© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Wasser und Abwasser Band 30 (1986) 511 540

Herrn Univ.-Prof.Dipl.-Ing.Dr. R. LIEPOLT zum 80. Geburtstag gewidmet.

UMWELTRADIOAKTIVITÄT IM DONAURAUM - TULLNERFELD VON 1979 BIS 1984

A. FRANTZ

1. Vorwort

Die vorliegende Arbeit befaßt sich mit den Ergebnissen der Radioaktivitätsmessungen, die von der Bundesanstalt für Wassergüte in Wien während der Zeitspanne 1979 bis 1984 für Wasserproben, Seston, Wassermoos und Fische aus der Donau bei Zwentendorf in Niederösterreich ermittelt worden sind. Parallel dazu wurden im Zusammenhang mit dem zwischen 1972 und 1976 errichteten, aber nicht in Betrieb genommenen österreichischen Kernkraftwerk Grundwasserproben und zusätzlich Boden- und Grünfutterproben radiologisch getestet. Die aus dem Raum Tullnerfeld seit 1973 zur Verfügung stehenden Radioaktivitätswerte, die fast nur vom Fallout beeinflußt worden sind, bilden für Österreich, aber auch für Europa eine wichtige Grundlage für das Erkennen von radiologischen Umwelteinflüssen und geben gleichzeitig einen Einblick in die Radioökologie.

2. Untersuchungsumfang und Arbeitsmethode

Bereits in einer früheren Veröffentlichung (3), welche die Umweltbedingungen für das erste österreichische Kernkraftwerk zum Thema hatte, wurde das Netz von Meßstellen, das vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz festgelegt worden war, eingehend erörtert.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Nach dem Verbot der Nutzung der Kernspaltung für die Energieversorgung in Österreich ist die intensive Beweissicherung seitens der Bundesanstalt für Wassergüte zwar eingestellt, eine regelmäßige Umgebungsüberwachung auf Radioaktivität im Raum Tullnerfeld wenn auch in eingeschränktem Maße doch weitergeführt worden.

Donauwasserproben wie auch das hydrobiologische Material speziell Seston, Wassermoos (*Fontinalis*) und Fische wurden mindestens dreimal jährlich vom rechten Donauufer nahe Zwentendorf bei Stromkilometer 1975 entnommen. Gleichzeitig sind im Gelände zwischen der Donau und dem Ort Zwentendorf Bodenproben aus zwei Schichttiefen (0 2 und 2 10 cm) sowie zum Untersuchungstermin jeweils vorhandener Bodenbewuchs wie Gras, Klee, Rübenblätter, Gerste und Durum-Weizen gesammelt worden. Ergänzt wurde dieses Probenmaterial durch Grundwasserproben aus den folgenden sieben Wasserversorgungsanlagen im Tullnerfeld innerhalb des die Donau umgebenden Grundwasserstrombereiches:

G 2: Trinkwasserversorgungsanlage im Schulhaus von Maria Ponsee

G 3: Trinkwasserversorgungsanlage in Neustift im Felde

G 4: Trinkwasserbrunnen beim Forsthaus Eleonorenheim

G 5: Trinkwasserversorgungsanlage der Schule in Zwentendorf

G 6: Hofbrunnen in Pischelsdorf Nr. 18

G 7: Nutzwasserbrunnen der Tullner Zuckerfabrik AG

G 8: Trinkwasserversorgungsanlage der Stadt Tulln.

Im Sinne einer möglichst vollständigen Erfassung des Radioaktivitätsgehaltes und insbesondere der bei Inkorporation gefährlichsten Alpha- und Beta-Strahler sind fast ausschließ-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

lich die Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivität der Proben untersucht worden. Die angewandten Arbeits- und Meßmethoden wurden schon in früheren Publikationen (4, 5) ausführlich beschrieben. Hervorzuheben ist, daß die Messungen mit einer Low-Level-Meßanordnung, die parallel laufende getrennte Gesamt-α- und Gesamt-ß-Bestimmungen bei niedrigen Leerwerten und entsprechend günstiger Nachweisgrenze ermöglicht, durchgeführt worden sind. Die Kalibrierung der Meßanordnung erfolgte mit selbst angefertigten Kaliumstandards und Natururanstandards zur Berechnung der Gesamt-ß-, bzw. der Gesamt-α-Aktivität. Dementsprechend sind die Aktivitätsangaben als Kalium- oder Uran-Äquivalente zu werten. Zu den Meßwerten wurde stets der einfache (α) bzw. 1,96fache statistische Fehler σ(ß) berechnet.

3. Aktivitätspegel im Tullnerfeld von 1979 bis 1984

3.1. Aktivitätskonzentration in der Donau bei Zwentendorf

Aus Tabelle 1 geht hervor, daß die Gesamt-ß-Aktivitätskonzentration im Donauwasser während der Jahre 1979 bis 1984 in Abhängigkeit von Entnahmezeit und Wasserführung geringfügig zwischen 1,2 $\pm$ 0,2 und maximal 2,9 $\pm$ 0,3 pCi/l schwankte und im wesentlichen auf die natürliche Kaliumaktivität (K-40) zurückzuführen war. Die Rest-ß-Aktivität, die im österreichischen Donauabschnitt fast ausschließlich durch die Falloutaktivität der ausländischen atmosphärischen Kernwaffenversuche verursacht wird, ging infolge des Stopps der chinesischen Atombombentests ab Oktober 1980 merklich zurück. Im Jahr 1984 erreichte sie maximal 0,5 $\pm$ 0,2 gegenüber 3,2 $\pm$ 0,6 pCi/l im Jahr 1975 (6)

Auch die Gesamt-α-Aktivitätskonzentration war mit 0 bis maximal 1,0 $\pm$ 0,3 pCi/l nur geringen Schwankungen

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

unterworfen und überdies größtenteils durch die natürliche Uranaktivität von 0,5 bis 0,7 pCi/l und Thoriumaktivität von 0,05 bis 0,09 pCi/l (1) hervorgerufen. Charakteristischerweise wiesen diese Uran- und Thoriumaktivitäten innerhalb der österreichischen Donaustrecke zwischen Engelhartszell und Hainburg angenähert konstante und von den Kernwaffentests unabhängige Werte auf. Dagegen war für die Gesamt-α-Aktivität noch im Jahr 1975 ein Maximalwert von 2,8 $\pm$ 0,3 pCi/l verzeichnet worden; es ist somit deutlich erkennbar, daß sowohl die Gesamt-α als auch die Gesamt-ß-Aktivitätskonzentration während der Jahre 1979 bis 1984 nahezu auf den natürlichen Aktivitätspegel abgefallen sind.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tab.1

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Akvititäts-konzentration in der Donau bei Zwentendorf von 1979 bis 1984

Legende:

$\bar{A}_{ß}$ = Mittelwert der Gesamt-ß-Aktivitätskonzentration in pCi/l (ohne H-3)

A_{min} = Minimalwert der Gesamt-ß- bzw. Gesamt-α-Aktivitätskonzentration in pCi/l (ohne H-3)

A_{max} = Maximalwert der Gesamt-ß- bzw. Gesamt-α-Aktivitätskonzentration in pCi/l (ohne H-3)

$\bar{A}_{K}$ = Mittelwert der Kaliumaktivitätskonzentration in pCi/l

$\bar{A}_{R}$ = $A_{ß}-A_{K}$ = Mittelwert der Rest-ß-Aktivitäts-konzentration in pCi/l (ohne H-3)

$\bar{A}_{\alpha}$ = Mittelwert der Gesamt-α-Aktivitätskonzentration in pCi/l

σ = Statistischer Fehler

Jahr	$\bar{A}_{ß} \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_{K}$	$\bar{A}_{R} \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_{\alpha} \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
	in pCi/l							
1979	2,2 ± 0,2	1,3	2,7	2,1	0,1 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,4	0,9
1980	1,8 ± 0,2	1,6	1,9	1,8	0 ± 0,2	0 ± 0,1	0	0,3
1981	2,2 ± 0,2	1,7	2,9	1,9	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0	0,1
1982	1,8 ± 0,2	1,2	2,4	1,7	0,1 ± 0,2	0,4 ± 0,3	0	0,8
1983	1,7 ± 0,3	1,5	1,8	1,8	0 ± 0,2	0,5 ± 0,3	0,2	0,7
1984	2,0 ± 0,2	1,6	2,5	1,5	0,5 ± 0,2	0,7 ± 0,3	0,2	1,0

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

3.2. Aktivitätsgehalte im hydrobiologischen Material der Donau

Die Höhe der Anreicherung von α- und ß-strahlenden Radionukliden in Wasserorganismen der Donau in Abhängigkeit von ihrer Stellung innerhalb der hydrobiologischen Nahrungskette ist in den Tabellen 2, 3 und 4 wiedergegeben.

3.2.1. Seston

Da es in einem Fließgewässer zumeist nicht möglich ist, in ausreichender Menge die am Anfang der Entwicklungsreihe stehenden Wasserorganismen Phyto- und Zooplankton mit bekannterweise hohem Anreicherungsvermögen in reiner Form zu beschaffen, wird dort allgemein das mit einem Planktonnetz gezogene Seston, das jeweils verschieden hohe Beimengungen an mineralischen Schwebestoffteilchen und abgestorbenem Detritus enthält, zur Untersuchung herangezogen. Die Aktivitätsanreicherung wird hierbei im mineralischen Anteil vorwiegend durch Adsorption und Ionenaustausch, im organischen Plankton zusätzlich durch Absorption und Assimilation bewirkt.

Im Seston (Tab. 2), das auf Änderungen der Aktivitätskonzentration im umgebenden Wassermilieu rasch und intensiv anspricht, traten zwischen 1979 und 1984 ähnlich wie im Zeitraum 1973 bis 1978 zwar nur verhältnismäßig geringe Gesamt-ß-Aktivitätsgehalte von durchschnittlich 24,9 (1982) bis 26,6 pCi/g Asche (1979), aber immerhin noch Rest-ß-Aktivitätsgehalte von durchschnittlich 17,5 bis 20,7 und maximal 29,3 $\pm$ 0,9 pCi/g Asche (1979) auf. Prinzipiell stellt die Rest-ß-Aktivität ein Maß für die durch menschliches Einwirken herbeigeführten Aktivitätsanstiege dar. Im Falle von Seston

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

ist jedoch zu berücksichtigen, daß die in den mineralischen Schwebestoffteilchen vorhandenen natürlichen Beta-Strahler wie Pb-210 und Rb-87 (5) gleichfalls zur Rest-ß-Aktivität beitragen, wobei der Anteil des Schwebestoffgehaltes wesentlich von der Jahreszeit, Wasserführung und Niederschlagstätigkeit abhängt. Einen Eindruck von den Auswirkungen des Fallout vermitteln Meßwerte, die 1962, zur Zeit der intensiven amerikanischen und sowjetischen Atombombenversuche von 1961/62 für Seston aus der Donau beobachtet worden sind; damals wurden für den Rest-ß-Aktivitätsgehalt minimal 23 ± 3 pCi/g Asche ein Wert von der gleichen Größenordnung wie in den letzten zehn Jahren und maximal 466 ± 15 pCi/g Asche bei einer gleichzeitigen Aktivitätskonzentration von 34 ± 2 pCi/l im Donauwasser registriert (2)

Auffallend war dagegen das Verhalten des Gesamt-α-Aktivitätsgehaltes im Seston, der erfahrungsgemäß weniger vom Fallout betroffen ist. Trotz geringer Gesamt-α-Aktivitätskonzentration im Donauwasser stieg der Gesamt-α-Aktivitätsgehalt im Seston von durchschnittlich 20,5 pCi/g Asche im Jahr 1976 auf 36,0 im Jahr 1979 und 56,2 pCi/g Asche im Jahr 1983 an; 1984 lag der Gesamt-α-Aktivitätsgehalt noch immer bei durchschnittlich 50,6 ± 2,6 pCi/g Asche. Maximal wurden 1983 dafür 66,8 ± 2,9 pCi/g Asche notiert, ein Wert, der nur einmal im Jahr 1975 mit 85,6 ± 3,0 pCi/g Asche übertroffen worden ist. Als Ursache für den hohen Gesamt-α-Aktivitätsgehalt kommen ein Überhandnehmen des mineralischen Schwebestoffanteiles (5) gegenüber dem organischen Plankton, möglicherweise aber auch flußaufwärts vorgenommene Aktivitätsabgaben mit Betriebsabwässern in Frage.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tab. 2:
Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätsgehalt im Seston aus der Donau bei Zwentendorf von 1979 bis 1984

Legende:

$\bar{A}_{ß}$ = Mittelwert des Gesamt-ß-Aktivitätsgehaltes in pCi/g Asche

A_{min} = Minimalwert des Gesamt-ß- bzw. Gesamt-α-Aktivitätsgehaltes in pCi/g Asche

A_{max} = Maximalwert des Gesamt-ß- bzw. Gesamt-α-Aktivitätsgehaltes in pCi/g Asche

$\bar{A}_{K}$ = Mittelwert des Kaliumaktivitätsgehaltes in pCi/g Asche

$\bar{A}_{R}$ = Mittelwert des Rest-ß-Aktivitätsgehaltes in pCi/g Asche

$\bar{A}_{\alpha}$ = Mittelwert des Gesamt-α-Aktivitätsgehaltes in pCi/g Asche

Jahr	$\bar{A}_{ß} \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_{K}$	$\bar{A}_{R} \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_{\alpha} \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
				in pCi/g Asche				
1979	26,6 ± 0,8	22,0	33,3	6,4	20,2 ± 0,8	36,0 ± 2,2	31,0	38,9
1980	25,8 ± 0,8	22,5	29,6	6,1	19,7 ± 0,8	31,3 ± 2,1	28,2	33,8
1981	26,0 ± 0,6	25,3	26,3	5,3	20,7 ± 0,6	33,1 ± 2,0	27,9	41,5
1982	24,9 ± 0,5	22,2	28,0	7,4	17,5 ± 0,5	34,8 ± 1,8	28,9	42,1
1983	25,3 ± 0,6	24,8	25,8	6,6	18,7 ± 0,6	56,2 ± 2,8	49,1	66,8
1984	26,4 ± 0,6	22,6	30,3	7,9	18,5 ± 0,6	50,6 ± 2,6	44,1	55,7

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tab. 3:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätsgehalt im Wassermoos aus der Donau bei Zwentendorf von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_{ß} \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_{\alpha} \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
				in pCi/g Asche				
1979	42,8 ± 0,9	38,7	47,5	8,0	34,8 ± 0,9	69,3 ± 2,9	52,7	94,6
1980	42,0 ± 0,9	37,6	45,4	7,0	35,0 ± 0,9	54,5 ± 2,8	46,5	62,2
1981	53,5 ± 0,9	48,8	61,2	9,7	43,8 ± 0,9	52,8 ± 2,5	48,3	61,0
1982	33,2 ± 0,6	18,8	41,9	6,8	26,4 ± 0,6	49,7 ± 2,2	23,0	72,6
1983	28,4 ± 0,6	13,0	36,6	7,4	21,0 ± 0,6	53,0 ± 2,7	23,4	70,3
1984	37,1 ± 0,6	36,6	37,5	8,0	29,1 ± 0,6	61,8 ± 2,7	61,3	62,2

3.2.2. Wassermoos (*Fontinalis*)

Wassermoos (Tab. 3) ist entsprechend seiner Stellung am Anfang der Entwicklungsreihe ähnlich dem Plankton durch ein hohes Anreicherungsvermögen charakterisiert und zudem frei von mineralischen Beimengungen. Erwartungsgemäß waren daher im Wassermoos etwas höhere Gesamt-ß-Aktivitätsgehalte als im Seston nachzuweisen. In der Zeitspanne 1979 bis 1984 streute der Gesamt-ß-Aktivitätsgehalt zwischen durchschnittlich 28,4 und 53,5 bis maximal 61,2 ± 1,0 pCi/g Asche, der Rest-ß-Aktivitätsgehalt zwischen durchschnittlich 21,0 und 43,8 bis maximal 54,0 ± 1,0 pCi/g Asche im Jahr 1981 Ein Vergleich dieser Meßwerte mit jenen von 1963 (2) und 1974 (3), wo für den Rest-ß-Aktivitätsgehalt im Wassermoos der Donau maximal 421 ± 3 bzw. 66,7 ± 1,5 pCi/g Asche festgestellt wor-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

den sind, zeigt, daß als Folge des Stopps der amerikanisch-sowjetischen A-Tests im Jahr 1962 und der chinesischen im Jahr 1980 ein weitgehender Rückgang der Rest-ß-Aktivität stattgefunden hat. Rückschlüsse über die Zusammensetzung der Rest-ß-Komponenten erlauben γ-spektrometrische Analysen von E. TSCHIRF (9), der neben den Falloutprodukten Cs-137, Be-7 und Co-60 noch Tochternuklide der Uran- (Pb-214, Bi-214, Tl-210) und Thoriumreihe (Pb-212, Tl-208) im Wassermoos identifiziert hat.

Noch überraschender als im Seston war die Höhe der Gesamt-α-Aktivität im Wassermoos. Für ihren Verlauf war absolut keine Übereinstimmung mit dem allmählichen Abklingen der Falloutaktivität zu erkennen. Während der letzten zehn Jahre ist im Gegenteil ein zweimaliges Absinken und erneutes markantes Ansteigen des Gesamt-α-Aktivitätsgehaltes zu verzeichnen gewesen; die Wellenberge der durchschnittlichen Gesamt-α-Aktivität waren 1975 durch 72,8, 1979 durch 69,3 und 1984 durch 61,8 pCi/g Asche gekennzeichnet, für die Wellentäler wurden 44,3 und 49,7 pCi/g Asche in den Jahren 1976 und 1982 verbucht. Vereinzelte Aktivitätsmaxima bis zu 122,5 und 94,6 pCi/g Asche sind in den Jahren 1975 und 1979 vermerkt worden. Sicherlich spielt im Wassermoos die Anreicherung von natürlichen Alpha-Strahlern eine gewisse Rolle, die Zusammenhänge zwischen den hierbei mitwirkenden Faktoren können jedoch nur mittels α-Spektrometrie geklärt werden.

3.2.3. Fische

Fische bilden das Endglied der hydrobiologischen Nahrungskette. In diesen hochorganisierten Wasserorganismen findet man bereits eine stark differenzierte Anreiche-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

rung von Radionukliden, die bevorzugt in jenen Organteilen gespeichert werden, die ihnen chemisch verwandte Elemente enthalten; daher wurden Fischfleisch, Skelett, die Haut einschließlich der Schuppen und zusätzlich einmal Innereien getrennt verarbeitet und ausgewertet. Bei den in der Donau nahe Zwentendorf ab 1979 gefangenen Fischen, deren Beschaffung wegen der Nichtinbetriebnahme des Kernkraftwerkes sehr schwierig war, handelte es sich um Nasen (*Chondrostoma nasus*) Aiteln (*Leuciscus cephalus*) und Barben (*Barbus barbus*) von etwa 25 bis 30 cm Länge, also von angenähert gleichem Alter und vergleichbarem Anreicherungsvermögen (Tab. 4)

3.2.3.1. Fischfleisch

Fischfleisch ist äußerst reich an Kalium, zeichnet sich daher durch eine hohe natürliche Kaliumaktivität aus und akkumuliert insbesondere das ihm chemisch verwandte Radionuklid Cs-137 Von 1979 bis 1984 variierte der Gesamt-ß-Aktivitätsgehalt im Fischfleisch zwischen 159,0 und 234,0 pCi/g Asche und war in allen Fällen überwiegend durch die natürliche K-40-Aktivität bedingt. Für die Rest-ß-Aktivität wurden 0 bis maximal 22,1 pCi/g Asche letzteres in einer Barbe im Jahr 1984 registriert; dies ist angesichts der geringen Aktivitätskonzentration im Donauwasser ein relativ hoher Wert, wie er zuletzt während der Jahre 1973/74 gemessen worden ist. Dagegen waren die Gesamt-α-Aktivitätsgehalte im Fischfleisch mit 0 bis 0,6 pCi/g Asche sehr niedrig.

Tab. 4:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätsgehalt in Fischen aus der Donau bei Zwentendorf von 1979 bis 1984

Fischart u. Material	Jahr	$\bar{A}_ß \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
		in pCi/g Asche							
Nasen, Aiteln	1979								
Fleisch		226,7 ± 1,8	222,0	234,0	227,5	0 ± 1,0	0,1 ± 0,4	0	0,6
Skelett		10,7 ± 0,5	9,2	13,2	7,5	3,2 ± 0,5	2,3 ± 0,8	1,3	3,4
Haut+Schuppen		17,9 ± 0,6	13,9	23,5	14,7	3,2 ± 0,6	2,7 ± 0,8	0,2	5,7
Nase	1983								
Fleisch		159,0 ± 1,6			144,3	14,7 ± 1,6	1,4 ± 0,7		
Skelett		2,5 ± 0,5			1,0	1,5 ± 0,5	1,7 ± 0,7		
Haut+Schuppen		11,1 ± 0,6			8,4	2,7 ± 0,6	3,1 ± 0,8		
Barbe	1984								
Fleisch		181,9 ± 1,8			159,8	22,1 ± 1,8	1,0 ± 0,9		
Skelett		1,8 ± 0,8			2,6	0	2,1 ± 0,9		
Haut+Schuppen		11,9 ± 0,8			8,7	3,2 ± 0,8	1,6 ± 1,0		
Innereien		124,8 ± 1,4			88,3	36,5 ± 1,4	2,3 ± 0,9		

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

3.2.3.2. Fischskelett

Im Fischskelett, das größtenteils aus Kalziumverbindungen aufgebaut ist und daher vorrangig das dem Ca chemisch verwandte Radionuklid Sr-90 anreichert, unterschieden sich indessen sämtliche Aktivitätswerte kaum von jenen der Jahre 1975 bis 1978, waren aber niedriger als 1973/74. Die Rest-ß-Aktivität bewegte sich durchschnittlich zwischen 0 und 3,2 pCi/g Asche, die Gesamt-α-Aktivität zwischen 0 und maximal 3,4 pCi/g Asche.

3.2.3.3. Haut und Schuppen sowie Innereien

In Haut und Schuppen der Fische war infolge der höheren natürlichen Kaliumaktivität erwartungsgemäß der Gesamt-ß-Aktivitätsgehalt aber auch der Gesamt-α-Aktivitätsgehalt etwas höher als im Skelett. Dennoch blieb die Rest-ß-Aktivität mit durchschnittlich 2,7 bis 3,2 pCi/g Asche parallel zur rückläufigen Falloutaktivität unter den Meßwerten der Jahre 1973 bis 1978, während die Gesamt-α-Aktivität mit 0,2 bis 5,7 pCi/g Asche von der gleichen Größenordnung wie in den Vorjahren war.

Zum Unterschied von Fischfleisch, Skelett und Haut ist in den Innereien mit 36,5 $\pm$ 1,4 pCi/g Asche ein verhältnismäßig hoher Rest-ß-Aktivitätsgehalt, der auf eine beträchtliche Anreicherung von Radionukliden hinweist, festgestellt worden. Im Gegensatz dazu war der Gesamt-α-Aktivitätsgehalt mit 2,3 $\pm$ 0,9 mit jenem der übrigen Fischorgane durchaus vergleichbar.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

3.3. Aktivitätskonzentration im Grundwasser des Tullnerfeldes

Charakteristisch für das Grundwasser des landwirtschaftlich intensiv bearbeiteten Tullnerfeldes ist sein offensichtlich auf Düngung zurückzuführender und insbesondere bei oberflächennahem Grundwasserspiegel örtlich teils extrem hoher Kaliumgehalt und seine entsprechend hohe Kaliumaktivitätskonzentration.

In den sieben überprüften Grundwasserversorgungsanlagen zum Vergleich mit früheren Publikationen kurz G 2 bis G 8 bezeichnet streute die Kaliumaktivitätskonzentration während der Jahre 1979 bis 1984 mit einer Ausnahme zwischen 3,0 pCi/l in der Trinkwasserversorgungsanlage G 8 der Stadt Tulln und 14,6 pCi/l in der Trinkwasserversorgungsanlage G 3 in Neustift im Felde (Tab.5 bis 11) Wesentlich ist, daß innerhalb einer Brunnenanlage die Jahresmittelwerte der Kaliumaktivitätskonzentration seit Beobachtungsbeginn im Jahre 1973 im allgemeinen nur geringe Schwankungen aufwiesen, wie beispielsweise von 1979 bis 1984 zwischen 3,2 und 4,2 pCi/l in der Trinkwasserversorgungsanlage G 8 der Stadt Tulln (Tab. 11) oder zwischen 12,3 und 14,0 pCi/l in der Trinkwasserversorgungsanlage G 3 in Neustift im Felde (Tab.6) oder zwischen 4,8 und 5,6 pCi/l im Nutzwasserbrunnen der Tullner Zuckerfabrik AG (Tab. 10) Dieses gleichmäßige Verhalten wurde nur durch wenige und durchwegs erklärbare Ausnahmen unterbrochen. Dazu zählt vor allem der im Hofbrunnen G 6 in Pischelsdorf Nr. 18 für 1980 ermittelte stark erhöhte Kaliumwert von 14,1 gegenüber normal 4,0 bis 7,3 pCi/l (Tab. 9), der durch Grabungsarbeiten im Hof und die Errichtung eines Neubaues bedingt war Für den im Trinkwasserbrunnen G 4 beim Forsthaus

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Eleonorenheim für 1981 ermittelten Kaliumwert von 11,3 gegenüber normal 3,8 bis 7,0 pCi/l (Tab. 7) war die Ursache im Offenhalten des Brunnenschachtes und der damit verbundenen kurzfristigen Verunreinigung durch Laubfall u.a. zu suchen.

Trotz des relativ hohen Kaliumgehaltes erreichte die Rest-ß-Aktivitätskonzentration im Grundwasser während der Jahre 1979 bis 1984 nur 0 bis maximal 3,2 pCi/l und blieb damit weit unter der höchst zulässigen Konzentration (HZK) von 33 pCi/l für ein beliebiges Gemisch von Beta-Strahlern im Trinkwasser. Überraschend scheint, daß die Rest-ß-Aktivität im Grundwasser fallweise höher als im Oberflächenwasser der Donau war, obwohl Grundwasser durch eine mehr oder weniger dicke Boden- und Sedimentschicht vor direkten Umwelteinflüssen geschützt ist. Offensichtlich ist wegen des Stopps der Kernwaffenversuche im Jahr 1980 die Aktivitätskonzentration im Oberflächenwasser schon nahezu auf den natürlichen Pegel abgesunken, während die in der Bodenschicht angereicherte Radioaktivität mit Verzögerung noch immer in das Grundwasser eingeschwemmt wurde.

Mit durchschnittlich 0 bis 3,5 pCi/l bewegte sich auch die Gesamt-α-Aktivitätskonzentration des Grundwassers im Tullnerfeld vorherrschend weit unter und in wenigen Fällen nahe der höchstzulässigen Konzentration (HZK) von 3,3 pCi/l für ein beliebiges, d.h. unbekanntes Gemisch von Alpha-Strahlern im Trinkwasser. Nur in der Trinkwasserversorgungsanlage G 3 in Neustift im Felde sind ab Mai 1984 dreimal Gesamt-α-Werte zwischen 6,5 und maximal 7,7 pCi/l und von durchschnittlich 5,7 $\pm$ 1,1 pCi/l, also anscheinend über der Trinkwassertoleranz-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

konzentration verzeichnet worden. Dieser ab Mai 1984 beobachtete Aktivitätsanstieg dürfte teilweise durch Verunreinigungen im Zuge vorangegangener Erdarbeiten bei der Erweiterung der Pumpenanlagen der Trinkwasserversorgung G 3, teilweise aber auch durch Einschwemmung phosphathältiger Düngemittel (5) verursacht worden sein. Die Einschwemmung phosphathältiger Düngemittel mit geringen Mengen an chemisch gebundenem Uran in das Grundwasser bietet sich auch als einzig plausible Erklärung für die eher unerwartet hohen aber innerhalb der statistischen Fehlergrenzen durchaus tolerierbaren vereinzelten Gesamt-α-Aktivitätsmaxima bis zu 5,1 $\pm$ 1,1 pCi/l in der Trinkwasserversorgungsanlage G 8 der Stadt Tulln (Tab. 11) an. Da mit Sicherheit angenommen werden darf, daß die Aktivitätserhöhung nicht allein dem stark radiotoxischen Ra-226 zuzuschreiben war, liegt keine Überschreitung der Toleranzkonzentration im Trinkwasser und somit gewiß keine Strahlengefährdung vor.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tab. 5:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätskonzentration in der Trinkwasserversorgungsanlage G 2 im Schulhaus von Maria Ponsee von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_\beta \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
				in pCi/l				
1979	7,9 ± 0,3	7,5	8,5	8,3	0	0,8 ± 0,4	0,5	1,0
1980	7,7 ± 0,3	7,2	8,4	7,9	0 ± 0,1	0,7 ± 0,5	0	1,9
1981	8,0 ± 0,3	7,3 ±	8,5	7,9	0,1 ± 0,3	0,2 ± 0,5	0,2	0,3
1982	7,9 ± 0,3	7,4	8,7	8,0	0 ± 0,2	0,7 ± 0,4	0	2,0
1983	7,2 ± 0,3	6,7	7,4	7,2	0 ± 0,3	0,8 ± 0,7	0,3	1,6
1984	7,7 ± 0,3	7,1	8,2	7,6	0,1 ± 0,3	1,9 ± 0,7	1,6	2,1

Tab. 6:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivittäskonzentration in der Trinkwasserversorgungsanlage G 3 in Neustift im Felde (Wagram) von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_\beta \pm 1{,}96\sigma$	A_{min} - A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min} - A_{max}
			in pCi/l			
1979	15,5 ± 0,4	13,8 16,8	13,6	1,9 ± 0,4	2,2 ± 0,6	0 3,7
1980	14,4 ± 0,5	13,7 15,0	13,6	0,8 ± 0,5	0,5 ± 0,8	0,2 0,7
1981	14,6 ± 0,4	12,6 16,1	14,0	0,6 ± 0,4	2,2 ± 0,5	0 4,4
1982	13,0 ± 0,4	12,5 13,6	13,1	0 ± 0,3	2,1 ± 0,8	1,2 2,8
1983	12,8 ± 0,4	11,9 14,5	12,3	0,5 ± 0,4	0,8 ± 1,0	0,3 1,3
1984	13,8 ± 0,4	13,5 14,1	13,8	0 ± 0,4	5,7 ± 1,1	1,7 7,7

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tab. 7:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätskonzentration in der Trinkwasserversorgungsanlage G 4 Forsthaus Eleonorenheim von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_\beta \pm 1{,}96\sigma$	A_{min} - A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
			in pCi/l				
1979	5,6 ± 0,3	4,6 6,2	5,8	0 ± 0,1	0,1 ± 0,3	0	0,3
1980	6,0 ± 0,3	5,5 6,8	6,1	0 ± 0,2	0,1 ± 0,3	0	0,2
1981	11,5 ± 0,4	5,2 -23,4	11,3	0,2 ± 0,4	0,3 ± 0,3	0	0,6
1982	6,8 ± 0,3	4,9 8,4	7,0	0 ± 0,1	0,4 ± 0,3	0	1,1
1983	3.9 ± 0,3	3,4 4,3	4,0	0 ± 0,2	0,5 ± 0,4	0	1,4
1984	3,7 ± 0,3	3,5 3,8	3,8	0 ± 0,2	0,6 ± 0,7	0,2	0,9

Tab. 8:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätskonzentration in der Trinkwasserversorgungsanlage G 5 der Schule in Zwentendorf von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_\beta \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
				in pCi/l				
1979	5,5 ± 0,3	4,0	6,5	5,4	0,1 ± 0,3	0,9 ± 0,5	0,3	1,7
1980	5,9 ± 0,3	5,0	6,7	6,0	0 ± 0,2	0,4 ± 0,4	0	0,7
1981	8,7 ± 0,3	5,6	-14,3	8,6	0,1 ± 0,3	0 ± 0,2	0	0,1
1982	4,8 ± 0,3	4,4	5,2	5,0	0 ± 0,1	0,6 ± 0,5	0	1,8
1983	4,5 ± 0,3	3,6	5,0	4,6	0 ± 0,2	0,2 ± 0,4	0	0,5
1984	4,0 ± 0,3	3,9	4,2	4,1	0 ± 0,2	1,3 ± 0,7	0,3	2,1

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tab. 9:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätskonzentration im Hofbrunnen G 6 in Pischelsdorf Nr. 18 von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_\beta \pm 1{,}96\sigma$	A_{min} - A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
	in pCi/l						
1979	7,2 ± 0,3	6,7 7,5	7,3	0 ± 0,2	0,4 ± 0,3	0	1,0
1980	14,5 ± 0,4	7,7 -26,6	14,1	0,4 ± 0,4	1,0 ± 0,5	0	1,6
1981	6,3 ± 0,3	5,2 7,8	6,1	0,2 ± 0,3	0,4 ± 0,4	0	0,7
1982	5,8 ± 0,3	4,1 7,6	6,1	0	0,8 ± 0,5	0	2,0
1983	3,7 ± 0,3	3,5 3,9	4,0	0	0,2 ± 0,4	0	0,3
1984	4,4 ± 0,3	3,5 6,2	4,6	0 ± 0,1	0,6 ± 0,8	0,1	1,0

Tab. 10:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätskonzentration im Nutzwasserbrunnen G 7 der Tullner Zuckerfabrik AG von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_\beta \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
				in pCi/l				
1979	6,1 ± 0,3	6,0	6,3	5,6	0,5 ± 0,3	0,9 ± 0,3	0	1,7
1980	5,2 ± 0,3	5,0	5,6	4,8	0,4 ± 0,3	0,5 ± 0,4	0	0,8
1981	5,6 ± 0,3	5,3	6,1	5,2	0,4 ± 0,3	0 ± 0,1	0	0,1
1982	5,1 ± 0,3	4,9	5,6	5,3	0 ± 0,1	0,1 ± 0,5	0	0,2
1983	4,8 ± 0,3	4,1	5,4	5,0	0 ± 0,1	0,7 ± 0,7	0	1,4
1984	5,2 ± 0,3	4,6	5,6	5,1	0,1 ± 0,3	0,9 ± 0,7	0,1	2,7

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tab. 11:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätskonzentration in der Trinkwasserversorgungsanlage G 8 der Stadt Tulln von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_\beta \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
				in pCi/l				
1979	3,8 ± 0,3	3,0	4,3	3,5	0,3 ± 0,3	0,7 ± 0,7	0,2	1,6
1980	3,1 ± 0,3	2,8	3,5	3,2	0 ± 0,2	0,6 ± 0,4	0	1,2
1981	3,7 ± 0,3	3,5	4,1	3,7	0 ± 0,3	0,5 ± 0,5	0	0,7
1982	3,8 ± 0,3	3,3	4,1	4,0	0 ± 0,1	3,5 ± 1,2	1,7	4,4
1983	3,9 ± 0,3	3,8	4,0	4,2	0	1,0 ± 1,0	0	2,0
1984	4,1 ± 0,3	3,7	4,5	4,1	0 ± 0,3	3,4 ± 1,1	1,3	5,1

3.4. Aktivitätsgehalt in Böden und im Bodenbewuchs

Der Boden mit seinem Pflanzenbewuchs bildet den Anfang der biologischen Nahrungskette und ist deshalb radioökologisch von großem Interesse. Die Hauptfunktion der Kulturböden besteht darin, Wasser und Nährstoffe zu speichern und sie an die Wurzeln des Pflanzenmaterials weiterzugeben. Dies ist neben der direkten Aufnahme aus Luft und Niederschlag der wichtigste Weg, auf dem die Anreicherung von Radionukliden im Boden und Bodenbewuchs vor sich geht.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

3.4.1. Bodenproben

Die in der Umgebung von Zwentendorf im Zeitraum 1979 bis 1984 aus zwei Schichttiefen (0 2 und 2 10 cm) entnommenen Bodenproben zeichneten sich generell durch einen verhältnismäßig geringen Kaliumaktivitätsgehalt, einen wesentlich höheren Rest-ß- und einen überdurchschnittlich hohen Gesamt-α-Aktivitätsgehalt aus (Tab.12) In 0 2 cm Bodentiefe betrug die K-40-Aktivität im Jahresmittel 3,1 bis 5,1 pCi/g Asche, die Rest-ß-Aktivität 12,8 bis 16,9 pCi/g Asche und die Gesamt-α-Aktivität 26,1 bis 38,9 pCi/g Asche. Für den Rest-ß-Aktivitätsgehalt wurden maximal 18,8 $\pm$ 0,6 pCi/g Asche im Jahr 1983 und für die Gesamt-α-Aktivität maximal 42,5 $\pm$ 2,2 pCi/g Asche im Jahr 1984 gemessen. In 2 10 cm Bodentiefe entfielen auf die K-40-Aktivität im Jahresmittel 3,0 bis 5,1 pCi/g Asche, auf die Rest-ß-Aktivität entsprechend 13,0 bis 14,6 und maximal 17,4 $\pm$ 0,5 pCi/g Asche im Jahr 1983 und auf die Gesamt-α-Aktivität im Jahresmittel 26,4 bis 38,8 und maximal 43,7 $\pm$ 2,7 pCi/g Asche im Jahr 1984.

Die Meßergebnisse zeigen, daß einerseits im Verlauf eines Jahres die entsprechenden Aktivitätswerte ($\overline{A}_K$, $\overline{A}_R$, $\overline{A}_\alpha$) in der oberflächennahen (0 2 cm) und tieferen (2 10 cm) Bodenschicht kaum differierten, daß andererseits aber die Jahresmittelwerte der Rest-ß-Aktivität zwischen 1979 und 1984 zwar nur geringfügigen Schwankungen unterworfen waren, insgesamt aber seit 1975 (6) doch leicht und jene der Gesamt-α-Aktivität deutlich merkbar von 27,9 pCi/g Asche im Jahr 1979 auf 38,9 pCi/g Asche im Jahr 1984 angestiegen sind.

Zu erklären sind diese Werte durch das Zusammenwirken

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

vieler Faktoren wie der Vorgeschichte des Bodens, seiner Zusammensetzung, weiters mit der Tatsache, daß das Tullnerfeld intensiv bewirtschaftet wird, wobei die Bodenbearbeitung eine etwa 25 bis 30 cm dicke Bodenschicht erfaßt; hinzu kommen noch die Phosphatdüngung, der Stopp der atmosphärischen A-Tests im Jahr 1980 und das vorzügliche Anreicherungsvermögen von Böden und Sedimenten. Im Detail wird die relativ hohe Rest-ß-Aktivität im Boden überwiegend durch die dort vorhandenen natürlichen Beta-Strahler Pb-210 und Rb-87 die verhältnismäßig hohe Gesamt-α-Aktivität dagegen durch Po-210 und die übrigen natürlichen Alpha-Strahler der Zerfallsreihen des Urans, Thoriums und Actiniums bewirkt (5) Die allmähliche ganz leichte Zunahme der Rest-ß-Aktivität von 1975 bis 1984 läßt sich durch die Zufuhr von Spaltprodukten der 1980 beendeten Kernwaffenversuche in Verbindung mit dem hohen Anreicherungsvermögen im Boden und der wesentlich stärkere Anstieg der Gesamt-α-Aktivität vorwiegend durch die Anwendung von Phosphatdüngemitteln interpretieren. Dies wird erhärtet durch die Tatsache, daß für den Gesamt-α-Aktivitätsgehalt in ungedüngten Böden wie etwa am Uferhang des Rheins bei Lustenau in Vorarlberg (7) oder im Uferbereich des Grenzflusses Thaya bei Bernhardsthal, Niederösterreich (8) wesentlich niedrigere Gesamt-α-Aktivitätswerte registriert worden sind. Schließlich ist es einleuchtend, daß wegen der Bodenbearbeitung und des Stopps der A-Tests zwischen der oberflächennahen (0 2 cm) und tieferen Bodenschicht (2 10 cm) keine nennenswerte Aktivitätsunterschiede nachzuweisen waren.

Tab. 12:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätsgehalt von Bodenproben aus dem Raum Tullnerfeld bei Zwentendorf von 1979 bis 1984

Jahr	Entnahmetiefe cm		$\bar{A}_ß \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_\alpha \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
			in pCi/g Asche							
1979	0	2	18,7 ± 0,6	16,8	19,8	4,0	14,7 ± 0,6	28,1 ± 2,0	23,0	30,6
	2	10	18,1 ± 0,7	17,1	19,0	5,1	13,0 ± 0,7	27,9 ± 1,9	27,7	29,2
1980	0	2	19,0 ± 0,6	14,6	21,7	4,7	14,3 ± 0,6	27,0 ± 2,1	24,7	30,1
	2	10	17,6 ± 0,6	14,7	19,6	4,5	13,1 ± 0,6	26,4 ± 2,1	24,0	30,9
1981	0	2	17,9 ± 0,6	15,6	20,3	5,1	12,8 ± 0,6	26,1 ± 1,8	24,5	28,0
	2	10	18,0 ± 0,5	14,8	20,1	4,9	13,1 ± 0,5	27,0 ± 1,9	23,6	32,0
1982	0	2	19,1 ± 0,5	18,5	20,3	4,0	15,1 ± 0,5	34,5 ± 2,0	27,4	43,3
	2	10	18,1 ± 0,5	17,4	19,0	4,5	13,6 ± 0,5	28,8 ± 1,9	24,4	35,8
1983	0	2	20,0 ± 0,6	16,5	21,9	3,1	16,9 ± 0,6	38,7 ± 2,5	37,6	40,3
	2	10	17,6 ± 0,5	16,5	19,5	3,0	14,6 ± 0,5	37,0 ± 2,5	33,7	43,0
1984	0	2	18,6 ± 0,5	17,6	19,1	4,9	13,7 ± 0,5	38,9 ± 2,3	34,0	42,5
	2	10	17,7 + 0,4	17,5	17,9	4,2	13,5 ± 0,4	38,8 ± 2,4	36,3	43,7

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

3.4.2. Bodenbewuchs

Der Bodenbewuchs wurde stets gemeinsam mit den Bodenproben und auch von den gleichen Wiesen und Feldern im Ort Zwentendorf zwischen Kirche und Donau sowie auch über die gesamte Vegetationsperiode gesammelt. Da zur Erzielung guter Ernten abwechselnd verschiedene Grünfutterpflanzen angebaut werden, wurde das jeweils vorhandene Pflanzenmaterial wie Gras, Klee (Luzerne), Futterrübenblätter, Gerste und Durum-Weizen radiologisch ausgewertet (Tab. 13 und 14) In Abhängigkeit vom Probenmaterial, der Entnahmezeit und Düngung variierte die Gesamt-ß-Aktivität in den Jahren 1979 bis 1984 zwischen 55,2 und maximal 273,2 pCi/g Asche (Tab. 13); allerdings handelte es sich im ersten Fall um eine alte vertrocknete Grasprobe, die zwar am 22. März 1983 interessehalber entnommen worden war, aber noch der vorhergehenden Vegetationsperiode angehörte, während die zweite Grasprobe vom 16. April 1980, dem Beginn der Vegetation stammte. Allgemein sind Grasproben durch einen hohen Gesamt-ß-Aktivitätsgehalt gekennzeichnet, der überwiegend der natürlichen, bzw. durch Kalidüngung verstärkten K-40-Aktivität und zu einem geringen Teil auch im übrigen Grünfuttermaterial der natürlichen Rb-87-Aktivität zuzuordnen ist (5) Die einschließlich des Rb-87 verbleibende Rest-ß-Aktivität, in der sich neben anderen Umweltkomponenten der Fallout besonders rasch und intensiv auswirkt, war mit durchschnittlich 11,2 (1979) bis 26,3 pCi/g Asche (1984) für Gras wesentlich geringer als etwa im Jahr 1975 mit 65,4 pCi/g Asche, ließ aber parallel zu den Bodenproben eine leicht steigende Tendenz erkennen.

Im Klee, Durum-Weizen, in der Gerste und in den Rüben-

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

blättern waren sowohl die Gesamt-ß- als auch die Rest-ß-Aktivitätsgehalte fast durchwegs geringer als im Gras, nur 1982 erreichte die Rest-ß-Aktivität im Durum-Weizen 35,5 ± 1,6 pCi/g Asche.

An Gesamt-α-Aktivität wurden mit durchschnittlich 1,0 bis 5,3 und maximal 7,2 pCi/g Asche im Gras und durchschnittlich 0 bis 3,0 und maximal 4,1 pCi/g Asche in Rübenblättern, Klee, Gerste und Durum-Weizen verhältnismäßig niedrige Werte von der Größenordnung der Vorjahre und trotz Phosphatdüngung geringere Werte als an der Thaya (8) und am Rhein (7) vermerkt.

Ein äußerst interessantes Phänomen ist bei der Untersuchung alter Grasproben, die über den Winter auf dem Felde geblieben waren, beobachtet worden. Es ist dies ihr überdurchschnittlich hoher Gesamt-α-Aktivitätsgehalt von 11,0 bis 19,7 pCi/g Asche (Tab. 13), der durch den Hausbrand, insbesondere die Verheizung von Kohle hervorgerufen wird, die bekannterweise in geringen Mengen Uranerze und Radium enthalten kann.

Tab. 13:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätsgehalt von Grasproben aus dem Raum Tullnerfeld bei Zwentendorf von 1979 bis 1984

Jahr	$\bar{A}_{ß} \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_{\alpha} \pm \sigma$	A_{min}	A_{max}
			in	pCi/g	Asche			
1979	200,5 ± 1,9	172,8	248,9	189,3	11,2 ± 1,9	3,8 ± 0,9	0,4	7,2
1980	226,0 ± 2,0	146,5	273,2	212,2	13,8 ± 2,0	2,5 ± 0,9	1,3	5,4
1981	228,2 ± 1,9	212,5	248,6	212,3	15,9 ± 1,9	1,4 ± 0,9	0,3	3,3
1982	194,8 ± 1,4	148,7	257,9	179,2	15,6 ± 1,4	1,5 ± 0,7	0,4	3,8
1983	205,5 ± 1,7	174,5	227,3	187,1	18,4 ± 1,7	5,3 ± 1,3	4,2	6,5
III/1983*	55,2 ± 0,9			31,8	23,4 ± 0,9		11,0 ± 1,5	
1984	210,7 ± 1,6	180,9	240,5	184,4	26,3 ± 1,6	1,0 ± 0,5	0	1,9
III/1984*	141,7 ± 1,4			121,8	19,9 ± 1,4		19,7 ± 1,8	

* altes Gras vom Vorjahr

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

Tab. 14:

Gesamt-ß-, Kalium-, Rest-ß- und Gesamt-α-Aktivitätsgehalt in Grünfutterproben aus dem Raum Tullnerfeld von 1979 bis 1984

Proben-material	Jahr	$\bar{A}_{ß} \pm 1{,}96\sigma$	A_{min}	A_{max}	$\bar{A}_K$	$\bar{A}_R \pm 1{,}96\sigma$	$\bar{A}_{\alpha}$	σ	A_{min}	A_{max}
		in pCi/g Asche								
Klee	1979	174,4 ± 1,8	147,4	199,9	164,3	10,1 ± 1,8	2,5 ± 0,9		1,1	3,4
Rübenblätter		169,3 ± 1,8			156,7	12,6 ± 1,8	4,1 ± 1,0			
Klee	1980	197,3 ± 1,9	193,3	201,3	191,1	6,2 ± 1,9	1,4 ± 0,8		1,3	1,5
Rübenblätter		207,1 ± 1,8	198,5	215,6	200,6	6,5 ± 1,8	3,0 ± 0,9		2,4	3,5
Gerste		140,0 ± 1,8			134,6	5,4 ± 1,8	1,5 ± 0,8			
Klee	1982	148,7 ± 1,2			141,3	7,4 ± 1,2	0,4 ± 0,5			
Rübenblätter		162,6 ± 1,3			159,9	2,7 ± 1,3	0,4 ± 0,7			
Durum-Weizen		257,9 ± 1,6			222,4	35,5 ± 1,6	1,1 ± 0,6			
Klee	1984	183,4 ± 1,4	146,7	220,0	182,5	0,9 ± 0,4	1,6 ± 0,6		0	3,1
Durum-Weizen		249,4 ± 1,7			238,7	10,7 ± 1,7	0			

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

4. Zusammenfassung

Die im Zeitabschnitt 1979 bis 1984 bei Zwentendorf an der Donau, Niederösterreich, durchgeführten Untersuchungen haben ergeben, daß die Radioaktivität in der Donau und ihren Wasserorganismen, aber auch im begleitenden Grundwasserstrom sowie in Bodenproben und im Bodenbewuchs im wesentlichen durch die natürliche Radioaktivität und die nur mehr geringe restliche Falloutaktivität verursacht worden ist. Im Donauwasser war die Aktivitätskonzentration äußerst niedrig, fast auf den natürlichen Aktivitätspegel zurückgegangen und die höchst zulässige Konzentration (HZK) für ein beliebiges Gemisch von Alpha-, Beta- und Gammastrahlern wurde stets weit unterboten. Auch im Grundwasser des Tullnerfeldes ist trotz vereinzelter erhöhter Gesamt-α-Werte, die aufgrund der dort üblichen Bodenbearbeitung mit phosphathältigen Düngemitteln aufgetreten sind, die Toleranzkonzentration für Trinkwasser prinzipiell nicht überschritten worden. Unter den Wasserorganismen der Donau sind Seston und Wassermoos mit ihren teils überdurchschnittlich hohen Gesamt-α-Aktivitätswerten aufgefallen, die möglicherweise durch flußaufwärts eingeleitete Betriebsabwässer hervorgerufen worden sein könnten. Dagegen waren in den Fischorganen ähnliche Werte wie in den Vorjahren zu verzeichnen. Bemerkenswert war auch ein leichter Anstieg der Gesamt-α-Aktivität in Bodenproben, der gleichfalls auf die Phosphatdüngung zurückzuführen ist, die sich jedoch keineswegs im Gras, Klee, Weizen, in Gerste oder Rübenblättern auswirkte. Im Gegensatz dazu konnte aber in alten, über den Winter auf dem Felde verbliebenen Grasproben eindeutig eine durch den Hausbrand bedingte stark erhöhte Gesamt-α-Aktivität nachgewiesen werden.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

SUMMARY

Analysis (measurements) of the radioactivity in the Danube area near Tulln (Lower Austria).

Measurements of radioactivity in the Danube, in its freshwater organisms, in the groundwater, in soil and in the vegetation cover between 1979 and 1984 near Zwentendorf, N.Ö. have shown that the activity originates primarily from natural sources and from the remaining low radioactive fall-out. The activity of the water samples from the Danube was extremly low, almost at natural levels, and well below the upper limits for any mixture of α-, ß- and γ-rays. Concentrations in the groundwater of the Tullnerfeld generally never reached the maximum tolerable activity for drinking water, also some of the total α-activity exceeded limits at times due to the use of phosphate-fertilizers. Seston and water masses have noticably high total-α activities possibly due to individual waste waters from upstream. Activity levels in various organs of fish were similar as in previous years. Soil samples showed a slight increase of total-α-activity due to phosphate-fertilization. This did not affect grass, clover, wheat, barley or the leaves of sugar-beet. Contrary to this, relatively high total-α-activity levels were observed in samples from old, overwintering grass due to fuel burning.

Literatur

(1) FRANTZ,A. (1966) Die Radioaktivität der Donau.- Limnologie der Donau Lfg.2, 84-96; E.Schweizerbart'scher Verlag, Stuttgart.

© Bundesamt für Wasserwirtschaft, download www.zobodat.at

(2) FRANTZ,A. (1967): Die Radioaktivität in der österreichischen Donau.- Arch Hydrobiol Suppl XXX (Donauforschung II), 4, 340-363.

(3) FRANTZ,A., WANDERER,E. (1974): Die Umweltbedingungen für das erste österreichische Kernkraftwerk.- Wasser und Abwasser Bd. 1974, 9-28.

(4) FRANTZ,A. (1977): Radiologische Arbeitsmethoden der Bundesanstalt für Wassergüte in der Umgebungsüberwachung.- Tagungsbericht der 3. Informationstagung der ÖSRAD am 2.Juni 1977, GTI-Arsenal,Wien.

(5) FRANTZ,A. WANDERER,E. (1978) Radioaktivität in Böden, Düngemitteln und Bodenbewuchs.- Wasser und Abwasser Bd.21, 9-33.

(6) FRANTZ,A. (1979) Radioaktivitätsmessungen der Bundesanstalt für Wassergüte im Donauraum 1975-1978.- Tagungsbericht der 5. Informationstagung der ÖSRAD am 20.Juni 1979, GTI-Arsenal, Wien.

(7) (1982) Die Radioaktivität im österreichischen Abschnitt von Rhein und Bodensee von 1960-1980.- Öst Wasserw 34.Jg. 260-268.

(8) (1984): Die Radioaktivität in der Thaya und March von 1979-1983 vor Inbetriebnahme des ČSSR-Kernkraftwerkes Dukovany/Iglau.- Wasser und Abwasser Bd.28, 71-104.

(9) TSCHIRF,E. (1974): Unveröffentlichte Meßberichte zur Beweissicherung für das Kernkraftwerk Tullnerfeld.- Atominstitut d. Öst.Univ.Wien.

Anschrift des Verfassers: Hofr.Dr. Anny FRANTZ, vormals Leiterin der Abteilung Radiologie der Bundesanstalt für Wassergüte, A-1223 Wien.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Wasser und Abwasser

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: 1986

Autor(en)/Author(s): Frantz Anny

Artikel/Article: Umweltradioaktivität im Donauraum - Tullnerfeld von 1979 bis 1984 511-540