

Hazai környezetradiológia Fukushima után

Ugron Ágota¹, Déri Zsolt², Fülöp Nándor¹, Homoki Zsolt¹, Kelemen Mária³,
Kövendiné Kónyi Júlia¹, Ormosiné Laca Éva⁴, Szabó Gyula¹, Turai István¹

¹Országos "Frédéric Joliot-Curie" Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet

1221 Budapest Anna u.5, telefon: +36 1 48 22 000

²Borsod-Abaúj-Zemplén Megyei Kormányhivatal Népegészségügyi Szakigazgatási Szerve
Sugáregészségügyi Decentruma, Miskolc

³Tolna Megyei Kormányhivatal Népegészségügyi Szakigazgatási Szerve Sugáregészségügyi Decentruma,
Szekszárd

⁴Győr-Moson-Sopron Megyei Kormányhivatal Népegészségügyi Szakigazgatási Szerve Sugáregészségügyi
Decentruma, Győr

A Fukushima Dai-ichi atomerőmű 2011. március 11-i balesete következményeként nagy mennyiségű hasadási termék jutott ki a környezetbe. Az Egészségügyi Radiológiai Mérő és Adatszolgáltató Hálózat (ERMAH) gamma-spektrometriai módszerrel aeroszol szűrőkön végzett mérései alapján a radioaktív felhő március 24-én érte el Magyarország légterét. A levegőmintákban mért legmagasabb értékek ¹³⁴Cs esetében $87,7 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, ¹³⁷Cs esetében $106 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$, ¹³¹I esetében $1470 \mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ voltak. Május közepére a mért értékek visszatértek a balesetet megelőző szintekre. Az OSSKI-ban mért eltérő ¹³¹I aktivitás-koncentrációkra magyarázatot adunk az Intézetben, 2011-ben mért levegőminták adatainak értékelésével. Számításokat végeztünk a lakosság sugárterhelésének becslésére a 2011.03.17-05.09. közötti időszakra.

Előzmények

2011. március 11-én nagy erejű földrengés rázta meg Japán észak-keleti partját. A földrengést rendkívüli nagyságú szökőár követte, aminek következtében a Fukushima Dai-ichi erőmű jelentős károkat szenvedett el. A sérülések miatt gáznemű és illékony radioaktív hasadási termékek távoztak a reaktorblokkokból, elsődlegesen **xenon, jód és cézium izotópok**. A hasadási termékek a robbanások során közvetlenül, illetve lefúvatás közben a szellőzőrendszeren keresztül kerültek a levegőbe.

A Japán Nukleáris Biztonságttechnikai Bizottság (NSC) 2011. 04. 12-i jelentése szerint például a kibocsátott ¹³³Xe összaktivitása 10^{18} Bq, a ¹³¹I radioizotópé $1,5 \cdot 10^{17}$ Bq, a ¹³⁷Cs radioizotópé $(6-15) \cdot 10^{15}$ Bq volt [1].

A cézium izotópok a kikerülést követően gyorsan kitapadnak szilárd részecskék (aeroszolok) felületére, a jódizotópok egy része kitapad, más része gáz halmazállapotú marad. Az aeroszol szemcsék mintegy hordozó anyagként viselkednek az izotópok levegőben történő transzportja során.

A radioaktív szennyezett felhő elsődlegesen észak felől érte el Európa légterét. Először március 20-án Rejkjavikban (Izland) volt mérhető emelkedett radioaktivitás a levegőben [2]. A legmagasabb értékeket április 2-án mérték: ¹³¹I: $3 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$; ¹³⁷Cs: $0,8 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$, ¹³⁶Cs: $0,06 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$. Franciaországban és Németországban március 24-én haladta meg a kimutatási határt a ¹³¹I aktivitás-koncentrációja és március 30-31-én érte el a kb. $1 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$ maximumot [3], [4].

Mintavétel és mérési módszerek

Magyarországon az Egészségügyi Radiológiai Mérő és Adatszolgáltató Hálózat (ERMAH) végzi a környezet rendszeres, rutinszerű radiológiai ellenőrzését. Az ERMAH központi intézménye az Országos "Frédéric Joliot-Curie" Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet (OSSKI). Az ERMAH meghatározott éves mintavételi és mérési program szerint működik, azonban a nukleáris baleseti helyzetre való tekintettel az éves programot kibővítve, fokozott figyelemmel végeztük a környezet radiológiai ellenőrzését.

A sugárvédelmi célú környezeti monitorozás legfontosabb eleme a levegő monitorozása, mivel a radioizotópokat előállító vagy felhasználó létesítményekből elsősorban a légkörbe történik kibocsátás. Ez a megállapítás érvényes a normál üzem idejére, de az üzemzavari vagy baleseti helyzetekre is.

Az ERMAH-ban a légköri aeroszol mintákat három helyen kis légforgalmú mintavevővel, öt helyen közepes légforgalmú mintavevővel gyűjtjük. Közepes légforgalmú mintavevő a következő helyszíneken működik: Bataapáti, Budapest, Győr, Miskolc, Szekszárd. Cikkünk a felsorolt helyszíneken vett minták mérési eredményeit dolgozza fel. A mintavétel jellemzőit az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat A közepes légforgalmú aeroszol mintavétel jellemzői

| AEROSZOL MINTAVEVŐ | | Jellemzői |
|--------------------|-----------------------|-------------------------------------|
| Típusa | | HUNTER (Senya Oy, Finland) |
| Teljesítménye | | 150 m ³ ×h ⁻¹ |
| Szűrő | típus | Üvegszálás (Whatman, 934-AH) |
| | effektív szűrőfelület | 21×26 cm |
| | pórusméret | > 1,6 μm |
| Mintavétel | gyakorisága | 3-8 nap |
| | átszűrt térfogat | 10 000-28 000 m ³ |

Az aeroszol minták összes aktivitás-koncentrációja normál (nem baleseti) körülmények között szinte teljes egészében a természetes radioizotópoktól, főként a radon és toron leányelemektől származik. A leányelemek rövid felezési ideje miatt a minta aktivitása a mintavételt követően gyorsan, 3 nap alatt 2-3 nagyságrenddel csökken. Ennek köszönhetően 3 nap pihentetés után a mintában esetlegesen előforduló mesterséges izotópok kimutatási határa alacsonyabb lesz.

Normál körülmények között a pihentetett mintákban a kozmikus eredetű ⁷Be (aktivitás-koncentrációja 3-8 mBq×m⁻³), illetve a földkérgi eredetű ²¹⁰Pb (aktivitás-koncentrációja 0,6-1,0 mBq×m⁻³) dominál. Az ERMAH-ban a levegőszűrőket 3-4 napig pihentetjük, majd a mérés érdekében 8-25 ml-es pohár geometriára tömörítjük. A gamma-spektrometriai méréseket nagy tisztaságú (HPGe) félvezető detektorral végezzük. Az aeroszolhoz kötött izotópok aktivitását a mintavétel időtartamának közepére vonatkoztatjuk.

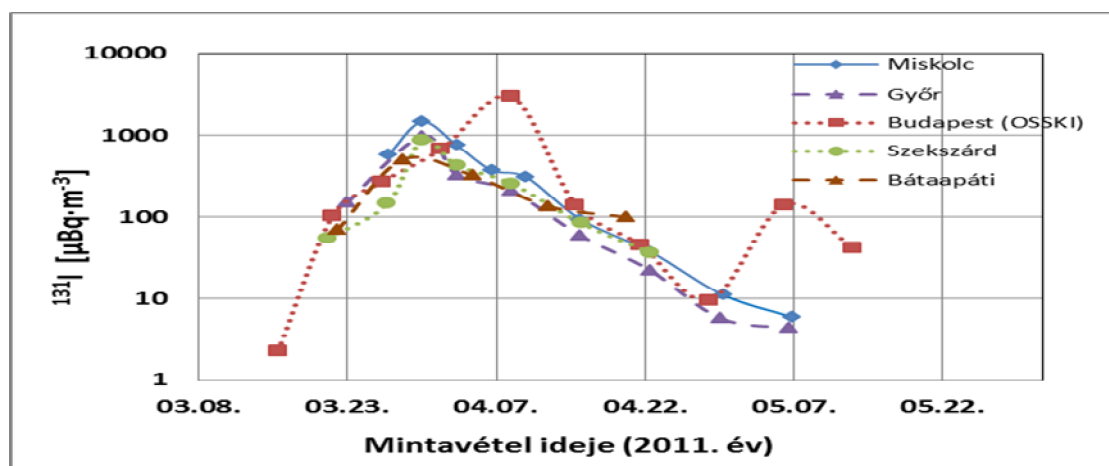
A nukleáris baleset környezeti hatásának nyomon követése érdekében további mintákat is vizsgáltunk: fűvet és nyers zöldségfélét, illetve tej és ivóvíz mintákat. A zöldségfélék közül szabadföldön (veteményeskertben) termesztett, nyersen is fogyasztható zöldségeket (sóska, spenót, zöldhagyma) választottunk. A vizsgált tej minták szabadon legeltetett állatoktól származtak. Az élelmiszer mintákat feldolgozás nélkül vizsgáltuk gamma-spektrometriai módszerrel.

¹³¹I mérési eredmények az ERMAH levegőmintáiban

Az OSSKI (Budapest) aeroszol mintáiban az utóbbi 10 évben gyakran volt mérhető az ¹³¹I, az átlagos aktivitás-koncentrációja 5-20 μBq×m⁻³ nagyságú volt. Az ERMAH többi laboratóriumainak környezetében nem volt mérhető mennyiségben aeroszolhoz kötött ¹³¹I radioizotóp. A Fukushima-i erőműben bekövetkezett első robbanás után a radioaktív szennyezett légtömeg hazánkat március 22-24-én érte el [5]. Akkor vált kimutathatóvá a ¹³¹I radioizotóp jelenléte a levegő mintákban. Az ország nagyobb részében az első észlelést követő egy hét múlva, március utolsó napjaiban érte el a maximumot az aktivitás-koncentráció 1,0-1,4 mBq×m⁻³ körüli értéknél, majd folyamatosan csökkent és május közepére visszaesett a mérés kimutatási határa alá (ez néhány μBq×m⁻³).

Az 1. ábrán látható – logaritmikus skálán – idő függvényében az ERMAH laboratóriumaiban mért, aeroszolhoz kötött ¹³¹I aktivitás-koncentrációjának időbeli változása 2011. március és május között.

A közölt adatok szórása nem haladta meg a 10%-ot. Látható, hogy a laboratóriumok mérési eredményei hasonló képet mutattak, kivéve a Budapesten mért értékeket. Ezek nagysága és időbeli változása eltér a többi laboratóriumban mértől, így az OSSKI mérési eredményeket külön elemezzük.



1. ábra: Az ERMAH laboratóriumaiban mért aeroszolhoz kötött ¹³¹I aktivitáskonc.-jának időbeli változása 2011.március és május között [5]

134Cs, 137Cs, 136Cs mérési eredmények az ERMAH levegőmintáiban

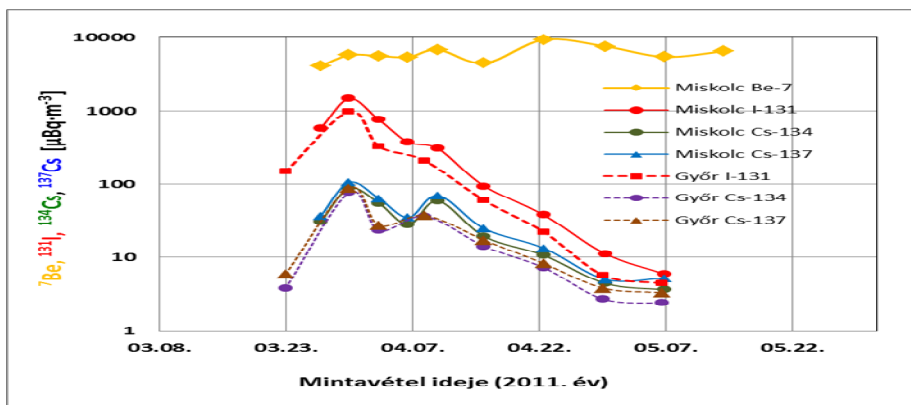
Az 1986-ban bekövetkezett csernobili atomerőmű balesete során nagy mennyiségű 134Cs és 137Cs került ki a környezetbe. Mivel a 134Cs felezési ideje 2,1 év, jelenléte a környezeti mintákban már nem mutatható ki. A 137Cs (felezési ideje 30,1 év) még mindig mérhető a talajban és esetenként a levegő mintákban, ahová a talaj felporzásával juthat vissza. A Fukushima-i balesetet megelőzően a 137Cs évente csak néhány alkalommal volt kimutatható, rendszerint kevesebb, mint 2 μBq×m⁻³ aktivitás-koncentrációban.

A Fukushima-i baleset után a 134Cs és 137Cs radioizotópok egyidejűleg, körülbelül egy héttel később váltak mérhetővé a levegő mintákban, mint a 131I. Az aktivitás-koncentrációjuk egyidejűleg, március legvégén érte el a maximumot (106 ± 11) μBq×m⁻³ értéknél, majd folyamatos csökkenés után május elejére visszatért a kimutatási határ (néhány μBq×m⁻³) szintje alá. Ez látható a 2. ábrán. Az április elején látható lokális minimum és maximum az akkor hullott országos eső kimosó

hatásával magyarázható. A 137Cs és a 131I aktivitás-koncentrációja között körülbelül 15-szörös különbség volt. Ezért is volt hamarabb kimutatható a 131I jelenléte a levegőben.

A 136Cs (felezési ideje 13,2 év) összesen három levegő mintában volt kimutatható, a legmagasabb (7,6 ± 0,9) μBq×m⁻³ értéket április elején mértük. Ez az érték közel egy nagyságrenddel kisebb, mint a skandináv országokban mért 60 μBq×m⁻³ [1].

Az ERMAH légköri aeroszol mérési eredményei megegyeztek más európai radiológiai mérőhálózatok mérési eredményeivel [3]. A Magyarországon mért 134Cs és a 137Cs aktivitás-koncentrációjának arányából (134Cs/137Cs: 0,83 ± 0,08) és a vidéki laboratóriumokban mért 134Cs, 137Cs és 131I izotópok aktivitás-koncentrációjának időbeli változásának hasonlóságából arra lehetett következtetni, hogy a levegőben mért radioaktív szennyezettség erőművi balesetből származik.



2. ábra: Az ERMAH miskolci és győri laboratóriumaiban mért ⁷Be, ¹³¹I, ¹³⁴Cs és ¹³⁷Cs aktivitás-koncentrációk időbeli változása 2011. március és május között

A 2011. tavaszán az ERMAH laboratóriumokban mért aktivitás-koncentrációk maximumait és a Csernobili események után az OSSKI-ban mért értékeket [mBq×m⁻³] a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat Aeroszol minták aktivitás-koncentrációja, maximumok összehasonlítása

| Minta típusa | Aktivitás-koncentráció maximumok [mBq×m ⁻³] | | | | | |
|--------------|---|-------------------|-------------------|---|-------------------|-------------------|
| | Fukushima (2011.03.11-04.14) ERMAH mérések | | | Csernobil (1986.05.01-05.03) OSSKI-ban mért | | |
| | ¹³¹ I | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs | ¹³¹ I | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs |
| Aeroszol | 1,47 ± 0,15 | 0,09 ± 0,01 | 0,11 ± 0,01 | 3 190 | 550 | 1 010 |

Frissen nyírt fű és élelmiszer minták mérési eredményei

A 2011. 03. 11-04. 14 között vett frissen nyírt fűminták és élelmiszer minták mérési eredményeit a 3. táblázat tartalmazza. A vizsgált zöldségfélék (spenót, sóska,

zöldhagyma) Kalocsa és Budapest környékéről, a tejminták Nagykőrös környékéről származtak.

3. táblázat A frissen nyírt fűminták és élelmiszer minták mérési eredményei

| Minta típusa | Aktivitás-koncentráció [Bq/kg] vagy [Bq/L] | | | |
|--------------------|--|--|---|--|
| | Fukushima (2011.03.11-04.14) ERMAH mérések | | Csernobil (1986.05.01-05.03) OSSKI-ban mért | |
| | ¹³¹ I | ¹³⁴ Cs és ¹³⁷ Cs | ¹³¹ I | ¹³⁴ Cs és ¹³⁷ Cs |
| Nyers fűminták | 0,5-3,0 | 0,2-0,7 | 9700 | 1180 |
| Nyers zöldségfélék | 0,2-1,0 | < 1,3 | 400 | 2700 |
| Friss tej | < 0,7 | < 0,6 | 1500 | 45 |

Egyedül a zöldségfélékben volt mérhető a ¹³¹I (0,2-1) Bq×kg⁻¹ koncentrációban. A ¹³⁴Cs és a ¹³⁷Cs nem volt kimutatható [5]. A táblázatban összehasonlítás céljából megadtuk még az adott mintatípusoknál a Csernobili események után az OSSKI-ban mért értékeket.

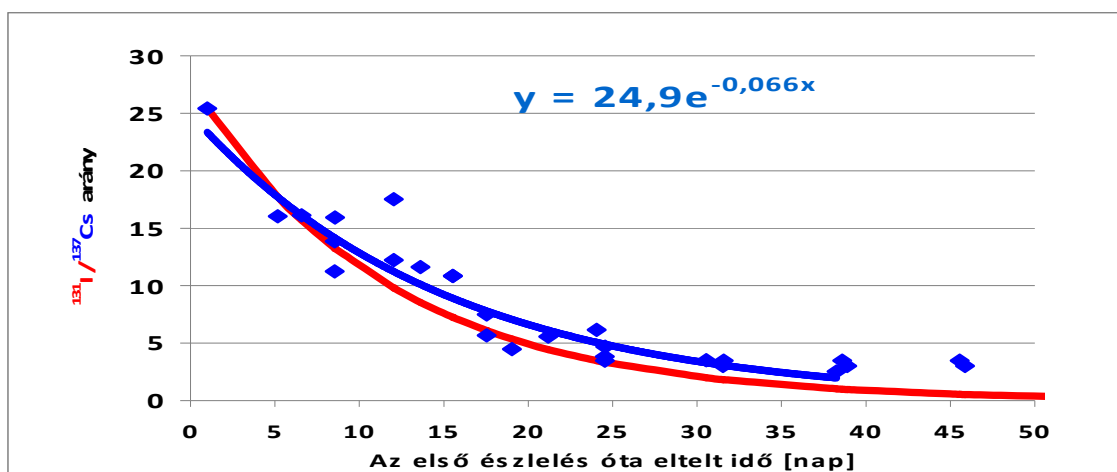
A ^{131}I és a ^{137}Cs aktivitás-koncentrációk időbeli változásának elemzése

Mivel a vizsgált időszakban a levegőbeli transzport során a ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,2$ év) radioaktív bomlásának mértéke elhanyagolható, az aktivitás-koncentrációja csökkenésének sebessége a szennyezett felhő átvonulásának sebességéről adhat tájékoztatást. A $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ aktivitás-koncentrációk arányának időbeli változása meg kellene, hogy egyezzen a ^{131}I radioaktív bomlására jellemző felezési idővel ($T_{1/2} = 8,02$ nap).

A $^{131}\text{I} / ^{137}\text{Cs}$ aktivitás-koncentrációk arányának időbeli változásának vizsgálatához az OSSKI ^{131}I eredményei kivételével az összes ERMAH mérési adatot felhasználtuk (3.

ábra). A piros görbe kiinduló pontja az első észlelési napon mért értékekből számolt arány. A görbe menete mutatja a $^{131}\text{I} / ^{137}\text{Cs}$ aktivitás-koncentrációk arányának csökkenését abban az esetben, ha csak a ^{131}I fizikai bomlásának hatása ($T_{1/2} = 8,02$ nap) érvényesül. A kék négyszögek a mért értékekből számolt $^{131}\text{I} / ^{137}\text{Cs}$ arányok.

Az arány csökkenését legjobban egy exponenciális függvény írta le. Az illesztett kék színű görbe paramétereit alapján kiszámoltuk a valódi csökkenést jellemező „effektív” felezési időt, ami 10,5 nap. Ez azt mutatja, hogy az országunk levegőjében a ^{131}I aktivitás-koncentrációja lassabban csökkent, mint az várható lett volna. A magyarázat az lehet, hogy egy második ^{131}I -dal szennyezett radioaktív felhő érte el az ország területét.

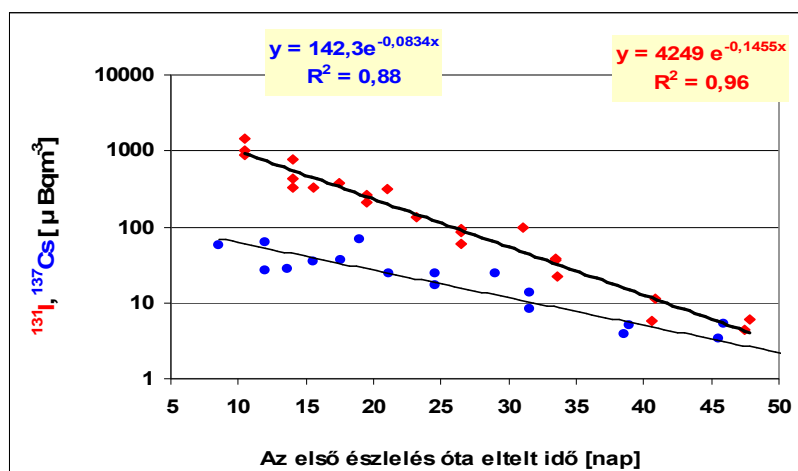


3. ábra: A ^{131}I és ^{137}Cs aktivitás-koncentrációk arányának időbeli változása az aeroszol mintákban

Más megközelítésben a ^{137}Cs és a ^{131}I aktivitás-koncentráció értékeit ábrázoltuk a maximális koncentráció utáni periódusra. A kapott pontokra görbét illesztettünk. Ennek eredménye látható a 4. ábrán. Mindkét izotóp aktivitás-koncentrációjának csökkenésére exponenciális függvény illeszthető. Az illesztett görbék paramétereit alapján kiszámoltuk a csökkenést jellemező „effektív” felezési időket: 8,1 nap a ^{137}Cs esetében (kék pontok) illetve 4,8 nap a ^{131}I esetében (piros négyzetek). A vizsgált időszak hossza

többszöröse a ^{131}I felezési idejének, ezért a ^{131}I aktivitás-koncentrációjának változásában két hatás érvényesült: a szennyezett felhő elvonulása („effektív” felezési idő 8,1 nap) és a radioaktív bomlás ($T_{1/2} = 8,0$ nap).

A két hatás felezési idejéből ^{131}I -ra kiszámolt (várható) „effektív” felezési idő 4,0 nap, ami kisebb a ^{131}I mérési adatokból, illesztés alapján kapott 4,8 nap „effektív” felezési időnél.



4. ábra: A ^{137}Cs és a ^{131}I aktivitás-koncentrációk időbeli változása aeroszol mintákban

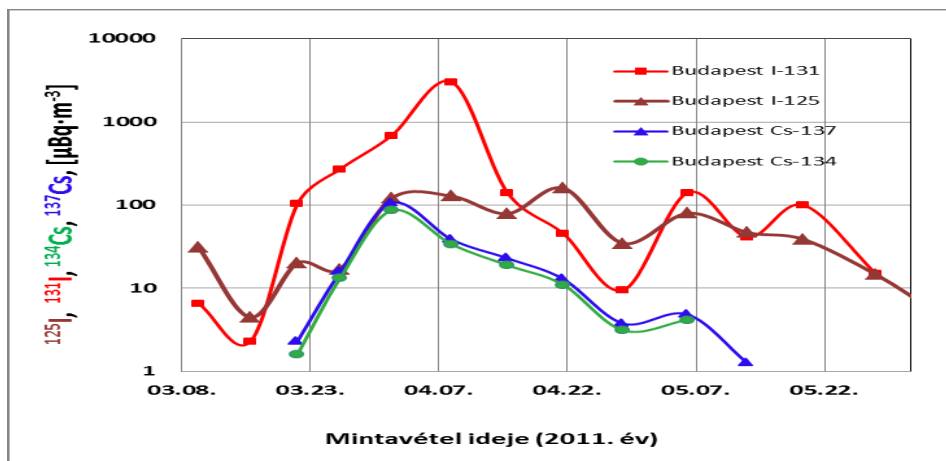
Következésképpen a ^{131}I aktivitás-koncentrációja lassabban csökkent országunk légtérében, mint az várható lett volna,

így valószínű, hogy egy második ^{131}I -dal szennyezett radioaktív felhő is elérte az ország területét.

Az OSSKI levegőmintáinak radiojód mérési eredményei 2011-ben

Míg az OSSKI-ban mért ^{137}Cs és ^{134}Cs aktivitás-koncentrációk értékei megegyeznek az ERMAH-ban mért értékekkel és az időbeli változások követik az országos változásokat, addig a ^{131}I aktivitás-koncentráció később, április második hetének elején érte el a $3,0 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$ maximum értéket.

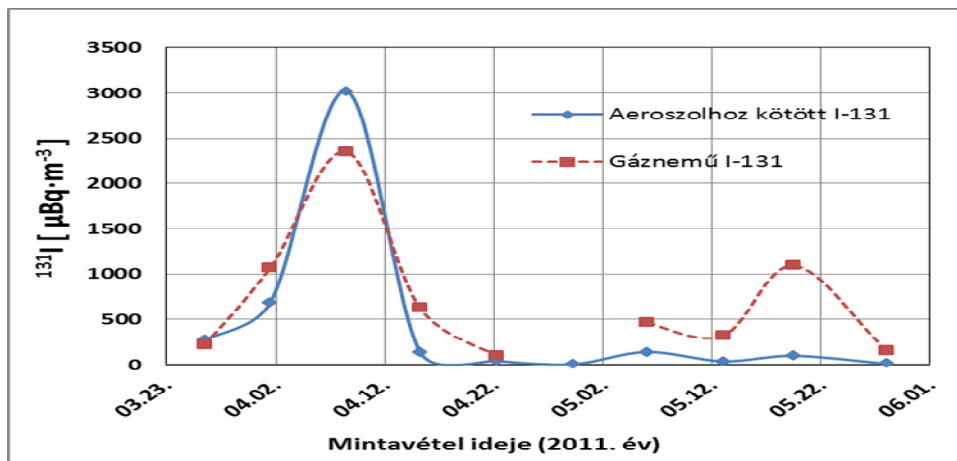
Május folyamán, mikor a ^{131}I és a cézium izotópok már Magyarországon sehol nem voltak mérhetőek a légköri mintákban, az OSSKI mintákban további ^{131}I emelkedéseket mértünk. (5. ábra).



5. ábra: Az OSSKI laboratóriumában mért ^{125}I , ^{131}I , ^{137}Cs és ^{134}Cs aktivitás-koncentrációk időbeli változása 2011. március és május között

Az OSSKI-ban ezen időszakban az üvegszálás szűrővel végzett aeroszol mérések mellett egyidejűleg aktív szén szűrőtöltettel történő levegő mintavételt is végeztünk. Ez a töltet alkalmas a gáz halmazállapotú ^{131}I megkötésére. A 6. ábra mutatja az aeroszolhoz kötött és gáz halmazállapotú ^{131}I aktivitás-koncentrációjának időbeli változását a 2011. márciustól júniusig terjedő időszakban. Látható, hogy a két frakció koncentrációja ugyanakkor érte el a maximumot.

Ekkor a gáznemű ^{131}I aktivitása $2,4 \text{ mBq}$ volt köbméterenként. Kiszámoltuk a gáznemű jód / összes jód arányt, ez a kezdeti $0,45$ -ről $0,90$ -re nőtt. A változás jelentheti azt is, hogy a gáznemű jód mennyisége idővel nőtt vagy azt is, hogy a részecskékhez kötött jód kiülepedett vagy kimosódott. Az európai mérési adatokból számolt átlagos arány $0,77 \pm 0,14$ [3].



6. ábra: Az OSSKI laboratóriumában mért aeroszolhoz kötött és gáznemű ^{131}I aktivitás-koncentrációjának időbeli változása 2011. március és június között

Az OSSKI-ban használt 35 %-os relatív hatásfokú n-típusú félvezető detektor, a kis térfogatú (8 ml) hengergeometria és az alacsony energiákra (20 keV-ig) kiterjesztett hatásfok-kalibráció lehetővé tették, hogy az aeroszol mintákban a ^{125}I radioizotóp is jól mérhető legyen. A majdnem mindig kimutatható ^{131}I és ^{125}I sokéves aktivitás-koncentrációjának átlaga $5\text{-}20 \text{ }\mu\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ nagyságú. Ennek egyik valószínűsített oka, hogy a Központi Fizikai Kutató Intézet telephelyén működő Izotóp Intézet Kft. rendszeresen előállít radiojódot és

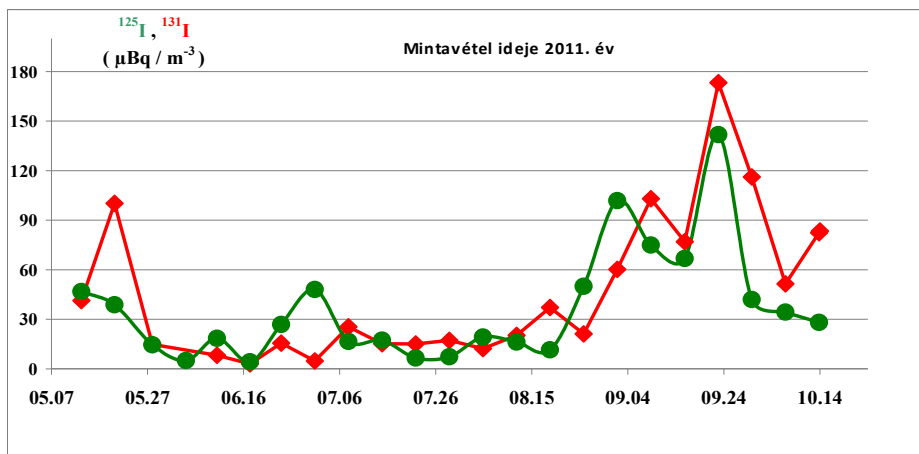
ezen technológiai folyamat során a levegőbe is történik kibocsátás. Az 5. ábrán látható, hogy az OSSKI laboratóriumában mért ^{125}I , szintén április első hetében mutatott emelkedést és további növekedések voltak mérhetőek május folyamán. A ^{125}I nem hasadási termék, tehát nem származhatott erőművi balesetből. A ^{125}I aktivitás a reaktorbaleset követő időszakban is együtt változott a ^{131}I aktivitással. A két jód izotóp aktivitás-koncentrációjának együtt változása egy újabb magyarázatot ad a korábban

bemutatott, a vártnál lassabb ¹³¹I aktivitás-koncentráció csökkenésre. Feltételezésünk szerint közvetlenül a Fukushima-i eseményt követően, március végétől május közepéig a sok éves átlagnál nagyobb jódb kibocsátások történtek az Izotóp Intézetből.

Ha vizsgáljuk a május-október időtartamot, láthatjuk a már említett májusi, csak Budapesten jelentkező csúcsot, a nyári (júniustól augusztusig tartó) alacsony aktivitás-

koncentrációkat és az októberben mért két emelkedett értéket. A ¹³¹I értékek 100, valamint 180 μBq×m⁻³ voltak. A ¹²⁵I aktivitás ebben az időszakban is együtt változik a ¹³¹I aktivitással.

Az Izotóp Intézetben 2011. szeptember-október időszakában történt még egy nagyobb jódkibocsátás, amit az OSSKI által mért két jódb izotóp időbeli együtt változásával mutattunk ki.



7. ábra: Az OSSKI laboratóriumában mért aeroszolhoz kötött ¹²⁵I és ¹³¹I aktivitás-koncentrációjának időbeli változása 2011. május és október között

Dózisbecslés

Számításokat végeztünk a lakosság mesterséges izotópok (¹³¹I, ¹³⁴Cs és ¹³⁷Cs) belégzéséből származó sugárterhelésének becslésére. A dózis megállapításakor konzervatív becslés végett egy adott napra vonatkozóan mindig az aznap az ERMAH laboratóriumai által az országban mért legmagasabb aktivitás-koncentráció értéket vettük a számítás alapjául. A becslés során a lekötött effektív dózist (LEK) határoztuk meg felnőtt emberre izotóponként az alábbi egyenlet szerint:

$$LEK = \sum(a_i \times \Delta t) \times D \times V$$

ahol:

a_i adott izotóp *i*-edik napi legmagasabb aktivitás-koncentráció értéke (Bq×m⁻³)

D belégzési dózis konverziós tényező (Sv×Bq⁻¹) [6]

V légzési sebesség (m³×nap⁻¹) [7]

Δt 1 nap

A számítások eredményeit a 4. táblázatban foglaltuk össze. Mint a táblázatból látható, a vizsgált időszakokra

meghatározott belégzéséből származó lekötött effektív dózisok nem haladták meg a néhány nSv-et.

4. táblázat A felnőtt lakosság mesterséges izotópok belégzéséből származó dózisa 2010-ben és a 2011. év kritikus időszakjaiban

| Lekötött effektív dózis (LEK): belégzéséből származó konzervatív becslés [nSv] | | | | | |
|--|-------------------|--|--|---|------------------|
| Belégzéséből származó mesterséges eredetű 2010-ben | | Fukushima után (2011.03.17-2011.05.09) | | A KFKI kibocsátása után (2011.08.30-2011.11.19) | |
| ¹³¹ I | ¹³⁷ Cs | ¹³¹ I | ¹³⁴ Cs és ¹³⁷ Cs | ¹³¹ I | ¹²⁵ I |
| 0,7 | 0,2 | 3,9 | 2,7 | 1,2 | 0,4 |

A fenti adatok alapján megerősítettük azt az állítást, miszerint a levegő monitorozása a legfontosabb feladat a sugárvédelmi célú környezeti monitorozás során és, hogy Magyarországon a 2011. évi események egészségügyi hatása nem várható.

Irodalomjegyzék

- [1] <http://www.nisa.meti.go.jp/english/files/en20110412-4.pdf>
- [2] http://www.gr.is/media/skyrslur/Iceland_air_filter_data_2011_04_20.pdf
- [3] O. Masson, et. al., Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks, Environ. Sci. Technol., 2011, 45 (18), pp 7670-7677
- [4] http://www.bfs.de/de/ion/imis/luftradioaktivitaet_vergleich_fukushima.JPG
- [5] Homoki, Zs. et al., (2011) Radiológiai helyzet Magyarországon a Fukushima-i atomerőmű balesete után, Egészségtudomány, LV (4): 75-89
- [6] NAÜ Biztonsági sorozat No. 115, Nemzetközi Biztonsági Alapszabályzat: Az ionizáló sugárzás elleni védelem és a sugárforrások biztonsága, Bp, 1996
- [7] ICRP Publication 71, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4 Inhalation Dose Coefficients