

A környezeti radioaktív szennyeződés alakulása Győr-Sopron megyében 1976 – 80 között

SEBESTYÉN RÓBERT és SIX LÁSZLÓ

Megyei Állategészségügyi és Élelmiszer Ellenőrző Állomás, Győr

Érkezett: 1982. szeptember 3.

Bevezetés

Az embert különböző forrásokból évente átlagosan érő mintegy 1,3 – 1,8 mSv sugárdózisnak 55 – 70%-a természetes, további 30 – 45%-a mesterséges eredetű. Bár egyre növekszik a radioaktív nuklidok orvosi felhasználása a diagnosztikában és a terápiában, egyre fokozódik a világ energiaigényének atomenergiával történő kielégítése és a radioaktív anyagok ipari felhasználása, a mesterséges eredetű sugárforrások közül legnagyobb jelentőségűek az atomfegyver-kísérletekből származó hasadási termékek, illetve ezek bomlástermékei (1, 2). A fegyverkísérletek és az esetleges nukleáris balesetek bioszférát szennyező, ezáltal a táplálkozási láncon keresztül az embert veszélyeztető hatásmechanizmusát nem részletezzük, helyette a kérdést részletesen tárgyaló irodalomra utalunk (2 – 4).

Mivel az ionizáló sugárzásra vonatkozóan egészséget károsító küszöbdózis nem állapítható meg, a környezeti sugárszennyezettség mértékéről rendszeresen adatokat kell gyűjteni. Győr-Sopron megyében a Megyei Állategészségügyi és Élelmiszer Ellenőrző Állomáson (korábban: Megyei Élelmiszer Ellenőrző és Vegyvizsgáló Intézet) 1967. óta végeznek rendszeres radiológiai vizsgálatokat.

A kezdeti évek vizsgálati eredményeiről Szabolcs és társai (6) számoltak be, a későbbi évek eredményeiről Szabó A. közölt számos dolgozatot. Ezek egyikében (7) részletesen elemzi a radioaktív szennyezettség mértékét befolyásoló tényezők hatását általában véve, valamint Győr-Sopron megye területére vonatkozóan. Jelen dolgozatunkban a környezeti radioaktív szennyeződés 1976 – 80. közötti alakulását ismertetjük.

Vizsgálati anyagok és módszerek

Az alábbiakban azoknak a növényi és állati eredetű mintáknak a vizsgálati eredményeit közöljük és elemezzük, amelyek az 1976 – 80. közötti években mindvégig vizsgálatra kerültek. A növényi minták körét ezek alapján a főzeléknövények (paraj, sóska, saláta) és a takarmány, az állati eredetű minták körét pedig az állati (növendékmarha, borjú, juh) csontok, a tej, valamint a halak alkotják. A fenti mintaféleségek jelentőségét a sugárszennyezettség indikálásában az irodalom részletesen tárgyalja (3).

A tej- és takarmányminták a győri Új Kalász Termelőszövetkezetből származtak. Minden esetben a tejmintavétel idején etetett takarmányt vizsgáltuk.

A takarmányminták túlnyomó többsége szálastakarmány volt, de az előbbi szabály következtében néhány silótakarmány és répaszelet minta is vizsgálatra került.

A főzeléknövények (vagy másszóval indikátornövények) mintázását Győrött, Mosonmagyaróváron és Sopronban végeztük, évente két alkalommal: a tavaszi és az őszi időszakban.

Az állati csontokat a mosonmagyaróvári Lajta-Hansági Állami Gazdaság Húsiüzeméből szereztük be. Növendékmарha bordát (costa), combcsontot (femur) és lábközépcsontot (metacarpus), illetve borjú és juh lábközépcsontot (metacarpus) vizsgáltunk.

Halmintáinkat a győri Duna-ágból, a Fertő-tóból, illetve a tatai halastóból biztosítottuk. Győrből balint, Sopronból és Tataról pontyot vizsgáltunk.

A mintaelőkészítés és -feldolgozás műveleteit, valamint a kémiai vizsgálatok és leválasztások módszerleírásait a radiológiai módszerkönyvek tartalmazzák (3–5). Itt jegyezzük meg, hogy a ^{90}Sr -frakció leválasztása 1978-tól, a ^{137}Cs -frakció leválasztása pedig 1980-tól vált rendszeres vizsgálatá. E két módszernek a rutin-szerű vizsgálati gyakorlatba történő bevezetése előtt a minták stroncium-, illetve cézium-szennyezettségére csupán a fémionfrakció aktivitásából, illetve az úgynevezett maradékaktivitásból lehetett következtetni.

Vizsgálati eredmények

Vizsgálati eredményeinket az 1–8. táblázatokban foglaljuk össze. Az aktivitási értékeket általában 1 g szárazanyagra vonatkoztatva adjuk meg, az ettől eltérő vonatkoztatási alapot külön megjelöljük. A fémionfrakció és a ^{90}Sr -frakció aktivitását 1 g kalciumra, a ^{137}Cs -frakció aktivitását pedig 1 g káliumra vonatkoztatva is megadjuk. Bár ma még ezek az értékek elfogadottak e két nuklidnak a táplálkozási lánc egyes lépcsőiben bekövetkező koncentrálódásának, illetve hígulásának nyomon követésére, véleményünk szerint jellemzőbb értékekhez jutnánk abban az esetben, ha a ^{90}Sr és ^{137}Cs aktivitását magának a stronciumnak, illetve a céziumnak a tömegegységére vonatkoztatnánk. Az atomabszorpciós spektrofotometria és a lángemissziós fotometria – a zavaró hatások sikeres kiküszöbölése esetén – érzékeny és pontos meghatározási lehetőséget jelent a stronciumra és céziumra nézve is (8–10).

A táblázatok oszlopaiban zárójelben szereplő százalékos értékek azt fejezik ki, hogy az ott megadott aktivitás a fajlagos összes β -aktivitásnak mekkora hányadát teszi ki.

Az eredmények értékelése

Az 1. táblázat adataiból jól látható, hogy a tej β -ugárszennyezettsége egészen szűk határok között változott. A természetes eredetű szennyezettséget okozó radionuklidok közül a (mennyiségénél fogva) legjelentősebb ^{40}K izotóp aktivitása az összes β -aktivitásnak kb. 85%-át teszi ki. A mesterséges eredetű szennyezettséget reprezentáló fémionfrakció aktivitásnak és maradékaktivitásnak az összes aktivitásban foglalt hányadát vizsgálva kitűnik, hogy a fémionfrakció aktivitásának aránya 1980-ban jelentősebben megemelkedett. Erre az emelkedésre a takarmány fémionfrakció aktivitás-hányadának értéke nem ad magyarázatot, hiszen a korábbi évekhez viszonyítva ez az érték 1979-ben és 1980-ban csökkenést mutat. Ha a ^{90}Sr -aktivitást és a ^{137}Cs -aktivitást összevetjük a fémionaktivitással, illetve a maradékaktivitással, láthatjuk, hogy a korábbi években igen durva közelítést jelentett e két nuklid aktivitásának a fenti frakciók aktivitásával történő jellemzése.

1. táblázat

A tej sugárszennyezettségének alakulása 1976 – 80. között

Év	Összes β	^{40}K	Fémionfrakció		Maradék		$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$		^{137}Cs			
	a k t í v í t á s											
	mBq/100 g tej			mBq/g Ca	mBq/100 g tej		mBq/g Ca	mBq/100 g tej		mBq/g K		
1976	4928,4	4121,8	(83,6)	51,8	(1,1)	—	806,6	(16,4)	—	—	—	—
1977	4884,0	4177,3	(85,8)	22,2	(0,5)	—	710,4	(14,6)	—	—	—	—
1978	4576,9	3811,0	(83,3)	37,0	(0,8)	499,5	—	—	—	—	—	—
1979	5183,2	4505,8	(86,9)	32,8	(0,6)	254,2	—	18,0	(0,4)	366,4	—	—
1980	4867,0	4088,9	(84,0)	102,2	(2,1)	892,5	—	23,8	(0,5)	208,1	86,0	(1,8) 688,2

Ø = Nem mutatható ki.

2. táblázat

A takarmány sugárszennyezettségének alakulása 1976 – 80. között

Év	Összes β	^{40}K	Fémionfrakció		Maradék		$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$		^{137}Cs		
	a k t í v í t á s										
	mBq/g szárazanyag			mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag		mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag	mBq/g K		
1976	765,9	584,6	(76,3)	55,5	(7,3)	—	177,6	(23,2)	—	—	
1977	773,3	584,6	(75,6)	107,3	(13,9)	—	192,4	(24,9)	—	—	
1978	906,5	677,1	(74,7)	92,5	(10,2)	11540,3	—	7,4	(0,8)	865,8	
1979	899,0	721,5	(80,3)	43,5	(4,8)	4793,2	—	13,7	(1,5)	1471,5	
1980	776,8	656,8	(84,6)	39,9	(5,1)	3553,7	—	14,3	(1,8)	1174,8	
									4,9	(0,6)	272,2

A paraj sugárszennyezettségének alakulása 1976 – 80. között

Év/Minta- vétel helye	Összes β	^{40}K	Fémionfrakció		Maradék	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$		^{137}Cs	
	a k t i v i t á s								
	mBq/g szárazanyag			mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag		mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag	mBq/g K
1976.									
Győr	2179,3	1716,8 (78,8)	159,1 (7,3)	—	462,5 (21,2)	} —	} —	} —	} —
Móvár.	2604,8	1983,2 (76,1)	159,1 (6,1)	—	621,6 (23,9)				
Sopron	3193,1	2664,0 (83,4)	255,3 (8,0)	—	529,1 (16,6)				
1977.									
Győr	3233,8	2597,4 (80,3)	151,7 (4,7)	—	636,4 (19,7)	} —	} —	} —	} —
Móvár.	2760,2	2416,1 (87,5)	136,9 (5,0)	—	344,1 (12,5)				
Sopron	2689,9	2112,7 (78,5)	273,8 (10,2)	—	573,5 (21,3)				
1978.									
Győr	1709,4	1258,0 (73,6)	125,8 (7,4)	4946,9	—	} 7,4 (0,3)	} 388,5	} —	} —
Móvár.	2482,7	2208,9 (89,0)	144,3 (5,8)	10748,5	—				
Sopron	2930,4	2405,0 (82,1)	166,5 (5,7)	12972,2	—				
1979.									
Győr	3680,8	2587,3 (70,3)	71,4 (1,9)	4517,2	—	} 20,3 (0,7)	} 1273,5	} —	} —
Móvár.	3104,9	2563,9 (82,6)	44,6 (1,4)	3664,5	—				
Sopron	2304,6	1878,3 (81,5)	70,5 (3,1)	4124,1	—				
1980.									
Győr	2180,9	1656,4 (76,0)	55,8 (2,6)	3324,6	—	} 18,3 (0,8)	} 919,0	} 31,7 (1,4)	} 676,5
Móvár.	2225,1	1664,3 (74,8)	71,4 (3,2)	4213,3	—				
Sopron	2279,0	2090,0 (91,7)	66,6 (2,9)	3925,0	—				

A sóska sugárszennyezettségének alakulása 1976 – 80. között

Év/Minta- vétel helye	Összes β	^{40}K	Fémionfrakció	Maradék	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	^{137}Cs						
	a k t i v i t á s											
	mBq/g szárazanyag			mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag	mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag	mBq/g K				
1976. Győr Móvár. Sopron	1572,5 1739,0 1631,7	1091,5 (69,4) 1250,6 (71,9) 1102,6 (67,6)	185,0 (11,8) 199,8 (11,5) 262,7 (16,1)	— — —	481,0 (30,6) 484,7 (27,9) 532,8 (32,7)	} —	} —	} —				
1977. Győr Móvár. Sopron	1676,1 1857,4 1883,3	1420,8 (84,8) 1642,8 (88,5) 1428,2 (75,8)	122,1 (7,3) 148,0 (8,0) 203,5 (10,8)	— — —	259,0 (15,5) 210,9 (11,4) 451,4 (24,0)				} —	} —	} —	
1978. Győr Móvár. Sopron	1842,6 1668,7 1827,8	1332,0 (72,3) 1102,6 (66,1) 1087,8 (59,5)	133,2 (7,2) 114,7 (6,9) 111,0 (6,1)	13845,4 8739,4 12335,8	— — —							} 7,4 (0,4)
1979. Győr Móvár. Sopron	1968,6 2014,5 1536,8	1848,4 (93,9) 1755,9 (87,2) 1326,1 (86,3)	31,3 (1,6) 74,9 (3,7) 87,5 (5,7)	4176,6 6797,9 5094,4	— — —	} 13,9 (0,8)	} 114,9	} —				
1980. Győr Móvár. Sopron	2139,4 2530,3 1946,5	1925,1 (90,0) 2127,2 (84,1) 1774,3 (91,2)	61,5 (2,9) 51,3 (2,0) 65,1 (3,3)	3595,9 2913,2 5485,9	— — —				} 15,2 (0,7)	} 917,1	} 29,7 (1,4)	

A takarmány sugárszennyezettségének alakulásáról (2. táblázat) megállapíthatjuk, hogy a vizsgált időszak utolsó két évében a természetes eredetű szennyezettség száralakos aránya megnövekedett, a fémionfrakció aktivitásának aránya pedig csökkent. A ^{90}Sr -aktivitás aránya magasabb, a ^{137}Cs -aktivitás aránya alacsonyabb, mint a tejben. Ez összhangban van azzal a tapasztalattal, hogy a takarmányhoz képest a tejben a ^{90}Sr -aktivitás hígulásával, míg a ^{137}Cs -aktivitás koncentrációjával számolhatunk (3–4).

Irodalmi adatok alapján összehasonlítást végezhetünk arról, hogy néhány európai országhoz képest milyen mértékű a tej, és a takarmány sugárszennyezett-sége a megye területén.

Miserez (11–12) adatai alapján megállapíthatjuk, hogy a svájci tej és takarmány összes β -aktivitásának éves átlagai általában alacsonyabbak, oxalát-aktivitásának (ez megfelel a mi fémionfrakció aktivitásunknak) és ^{90}Sr -aktivitásának éves átlagai pedig néhány kiugróan magas érték következtében általában magasabbak a mi vizsgálati eredményeinknél. Dominici (13) az olaszországi tejre vonatkozóan a miénknél 4–5-ször magasabb ^{90}Sr -aktivitást ad meg. Heine és Wiechen (14–15) a nyugatnémetországi tejre a mi vizsgálati eredményeinkkel jó egyezést mutató ^{90}Sr - és ^{137}Cs -aktivitási értékeket közöl.

A vizsgált főzeléknövények (3–5. táblázat) közül a legalacsonyabb szennyezettségű a sóska; összes β -aktivitása nem változott jelentősen az öt év folyamán. A paraj és a saláta összes β -aktivitása hasonló nagyságú, és a sóskaétől eltérően az öt év folyamán nagyobb ingadozásokat mutat. Mindhárom főzeléknövénynél kisebb-nagyobb eltéréseket okoz a minták származási helye, ezek az eltérések azonban nem egyértelműek, és nem konzekvensek. A természetes eredetű szennyezettség az összes szennyezettségnek általában 75–90%-át teszi ki. Ennek az aránynak az évenkénti ingadozását ebben az esetben is a minták eltérő káliumtartalma okozza. A fémionfrakció aktivitásokat vizsgálva azonnal látható, hogy 1976–78 között számottevően magasabb arányt foglaltak el az összes β -aktivitáson belül, mint a rákövetkező két évben. Ez egyértelműen az említett időszakban elvégzett kínai fegyverkísérletek hatásaival magyarázható. 1976–78 között Kína több kísérleti robbantást hajtott végre (16–18), amelyek közül is az 1976. november 17-én végrehajtott 4 Mt-ás robbantás a legjelentősebb. Aarkrog és társai (17) szerint ez a kísérleti robbantás a korábbi tapasztalatokkal ellentétben az első kihullási maximumot csak a robbantás utáni második évben okozta Dániában.

A főzeléknövények ^{90}Sr -aktivitásának aránya az összes β -aktivitáson belül 1% alatt van, de a ^{137}Cs -aktivitás aránya sem haladja meg jelentősen az 1%-ot. Megemlítjük, hogy finnországi adatok (18) szerint a salátában a ^{90}Sr -aktivitás megegyezik az általunk mért értékekkel, viszont a ^{137}Cs -aktivitás jelentősen alacsonyabb az általunk talált értéknél.

Az állati csontok esetében (6. táblázat) az aktivitási értékeknek az 1978 utáni emelkedése a vonatkoztatási alap megváltoztatásával magyarázható. 1978-ig az eredeti csont volt, 1979-től kezdve a csont szárazanyaga lett a vonatkoztatási alap. A táblázat adatai alapján jól látható, hogy az alkáliföldfém, illetve a ^{90}Sr -aktivitás aránya az összes β -aktivitáson belül jelentősen magasabb, mint más minták esetén. Ennek oka az, hogy a csontok magas kalciumtartalmúak, és köztudott, hogy a ^{90}Sr elsősorban olyan helyeken dúsul fel, ahol magas kalciumtartalommal számolhatunk.

A halak sugárszennyezettségének alakulását (7–8. táblázat) elemezve azonnal megállapítható, hogy a három mintavételi hely egyikén konzekvensen magas aktivitási értékek mérhetők. Ez az eltérés a halhús esetén is könnyen felfedezhető, de nagyon élesen kitűnik akkor, ha a halcsontok vizsgálati adatait vesszük szemügyre. Mivel a természetes eredetű szennyezettségnek az összes β -aktivitásban

A saláta sugárszennyezettségének alakulása 1976 – 80. között

Év/Minta- vétel helye	Összes β	^{40}K	Fémionfrakció		Maradék		$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$		^{137}Cs	
	a k t i v i t á s									
	mBq/g szárazanyag			mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag		mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag	mBq/g K	
1976										
Győr	2464,2	2020,2 (82,0)	233,1 (9,5)	—	440,3 (17,9)	}	}	}	}	}
Móvár.	2634,4	1846,3 (70,1)	296,0 (11,2)	—	788,1 (29,9)					
Sopron	2264,4	1650,2 (72,9)	303,4 (13,4)	—	614,2 (27,1)					
1977.										
Győr	1672,4	1528,1 (91,4)	66,6 (4,0)	—	148,0 (8,9)	}	}	}	}	}
Móvár.	2393,9	2097,9 (87,6)	125,8 (5,3)	—	296,0 (12,4)					
Sopron	2257,0	1883,3 (83,4)	181,3 (8,0)	—	373,7 (16,6)					
1978.										
Győr	2430,9	1827,8 (75,2)	111,0 (4,6)	8584,0	—	}	}	}	}	}
Móvár.	2005,4	1764,9 (88,0)	192,4 (9,6)	6948,6	—					
Sopron	2467,9	2194,1 (88,9)	62,9 (2,6)	6874,6	—					
1979.										
Győr	2419,5	2183,1 (90,2)	36,5 (1,5)	2879,2	—	}	}	}	}	}
Móvár.	2635,4	2363,6 (89,7)	31,7 (1,2)	3151,6	—					
Sopron	2591,5	2347,5 (90,6)	79,4 (3,1)	2949,1	—					
1980.										
Győr	2215,9	1977,6 (89,3)	85,3 (3,9)	4967,2	—	}	}	}	}	}
Móvár.	2786,0	2547,9 (91,5)	63,4 (2,3)	2774,1	—					
Sopron	2355,7	2159,9 (91,7)	105,9 (4,5)	6670,9	—					

Az állati csontok sugárszennyezettségének alakulása 1976–80. között

Csont fajtája/Év	Összes β	Fémionfrakció	Alkáli földfém frakció		$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$		^{137}Cs
	a k t í v i t á s						
	mBq/g szárazanyag*	mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag*	mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag*	mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag*
Növendékmárha costa							
1976	55,5	22,2 (40,0)	—	—	—	—	—
1977	62,9	Ø	—	—	—	—	—
1978	37,0	—	—	7,4 (20,0)	92,5	7,4 (20,0)	66,6
1979	23,8	—	—	12,7 (53,4)	115,6	—	—
1980	91,9	—	—	27,1 (29,5)	150,0	18,4 (20,0)	100,7
							12,7 (13,8)
Növendékmárha femur							
1976	25,9	11,0 (42,5)	—	—	—	—	—
1977	Ø	Ø	—	—	—	—	—
1978	33,3	—	—	3,7 (11,1)	48,1	3,7 (11,1)	51,8
1979	45,1	—	—	10,1 (22,4)	156,0	—	—
1980	83,5	—	—	19,0 (22,8)	182,5	18,2 (21,8)	176,0
							25,9 (31,0)
Növendékmárha metacarpus							
1976	40,7	7,4 (18,2)	—	—	—	—	—
1977	11,1	Ø	—	—	—	—	—
1978	18,5	—	—	7,4 (40,0)	88,8	Ø	Ø
1979	52,3	—	—	21,7 (41,5)	209,9	—	—
1980	56,7	—	—	30,6 (54,0)	241,8	29,3 (51,7)	238,6
							24,7 (43,6)
Borjú metacarpus							
1976	40,7	7,4 (18,2)	—	—	—	—	—
1977	33,3	Ø	—	—	—	—	—
1978	18,5	—	—	Ø	Ø	—	—
1979	56,4	—	—	24,9 (44,2)	218,3	—	—
1980	98,4	—	—	30,3 (30,8)	187,2	20,6 (20,9)	130,2
							32,3 (32,8)
Juh metacarpus							
1976	—	—	—	—	—	—	—
1977	—	—	—	—	—	—	—
1978	77,7	—	—	18,5 (23,8)	181,3	—	—
1979	55,6	—	—	21,1 (38,0)	223,9	—	—
1980	73,9	—	—	56,0 (75,8)	329,8	52,7 (71,3)	304,3
							16,1 (21,8)

* 1979 előtt a vonatkoztatási alap: mBq/g eredeti anyag

Ø = nem mutatható ki.

A halhús sugárszennyezettségének alakulása 1976 – 80. között

Év/Minta- vétel helye	Összes β	^{40}K	Fémionfrakció	Maradék		$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$		^{137}Cs		
	a k t í v í t á s									
	mBq/g szárazanyag			mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag		mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag	mBq/g K	
1976. Győr Sopron Tata	351,5	292,3	(83,2)	7,4	(2,1)	—	62,9	(17,9)	—	—
	466,2	366,3	(78,6)	33,3	(7,1)	—	103,6	(22,2)	—	—
	377,4	325,6	(86,3)	3,7	(1,0)	—	51,8	(13,7)	—	—
1977 Győr Sopron Tata	314,5	266,5	(84,7)	11,1	(3,5)	—	48,1	(15,3)	—	—
	410,7	347,8	(84,7)	18,5	(4,5)	—	66,6	(16,2)	—	—
	247,9	214,6	(86,6)	3,7	(1,5)	—	33,3	(13,4)	—	—
1978 Győr Sopron Tata	432,0	399,6	(92,3)	7,4	(1,7)	1243,2	—	—	—	—
	347,8	270,1	(77,7)	22,2	(6,4)	6227,1	—	—	—	—
	270,1	233,1	(86,3)	3,7	(1,4)	1235,8	—	—	—	—
1979 Győr Sopron Tata	335,4	300,7	(89,7)	2,7	(0,8)	672,7	—	0,6	(0,2)	126,2
	398,7	340,4	(85,4)	32,0	(8,0)	5726,3	—	28,3	(7,1)	5146,4
	244,0	221,4	(90,7)	2,5	(1,0)	807,6	—	0,6	(0,3)	185,0
1980 Győr Sopron Tata	254,7	225,5	(88,5)	5,9	(2,3)	1185,7	—	1,5	(0,6)	314,5
	403,5	344,3	(85,3)	34,5	(8,6)	3897,6	—	13,2	(3,3)	1520,8
	189,5	174,1	(91,9)	2,9	(1,5)	784,9	—	1,0	(0,5)	253,4
									6,8 (2,7)	1010,1
									16,6 (4,1)	1597,4
									3,7 (2,0)	705,7

A halcsont sugárszennyezettségének alakulása 1976–80. között

Év/Mintavétel helye	Összes β	Fémionfrakció	Alkáliföldfém frakció		$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$		^{137}Cs	
	a k t i v i t á s							
	mBq/g szárazanyag*			mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag*	mBq/g Ca	mBq/g szárazanyag*	
1976. Győr	148,0	81,4 (55,0)	—	—	—	—	—	
Sopron	614,2	469,9 (76,5)	—	—	—	—	—	
Tata	88,8	3,7 (4,2)	—	—	—	—	—	
1977. Győr	92,5	3,7 (4,0)	—	—	—	—	—	
Sopron	529,1	395,9 (74,8)	—	—	—	—	—	
Tata	114,7	Ø	—	—	—	—	—	
1978. Győr	107,3	—	3,7 (3,5)	48,1	—	—	—	
Sopron	329,3	—	207,2 (62,9)	2900,8	140,6 (42,7)	1998,0	—	
Tata	114,7	—	3,7 (3,2)	70,3	Ø	Ø	—	
1979. Győr	167,9	—	22,0 (13,1)	243,5	14,1 (8,4)	131,8	—	
Sopron	626,4	—	453,8 (72,5)	4039,6	—	—	—	
Tata	186,6	—	22,4 (12,0)	258,3	10,2 (5,5)	115,2	—	
1980. Győr	161,5	—	27,0 (16,7)	170,6	26,3 (16,3)	165,0	85,5 (52,9)	
Sopron	490,4	—	269,6 (55,0)	1417,4	265,8 (54,2)	1382,4	65,3 (13,3)	
Tata	197,2	—	24,2 (12,3)	174,2	23,6 (12,0)	172,0	49,3 (25,0)	

* 1979 előtt a vonatkoztatási alap: mBq/g eredeti anyag.

Ø = nem mutatható ki.

foglalt hányada nem tér el jelentősen a három mintavételi hely tekintetében, a kiugróan magas szennyezettséget mesterséges eredetűnek kell tulajdonítani. A jelentősen magasabb szennyezettség okát felderítendő, külön vizsgálat alá vontuk a Fertő-tó élővilágát. Ennek a vizsgálat sorozatnak az eredményeiről egy későbbi dolgozatban számolunk be.

IRODALOM

- (1) Nuclear Energy and the Environment. IAEA. Vienna. 1977.
- (2) Tölgyessy, J. — Kenda, M.: Éltető és pusztító sugárzások. Gondolat. Budapest. 1981.
- (3) Élelmiszerek és mezőgazdasági termékek radioaktivitásának kialakulása és a szennyezettség vizsgálati módszerei (Szerk.: Nedelkovits J.). Budapest. 1968.
- (4) Polgári védelem az élelmiszer- és fagazdaságban. Radioaktív anyagok vizsgáló módszerei (Szerk.: Gábor Gy.). Budapest. 1975.
- (5) Vizsgálati módszerek a MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózatban. Kézirat. Budapest. 1980.
- (6) Szabolcs L. — Szabó A. — Bende E.: Agrokémia és Talajtan 23, 361, 1974.
- (7) Szabó A.: Magyar Fizikai Folyóirat 25, 445, 1977.
- (8) Poluektov, N. Sz. — Misesenko, V. T. — Kononenko, L. I. — Beltyukova, Sz. V.: Analiticeszkaja himija sztroncija. Nauka. Moszkva. 1978.
- (9) Price W. J.: Atomabszorpciós spektrometria. Műszaki Könyvkiadó. Budapest. 1977.
- (10) Fischer, E. — Schmidt, J. A. — Kalus, W. H. — Schelenz, R.: Z. Lebensm. Unters. Forsch. 176, 27, 1983.
- (11) Miserez, A.: Trav. chim. aliment. hyg. 69, 411, 1978.
- (12) Miserez, A.: Trav. chim. aliment. hyg. 71, 382, 1980.
- (13) Dominici, G.: Radioprotezione. Misure di radioattività ambientale Ispra 1977. EUR 6180 IT. Commissione delle Comunità europee. 1978.
- (14) Heine, K. — Wiechen, A.: Milchwissenschaft 34, 275, 1979.
- (15) Heine, K. — Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 37, 283, 1979.
- (16) Aarkrog, A. — Botter-Jensen, L. — Dahlgaard, H. — Hansen, H. — Lippert, J. — Nielsen, S. P. — Nilsson, K.: Environmental Radioactivity in Denmark in 1977. Riso Report No. 386. Riso National Laboratory. Roskilde. 1978.
- (17) Aarkrog, A. — Botter-Jensen, L. — Dahlgaard, H. — Hansen, H. — Lippert, J. — Nielsen, S. P. — Nilsson, K.: Environmental Radioactivity in Denmark in 1978. Riso -R- 403. Riso National Laboratory. Roskilde. 1979.
- (18) Studies on environmental radioactivity in Finland 1978. Annual Report STL-A 32. Institute of Radiation Protection. Helsinki. 1980.

ФОРМИРОВАНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ В ПЕРИОД 1976 – 1980 ГГ. В ОБЛАСТИ ДЕР-ШОПРОН

Р. Шебештен и Л. Сикс

Авторы, на основе данных радиологических исследований, проведенных в период 1976 – 1980 гг. в области Дер-Шопрон, анализируют формирование радиоактивного загрязнения исследованных проб.

В форме таблиц приведено формирование за истекшие пять лет активностей ^{137}Cs , ^{90}Sr остаточной активности, активности фракции ионов металлов, общей β -активности. В таблицах дано также и то, какую часть от общей β -активности составляют приведенные там же величины активности. В заключение, на основе результатов исследований, можно установить то, что уровень радиоактивной загрязненности проанализированных проб, отобранных в области не отличается значительно от среднего уровня радиоактивной загрязненности проб, отобранных по всей стране и также не отличается от данных аналогичных исследований, проведенных в нескольких странах Европы.

DER VERLAUF DER RADIOAKTIVEN UMWELTVERSCHMUTZUNG IM KOMITAT GYŐR-SOPRON VON 1976 BIS 1980

R. Sebestyén und L. Six

Die Verfasser analysieren in ihrem Beitrag aufgrund der Daten von radiologischen Untersuchungen den Vorlauf von Strahlungsverschmutzung der untersuchten Muster im Komitat Győr-Sopron in West-Ungarn (1976–1980). In Tabellen werden die totale β -Aktivität der Milch, der Futtermittel, der Gemüsesorten (oder der Indikatorpflanzen), der tierischen Knochen und der Fische, die Aktivität der Metallionfraktion, der Restaktivität, ferner die ^{90}Sr - und der ^{137}Cs -Aktivität angegeben. Ebenfalls in Tabellen sind angegeben was für einen Anteil diese Aktivitätswerte der totalen β -Aktivität ausmachen.

Es ist feststellbar, dass die radioaktive Verschmutzung der im Komitat untersuchten Muster vom ungarischen Durchschnitt und von den gleichen Untersuchungsergebnissen einiger europäischer Länder nicht abweicht.

ENVIRONMENTAL RADIOACTIVE POLLUTION IN GYŐR-SOPRON COUNTY (NORTH-WESTERN HUNGARY) IN 1976–1980

R. Sebestyén and L. Six

The paper analyses the trends of radioactive pollution in the examined samples, on the base of the data of radiological examinations carried out in Győr-Sopron county in the period of 1976–1980. The values of total β -activity, metal ion fraction activity, ^{90}Sr and ^{137}Cs activities in milk, feed, vegetable (indicator plant), animal bone and fish samples analysed during the five years are shown in tables. The tables also show, what proportion is the presented activity of total β -activity.

Summing up the results of the examinations it can be established, that the radioactive pollution of the samples in the county does not differ significantly either from the average value of Hungary, or from the results of some other European countries.

LA CONFORMATION DE LA CONTAMINATION RADIOACTIVE DU MILIEU DANS LE COMITAT GYŐR-SOPRON, ENTRE 1976–1980

R. Sebestyén et L. Six

On analyse la conformation de la contamination radioactive des échantillons à la base des résultats des dosages radiologiques effectués entre 1976–1980, dans le comitat Győr-Sopron. On donne dans un tableau la conformation de la β -activité totale, l'activité de fraction cationique, l'activité résiduaire, la ^{90}Sr -activité, et la ^{137}Cs -activité du lait, des plantes fourragères des plantes potagères (des plantes indicateurs), des os animaux et des poissons pendant ces cinq années.

On y donne encore le rapport des valeurs d'activité avec la β -activité totale.

On peut constater en conclusion que la contamination radioactive des échantillons analysés dans ce comitat ne diffère significativement ni de celle moyenne générale ni des résultats d'analyse de quelques pays européens.