

„A BOMLÁS VIRÁGAI”

Radioaktív sugárzások és környezetünk

Írta: Somlai János, Tarján Sándor, Kanyár Béla,
Radioökológiai Tisztaságért Társadalmi Szervezet, 1999-ben
Felelős kiadó: Energia Klub Környezetvédelmi Egyesület
Kiadta: Energia Klub Környezetvédelmi Egyesület 3000 példányban
www.energiaklub.hu
e-mail: energia@c3.hu
Borítóterv: Typoézis
Nyomdai előkészítés: PARADOX Bt.
Nyomdai munka: ETO-Print Nyomdaipari Kft., Budapest, 2000
A kiadvány az Ökotárs Alapítvány támogatásával készült.

Tartalomjegyzék

Radioaktív sugárzások és környezetünk	5
A radioaktív sugárzások	5
A dózis	6
Biológiai hatások	7
Az emberiséget érő ionizáló sugárzások forrásai	10
Külső és belső sugárforrások	10
Természetes sugárforrások	12
Kozmikus sugárzás	13
Földkérgi sugárzások	14
A radontól származó sugárterhelés	15
Mesterséges sugárforrások	18
Atomerőművek	18
Radioaktív hulladékok	20
Atomfegyver kísérletek	20
Radioizotópok előállítása, felhasználása	21
Orvosi alkalmazás	21
Nukleáris és sugárbaesetek	22
Sugár- és nukleáris balesetek környezeti hatásai	24
Atomerőművi nukleáris balesetek	24
Fegyverkezési balesetek	28
Műholdak visszatérése	30
Ipari és orvosi balesetek	30
Védekezés nukleáris baleset esetén	31
Néhány praktikus tanács	33
Védekezés a radon ellen	34
Összegzés	35
Felhasznált szakirodalom	35
Függelék	36
A szövegben szereplő 10 hatványai	36
A szövegben szereplő fogalmak	36
Nukleáris anyagokat, jelentős mennyiségű radioizotópokat felhasználó, termelő intézmények Magyarországon	37
Fontosabb radionuklidok, felezési idők, kibocsátott sugárzások fajtái	37
Elemek akkumuláló szövetei az emberi testben és a biológiai felezési idő	38
Nukleáris balesetknél a gyors intézkedések között szereplő elzárkóztatás, kiürítés és jódpromóxiás bevezetésének irányadó dózisszintjei	38
A cselekvési szintek élelmiszer- és ivóvízfogyasztás korlátozására	39
Az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének megengedhető mértéke nukleáris veszélyhelyzetet követően	39
Nemzetközi és hazai szervezetek, kiadványok gyakran használt rövidítései	40

Radioaktív sugárzások és környezetünk

A radioaktivitás felfedezésével hatalmas fejlődésnek indult egy új tudományág. A kezdeti örömök után hamarosan nyilvánvalóvá vált, hogy a radioaktív sugárzás komolyan károsíthatja az egészséget.

A radioaktív izotópok orvosi és ipari felhasználása, illetve a nukleáris energia-termelés gyorsan elterjedt. Előnyük mellett többé-kevésbé mindenki – köztük a jövő generáció is – részeseül hátrányaikból is. Jogos félelmet keltettek az emberiségben a nukleáris fegyverekkel végrehajtott robbantások és a nem megfelelő üzemeltetés során bekövetkezett balesetek. Így napjainkban a természetes sugárzás mellett számolni kell a sokszor igen veszélyes mesterséges radioaktív izotópokkal is.

Kiadványunk célja, hogy az e téma iránt érdeklődőknek olyan alapismereteket nyújtsunk, amelyek lehetővé teszik, hogy a sokszor ellentétesnek tűnő és értelmetlen tájékoztatást reálisan értékelni tudják. A könnyebb eligazodás érdekében az alapegységeket és a szövegben gyakran használt 10 hatványait a kiadvány végén röviden összefoglaltuk.

A radioaktív sugárzások

A természetben előforduló atomok többsége stabil. Az atommagok pozitív töltésű protonokból és semleges, azaz töltés nélküli neutronokból állnak. A protonok száma meghatározza az atom rendszámát, azaz hogy milyen atomról (pl. hidrogén, vas, ólom) van szó. A magban lévő protonok és neutronok számának összege adja meg az atom tömegszámát. Azonos protonszám (azaz kémiaiilag azonos tulajdonságú atomok) esetén a mag különböző számú neutront is tartalmazhat; az ilyen atomok az izotópok.

A magban lévő vonzó és taszító erők egyensúlyát, azaz az adott mag stabilitását nagymértékben befolyásolja a protonok és neutronok száma, illetve egymáshoz viszonyított aránya. Így vannak olyan atommagok, amelyek spontán, tehát mindenféle külső hatás nélkül kisebb részecskéik, illetve energia kibocsátásával stabilabb állapotba kerülhetnek. Ezt a jelenséget radioaktív bomlásnak, az adott atomot pedig radioaktív izotópnak nevezzük. Az izotópok jelölésénél a kémiai jel (vegyjel) elé felső indexbe a tömegszámot, alsóba a rendszámot írják (pl. $^{14}_6\text{C}$, ami a hatos rendszámú szén atom 14-es tömegszámú, azaz 6 protont és 8 neutront tartalmazó izotópját jelöli). Mivel a kémiai jel már egyértelműen meghatározza az adott atomot, az alsó indexben a rendszám jelölése elhagyható (^{14}C). Elfogadott jelölés még a vegyjel után kötőjellel írt tömegszám is (C-14, a szén 14-es tömegszámú izotópjá). A továbbiakban az egyes izotópok jelölésénél az adott atom neve után zárójelben jelöljük, hogy konkrétan melyik izotópjáról

van szó. Így például a rádium-226 a rádium 226-os tömegszámú izotópját jelöli. (A szakirodalomban elfogadott jelölés: ^{226}Ra ; a szövegben a közérthetőség kedvéért használjuk a fenti formát). Előfordulhat, hogy a keletkezett új atommag újabb részecske kibocsátásával még stabilabb állapotba kerülhet, s így ún. bomlási sorok alakulhatnak ki.

A radioaktív bomlás jellemzésére az egységnyi időtartam alatt elbomló atommagok számát használjuk, amit aktivitásnak nevezünk. Mértékegysége a becquerel (ejtsd: bekerel), jele Bq. Tehát egy adott anyagnak egy becquerel az aktivitása, ha abban egy másodperc alatt egy magbomlás megy végbe. Ez nagyon kis mennyiség, így a gyakorlatban gyakran a kilo-, mega- és giga becquerel (kBq, MBq, GBq) egységet használják.

Régi egysége a curie (1 Ci), ami másodpercenként $3,7 \times 10^{10}$ bomlást jelent, ugyanis másodpercenként ennyi bomlás játszódik le 1 g rádium-226-ban (^{226}Ra). A két egységet néha keverik. Könnyen belátható, hogy tömegtájékoztató esetén mennyire eltérő hatást vált ki az a hír, hogy például 5 mCi (milliCi) vagy 185 MBq (megaBq) radioaktív anyag került ki a környezetbe, holott azonos mennyiségről van szó. Tehát $1 \text{ Ci} = 3,7 \times 10^{10} \text{ Bq}$, ennek ismeretében pedig már csak egy kis matematikai művelet kell ahhoz, hogy elkerüljük a különböző egységek miatti keveredést.

A radioaktív izotópok további fontos jellemzője a felezési idő (jele: T), ami azt az időt jelenti, amennyi alatt a radioaktív atommagok száma a felére csökken.

A radioaktív bomlás során α (pozitív töltésű hélium atommag), illetve β^+ vagy β^- (pozitron vagy elektron) részecske lép ki a magból. Sok esetben az így keletkezett új atommag energetikai szempontból gerjesztett állapotban van. Ezt a gerjesztési energiát gamma-fotonok kibocsátásával adja le, amit gamma-sugárzásnak hívnak. (Néhány jóval kisebb valószínűségű bomlási mód is létezik, de most ezekre nem térünk ki.)

Külön kell megemlítenünk a nukleáris erőművekben és a nukleáris robbantásoknál lejátszódó maghasadást. Bizonyos atommagok egy neutron befogása esetén két (vagy több) új atomra hasadnak, miközben újabb 2-3 neutron is keletkezik. Ezek a neutronok ismét hasadási folyamatot indíthatnak el, ami megfelelő feltételek között láncreakciót eredményezhet.

A dózis

A sugárzás energiát hordoz. Ennek egy része az egyes anyagokkal, közegekkel kölcsönhatásba lépve elnyelődik, és az energia átadódik. Így például a Nap sugárzása a talajban elnyelődik, miközben az felmelegszik, vagy a mikrohullámú sütőben az ételben elnyelődött mikrohullám energiája felmelegíti azt. Ha egy anyagot radioaktív sugárzás ér, energiájának egy része elnyelődik az anyagban. A tapasztalatok alapján az elnyelt energiával arányos a végbemenő változás (pl.

ionizáció, kémiai bomlás vagy élő szervezetekben a biológiai változás). A várható károsodások becslésére az elnyelt energia adaggal (dózissal) arányos mennyiségeket használunk. A sugárzásnak kitett anyag egységnyi tömegében elnyelt energiát elnyelt dózisnak nevezzük; jele D, mértékegysége az 1 joule/kilogramm, amelynek a gray, jele: Gy, (ejtsd: gréj) elnevezést adták. Ez tehát azt jelenti, hogy ha a besugárzott anyag egy kilogrammjában 1 joule energia nyelődött el, akkor az elnyelt dózis – azaz ami arányos a várható károsodás mértékével – egy gray.

Élőlényeknél azt tapasztalták, hogy a károsító hatást az elnyelt dózison kívül a sugárzás típusa és energiája, valamint a sugárzást ért szervek, szövetek minősége is jelentősen befolyásolja. A várható károsodások szempontjából tehát nem mindegy, hogy az energia melyik szervben vagy szövetben nyelődött el, illetve milyen sugárzásból származott. A legveszélyesebb az alfa-sugárzás, hiszen a gamma-sugárzáshoz viszonyítva azonos elnyelt energia esetén közel hússzor nagyobb biológiai károsodásra kell számítani. Mindezeket a hatásokat figyelembe veszi az effektív dózis (E), amely már a szervezet károsodására jellemző értéket adja. Egysége a sievert, jele: Sv (ejtsd: szívert).

Mindkét dózist használják a dózisteljesítmény fogalmát, ami az adott dózis időegységre jutó hányadát jelenti. Ez azért fontos, mert ha tudjuk például az egy óra alatt kapott dózis mennyiségét, kiszámíthatjuk az adott időtartam alatt várható értéket, s így szükség esetén megfelelően beavatkozhatunk. Erre részletesebben a nukleáris baleseteknél térünk ki.

Egy csoport, vagy akár a népesség sugárterhelésének jellemzésére vezették be a kollektív dózis (S) fogalmát, melynek értéke a sugárterhelést szenvedett egyedek számának és az egyedek átlagos dózisének szorzata. Mértékegysége a személy \times Sv. Így pl. ha tíz ember kapott 10 mSv és százan 1 mSv dózist, akkor a kollektív dózis $10 \times 10 + 100 \times 1 = 200$ személy mSv. Egy népes csoport nagyon kis dózisu sugárterhelése esetén azonban a kollektív dózis kevésbé alkalmas az egészségügyi károsodás mértékének becslésére. Tehát a néhány ember több száz mSv-es, illetve sok ember néhány tized mSv-es sugárterheléséből számolt azonos kollektív dózis ellenére is eltérő (az utóbbi esetben kisebb) egészségügyi kockázat várható.

Biológiai hatások

Az élő szervezetben a sugárzás hatására először igen rövid idő alatt fizikai, kémiai változások (szabad gyökök, oxidok, peroxidok stb. keletkezése) játszódnak le, melyek biokémiai, majd biológiai átalakulásokat hoznak létre, ez végül (esetleg csak évek, évtizedek múlva) a sejtek, szövetek pusztulásához vezet.

Az egészségkárosító hatások természetesen jelentősen eltérnek nagy és kis dózisok esetén. Meghatározható egy – az egyéni érzékenységtől függően kismértékben változó – küszöbérték. A dózisküszöbnél nagyobb adag hatására mindig fellépnek a tünetek, és minél nagyobb a dózis, annál súlyosabb a betegség. A kez-

deti szakaszban 2-3 napon belül jelentkezik a gyengeség, hányás, hasmenés, levertség, majd egy nyugalmi szakasz következik, ami átmeneti javulással járhat. Néhány hét múlva, a kritikus szakaszban a tünetek erőteljesebben visszatérnek, nyálkahártya- és bélvérzések is felléphetnek, nagyon súlyos esetben az idegrendszer is károsodik, majd beállhat a halál. Túlélés esetén nagyon lassú javulás várható. A küszöbdózis körülbelül 1 Gy, a félhalálos dózis 4-5 Gy. Ezt az értéket $LD_{50/30}$ kifejezéssel jelölik, ahol LD a halálos (letális) dózist jelenti, az 50/30 pedig azt, hogy a sugárkárosodást szenvedett egyének fele 30 napon belül meghal. Orvosi beavatkozás nélkül a 6-7 Gy dózis szinte már mindig halálos. Igen nagy (10-15 Gy) dózis esetén néhány órán belül károsodik az idegrendszer, és rövid időn belül beáll a halál. Mindezeket – mivel a küszöbdózis felett mindig jelentkeznek – determinisztikus hatásoknak nevezzük. Determinisztikus hatással elsősorban a nukleáris balesetek után és csak az üzemen belül kell számolni. Sajnos azonban történtek már olyan sugár-balesetek is, amelyek a lakosság szűk csoportjában is determinisztikus hatást váltottak ki.

A népesség szempontjából sokkal jelentősebbek a kis dóziszokat követő késői, ún. sztochasztikus hatások. Ezek fő jellemzője, hogy nincs küszöbdózis, hosszú lehet a lappangási idő, és megnő a rákbetegek száma. Mivel rákot számtalan más hatás is kiválthat (dohányzás, növényvédő szerek, kémiai anyagok stb.), hosszú idő után már nem egyértelmű az összefüggés.

A jelenlegi hivatalos álláspont szerint a daganatos megbetegedések néhány 100 mSv esetén tapasztalt növekményéből egyenes aránnyal kell meghatározni a kisebb dóziszok esetén fellépő megbetegedések valószínűségét is. Eszerint, ha egy csoport minden tagja 100 mSv helyett 10 mSv sugárterhelést kap, akkor a várható megbetegedések száma is a tizedére csökken.

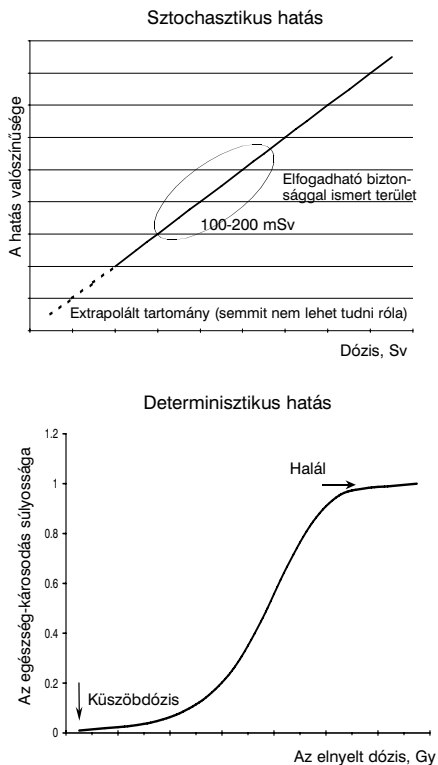
A nemzetközi sugárvédelmi szervezetek ajánlásait tekintve rövid idő alatt (ún. akut módon) kapott 1 mSv effektív dózis 5×10^{-5} valószínűséggel okoz halálos kimenetelű rákos megbetegedést. (Ehhez még 1×10^{-5} valószínűséggel hozzájárul a nem halálos kimenetelű daganatos megbetegedés, és az $1,3 \times 10^{-5}$ valószínűségű genetikai károsodás esélye is.) Tehát $7,3 \times 10^{-5}$ a valószínűsége annak, hogy 1 mSv az egészségre káros hatással lesz. Így egymillió ember 1 mSv-es sugárterhelése esetén $7,3 \times 10^{-5} \times 10^6 = 73$ ember megbetegedése – 50 halálos és 10 gyógyítható, azaz nem halálos kimenetelű rák eset és 13 genetikai károsodás – várható. Igen kis dóziszok esetén ezt több szakember túlbecslésnek tartja, sőt a kis dóziszok jótékony hatásáról is beszélnek. Ezek a kutatók elsősorban arra hivatkoznak, hogy a világ néhány helyén mért viszonylag nagy háttérsugárzás (India, Brazília) ellenére sem tapasztaltak semmilyen egészségkárosító hatást.

Vizsgáljuk csak meg, hogy a példaként sokat emlegetett nagy háttérsugárzású Kerala államban (India) hogyan is alakulnak a várható értékek! Ezen a területen kb. 50 000 ember él, és akár 4000 nGy/óra dózisteljesítmény is előfordul. Az UNSCEAR adatai alapján az átlagos dózisteljesítmény 700 nGy/óra. Így egy év alatti sugárzásból eredően a várható halálos daganatos megbetegedések száma:

$5 \times 10^4(\text{fő}) \times 700(\text{nGy/óra}) \times 8760(\text{h/év}) \times 0,7(\text{Sv/Gy}) \times 510^{-5}(\text{rák/mSvfő}) \times 10^{-6}$ (milli/nano) = 10,7 (rák/év). Ez azt jelenti, hogy az évi átlagos sugárterhelés kb. 11 halálos kimenetelű rákos megbetegedést okoz, s a hosszú távú sugárterhelés miatt itt évente 11-gyel több halálessettel kell számolni. Sőt, ha figyelembe vesszük, hogy a sugárterhelés nem rövid idő alatt, hanem folyamatosan, kis mértékben éri a lakosságot – tehát a szervezetnek nagyobb esélye van a sérülések korrigálására –, még ennél is kisebb esetszám várható reálisan.

Indiában az átlagos életkor 57 év, tehát az évenként várható halálesetek száma közelítőleg 877. A világban a rákbetegségek halálozási aránya 20-25%, ami 175-219 főt jelentene ezen a területen. Tehát emellett kellene kimutatni egyértelműen a kb. 11 főnyi növekményt. Az egyes évek közti ingadozás azonban ennél nagyobb egy sugárterhelésnek ki nem tett területen is, ráadásul nem is biztos, hogy a legponyosabbak közé tartozik az indiai rákos megbetegedések statisztikája. Tehát ha az ilyen erős sugárzási háttérű területen nem találtak kiugró értékeket egyes kutatók, az nem bizonyítja azt, hogy nincs ráknövelő hatása a nagyobb sugárterhelésnek. Ezzel ugyanúgy nem lehet indokolni a lineáris összefüggést, mint ahogy nem lehet indokolni az ezzel a feltételezéssel számolt értékek túlbecslését sem.

Mindemellett nem beszéltünk számos más körülményről. Például nem vizsgáltuk az adott területekre jellemző egyéb (esetleg rákkeltő) környezeti tényezőket. Valószínűsíthető az is, hogy a természetes kiválasztódás eredményeként a sokféle génekombinációból azok maradtak fenn ezen a régóta erős háttérsugárzású területen, amelyek kevésbé érzékenyek a sugárzásra. Más, korábban ennek az extra hatásnak ki nem tett populációban viszont megnőhet a várható egészségkárosodás mértéke, mint ahogy feltehetően ugrásszerűen megnőne a csecsemőhalálozás, ha a néhány napos magyar gyerekek hirtelen az eszkimók, egyébként szerető karjaiba kerülnének. Valószínűleg ez a sugárzások esetében is igaz. A determinisztikus hatásokat jellemző görbe lefutásán (1. ábra) látható,



1. ábra. Ionizáló sugárzások determinisztikus és stochasztikus hatásainak dózis-hatás összefüggése

hogy a viszonylag rövid időn belül és minden esetben jelentkező egészség-károsodásnak van egy küszöbértéke, és a dózis növekedésével elérkezünk egy olyan értékhez, aminél már biztosan bekövetkezik a halál. Kisebb dózisok esetén, azaz a küszöbdózis alatt nincs ilyen egyértelmű összefüggés az egészség-károsodással. Viszont a tapasztaltak szerint néhány száz mSv sugárterhelésnél az előzőekben említett mértékben ($7,3 \times 10^{-5}$) megnő a rákos, illetve a genetikus megbetegedések száma. Tehát a sztochasztikus sugárhatásnál csak azt tudjuk becsülni, hogy a sugárterhelést elszenvedett népcsoport hány százalékánál várható a későbbiekben egészség-károsító hatás, illetve halállal végződő megbetegedés. Kisebb dózisoknál ezt a valószínűséget lineáris összefüggéssel becsülhetjük, mint azt az ábrán látható egyenes is jelzi. Az ábrán a szaggatott vonallal jelzett szakasz arra utal, hogy igen kis dózisoknál ez a közelítés már túlbecsüli a várható megbetegedések számát.

Az emberiséget érő ionizáló sugárzások forrásai

Különböző szempontok szerint csoportosíthatjuk a sugárzási forrásokat. Elterjedten használják a sugárforrás és a besugárzott szervezet relatív elhelyezkedése, illetve a sugárzások eredete szerinti besorolást.

Külső és belső sugárforrások

A sugárzó anyag elhelyezkedése alapján megkülönböztethetünk külső és belső forrásokat. Amennyiben a sugárforrás a szervezetünkön kívül található, külső forrásról beszélünk. Ez ellen sok esetben könnyű védekezni, hiszen ha távolabb megyünk vagy kevesebb időt töltünk el a közelében, esetleg különböző árnyékoló anyagokat használunk, jelentősen csökkenthetjük a sugárterhelést. Persze, ha egész környezetünk szennyezett a sugárzó anyaggal, már korántsem ilyen egyszerű a helyzetünk.

Amennyiben egy radionuklid táplálkozás, légzés (esetleg sérülés) során bejut a szervezetbe és ott hosszabb-rövidebb ideig megkötődik, belső sugárterhelésről beszélünk. Itt az egyetlen hatásos védekezés a megelőzés. Természetesen az is segítség, ha valamilyen módon meg tudjuk gyorsítani a szervezetbe került radionuklid kiürülését, de ez a lehetőség bonyolult és jelentősen függ az adott szennyező izotóp kémiai tulajdonságaitól. Különösen veszélyesek azok a radionuklidok, melyeknek felezési ideje hosszú, és jól (többnyire specifikusan) kötődnek a különböző szövetekben, szövetekben. Ilyen például a rádium-226 vagy a stroncium-90, mely a csontszövetbe könnyen beépül és a csontdaganat, illetve – a vérképző szervek közvetlen károsítása révén – a leukémia előfordulási valószínűségét növeli meg. Van olyan radionuklid is, például a trícium, amely a szervezet nagy vízforgalma miatt gyorsan kiürül, így egészség-károsító hatása jóval kisebb.

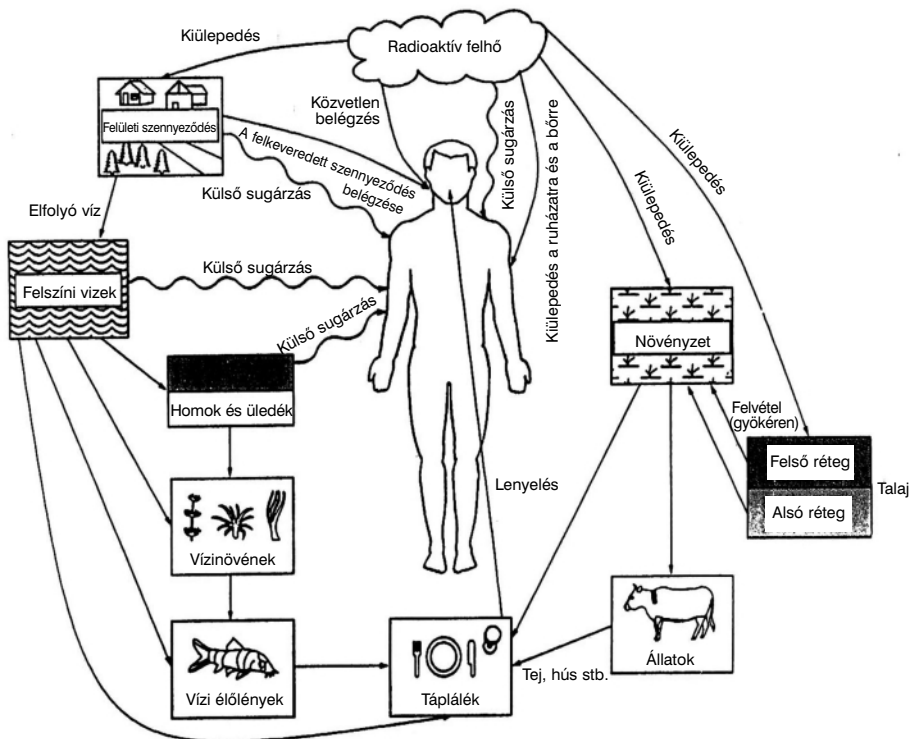
A belső sugárterhelés számítására minden radioizotópra meghatározták azt az aktivitást, amely a szervezetbe kerülve az évi dóziskorláttal (sugárveszélyes munkakörben dolgozóknál 20 mSv, a lakosságnál 1 mSv) megegyező sugárterhelést okoz. Ez jelenleg azt jelenti, hogy az aktivitásban kifejezett éves felvételi korlát (ÉFEK) értékének megfelelő mennyiségű radioizotóp szervezetbe kerülése 20 mSv belső sugárterhelést hoz létre.

Sok esetben külső és belső terhelésre egyaránt számíthatunk. Például egy nukleáris baleset során a levegőben lévő, illetve a talajra, a növényekre ülepedett radioaktív szennyezők (aeroszok) külső sugárterhelést okoznak. A radioaktív felhő továbbhaladása után ez nagymértékben csökkenhet, és mértékét a kiülepedett radionuklidok mennyisége és egyéb tulajdonsága (felezési ideje, a kibocsátott sugárzás energiája stb.) határozza meg. A kiülepedett radionuklidok azonban felkeveredve a levegőbe kerülhetnek (reszuszpenzió), és belélegezve, illetve a növényekbe, állatokba jutva a tápláléklánc végén álló ember belső sugárterhelését növelik. Hosszú felezési idejű, biológiailag aktív kémiai elemek radioizotópjai sokáig részt vehetnek az ökológiai körforgásban, ezáltal a tápláléklánc elszennyeződésével és a belső sugárterhelés veszélyével akár évtizedekig számolnunk kell. A levegővel vagy vízzel a környezetbe került radionuklidok okozta sugárterhelés lehetséges útvonalaait a 2. ábra szemlélteti.

Könnyen belátható, hogy a népesség szempontjából egy olyan baleset, ahol egy zárt sugárforrásból ered a dózis, jóval kisebb veszélyt jelent, kivéve természetesen azt a néhány embert, aki közvetlen közel kerül a zárt forráshoz. Ha a radioizotópok szétszóródnak a környezetben (pl. a zárt forrást felnyitják, vagy nukleáris baleset esetén) a népesség jóval nagyobb csoportját érintő külső és belső sugárterhelésre is számítanunk kell.

Az egyes sugárzások nagymértékben eltérő veszélyt jelenthetnek külső, illetve belső sugárforrásként. Az alfa-sugárzás nagyon rövid hatótávolságú, a levegőben maximum 8-10 cm távolságon belül elveszti energiáját. A bőrre kerülve a legfelső, többnyire már nem élő hámrétegben elnyelődik, így mint külső sugárforrás nagy aktivitások esetén is veszélytelennek mondható. Más a helyzet, ha ugyanez az α -sugárzó radionuklid lenyeléssel, belégzéssel a szervezetünkbe kerül. Energiáját akkor is rövid távon belül leadja, csak most az elnyelő közeg éppen a mi szervezetünk. Megállapították, hogy embereknél a gamma-sugárzáshoz viszonyítva azonos elnyelt dózis esetén az alfa-sugárzásnál hússzor nagyobb biológiai károsodásra kell számítani.

Az alfa-sugárzó radionuklidokkal tehát különösen óvatosan kell bánni, mert ha a szervezetbe jutnak, súlyosan károsítják az egészséget. Ide sorolható a későbbiekben tárgyalt radon-222 és leányelemei okozta sugárterhelés, de ugyancsak jelentős α -sugárzást bocsáthat ki egy nukleáris baleset során a légkörbe került fűtőelemcsemce (ún. forró szemcse), amely belélegezve a tüdőben megtapadhat és ott hosszú ideig károsíthatja a szöveteket.



2. ábra. A levegővel vagy vízi úton a környezetbe került radionuklidok okozta sugárterhelés lehetséges útvonalai

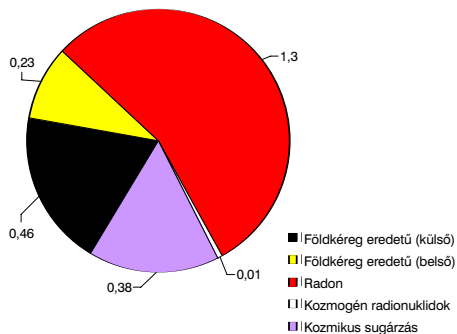
A béta-sugárzás hatótávolsága a levegőben néhány méter is lehet, és a bőr mélyebb rétegeibe is behatol. Nagyobb dózisok esetén számítani kell a bőrdagantatok és a szemlencse-károsodások számának megemelkedésére. A szervezetbe kerülve a néhány milliméter távolságon belüli szerveket, szöveteket károsítja.

A gamma-sugárzás hatótávolsága már nagyon mondható. A szervezet mélyebb rétegében elhelyezkedő sugárérzékeny szerveket, szöveteket is eléri, sőt egy része kölcsönhatás nélkül halad át rajtuk. Így a gamma-sugárzás külső és belső forrásként az egész testet egyaránt károsíthatja.

Természetes sugárforrások

Mivel az élő szervezetet a radioaktivitás felfedezése előtt is állandóan érte radioaktív (ionizáló) sugárzás, a csoportosítás a sugárzás eredete, forrása alapján is történhet. Ezek alapján megkülönböztetünk természetes és mesterséges eredetű sugárterhelést.

Természetes eredetűnek a természetben előforduló sugárzásból származó sugárterhelést értjük. Ennek a népességgel súlyozott világátlag 2,4 mSv/év. Ide tartoznak a kozmikus sugárzás, illetve a kozmikus sugárzásnak a légkör atomjaival lejátszódo kölcsönhatása során keletkező, úgynevezett kozmogén radionuklidok, továbbá a Föld kialakulásakor már jelen lévő, de hosszú felezési idejük miatt mindmáig le nem bomlott földkérgi eredetű (primordiális) radioizotópok. A természetes eredetű sugárzást háttérsugárzásnak is nevezzük, s értékét nagymértékben befolyásolják a környezeti tényezők. A természetes sugárterhelés megoszlását a 3. ábra szemlélteti. Látható, hogy az éves sugárterhelés több mint fele a radontól származik.

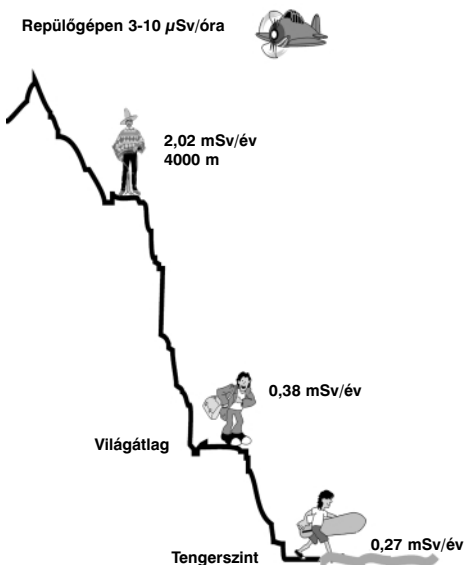


3. ábra. A természetes eredetű sugárterhelés megoszlása

Kozmikus sugárzás

Az űrből a Föld légkörébe érkező nagy energiájú részecske-sugárzásokat elsődleges kozmikus sugárzásnak nevezzük. Ezek vagy a galaxisból – például a szupernova-robbanásokból – vagy a Napból származnak. Egy részét a Föld mágneses tere eltéríti; ennek mértéke a földrajzi szélességtől, illetve a mágneses terek naptevékenység miatti változásától függ.

A légkörbe érkező kozmikus sugarak a légkör atomjaival kölcsönhatásba lépve másodlagos kozmikus sugárzásokat, illetve magreakció során radionuklidokat hoznak létre. A talajfelszínen mérhető kozmikus sugárzást nagymértékben befolyásolja a tengerszint feletti magasság, a földrajzi szélesség és az árnyékolás. A tengerszinten például a kozmikus sugárzásból eredő éves effektív dózis 0,27 mSv, a közel 4000 m magasan fekvő La Pazban (Bolívia) már 2,02 mSv, a népességgel súlyozott világátlag pedig 0,38 mSv (4. ábra).



4. ábra. A kozmikus sugárzás változása a tengerszint feletti magassággal.

A kozmikus sugárzásról szólva nem feledkezhetünk meg a légi közlekedés során fellépő sugárterhelésről sem. Mértéke a repülési magasságtól és az esetleges naptevékenységtől is nagymértékben változhat. 8 km magasságban repülve 2,8 $\mu\text{Sv}/\text{óra}$, 15 km-en már 10 $\mu\text{Sv}/\text{óra}$ dózisteljesítménnyel kell számolni. Intenzív naptevékenység esetén ez utóbbi magasságban 40 $\mu\text{Sv}/\text{óra}$ maximumot is mértek.

A kozmikus sugárzás hatására keletkezett kozmogén radionuklidok külső sugárterhelés szempontjából elhanyagolhatóak, de a belső terhelést tekintve is csak a szén-14 izotóp említhető meg, amely évi 12 μSv dózisterhelést okoz.

Földkérgi sugárzások

A földkérgi radionuklidok közül a dózis tekintetében legjelentősebb az urán-238, a tórium-232, és a kálium-40. Mivel az urán és a tórium bomlásakor keletkező úgynevezett leányelemek is radioaktívak, bomlási sorok alakulnak ki.

A természetes eredetű radioizotópok a talajon kívül a levegőben, a vízben és a növényekben is jelen vannak, így az emberi szervezet szempontjából külső és belső sugárterhelést egyaránt előidéznek. Külső sugárterhelést a szabadban, a földkéregben lévő radionuklidok okoznak. Az urán-238 és tórium-232 átlagos koncentrációja a talajban 25-25 Bq/kg, a kálium-40 koncentrációja 370 Bq/kg. A hatótávolságok alapján általában csak a gamma-sugárzást kell figyelembe venni, és a 30 cm-nél mélyebben fekvő kőzetek már gyakorlatilag nem növelik a terhelést. A talaj víztartalma, az esetleges hótakaró vastagsága szintén nagymértékben befolyásolhatja a mérhető dózisszinteket. Az 1 m magasságban mért elnyelt dózisteljesítmény népszerűségi súlyozott világátlaga 57 nGy/óra, de a világ néhány pontján ennek akár ezerszerese is előfordulhat.

Az emberek átlagosan idejük 80%-át épületekben töltik, így a sugárterhelés szempontjából az épületeken belüli dózisteljesítményt is célszerű megvizsgálni. Az építőanyagok egyrészt leányékolják a külső sugárzást, másrészt viszont természetes eredetű radionuklid-tartalmuk miatt sugárforrások is. Az épületeken belüli nemzeti átlagok 20-190 nGy/óra közt ingadoznak, a népszerűségi súlyozott világátlag 80 nGy/óra. Hazánkban az OSSKI (Országos Sugárbiológiai és Sugár-egészségügyi Kutató Intézet) legutolsó felmérése alapján 116 nGy/óra az átlag.

Meg kell jegyezni, hogy amennyiben az elnyelt dózisteljesítmény-adatokból az emberi szervezet várható károsodását is kifejező effektív dózissal kívánunk számolni, figyelembe kell venni az érzékenyebb szervek szervezetben belüli árnyékoltságát is. Ez felnőtteknél 0,7 Sv/Gy, gyerekeknél 0,8 Sv/Gy szorzótényezőt jelent. Így a földkérgi izotópoktól származó külső sugárterhelés éves effektív világátlaga 0,46 mSv.

Belső sugárterhelés szempontjából – a külön tárgyalt radon-222 izotópot nem tekintve – a táplálékláncban mindig előforduló kálium-40 a legjelentősebb. A légzéssel és étel-fogyasztással a szervezetbe került földkérgi radionuklidok

okozta éves belső effektív dózis 0,23 mSv, melyből 0,17 mSv a kálium-40, 0,06 mSv az urán-238 és tórium-232 radionuklidtól származik.

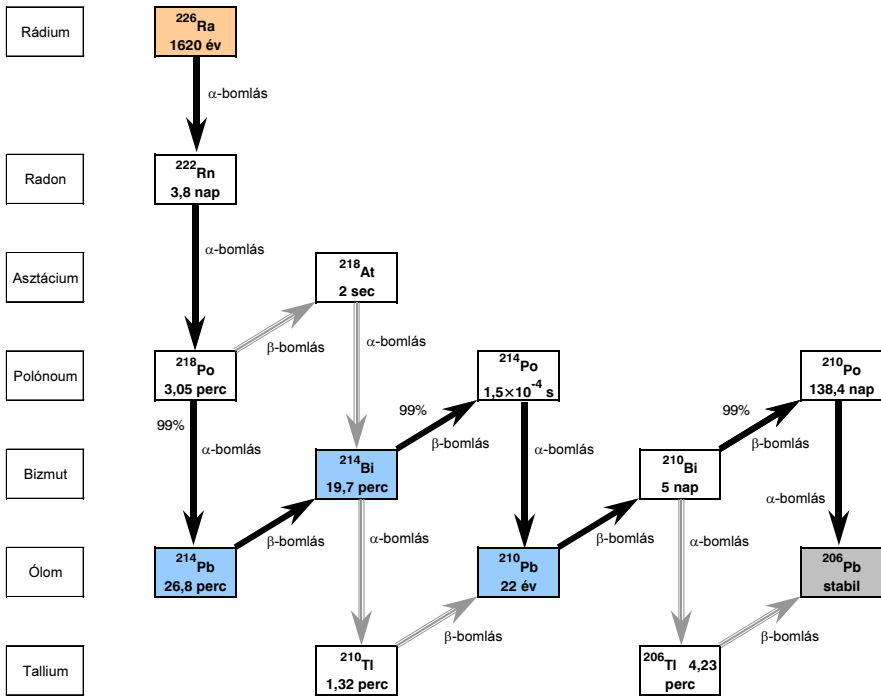
A radontól származó sugárterhelés

Mivel a természetes sugárterhelésnek közel fele a radontól származik, ez az izotóp külön figyelmet érdemel. A radon-222, az urán-238 bomlási sorában található. Közvetlenül a rádium-226 alfa-bomlása során keletkezik. A rádium bomlása során keletkezett radon atom kilökődhet a szilárd szemcsékből, s mivel gáz halmazállapotú, feljuthat a talajfelszínre. A kiáramlás sebességét sok tényező együttesen befolyásolja, de általában a felső 1-2 m mélységből kell számolni jelentős feláramlással. Ennek oka, hogy a radon-222 felezési ideje 3,8 nap, így a mélyebb rétegekből származó radongáz elbomlik már a feljutás előtt. Repedéseken, törésvonalakon azonban sokkal mélyebb rétegekből is feláramolhat.

A talajból a szabad légterbe került radon rendkívül gyorsan felhígul. Zárt terekben (lakásokban) azonban feldúsul. A lakásokban mérhető évi átlagos radonkoncentráció világátlaga 40 Bq/m^3 (azaz másodpercenként 1 m^3 levegőben 40 radon atom bomlik el), míg a szabadban $5-10 \text{ Bq/m}^3$. A zárt térben elbomló radonból keletkezett leányelemek a levegőben lévő porszemekhez, vízgőzhöz kötődnek. Ezt belélegezve a hordozó szerepét betöltő porszem, méretétől függően, a tüdő különböző részein hosszabb-rövidebb ideig megtapadhat. Mivel a bomlási sorban α -sugárzó leányelemek is vannak (5. ábra), a tüdő hámrétegét jelentős károsító hatás éri. Nagy radon-koncentrációjú helyeken megfigyelték, hogy a tüdőrák kialakulásának valószínűsége megnő. Rendkívül nagy radon-koncentrációjú bányákban a 17. században a bányászok 75-90%-a ebben az akkor még ismeretlen tüdőbetegségben halt meg. (Wismut – a szerk.) Természetesen lakóépületekben ennél sokkal kisebb radon-koncentráció alakulhat csak ki. Régóta folyik a vita, hogy egy adott radon-koncentráció hány mSv dózisterhelésnek felel meg – azaz mekkora a várható egészség-károsító hatása –, illetve lakóépületek esetében milyen értékek felett lenne célszerű beavatkozni a radonszint csökkentésére.

A kezdetben használt, de sok szempontból kellően meg nem alapozott összefüggések helyett újabban a radonterhelésnek kitett bányászokon végzett epidemiológiai vizsgálatokra alapozzák a radon által okozott károsodás kockázatának becslését. Eszerint évi 7000 órás benntartózkodást és a radongáz és leányelemei közötti egyensúlyi tényezőt 0,4-nek feltételezve, évi átlagban 100 Bq/m^3 radonkoncentráció közelítőleg $1,7 \text{ mSv/év}$ effektív dózissal felel meg. A nemzetközi szervezetek $200-600 \text{ Bq/m}^3$ közötti éves átlagos radonkoncentrációnál ajánlják a beavatkozást.

Néhány ország ennél szigorúbb korlátot is bevezetett. Egyes kutatók szerint a $150-200 \text{ Bq/m}^3$ körüli radonkoncentrációnak pozitív hatása van. Ilyen kis dózisonál nehéz egyértelmű hatást kimutatni, ugyanis számolni kell a szinergizmussal, azaz az együttesen jelentkező károsítók (dohányzás, légszennyezés, vegyi

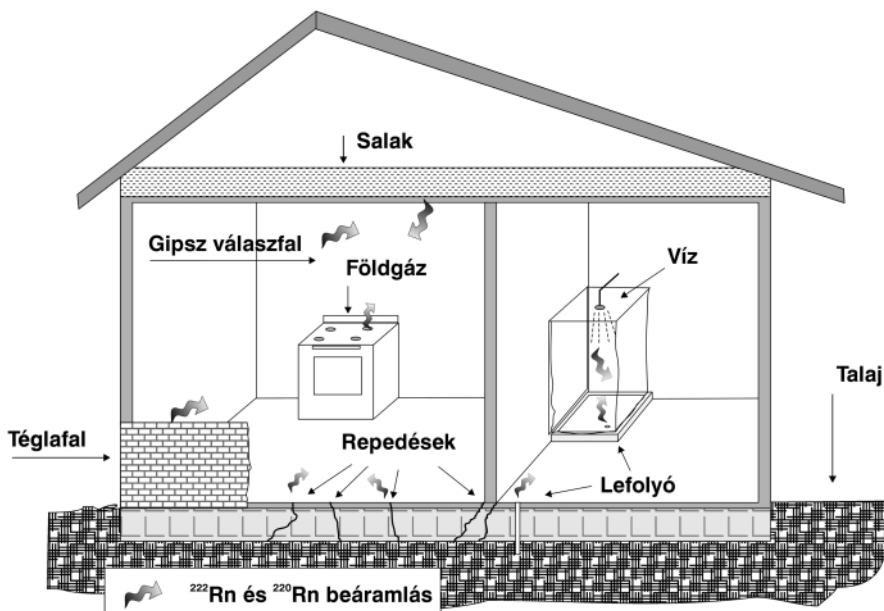


5. ábra. A rádium-226 bomlási sora

anyagok stb.) felerősítő hatásával. Például a geológiai törésvonalak nagyobb száma miatt hegyvidéken átlagosan nagyobb a radon-koncentráció, viszont tiszta a levegő, s más jelentős károsító környezeti hatással ritkán kell számolni. A völgyekben kisebb a radon-koncentráció, viszont több olyan környezetszennyező (ipari üzemek, kipufogó gázok stb.) is előfordulhat, amely a hasonló megbetegedések számát megnöveli, s így akár ellentétes összefüggések is kimutathatók. Az eddigi tapasztalatok szerint 400 Bq/m³ feletti átlagos értéknél már egyértelműen a károsító hatás dominál.

A talajon kívüli jelentős radonforrás lehet a hibásan kiválasztott, nagy rádium-226-koncentrációjú építőanyag, avagy a zuhanyozás, főzés alkalmával a vízben oldott radon, illetve ahol az égéstermékek a légtérbe kerülnek (pl. gáztűzhely), a földgáz is (6. ábra). A megelőzés, beavatkozás lehetőségeit külön részben tárgyaljuk.

A tórium-232 bomlási sorában is van egy radon izotóp, pontosabban gáz halmazállapotú radionuklid, a radon-220, amit a bomlási sor miatt legtöbbször toron néven említenek. Ennek felezési ideje azonban csak 54 másodperc, így csak nagy tórium-232 (²³²Th) koncentráció esetén várható jelentős toronkiáramlás a talaj felső rétegéből.



6. ábra. A radon épületbe jutásának forrásai

Sok vitára ad okot, hogy a természetes radionuklidok okozta sugárterhelés az emberi tevékenységek, beavatkozások során jelentősen megnőhet. Kérdés, hogy ilyen esetben ezt természetes vagy mesterséges sugárterhelésnek tekintjük-e. Alkalmazhatók-e a mesterséges sugárterhelésre vonatkozó dóziskorlátok? A hivatalos álláspont többnyire az, hogy ez természetes eredetű izotópoktól származik, így erre nem vonatkoznak a megállapított korlátok.

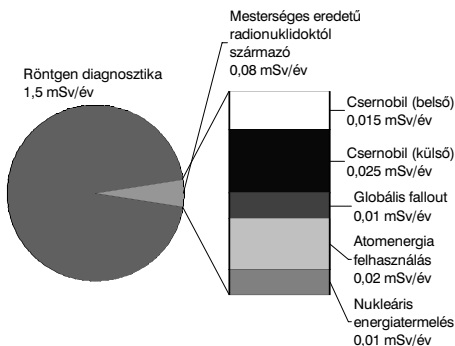
A sugárterhelés valóban a természetes radionuklidoktól származik, de a sugárterhelés már közel sem természetes. Ilyen alapon az uránbányászat, ércdúsítás stb. esetén sem kellene betartani a mesterséges sugárterhelésre vonatkozó korlátokat. E vita során figyelembe kell venni, hogy ki fizeti a szükséges beavatkozások költségeit.

Ilyen sugárforrás lehet a szén eltüzelése során keletkezett pernye, salak. Évente közel 280 millió tonna salak kerül ki a szénerőművekből, s ezt sok helyen cementkészítésre, útépitésre, talajjavításra használják, de nem ritka az építkezéseken való alkalmazása sem. A háztartásban elégetett nagy radioaktivitású szenek okozta sugárterhelés még jelentősebb lehet, mivel a kéményeken nincs porleválasztó, s a salak ellenőrizetlen helyre kerülhet.

Sugárvédelmi problémát jelenthet a viszonylag nagy urán koncentrációjú nyersfoszfátok feldolgozása során keletkező foszfogipsz, valamint egyéb ipari melléktermékek (pl. vörösiszap, kohósalak) építkezéseken való felhasználása is.

Mesterséges sugárforrások

Az ember okozta ionizáló sugárforrásoktól származó hatások a röntgensugárzás felfedezésétől, azaz 1895-től érik az emberiséget. Jelenlegi forrásai közül legismertebbek a működő atomerőművek – beleértve az egész nukleáris fűtőanyagciklust-, a radioaktív hulladékok és az atomfegyver-kísérletek, de ide tartozik a radioizotópok előállítása, felhasználása és a lakosság mesterséges eredetű dózis-terhelésének általában több mint a felét jelentő orvosi alkalmazás is. Itt kell megemlíteni a felsorolt források bármelyikénél előforduló, de jelentőségénél fogva külön tárgyalt sugár- és nukleáris baleseteket, melyek nagy kiterjedésű hatásaik miatt jelentős környezeti problémát okozhatnak (7. ábra).



7. ábra. A mesterséges eredetű sugárterhelés megoszlása

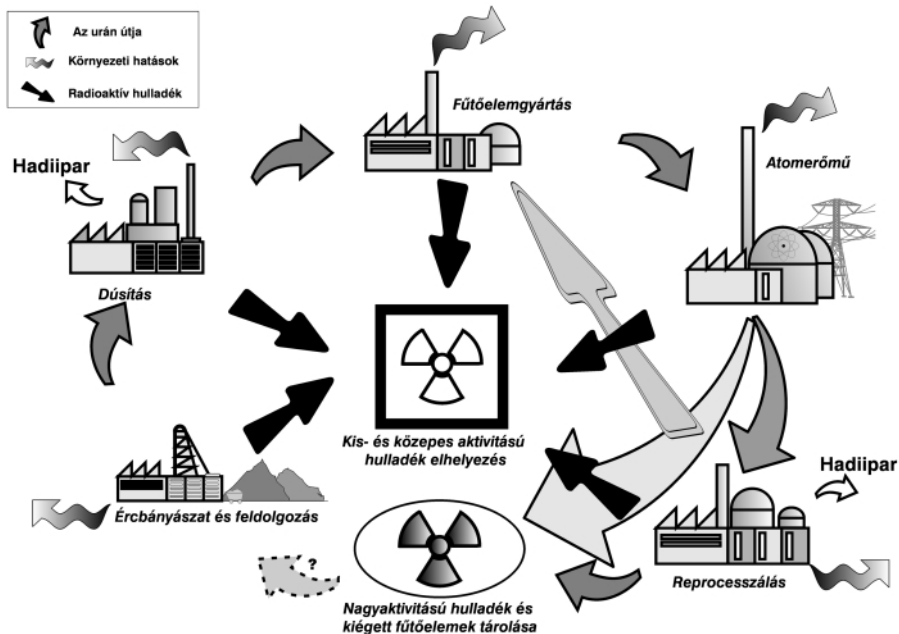
Atomerőművek

Az atomerőműveknél figyelembe kell venni az egész nukleáris fűtőanyagciklust – ami magában foglalja az uránérc bányászatát, dúsítását, nukleáris fűtőanyaggá való átalakítását, az atomerőműben folyó energiatermelést, a kiégett fűtőelemek tárolását, esetleges újrafeldolgozását (reprocesszálás), a hulladékok kezelését, és végül az atomerőművek felszámolását, teljes leszerelését. Mint a 8. ábrán látható, a fűtőanyagciklus minden állomásánál számítani kell kis és közepes aktivitású hulladékok keletkezésére és a környezetbe kerülő radioaktív szennyezőkre.

A környezeti sugárterhelés forrásait a hatás távolságának függvényében lokálisnak (100 km-en belüli), regionálisnak (1000 km távolságig) és globálisnak nevezhetjük.

A jól működő üzemekben a környezetszennyezés viszonylag csekély, mivel a kibocsátott radioizotópok a forrástól pár száz méterre már annyira felhígulnak, hogy aktivitásuk nem (vagy igen nehezen) mérhető. Ezért a még mérhető kibocsátás alapján terjedési modellekkel lehet csak becsülni a lakossági sugárterhelést.

Az uránérc-bányászatban a kis urántartalom miatt nagy mennyiségű ércet kell megmozgatni. Az urán-238 izotóp 5-10 százaléka és a bomlási sor többi eleme (az 1620 éves felezési idejű rádium-226 és lányaelemei), azaz az eredeti radioaktivitás közel 85%-a a meddőhányóra kerül, s hosszú ideig a környezet radioaktív szennyeződésének forrása marad. Megfelelő vastagságú talajtakarással, felszíni



8. ábra. A nukleáris fűtőanyag ciklus

vízvezetéssel – azaz rekultivációval – a hatása jelentősen csökkenthető. Nem kis problémát jelenthet az ércelőkészítésnél keletkezett radioaktív iszapok megfelelő kezelése is.

Az üzemelő atomerőművekben a fűtőanyagok hasadása, illetve a nagy intenzitású neutronsugárzás hatására a szerkezeti és hűtőanyagok aktiválódása során keletkeznek radioaktív anyagok. Az erőművekből kibocsátott radionuklidok mennyisége a reaktor típusától, konstrukciójától és az adott hulladékkezelő technológiától függ. A kibocsátás nagymértékben ingadozhat, jelentős része a karbantartási munkák alatt távozik. Az előírások szigorúak, és az ellenőrzés is többnyire jól működik. Ezzel érték el, hogy a környéken élő lakosság sugárterhelése általában jóval az évi 0,1 mSv effektív dózis alatt van.

A folyamatos kibocsátáson kívül kis aktivitású (pl. védőöltözetek), közepes aktivitású (ioncserélő gyanták, szűrők, bepárlási maradékok) és nagy aktivitású (kiégett fűtőelemek) hulladékok is keletkeznek. Ezek kezelése, elhelyezése is hozzájárul a lakosság sugárterheléséhez. Külön figyelmet érdemel a régi atomerőművek – napjainkban egyre aktuálisabbá váló – felszámolása során fellépő sugárterhelés.

A kiégett fűtőelemek esetleges újrafeldolgozása (reprocesszálása) esetén (ez a fűtőelemek kb. 4-5%-a) az üzem környékén élő embereknél már jelentősebb sugárterheléssel kell számolni.

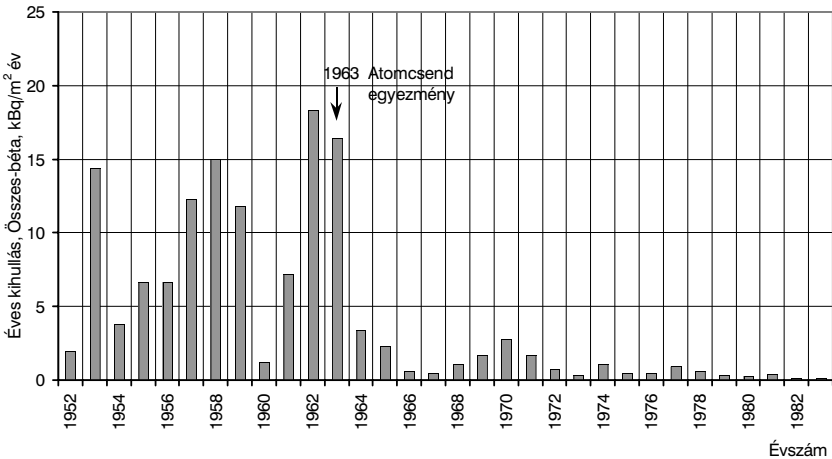
Radioaktív hulladékok

A radioizotópok termelése és felhasználása során, valamint a nukleáris iparban keletkeznek kis, közepes és magas aktivitású radioaktív hulladékok. Ezek között nagyon hosszú felezési idejű radionuklidok is találhatóak. Beláthatatlan az, hogy a hulladék ma biztonságosan tűnő elhelyezése egy-kétezer év múlva okoz-e környezeti szennyezést. Tény, hogy radioaktív hulladék van, tehát minél biztonságosabban el kell helyezni. Ezt az emberi és természeti környezettől való minél tökéleesebb elszigetelésével – azaz a hulladék szilárd halmazállapotba és vízoldhatatlan formába hozásával, acéltartályokba csomagolásával, a tároló létesítményeknél falakkal, szigetelésekkel, földműszerkezetekkel, vízelvezetéssel, vízzáró és izotópmegkötő anyagokkal – és az alkalmas geológiai környezet biztosításával lehet legjobban elérni. A nagy aktivitású hulladékoknál 2-3 évig hűtésről, szellőzéstől kell gondoskodni. A végleges elhelyezéssel kapcsolatban még ma is folynak a kutatások; jelenleg sehol a világon nincsen megoldva a radioaktív hulladékok végleges, biztonságos elhelyezése.

Atomfegyver kísérletek

Az első, 1945-ös kísérleti robbantást eddig közel 520 légtérbeli atomrobbantás követte. Szerencsére az 1963 augusztusában aláírt részleges atomcsend egyezmény – ami alégtérbeli és a víz alatti robbantási kísérletek betiltására vonatkozott – erősen korlátozta a nagyhatalmak kísérleteit.

A környezetben szétszóródott radioizotópok a lakosság külső és belső sugárterhelését megnövelték. Természetesen a robbantási kísérletek helyéhez közel élők az átlagértékeknél jóval nagyobb terhelést kaptak. Például a Bikini-szigete-



9. ábra. Magyarországon a csapadék összes β -aktivitásának változása az ATOMKI mérései alapján

ken 1954-ben végrehajtott robbantásoknál a 210, illetve 520 km távolságban lévő Rongelap és Utirik atollok lakóit jelentős sugárterhelés érte. Két nap múlva 82 embert Rongelapról, majd 3 nap múlva 159-et Utirikról kitelepítettek. A külső sugárzás hatására Rongelapon 67 fő (ebből 3 állapotos nő) 1,9 Sv körüli dózist kapott.

A volt Szovjetunióban, Szemipalatyinszk környékén végrehajtott robbantások következtében 10 ezer ember kapott jelentősebb dózist. Mivel a kísérletek zöme az északi féltekén volt, a légkörből kihulló radioaktív anyag döntő többsége is ezen a területen szennyezte a környezetet. A robbantások hatása hazánkat sem kerülte el. A csapadékkal kimosott hulló por összes β -aktivitását 1952 óta mérik Debrecenben (ATOMKI). A 9. ábra a csapadék évenként összesített béta-aktivitását szemlélteti. Jól látható az 1963-as atomcsend egyezmény hatása. A későbbi növekmények az egyezményt alá nem író Franciaország és Kína robbantási kísérleteinek tudható be. A föld alatti robbantásoknál az izotópok zöme a talajban marad, csak néhány illékony anyag – pl. a trícium – jut ki a szabadba.

Radioizotópok előállítása, felhasználása

Az iparban a sűrűség-, szint-, vastagság- stb. mérésre használt zárt források csak a külső sugárterhelést növelik, ezt is csak a közelben dolgozóknál. A kutatásban, gyógyításban használt nyílt izotópok egy része a kibocsátott vízzel a környezetbe kerülhet, de szerencsére a laboratóriumok zöme csak rövid felezési idejű és kevésbé veszélyes izotópot használ.

A lakossági fogyasztási cikkeknel általában szigorú az ellenőrzés. Régebben a világító számlapú órákhoz rádium-226 izotópot használtak. Mivel a zsebórákat közel viselték az ivarsejtekhez, jelentős dózisterheléssel kellett számolni. Manapság már a kis energiájú β -sugárzást kibocsátó promécium-147 vagy trícium radionuklidokat alkalmazzák. Fogyasztási cikkekhez színezésre vagy a sűrűség növelésére régebben gyakran használtak uránt. Az ilyen mázzal készült csempék felhasználása kis mértékű dózisznövekménnyel jár.

Orvosi alkalmazás

A röntgensugárzás felfedezése után szinte azonnal alkalmazni kezdték a diagnosztikában. A lakosság mellkasszűrése is röntgensugárzással történik. A korszerű gépek egy-egy felvételnél már csak kis dózist okoznak. Szakemberek szerint előfordul, hogy a szükségesnél több röntgenfelvételt készítenek, ami feleslegesen terheli a páciens. Mindezekhez hozzájárulnak a nagyobb terhelést jelentő újabb vizsgálati módszerek (pl. komputer tomográfia, röviden CT) elterjedése is. Egy-egy felvétel 5-10 mSv effektív dózissal is járhat.

Az izotóp-diagnosztikai vizsgálatoknál a megfelelő hordozóhoz kötött radionuklidot beadják a vizsgált egyén szervezetébe, és ennek segítségével követik

nyomon az eloszlást. A kezelés után az izotóp a közcsatornába kerül (vizelet útján), legtöbbször ellenőrizetlenül. Szerencsére ezek rövid felezési idejű izotópok. A terápiás kezelések egy része lineáris gyorsítókat, illetve zárt izotópokat használ és a sugárterhelést a besugárzás alatt csak a beteg (illetve a személyzet) kapja. Belső kezelésnél nagy mennyiségű nyílt radioizotópot (pl. pajzsmirigy tumoroknál 5-10 GBq jód-131 izotópot) juttatnak a páciens szervezetébe, s az a tumorban feldúsulva szétroncsolja a káros szövetet. Ilyenkor „a beteg sugároz”, így például egy 5,5 GBq jód-131 izotóppal kezelt betegről 1 méterre 0,3 mSv/óra dózisteljesítményt is mérhetünk. Ezért a látogatók, illetve más betegek is többlet sugárterhelést kaphatnak. Bár kevés beteget kezelnek így, de a rokonok, ismerősök körében előfordul néhány mSv dózisterhelés is.

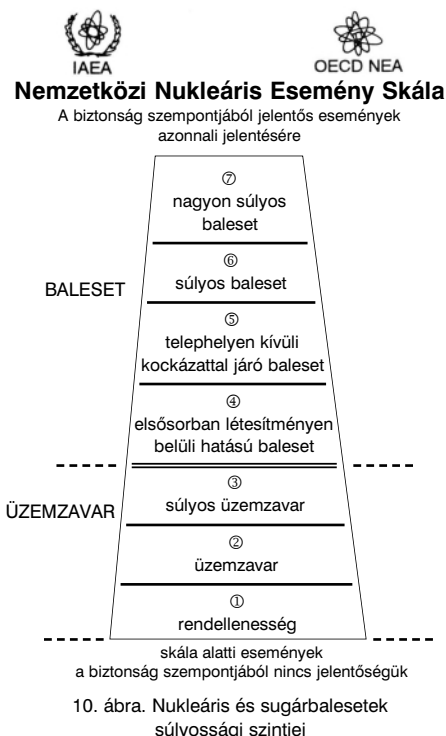
Az orvosi felhasználás során jelentkező kollektív dózis csökkentéséhez vagy az esetek számát, vagy az egyes kezelések egyedi dózisát kell csökkenteni. Ez utóbbi korszerű műszerekkel lehetséges. A jelenleginél részletesebben kellene meghatározni a radiológiai vizsgálatok előnyét, célszerűségét. Újabb cél a sugaras eljárások felváltása alternatív módszerekkel (pl. ultrahang, endoszkóp), ahol ez nem lehetséges, a sugárterhelés kockázatát is figyelembe kell venni a vizsgálatok tervezésében.

Nukleáris és sugárbaesetek

Az atomenergia mind katonai, mind békés célú felhasználása során kisebb-nagyobb környezetszennyezéssel járó rendkívüli események, balesetek is előfordultak.

Mindenekelőtt célszerű megkülönböztetni a sugár- és a nukleáris balesetet. Sugárbaesetről akkor beszélünk, ha a radioaktív anyag felhasználásával vagy az ionizáló sugárforrások alkalmazásával kapcsolatos véletlen, rendkívüli esemény során a személyzet és a veszélyeztetett környezetben tartózkodó, illetve ott élő személyek a dóziskorlátan felüli sugárterhelést kapnak, vagy külön beavatkozás nélkül kapnának.

Nukleáris baleset az, ha a hasadóanyag előállítás, szállítása, felhasználása, kezelése során (atomerőműben, kutatási vagy oktatási célú atomreak-



Szint	Besorolás
1.	Rendellenesség: a biztonsági intézkedések olyan megszegése, mely nem jelent kockázatot sem a dolgozókra, sem a lakosságra.
2.	Üzemzavar: biztonsági következményei már lehetnek, de a dolgozók sugárterhelése nem haladja meg az éves dóziskorlátot.
3.	Súlyos üzemzavar: a dolgozók sugárterhelése meghaladhatja a dóziskorlátot, de a legjobban veszélyeztetett lakosság egyedei legfeljebb csak néhány tized mSv dózist kaphatnak.
4.	Elsősorban létesítményen belüli hatással bíró baleset: ilyen rendkívüli esemény már egy részleges zónaalvadás következménye. A dolgozók kis részénél akut egészség-károsító hatások jelentkezhetnek, de a legjobban veszélyeztetett lakos is legfeljebb néhány mSv sugárterhelést kaphat.
5.	Telephelyen kívüli kockázattal járó baleset: a reaktorzóna súlyos károsodása következtében a radioaktív izotópok olyan mennyiségben jutnak ki a környezetbe, ami már veszélyezteti a lakosságot (10^{14} - 10^{15} Bq). Ebben az esetben a lakosságra vonatkozó baleset-elhárítási intézkedési terveket (BEIT) részlegesen végre kell hajtani.
6.	Súlyos baleset: a jelentős mennyiségű radioaktív anyag (10^{15} - 10^{16} Bq) kibocsátása során súlyos egészség-károsító következmények jelentkezhetnek. Ennek megelőzésére a BEIT teljes körű alkalmazása szükséges.
7.	Nagyon súlyos baleset: a reaktortartályban lévő radioaktív anyagok nagy része kijut a környezetbe ($> 10^{16}$ Bq). Ilyen esetben fennáll a korai sugársérülés veszélye mind az atomerőműben, mind a közvetlen környezetében tartózkodó személyeknél. A késői egészség-károsító, illetve környezeti hatások pedig nagy területen (esetleg a szomszéd országokban is) jelentkezhetnek.

torokban, urándúsító, reprocesszáló üzemben stb.) következik be sugár-baleset. Tehát a nukleáris balesetek egyben sugár-balesetek is, és a környezetbe ellenőrizetlenül kiszabaduló radioaktív anyagok – a személyzetten kívül – a lakosság körében is rendkívüli sugárterhelést, egészség-károsodást okozhatnak.

A nukleáris balesetekkel kapcsolatos tájékoztatás elősegítésére, elsősorban a társadalmi, politikai szervezetek és a lakosság, beleértve a média megfelelő szintű informálására az OECD nukleáris kérdésekkel foglalkozó részlege, valamint a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ, angol rövidítéssel IAEA) összeállított egy „nemzetközi nukleáris esemény skálát”. A 10. ábra szerint az üzemzavarnál három, a balesetknél pedig négy szint különböztethető meg.

Mivel a kibocsátott izotópok veszélyessége nagyságrendekkel is eltérhet, az egyes szinteknél a kibocsátott radioaktív anyag mennyiségét a hatásával meg egyező (ekvivalens) jó-d-131 izotóp aktivitás értékében adják meg. Újabbán, né-

hány országban bevezették az ún. skála alatti események, üzemzavarok jelzését is; ilyen például ha egy tartalékban lévő eszköz rövid időre meghibásodik. Ilyen eseménynek csak közvetett hatása lehet a sugárbiztonságra, sugárvédelemre.

A fenti skála bármely szintjéhez tartozó eseményt az egyes fokozatok szerint előírt időtartamon belül jelenteni kell a NAÜ bécsi központjában és más, a helyi szabályozás és nemzetközi egyezmények által megjelölt szervezeteknek.

Sugár- és nukleáris balesetek környezeti hatásai

Atomerőművi nukleáris balesetek

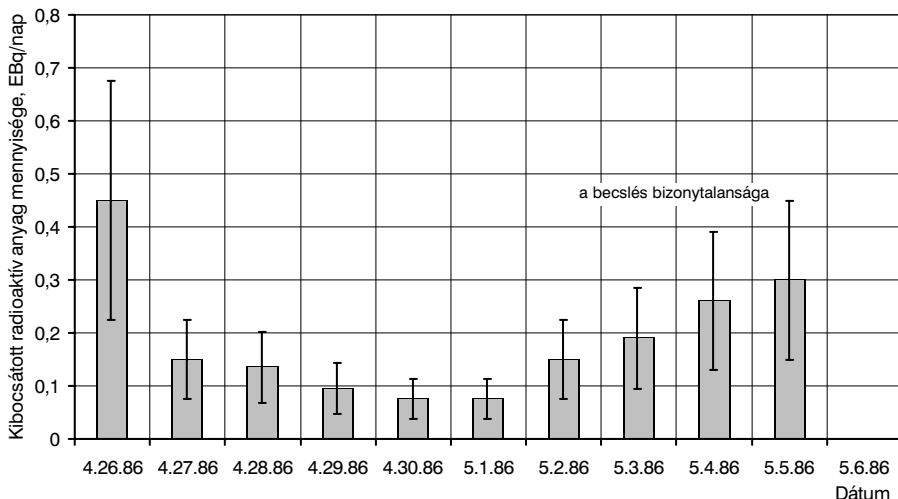
A békés célú atomerőművekben ez ideig a környezetet jelentősen szennyező nukleáris balesetek közül kettőt emelünk ki:

- az 1979 márciusában történt, Three Mile Island-i (USA) és
- az 1986 áprilisában Csernobilban (Szovjetunió, Ukrajna) bekövetkezett katasztrófát.

A Three Mile Island-i baleset a nemzetközi esemény skála szerint 5. fokozatú volt. Az aktív zóna egy része átmenetileg hűtés nélkül maradt, s ez a fűtőelem-kötegek egy részének a megolvadásához vezetett. A szabaddá vált radioaktív hasadványok a konténmentbe (egy, a reaktort körülvevő, hermetikusan elzárt térbe) jutottak, melynek felső részén viszonylag nagy aktivitású gőzfelhő gyűlt össze. A konténment lényegében megakadályozta az erősen szennyezett levegő és víz környezetbe jutását. Helytelen beavatkozások miatt azonban kis mennyiségű radioaktív víz és radioaktív levegő végül is kijutott a környezetbe, de ez nem okozott súlyos szennyeződést. 80 km-es körzetben az ebből eredő átlagos egyéni effektív dózis 1 mSv-nél kisebb volt.

A Csernobili Atomerőműben 1986. április 26-ára virradó éjjel bekövetkezett balesetet szakmai körök is az atomenergetika történetének legsúlyosabb szerencsétlenségeként tartják számon. A baleset súlyossága a skála szerint a 7. csoportba tartozik.

A Csernobili Atomerőmű 1000 MW villamos teljesítményű 4. egységének április 25-ére tervezett karbantartási leállása előtt ún. kifutási kísérletet akartak végrehajtani az egyik turbógenerátorral. A kísérletnek az volt a célja, hogy megvizsgálják, a turbógenerátor forgó részének mechanikai energiája elegendő-e a blokk saját fogyasztói részére szükséges villamos energia biztosítására a tartalék dízel generátorok üzembeállításáig. A baleset elsődleges oka, hogy az előkészítés és a végrehajtás során a kezelők sorozatosan megsértették az üzemviteli és a biztonsági előírásokat, igaz erre lehetőség is volt. A reaktorban először gőzrobbanás, majd vegyi robbanás következett be. Számatalan helyen tűz ütött ki, amit csak 10 nap múlva tudtak eloltani teljesen. A nyitottá vált reaktorból radioaktív anyagok (gázok, aeroszolok, sőt a fűtőelemekből ún. forró részecskék is) jutottak a környezetbe.



11. ábra. Radionuklidok kibocsátásának időbeli változása a csernobili reaktorbalesetnél

Tíz napon keresztül folyamatos volt a radionuklid-kibocsátás (11. ábra), és a grafittűz miatt az izotópok a légkör magas rétegeibe is feláramoltak, így a szennyezők nagy távolságokra jutottak el. A kibocsátott radioaktív anyagok aktivitása 1-2 EBq között mozgott. Ezek közül a legjelentősebb a jód-131 (630 PBq), a cézium-134 (35 PBq) és a cézium-137 (70 PBq) volt. A hivatalos adatok alapján az operátorok és tűzoltók közül három hónapon belül harmincan haltak meg.

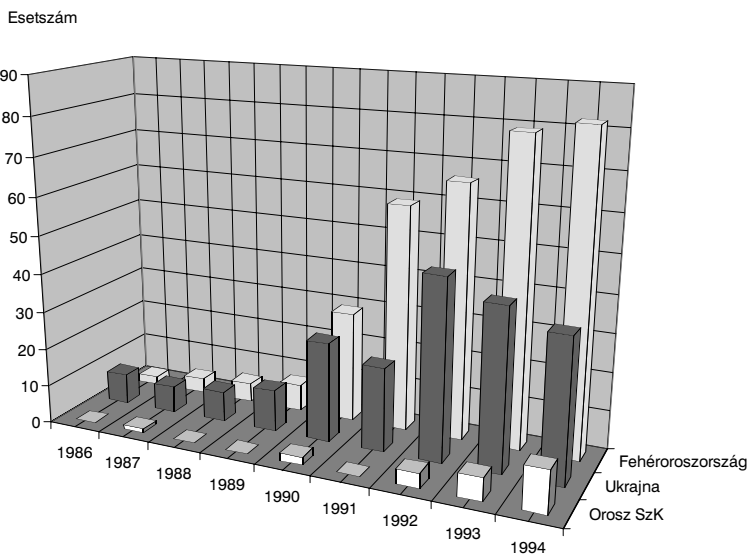
A reaktort körülvevő 30 km-es körzetből közel 115 ezer embert telepítettek ki. A külső sugárzásból származó dózisterhelésük általában 0,25 Sv alatt volt, de néhány esetben a 0,3-0,4 Sv-et is elérte, a kollektív dózis értéke 16 ezer személy-Sv. A gyerekek pajzsmirigyében nagy dózist mértek, elsősorban a jód-131 radionukliddal szennyezett tej fogyasztása következtében. A kormánybizottság 786 települést szigorúan ellenőrzött zónának nyilvánított, ami 270 ezer embert érintett. A zónában a népesség átlagos effektív dózisa az első évben 37 mSv – 23 mSv, az 1987-89. években pedig 23 mSv volt.

A csernobili baleset után a baleset-elhárításban több százezer ember vett részt. Jelentős dózist kaptak a Vörös Hadsereg azon „önkéntes” katonái (3000 fő) – vagy ahogy a nyugati szakirodalom nevezte, a „biorobotok” –, akiknek a nyílt reaktorépület körüli épen maradt tetőkről kellett a szétrepült, erősen sugárzó reaktordarabokat a reaktorba dobálni. Az elhárítási munkákban résztvevők közül 500 személy kórházi megfigyelésre került. (Az ún. likvidátorokról nincs pontos nyilvántartás, ezért megfigyelésük szinte lehetetlen.) A kórházban kezelték közül 237-et tekintettek akut sugárbetegségben szenvedőnek. A kezdeti tünetek elmúlásával végül 134-en kerültek hosszabb és részletesebb orvosi megfigyelés, kezelés alá. Az áldozatok számáról nincs még teljes egyetértés, hiszen az eltelt időszak

alatt volt, aki például közlekedési balesetben halt meg, volt, aki májzsugorodásban. Tehát az összes haláleset nem sorolható egyértelműen a sugárhatás következményének, de valószínű, hogy néhány indokolt eset kimaradt a megfigyelésből. A korai halálokok közt elsősorban a lokális besugárzás hatása és a bőr akut sérülése szerepel, de a gyomor és béltraktus károsodása is jelentős volt. Az elvégzett 13 csontvelő-átültetés a vártnál kisebb eredménnyel járt.

A baleset-elhárításban (környezeti, egészség-károsító hatások felmérésében, a lakosság kitelepítésében stb.) résztvevő kb. 200 ezer ember (ún. likvidátorok) sugárterhelése átlagosan 100 mSv értékre becsülhető, de ez széles tartományban változott (néhány százalékban 250 mSv, sőt egy esetben 500 mSv-felett volt). Őket folyamatosan megfigyelik, legalább évente egyszer. A korábbi tapasztalatok alapján elsősorban a leukémiás esetek számának megnövekedésével számoltak, de ez a vártnál kisebb gyakorisággal fordult elő, és a kontroll-csoporthoz képest eddig nem tudtak lényeges emelkedést kimutatni. Egyesek szerint ennek az az oka, hogy a megfigyelték nagy része viszonylag jó egészségügyi ellátásban részesül, s elképzelhető, hogy a leukémiát kiváltó egyéb okok hatása csökkent. Mindenesetre a késői (krónikus) és örökletes hatások szempontjából csak a következő évtizedek eredményei lesznek meghatározóak.

Miközben a rosszindulatú pajzsmirigy-daganatok gyakorisága a felnőttkorban nem változott, a gyerekkorban a vártnál sokkal erősebben nőtt. A 12. ábra a gyermekkori pajzsmirigyrák esetszámának növekedését mutatja. A legtöbb eset Csernobil környékén fordult elő. A két oroszországi tartományban már kevesebb a megbetegedés. Itt valószínűleg eredményesebb volt a tejfogyasztás tiltása, s így

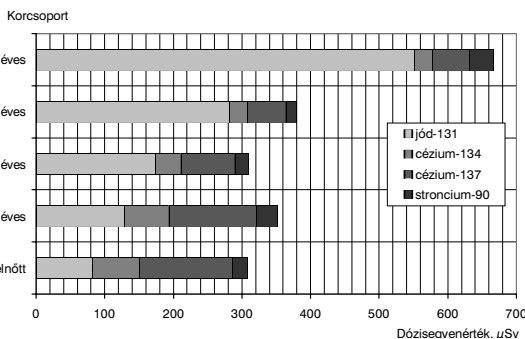


12. ábra. A gyermekkori pajzsmirigyrák alakulása a csernobili baleset után

kevesebb radioaktív jód (elsősorban jód-131) került a gyermekek pajzsmirigyébe. Az idejében elvégzett jódprofilaxis – a radioaktív jód izotópok beépülésének megakadályozása érdekében stabil jódot juttatnak a szervezetbe – valószínűleg hatásos lett volna. Bár a korai időszakban felfedett pajzsmirigyrák 80-90%-os eredményességgel gyógyítható, a kezelés és a megmentett élet minősége nem irigylésre méltó.

Természetesen a szennyeződés nem maradt a határokon belül. A csernobili balesetből származó kollektív effektív dózis közel 600 ezer személy.Sv. Ennek 40%-a a korábbi Szovjetunióban, 57%-a Európa többi részén és 3%-a az északi félteke többi területén oszlott szét.

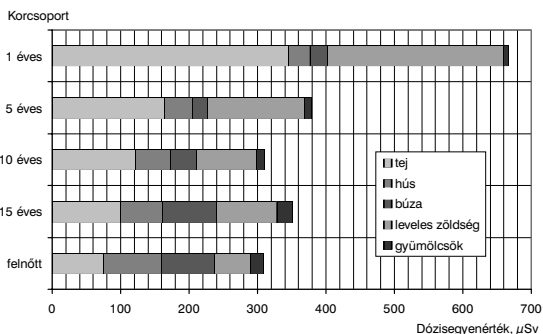
A baleset első napjaiban elrendelt hírzárlat a baleset-elhárítás eredményességét a szomszédos országokban is negatívan befolyásolta. A baleset hatását hazánk sem kerülhette el. A levegőből



14. ábra. Az élelmiszerek radioaktivitásából becsült effektív dózis izotóponkénti megoszlása

okozták. A külső sugárterhelés növekedését elsősorban a talajra kihullott radionuklidok határozták meg. A szabadban, 1 m magasságban mért, levegőben elnyelt dózisteljesítmény Budapesten május elején a 400 nGy/órát is elérte. A szabadban mért értékeknél kisebb külső sugárterhelés érte a lakosságot, hiszen az épületek árnyékoló hatása jelentős lehet.

A radioaktív izotópok néhány napon belül az élelmiszerekben is megjelentek. A levegő, a víz, a talajfelszín és az élelmiszerek radioaktív szennyezettsége a lakosság sugárterhelését növelte. Az élelmiszerek radioaktivitásából becsült effektív dózis a 13. ábrán, az élelmiszerek radioaktivitásából becsült effektív dózis izo-



13. ábra. Az élelmiszerek radioaktivitásából becsült effektív dózis megoszlása az egyes élelmiszerek függvényében

levegőből 1986. április 30-án Budapesten kiszűrt aeroszol összes béta-aktivitása a korábbi átlagérték (3 mBq/m³) kétezerszeresére, május 1-jén pedig ötezerszeresére emelkedett. Volt olyan hely, ahol 84 Bq/m³-es csúcsot mértek. Szerencsére ezt a szennyezést főleg a viszonylag gyorsan elbomló radionuklidok, a telur-132, a jód-131 stb.

tóponkénti járuléka pedig a 14. ábrán látható. Az egy év alatti gyerekeknél döntő mértékben a tej és a leveles zöldségek fogyasztása okozta a dózistöbbletet. A 14. ábra alapján az is kitűnik, hogy döntő többségét a jód-131 okozta, amelyet 8 napos felezési ideje miatt egy kis odafigyeléssel, korrektebb tömegtájékoztatással jelentősen csökkenteni lehetett volna.

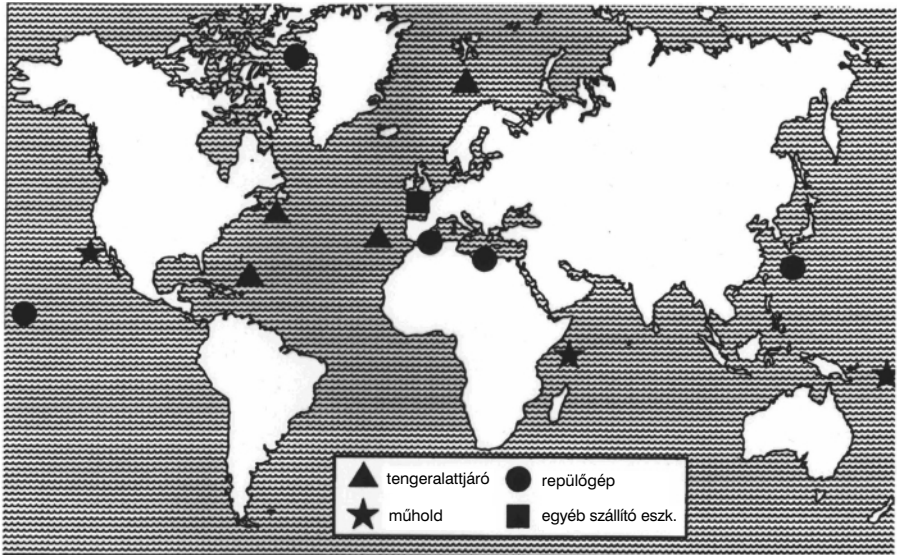
A hivatalos becslések szerint a csernobili atomerőmű baleset következményeként a hazai lakosság sugárterhelése átlagosan mintegy 0,3 mSv effektív dózis (külső + belső) volt. Egyes szakemberek szerint ez elérte az 1 mSv értéket is. Ennek körülbelül harmada származik az élelmiszerekből, a többi a talajfelszín külső sugárzásából. Az értékek az életkor, életmód és hely függvényében kb. 2-3-as faktorral változhatnak, falusi környezetben általában magasabb szintek becsülhetők, elsősorban a szabadban tartózkodás hosszabb ideje miatt.

Fegyverkezési balesetek

A katonai célú nukleáris létesítményekben eddig két jelentős környezetszennyezéssel járó baleset történt: az Ural hegységben lévő Kistimben 1957 szeptemberében, és Anglia nyugati partvidékén, Windscale-ben, 1957 októberében. Emellett több kisebb baleset is történt, pl. a nukleáris fegyverek szállítása közben.

Kistimben egy plutónium-termelő üzem nagy aktivitású folyékony hulladékát betonba ágyazott, vízhűtéses acéltartályban tárolták. A korrózió következtében egy 300 m³-es tank hűtőrendszere elromlott, amit a műszeres ellenőrzés hiánya miatt nem vettek észre. A nitrát és acetát tartalmú hulladék 1 EBq (10¹⁸ Bq) radioaktív anyagot tartalmazott. A víz elpárolgott és az anyag 330-350 °C-ra felmelegedett, majd 1957. szeptember 29-én felrobbant. Körülbelül 100 PBq aktivitás szóródott szét. A radioaktív felhő 1 km magasba jutott, és 11 órán belül 300 km távolságban, északkeleti irányban, egyenletes csökkenéssel elszennyezte a területet (15-23 ezer km² – Magyarország ¼-e). Ez 270 ezer embert érintett. A legnagyobb szennyező a stroncium-90 izotóp volt, talajfelszíni lerakódása folytán 5 mGy/h dózisteljesítményt is mértek. A nagy stroncium-90 tartalom miatt az első két évben 10 ezer tonna mezőgazdasági terméket kellett megsemmisíteni, és összesen 10 700 embert evakuáltak. Az első 10 napban kitelepített néppességi csoport tagjai (1154 fő) 170 mSv külső és 1500 mSv gyomor-béltraktus (azaz belső) sugárterhelést kaptak. Az átlagos effektív dózis 520 mSv volt. A balesetet csak az 1980-as évek végén hozták nyilvánosságra, addig igen hatékony hírzárlat működött.

A windscale-i balesetnél (az üzem mai helymegjelölése Sellafield, Anglia) operációs hiba miatt túlhevülés történt, majd tűz ütött ki a katonai célú, grafit moderátoros, léghűtéses plutónium-termelő reaktorban. A szabadba került 740 TBq jód-131, 22 TBq cézium-137, 1,2 PBq xenon-133 és 8,8 TBq polónium-210 radioizotóp. Az érintett terület 580 km² (kb. 40 km hosszú) volt. A balesetet követően a tejjre vonatkozó beavatkozási szintet a jód-131 izotóp esetén 3700 Bq/l értékben határozták meg, s még így is 3000 tonna tejet öntöttek a tengerbe. A



15. ábra. Jelentősebbtengeri, légi és műhold-balesetek okozta radioaktív szennyeződések helyei

környéken a tengeri állatok fogyasztása miatt is jelentős volt a lakosság belső sugárterhelése.

Nukleáris fegyverek szállítása során összesen 14 balesetről tudunk, beleértve azokat a repülőgép-baleseteket is, ahol a repülőgép nukleáris fegyvert vagy ezek részeit szállította. A két legismertebb az amerikai légierő kötelékében Spanyolországban és Grönlandon történt eset.

A spanyolországi Palomaresnál 1966. január 17-én két amerikai katonai gép összeütközött a levegőben végzett üzemanyag-felvétel közben. Ennek során 2,26 km² nagyságú, részben műveletlen, részben lakott terület plutónium-239 és plutónium-240 izotópokkal elszennyeződött. Két bomba eltűnt (a száraz folyóágyba, ill. a tengerbe zuhant). Az ellenőrzések után, ahol az alfa-sugárzók szennyezettsége 1,2 MBq/m²-nél nagyobb volt (22 ezer m²), a szennyezett növényzetet és a 10 cm vastag felső talajréteget összegyűjtötték, válogatták és radioaktív hulladékként kezelték. Ahol a szennyezettség kisebb volt, mint 1,2 MBq/m², öntötték és 30 cm mélyen felszántották a talajt.

Grönlandon, Thule közelében repülőgép összeütközés következtében 4 bomba nagy robbanóképességű komponensei robbantak fel és 0,2 km²-t szennyeztek el. Összesen 10 TBq plutónium terítette be a hótakarót, és kb. 1 TBq a jégbe került. Nyáron, a jég elolvadásakor a tengeri környezetben 20 km-es távolságban is mérni lehetett a szennyezést.

A tengeri balesetekből kifolyólag legalább 48 nukleáris fegyver és 11 atommeghajtásra használt reaktor fekszik az óceán alján. A leg súlyosabb problémát

annak a két atommeghajtású tengeralattjárónak az elsüllyedése okozta, amelyen nukleáris fegyverek is voltak. Az egyik 1986 októberében Bermuda partjainál, a másik 1989 áprilisában a Norvég-tengerben süllyedt el. 1965-ben Japán felségvizein egy 1 megatonna hatóerejű hidrogénbomba kioldódott és a tengerbe esett. Mindezek környezeti hatásáról kevés információ van, a közeli tengervíz és az üledék azonban ellenőrzés alatt áll.

A tengerek szennyezettsége az atomfegyverkezés radioaktív hulladékainak elhelyezéséből is származhat. A korábbi Szovjetunió elsősorban az Északi Jeges-tengerben (Új-Föld közelében) rakta le radioaktív hulladékát, az USA a nyugati partvidéken, de Nyugat-Európa is rendelkezik tengeri lerakóhelyekkel, elsősorban az Atlanti-óceánban. 1992-ig a Nemzetközi Atomenergia Ügynökségnek jelentett, jelentősebb tengeri, légi és műhold-balesetek okozta radioaktív szennyeződések helyei a 15. ábrán láthatók.

Műholdak visszatérése

A Szovjetunióban fellőtt SNAP-9A műhold – energiaforrásként plutónium-238-at tartalmazott – 1964-ben belépett az atmoszférába, elégett, és 600 TBq aktivitással szennyezte a sztratoszférát.

1978 januárjában a Cosmos-954 műhold hasonlóan járt. Ez 20 kg uránt tartalmazott és a radionuklidok 75%-a az atmoszféra magas rétegeiben szóródott szét, 25%-a pedig a Föld felszínére hullott.

Ipari és orvosi balesetek

Zárt sugárforrások elvesztésével, illetve fémhulladékokkal történt beolvasztásával kapcsolatos sugár-balesetek viszonylag nagy számban fordultak elő. Néhány jelentősebbet a következőkben megemlítünk.

Mexikóban 1983 decemberében egy terápiás sugárforrástartót eladtak. Azt hitték, hogy a 16,7 TBq aktivitású kobalt-60 forrást már eltávolították belőle. Több tonna fém termék – amelyet Mexikóban és az USA-ban értékesítettek –, néhány öntöde és több száz ház elszennyeződött. Kb. 1000 ember kapott jelentős – köztük hét személy 3-7 Sv, 73-an 0,25-3 Sv – sugárterhelést. A leírtak szerint 17 ezer épületet kellett átvizsgálni a beépített betonvasak miatt, s végül 21 ezer köbméter radioaktív hulladék keletkezett.

1984-ben Marokkóban egy radiográfiára (hegesztési varrat vizsgálatára) használt iridium-192 forrást elvesztettek; egy járókelő észrevette, és hazavitte. Nyolc ember, azaz egy egész család meghalt a sugárzás hatására; egyéni sugárterhelésük 8-25 Sv volt.

Brazíliaiban, Goiania városban 1987 szeptemberében egy 50,9 TBq aktivitású cézium-137 forrást vittek el egy elhagyott, részlegesen lebontott kórház besugárzójából. A fényesnek és értékesnek látszó forrást szétszerelték és szétosztották az

ismerősöknek. A felmérések szerint 129 személy kapott jelentős külső, illetve belső sugárterhelést. Mivel sokan kézzel is megfogták a cézium-port, az étkezés során került szervezetükbe a sugárzó anyag, s így jelentős belső sugárterhelést kaptak. A legnagyobb dózis az 5,3 Sv-t is elérte. A baleset során 46 személy került kórházba, négyen meghaltak, köztük egy 6 éves kislány. Összesen 85 épület szennyeződött el, s végül 7 házat le kellett bontani. A keletkezett radioaktív hulladék 3100 m³ volt.

Az orvosi sugárforrások alkalmazása során is fordultak elő balesetek a besugárzásnál és a radioizotópok beadásánál egyaránt (legtöbbször a dózis túlméretezése, ill. az izotóp túladagolása miatt). Az USA-ban például évente átlagosan 75 téves adminisztrálás fordul elő a terápiás kezelések és 1300 a diagnosztikai vizsgálatok során. Megállapították, hogy a bemérések általában jók, de a beadásnál vannak tévesztések (vagy a készítményt, vagy a beteget cserélik el). Ahogy a túladagolás, ugyanúgy az aluladagolás is végzetes lehet a gyógyító hatás elmaradása miatt. Néhány esetet kiemelve megemlítjük, hogy gyorsítóval történt besugárzás túladagolása miatt 1986-ban Texasban ketten, 1990-ben a spanyol Zaragozában a 27 túlexponált betegből 14-en haltak meg. Az USA-ban 1986-ban egy 73 éves beteg 7,4 MBq arany-198 izotóp helyett 7,4 GBq mennyiséget, tehát ezer-szer többet kapott. Körülötte 350 µGy/óra volt a dózisteljesítmény. Talán saját és ismerősei szerencséjére, rövid időn belül agyvérzésben meghalt.

Védekezés nukleáris baleset esetén

Egy súlyos (5-7 fokozatú) nukleáris baleset környezeti hatásait sok tényező befolyásolja, így a reaktor típusa, a fűtőelem dúsítottsága, kiegészítő foka, a baleset súlyossága, a kibocsátott szennyezők minősége, mennyisége, a kibocsátás magassága, időbeli eloszlás, a meteorológiai viszonyok, az évszakok stb. A légkörbe kijuttott radionuklidok fokozatosan felhígulva ugyan, de nagy távolságba is eljuthatnak. A baleset után a következmények elkerülését, illetve a csökkentését szolgáló óvintézkedésnél három időszakot célszerű megkülönböztetni.

A korai időszak néhány órától egy-két napig tart. Ekkor még nem ismert a kibocsátott radionuklidok pontos mennyisége, s az előrejelzés elsősorban modellszámításokon alapul. A közelben élőket elsősorban a radioaktív felhőből, illetve a bőrre, a környező tárgyakra, a talajra ülepedett radionuklidoktól származó külső és a radioaktív szennyeződést tartalmazó levegő belélegzéséből származó belső sugárterhelés éri.

A lehetséges óvintézkedések: az elzárkóztatás, a kitelepítés és a stabil jód bevitel, szakmai nyelven jódprofilaxis. Ezek bevezetéséről a sugárterhelésnek a beavatkozástól várható csökkenése alapján döntenek, vagyis modellszámításokkal felbecsülik, hogy a beavatkozás nélkül hány mSv plusz (azaz a balesettől származó) sugárterhelést kapna a lakosság adott csoportja. Ez az ún. elkerülhető dózis.

A korai beavatkozások hatékonysága nagymértékben függ a bevezetés időpontjától, és nagyon fontos, hogy lehetőleg megelőzze a radioaktív felhő áthaladását. A védekező intézkedések természetesen gazdasági és szociális hátrányokkal is járnak, így a beavatkozást optimalizálni kell. Elzárkóztatásról akkor célszerű intézkedni, ha a becsült elkerülhető dózis két nap alatt nagyobb, mint 10 mSv. Ilyenkor a lakosság figyelmét fel kell hívni arra, hogy tartózkodjanak épületen belül, zárják be az épületek ablakait, ajtóit. Így az épületek árnyékoló hatásával a külső sugárterhelést, az épületek lezárásával pedig a radioaktív szennyezők be légzését csökkenthetjük. Az intézkedéssel azonban megváltoznak az életviteli szokások (vásárlás nehézségei, időlegesen családtagokat választhat el stb.), így hosszú ideig nem tartható fenn.

Kitelepítéskor a lakosságot kimenekítik a veszélyeztetett körzetekből. Akkor javasolják, ha az elhárított dózis (maximum) egy hét alatt legalább 50 mSv. Ennél kisebb értéknél is elrendelhetik az ideiglenes kitelepítést, ha az gyorsan és könnyen megvalósítható. Nagy létszámú népesség vagy megfelelő szállítóeszközök hiánya esetén viszont magasabb beavatkozási szintek válhatnak indokolttá. Számolni kell az esetleges balesetek kockázatával, az anyagi javak és a környezet elhagyása, a családok, barátok szétválása miatt fellépő pszichikai hatásokkal is.

A jód a pajzsmirigyben dúsul fel. A radioaktív jód bejutását megakadályozhatjuk, vagy legalább is lényegesen csökkenthetjük stabil jódkészítmény előzetes bevételével. Az emberek egy része azonban jóderzékeny, így a jódbevételnek (jódpromóxiának) is van kockázata. Akkor célszerű bevezetni, ha az ezzel elkerülhető pajzsmirigy dózis legalább 100 mGy.

A szükséges jódmennyiség kálium-jodid (KI) formájában naponta kb. 100 mg. A jóderzékenyeket kálium-perkloráttal kezelik. A jódbevétel ideje nagyon lényeges. A radiojód szervezetbe kerülése előtt néhány órával, de maximum egy órával utána bevitt inaktív jódkészítmények több mint 90%-os védőhatást biztosítanak. A 6 óra múlva beszedett jódtabletta védőhatása 50%-os. Egy nappal később már az 5%-ot sem éri el.

Egyes országokban a teljes lakosságnak, vagy az atomerőművek közelében élőknek kiosztották a jódtablettákat, de ezt baleset esetén is csak indokolt esetben, központi felszólításra célszerű bevenni. Mivel a jódtablettákat a szavatosság lejárása miatt ötévenként cserélni kell, s mert indokolatlan bevétele is kockázattal jár, célszerű lenne csak az erőművek környékén élőknek előre kiosztani, hogy egy esetleges baleset után mindjárt bevehessék, a távolabb élő lakosságnak pedig elegendő, ha csak a baleset bekövetkeztekor osztják szét a tablettákat. Ez azonban csak akkor lehetséges, ha a készletek a kijelölt helyen mindig rendelkezésre állnak, és a szétosztást előre jól megszervezték, gyakorolták.

A közbenső időszakban az óvintézkedéseket a környezeti szennyeződés méréseken alapuló, pontos ismeretére lehet alapozni. Sugárterhelés szempontjából a kiüledett radioaktív szennyezőktől származó külső, és a szennyezett élelmiszer- és ivóvíz-fogyasztásból eredő belső terhelést kell elsősorban figyelembe ven-

ni. Így szükség esetén alkalmazható óvintézkedés az áttelepítés, a legeltetési tilalom, valamint az élelmiszer- és ivóvízfogyasztás korlátozása.

Áttelepítéssel a kiülededett izotópoktól származó külső sugárterhelés megszüntethető. Az ideiglenes áttelepítés kritériuma az 1 hónap alatti 30 mSv dózis elhárítása. Ha ez 10 mSv/hó alá csökken, az áttelepítés megszüntethető. Amennyiben 1-2 év múlva sem csökken ezen érték alá, akkor az áttelepítést véglegesnek kell tekinteni.

Az élelmiszer- és ivóvíz-fogyasztásra cselekvési szinteket állapítottak meg. Ez azt jelenti, hogy ha a fogyasztásra kész élelmiszerben a radionuklidok koncentrációja meghaladja a megadott értéket, például a tejben a jód-131 a 100 Bq/kg-ot, a fogyasztást le kell tiltani. Természetesen itt is meghatározó szempont, hogy ezt mivel lehet pótolni.

A legeltetési tilalmat akkor célszerű bevezetni, ha a legelő állatoktól származó élelmiszerekben (tej, hús) a radionuklid-koncentrációk várhatóan meghaladják a cselekvési szinteket.

A késői időszakban a legfontosabb a szennyeződés felszámolása, azaz a szennyezett területek újra felhasználhatóvá tétele. Erre különböző eredménnyel járó próbálkozások vannak, amelyek hatásosságát nagymértékben meghatározza a szennyező radionuklidok minősége. Ide tartozik az intenzív locsolás, a mélyszántás, speciális növényekkel történő megkötés, az adott izotópot kémiai szempontból helyettesítő anyagok adagolása (pl. stroncium-90 szennyeződésnél meszesítés, cézium-137 szennyeződésnél kálium műtrágya adagolása stb.), gypsözonyeg kialakítása majd feltekerése, a talaj felső rétegének eltávolítása stb. Az esetek többségében gondot okozhat az eltávolított szennyezett talaj, illetve növényzet elhelyezése.

Néhány praktikus tanács

A nukleáris baleset esetén elrendelt elzárkózást komolyan kell venni. Az ablakokat jól tömítsük (ragasztó- vagy szigetelőszalaggal is leragaszthatjuk), kapcsoljuk ki a szellőztető ventilátorokat, klímaberendezéseket. Ha mégis el kell hagyni az épületet, használjunk porálarcot. Kevésbé súlyos szennyeződés esetén is viszonylag keveset tartózkodjunk a szabadban, gyerekek ne játszanak a fűben, homokban.

Ha a szennyező izotópok közt jód is van, minél kevesebb friss tejet fogyasztunk. A korábban fejt tej nem szennyezett, fogyaszthatunk régebbi tejport, tejterméket. A csernobili balesetnél tapasztaltak alapján a friss leveles zöldségeken jól tapadnak a radionuklidok, és többszöri gondos mosás után is 50-80%-uk rajta marad. A fogyasztásra szánt zöldséget, gyümölcsöt gondosan hámozzuk meg.

Jelentős cézium-137 szennyeződés esetén a húsokban hosszú ideig megtalálható a cézium. Néhány napos pácolással a radionuklidoknak akár a 90%-a is eltávozik. Hasznos a grillezés, mert a kicsepegő lével a radionuklidok kb. fele ki-

jut. Hasznos lehet húsok előfőzése és a főzölé elöntése is. Ez ront ugyan az ízeken, de a radionuklidok jelentős része távozik. Ne fogyasszunk sok vadhúst, gombát, erdei gyümölcsöt.

Mindez elsősorban a rövid felezési idejű szennyező izotópok esetén hatásos, hosszú ideig ez nem tartható fenn, de indokolt esetben addigra várhatóan életbe léptetik a szükséges beavatkozásokat.

Védekezés a radon ellen

A nagy radon-koncentrációjú (600-1200 Bq/m³) lakásokban élők rendszeresen évi 10-20 mSv sugárterhelést kaphatnak. A legegyszerűbb lenne már a lakások építéskor ezt figyelembe venni, de az utólagos beavatkozások is hatásosak lehetnek.

Néhány országban az építkezés előtt mérik a talajgáz radon-koncentrációját, a talaj permeabilitását (gázáteresztő képességét), a radon kiáramlási sebességét (exhalációját), és ezeknek az adatoknak az ismeretében javasolják a megfelelő építkezési módot. Egyes országokban mérés nélkül olyan építési technológiákat írnak elő, amelyek kizárják a radon intenzív beáramlását. A meglévő házaknál már csak az utólagos beavatkozás jöhet számításba. Angliában például több mint 300 000 házat mentesítettek utólagosan.

A megoldási lehetőségek közül első helyen a radon beáramlásának megakadályozása szerepel. Ha az épületben a radon-koncentráció a talaj felső rétegének (1-3 m) rádium-226 tartalma miatt nagy, szoba jöhet építkezés előtt a talaj eltávolítása, cseréje. Ez nagyon hatásos, de nagyon költséges megoldás.

Mivel a radon elsősorban a padló alatti, illetve az épületen belüli nyomáskülönbség hatására áramlik az épületbe, hatásos módszer a padló alatti tér (durva kavicsos feltöltésben szívófej kialakítása vagy lyukacsos csővel való behálózása utáni) megszívása. Tehát itt nem a radon kiszívása a cél, hanem az, hogy a szívás hatására a padló alatti térben kisebb legyen a nyomás, mint az épületen belül. Erre többnyire egy kis teljesítményű ventilátor (sőt nem túl nagy radon-koncentrációnál maga a kéményhatás) is elegendő.

Jól tömítő ablakok esetén hasznos megoldás, ha levegőbefúvással növelik a lakótérben a nyomást, s így a beáramlás jelentősen csökken. Szoba jöhet a padló szigetelése is. Bizonyos műanyag fóliákon vagy a bitumenen csak nagyon kis mértékben tud áthatolni a radongáz. Itt azonban problémát jelent a többi között a falak és az aljzatbeton közti rés tömítése, a víz- és csatorna-vezetékek melletti feláramlás megakadályozása.

A lakótérbe bejutott radon koncentrációját szellőztetéssel is csökkenthetjük. A gyakori szellőztetés hatásos, de költséges, ezért végleges megoldást kell keresni. Mivel a sugárterhelés nagy részét a radon bomlásakor keletkező és a porszemekhez tapadó radioaktív bomlástermékek okozzák, hatásos lehet a lakótér levegőjének cirkuláltatása és szűrése is.

Nagy rádium-koncentrációjú falazó anyagokon a radon beáramlását gátló speciális festékek is szóba jöhetnek, de kis sérülés esetén is már majdnem visszaáll az eredeti radon-koncentráció értéke. Ezért lényeges, hogy ne használjunk ilyen anyagokat az építkezéseken. A legtöbb országban az építőanyagokat radiológiai szempontból is minősítik, így a hivatalosan vásárolható építőanyagok zöme megfelel ennek a feltételnek.

Hazánkban elsősorban az Ajka, Tatabánya környéki, nagy rádium koncentrációjú szenek salakja okozhat gondot. Ezek használata a radonszinten kívül növelheti a gamma-sugárzásból származó sugárterhelést is (1-3 mSv/év).

Összegzés

Látható, hogy normális életkörülmények közt is jelentős sugárterhelés éri az emberi szervezetet. Egy kis odafigyeléssel azonban a néhány helyen kiugróan nagy, természetes radionuklidoktól származó sugárterhelést is jelentősen csökkenthetjük.

A nukleáris és sugárbalesetek megakadályozása nagyon fontos üzemi és hatósági feladat. A biztonság, azaz a jól képzett szakemberek, a korszerű és megbízható műszerek, a technológia szigorú ellenőrzése és a baleseti szituációk elkerülésének, megszüntetésének gyakorlása, alkalmazása elengedhetetlen egy újabb környezeti katasztrófa elkerülése végett. Amennyiben mégis bekövetkezik egy baleset, elengedhetetlen a lakosság pontos, egyértelmű tájékoztatása. A téma iránt bővebben érdeklődők a következőkben feltüntetett szakirodalomban kaphatnak bővebb információt.

Felhasznált szakirodalom

- 1./ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation. New York, UN, 1988.
- 2./ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation. New York, UN, 1993.
- 3./ International Commission on Radiological Protection. 1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication No 60; 1991.
- 4./ International Commission on Radiological Protection against radon-222 at home and at work, Oxford, Pergamon Press, ICRP Publication 65, 1994.
- 5./ Nemzetközi Atomenergia Ügynökség: Biztonsági Szabályzat (BSS No115) Budapest, 1996.
- 6./ Tóth Árpád: A lakosság természetes sugárterhelése, Akadémiai Kiadó, Budapest, 1983.

- 7./ Kanyár Béla, Somlai János, Szabó D. László: Környezeti sugárzások, radioökológia, Veszprémi Egyetem Kiadó, Veszprém, 1996.
- 8./ Sztanyik B. László: Sugársérülések megelőzése és gyógykezelése, Zrínyi Katonai Kiadó, Budapest, 1989.
- 9./ Koltay Ede: Fejezetek a környezetfizikából. KLTE-ATOMKI, Debrecen, 1994.
- 10./ Turai István: Sugáregészségügyi Ismeretek, Medicina Könyvkiadó Rt., Budapest, 1993.
- 11./ Kanyár Béla, Béres Csilla, Somlai János, Szabó S. András: Radioökológia és Környezeti sugárvédelem, Veszprém Egyetem Kiadó, Veszprém, 2000.

Függelék

A szövegben szereplő 10 hatványai

n	nano	10^{-9}
i	mikro	10^{-6}
m	milli	10^{-3}
k	kilo	10^3
M	mega	10^6
G	giga	10^9
T	tera	10^{12}
P	peta	10^{15}
E	exa	10^{18}

A szövegben szereplő fogalmak

Fogalom	Jele	Egysége	Az egység neve	Az egység jelentése
Aktivitás	A	Bq	bequerel	1 bomlás/ s
Aktivitás(régi)	A	Ci	curie	$3,7 \times 10^{10}$ bomlás/ s
Elnyelt dózis	D	Gy	gray	1 joule/ kg
Effektív dózis	E	Sv	sievert	1 joule/ kg
Kollektív dózis	S	mSv	személy sievert	
Felezési idő	T	t	idő	pl. óra, nap, év

Nukleáris anyagokat, jelentős mennyiségű radioizotópokat felhasználó, termelő intézmények Magyarországon

Paksi Atomerőmű, Paks
MTA AEKI Kutató Reaktor, Budapest
BME Tanreaktor, Budapest
MTA KKI-FIKI, Budapest
Izotóp Intézet Kft., Budapest
MTA ATOMKI, Debrecen
OSSKI, Budapest
Mecsekérc Kft., Pécs

Fontosabb radionuklidok, felezési idők, kibocsátott sugárzások fajtái

Nuklid	Felezési idő	Bomláskor kilépő sugárzás
H-3	12,3 év	β
C-14	5730 év	β
P-32	14,3 nap	β
K-40	$1,28 \cdot 10^9$ év	β, γ
Co-60	5,27 év	β, γ
Sr-89	50,5 óra	β
Sr-90	29,1 év	β
Ru-103	39,3 nap	β, γ
Ru-106	1,01 év	β
Ag-110m	250 nap	β, γ
I-125	60,1 nap	γ
I-131	8,04 nap	β, γ
Ce-141	32,5 nap	β, γ
Po-210	138,4 nap	α
Pb-210	22 év	β, γ
Rn-220	55 perc	α
Rn-222	3,8 nap	α
Ra-226	1620 év	α, γ
Th-232	$14 \cdot 10^9$ év	α
U-235	$0,7 \cdot 10^9$ év	α, γ
U-238	$4,5 \cdot 10^9$ év	α
Pu-239	$2,41 \cdot 10^4$ év	α
Pu-240	6540 év	α
Am-241	7380 év	α
Cm-242	163 nap	α
Cf-252	2,65 év	α

Elemek akkumuláló szövetei az emberi testben és a biológiai felezési idők

Elem	Akkumuláló szövet	Biológiai felezési idő
hidrogén/H	teljes test	12 nap
szén/C	zsírszövet	12 nap
nátrium/Na	emésztőrendszer	6 óra
foszfor/P	csont	2 év
kálium/K	emésztőrendszer	1 óra
vas/Fe	emésztőrendszer lép	18 óra 400 nap
kobalt/Co	emésztőrendszer	18 óra
stroncium/Sr	csont	35 év
jód/I	pajzsmirigy	150 nap
cézium/Cs	teljes test	80 nap
polónium/Po	lép	60 nap
rádium/ Ra	csont	45 év
tórium/Th	csont	200 év
urán/U	csont, tüdő vese	360 nap 15 nap
plutónium/Pu	csont	200 év
americium/Am	vese	75 év

Nukleáris baleseteknél a gyors intézkedések között szereplő elzárkózta- tás, kiürítés és jódprofilaxis bevezetésének irányadó dózisszintjei

Beavatkozás	Beavatkozással az elkerülhető dózis
Elzárkóztatás (max. 2 napig)	10 mSv effektív dózis
Kiürítés, kimenekítés (max. 1 hétig)	50 mSv effektív dózis
Kilakoltatás, áttelepítés	
- ideiglenesen	30 mSv effektív dózis, 1 hónapra
- visszatelepítés	10 mSv effektív dózis, 1 hónapra
- véglegesen	1 Sv effektív dózis, egész élettartamra
Jódprofilaxis	100 mGy pajzsmirigy szervdózis, jód-izotópok révén

A cselekvési szintek élelmiszer- és ivóvízfogyasztás korlátozására / IAEA 1996.

Radionuklid csoportok	Határérték (Bq/kg)	
	élelmiszerekre általában	tej, csecsemő élelmiszer, ivóvíz
céziium-134, céziium-137, ruténium-103, ruténium-106, stroncium-89, cérium-144	1000	1000
jód-131	1000	100
stroncium-90	100	100
americium-241, plutónium-238, plutónium-239	10	1

Az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének megengedhető mértéke nukleáris veszélyhelyzetet követően (12/1998. XII/11. EüM rendelet)

Nagyobb mennyiségben fogyasztott élelmiszerek¹

Radioizotóp	Élelmiszerek [megengedhető mértékek (Bq/kg)]			
	csecsemő-tápszer ²	tej, tejtermék	egyéb élelmiszerek, a kisebb mennyiségben fogyasztott élelmiszereken kívül	folyékony élelmiszer ³
Stroncium izotópok, elsősorban stroncium-90	75	125	750	125
Jódizotópok, elsősorban jód-131	150	500	2000	500
Plutónium és transzplutónium alfa-sugárzó izotópjai elsősorban plutónium-239, americium-241	1	20	80	20
Minden egyéb, 10 napnál hosszabb felezési idejű radioizotóp, elsősorban céziium-134 és céziium-137 ⁴	400	1000	1250	1000

1 A sűrített és szárított termékekre érvényes értékeket a fogyasztásra kész állapotra megadott értékekből végzett számítással kell megállapítani.

2 Csecsemőtápszer az élelmiszerek, amelyek 4-6 hónapos csecsemők táplálására szolgálnak és „Csecsemők és kisdedek számára készült speciális tápszer” felirattal ellátott csomagolásban kerülnek forgalomba.

3 A vezetékes ivóvízre is érvényes.

4 Kivéve a trícium, szén-14 és kálium-40 izotópokat.

NEMZETKÖZI ÉS HAZAI SZERVEZETEK, KIADVÁNYOK GYAKRAN HASZNÁLT RÖVIDÍTÉSEI

IAEA	(International Atomic Energy Agency): Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ)
IBSS	(International Basic Safety Standards): Nemzetközi Sugárbiztonsági Alapszabályzat (magyar fordítása nem használatos)
ICRP	(International Commission on Radiation Protection): Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság)
INES	(International Nuclear Event Scale): Nemzetközi Nukleáris Esemény Skála
OECD NEA:	(Organization of Economic and Development, Nuclear Energy Agency): az OECD Nukleáris Energia Ügynöksége
UNSCEAR	(United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation): az ENSZ atomsugárzások hatásaival foglalkozó tudományos bizottsága (magyar fordítása nem használatos)
HAKSER	Hatósági Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer (a Paksi Atomerőmű környezetének ellenőrzésére alakult hatósági együttműködés)
NBK	Nukleárisbaleset-elhárítási Kormánybizottság
OAH	Országos Atomenergia Hivatal
ONER	Országos Nukleáris Ellenőrző Rendszer
ÜKSER	Üzemi Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer (a Paksi Atomerőmű üzemi ellenőrzése)