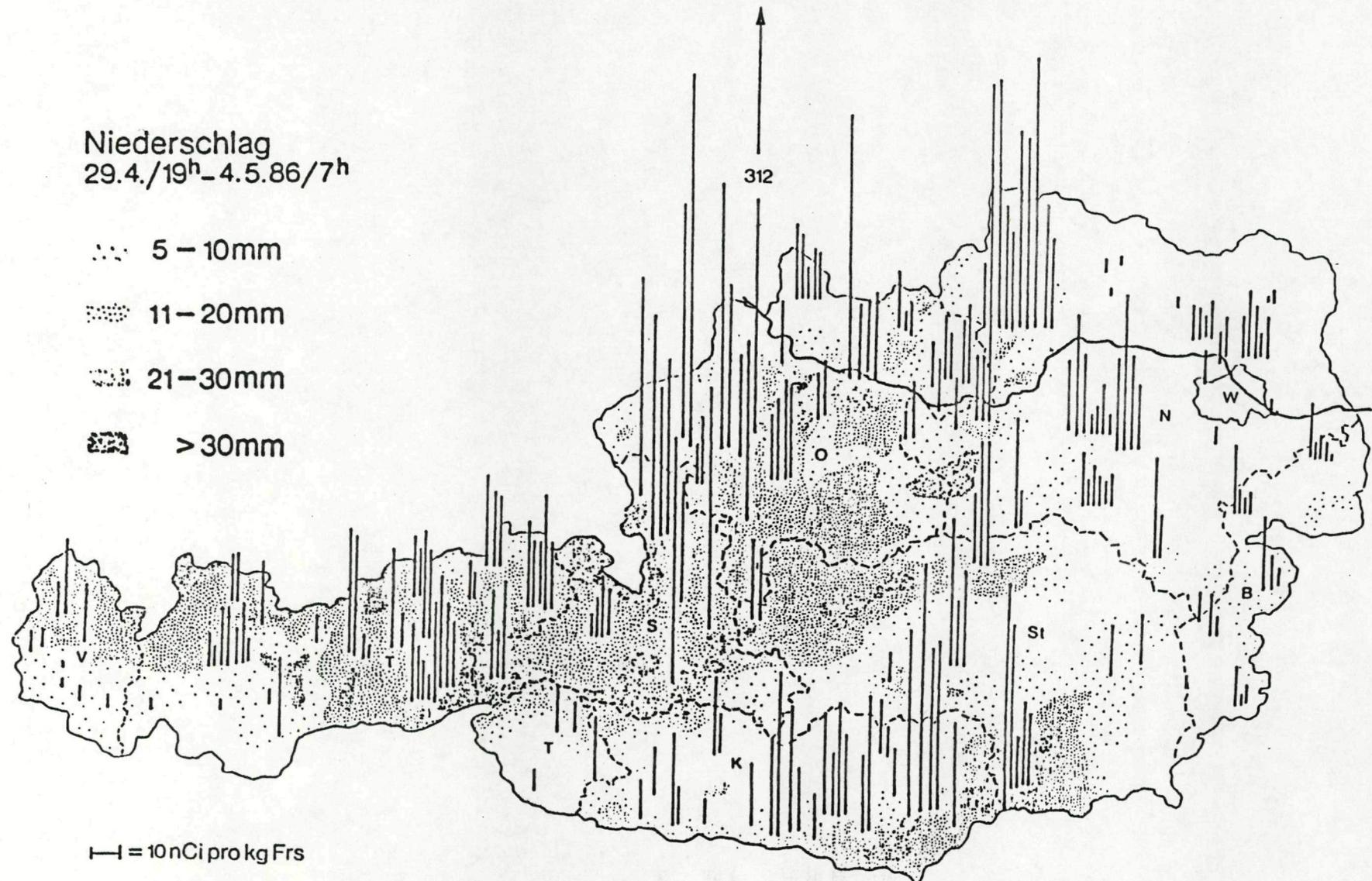
Tataruch, F., 1984: Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Feldhasen (*Lepus europaeus* P.) in Österreich. Habilitationsschrift zur Erlangung der Venia legendi für Ökologische Chemie an der Vet.Med.Universität Wien.

Tataruch, F.; Schönhofer, F.; Onderschecka, K., 1988: Untersuchungen zur radioaktiven Belastung der Wildtiere in Österreich. Z.Jagdwiss. 34, 22-35.

Tataruch, F.; Schönhofer, F., 1988: Radioaktive Belastung der Wildtiere in Österreich 1987. In Vorbereitung

Niederschlag 29.4./19^h - 4.5.86/7^h

- ⋯ 5 - 10mm
- ⋯⋯ 11 - 20mm
- ⋯⋯⋯ 21 - 30mm
- ⋯⋯⋯⋯ > 30mm



1-1 = 10 nCi pro kg Frs

Graphik 1: Regionale Verteilung der ¹³⁷Cs-Belastung der Wildtiere - Vergleich mit den Niederschlagsmengen in der Zeit vom 29.4./19^h Uhr bis 4.5.86/7^h Uhr

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [BFB-Bericht \(Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illmitz 1](#)

Jahr/Year: 1988

Band/Volume: [68](#)

Autor(en)/Author(s): Tataruch Frieda, Schönhofer F.

Artikel/Article: [Freilebende Wildtiere als Bioindikator der radioaktiven Belastung 59-69](#)