

A lakosság alimentaris eredetű belső sugárterhelése Győr-Moson-Sopron megyében a csernobili reaktorbalesetet követő években

SEBESTYÉN RÓBERT* és TARJÁN SÁNDOR**

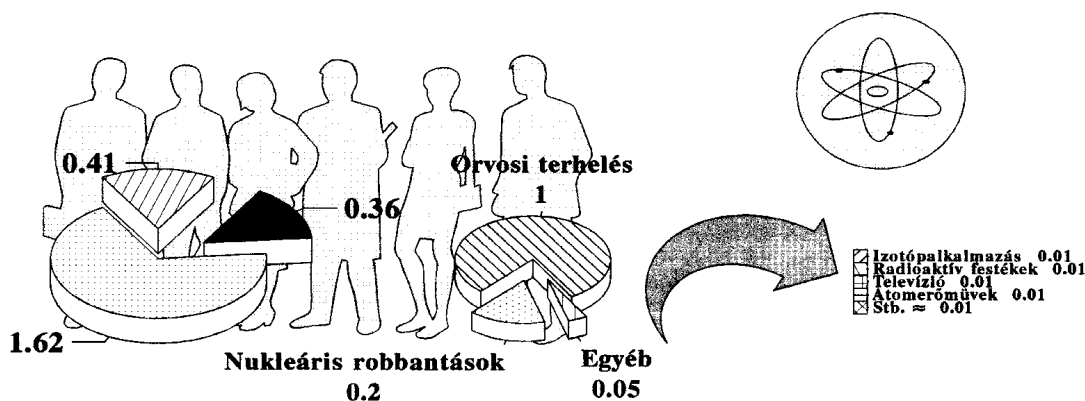
*Megyei Állategészségügyi és Élelmiszer Ellenőrző Állomás, Győr

**Országos Élelmiszervizsgáló Intézet, Radiológiai Osztály, Budapest

Érkezett: 1994. július 20.

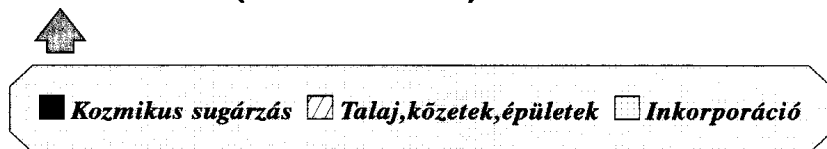
Az ember fogantatásának pillanatától kezdve különböző sugárzások hatása alatt áll(hat), ezek közé tartoznak az ionizáló sugárzások is. Az 1. ábrán a lakosság sugárterhelésének főbb komponenseit foglaltuk össze.

ÖSSZESEN: ≈ 3.65 mSv/év



Mesterséges (≈ 1.25 mSv/év)

Természetes (≈ 2.4 mSv/év)



1. ábra: A lakosság sugárterhelése

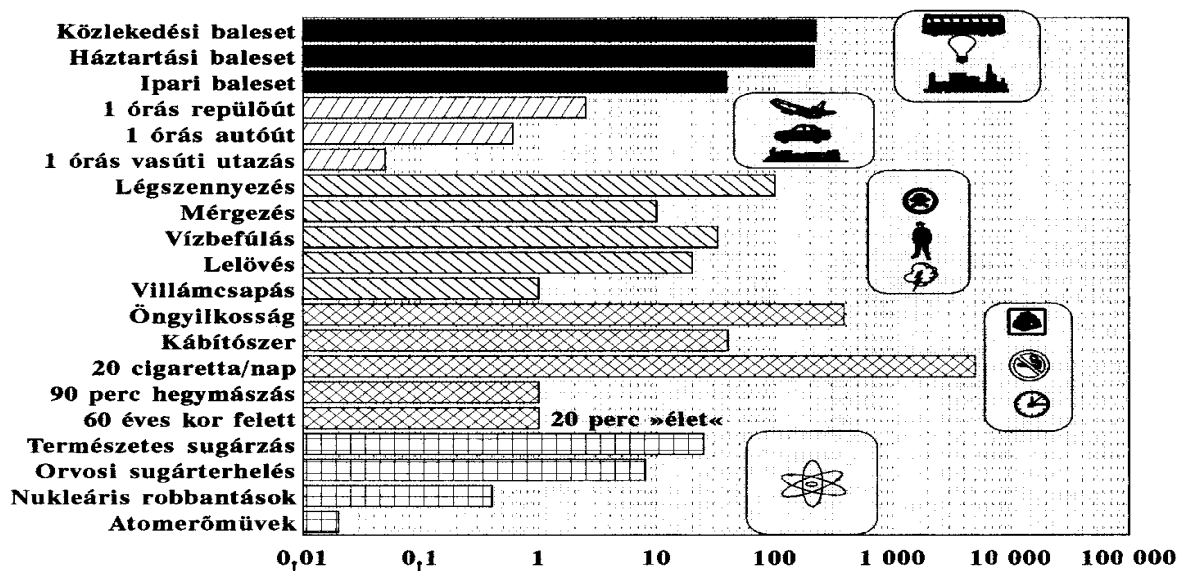
A feltüntetett értékek időről-időre változnak, a szakirodalom [1-10] „véleménye” sem teljesen egységes. Az értékek változásának oka lehet a röntgendiagnosztikai eszközök fejlődése, illetve más, kevésbé veszélyes és eltérő működési elven alapuló módszerek (CT, NMR, ultrahang stb.) bevezetése. Az ábrán látható, hogy a mesterséges eredetű hozzájárulás kb. egyharmad arányt képvisel, amelynek nagy részét az orvosi (elsősorban röntgendiagnosztikai) sugárterhelés okozza.

Az ábra azt is jelzi, hogy a nukleáris erőművek részesevése nagyon csekély. Ezidáig - szerencsére - csak kisszámú és túlnyomórészt lokális, illetve szinte elhanyagolható környezeti hatással járó reaktorbaleset történt. Ezzel szemben a csernobili atomerőmű-baleset következtében a reaktor aktív zónájából nagymennyiségű és sokféle radioizotóp került az emberi környezetbe. A kibocsátásból eredő fallout globális környezetszennyezést okozott [11-13]. A kihullott radioaktív izotópok - biológiai hasznosíthatóságuknak megfelelően - bekerültek a táplálékláncba, növelve ezáltal a lakosság belső sugárterhelését.

Nagyrészt az akkori tömegtájékoztatásnak köszönhetően, az emberek jelentős része a mai napig is szkeptikus maradt a nukleáris energiatermeléssel szemben és az atomerőművek üzemel(tet)ését a valósnál nagyobb kockázatúnak tartja.

A 2. ábrán bemutatunk néhány kockázati tényezőt, a szakirodalomban [9,10,14-17] közölt értékek alapján.

Kockázat = áldozat/év/1 millió ember
Magas kockázat > 100 1 > Alacsony kockázat



2. ábra: A lakosság kockázatai

A kockázat, mint objektív tudományos fogalom, támadható. Léteznek azonban mérőszámok, amelyek bizonyos esetekben jól érzékelhetők és kiválóan megállják a helyüket [15], ilyen az ábrán használt „mértékegység” is.

Végigtekintve az ábrázolt arányokon (vigyázat: logaritmus skála!), azonnal látható, hogy a mindennapos - különös megfontolások nélkül -

vállalt kockázatokhoz képest az atomerőművek lakossági kockázata elenyészően csekély. A csernobili katasztrófa az ábrázolt értéket biztosan megnövelte, de azzal együtt is a korai nukleáris fegyverkísérletek hatása magasan felülmúlja az erőművek hatását. Különösen igaz ez a $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ által okozott terhelésre [18-20].

A FM Radiológiai Ellenőrző Hálózata a csernobili baleset bekövetkezésétől kezdve teljes apparátusával rendszeresen vizsgálta az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének alakulását. Az élelmiszerekben mért aktivitáskoncentrációk alapján megkíséreltük meghatározni Győr-Moson-Sopron megye lakosságának alimentaris eredetű sugárterhelését a balesetet követő öt évre vonatkozóan.

ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

A dózisbecslések alapjául szolgáló aktivitáskoncentrációkat a következő módszerekkel határoztuk meg:

- a $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ -aktivitást kémiai elválasztást követő alacsonyhárterű β -számlálással [21],
- a ^{131}I -, a ^{134}Cs -, valamint a ^{137}Cs -aktivitásokat túlnyomórészt szcintillációs, kisebb részben félvezetődetektoros γ -spektrometriával [22].

A számításokat az alapvető élelmiszercsoportok, úgymint

- tej,
- hús,
- gabona (búza),
- leveles zöldségfélék, illetve
- gyümölcsfélék

figyelembevételével, a lakosság következő korcsoportjaira végeztük el:

- 1 éves,
- 5 éves,
- 10 éves,
- 15 éves, valamint a
- felnőtt korosztály.

Az effektív dózisegyenértékeket izotóponként határoztuk meg [23], az 1. táblázatban szereplő lenyelési dóziszfaktorok segítségével [24].

1. táblázat Lenyelési dóziszfaktorok [Sv/Bq]

Korcsoport > Izotóp	1 éves	5 éves	10 éves	15 éves	Felnőtt
Sr-90	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$4,4 \cdot 10^{-8}$	$3,5 \cdot 10^{-8}$
I-131	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$5,5 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$1,7 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$
Cs-134	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-8}$	$2,0 \cdot 10^{-8}$
Cs-137	$9,3 \cdot 10^{-9}$	$8,6 \cdot 10^{-9}$	$9,3 \cdot 10^{-9}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$

A lakosság ételiszterfogyasztását az OÉTI adatai alapján a 2. táblázatban tüntettük fel [24].

2. táblázat: Fogyasztási adatok [l/év, kg/év]

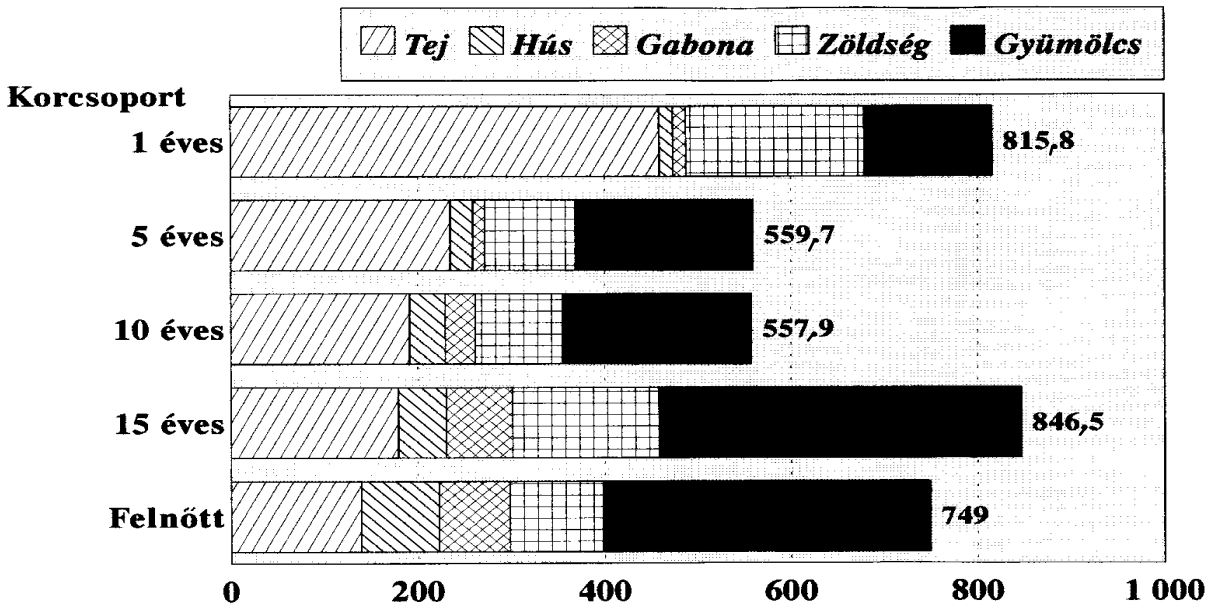
Korcsoport > Élelmiszer	1 éves	5 éves	10 éves	15 éves	Felnőtt
Ivóvíz	260	310	350	500	550
Tej	157	132	149	129	100
Hús	12	27	50	60	81
Leveles zöldség	30	33	38	59	43
Egyéb zöldség, gyümölcs	93	135	138	182	150
Gabonatermékek	37	51	85	131	128

A táblázatban szereplő adatokkal kapcsolatban az alábbiakat szükséges megjegyezni:

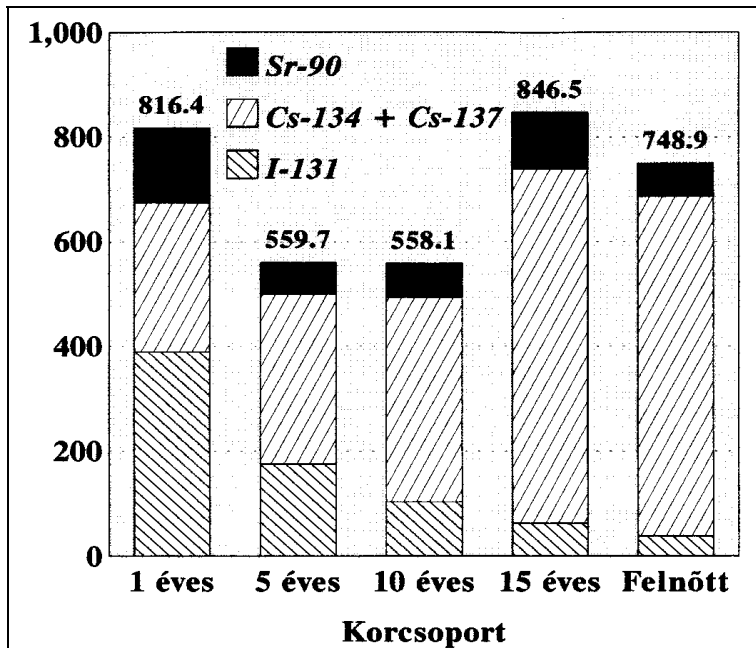
- ◆ A fogyasztási értékek az ország lakosságának egészére vonatkoznak. Megyékre lebontott statisztikákhoz nem tudunk hozzáférni, ezért az országos adatokat használtuk a számításokhoz.
- ◆ Nem lehet eldönteni azt, hogy a megye lakosságának ételiszterfogyasztását milyen arányban fedezik a megyében termelt (és előállított), illetve a beszállított ételiszterek. Ezért kellett azzal a „feltételezéssel élnünk”, hogy a lakosság a megyében termelt ételisztereket fogyasztotta (elsősorban).
- ◆ Az országos adatok sem tartalmazzák a marha-, illetve a sertéshús arányát a fogyasztásban, így a számítások során 20 % marhahús- és 80% sertéshús-fogyasztást tekintettünk mérvadónak.

EREDMÉNYEK

A számítások eredményeként kapott effektív dózisegyenértékeket kétféle módon ábrázoltuk. Egyrészt az egyes alapvető élelmiszerek, másrészt az egyes radionuklidok járuléka alapján. A dózisokat mindkét esetben a korábban részletezett korcsoportokra állapítottuk meg. Az alapvető élelmiszerek járulékát a 3. ábra, míg az izotópok szerinti arányokat a 4. ábra szemlélteti.

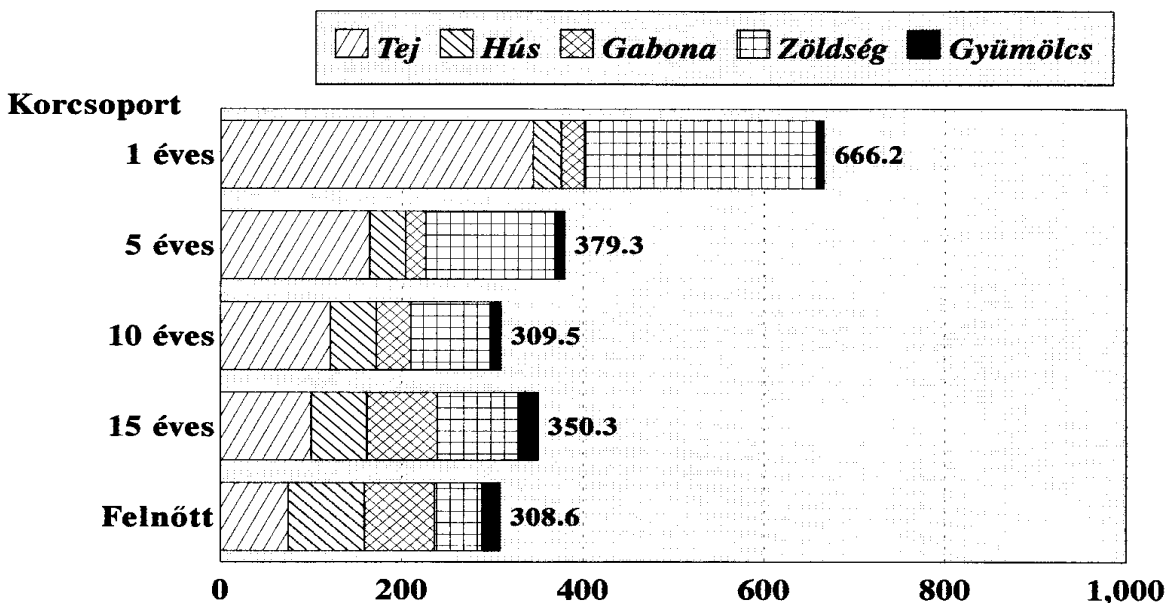


3. ábra: Az alimentaris eredetű effektív dózisegyenérték Győr-Moson-Sopron megyében a csernobili baleset utáni öt évre (μSv)

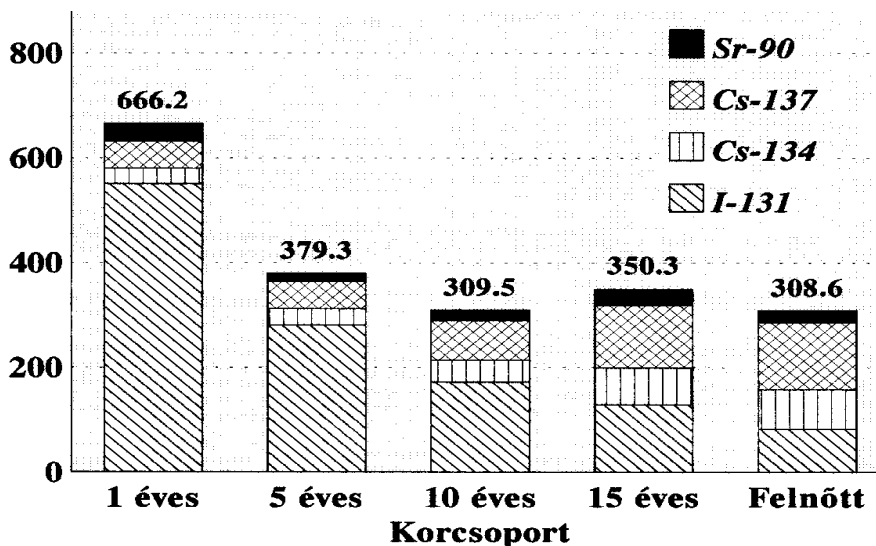


4. ábra: Az egyes nuklidok hozzájárulása az effektív dózisegyenértékhez Győr-Moson-Sopron megyében (μSv)

Az eredményeket érdemes összehasonlítani az 5. és a 6. ábrákon bemutatott, a FM Radiológiai Ellenőrző Hálózatának mérési eredményeiből hasonló számítások útján nyert országos átlagadatokkal [24].



5. ábra: Az alimentaris eredetű effektív dózisegyenérték országos átlaga a csernobili baleset utáni öt évre (µSv)



6. ábra: Az egyes nuklidok hozzájárulása az effektív dózisegyenértékhez, országos átlag (µSv)

AZ EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

A környezeti radioaktív szennyezettségnek az adott időszak alatti alakulását Győr-Moson-Sopron megyében egy korábbi közleményünk ismerteti [25]. Az élelmiszerekben mért aktivitáskoncentrációkból számított sugárterhelés létrehozásában a legnagyobb szerepet a tej, a leveles zöldségfélék, valamint a gyümölcsök játszották. Meg kell jegyezni, hogy a gyümölcsök esetében „hamis a kép”, ugyanis a megyére jellemző termelési sajátosságok következtében olyan gyümölcsök

szennyezettségét vehettük figyelembe a dózisbecsléshez, amelyek a többi gyümölcsféléhez képest kiemelkedően nagy szennyezettséget mutattak (feketeribizli, piros ribiszke, málna). Ezekre a gyümölcsökre vonatkozóan egészen biztos, hogy erősen túloznak a megadott fogyasztási adatok.

A tej, amely ^{131}I izotóp „fő forrása” volt, leginkább az 1 éves korosztályra nézve jelentett megnövekedett kockázatot, mivel - életkori sajátosságaiból következően - ez a korosztály a többihez képest lényegesen több tejet fogyaszt, ráadásul a ^{131}I izotópra vonatkozó lenyelési dóziszfaktora megközelítőleg egy nagyságrenddel nagyobb a felnőttekéénél. A hús radioaktivitásából becsülhető effektív dózisegyenérték esetén a cézium-izotópok ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) járuléka a legnagyobb, ezáltal - a táplálkozási szokásoknak köszönhetően - a felnőtt korcsoportot érte a legnagyobb terhelés. Mint korábban említettük, a növényi élelmiszerek, különösen a gyümölcsök az effektív dózisegyenérték felülbecslését eredményezik, ami elsősorban a fogyasztási statisztika nem „tetten érhető” torzulásának tudható be. A növényi élelmiszerek is inkább a magasabb korcsoportokat veszélyeztették, bár ez esetben jóval kevésbé feltűnő az egyes korcsoportok közötti különbség (3. ábra).

Ha az egyes radioizotópok dóziszárulékát vizsgáljuk, akkor a 4. ábrán jól látható, hogy a ^{131}I izotóp rendkívül nagy szerepet játszik egy esetlegesen bekövetkező reaktorbalesetnél. Az egyetlen szerencse, hogy - rövid felezési ideje következtében - kellő időben meghozott intézkedésekkel, valamint helyes termelési és élelmiszerfeldolgozási gyakorlat alkalmazásával az általa okozott sugárterhelés nagymértékben csökkenthető. Nem ugyanez a helyzet a cézium-izotópok, különösen a ^{137}Cs izotóp esetében, mivel - hosszú felezési idejük miatt jelenlétükkel több évig (évtizedig) számolni kell. A cézium fő dúsulási helye (a káliumhoz hasonlóan) az izomzat, így elsősorban a serdülő és a felnőtt korosztály, ezen belül is a férfiak sugárterhelésében játszik nagyobb szerepet [5, 19]. Érdeemes figyelmet fordítani arra is, hogy a $^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$ izotópok által okozott dózisterhelés sem elhanyagolható. Ez utóbbi tekintetében az alapvető élelmiszerek közül a gabonafélék (búza) adják a legnagyobb járulékot. A liszt radioaktivitása a kiőrlési fok függvénye, vagyis a radioizotópok főleg a korpában halmozódnak fel [5]. Nem ismerjük a különböző gabonai termékekből készült élelmiszerek fogyasztási arányát (sem), de bizonyos, hogy - a korszerű táplálkozás érdekében kifejtett felvilágosító tevékenységnek köszönhetően - emelkedőben van a kisebb kiőrlési fokú gabonatermékekből gyártott (vagy készített) élelmiszerek fogyasztása.

Győr-Moson-Sopron megye lakosságának alimentaris eredetű belső sugárterhelését az országos átlagértékekkel összehasonlítva, az alábbi megállapításokat tehetjük:

- A megyére számított adatok szerint Győr-Moson-Sopron megye az ország erősebben szennyeződött területei közé volt sorolható a balesetet követő időszakban [25].
- Az országoshoz képest sokkal kisebb az egyes korcsoportok által elszenvedett sugárterhelés közötti különbség.
- Az egyes élelmiszerkategóriák - ezen keresztül az egyes radioizotópok - dóziszjáruléka az országostól eltérő. Ennek fő oka a gyümölcsök figyelembevételéből adódó felülbecslés.

A csernobili atomerőmű-baleset bekövetkezése után, a korai időszakban elvégzett dózisbecslések [11-13, 26, 27] arra az eredményre vezettek, hogy hazánk lakosságára nézve a baleset környezeti következményeiből származó többletbesugárzás még a legexponáltabb helyeken sem lépi túl a személyenkénti 1-1,5 mSv lekötött effektív dózisegyenértéket, még hozzá a következmények teljes kifizetéséig integrálva. Hasonlítsuk ezt össze azzal (1. ábra), hogy a természetes eredetű sugárzás által okozott évi effektív egyenértékdózis kb. 2,4 mSv !

A balesetnek nem volt kimutatható teratogén hatása. Hazánkban a teratológiai küszöbdózis szintjéül a 100 mSv-et fogadták el, a kongenitális abnormitás teratológiai küszöbszintje pedig 500 mSv [28-30]. Az általunk számított egyenértékdózisok ezeket a határokat meg sem közelítik, a közöttük levő eltérés mintegy három nagyságrendnyi!

Összegezve az eddigieket, a csernobili reaktorbalesetet követő öt évben Győr-Moson-Sopron megye lakosságát – életkortól függően – legfeljebb 550-850 μ Sv alimentaris eredetű többletdózisterhelés érte. A korcsoportonkénti értékek egyrészt meghaladják a hálózati mérési eredményekből számított országos átlagokat (310-670 μ Sv), másrészt biztosan fölébecsült értékek. Az UNSCEAR 1988 jelentés szerint hazánk lakosságának – a balesetet követő – első évi, globális modell alapján becsült sugárterhelését átlagosan kb. 0,2 mSv-re, teljes élettartami sugárterhelését pedig 0,5 mSv-re teszi [4, 7]. És ne feledjük el, hogy az ember átlagos évi sugárterhelése az élelmiszerekkel felvett természetes radionuklidoktól 355 μ Sv [6].

IRODALOM

- [1] Kertai P.: Közegészségtan, Medicina Könyvkiadó, 1982., Budapest
- [2] Paripás B., Takács S., Somogyi Gy., Hunyadi I., Nikl I.: A radon és egyes bomlástermékeinek mérése lakószobákban nyomdetektoros technikával. Fizikai módszerek az emberi környezet kutatásában és védelmében (Szerk.: Berényi D.), Akadémiai Kiadó, 1987., Budapest
- [3] Somogyi Gy., Nikl I., Csiga I., Hunyadi I.: Radon aktivitáskoncentrációjának mérése és a belégzésből eredő sugárterhelés meghatározása hazai lakások légterében, Izotóptechnika, diagnosztika 32 (1989) 4, 177-183.
- [4] Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, UNSCEAR 1988 Report, 1988., New York
- [5] Szabó S. A.: Radioökológia és környezetvédelem, Mezőgazdasági Kiadó, 1985., Budapest
- [6] Sztanyik B. L.: Élelmiszerek radioaktív szennyeződésének higiénés értékelése, Egészségtudomány 31 (1987), 400415.
- [7] Sztanyik B. L.: Vizsgálatok a hazai lakosság környezeti sugárterhelésének mérésére, Egészségtudomány 36 (1991), 195-202.
- [8] Tóth Á.: A lakosság természetes sugárterhelése, Akadémiai Kiadó, 1983., Budapest
- [9] Turai I.: Sugáregészségügyi ismeretek, Medicina Könyvkiadó Rt., 1993., Budapest
- [10] Virágh E., Pálmai Gy.: Atomtechnika és környezetvédelem, BME TI, 1986., Budapest
- [11] A csernobili atomerőmű-baleset. Lehetséges okok és következmények, OMIKK, 1986., Budapest
- [12] A csernobili atomerőmű baleset sugárzási következményei Magyarországon, Országos Atomenergia Bizottság, 1986., Budapest
- [13] Élelmiszerek és egyéb mezőgazdasági termékek radioaktivitása, Agrárinformációs Vállalat, 1988., Budapest
- [14] Coggle, J. E.: Biological Effects of Radiation, Taylor and Francis, 1983., London
- [15] Horváth G., Maróthy L., Tallósy J.: Az atomenergia szerepe a villamosenergia-termelésben, MTESZ Környezetvédelmi Bizottság, 1980., Budapest
- [16] Virágh E., Zöld E.: Radioaktív szennyeződések hatása a környezetre, BME TI, 1980., Budapest
- [17] Yarmonenko, S. P.: Radiobiology of Humans and Animals, Mir Publishers, 1988., Moscow
- [18] Fallout (Ed.: Fowler, J. M.), Basic Books, Inc., 1960., New York
- [19] Poulheim, K.-F.: Radioaktivität im Menschen und ihre Bestimmung durch physikalische Analysenverfahren, VEB Gustav Fischer Verlag, 1981., Jena
- [20] Метаболизм стронция (Ред.: Ленихен, Дж. М. А., Лаутит, Дж. Ф., Мартин, Дж. Х.), Атомиздат, 1971., Москва

- [21] Vizsgálati módszerek a MÉM Radiológiai Adatszolgáltató és Ellenőrző Hálózatban. Kézirat, MÉM ÉVK Radiológiai Osztály, 1980., Budapest
- [22] Sebestyén R., Gólya I., Tarján S.: Környezeti minták mérésére szolgáló γ -spektrometriás mérőrendszerek összehasonlító vizsgálata, Élelmiszervizsgálati Közlemények 38 (1992) 3, 209-216.
- [23] A sugárvédelem alapvető biztonsági szabályai 9. (Sugárvédelmi alapszabályzat). NA} Biztonsági Sorozat Biztonsági Szabályzatok, Országos Atomenergia Bizottság, 1984., Budapest
- [24] Tarján S.: Az élelmiszerek radioaktivitásának változása a csernobili balesetet követő első öt évben. FM Radiológiai Ellenőrző Hálózat Közleményei No. 1., ÁÉSZ ÉVI Radiológiai Osztály, 1992., Budapest
- [25] Sebestyén R.: A környezeti radioaktív szennyezettség alakulása Győr-Moson-Sopron megyében 1981-1990 között, Élelmiszervizsgálati Közlemények 39 (1993) 2, 122-132.
- [26] Germán E., Kemenes L., Rósa G., C. Szabó I., Ormai P., Rónaky J., Divós F., Varjú B., Horváth E.: Sugárvédelmi mérések Pakson és környékén a csernobili atomerőmű balesete után, PAV, 1986., Paks
- [27] Virágh E.: Atomerőművek felépítése, biztonsága és környezeti hatásai, BME, 1987., Budapest
- [28] Czeizel E., Billege B.: A csernobili atomerőmű-baleset teratológiai értékelése Magyarországon, Orvosi Hetilap 129 (1988) 9, 457-462.
- [29] Czeizel E., Trabert Gy.: Az ionizáló sugárzás teratogén és mutagén hatása, Orvosi Hetilap 129 (1988) 37, 1979-1981.
- [30] Szollár J., Szy D.: Az ionizáló sugárzás genetikai kockázatáról. Az orvostudomány aktuális problémái 26. (Szerk.: Fischer A.), Medicina Könyvkiadó, 1976., Budapest

A lakosság alimentaris eredetű belső sugárterhelése Győr-Moson-Sopron megyében a csernobili reaktorbalesetet követő években

Sebestyén R. és Tarján S.

Az élelmiszer-exportvizsgálatok, valamint az exporthoz kapcsolódó monitoring-vizsgálatok eredményei alapján a szerzők becsléseket végeztek Győr-Moson-Sopron megye lakosságának alimentaris eredetű dózisterhelésének nagyságára. A számításokat különböző korcsoportokra (1 éves, 5 éves, 10 éves, 15 éves, felnőtt), az alapvető élelmiszerkategóriák (tej, hús, gabona, leveles zöldségfélék, gyümölcsök) figyelembevételével, a biológiailag jól hasznosítható izotópokra ($^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$, ^{131}I , $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$) végezték el. Számításaik szerint a csernobili reaktorbalesetet követő öt évben a megye lakosságát - életkortól függően - legfeljebb 550-850 μSv alimentaris eredetű többletdózisterhelés érte.

Internal Irradiation Exposure of Alimentation Origin of Inhabitants in Győr-Moson-Sopron County in the Years Following the Chernobyl Reactor Disaster

Sebestyén, R. & Tarján, S.

On the basis of results of food export studies and monitoring tests coupled with exports, estimations were made on the extent of internal irradiation exposure of alimentation origin of inhabitants in Győr-Moson-Sopron County. The calculations were performed for the isotopes of good biological availability ($^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs) for the different age groups (1, 5, 10, 15 years old children and grown-up) considering the basic food categories (milk, meat, cereals, leafy vegetables, fruits). According their calculations, the excess dose exposure of alimentation origin of the inhabitants of the county- depending on age- was maximum 550-850 μSv in the period of five years after the Chernobyl reactor disaster.

Von Lebensmitteln stammende innere Strahlungsbelastung der Bevölkerung in den Jahren nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl

Sebestyén, R. und Tarján, S.

Auf der Grundlage von Ergebnissen der Lebensmittel-Exportuntersuchungen sowie der mit dem Export verbundenen Monitoringuntersuchungen wurden Schätzungen der Grösse der von Lebensmitteln stammenden Dosisbelastung der Bevölkerung des Komitats von Győr-Moson-Sopron vorgenommen. Die Berechnungen wurden in Bezug auf verschiedene Altersgruppen (1,5,10, 15 Jahre alt und Erwachsene) sowie unter Berücksichtigung der grundlegenden Lebensmittelgruppen (Milch, Fleisch, Getreide, Blattgemüse, Obst) für die biologisch gut verwertbaren Isotope ($^{90}\text{Sr}+^{90}\text{Y}$, ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs) durchgeführt. Nach unseren Berechnungen fiel in den dem Reaktorunfall von Tschernobyl folgenden 5 Jahren auf die Komitatsbevölkerung in Abhängigkeit vom Alter höchstens 550-850 μSv Mehrdosisbelastung durch Lebensmittel.