

Dr. Turai István

SUGÁREGÉSZSÉGÜGYI ISMERETEK

Medicina Könyvkiadó Rt. • Budapest, 1993

© Dr. Turai István, 1993

ISBN 963 242 135 3

MEDICINA

A kiadásért felel a Medicina Könyvkiadó Rt. igazgatója

Felelős szerkesztő: Dr. Bargár Ilona

Technikai szerkesztők: Sali Ági & Baumgartner Zoltán

A fedéltervet készítette: Deák Károly

Terjedelem: 6,25 (A/5) ív

Ábrák száma: 27 rajz és 12 fénykép mellékleten

Azonossági szám: 1097

Széchenyi Nyomda Kft., Győr 93.K-2462

Felelős nyomdavezető: Nagy Iván ügyvezető igazgató

Tartalom

Előszó	7
Bevezetés	9
1. Milyen sugárzásfajták és bomlástípusok ismeretesek?	
Mi a radioaktivitás és a dózis fogalma és egységei?	11
1.1 Mi a radioaktivitás?	11
1.2 Mi jellemző a főbb bomlástípusokra?	11
1.3 Mit értünk aktivitáson?	13
1.4 Melyek a legfontosabb dóziszfogalmak és dózisegységek?	14
2. Milyen hatást vált ki az ionizáló sugárzás az emberben?	16
2.1 Mi a sugárterhelés, a sugárártalom, a sugárkárosodás, a sugárbetegség és a helyi sugársérülés?	16
2.2 Mi a determinisztikus és a sztochasztikus sugárhatás?	17
2.3 Mikor alakul ki a korai, illetve a késői sugárkárosodás?	18
2.4 Mi jellemzi a korai sugársérülést?	18
2.5 Melyek a sugárbetegség tünetei és szakaszai?	19
2.6 Melyik a leggyakoribb sugársérülés?	22
2.7 Milyen típusúak a késői sugársérülések?	23
2.8 Melyek a determinisztikus jellegű késői sugársérülések?	23
2.9 Mi jellemzi a sztochasztikus sugárhatásokat?	24
2.10 Honnan tudunk a sztochasztikus sugárkárosodásokról?	25
3. Melyek a lakosság sugárterhelésének főbb összetevői?	
Milyen forrásokból, mikor, mennyi sugárdózist kapunk?	28
3.1 Melyek a természetes sugárterhelés fontosabb összetevői?	
Mekkora az átlagértéke a Földön és hazánkban?	28
3.2 Hogyan csökkenthetjük a radontól származó sugárterhelésünket?	31
3.3 Észlelték-e a természetes sugárterhelés kiugróan nagy értékeit a Földön? Tapasztaltak-e ezzel összefüggő egészségkárosodást?	32
3.4 Miből ered a mesterséges sugárterhelés?	
Ez mennyire veszélyes az emberiségre?	33

4.	Mely sugárvédelmi alapelvek betartása garantálja a sugárkárosodások elkerülését?	36
5.	Miért helytelen és elfogadhatatlan a „sugárfertőzés” kifejezés használata?	38
6.	Mire hasznosítják Magyarországon az ionizáló sugárforrásokat és ez mekkora sugárterheléssel jár?	41
6.1	Mire hasznosítják hazánkban az ionizáló sugárforrásokat?	41
6.2	Mekkora foglalkozási és népességi sugárterhelést okoz a sugárforrások hazai alkalmazása? Ez mennyire veszélyes?	43
6.3	Mennyiben tér el a sugárterhelés az országos átlagtól a Paksi Atomerőműben és Paks környékén?	45
7.	Hogyan mérhető és értékelhető a hazai népesség környezeti sugárterhelése?	47
7.1	Kik foglalkoznak a környezeti sugárzás és radioaktivitás ellenőrzésével hazánkban?	47
7.2	Hogyan működik a Paksi Atomerőmű környezet-ellenőrző rendszere?	48
7.3	Milyen mértékű a hazai lakosság természetes környezeti sugárterhelése?	51
7.4	Miből származnak és mekkora jelentőségűek a hazai népességet érő mesterséges eredetű környezeti sugárhatások?	53
7.5	Mérhető-e ez idő tájt a katonai célú kísérleti atomrobbantásokból származó radioaktív anyagok a hazai lakosokban vagy az emberi szövetmintákban?	56
7.6	Mekkora vélt, illetve tényleges veszélyt jelentenek az atomerőművek a népesség környezeti sugárterhelésében?	58
7.7	Milyen mérések alapján s hogyan értékelhető a csernobili reaktorbaleset magyarországi hatása?	59
8.	Hogyan érhető el, hogy ne szennyezzék a környezetet a radioaktív hulladékok?	69
8.1	Milyen arányban részesednek az atomerőművek az energia-, illetve a hulladéktermelésből?	69
8.2	Mennyire aggasztó a radioaktív hulladékok képződésének mértéke?	70
8.3	Milyen módszereket alkalmaznak a radioaktív hulladék biztonságos feldolgozására és tárolására?	71
8.4	Mennyi radioaktív hulladék keletkezik hazánkban? Ez hova kerül végleges elhelyezésre, és jelent-e környezetszennyezési veszélyt?	72

9.	Mekkora az atomerőmű-balesetek kockázata, és milyen következményekkel jártak az eddigi nukleáris balesetek?	74
9.1	Hogyan ítélik meg az emberek az atomerőművi nukleáris balesetek kockázatát, mit mutatnak az eddigi tapasztalatok és a reális becslések?	74
9.2	Mi a különbség az üzemzavar, a baleset, a sugárbaleset és a nukleáris baleset között? Milyen következményei voltak az eddigi legsúlyosabb eseteknek?	76
9.3	Mi jellemzi a különböző súlyosságú atomerőművi üzemzavarokat és baleseteket? Ezek mekkora veszélyt jelentenek a népességre?	78
9.4	Mekkora az energiatermelés halálos kockázata a nukleáris, illetve a hagyományos erőművekben?	81
9.5	Milyen mértékű egészségkárosodást okoztak és okozhatnak az eddigi nukleáris balesetek?	81
10.	Mi a teendő sugárbaleset esetén?	83
10.1	Mikor van szükség baleset-elhárítási intézkedésre?	83
10.2	Melyek a legfontosabb tömeges baleset-elhárítási intézkedések? Mekkora ezek hatékonysága és kockázata?	84
10.3	Mi a jódpofilaxis és a golyvapofilaxis? Mikor és hogyan alkalmazandók?	86
10.4	Melyek a legfontosabb egyéni védekezési módszerek és eszközök sugárbaleset esetén?	89
10.5	Mikor indokolt a sugársérültek orvosi ellátása? Hol kerülhet erre sor?	90
10.6	Milyen további intézkedések válhatnak még szükségessé sugárbaleset esetén?	91
	Felhasznált irodalom	93
	Melléklet	97

Előszó

Ma már közhelynek számít, hogy az emberiség ősidők óta, mindig és mindenhol ki van téve a környezetéből érkező, nagy energiájú, ionizáló sugárzás hatásának. Erről azonban mit sem tudott egészen a múlt század utolsó évtizedéig, a röntgensugárzás, majd a természetes radioaktív anyagok sugárzásának a felfedezéséig. Mindkét felfedezés hírének kezdetben óriási lelkesedés fogadta, hiszen a röntgensugárzással az orvosok olyan eszköz birtokába jutottak, amellyel a korábban láthatatlan, belső szervi elváltozásokat, rendellenességeket, sérüléseket, idegentesteket tudták észlelni és körismézni. A rádium és bomlástermékeitől pedig az egészség helyreállítását és javítását, betegségek – különösen a rettegett rák – hatékony gyógyítását remélték az első sikerek alapján. A lelkesedést azonban csakhamar lehűtötték azok a közlemények, amelyek az újonnan felfedezett és előállított sugárforrások használata nyomán, nemkívánatos mellékhatások, sérülések, megbetegedések keletkezéséről tudósítottak.

Megrázó eseménnyel vette kezdetét a 2. világháború végén az ún. atomkorszak, amikor a Japánra ledobott atombomba egy szempillantás alatt füstölgő romhalmazzá változtatta Hirosimát és Nagaszakit, halottak és sérültek százezreit hagyva a romok között. A háború után megindult, fékevesztett fegyverkezési verseny pedig másfél évtized alatt az atomfegyver-kísérletek radioaktív melléktermékeivel szennyezte be szinte az egész Föld légkörét és felszínét, a súlyos genetikai sugárkárosodások kockázatával rémisztve az emberiséget.

Az atomkorszak kezdetének sokkoló élményei után nem csoda, hogy az atomenergia békés célú hasznosításának eredményei sem tudták kiküszöbölni, de talán még mérsékelni sem, a lakosság félelmét, ellenérzését és elutasító magatartását az atomenergia alkalmazásával és a vele járó sugárzással szemben. Ezt az ellenérzést csak növelték az angliai Windscale-ben

(1957), az amerikai Harrisburgban (1979), majd a szovjetunióbeli Csernobilban (1986) bekövetkezett nukleáris balesetek.

A félelem és ellenérzés természetesen érthető, bár mértéke nem egészen indokolt. A túlméretezett félelemérzés oka kétségtelenül a sugárzás természetének és tulajdonságainak, az egészségre és az emberi környezetre gyakorolt hatásainak hiányos, elégtelen ismeretére vezethető vissza. Ez a hiányos ismeret okozott a csernobili baleset után indokolatlan pánikreakciókat, megalapozatlan „szakmai” tanácsokat és felfokozott izgalmakat nem egy országban, jóval a közvetlenül érintett területeken túl is.

Az atomenergiától és a sugárzástól való indokolatlan félelem mérséklése érdekében számos nemzetközi szervezet publikált az ismeretek terjesztésére szolgáló, népszerűsítő kiadványokat, köztük a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség, az ENSZ Környezetvédelmi Programja, az Egészségügyi Világszervezet, az Európai Közöségek stb. Az elmúlt évtizedben volt néhány hazai próbálkozás is. Mégis a „Sugáregészségügyi ismeretek” c. könyv, amelyet most kezében tart az olvasó, talán az első olyan ismeretterjesztő munka, amely tudományos igénnyel, de népszerűen, könnyen érthető módon és élvezetesen ismerteti a korszerű sugárbiológiai és sugáregészségtani ismereteket úgy, hogy a kérdéskörrel csak felületesen találkozó szakemberek éppúgy haszonnal forgathatják, mint a lakosság érdeklődő tagjai, a diákoktól kezdve a nyugdíjasokig bezárólag. A könyv kérdés-felelet formában, olyan módon oldja meg a sugárzás egészségre gyakorolt hatásának ismertetését, hogy az olvasó világos választ kaphat meglehetősen bonyolult kérdésekre is, mint pl. a sugárzás dózisa vagy determinisztikus és sztochasztikus hatása. Az anyagot számos illusztráció igyekszik szemléletessé tenni.

A fentiek alapján a könyv jó szívvel ajánlható mindenkinek, aki megbízható ismeretek birtokában akarja saját állásfoglalását kialakítani a sugárzásról és annak életünkre, egészségünkre és utódaink egészségére gyakorolt hatásairól.

Dr. Sztanyik B. László
egyetemi tanár

Bevezetés

Az embereket folytonosan éri természetes és mesterséges eredetű sugárzás. Az ionizáció kiváltására képes sugárzó anyagok jelen vannak a környezetünkben, mind az élettelen anyagokban, mind az élőlényekben, s így kivétel nélkül valamennyi emberben is.

Ez a könyv tíz sugáregészségügyi tárgyú kérdéscsoportra - s ezen belül 45 kérdésre - válaszol tudományos-népszerűsítő formában azzal a céllal, hogy hozzájáruljon

- az ionizáló sugárzás hatásaival kapcsolatos tudományos ismeretek közvételéhez;
- a sugáregészségügyi kérdések iránt érdeklődők minél teljesebb és korrektebb tájékoztatásához;
- az ionizáló sugárforrások (így az atomerőművek) veszélyességét eltúlzó tévhitek eloszlatásához, valamint
- a sugáregészségügyi oktatást és/vagy ismeretterjesztést, de akár (a mindennapi teendők közepette a bizalmukat élvező személyek körében) eseti sugáregészségügyi felvilágosítást végző orvosok és sugárvédelmi szakemberek, illetve pedagógusok és orvostanhallgatók ez irányú munkájának megkönnyítéséhez.

Ha a fenti célkitűzések legalább egy részének valóra váltását elősegíti e könyv, akkor a munkát - amelyet mindvégig élvezettel és az alkotás örömeivel végeztem - már nem érzem hiábavalónak.

Ezúton is *tisztelettel köszönöm* a kéziratról megfogalmazott alapos lektori véleményeket és értékes észrevételeket:

Dr. Kertész Lászlónak, az orvostudomány kandidátusának, laboratóriumi és izotópdiaosztikai szakorvosnak, a soproni Állami Szanatórium Központi Laboratóriuma vezető főorvosának;

Dr. Ótos Miklós belgyógyász és laboratóriumi szakorvosnak, a Paksi Atomerőmű Részvénytársaság Üzemegészségügyi Szolgálat vezető főorvosának;

Dr. Pethes György professzornak, az Országos Atomenergia Hivatal tudományos tanácsadójának;

Rósa Gézának és Kovács Baláznak, a Paksi Atomerőmű Rt. Tájékoztatási Iroda korábbi és jelenlegi vezetőjének;

Dr. Sztyanyik B. László tanszékvezető egyetemi tanárnak, az Országos „Frédéric Joliot-Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet főigazgató főorvosának;

Dr. Veress Katalin higiénikus szakorvosnak, a Semmelweis Orvostudományi Egyetem Közegészségtani és Járványtani Intézete oktatójának, sugáregészségügyi szakreferensének és

Dr. Virágh Elemérnek, a fizikai tudomány kandidátusának, a Paksi Atomerőmű Rt. Sugárvédelmi Osztálya vezetőjének.

Budapest, 1993. március

Dr. Turai István
az orvostudomány kandidátusa
sugáregészségügyi szakorvos

1. Milyen sugárzásfajták és bomlástípusok ismeretesek? Mi a radioaktivitás és a dózis fogalma és egységei?

Sugárfizikai és sugárbiológiai szempontból két alapvető sugárzásfajtát különböztethetünk meg: az *ionizáló* és a *nem ionizáló* sugárzásokat. Az utóbbiak – a különböző frekvenciájú elektromágneses sugárzások, lézerek vagy az ultrahang – ionizációra nem képesek, így egészségügyi szempontból kevésbé veszélyesek. Igaz, a biológiai hatásokról is lényegesen kevesebbet tudunk. Ismeretes, hogy a hőhatás mellett (amelyet a hazai háztartásokban is egyre elterjedtebben hasznosítanak a mikrohullámú sütőkben) vannak bizonyos atermális – hőközvetítés nélküli – hatásaik is. (Gondoljunk csak pl. a lézerek alkalmazására ízületi gyulladások csökkentése vagy akupunktúrás kezelés céljából.)

1.1 Mi a radioaktivitás?

A radioaktivitás az a jelenség, amelynek során az instabil atommag energialeadás közben elbomlik, stabil állapotba kerül és új elem keletkezik. Az energialeadás α -, β -, γ -, illetve egyéb sugárzások útján történhet. (A radioaktivitást *Henri Becquerel* fedezte fel 1896-ban.)

1.2 Mi jellemző a főbb bomlástípusokra?

α -sugárzás. Alfa-bomlás során nagy tömegű pozitív töltésű részecskéket, héliumatommagokat bocsátanak ki a (82-nél nagyobb rendszámú) nehéz-elemek. Természetes α -sugárzó elemek az urán, a tórium és bomlástermékeik, a mesterségesek között pedig legfontosabb a plutónium. A nagyméretű α -részecskék bármely anyag atomjainak elektronjaival igen sokszor ütközve gyorsan elvesztik az energiájukat. Levegőben 1-2 cm, vízben vagy

emberi szövetekben csak néhány μm megtételére képesek. Egy vékony papírlapban már teljesen elnyelődnek. Ennélfogva *külső sugárforrásként nem jelentenek veszélyt* az emberre, mivel a bőr legfelső, elhalt hámsejtjeiből álló rétegén áthatolni nem képesek. Annál ártalmasabbak lehetnek azonban, ha levegővel, ivóvízzel vagy táplálékkal bejutnak a szervezetünkbe. Ismeretes, hogy az uránbányászok között 2-5-ször gyakoribb a *tüdőrák*. Ennek egyik oka az urán α -sugárzó, légnemű bomlástermékeinek a belégzése. Természetesen, egyéb károsító tényezők – mint pl. a por, a magas hőmérséklet és a talajból párolgó vegyi anyagok avagy a dohányzás mértéke – jelentősen befolyásolják az uránbányászokban észlelt tüdőrák gyakoriságát. Széles körű epidemiológiai vizsgálatok során kimutatták, hogy a napi cigarettaadag, valamint az uránbányában mért radonkoncentráció függvényében átlag öt-tíz-szer több dohányos bányász halt meg tüdőrákban, mint a hasonló körülmények között foglalkoztatott, de soha nem dohányzó társaik.

β -sugárzás. Béta-bomlás során az atommagban lévő egyik neutronból egy proton és egy elektron keletkezik. Vannak tiszta β -sugárzó (csak elektront kibocsátó) nuklidok, mint a trícium (^3H), valamint a szén-14 (^{14}C), a foszfor-32 (^{32}P), a stroncium-90 (^{90}Sr) és az utóbbi leányeleme, az ittrium-90 (^{90}Y). A számok a tömegszámot, azaz a magban a protonok és neutronok összegét jelölik. Nagyobb számban ismeretesek olyan elemek, amelyek β -bomlása γ -sugárzással párosul: az energiafelesleg elektromágneses fotonok formájában távozik. Ilyen radionuklidok pl. az izotópdiaosztikában még helyenként használt jód-131 (^{131}I), az emberi szövetekben mindig jelen lévő természetes radioizotóp, a kálium-40 (^{40}K), avagy a légköri atomfegyver-kísérletek következtében a környezetünket leginkább szennyező radioaktív elemek közé tartozó céziumizotópok (a ^{134}Cs és a ^{137}Cs).

A β -részecskék a levegőben és a testszövetekben már lényegesen nagyobb távolság megtételére képesek, mint a náluk több ezerszer nagyobb alfa-részecskék (méreteik kb. úgy aránylanak, mint a borsószem és a futball-labda). Ennélfogva a β -sugárzás már külső sugárforrásként is okozhat egészségkárosodást. A bőrre került β -bomló izotópok a bőrszövetet súlyosan károsíthatják. (Ez okozta a csernobili reaktorbaleset során elhunyt tűzoltók többségének halálát.)

A β -sugárzó izotópok belégzése, illetve táplálékkal való lenyelése – az α -részecskékhez hasonlóan – ugyancsak jelentős sugárterhelést okozhat

azokban a szervekben és szövetekben, amelyekben a β -bomló nuklidok felhalmozódnak. (Pl. a β - és γ -sugárzást egyaránt kibocsátó jód-131 izotóptól származó pajzsmirigydózisnak mindössze a 6%-áért felelősek a γ -fotonok a felnőtteknél, illetve 3%-áért a csecsemőknél. Nagyobb ugyanis a valószínűsége annak, hogy a csecsemők kis tömegű (2-3 grammos) pajzsmirigyéből károsítás nélkül kirepülnek a γ -fotonok, így a ^{131}I -től származó szervdózis csaknem egészét a β -részecskék okozzák.)

γ -sugárzás. A gamma-sugárzás magátalakulások során keletkezik, amikor a gerjesztett mag kisebb energiaszintre vagy alapállapotba jut, miközben energiafeleslegét γ -fotonok formájában leadja. A γ -sugárzás és a röntgensugárzás természete, jellemzői hasonlóak, csak a keletkezésük helye és módja eltérő. Mindkét sugárzásnak nagy az áthatoló képessége, így pl. a γ -sugárzó izotópok nagy, levegőben akár több száz méternyi távolságról károsíthatják az embert (gondoljunk az atombombára, vagy a csernobili atomerőmű súlyos balesete során keletkezett radioaktív felhőre).

A γ -sugárzó izotópok (pl. a céziumizotópok) a szervezetbe kerülve nemcsak abban a szervben okoznak sugárterhelést, amelyben felhalmozódtak, de nagy áthatoló képességük miatt a szomszédos és a távolabb levőkben is. A nagy energiájú γ -fotonokat kibocsátó nagy aktivitású cézium- vagy kobaltizotópok (^{137}Cs és ^{60}Co) felhasználhatók a daganatok elpusztítására a sugárterápiában, illetve a növényi élelem-alapanyagok (burgonya, hagyma, bab stb.) csírátlanítására, az élelmiszerek sugártartósítása során (l. részletesebben a 6.1 pontban).

A fentiekén kívül egyéb sugárzásfajták is ismeretesek (így a neutron- és a proton-sugárzás), ezekkel azonban a mindennapi gyakorlatban nem, csak néhány speciális munkahelyen találkozhatunk.

1.3 Mit értünk aktivitáson?

Aktivitás – valamely radioaktív anyag egységnyi időtartam alatt elbomló (átalakuló) atomjainak a száma.

Egysége a becquerel (Bq) (ejtsd: „bekkerel”).

Egy Bq aktivitású az a radioaktív anyagmennyiség, amelyben másodpercenként egy bomlás (avagy magátalakulás) megy végbe.

(Régi, hivatalosan ma már nem használható egysége a curie (Ci). $1\text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10}\text{ Bq}$.)

Néhány összehasonlító példa az aktivitásértékek sugáregészségügyi használatára:

Egy felnőtt ember testében átlagosan 5500 Bq aktivitású ^{40}K természetes radioaktív kálium van, ettől a természetes eredetű évenkénti sugárterhelésünknek mintegy a 6%-át kapjuk.

A pajzsmirigy funkcionális állapotának (jódfelvevő képességének) megítélése céljából minimum 40 000 Bq ^{131}I jódotópot itattak meg a pácienssel egy fél pohár vízben, míg e szerv alaktani vizsgálatára (leképezésére) 1-2 millió Bq (1-2 MBq) ^{131}I -oldat bevétele szükséges.

A csernobili reaktorbaleset után hazánk lakosaiban maximum 900, átlag 400 Bq ^{131}I volt mérhető.

1.4 Melyek a legfontosabb dózisfogalmak és dózisegységek?

Elnyelt (abszorbeált) dózis. A besugárzott anyag egységnyi tömegében elnyelt energia. Jele: D. Egysége a gray (ejtsd: „gréj”) (Gy). $1\text{ Gy} = 1\text{ J/kg}$. (Régi egysége a rad. $1\text{ Gy} = 100\text{ rad}$.)

Dózisteljesítmény. Az ionizáló sugárzás időegységre jutó dózisa. Jele: D. Egysége: Gy/s, levegőben: nGy/h, $1\text{ nGy (nano Gy)} = 10^{-9}\text{ Gy}$. [Régi egysége: a R/h (röntgen/óra).] $1\text{ }\mu\text{R/h (mikro R)} = 8,7\text{ nGy/h}$.

A talaj felett 1 méterre mért átlagos dózisteljesítmény hazánkban 1990-ben 80-100 nGy/h volt a szabadban és 90-140 nGy/h között ingadozott a lakásokban. A gőzrobbanás által szétrocsolt csernobili reaktor tetején a dózisteljesítmény a fenti normál átlagérték milliószorosát is elérte, természetesen akkor ott nem tartózkodtak emberek, illetve később, bizonyos helyreállítási munkálatok során 2-3 percenként váltották a tetőn a speciális védőruházatban ott dolgozókat, hogy ne kaphassanak nagy dózist.

Dózisegyenérték. Az ionizáló sugárzás egészségkárosító hatásának megítélésére szolgáló, a sugárvédelemben használatos fogalom. Értéke megegyezik egy adott emberi (vagy egyéb élő) szövetben elnyelt dózis és az alkalmazott sugárzás típusától és ionizációs képességétől függő minőségi tényező (Q) szorzatával. Jele: H. Egysége a sievert (Sv) (ejtsd: „szívert”). $1\text{ Sv} = 1\text{ J/kg}$. (Régi egysége: a rem. $1\text{ Sv} = 100\text{ rem}$.)

A minőségi tényező értéke 1 és 20 között változhat a különböző sugárzástípusok esetén. A nagy ionizációs képességű neutron-, proton- vagy alfa-sugárzás ugyanakkora elnyelt dózisának 2-20-szor nagyobb az egészségkárosító veszélyessége, mint a röntgen- vagy gamma-fotonokkal, illetve a béta-részecskékkel való besugárzásé.

A Nemzetközi Sugárvédelmi Társaság (ICRP) legújabb ajánlásában (az 1991 májusában közzétett 60. sz. kiadványban) a korábbiaktól eltér a minőségi tényezők egy részének számszerű értéke. Mindez azt tükrözi, hogy a különböző típusú sugárzások biológiai hatására vonatkozó ismeretek korántsem végelegesek, azok a tudomány fejlődésével és a sugárzás egészségkárosító hatásának mértékével kapcsolatos újabb adatok alapján módosulhatnak.

Effektív dózisegyenérték. A különböző szövetekre vonatkozó közepes dózisegyenértékek és az érintett szövetek sugárérzékenységét tükröző súlyozó tényezők szorzatainak összege. Megegyezik azzal az egésztestdózissal, amely a késői sugárhatások (a daganatos betegségek és öröklődő ártalmak) ugyanakkora kockázatával jár, mint a kapott szöveti dózisok együttesen.

Jele: H_E – hazánkban jelenleg ez érvényes, illetve az ICRP 1991. évi 60. sz. ajánlásában javasolt új jelölés: E . Egysége: Sv.

Valamely szövet annál sugárérzékenyebb, minél gyorsabban osztódó és kevésbé differenciált sejtek alkotják. Leginkább sugárérzékeny szervek: a vörös csontvelő, a gyomor, a belek, a tüdő és az ivarszervek. Így az ICRP 60. sz. kiadványában az előbbieket *szöveti súlyozótényezője* 12-szer, az ivarszervek esetében pedig 20-szor nagyobb, mint a sugárzás hatásának jobban ellenálló bőr és csontsejteké. Közepesen sugárérzékeny szervek a pajzsmirigy, a hólyag, a női mell, a máj és a nyelöcső – ezek szöveti súlyozótényezője ötször akkora, mint a bőr és a csontsejteké (1. még 2.4 pont).

Kollektív dózis. Ismert létszámú embercsoport összesített sugárdózisa az egész testre (*kollektív effektív dózisegyenérték*), avagy egyes szervekre számítva (*kollektív dózisegyenérték*) egy adott sugárforrástól egy bizonyos időtartam alatt. Egysége: személy · Sv.

2. Milyen hatást vált ki az ionizáló sugárzás az emberben?

Mind a külső (testünkön kívüli) sugárforrások révén, mind a szervezetünkbe került radioaktív izotópok által besugárzott szövetekben – vagyis akár külső, akár belső sugárterhelés esetén – az ionizáló sugárzás előbb *fizikai* és *kémiai* jelenségeket okoz. Ezek az ionizáció, a víz radiolízise (azaz a vízmolekulák elbomlása szabad gyökök keletkezésével), és molekulaszervezeti változások, amelyek egy másodpercen belül lezajlanak. Az ionizáló sugárzások hatásának akár a másodperc töredékéig kitett személyekben a *biológiai* változások kialakulása azonban időben elnyújtva – órák, napok, hetek, hónapok, évek, sőt évtizedek múltán – figyelhető meg.

2.1 Mi a sugárterhelés, a sugárártalom, a sugárkárosodás, a sugárbetegség és a helyi sugársérülés?

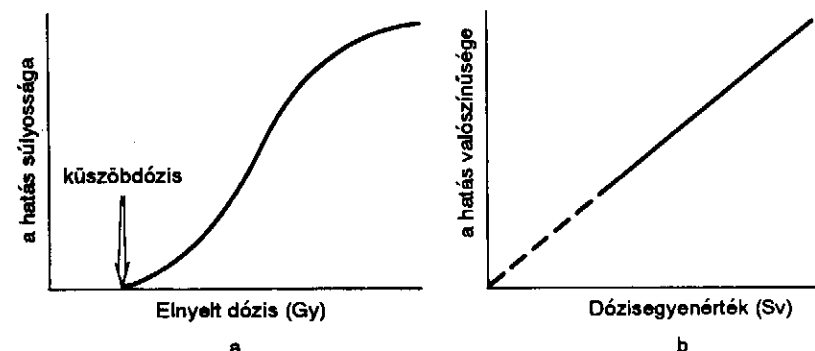
A **sugárterhelés** a szervezetet érő ionizáló sugárzás dózisa. Ennek hatására fellépő fizikai és kémiai folyamatok a sejtek, a szövetek és a szervek működési (funkcionális) zavaraihoz, illetve kóros alakú és szövettani (morfológiai) elváltozásaihoz vezethetnek. Mindezen kóros elváltozások, amelyek a sugárterhelés után rövidebb-hosszabb idő múltán klinikai tünetekkel jelentkeznek, avagy laboratóriumi módszerekkel mutathatók ki, anélkül, hogy a besugárzott személyben egészségi panaszokat okoznának, **sugárártalom** néven foglalhatók össze.

Ha megfelelően nagy sugárdózis érte a szervezet egészét, akkor viszonylag rövid időn belül megfigyelhető a sugárkárosodás általános nem-specifikus tünetegyüttese, a **sugárbetegség**. Ha csak egyes szervek, illetve testrészek nagy dózissal besugárzására került sor, akkor ezen szervekre vagy testrészekre korlátozódó **helyi sugársérülés** (pl. bőrgégés, szemlencseho-

mály, tüdőgyulladás stb.) lép fel. Itt is megemlítjük, s az 5. fejezetben részletesen indokoljuk, hogy „sugárfertőzés” nincs, e fogalom használata téves, mivel a sugárzás nem fertőző.

2.2 Mi a determinisztikus és a sztochasztikus sugárhatás?

A biológiai sugárhatások két csoportra oszthatók. Megkülönböztetünk **determinisztikus**, azaz bizonyos – meglehetősen nagy – dózis, az ún. „küszöbdózis” felett mindenkinél fellépő, illetve **sztochasztikus**, azaz valószínűségi, küszöbdózis nélküli sugárhatásokat (1. ábra).



1. ábra. Determinisztikus (a), illetve sztochasztikus (b) sugárhatások

Az 1. ábrán látható, hogy a sugárterhelés (a dózis) növekedésével a hatás *súlyossága* fokozódik a determinisztikus, illetve a károsodás *valószínűsége* nő a sztochasztikus sugárártalom esetén. A harmadik lényeges különbség a kétféle sugárhatás között az, hogy amíg a determinisztikus sugárkárosodás minden személyen bekövetkezik a küszöbdózis felett, addig a sztochasztikus sugárkárosodás esetén előre nem mondható meg, hogy az azonos dózist kapott személyek közül kinél jelentkezik majd évek múltán a sugárkárosodás és kinél nem. Csak azt tudjuk bizonyosan, hogy minél nagyobb az adott csoport egyedeinek sugárterhelése, annál gyakrabban lesz észlelhető daganatos betegség a vizsgált csoportban.

2.3 Mikor alakul ki a korai, illetve a késői sugárkárosodás?

A sugárkárosodás **korai (akut) általános** vagy **helyi** formája akkor alakul ki, ha kellően nagy a sugárterhelés. Minél nagyobb sugárdózis érte a besugárzott személyt, avagy annak bizonyos testrészeit, annál hamarabb és annál súlyosabb formában jelentkeznek az akut sugársérülés tünetei. A lapangás szakasza napokig, sőt hetekig is eltarthat.

Az akut szakasz elmúltával – hónapok, évek, sőt évtizedek elteltével – jelenhet meg a **késői** sugárkárosodás. Ez ugyancsak a kezdeti sugárbehatás (expozíció) következménye, de a lassú kórélettani folyamatok miatt csak hosszú idő múltán mutatkozik. Amíg a korai sugárkárosodás leggyakoribb kiváltó oka a sejtpusztulás, addig a késői sugárkárosodásra jellemző, hogy a sugárhatásnak kitett sejtek nem pusztulnak el, de sérül a genetikai állományuk, azaz mutációk mennek végbe bennük. Ezek következtében alakulnak ki a daganatok vagy a magzati ártalmak, amennyiben a sugárhatás a testi sejteket érte, illetve az örökletes (a majdani utódokban megjele-nő) betegségek, ha a sugárzás az ivarsejteket károsította.

2.4 Mi jellemzi a korai sugársérülést?

A korai sugársérülés csak determinisztikus típusú lehet. Ez azt jelenti, hogy a korai sugársérülések megjelenését és súlyosságát a sugárdózis meghatározza, determinálja. A determinisztikus sugársérülések közé tartozik pl. a nehezen csillapítható hányinger és hányás, a fehérvérsejtek számának csökkenése, a bőrpír, az átmeneti, illetve maradandó sterilitás vagy a szőrzet kihullása. Bizonyos egyedi eltérések itt is lehetségesek, azaz ugyanakkora dózis egyes személyekben már kivált valamilyen kóros reakciót, míg a kevésbé sugárérzékeny egyedekben az adott elváltozás megjelenéséhez avagy ugyanolyan súlyosságához valamivel nagyobb sugáradag szükséges. A sugárdózis további növekedésével a károsodás súlyosabbá válik és gyorsabban alakul ki.

Minél sugárérzékenyebb sejtekből áll valamely szerv vagy szövet, annál kisebb az akut sugárkárosodásának küszöbdózisa. Bármennyire is meglepő, a röntgensugárzás és a radioaktivitás felfedezése után mindössze 10-11 évvel *Bergonie* és *Tribondeau* már 1906-ban leírta a sejtek és a szöve-

tek sugárérzékenységevel kapcsolatos s ma is maradéktalanul érvényes szabályt. Eszerint egy szövet vagy szerv annál sugárérzékenyebb, minél gyorsabban osztódó és minél jobban differenciált sejtekből áll. E szabály értelmében legsugárérzékenyebb a nyirokszövet (a limfociták képződési helye), a csontvelő (a vérképzés szerve), a fehérvérsejtek, a bélhámsejtek, az ivarsejtek és a bőr osztódó (utánpótlást biztosító) sejtjei. Kevésbé sugárérzékenyek az erek, a mirigyszövetek, a máj, s leginkább ellenállóak a sugárzás iránt az érzékszervek, az ideg- és az izomszövet, a bőr, a csont.

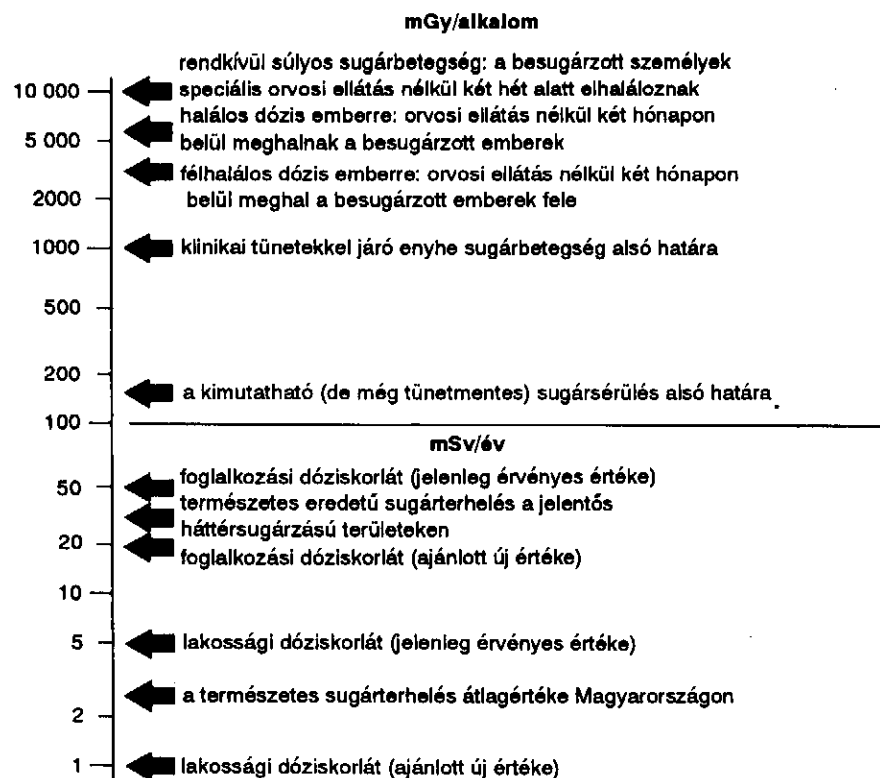
Ennélfogva, a viszonylag kisebb sugárterhelés következtében az első kóros elváltozások a legjobban sugárérzékeny szövetekben várhatók. Így 0,5 Gy egész testben abszorbeált dózis már kiválthatja a vérben keringő nyiroksejtek (limfociták) számának enyhe csökkenését. 1 Gy sugárterheléstől az érzékeny személyekben általános tünetek (pl. hányinger, hányás, hasmenés), illetve 2 Gy feletti dózis esetén kóros helyi elváltozások (pl. bőrpír) már jelentkezhetnek. Az ivarszerveket érő 2 Gy-nél nagyobb dózis sterilítást vagy a szemlencséiben abszorbeált 3 Gy feletti dózis hályogot („sugárkataraktát”) okozhat.

A többi szerv és szövet korai sugársérülésének küszöbdózisa ennél nagyobb, 3 és 10 Gy közötti. Az összehasonlítás kedvéért most csak megemlítjük, de a következő két fejezetben majd részletesebben bemutatjuk, hogy a fentebb idézett dózisok a természetes forrásokból származó, egy évre jutó átlagos sugárterhelésünkhöz képest óriási sugáradagok, azt mintegy ezerszeresen meghaladják (2. ábra).

Az ábrán látható, hogy a klinikai tünetek (panaszok) kiváltására egyáltalán képes, illetve az orvosi ellátás hiányában halálos sugárdózis igen szűk tartományba esik, csupán ötszörös eltérést mutat.

2.5 Melyek a sugárbetegség tünetei és szakaszai?

Olyan specifikus tünetek, amelyek csak a sugárbetegségre lennének jellemzőek, nincsenek. Annak ellenére így van ez, hogy az akut sugársérülés általános formája, azaz a sugárbetegség mintegy százezer embert érintett Hirosimában és Nagaszakiban, továbbá 145 főn volt megfigyelhető 1986-ban Csernobilban is. A többi sugárbaleset során alkalmanként csupán néhány – illetve 1987-ben a braziliai Goiániában 20 – főnél alakult ki sugárbetegség. Sugárbetegség csak akkor alakul ki, ha az egész testet, avagy a törzs nagyobb részét legalább 1 Gy dózisú besugárzás éri.

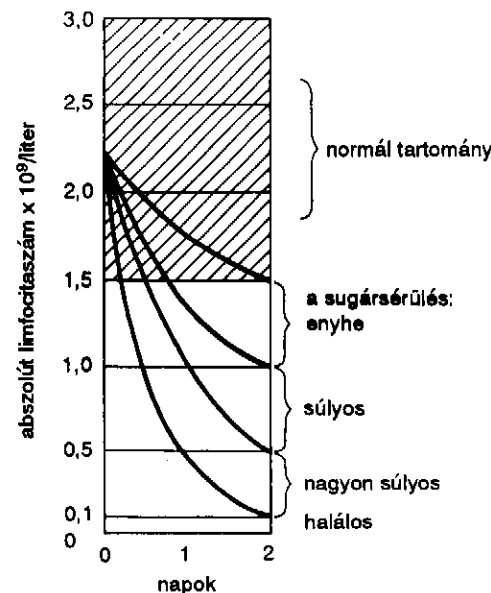


2. ábra. A sugársérülés kiváltására képes dózistartományok a természetes sugárterhelés évenkénti átlagértékei és az éves dóziskorlátok tükrében

A heveny sugárbetegség négy szakaszra osztható:

a) *Kezdeti szakasz*: a testet ért sugárdózistól függően egy-két avagy több óra múltán hányinger, hányás, étvágytalanság, émelygés, fejfájás, levertség, rossz közérzet, súlyosabb esetben hasmenés, verejtékezés, láz, ingerlékenység és a mozgáskoordináció zavara lép fel; a limfociták számának csökkenése a besugárzás utáni első napok alatt prognosztikai értékű (3. ábra).

3. ábra. A sugárbetegség súlyosságának előrejelzése a limfocitaszám kezdeti csökkenése alapján



b) *Lappangási szakasz*: a tünetek eltűnnek, a sérült jól érzi magát, munkaképes. Minél nagyobb a dózis, annál rövidebb a tünetmentesség, 2-3 Gy dózisonál akár 3-4 hét is lehet, de 10 Gy sugárterhelés esetén akár el is maradhat,

c) *Kritikus szakasz*: a kezdeti tünetek súlyosabb formájához pontszerű bőrbevérvések, véres széklet, s az immunrendszer károsodása miatt fertőzések társulhatnak. A vérsejtszám csökkenésének mértéke és sebessége arányos a dózissal. A túlélés szempontjából kritikus időszak a besugárzás utáni 3-6. hétre esik.

A sugársérülés diagnosztizálásában a bármely klinikai laboratóriumban elvégezhető *hematológiai módszer*nél pontosabb és kb. háromszor érzékenyebb a speciális laboratóriumi felszerelést és szakismeretet igénylő *citogenetikai eljárás*. E „biodozimetria” módszerrel, azaz a sugársérültől levett vérből tenyésztett limfocitákban a rendellenes kromoszómák, avagy a kromoszómatörések, mikronukleuszok gyakoriságának értékelése útján már 0,15 Gy sugárterhelés kimutatható, amikor a páciensnek egyéb tünetei még egyáltalán nincsenek. A citogenetikai módszereknek az az egyik fő hátrányuk, hogy nem sugárspecifikusak, azaz egyéb fizikai vagy kémiai hatásokra is növekszik a rendellenes kromoszómák, illetve a mikronukleu-

szok gyakorisága, továbbá akkor sem alkalmasak a sugárdózis becslésére, ha csak kis testfelületet (pl. a kezeket) érte a sugárzás. Mindamellett, az összes ismert biológiai eljárás közül a citogenetikai módszerekkel lehet a legpontosabban megbecsülni az egész testben elnyelt sugárzó energia mennyiségét, ezért alkalmazhatók „biodozimetriai” célokra.

3-4 Gy egésztest-dózis – kellő orvosi ellátás hiányában – 60 napon belül az érintett személyek felének okozhatja a halálát a vérsjtképzés csökkenése és a fertőzések miatt. Ugyanakkor megfelelő orvosi kezelés – így kórházi nyugalom, sterilitás, antibiotikumok, vérkészítmények adása és folyadékpótlás – lehetősége esetén a túlélés esélye számottevően javítható: így a 4,2-6,3 Gy dózist kapott 21 csernobili sérült közül 14 volt megmenthető, míg a 2-4 Gy sugárterhelést szenvedett 43 fő közül mindössze 1 fő halt meg (az 50%-ost meghaladó, gyógyíthatatlan súlyos bőregés miatt).

d) *Lábadozási szakasz*: a felépülés lassú, hónapokig is elnyúló időszaka.

2.6 Melyik a leggyakoribb sugársérülés?

Akut (korai) sugársérülés leggyakrabban a *kezek bőrfelületének* különböző mértékű károsodása formájában figyelhető meg. Ha a bőrben elnyelt dózis 2 Gy-nél kisebb, bőrpír vagy ideiglenes szőrzetkihullás (epiláció) nem várható, mivel ennyi a bőr sugársérülésének küszöbdózisa. A 2 Gy-nél nagyobb bőrdózis hatására fellépő korai bőrpír (eritéma) bekövetkeztének ideje, majd a tünetmentes (látens) szakasz időtartama a dózissal fordítottan, a bőrpír intenzitása pedig a bőr sugárterhelésével egyenesen arányos. 3-10 Gy-től a tartós bőrpír és az epiláció az 5-15. napon jelentkezik. E felett felhólyagzás, hámfoszlás, pigmentáció és fekélyesedés is kialakul.

A kezek után a *fej és a nyak helyi sugársérülése* fordul elő a leggyakrabban. Mintegy 3 Gy fejet érő bőrdózis esetén már az első napokban jelentkezhet bőrpír, kötőhártya-gyulladás és átmeneti epiláció (hajhullás), valamint szájszárazság, fémcs íz érzés és a fültőmirigyek duzzadása. 4 Gy alatt csak igen ritkán, de e felett meglehetősen gyakran a 15-17. napon a szemöldök kihullik. Meglepő, de a szempillák – a szemöldök teljes lecsupaszodásakor is – megmaradnak.

A sugárexponált testrészt (leggyakrabban a kéz) emelkedett hőmérséklete még a klinikai tünetek – így bőrpír, felhólyagzás, epiláció stb. – megjele-
nése előtt, illetve azok elmúlása után is kimutatható *termográfiával* (hőhatásra színüket változtató folyadékkristályokkal).

2.7 Milyen típusúak a késői sugársérülések?

A késői sugársérülés a hatás jellege szerint lehet mind determinisztikus, mind sztochasztikus. A kétféle késői sugárkárosodás között a lényeges különbség abban áll, hogy amíg a determinisztikus sugársérülés abban a személyben jelentkezik, akiben az évek során bizonyos mennyiségű sugárterhelés felhalmozódott, s ez meghaladta a bőr vagy a szemlencse krónikus sugárkárosodásának „kumulatív küszöbdózisát”, addig a sztochasztikus sugárhatás esetén soha nem mondható meg előre, hogy a vizsgált nagyszámú embercsoportban személy szerint kinél alakul ki daganat a sugárzásnak – rendszerint viszonylag kicsiny egy főre jutó dózisa – következtében. Ennek az a magyarázata, hogy egyéb fizikai, illetve kémiai és biológiai tényezők miatt sok ezerszer többen betegszenek meg daganatos megbetegedésben, mint az ionizáló sugárzás hatására.

2.8 Melyek a determinisztikus jellegű késői sugársérülések?

Ezek a *krónikus bőrgyulladás, a szemlencsehályog*, illetve a *magzati* (teratológiai) *károsodások*. Közös jellemzőjük, hogy viszonylag hosszabb időszak alatt felhalmozott (kumulált) küszöbdózis felett jelennek meg a besugárzott szervezetben. Amíg az első két kóros elváltozás csak akkor várható, ha az évek alatt kumulált dózis legalább 5-15 Gy, addig az ionizáló sugárzás indukálta fejlődési rendellenesség (kisfejjűség és szellemi visszamaradottság) már ennél jóval kisebb, de legalább 0,1 Gy magzatot (és nem a terhes nőt) érő dózis hatására felléphet.

Sugárzás okozta krónikus *bőrgyulladást* évtizedeken át világszerte tapasztaltak a betegek röntgenvizsgálata során rendszeresen a hasznos sugárnyaládba benyúló orvosok kezén. A „röntgenkéz”-re jellemző volt a száraz, szőrtelen, elvékonyodó, sérülékeny, könnyen kifeléyesedő kézfejbőr s a vékony, berepedezett körmök. A bőr alatti erek károsodása s a minduntalan kifeléyesedés miatt gyakran vált szükségessé az ujjak (vagy az ujjpercek) amputálása. Az utóbbi, igen súlyos következmény kiváltásához 10-20 Gy kumulatív dózis volt szükséges.

A *szemlencsehomály* kialakulási ideje és a szemlencsében elnyelt sugárdózis fordítottan arányos: 2-7 Gy esetén kb. 8 év, 7-12 Gy esetén pedig 4 év a lappangási idő.

A teratológiai elváltozások szempontjából legkritikusabb a terhesség 8–15. hete. Mindemellett az ionizáló sugárforrások orvosi hasznosításával kapcsolatos eddigi tapasztalatok szerint 0,1 Gy magzati dózis alatt ilyen rendellenesség nem várható. Ne feledjük, hogy ez a dózis még legalább harmincszor meghaladja az évenkénti átlagos sugárterhelésünket és a terhes nők igen súlyos baleseti besugárzása esetén fordulhat csak elő, hogy a magzat ekkora adag sugárzást kapjon. Ennek ellenére az ionizáló sugárforrással dolgozó, fogamzásképes korban lévő nőknek erre gondolniuk kell, és terhességüket mielőbb be kell jelenteniük az üzemorvosuknak és/vagy a munkahelyi sugárvédelmi felelősnek, hogy az sugárveszélytől mentes munkakörbe áthelyeztethesse őket.

A csernobili baleset miatt kitélepített 135 ezer fő között 1630 terhes nő volt. Ezek gyermekei körében a veleszületett rendellenességek aránya nem tért el az országos átlagtól (ugyancsak 0,5% volt). A spontán vetélések és a koraszülések száma azonban – nyilvánvalóan pszichés okok miatt, a korábbi helyi adatokhoz képest – megduplázódott.

2.9 Mi jellemzi a sztochasztikus sugárhatásokat?

Sztochasztikus sugárhatások csak a későn (évekkel-évtizedekkel a sugárexpozíció után) mutatkoznak vagy a besugárzott személyben, vagy az utódai-ban.

A sztochasztikus sugárhatások nem speciális kórképek. Ezek olyan kóros jelenségek, amelyek bizonyos „természetes gyakoriság”-gal a sugárhatásnak nem kitett populációban is előfordulnak. Mind a rosszindulatú daganatos megbetegedések (főképpen a rák), mind a genetikai károsodások (mutációk, öröklődő betegségek) meglehetősen gyakoriak a többlet-sugárterhelésben nem részesült emberek körében. Így pl. az utóbbi évtizedben évente átlagosan 28 ezer személy hal meg daganatos betegségben Magyarországon, avagy az öröklődő károsodások „spontán gyakorisága” 10,5%, azaz minden tizedik újszülött valamilyen – ritkán súlyos, többnyire csak csekély jelentőségű – genetikai ártalommal jön világra.

Bár nincs rá bizonyíték, hogy a természetes sugárterheléssel összevethető nagyságú (azaz évenként néhány, vagy néhányszor tíz mSv-nyi) többlet-sugárzás már megnövelné a sztochasztikus sugárhatások – vagyis a besugárzott személyekben a rosszindulatú daganatok, utódaikban pedig az

örökletes károsodások – gyakoriságát, a nagyobb biztonság érdekében azt a feltételezést fogadjuk el, hogy a járulékos sugárterhelés legkisebb értéke is valamilyen csekély mértékben már képes fokozni a sztochasztikus sugárhatások valószínűségét. Ezt tükrözi az 1. ábra jobb oldalán a nullától kiinduló szaggatott egyenes.

Fontos itt megjegyezni, hogy a jelentős háttérsugárzású területeken élő népesség körében – ahol az átlagos évenkénti sugárterhelés a világban (és hazánkban) tapasztalható átlagértéket 10–20-szor meghaladja – a késői sugárkárosodások gyakoriságának növekedését kimutatni ez ideig nem sikerült (l. még 3.3 pont).

2.10 Honnan tudunk a sztochasztikus sugárkárosodásokról?

Bizonyos többletsugárhatásnak kitett népességcsoportok körében megfigyelték, hogy egyes késői sugárkárosodások gyakrabban fordulnak elő.

A sztochasztikus sugárkárosodásokkal kapcsolatos adatok forrásai: a) az atomrobbantások túlélői, b) bizonyos sugárveszélyes munkakörökben foglalkoztatott dolgozók, valamint c) a diagnosztikai vagy terápiás céllal orvosi besugárzásban részesített személyek egyes csoportjai körében végzett sugárepidemiológiai felmérések adatai. Ezek szerint:

a) A japán városokra (Hirosimára és Nagaszakira) ledobott *atombombák* azon *túlélői* körében, akik nem kaptak akkora adag sugárzást, hogy akut sugárkárosodás alakuljon ki, évek múltán megfigyelték a rosszindulatú daganatos betegségek – előbb a fehérvérűség, majd kb. másfél évtized elteltével a tömör daganatok – gyakoribb előfordulását. Minél nagyobb volt egyes csoportokban az átlagos sugárdózis, annál gyakrabban fordult elő az érintett személyek körében a fehérvérűség. 20–25 esztendő múltán a leukémia előfordulási aránya már nem tért el a többi japán városban észlelt gyakoriságtól.

Az egyéb (tömör, körülhatárolható) daganatok (az ún. „solid tumorok”) kialakulásának átlagos lappangási ideje 25 évnek bizonyult. Ezért elfogadhatatlanok azok a – nem tudományos lapokban 2–4 éve megjelentetett – cikkek, amelyek szerint a csernobili katasztrófa következtében pl. a szájrák vagy a gégerák gyakorisága egyes körzetekben megtöbbszöröződött. A csernobili sugárszennyeződés által kiváltott daganatok (solid tumorok)

klinikai kifejlődéséhez az eddig eltelt hét esztendő rövid idő volt. (Ezek feltételezett halmozódása legkorábban csak a kilencvenes évek második felétől lesz kimutatható.)

1954 márciusában a Marshall-szigetek közelében végrehajtott *kísérleti atomrobbantás* következtében a szigetlakók radioaktív *jódizotópokat* tartalmazó, nagy aktivitású levegőt lélegeztek be. Ettől 20 év múltán az érintett kis számú népesség 5%-ában pajzsmirigyrák alakult ki, ugyanakkor pl. az USA-ban százezer személy között diagnosztizálnak évente 5 új esetet, azaz a normál gyakoriság ezerszer kisebb. Bár a jódizotópok pajzsmirigyrák-keltő hatása vitathatatlan, a fenti vizsgálat statisztikai értékelését nehezíti, hogy az érintett szigeteken mindössze 244 fő élt a nukleáris fegyverkísérlet idején. (Jóllehet, a daganatokra vonatkozó adatokat általában 100 000 főre vonatkoztatják.)

b) Egyes rosszindulatú daganatos megbetegedések gyakoribb előfordulását megfigyelték az évtizedekkel korábban *sugárveszélyes munkahelyeken dolgozók* bizonyos csoportjaiban is. Az urán- és egyéb ércbányászok körében annál nagyobbak találták a tüdőrák gyakoriságát, minél nagyobbak becsülték a radon és α -sugárzó bomlástermékei belégzéséből eredő kumulatív hörgődózist. Mindamellett a kimutatható többlet-tüdőrák kiváltására igen nagy dózisoknak kellett halmozódnia a hörgőkben és a tüdőhólyagocskákban – így például ezer uránbányász között évente ötten több tüdőrákot akkor észleltek a természetes előfordulás felett, amennyiben valamennyi bányász legalább 70 Sv kumulatív hörgődózist kapott.

Századunk 2-3. évtizedeiben Amerikában, Nyugat-Európában, illetve Joachimstalban (a cseh Érchegységben) rádiumtartalmú festékekkel festették a világító számlapú órákat, miközben az ecsetet az ajkukhoz érintve nedvesítették (és „hegyesítették”). Az így lenyelt rádium hatására évek múltán a nődolgozók körében gyakoribb volt a csonttrák.

A röntgenológusok, 60–80 évvel ezelőtt, gyakran nyúltak be a vizsgálat során a sugárzási térbe. Évtizedekkel később kézhátukon, rendszerint fekélyedést követően, gyakran alakult ki bőrrák. Az esetek nagyobb részében az ujjukat vagy ujjperceiket amputálni kellett, de csaknem 400 röntgenorvos meghalt a bőrrák következtében. Az utóbbiak neve a hamburgi Szent György Kórház parkjában felállított márványoszlopon olvasható, közöttük 18 magyar radiológus neve is.

Érdekességgéppen megemlíthető, hogy az első, sugárzás kiváltotta bőrrákot 1902-ben – azaz mindössze 7 évvel a röntgensugárzás felfedezése után! – írta le Fricben, német orvos.

c) Az *ionizáló sugárforrások orvosi alkalmazása* is hozzájárult egyes daganatos betegségek megszorodásához. Az USA-ban – az emlőrák előfordulása és az évtizedekkel korábban végzett tüdőrontgenezések (átvilágítások) évenkénti száma között állapítottak meg lineáris összefüggést.

Bechterew-kór (gerincgyulladás) miatt rádiummal kezelt brit betegek közül kereken tízszer annyi halt meg *fehérvérűségben*, mint a hasonló lét-számú és korösszetételű kezeletlen lakossági csoportban.

E megfigyelések azt sugallták, hogy a sugárkárosodás megelőzése érdekében a sugárterheléssel járó vizsgálati vagy terápiás beavatkozásokat az adott cél eléréséhez minimálisan szükséges sugáradaggal kell végezni.

3. Melyek a lakosság sugárterhelésének főbb összetevői? Milyen forrásokból, mikor, mennyi sugárdózist kapunk?

Bárhon élünk, bárhon tartózkodunk a Földön, mindig és mindenhol ér bennünket több-kevesebb ionizáló sugárzás. „Sugárözönben élünk”, írta igen találóan egyik könyve címében Öveges professzor, a hatvanas évek népszerű, kiváló fizikusa. E sugárzások részben *természetes*, részben *mesterséges* eredetűek.

3.1 Melyek a természetes sugárterhelés fontosabb összetevői? Mekkora az átlagértéke a Földön és hazánkban?

A *természetes sugárzások* a kozmikus térből (a Napból és a még távolabbi űrből), valamint a földkéregből eredő sugárzások, amelyek már a földi élet kialakulását megelőzően is léteztek. Az ember sugárzási térben fejlődött ki. A testünket felépítő atomok közül sok milliárdnyi radioaktív. Ezek a radioaktív atomok ugyanolyan szerepet töltenek be a sejtépítésben és a szervek működésében, mint ugyanezen elemek stabil (nem radioaktív) atomjai. A fentiek értelmében túlzás nélkül állíthatjuk, hogy normális élet- és munkakörülmények között a természetes sugárterhelés nem jelent veszélyt az emberek egészségére, sőt az élet elválaszthatatlan része.

A *természetes radioaktív anyagok* (főképpen az urán- és a tóriumos elemei, valamint a kálium 40 tömegszámú radioaktív izotópja, a ^{40}K) kiszűrhetetlenül és állandóan jelen vannak a környezetünkben (a talajban, az építőanyagokban, a levegőben, az élelmiszerekben és az ivóvízben), valamint a szervezetünkben. A testünkben jelen lévő, a sejteinket alkotó természetes eredetű radioaktív elemek atomjainak a száma egy 75 kg-os felnőttben átlagosan $3,2 \times 10^{21}$. Ezek között a legnagyobb arányban fordul elő a ^{87}Rb (rubídium), s ennél kb. nyolcszor kevesebb a ^{40}K . A szervezetünkben

található ^{40}K atomok száma csaknem egymilliószor nagyobb, mint a ^{14}C atomoké, s ehhez képest közel kétszázszerezzel kevesebb a ^3H , a testünk összes atomjának ($7,5 \times 10^{27}$ db) csaknem kétharmadát kitevő hidrogén-atomok radioaktív izotópja atomjainak a mennyisége. A szervezetünkben lévő radioaktív atomok közül minden órában közel 16 millió bomlik el. Sugáregészségügyi szempontból kevésbé a radioaktív atomok száma, mint inkább az aktivitásuk, s lebomlás közben a szervezetünkben elnyelt sugárzó energia mennyisége a fontos. Az imént felsorolt 4 radioaktív izotóp aktivitása az átlagos testtömegű felnőtt emberben: 5500 Bq ^{40}K , 3000 Bq ^{14}C , 100 Bq ^{87}Rb , illetve 10 Bq ^3H . Ezek sugárzásától eredő belső sugárterhelés végigkíséri egész életünket, nemcsak a születéstől, hanem már a fogamzástól egészen a halálig.

Egy átlagos felnőtt ember a testében lévő, előbb említett négy radioaktív izotóptól évente összesen 190 μSv sugárterhelést kap az alábbi megoszlásban: 180 μSv -t a ^{40}K -tól, 5–5 μSv -t a ^{87}Rb -tól és a ^{14}C -tól, s csupán 0,01 μSv -t a ^3H -tól. Hiába van nyolcszor annyi ^{87}Rb atom a testünkben, mint ^{40}K -atom, az utóbbi sokkal gyorsabban bomlik, ezért 55-ször nagyobb az aktivitása, s a bomlása során keletkező nagy energiájú béta-részecskék elnyelődése kapcsán mintegy 35-ször nagyobb sugárterhelést kapunk (1. táblázat).

1. táblázat

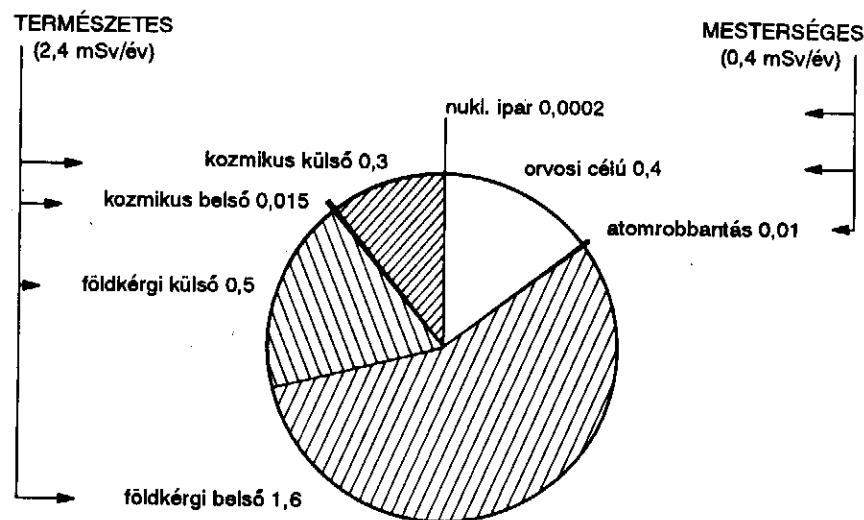
Egy 75 kg-os átlagemberben található természetes eredetű radioaktív atomok száma, aktivitása és a tőlük származó sugárterhelés

Radionuklid	Radioaktív atomok száma a testben, db	Aktivitás a testben, Bq	Effektív dózisegységérték, $\mu\text{Sv}/\text{év}$
^3H	$4,5 \times 10^9$	10	0,01
^{14}C	$7,5 \times 10^{14}$	3000	5,00
^{40}K	$3,5 \times 10^{20}$	5500	180,00
^{87}Rb	$2,8 \times 10^{21}$	100	5,00

A természetes radioaktivitás okozta sugárterhelésünk forrásai kiküszöbölhetetlenek, a mértéke pedig bolygónk népességének többségét illetően viszonylag kicsiny eltéréseket mutat. Ezen eltérések oka egyrészt a lakóhely földrajzi, geológiai sajátosságaiban, másrészt az adott területre jel-

lemző lakásviszonyok, építkezési szokások, valamint az épületben töltött átlagos időtartam különbözőségében rejlik. Így néhányszor nagyobb a kozmikus sugárzástól származó sugárdózis a magas hegyek lakói körében, mint a tengerszinten élő embereknél, mivel a sűrű (tengerszint közeli) lég-retegek sugárzáselnyelő képessége a magasság növekedésével egyre kevésbé érvényesül.

Az ENSZ Atomsugárhatásokat Vizsgáló Tudományos Bizottságának legutóbbi (1988. évi) felmérése szerint a Föld népessége természetes forrásokból: (kozmosz és földkérgi sugárzásból) évente átlagosan 2,4 mSv effektív dózisegyenértéknyi sugárterhelést kap (4. ábra). Ennek kerekén



4. ábra. A Föld népessége sugárterhelésének főbb forrásai és átlagértéke 1988-ban

kétharmada *belső*, egyharmada pedig *külső* forrásokból ér bennünket. A belső sugárterhelés csaknem teljes egészében a földkéregből a szervezetünkbe jutó radionuklidoktól – 3/4 részben a radontól – ered. A külső sugárterhelés 3/8-a kozmikus, 5/8-a pedig földkérgi eredetű.

A természetes sugárterhelés kb. 4/7-ét az uránsor elemei (főleg a radongázok), 1/7-ét a tórium sor elemei (főleg a torongázok) okozzák, túlnyomó-

részt belégzés útján. A kozmikus sugárzás, illetve a földi eredetű ^{40}K (radioaktív kálium) a Föld népessége természetes sugárterhelésének megközelítőleg egyaránt az egyhatedéért felelősek.

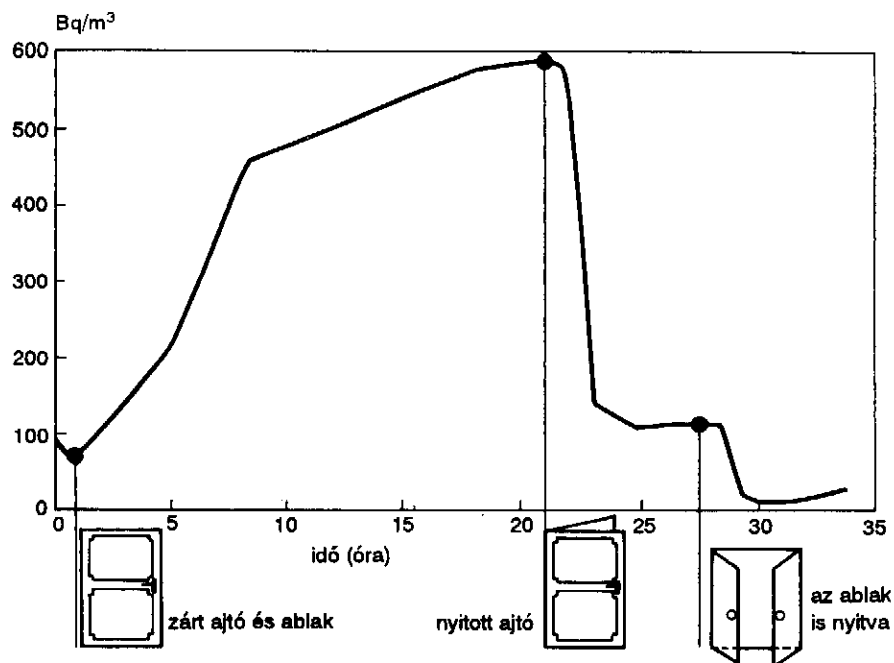
Hazánkban a természetes sugárterhelés a világátlagnál mintegy 20%-kal nagyobb – 3 mSv/év –, mivel azon országok közé tartozunk, amelyek lakói viszonylag több időt töltenek épületben. Az emberiség létszámának jelentős hányadát képviselő trópusi népek építőanyagoktól származó sugárterhelése kisebb az egy főre jutó világátlagnál. Az építőanyagok okozta sugárterhelésünk legfőbb összetevője a felszíni kőzetekben és talajokban bizonyos koncentrációban mindig jelen lévő urán bomlásakor felszabaduló radongáz és egyéb légnemű radioaktív anyagok belégzésének tulajdonítható. Ez a hazai népesség természetes sugárterhelésének több mint a 70%-át okozza.

Az északi országokban pedig, ahol az emberek a hosszú tél és a tartós hideg miatt még többet tartózkodnak jó hőszigetelésű és kisebb természetes szellőzésű épületekben, akár 50%-kal nagyobb a lakosság természetes sugárterhelése a magyarországinál. Így a skandináv államokban – Finnországban, Norvégiában és Svédországban – csupán a radon belégzéséből eredő dózis megegyezik a hazai népesség természetes eredetű összes sugárterhelése (3 mSv/év) értékével.

3.2 Hogyan csökkenthetjük a radontól származó sugárterhelésünket?

A radontól származó sugárdózis annál nagyobb, minél többet tartózkodunk rosszul, avagy nem szellőztetett földszinti helyiségben, amelynek a levegőjében a talajból és a falakból kiszivárgó radon és bomlástermékeinek koncentrációja mindig nagyobb, mint az azonos légcseréjű emeleti helyiségekében, amelyekbe a talajból sokkal kevesebb radongáz kerülhet.

A csukott ajtajú és ablakú épületek levegőjében a radon koncentrációja akár százszor nagyobb lehet az egyidejűleg a szabad levegőn mért koncentrációnál, melynek átlagértéke 5 Bq/m^3 . Sőt – amint az 5. ábrán látható, egy ajtó kinyitása után órákkal is tíz-húszszorososan haladja meg a radonkoncentráció a szabadban ugyanakkor mért értéket. Ezért (is) célszerű a huzamos tartózkodásunkra szolgáló helyiség gyakori, óránkénti néhány perces szellőztetése – lehetőleg keresztuzattal.



5. ábra. A szellőztetés szerepe a helyiségek levegőjében felhalmozódó radon-aktivitáskoncentrációjára

3.3 Észlelték-e a természetes sugárterhelés kiugróan nagy értékeit a Földön? Tapasztaltak-e ezzel összefüggő egészségkárosodást?

Az első kérdésre igen, a másodikra nem a rövid válasz. Igen, élnek a Földön olyan természetes radioaktív anyagokat (főképpen tóriumvegyületeket) bőségesen tartalmazó területeken emberek, ahol a természetes sugárterhelés átlagértéke a miénknél öt-tízszer nagyobb, maximális értéke pedig akár ötvenszer is nagyobb lehet. Ilyen „magas háttérsugárzású” területek ismeretesek a brazil tengerparton (pl. Guarapari környékén), Indiában (Kerala államban), Iránban (Ramsar vidékén), továbbá Franciaországban, Madagaszkáron és Nigériában.

Másfelől, a tengerszint feletti magasság emelkedésével egyre növekszik a kozmikus sugárzás mértéke. Így pl. a 4000 m magas hegyekben élő pásztortorok ebből eredő sugárterhelése kb. hétszer akkora, mint a tengerparti települések lakóié. Angliai felmérés szerint az utasszállító pilóták évente 1,5–2 mSv-tel több sugárterhelést kapnak a kozmikus sugárzás miatt, mint hazájuk népessége általában. (Az angliai átlagérték megegyezik a magyarországiával, ugyancsak 3 mSv/év.)

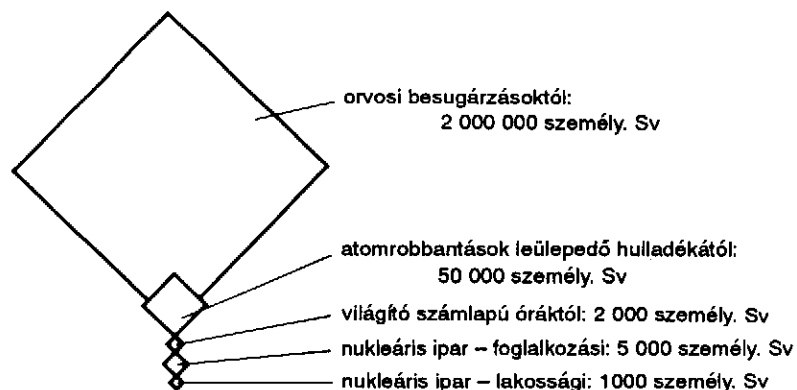
Évtizedek óta széles körű orvosi, laboratóriumi és epidemiológiai (orvos-statisztikai) vizsgálatokat végeznek a fenti, több tízezernyi főből álló népességszociális csoportokban, ez ideig körükben semmilyen sugárzásnak tulajdonítható egészségkárosodást vagy kóros elváltozást kimutatni nem sikerült.

3.4 Miből ered a mesterséges sugárterhelés? Ez mennyire veszélyes az emberiségre?

A múlt század legvége óta a természetes sugárzáson kívül az emberiséget mesterséges eredetű (az ember által létrehozott) forrásokból származó sugárterhelés is éri. A mesterséges sugárzások között elsőként az 1895-ben Wilhelm Conrad Röntgen által leírt, majd róla elnevezett röntgensugárzás vált ismertté. A röntgensugárzás a népesség mesterséges eredetű átlagos sugárterhelésének mind a mai napig messze a legnagyobb részét okozza.

A röntgenvizsgálattól megriadni és attól elzárkózni azonban nem indokolt, mivel felbecsülhetetlen és teljességgel pótolhatatlan információt ad a már kialakult betegségekről, avagy a még csak kialakulóban lévő kóros állapotokról. Így az orvosi célú sugárterhelésből származó esetleges kár (egészségkárosodás) eltörpül a haszon mellett, amelyet a röntgenvizsgálatok jelentenek a betegségek megelőzésében és a megfelelő gyógykezelési mód megválasztásában.

A mesterséges forrásokból származó összes sugárterhelésünk (mind a Föld, mind hazánk egy lakosára számítva) kevesebb, mint a természetes eredetű évenkénti sugárdózisunk 20%-a. Ennek legjelentősebb összetevője a sugárforrások orvosi alkalmazása, amelyek révén évente átlagosan 0,4 mSv sugárterhelést kapunk. A Föld népességének mesterséges eredetű összes sugárterhelésének mintegy 97%-át teszik ki az orvosi célú besugárzások.



6. ábra. A Föld népességének kollektív (összesített) sugárterhelése mesterséges forrásokból, 1988-ban

A korábbi kísérleti atomrobbantások és az atomerőművi kibocsátások következtében is éri sugárzás a népességet. Ennek mértéke azonban akár a természetes, akár az átlagos orvosi célú sugárterheléshez képest elenyészően kicsi, kevesebb néhány százaléknál – (1. 4. ábra).

Bármennyire is hihetetlennek tűnik (világszerte végzett mérések és számítások szerint), a lakosság atomenergetikai ipartól származó kollektív sugárterhelése (azaz a nukleáris létesítmények körzetében élő népesség összesített sugárdózisa) – beleértve a csernobili reaktorbalesetből eredő lakossági sugárdózist is – kisebb, mint a Föld népességének világító számlapú óráktól származó együttes sugárterhelése! S ez utóbbit 1988-ban csupán 2,5-szer haladta meg a világ nukleáris energiatermelésének tulajdonítható foglalkozási sugárterhelés (6. ábra).

Mérési adatok tehát nem támasztják alá az atomerőművektől való túlzott félelmet. Fontos ezt hangsúlyozni egy olyan egyéb energiaforrásokban szűkülő országban, mint hazánk, ahol a Paksi Atomerőmű a villamosenergia-termelésünk felét szolgáltatja, kimutatható lakossági többlet-sugárterhelés nélkül! Amíg hazánk lakossága a csernobili reaktorbaleset miatt egy év alatt annyi sugárterhelést kapott, mint az éves természetes sugárdózis egy hónapra eső része, addig – a kereken tízéves üzemelési tapasztalat alapján – a Paksi Atomerőmű révén a környező lakosságot éven-

te legfeljebb 2 órára jutó természetes sugárdózisnak megfelelő többlet-sugárterhelés éri! Ez a többlet olyannyira kevés (viszonyítva az év 8 760 órája alatt elkerülhetetlen természetes sugárterheléshez), hogy ennek következtében az egészség semmiképpen nem károsodhat.

Az atomreaktorok meghibásodásakor nagyobb a veszély. A közelmúltban már halálos következményű reaktorkatasztrófa is előfordult. Az atomerőmű-balesetek – az egyéb természeti és ipari katasztrófákhoz képest – rendkívül ritkák. A nagy mennyiségű radioaktív anyag kibocsátásával és az egészségkárosodás egyéni kockázatával (heveny sugárbetegséggel és halálos következménnyel) járó súlyos atomerőmű-baleset valószínűsége elenyészően kicsi. Jelen ismereteinket és a jelenlegi biztonsági berendezéseket alapul véve, a kockázatelemzések szerint 500 üzemelő atomreaktorban 2000 évente fordulhat elő egyetlen súlyos, halálos sugársérüléssel járó reaktorbaleset.

Reális az a feltételezés is, hogy a reaktorbiztonsági rendszerek a jövőben tovább tökéletesednek, s ami talán a legfontosabb, az emberi tévedésből vagy helytelen döntésből bekövetkező atomerőművi katasztrófák – ilyen volt 1986-ban Csernobil – teljes mértékben kiküszöbölhetőek lesznek. A csernobili atomerőmű viszonylag régi, korszerűtlen típusú. Az utóbbi két évtizedben hasonló már nem épült. Az atomerőművek napjainkban is sokkal biztonságosabbak, mint a vízerőművek (a duzzasztógáták átszakadásai miatt) vagy a hagyományos (szén-, olaj- vagy gáztüzelésű) hőerőművek. Az utóbbiakban a halálos kimenetelű baleset előfordulási valószínűsége 500–1000-szer nagyobb, mint az atomerőművekben.

4. Mely sugárvédelmi alapelvek betartása garantálja a sugárkárosodások elkerülését?

A mesterséges sugárforrások közel egy évszázados alkalmazása során olyan sugáregészségügyi és sugárvédelmi előírások kidolgozására és továbbfejlesztésére került sor, amelyek egyre biztonságosabbá tették és teszik az ionizáló sugárzás hasznosítását. E törekvéseket és előírásokat tükrözik a *sugárvédelem alapelvei*: az indokoltság, az optimalás és a dóziskorlátozás.

a) *Indokoltság*. Valamely sugárterheléssel járó eljárás bevezetésére vagy további alkalmazására csak akkor kerüljön sor, amennyiben az abból eredő haszon (egészségügyi, gazdasági stb.) nagyobb, mint az annak tulajdonítható kár (egészségi ártalom, pénzügyi-gazdasági ráfordítások együttesen). Következésképpen, az illetékes hatóságok csak olyan sugárterheléssel járó tevékenységet engedélyezhetnek, amely pozitív nettó haszonnal jár.

b) *Optimalás*. A sugárforrásokat oly módon kell tervezni, üzembe helyezni és működtetni, hogy a sugárterhelés olyan csekély legyen, amilyen csak ésszerűen elérhető az adott országra jellemző gazdasági tényezők figyelembevételével (ez az ún. „ALARA” elv).

c) *Dóziskorlátozás*. A dóziskorlátok a sugárforrások alkalmazásától származó foglalkozási és lakossági sugárterhelés azon határértékei, amelyeket nem szabad túllépni (annak érdekében, hogy a sugárveszélyes munkahelyen dolgozó személyek, illetve a népesség körében a korai és a késői sugárkárosodások biztonsággal elkerülhetők legyenek). A dóziskorlátok nem vonatkoznak a kiküszöbölhetetlen természetes eredetű, valamint az egyén érdekében végzett, orvosi eljárásokból származó, illetve a baleseti sugárterhelésre.

A sugárforrásokkal dolgozó, rendszeres orvosi és dozimetriai ellenőrzésben részesülő egészséges felnőttekre megállapított dóziskorlátok általában egy nagyságrenddel nagyobbak, mint az egész népességre javasolt

értékek, mivel az utóbbi magában foglalja a sugárzás iránt érzékenyebb magzatokat, kisgyermekeket és betegeket is. Az egyes szervek (vagy testrészek) sugárterhelésére vonatkozó dózisegyenérték-korlát általában ugyan-csak tízszer nagyobb, mint az egésztest-besugárzásra megállapított effektív dóziskorlát (hiszen egy testrész besugárzásától várható egészségkárosodás mindig lényegesen kisebb, mintha az egész szervezetet érne külső és/vagy belső sugárterhelés).

Így a hazánkban – és a világ sok országában – jelenleg érvényes foglalkozási dóziskorlát (a sugárveszélyes munkakörökben dolgozókra megállapított évi effektív dózisegyenérték-korlát) 50 mSv/év, a népesség egyedeire pedig 5 mSv/év, de több éven át tartó sugárterhelésre csak 1 mSv/év. Ez utóbbi érvényes pl. egy atomerőmű közelében élő lakosságra.

A sugárbiológiai és sugáregészségügyi ismeretek folyamatos bővülésével, az egyre tökéletesebb sugárvédelmi eljárások és műszaki megoldások alkalmazásának lehetőségével párhuzamosan a sugárveszélynek kitett dolgozók és a népesség sugárzás elleni biztonságosabb védelme érdekében az elmúlt évtizedekben egyre alacsonyabb dóziskorlátok bevezetését javasolta a Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság. Az 1991 tavaszán közzétett ajánlásban – amelynek átvételére előreláthatólag mind az Európai Közösség tagállamaiban, mind a hazai szabályozásban 1994-ben sor kerül – a foglalkozási effektív dóziskorlát értékét 100 mSv/5év-re avagy átlagosan 20 mSv/évre, a népességit pedig egységesen 1 mSv/év-re javasolják csökkenteni. A foglalkozási sugárterhelés egy évben elérheti majd ugyan az 50 mSv-t, de öt egymás utáni esztendőben nem haladhatja meg a 100 mSv-t (azaz 4 év alatt összesen csak 50 mSv dózist kaphat az a személy, akit a megelőző évben már 50 mSv effektív dózis ért a munkakörével kapcsolatosan).

5. Miért helytelen és elfogadhatatlan a „sugárfertőzés” kifejezés használata?

Bármennyire is elterjedt a fogalom használata, „sugárfertőzés” nincs, mivel nem lehetséges! „Sugárfertőzött” gyerek, felnőtt, állat vagy terület nem volt és nincs, mivel ez a fogalom nem értelmezhető.

A sugárzás nem fertőz! A sugárzás – pontosabban, az ionizáló sugárzást kibocsátó radioaktív anyagok – ugyanis nem jutnak át kórfolyamatot elindító mennyiségben az egyik személyből a másikba sem a kilégzett levegővel (vagy tüsszentéssel), sem a kiválasztott anyagokkal (verejtékkel, vizelettel, széklettel), mint a vírusok vagy a baktériumok.

Ennek ellenére sajnos, még egészségügyi dolgozók körében is hallható a helytelen „sugárfertőzés” vagy „sugárfertőzött” kifejezés a szakmailag elfogadható és értelmezhető „sugárszennyeződés és sugárszennyezettség” avagy a „sugárszennyezett” szavak helyett. Pedig a fertőzés és a sugárszennyeződés folyamatában, mechanizmusában és jellemzőiben alapvető különbségek vannak! Olyannyira lényegesek ezek az eltérések, hogy a sugárzás és a fertőzés – mint fogalmak – összevonását, összevont értelmezését sem teszik lehetővé.

A fertőzés forrásából betegség kiváltására képes élőlények (vírusok, baktériumok vagy paraziták) ürülnek s jutnak át egy befogadó szervezetbe. Eközben a kórokozó mikroorganizmusok mind a gazdaszervezetben, mind a recipiensben (a megfertőzött személyben) szaporodnak. A sugárszennyezett személyben ezzel szemben a radioaktív anyagok gyorsabban vagy lassabban, de állandó sebességgel bomlanak, mennyiségük tehát folyamatosan csökken. Fertőzés esetén az átadódó mikroorganizmus szaporodása a fertőző megbetegedések láncolatát, azaz járványt hoz létre. A radioaktív anyagok a sugárszennyezett személy szervezetében, majd a környezetbe kiürülve is, állandóan bomlanak, aktivitáskoncentrációjuk, s így sugárzásuk mértéke is olyannyira csökken, hogy ha az őket tartalmazó biológiai

váladékokkal (széklet, vizelet stb.) és a kilégzett levegővel más ember szennyeződik, ez nem okozhat egészségkárosodást.

A sugárszennyezett személyből a radioaktív anyagok biológiai úton kórfolyamatot kiváltó mértékben tehát nem juthatnak át egy másik emberbe. A gyorsan bomló radioaktív izotópok – így a csernobili reaktorbaleset utáni első hetekben oly sokat emlegetett, nyolc nap felezési idejű ^{131}I – rövid időn belül eltűnnek a szervezetből, a környezetből. A lassan bomló sugárzó anyagok többnyire igen kis koncentrációban távoznak az élőlényekből, másrészt általában hosszabb időre beépülnek és raktározódnak a szervekben és szövetekben. Így a csernobili baleset után a legnagyobb sugáregészségügyi jelentőségű, táplálékkal felvett ^{137}Cs izotóp mennyiségének a fele felnőttekből mintegy száz nap alatt, gyermekekből ennél még gyorsabban ürült ki (főleg a vizelettel, rendkívül csekély és fokozatosan csökkenő koncentrációban).

Amíg csernobili eredetű radiojódot 1986 júniusában már nem lehetett mérni a hazai lakosok pajzsmirigyében, addig a radiocézium csak 1990 nyarára ürült ki teljesen a legtöbb magyar ember szervezetéből.

Ha egy személybe valamilyen oknál fogva túl sok radioaktív anyag kerül, megfertőzni ugyan ekkor sem!, de bizonyos mértékben károsítani képes a sugárszennyezett ember a környezetében lévő társait. Például, ha egy pajzsmirigyrákos beteg terápiás céllal annyi radioaktív jódot kap, amennyi a rosszindulatú daganatos sejteiben halmozódva képes azokat elpusztítani, akkor ez a beteg „élő sugárforrásnak” tekinthető. Külső (kívülről ható) sugárterhelést okozhat a közvetlen környezetében (ugyanabban a szobában vagy kórteremben) tartózkodó személyeknek. Ennek elkerülése érdekében a radiojód-kezelésben részesített beteget elkülönítik, s a minimumra csökkentik az ellátó személyzet tartózkodási idejét a betegszobában.

Másrészt a ^{131}I -gyel végzett gyógykezelés utáni néhány napon át a beteg oly mértékben üríti a vizelettel a radioaktív jódot, hogy az a szennyvízzel közvetlenül bekerülve a felszíni vizekbe (folyóba vagy tóba), majd az ivóvízzel avagy a táplálékláncban át bejuthat az emberekbe és *elméletileg* így belső sugárterhelést idézhet elő. Ennek azonban a rendkívül nagyfokú hígulás miatt elhanyagolhatóan kicsi a valószínűsége és a gyakorlati jelentősége még akkor is, ha ^{131}I -terápiára néhány milliószor annyi radiojódot adnak be a betegnek, mint amennyi ^{131}I maximálisan mérhető volt a hazai lakosok pajzsmirigyében a csernobili atomerőmű balesete után.

Összefoglalva, a sugárfertőzés kifejezés használatának az a veszélye, hogy egy tartalmában nem létező fogalommal (2. táblázat), feleslegesen riogatja az embereket s indokolatlan fenntartásokat kelt a sugárzás orvosi és gazdasági hasznosítása ellen.

2. táblázat

A fertőzés és a sugárszennyeződés közti eltérések

	Fertőzés	Sugárszennyeződés
Okozója	mikroorganizmus	radioaktív anyag
A kóroki tényező az érintett személyben	szaporodik (majd ürül)	fogy (elbomlik és ürül)
Testnedvekkel vagy váladékkal más emberekre	átterjed	nem terjed át
Az ürítő személy a fertőzés, illetve a sugárszennyeződés forrásaként	szerepel	gyakorlatilag nem játszhat szerepet

6. Mire hasznosítják Magyarországon az ionizáló sugárforrásokat és ez mekkora sugárterheléssel jár?

6.1 Mire hasznosítják hazánkban az ionizáló sugárforrásokat?

Hazánkban több évtizede meglehetősen széles körben hasznosítják az ionizáló sugárforrásokat egészségügyi, ipari, mezőgazdasági, oktatási és kutatási célokra. (1-6. kép) Az utóbbi években átlagosan 1200 munkahelyen, mintegy 15 ezer személy alkalmaz sugárforrásokat – hermetikusan zárt tokban lévő, illetve nyitott radioaktív izotópokat (és készítményeket), avagy ionizáló sugárzás előállítására alkalmas berendezéseket (pl. röntgenkészülékeket, generátorokat vagy gyorsítókat). Mindezen dolgozók sugárterhelését 1965-től folyamatosan ellenőrzik (főleg filmdoziméterekkel) és rendszeresen (többnyire kéthavonta) értékeli az Országos „Frédéric Joliot-Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézetben (OSSKI), Budafokon.

Magyarországon – a fejlett európai országokhoz hasonlóan – az ionizáló sugárforrások elsődleges hasznosítója az *orvostudomány*. Az ún. sugárveszélyes munkahelyek kerekén 70%-a az egészségügyben található, s a személyi dozimetriai ellenőrzésben részesülő dolgozók nagyobbik fele a betegségek felismerésére vagy orvoslására alkalmazza a radioaktív izotópokat vagy egyéb sugárforrásokat. Hazánkban mintegy 2500 röntgenberendezés és közel 150 orvosi izotóplaboratórium üzemel.

Az ionizáló sugárzás orvosi alkalmazása felbecsülhetetlen értékű, és ma egyéb módszerekkel teljességgel még pótolhatatlan *diagnosztikai* információt ad a már kialakult, kezdeti stádiumban avagy még csak kialakulóban lévő kóros állapotokról. Diagnosztikai célokra hazánkban is egyre nagyobb mértékben használják a radioaktív izotópokat – s közülük főképpen a gyorsan lebomlóakat (így a generátor- és ciklotrontermékeket, mint a technécium, illetve a tallium, a gallium vagy a jód bizonyos izotópjait) –, amelyek kisebb sugárterhelést okoznak mind a vizsgált, mind a vizsgálatot végző személyekben. Ennek megfelelően ma hazánkban az esetek 70%-ában a mindössze 6 óra felezési idejű technéciumot (^{99m}Tc) tartalmazó

diagnosztikai anyagot adják be a betegbe, amely igen gyorsan lebomlik és eltűnik a szervezetből. A radioizotópokkal jelzett diagnosztikai (radioimmunoassay, RIA) készítmények megfelelő előállításai és alkalmazási módjainak kidolgozása, valamint a szervezetbeni viselkedésük és hatásaik tanulmányozása az OSSKI egyik fontos kutatási és gyakorlati feladata.

Mind a beteg, mind a társadalom szempontjából igen nagy jelentőségű az ionizáló sugárzás hasznosítása a *gyógyításban* – főképpen a rosszindulatú daganatok elpusztításában. Erre a célra mintegy száz hazai kórházban használnak röntgenbesugárzó berendezést és egy tucatnyi helyen kobalt- vagy céziumforrással működő teleterápiás készüléket, amelyekkel a daganatra – annak biztonságos elpusztítása érdekében – 50–60 Gy dózist adnak le. Ez legalább tízszeres halálos dózis lenne, ha nemcsak a rosszindulatú daganatot, de az egész testet érné. Az üreges szervek (főleg a méhnyak) rákos betegségét pedig a szervbe időlegesen felhelyezett, kis tubusban lévő gamma-sugárzó izotópokkal gyógyítják – hazánkban mintegy 40 klinika vagy kórház radiológiai osztályain.

A ma már hazánkban is minden orvosi rendelőben és kórházban megtalálható egyszer használatos eszközök – fecskendők, injekciós tűk, katéterek, szondák stb. – és műtéti felszerelések gyári *sterilizése*kor is nélkülözhetetlen az ionizáló sugárzás (erre a célra hasznosítják a Medicor Debreceni Gyáregysége kobaltsugárforrását).

Az égési sérültek ellátásában ma igen jó eredményekkel használható az égett személyek bőrfelületének pótlására az a sertésbőr, amelyet – az egyszer használatos eszközökhöz hasonlóan az OSSKI-ban kidolgozott eljárás szerint – ionizáló sugárzással sterilizálnak.

Hazánkban az ionizáló sugárzás *ipari* és egyéb munkahelyeken való hasznosításának is nagy a nemzetgazdasági jelentősége. Az e területeken foglalkoztatott ún. „sugaras” (azaz személyi dozimetriai ellenőrzés alatt álló) dolgozók fele a hazai elektromosenergia-termelés felét adó Paksi Atomerőmű Részvénytársaság (a továbbiakban: PART) alkalmazottja. Az utóbbiak közel egyharmadának – mintegy ezer főnek –, akik az átlagosnál nagyobb sugárveszélyességű munkákat is végeznek, nem kéthavonta (mint a többi dolgozó esetében), hanem havonta ellenőrzik és értékelik a sugárterhelését.

Az iparban a legtöbb munkahelyen radiográfiai célokra (pl. hegesztési varratok és öntvények minőségének ellenőrzésére – a leggyakrabban csővezetékek összehegesztésekor), valamint finomszerkezeti és minőségvizsgálatokra, így pl. fóliák rétegvastagságának mérésekor, szintjelzésre vas-

tagság-, nedvesség-, sűrűség- vagy tömegméréskor, avagy karotázsvizsgálatra az olaj- és földgázmezők felderítésekor országszerte kb. 1500 zárt sugárforrást hasznosítanak.

A *mezőgazdaságban* pedig az élelmiszerek besugárzás útján való tartósítására használnak sugárforrásokat (főképpen az Agrostér fővárosi kobaltbesugárzójában).

Magyarországon csaknem száz *kutató- és felsőoktatási intézményben* hasznosítanak sugárforrásokat. A Központi Fizikai Kutató Intézetben két nukleáris reaktor üzemel kutatási, izotóptermelési és kísérleti besugárzási célokra. A Budapesti Műszaki Egyetemen egy reaktor szolgálja az oktatást.

Az ionizáló sugárforrások fentiekben leírt alkalmazása engedélyhez kötött, mely engedélyt – a szigorú sugárvédelmi előírások maradéktalan betartása esetén – az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat (ÁNTSZ) területileg illetékes intézetei adják meg a felhasználóknak.

Az említettektől eltérően bizonyos, sugárforrásokat tartalmazó fogyasztási cikkek külön engedély nélkül használhatók: ilyenek pl. a fűtő- és világító szálapú órák, kijelzők, műszerek és villanykapcsolók, amelyekben a radioaktív anyagok koncentrációja nem éri el a 100 kBq/kg, illetve természetes radioaktív anyagok esetében az 500 kBq/kg értéket (az ezekről származó egyéni sugárterhelés elhanyagolhatóan csekély).

6.2 Mekkora foglalkozási és népességi sugárterhelést okoz a sugárforrások hazai alkalmazása? Ez mennyire veszélyes?

Kétségtelen, hogy a sugárforrásokkal dolgozó személyek a foglalkozásuk révén, továbbá a sugárhatásnak kitett lakosok ugyancsak kapnak valamennyi – az esetek túlnyomó többségében a természetes eredetűnél jóval kisebb – sugárterhelést. A 4. ábrán bemutattuk, hogy a Föld népességének évenkénti átlagos sugárterheléséből az orvosi és ipari célú besugárzásoktól együttesen kevesebb mint 20%-nyi ered. Ennek 97%-át az orvosdiagnosztikai vizsgálatok okozzák (6. ábra). Az ionizáló sugárzás összes többi alkalmazási módja a teljes népesség évenkénti sugárterheléséből 1% alatti arányban részesedik. Az OSSKI-ban végzett mérések és számítások szerint ezek az adatok közelítőleg hazánk lakosságára is érvényesek.

S bár nálunk a természetes eredetű sugárterhelés középértéke a 2,4 mSv/év világtátlagot kb. 20%-kal meghaladja, mivel többet tartózkodunk épületben, s ezáltal a radonnak tulajdonítható (természetes eredetű) sugárdózisunk nagyobb a Föld népességére számított átlagértéknél, az orvosi célú besugárzásokból származó sugárterhelésünk részaránya az egy főre jutó teljes éves dóziséból feltehetően mégsem kisebb a világtátlagként megadott 20%-nál. Hazánkban ugyanis még mindig igen nagy az aránya a sokszor elavult röntgenkészülékekkel megismételtetett, illetve a feltétlenül szükségesnél hosszabb besugárzási idő alatt elvégzett diagnosztikai vizsgálatoknak és beavatkozásoknak. (A lakosság orvosi besugárzások okozta sugárterhelésének pontos felmérésére jelenleg folynak széles körű vizsgálatok az OSSKI-ban.)

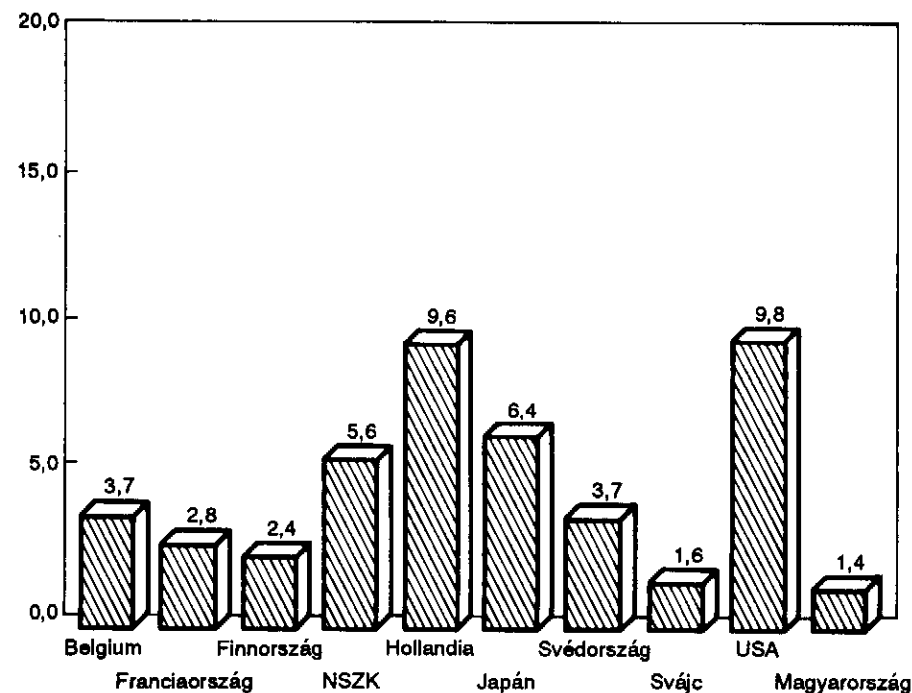
Természetes sugárterhelésünkkel (3 mSv/év) való összehasonlítás kedvéért közöljük a lengyel lakosság diagnosztikai röntgenvizsgálatoktól származó 1987. évi sugárterhelésének adatait, miután a röntgenberendezéseik színvonala a mieinkhez közel áll. Eszerint egy fogröntgen 0,02, egy mellkasfelvétel 0,06, egy mellkasátvilágítás 0,22, egy gyomor- és bélröntgen 4,2, egy urográfias vizsgálat pedig 17,8 mSv sugárterhelést jelent az egész testre.

A 4. fejezetben azt tárgyaltuk, hogy a sugárforrásokkal dolgozó személyek indokolt körülmények kapcsán szerzett foglalkozási sugárterhelésnek dóziskorlátja hazánkban, az érvényes (7/1988. sz.) egészségügyi rendelet értelmében, 50 mSv/év. A foglalkozási dóziskorlátot meghaladó személyi dózis 1990-ben és 1991-ben nem fordult elő, a korábbi évtizedekben pedig 15 ezer dolgozó körében évente legfeljebb 1-2 ilyen esetet észlelt az OSSKI-ban működő Országos Film dozimetriai Szolgálat. A hazai foglalkozási sugárterhelés rendkívül csekély mértékét tükrözi, hogy a teljes ellenőrzött személyzetre (az összes sugaras dolgozóra) 1978-1990 között megállapított egyéni évi dózisok középértéke mindössze 0,35 mSv, 1991-ben pedig 0,46 mSv volt, azaz nem érte el a foglalkozási dóziskorlát 1%-át, avagy alig haladta meg a természetes eredetű sugárterhelés magyarországi átlagértékének a 10-15%-át! Ez utóbbi adat összevethető a természetes forrásoktól származó sugárterhelés hazai átlagértékének területi és/vagy időbeni ingadozásával, s veszélyesnek egyáltalán nem minősíthető.

6.3 Mennyiben tér el a sugárterhelés az országos átlagtól a Paksi Atomerőműben és Paks környékén?

A Paksi Atomerőmű Rt. sugárveszélyes munkahelyein dolgozó teljes személyzet (kb. 3500 fő) körében az egyén évi sugárterhelésének középértéke 1984-1990 között 0,65, míg 1991-ben 1,17 mSv volt, azaz az előbb idézett, az összes foglalkozási sugárterhelésnek kitett hazai dolgozóra vonatkozó értéket mintegy kétszeresen meghaladta. De még így sem érte el a természetes sugárterhelés évenkénti átlagértékének egynegyedét, illetve kétötödét! Mint bárhol a világon, a reaktorblokkok öregedésével párhuzamosan

személy Sv/GW év



7. ábra. Nyomottvízes atomerőművek egységnyi villamosenergia-termelésre eső kollektív dózisa különböző országokban

(ha kismértékben is, de) folyamatosan növekszik a PART sugárveszélyes munkakörökben foglalkoztatott dolgozóinak az átlagos sugárterhelése.

A PART dolgozóinak sugárvédelmi helyzete korántsem mondható kedvezőtlennek. A szigorú sugárvédelmi és sugáregészségügyi előírások megfelelő betartását és annak következetes, minden részletre kiterjedő üzemi és hatósági ellenőrzését tükrözi, hogy a Paksi Atomerőmű *sugaras dolgozóinak* az egységnyi villamosenergia-termelésre eső kollektív dózisa a legkisebb a hasonló típusú, de jóval öregebb külföldi atomerőművekben foglalkoztatott személyek csoportjaihoz képest. Így pl. az USA-ban vagy Hollandiában hétszer, Japánban ötször, az NSZK-ban pedig négyszer akkora az atomerőművekben dolgozók azonos mennyiségű elektromos áram megtermelésére számított kollektív dózisa, mint Magyarországon (7. ábra).

A Paksi Atomerőmű körüli 30 km sugarú körzetben élő népesség PART-tól származó sugárterhelése elenyészően csekély mértékét pedig talán az jellemzi a legszembetűnőbben, ha összehasonlítjuk azt az egy évre jutó természetes sugárterheléssel. Az OSSKI-ban végzett ellenőrző méréseink, számításaink és értékelésünk szerint a fenti lakosság évenkénti többletsugárterhelése nem lépte túl a természetes sugárdózis éves átlagának tízezer részét, azaz 2 órára jutó hányadát!

Különösebb kockázatbecslés nélkül is felelősen állítható, ez utóbbi „többletsugárzás” olyan csekély, hogy semmilyen egészségkárosodást sem okozhat.

7. Hogyan mérhető és értékelhető a hazai népesség környezeti sugárterhelése?

7.1 Kik foglalkoznak a környezeti sugárzás és radioaktivitás ellenőrzésével hazánkban?

Magyarországon 1950-től végeznek környezeti sugárzás- és radioaktivitás-méréseket. Jelenleg az egész országban – s kiemelten a Paksi Atomerőmű 30 km sugarú körzetében – folynak sorozatos mérések a környezeti sugárzás intenzitásának (dózteljesítményének) meghatározására, szabadban és épületekben, valamint a (természetes és mesterséges eredetű) radioaktív anyagok koncentrációjának nyomon követésére a levegőben, a talajban, az építőanyagokban, a vízi környezetben, növényi és állati min-tákban, az élelmiszerekben és az emberi szervezetben.

E tevékenységben részt vesz a Népjeléti Minisztérium (NM), a Földművelésügyi Minisztérium (FM), valamint a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium (KTM) mint hatóság, továbbá az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) szakintézményei és országos hálózatai:

Így az NM részéről – az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat keretében – az Országos „Frédéric Joliot-Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet (OSSKI) és 7 sugáregészségügyi decanturum (Budapest, Debrecen, Győr, Miskolc, Pécs, Szeged és Szekszárd) munkatársai az országban 123 helyen, s az ellenőrzési szempontból kiemelt paksi körzetben további 55 helyen követik nyomon a környezeti sugárzás szintjének változását a szabadban és az épületekben, továbbá évente – az egész ország területéről begyűjtött – mintegy 8000–9000 környezeti és emberi minta radioaktivitását ellenőrzik, és értékelik a népesség környezeti sugárterhelése mértékét.

Az OMSZ 24 állomásán folyamatosan mérik a környezeti sugárzás dózteljesítményét, s az eredményt naponta telexen közlik az OMSZ központjával.

A KTM részéről a Környezetgazdálkodási Intézet és a vízügyi igazgatóságok ellenőrzik a radioaktív kibocsátásokat a felszíni vizekben.

Az FM Állategészségügyi és Élelmiszerellenőrző Szolgálat ország-szer-
te 30 laboratóriumban követi nyomon az élelmiszerekben a sugárzó anya-
gok koncentrációját.

A Magyar Tudományos Akadémia Központi Fizikai Kutató Intézetének
Sugárvédelmi Főosztálya évtizedek óta részt vesz a telepített és mozgó
(gépkocsira szerelt) sugázmérő és -értékelő rendszerek kialakításában
és továbbfejlesztésében, továbbá a KFKI területén környezeti sugárellen-
őrző méréseket végeznek.

7.2 Hogyan működik a Paksi Atomerőmű környezet-ellenőrző rendszere?

A Paksi Atomerőmű környezeti sugáregészségügyi hatásainak megítélésé-
re hozták létre és üzemeltetik az Üzemi, illetve a Hatósági Környezeti Su-
gárvédelmi Ellenőrző Rendszereket (ÜKSER, illetve HAKSER). A méré-
sek kiterjednek mindazokra a módokra, amelyeken az atomerőműből ki-
kerülő radioaktív anyagok külső vagy belső sugárterhelést okozhatnak a
környék lakosságának.

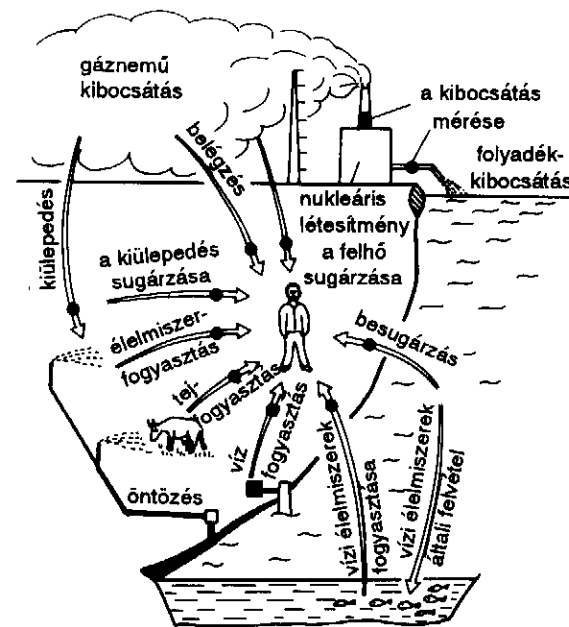
Amint a 8. ábra mutatja, rendszeresen mérni kell:

- az atomerőműből távozó légnemű és folyékony radioaktív anyagok
mennyiségét és koncentrációját;
- a talaj feletti sugárzási szintet (ez növekedhet a radioaktív anyagok fo-
kozott kiülepedése esetén);
- a sugárzó anyagok koncentrációját különböző környezeti mintákban.

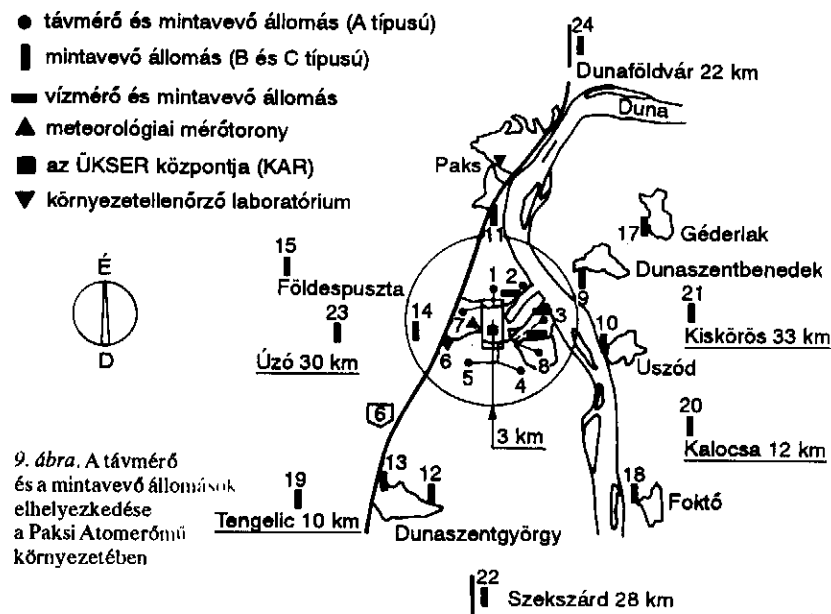
Ezenkívül folyamatosan regisztrálni kell a meteorológiai adatokat
(amelyek befolyásolják a légtérbe kibocsátott radioaktív anyagok kon-
centrációját és hígulásuk mértékét egy bizonyos területen).

A Paksi Atomerőműben a sugárzó anyagok kibocsátási helyein: a 100 m
magas *szellőzőkéményekben* és az elfolyó *hűtővízben* állandóan üzemelő
táv-mérő detektorokkal méri a távozó közeg radioaktivitását. E két hely-
ről, valamint a *szennyvízcsatornából* rendszeresen mintákat is vesznek
részletes laboratóriumi vizsgálatra.

Ha radioaktív anyagok jelennek meg a környezetben, a talajfelszín kö-
zelében, arról az atomerőmű körül kb. 1,5 km távolságra telepített 8 táv-
mérő állomás nyújt információt (9. ábra).



8. ábra. Az atomerőműből
kibocsátott radioaktív
anyagok útja az emberig



9. ábra. A távmérő
és a mintavevő állomások
elhelyezkedése
a Paksi Atomerőmű
környezetében

A távmérő detektorok a mérési jeleiket (automatikusan, éjjel és nappal) óránként, üzemzavar esetén pedig 10 percenként az erőmű egyik vezérlőjében lévő központi adatgyűjtő rendszerbe juttatják.

A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ) szakértői szemléi során többször megállapították, hogy a PART korszerű kiépítésű és nagy teljesítményű távmérő hálózata megbízhatóan működik és a fejlett nyugati országok atomerőműveiben lévőkkal összehasonlítva megállja a helyét.

A Paksi Atomerőmű 30 km sugarú körzetében 22 telepített (és kerítés-sel elkerített) állomásról rendszeresen gyűjtenek különböző környezeti mintákat (levegő, talaj, fű stb.). Ezeket a mintákat a fenti körzet egyéb helyeiről származó víz- (felszíni, talaj- és ivóvíz), iszap-, hal-, növény-, tejstb. mintákkal egészítik ki, majd a paksi lakótelepen létesített Környezet-ellenőrző Laboratóriumban – amely az ÜKSER része – határozzák meg bennük a radioaktív anyagok koncentrációját.

A HAKSER keretében az említett hatóságok szakintézteinek és hálózatainak mérési adatait az egységes kiértékelés és a lakosság környezeti sugárterhelésének minél körültekintőbb és pontosabb becslése céljából az OSSKI-ban összesítik és rendszeresen feldolgozzák. A környezeti sugár-egészségügyi–sugárvédelmi vizsgálatok fontosságát és volumenét tükrözi, hogy a HAKSER évente 4-5000, az ÜKSER pedig mintegy 20 000 környezeti mérést végez és értékel.

Népegészségügyi szempontból számunkra az a fontos, hogy a Paksi Atomerőmű az üzembe helyezés óta (több mint tíz éve) még egyszer sem bocsátott ki a levegőbe vagy a vizekbe a hatósági határértéket elérő mennyiségben radioaktív anyagokat. A Paksi Atomerőműtől 3-5 km-re élő népesség atomerőmű eredetű sugárterhelésének jelenlegi hatósági dóziskorlátja $400 \mu\text{Sv}/\text{év}$. Ezzel szemben a tényleges radioaktív kibocsátások alapján (a HAKSER által) becsült dózis mindössze $0,3 \mu\text{Sv}/\text{év}$, ami a természetes eredetű sugárterhelésünknek csupán a tizeded része! Ennyi többletsugárzásnak egészségkárosító hatása nincs, sőt a mai sugárbiológiai és sugáregészségügyi ismeretek alapján az el sem képzelhető.

7.3 Milyen mértékű a hazai lakosság természetes környezeti sugárterhelése?

Amint a 3. kérdéscsoportban már ismertettük, az emberiséget folyamatosan éri környezeti sugárzás. Ez csaknem egészében – mintegy 99%-ban – természetes forrásokból (az űrből és a földkéregből) származik. A mesterséges eredetű környezeti sugárzás a népesség környezeti sugárterhelésének csupán 1%-a.

Világátlagban a természetes eredetű környezeti sugárterhelés kétharmadát kapjuk a talajban és az építőanyagokban mindig jelen lévő természetes radioaktív anyagokból felszabaduló radon- és torongázok és ezek rövid felezési idejű alfa-sugárzó szilárd bomlástermékei belégzéséből, valamint a szervezetünkbe a környezetből főképpen táplálékkal felvett és beépült radionuklidoktól (belső sugárterhelés), egyharmada pedig olyan földkérgi és kozmikus eredetű sugárzás, amely kívülről éri a testünket (külső sugárterhelés) (vö. 4. ábra).

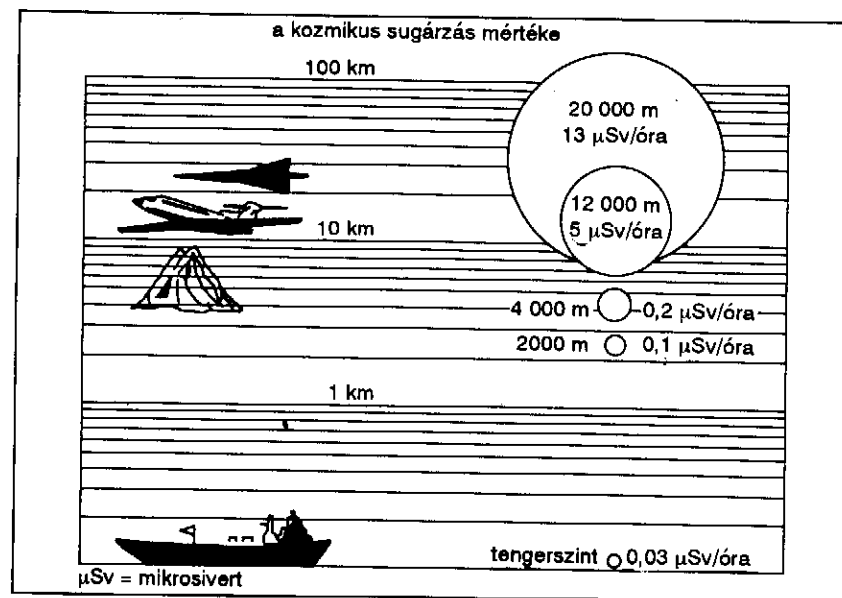
Hazánkban a természetes eredetű környezeti sugárterhelés összetevői és fontossági sorrendje nem különbözik a világátlagtól, de a mértéke attól valamelyest eltér. Ez a különbség kb. 25%-os többlet-sugárterhelést jelent, ami alapvetően a hazai lakásokban mért nagyobb radonkoncentrációnak köszönhető az alábbi mérési adatok szerint:

Az OSSKI és az ATOMKI (Magyar Tudományos Akadémia Atommagkutató Intézete, Debrecen) közös vizsgálatai során a hazai épületek levegőjének radonkoncentrációja igen széles tartományban, $20\text{--}220 \text{ Bq}/\text{m}^3$ között ingadozott. Az átlagérték $55 \text{ Bq}/\text{m}^3$ -nek adódott, míg hazánkban a radon szabadban mért átlagos koncentrációja $5 \text{ Bq}/\text{m}^3$ (l. 3.2 pont). Annak ismeretében, hogy a magyar ember az egész esztendő átlagában a nap 80%-át tölti épületben, s a belégtet levegő a fenti radonkoncentráció mellett mindig tartalmaz valamennyi toront és annak leányelemeit is, ez a hazai népességnek évente átlagosan $2,0 \text{ mSv}$ sugárterhelést okoz. Annál nagyobb a radonnak, a toronnak és bomlástermékeiknek köszönhető sugárdózis, minél többet tartózkodik valaki épületben (s azon belül földszinti vagy netán alagsori helyiségben) az életvitelével, munkájával vagy egészségi állapotával összefüggően, s minél kisebb e helyiségben a légcseremértéke.

A Központi Fizikai Kutató Intézet Sugárvédelmi Főosztályán már három, az OSSKI-ban, az ATOMKI-ban és a PART Sugárvédelmi Osztályán

pedig kb. egy évtizede működik egészszteszámláló berendezés az emberi szervezetben lévő radioaktív anyagok mennyiségének meghatározására. Amíg a környezetből felvett mesterséges eredetű radionuklidok csak a katonai célú légköri atomfegyver-kísérletek után (a hatvanas években), illetve a csernobili reaktorbalesetét követően 1986–88-ban voltak mérhetőek a hazai lakosokban, addig a természetes eredetű (táplálékkal felvett) radioaktív kálium (^{40}K) mindig meghatározható az emberi szervezetben. Ennek mennyisége a testtömeggel arányosan nő. A felnőtt férfiakban átlagosan $5,5 \text{ kBq } ^{40}\text{K}$ található, amely $0,18 \text{ mSv/év}$ sugárterhelést okoz. Ha figyelembe vesszük a testünkbe beépült egyéb földkérgi eredetű természetes radionuklidokat is, akkor ezektől kerekítve $0,2 \text{ mSv/év}$ sugárterhelést kapunk (vö. 1. táblázat).

A földkérgi sugárzás dózisteljesítményének országos átlaga (az OSSKI Környezeti Dozimetriai Osztályán végzett mérések szerint) 1983–85-ben, majd 1989–91-ben szabad területen 55 nGy/h , épületben pedig 80 nGy/h



10. ábra. A kozmikus sugárzás intenzitásának változása a tengerszint feletti magasságtól függően

volt. (A csernobili reaktorbaleset miatti 1986–88. évi növekményről később lesz szó, mivel az már a mesterséges eredetű környezeti sugárterhelés tárgykörébe tartozik.) A földkérgi eredetű természetes sugárzástól – a nap 20%-át a szabadban, 80%-át pedig épületben töltve – kerekítve $0,5 \text{ mSv/év}$ külső sugárdózist kapunk.

A kozmikus sugárzás intenzitása a Föld felszínén a tengerszint feletti magasság növekedésével gyorsan emelkedik (10. ábra). Hazánk területén a kozmikus sugárzás dózisteljesítményének közéértéke (a Balaton közepe felett mérve a földkérgi sugárzás kiküszöbölése céljából) 32 nGy/h , amelytől átlagosan $0,3 \text{ mSv/év}$ külső sugárterhelést kapunk. A kozmikus sugárzás hatására keletkező radionuklidok belégzéséből eredő belső sugárterhelés elhanyagolhatóan kicsiny, hazánkban sem tér el a 4. ábrán bemutatott világlátlagtól ($0,015 \text{ mSv/év}$).

A fenti komponensek összege adja a hazai lakosság természetes eredetű környezeti sugárterhelésének 3 mSv/év átlagértékét. S jóllehet, ennek legnagyobb hányada – mintegy 70%-a – a radon belégzésének köszönhető, ez utóbbi egészségkárosító hatásának túlbecsülésére manapság egyre többen hajlamosak. Mindamelllett, a legújabb angliai felmérés szerint dohányzás miatt ott kereken 16-szor többen halnak meg évente tüdőrákban, mint a radon és leányelemei okozta sugárterheléstől.

S bár Magyarországon az átlagos természetes sugárterhelés 25%-kal nagyobb a $2,4 \text{ mSv/év}$ világlátlagnál, emiatt aggodalomra egyáltalán nincs ok, hiszen amint már utaltunk rá az 1.3 kérdésnél, ismeretesek a Földön olyan területek, ahol a népesség nemzedékek óta az átlagosnál 10–20-szor nagyobb sugárzási térben él bármilyen kimutatható egészségkárosodás nélkül.

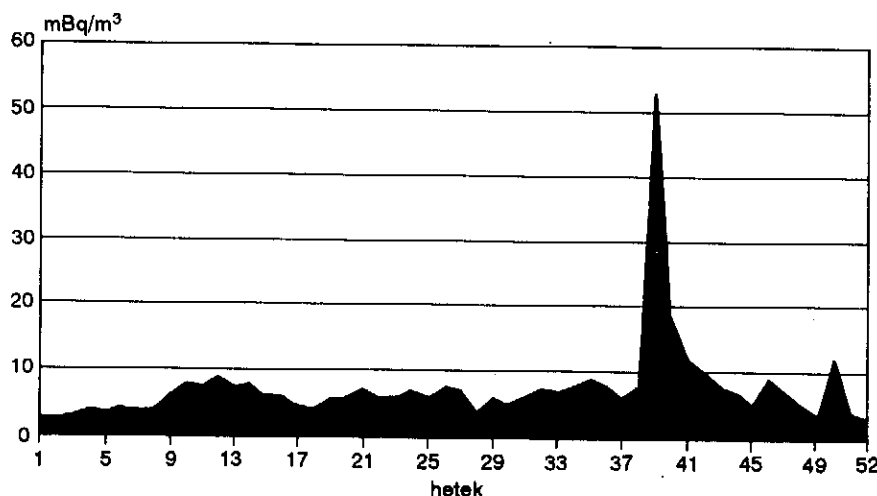
7.4 Miből származnak és mekkora jelentőségűek a hazai népeiséget érő mesterséges eredetű környezeti sugárhatások?

Mesterséges eredetű környezeti sugárhatások, azaz ember alkotta forrásokból kijutó radioaktív anyagok hatásai, csak a XX. századtól érik az emberiséget. Ezen utóbbi források között a Föld egész népessége szempontjából a katonai célú légköri atomfegyver-kísérleteknek volt a legnagyobb sugáregészségügyi jelentősége. A legtöbb légköri atomrobbantást 1952 és 1963 között végezték, 1980-tól az „atomcsend”-egyezményhez nem csat-

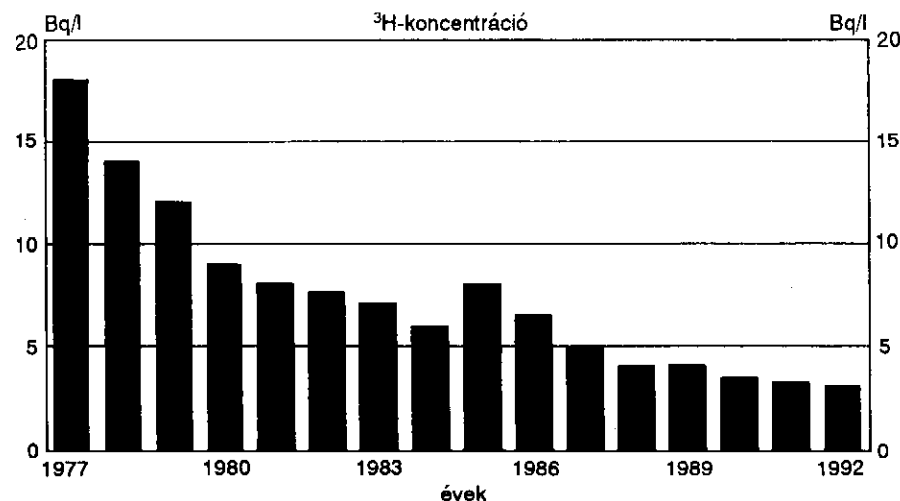
lakozó kínaiak és franciák is leálltak (a környezetvédő mozgalmak nyomására) a légköri kísérleti nukleáris robbantásokkal.

Az OSSKI Környezeti Sugáregészségügyi Osztálya, valamint a területi sugáregészségügyi laboratóriumok munkatársai naponta mérik a 24 óránként rendszeresen begyűjtött aeroszolminták összes béta-aktivitását. A hetvenes évek közepétől ennek átlagértéke $3-8 \text{ mBq/m}^3$ között változott. Ezen aktivitáskoncentráció túlnyomó többsége természetes eredetű, ebből a hatvanas évek eleji légköri atomrobbantásokból visszamaradt radioaktív anyagok részesedése elhanyagolhatóan kicsiny. Ugyanakkor, az aktuális légköri atomfegyver-kísérletek hatása jól kimutatható: így például 1977 októberében a Csendes-óceán felett végrehajtott kísérleti francia atomrobbantás után két héttel az OSSKI udvarán, Budafokon begyűjtött aeroszolminta összes béta-aktivitáskoncentrációja az átlagérték mintegy 20-szorosára növekedett (11. ábra).

A felszíni vizeinkben mérhető trícium (^3H) kisebb részben a kozmikus sugárzás hatására jött létre, jelentős hányada pedig a kísérleti atomrobbantások következtében került a környezetbe. Az OSSKI mérései szerint a ^3H koncentrációja a Duna, a Sió-csatorna és a Szelidi-tó vizében folyamatosan csökken (1980-ig kb. 3 évente a felére, azóta egyre lassabban).



11. ábra. Budafoki aeroszolminták összes-béta aktivitása 1977-ben



12. ábra. A Duna-víz ^3H -koncentrációjának változása 1977-92 között

Az 1986. évi csernobili reaktorbaleset e téren változást nem okozott (12. ábra).

Az atomfegyver-kísérletek következtében a környezetünkbe került radioaktív anyagok közül a hosszú felezési idejű céziumnak, (^{137}Cs) és stronciumnak (^{90}Sr) van a legnagyobb sugáregészségügyi jelentősége.

A ^{137}Cs (a kálium biológiai analógjaként) a lágy szövetekben többnyire egyenletesen oszlik el, s ha nagy mennyiségben jut be a szervezetünkbe (táplálékkal, ivóvízzel vagy levegővel), elsősorban a meglehetősen sugárérzékeny sejtekből álló nyirokszerveket és ivarszerveket károsíthatja.

A ^{90}Sr – ugyanúgy viselkedik az élőlényekben, mint a kalcium – a csontszövetben dúsul, s ennél fogva főképpen a vérképzés legfőbb szervét, a vörös csontvelőt érheti káros sugárhatás. A csontszövet ^{90}Sr -koncentrációját általában a kalciumtartalomra vonatkoztatva adják meg.

Hazánkban a Központi Fizikai Kutató Intézetben a hatvanas évek közepétől mérték rendszeresen, egészségteszt-számláló berendezéssel fővárosi lakosokban az atomfegyver-kísérletek kapcsán a környezetbe, majd onnan az emberi szervezetbe került 30 év felezési idejű radionuklid, a ^{137}Cs mennyiségét. Az idő tájt átlagosan $10-12 \text{ Bq/kg}$ koncentrációkat mértek, majd a radioaktív cézium viszonylag gyorsan ürült az emberi szervezetből s a

70-es évek elejére már 1-2 Bq/kg szintre csökkent. A cézium tényleges kiürülési ideje az emberből ugyanis lényegesen gyorsabb a fenti fizikai felezési időnél – az élénk anyagcseréjű csecsemőknél mindössze 20 nap, a felnőtteknél pedig mintegy 120 nap az effektív felezési idő (amely alatt a szervezetben lévő radioaktív cézium fele kiürül).

Az eddig végrehajtott atomfegyver-kísérletekből az északi mérsékelt övezetben élő – így a magyarországi – lakosok átlagban összesen 4,5 mSv sugárdózist kaptak, amelynek 3/4 része a táplálékkal és ivóvízzel lenyelt radionuklidoktól (belső sugárzásból), egynegyede pedig az atomrobbantások földfelszínre lerakódott hulladékától (radioaktív portól) eredő külső sugárzásból származott.

Mérések alapján végzett számítások szerint környezetünk legintenzívebb nukleáris szennyeződése évében, 1963-ban sem haladta meg az atomrobbantásoknak tulajdonítható sugárterhelésünk a természetes eredetű éves sugárdózisunk 5%-át! 1963-ban az atomfegyver-kísérletek a lakosság átlagos évi környezeti sugárterhelését 0,14 mSv effektív dózisegyenértékkel növelték. Ez az érték a nyolcvanas évek elejére világszerte 0,02 mSv/év alá csökkent.

A légköri atomfegyver-kísérletek során évtizedekkel korábban a környezetünkbe került radioaktív anyagoktól az utóbbi tíz esztendőben legfeljebb 0,01 mSv/év sugárterhelést kaptunk. Vagyis a légköri atomrobbantások következtében a talajfelszínre leülepedett radioaktív anyagok oly csekély hányada jutott be táplálékkal a szervezetünkbe, hogy ez mindössze 0,3%-kal növelte meg az évenkénti természetes eredetű sugárdózisunkat. Ez sokkal kevesebb annál, mint amennyi valamilyen egészségkárosító hatást egyáltalán kiválthatna.

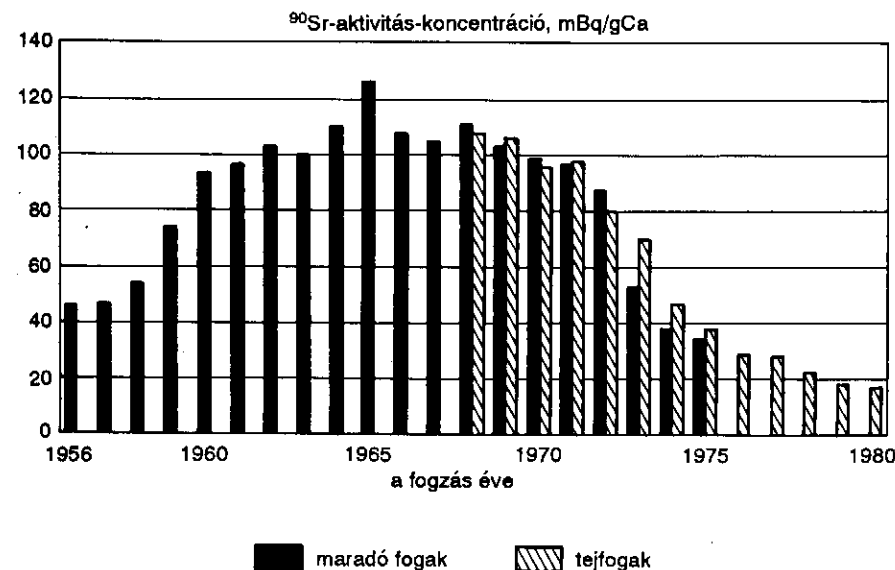
7.5 Mérhetők-e ez idő tájt a katonai célú kísérleti atomrobbantásokból származó radioaktív anyagok a hazai lakosokban vagy az emberi szövetmintákban?

A szervezetünkben lévő gamma-sugárzó radioaktív izotópok egésztest-számlálóval mérhetők. Az atomrobbantásokból származó ^{137}Cs azonban a hetvenes évek közepére már kiürült az emberek szervezetéből, s azóta *nem mérhető*. 1975–86 között – azon egy-két esettől eltekintve, amikor munka-

helyi belső sugárszennyeződés (gondatlanság miatti, kisfokú radioizotóp-felvétel) fordult elő – a fenti módszerrel hazai lakosokban csak természetes radioaktív anyagok, főleg ^{40}K volt kimutatható. (1986 májusában, a csernobili reaktorbaleset következtében a mesterséges radioizotópok mennyisége ismét mérhető lett a magyar emberekben, de erről majd a következő pontban lesz szó.)

Az atomfegyver-kísérletekből származó másik sugáregészségügyi jelentőségű, 29 év fizikai felezési idejű, tisztán β -sugárzó radioizotóp, a ^{90}Sr in vivo módszerrel nem mérhető, mivel a bomlása során keletkező béta-részecskék már a lerakódási helyen, a csontszövetben elnyelődnek.

A hatvanas évek közepén végzett kisszámú emberi csontmintaméréstől eltekintve, rendszeres vizsgálatok a hazai lakosság ^{90}Sr -tól származó sugárterhelésének értékelésére és nyomon követésére nem folytak. Ezért kezdtük el az Országos „Frédéric Joliot-Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézetben 1977-től összegyűjteni a *fővárosi fogászaton kihúzott fogakat*. A munka azóta folyamatosan tart, eddig több mint 12 ezer maradó és tejfogat dolgoztunk fel. Ezekben ma is mérhető az



13. ábra. Emberi fogak ^{90}Sr -tartalmának változása 1956–80 között

atomrobbantásokból származó s tápláléklánc útján évekkal korábban felvett ^{90}Sr . A fogakat a fogzás éve, azaz a fogfejlődés legintenzívebb időszaka szerint csoportosítjuk. Így lehetőségünk nyílt a retrospektív elemzésre évtizedekre visszamenőleg is.

Mérési eredményeink azt mutatják, hogy az atomrobbantásokat megelőzően kifejlődött emberi fogakban ^{90}Sr nem mutatható ki. Az ötvenes évek közepétől a fogak ^{90}Sr -aktivitás-koncentrációja gyorsan emelkedett, s 1965-ben érte el a maximumot. Majd a környezet globális (kumulatív) ^{90}Sr -szennyezettsége változásának megfelelően a hetvenes évek közepéig gyorsabban, azóta pedig lassan csökken (13. ábra).

Az 1965-ben kifejlődött emberi fogak ^{90}Sr -tartalma alapján a vöröscsontvelő-dózist 0,05 mGy/év-nek becsültük, 1980-ra ez utóbbi érték 0,01 mGy/év alá csökkent. E sugárdózisok mintegy két nagyságrenddel kisebbek a természetes eredetű sugárterhelésünk (Magyarországon belüli) területi és időbeni ingadozásánál, ennél fogva ezektől bárkinél is kimutatható egészségkárosodás nem léphet fel és nem is várható.

7.6 Mekkora vélt, illetve tényleges veszélyt jelentenek az atomerőművek a népesség környezeti sugárterhelésében?

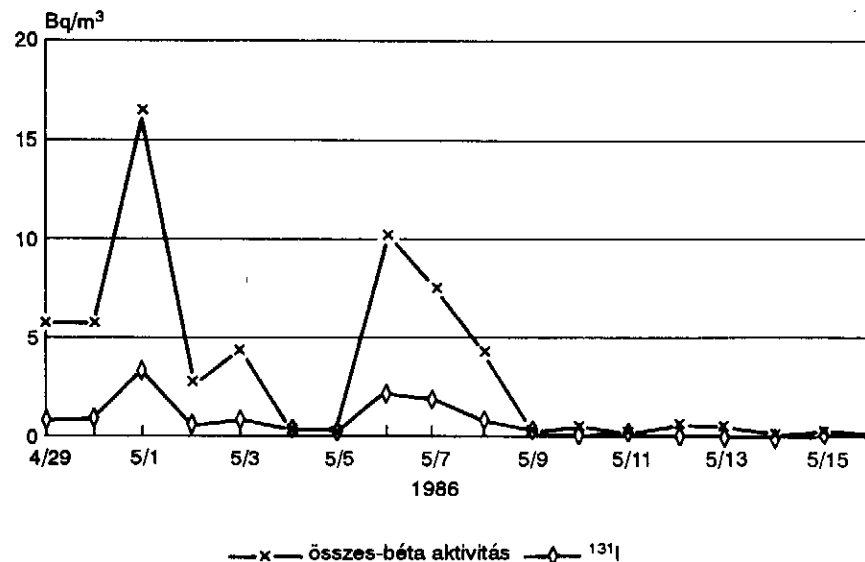
A mesterséges eredetű környezeti sugárterhelésünk másik fő forrásának a nukleárisenergia-termelést tartják. Kétségtelen azonban, hogy a lakosság világszerte sokezerszer veszélyesebbnek véli az atomerőműveket, mint amilyen mértékben azok ténylegesen hozzájárulnak a népesség sugárterheléséhez. Pedig a környezet különböző komponenseiben (a levegőben, a vizekben, a talajban és a növényekben), az élelmiszerekben és az emberi szervezetben elvégzett radioaktivitás-mérések eredményei cáfolják a fenti hiedelmet, amely feltehetően arra – az ötvenes években belénk plántált – téves nézetre vezethető vissza, hogy az „atom” csak pusztító és ártalmas lehet.

Bármennyire is bízhatatlan, a nukleáris ipartól származó, a Föld egy lakosára jutó sugárterhelés 1988-ban mindössze 0,0002 mSv volt! Az emberi sugárterhelés atomerőművektől származó sugárterhelése 1988-ban 50-szer volt kisebb, mint az atomfegyver-kísérleteknek, illetve 12 000-szer (!), mint a természetes forrásoknak tulajdonítható az évi sugárdózisa.

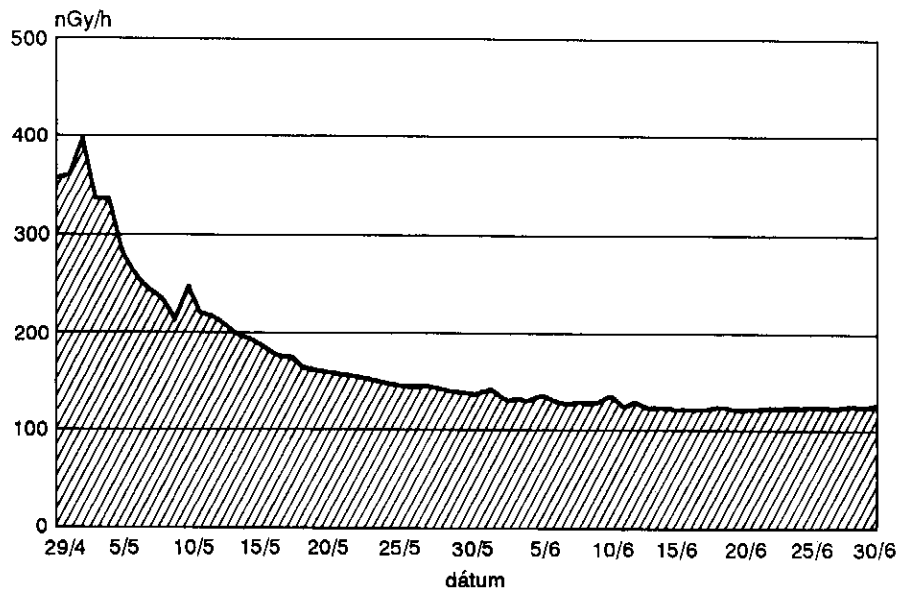
Amint az 1988-as évszám jelzi, a fenti átlagértékben a csernobili reaktorbalesetből származó környezeti sugárterhelés egy főre jutó átlaga is bele van számítva. Természetesen, a Csernobiltól csak pár száz km-re lakó emberek sugárdózisa, s különösen néhány évvel korábban, a fenti átlagérték sokszorosa volt.

7.7 Milyen mérések alapján s hogyan értékelhető a csernobili reaktorbaleset magyarországi hatása?

A levegőből 1986. április 30-án Budafokon kiszűrt aeroszol összes β -aktivitása a korábbi átlagérték (3 mBq/m^3) közel kétezerszeresére, május 1-jén pedig az ötezerszeresére emelkedett. Ezt főleg gyorsan elbomló, számottevő sugárterhelés kiváltására nem képes radioaktív anyagok okozták, köztük a jódt 131 és 132 tömegszámú izotópjai.



14. ábra. Budafoki aeroszolminták összes béta- és ^{131}I -aktivitás-koncentrációja 1986. április 29. és május 16. között

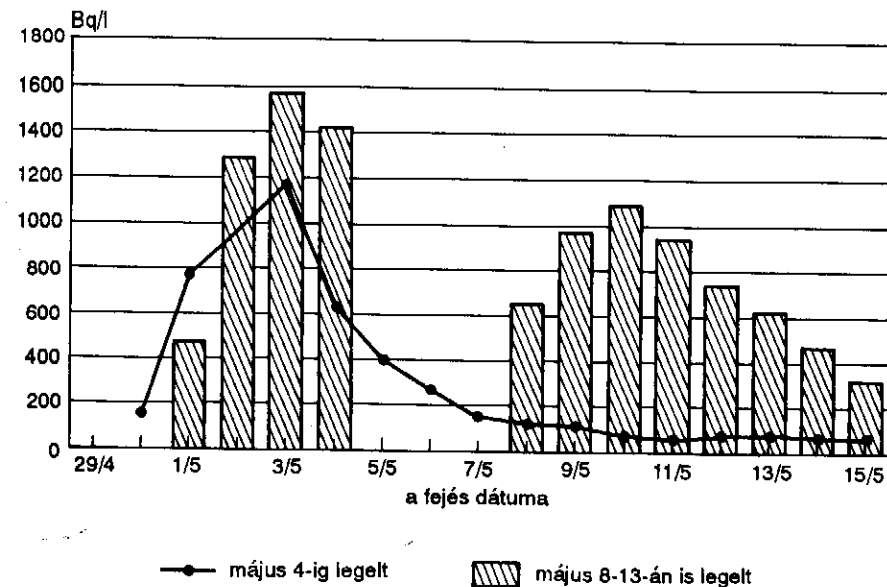


15. ábra. A környezeti sugárzás intenzitásának változása Budafokon 1986 májusában és júniusában

A május 9-i eső megtisztította hazánk levegőjét, s ezután az aeroszol összes β -aktivitása már $0,02-0,2 \text{ Bq/m}^3$ -re csökkent az ország különböző részein, 1988 elejére pedig elérte a korábbi háttérértéket (14., 15. ábra).

1986. május elején a (nyersen vagy főzelékként fogyasztható leveles) növényekben maximálisan 10, a hónap közepén átlagosan 1, majd a hónap végén már csak $0,1 \text{ kBq/kg}$ koncentrációban mértük a radiojódot az OSSKI-ban. A környezetünkben lévő radionuklidok felvételében legfontosabb tápláléklánc elemeit *fű* $\rightarrow$ *tehén* $\rightarrow$ *tej* $\rightarrow$ *ember* nyomon követve a – kísérleti céllal – 4 napig legeltetett tehén tejében május első napjaiban közel $1,6 \text{ kBq/l } ^{131}\text{I}$ -koncentrációt találtunk.

Ha a tehén ezután csak száraztakarmányt kapott (amelyet a levegőből leülepedő radiojód gyakorlatilag nem szennyezett), akkor a tej radiojód-tartalma ugrásszerűen csökkent, s a hónap közepén már nem haladta meg a 100 Bq/l értéket. Ha azonban a legeltetést május 8-tól újra kezdték és még 5 napon át folytatták, akkor a tehén ^{131}I -aktivitás-koncentrációja május 10-én még 1 kBq/l fölé emelkedett, de ezután (a május 9-i tartós éjszakai eső tisztító hatása következtében) rohamosan csökkent (16. ábra).

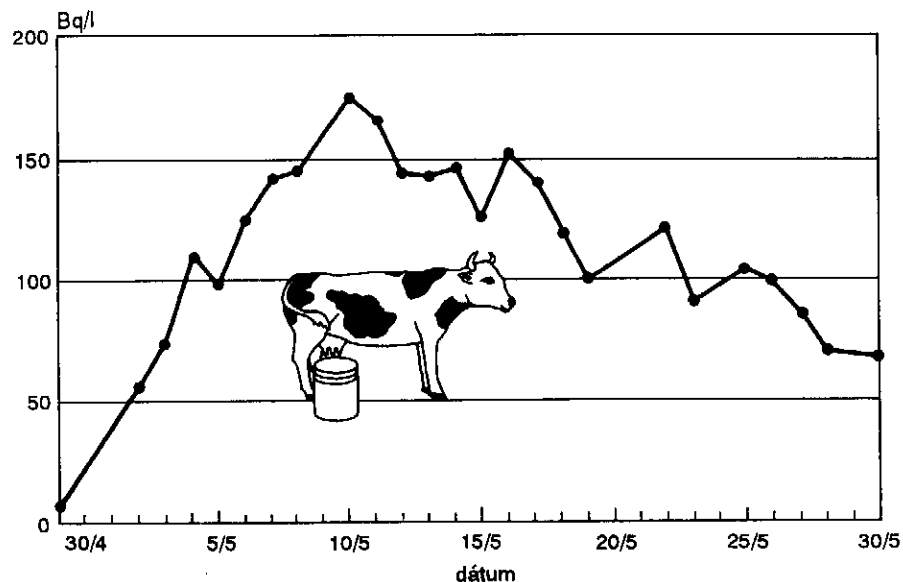


16. ábra. A ^{131}I aktivitás-koncentráció változása legelő tehén tejében 1986 májusában

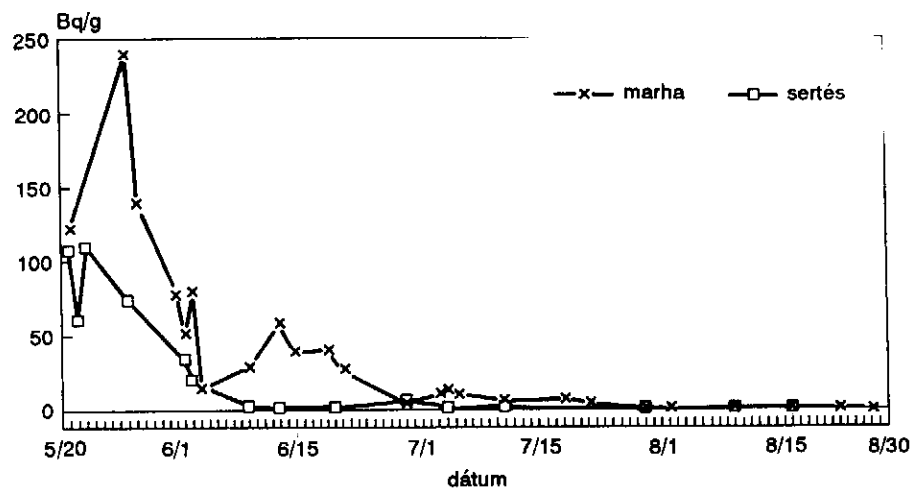
Ugyanakkor a száraztakarmányon tartott tehén tejében – amelyet akkor országsszerte fogyasztottunk (a takarmánykészletek teljes mértékű felvetésének elrendelése és a szarvasmarhák legeltetésének betiltása következtében) – a fenti, maximális aktivitásnak legfeljebb az egytizedét mértük (17. ábra). S a lakosság radioaktív jódfelvételében ez volt a mérvadó, mivel – néhány egyedi háztáji termelőtől eltekintve – mindannyian a tejipari vállalatok „zacskós” tejét fogyasztottuk, amely száraztakarmányon tartott tehenektől származott.

1986. május-júniusban a szarvasmarha jódot dúsító pajzsmirigyében a ^{131}I aktivitás-koncentrációja több mint ezerszer nagyobb volt, mint a tejében. 1986. augusztus végére a haszonállatok – így a 18. ábrán a marha és a sertés – pajzsmirigyéből is eltűnt a radioaktív jód. Az állati pajzsmirigyek nagy jódkoncentrációja nem okozott sugárterhelést az emberben, mivel a pajzsmirigyet nem fogyasztjuk.

A népesség sugárterhelésének értékeléséhez a legfontosabb adatokat magában az emberben mért radioizotóp-aktivitások és -koncentrációk szolgáltatják. 1986 májusában a hazai lakosok pajzsmirigyében átlagosan



17. ábra. A száraztakarmányon tartott tehének tejében mért ^{131}I aktivitás-koncentráció változása 1986 májusában



18. ábra. A ^{131}I aktivitás-koncentrációjának változása a szárvasmarha és a sertés pajzsmirigyében 1986 nyarán

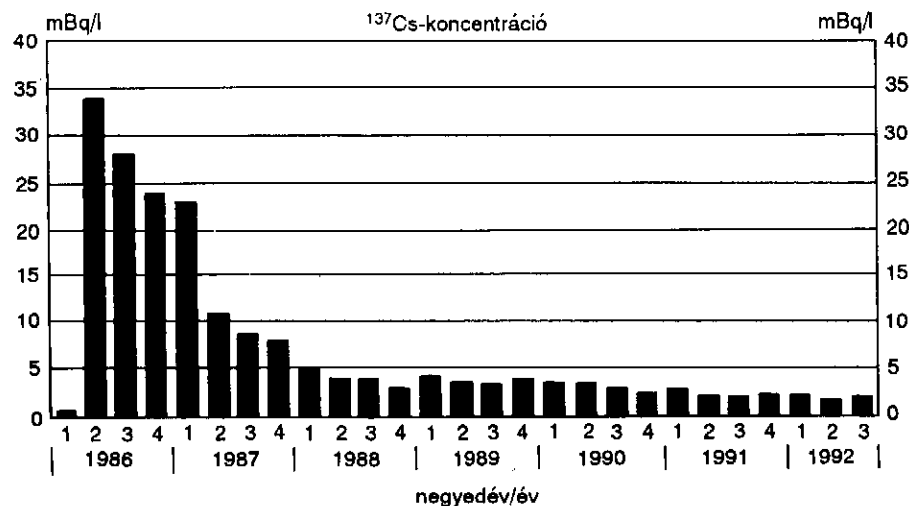
0,15 kBq, maximum 0,5 kBq ^{131}I -t tudunk kimutatni, míg a Kijevből hazatért honfitársaink pajzsmirigyében átlagosan 3,0 s maximum 12,8 kBq ^{131}I volt mérhető. Hogy ezek az aktivitások viszonylag mennyire alacsonyak, szabadjon azzal érzékelteni, hogy az orvosi izotópdiaosztikában csupán néhány évvel ezelőtt a pajzsmirigy funkcionális vizsgálatára 40–400 kBq, szcintigráfiára (leképezésre) 1–2 MBq, míg a pajzsmirigyrák áttéteinek kimutatására 40–80 MBq ^{131}I -t itattak meg a pácienssel (ma már egyre gyakrabban használnak $^{99\text{m}}\text{Tc}$ -t a ^{131}I helyett, mivel attól jóval kisebb a páciens sugárterhelése). Mivel pajzsmirigy-károsodás 1–2 MBq ^{131}I felvételtől még biztonsággal nem várható, így hazánkban ez utóbbinál tízezerszer (!) kisebb, csernobili eredetű radiojód-inkorporációnak tulajdonítható (vagy vélt) bármilyen egészségromlásról beszélni teljes mértékben megalapozatlan lenne.

A csernobili reaktorbaleset utáni első hónapban a másik sugáregészségügyi fontosságú elem, a cézium radioaktív izotópjainak együttes koncentrációja a zöldségfélékben nem érte el az 1 kBq/kg, a tejben pedig a 0,06 kBq/l értéket. A továbbiakban a radiojód néhány hét alatt eltűnt a környezetből, a cézium azonban – bár folyamatosan csökkenő és rendkívül kis koncentrációban még évekig kimutatható volt az alapvető élelmiszerekben. 1990-ben a tehéntejminták többségének ^{137}Cs -aktivitása már nem haladta meg a 2–5 Bq/l kimutatósi határt.

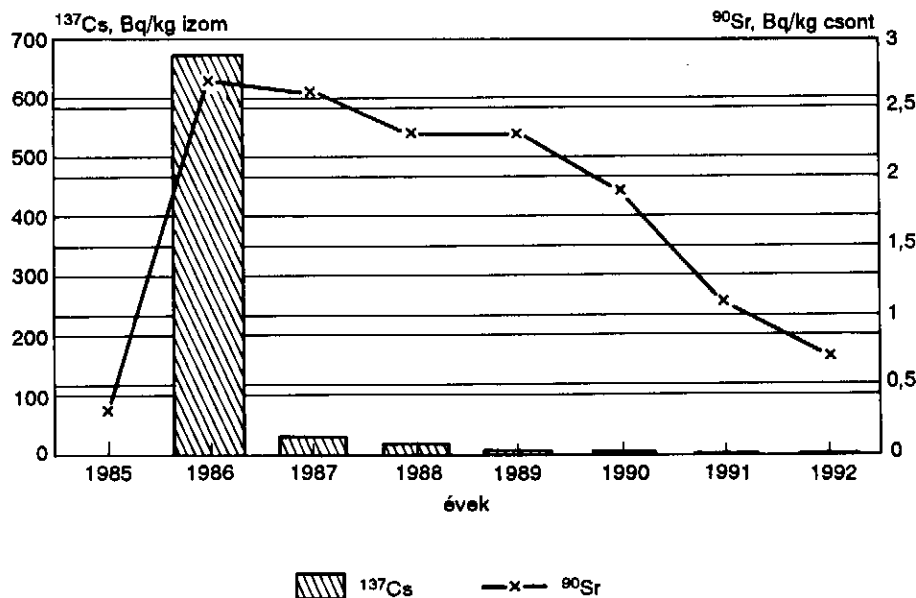
1980 és 1986 tavasza között a Duna-víz ^{137}Cs aktivitás-koncentrációja átlagosan 1 mBq/l volt. 1986 II. negyedévében 34, egy év múlva 12, míg két év múlva 4, 1992-ben pedig mindössze 2 mBq/l átlagos koncentrációkat határoztak meg az OSSKI-ban (19. ábra).

A Duna-víz ^{137}Cs -koncentrációjának ugrásszerű emelkedése 1986 közepén, jól tükröződött a dunai halak 1986. évi ^{137}Cs aktivitásának kifejezett növekedésében is. A 20. ábra oszlopdiagramjai jól érzékeltesítik, hogy ez a több százszoros növekmény csak igen rövid ideig tartott. 1987-ben az előző évi átlagértéknek már mintegy a huszadrésze esett vissza a dunai halak húsában a ^{137}Cs koncentrációja az OSSKI Környezeti Sugáregészségügyi Osztálya mérései szerint. Két év múltán az 1985. évi átlagot már csupán négyszer haladta meg a halakban a céziumaktivitás-koncentrációja, 1991-ben pedig a „Csernobil előtti” szintre esett vissza.

A halak izomszövetében 1986-ban mért több százszoros ^{137}Cs -koncentráció-növekménnyel szemben a halcsont ^{90}Sr -koncentrációja az 1985. évi átlagértéknek csupán a nyolcszorosát érte el (l. 20. ábra) s az eltelt 6 esztendőben a maximumérték (2,7 Bq/kg) egynegyedére esett vissza (3 évig lassú, majd gyorsabb csökkenő tendenciát mutatva).



19. ábra. A Duna-víz ^{137}Cs aktivitás-koncentrációja negyedévenkénti átlagértékeinek változása 1986–1992 között



20. ábra. A dunai halak ^{137}Cs és ^{90}Sr aktivitás-koncentrációjának változása 1985-92 között

Mindamellett, a dunai halak viszonylag nagy ^{137}Cs -koncentrációja aggodalomra 1986-ban sem szolgáltatott okot, mivel a hal részesedése a magyar ember éves átlagos ételkészlet-fogyasztásából elhanyagolhatóan kicsiny (tengeri hallal és halkonzervvel együtt is kevesebb 2 kg/fő/év-nél).

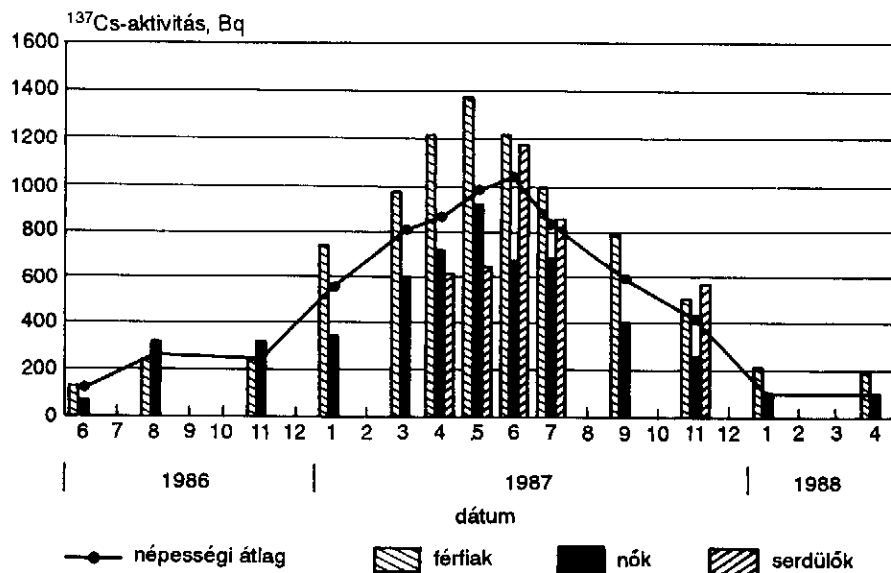
Ugyanakkor a *marha*- és a *sertéshúsban* az OSSKI Számítás- és Mérés-technikai Osztályán (de hasonlóképpen a MÉM állategészségügyi állomásain) gamma-spektrometriai analízissal maximum 60–70 Bq/kg ^{137}Cs -t mértek. E maximum időszaka 1986. június második felére esett (míg a 10 Bq/kg körüli maximális ^{131}I -koncentrációt május második felében határoztuk meg a haszonállatok húsában). A tehéntej 50–60 Bq/l közötti maximális ^{137}Cs -koncentrációját 1986. május végén észlelték, amely június közepére már 10 Bq/l-re csökkent.

Hogy mennyire csekélyek ezek az aktivitáskoncentrációk, összevetésként hadd utaljunk itt a fent említett radioizotópoknak arra a mennyiségére, amely még egészségkárosodás kockázata nélkül bejuthat táplálékkal a sugárveszélyes munkahelyen dolgozó személyek szervezetébe. Ez a mennyiség az ún. „éves felvételi korlát” (ÉFEK), amely mind a ^{137}Cs , mind a ^{131}I esetében 1 MBq/év. Vagyis a fenti maximális koncentrációjú élelmiszerekből is több ezer kg-ot kellett volna elfogyasztani egy éven át, hogy az ÉFEK-et elérjük. Valójában azonban az idézett maximális koncentrációkat nem egész éven át, csupán néhány (avagy egyetlen) napig mértük a különféle élelmiszerekben.

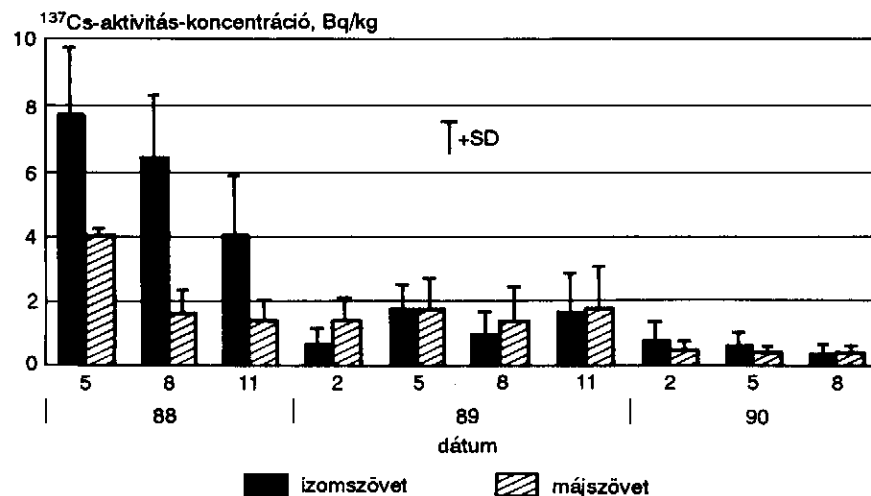
Azt a tényt, hogy a csernobili reaktorbaleset következtében *házánk lakosaiba* került radioaktív cézium mennyisége milyen távol állt az ÉFEK-től, jól tükrözik az OSSKI-ban embereken végzett (ún. „egésztest-számlálás”) mérések:

A hazai lakosok szervezetében 1986. május közepén nyomokban már kimutatható volt a ^{137}Cs , de mérhetővé csak a hónap végére vált (azaz elérte a 0,3 kBq-t). Ezután, a radioaktív céziumot tartalmazó élelmiszerekkel (főleg húsfélékkel, tejtermékekkel és gabonafélékkel), ha csekély mennyiségben is, de folyamatosan bejutott a szervezetünkbe, igen lassú dúsulási tendenciát mutatva (21. ábra).

Az 1987. első felében mért maximális ^{137}Cs -tartalom férfiban 2,6, nőben 1,6 és serdülőben 2,0 kBq volt, azaz átlagosan 500-szor volt kisebb az ÉFEK-nél. A maximumérték 18 Bq/kg aktivitás-koncentrációnak felelt meg. Ha a népesség egészére az ÉFEK-nek csak az egytizedét tartjuk elfogadhatónak – mivel a felnőtt dolgozókkal szemben, e csoportban előfordulnak terhesek, gyermekek és betegek is –, még ebben az esetben is 50-szer



21. ábra. A ^{137}Cs -tartalom változása fővárosi lakosokban 1986-87-ben

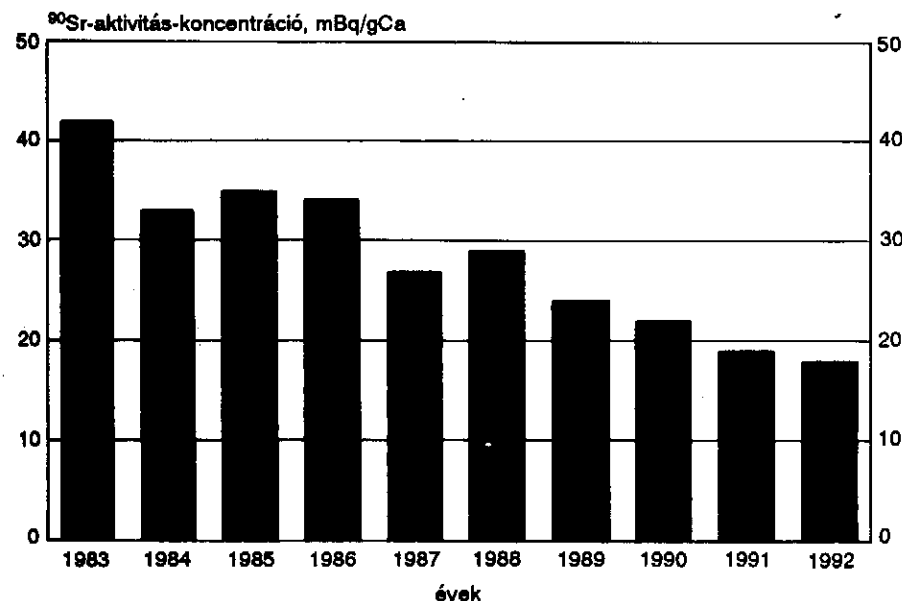


22. ábra. Emberi szövetminták ^{137}Cs aktivitás-koncentrációjának változása 1988-90-ben Budapesten

kisebb volt a hazai népesség egyes tagjainak maximális ^{137}Cs -felvétele az esetlegesen károsító mennyiségnél. A 21. ábrán látható, nemenkénti eltérés oka az átlagos testtömeg-különbséggel magyarázható (a súlyosabb férfiakban és serdülőkben több ^{137}Cs halmozódik, mint az átlagosan könnyebb nőkben).

1988 tavaszától egésztest-számlálónkkal az emberi szervezetben lévő igen kevés céziumot kimutatni már nem lehetett. Ekkor kezdtük el emberi izom- és májszövetminták ^{137}Cs -koncentrációjának mérését. 1988-ban 5,0, 1989-ben 1,2 és 1990-ben pedig 0,5 Bq/kg átlagértékeket mértünk (22. ábra), amelyek alapján a felnőttek sugárterhelését 4, 1, illetve 0,4 $\mu\text{Sv/év}$ -nek becsültük. A radioaktív céziumizotópok felvételéből várható teljes sugárterhelés pedig 60-70 μSv -re tehető.

Az 1983-92 között a fővárosban elhalt személyek csontjaiban 20-40 mBq $^{90}\text{Sr/g}$ Ca-t mértünk, az átlagértékek folyamatosan csökkenő tendenciát mutatnak, amelyben Csernobil nem okozott semmilyen változást (23. ábra).



23. ábra. Emberi csontminták ^{90}Sr aktivitás-koncentrációjának csökkenése 1983-92 között Budapesten

1990–92-ben a hazai népesség mesterséges eredetű környezeti sugárterhelése évente mindössze 0,02 mSv-t tett ki. Ez a 3 mSv/év átlagos természetes eredetű környezeti sugárterhelésünk 1%-ánál is kevesebb! Ugyanakkor a természetes sugárdózisunk térben (az ország különböző területein) és időben (az év különböző két hónapos időszakában) 20–30%-os ingadozást mutatott.

Az egy főre jutó 0,02 mSv/év sugárdózis 90%-át külső és 10%-át belső sugárterhelés képezte. Ez a légköri atomrobbantások és a csernobili reaktorbaleset következtében hazánk talajára leülepedett radioaktív anyagoknak – elsősorban a ^{137}Cs -nak – tulajdonítható.

8. Hogyan érhető el, hogy ne szennyezzék a környezetet a radioaktív hulladékok?

8.1 Milyen arányban részesednek az atomerőművek az energia-, illetve a hulladéktermelésből?

Csaknem valamennyi termelőtevékenység során keletkeznek a környezetet, az élővilágot és magát az embert veszélyeztető hulladékok. A veszély mértéke függ attól, hogy milyen mennyiségű hulladék keletkezik, és attól, hogy a hulladék mennyire veszélyes a környezetre. Nincs másképp ez az ionizáló sugárzás orvosi, ipari és egyéb célokra való hasznosítása során sem.

Az utóbbi 15 évben a fejlett ipari országokban az elektromosenergia-fogyasztás 55%-kal nőtt, míg a nem villamos energiák felhasználása 7%-kal csökkent. 1990-ben az USA-ban 112, a többi országban együttesen 316 atomreaktor üzemelt. S bár a korábbi Szovjetunió területén található a Föld olajkészletének 30, a földgáztartalékok 40, a szénkészletek 50%-a, mégis – főképpen gazdaságossági és kisebb részben környezetvédelmi szempontok miatt – az energia 12%-át az utódállamokban ma is atomerőművekben termelik.

A nukleárisenergia-termelés részesedése Franciaországban és Belgiumban a legnagyobb – 70%. Energiahordozókban meglehetősen szegény hazánkban a megtermelt elektromos energia csaknem felét adja a Paksi Atomerőmű. Ugyanolyan arányban, mint a jó minőségű feketeszenben és hegyi folyókra épített vízerőművekben bővelkedő Svédországban.

A nukleáris energia az „üvegházhatásért” felelős, súlyos egészségkárosodást kiváltó szennyezőanyagok – így szén-dioxid, nitrogén- és kénoxidok – kibocsátása nélkül biztosítja számunkra a létfontosságú elektromos energiát. Évente 2 milliárd tonnával több szén-dioxid termelődne világszerte, ha az atomerőművekben jelenleg előállított elektromos energiát széntüzelésű hőerőművek szolgáltatnák. A Föld 5 milliárd lakosának mindegyikére évente így is átlagosan 1 tonna széndioxid-termelés jut, évente egyre fokozódó környezetszennyeződést okozva. Emiatt csak az Amerikai Egyesült Államokban átlagosan tízezer ember hal meg minden

évben. Ugyanakkor a nukleárisenergia-termelés valamennyi fázisa – így az uránbányászat, a nukleáris fűtőelemgyártás, az atomerőművek üzemeltetése, valamint a radioaktív hulladékok kezelése – együttesen kevesebb, mint 0,1%-kal növeli meg az amerikai lakosság természetes eredetű évenkénti sugárterhelését.

Magyarországon pedig – ahol nincs sem nukleáris fűtőelemgyártás, sem a kiégett (elhasznált) fűtőelemek újrafeldolgozására nem kerül sor (a feladatokat szerződés alapján Oroszországban végzik el számunkra), még jobb a helyzet. A Paksi Atomerőmű környezetellenőrző rendszereinek évtizedes mérési eredményei szerint a környezeti radioaktív kibocsátások révén legfeljebb 0,01%-kal növekedett a környék népességének sugárterhelése a Paksi Atomerőmű üzembe helyezése előtti 1982. évi értékhez viszonyítva.

8.2 Mennyire aggasztó a radioaktív hulladékok képződésének mértéke?

Radioaktív hulladékok keletkeznek a nukleáris energiaciklus valamennyi fázisában, illetve hazánkban csak az atomerőművek és a kísérleti atomreaktorok üzemeltetése, valamint a nyitott és zárt sugárforrások felhasználása során.

Az USA-ban – ahol a világ atomerőműveinek egynegyede üzemel – ez ideig összesen 17 ezer tonna kiégett fűtőelem keletkezett. Ugyanakkor csak vegyi hulladékból évente képződik 300 millió – az Európai Közösség államaiban pedig 40 millió – tonna!

S amíg az előbbi a környezetet nem szennyezheti, hiszen biztonságos tartályokban, szigorú előírások szerint tárolják, addig az utóbbi jelentős része közvetlenül kikerül a környezetbe (7-8. fénykép).

1000 MWe energia megtermelése szén-erőműben naponta közel 7000 tonna szén igényel és évente félmillió tonna hamu képződésével jár, amely olyan soha nem elbomló toxikus anyagokat is tartalmaz, mint a kadmium, az arzén, az ólom, a vanádium és a higany. Ez utóbbiakból évente félezer, nitrogén- és kén-dioxidokból 5,5 ezer, míg szén-dioxidból 6,5 millió tonna kerül ki a környezetbe.

Ugyanennyi energia előállításához atomerőműben – így a paksiban is – csak napi 80 kg urán szükséges, és mindössze 6 m³ nagy aktivitású, megszilárdított és 300 m³ kis és közepes aktivitású radioaktív hulladék keletke-

zik évente. S ami még inkább lényegessé teszi a fenti különbséget, amíg a szén-erőműben évről évre keletkező sok millió tonna hulladék – egészségromboló vegyi anyagok és toxikus nehézfém-tartalmú porok – teljes mennyiségben kijutnak a környezetbe, súlyosan veszélyeztetve a népeiséget, addig az atomerőműben keletkező radioaktív hulladékok egésze hermetikusan zárt tartályokba majd betontározókba kerül, olyan kezelést (tömörítést és/vagy szilárdítást) követően, amely az eddigi tapasztalatok szerint évtizedeken át – de a reális feltételezések és számítások alapján évszázadokon át – képes meggátolni a radioaktív hulladékok okozta környezet-szennyezést.

8.3 Milyen módszereket alkalmaznak a radioaktív hulladék biztonságos feldolgozására és tárolására?

Az érvényes hazai egészségügyi rendelet (7/1988. SZEM) szerint a radioaktív hulladék olyan hulladékanyag, amelynek aktivitás-koncentrációja nagyobb, mint 100 kBq/kg, illetve természetes izotópokat tartalmazó szilárd anyagok esetén 500 kBq/kg feletti.

A radioaktív hulladékokat a keletkezésük helyén kell gyűjteni zárható (befedhető) tartályokban (edényekben, kannákban stb.), és nyilvántartást kell vezetni róluk (a hulladék megnevezésével, a keletkezési hely, idő és az izotópösszetétel feltüntetésével). A radioaktív hulladékfeldolgozás célja a lehető legkisebb térfogatú és szilárd halmazállapotú radioaktív hulladék előállítása.

A szilárd radioaktív hulladékok tömörítésére legbiztonságosabb módszerek a *prézelés* és a *hamvasztás*. Az utóbbi kevésbé terjedt el, mivel a speciális hamvasztóberendezés drága. Prézeléssel a szilárd hulladékok térfogata átlagosan az egyötödére csökkenthető, így könnyebb a végleges elhelyezésük. A hamvasztás a biológiai radioaktív hulladékok (pl. radioizotópos kísérleti állattetek) ártalmatlanítására – a keletkező kis mennyiségű radioaktív hamu tárolása már sokkal egyszerűbben megoldható.

A *folyékony radioaktív hulladékok szilárdítása* cement vagy bitumen hozzáadásával, illetve üvegbe ágyazással (vagy porcelánná égetéssel) az egyik legegyszerűbb, világszerte elterjedt és biztonságosnak talált módszer. A zárt tartályban végzett bepárlás az egyik leggyakoribb térfo-

gatesökkentő eljárás. Az ioncserélőkkel jó hatásfokú dezaktiválás érhető el, de a módszer drágasága akadályozza a gazdaságos hasznosítást.

A légnemű radioaktív hulladékok megkötésére főképpen membránszűrőket használnak, amelyek 99%-nál nagyobb szűrési hatásfokot biztosítanak aeroszolok esetén. Alkalmazzák még az elektrosztatikus lecsapást is. A használt szűrőket, illetve a leválasztott port a továbbiakban szilárd hulladékként kezelik.

A radioaktív hulladékok végleges elhelyezésére ún. *izotóptemetőket* létesítenek. Erre a célra alkalmasak a már nem művelt bányák (főképpen a sóbányák) (9. fénykép), a barlangok, a mesterséges üregek, illetve a magaslati tárolóhelyek, ahol a talajvízzel való kimosódás veszélye nem áll fenn. Korábban alkalmazták az óceánokba való süllyesztést is (5–10 km mélységbe), de a környezetvédek tiltakozására ezzel ma többnyire már felhagytak. Igaz, az utóbbi tiltakozás indokoltságát sokan vitatják, hiszen azt mérési eredmények nem alapozzák meg.

Így pl. Kanadában 1959-ben nagy aktivitású radioaktív hulladékot üvegbe ágyaztak, majd 4 m mélyen közvetlenül a nedves talajba rakták az üvegtömböket (10. fénykép). Húsz éven át tesztelték a talajvizet, de abban kioldódó radioaktív anyagot kimutatni nem lehetett. Ez érthető és így várható, mivel az üvegbe ágyazott anyagok (11. fénykép) kioldódása évszázadok alatt sem várható. A régészek 3500–4000 éves üvegtárgyakat is találnak, amelyeken az erózió legcsekélyebb jelei sem mutatkoznak – színüket és formájukat tökéletesen megőrzik (12. fénykép).

8.4 Mennyi radioaktív hulladék keletkezik hazánkban? Ez hova kerül végleges elhelyezésre, és jelent-e környezetszennyezési veszélyt?

A nagy aktivitású radioaktív hulladékot – a kiégett nukleáris üzemanyag-kazettákat – 5 évig a PART tárolja a reaktorok melletti „pihentető medencékben”, majd speciális konténerekben vasúton Oroszországba szállítatják új fűtőelemek gyártása („újrafeldolgozás”) céljából.

Hazánkban évente 40–50 m³ kis és közepes radioaktivitású hulladék keletkezik a PART-on kívüli valamennyi radioizotópos munkahelyen. Ezt 1978-tól a Püspökszilágyon – az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi

Szolgálat (ÁNTSZ) Fővárosi Intézete által – üzemeltetett Radioaktív Hulladékfeldolgozóba és Tárolóba (RHFT) szállítják, dolgozzák fel és tárolják a nemzetközi ajánlásoknak megfelelő korszerű és biztonságos technológiával. A korábbi solymári izotóptemetőből is ide szállították át – speciálisan kialakított betonmedencékbe – a védőtartályokban lévő radioaktív anyagot. 1983-tól a PART-ból mintegy 1300 m³ kis és közepes aktivitású szilárd radioaktív hulladékot is itt helyeztek el. Az RHFT-ben és a PART-ban a szilárd radioaktív hulladékok térfogatát préseléssel csökkentik, a folyékony hulladékokat pedig cementbe ágyazva szilárdítják meg.

A szociális és egészségügyi miniszter (fentebb már idézett) 7/1988. sz. rendelete előírja, hogy az RHFT környezetében élő lakosság sugárterhelése a radioaktív hulladékok végleges elhelyezéséből eredően nem haladhatja meg az évi 0,25 mSv effektív dózisegyenérték-korlátot.

Az RHFT-ben és környezetében az ÁNTSZ folyamatosan végez sugárvédelmi méréseket. Így pl. a radioaktív hulladéktároló aknáknak területéről lefolyó csapadékvizet „ellenőrző kutakban” (betontartályokban) gyűjtik össze, és csak ellenőrző mérés után engedik ki. Az OSSKI munkatársai pedig rendszeresen mérik az RHFT környezetéből származó minták (patakok és halastó vize, iszap, talaj, növények, hal) radioaktivitását. Megállapítottuk, hogy ez ideig semmilyen radioaktív izotóp sem „szivárgott ki” a püspökszilágyi RHFT területéről, s a környék lakossága a radioaktív hulladéktárolótól sugárterhelést egyáltalán nem kapott. Mindamellet az RHFT befogadó kapacitása véges, továbbá arra is fel kell készülnünk, hogy – a jelenlegi szerződések lejártával – Oroszország esetleg majd nem veszi át a Paksi Atomerőmű nagy aktivitású radioaktív hulladékait, s 10–15 éven belül várhatóan már magunknak kell gondoskodni azok biztonságos hazai elhelyezéséről.

9. Mekkora az atomerőmű-balesetek kockázata, és milyen következményekkel jártak az eddigi nukleáris balesetek?

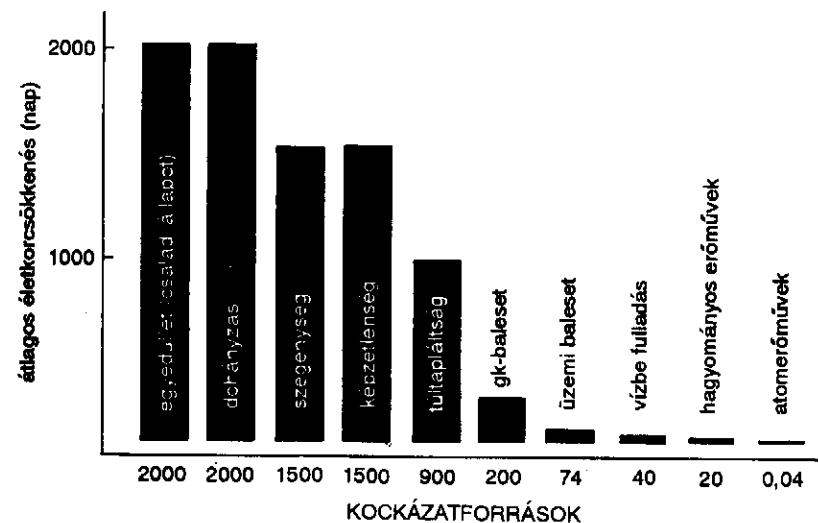
9.1 Hogyan ítélik meg az emberek az atomerőművi nukleáris balesetek kockázatát, mit mutatnak az eddigi tapasztalatok és a reális becslések?

Ismeretes, hogy az emberek bizonyos veszélyforrások kockázatát csak ritkán ítélik meg pontosan. Szubjektív tényezők alapján egyes foglalkozások, tevékenységek, szokások vagy létesítmények veszélyességét alá-, míg másokét többé vagy kevésbé, de világszerte túlbecsülik. Így pl. az Amerikai Egyesült Államokban végzett felmérés szerint a dohányzást, a tűzoltó vagy a rendőr foglalkozását az életkorcsökkenésben kifejezett tényleges kockázatnál mintegy tízszer kevésbé vélték veszélyesnek. Ugyanakkor az autóban utazás, az alkoholfogyasztás vagy a fegyverviselés kockázatát csupán valamelyest, míg a fogamzásgátló tabletták és az orvosi diagnosztikai röntgenvizsgálatok okozta egészségkárosodást közel tízszeresen becsülték felül.

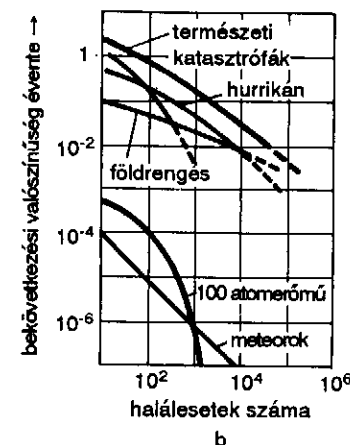
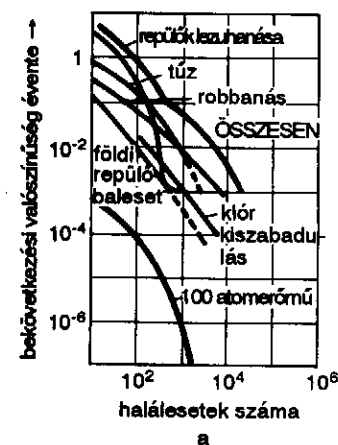
A vélt és a tényleges kockázat közötti legnagyobb eltérést az atomerőművek kockázatának megítélésében tapasztalták, ugyanis az atomerőművek alkalmazásának tulajdonítható átlagos életkor-csökkenést 250 napra becsülték a 0,04 nap tényleges kockázat helyett! Ugyancsak amerikai statisztika szerint a szén- vagy olajtüzelésű hőerőművek okozta tényleges átlagos életkorcsökkenés 20 nap (24. ábra), azaz ötszázszor nagyobb, mint az atomerőművek esetében.

A 24. ábrából az is kitűnik, hogy a vízbe fulladás (élettartam-rövidülésben jelentkező) kockázata ezerszer, a gépkocsibaleseté ötezerszer, a túltápláltságé (a súlyfeleslegé) több, mint húszezerszer, míg a dohányzásé éppen ötvenezereszer nagyobb, mint az atomerőművéké!

Az USA-ban végzett részletes kockázatelemzés – az ún. „Rasmussen-jelentés” – szerint az atomerőműveknek tulajdonítható súlyos egészségkárosodás valószínűsége mind a természeti katasztrófák, mind a civi-



24. ábra. Az átlagos életkor csökkenését okozó kockázatforrások



25. ábra. Száz atomerőmű kockázata néhány civilizációs ártalommal (a), illetve természeti katasztrófával (b) összehasonlítva

zációs ártalmak kockázatahoz képest elenyészően kicsiny. Így pl. annak a valószínűsége, hogy 100 atomerőmű üzemeltetése során olyan baleset következik be, amelytől 100 haláleset várható, tízezerszer kisebb, mint ugyanekkora következmény egy repülő lezuhanása, avagy hurrikán következtében. Az eddigi tapasztalatok szerint olyan atomerőművi baleset pedig, amely 100 atomerőműben egy halálesethez vezet, mintegy ezerszer ritkábban várható, mint a légi közlekedés, a tűzvész, a földrengés avagy a hurrikánok hasonló kockázata (25. ábra).

9.2 Mi a különbség az üzemzavar, a baleset, a sugárbalet és a nukleáris baleset között? Milyen következményei voltak az eddigi legsúlyosabb eseteknek?

Üzemzavar. Valamely berendezés vagy létesítmény azon állapota, amikor a technológiai paraméterek értéke túllépi az üzemeltetési előírásokban megadott üzemzavari szinteket. Sem az egészségkárosodás veszélye, sem az anyagi javak károsodása nem áll fenn.

(Ez történt például a szentpétervári „Szosznovij Bor” Atomerőműben 1992. március 24-én.)

Baleset. Szerencsétlenség, műszaki hiba, emberi gondatlanság vagy beavatkozás miatt bekövetkező esemény, amely egy vagy több személy egészségi állapotában, illetve az anyagi javakban kárt okoz.

Az eddigi legsúlyosabb ipari baleset *Bhopalban*, Indiában történt 1984-ben, amikor a kiszabaduló metilizocianád-gáz 2500 embert ölt meg, ugyanennyit tett maradandóan nyomorékká, s 150 000 kórházi kezelése vált szükségessé. Ugyancsak 1984-ben *Mexikóvárosban* egy folyékony gázzal töltött tartály robbant fel, ami 452 ember életét oltotta ki és 4200 főt súlyosan megsebesített. 1984 harmadik nagy ipari szerencsétlensége *Cubataóban*, *Brazíliában* történt: egy szivárgó olajvezeték berobbanása utáni tűzvészben 500 ember veszítette életét.

Sugárbalet. A radioaktív anyagok felhasználásával vagy az ionizáló sugárforrások alkalmazásával kapcsolatos rendkívüli esemény, amely során az üzemviteli személyzet és/vagy a veszélyeztetett környezetben tar-

tózkodó vagy élő további személy(ek) dóziskorlátan felüli sugárterhelést kaptak vagy kaphatnak, illetve a dóziskorlát túllépését előidéző mértékben szennyeződnek radioaktív anyagokkal.

A dóziskorlát tervezett túllépése (pl. életmentés céljából, avagy katasztrofális következmények megelőzésére) – a rendkívüli sugárterhelésre vonatkozó előírások betartásakor – nem tekinthető sugárbaletnek.

Az ionizáló sugárforrások alkalmazásával kapcsolatos eddigi legsúlyosabb, nem nukleáris jellegű baleset a *brazíliai Goiániában* történt 1987-ben. Egy megszüntetett kórház 51 TBq aktivitású teleterápiás céziumforrásának védőburkát eltávolították, majd a kézből kézbe, házról házra „vándorló” sugárforrás a város nagy részét elszennyezte és sok emberben súlyos sugárkárosodást okozott: 4 ember sugárbetegségben meghalt, 24 bőre sugáregést szenvedett. 112 000 személy sugárszennyezettségét kellett műszeresen ellenőrizni. Az összegyűjtött radioaktív hulladék térfogata 3500 m³-t tett ki.

Nukleáris baleset. A hasadóanyaggal üzemelő létesítményben (így atomerőműben, kutatási vagy oktatási célokra szolgáló atomreaktorban, illetve urándúsító és újrafeldolgozó üzemben) bekövetkező sugárbalet. A környezetbe ellenőrizetlenül kiszabaduló radioaktív anyagok – a helyi személyzetten túl – a lakosság egyedeiben is okozhatnak egészségkárosodást.

Az atomenergetika történetének legsúlyosabb szerencsétlensége – az 1986. ápr. 26-i csernobili baleset 31 ember halálát okozta. Akut sugárbetegség és súlyos égési sérülés tüneteivel 203 embert (főleg erőművi tűzoltókat) kellett kórházba szállítani – közülük 29-et nem sikerült megmenteni. Rajtuk kívül kettő halt meg, még a helyszínen, a gőzrobbanás következtében. A csernobili katasztrófa utáni napokban a tömeges sugárkárosodás megelőzése céljából kitelepítették a 30 km sugarú körzetben élő lakosságot, mintegy 135 ezer embert.

9.3 Mi jellemzi a különböző súlyosságú atomerőművi üzemzavarokat és baleseteket? Ezek mekkora veszélyt jelentenek a népességre?

A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ, IAEA) által összeállított „Nemzetközi Nukleáris Esemény Skála” az atomerőművi üzemzavarok három és a nukleáris balesetek négy szintjét különbözteti meg (hasonlóan a földrengések erősségének jelzéséhez) (26. ábra).

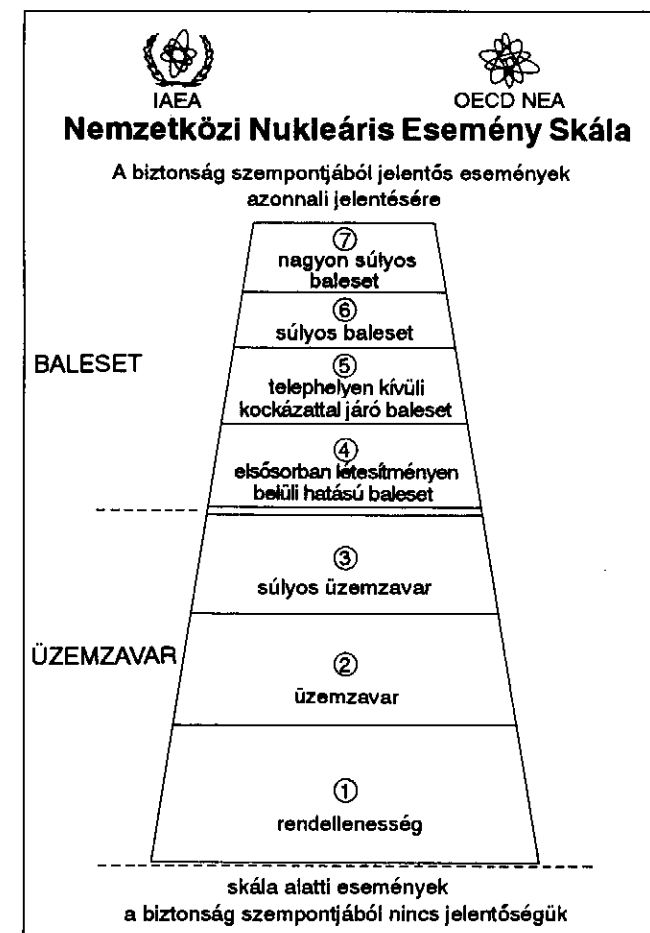
Az **1. szintű esemény** valójában még üzemzavarnak sem, csupán *rendellenességnek* nevezhető. Ekkor valamilyen működési vagy üzemviteli szabálytalanság (a leggyakrabban emberi tévedés) kapcsán a biztonsági intézkedésekben bizonyos hiányosság mutatkozik. Ez nem jelent kockázatot sem az atomerőmű dolgozóira, sem a környék lakosságára nézve.

A franciaországi atomerőművek 55 reaktorblokkjában 1989-ben 77, 1990-ben pedig 91 első szintű esemény fordult elő. A Paksi Atomerőmű 4 blokkjában eddig 27 reaktorév alatt 51 ilyen esemény volt.

A **2. szintű esemény** olyan *üzemzavar*, amelynek biztonsági következményei már lehetnek, de az atomerőmű dolgozói nem kaphatnak a normális üzemvitelre megállapított dóziskorlátot felüli sugárterhelést.

1992. márc. 24-én a szentpétervári atomerőműben bekövetkezett meghibásodás (az egyik fűtőelem-csatorna törése) s amelyet a nemzetközi egyezmény értelmében az atomerőmű ügyeletes főmérnöke egy órán belül telexen jelzett a NAÜ bécsi központjába – az utóbbi kritérium alapján inkább ebbe a kategóriába sorolható, hiszen az atomerőmű egyetlen dolgozója sem kapott dóziskorlát feletti sugárterhelést. Ugyanakkor, mivel radioaktív nemesgázok és illékony jódizotópok jutottak ki a környezetbe, felfutott az esemény átsorolása a következő üzemzavarszintbe. Sugáregészségügyi szempontból lényeges, hogy a környező lakosság sugárdózisa a kibocsátott radioaktív anyagok igen csekély mennyisége alapján elhanyagolhatóan kicsiny volt. A szomszédos Finnországban a fenti incidens lakossági sugárterhelést nem okozott, Magyarországon a sugárzási szint nem változott.

A **3. szintű esemény** a *súlyos üzemzavar*, amikor a nukleáris dolgozók sugárterhelése meghaladhatja a dóziskorlátot, de a környezeti kibocsátás oly csekély, hogy a közelben élő legjobban veszélyeztetett személy legfeljebb néhány tized mSv dózist kaphat (ami a természetes eredetű éves su-



26. ábra. Az atomerőművi üzemzavarok és a nukleáris balesetek súlyossági szintjei a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség nyomán

gárterhelésünk egytizede körüli érték). Ilyen esemény fordult elő 1989-ben Spanyolországban a Vandellós-i Atomerőműben.

A 4. szintű esemény az „elsősorban létesítményen belüli hatású baleset”, a részleges zónaolvadás következménye. Ekkor a környezetben a legjobban veszélyeztetett személy legfeljebb néhány mSv sugárterhelést kaphat. A közelben élő emberekben nem, de az atomerőművi dolgozók egy kis részében akut egészségi hatások jelentkezhetnek. A telephelyen kívül védelmi intézkedések általában nem szükségesek, legfeljebb a helyi termesztési élelmianyagok sugárszennyezettségének az ellenőrzése lehet indokolt. Franciaországban, a Saint Laurent-i Atomerőműben 1980-ban bekövetkezett baleset ebbe a csoportba sorolható.

Az 5. szintű esemény elnevezése „telephelyen kívüli kockázattal járó baleset” mutatja, hogy ebben az esetben a reaktorzóna súlyos károsodása (pl. nagyfokú megolvadása) következtében a radioaktív anyagok környezetbe való kibocsátásának mértéke már veszélyeztetheti a lakosságot. Ennek megelőzésére a baleset-elhárítási tervek részleges végrehajtása szükséges. Ez ideig két reaktorbaleset fordult elő ebben a kategóriában: Windscale-ben, Angliában 1957-ben és Three Mile Islandon az USA-ban 1979-ben.

A 6. szintű esemény a „súlyos baleset”, amikor a radioaktív anyagok jelentős környezeti kibocsátása kapcsán feltételezhető súlyos egészségi hatások megelőzésére a helyi baleset-elhárítási terv teljes körű alkalmazása szükséges. Ilyen reaktorbaleset ez ideig nem ismeretes.

A 7. szintű esemény a „nagyon súlyos baleset”, amikor a reaktortartályban lévő radioaktív anyagok nagy része kijutott a környezetbe. Ekkor fennáll az akut egészségkárosodás (korai sugársérülés) veszélye az atomerőműben, illetve annak közvetlen környezetében tartózkodó személyeknél. A késői egészségi, illetve a környezeti hatások pedig nagy területen – feltehetően a szomszédos ország(ok)ban is – jelentkezhetnek. Ez ideig egy reaktorbaleset fordult elő ebben a kategóriában – Csernobilban, 1986. április 26-án.

A Nemzetközi Nukleáris Esemény Skála bármely szintjéhez tartozó eseményt azonnal (telexen, telefaxon) kell jelenteni a NAÜ bécsi központjára.

ba. Ezen, ún. korai értesítési és kölcsönös segítségnyújtási egyezményeket valamennyi nukleáris energetikával rendelkező állam – köztük Magyarország is – aláírta (és Csernobil óta pontosan betartja).

9.4 Mekkora az energiatermelés halálos kockázata a nukleáris, illetve a hagyományos erőművekben?

A csernobili reaktorbaleset után publikált kockázatelemzések szerint, a fosszilis üzemanyagú (szén-, olaj- vagy földgáztüzelésű), illetve a vízerőművekben a halálos kimenetelű balesetek valószínűsége 500–1000-szer nagyobb; a szénbányászatban pedig 5000-szer nagyobb, mint az atomerőművekben. Az energiatermelésben halálozással járó legkomolyabb balesetek a duzzasztógát-szakadások voltak; Indiában (Morvi), 1979-ben 15 000, Olaszországban (Vacint), 1963-ban 3000, Franciaországban (Malpesset), 1959-ben 600 ember életét oltották ki.

Ugyanakkor a nukleárisenergia-termelés eddigi legsúlyosabb katasztrófája 31 ember halálát okozta, s a nagy mennyiségű radioaktív anyag kibocsátásával és egyéni kockázattal járó súlyos atomerőművi baleset valószínűsége mindössze 10^{-6} /év/reaktor, azaz a csernobilihoz hasonló súlyosságú baleset legfeljebb 2000 évenként várható. Igaz persze, hogy az atomerőművek számának növelése a hagyományos energiaforrások kimerülésével valószínűleg elkerülhetetlen lesz a jövőben, de a technikai színvonal fejlődésével reálisan tételezhető fel a reaktorbiztonsági berendezések tökéletesedése és a téves emberi beavatkozások lehetőségének csökkenése is.

9.5 Milyen mértékű egészségkárosodást okoztak és okozhatnak az eddigi nukleáris balesetek?

1957-ben a windscale-i (angliai) plutóniumtermelő reaktor grafitbélésének túlmelegedése miatt néhány, természetes uránt tartalmazó fűtőelem megolvadt. A környezetbe főképpen radioaktív nemesgázok és mintegy 740 TBq ^{131}I (jódiotóp) került ki. Ezek kb. 700 km² területet szennyezték, amelyen egy hónapig betiltották a legelő tehenek tejének fogyasztását.

Itt a gyermekeknél mért maximális pajzsmirigy dózis 160 mSv volt, a felnőtteknél pedig 40 mSv. Az effektív dózisegyenérték-lekötés (az egész élet alatt várható egésztessedziségek) középértékeit 6,4 és 4 mSv-re becsülték a fenti korcsoportokban. Ilyen kicsiny dózisoktól sem korai, sem késői sugárkárosodásokat nem észleltek, s azok nem is várhatók.

1979-ben a *Three Mile Island*-i Atomerőműben (TMI, Harrisburg, USA) az egyik fő tápszivattyú meghibásodása kapcsán a reaktorzóna túlhevült, s a reaktort le kellett állítani. A környezetbe összesen legfeljebb 740 GBq ^{131}I jutott ki (azaz ezerszer kevesebb, mint Windscale-ben). Ettől 20 év alatt csupán eggyel több halálos daganatos megbetegedés becsülhető a várható 325 000 esetben természetes gyakoriság felett a közelben élő 2 millió lakos körében, akiknek az átlagos többlet-sugárterhelése csupán 0,015 mSv volt (azaz az évenkénti természetes eredetű sugárdózis fél százaléka)! Mindamelllett, az egymásnak többszörösen ellentmondó tájékoztatás miatt kitört pánik hatására a fenti népesség 39%-a időlegesen elhagyta a környéket, amivel közel 10 millió dolláros kárt okozott.

1986. április 26-án a *csernobili* atomerőműben bekövetkezett gőzrobbanás hatására nyitottá vált reaktorból kiszabaduló radioaktív anyagokat több ezer km távolságra is ki lehetett mutatni a környezetben és az emberekben. A közvetlen egészségkárosodás mértékére az előzőekben már utaltam – a meghalt 31 ember között többnek a halálát a súlyos bőrgégés okozta. 13 elhunyt bőrfelületének több, mint 50%-a, további 35 bőrfelületének 10–50%-a maradandóan károsodott (főleg a fedetlen testrészekben, illetve az átnedvesedett ruházat és lábbeli alatt).

A baleset következtében az elkövetkező 70 évben a daganatos betegségek természetes gyakorisága (ami korábban ott is 20% volt, a magyarországi adatokhoz hasonlóan) várhatóan 0,6%-kal növekszik az áttelepítettek körében, illetve 0,03–0,15%-kal emelkedik majd Oroszország európai részén, Belorussziában és Ukrajnában, a nemzetközi szakértői bizottság becslése szerint.

Nyugat-európai és észak-amerikai orvosokból és kutatókból álló bizottságok 1989–92-ben végzett helyszíni felmérései szerint sem a leukémia, sem a pajzsmirigydaganatok vagy egyéb daganatok számának, illetve a vesélyesülte rendellenességek gyakoriságának emelkedése ez ideig nem tapasztalható, s a természetes előforduláshoz viszonyítva várható rendkívül kis mértékű növekmény kapcsán ezek sugárzási eredete feltehetően a jövőben sem lesz bizonyítható, a gyermekkorban exponáltak pajzsmirigydaganatai kivételével. Ez utóbbiak gyakoriságának növekedése azonban csak további 10–15 év múlva várható, a rendkívül hosszú lappangási idő miatt.

10. Mi a teendő sugárbaletet esetén?

10.1 Mikor van szükség baleset-elhárítási intézkedésre?

Az alábbi kérdéscsoportban azokat a baleset-elhárítási intézkedéseket és egyszerű módszereket ismertettük, amelyek az ionizáló sugárforrások alkalmazása során bekövetkező rendkívüli esemény hatására fellépő (avagy várható) foglalkozási és/vagy lakossági dóziskorlát-túllépés elkerülésére és a sugárkárosodás megelőzésére irányulnak.

Következik ebből, hogy dóziskorlát alatti (akár nukleáris vagy sugárbaletet, illetve üzemszavar során fellépő) sugárterhelés esetén a baleset-elhárítási intézkedések tömeges alkalmazására nincs szükség, mivel az abból származó haszon (mind az egyén, mind a társadalom szempontjából) kisebb, mint a beavatkozás kockázatával, esetleges ártalmas mellékhatásaival és költségével kapcsolatos kár.

A 3. táblázatban azok a dózisszintek láthatók, amelyek alatt az Egészségügyi Világszervezet szerint baleset-elhárítási intézkedések elrendelése nem indokolt.

3. táblázat

Dózisszintek, amelyek alatt baleset-elhárítási intézkedés fogantatosítására NINCS szükség

Intézkedés	Abszorbeált dózis, mGy		
	egész testben	pajzsmirigyben	tüdőben
Elzárkózás	5	50	50
Kitelepítés	50	100	200
Jódprofilaxis	—	100	—

A fenti dózisok korai sugársérülés kiváltására nem képesek, hiszen a vérkép változásai csak 500 mSv, míg a klinikai tünetek csak 1000 mSv egésztestdózis, illetve legalább 2000 mGy helyi sugárterhelés („szervdózis”) felett várhatók.

Ennélfogva mindazok (főképpen bőr- és nyálkahártya-irritációk) a tünetek, amelyekre a csernobili reaktorbaleset után hazánkban különböző egészségügyi intézményekben, s köztük az OSSKI-ban is többen panaszkodtak, sugárzás eredetűnek *nem* tekinthetők, hiszen az 1986. május–júniusi többlet-sugárterhelésünk legfeljebb 0,1 mSv volt az egész testre, és a legrosszabb esetben is kevesebb, mint 10 mSv az egyes szervekre vonatkoztatva.

Azt, hogy a 3. táblázatban szereplő dózisok mennyire kicsi daganatkeltő kockázattal járnak, szabadjon azzal érzékeltetni, hogy 1000 mGy sugárterhelés hatására 1000 személy közül 10-ben fejlődik ki pajzsmirigyrák és 1000 nő közül mindössze 10-ben alakul ki emlőrák a besugárzás után legalább 10–15 év múltán. Jóllehet, a pajzsmirigyrák és az emlőrák a leggyakoribb sugárzás okozta daganat, szerencsére, mindkét daganatféleség eredményesen gyógyítható. Így a pajzsmirigyrákok között legfeljebb 10%, míg az emlőrákok között kevesebb, mint 50% halálos kimenetelű. Ezzel szemben a tüdőrák szinte minden esetben halálos, de 1000 mGy tüdődózist kapott 1000 személy közül legfeljebb 4–5 hal meg tüdőrákban. Érthető tehát, hogy a 3. táblázatban a fenti dózis huszadrésze alatti sugárterhelés esetére baleset-elhárítási beavatkozást nem javasolnak.

10.2 Melyek a legfontosabb tömeges baleset-elhárítási intézkedések? Mekkora ezek hatékonysága és kockázata?

Elzárkózás. Az igen egyszerűen kivitelezhető elzárkóztatás (csukott ajtajú és ablakú, s lehetőleg az épület közepén lévő belső helyiségben való tartózkodás) útján mind a külső, mind a légnemű radioaktív anyagok belégzéséből származó belső sugárterhelés átlagosan az egyötödre csökkenthető. Lényeges eltérések lehetségesek az elzárkóztatás hatékonyságában az épület anyaga, falvastagsága, mérete, valamint a nyílászárók típusa és állapota függvényében.

Mivel ennek az intézkedésnek a fenntartása a radioaktív felhő tovahaladásának – reális becslés szerint legfeljebb – néhány órájára szükséges, így kockázata elhanyagolhatóan kicsi. Néhány óras elkülönített elzárkóztatást (munkahelyen, oktatási vagy gyermekintézményben) ugyanis a családtagok általában nagyobb ellenszegülés nélkül elviselnek.

A sugárszennyezett terület lezárása. A sugárszennyezett területre való bejutás, illetve az onnan való kijutás ellenőrzése, korlátozása (avagy tiltása) arra irányul, hogy minimálisra csökkentsék a sugárexpozíciónak kitett személyek számát a baleset különböző szakaszaiban, avagy a sugármentesítési munkálatok során, illetve megakadályozzák a radioaktív anyagok kihordását a nem sugárszennyezett, „tiszt” területekre.

A fenti intézkedés kiterjedtsége igen tág határok között variálhat. Vonatkozhat ez mindössze néhány helyiségre (pl. az ipari radiográfiai sugárforrás árnyékolásának meghibásodása, sérülése esetén), de nagy területre is (mint pl. atomerőmű-baleset során a légtérbe kijutó radioaktív anyagok által érintett hatalmas körzetre – így pl. a csernobili reaktorbaleset után a 30 km sugarú övezetre).

E beavatkozás kivitelezésének nehézsége, költsége és kockázata arányosan nő az érintett terület nagyságával s az ott élő emberek számával, valamint az intézkedés szükséges fenntartásának időtartamával. Gondoskodni kell a lezárt területen lévő ingóságok vagyonvédelméről is. Különböző mentési, ellátó és rendfenntartó csoportok jól összehangolt, begyakorlott munkájára van szükség.

Kitelepítés. Az emberek eltávolítása a sugárbaleset helyszínéről az egyik legfontosabb és leghatásosabb módszer a baleseti sugárterhelés megelőzésére. Az ionizáló sugárforrások kutatási, oktatási, orvostudományi és ipari alkalmazása során rendkívül kicsiny valószínűséggel fordulhatnak elő olyan balesetek, amikor szükségessé válhat a közelben lakó emberek kitelepítése is.

Egy nukleáris baleset során a kitelepítés elrendelését a baleset súlyossága és a környezeti sugárszennyeződés mértékén kívül olyan körülmények is befolyásolják, mint a kitelepítendő személyek száma, kormegoszlása, a közlekedési eszközök és útvonalak elégséges volta, évszak, időjárás, a kitelepítettek befogadására, elhelyezésére alkalmas épületek és helyiségek száma és kialakíthatósága.

Amennyiben a veszélyeztetett népesség egészének egyidejű kitelepítésére nincs kellő számú s az adott időjárási viszonyoknak megfelelő típusú szállítóeszköz (lehetőleg autóbusz és személygépkocsi), akkor először a terhes nők és kisgyermekes anyák elszállításáról kell gondoskodni – lehetőleg családotól, a családtagokat egymástól nem elválasztva. A csernobili reaktorbaleset másnapján ezer autóbusszal két óra alatt költöztették el az atomerőműtől 5 km-re lévő Pripjaty város 45 ezer lakosát, a családtagokat nem elválasztva egymástól.

A kitelepítés elrendelésének indokoltságát – a fenti tényezők figyelembevételével – alaposan át kell gondolni, nehogy a beavatkozás kockázata (az ilyenkor reálisan feltételezhető pánik, hisztéria, a tülekedésben elszabaduló indulatok, engedetlenségi megnyilvánulások, sérülések, gázolások balesetek stb.) lényegesen felülmúlja az esetleges sugársérülés kockázatát.

Ez utóbbira jó példa az 1979. évi Three Mile Island-i atomerőműben (TMI, USA) bekövetkezett baleset, amikor a tájékoztatás ellentmondásai miatt 800 ezer ember feleslegesen hagyta el a lakhelyét, hiszen a baleseti sugárterhelés mértéke nem érte el a természetes eredetű éves sugárdózist 1%-át.

Ugyanakkor 1957-ben a dél-uráli, kistimi nukleáris katonai bázison lévő nagy aktivitású radioaktív hulladéktárolóban történt kémiai robbanás következtében mintegy százezerszer annyi ($7,4 \times 10^{16}$ Bq) radioaktív anyag jutott ki a környezetbe, mint Three Mile Islandon. A nagy erejű vegyi robbanás eredményeként a radioaktív anyagok 1 km magassáig emelkedtek, majd több mint 16 ezer km²-nyi területen szóródtak szét. A nagyfokú hígulás, valamint közel tízezer fő idejében végrehajtott indokolt kitelepítése következtében a sugárszennyeződésnek tulajdonítható egészségkárosodást 30 éven belül nem észleltek.

10.3 Mi a jódprofilaxis és a golyvaprofilaxis? Mikor és hogyan alkalmazandók?

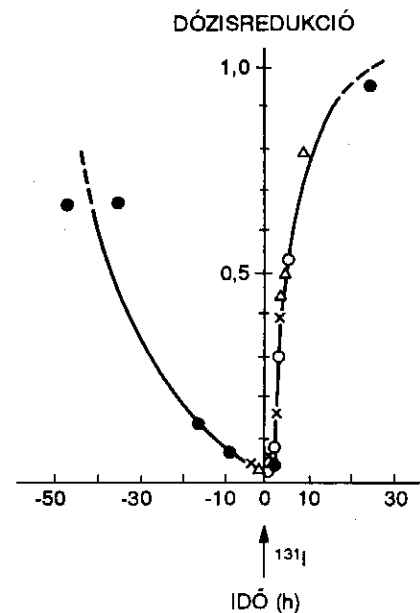
A jódprofilaxis a stabil jódot nagy, a szervezet napi jódigényét közel ezerszeresen meghaladó dózisban tartalmazó szervesetlen vegyületek egy-szeri vagy – szükség esetén – néhány napon át megismételt bevétele a szervezetbe került, avagy rövid időn belül feltételezhetően bejutó radioaktív jódizotópok pajzsmirigyben történő felhalmozódásának és a radiojód-felvételből származó sugárkárosodás megelőzésének céljából. Sokszor egész-

ségügyi dolgozók is összetévesztik a golyvaprofilaxissal, ami pedig nem más, mint a szervezet napi jódszükségletének pótlása a jódhiányos területen élő lakosság körében éveken, sőt évtizedeken át, rendszerint a kenyérszárítás vagy egyéb élelmiszerek (pl. kenyér, étolaj) jódtartalmának növelése útján, a jódhiányos állapot megszüntetése és a golyva megelőzése avagy gyakoriságának visszaszorítása érdekében.

Jódprofilaxis céljára a legelterjedtebb kémiai és gyógyszerlári kiszere-lési formák: a káliumjodid (KI) tabletta vagy oldat, ritkábban a jódát (KIO₃) tabletta és a Lugol oldat, illetve jódérzékenység esetén a perklorát (KClO₄) por vagy tabletta.

A jódprofilaxis hatékonysága függ az alkalmazás idejétől, a jódadagttól és a jódelátottságtól (az átlagos napi jódfelvétel mértékétől).

Amint a 27. ábrán látható, a pajzsmirigy sugárterhelése 80–100-szorosan csökkenthető a radiojód-felvételt (¹³¹I) közvetlenül (legfeljebb néhány órával) megelőzően, azzal egy időben, vagy röviddel az után (fél-egy órával) bevett KI tabletta hatására. A védőhatás mértéke erősen idő-függő – így az 5 óra elteltével végzett jódprofilaxis eredményeként már



27. ábra. A pajzsmirigy dózis csökkenése a kontrollhoz képest 130 mg KI (100 mg jodid) beadási idejétől függően (Az ábrán az eltérő jelek az önkéntes kísérleti személyek különböző csoportjait jelölik)

csak a felére csökken a pajzsmirigy dózis, míg a 24 óra múltán bevett nagy dózisú stabil jód gyakorlatilag már hatástalan.

Következésképpen, ha az egészségügyi hatóság indokoltnak tartja és elrendeli a jódprofilaxist, akkor mindenkinek saját érdeke, hogy mielőbb bevegye az életkorának megfelelő jódtablettát, de csak annyit és csak annyiszor, ahányszor és amennyit a szakemberek javasolnak.

Az önkénteseken végzett kísérletek eredményei szerint 200 mg-nál nagyobb napi jódadag már nem fokozza tovább a védőhatást, amely – a jódtabletta időben való bevétele esetén – elérheti a 99%-ot, csak a mellékhatások kockázatát növeli. Ezért a legutóbbi években közzétett ajánlásokban a jódprofilaxist négy-öt korcsoport szerint 12,5–150 mg közötti jódadaggal javasolják végezni – az élettani jódszükségletet, valamint a jódprofilaxis esetleges mellékhatásainak korfüggését alaposabban figyelembe véve. Az utóbbival kapcsolatosan állatkísérletekben az OSSKI-ban kimutattuk, hogy a túlzottan nagy jódadagoknak magzat- és újszülött-károsító mellékhatása van. (Hasonló céllal terhes nők kísérletet végezni a világon sehol sem szabad.)

Kísérleti eredményeink alapján javasoltuk a terhes nőknek és a szoptató anyáknak a csecsemőadagnyi (25 mg) stabil jód mellé 800 mg kálium-perklorát (egy más hatásmechanizmusú pajzsmirigyblokkoló szer) bevitelét a baleseti radiojód-felvétel napján a legfeljebb még a következő napon.

Amennyiben a radioaktív jód belégzésének a veszélye még ezután is megvan, a terhes nők, a szoptató anyák és a kisgyermekes családok kitelepítése az inkább célszerű – nagyobb védelmi biztonságot nyújtó – baleset-elhárítási intézkedés, mint a jódprofilaxis folytatása.

A jódprofilaxis optimális hazai alkalmazására irányuló sugáregészségügyi vizsgálataink további eredményei szerint a jódprofilaxis hatékonysága jelentős mértékben (és fordított arányban) függ a jódelátottságtól, azaz a táplálékkal és az ivóvízzel naponta átlagosan felvett jód mennyiségétől. Miután az esetleges baleseti radiojód-kibocsátás által leginkább veszélyeztetett Paks környéki népesség jódelátottságát a normál intervallum alsó határa körülínekné találtuk, az OSSKI javaslatára, az állami közegészségügyi és járványügyi főfelügyelő 1989-ben elrendelte a golyvapofilaxis következtetés végrehajtását a Paksi Atomerőmű körüli 30 km sugarú körzetben a jódzott konyhasó állandó forgalmazása és kizárólagos közétkeztetési használata útján. Ezzel az intézkedéssel az esetleges baleseti radiojód-felvételből származó pajzsmirigy-sugárterhelés kb. a felére csökkenthető.

Mivel (az Országos Közegészségügyi Intézet vizsgálatai szerint) hazánk népességének túlnyomó része jódhiányos, így a golyvapofilaxis országos méretű kiterjesztése sugáregészségügyi szempontból is indokolt egy esetleges globális radiojód-szennyeződés miatti egészségkárosodási kockázat csökkentése céljából. Hiszen baleset a szlovák atomerőművekben is előfordulhat. Igaz, ezek a csernobilnál biztonságosabb típusúak.

A jódprofilaxis kockázata elhanyagolhatóan kicsiny. Ellenjavallt a jódtabletta adása jódtúlerzékenységben és súlyos pajzsmirigy-túltengésben. Ez utóbbi esetben kálium-perklorát alkalmazandó a pajzsmirigy radioaktív jódfelvételének gátlására.

Hiába hangsúlyoztuk a csernobili baleset után többször is, hogy a levegőben, a hazai élelmiszerekben, illetve az emberekben mért radiojód mennyisége a jódprofilaxis elrendelését indokló értékek 10%-át sem éri el, néhány pajzsmirigy-túltengéses betegnél toxikus tünetek léptek fel, mivel mégis beszédtek a jódtablettát.

10.4 Melyek a legfontosabb egyéni védekezési módszerek és eszközök sugárterhelés esetén?

Védekezés a külső sugárterhelés ellen.

A gamma-, a röntgen- és a neutronsugárzás (az ún. áthatoló sugárzások) elleni egyéni védekezés három fő tényezője – az idő, a távolság és az árnyékolás.

Minél rövidebb ideig tartózkodunk megnövekedett sugárzási térben, annál kisebb sugárterhelést kapunk. A dózisteljesítmény a sugárforrástól távolodva négyzetesen csökken. Így, ha a duplájára növeljük a távolságot magunk és a sugárforrás között, akkor már négyszer kisebb sugárzási térbe kerülünk. Végezetül még kisebb sugárdózist kapunk, ha a forrást valamilyen sugárzástelnyelő anyaggal (pl. röntgen- és gamma-sugárzás esetén ólommal, vassal vagy betonnal) vesszük körül, „leárnyékoljuk”. Az épületekben való elzárkózás ugyancsak árnyékoló hatású, ezért környezeti sugárzásszennyeződés esetén elsődleges jelentőségű, amint előbb utaltunk rá.

A börtakaróra kiüledett sugárzó anyagok károsító hatása elleni egyéni védekezés leghatásosabb módja a mielőbbi személyi dekontamináció (sugármentesítés). Ennek egyszerű, de eredményes módszere a sugár-szennyezett öltözék tisztára cserélése, az alapos zuhanyozás, hajmosás (hajvágás), szem, szájj- és orrüregeklítés után.

Egyszerű eszközök a belső sugárterhelés megelőzésére. Bár radioaktív anyagok belégzéssel, lenyeléssel vagy a bőrtakarón át egyaránt bejuthatnak az emberi szervezetbe, a sugárbalet korai fázisában a *belégzés elleni védekezés* a legfontosabb. Erre a célra egyszerű háztartási eszközök is igen jó hatásfokkal használhatók. Így pl. a 16 rétegbe hajtott férfi pamutsebkendő (az orra és szája szorítva) mintegy 16-szorosan csökkenti a belégtett sugárzó anyagok mennyiségét, 8 rétegbe hajtvá pedig a nyolcadára.

Frottírtörülközővel az egynegyedére, pamut ruhaanyaggal pedig átlagosan az egyharmadára csökkenthető a belégtett levegő radioaktivitása.

10.5 Mikor indokolt a sugársérültek orvosi ellátása? Hol kerülhet erre sor?

Orvosi vizsgálatra és egészségügyi intézkedésre akkor van szükség, ha a sugárbaletet szenvedett személy az évi dózisegyenérték-korlát ötszörösét meghaladó külső sugárterhelést kapott, vagy szervezetébe az évi felvételi korlátot meghaladó mennyiségű radioizotóp került.

Kombinált sugársérülés esetén az életmentő beavatkozások (vérzéscsillapítás, sokktalanítás, sebellátás stb.) mindig előzzék meg a sugármentesítést (a dekontaminálást és dekontaminálást, azaz a testfelület megtisztítását a bőrre, hajra került radioaktív anyagoktól, illetve az utóbbiak kiürítésének serkentését, amennyiben a levegővel, táplálékkal, ivóvízzel vagy a bőrtakarón át bejutottak a szervezetbe), a sürgősségi ellátás általános szabályai szerint.

A sugársérültek egészségügyi ellátása során is érvényesíteni kell a progresszív betegellátási rendszert: 1 Sv egésztestdózist meghaladó baleseti sugárterhelés esetén a sérült a regionális (megyei) kórház hematológiai profilú belgyógyászati osztályára szállítandó, amennyiben oxiológiai vagy traumatológiai ellátásra nincs szükség. Ha a sérült ellátása regionális szinten nem biztosítható, akkor a speciális szakellátást az Országos Onkológiai Intézetben, illetve az Országos Hematológiai és Vértranszfúziós Intézetben végzik az OSSKI szakemberei bevonásával.

10.6 Milyen további intézkedések válhatnak még szükségessé sugárbalet esetén?

Az ionizáló sugárzás hasznosítása során az orvostudományban, az iparban, a mezőgazdaságban vagy a kutatásban csak nagyon kis valószínűséggel tételezhető fel a környezet olyan mértékű radioaktív elszennyeződésével járó sugárbalet, amely indokolná további baleset-elhárítási intézkedések elrendelését, így az élelmiszerek és az ivóvízkészletek fogyasztásának korlátozását, illetve betiltását vagy a haszonállatok legeltetésének ideiglenes szüneteltetését.

Mindamellett – amint a csernobili reaktorbalet után több országban kialakult sugárzási viszonyok ezt indokolták – erre is sor kerülhet. Fontos azonban, hogy bármely baleset-elhárítási intézkedésre csak akkor kerüljön sor, ha arra valóban szükség van, de akkor minél előbb! Hiszen ettől függ a hatékonyságuk, az értelmük. S ebben nem csekély az orvosok, a többi egészségügyi dolgozó, az orvostanhallgatók és a pedagógusok feladata és felelőssége.

Felhasznált irodalom

- [1] *Andrási, A., Fehér, I.*: ^{137}Cs burdens in the adult population of Budapest. *Kernenergie*. 12:134-141, 1969
- [2] *Blix, H.*: Az atomenergia és a környezet. *Energia és Atomtechnika*, 290-294, 1991
- [3] *Boice, J. D., Fraumeni, F. J. eds.*: Radiation Carcinogenesis. Epidemiology and Biological Significance. Raven Press, New York, 1984
- [4] *Bojtor I.*: A foglalkozási külső sugárterhelés hazai értékei különböző ágakban. A Magyar Biofizikai Társaság XVI. Vándorgyűlése, Budapest, 1991
- [5] *Conard, R. A.*: A twenty year review of medical findings in a Marshallese population accidentally exposed to radioactive fallout. Report, BNL-50424, New York, 1975
- [6] *Crick, M. J.*: The collective dose from the 1957 Windscale fire. *Radiol. Prot. Bull.* 46:13-17, 1982
- [7] *Darby, S. & Doll, R.*: Radon in houses: how large is the risk? *Rad. Prot. in Australia*, 8:83-88, 1990
- [8] *Fehér I. szerk.*: Alapfokú sugárvédelmi ismeretek. Budapest, 1992
- [9] *Germán E.*: A Paksi Atomerőmű radioaktív anyag kibocsátásának és környezetének üzemi és hatósági sugárvédelmi ellenőrzése (1983-87). Budapest, 1990
- [10] *Germán E.*: A Paksi Atomerőmű környezetének sugárvédelmi ellenőrzése. PAV. Paks, 1990
- [11] *Guczi J.*: A Duna-víz radioaktív szennyezettségére vonatkozó mérési adatok. Személyes közlés, OSSKI, Budapest, 1992
- [12] *IAEA*: The management of radioactive wastes. IAEA. Vienna, 1981
- [13] *IAEA*: Summary report on the post-accident review meeting on the Chernobyl accident. Safety Series 75. Vienna, 1986
- [14] *IAEA*: In perspective – the role of safety assessment and risk management. IAEA Bulletin, Vienna, February 1987
- [15] *IAEA*: Emergency planning and preparedness for accidents involving radioactive materials used in medicine, industry, research and teaching. IAEA Safety Series 91, Vienna, 1989

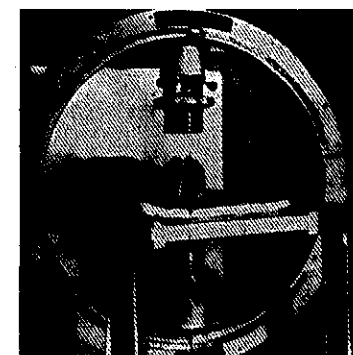
- [16] IAEA: Nuclear Engineering International. IAEA, Vienna, 1989
- [17] IAEA: Power Info. IAEA, Vienna, 1990
- [18] IAEA: The international Chernobyl project. An overview. Report by an Internatl. Advisory Committee. Vienna, 1991
- [19] Johnson, E. R. & McBride, J. A. eds.: Dry Storage & Spent Fuel Elements. Proc. NEA Workshop. Paris, 1982
- [20] Juhász I.: A püspökszilágyi RHFT működése. OSSKI. Budapest, 1989
- [21] Juhász I. és Turai I.: Az RHFT környezeti sugáregészségügyi ellenőrzési programja és az 1991. évi környezeti mérések eredményei. OMFB kutatási jelentés, OSSKI, Budapest, 1991
- [22] Kanyár B.: Az atomerőmű hatósági környezeti sugárvédelmi ellenőrző rendszerének eredményeiről, 1989. Izotóptechnika, Diagnosztika, 33: 237-247, 1990
- [23] Kanyár B. szerk.: Környezeti sugáregészségügyi mérési eredmények 1990. Egészségtudomány, 35: 291-303, 1991
- [24] Kerekes A.: Életkorfüggő belső sugárterhelés számítások. ELTE doktori értekezés, Budapest, 1990
- [25] Kerekes, A. & Sztanyik, L. B.: Radiological monitoring in Hungary after Chernobyl: whole-body measurements and internal doses. Proc. of Workshop on the Long-term Follow up of the Chernobyl Disaster. IUAC. HCS. WHO. Publ. Hellenic Cancer Society, Athens, 103-108, 1991
- [26] Köteles Gy., Pap Z.: Sugársérültek oxiológiai ellátása. Bencze B., Göbl G. szerk.: Oxológia. Bp. Medicina, 1987
- [27] Köteles Gy.: Ionizáló sugárzások az egészségügyben. Fizikai Szemle, 42: 422-426, 1992.
- [28] Kurtács E.: Dunai halminták radioaktivitásának mérési adatai. Személyes közlés, OSSKI, Budapest, 1992
- [29] Maschek I.: Aeroszol és fall-out minták radioaktivitásának mérési adatai. Személyes közlés, OSSKI, Budapest, 1992
- [30] McDermott, J. J.: Three Mile Island (az üzemzavar és annak az amerikai közvéleményre gyakorolt hatása). Fizikai Szemle, 1: 15-19, 1982
- [31] Marx Gy.: Csernobíl leckéje. Fizikai Szemle, 3: 85-93, 1990
- [32] Niehaus F.: Az energiatermelő rendszerek kockázatának összehasonlítása. Fizikai Szemle, 4: 116-122, 1990
- [33] Nikl I.: A környezeti sugárzás dózisteljesítményének mérése. OKKFT 9-41 témajelentés. Budapest, 1990
- [34] NRPB: Radon – Living with Radiation. HMSO. London, 1991
- [35] OAB., Etl Min., PAV: Kérdések és válaszok az atomenergiáról: Milyen kockázatot jelentenek a különböző erőművek? OMIKK, Budapest, 1989
- [36] Országos Atomenergia Hivatal: Nemzetközi Nukleáris Esemény Skála. OAH. Budapest, 1991

- [37] Rasmussen-jelentés: („WASH-1400”) Reactor Safety Study. NUREG-75-014, Washington DC, 1975
- [38] Rósa G.: Atomenergiával a tisztább környezetért. PAV, Paks, 1991
- [39] Rósa G.: A Paksi Atomerőmű Vállalat tájékoztatási tevékenysége és az INES Skála bevezetése. Energia és Atomtechnika, 330-332, 1991
- [40] Sajgó Mihályné, Farkas Ildikó: Ivóvíz jódtartalma és a lakosság jódelállottságának mutatói. Egészségtudomány, 34: 28-33, 1990
- [41] Stúr D., Gucci J., Kanyár B., Kerekes A., Kurtács E., Maschek I., Szabó Gy., Szerbin P., Sztanyik B. L., Turai I., Ugron Á.: Hosszú életű mesterséges radionuklidok viselkedésének vizsgálata szárazföldi és vízi környezetben. OKKFT G-11/9.43. jelentés, Bp., 1990
- [42] A szociális és egészségügyi miniszter 7/1988. sz. rendelete. Magyar Közlöny, 33: 863-878, 1988
- [43] Sztanyik B. L.: Élelmiszerek radioaktív szennyezettségének higiéniás értékelése. Egészségtudomány, 31: 400-415, 1987
- [44] Sztanyik B. L. szerk.: A csernobili reaktorbaleset sugáregészségügyi kihatásai hazánk lakosságára. OSSKI. Budapest, 1987
- [45] Sztanyik B. L. szerk.: „Sugársérülések megelőzése és gyógykezelése”. Zrínyi Kiadó, Budapest, 1989
- [46] Sztanyik B. L.: Ionizáló sugárzás és egészség. Magyar Tudomány, 3: 196-201, 1989
- [47] Sztanyik B. L.: Vizsgálatok a hazai lakosság környezeti sugárterhelésének mérésére. Egészségtudomány, 36: 195-202, 1991
- [48] Sztanyik B. L.: Sugárzás és egészség. Energia és Atomtechnika, 295-300, 1991
- [49] Sztanyik B. L.: Summary account of the Chernobyl accident. Proc. of Workshop on the Long-term Follow up of the Chernobyl Disaster. IUAC. HCS. WHO. Publ. Hellenic Cancer Society. Athens, 173-181, 1991
- [50] Sztanyik, L. B.: Radiation Hygiene – Radiation Protection. Science & Technology in Hungary, 49-53, Budapest, August, 1992
- [51] Toivonen, H. et al: Radioactive release from Sosnovy Bor. St. Petersburg, in March 1992. STUK-A 104, Helsinki, 1-19, 1992
- [52] Turai, I. & Toivonen, H.: Radiohygiene of fission isotopes of iodine: Experiments in rats and model studies in man. STL-A 42. Helsinki, 1-46, 1983
- [53] Turai I., Sztanyik B. L.: A magzati radiojód-felvétel gyógyszeres csökkentése. Egészségtudomány, 29: 403-412, 1985
- [54] Turai I., Varga P. L., Sztanyik B. L.: A tömeges jódpofilaxis sugáregészségügyi jelentősége. Izotóptechnika, 28: 28-41, 1985

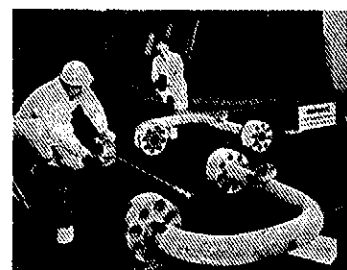
- [55] Turai I., Kovács L., Várterész Gy., Keömley G.: A Paksi Atomerőmű körül élő lakosság jódehátosságának vizsgálata a pajzsmirigy és a vizelet jódkoncentrációjának vizsgálata útján. Kísérletes Orvostudomány, 38: 225-234, 1986
- [56] Turai I., Sztanyik B. L., Stür D.: A hazai lakosság fogazatának radioaktív stronciumtartalma. Egészségtudomány, 32: 388-391, 1988
- [57] Turai I.: A jódehátosság javításának sugáregészségügyi jelentőségéről. Egészségtudomány, 33: 234-243, 1989
- [58] Turai I., Sztanyik, L. B.: Effectiveness of stable iodine prophylaxis in rats and their offsprings depending on the dietary iodine supply (experimental and compartment modelling study). in: „Frontiers of Radiation Biology”. ed. E. Riklis, Balaban Publ. Weinheim, 611-623, 1990
- [59] Turai I.: Sugáregészségügyi vizsgálatok a jódehátosság optimális hazai alkalmazására. Kandidátusi értekezés. Budapest, 1990
- [60] Turai, I.: Evaluation of ^{90}Sr and ^{137}Cs activity concentration in human tissues in Hungary. „New Developments in Fundamental and Applied Radiobiology” eds. Seymour C. B. & Mothersill C., Taylor & Francis, London, 419-425, 1991
- [61] Turai I.: Experimental optimisation of iodine prophylaxis for prevention radiation injury from accidental intake of radioiodine. (in Russian) Radiobiologiya, 32: 30-34, 1992
- [62] UNSCEAR: Sources, effects & risks of ionizing radiation, 1988 Report. UN, New York, 1988
- [63] Virágh E.: Atomerőművek személyzetének, illetve a környezetben élők sugárzás elleni védelme. NIMDOK-81.546, Budapest, 1981
- [64] Virágh E., Pálmai Gy.: Atomtechnika és környezetvédelem. Budapesti Műszaki Egyetem, Budapest, 1986
- [65] Virágh E.: Sugárvédelem a Paksi Atomerőműben. Paks, 1991
- [66] Virágh E.: Radioaktív hulladékok. PAV, Paks, 1991
- [67] WHO: Emergency plan in the event of an accident in a nuclear installation. World Health Organization International Collaborating Centre in Radiopathology. Fontenay-aux-Roses, 1983
- [68] WHO: Guidelines for iodine prophylaxis following nuclear accidents. World Health Organization, Regional Office for Europe, FADL Publ. Copenhagen, 1989



A pajzsmirigyműködés és ...



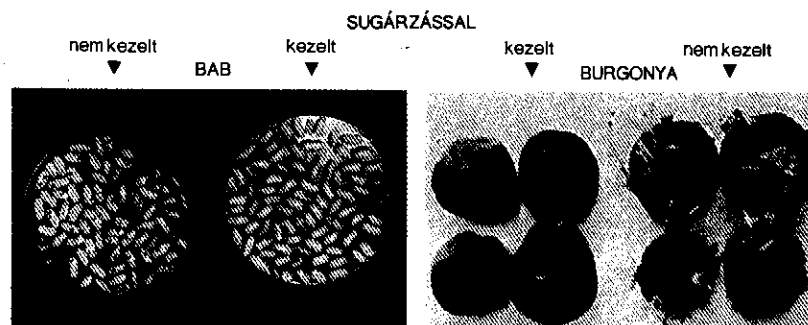
... a vérképzés vizsgálata radioaktív izotópok felhasználásával



A hegesztési varratok minőségének ellenőrzése, illetve



a rétegvastagság mérése sugárforrások alkalmazásával



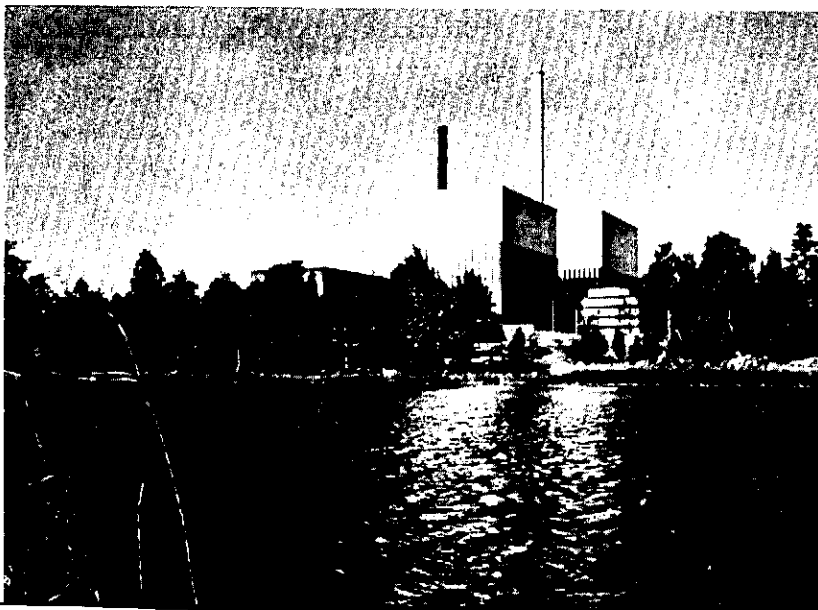
azonos tárolási idő után

1-6. kép. Az ionizáló sugárzás hasznosítása a mindennapi életben



7. kép. A környezetszennyezés mértéke – súlyos a szénérőműben

8. kép. A környezetszennyezés – nem kimutatható az atomerőműben



9. kép. Cementbe ágyazott radioaktív hulladékok végleges elhelyezése már nem termelő bányavágatokban

10. kép. Radioaktív hulladékot tartalmazó üvegtömlő





11. kép. Üvegbe ágyazás – a nagy aktivitású folyékony radioaktív hulladékok kezelésének és tárolásának legbiztonságosabb módja

12. kép. 3500 éves dísz tárgy – üvegből

