

# Az ajkai vörösiszap-tároló radioaktívelem-tartalmának vizsgálata<sup>1</sup>

SURÁNYI GERGELY<sup>2</sup>

Magyarország legnagyobb mennyiségű veszélyes hulladéka az Ajka város határában található tározóban felhalmozott mintegy 20 millió m<sup>3</sup> vörösiszap és a tározó gátjaként hasznosított 15 millió m<sup>3</sup> erőművi szénsalak. Ez a hulladéktömeg nemcsak jelentős kémiai szennyezőforrás, hanem a radioaktív elemek nagy koncentrációja miatt sugár-egészségügyi veszélyforrás is. Az „ajkai probléma” régóta ismert, a város területén több radiológiai vizsgálat is volt. Ezek a mérések elsősorban a lakosságot ért többlet-sugárterhelés meghatározására irányultak.

Munkánkban a szennyezés forrására és a tároló közvetlen környezetére koncentráltunk. Laboratóriumi gamma-spektrometriás mérésekkel meghatároztuk a vörösiszap és a salak felső rétegének átlagos radioaktívelem-koncentrációját, valamint talaj- és vízminták mérése alapján vizsgáltuk a radioaktív szennyezés terjedését.

A mérések alapján a vörösiszap átlagos urán- és tóriumtartalma 12-13-szor, a salakok urántartalma mintegy 40-szer nagyobb a kéregbeli átlagos koncentrációknál. Megállapítható továbbá, hogy a szennyeződés túlterjedt a tározó köré épített védelmi rendszereken.

## G. SURÁNYI: Study of the radioactive isotopes in the waste of alumina production deposited at the town Ajka

The largest hazardous waste deposit in Hungary can be found at the town Ajka, where 20-million m<sup>3</sup> red mud and 15 million m<sup>3</sup> coal slag are stored. The slag forms the walls of the pool in which the red mud is deposited. The waste material causes not only a chemical but also a radioactive pollution due to the high concentration of natural radioactive isotopes in the waste material. The problem has been known for a long time and there were numerous radiometric measurements in the town trying to establish the extra radioactive dose received by the inhabitants of the town.

The goal of this study was the measurement of the concentration of radioactive isotopes in the red mud and in the slag. The measurements were carried out in laboratory by gamma-spectrometry. The spreading of the radioactive pollution was also investigated by measuring soil and water samples from the surroundings of the deposit.

The uranium and thorium concentration of the red mud is 12-13 times higher, and the uranium concentration of the slag is about 40 times higher than the mean concentration of these elements in the continental crust. The water and the soil samples show that the surrounding area of the waste deposit is also polluted.

## Bevezetés

Ajka az ország egyik veszélyes hulladékkal leginkább terhelt városa. A két fő ipari létesítmény, a timföldgyár és az erőmű igen nagy mennyiségű szennyező anyagot bocsátott ki, amelynek döntő része a várost és közvetlen környékét károsítja. A timföldgyár közel fél évszázados működése során melléktermékként keletkezett mintegy 20 millió m<sup>3</sup> vörösiszapot a város közvetlen közelében, a lakott területektől alig néhány száz méterre lévő tározókazettákban helyezték el. A kazetták falát 10–15 millió m<sup>3</sup> erőművi szénsalakból készítették. Ez a hulladéktömeg az általános környezetvédelmi problémák — kiporzás, talaj- és talajvízszennyezés, tájrombolás stb. — mellett sugár-egészségügyi veszélyforrás is. Az ajkai felső kréta barnaszén kiugróan magas urántartalmára már régen felfigyeltek [pl. TAKÁCS 1968, SZALAY 1954]. Összehasonlításként néhány hazai és külföldi szén radioaktívelem-tartalmát az 1. táblázat tartalmazza [BÓDIZS et al. 1992]. Az aktivitáskoncentráció értékek a bomlási sorok egy tagjára vonatkoznak.

Az erőművi égetés során a szénben lévő urán egy része a pernyével a levegőbe emittálódott, ahonnan nagy részben a városra és környékére ülepedett. A többi urán a salakban jelentősen feldúsulva a tározókazetták gátjába került.

Az Ajka környéki bauxitok urántartalma 10–20 ppm, tóriumtartalma 40–50 ppm (saját mérések). Ezek az elemek a timföldgyártás folyamatában a vörösiszapban másfél-kétszeresére dúsultak.

1. táblázat

A szén származási helye	<sup>238</sup> U [Bq/kg]	<sup>232</sup> Th [Bq/kg]	<sup>40</sup> K [Bq/kg]
Ajka	120–480	15–35	56–190
Pécs	175	127	560
Borsod	38–52	32–62	190–264
Dorog	40	36	194
Pennsylvania	15	12	148
India	19–52	19–75	37–526
Kanada	12	8	26

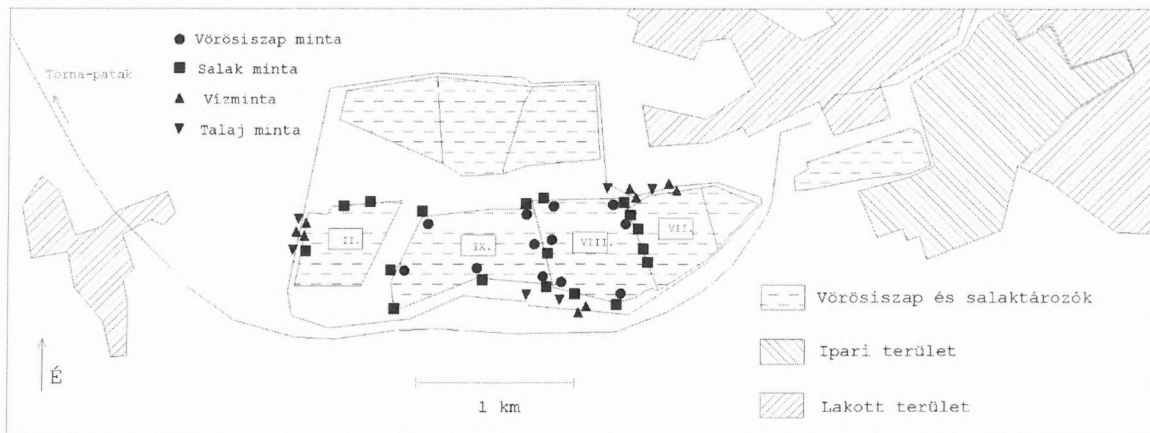
A lakosságot közvetlenül érintő sugárterhelés forrásai a levegőből kihullott pernyében, a tározókazettákról a szél által elhordott porban és az épületek salakszigetelésében, ill. salakbetonjában lévő természetes radioaktív elemek. Méréseink fő célja az volt, hogy meghatározzuk a tározóban lévő vörösiszap és salak elporzás által szennyező felső rétegének radioaktívelem-koncentrációját (U-sor, Th-sor, <sup>40</sup>K). A teljes aktivitáskoncentráció meghatározásához ismerni kell az U-sor egyensúlyi viszonyait, ezért mértük a <sup>226</sup>Ra-tartalmat is.

<sup>1</sup> Beérkezett: 2000. december 19-én

<sup>2</sup> MTA–ELTE Geofizikai és Környezetfizikai Kutatócsoport, H-1083 Budapest, Ludovika tér 2.

A II., ill. a VI–IX. sz. kazetták salagátjából 18 helyről, a vörösiszapból 12 helyről vettünk mintát a felső 5 cm-es rétegből (1. ábra). A szennyeződés felszín alatti terjedésének vizsgálatához 6 talajmintát gyűjtöttünk a tározót határoló védmű közeléből, valamint a tározó és

salagát közötti területről. 8 helyen vízmintát vettünk a védmű belső és külső oldalán található figyelőkutakból. Kontrollmintaként a tározótól délre levő lőrintei halastóból iszap- és vízmintát, a partjáról talajmintát vettünk.



1. ábra. A tározó kazetták térképe a mintavételi helyekkel  
Fig. 1. Locations of the samples taking from the red mud deposit

### A mérési módszer

A minták radioaktívem-tartalmát félvezető detektoros gamma-spektrometriával határoztuk meg. A helyszínen gyűjtött vörösiszap-, salak- és talajmintákat szárítószekrényben légszárzóra szárítottuk, majd porítás után  $640 \text{ cm}^3$ -es, a detektorra illeszkedő ún. Marinelli geometriájú mérőedénybe töltöttük. Az edény légmentes lezárása után a mintát 2 – 3 hétig pihentettük, hogy a  $^{222}\text{Rn}$  elillanása miatt megbomlott radioaktív egyensúly beállhasson. A mérést CANBERRA gyártmányú HPGe detektoros mérőrendszeren végeztük. A detektor relatív hatásfoka 14%, felbontása 1332 keV-en 1,8 keV. A mérőhelyet 10 cm vastag ólomárnyékolás veszi körül. A spektrumokat S100 típusú analizátorkártyával 8192-csatornás felbontással vettük fel. A mérőrendszert a mintákkal azonos geometriájú U, U-Ra, Ra-Th, Th, és K etalonokkal hitelesítettük. Az etalonok az urán-, az aktínium- és a tórium sor elemeit a természetes arányban tartalmazzák. Az etalonok adatait a 2. táblázat tartalmazza (eUe: egyensúlyi urán-ekvivalens).

2. táblázat

Etalon jele	U [ppm]	Ra (eUe) [ppm]	Th [ppm]	K [%]	Tömeg [g]
U-2	30	<1	<1	<0,2	849
URa-1	5	5	<1	0,4	841
URa-2	30	30	<1	<0,2	841
Th-2	1,5	1,5	30	<0,2	837
Th-3	2	2	80	<0,2	843
RaTh	11	11	50	<0,2	840
K-2	<0,2	<0,2	<0,3	5	849

A minták mérési ideje 60 000 s, az etalonoké és a háttéré 350 000 s volt. A háttérkorrekció elvégzéséhez desztillált vízzel töltött Marinelli-edény sugárzását mértük.

Az aktivitáskoncentráció számítása a spektrum kiválasztott csúcsai („vonalai”) alatti területről történik. Az  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  és a  $^{226}\text{Ra}$  aktivitáskoncentráció meghatározásánál több, rövid felezési idejű gammasugárzó leányelem vonalait használtuk fel (3. táblázat, forrás: RadDecay 3.01 Grove Engineering Inc. 1990).

3. táblázat

Elem	Leányelem	Felezési idő	Energia [keV]	Foton/bomlás
$^{238}\text{U}$	$^{234}\text{Th}$	24 d	63,3	0,038
	$^{234}\text{Th}$	24 d	92,4	0,027
	$^{234}\text{Th}$	24 d	92,8	0,027
	$^{234}\text{Pa}$	1,17 m	1001	0,006
$^{226}\text{Ra}$	$^{214}\text{Pb}$	26,8 m	295,2	0,192
	$^{214}\text{Pb}$	26,8 m	351,9	0,372
	$^{214}\text{Bi}$	19,8 m	609,3	0,463
	$^{214}\text{Bi}$	19,8 m	934,1	0,032
	$^{214}\text{Bi}$	19,8 m	1120,3	0,151
	$^{214}\text{Bi}$	19,8 m	1238,1	0,059
	$^{214}\text{Bi}$	19,8 m	1377,7	0,041
$^{232}\text{Th}$	$^{214}\text{Bi}$	19,8 m	1764,5	0,158
	$^{228}\text{Ac}$	6,13 h	93,4	0,034
	$^{228}\text{Ac}$	6,13 h	129,1	0,028
	$^{228}\text{Ac}$	6,13 h	209,3	0,044
	$^{228}\text{Ac}$	6,13 h	338,3	0,114
	$^{228}\text{Ac}$	6,13 h	794,7	0,046
	$^{228}\text{Ac}$	6,13 h	911,1	0,277
	$^{228}\text{Ac}$	6,13 h	969,1	0,166
	$^{212}\text{Pb}$	10,6 h	238,6	0,446
	$^{212}\text{Pb}$	10,6 h	300,1	0,034
	$^{208}\text{Tl}$	3,07 m	583,1	0,842
	$^{208}\text{Tl}$	3,07 m	860,4	0,125
$^{208}\text{Tl}$	3,07 m	2614,7	0,998	

A koncentrációt az egyes vonalakhoz tartozó koncentrációértékek súlyozott átlagaként számítottuk. A K-tartalom meghatározása a  $^{40}\text{K}$  1460,8 keV-es gamma vonala alapján történt. Általában azokat a gamma vonalakat választottuk, melyek közelében félértékzsélességnyi távolságban nem volt másik jelentős csúcs. Kivétel a 93 keV-nél lévő csúcs, mely a  $^{234}\text{Th}$  92,4 és 92,8 keV-es, valamint az  $^{228}\text{Ac}$  93,4 keV-es vonalának összege. Itt a  $^{234}\text{Th}$ -tartalmat az  $^{228}\text{Ac}$  járuléknak levonása után számítottuk. Ehhez szükséges a detektor abszolút hatásfokának ismerete, ami azonban csak jelentős bizonytalansággal adható meg. Ezért az így kiszámított  $^{234}\text{Th}$ -koncentráció értéket az  $^{238}\text{U}$ -koncentráció számításánál csökkentett súllyal vettük figyelembe. A valódi koincidenciák hatása az azonos geometria miatt minden mintánál és etalonnál egyforma, ezért figyelmen kívül hagyható.

A kiértékelésnél a csúcsterület meghatározását SAMPO 90 programmal végeztük, majd az így kapott értékekből EXCEL program segítségével határoztuk meg a koncentrációkat és azok hibáit. Számításba vettük a minta és az etalonok eltérő sűrűsége miatti önárnyékolás-különbséget.

Nem vettük figyelembe az etalonok és a minták különböző mátrixa miatti önárnyékolás-különbséget. A gyengítési együtthatókat egységesen  $\text{SiO}_2$  mátrixra számítottuk. Ennek hatása kevesebb mint 1% koncentrációhibát okoz és csak alacsony energiáknál, így az  $^{238}\text{U}$ -tartalom meghatározásánál érezhető. A hibaszámításnál a csúcsterületek hibáit (a mintáknál és az etalonoknál), az etalonok koncentrációjának ismert hibáit, valamint az önabszorpciók korrekció hibáit vettük figyelembe.

## A mérési eredmények

A vörösiszapminták radioaktívem-koncentrációját a 4. táblázat, a salakokét az 5. táblázat tartalmazza. A minták káliumtartalma 0,1% és 0,3% között volt, területi különbségek nélkül, így külön nem tüntettük fel. Összehasonlításképpen a táblázat utolsó sorában közöljük a KLTE Izotópal-kalmazási Tanszékének 1995-ös jelentéséből egy, a IX. kazettából származó vörösiszap és egy, az erőmű melletti hányóról gyűjtött salakminta mérési eredményét.

4. táblázat. A vörösiszap-minták radioaktívem-koncentrációi

	Th-232		U-238		Ra-226 (eUe)	
	[ppm]	[Bq/kg]	[ppm]	[Bq/kg]	[ppm]	[Bq/kg]
<b>VIII. kazetta</b>						
<b>I-1</b>	46,3±0,4	188±2	10,8±1,5	134±19	17,0±0,6	211± 8
<b>I-2</b>	53,1±0,5	216±2	33,5±2,6	416±32	36,4±1,3	452±16
<b>I-3</b>	67,2±0,6	274±3	22,9±2,3	284±29	22,7±0,8	282±10
<b>I-4</b>	83,5±0,7	340±3	20,8±2,2	258±27	34,3±1,2	426±15
<b>I-5</b>	81,0±0,7	330±3	31,3±2,6	389±32	35,2±1,3	437±16
<b>I-7</b>	40,3±0,5	164±2	21,5±2,1	267±26	28,1±1,0	349±13
<b>IX. kazetta</b>						
<b>I-6</b>	81,3±0,7	331±3	22,1±2,1	275±26	28,5±1,0	355±13
<b>I-8</b>	65,9±0,6	268±3	29,3±2,4	364±30	21,8±0,8	270±10
<b>I-9</b>	69,2±0,6	281±3	19,2±2,0	238±25	27,5±1,0	342±12
<b>I-10</b>	63,9±0,6	260±2	21,8±2,2	271±27	23,0±0,8	286±10
<b>I-11</b>	80,8±0,7	329±3	15,3±1,8	190±23	23,5±0,8	292±10
<b>I-12</b>	76,5±0,7	311±3	9,7±2,0	120±24	23,9±0,9	297±11
<b>Átlag</b>	67,4	274,4	21,5	267,3	26,8	333,3
<b>Medián</b>	68,2	277,5	21,7	269,4	25,7	319,4
<b>Min</b>	40,3	164	9,7	120	17,0	211
<b>Max</b>	83,5	340	33,5	416	36,4	452
<b>KLTE IX. kazetta</b>						
	76±2	309±8	19,7±6,8	245±84	35,8±0,6	445±8

A két vizsgált kazetta mintáinak átlaga között nincs nagy eltérés, azonban a kazettákon belül jelentős különbségek vannak. Az  $^{238}\text{U}$ -koncentráció értékek nagyobb hibája ellenére megállapítható, hogy a  $^{226}\text{Ra}$  az egyensúlyi értékhez viszonyítva 1,2–1,3-szeresére dúsult. Ennek oka, hogy a bauxitban még egyensúlyban lévő két elem a timföldgyártás folyamatában eltérő kémiai tulajdonságai miatt különböző arányban került a végtermékbe, illetve a hulladék vörösiszapba.

Az  $^{238}\text{U}$  és a  $^{226}\text{Ra}$  a salakmintákban sincs egyensúlyban, itt azonban a  $^{226}\text{Ra}$  koncentrációja az egyensúlyi értéknél kisebb, átlagosan 35%-kal. A szénben még fennálló radioaktív egyensúly az égetés során bomlik meg, az urán egy része  $\text{UO}_3$ , a rádium  $\text{Ra}(\text{OH})_2$  formájában elillan, és csak később kondenzálódik a szálló pernyére [Összefoglaló jelentés 1995]. Emiatt a salakban, a pernyében és a füstgázokban az  $^{238}\text{U}$  és a  $^{226}\text{Ra}$  az egyensúlytól eltérő arányban van jelen.

	Th-232		U-238		Ra-226 (eUe)	
	[ppm]	[Bq/kg]	[ppm]	[Bq/kg]	[ppm]	[Bq/kg]
<b>II. kazetta</b>						
<b>S-6</b>	3,5±0,3	14,3±1,0	41,9±3,0	521±37	39,4±1,4	490±18
<b>S-7</b>	2,5±0,3	10,3±1,1	46,3±3,1	575±38	43,3±1,5	538±19
<b>S-18</b>	3,7±0,3	15,1±1,2	39,1±3,0	486±38	36,4±1,3	452±16
<b>IX. kazetta</b>						
<b>S-1</b>	5,0±0,3	20,3±1,1	84,5±4,9	1051±60	54,2±1,9	673±24
<b>S-2</b>	5,3±0,4	21,8±1,8	89,4±5,6	1111±70	69,3±2,5	861±31
<b>S-3</b>	5,9±0,4	24,1±1,5	86,1±5,2	1070±65	69,4±2,5	863±31
<b>S-4</b>	3,8±0,3	15,6±1,1	43,0±3,0	534±37	42,7±1,5	531±19
<b>S-5</b>	14,6±0,3	59,6±1,3	65,4±4,0	813±49	58,3±2,1	725±26
<b>S-8</b>	4,0±0,3	16,1±1,3	59,4±3,8	738±47	54,6±1,9	679±24
<b>VIII. kazetta</b>						
<b>S-9</b>	3,7±0,3	15,1±1,2	48,7±3,4	601±42	43,2±1,5	537±19
<b>S-10</b>	6,5±0,3	26,3±1,1	79,4±4,5	985±56	55,6±2,0	691±24
<b>S-11</b>	3,7±0,2	15,1±0,9	42,6±2,8	529±35	27,6±1,0	343±12
<b>S-12</b>	4,8±0,3	19,7±1,0	51,4±3,3	639±41	28,8±1,0	358±13
<b>S-13</b>	4,4±0,2	17,8±0,9	52,9±3,3	658±41	25,9±0,9	322±12
<b>S-14</b>	5,9±0,3	23,9±1,3	68,7±4,2	854±52	41,0±1,5	510±18
<b>S-15</b>	4,6±0,2	18,8±0,9	65,1±3,8	809±47	30,9±1,1	385±14
<b>S-16</b>	8,5±0,3	34,5±1,2	105,6±5,8	1312±72	63,0±2,2	783±28
<b>S-17</b>	3,6±0,3	14,5±1,2	38,5±3,0	479±37	28,6±1,0	355±13
<b>Átlag</b>	5,2	21,3	61,6	765,0	45,1	560,9
<b>Medián</b>	4,5	18,3	56,2	698,0	43,0	534,1
<b>Min</b>	2,5	10,3	38,5	479	25,9	322
<b>Max</b>	14,6	59,6	105,6	1312	69,4	863
<b>KLTE</b>	3,8±0,8	15,4±3,1	118±6	1462±77	101±1	1260±7

A 6. táblázatban a kazetták salakgátja és a tározó határa közötti területről származó talajminták mérési eredménye látható. Kontrollmintaként a Lörintei-tó partjáról vett iszapos talajt mértük. A IX. kazetta egy részét a porzás megakadályozására kemény, sószerű anyaggal fedték le. Az ebből vett minta mérési eredményét a táblázat alsó sora tartalmazza.

A vízmintákat a tározót körülvevő védőfal belső és külső oldalán lévő figyelőkutakból vettük. A mért aktivitás-koncentráció értékek a méréshatár közelében voltak, ezért kvantitatív eredményeket nem kaptunk. Az azonban megállapítható, hogy a védőfal belső és külső oldaláról vett minták szignifikánsan nem különböznek.

6. táblázat. A talajminták rádioaktívem-koncentrációi

	Th-232		U-238		Ra-226 (eUe)	
	[ppm]	[Bq/kg]	[ppm]	[Bq/kg]	[ppm]	[Bq/kg]
<b>T-2</b>	3,7±0,2	14,9±0,7	7,5±1,4	93,2±16,8	5,8±0,2	71,9±2,9
<b>T-3</b>	7,4±0,2	30,1±0,8	4,4±1,3	54,7±15,9	4,2±0,2	52,8±2,2
<b>T-4</b>	6,3±0,3	25,5±1,0	72,3±4,2	898±52	71,5±2,5	889±31
<b>T-5</b>	6,8±0,2	27,5±0,9	28,7±2,1	356±26	18,7±0,7	232,4±8,4
<b>T-6</b>	9,9±0,2	40,5±0,8	1,5±1,1	18,3±14,2	2,2±0,1	27,0±1,4
<b>T-7</b>	59,7±0,6	243±2	18,1±1,9	225±24	21,6±0,8	269±10
<b>Átlag</b>	15,6	63,6	22,1	274,3	20,7	256,9
<b>Medián</b>	7,1	28,8	12,8	159,0	12,2	152,1
<b>Min</b>	3,7	14,9	1,5	18,3	2,2	27,0
<b>Max</b>	59,7	243	72,3	898	71,5	889
<b>Tavi minta</b>	2,0±0,2	8,1±0,7	1,8±1,3	22,9±16,7	2,1±0,1	26,3±1,4
<b>Fedőanyag</b>	3,4±0,3	13,7±1,1	31,9±2,5	396±31	22,1±0,8	275±10

A mérési adatok szerint a tározókazettákban igen nagy mennyiségű radioaktív anyag koncentrációzott. A mintegy 30 millió tonna vörösiszapban és a 15 millió tonna salakban több mint 2000 tonna tórium és 1500 tonna urán van, melyek összes aktivitása  $3,5 \cdot 10^{14}$  Bq. Ezek az értékek akkor helytállóak, ha a tározók felső rétegeinek aktivitáskoncentrációja azonos a teljes tározó átlagos aktivitáskoncentrációjával. Mivel az egyes, különböző időszakban feltöltött tározókazetták tetejéről vett minták átlaga közel azonos, feltételezhetjük, hogy a teljes iszapmennyiség radiometriai szempontból homogén.

A kéregbeli átlagos koncentrációkhoz képest a vörösiszapban és a salakban is jelentősen dúsult az urán és a tórium (7. táblázat, FOWLER [1990]). Az urán esetében hasonló, a tóriumnál még jelentősebb a különbség az eredeti talaj (ld. lőrintei-tavi iszapminta) és a felhalmozott hulladékok között.

7. táblázat

Elem	Kéregbeli átl. konc. [ppm]	Vörösiszap		Salak	
		konc. [ppm]	dúsulás	konc. [ppm]	dúsulás
U	1,6	21,5	13	61,6	40
Th	5,8	67,4	12	5,2	1

A talajminták mindegyike szennyezett, a T-7 minta aktivitáskoncentráció-értékei gyakorlatilag a vörösiszapmintáéival, a T-4 mintáiéi a salakokéival egyeznek meg. A kazetták kiporzás elleni fedésére alkalmazott anyag aktivitáskoncentrációja is magas, mintegy fele a salaknak, így nem újít valódi védelmet.

Összességében megállapítható, hogy a városban és közvetlen közelében felhalmozott hatalmas hulladékmennyiség radioaktivitása miatt is potenciális veszélyforrást jelent. Ez nemcsak a tározókazetták területén jelent problémát. A salakból és a vörösiszaptól a talajba szivárgó szennyeződés a talajvíz áramlási iránya miatt a tározótól nyugatra lévő területeket veszélyezteti. A költséges védelmi rendszer ellenére a talaj és talajvíz szennyezettsége ezen a területen már most kimutatható. A kiporzással kikerülő anyag az uralkodóan nyugati szél miatt közvetlenül a városba jut. Ezt a problémát csak a tározó teljes befedésével, illetve rekultivációjával lehetne megoldani.

Az ajkai timföldgyár és az erőmű vörösiszap- és salaktározóiban nagy mennyiségű radioaktív anyag halmozódott fel. Ennek oka a timföldgyártáshoz felhasznált bauxit és az erőműben elégetett szén anomálishan nagy radioaktívem-koncentrációja, főleg az ajkai felső kréta barnaszén kiugróan magas urántartalma. A bauxitban és a szénben lévő radioaktív elemek a gyártás, illetve az égetés során a melléktermékben és hulladékban feldúsultak, majd a hulladéktározó kazettákba kerültek. Ezek a kazetták a város lakott területeinek közvetlen közelében vannak. A környezetet a szennyeződés elszivárgás és kiporzás útján történő elterjedése veszélyeztetheti. Méréseinkkel meghatároztuk a tározókban lévő radioaktív elemek koncentrációját, valamint néhány talaj- és vízmintán vizsgáltuk a szennyeződés terjedését. Megállapítható, hogy a tározó jelenlegi állapotában fennáll a környezetszennyezés veszélye. Ezt megszüntetni csak a már megkezdett védelmi és rekultivációs intézkedések teljes végrehajtásával lehet. E munkák befejezéséig kívánatos a tározó és környezetének további, monitoring jellegű vizsgálata.

## HIVATKOZÁSOK

- BÓDIZS D., GÁSPÁR L., KEÖMLEY G. 1992: Radioactive emission from coal-fired power plants. *Periodica Polytechnica ser. Physics* **1**, 87–99
- FOWLER C. M. R. 1990: *The Solid Earth*. Cambridge Univ. Press
- Összefoglaló jelentés 1995 (Részletes felmérő munka Ajka város és környéke radiációs helyzetéről ...). KLTE Izotópalkalmazási Tanszék, Debrecen
- SZALAY S. 1954. The enrichment of uranium in some brown coals in Hungary. *Acta Geologica Hungarica* **2**, 299–310
- TAKÁCS P. 1968: Meddő és salakhányó hasznosításához kapcsolódó U-kinyerés technológiai lehetőségeinek vizsgálata az ajkai medencében BKI K. J. Ásványnevelési, Vegyészeti és Izotóp Osztály 23-4/68-d.