

SUGÁRVÉDELEM

**Eötvös Loránd Fizikai Társulat
Sugárvédelmi Szakcsoportjának
On-line Folyóirata**
<http://www.sugarvedelem.hu/sugarvedelem/>

**I. Évfolyam 1. szám
2008. szeptember**

BUDAPEST

HU ISSN 2060-2391

Kiadó: az Eötvös Loránd Fizikai Társulat Sugárvédelmi Szakcsoportja

Kiadásért felelős: Solymosi József a Szakcsoport elnöke

Web megjelenés: Vincze Árpád

A szerkesztőbizottság elnöke:

Fehér István

A szerkesztőbizottság tagjai:

Andrási Andor,

Ballay László,

Bujtás Tibor,

Csige István,

Deme Sándor,

Déri Zsolt,

Fehér Ákos,

Kerekes Andor,

Pellet Sándor,

Solymosi József,

Vincze Árpád,

Zagyvai Péter

A szerkesztőség elérhetősége:

Levelezési cím: 1027 Budapest II. Fő u. 68.

e-mail: szerkesztoseg@sugarvedelem.hu

HU ISSN 2060-2391

Gáztisztító rendszerben üzemelő adszorber retenció mérési módszerének továbbfejlesztése a Paksi Atomerőműben

Eigemann Gábor¹, Gimesi Ottó², Zsille Ottó², Vincze Árpád³, Solymosi József⁴

¹Paksi Atomerőmű Zrt,

²Somos Kft,

³Országos Atomenergia Hivatal

⁴Zrínyi Miklós Nemzetvédelmi Egyetem

Abstract

There are radioactive constituents of high volatility coming into the primary circuit coolant from fuel elements in a nuclear power plant. They are usually appear in the air of the confinement and are filtered by nuclear power plant gas purifier systems before releasing into environment. For the retention of noble gas isotopes the gas mixture is dried and passed through the adsorber filters where their activity decreases in accordance with their half life. The requirement for the charge of the adsorbers is to provide an appropriate retention time for the individual noble gas isotopes.

For the in-situ testing of these adsorbers, a procedure has been elaborated the essence of which is that isotope selective activity concentration of radioactive noble gases is continuously measured at the inlet and outlet of the adsorber. Knowing the mass of the charge, it is possible to calculate the current dynamic adsorption factors from the corrected retention time. With this method however, due to the short operation time of filter branches, we can not measure the retention time of Xe-135. In this paper the development of a new procedure for the testing of the adsorber, using sampling nozzles of the filter containers, shall be described. For the retention measurement samples are taken from each container via sampling nozzles in order to measure isotopes Ar-41, Kr-85m and Xe-135.

Keywords: purifier system, adsorber, retention, qualification, method, noble gas, isotope

Kivonat

Az atomerőművi gáztisztító rendszerek feladata, hogy a fűtőelemekből a primerkörü hőhordozóba kerülő illékony radioaktív komponenseket a kéménykibocsátás előtt kiszűrje, illetve a kibocsátott légszennyezők aktivitás-koncentrációját a lehető legalacsonyabb szintre csökkentse.

Ez a gázelegy nagy hatásfokú szárítást követően az adszorberen halad keresztül, ahol végbemegy a nemesgázok részleges visszatartása, miközben az aktivitás az alkotók felezési idejének megfelelően csökken. Az adszorberek töltetével szembeni elvárás a megfelelő retenció idő biztosítása.

A szűrőágak helyszíni minősítésére, azaz retenció tulajdonságának vizsgálatára eljárást került kidolgozásra, amelynek lényege, hogy a szűrőág be- és kimenetén folyamatosan mérjük a radioaktív nemesgázok izotóp szelektív aktivitáskoncentrációját. A korrigált retenció időből a töltet tömegének ismeretében kiszámíthatjuk az aktuális dinamikus adszorpció tényezőket. Ezzel az eljárással a szűrőágak rövid üzemideje miatt nem tudjuk mérni a Xe-135 izotóp retenció idejét.

A cikkben beszámolunk a módszer továbbfejlesztéséről, amelyhez felhasználtuk a szűrő tartályok mintavételi csomópontjait. A retenció méréséhez az egyes szűrő tartályokat a mintavételi csomópontokon keresztül mintáztuk az Ar-41, Kr-85m és a Xe-135 izotópok mérése érdekében.

Kulcsszavak: gáztisztító, adszorber, retenció, minősítés, eljárás, nemesgáz, izotóp

I. BEVEZETÉS

Az atomerőművi gáztisztító rendszerek feladata, hogy a fűtőelemekből a primerkörü hőhordozóba kerülő illékony radioaktív komponenseket a kéménykibocsátás előtt kiszűrje, illetve a kibocsátott légszennyezők aktivitás-koncentrációját a lehető legalacsonyabb szintre csökkentse.

Az illékony radioaktív komponensek eltávolítása céljából a hőhordozót kigázosítják, amikor a I₂, HI, Ar, Kr, Xe, H₂, O₂-t elkülönítik. Ez a gázelegy megfelelő előkészítést követően kerül a katalitikus hidrogénetőbe, majd a nagyhatásfokú szárítást követően az aktív szennet tartalmazó szűrőágon halad keresztül, ahol végbemegy a nemesgázok részleges visszatartása, miközben az aktivitás az alkotók felezési idejének megfelelően csökken [4].

Az adszorberek töltetével szembeni elvárás a megfelelő retenció idő biztosítása, amely nagy fajlagos felülettel (~1000 m²/g) és megfelelő pórusmérettel (0-2 μm) biztosítható. Elvárás továbbá az áramló gázzal szembeni minimális ellenállás, valamint a stabil szűrőág biztosítása.

A fenti követelményeket a retenciós szűrőkben alkalmazott, mikropórust nagy részarányban tartalmazó SZKT-3 típusú aktív szén kielégíti. Mivel a mikropórusok könnyen elzáródnak az átáramló gázban lévő finom aeroszol részecskéktől, valamint a magas nedvesség tartalom okozta páralecsapódás következtében, a retenciós szűrőket megfelelő technológiával védik [1]. A retenciós szűrők nemesgáz visszatartó képességét a reaktor normál üzeme ideje alatt, erre a feladatra kidolgozott és az alábbiakban ismertetett technológia segítségével mérjük. Az említett technológia alkalmas a szűrőágak be- és kimenetén mérni az Ar és Kr izotópok aktivitását és az ágak ezen izotópokra specifikus retenciós paramétereit. Mivel azonban a Xe retenciós ideje túl nagy az ágak üzemidejéhez képest, annak mérése megkövetelte az eredeti mérési technológia továbbfejlesztését, amiről az alábbiakban számolunk be.

II. A RETENCIÓ MÉRÉSÉNEK EREDETI MÓDSZERE

A. A retenció mérésére kifejlesztett folyamatos mérőrendszer

Az általunk korábban kidolgozott mérési módszer lényege az egyes nemesgázizotópok aktivitás-koncentrációjának folyamatos monitorozása az adszorber bemenetén és kimenetén [2, 3]. Ezt félvezető detektoros gamma spektroszkópiás mérőrendszerekkel oldottuk meg. A méréshez a szűrőágot terheletlen állapotból indítjuk, így lehetséges az egyes izotópokra a retenciós idő kimérése.

B. Az eljárás elve

Az adott ág ki- ill. bemenetén mért spektrumok megfelelő kiértékelésével kapjuk az egyes nemesgáz-izotópokhoz tartozó aktivitás értékeket, jelöljük ezt az i izotóp esetében A_{im} -el. A mintatartó edény térfogata legyen V . Egy ciklusidő alatt mért aktivitás-koncentráció az i izotópra nézve:

$$a_i = \frac{A_{im}}{V} \quad (1)$$

Ez az aktivitás-koncentráció érték megegyezik az adszorberre kerülő levegőben az i izotóp aktivitás-koncentrációjával, tekintettel arra, hogy a kérdéses izotópok gázok, így a mintavételezéskor esetlegesen fellépő fajtázódástól eltekinthetünk.

Az adszorberre időegység alatt jutó i izotóp aktivitását (A_i) az adszorberre jutó levegő térfogatáramának (F_{be}) ismeretében az aktivitás-koncentrációból egyszerűen számíthatjuk:

$$A_i = a_i * F_{be} \quad (2)$$

Az adszorberről időegység alatt lejövő aktivitás értéket (A_i^{ki}) hasonlóan számíthatjuk a kimeneti spektrumok kiértékelésével.

Az irodalom [5] alapján az adszorbernek egy adott izotópra vonatkozó maximális retenciós ideje (t_{max}^i) az az időtartam, ami alatt az adszorber bemenetére kerülő izotóp - szilárd-gáz adszorpció/deszorpció dinamikus egyensúlyok által visszatartva - a kimeneten megjelenik. Ha ábrázoljuk az A_i^{ki} értékét az időben, akkor elméletileg egy határértékhez simuló görbét kapunk, ha a bemeneti térfogatáram állandó. Regenerált adszorber ág esetében az indulás időpontjától e határérték eléréséig eltelt idő megadja t_{max}^i értékét. Ez az érték fordítottan arányos az ág terhelésével. A fenti egyszerű számítás csak akkor engedhető meg, ha a terhelés a vizsgálat ideje alatt gyakorlatilag állandó szinten van. Az így mérhető maximális retenciós idő az adszorber ág technikai minősítése szempontjából az egyik legfontosabb paraméter. Az ideálisan működő adszorber esetében ennek az időnek akkorának kellene lenni, hogy ez alatt az i izotóp gyakorlatilag teljesen elbomoljon.

A maximális retenciós idők kimérésével meghatározhatjuk az adszorber ág izotópspecifikus dinamikus adszorpció tényezőjét az irodalmakban [5, 6] levezetett összefüggés segítségével:

$$k_i = \frac{t_{\max}^i F_{be}}{m} \quad (3)$$

ahol

t_{\max}^i - adott izotópra vonatkozó maximális retenció idő (**h**)

F_{be} - adszorberre jutó levegő térfogatárama (**m³/h**)

m - az adszorber széntöltetének tömege (**t**),

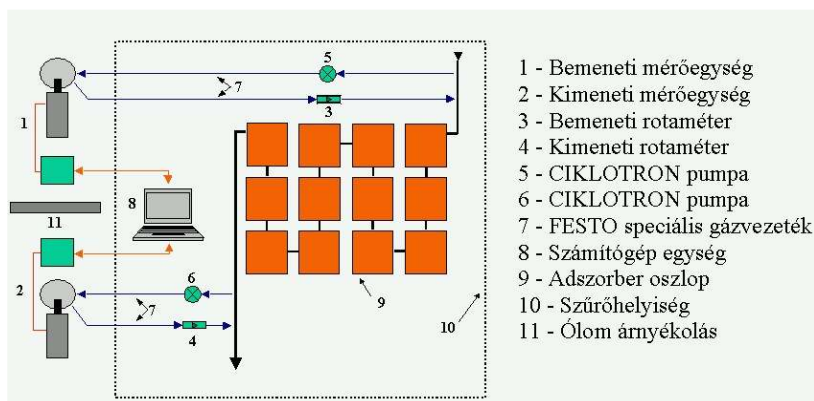
A dinamikus adszorpció tényező számértéke azt a levegő térfogatot adja meg, amelyből a szén egy-ségyi tömege az adott izotópot biztosan kiszűri. Használata a szén jellemzésére azért elterjedt, mert ez - a retenció idővel ellentétben - független a terheléstől, és csak a szén típusának és pillanatnyi állapotának a függvénye. Ezt a paramétert adják meg az egyes gyártók is termékük kapacitásának jellemzésére.

C. A mérőrendszer telepítése

A mérési geometria kiválasztását a radioaktív hiteles anyagminták (RHA) elérhetősége nagyban befolyásolta. Mivel gáz halmazállapotú, hiteles radioaktív sugárforrás az OMH által rendszeresített lekerekített, üreges hengerekben állt rendelkezésre, ezért a mérés megvalósításához hasonló geometriai paraméterekkel rendelkező Marinelli edényeket használtunk.

A spektrumok felvételét, kiértékelését és tárolását a CANBERRA gyártmányú, hordozható félvezető detektorral ellátott INSPECTOR rendszerekkel végeztük. Ezt az indokolta, hogy a mérőrendszer lehetőséget ad több mérőhely szimultán kezelésére egyetlen számítógép segítségével. Ehhez a mérést megfelelően irányító program megírására volt szükség a Genie-PC és az REXX nyelv nyújtotta támogatások felhasználásával. Az eredeti mérési módszer szerinti elrendezést az 1. ábra mutatja.

1. ábra Retenció mérés elrendezése az eredeti mérési módszer esetén



III. A RETENCIÓ MÉRÉSI MÓDSZERÉNEK TOVÁBBFEJLESZTÉSE

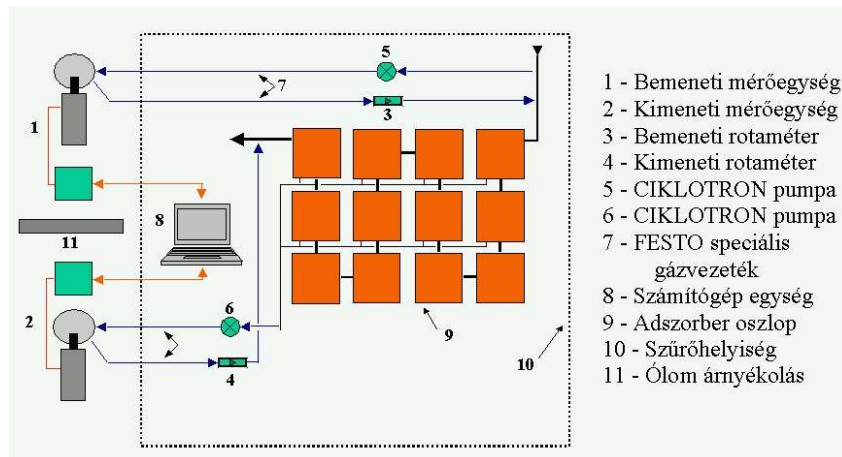
Az előzőekben ismertetett mérési eljárás az adszorber szűrők vonatkozásában sajnos csak az Ar és a Kr izotópokra vonatkozó retenció tényező kimérését tette lehetővé. Ennek oka az volt, hogy az adszorberre előtti zeolit töltetű gázszáritók kimerülése miatt az adszorberre maximális üzemideje 2-3 hét, ami a Xe front áttörésére nem elegendő.

Szükség volt tehát olyan mérési módszer kifejlesztésére, amely lehetővé teszi a Xe izotópokra vonatkozó hatósági kritériumnak való megfelelés ellenőrzését is.

Az új módszer kifejlesztését az adszorber kialakítása tette lehetővé. Az adszorber 12 db sorosan kapcsolt tartályból áll. Mindegyik tartály alsó fordító kamráján egy menetes csomák található. A csomákon ke-

resztül az adott tartályból gázmintát lehet venni, és így követni lehet az adszorbereken a frontok előrehaladását. Sajnos a tartályok elhelyezése miatt gázmintákat csak az 1., 2., 5., 8. és 11. tartályokról lehet venni, de ez nem befolyásolja az új módszer alkalmazhatóságát. A méréshez használt berendezések teljes mértékben megegyeznek a korábbi mérési módszerrel használtakkal, a különbség a mintavételi helyekben és az értékelés módszerében van. Az új mérési módszer szerinti elrendezést a 2. ábra mutatja.

2. ábra Retenció mérés elrendezése az új mérési módszer esetén



Az egyes helyeken a fenti izotópokra mért aktivitás függését a mintavételi helytől (a szorbens ágy mélységétől) az egyszerű radioaktív bomlás kinetikája és a (3) egyenlet kombinálása eredményeként a következő képlet segítségével számíthatjuk:

$$A_i = A_1 * e^{-\frac{k \cdot m_i \cdot \ln(2)}{F \cdot T_{1/2}}} \quad (4)$$

ahol:

A_1 – az első adszorberen mintavételezett gázban mérhető aktivitás (MBq)

A_i – az i adszorberen mintavételezett gázban mérhető aktivitás (MBq)

k – az adott izotópra jellemző dinamikus adszorpciós tényező (m^3/t)

m_i – az i -k mintavételezési helyhez tartozó adszorbens tömege (t)

F – az ágy terhelése a mérés időpontjában (m^3/h)

$T_{1/2}$ – az adott izotóp felezési ideje (h)

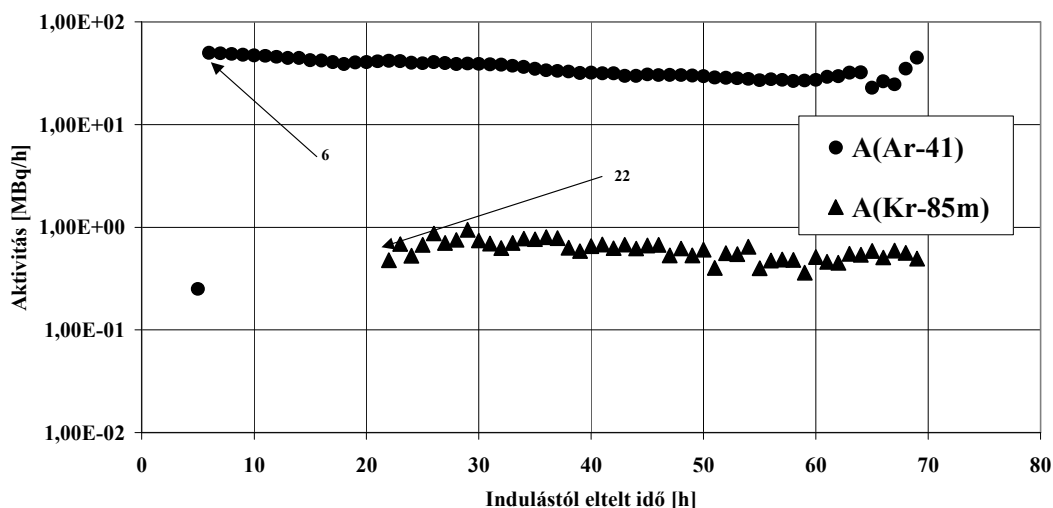
A kiértékelés elve a következő. Az egyes mintavételi pontokhoz tartozó adszorber tömeg (m_i) függvényében ábrázoljuk az adott izotópra jellemző fotocsúcs alapján meghatározott nettó intenzitás, vagy megfelelő hatásfokkalibráció esetén, az aktivitásértékek természetes alapú logaritmusát. Így ábrázolva a mért pontok egyenest kell hogy meghatározzanak, amelynek meredeksége illesztéssel meghatározható. A meredekségből az adott izotópra jellemző dinamikus adszorpciós tényező (k) az ágy terhelésének ismeretében (F) számítható.

A módszer alkalmazásának bizonyítására elvégeztük a 01TS70N002-es retenciós ág vizsgálatát a régi és az új módszer segítségével is.

IV. A 01TS70N002-ES ÁG MÉRÉSE AZ EREDETI MÓDSZER SZERINT

A gáztisztító rendszerben elvégeztük az eredeti mérési módszer szerint a dinamikus adszorpciós tényező meghatározását Kr-ra. Az izotópszelektív aktivitáskoncentrációk változását az eltelt idő függvényében az alábbi ábra mutatja.

3. ábra 01TS70N002 ág kimenete (folyamatos mintavételezés, óránkénti mérés). Az ábrán nyilak jelzik az egyes frontokhoz tartozó retenciós időket (6 ill. 22 óra).



Mivel a Kr-85m front felfutása az aktivitási viszonyok miatt nem volt kimérhető, így az első ponthoz tartozó időt vettük a retenciós időnek ($t = 22$ h), amelyből a dinamikus adszorpciós tényező (k) a (3) összefüggés alapján számítható.

Az adszorber széntöltetének tömege 11 t, az adszorber terhelése $21,6 \pm 1,2$ m³/h volt. Így k -t m³/t egységben kapjuk meg, ami megfelel a cm³/g egységnek.

A Kr-85m izotópra számított dinamikus adszorpciós tényező értéke: $k = 43 \pm 3$ cm³/g. A tényező hibáját ebben az esetben F és t hibájából számítjuk.

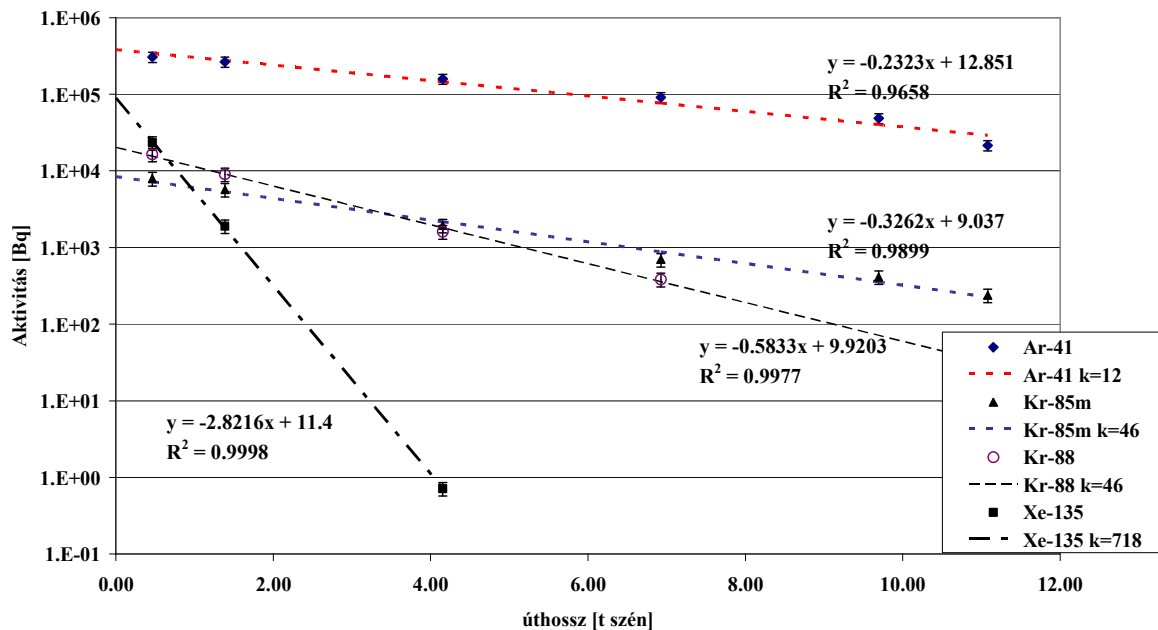
Az Ar-41 izotóp aktivitása is mérhető volt az adszorberen és így szerepel a 3. ábrán. Az Ar-41 izotópra nincs hatósági kritérium előírva, lévén aktivitásának nagysága csak a Kr és Xe izotópok aktivitásának alacsony értéke mellett jelent számottevő tényezőt. Előbbiek miatt a mérési eredmények értékelésénél az Ar-41 izotópra vonatkozó dinamikus adszorpciós tényező értékelésére nem került sor.

V. A 01TS70N002-ES ÁG MÉRÉSE AZ ÚJ MÓDSZER SZERINT

A Kr-85m izotóp retenciós idejének fentebb ismertetett módon történő megmérését követően, az egyes adszorbereken kialakított mintavételi csonkokon keresztül vettünk mintát az Ar-41, Kr-85m, Kr-88 és a Xe-135 izotópok méréséhez. A mérési eredményeket a 4. ábra mutatja be.

Az ábrán jelölt mérési pontokra, amelyek az egyes mintavételi helyekhez tartozó adszorber töltet tömegének felelnek meg, a (4) egyenlet logaritmizálásával, lineáris regresszió alkalmazásával egyenes illeszthető, melynek a meredekségéből k számítható. Szaggatott vonallal berajzoltuk az illesztett egyeneseket, az illesztés jóságára jellemző regressziós paraméter négyzetét és az illesztés eredményeként kapott k értékeket is.

4. ábra 01TS70N002 mérési eredményei



VI. ÉRTÉKELÉS

A retenciós szűrők hatásfokának mérésére kifejlesztett eredeti módszer a Xe mérésére nem volt alkalmas. Ezen kívül a módszer hátránya, hogy ha az aktivitásviszonyok kedvezőtlenek, akkor a kripton front felfutása nem mérhető ki pontosan, mely növeli a retenciós idő mérésének bizonytalanságát. Ez az új módszer esetében nem jelentkezik.

Az új mérési módszer mérési eredményeinek kiértékelésénél alkalmazott egyenlet (4) helyességét jól bizonyítja, hogy a mért értékek logaritmusára illesztett egyenesek valamennyi esetben kitűnő illeszkedést mutattak ($R^2 > 0,95$). Az új módszer elvi alapja tehát helyes.

A Kr-85m-re kapott k érték ($45,6 \pm 3,6 \text{ cm}^3/\text{g}$) hibahatáron belül megegyezik az áttörési front kimérésével kapott értékkel ($43 \pm 3 \text{ cm}^3/\text{g}$), amely bizonyítja, hogy az új módszer megfelelően alkalmazható.

Az új módszer alkalmazásával lehetőség van arra, hogy a rövidebb felezési idejű Kr-88 izotópra is meghatározzuk k értékét, amely ha eltekintünk az izotópeffektustól, meg kell hogy egyezzen a Kr-85m-re kapott értékkel. Ez jelen esetben kitűnő egyezést mutat ($46,1 \pm 3,7 \text{ cm}^3/\text{g}$). Ez lehetőséget ad az új módszerrel kriptonra meghatározott k érték ellenőrzésére is, amely megnöveli az új módszer megbízhatóságát a régihez képest.

Az új módszerrel a xenonra meghatározott k érték $718 \pm 79 \text{ cm}^3/\text{g}$.

A régi módszer a szűrőág egészének retenciós képességét jellemezte, míg az új módszer segítségével annak egészét is, valamint részeit is külön-külön mérni tudjuk.

IRODALOM

- [1] Paksi Atomerőmű Végleges Biztonsági Jelentés (VBJ) 2004.
- [2] Á.Vincze, G.Volent, J.Solymosi: A procedure for the continuous control of the retention properties of gas adsorber systems. J.Radioanal.Nucl.Chem. Vol.218, No.1. (1997) pp:81-85.
- [3] Solymosi József, Vincze Árpád, Zrínyi Miklós: Gáztisztító rendszerek retenciós tulajdonságainak folyamatos ellenőrzésére szolgáló eljárás kifejlesztése és megvalósítása. Kutatási-fejlesztési jelentés 1994., Budapesti Műszaki Egyetem Fizikai Kémia Tanszék.
- [4] Bacskó Gábor: A hidrogén égető és a gáztisztító rendszerek. Technológiai leírás. PA Rt. 1984.
- [5] Solymosi József, Vincze Árpád, Nagy Lajos György: Gáztisztító rendszerek retenciós tulajdonságainak vizsgálata. Kutatási-fejlesztési jelentés 1993., Budapesti Műszaki Egyetem Fizikai Kémia Tanszék
- [6] Floyd F Momyer: The radiochemistry of rare gases. National Academy of Sciences-National Research Council - US Atom Energy Agency, 1960.

Sugárvédelmi célú mérőeszközök osztályozása, a röntgen sugárzás környezeti dózisegyenértékének meghatározása, és a sugárvédelmi dózismérések mérési bizonytalanságának becslése

Csete István

Magyar Kereskedelmi Engedélyezési Hivatal, Metrológiai Főosztály
1124 Budapest, Németvölgyi út.37-39

Abstract

Classification of radiation protection instruments are given according to the different measurements task and relevant IEC standard. Realization and traceability of the conventional true value of operational protection quantities ($H^(10)$) and ($H_p(10)$) at the National Measurement Institute are presented. Uncertainty requirement and detailed uncertainty budget examples of a survey meter used at workplace conditions are delivered.*

Keywords: ISO, IEC, ICRP, ICRU, ambient dose equivalent $H^(10)$, personal dose equivalent $H_p(10)$, air kerma (K), traceability of measurement, degree of equivalence, equation of measurement, influence quantities.*

Kivonat

Bemutatásra kerül a sugárvédelmi célú mérőeszközök osztályozása, a felhasználásuk és az IEC szabványok követelményei szerint, valamint a dózismérők röntgensugárzás tartományában történő kalibrálásához szükséges operatív dózisegyenérték mennyiségek illetve a levegőben közölt dózis meghatározásának módszere és visszavezetettsége. A terület ellenőrzésre használt dózismérők mérési bizonytalanságának becslése két példán keresztül van illusztrálva.

Kulcsszavak: ISO, IEC, ICRP, ICRU, környezeti dózisegyenérték $H^(10)$, személyi dózisegyenérték $H_p(10)$, levegőben közölt dózis (K), mérések visszavezetettsége, etalon mérőeszköz egyenértékűsége, a mérés egyenlete, befolyásoló mennyiségek.*

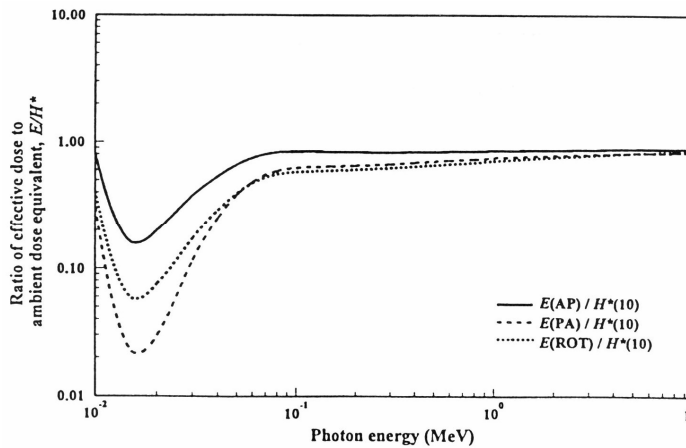
I. BEVEZETÉS

A sugárvédelemben használatos különféle dózismérők és radioaktivitást mérő mérőeszközök osztályozása, méréstechnikai követelményeinek ismerete alapvető az adott mérési feladathoz való helyes mérőeszköz kiválasztásánál. A sugárvédelmi dózismérések mérési bizonytalanságának ismerete elengedhetetlen az effektív dózis optimális becsléséhez. A különféle dózismennyiségeket mérő dózismérők hitelesítésekor elvégzett kalibrálásnak visszavezetettnek kell lennie az SI alap és származtatott mennyiségekig a mérések világméretű egységessége és elfogadhatósága érdekében.

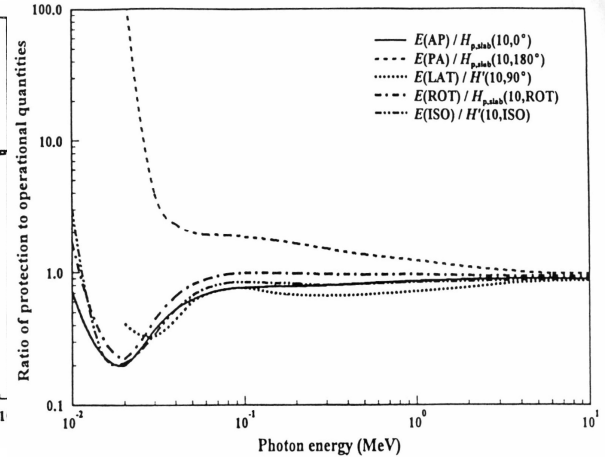
II. SUGÁRVÉDELMI MÉRŐESZKÖZÖK OSZTÁLYOZÁSA

A külső ionizáló sugárzások sugárvédelmi méréseinek célja a radioaktivitás illetve kilépő részecskeszám vagy valamely operatív dózisegyenérték-mennyiség segítségével az effektív dózis meghatározása. Ennek megfelelően a mérőeszközök két fő csoportját a felületi radioaktívzennyezettség-mérők és a különféle dózismérők alkotják. A dózismérők jellemzően az effektív dózist közelítő, az ICRU és az ICRP által sugárvédelmi célra definiált, mérhető, környezeti ($H^*(10)$), illetve személyi ($H_p(10)$) dózisegyenérték-mennyiségeket mérik. Ezen operatív mennyiségek és az effektív dózis, számításokkal meghatározott hányadosa látható az 1-3 ábrákon, a foton és neutronsugárzás tipikus besugárzási irányaira vonatkozóan. A neutron sugárzás bizonyos energiáitól és irányaitól eltekintve, ezen mennyiségek megfelelő felülbecslését adják az effektív dózissnak. További részletek az ICRU 57-ben találhatóak.[1].

1. ábra. Az effektív dózis (E) és a környezeti dózisegyenérték ($H^*(10)$) hányadosa a foton energia függvényében

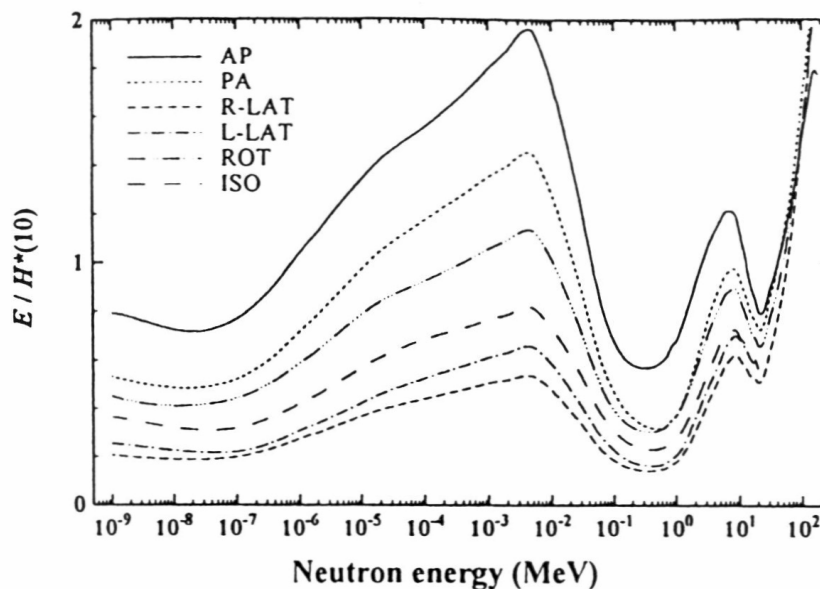


2. ábra Az effektív dózis (E) és a személyi dózisegyenérték ($H_p(10)$) hányadosa a foton energia függvényében



A hazai gyakorlatban előforduló dózismérők csoportosítása az 1. táblázatban található. Az 1. táblázatban megadott mérőeszközöket - amennyiben a mérés eredménye joghatással jár- 2 évente kötelező hitelesíteni Magyarországon. A hitelesítési bizonyítvány minden esetben tartalmazza a kalibrációs értékeket. A hitelesség feltétele a típusvizsgálat során megállapított specifikáció teljesülése, melynek legfontosabb eleme a referencia körülmények között mért pontosság (megengedett hiba) ellenőrzése. Ennek az újrahitelesítési időtartam alatti stabilitása garantálja azt, hogy a mérőeszköz alkalmas a mérési feladatra és helyes használat esetén az elvárható pontosságú mérési eredményt szolgáltatja. Az egyes mérőeszköz-típusokra vonatkozó műszaki követelményeket, beleértve a megengedett eltéréseket is, a 4. oszlopban feltüntetett angol nyelvű szabványok tartalmazzák. Ezen nemzetközi szabványokon, mint ajánlásokon alapul a Mérésügyi Hatóságnál (MKEH) alkalmazott Típusvizsgálati és Hitelesítési Előírás. További információk az MKEH honlapján <http://www.mkeh.hu> találhatóak. Az IEC honlapján <http://webstore.iec.ch> további, a sugárvédelemben használt mérőeszközökre vonatkozó szabványok találhatóak, amelyeket elsősorban nukleáris létesítményekben, baleseti szituációkban illetve sugárzó anyagok felderítéséhez használnak.

3. ábra Az effektív dózis (E) és a környezeti dózisegyenérték hányadosa a neutron energia függvényében



A cikk a SOMOS Alapítvány támogatásával készült
1. Táblázat Sugárvédelmi mérőeszközök osztályozása

	Megnevezés	Mért mennyiség	Vonatkozó IEC szabvány	Tipikus méréstartomány
1	Hordozható radioaktív felületi szennyezettség mérők	Alfa és vagy béta sugárzás s^{-1} ; kibocsátott részecske szám; Bq ; Bqcm ⁻²	60325/2002	$(0,1-10^5) s^{-1}$ $(0,1-10^4) Bqcm^{-2}$
2	Telepített személyi sugárkapuk	Alfa, béta és gammasugárzás s^{-1} ; kibocsátott részecske szám; Bq ; Bqcm ⁻²	61098/2003	$(0,3-10^4) s^{-1}$ $(0,05-100) Bqcm^{-2}$
3	Terület ellenőrzésre szolgáló hordozható dózismérők	Béta , foton és neutron sugárzás Környezeti dózis egyenérték $H^*(10)$	60846/2002 61005/2000	$1 \mu Sv h^{-1} -10 mSv h^{-1}$
4	Környezet ellenőrzésre szolgáló dózismérők	Gammasugárzás Közölt dózis K_{lev} Környezeti dózis egyenérték $H^*(10)$	61017/1991	$30 nGy h^{-1} -10 \mu Gy h^{-1}$
5	Elektronikus személyi dózismérők	Foton, béta és neutron sugárzás Személyi dózis egyenérték $H_p(10) H_p(0,07)$	61526/2005	$1 \mu Sv h^{-1} -1 Sv h^{-1}$ $1 \mu Sv -10 Sv$
6	Passzív dózismérő rendszerek környezeti és személyi monitorozásra (TLD)	Béta és gammasugárzás Környezeti dózis egyenérték $H^*(10)$ Személyi dózis egyenérték $H_p(10)$	62387/2007 61066/2006 ISO 21909/2005	$0,01 mSv - 10 Sv$
7	Nukleáris létesítményeknél telepített dózisteljesítmény-mérők monitorok	Fotonsugárzás Közölt dózis K_{lev} Környezeti dózis egyenérték $H^*(10)$	60532/1992	$10 \mu Gy h^{-1} -10 mGy h^{-1}$

III. A DÓZISMÉRŐK VIZSGÁLATÁHOZ HASZNÁLT KÖRNYEZETI ÉS SZEMÉLYI DÓZISEGYENÉRTÉK MENNYISÉGEK VISSZAVEZETETTSÉGE A FOTONSUGÁRZÁS (40- 300) KV TARTOMÁNYÁBAN

A környezeti és személyi dózisegyenérték mennyiségeit a levegőben közölt dózis (Kerma) mennyiségéből, mint a legalapvetőbb dozimetriai mennyiségéből lehet ún. konverziós tényezők segítségével meghatározni a legegyszerűbben. Ezen ($h^*(10;K)$ és $h_{pK}(10;E,\alpha)$) konverziós tényezők a mennyiségek definícióiból kiindulva és az ICRU gömb anyagának hatáskeresztmetszet adatait felhasználva MC számítási módszerrel lettek meghatározva $\pm 2\%$ bizonytalansággal ($k=1$), és az ISO 4037-3 kiadványban [2] található. (A $H^*(d)$, illetve ($H_p(d)$) mennyiségeket direkt módon is lehetne mérni a definíciójukból kiindulva, ami a gyakorlatban a Q minőségi tényező ismeretében az elnyelt dózis pontos mérését jelentené az ICRU lágyszövetben, de ilyen elsődleges etalon mérőeszköz még nem terjedtek el.)

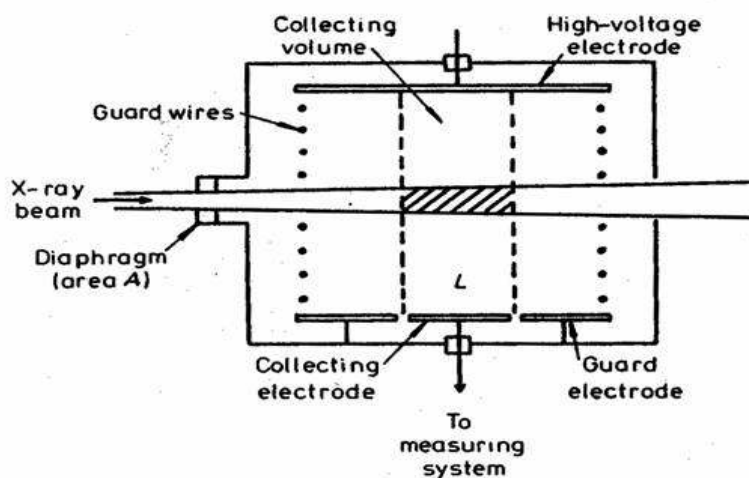
A fotonsugárzás (40- 300) kV ún. közepes röntgen tartományában sugárvédelmi célokra 10 db ún. keskeny spektrumú sugárminőség van definiálva az ISO 4037 szabványban. Ezen sugárminőségekre a levegőben közölt dózist elsődleges etalonnal tudjuk meghatározni Magyarországon. Az etalon egy ún. szabadlevegős ionizációs kamra, amely a levegőben közölt dózist (K_{lev}) az alábbi egyenlet szerint méri $\pm 0,34\%$ bizonytalansággal ($k=1$).

$$K = \frac{Q}{\rho V} \times \frac{W}{e} \times \frac{1}{1-g} \times k_h k_s k_d k_a k_l k_p k_{sc} k_e \quad (1)$$

A cikk a SOMOS Alapítvány támogatásával készült

Q a mért ionizációs töltés; ρ a levegő sűrűsége; V a mérőtérfogat (vonalkázott rész a 4. ábrán), k_i az etalon korrekciós tényezői; $W/e = (33,97 \pm 0,05) \text{ J/C}$ a száraz levegőben egy ionpár keltéséhez szükséges átlagos energia; g a keletkezett töltések fékezési sugárzása miatt megszökő energiahányad, ami 300 keV-nél kisebb energiájú röntgensugárzás esetén elhanyagolható. Az (1) egyenletben szereplő nyolc fontosabb korrekciós tényező szorzata sugárminőségtől függően (0,2-0,9)% között van, jelentésük az alábbi: A levegő nedvességtartalma miatti korrekció k_h , értékét az ICRU publikálta; k_s a rekombinációs veszteséget, k_d az elektromos tér torzulását, k_a a belépő blende és a mérőtérfogat súlypontja közötti levegő gyengítését, k_l és k_p a blende élén illetve a kamra falán átjutó sugárzást korrigálja. Ezeket a korrekciókat, melyek a konstrukciótól és a fotonenegiától függnek, mérésekkel határoztuk meg.

4. ábra Szabadlevegős ionizációs kamra a röntgensugárzás elsődleges etalonja



A fotonok ionkamrán belüli szóródására és a keletkezett elektronok veszteségére vonatkozó k_{sc} és k_e korrekciókat nem lehet kísérletileg meghatározni. Ezek meghatározása Monte Carlo módszerrel (MC) lehetséges a fotonok és elektronok levegőre, és a kamra anyagára vonatkozó különböző kölcsönhatások (fotoeffektus, koherens v. Rayleigh szórás, Compton szóródás, bremsstrahlung, elektron fékezésképeség) figyelembevételével. Az alkalmazott MC program az EGS4/PRESTA kód volt, 10 keV-es lépésekben a 10 keV-250 keV tartományban monoenergetikus 2×10^7 db beeső fotont felhasználva. Mindkét korrekciós tényező számítása a (2) egyenlet alapján történt, ahol az $E_{dep}(E)$ az E energiájú fotonokból származó átadott energia a mérőtérfogatban, ami arányos a keletkezett töltéssel, ha W/e értékét energia függetlennek tekintjük, a $\Delta E_{dep}(E)$ a megfelelő zavaró effektus pozitív vagy negatív energia járuléka, a $(\mu_{tr}(E)/\rho)_{air}$, a levegő fajlagos energia átadási tényezője és a $d\Phi/dE$ az energia fluens.

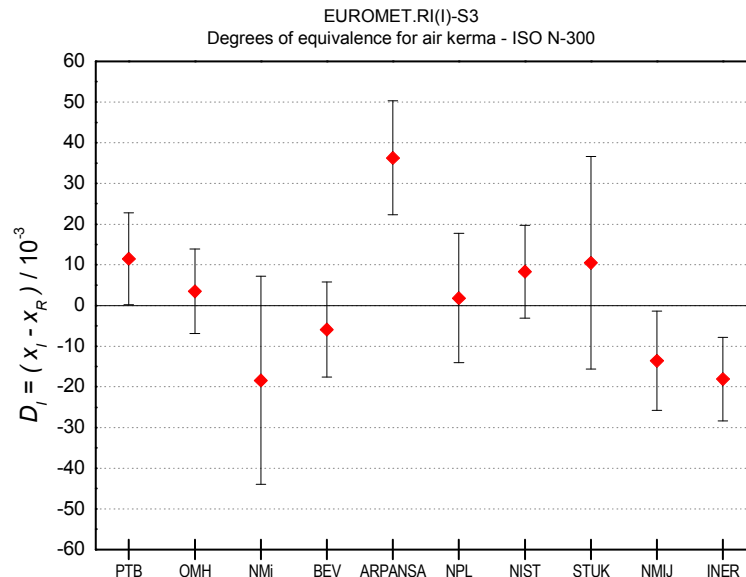
$$k = \left(\int \frac{E_{dep}(E) - \Delta E_{dep}(E)}{E_{dep}(E)} (\mu_{tr}(E)/\rho)_{air} E \frac{d\Phi}{dE} dE \right) \left(\int (\mu_{tr}(E)/\rho)_{air} E \frac{d\Phi}{dE} dE \right)^{-1} \quad (2)$$

A (2) egyenletből látható, hogy egy adott röntgenspektrumra (standard sugárminőség) vonatkozó korrekciós tényező a monoenergetikus fotonsugárzásra számítottból a kerma spektrummal súlyozva kiszámítható. A nemzetközi metrológiai gyakorlatban használt szabványos röntgen sugárminőségek foton fluens és a levegő kerma spektrumait a Német Mérésügyi Intézet (PTB) publikálta 2000-ben [4]. Az EGS4 kód alkalmazásainak részletei a [3] publikációban találhatóak. Az EGS4 kóddal végzett számításokat az SI referencia értékeket adó Nemzetközi Súly- és Mértékügyi Hivatal (BIPM) laboratóriumában is elvégezték további két (EGSnrc és PENelope) MC programmal ellenőrizve azt, és az eltérések nem voltak nagyobbak, mint 0,05%. Részletek a BIPM honlapjáról letölthetők. <http://www1.bipm.org>.

A cikk a SOMOS Alapítvány támogatásával készült

A szabadlevegős ionizációs kamra, mint nemzeti etalon nemzetközi egyenértékűségét 1974 óta a BIPM etalonjához történő un. kulcs-összehasonlítások eredményei biztosítják. Az 5. ábrán az N-300 jelű közepes röntgen sugárminőségre 2008-ban publikált eredmény látható példaként. Az eredmények alapján és a CIPM MRA egyezmény aláírójaként a dozimetriai laboratórium kalibrációs bizonyítványait 53 országban elfogadják etalonunk a világ legjobbjai között van.

5. ábra Az OMH szabadlevegős ionizációs kamrára alapuló közölt dózis mérés egyenértékűsége 300 kV-os röntgensugárzáson (a vonal a mérési bizonytalanságot jelenti (k=2))



IV. MÉRÉSI BIZONYTALANSÁG MEGHATÁROZÁS A TERÜLETELLENŐRZÉSRE HASZNÁLT DÓZISMÉRŐK ESETÉBEN

Az ICRP 75 (1997) 251. cikkelye szerint az éves dóziskorlát meghatározásának bizonytalansága $\pm 50\%$, ha a korlát 10 mSv/év effektív dózis alatt van, akkor 200 % lehet 95%-os konfidencia szinten.

A területellenőrzést szolgáló sugárvédelmi mérések teljes mérési bizonytalanságában ami az effektív dózis becslésének bizonytalanságát jelenti- amihez mérőeszköz mérési bizonytalansága akkor nem ad jelentős járulékot, ha a dózismérő teljes mérési bizonytalansága kisebb, mint 30% k=1-nél. Ebből levezethetően a kalibrálás során, referencia körülmények között, a kalibrálás bizonytalansága nem lehet 10%-nál több. (ICRU 47) A sugárvédelmi műszerekre vonatkozó nemzetközi elektronikus szabványok relatív saját hibának általában (15-20) %-ot engedélyeznek.

Az alábbiakban egy területellenőrzésre használt, a gyártó szerint az IEC 60846:2002 szabványnak megfelelő, típusvizsgált, analóg kijelzésű dózismérővel mért környezeti dózisegyenérték teljesítmény mérési bizonytalanságát határozzuk meg akkor, ha a sugárzási térről nincs további információ (a), illetve akkor, ha a sugárzási viszonyokat becsülni tudjuk és a típusvizsgálat eredményei is rendelkezésre állnak (b). A számítások összhangban vannak az IEC 62461ajánlásával [7] A mérés legegyszerűbb egyenlete, amely a szabványban specifikált befolyásoló mennyiségeket figyelembe veszi az alábbi:

$$H^*(10) = K_{\text{intr}} K_{E\Phi} K_{\text{pow}} K_{\text{temp}} K_{\text{hum}} K_{\text{press}} K_{\text{geo}} \times (G - D_{\text{zero}} - \sum D_{\text{EMC}} - D_{\text{vib}} - D_{\text{shock}}) \quad (3)$$

ahol K_{intr} a korrekciós tényező a saját hibára (beleértve a kalibrációs faktort és a nem-linearitást), $K_{E\Phi}$ a sugárzás energiájára és irányára, K_{pow} a tápellátásra, K_{temp} a környezeti hőmérsékletre, K_{hum} a relatív nedvesség tartalomra, K_{press} a légnyomásra, K_{geo} a készülék pozíciójára (beleértve az analóg skála felbontását és a leolvasás hibáját) vonatkozó korrekciós szorzó tényező. G a mutatott érték környezeti dózisegyenértékben (beleértve a mért érték szórását) D_{zero} a nullpont csúszása, -

A cikk a SOMOS Alapítvány támogatásával készült

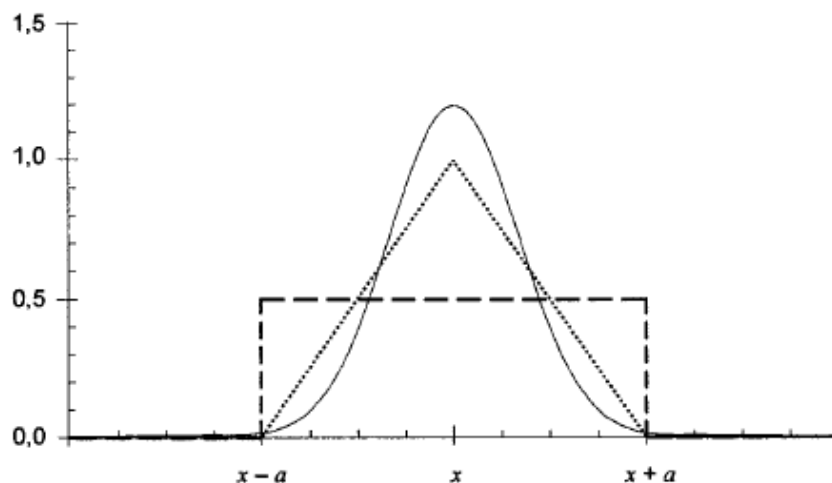
ΣD_{EMC} a szabványban specifikált 7 EMC, D_{vib} és D_{shock} a vibrációra és az esésre vonatkozó additív környezetállósági érték.

Feltételezhető, hogy a (3) egyenlet valószínűségi változói nem korrelálnak, vagyis az egyes befolyásoló hatások egymástól függetlenek, így a mért érték standard bizonytalanságának négyzete $u^2(H^*(10))$, az egyes komponensek érzékenységi együtthatókkal súlyozott négyzetösszege. Az érzékenységi együtthatók a (3) egyenlet komponensek szerinti parciális deriváltja. (Például a G mutatott érték érzékenységi együtthatója egyenlő a K korrekciós tényezők szorzatával.) Részletes magyar nyelvű elmélet a [8] irodalomban található.

Egy háromdekádos logaritmikusan kiterjesztett mutató dózismérő esetén, aminek alsó méréstartományában (0,1 $\mu\text{Sv/h}$ -100 $\mu\text{Sv/h}$) a leolvasott érték 7,5 $\mu\text{Sv/h}$, az (a) esetre számított bizonytalanság komponenseit a 2. táblázat, a (b) esetre vonatkozót a 3. táblázat tartalmazza.

Az IEC 60846:2002 szabványban a befolyásoló mennyiségek megengedett hatása a kijelzés/mért értékre (response) szimmetrikus relatív tartományokkal van megadva. Például a dózismérő kijelzését a referencia Cs-137 sugárzás referencia irányához képest, a sugárzás energiája és iránya együttesen $\pm 40\%$ -ban befolyásolhatja. Ez azt jelenti, hogy a kijelzéshez alkalmazott $K_{E\Phi}$ korrekciós tényező $1/1,4=0,71$ és $1/0,6=1,67$ között lehet, aminek az átlagát $1,19 \pm 0,48$ -at kell használni a legvalószínűbb $K_{E\Phi}$ érték körüli szimmetrikus eloszlástartomány megállapítására a mérési bizonytalanság számítás útmutatójával [8] összhangban. A befolyásoló mennyiségek eloszlásfüggvényeinek két független változó esetén és egyéb információ nélkül háromszög eloszlás, 3 változó esetén már Gauss eloszlás lett választva. Eloszlásfüggvényük a 6. ábrán látható.

6. ábra A leggyakoribb egyenes, háromszög és normál eloszlás sűrűségfüggvényei $1/a$ egységben. A standard 68%-os értékek $a/\sqrt{3}$, $a/\sqrt{6}$ és $a/3$.



A (b) eset egy árnyékolt Co-60 sugárforrás körüli mérés példája, ahol a típusvizsgálat eredményei alapján a 300 keV-1,3 MeV és $\pm 45^\circ$ energia és beesési szög tartományra $K_{E\Phi} = 0,92 \times 1,08 = 1,0 \pm 8\%$ az egységnyi kalibrációs faktorból (4%) és a nem-linearitás 0,96 korrekciós tényezőjéből (1%) $K_{intr} = 0,96 \pm 4,1\%$ adódik, a leolvasott 7,5 $\mu\text{S/h}$ érték szórása 6,5% (extrapolált érték a típusvizsgálati adatokból) és az additív EMC és a rázási komponensek elhanyagolhatók.

Az (a) esetben a mért érték 9,9 $\mu\text{S/h} \pm 5,01 \mu\text{S/h}$ (51%) ($k=2$) a mérőeszköztől leolvasott egyetlen 7,5 $\mu\text{S/h}$ érték helyett, a (b) esetben pedig 7,3 $\mu\text{S/h} \pm 1,2 \mu\text{S/h}$ (16%) ($k=2$)

A két eredmény ugyan konzekvens a kiterjesztett mérési bizonytalanságot figyelembe véve, de jól mutatja, hogy ugyanaz a mérőeszköz a mérés körülményeire és a mérőeszközeire vonatkozó plusz információk esetén - beleértve a megfelelő mérési tapasztalatot az eloszlásfüggvények helyes megválasztásához- az ICRP követelményeknek megfelelő mérési pontosságot tud adni.

A cikk a SOMOS Alapítvány támogatásával készült

2.Táblázat. Bizonytalansági komponensek az IEC 60846 követelményeiből számolva. (a)

2.Táblázat Bizonytalansági komponensek az IEC 60846 követelményeiből számolva. (a) $H^*(10)=K_{intr}K_{E\Phi}K_{pow}K_{temp}K_{hum}K_{press}K_{geo} \times (G-D_{zero}-\sum D_{EMC}-D_{vib}-D_{shock})$						
Komponens	*Érték	Standard bizonytalanság (u)	Eloszlás	Érzékenységi együttható (c)	Bizonytalansági járulékok (u×c) μSv/h	IEC 60846 követelményei
K_{intr}	1,04	$0,21/\sqrt{6}= 0,086$	háromszög	9,47 μSv/h	0,814	nem lin.+kalibráció±20%
$K_{E\Phi}$	1,19	$0,48/\sqrt{6}= 0,196$	háromszög	8,27 μSv/h	1,622	energia +irány ±40%
K_{pow}	1,00	$0,05/\sqrt{3}= 0,029$	négyszög	9,85 μSv/h	0,286	±5%
K_{temp}	1,04	$0,21/\sqrt{3}= 0,121$	négyszög	9,47 μSv/h	1,146	±20%
K_{hum}	1,00	$0,10/\sqrt{3}= 0,058$	négyszög	9,85 μSv/h	0,571	±10%
K_{press}	1,00	$0,10/\sqrt{3}= 0,058$	négyszög	9,85 μSv/h	0,571	±10%
K_{geo}	1,02	$0,15/3= 0,05$	normál	9,65 μSv/h	0,483	pozíció+skála felbontás+parallaxis a végkitérés 2%-a ($10^{2/33}=1,15$)
G (μSv/h)	7,50	$0,085 \times 7,5$ μSv/h= 0,638	normál egy leolv.	1,31	0,838	[16-H*(10)/(1μSv/h)] %=8.5%
D_{zero}	0 μSv/h	$0,015 \mu\text{Sv/h}/\sqrt{3}= 0,009$	négyszög	-1,31	0,011	
** $\sum D_{EMC}$	0 μSv/h	$0,7 \times 0,2$ μSv/h/ $\sqrt{3}= 0,081$	négyszög	-1,31	0,281	0,7×alsó méréshatár
D_{vib}	0 μSv/h	$0,7 \times 0,2$ μSv/h/ $\sqrt{3}= 0,081$	négyszög	-1,31	0,106	0,7×alsó méréshatár
D_{shock}	0 μSv/h	$0,7 \times 0,2$ μSv/h/ $\sqrt{3}= 0,081$	négyszög	-1,31	0,106	0,7×alsó méréshatár
standard bizonytalanság					2,52	
A mérés végeredménye: $H^*(10)=9,85 \mu\text{Sv/h} \pm 5,01 \mu\text{Sv/h} (k=2)$						
* A legjobb becslés a várható értékre						
** IEC 61000-4-2;3;4;5;6;8;11 szakaszok szerinti 7 zavar típus mindegyikére						

A cikk a SOMOS Alapítvány támogatásával készült

3. Táblázat Bizonytalansági komponensek a típusvizsgálat és a mérési körülmények figyelembevételével (b)

$$H^*(10) = K_{intr} K_{E\Phi} K_{pow} K_{temp} K_{hum} K_{press} K_{geo} \times (G - D_{zero} - \sum D_{EMC} - D_{vib} - D_{shock})$$

Komponens	*Érték	Standard bizonytalanság (u)	Eloszlás	Érzékenységi együttható (c)	Járulék (u×c) μSv/h	Típusvizsgálati eredmények
K_{intr}	0,96	$0,041/\sqrt{6} = 0,017$	háromszög	7,65 μSv/h	0,130	nem lin.=0,96±1% kalibr.=1±4%
$K_{E\Phi}$	1,00	$0,08/\sqrt{6} = 0,033$	háromszög	7,34 μSv/h	0,242	$K_{E\Phi} = (0,92-1,08) \pm 4\%$ -ban
K_{pow}	1,00	0	négyszög	7,34 μSv/h	0,000	új elemek !!
K_{temp}	1,03	$0,01/\sqrt{3} = 0,006$	négyszög	7,13 μSv/h	0,043	$K_{temp} = 1,03 \pm 1\%$ 10 °C-on
K_{hum}	0,99	$0,005/\sqrt{3} = 0,003$	négyszög	7,42 μSv/h	0,022	$K_{hum} = 0,99 \pm 0,5\%$ 80% rel. légnedv
K_{press}	1,00	0	négyszög	7,34 μSv/h	0,000	elhanyagolható
K_{geo}	1,00	$0,07/3 = 0,023$	normál	7,34 μSv/h	0,169	skála felbontással és parallaxissal a végkitérés 1%-a
G (μSv/h)	7,50	$0,065 \times 7,5 \mu\text{Sv/h} = 0,488$	***normál egy leolv.	0,98	0,478	6,5% interpolált érték
D_{zero}	0 μSv/h	$0,015 \mu\text{Sv/h}/\sqrt{3} = 0,009$	négyszög	-0,98	0,008	
$\sum D_{EMC}$	0 μSv/h	0 μSv/h	négyszög	-0,98	0,000	elhanyagolható (jól árnyékolt)
D_{vib}	0 μSv/h	0 μSv/h	négyszög	-0,98	0,000	kézben tartva
D_{shock}	0 μSv/h	0 μSv/h	négyszög	-0,98	0,000	kézben tartva
standard bizonytalanság					0,58	
A mérés végeredménye: $H^*(10) = 7,34 \mu\text{Sv/h} \pm 1,2 \mu\text{Sv/h} (k=2)$						

IRODALOM

- [1] Conversion coefficients for use in radiation protection against external radiation; International Commission on Radiation Units and Measurements (ICRU) Report 57 Bethesda MD, USA (1998)
- [2] Calibration of area and personal dosimeters and the measurement of their response as a function of energy and angle of incidence; ISO 4037 Part 3
- [3] T.W. M Grimbergen et al. Phys. Med. Biol. 43 pp. 3207-3224
- [4] PTB-Bericht PTB-Dos-34 (2000)
- [5] L. Büermann, I. Csete et al. Comparison of National Air Kerma Standards for ISO 4037 narrow spectrum series in the range 30 kV to 300 kV EUROMET Report 545 (2008) Metrologia, Tech. Suppl. in press.
- [6] Csete István Új fizikai mennyiségek a sugárvédelemben; Fizikai Szemle 2004/7
- [7] Determination of uncertainty in measurement; IEC TR 62461/2006
- [8] Útmutató a mérési bizonytalanság kifejezéséhez. (GUM) BIPM, IEC, IFCC, ISO, IUPAC, IUPAP, OIML 1995

PAKS II. ATOMERŐMŰ KÖRNYEZETI SUGÁRVÉDELME – KAPCSOLÓDÓ MŰSZAKI MEGOLDÁSOK

Deme Sándor

²Energiatudományi Kutatóközpont, Budapest
deme@aeki.kfki.hu

A kézirat beérkezett: 2021.02.26-
Közlésre elfogadva: 2021.03.05.

Environmental radiation protection of the Paks II. Nuclear Power Plant – Related technical solutions. The environmental radiation protection system of Paks NPP Units 5 and 6 (Paks II.) are reviewed in this paper, the main systems and equipment which can significantly reduce the environmental release of radioactive materials in the event of a reactor accident are introduced. The first two systems are the passive heat removal systems which provide the cooling of the containment and the reactor in the event of a station blackout. The third system is the core catcher, which cools the materials of the molten core and greatly reduces the formation of hydrogen. The fourth one is the double-walled containment, which allows radioactive leakage of the building into the environment only after aerosol and radioiodine filtration.

Keywords – Paks II Units (5-6), environmental radiation protection, passive heat removal system, molten reactor core catcher, double wall containment

Áttekintjük a paksi 5. és 6. blokk (Paks II.) környezeti sugárvédelmét, ismertetjük azokat a rendszereket, berendezéseket, amelyek jelentősen csökkenthetik a radioaktív anyagok környezeti kibocsátását egy esetleges reaktorbalesetnél. Elsőként azok a passzív hőelvonó rendszerek említhetők, amelyek a konténment és a reaktor hűtését biztosítják teljes feszültségvesztés esetén. A második a zónaolvadék-csapda, amely hűti a megolvadt zóna anyagait, illetve nagymértékben csökkenti a hidrogén képződését, a harmadik pedig a kettősfalú konténment, amely lehetővé teszi, hogy az épület radioaktív szivárgása csak aeroszol- és radiojód-szűrés után kerülhessen a környezetbe.

Kulcsszavak – Paks II. erőmű, környezeti sugárvédelem, passzív hőelvonó rendszer, zónaolvadék-csapda, kettősfalú konténment

BEVEZETÉS

Az atomerőművek társadalmi megítélésére jelentős hatással van azok környezeti sugárbiztonsága. Paks II. esetében erről a kérdésről kevés a szakmai publikáció, ugyanakkor környezeti szempontból a Duna hőterhelése visszatérő téma. Ugyancsak vitatott az atomenergia–megújuló energia fejlesztésének kérdése is. Ez utóbbi témák nem sugárvédelmi kérdések, ezért ezekkel nem is foglalkozik ez a közlemény.

Paks I. és Paks II. tervezése között eltelt mintegy fél évszázad, ez az idő jelentős fejlődést hozott az erőművek nukleáris biztonságában és ezen keresztül környezeti sugárbiztonságában is. Ezeket a változásokat tekintjük át röviden. Meg kell jegyezni, hogy Paks I. környezetbiztonsága nagyon jó, ezért is fogadta el az Európai Unió megfelelőnek, míg több, korábban épült, kevésbé biztonságosnak ítélt atomerőművet (Greifswald 1–4 blokk, Kozloduj 1–4 blokk, Bohunice 1–2 blokk) le kellett állítani.

A következőkben tekintsük át, hogy a Pakson épülő VVER-1200-as típusú (AES-2006-nak is nevezett) 5. és 6. blokk milyen új technológiai rendszerekkel rendelkezik, amelyek nagymértékben növelik a környezeti sugárbiztonságát.

AZ 5. ÉS 6. BLOKK A TELEPHELYEN

A két új atomerőművi blokk a Paksi Atomerőmű egységeitől északra létesül. A beruházásról első kézből a Paks II. Zrt. honlapján (<https://www.paks2.hu/>) érhetőek el információk.

Az 1. ábrán jól látható, hogy az 5. és 6. blokkok melegvíz-csatornája egy híd segítségével keresztezi mind a hat blokk közös hidegvíz-csatornáját. A melegvíz-csatorna mellett több kisméretű vízhűtő berendezés (a csúcshűtő rendszer hűtőcellái) látható, amelyeket csak szükség esetén üzemeltetnek.

A 2. ábra előterében Paks II. vízkivételi műve látható. Míg a hidegvíz-csatorna közös mind a hat blokk részére, addig az 5. és 6. blokknak külön melegvíz-csatornája létesül.

A 3. ábra a jelenleg üzemelő blokkok felől mutatja a teljes telephelyet, az 1–4. blokkokhoz közelebb látható a leendő új 5. blokk.

A KÖRNYEZETI SUGÁRBIZTONSÁGOT NÖVELŐ RENDSZEREK A VVER-1200 TÍPUSÚ REAKTORNÁL

A környezeti sugárbiztonságot – a VVER-440-es blokkokhoz képest – jelentősen növelő három új rendszere van a VVER-1200-as blokkoknak (4. ábra):

1–passzív hőelvonó rendszerek

- Konténment passzív hőelvonó rendszer
- Gőzfejlesztő passzív hőelvonó rendszere

2–zónaolvadék-csapda,

3–kettősfalú konténment.



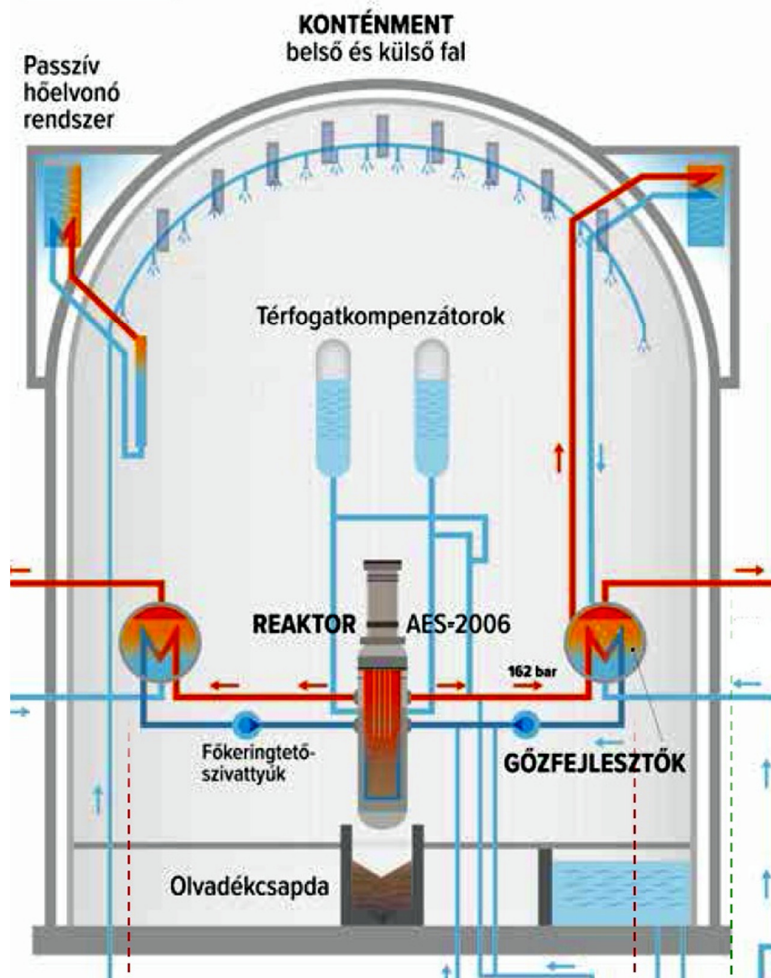
1. ábra. Paks II. madártávlatból. Előtérben az 5. és 6. blokk, középen a hidegvíz-csatorna, háttérben a két melegvíz-csatorna. (Forrás: paks2.hu)



2. ábra. Paks II. madártávlatból. Előtérben a hidegvíz-csatorna és Paks II. vízkivételi műve. A hidegvíz-csatorna felett hídon vezetik át Paks II. melegvíz-csatornáját. (Forrás: paks2.hu)



3. ábra. Paks II. madártávlatból. Előtérben a jelenleg üzemelő 1–4 blokkok. (Forrás: paks2.hu)



4. ábra. A reaktorépület. A balra fent látható passzív hőelvonó rendszer a konténment hűtését, a jobbról fent lévő a gőzfejlesztők hűtését biztosítja teljes feszültségvesztés esetén, alul helyezkedik el az olvadékcsapda (Forrás: <https://www.paks2.hu>)

A következőkben röviden tekintsük át az új technológiai rendszereket.

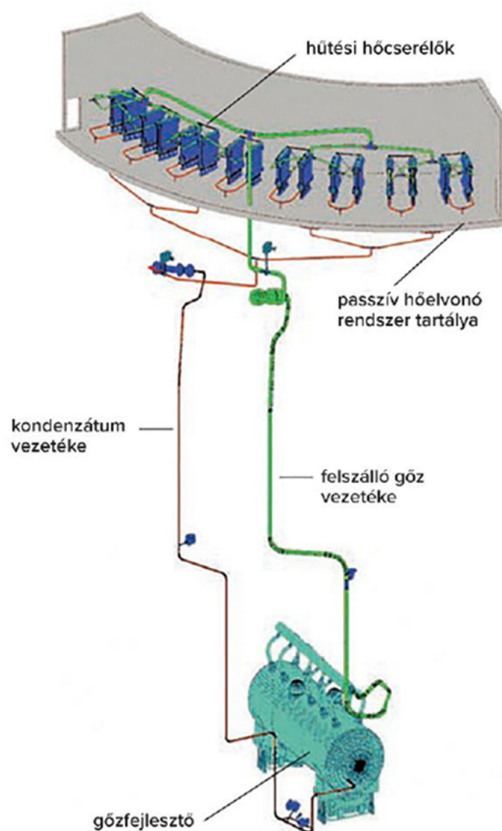
GŐZFEJLESZTŐ PASSZÍV HŐELVONÓ RENDSZERE

A leállított reaktort is hűteni kell, mert a zónában lévő hasadási termékek bomlási hője hűtés hiányában megolvaszthatja a zónában lévő anyagokat, az urán-dioxidot, a fűtőelemek cirkónium burkolatát, a rozsdamentes acél belső szerelvényeket és végül magát a reaktortartályt is. Ez az olvadék kiömölhet a reaktor betonaknájába, az ide kijutó magas hőmérsékletű zónaolvadékból nagy mennyiségű radioaktív anyag kerülhet a konténment légterébe.

A VVER-1200 reaktor hőteljesítménye 3200 MW. A leállított reaktor hőleadása az üzemelő reaktor hőteljesítményének 7 százalékáról indulva fokozatosan csökken. A maradványhőelvonó rendszer feladata, hogy az aktív zóna és a primer kör hőmérsékletét állandó értéken tartsa. A VVER-440 típusú blokkoknál a maradványhő eltávolítása villamos meghajtású szivattyúk segítségével történik. Teljes feszültségvesztés esetén, amikor nincs hálózati feszültség, a villamos energiát dízelgenerátorok biztosítják.

A VVER-1200 típusú erőműnek van két, villamos betáplálást nem igénylő, passzív hőelvonó rendszere is. Ezen rendszerek egyike a primer–szekunder kör határán lévő gőzfejlesztőhöz csatlakozik. A gőzfejlesztő gőzteréből a gőz a reaktorépület felső szintjén lévő, vízzel teli tartályban elhelyezett hőcserélőkben lehül, kondenzálódik, a kondenzátum pedig a gőzfejlesztő vízterébe jut vissza, ennek révén hűti a zónát. A reaktorépület felső szintjén lévő tartály vizét a reaktorépület külső részén elhelyezett szabadlevegős hűtőrendszer hűtővize fokozatosan melegszik, majd forni kezd, a gőz pedig a szabadba távozik, vagyis a tartály vízszintje csökken.

A passzív hőelvonó rendszer részletesebb működési elve az 5. ábra alapján tekinthető át. A gőzfejlesztő gőzteréből a gőz a felszálló gőzvezetéken passzív hőelvonó tartály hőcserélőibe kerül. A hőcserélőkben a gőz kondenzál. A hőcserélőkből elfolyó kondenzátum külön csővezetéken keresztül lefolyik a gőzfejlesztő vízterébe.



5. ábra. A gőzfejlesztő passzív hőelvonó rendszere (Forrás: paks2.hu)

A rendszer mindaddig tud működni, amíg a tartályokban elegendő víz van, ez az idő a legkedvezőtlenebb forgatókönyv esetén is legalább 72 óra. A zóna aktív hűtését még ekkor sem kell helyreállítani, mert a tartályok egy másik, súlyos balesetekre tervezett rendszer segítségével utántölthetők, amelyet dedikált, súlyos balesetre tervezett dízelgenerátorok és akkumulátorok látnak el árammal.

Az aktív rendszerekkel történő hűtésre csak a 90°C alatti primer körű hőmérséklet eléréséhez és a reaktor szétszereléséhez van szükség. Ehhez szükséges a villamos rendszeren alapuló hűtés helyreállítása.

A KONTÉNMENT PASSZÍV HŐELVONÓ RENDSZERE

E rendszer feladata, hogy csökkentse a konténment nyomását és a megengedett tartományon belül tartsa a tervezési alap kiterjesztésébe tartozó baleseteknél is, amikor nagymennyiségű hő jut a konténment légterébe. Hasonló feladatot lát el, mint a sprinkler rendszer a tervezési alapba tartozó üzemzavarok esetén.

A konténment passzív hőelvonó rendszere csatlakozik a gőzfejlesztő passzív hőelvonó rendszer tartályaihoz, a hőelvonást a konténment belsejében elhelyezett hőcserélők végzik.

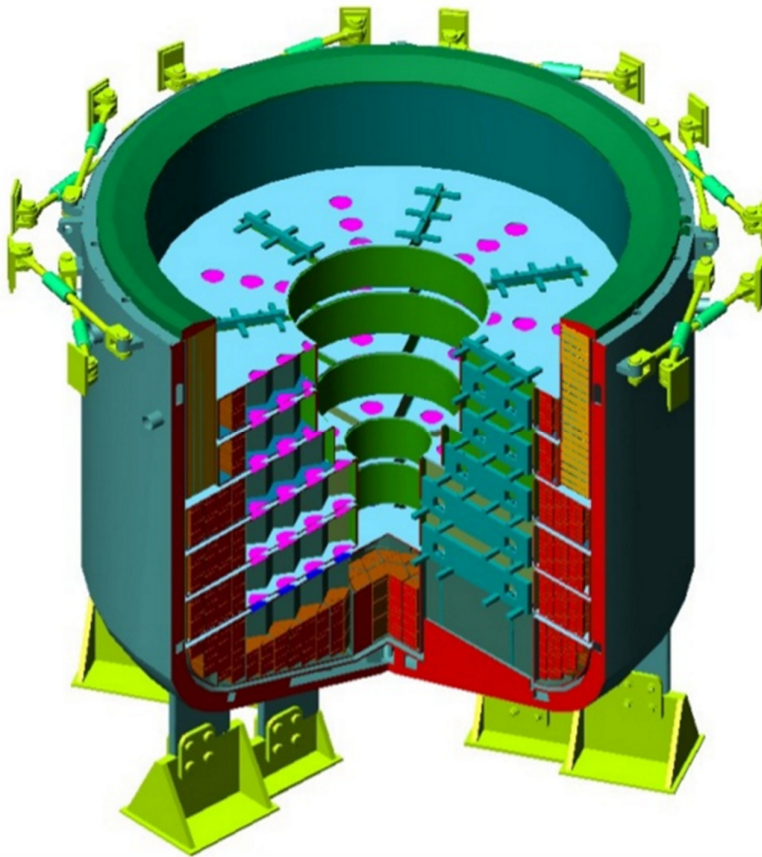
A ZÓNAOLVADÉK-CSAPDA

A rendkívül kis valószínűséggel fellépő súlyos baleseti helyzetekre is megtörténik a felkészülés. A zónaolvadék-csapda rendeltetése:

- A reaktortartály aljának helyben tartása annak leválása vagy deformálódása esetén.
- A reaktorakna szerkezeti elemeinek védelme a zónaolvadéktól.
- A zónaolvadék, az aktív zóna és a reaktor szerkezeti szilárd törmelékének, valamint a hasadási termékek befogadása és elhatárolása a konténmenten belül.
- A zónaolvadék maradványhőjének elvezetése.
- A zónaolvadék szubkritikusságának biztosítása.
- A radioaktív anyagok és hidrogén a konténment légterébe történő kibocsátásának minimalizálása.

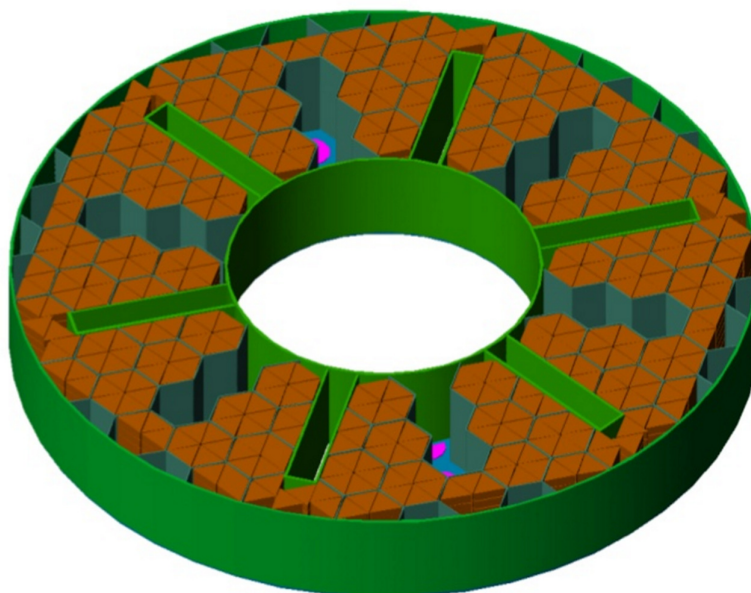
A zónaolvadék-csapda egy kúpos fenekű, hengeres fémszerkezet, tömege mintegy 800 tonna. Fala kettős, a falak közötti rést vas- és alumínium-oxid granulátum tölti ki. A zónaolvadék-csapdában olvadótöltet található, amely vas-oxid és alumínium-oxid 1:1 arányú keveréke, de gadolíniumot is tartalmaz a szubkritikusság biztosítására. A zónaolvadék-csapdában az olvadótöltet több rétegben helyezkedik el. A zónaolvadék-csapda metszeti képét át a 6. ábra mutatja.

A zónaolvadék-csapdát kitöltő olvadótöltetet a zónaolvadék magas hőmérséklete megolvasztja, majd a két anyag egymással elegyedik. Az olvadótöltet a zónaolvadékból a potenciális hidrogénfejlődés túlnyomó részéért felelős elemi cirkóniumot oxidálja, így az már a későbbiekben nem jelent veszélyt. Az oxidált cirkónium ugyanis vízzel való reakcióban már nem fejleszt hidrogént. Az olvadótöltettel való elegyedés során a zónaolvadék oxid fázisának sűrűsége lecsökken, így az felúszik az olvadt fémek tetejére, ezzel lehetővé téve a zónaolvadék felszínének hűtését és ezáltal a radioaktív aeroszolok további felszabadulásának megakadályozását.



6. ábra. A zónaolvadék-csapda metszeti képe. (Forrás: [2])

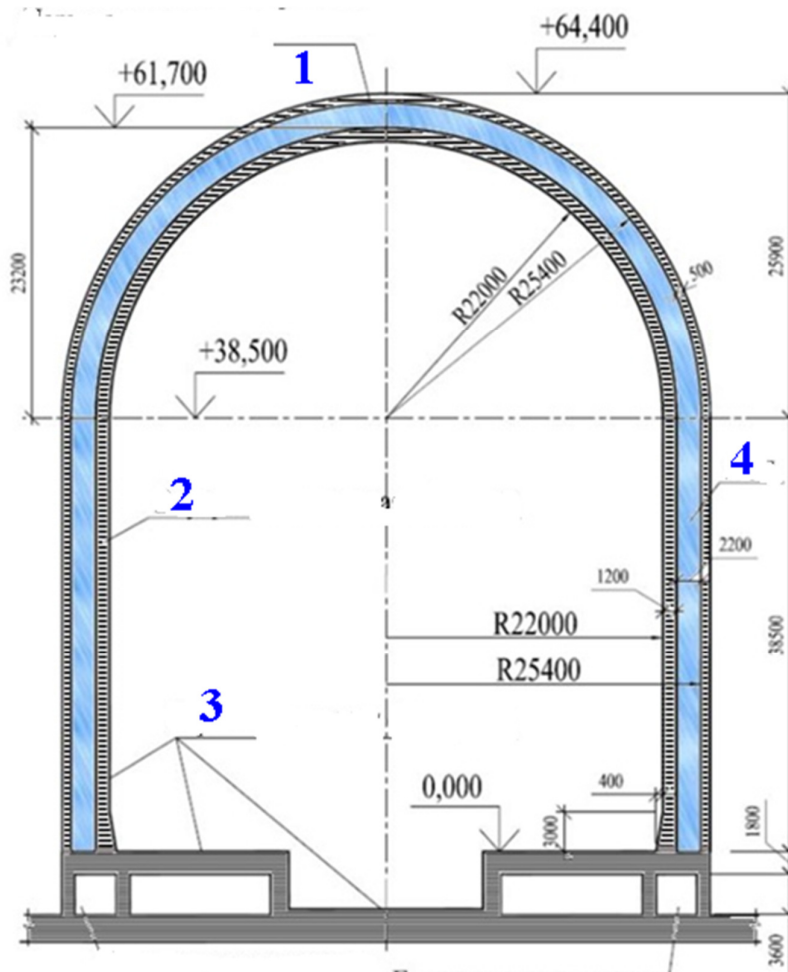
A vas-oxid és alumínium-oxid olvadótöltet szinterelt tömbök formájában kerül a zónaolvadék-csapdába (7. ábra).



7. ábra. A zónaolvadék csapda 4. rétege a szinterelt olvadótöltet blokkokkal. (Forrás: [2])

KETTŐSFALÚ KONTÉNMENT

A belső konténment felelős a radioaktív kibocsátás megakadályozásáért, a külső konténment pedig védelmet jelent a reaktor és a primerköri főberendezések számára a külső veszélyeztető tényezőkkel szemben. A rendkívül kis valószínűséggel bekövetkező súlyos baleset esetén a kettősfalú konténment (8. ábra) megakadályozza, hogy a reaktorépületből számottevő radioaktív anyag jusson a környezetbe. A belső falon átszivárgó radioaktív anyag a két fal közötti térbe kerül, ahonnan egy elszívó rendszer révén aeroszol és elemi/szerves jód szűrőn keresztül kerül a környezetbe. A szűrés hatásfoka aeroszoloznál 99,9%, a jódszűrőknél 99%.



8. ábra. A kettősfalú konténment főbb méretei. 1–külső védőburkolat (50 cm vastag beton), 2–belső védőburkolat (120 cm vastag beton), 3–hermetizáló réteg (rozsdamentes acél), 4–gyűrűs tér. (Forrás: [3])

ÖSSZEFOGLALÁS

A Pakson épülő VVER-1200 típusú 5. és 6. blokk környezeti sugárvédelmét jelentősen növeli az utóbbi évtizedekben kifejlesztett gőzfejlesztő passzív hőelvonó rendszer, amely teljes feszültségvesztés esetén is hűteni tudja a reaktor aktív zónáját, a zónaolvadék-csapda, amely képes befogadni a megolvadt zóna anyagait, hűti azokat és csökkenti a robbanásveszélyes hidrogén fejlődését. A kettősfalú konténment a radioaktív anyagok környezeti kibocsátását

csökkenti annak révén, hogy a két fal közé kerülő radioaktív aeroszolok és radiojód csak szűrve kerülhetnek a szabadba.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- [1] <https://www.paks2.hu/>
- [2] Zvonarev, Yu., Analytical and Experimental Studies for Core Catcher Development. 2013.
https://www.slideshare.net/psa_eps/vver-core-catcher
- [3] <https://rosatom.ru/upload/iblock/0be/0be1220af25741375138ecd1afb18743.pdf>

A cikk elkészítésében közreműködött a Paks II. Zrt.

Az AEKI új kiégett fűtőelem tároló épületének sugárvédelmi ellenőrző rendszere

Bäumler Ede^{*1}, Elter Dénes², Sarkadi András¹, Petrányi János¹, Horváth József¹

¹Gamma Műszaki zRt.,

²KFKI Atomenergia Kutatóintézet

Abstract

In 2004 an agreement was concluded about the shipment of spent fuel assemblies from Hungary to Russia (RRRFR program). The fuel assemblies are of Soviet and Russian origin, with high enrichment and were used at the Budapest Research Reactor (BKR). This program is aimed to ship spent fuel assemblies from the BKR to Russia.

The storage building of spent fuel assemblies (KKFT) is restructured to allow for placing the assemblies into transport containers. The work in the new light-structured building will be continuous, and take a long term. During the activities with the assemblies the risk of radiation and contamination of the workers increases. This is the reason of survey system implementation.

The survey system is consisting of 3 pieces gamma dose rate detectors and alert units (BNS-97). One of the three detectors is placed on the trolley. The transport container is mounted on the trolley during the filling up of the transport basket. From the trolley any manipulation can be made in the storage pool. The secondary alarm lamps and the "RayMon" data collector program are placed in the sluice gate.

For checking the gamma and beta contamination of hand, feet and clothes a hybrid personal radiation control gate (BNS-94PH) is installed at the entrance of the hall. The newly developed alarm unit, data collector program, and control gate will be presented.

Keywords KKFT (storage building of spent fuel assemblies), survey system, control gate

Kivonat

2004-ben megállapodás született a szovjet eredetű, magas dúsítású, kutatóreaktorokban használt fűtőkötegek Oroszországban lévő reprocesszáló helyre történő visszaszállítására (RRRFR program). A program keretében lehetőség nyílik a Budapesti Kutatóreaktor (BKR) kiégett fűtőelemeinek az elszállítására.

A fűtőelemek szállítókonténerbe helyezésére átalakításra került a külső kiégett fűtőelem tároló (KKFT). Az új, könnyűszerkezetes épületben végzett munka folyamatos és hosszú távú. A fűtőelemekkel végzett műveletek során megnövekedhet a munkavégzőket érő sugárzás és elszennyeződés veszélye, ez indokolta a sugárvédelmi rendszer telepítését.

A monitoring rendszer a teremben 3 db gamma-dózisteljesítmény mérő detektorból és riasztó egységből áll (BNS-97). A három detektor közül az egyik az un. kocsi-ra van szerelve, ezen helyezkedik el a szállítókonténer a szállítókosár megtöltésekor és erről történik a tárolómedencében végzett összes manipuláció. A másodlagos jelzőlámpák és a „RayMon” programmal ellátott központi adatgyűjtő a zsiliben került elhelyezésre. A kéz, talp és ruházat ellenőrzésére szolgáló, gamma és béta szennyezettséget ellenőrző „hibrid személyi sugárkapu” (BNS-94PH) a csarnokban, a bejáratnál van telepítve. A cikkben bemutatjuk az új fejlesztésű riasztó egységet, adatgyűjtő programot és sugárkaput.

Kulcsszavak KKFT (kiégett fűtőelem tároló), monitoring, sugárkapu

I. KKFT FELÚJÍTÁS

2004-ben megállapodás született a szovjet, illetve orosz eredetű, magas dúsítású, kutatóreaktorokban használt fűtőkötegek Oroszországban lévő reprocesszáló helyre történő visszaszállítására (RRRFR program). A program keretében lehetőség nyílik a Budapesti Kutatóreaktor (BKR) kiégett fűtőelemeinek az elszállítására.

A telephely vizsgálata alapján egyértelműen megállapítható volt, hogy a meglévő infrastruktúra jelenlegi állapotában nem alkalmas a tervezett fűtőelem-szállító konténerek fogadására, azok kiszolgálására. Az előzetes felmérések és tanulmányok alapján a fűtőelemek szállítókonténerbe helyezésére egyetlen terület, a külső kiégett fűtőelem tároló (KKFT) alakítható át megfelelően.

A KKFT átalakítása során, a KKFT területén lévő régi épület, a daru és a beton padlózat elbontásra került. Az 1. ábrán látható új, könnyűszerkezetes épület lehetővé teszi a napszaktól és időjárástól független munkavégzést, valamint biztosítja a munkavégzéshez megfelelő, a tiszta szerelésre vonatkozó

*baumler@gammatech.hu

előírások betartásához szükséges körülményeket. Megerősített padlózata biztonságosan elviseli az ISO konténerben lévő 2 db SKODA TC (szállítókoténer) beszállítását végző jármű súlyát, alkalmas 16 db SKODA TC tömegéből eredő terhelés elviselésére. Bevonata a nukleáris iparban használatos MASTERTOP fantázianevű kétkomponenses műgyanta, ami jól mosható, kopásálló és teherviselő. Az új daru alkalmas a SKODA TC daruzására, valamint az annak kiszolgálásához szükséges egyéb berendezések biztonságos mozgatására.

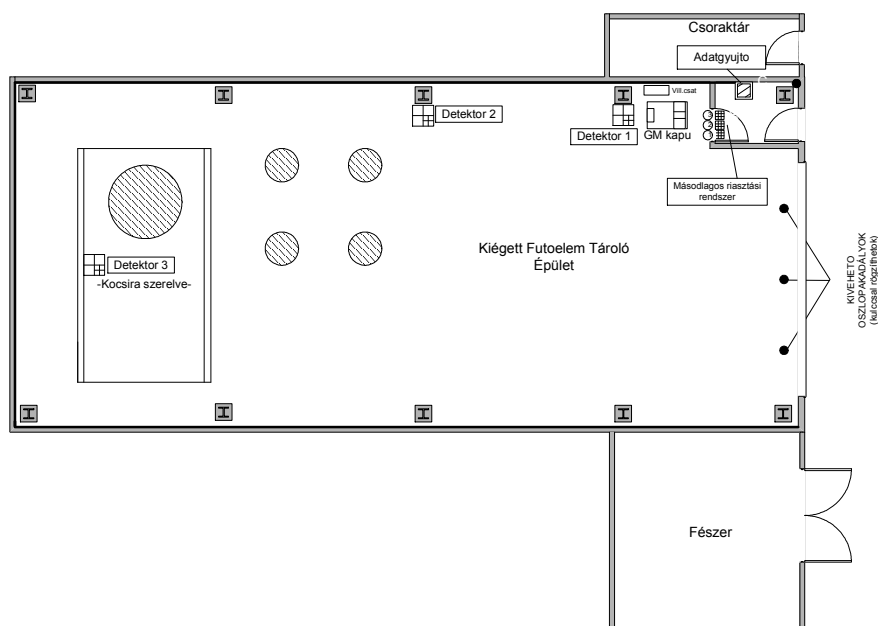
1. ábra. Az új KKFT épület



A besugárzott fűtőkötegek szállításhoz való előkészítése során nagyszámú fűtőköteget kell mozgatni. A fűtőelemek tárolása a SKODA TC-ben a tároló épületében történik, passzív felszáráz (áttokozott régi fűtőkötegek), illetve nedves módon. A besugárzott fűtőkötegekkel végzett munka folyamatos és hosszú távú. A fűtőelemeket tartalmazó hermetikus tokok felvágása során fennáll a fűtőelemek vízvédelemből kiemelésének veszélye, valamint megnő a munkavégzők elszennyeződésének veszélye is.

A fentiek miatt indokolt volt gamma-dózisteljesítmény mérő detektorok és személyi szennyezettség ellenőrző berendezés telepítése az új épületben.

2. ábra. KKFT sugárvédelmi rendszere



A 3 db gamma-dózisteljesítmény mérő detektor, a sugárkapu, a másodlagos jelzőlámpák és a központi adatgyűjtő elhelyezése a 2. ábrán látható. Az első detektor a teremben a bejáratnál, a második az épület közepén egy-egy tartóoszlopra került felszerelésre. A harmadik detektor az un. kocsira van szerelve. Ezen a kocsin helyezkedik el a szállítókonténer a szállítókosár megtöltésekor és erről a kocsiról történik a tárolómedencében végzett összes manipuláció. A detektorok másodlagos riasztóegységei a bejáratnál zsilip belső ajtaja fölé lettek elhelyezve, ugyancsak a zsilipben található a központi adatgyűjtő. A sugárkapu a csarnokban, a bejáratnál van felállítva.

II. A SUGÁRVÉDELMI ELLENŐRZŐ RENDSZER MEGVALÓSÍTÁSA

A. Monitoring rendszer

A monitoring rendszer detektorai BNS-97 típusú „sugárvédelmi monitorok” helyi kijelzéssel, két beállítható riasztási szinttel, továbbá helyi eseményriasztással, nyugtázási lehetőséggel, szünetmentes tápellátással rendelkeznek. Az eseményriasztás az előző átlagértéket szignifikánsan meghaladó pillanat vagy átlagérték esetében történik. Széles méréstartományuk az [1] referencia szerinti mérési eljárásnak köszönhető, éppúgy, mint az alacsony mérési- és linearitás hiba, vagy a nagy túlterhelhetőség. A műszer soros vonalon kommunikál a riasztó egységgel, illetve az adatgyűjtő számítógéppel. A módosított BNS-97R riasztóegység 3 lámpás, a további 2 lámpa kezelésére egy új adatgyűjtő került bele, ez kérdezi le két másodpercenként a műszert és kommunikál a PC-vel. A riasztó egységek duplikálva vannak.

3.ábra. A detektor egybeépítve riasztóegységével, és a duplikáció



Az új adatgyűjtő-, megjelenítő program „RayMon” névre hallgat. Üzem közben a képernyő felület három részre tagozódik. A három detektor által mért pillanatnyi dózisteljesítmény numerikusan, és grafikusan logaritmikus kijelző sávon jelenik meg a pillanatnyi állapotok ablakában. A naplózott események eseménynapló ablakban láthatók. Az operátor ablakban a kiválasztott detektor adatai, az általa mért átlagértékek, az utolsó 1000 mérés idődiagramja látható, innen történik a nyugtázás, az eseményekhez intézkedési terv rendelhető. A szerviz ablak megnyitásával beállítható az állomásnév, az adatgyűjtés jellemzői, a jelzési és riasztási szint és az ezekhez rendelt jelzések. A rendszer jelenlegi beállításai: lekérdezés 2 másodpercenként, átlagképzés 10 percre. A riasztási beállítások az 1. táblázatban találhatóak. *A kocsin 10 $\mu\text{Gy/h-t}$ meghaladó érték is előfordulhat üzemszerűen.

1. táblázat. Monitoring rendszer jelenlegi beállításai

állomás	eseményriasztás műszer zümmerével	figyelési szint riasztó sárga lámpa	riasztási szint riasztó dudu 4s és piros villogó nyugtázásig
1. Bejárat	✓	500 nGy/h	5 µGy/h
2. Terem	✓	500 nGy/h	5 µGy/h
3. Kocsi	✓	500 nGy/h	15 µGy/h*

Hibrid személyi sugárkapu

A feladat szerint ellenőrizendő a két kéz és két talp felületi szennyezettsége, és a ruházat előről-hátulról. Az erre a célra kifejlesztett BNS-94PH „hibrid személyi sugárkapu” detektorai végtagonként 2 db SZBT-10 36 cm² felületű végablakos GM-cső, a ruházat gammaszennyezettségének ellenőrzésére az első és hátsó oszlopokba épített Ø 25 x 300 mm NaI(Tl) szcintillációs kristállyal ellátott NDI típusú detektor. A kristály vízszintes irányban ± 45°, függőleges irányban ± 60°-ra kollimálva. Az intelligens detektorok működtető programja a [2] referencia szerinti sugárkapu algoritmus, ez nagy érzékenységet és automatikus háttér kompenzációt biztosít. A mérés indítása a kézmérők egyidejű lenyomásával történik.

A kiléptetés fázisai a 2. táblázatban találhatók:

2. táblázat. A kiléptetés fázisai

állapot	jelzés LED- sorral	időzítés	kiléptetés
beléphet	zöld		tiltva
mérés	sárga	4 s	tiltva
továbbmehet	felső zöld	5 s	engedélyezve
tiltás	piros	forgó zárva	tiltva

4. ábra. LED-sorok és érintőképernyős kijelző



A LED-soros kijelzés megvalósítása, és a kapu belépő oldalán elhelyezett érintőképernyős kijelző a 4. ábrán látható. A kijelzőn inverz képpel jelenik meg a szennyezett terület.

A felületi szennyezettség értéke ⁹⁰Sr+⁹⁰Y ekvivalens Bq/cm² –ben, a ruházat gammaszennyezettsége a természetes háttér értékéhez viszonyítva olvasható le a kijelzőről. Több szennyezett testrész esetén a szimbólumok egymás utáni érintésével olvashatók le a mértékek. A nyugtázás a képernyőről történik. A sugárkapuhoz PC-s technológiai programot készítettünk és adtunk beállítások, kalibrálás, tesztelések céljára. A megrendelő kérésére – arra hivatkozva, hogy az intézményben alfa szennyezettséggel nem kell számolni, a detektorok védelme viszont fontos - a szennyezettség-mérők védőfóliázva lettek. A kalibráció már ebben az állapotban történt. A telepített sugárkapun a helyszínen az MKEH Metrológiai Főosztály Sugárfizikai és kémiai mérések osztálya az érzékenység meghatározására vizsgálatokat végzett. Vizsgálták a kéz- és lábszondák érzékenységét ⁹⁰Sr+(⁹⁰Y) forrással, az érzékenység változását a béta

átlagenergiájának függvényében ^{14}C , ^{137}Cs , ^{36}Cl és $^{90}\text{Sr}+(^{90}\text{Y})$ RHA forrásokkal, és inhomogenitás méréseket végeztek. Az első és hátsó mérőoszlopokat ^{137}Cs forrással vizsgálták.

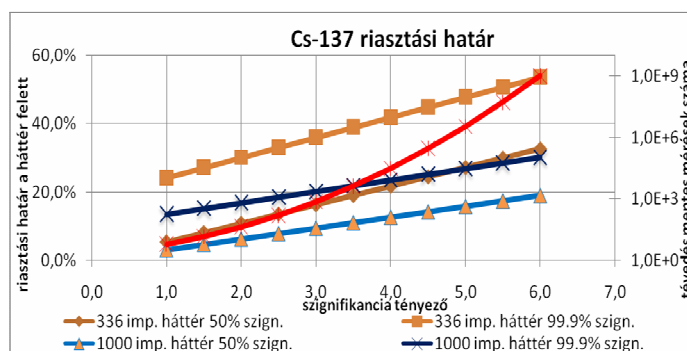
A Vizsgálati Bizonyítvány szerint a szennyezettség mérők 0,1 (imp/s)/(Bq) és a mérőoszlopok 0,06 (imp/s)/(Bq) körüli érzékenysége alátámasztja az általunk – műszerkönyvben – megadott érzékenységi adatokat (3. táblázat).

3. táblázat. Detektorok radioaktív sugárforrásokra adott válaszreakciója (érzékenység)

detektor	kimutatási határ 80 nGy/h háttérsugárzás esetén
kéz- és lábmérők	< 0,5 Bq/cm ² 90Sr(+90Y) ekvivalens
oszlopok	háttér + 4 nGy/h 50%-os szignifikancia szinten, ^{137}Cs -al vizsgálva*

*A gamma sugárkapuk kimutatási határa függ a sugárminőségtől, a szignifikancia tényezőtől, a riasztás szignifikancia szintjétől és a háttérsugárzás aktuális értékétől (abban az esetben, ha nem fix, az expozíció idejétől is). A szignifikancia tényező, mint szorzószám azt jelenti, hogy a háttér középértéke fölött hányszoros szórásra van beállítva a mért értékek riasztási határa. A riasztás szignifikancia szintje ettől független, azt jelenti, hogy a mért értékek hány százaléka esik a riasztási határ fölé. Az 50%-os szignifikancia szintű határ egyszerű számítással adódik, és néhány méréssel ellenőrizhető, ebből számítható tetszőleges megbízhatósági szintű, például 99,9%-os határ (5. ábra). Ha a 99,9%-os határt kellene ellenőrizni, ahhoz legalább 10000 mérést kellene elvégezni a dózisteljesítmény határértékén.

5. ábra. A riasztási határ változása a megbízhatósági szint és a háttér függvényében, valamint a várható tévedésmentes mérések száma (piros görbe) a szignifikancia tényező függvényében (Ez az egyoldalas kivülesés valószínűségének reciproka.)



A fix geometria miatt az aktivitás értékek is számíthatók (4. táblázat).

4. táblázat. Számított kimutatási határok (dózteljesítmény a háttér felett és aktivitás). BNS94 P szcintillációs detektor, elsőfajú szignifikancia tényező: 4

háttér [nGy/h]	izotóp	50%-os riasztási határ [nGy/h]	99,9%-os riasztási határ [nGy/h]	50%-os riasztási határ 30 cm-ről [kBq]	99,9%-os riasztási határ 30 cm-ről [kBq]
70	^{241}Am	0,28	0,53	13,75	25,86
70	^{137}Cs	3,79	7,13	8,70	16,36
70	^{60}Co	34,67	65,24	4,39	8,27
210	^{241}Am	0,48	0,88	23,35	42,88
210	^{137}Cs	6,44	11,82	14,77	27,13
210	^{60}Co	58,91	108,7	7,47	13,41

Az üzemeltetés tapasztalatai

A sugárkapu pillanatnyilag át van helyezve a főépület bejáratához, a régi kapu meghibásodása miatt. Az üzemeltetés során kiderült, hogy a mérés indítása után a sugárkaput el lehet hagyni és a forgó kereshöz sétálva meg lehet várni, amíg az nyit. Ennek elkerülésére infravörös fénysorompó utólagos beépítését tervezzük.

6. ábra. A főépületbe áttelepített sugárkapu



A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség bejelentés nélküli ellenőrzést tartott, amelynek során több fűtőköteget is megemeltetett. Mindhárom detektor eseményriasztást jelzett, indokolva ennek a funkciónak a hasznosságát.

7. ábra. Munkavégzés a kocsin



IRODALOM

- [1] Bäumlér E, Erdős K, Gujgiczer Á, Illés Zs, Nagy L, Pintér I, Sarkadi A, Solymosi J: Univerzális radioaktív sugázmérő műszer és eljárás, valamint rendszertechnikai elrendezés a méréshatárának kiterjesztésére. Lajstromszám: 224 502
- [2] Bäumlér E, Erdős K, Sarkadi A: Eljárás és berendezés járművek és/vagy rakományok radioaktív szennyezettségének – mobil sugárforrásnak – kimutatására. Lajstromszám: 220 207

Alfa-sugárzóval elkövetett „piszkos bomba” támadás következményei és azok felszámolása¹

Molnár Kolos*¹, Vincze Árpád², Solymosi József³

¹Európai Bizottság Energia és Közlekedési Főigazgatóság, Nukleáris Biztosítéki Igazgatóság, Luxemburg

²Országos Atomenergia Hivatal, Budapest

³Zrinyi Miklós Nemzetvédelmi Egyetem, Budapest

Abstract

In a former article of us the demolition effects of a “dirty bomb” explosion with some alpha-emitter (Po-210) were detailed described. [1] The alpha-emitter means multiple problems due to the superposition of its toxicity and internal dose effects in case of incorporation and in case of external contamination the challenges of decontamination, the validation of its success (verification) and the implementation of the further necessary measures. Our aim is to present the difficulties in the elimination of the consequences especially in terms of detection, monitoring and remediation. Hopefully, our results will help the better preparedness for the efficient response.

Keywords: Dirty bomb, alpha-emitters, Po-210, detection, monitoring, remediation

Kivonat

Egy korábbi cikkünkben már részletesen foglalkoztunk valamely alfa-sugárzóval (Po-210) elkövetett „piszkos bomba” támadás pusztító hatásaival. [1] Az alfa-emitterek többszörös problémát jelentenek, mivel inkorporációjuk esetén a toxicitás és a belső sugárterhelés szuperponálódik, kontamináció esetén pedig a dekontamináció, illetve ennek eredményességének validálása, valamint az esetleg szükséges további intézkedések megtétele eredményezi a kihívásokat. Jelen írásunkban a következmények felszámolásának nehézségeit igyekszünk bemutatni: elsősorban a kimutatás, felderítés és mentesítés tekintetében. Reményeink szerint a cikkünkben leírtak segíthetik a minél eredményesebb felkészülést a hatékony válaszadásra.

Kulcsszavak: Piszkos bomba, alfa-sugárzók, Po-210, észlelés, felderítés, mentesítés

I. BEVEZETÉS

Ma már senki sem kérdőjelezi meg, hogy a piszkos bomba nem csak fantazmagória, hanem egy létező fenyegetés, melynek előállítására és megszerzésére komoly erőfeszítéseket tesznek bizonyos csoportok és szervezetek. [2] Természetesen hatásait tekintve nem hasonlítható egy nukleáris fegyverhez, viszont alkalmazásának rendkívül súlyos következményei lehetnek. Még a legoptimistább feltételezések is egy radiológiai balesettel egyenértékűnek tekintik, ha azonban figyelembe vesszük, hogy felrobbantását nem szerencsétlen körülmények összjátéka, hanem szándékos, rosszindulatú emberi tevékenység okozza, akkor biztosak lehetünk benne, hogy az elkövetők igyekeznek a hatásokat maximalizálni, tehát adott mennyiségű radioaktív anyag mellett a lehető legtöbb és legsúlyosabb áldozatot szedni. Ez pedig lényeges különbség egy radiológiai balesethez képest.

Biztosra vehető, hogy bevetésének primer hatásain túl (közvetlen áldozatok, gyógykezelés, mentesítés és helyreállítás stb.), igen lényegesek a szekunder hatások melyek közül a gazdasági, társadalmi és lélektani hatásokat szokás kiemelni. [3] Ezért tekintik széles körben a piszkos bombát pánikkeltő, pusztító hatású, romboló fegyvernek. [4] Eddigi kutatásaink során számos bizonyítékát találtuk, hogy a piszkos bomba egy megfelelően választott töltet segítségével (pl. alfa-emitterek) igen sok rokonságot mutathat a vegyi fegyverekkel sőt, bizonyos tekintetben még a biológiai fegyverek jellegzetességeit is hordozhatja. Ezek pedig egyértelműen tömegpusztító fegyverek. [1] Ezért tartjuk nagyon fontosnak, hogy a tömegpusztító fegyverek korábbi NATO terminológiája (NBC – nuclear, biological and chemical) is bővült a radiológia fegyver fogalmával (NBCR). [5] Cikkünkben tehát részletesen vizsgáljuk egy alfa-

¹ Jelen írásban a szerzők saját tudományos kutatásaikat és véleményüket összegzik, az nem tekinthető az Európai Bizottság, az Országos Atomenergia Hivatal, illetve a Zrinyi Miklós Nemzetvédelmi Egyetem hivatalos állásfoglalásának.

*- Kolos.MOLNAR@ec.europa.eu

emitter töltetű piszkos bombával elkövetett merénylet lehetséges következményeit, illetve a következmények felszámolásának lehetőségeit.

II. ALFA-EMITTEREK

Azokat a radioaktív anyagokat, melyek alfa-bomlással, tehát alfa-részecske (He^{2+} , vagyis hélium atommag, mely 2 protonból és 2 neutronból áll) kibocsátással alakulnak át egy másik izotópba alfa-sugárzóknak nevezzük. A radioaktív bomlásoknak ez a fajtája különösen a nagy tömegszámú elemekre ($A > 140$, $Z > 59$) jellemző. Legtöbbjük az un. ritka földfémek (lantinidák, aktinidák) közé tartozik. Az alfa-bomlást követően többnyire még mindig gerjesztett állapotban lévő atommag gamma-sugárzás kibocsátásával tér vissza az alapállapotba, a tiszta alfa-sugárzó izotópok meglehetősen ritkák. Az alfa-részecskék monoenergetikusak, energiájuk 1,83 MeV (Nd-144) és 11,65 MeV (Po-212m) közötti, színpük vonalas és karakterisztikus. [6] Az alfa-sugárzás a levegőben néhány cm-es úton lefékeződik, energiája disszipálódik és elektronok befogásával ártalmatlan héliummá alakul, tehát a külső sugárterhelés szempontjából elhanyagolható. Az élő szervezetbe kerülve ennek a nagy energiájú korpuszkuláris sugárzásnak, rendkívül erős ionizáló képességénél fogva² súlyos élettani következményei lehetnek. Az alfa-sugárzók mindegyike toxikus, nemcsak kémiai viselkedésük miatt (sok közöttük a nehézfém), hanem inkorporációjuk esetén a kibocsátott sugárzás szövetkárosító hatása okán is. A veszélyt tovább fokozza, hogy elég közönségesek a vízben viszonylag jól oldódó vegyületeik. Ráadásul számos alfa-emitter eléggé könnyen hozzáférhető, meglehetősen gyakran használt, vagy korábban elterjedt volt. (1. táblázat)

1. táblázat: Gyakoribb alfa-sugárzók

izotóp	felezési idő/év	energia/keV ³	toxicitás	vegyületek	mentességi aktivitás [Bq]	mentességi aktivitás koncentráció [Bqg ⁻¹]
Po-210	0,378	5 304	nagyon erős	halogenid, oxid, hidrid	10 000	10
Ra-226	1 603	4 785	nagyon erős	halogenid, oxid	10 000	10
U-235	700 millió	4 398	gyenge	halogenid, oxid, nitrát, karbonát,	10 000	10
U-238	4,5 milliárd	4 198	gyenge	hidrid, nitrid, karbid	10 000	10
Pu-239	24 110	5 157	nagyon erős	halogenid, oxid, hidroxid, nitrát, karbonát	10 000	1
Am-241	432,6	5 486	nagyon erős	halogenid, oxid, nitrát, karbonát, hidroxid	10 000	1
Cm-244	18,1	5 805	nagyon erős	halogenid, oxid	10 000	10

² A fajlagos ionizáló képessége a béta-, röntgen- és gamma-sugárzásokénak mintegy 20-szorosa, a neutron-sugárzásnak pedig 4-5-szöröse.

³ Különböző energiájú alfa-részecskék kibocsátása esetén a leggyakoribb energiáját közöljük.

Az alfa-sugárzók másik nagy „előnye” abban az esetben, ha piszkos bomba töltetként kívánják felhasználni, hogy a megelőzés esélye – a piszkos bomba idejében történő felfedezése és hatástalanítása még a robbantás előtt – meglehetősen korlátozott. Ha a választott forrás tisztán alfa-sugárzó, akkor azt viszonylag könnyű elrejtetni a detektorok elöl, mivel a kibocsátott sugárzást már maga a bomba tokozása, csomagolása teljesen leárnyékolja és elnyeli. Ezért lehet nagyon vonzó anyag egy effajta merénylethez a polónium-210 (Po-210), hiszen átlagosan csak minden százezredik bomlás során bocsát ki egy 803 keV energiájú gamma fotont. [7] Az anyag végzetes hatásának szörnyű bizonyítékát szolgáltatta a 2006. novemberi Litvinyenko-gyilkosság. A Po-210 bár meglehetősen drága, hiszen 18,5 MBq (0,5 mCi) anyag ára 36 – 71\$ (pl. különféle statikus elektromosság mentesítő eszközökben), de a halálos dózis 10%-a akár az interneten (Amazon.com) is megvásárolható. Ráadásul jelenleg a halálos dózis mintegy 5000-szerese, 592 GBq (16 Ci) vásárolható regisztráció nélkül, és még a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ) ajánlása is csak a tizedére kívánja csökkenteni ezt a korlátot. A merényletben felhasznált, feltételezett 1 – 3 GBq mennyiség ára tehát 2 és 12 ezer dollár közé eshet. A világ éves Po-210 termelése mintegy 100g (450 ezer Ci), mely jórészt az orosz RBMK reaktorokból származik. [8] Persze arról sem szabad megfeledkezni, hogy az elkövetők nem csak legális forrásokból szerezhetik be a radioaktív izotópokat: a NAÜ radioaktív és nukleáris anyagok illegális kereskedelmével és csempészésével foglalkozó adatbázisában 2004 óta 520 esetet rögzítettek a tagállamok jelentései alapján, és ezek közül 14-ben szerepelt Po-210. A 14 esetből 3 történt 2006-ban. [9]

III. ALFA-SUGÁRZÓ TÖLTETŰ PISZKOS BOMBA TÁMADÁS KÖVETKEZMÉNYEI

Kontamináció

A kontamináció, vagyis a felületek szennyeződése radioaktív izotóppal, mindenképpen megtörténik, miután a piszkos bomba működésbe lép. A kontamináció mértékét, kiterjedését számos paraméter határozza meg: elsősorban a töltet nagysága (mekkora a sugárzó anyag aktivitása), fizikai és kémiai formája, a robbantás paraméterei (robbanóanyag fajtája és mennyisége, a bomba konstrukciója), valamint a környezet (terep tárgyak, természeti környezet, domborzat), emellett szabad téren a légmozgások, az időjárás (szélsebesség, páratartalom, csapadék stb.) is befolyásolóak lehetnek. A robbantást követően a radioaktív izotóp útja különféle terjedési modellekkel számolható, bár a kontamináció valós értéke csak helyszíni mérésekkel állapítható meg.

Amennyiben a töltet tisztán alfa-sugárzó (pl. Po-210) akkor az alfa-sugárzás fizikai jellemzői miatt maga a kontamináció nem okoz külső sugárterhelést. Veszélyét az jelenti, hogy mivel nem rögzített a felületen, ezért könnyen szétterjedhet: a sérültek illetve a mentőegységek igen könnyen szennyeződhetnek, majd a szennyeződéssel megfelelő felderítés és mentesítés hiányában más helyszíneket és személyeket is elszennyezhetnek. A nem fixált kontamináció másik nagy problémája, hogy igen könnyen inkorporálódhat: a szennyezett felületekről az alfa-sugárzó izotóp a sebesüléseken, de akár belégzéssel vagy emésztéssel is bekerülhet a szervezetbe.

Inkorporáció

Alfa-sugárzó izotópok esetén az igazi veszélyt az inkorporáció jelenti: az alfa-sugárzás igen erős ionizáló hatása miatt ennek a sugárzásnak a legkomolyabbak a biológiai, élettani hatásai. A szervezetbe kerülve az alfa-sugárzás kicsi áthatoló képessége, gyors lefékezésére többé már nem „akadály” (mint a külső sugárterhelésnél), hiszen éppen a szövetekben fog elnyelődni, ott fogja leadni energiáját súlyosan károsítva azok rendkívül érzékeny DNS és fehérje állományát.

Ha az inkorporáció konkrét következményeit vizsgáljuk Po-210 esetén, akkor a következőket mondhatjuk el. Miután a radioaktív anyag bekerül a tápcsatornába kb. 50-90% a széklettel rövidesen

távozik is. Amennyiben belégzéssel került be, úgy a további sorsa nagyban függ a kémiai viselkedésétől. Ha a tüdő nyálkahártyájára jól oldódó formában kerül, akkor ott abszorbeálódik és felhalmozódik, majd hosszabb-rövidebb időn belül igen jelentős mennyisége bekerül a véráramba. Ez a magyarázata, hogy belélegezve a Po-210 ötször/tízszer⁴ toxikusabb, mint az emésztő szervrendszerbe kerülve⁵. [7] A véráramba került sugárzó anyag ezután szétterjed az egész testben. Ennek a mennyiségnek 45%-a a lépben, vesékben és a májban halmozódik fel, 10% a csontvelőben, a többi pedig széteszik a test többi részében. A Po-210 biológiai felezési ideje (a természetes kiürülés miatt) 50 nap, figyelembe véve a radioaktív izotóp felezési idejét (138 nap) az effektív felezési idő az emberi testben 37 nap. A testbe került Po-210 nagy energiájú alfa-részecskéi igen erős ionizáló hatásuk miatt roncsolják a sejtek DNS és fehérje állományát, károsítják a sejtmagot, pusztítják a sejtek szerkezetét, ezáltal a sejtek halálát és a szövetek degenerálódást idézik elő. [10] Akut „sugárbetegség” kialakulásához, vagyis a determinisztikus hatások megjelenéséhez jelentős dózis szükséges, viszont ez Po-210 esetében mindössze nanogramnyi mennyiségeket jelent. A sztochasztikus hatások megjelenésével azonban már néhány tíz pikogramm mennyiség felett számolni kell.

A veszélyt igen jól példázza, hogy a Litvinyenko-ügy nem piszkos bomba támadás volt, hanem csak egy „egyszerű” mérgezés, vagyis nem volt cél a radioaktív anyag diszpergálása, mégis csupán az esetleges kontamináció, illetve az áldozat anyagcseréje (testnedveivel való érintkezés) miatt 137 ember inkorporált több-kevesebb polóniumot. Sokan közülük nem is találkoztak a meggyilkolt ex-ügynökkel. [11] Egy tényleges piszkos bomba támadás esetén az inkorporáció sajnos elkerülhetetlen. Az érintett területen tartózkodók biztosan belélegeznek valamennyit az alfa-sugárzó anyagból, ráadásul a sérültek sebein keresztül még több radioaktív anyag kerül be a szervezetükbe. A tápcsatornán keresztül történő inkorporáció valószínűsége viszonylag csekély ebben a helyzetben. Nagyon fontos a mentőegységek védelme az inhaláció ellen (maszk, vagy autogén légzőkészülék), illetve a megfelelő védőruházat a sérülések elkerülése érdekében az inkorporáció megelőzésére.

A Po-210-re vonatkozó egészségügyi határérték mindössze 4,46 femtogramm⁶ léghőbméterenként. [12] Ha feltételezzük, hogy egy nagy bevásárlóközpontban (kb. 120 000 léghőbméter) a kötelező nyilvántartásba vétel nélkül megvehető maximális mennyiséget (592 GBq) használják fel egy merényletben, akkor a sugárzó anyag homogén eloszlását megengedve 4,93 kBq/l lesz az aktivitás koncentrációja a levegőben. Ha mindössze 3 perces benntartózkodással és normál léggzéssel számolunk (16 légvétel/perc, 0,5 l/légvétel), akkor az inkorporálható mennyiség 118,3 kBq, melyből a Po-210 inhalációra vonatkozó radiotoxicitását figyelembe véve 297 mSv effektív dózis adódik. Ez majdnem háromszorosa a sugárveszélyes munkakörben dolgozók öt év alatt engedélyezett maximális dózisének és jócskán meghaladja a baleseti mértékű sugárterhelés jogszabály által meghatározott mértékét (250 mSv)⁷. Természetesen a sugárzó anyag koncentrációja nem lesz egyenletes, egyes helyeken a számított értéknél több nagyságrenddel is nagyobb lehet, másutt pedig jelentősen kisebb. A 3 perces belégzési idő egyértelműen nagyon optimista, hiszen egy valós támadás esetén biztosan nem lehet ilyen rövid időn belül az érintetteket biztonságba helyezni. Arról az eshetőségről nem is beszélve, ha nem robbanás szórja szét a sugárzó anyagot, hanem az elkövetők pl. a szellőztető, levegő keringető rendszert szennyezik el, vagyis a merénylet ténye rejtve marad (a piszkos bomba „csendes” változata). Ebben az esetben a belégzés ideje nagyságrendekkel lehet nagyobb. Hasonló a helyzet a normál légzés feltételezésével:

⁴ Oldhatóságtól függően.

⁵ A jelenlegi ICRP modell szerint inhalációval 10% gyorsan a véráramba kerül. A felső légúti traktusban lévő izotópok egy része könnyen kiürül, másik része viszont a nyálkahártya váladékozásával a garaton keresztül az emésztőszervrendszerbe kerülve inkorporálódik. Az alsó légutakba került anyag viszont megreked, csak nagyon lassan távozik, ezért a tüdőt érő szervdózis igen jelentős, így az egész testre számolt effektív dózis lényegesen nagyobb lesz, mint a tápcsatornán keresztül.

⁶ Könnyen oldható részecskék esetén.

⁷ Megállapította: 64/2005. (XII. 22.) EüM rendelet az atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. törvény egyes rendelkezéseinek végrehajtásáról 16/2000. (VI. 8.) EüM rendelet módosításáról: 28.§ (1)

pánikhelyzetben a légzés felgyorsul, tehát jelentősen nőhet a belélegzett sugárzó anyag mennyisége. A belélegzett anyag inkorporációjáról keveset tudunk, ez nagyban függ az aeroszol kémiai összetételétől, fizikai tulajdonságaitól. Az inkorporáció bizonytalansága nagyságrendekkel csökkentheti a számított effektív dózis értékeket. Viszont nem számoltunk a sebesülések miatt közvetlenül a véráramba került radioaktív anyag hatásaival sem, mely nyilvánvalóan komoly inkorporációs tényező a sérültek esetében. A példából viszont egyértelműen levonható következtetés, hogy egy hasonló akcióval akár több ezer embernek lehet súlyos egészségkárosodást és végső soron sokaknak akár halált okozni. Ehhez nem kell más, mint kb. 3,57 mg Po-210, mely mintegy 2,5 millió dolláros áron beszerezhető, de tudjuk, hogy a terrorszervezetek számára ez az összeg nem jelent komoly akadályt.

IV. A KÖVETKEZMÉNYEK FELSZÁMOLÁSA

Észlelés, felderítés, mentés

Egy tisztán alfa-sugárzó töltetű piszkos bomba korai (még felrobbantás előtti) észlelése, detektálása szokványos sugárásmérő detektorokkal jóformán lehetetlen. Többek között ezért is nagyon vonzó lehet a felhasználása egy esetleges terrorakcióban, hiszen az elkövetők számára jelentősen csökkenti a lelepleződés kockázatát.

A bomba működésbe lépését követően, miután a sugárzó anyag szétszóródik, diszpergálódik a levegőben, az aeroszol szétterül, ezáltal kontaminálva a környezetet. Mindenfajta szándékos robbantást, terrorakciót követően igen fontos annak megállapítása, hogy lehetett-e sugárzó anyag a bomba töltete. Amennyiben a radioaktív anyag kimutatható (emelkedett sugárszint, mérhető kontamináció stb.) a mentés feladatait és azok sorrendjét újra kell értelmezni, és ehhez a tényhez kell igazítani.

Az egyik elsődleges feladat ilyenkor a helyszín teljes lezárása, a kontaminált terület meghatározása, felderítése helyszíni mérésekkel, annak érdekében, hogy megóvjuk a közösség többi tagját a sugárzás hatásaitól. A mentőalakulatok számára haladéktalanul biztosítani kell a szükséges felszerelést (maszk, védőruházat, doziméter stb.) a mért sugárzás szintjének és jellegének megfelelően, hogy a sérültek ellátása ne szenvedjen késedelmet, és gondoskodni kell dekontamináló kapacitásról is. Egyidejűleg sürgősen meg kell határozni az alkalmazott radioaktív izotóp(ok) minőségét, és a rendelkezésre álló mért adatok, illetve a bombára vonatkozó számítások alapján, alkalmas modellel a felhasznált anyag aktivitását (mennyiségét) is, mely a mentés további menetének megtervezéséhez, a szükséges intézkedések meghozatalához elengedhetetlen. Szabadtéren elkövetett robbantás esetén a meteorológiai adatokra támaszkodó terjedési modellekre is szükség lehet, és ezek alapján további intézkedések (elzárkóztatás, kitelepítés stb.) elrendelésére is sor kerülhet.

Alfa-sugárzóval (Po-210) elkövetett piszkos bomba támadás esetén az inkorporáció megelőzése, elkerülése illetve minimalizálása a legfontosabb cél. A mentőalakulatok indokolatlan veszélyeztetése nélkül haladéktalanul meg kell kezdeni a sebesültek ellátását, különös tekintettel a seben keresztüli inkorporáció elkerülésére illetve minimalizálására. A támadásban érintett személyek számára igen fontos a további inkorporáció (inhaláció) megelőzése pl. a megfelelő védőmaszk alkalmazásával. Emellett, különösen jelentős külső sugárterhelés esetén, mielőbb meg kell kezdeni a terület gyors kiürítését is, feltétlenül ügyelve a szennyezettség szétterjedésnek megakadályozására. Ennek legegyszerűbb módja, ha a lezárt területet mindenki csak a megfelelő személyi dekontaminálást követően hagyhatja el. Ez azonban nem mindig lehetséges (nagy tömeg, szükséges dekontamináló kapacitás hiánya, tüzek, sérültek stb.), ilyenkor valamennyi érintettet alkalmas szállítóeszközökön biztonságba kell helyezni, ahol a dekontaminálás maradéktalanul elvégezhető és a dekontaminálás eredményessége értékelhető (validálás). Az ellenőrzés történhet megfelelő érzékenységgű felületi (alfa) sugárszennyezettség-mérő műszerek

segítségével (pl. szcintillációs detektorok). Az egészségügyi határérték (beavatkozási szint) alfa-kontaminációra⁸ 50 Bq/100cm². [13]

Megfigyelés, ellenőrzés

A sebesültek további ellátásra, megfigyelésre a kijelölt egészségügyi intézmény(ek)be szállítandók. A sebek orvosi ellátásán túl a sebeken keresztüli inkorporáció minimalizálása a cél: módszerei a seb tisztítása megfelelő anyagokkal, végső esetben a seb kimetszése. [13] A többi érintett személytől az inkorporáció tényének megállapítására a testnedvekből (orr- és torokváladék, vér, vizelet, széklet stb.) mintát vesznek további analízisre. Az inkorporáció mértékének pontos meghatározásához a 24 órás vizeletminta vizsgálata elengedhetetlen. Ennek érdekében nyilvántartásba veszik őket, adataikat pontosan rögzítik. A támadás adatainak értékelése után, az esetleges kockázatok kizárása érdekében a 24 órás vizeletminta analízisét ajánlatos lehet a mentésben résztvevő személyekre is kiterjeszteni.

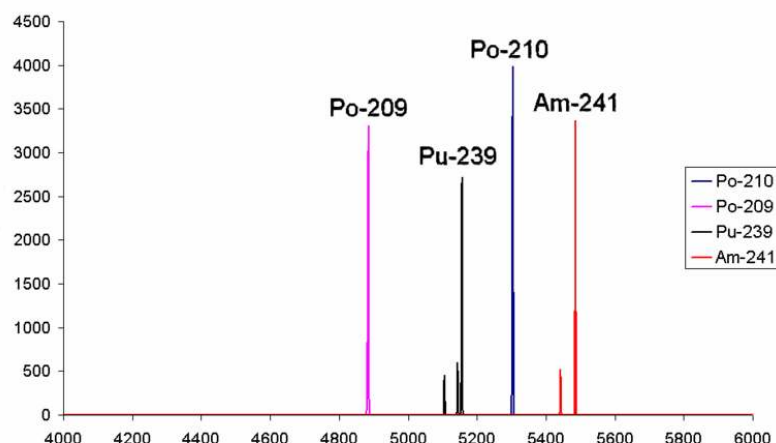
A Litvinyenko-ügy kapcsán az Egyesült Királyság Egészségvédelmi Ügynöksége (Health Protection Agency – HPA) és Nemzeti Egészségügyi Szolgálata (National Health Service) igen komoly tapasztalatokra tett szert a Po-210 inkorporáció 24 órás vizeletminta alapján nagy számban (729 eset) történő meghatározásában, melyet honlapján közzé is tett. [14] (1. ábra) A Po-210 vizeletben lévő mennyiségének (aktivitásának) meghatározására kidolgozott módszert 4 másik labor által végzett különböző módszereken alapuló mérések eredményeivel összevetve validálta és az eredmények konzisztensnek mutatkoztak. A meghatározás lényege, hogy ismert mennyiségű vizelethez ismert mennyiségű (általában 200 mBq) Po-208 vagy Po-209 izotópot adtak. A polónium különféle izotópjainak kémiai viselkedése azonos, ezért a homogén oldatból készített preparátum (salétromsavas feltárás, tisztítás, puffereles, ezüst lemezre preparálás stb.) alfa-spektroszkópiával mérhető, és az izotópok relatív intenzitásaiból számolható a mintában lévő Po-210 aktivitása. (2. ábra) A módszer viszonylag gyors (2-3 nappal a minta leadása után szolgáltat eredményt) és érzékeny (12 órás mérési idővel számolva 20 mBq mutatható ki).

1. ábra: Vizeletminták analízise [11]



⁸ Magyar Szabvány: Ionizáló sugárzás elleni védelem. Sugárvédelem nyitott radioaktív készítmények alkalmazásakor. MSZ 62-7, 1-12, 1999

Normál esetben az emberek 5-15 mBq Po-210-et ürítenek naponta a vizeletükkel⁹. A Po-210 inkorporációt ezen értékek duplája esetén (30 mBq/24h) találták megalapozottnak. Azzal a feltételezéssel, hogy a véráramba a tápcsatornába jutott anyag 10%-a került, mely a szervezetből 50 nap alatt ürül ki, így napi 1,5%-os kiürüléssel számolhatunk, melynek 1/3-a távozik a vizelettel (0,5%). Ennek a mennyiségnek a 200-szorosa lehet jelenleg a véráramba, de az effektív felezési időt (37 nap) figyelembe véve ez pl. öt héttel ezelőtti inkorporáció esetén eredetileg a duplája lehetett, vagyis a 400-szorosa, mely az inkorporált (tápcsatornába került) mennyiség 1/10-e vagyis a vizeletben kimutatott mennyiség mintegy 4000-szerese kerülhetett be a szervezetbe 5 héttel ezelőtt. Ebből az aktivitásból a radiotoxicitás¹⁰ alapján számolható az effektív dózis. Inhaláció esetén (pl. piszkos bomba bevetésekor) a számított effektív dózis ennek akár a 10-szerese is lehet. Inkorporációt követően a mért és számított adatok alapján meghatározott effektív dózis segítségével a sztochasztikus hatások előrejelezhetők, figyelembe véve, hogy 1 mSv 0,005%-kal emeli a rákos megbetegedések kockázatát. [15] Ezeknek az eredményeknek a figyelembevételével lehet dönteni az inkorporációt követő gyógykezelések szükségességéről (dekorporáció – pl. komplex képző kelátokkal). Természetesen indokolt esetben a 24 órás vizeletminta vizsgálatát meghatározott időközönként meg kell ismételni, tekintettel a Po-210 retenciójának bizonytalanságaira.

2. ábra: Alfa-spektrum¹¹ [8]

Mentésítés, helyreállítás

A terrorakciót követően az elsődleges feladat az élő személyek mentése, védelme, ellátása. Csak ennek sikeres befejezése után lehet hozzálátni a szennyezett terület mentésítéséhez. A mentésítés megkezdése előtt nagyon fontos a szennyezés pontos ismerete (minősége, aktivitása és eloszlása). Ehhez és a kontaminált terület esetleg területek pontos meghatározásához konzisztens méréseket kell végrehajtani. A mérések kiterjednek a dózisteljesítmény és az aktivitás-koncentráció meghatározására is a lezárt területen. Alfa-sugárzó (Po-210) kontaminációja esetén a sikeres mentésítés illetve remediáció az esetleges későbbi (és súlyos következményekkel járó) inkorporáció megelőzésének elengedhetetlen feltétele. A szennyezett

⁹ A Po-210 az U-238 (4n+2) bomlási sorának utolsó előtti eleme (utolsó radioaktív). A Ra-226 bomlásából származó, jól diffundáló Rn-222 második leányeleme, így nem meglepő, hogy előfordul az aeroszol mintákban. Átlagosan 0,2-3 Bq/kg a mennyisége az élelmiszerekben, de a tengeri állatokban (kagylók) 5-60 Bq/kg, hosszú tenyészidejű illetve nagy levelű növényekben pedig 4-500 Bq/kg is lehet. Ez az oka, hogy a referenciaértéke dohányosok esetében magasabb.

¹⁰ Ha rosszul oldódó vegyületet tételünk fel, akkor ez az érték 0,24 μ Sv/Bq.

¹¹ Az ordináta az intenzitás, az abszcissa az alfa-részecskék energiája (keV).

területeken végzett mérések birtokában meg lehet tervezni a mentesítést. Az egészségvédelmi, valamint környezet- és természetvédelmi szempontok elsőbbséget élveznek a gazdasági szempontokkal szemben, de a mentesítést a lehetőségekhez képest költséghatékonyan kell végrehajtani. A mentesítés során érvényesíteni kell az ALARA elvet is.

A szennyezettség mérése mellett azt is meg kell határozni, hogy a kontamináció viszonylag könnyen eltávolítható-e, vagy pedig fixált a felületen. Az eltávolítható kontaminációt mindenképpen dekontaminálni kell az egészségügyi határérték alá, nehogy később inkorporálódhasson, ha azonban a kontamináció nem távolítható el, viszont 10 Bq/cm^2 alatt van, akkor a dekontaminálás helyett a biztonságos rögzítése (pl. valamilyen bevonat, lakk, festék stb.) mellett is dönthetnek. Ha egyik megoldás sem lehetséges, akkor mérlegelni kell ingóság esetén a hulladékként való kezelés vagy biztonságos tárolás, ingatlan esetén pedig a bontás és elszállítás vagy az esetleges lezárás (ellenőrzött zóna) lehetőségét. Jelentős értékek esetén, ha megoldható a tárolás, lezárás eredményes lehet, hiszen a Po-210 felezési ideje viszonylag rövid, tehát kevesebb, mint 4 év alatt az aktivitás az ezred részére csökken, és lehetséges, hogy az egészségügyi határértékek alatt lesz, vagyis az ingóság vagy ingatlan újra használható, birtokba vehető.

A helyreállítás, remediáció nemcsak a mentesítést vagy a határérték alatti szennyeződés biztonságos rögzítését, az esetleg szükséges bontásokat foglalja magában, hanem mindezen folyamatok során keletkezett radioaktív hulladékok osztályozását, biztonságos elszállítását és elhelyezését is. Fontos megjegyezni, hogy a dekontamináláshoz felhasznált mentesítő folyadék, a mentés és mentesítés védőfelszerelései, továbbá a támadást szenvedettek ruházata, használati tárgyai is radioaktív hulladékként kezelendők. A helyreállítás végeztével a mentesítés eredményességét felületi szennyezettség, illetve sugárszint mérésekkel kell igazolni (3. ábra), és ezen eredményeknek megbízhatóan a mentességi szintek alatt kell lenni. Csak ezután lehet megkezdeni a terület újbóli használatát. [16]

3. ábra: Felületi sugárszennyezettség-mérés (alfa) [11]



V. ÖSSZEGZÉS

A cikkben igazoltuk, hogy a felvázolt szcenárió következményei rendkívül súlyosak, még ha a bekövetkezés valószínűsége hazánk terrorfenyegetettségi szintjén nem is túl nagy, viszont „jelentősebb” helyszíneken ez a kockázati érték már szignifikáns lehet. Mivel a hatások a tömegpusztító fegyverekéhez hasonlóak (nem nukleáris, de vegyi vagy biológiai) ezért kiemelt figyelmet kell fordítani a felkészülésre. A hatékony válaszadásban feltétlenül támaszkodni kell a nukleáris- és radiológiai balesetelhárítási rendszer meglévő elemeire, annak működtetése során szerzett tapasztalatokra éppúgy, mint a közelmúlt tragikus izotópos mérgezési esetére adott eredményes válaszingozások gyakorlatára. Ezen ismeretek szintézisével, elemzésével lehetőségünk nyílik egy alkalmas cselekvési terv kidolgozására, melynek

szimulációs gyakorlatokon történő tesztjével megfelelő módon készülhetünk fel egy hasonló támadás okozta károk minimalizálására.

IRODALOM

- [1] Molnár Kolos – Solymosi József: Alfa-sugárzó anyagok alkalmazása a radiológia terrorizmusban, Hadmérnök III. évfolyam 1. szám – 2008. március, 51-58. oldal
- [2] http://www.iaea.org/NewsCenter/Features/RadSources/PDF/itdb_31122004.pdf
- [3] Molnár Kolos – Solymosi József – Vincze Árpád: A nukleáris fegyverek elterjedését megakadályozó nemzetközi rendszerek működési tapasztalatainak alkalmazása, Haditechnika 2006/6, 10-17. oldal
- [4] King, Gilbert: Dirty bomb – Weapon of mass disruption, Penguin Group, NY, USA, 2004, p. 29-40
- [5] Solymosi József: Nukleáris létesítmények katonai terror-fenyegetettsége – előadás a „Tudomány, honvédelem, reform” MTA Konferencián, Budapest, 2006. november 27.
- [6] <http://www.ct.infn.it/~rivel/Didat/SilDet.pdf>
- [7] <http://hpschapters.org/northcarolina/NSDS/210PoPDF.pdf>
- [8] <http://en.wikipedia.org/wiki/Polonium>
- [9] <http://www.iaea.org/Publications/Factsheets/English/polonium210.html>
- [10] http://www.hps.org/documents/po210_information_sheet.pdf
- [11] Health Protection Agency: Annual report & Accounts 2007, London, UK, p. 8-11
- [12] <http://periodic.lanl.gov/elements/84.html>
- [13] Dr. Turai István: Radioaktív anyagokkal szennyeződött személyek sugármentesítése (Módszertani útmutató) OSSKI, Budapest, 2006, 5-14. oldal
- [14] http://www.hpa.org.uk/webc/HPAwebFile/HPAweb_C/1194947324589
- [15] http://www.hpa.nhs.uk/webc/HPAwebFile/HPAweb_C/1194947325863
- [16] Westminster City Hall: Framework strategy for dealing with radioactive contamination arising from the circumstances surrounding the death of Alexander Litvinenko, Project report, Westminster, UK, 2007, p. 5-15

Új terjedésszámító szoftver fejlesztése és bevezetése a Paksi Atomerőműnél

Dombovári Péter^{*1}, Ranga Tibor¹, Nényei Árpád², Bujtás Tibor¹, Kovács Tibor³, Jobbágy Viktor³, Vincze Csilla⁴, Molnár Ferenc⁴

¹MVM Paksi Atomerőmű, Sugárvédelmi Osztály

²MVM Paksi Atomerőmű, Vegyészet Főosztály

³A Radioökológiai Tisztaságért Társadalmi Szervezet, Veszprém

⁴Eötvös Loránd Tudományegyetem, Meteorológia Tanszék, Budapest

Abstract

The aim of this study is to offer a survey of development of a new atmospheric dispersion modeling software named TREX. At present we are using dispersion calculating software based on a Gaussian distribution profile. This software (named BALDOS) is out of date. Modern softwares (such as the new one) are qualified to use Lagrange type model during the calculation of the dispersion. Weather data of the calculations will provided by ALADIN/HU forecasting system. The new software also use up-to-date computer technology (programmable VGA card, dual core CPU).

Keywords: atmospheric, dispersion, modeling system, Lagrange, TREX

Kivonat

Munkánk célja az volt, hogy képet adjunk a TREX nevű új terjedésszámító program fejlesztési munkáiról. A jelenleg használt BALDOS nevű terjedésszámító szoftver a Gauss eloszlási profilt használja, de hardveres környezete elavult, használhatósága korlátozott. Az új szoftver Lagrange-típusú modellt alkalmaz a számítások során, az időjárási adatokat pedig az ALADIN előrejelző rendszerből kapja. Az új szoftver nagy előnye az, hogy az új generációs kétféle magos CPU mellett programozható VGA vezérlők segítségével végzi a számításokat.

Kulcsszavak: légköri terjedés, modellező szoftver, Lagrange, TREX

I. BEVEZETÉS

A nukleáris létesítmények, atomerőművek biztonságos üzemeltetése ellenére fel kell készülni veszélyhelyzetekre, balesetekre, melyek során nagy mennyiségű radioaktív anyag kerülhet a környezetbe, elsősorban a légkörbe. Ezen anyagok környezeti hatásának felbecsléséhez, a hatások lokalizálásához, mérsékléséhez ismernünk kell a kikerülő radioizotópok mozgását, az aktivitás-koncentráció változásokat a légkörben, kiülepedésüket a talajfelszínre, növényekre stb. A radioaktív kontaminációk ismeretében következtethetünk az egyéni és kollektív sugár-terhelésre és tervezhetjük a hatások mérséklése céljából esetleg szükséges beavatkozásokat. Ugyancsak fontos feladat az atomerőmű normál üzeme során a lakosságnak okozott dózistöbblet meghatározása is, különösen, mivel a kismennyiségű radioaktív kibocsátások miatt ezek közvetlen mérésére nincs lehetőség. A Paksi Atomerőmű Munkahelyi és Technológiai Sugárzásellenőrző Rendszerének (MT SER) rekonstrukciója jelenleg is folyik, ennek a munkának része az új terjedésszámító szoftver bevezetése is, mely nagy gyakorlati jelentőséggel bír mind a sugárvédelmi szakemberek, mind a lakosság tájékoztatása szempontjából. A Paksi Atomerőmű Sugárvédelmi Osztálya, az Eötvös Loránd Tudományegyetem és a Radioökológiai Tisztaságért Társadalmi Szervezet által közösen továbbfejlesztett TREX (Transport–Exchange) szoftver [9,11,17] feladata a (normál és) baleseti szituációkban a környezetbe kibocsátott radioaktív anyagok hatásának számítása és lakossági dózisos meghatározása.

* - dombovari@npp.hu

I. RADIOAKTÍV SZENNYEZŐANYAG-TERJEDÉSI MODELLEK KÜLFÖLDÖN ÉS MAGYARORSZÁGON – IRODALMI HÁTTÉR

A matematikai diszperziós modellek a valóságos helyzet bizonyos fokú leegyszerűsítését jelentik, ennek mértékét a feladat jellege és a rendelkezésre álló lehetőségek alakítják ki. Egy probléma gyakran többféle, sokszor egymástól nagyon eltérő modellekkel is leírható, az egyszerűbb félempirikus, több elhanyagolással élő módszerektől a bonyolult, sok paramétert, input adatot és összetett számítást igénylő, de várhatóan széleskörűen alkalmazható és pontosabb eredményt adó eljárásokig. Az utóbbiak hátránya, hogy a nagyobb számolási teljesítményen túl jóval több és jóval pontosabb bemenő adatokat igényelnek, ami nem mindig teljesíthető. Ezért a radionuklidok atmoszférabeli mozgásának számítására a hazai gyakorlatban leginkább a Gauss profil használata terjedt el annak ellenére, hogy jobb és pontosabb eredmények számítására alkalmas modellek már régóta ismertek.

A légköri szennyezőanyag terjedés matematikai leírására kétféle alapvető szemléletmód létezik (Lagrange- és Euler-típusú), melyek a vonatkoztatási rendszer megválasztásában különböznek egymástól. Ezek a modellek igen változatos típusúak és felbontásúak, így például 2001-ben egy tanulmányban [7] 22 ilyen modellt soroltak fel.

A Lagrange-típusú modellek között megemlíthetjük a DERMA modellt [15], amely vízszintes irányban Gauss profilt számít, valamint teljes keveredést tételez fel a keveredési rétegen belül és Gauss profilt felette. A brit Meteorológiai Szolgálat (MET Office) NAME modellje [5] és a norvég SNAP modell [14] olyan Lagrange-típusú modellt használ, amelyben nagyszámú részecske kibocsátását modellezzik. Az Euler-modellek rácsalapú módszereket használnak, és nagy előnyük, hogy a trajektóriák helyett a háromdimenziós meteorológiai mezőket vehetik figyelembe [10, 18]. Még pontosabb a modellezés, ha a kibocsátás közelében Lagrange-típusú, távolabb Euler-modellt használunk a terjedés leírására. Erre példa a Brandt és munkatársai (1996) által kifejlesztett DREAM model [4]. A svéd MATCH Lagrange-típusú részecskemodellt használ a kibocsátás első 10 órájában a függőleges transzportra, míg Euler-féle közelítéssel írja le a vízszintes transzportot [10]. Az integrált modellek, mint például a RODOS, összekapcsolják az előrejelzési modellt a döntéshozó és tanácsadó szoftverekkel, és ezek kulcsfontosságú adatokat szolgáltatnak vészhelyzet esetén a megfelelő védelmi stratégia kidolgozásához [2,7,19].

A már említett RODOS (Realtime Online Decision Support) rendszert [6,12] Magyarországra is adaptálták. A RODOS a szennyezőanyag terjedést RIMPUFF modellel írja le. A RIMPUFF (Risø Mesoscale PUFF model) egy Lagrange-típusú mezoskálájú légköri diszperziós PUFF modell, mely jól kezeli a nemstacionárius és inhomogén meteorológiai mezőket és kisebb skálájú turbulens mozgások hatásai is figyelembe vehetők a fáklya mozgásának, szétterülésének előrejelzésekor.

Az Országos Meteorológiai Szolgálatnál másik szennyezőanyag terjedési modellt is használnak, ez a FLEXPART. Ez is egy adaptált, Lagrange-típusú modell, mely a szennyezőanyagok nagytávolságú transzportját, diffúzióját, száraz és nedves ülepedését számítja (www.met.hu/omsz.php). A modell input meteorológiai mezőit az ALADIN/HU numerikus előrejelző modell illetve az ECMWF mezői szolgáltatják. Az AERMOD diszperziós modell egy második generációs diszperziós modell, mellyel főleg ipari források (pont, terület, térfogat) szabályozás orientált modellezését végzik. A modell előnye, hogy a legújabb elméleteket használja a planetáris határréteg meghatározása során, valamint figyelembe veszi a domborzat áramlásmódosító hatását is.

A baleseti kibocsátási modelleket nem lehet a szokásos értelemben verifikálni, mivel ahhoz egy balesetnek kellene bekövetkezni. Erre a problémára nyújtottak megoldást az ETEX

(European Tracer Experiment) elnevezésű európai előrejelző kísérletek [16]. Az ETEX egy nemzetközi akció volt (<http://rem.jrc.cec.eu.int/etex/>), mely során két alkalommal (1994. október 23-án és november 14-én) egy kémiaiilag inaktív anyagot bocsátottak ki a franciaországi Monterfilből. A kibocsátott anyag koncentrációját Európa 168 meteorológiai állomásán folyamatosan mérték. A mérések alapján már verifikálni lehetett a különböző nukleáris terjedési modellek adott időszakra készített előrejelzéseit.

II. CÉLKITŰZÉSEK, A BEVEZETÉS SORÁN MEGOLDANDÓ PROBLÉMÁK

Az Erőműben jelenleg használt BALDOS nevű terjedésszámító szoftver funkcióit és kezelését tekintve is cseréire szorul. Az új szoftverrel kapcsolatban számos olyan igény is felmerült, amely a BALDOS-sal végzett több éves munka tapasztalatainak eredménye, és az atomerőműi terjedésszámítás igényeit tükrözi. Az Országos Nukleárisbaleset-elhárítási Rendszer műszaki megújításával kapcsolatban 2008 áprilisában született tanulmány is felhívja a figyelmet a régi rendszer több olyan hiányosságára, melyek pótlása elősegíti az országos katasztrófavédelmi szervekkel és az Országos Atomenergia hivatallal történő együttműködést.

Az évek során összegyűlt szakmai tapasztalatok egyértelművé tették, hogy a régi szoftver használatának korlátait kell áttörni a fejlesztés során, a megoldandó problémák az alábbi témák köré csoportosíthatók:

- a BALDOS hosszas fejlesztés után sem képes maradéktalanul kinyerni és felhasználni a rendelkezésre álló forrásadatokat a PAE informatikai rendszeréből
- a szoftver futtatás előkészítéséhez, a kézi adatbevitelhez, valamint az eredmények kézi kigyűjtéséhez szükséges idő leköti az operátorokat, ami baleseti helyzetben vagy hosszabb leterheltség esetén komoly hátrány
- a Gauss profil a forráshoz közel (néhány száz méteren belül) nem használható, így az üzemi területre nem szolgáltat használható adatokat
- 10 km-es távolságon túl pontossága nagymértékben lecsökken, ami a 30 km-es Sürgős Óvintézkedések Zónájára vonatkozó számításoknál meghatározó
- a régi szoftver ebben a formában nem tudja kihasználni a modern hardveres megoldások által kínált lehetőségeket
- a szoftver felhasználói felülete nem felel meg az igényeknek, és a számítások térbeli felbontása elmarad a döntéshozók megfelelő támogatásához elvárt szinttől
- biztonsági elemzések és gyakorlatok előkészítésére, hipotetikus balesetek kezelésére csak korlátozottan alkalmas

Ennek megfelelően az alábbi területeken tűztünk ki célokat a fejlesztés elején:

- fejlett hardver és szoftver környezet (operációs rendszer, processzor kihasználása)
- korszerű informatikai megoldások (pl.: CUDA (Computer Unified Device Architecture) programozható VGA vezérlő) a számítási teljesítmény megsokszorozására
- kompatibilitás a PAE informatikai rendszerével (automatikus adatgyűjtés)
- meteorológiai adatok az OMSZ előrejelzési adatbázisára támaszkodva
- az aktuális értékek mellett valós előrejelzések készítése,
- használható grafikus környezet (3D, bebarangolható)
- naprakész adatbázisok (2006-os UNSCEAR) használata

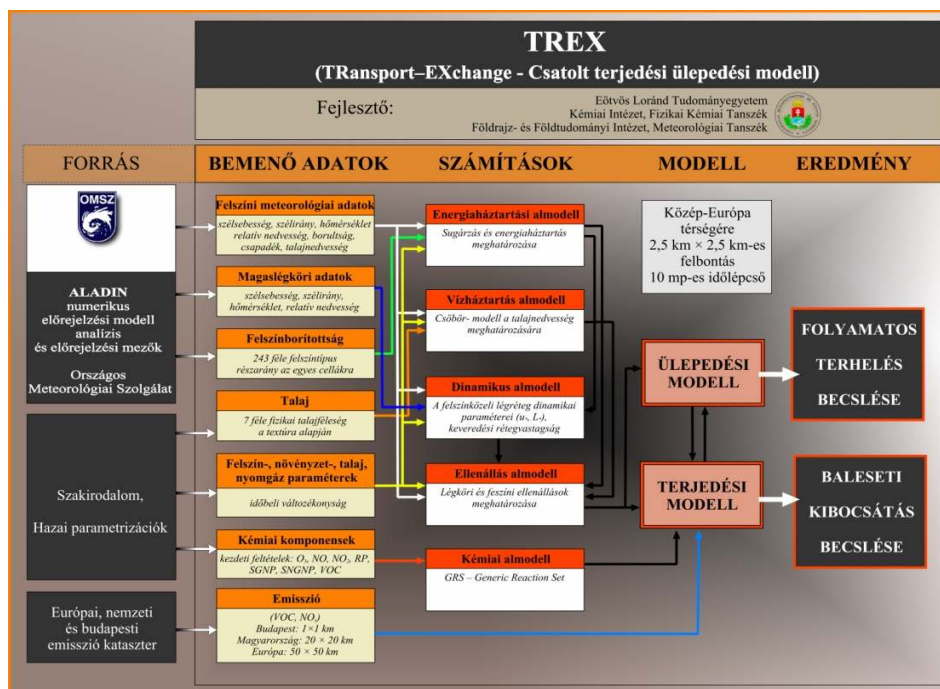
III. A KIFEJLESZTETT MODELL, EREDMÉNYEK

A baleseti kibocsátások modellezéséhez kifejlesztettünk egy háromdimenziós Lagrange-típusú terjedési–ülepedési modellt, amely ugyan nagyobb számolási kapacitást igényel, mint a Gauss profil, de az eredményei (már a forrástól kis távolságra) is jóval pontosabbak. A modell a kibocsátás során a légkörbe került szennyezőanyagokat külön kezeli a következő hatásokat figyelembe véve: emisszió, advekción, függőleges és vízszintes diffúzió, ülepedés és radioaktív bomlás – matematikailag, mint elsőrendű kémiai reakció. A Lagrange-típusú box-modell megadja, hogy a légáramlásokkal együtt mozgó, térben homogén összetételűnek feltételezett elemi légrétegek – box-ok – termodinamikai állapota és helyzete hogyan változik az időben.

A program minden időlépésben kiszámítja a légkörben lévő részecskék aktuális koordinátáit, és az adott helyen érvényes meteorológiai és talajborítottsági viszonyoknak megfelelően kezeli, továbbá megvizsgálja, hogy adott időlépés alatt kiülepedik-e, esetleg elbomlik-e a vizsgált részecske. A modell egy 60×60 km kiterjedésű területen végzi a számításokat, melynek közepén helyezkedik el a Paksi Atomerőmű. A vonatkoztatási rendszerünk a vizsgált terület középpontjában, azaz az erőmű két tornya közötti pontban érvényes lokális keleti (x) irány, északi (y) irány és függőleges (z) irány. Egy futtatás során radionuklidok terjedésének 6 óráját szimuláljuk, a számítás időlépése 10 másodperc (a TREX működése az 1. ábrán tekinthető át). Ahogy az látható a program a megfelelő forrásból vett bemenő adatokból számítással állítja elő az almodelleket. Az almodellekből áll össze a terjedési és ülepedési modell, melyek eredményeként becsülni tudjuk a folyamatos és baleseti terheléseket. A kifejlesztett modell háromdimenziós, ezért az individuális részecske elmozdulását a három térkoordináta szerinti elmozdulás összegeként, azok szuperpozíciójaként határozzuk meg. A terjedés leírásához horizontális irányban az advekción determinisztikus értéke mellett a szélirány fluktuáción és a turbulens diffúzió sztochasztikus hatását is figyelembe vesszük. A rendszer időbeli változását egy közönséges differenciálegyenlet-rendszer megoldása szolgáltatja megfelelő kezdeti feltételekkel. Azonban egy futtatás során csupán egyetlen légcella útját lehet leírni, ezért a légcellák sztochasztikus szétválásából származó effektusok (a légszennyező csóva térbeli szerkezete) figyelembevételéhez több szimuláción szükséges. A megnövekedett szimulációs szám erős hardveres támogatást igényel, ezért a fejlesztés során a számolási teljesítmény kiemelt szerepet kapott.

Az új szoftver két, illetve többmagos processzorral szerelt, nagy teljesítményű számítógépen fut, Windows XP operációs rendszer alatt. A másik legfontosabb innováción a CUDA technológiával készített VGA vezérlő alkalmazása, mely a hagyományos videokártyákkal ellentétben nem „egyszerű” vertex és pixel shader processzorokkal számol, hanem olyan univerzális célprocesszor egységekkel, melyek az új modell speciális számolási feladataira szabványos C nyelven programozhatók. A jelenlegi 3D VGA kártyán 128 darab célprocesszor van, de a későbbi kártyák megjelenésével, ill. olcsóbbá válásával nyitott az út az egyszerű további fejlesztés felé (csak a VGA kártya cseréje szükséges). A légkör 3 dimenziós modellezése épp megfelel e kártyák (egyébként számítógépes játékokhoz kialakított) profiljának, de a jelentős számolási teljesítményt mi a Lagrange-típusú modellek gyors futtatásához használjuk.

1. ábra A TREX input, output adatai, valamint moduljai



Egy korszerű CPU és az általunk is alkalmazott CUDA grafikus kártya teljesítményének összehasonlításakor a következő számítási és sebességbeli különbségeket tapasztalhatjuk (1. táblázat).

1. táblázat: *: A FLOPS a másodpercenként elvégezhető lebegőpontos műveletek számának mértékegysége (Floating point Operations Per Second, GFLOPS = 109 FLOPS).

Processzor	Számítás (GFLOPS)*	Memória sávszélesség (GB/s)
Intel Core 2 Duo 3 GHz	48	21
NVIDIA 8800 GTX	330	55,2

A CUDA technológiával készült Nvidia VGA vezérlők egymással összekapcsolhatók, így a költséghatékony szuperszámítógépek egyik korszerű alternatíváját kínálják.

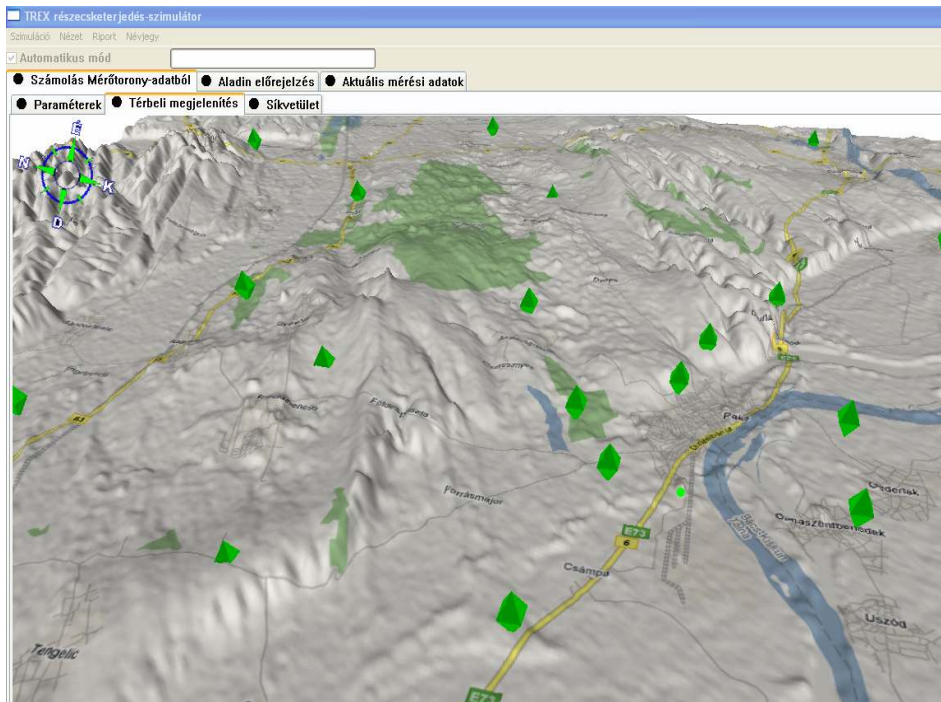
A TREX másik fontos tulajdonsága az, hogy az időjárás adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálatnál futtatott ALADIN (Aire Limitée Adaptation dynamique Développement InterNational) előjelző rendszerből veszi. Az előrejelzés mellett természetesen lehetőség van a lokálisan pontosabb adatot szolgáltató meteorológiai torony adatainak használatára is.

A TREX úgy működik együtt a PAE informatikai rendszerével, hogy onnan a forrásadatokat az időjárás fájlokhoz hasonlóan automatikusan hívja meg, operátori beavatkozás nem szükséges. Szintén automatikus funkció a jelentésformátumok kitöltése (gyakorlatokon, normálüzemi és esetleges baleseti helyzetben is), melyek így külön beavatkozás nélkül küldhetők a hatóságoknak és az érintetteknek.

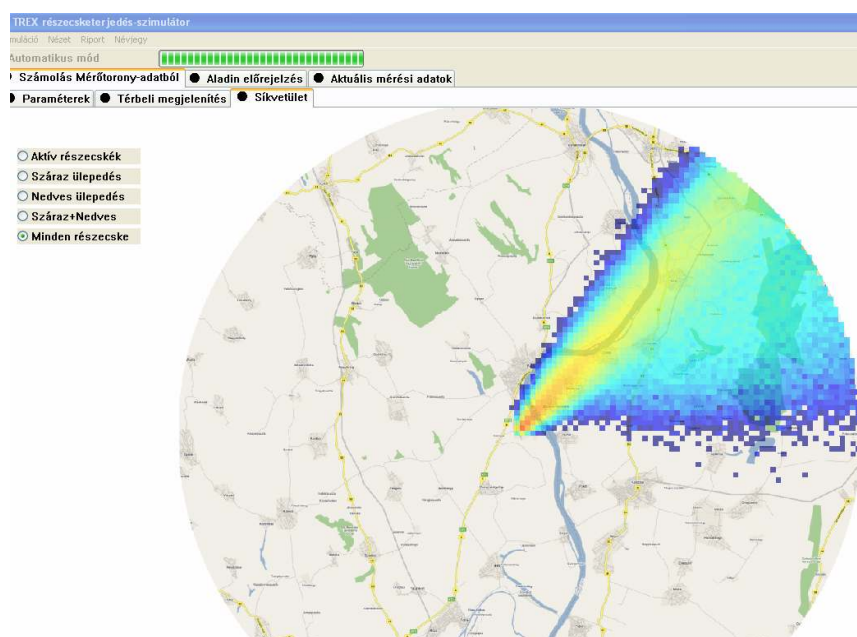
A szoftver adatbázisait az új UNSCEAR 2006 riport alapján töltjük fel. Az UNSCEAR honlapja (www.unscear.org) szerint ennek várható megjelenési ideje 2008 első fele.

A grafikus megjelenítés szintén igazodik az igényekhez: sematikus ábrázolás helyett a csóva megjelenítésére háromdimenziós bebarangolható térképet használhatunk (2.-3. ábra), amelynek számítási részletessége szintén jóval nagyobb, mint a hazai baleset-elhárítási gyakorlatban elterjed rendszereké.

2. ábra A TREX program barangolható domborzati térképe



3. ábra A TREX síkvetülete a szinkódos radioaktív csóvával



Az új szoftver bevezetése folyamatosan, lépésenként történik. Jelenleg egy offline, de működőképes verzió van birtokunkban, melyen a programozás és a használhatóság tesztelhető. A BALDOS ezért még üzemel, a gyakorlatokon és összeméréseken ezt használjuk. Teljes kiváltása az új szoftverrel remélhetőleg még 2008-ban megvalósul. Ezután legalább egy balesetelhárítási gyakorlaton szeretnénk együtt működtetni a két szoftvert, hogy képet kapjunk arról, milyen eltérést mutatnak a végeredményekben.

IV. ÖSSZEFOGLALÁS

Az ismertetett fejlesztési munka során egy olyan terjedésszámító rendszer készül amely nagyobb pontosságú, térben és időben részletesebb eredményeket képes szolgáltatni, mint a hazai gyakorlatban használt rendszerek bármelyike. Ezt az alkalmazott fejlett elméleti háttérén túl elsősorban a szoftveres kialakítása és a speciális 3D-s hardver megoldás biztosítja. A kiskereskedelemben elérhető grafikus vezérlők használatával értük el azt, hogy a fejlesztés és beruházás költségei is messze alatta maradnak az erőmű előző on-line terjedésszámító rendszerének árától.

Az új terjedésszámító szoftver fejlesztése és bevezetése az ütemterv szerint halad. A szoftver offline változata már működik, tesztelés alatt áll. Az atomerőműben használatban lévő régi és új terjedésszámítási módszerek összevethetőségéhez egy jövőbeni átfogó vizsgálatot tervezünk, mely feltárja a két rendszer egymáshoz viszonyított eltérését, az adatok birtokában pedig meghatározható az új szoftver önálló alkalmazásának minden körülménye.

Összegésképpen megállapíthatjuk, hogy a terjedésszámító rendszer átalakítása ezzel az új szoftverrel megnyitja a lehetőséget a hazai balesetelhárítás számára az olyan korszerű számítási, modellezési módszerek alkalmazása előtt, melyek megfelelnek a jelenkor legszigorúbb szakmai követelményeinek is.

IRODALOM

- [1] Ács, F., 2004: A talaj-növény-légkör rendszer modellezése a meteorológiában: A növényi párolgás és a talaj kapcsolata, ISBN 963 463 719 1, Budapest, 117 o.
- [2] Baklanov, A., Mahura A, Jaffé D., 2002: J. Env. Rad., 60 (1-2), 23–48.
- [3] Brandt, J., 1998: Modelling transport, dispersion and deposition of passive tracers from accidental releases, PhD. értekezés, Ministry of Environment and Energy National Environmental Research institute and Ministry of research and Information Technology Risø National Laboratory, Denmark, Roskilde
- [4] Brandt, J., Mikkelsen, T., Thykier-Nielsen, S., Zlatev Z., 1996: Mathl Comput. Modelling, 23, 99–115.
- [5] Bryall, D. B., Maryon, R. H., 1998: Atmospheric Environment, 32(24), 4265–4276.
- [6] Ehrhardt, J., Brown, J., French, S., Kelly, G. N., Mikkelsen, T., Müller, H., 1997: Kerntechnik, 62, 122–128.
- [7] Galmarini, S., Bianconi, R., Bellasio, R., Graziani, G., 2001: J. Env. Radioactivity, 57, 203–219.
- [8] Hágel, E., Ács, F., 2003: Légkör, 47 (1), 35–37.
- [9] Lagzi, I., Mészáros, R., Ács, F., Tomlin, A.S., Haszpra, L. and Turányi, T.: Időjárás (benyújtva)
- [10] Langner, J., Robertson, L., Persson, C., Ullerstig, A., 1998: Atm. Env., 32, 4325–4333.
- [11] Mészáros, R., Lagzi, I., Juhász, Á., Szinyei, D., Vincze, Cs., Horányi, A., Kullmann, L., Tomlin, A.S, 2006: Időjárás, 110 (3-4), 365–377.
- [12] Mikkelsen, T., Thykier-Nielsen, S., Astrup, P., Santabarbara, J. M., Sørensen, J.H., Rasmussen, A., Robertson, L., Ullerstig, A., Deme, S., Martens, R., Bartzis, J. G., Pasler-Sauer, J., 1997: Radiation Protection Dosimetry, 73, 45–56.
- [13] Práger, T., Baranka, Gy., Ács, F., Mészáros, R., Weidinger, T., 2000: A légszennyező anyagok transzmissziós szabványainak korszerűsítése I., II. Készült a Környezetvédelmi Minisztérium és az Országos Meteorológiai Szolgálat megállapodása alapján. Budapest
- [14] Saltbones, J., Foss, A., Bartnicki, J., 1998: Atmospheric Environment, 32(24), 4277–4283.
- [15] Sørensen, J. H., 1998: Atmospheric Environment, 32(24), 4195–4206.
- [16] Van Dop, H., Addis, R., Fraser, G., Giradi, F., Graziani, G., Inoue, Y., Kelly, N., Klug, W., Kulmala, A., Nodop, K., Pretel, J., 1998: Atm. Env., 32, 4089–4094.
- [17] Vincze, Cs., 2006: Baleseti kibocsátási modell fejlesztése és operatív alkalmazása, diplomamunka, ELTE Meteorológia Tanszék
- [18] Wendum, D., 1998: Atm. Env., 32, 4297–4305.
- [19] Whicker, F. W., Shaw, G., Voigt, G., Holm, E., 1999: Environmental Pollution, 100, 133–149.
- [20] Kanyár Béla, Marc de Cort, Nényei Árpád: Nukleárisbaleset-elhárítás telephelyen kívül, Egyetemi jegyzet, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém, 2004.

Védőintézkedések hatásának elemzése dinamikus rekeszmodellel légköri jódkibocsátás esetére

Madaras Attila *

MTA KFKI Atomenergia Kutatóintézet
1525 Budapest, Pf. 49.

Abstract

This paper is concerned with the determination of the optimal response in case of an accidental radionuclide emission to the environment respecting the countermeasures of radiation protection. By means of a locally developed self-made computer code we studied the radiation consequences of human incorporation of iodine-131 with modeling a terrestrial food chain in case of an atmospheric emission if any countermeasure or no action is ordered.

Keywords: countermeasures, dynamic compartment model, food chain, iodine, accidental atmospheric release

Kivonat

Ebben a cikkben körüljárjuk azt a problémát, amit az üzemzavari vagy baleseti radioaktív környezeti kibocsátással járó eseményekre való helyes reakció, a megfelelő sugárvédelmi intézkedések meghatározása jelent. Egy saját készítésű szoftverrel azt vizsgáltuk, hogy egy légköri jód-131 kibocsátást követően milyen dózist okozhat egy vizsgált személynek a táplálékláncon keresztül hozzá eljutó aktivitás, valamint, hogy milyen elkerülhető dózist lehet elérni az adott esetben különböző védőintézkedések, ill. azok kombinációinak bevezetésével.

Kulcsszavak: dinamikus rekeszmodell, jód, tápláléklánc, védőintézkedés, üzemzavari légköri kibocsátás

I. BEVEZETÉS

A nukleáris alkalmazások eddigi története során többször előfordult, hogy nem tervezett módon, üzemzavari szituációban, légköri kibocsátás következtében jelentős mennyiségű radionuklid került a környezetbe. Egy ilyen esemény után felmerül, hogy vajon szükséges-e az adott területen valamilyen védőintézkedést bevezetni annak érdekében, hogy a kikerült szennyezők jelentette lakossági kockázatot mérsékeljék.

Segítséget tud nyújtani egy ilyen döntés meghozatalában a környezeti mérések elvégzése mellett azoknak a modelleknek az alkalmazása, amelyek képesek a kibocsátási forrástagság és a környezeti paraméterek ismeretében az embereket érintő kockázat becslésére. Erre a célra léteznek komplex döntéstámogató rendszerek (pl. RODOS), amelyek szennyezésterjedést számító modellek segítségével meg tudják adni az emberi populáció egy vizsgálandó csoportjának dóziszárulékait, majd ez alapján javaslatot tudnak tenni arra, hogy milyen védőintézkedések bevezetésével lehet az optimális elkerülhető dózist elérni.

Ezek a szoftverek sokféle folyamatot figyelembe tudnak venni a számítás során, felépítésük ennek megfelelően igen összetett, és sok számítási paraméter megadását igénylik. Amennyiben egy feladat megoldásánál nincs szükség ilyenfajta komplex problémakezelésre, hanem egyszerűbb kvalitatív elemzést szeretnénk végrehajtani, akkor érdemes egy kisebb léptékű, de könnyebben használható és alakítható szoftvert alkalmazni, amelynek egyszerűbb, flexibilis felépítése lehetővé teszi a vizsgálandó probléma könnyebb körüljárását.

Szimulációs program dinamikus rekeszmodellel

Az előzőekben említett céllal készült el egy olyan program, amely ugyan a szennyezésterjedési folyamatokat csak jelentős egyszerűsítésekkel tudja kezelni, és ezért

* madaras@aeki.kfki.hu

az eredmények is közelítő jellegűek, de általános megfogalmazásának köszönhetően a mindenkori aktuális feladat igényeinek megfelelően átalakítható, és így mind a bemeneti, mind a kimeneti adatok fajtájának meghatározása terén, mind a működési folyamatok beállítása terén nagy szabadságot biztosít. Jelenlegi verziója olyan modellszámításokra alkalmas, melyek eredményei kvalitatív szempontból értékelhetők.

A program a környezeti rendszer időbeli viselkedését rekeszmodellel írja le, az egyes rekeszek egy-egy környezeti elemnek (pl. talaj, fű) feleltethetők meg. Az egyes elemeket homogénnek tekintjük és aktivitáskoncentrációval jellemezzük. A rekeszeket összekötő csatornákhöz transzfer együtthatókat rendelünk, amelyek meghatározzák a csatornákon keresztül egységnyi idő alatt átáramló aktivitás mennyiségét. A rendszer dinamikai működését csatolt lineáris differenciálegyenlet-rendszer írja le, melynek megoldása numerikusan, negyedrendű Runge-Kutta eljárással történik. A rekeszek forrástagjai és összekötő transzfer együtthatói időben tetszőleges diszkrét változással bírhatnak, ezek megadása és a kezdeti értékek rögzítése a modellezett rendszert egyértelműen definiálja.

A modellszámítások célja és a cél elérésének eszközei

Ebben a cikkben az ismertetett számítások a jelenleg kifejlesztett programmal készültek. A konkrét alkalmazásban egy egyszerű tápláléklánc működését szimuláljuk, ahol az élelmiszerekbe bejutó ^{131}I a táplálékok emberi elfogyasztásával többletdózist eredményez a vizsgált személynek. A modellszámítás egyik célkitűzése annak meghatározása volt, hogy a dózis hogyan oszlik el a különböző beviteli források között, a másik cél a dózis csökkentésére irányuló védőintézkedések hatásának vizsgálata volt.

A számítási végeredményként kapott dózis meghatározása dóziskonverziós tényező (DCF) felhasználásával történik. A számítás során kigyűjtjük az emberi szervezetbe élelmiszerral bevitt jódkoncentráció összességét, majd ezt megszorozzuk a megfelelő DCF értékkel. Így az eredményként kapott dózis a jódkoncentrációban való tartózkodása alatt okozott teljes effektív dózist adja meg.

A védőintézkedések szimulálására az ad lehetőséget, hogy a rekeszek közötti kapcsolatok jellemzői időben változtathatók, és így megfelelő időfüggést adva a használt transzfer együtthatóknak a rendszer egyes folyamatait kizárhatjuk a számításból. Az intézkedések fajtájától és bevezetésének időpontjától függően különböző mértékű elkerülhető dózist lehet elérni. A programmal kapott eredményekből fel lehet állítani egy rangsort, amellyel minősíteni lehet az egyes forgatókönyveket az emberre gyakorolt káros hatás szempontjából az elkerülhető dózis alapján. Egy ilyen sorrend egy valós esetben segítheti a döntéshozókat a különböző intézkedések kockázatainak mérlegelésében.

II. A MODELLEZETT KÖRNYEZETI RENDSZER TULAJDONSÁGAI

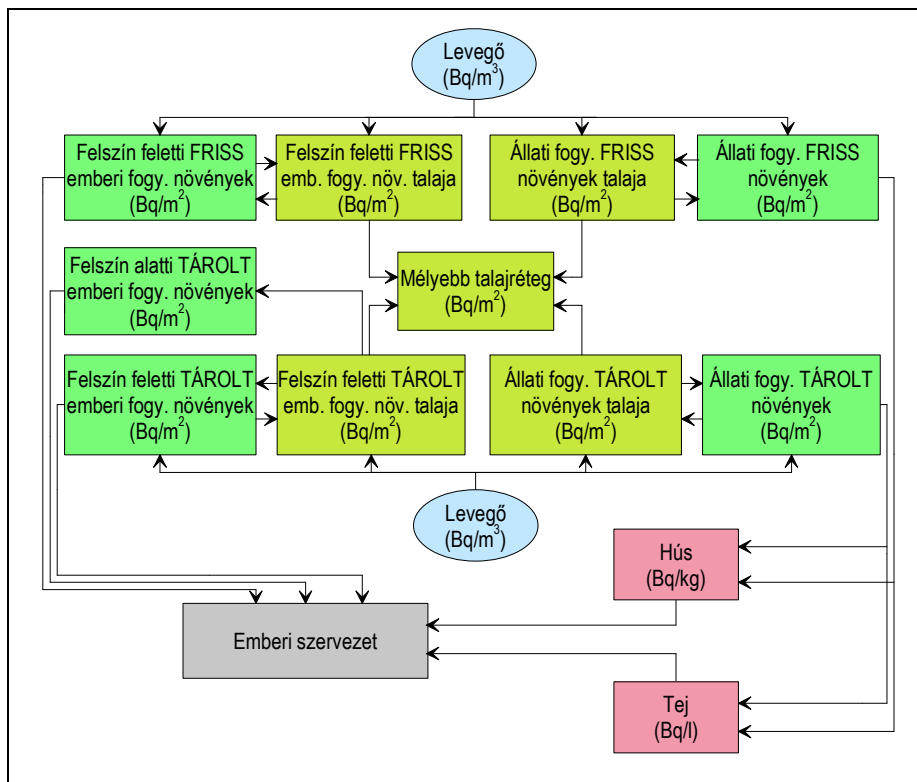
A szimulált forgatókönyvekben a levegő aktivitáskoncentrációja egy adott görbe szerint alakul homogén térbeli eloszlásban egy olyan terület fölött, amely mezőgazdasági felhasználás alatt áll és korábban nem volt szennyezve. A megtermelt növényeket, valamint a helyben tenyésztett állatok termékeit a területen élő lakosok fogyasztják el.

A felépített rendszer alapja az ICRP 29. kiadványban [1] ismertetett tápláléklánc, a számításokhoz szükséges paraméterkészlet is ebből a forrásból származik. Ezek a paraméterek nem rendelkeznek hozzá egységesen valamilyen meghatározott természeti vagy kulturális környezethez vagy meteorológiai viszonyhoz, hanem több, a témában megjelent publikáció eredményeiből összesített átlagos értékek. A tápláléklánc 12 rekeszből épül fel (1. ábra).

A növényzet öt csoportra van osztva. Emberi fogyasztású növényekből szerepelnek a modellben felszín felett vagy a felszín alatt termők, előbbiből két fajta van aszerint, hogy

frissen vagy késleltetve kerül-e fogyasztásra. Az állatoknak szánt növények csak felszín felett termők lehetnek, két fajtája szerepel, egyik a frissen fogyasztott, másik takarmányozott növény. Részletesebb fajonkénti felosztást vagy különböző termési és betakarítási ciklusokkal jellemezhető csoportokat nem tartalmaz a használt modellkép. A talaj két rétegben van modellezve, felső termőtalaj, ill. az elszivárgást jelentő mélyebb talajrétegek formájában. A szennyezésnek kitett területen tenyésztett állatokat tej és hús termékek előállítására használják. Ahogyan a növényeknél, az állatok esetében sem teszünk különbséget az egyes fajok különböző jellemzőiben. Minden állat ugyanolyan táplálékszerkezettel jellemezhető, az összes olyan faj, amelyet a húzáért tenyésztének egy rekeszbe kerül, ugyanígy a tejet adó haszonállatokat is összevonjuk.

1. ábra. A modellezett tápláléklánc rekeszrendszere



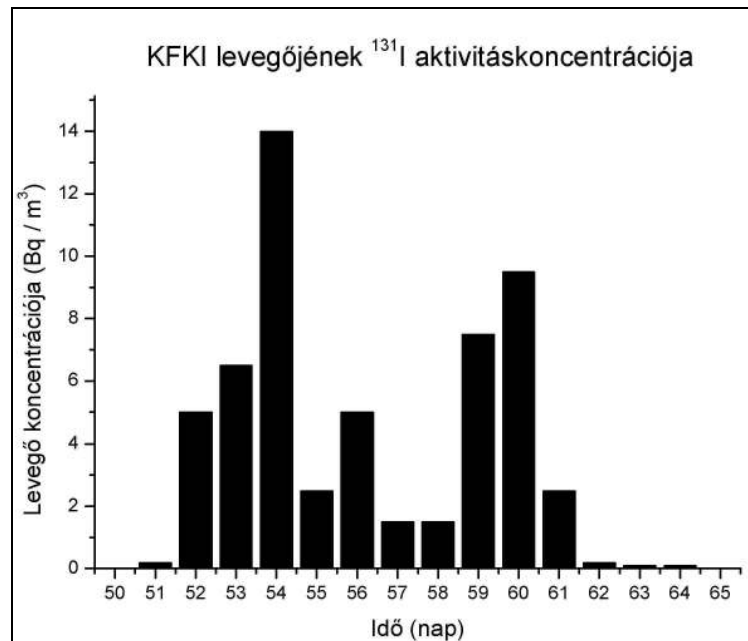
Az emberi dózisterhelést az adott esetben a növényi és az állati termékek fogyasztása során szervezetbe kerülő jód okozza. A vízfogyasztással és beléggzéssel történő bevitelt, a termékek feldolgozási folyamatainak hatását, valamint a külső források (pl. felhő, kiülepedés) okozta dóziseket nem vesszük figyelembe a modellben.

A modellezett környezeti rendszerben minden paraméterre térbeli homogenitást feltételezünk. Az időbeli, szezonális változásokat is csupán két időintervallumban vesszük figyelembe. Az egyik intervallum az ún. növekedési szezon, amelyben a növények a környezettel állandó, kétirányú kapcsolatban vannak. A 120 nap hosszú növekedési periódus után azok a paraméterek, amelyek a növények tápanyagfelszívását és a lemosódást jellemezték lépcsőfüggvényyszerűen nullára csökkennek, ettől kezdve a növényi rekeszek csupán tárolóként funkcionálnak. A frissen fogyasztásra kerülő növényeket a 120 nap alatt folyamatosan mind az emberek, mind a haszonállatok fogyasztják, a késleltetett fogyasztású növényeket kizárólag a növekedési szezont követő időszakban használják fel.

III. AZ ELVÉGZETT SZIMULÁCIÓK

A forrástagként használt mérési eredmények (a KFKI levegőjének összes ^{131}I aktivitáskonzentrációja) naponkénti felosztással állnak rendelkezésre oszlopdiagramos formában az 1986. április 29 – május 12 közötti időintervallumra a [2] beszámolóban, ezekből nagyságrendileg valós forrástagot lehet megadni a program számára (2. ábra). Ezt a forrástagot a növekedési szezon 51. napjától a 64. napjáig kapcsoljuk a rendszerre, a többi napon nincs aktivitás a levegőben. Mindegyik szimuláció a növekedési szezon elejétől kezdve 365 napot követ végig. A szennyezett élelmiszert elfogyasztó személy egy átlagos fogyasztási paraméterekkel jellemezhető felnőtt. A dózisszámításhoz használt dóziskonverziós tényező [3] a 17 évnél idősebb embereket lefedő korcsoportra vonatkozik.

2. ábra. A szimulációkhoz használt forrástag



Védőintézkedés nélküli eset

Az első futtatás során olyan forgatókönyvet használtunk (1. forgatókönyv), amelyben semmilyen védőintézkedést nem vezetnek be. Ezáltal megkaphatjuk, hogy mennyi az a maximális dózis, amit az adott forrástag okozni tud a vizsgált személynek, valamint kiindulási alapot nyújt ahhoz, hogy megmondjuk, mely védőintézkedések hatását lenne érdemes kipróbálni az elkerülhető dózisos vizsgálatához. Az eredményként kapott dóziszárulékok beviteli forrásokra lebontva (egy értékes jegyre kerekítve) az 1. táblázatban szerepelnek.

1. táblázat. Védőintézkedések nélküli dóziszárulékok

Beviteli forrás	Effektív dózis (Sv)
Tej	6E-04
Hús	1E-04
Friss felszín feletti növények	3E-05
Tárolt felszín alatti növények	5E-11
Tárolt felszín feletti növények	3E-11
Összesen	7E-04

A várakozásoknak megfelelően a rendszerben szereplő beviteli források közül a tej adja a legnagyobb dóziszjárulékot, ezzel azonos nagyságrendű járulékot még a hús bevitele okoz. Ebből látható, hogy amennyiben védőintézkedések bevezetését kell elrendelni, akkor az állati hús és tej alapú termékek révén bevitt aktivitásmennyiséget érdemes elsőnek csökkenteni. A táblázat alján szereplő tárolt növények járulécai 6-7 nagyságrenddel elmaradnak a többi beviteli forráséhoz képest, aminek oka, hogy a levegő aktivitáskoncentrációja már a növekedési szezon 65. napja után nullára csökken, és így mire a 120. napot követően a tárolt növények fogyasztásra kerülnek, már lebomlik bennük a jód.

Az 1. táblázatban található értékek azt is megmondják, hogy ha az egyes beviteli forrásokat teljesen kiküszöbölnénk, akkor milyen mértékű dózist lehetne elkerülni. Ettől függetlenül a következőkben ismertetésre kerülő védőintézkedési hatásvizsgálatok nem értelmetlenek, mert azzal, hogy különböző időpillanatokban bevezetve is szimuláljuk az intézkedéseket, a fenti maximálisan elkerülhető dózisértékekhez képest árnyaltabb képet kapunk a védőintézkedések hatásáról.

A védőintézkedések hatásai

Az aktivitás bevitelét korlátozó intézkedéseket minden esetben három különböző időpontban bevezetve vizsgáltuk. A három időpontot úgy választottuk meg, hogy a levegő aktivitáskoncentrációjának időbeli alakulásában látható két csúcsérték közül vagy egyik se, vagy csak az egyik, vagy mindkettő beleessen az intézkedésekkel kivédett tartományba. Ennek megfelelően a modellezett forgatókönyvekben az intézkedéseket a légszennyezés észlelésétől számított 3., a 6., valamint a 12. napot követően foganatosítják (vagyis a növekedési szezon 54., 57. és 63. napjától). A különböző védőintézkedéseket és kombinációikat a 2. táblázat tartalmazza. Mivel a tárolt növények összes járuléka 6-7 nagyságrenddel kisebb, mint a többi járulék, nem vizsgáltunk olyan forgatókönyvet, amelyben ezekre a növényekre vonatkozó megszorításokat vezetnék be, mert az így nyerhető elkerülhető dózis elhanyagolható lenne.

2. táblázat. A védőintézkedések forgatókönyvei

Forgatókönyv	
Sorszám	Jellemzői
1	Védőintézkedés nélkül
2	Az állati termékek (hús, tej) fogyasztásának tiltása
3	Az állatok frissnövényfogyasztásának tiltása
4	Az emberek frissnövényfogyasztásának tiltása
5	Az állatok és az emberek frissnövényfogyasztásának tiltása
6	A tej, a hús és a friss növény emberi fogyasztásának tiltása
7	A tejfogyasztás tiltása
8	A húsfogyasztás tiltása

Minden esetben az 1 sorszámú alapeset teljes dóziséhez viszonyítottuk a kapott eredményt. Az egyes forgatókönyvekhez tartozó elkerülhető dózisosok a 3. táblázatban találhatóak (a számértékeket egy értékes jegyre kerekítve adjuk meg).

3. táblázat. A védőintézkedések segítségével elkerülhető dózisok

Forgatókönyv			
Sorszama	Jellemzői	Bevezetés ideje (nap)	Elkerülhető effektív dózis (Sv)
1	Védőintézkedés nélkül	–	0E+00
2_1	Az állati termékek (hús, tej) fogyasztásának tiltása	53-	7E-04
2_2	Az állati termékek (hús, tej) fogyasztásának tiltása	56-	5E-04
2_3	Az állati termékek (hús, tej) fogyasztásának tiltása	62-	3E-04
3_1	Az állatok frissnövényfogy. tiltása	53-	7E-04
3_2	Az állatok frissnövényfogy. tiltása	56-	5E-04
3_3	Az állatok frissnövényfogy. tiltása	62-	2E-04
4_1	Az emberek frissnövényfogy. tiltása	53-	3E-05
4_2	Az emberek frissnövényfogy. tiltása	56-	2E-05
4_3	Az emberek frissnövényfogy. tiltása	62-	9E-06
5_1	Az állatok és az emberek frissnövényfogy. tiltása	53-	7E-04
5_2	Az állatok és az emberek frissnövényfogy. tiltása	56-	5E-04
5_3	Az állatok és az emberek frissnövényfogy. tiltása	62-	2E-04
6_1	A tej, a hús és a friss növény emberi fogy. tiltása	53-	7E-04
6_2	A tej, a hús és a friss növény emberi fogy. tiltása	56-	6E-04
6_3	A tej, a hús és a friss növény emberi fogy. tiltása	62-	3E-04
7_1	A tejfogyasztás tiltása	53-	5E-04
7_2	A tejfogyasztás tiltása	56-	4E-04
7_3	A tejfogyasztás tiltása	62-	2E-04
8_1	A húsfogyasztás tiltása	53-	1E-04
8_2	A húsfogyasztás tiltása	56-	1E-04
8_3	A húsfogyasztás tiltása	62-	9E-05

Látható, hogy azokban az esetekben, amikor intézkedéscsomagról van szó, vagyis több beavatkozás együttes hatását szimuláltuk, az elkerülhető dózis közel megegyezik az egyes intézkedések különálló elkerülhető dózisainak összegével minden beavatkozási időpontra.

A 4. táblázatban az elkerülhető dózis alapján sorrendbe raktuk az egyes forgatókönyveket. Itt csak az önállóan tekinthető beavatkozási lépések eredményei szerepelnek, mert az előzőek alapján tetszőleges kombináció hatása előállítható ezekből. Látható a sorrend alapján, hogy az intézkedések hatásossága szempontjából elsődleges, hogy azok bevezetése minél korábbi időpontban történjen meg. Másodsorban a legnagyobb elkerülhető dózist akkor tudjuk elérni, ha a tejjel bevitt aktivitásmennyiséget korlátozzuk. Ez történhet úgy, hogy az állatokba bejutó jódmennyiséget csökkentjük a frissnövény legelésének tiltásával, vagy úgy, hogy az emberek tejfogyasztását állítjuk le. Ezzel az eredménnyel lényegében visszakaptuk azt a sorrendet, amit a védőintézkedések nélküli eset dóziszárulékai alapján várni lehetett.

4. táblázat. A védőintézkedések összehasonlítása

Forgatókönyv			
Sorszama	Jellemzői	Bevezetés ideje (nap)	Elkerülhető effektív dózis (Sv)
3_1	Az állatok frissnövényfogyasztásának tiltása	53-	7E-04
7_1	A tejfogyasztás tiltása	53-	5E-04
3_2	Az állatok frissnövényfogyasztásának tiltása	56-	5E-04
7_2	A tejfogyasztás tiltása	56-	4E-04
3_3	Az állatok frissnövényfogyasztásának tiltása	62-	2E-04
7_3	A tejfogyasztás tiltása	62-	2E-04
8_1	A húsfogyasztás tiltása	53-	1E-04
8_2	A húsfogyasztás tiltása	56-	1E-04
8_3	A húsfogyasztás tiltása	62-	9E-05
4_1	Az emberek frissnövényfogyasztásának tiltása	53-	3E-05
4_2	Az emberek frissnövényfogyasztásának tiltása	56-	2E-05
4_3	Az emberek frissnövényfogyasztásának tiltása	62-	9E-06

A különböző forgatókönyvekre elvégzett számolásokból azonban többletinformációt is kapunk. Az elkerülhető dózisok fenti, az időbeliséget is figyelembe vevő sorrendje lehetőséget ad arra, hogy ha adott az intézkedés bevezetési időpontja (pl. lehető leggyorsabb reagálás), akkor a számítások eredményéből ismert nyerhető kockázatcsökkentés és a bevezetés nehézségeinek mérlegelése mellett az optimális forgatókönyvet meg lehet választani (az élelmiszereket érintő intézkedések tekintetében). Vagy egy olyan esetben, ahol az intézkedés fajtája van megkötve (pl. gazdasági okokból) meg lehet mondani, hogy milyen gyorsan kell cselekedni egy adott kockázatcsökkentés eléréséhez, és ezt lehet összevetni az adott gyorsaságú beavatkozáshoz szükséges áldozatok mértékével.

IRODALOMJEGYZÉK

- [1] Radionuclide Release into the Environment: Assessment of Doses to Man, ICRP Publication 29, Oxford, New York, Frankfurt, 1979, Annals of the ICRP, Volume 2 No. 2
- [2] A Központi Fizikai Kutató Intézet Sugárvédelmi Főosztályának mérései a csernobili atomerőmű balesetének következtében létrejött sugárzási helyzetről (1986. április 28 – június 12), Előzetes beszámoló, szerk. Deme Sándor, Láng Edit, Budapest, 1986
- [3] International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiations and for the Safety of Radiation Sources, IAEA Safety Series No. 115, Vienna, 1996

Kozmikus sugárzás detektálása nyomdetektorokkal a MATROSHKA és a BIOPAN projektekben

Dudás Beáta*, Szabó Julianna, Pálfalvi József

Magyar Tudományos Akadémia, KFKI Atomenergia Kutatóintézet, 1121 Budapest Konkoly Thege 29-33.

Abstract - Radiation exposure in space during EVA produced by cosmic radiation may be reduced by careful mission planning and through constructive measures. Therefore accurate knowledge is needed of the physical characteristics of the radiation field as well as the shielding distribution of the spacecraft and of the astronauts' suite. The MATROSHKA-I and II experiments outside and inside of the ISS provide dosimetric information at different locations inside an anthropomorphic phantom and on its poncho among others by solid state nuclear track detectors. During the BIOPAN experiments the detection of primary galactic cosmic rays (GCR) and secondary particles was set as an aim.

Keywords - solid state nuclear track detector, ISS (International Space Station), cosmic radiation

Kivonat - Űrséta és hosszú idejű űrállomáson történő tartózkodás alkalmával elszennvedett, kozmikus sugárzástól származó dózisterhelés csökkenthető gondos előkészítéssel és megfelelő technika kialakításával. Ezért pontos fizikai jellemzésre van szükség a sugárzási térről, valamint az űrjármű és az űrruha védőképességéről. A MATROSHKA-I és II kísérletsorozatok, amelyek a Nemzetközi Űrállomáson kívül és belül zajlanak, célja a kellő pontosságú dozimetriai információk nyérése az űrhajósok egyes szerveit és bőrfelületét érő sugárzásokról, többek között szilárdtest nyomdetektorok felhasználásával. A BIOPAN kísérletek folyamán az elsődleges kozmikus sugárzás és a másodlagos részecskék detektálását tűztük ki célul.

Kulcsszavak - szilárdtest nyomdetektor, Nemzetközi Űrállomás, kozmikus sugárzás

I. BEVEZETÉS

Az Európai Űrügynökség (ESA) különös figyelmet szentel olyan dozimetriai programoknak, amelyek az űrhajósokat érő kozmikus sugárzással és annak hatásaival foglalkozik. Ez nem meglepő, hiszen az űrutazásoknak, a legénység foglalkoztatásának manapság ez az egyik legjelentősebb hátráltató tényezője. A hosszú idejű űrrepülések során a kozmikus sugárzás lényeges egészségügyi kockázatot jelent, amely különösen napkitörések és intenzív naptevékenység esetén jelentős. Összehasonlításként megemlíthetjük, hogy bár az űrhajósokra élettartam-dózis vonatkozik, egy év alatt az őket érő dózisterhelés a földi sugárveszélyes munkahelyek éves dóziskorlátjának tízszeresét is elérheti.

Földkörüli pályán keringő objektumok esetében a galaktikus és a Napból eredő sugárzás összetétele bonyolult, mivel a sugárzás időben és térben nagyon inhomogén, valamint sok paramétertől függ. Sajnos még nem létezik olyan univerzális eszköz, amelyik az ilyen összetett sugárzás minden komponensét egyaránt mérni képes. Az AEKI-ben működő kutatócsoportunk a szilárdtest nyomdetektorok alkalmazására specializálódott. Ez egy speciálisan erre a célra kifejlesztett műanyagból készített passzív detektor, ami a $Z(\text{rendsám}) \geq 1$ töltött részecskéket $\sim 10 \text{ keV}/\mu\text{m}$ lineáris energiaátadás (LET) felett regisztrálja. Előnyük közé tartozik kis méretük, így akár az űrhajósok ruhájában is elhelyezhetőek.

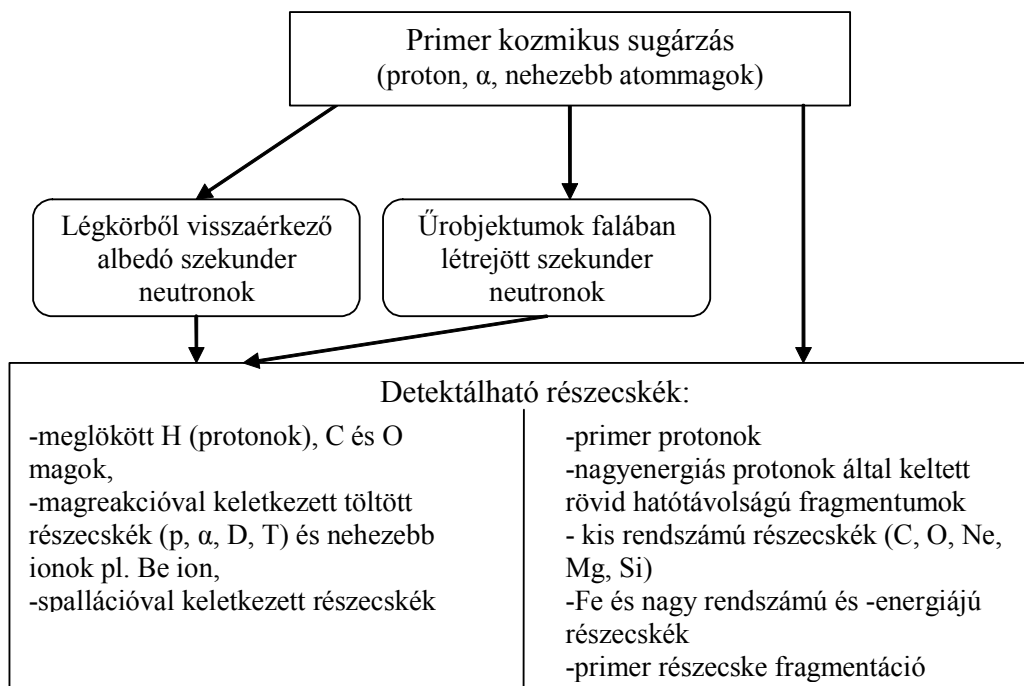
II. ALKALMAZOTT TECHNIKA

A szilárdtest nyomdetektorokban az elektromosan töltött, ionizáló részecskék pályájuk mentén keskeny (3-10 nm szélességű) rombolt zónát hoznak létre. Ez kristályos anyagokban különböző rácshibák létrejöttéhez, míg műanyagokban a kémiai kötések felszakadásához, szabad gyökök keletkezéséhez vezet. Bizonyos kémiai reagensek ezeket a rombolt zónákat nagyobb sebességgel oldják vagy „marják”, mint az

* dudbea@aeki.kfki.hu

illető anyag nem rombolt részeit. Így a keskeny roncsolt zónát a maratószer kellő idő után és hőmérséklet mellett kiszélesíti, így optikai mikroszkóppal látható nyomot hoz létre [1, 2]. A keletkező nyomok tulajdonságait befolyásolja a részecske fajtája és energiája. Az általunk használt nyomdetektor anyaga poliallil-diglikol-karbonát (PADC): $C_{12}H_{18}O_7$. A detektorok érzékenysége (az a LET, amelyik már kimaratható rombolt zónát hoz létre) és a képanalizátor optikai rendszere határozzák meg azokat a részecskefajtákat, az energiatartományt, melyeket ezzel a detektorral vizsgálni tudunk.

1.ábra. A primer és szekunder kozmikus sugárzásból keletkezett detektálható részecskék



Az 1. ábrán láthatjuk azokat a részecskéket keletkezésük szerint csoportosítva, amelyeket a PADC detektor az űrben regisztrálhat. A kozmikus sugárzás dozimetriai vizsgálatára több lépcsős (6 h, 15h) maratást alkalmazunk 6 M-os NaOH oldattal 70 °C-on. 6 óra után még nem jelennek meg a 20 keV/μm-nél kisebb LET-ű részecskék nyomai, viszont 15 óránál eltűnnek a felszínhez közeli nyomok, ezért van szükség a detektorok vizsgálatára mindkét maratási lépés után.

III. KLIMATIKUS KÍSÉRLETEK

A szilárdtest nyomdetektorok részecske regisztrációs képességét a környezeti tényezők befolyásolhatják [3]. Korábbi vizsgálatok megerősítik, hogy a nyomkialakulás folyamatában jelentős változás áll be vákuum alatt [4], és a regisztrációs hőmérséklet is jelentős hatással van a nyomválaszra [5]. Célunk az volt, hogy megállapítsuk, hogyan változik az űrdozimetriai célokra általunk használt Tastrak gyártmányú, 0,6 % DOP adalékanyagot tartalmazó PADC szilárdtest nyomdetektor érzékenysége extrém klimatikus körülmények között, mint pl. alacsony nyomás és hőmérséklet, illetve ezek kombinációja.

A klímakamrás kísérletek során az 1x10x20 mm-es PADC nyomdetektorokat besugarztuk kollimált ^{210}Po α-forrással [6]. A 2. ábrán látható klímakamrával dolgoztunk (ebben végeztük el a besugárzásokat), amellyel az elérhető legalacsonyabb hőmérséklet -60 °C, legkisebb nyomás 80 Pa. Mind a besugárzások előtt, mind utána alkalmaztunk vákuumot vagy hűtést, illetve mindkettőt egyszerre. A kamrás mérésekhez

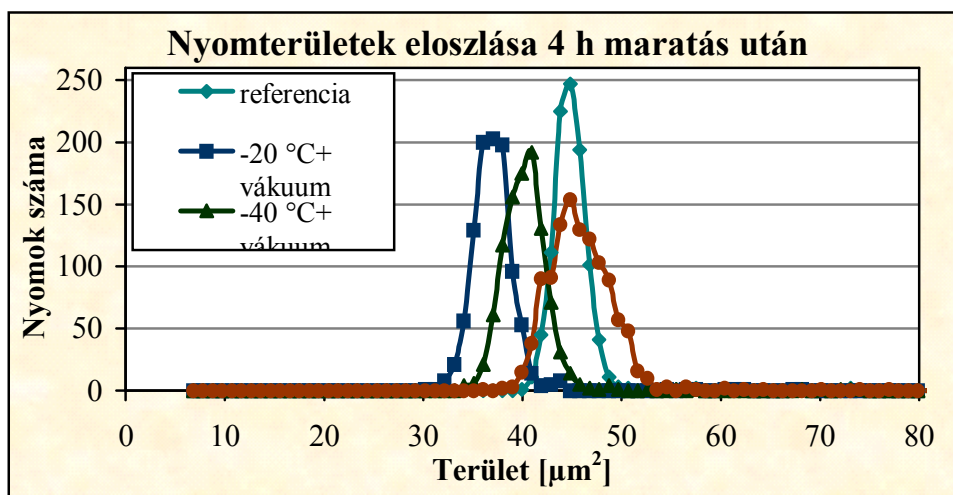
végeztünk párhuzamosan besugárzásokat azonos geometriában szobahőmérsékleten és atmoszférikus nyomáson.

2. ábra. Klímakamra az AEKI SKL Űrdozimetriai csoport tulajdonában



Az űrbeli körülmények szimulációja mellett a nyomterület eloszlásokból – a vizsgálat célja csak a nyomterület eloszlás alakjának és a maximum helyének meghatározása volt – a következő eredményekhez jutottunk: elővákuum idejének növekedésével a nyomok területe csökkent (degradáció) és az utóvákuum továbbront a regisztrációs képességen, ami azt jelenti, hogy a nyomok területe kisebb lett. A maratási idő növelésével - eredetileg 4h, majd további 2 óra maratás - azonban az utóvákuum hatása lecsökkent.

3. ábra. Hűtött, elő- és utóvákuummal kezelt detektorok és egy kontroll mérés során kapott nyomterületek eloszlása



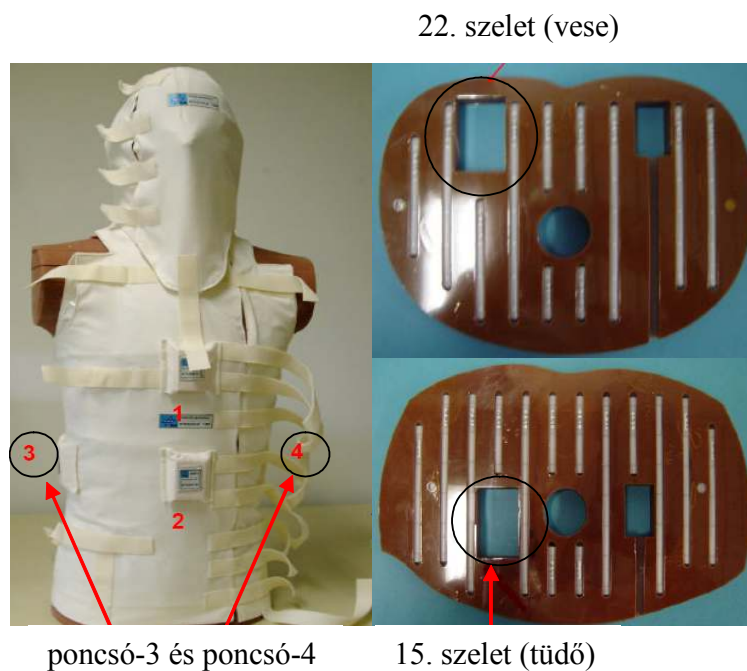
Hűtés során az ellenkező eset történt: az alacsony hőmérsékletű besugárzás jobb nyomregisztrációt eredményezett, a kialakuló nyomok területe megnövekedett. Hűtés (-60 °C) és vákuum (80 Pa) együttes alkalmazása esetén az alacsony hőmérséklet szinte teljes mértékben kompenzálta az alacsony nyomásból

eredő méretcsökkenést (3. ábra), viszont a területeloszlási görbe félértékszélessége nagyobb lett. Ennek a folyamatnak a mechanizmusa egyelőre nem ismert és további tanulmányozást igényel.

IV. MATROSHKA ÉS BIOPAN PROGRAMOK

A MATROSHKA program egy szövetekvivalens műanyagból készített fantomon alapszik, amely 2004-ben került fel az ISS-re (Nemzetközi Űrállomás) azzal a céllal, hogy sugárzást mérő detektorokat helyezzenek el a testében. Természetesen ez a fantom és ruházata az űrhajósok modellezésére szolgál. A vizsgálat tárgya a kozmikus sugárzás összetevőinek hatása az űrhajósokra. Meghívásra az AEKI Kutatócsoportja szilárdtest nyomdetektorokkal szerepel a kísérletben, ami több fázisban zajlik. Első alkalommal (I) a fantom másfél évig az űrállomás külső felszínéhez volt rögzítve [7], második alkalommal (IIa) egy zsilipkamrába, harmadszorra az ISS Zvezda moduljába került (most is ott van).

4. ábra. Az AEKI szilárdtest nyomdetektorok elhelyezkedése a MATROSHKA fantomban



A fantomban mind a szervek helyére, mind a ruházatba lehetett detektorokat elhelyezni; mivel a fantomot szeletekre osztották fel, így a dóziseloszlás meghatározására is lehetőség volt. A 4. ábrán láthatjuk az AEKI nyomdetektorok pozícióját: 1-1 detektorcsomag a vese és tüdő helyére, 2 csomag a fantomot fedő mellénykébe (poncsó) került. Az űrséták szimulálásához a MATROSHKA I programban a szkafander helyettesítésére még egy konténert húztak a fantomra.

Az űrből visszaérkezett detektorok kiértékelésekor a kémiai maratással láthatóvá tett részecskenyomok paramétereinek (átmérő, terület, stb.) meghatározása után a $LET > 10$ keV/ μm -es részecskékre kiszámítottuk a LET eloszlását, amelyből végül a napi dózisteljesítmények adódtak [8]. A dózisegyenérték és az elnyelt dózis hányadosából megkaptuk az átlagos LET függő minőségi tényezőt. A rendszert nagy energiájú részecskegyorsítókkal - BNL, Amerikai Egyesült Államok; HIMAC, Japán -, neutron generátorral - 14,5 MeV RBI, Zágráb -, 1 MeV protonnal (Van de Graaf) és kollimált ^{210}Po α -forrással (4,65 MeV) kalibráltuk.

1. táblázat. A MATROSHKA IIA PADC detektorokból kapott dóziseredmények a fantombeli pozíciójuk szerint

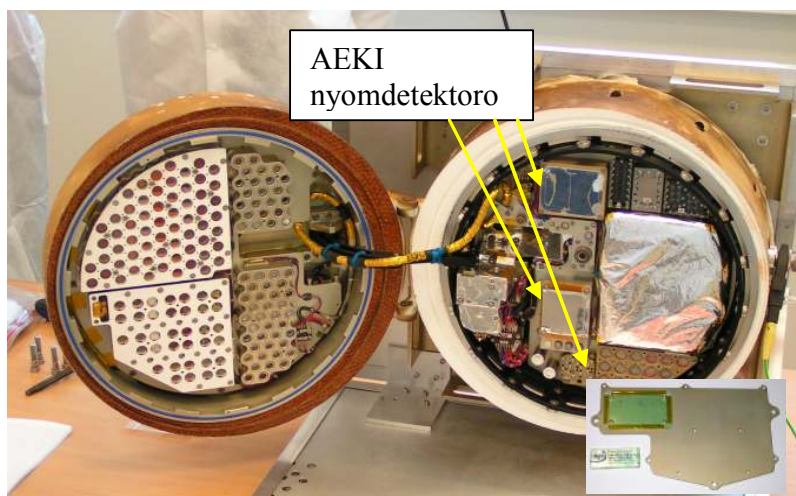
Elhelyezkedés	Dózisteljesítmény, [$\mu\text{Gy}/\text{nap}$]	Dózisegyenérték- teljesítmény, [$\mu\text{Sv}/\text{nap}$]	Átlagos minőségi tényező, Q
Referencia	40 ± 5	273 ± 16	$7 \pm 0,7$
Tüdő	19 ± 4	178 ± 18	$9 \pm 0,9$
Vese	16 ± 2	159 ± 10	$10 \pm 0,7$
Poncsó-3	37 ± 7	279 ± 23	$8 \pm 0,9$
Poncsó-4	36 ± 7	269 ± 22	$8 \pm 0,9$

Az 1. táblázatban a MATROSHKA IIA kísérlet dózisteljesítmény adatait láthatjuk. Az eredményekből kitűnik, hogy a fantom ruházatában mért dózisek nagyobb értéket mutatnak a szervekénél, hiszen a szöveteket helyettesítő anyag sugárzást elnyelő képessége megmutatkozik. Viszont a poncsónál kapott adatok (csak a nagy LET-ű részecskékből!) ötször meghaladják a földi sugárveszélyes munkahelyen dolgozók sugárvédelmi előírása szerinti dóziskorlátot. A 10 keV/ μm felett mért dózisek a teljes dózisterhelés mintegy 65%-át adják. Egyéb, pl. termolumineszcens (TL) detektorokkal ez alatt a LET küszöb alatt végzett mérések kiegészítik a szilárdtest nyomdetektorok eredményeit. Az AEKI Űrdozimetriai Kutatócsoportja által tervezett és a Nemzetközi Űrállomáson is rendszeresített PILLE dózismérő [9] a MATROSHKA IIA kísérletek alatt átlagosan 150 $\mu\text{Sv}/\text{nap}$ dózisteljesítményt mért az Orosz Zvezda modul belsejében, ahol a Referencia nyomdetektorok is voltak. Így a teljes dózisteljesítmény 423 $\mu\text{Sv}/\text{nap}$ volt.

Az Európai Űrügynökség (ESA) irányítása alatt futó BIOPAN program a kozmikus sugárzás biológiai és fizikai hatásának vizsgálatára irányul. Az AEKI kutatócsoportja 2005-ben és 2007-ben sikeresen vett részt dozimetriai összeállításával a projektben, ahol mindkét esetben egy Foton típusú visszatérő műhold juttatta fel a kísérleti egységeket (mérőműszerek, biológiai minták stb.) Föld körüli pályára kb. 300 km magasságba [10]. Az első esetben, a BIOPAN-5 kísérletben a galaktikus kozmikus sugárzás és a másodlagos részecskék, mint a neutronok detektálására 10 darab PADC lapocskát és különböző töltött részecske konvertereket tartalmazó szilárdtest nyomdetektor összeállítást alkalmaztunk. A konverterek segítségével kiszélesíthető az a neutron energia tartomány, amit a PADC detektor regisztrálhat: így 100 keV - 4 MeV helyett a termikus neutronoktól akár a 30-40 MeV-es határig tudunk mérni. Ennek felépítése lehetővé tette a töltött részecskék mellett a neutronok közvetett vizsgálatát az űr és a műhold irányából is [11]. A szilárdtest nyomdetektorok méréseiből kapott ekvivalens dózisteljesítmény $0,7 \pm 0,01$ mSv/nap (átlagos minőségi tényező, Q: $6 \pm 1,2$) a kiértékelés a MATROSHKA detektorokkal megegyezően történt.

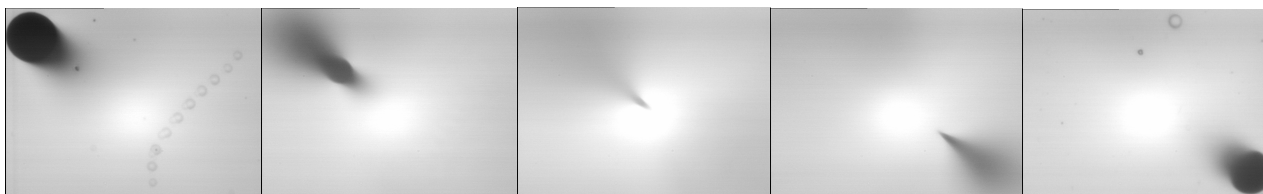
A BIOPAN-6 kísérletben már a teljes dozimetriai ellenőrzést az AEKI kibővített egységei biztosították (5. ábra). Az újabb „neutron” egység 25 darab PADC lapocskából állt, amelyeknek kiértékelése folyamatban van. A PADC detektorok mellett több konvertert, valamint beépített monacit forrást is alkalmaztunk, hogy képet kapjunk az űrben létrejött nyomok paramétereinek változásáról a földi besugárzásokhoz képest. Konverterként alkalmaztuk (n, α), (n, p), valamint $^{12}\text{C}(n,xn')\text{Y}$ reakciók keltésére alkalmas anyagokat (pl. B, PE, C, Ni, Al).

5. ábra. A BIOPAN-6 tepsiben a biológiai kísérletek és mérőrendszerek elhelyezkedése belülről



A további egységek feladata volt a kozmikus nehéz részecskék feltérképezése elektronikus mérőrendszerek belsejében. Ez nagyon fontos, hiszen egy ilyen nagyenergiás részecske az egész mérőműszer meghibásodását okozhatja. Az 6. ábrán egy, a detektoron áthaladó nagyenergiás részecske kimaratót nyomát láthatjuk. A rombolt zóna kioldása egyszerre kezdődik mindkét felületen és halad az 1 mm vastag detektorlap belseje felé. A két irányban egyszerre kialakuló nyom néhány óra múlva találkozik. A hosszúság, átmérő és idő adatokból a nyomkialakulás sebessége meghatározható és ez összefüggésbe hozható a részecske fajtájával és energiájával.

6. ábra. Egy nagyenergiás részecske nyomának mikroszkópos felvétele öt különböző fókuszbeállításban



V. ÖSSZEFOGLALÁS

Az AEKI két kutatócsoportja 2006-ban a Nemzetközi Űrállomás Szerviz moduljában átlagosan 423 $\mu\text{Sv}/\text{nap}$ dózisteljesítményt mért. 180 napra ez 76 mSv dózist eredményezett. Az Űrállomás legénysége kb. ennyi időt töltött el az állomáson. Indokolt tehát, hogy a sugárvédelmi feladatok ellátására az űrben is kiemelkedő fontosságot tulajdonítsunk. Az űrhajósok sugárdózis terhelését korlátozni kell, de ennek csökkentéséhez ismerni kell a dóziseloszlás adatokat mind az űrobjektum, mind az emberi test belsejében, hogy a megfelelő külső védelem, ruházat kialakítható legyen. A MATROSHKA, a BIOPAN és más hasonló programok ezt a célt szolgálják. Például a 2001. és 2005. között végzett vizsgálatok eredményeképpen a Nemzetközi Űrállomáson sikeresen alkalmaztak új sugárvédelmi technikát, fokozva a védelmet a korábban megfelelőnek gondolt alumínium belső burkolat speciális összetételű műanyaggal való felcserélésével. Reméljük, hogy az AEKI Sugárvédelmi Kutatócsoportjának aktív részvétele ebben a nemzetközi összefogással folyó munkában hozzájárul a biztonságosabb dózistervezéshez és a hosszú időtartamú űrutazások feltételeinek megteremtéséhez.

IRODALOM

- [1] DURRANI, S.A., BULL, R.K.: Solid State Nuclear Track Detection - International Series in Natural Philosophy Vol. 111. Pergamon Press, U.K. (1987)
- [2] SZABÓ J., DUDÁS B., PÁLFALVI J.: Az űrállomás fantomja. In: *Természettudományi Közlöny*, 138. (2007) 7. p. 323-325.
- [3] BENTON, E.V.: On latent track formation in organic nuclear charged particle track detectors *Proceedings of the International Topical Conference on Nuclear Track Registration in Insulating Solids and Applications* 1 (1969) II:2-23.
- [4] SOMOGYI, G., TOTH-SZILAGYI, M., HUNYADI, I., and HAFEZ, A.F.: Effects of certain production parameters and post-production treatments on the etching characteristics of CR-39 sheets *Nuclear Tracks* 12 (1986) 97-100.
- [5] O'SULLIVAN, D., THOMPSON, A.: The observation of a sensitivity dependence on temperature during registration in solid state nuclear track detectors *Nuclear Tracks* 4 (1980) 271-276.
- [6] SZABÓ, J., FEHÉR, I., PÁLFALVI, J.K., BALÁSHÁZY, I., DÁM, A., POLÓNYI, I., BOGDÁNDY, E.N.: In vitro cell irradiation system based on ^{210}Po alpha source: construction and characterization *Radiation Measurements* 35 (2002) 6:575-578.
- [7] SZABÓ J., DUDÁS B., PÁLFALVI J.: Az űrállomás fantomja. In: *Természettudományi Közlöny*, 138. (2007) 7. p. 323-325.
- [8] PÁLFALVI, J.K., AKATOV, YU., SZABÓ, J., SAJÓ-BOHUS, L., EÖRDÖGH, I.: Detection of primary and secondary cosmic ray particles aboard the ISS using SSNTD stacks *Radiation Protection Dosimetry* 120 (2006) 1-4: 427-432.
- [9] APÁTHY I. Sugárdózis-mérése égen és Földön. *Híradástechnika*, LIX (2004)5. p. 25-36.
- [10] PÁLFALVI J., SZABÓ J., DUDÁS B.: AEKI: exobiológiai programokban. : *Technika Műszaki Szemle*, 50. (2007) 3. p. 38-39.
- [11] J. K. PÁLFALVI, J. SZABÓ, B. DUDÁS: Neutron detection on the Foton/M2 satellite by a track etch detector stack *Radiation Protection Dosimetry* 126 (2007) 1-4: 590-594.

Szilárdtest dózismérő rendszerek fejlesztése, vizsgálata és alkalmazása az Izotópkutató Intézetben

Osvay Margit* és Katona Tünde

MTA Izotópkutató Intézet, 1525 Budapest Pf. 77

Abstract

Investigations, preparations and applications of various thermoluminescence (TL) dosimetry systems of the Institute of Isotopes of the Hungarian Academy of Sciences are briefly reviewed. Dosimetric properties of $Al_2O_3:Mg,Y$ ceramic TL doseimeters developed for reactor dosimetry purposes are given and a two-elements doseimeter system ($CaSO_4:Tm$ and $Al_2O_3:C$) for environmental monitoring has been designed.

Keywords: TL dosimetry, $Al_2O_3:Mg,Y$ ceramic TL doseimeters, high temperature, environmental dosimetry, stratosphere

Kivonat

Jelen közleményünkben két új fejlesztés és vállalkozás sikeréről adunk számot. Nagy (Gy-10 kGy) gamma dózisok mérése magas hőmérsékleten atomreaktorban és nagyon kis (100 nGy-10 mGy) dózisok mérése a környezetben és a sztratoszférában.

Kulcsszavak: TL dózismérés, $Al_2O_3:Mg,Y$ TL dózismérő, magas hőmérséklet, környezeti dózismérés, sztratoszféra

I. BEVEZETÉS

A termolumineszcencia (TL) módszer a környezeti, személyi és klinikai dozimetriában ma már elfogadott az ionizáló sugárzás mérésére [4]. A termolumineszcencia termikusan stimulált fényemisszió olyan szigetelő és félvezető anyagoknál, melyekben előzetesen ionizáló sugárzás abszorbeálódott. A TL olyan foszforeszcencia, melynél az emittáló anyag hőmérséklete növekszik. A módszer lényege: a besugárzott, majd a termolumineszcens kiértékelő berendezésben megfelelően felmelegített (vagyis kiértékelt) dózismérők által kibocsájtott fény arányos az elnyelt sugárdózissal.

A TL emisszió alatt az anyagok fotovezetést is mutatnak, elektromos töltések mozognak a kristályrácsban. A kristályban levő hibák illetve szennyeződések, szándékosan bevitt adalékanyagok (aktivátorok) jelentős szerepet játszanak: csapda szinteket hoznak létre a vezetési és a valencia sáv között. A legjelentősebb elektron csapda illetve lyuk csapda neve F centrum illetve V centrum. A TL jelzés intenzitása az anyag melegítése során arányos az elektronok és lyukak lumineszcencia centrumban történő rekombinálódásának számával.

A TL azon ritka fizikai jelenség, melyet sokkal sikeresebben alkalmaznak, mint magyaráznak. Kiterjedt nemzetközi kutató munka folyik az elmélet és alkalmazás területén több évtizede. 1965 óta 3 évente Nemzetközi Szilárdtest Dozimetria Konferenciát tartanak. A „11th International Conference on Solid State Dosimetry” konferenciát 1995-ben a mi intézetünk rendezte Budapesten.

A világ élvonalába tartozó kutatóintézetekkel együtt közel 30 éve bevezettük és alkalmazzuk a TL módszert az izotópgyártásnál és más sugárveszélyes munkakörben dolgozóknál személyi dozimetriai ellenőrzésre.

A kis méretű (átmérő: 5 - 8 mm), sokszor felhasználható, könnyen kezelhető TL dózismérők sikeres alkalmazásán túlmenően jelentős kutatási eredményeket értünk el. Ennek során a sugárdozimetria különböző céljaira TL dózismérő rendszereket fejlesztettünk, új kiértékelési módszereket dolgoztunk ki és jelentős alapkutató munkát is végeztünk a TL folyamatok jobb megismerésére.

* osvay@iki.kfki.hu

Az elmúlt évtizedek eredményeit összegezve a következőket emeljük ki:

- Saját fejlesztésű $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ TL dózismérők előállítására kis és nagy gamma dózisos mérésre [7,8,13,14,22]
- TL rendszerek fejlesztése kevert (kis és nagy LET értékű) sugárzási terek szelektív mérésére [15,16]
- $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ felaktiválódásának vizsgálata gyorsneutron dozimetriai célra ciklotron és atomreaktor sugárterében [22,23]
- Fototranszfer termolumineszcens (PTTL) módszer kidolgozása a TL dózismérők újra kiértékelésére [10,11,12]
- Különböző TL dózismérők reprodukálhatóságának összehasonlító vizsgálata atomreaktorok sugárterében [2]
- TL alapjelenségek vizsgálata [18,19]
- Környezeti dozimetria nagyérzékenységű TL dózismérőkkel [3,15]

Jelen közleményünkben két új fejlesztés és vállalkozás sikeréről adunk számot:

- Nagy (Gy-10 kGy) gamma dózisos mérés magas hőmérsékleten atomreaktorban
- Nagyon kis (100 nGy-10 mGy) dózisos mérés a környezetben és a sztratoszférában

II. FELADATOK ÉS MÓDSZEREK LEÍRÁSA

$\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ TL dózismérők alkalmazása magas hőmérsékleten

Az alumíniumoxid kerámia dózismérőket az MTA Izotópkutató Intézetében fejlesztettük ki gamma dózisos szobahőmérsékleten történő mérésre és kezdeményezői lettünk a TL módszer kiterjesztésének a reaktordozimetria területére, ahol nagy gamma dózisosokat (Gy – 10k Gy) kell meghatározni [14].

Kutatási célkitűzésünkben az vezérelt, hogy a kereskedelemben kapható, személyi és környezeti dozimetriai célra (mGy – Gy dózistartomány) jól bevált, rendelkezésre álló TL anyagok nem alkalmasak nagy dózisos megbízható mérésre.

Hazai alapanyagból, polikristályos alumíniumoxid (Al_2O_3) kerámia bázison olyan új TL sugárzásdetektort fejlesztettünk ki és szabadalmaztattunk, melynek érzékenységét és méréstartományát a megfelelően adagolt aktivátorokkal széles határok között lehet változtatni [8]. A sorozatban előállított dózismérő anyag egyik változata sugártechnológiai dozimetriai célra alkalmazható, méréstartománya: 10mGy- 10 kGy.

A sajátfejlesztésű $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ kerámia dózismérőnk számos hazai és külföldi felhasználója között kiemeljük a Paksi Atomerőmű Rt-t, ahol 1999-től 2008-ig ipari méretekben használtuk dózismérőinket a reaktor hermetikus terén belül a dóziseloszlás mérésére, különös tekintettel a dózisviszonyokra az elektromos kivezető kábelek közelében. A hermetikus térben a gamma sugárzási tér legfőbb forrása a primerkörü vízigénjéből folyamatosan keletkező ^{16}N , mely rövid felezési idejű, nagyenergiájú (6 MeV) gamma sugárzó izotóp.

A nagyjelentőségű vállalási szerződésünk (a Paksi Atomerőmű Rt, mint megbízó valamint az MTA IKI mint vállalkozó) megkötését megelőzően a megbízó referencia besugárzásokat végzett dózismérőinkkel. Az eredmények pontossága alapján mi nyertünk a Siemens cég által felkínált dózismérő rendszerrel versenyben.

Nukleáris reaktor hermetikus terében meglehetősen „barátságtalanok” a körülmények, mivel 0.1 Gy – 10 kGy nagyságú gamma dózisoskat kell mérni egy év alatt, kevert neutron - gamma sugárterben, 50 – 100°C hőmérsékleten. A legtöbb TL dózismérő nem használható

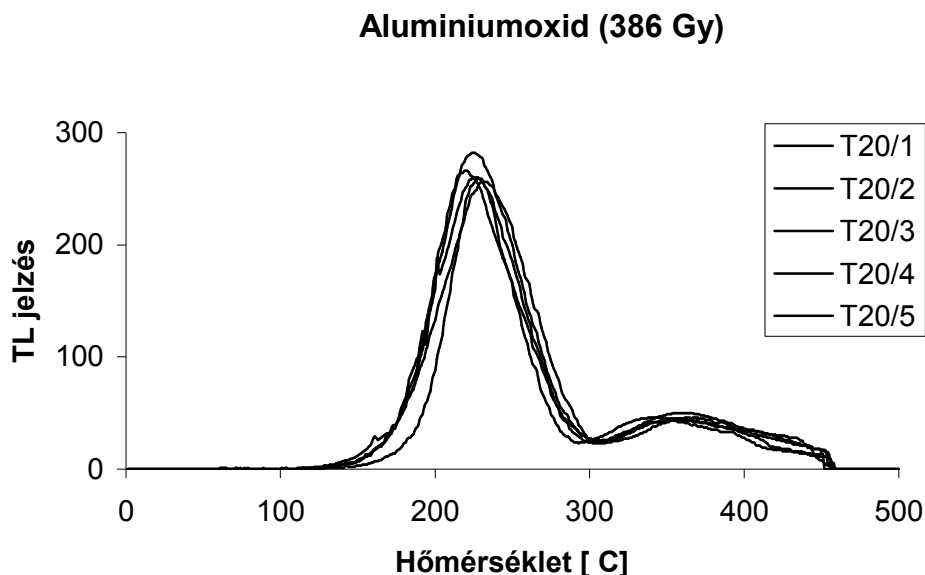
ilyen körülmények között, kivétel az 1400°C-on előállított $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ kerámia (mérete: 8x1 mm), melynek előnyös tulajdonságai:

- széles méréshatár (10 mGy – 10 kGy) gamma dózisok mérésére,
- elhanyagolható neutron érzékenység a gammához képest 6 MeV neutron energiáig,
- megfelelő TL csúcs a magas hőmérsékleten történő alkalmazásra is,
- nagy mechanikai szilárdság, jó reprodukálhatóság.

Az $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ kerámia dózismérőkkel korábban csak szobahőmérsékleten végeztünk méréseket [14]. Ahhoz, hogy a dózismérő alkalmazhatóságát szobahőmérsékletről magas hőmérsékletre is kiterjesszük és vállalkozzunk a meglehetősen sokrétű feladatra, további fejlesztési tevékenységre volt szükség.

Magas hőmérsékleten akkor használható egy TL dózismérő, ha a kifűtési görbe 200°C közelében levő un. dozimetriai csúcson kívül magasabb hőmérsékletű csúccsal is rendelkezik. Az $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ kifűtési görbéje két hőmérsékleti csúccsal rendelkezik (1. ábra).

1.ábra Az $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg},\text{Y}$ kerámia dózismérők (5 db) kifűtési görbéi szobahőmérsékleten



A vizsgálatokhoz használt dózismérőket az Országos Mérésügyi Hivatal (OMH) által hitelesített sugárterekben kalibráltuk. A vizsgálatokhoz használt nagyszámú dózismérőt úgy válogattuk össze, hogy azok TL érzékenysége 10 %-on belül legyen (1. ábra).

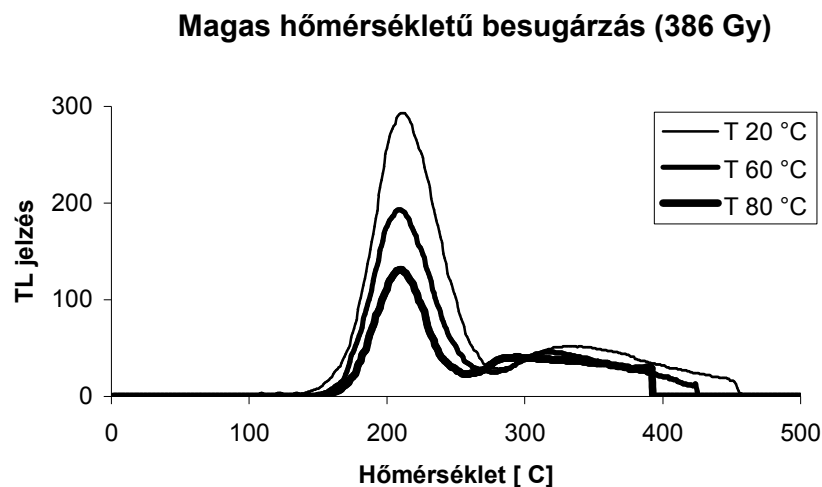
A magas hőmérsékleten is alkalmazható dózismérő rendszer fejlesztéséhez 20 és 100 °C hőmérséklet között szabályozható fűtőberendezést terveztünk és építettünk, hogy megvizsgálhassuk a magas hőmérsékleten történő besugárzás hatásait. A fűthető tartóban elhelyezett dózismérőket automatikus rendszer szállította a 10 Gy/h dózisteljesítményű ^{137}Cs gamma forrás kalibrált sugárterébe. A besugárzott dózismérők kiolvasásához Harshaw 2000 (USA) TL kiértékelőt használtunk. A kiértékelés során lehetőség van a kifűtési görbe dózissal arányos, csúcs alatti területeinek analizálására számítógép segítségével.

A 2. ábrán láthatók a TL dózismérő kifűtési görbéi, melyeket 20, 60 és 80 °C hőmérsékleten, egyenként 386 Gy gamma dózissal történt besugárzás utáni kiértékelésnél kaptunk.

A szisztematikus mérési sorozatok eredményeinek alapján megállapítható, hogy a mérőrendszer jól használható magas hőmérsékleten is dózismérésre megfelelő számítási korrekciók alkalmazásával. A TL dózismérőket az éves főjavítási időszak alatt helyeztük el az atomerőműben, hiszen a hermetikus térbe bejutni csak évente egyszer, a főjavítások alatt lehet.

Az atomerőmű blokkjaiba kihelyezett, megfelelően tokozott, nagyszámú sugárzásdetektorral végzett méréssel feltérképeztük a primer kör közelében uralkodó dózisviszonyokat is.

2. ábra $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{Mg,Y}$ dózismérők kifűtési görbéi (besugárzás 20, 60 és 80°C-on történt)



A fejlesztés során új tudományos eredményeket is kaptunk a TL dózismérők fading (felejtés) tulajdonságaira. Összehasonlítottuk a „klasszikus” fading (a már besugárzott dózismérők tárolása különböző hőmérsékleten) illetve a magas hőmérsékleten történt besugárzás okozta fading hatását [17]. A szakirodalom hasonló vizsgálatokról nem számolt be.

Környezeti dózisos mérés nagyérzékenységű TL dózismérő rendszerrel

A környezetünkben mindenhol mérhető természetes háttérsugárzás a tengerszint magasságában 100-200 nSv/h, amely két komponensből tevődik össze közel 2/3 illetve 1/3 arányban:

- a Föld természetes háttérsugárzásából (közetekben levő természetes eredetű izotópok),
- a kozmikus sugárzásból (galaktikus és szoláris, Napból eredő sugárzás).

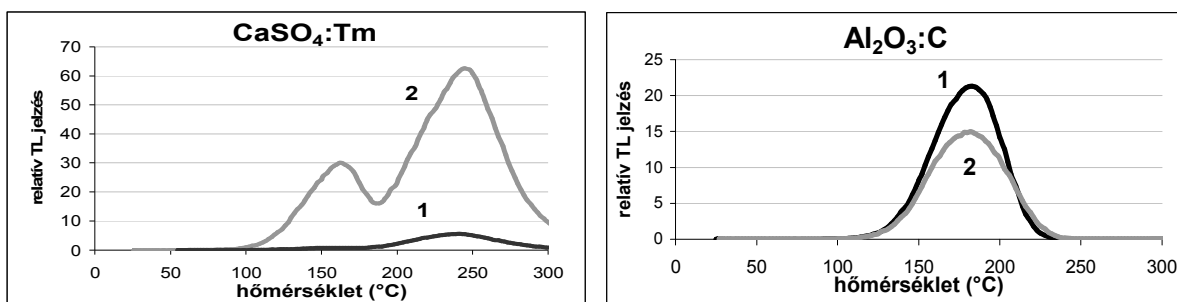
A talaj természetes háttérsugárzását zömmel a kis ionizációs képességű (kis LET-értékű) gamma sugárzás adja, míg a kozmikus sugárzás nagyenergiájú, nagy áthatoló képességű (nagy LET-értékű) részecskéktől ered (protonok, alfarészecskék, neutronok, töltött C, N, O atommagok). A tengerszinttől távolodva nő a kozmikus sugárzás mértéke. A troposzférában, az utasszállító gépek repülési magasságában (8-12 km) a sugárzás közel 1000 nSv/h [5], vagyis néhányszor nagyobb a tengerszintnél mért természetes háttérsugárzás értékénél. Az ionoszféra magasságában, ahol az űrhajók járnak (200-250 km) a kozmikus sugárzás nagysága és összetétele jól ismert, azonban alig van mérési adat az irodalomban a sztratoszféra (12-60 km) dózisviszonyaival kapcsolatban.

Környezeti dózisok mérésére nagyérzékenységű, két elemes TL dózismérő rendszert fejlesztettünk. A választott dózismérő pár, az orosz $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$ [1] és a szerb $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$ [20] dózismérők megkülönböztethető jelzést adnak a kis (gamma) illetve nagy ionizáló képességű (neutron, alfa) sugárzásokra [3,16].

A kalibrációhoz szükséges besugárzásokat ^{137}Cs gamma, ^{241}Am alfa és $^{238}\text{Pu-Be}$ neutron sugárforrásokkal végeztük. A dózismérők termolumineszcens kifutási görbéi 1,5 mGy gamma illetve 4,5 mGy alfa dózis hatására a 3. ábrán láthatók. A $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$ közel 10-szer nagyobb érzékenységet mutat nagy LET értékű sugárzás hatására, mint az $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$, ráadásul az előbbi esetén a TL görbe szerkezete is megváltozik.

Ezt a kevert (kis és nagy LET értékű) sugárterek szelektív mérésére is alkalmas, nagyérzékenységű dózismérő párt sikeresen alkalmaztuk a sztratoszférában, a 38 km magasságban végzett nemzetközi ballon kísérletekben, jelenleg pedig telephelyünkön, Csillebércen folyamatos környezeti dozimetriai összemérés történik ugyanezzel a rendszerrel.

3. ábra $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$ és $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$ TL kifutási görbéi külön-külön: (1) 1,5 mGy ^{137}Cs gamma illetve (2) 4,5 mGy ^{241}Am alfa sugárzással történt besugárzás hatására



A sztratoszféra dózisviszonyainak meghatározására végzett vizsgálatokhoz 10-10 db két elemes ($\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$ és $\text{CaSO}_4:\text{Tm}$) dózismérőt használtunk. A tranzitdózis levonása, valamint a TL dózismérő rendszer kalibrációs értékeinek figyelembe vételével meghatároztuk a kis és nagy LET értékű sugárzás arányát is 38 km magasságban.

A ballon kísérlet eredménye azt mutatja, hogy a sztratoszférában a nagy LET értékű sugárzás dominál és a kozmikus sugárzás közel 100-szor nagyobb a tenger szintnél mért kozmikus komponens (30 nSv/h) értékéhez képest. [3].

A telephelyünkön egy éve folyamatban lévő környezeti dozimetriai összemérés eredményei megerősítik a korábban más rendszerekkel mért adatokat. A szabadba, 1 méterrel a felszíntől kihelyezett dózismérő párokkal ($\text{CaSO}_4:\text{Tm}$ és $\text{Al}_2\text{O}_3:\text{C}$), havi rendszerességgel végzett ellenőrző mérések alapján megállapítható, hogy a mért dózis adatokból számolt dózisteljesítmények a telephely egy mérési pontján sem haladják meg az átlagos természetes háttér értékét (<2 $\mu\text{Gy}/\text{nap}$), még a kísérleti atomreaktor épülete vagy a kiégett fűtőelem tároló mellett sem.

IRODALOM

- [1] AKSELROD M. S., V.S. Kortov, D.J. Kravetsky, V. I. Gotlib, 1990, Highly sensitive thermoluminescent anion-defective $Al_2O_3:C$ single crystal detectors, *Rad. Prot. Dos.* 32 p.15
- [2] FERNANDES A., I. Goncalves, J. Santos, J. Marques, A. Kling, A. and M. Osvay 2006, Dosimetry at the Portuguese Research Reactor using thermoluminescence measurements and Monte Carlo calculations, *Rad. Prot. Dosimetry* 120 p. 349
- [3] KATONA T., M. Osvay, S. Deme and A. Kovács 2007, Environmental dosimetry using high-sensitivity detectors, *Rad. Phys. and Chemistry* 76 p. 1511
- [4] MCKEEVER S. W. S., M. Moscovitch and P. D. Townsend 1995, *Thermoluminescence Dosimetry Materials: Properties and Uses*, Nuclear Technology Publishing, England
- [5] NOLL M., N. Vana, W. Schöner, M. Fugger and H. Brandl 1990, Dose measurements in mixed radiation fields in aircraft with TLD's under consideration of the high temperature ratio, *Rad. Prot. Dosimetry* 66 p. 119
- [7] OSVAY M. and T. Bíró 1980, Aluminium Oxide in TL Dosimetry, *Nuclear Instruments and Methods*, 175 p. 60
- [8] OSVAY M., Sztankovics L., Podhorányi Gy.-né, Bíró T. és Golder F. 1989: Eljárás Alumínium-oxid Alapú Termolumineszcens Sugárázsdetektorok Előállítására, *Magyar Szabadalom* 201 611/89
- [9] OSVAY M., M. Ranogajec-Komor and F. Golder, 1990, Comparative P TTL and PTTL investigations on TL detectors, *Rad. Prot. Dosimetry* 33, p. 135
- [10] OSVAY M., Ranogajec-Komor, F. Golder 1991 Light sensitivity of $LiF:Mg,Ti$, $CaF_2:Mn$ and various Al_2O_3 thermoluminescent detectors, *Kernenergie* 34 p. 116
- [11] OSVAY M. and L. Lembo 1993 Comparative investigations on UV sensitivity of newly developed LiF detectors, *Rad. Prot. Dosimetry* 47 p.227
- [12] OSVAY M. and T. Bíró 1993 Aluminium Oxide (chapter in the book) *Thermoluminescent Materials*, Editor: D.R.Vij, Prentice Hall Inc., USA
- [13] OSVAY M. 1996 Measurements on Shielding Experiments Using $Al_2O_3: Mg, Y$ TL Detectors, *Rad. Prot. Dosimetry* 66 p. 217
- [14] OSVAY M. and S. Deme 1999, Comparative investigation of LiF TL dosimeters using low and high LET radiation fields, *Rad. Prot. Dosimetry* 85 p. 469
- [15] OSVAY M. and M. Ranogajec-Komor 1999, LET dependence of high sensitivity TL dosimeters, *Rad. Prot. Dosimetry* 85, p.121
- [16] OSVAY M. and S. Deme 2006, Application of TL dosimeters for dose distribution measurements at high temperatures in nuclear reactors, *Rad. Prot. Dosimetry* 119 p.271
- [17] PETŐ Á. 1996, Relative yields of radioluminescence and thermoluminescence in several TL phosphors, *Rad. Prot. Dosimetry* 65 p. 123
- [18] PETŐ Á. and A. Kelemen 1996, Radioluminescence properties of $Al_2O_3:C$ TL dosimeters *Rad. Prot. Dosimetry* 65 p. 139
- [19] PROKIC M. and Lars Botter-Jensen 1993, Comparison of main thermoluminescent properties of some TL dosimeters, *Rad. Prot. Dosimetry* 47 p. 195
- [20] RANOGAJEC-KOMOR M., M. Osvay, I. Dvornic and T. Bíró, 1983, Fast neutron detection with Al_2O_3 thermoluminescence dosimeters, *Nuclear Instruments and Methods* 175 p. 60
- [21] RANOGAJEC - KOMOR M. and M. Osvay 1986, Dosimetric characteristics of different TL phosphors, *Rad. Prot. Dosimetry* 17 p. 379
- [22] SANTOS J., J. Marques, A. Fernandes and M. Osvay 2007, Photon and fast neutron dosimetry using aluminium oxide thermoluminescence dosimeters in a pool-type research reactor, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A* 580 p. 310