

Magyarország célba ér



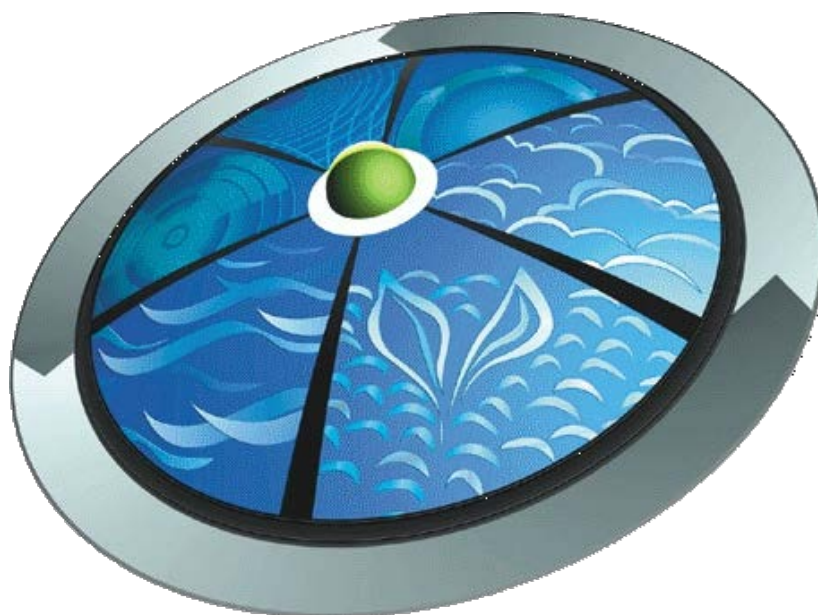
Készült

a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 azonosítójú
„A Felsőoktatás szerkezeti és tartalmi fejlesztése”
című pályázat keretében.



Konzorciumvezető: Pannon Egyetem

Környezetmérnöki Tudástár Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre



14. kötet

Sugárvédelem

Szerkesztő: Dr. Somlai János

Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet

Magyarország célba ér



Készült
a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 azonosítójú
„A Felsőoktatás szerkezeti és tartalmi fejlesztése”
című pályázat keretében.
Konzorciumvezető: Pannon Egyetem



Környezetmérnöki Tudástár

Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre

14. kötet

Sugárvédelem

Szerkesztő: Dr. Somlai János

Szerzők:

Benkő Zsolt István

Csővári Mihály

Divós Ferenc

Kovács Tibor

Pátzay György

Raics Péter

Somlai János

Várhegyi András

ISBN: 978-615-5044-39-7

2. javított kiadás – 2011

Első kiadás: 2008

Veszprém

Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet

Környezetmérnöki Tudástár

eddig megjelent kötetei

01. Környezetföldtan
02. Környezetgazdálkodás
03. Talajvédelem, talajtan
04. Egészségvédelem
05. Környezeti analitika
06. Környezetvédelmi műszaki technológiák, technológiai rendszerek modellezése, ipari technológiák és szennyezéseik
07. Környezettan
08. Földünk állapota
09. Környezeti kémia
10. Vízgazdálkodás-Szennyvíztisztítás
11. Levegőtisztaság-védelem
12. Hulladékgazdálkodás
13. Zaj- és rezgésvédelem
14. Sugárvédelem
15. Természet- és tájvédelem
16. Környezetinformatika
17. Környezetállapot-értékelés, Magyarország környezeti állapota, monitorozás
18. Környezetmenedzsment rendszerek
19. Hulladékgazdálkodás II.
20. Környezetmenedzsment és a környezetjog
21. Környezetvédelmi energetika
22. Transzportfolyamatok a környezetvédelemben
23. Környezetinformatika II.
24. Talajtan és talajökológia
25. Rezgési spektroszkópia

Felhasználási feltételek:

Az anyag a Creative Commons „Nevezd meg!-Ne add el!-Így add tovább!” 2.5 Magyarország Licenc feltételeinek megfelelően szabadon felhasználható.



Nevezd meg! — A szerző vagy a jogosult által meghatározott módon fel kell tüntetned a műhöz kapcsolódó információkat (pl. a szerző nevét vagy álnévét, a Mű címét).



Ne add el! — Ezt a művet nem használhatod fel kereskedelmi célokra.



Így add tovább! — Ha megváltoztatod, átalakítod, feldolgozod ezt a művet, az így létrejött alkotást csak a jelenlegivel megegyező licenc alatt terjesztheted.

További felhasználás esetén feltétlenül hivatkozni kell

arra, hogy

"Az anyag a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 téma keretében készült a Pannon Egyetemen."

Részletes információk a következő címen találhatóak:

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/2.5/hu/>

Tartalomjegyzék

1	Radioaktív izotópok, sugárzások.....	17
1.1	Bevezetés (Dr. Benkő Zsolt István)	17
1.2	Alapfogalmak (Dr. Benkő Zsolt István)	18
1.3	Radioaktív bomlás törvényszerűségei (Dr. Benkő Zsolt István).....	22
1.4	Bomlási formák, sugárzások (Dr. Benkő Zsolt István)	25
1.4.1	α -sugárzás	26
1.4.2	β -sugárzás és a vele kapcsolatos jelenségek.....	27
1.4.3	γ -sugárzás.....	32
1.4.4	Bomlási sorok.....	33
1.4.5	Mesterséges radioaktivitás	39
1.4.6	Neutron-sugárzás	40
1.4.7	Sugárzásokban található egyéb részecskék.....	40
1.4.8	Maghasadás (indukált)	41
1.4.9	Spontán maghasadás	44
	Kérdések.....	46
	Felhasznált Irodalom	47
2	Radioaktív sugárzások mérése.....	48
2.1	Sugárzás kölcsönhatása az anyaggal (Dr. Benkő Zsolt István)	48
2.2	Detektorok (Dr. Benkő Zsolt István, Pátzay György).....	52
2.3	Mérőeszközök és jellemzőik (Pátzay György).....	61
2.3.1	Impulzus jelek és azok jellemzői.....	61
	Analóg és digitális jelek.....	63
	Lassú és gyors jelek	63
	Nukleáris elektronika az impulzus jelek kezelésére.....	64
	Erősítők.....	65
	Analóg-digitális átalakítók (Analog-to digital converters ADC).....	69
	Sokcsatornás analizátorok (Multichannel Analyzer, MCA)	69
	Számláló (Scaler).....	70
	Sugárszintmérő (Ratameter).....	70
	Koincidencia egység.....	70
	Holtidő, feloldási idő.....	71
2.4	Mérési módszerek (Pátzay György)	72
2.4.1	Egyszerű számláló berendezés.....	72
2.4.2	Egycsatornás analizátor.....	73
2.4.3	Koincidenciás és antikoincidenciás mérés	73
2.4.4	Mérési adatok feldolgozása	74
	Kérdések a 2. fejezethez	82
	Irodalom	83
3	Ionizáló sugárzások dozimetriája.....	84
3.1	Bevezetés (Divós Ferenc)	84
3.2	Dózis fogalmak, dózismennyiségek és egységek (Divós Ferenc, Somlai János)	84
	Elyelt dózis (D):	84
	Egyenérték dózis (H_T):.....	85
	Effektív dózis (E):.....	86

További dózismennyiségek	86
Lekötött egyenérték és lekötött effektív dózis	87
Besugárzás, expozíció (besugárzási dózis)	88
Közölt dózis (kerma)	88
Egyéni és kollektív sugárterhelés	89
Dózismennyiségek összefoglaló táblázata	90
3.3 Dózis mérése (Divós Ferenc)	92
Scintillációs detektor	94
3.4 Személyi dozimetria (Raics Péter)	96
3.4.1 A személyi sugárterhelés ellenőrzésének szükségessége	96
3.4.2 A mérés elve	97
3.4.3 Doziméterek személyi sugárterhelés meghatározására	99
3.4.4 Töltőtoll formájú ionizációs kamrák	99
3.4.5 Filmdoziméterek	101
3.4.6 Szilárdtest nyomdetektorok	102
3.4.7 Termolumineszcens doziméterek, TLD	104
3.4.8 Elektronikus eszközök	106
3.4.9 Egyéb mérési módszerek	106
3.4.10 A személyi sugárterhelés hatásági ellenőrzése	107
3.5 Sugárterhelés számolása a környezeti elemek radionuklid koncentrációjából (Somlai János) 108	
3.5.1 A sugárterhelést módosító tényezők:	109
3.5.2 Sugárterhelés meghatározása	110
3.5.2.1 Külső sugárterhelés a forrás direkt sugárzásától	111
3.5.2.2 Külső β - és γ -dózis homogén (félvégtelen) felhőből, ill. talajfelszíntől	111
3.5.2.3 Belső sugárterhelés belélegzésből és lenyelésből	112
Kérdések:	114
IRODALOM	115
4 Ionizáló sugárzások kémiai, biológiai és egészségkárosító hatásai	116
4.1 Bevezetés (Somlai J, Kovács T)	116
4.2 Sugárzások fizikai és kémiai hatásai (Somlai J, Kovács T)	116
4.3 Sugárzások biológiai hatásai (Somlai J, Kovács T)	118
4.4 A sugárzás sejtszintű hatásai (Somlai J, Kovács T)	120
4.5 Szövetek, szervek és az emberi szervezet sugárkárosodása (Somlai J, Kovács T)	121
4.6 Determinisztikus és sztochasztikus sugárhatás (Somlai J, Kovács T)	125
4.7 Sugárbetegségek kimutatása (Somlai J, Kovács T)	128
Kérdések	133
Irodalom	134
5 Sugárvédelem	135
5.1 Bevezetés (Dr. Raics Péter)	135
5.2 A sugárvédelmi szabályozás rendszere (Dr. Raics Péter)	136
5.2.1 Kik ellen kell megvédeni?	136
5.2.2 A szabályozás hivatalos szervezetei, szervei	137
5.2.3 A sugárvédelem alapelvei	138
5.2.3.1 Indokoltság	138
5.2.3.2 Optimalás, ALARA	140

5.2.3.3	Dóziskorlátozás	140
5.3	Határértékek (Dr. Raics Péter)	141
5.3.1	Elsődleges dóziskorlátok	142
5.3.2	Másodlagos korlátok	143
5.3.3	Származtatott korlátok.....	149
5.3.4	Engedélyezett határértékek	151
5.3.4.1	Radioaktív anyagok kibocsátása	151
5.3.4.2	Élelmiszerek aktivitása nukleáris veszélyhelyzetben	152
5.3.5	Működési korlátok	153
5.4	Sugárveszélyes munkahelyek, foglalkozások (Dr. Raics Péter)	153
5.4.1	Anyagcsoportok, izotóplaboratórium típusok.....	153
5.4.2	Munkavállalók	156
5.4.3	Munkahely és tevékenység minősítése.....	157
5.4.4	A sugárveszélyes munkavégzés körülményei	158
5.4.4.1	Ellenőrzött munkaterület.....	158
5.4.4.2	Felügyelt munkaterület	159
5.4.4.3	A sugárforrásokkal végzett munkák alapvető előírásai	159
5.4.4.4	Munkahelyi Sugárvédelmi Szabályzat, MSSz	160
5.4.5	Radioaktív anyagok kezelése.....	161
5.4.5.1	Mentesség	162
5.4.5.2	Felszabadítás.....	162
5.4.5.3	Intézményi tevékenység megváltozása	163
5.5	A külső sugárzás elleni védekezés műszaki-technikai megvalósítása (Dr. Raics Péter) ..	163
5.5.1	Idővédelem.....	163
5.5.2	Távolságvédelem.....	164
5.5.2.1	Pontforrás	165
5.5.2.2	Vonalforrások	165
5.5.2.3	Síkforrások	166
5.5.3	Sugárzáselnyelő árnyékolás	166
5.5.3.1	Töltött részecskék elleni védelem	167
5.5.3.2	Védekezés gamma-sugárzás ellen	168
5.5.3.2.1	Sugárgyengítés.....	168
5.5.3.2.2	Árnyékolás	171
5.5.3.3	Neutronok elleni védelem	173
5.5.3.3.1	Neutronfizikai alapok.....	174
5.5.3.3.2	Abszorpció.....	175
5.5.3.3.3	Védőfal neutronsugárzás ellen	176
5.6	Orvosi beavatkozások sugáregészségügyi vonatkozásai (Dr. Raics Péter).....	178
5.6.1	Diagnosztika	178
5.6.1.1	Átvilágítási technikák	178
5.6.1.2	Radioizotópos eljárások.....	179
5.6.2	Terápia	181
5.6.3	Az orvosi alkalmazások speciális sugárvédelmi problémái	182
5.7	Különleges események, veszélyhelyzetek kezelése. Beavatkozás (Dr. Raics Péter)	182
5.7.1	Vonatkoztatási szintek a foglalkozási csoportnál	182
5.7.1.1	Feljegyzési szint	183
5.7.1.2	Hatósági vizsgálási szint	183
5.7.2	Veszélyhelyzeti, baleseti szintek a lakosságra vonatkozóan	183
5.7.2.1	Beavatkozási szint (Intervention level)	184
5.7.2.2	Cselekvési szint (Action Level)	186
5.7.3	Egyéni dózisszintek különleges esetekre.....	186
Ellenőrző kérdések:		188
Ajánlott irodalom és néhány törvény, rendelet		190

6	Természetes eredetű sugárzások, sugárterhelés.....	194
6.1	Bevezetés (Somlai János).....	194
6.2	A kozmikus sugárzások (Somlai János, Kovács Tibor)	195
6.2.1	Elsődleges kozmikus sugárzások	195
6.2.2	A mágneses csapda	196
6.2.3	Másodlagos kozmikus sugárzások.....	197
6.2.4	A sugárterhelést befolyásoló tényezők	197
	<i>Földrajzi szélesség.....</i>	<i>198</i>
	<i>Árnyékolás</i>	<i>198</i>
6.2.5	Sugárterhelés	199
6.2.6	Légi közlekedés.....	199
6.3	Kozmogén radionuklidok (Somlai János, Kovács Tibor)	200
	A trícium (^3H)	201
	A berílium (^7Be).....	201
	A radiokarbon (^{14}C)	201
	Radioaktív kozmogén nemesgázok (^{37}Ar , ^{39}Ar , ^{81}Kr , ^{85}Kr)	202
6.4	Földkérgi sugárzások (Várhegyi András)	203
	A ^{40}K bomlása.....	205
	Természetes radioaktív bomlási sorozatok	206
6.5	Radon az épületekben, földalatti terekben (Várhegyi András)	214
	A radon kiszabadulása a kőzetekből; emanációs koefficiens	216
	A radon migrációja.....	218
	A radon diffúziós tényezője	221
	A radonháttér	222
	A radonkoncentráció mélységi eloszlása homogén talajban.....	223
	Radon exhaláció fogalma.....	225
	Zárttéri radonkoncentrációk – épületek.....	227
	Radonkoncentráció földalatti térségekben	230
7	A természetes eredetű sugárzásokkal kapcsolatos korlátok, szabályzások	232
7.1	Bevezetés (Somlai János, Kovács Tibor).....	232
7.2	Az építőanyagok radiológiai minősítése (Somlai János, Kovács Tibor)	232
7.3	Az ivóvizek radiológiai minősítése (Somlai János, Kovács Tibor).....	236
7.4	Radonnal kapcsolatos szabályozások (Várhegyi András)	241
	Kérdések.....	244
	Irodalom	244
8	Mesterséges eredetű sugárzások, sugárterhelés	245
8.1	Bevezetés (Somlai János).....	245
8.2	Mesterséges eredetű sugárzások forrásai (Somlai János, Kovács Tibor)	245
8.2.1	Nukleáris fűtőanyagciklus	245
8.2.2	Radioaktív hulladékok	246
8.2.3	Atomfegyver kísérletek	246
8.2.4	Radioizotópok előállítása, felhasználása	249
8.2.5	Orvosi alkalmazások	250
	Izotópdiagnosztika	251
	Sugárterápia.....	252
	Radiofarmakonok terápiás alkalmazása	252
8.2.6	Sugaras és nukleáris balesetek.....	253

8.3	Nemzetközi Nukleáris Esemény Skála (Somlai János, Kovács Tibor).....	253
8.4	Sugár és nukleáris balesetek környezeti hatásai (Somlai János, Kovács Tibor)	256
8.4.1	Atomerőművi nukleáris balesetek	256
	A Three Mile Island-i baleset	256
	A csernobili baleset.....	257
8.4.2	Fegyverkezési balesetek.....	259
	A Kistimben történt baleset.....	260
	A Windscale-i baleset.....	260
	Nukleáris fegyverek szállítása	261
	Műholdak visszatérése	262
8.4.3	Ipari és orvosi balesetek.....	262
	Kérdések.....	263
	Irodalom.....	264
9	<i>Uránbányászat és uránérc feldolgozás és a tevékenység által okozott környezeti károk felszámolása</i>	265
9.1	Bevezetés (Dr. Csővári Mihály)	265
9.2	Az atomenergia szerepe az energiatermelésben (Dr. Csővári Mihály).....	266
9.2.1	Fűtőanyag ciklus.....	267
9.2.2	Atomerőművek fűtőanyag igénye.....	268
9.2.3	Uránkészletek.....	271
9.3	Az urán világpiacon.....	273
9.4	Az urán fizikai és kémiai tulajdonságai (Dr. Csővári Mihály)	274
	Fizikai tulajdonságok.....	274
	Biológiai hatások.....	276
9.5	Uránbányászat, uránérc feldolgozás (Dr. Csővári Mihály).....	276
9.5.1	Külszíni és mélyművelésű bányászat.....	277
	Külszíni fejtés	277
	Mélyművelésű bányászat	278
9.5.2	Ércfeldolgozási módszerek	279
9.5.3	Klasszikus ércfeldolgozási módszerek	280
9.5.3.1	Ércelőkészítés	280
9.5.3.2	Uránérc feltárása	283
	Uránásványok oldódásának mechanizmusa	284
9.5.3.3	Technológiai sémák	286
9.5.3.4	Az urán kinyerése a feltárási oldatokból.....	289
9.5.3.5	Koncentrátum-leválasztás	294
9.5.3.6	Szárítás, izzítás	295
9.5.4	Halmos (perkolációs) ércfeldolgozás.....	296
9.6	Rekultiváció (Dr. Csővári Mihály)	301
9.6.1	Környezeti hatások mérséklése.....	301
9.6.2	Bányabezárás, bányák felhagyása	302
9.6.3	Szilárd hulladékok (bányameddő, zagytározók) rekultivációja	302
9.6.3.1	Radiológiai hatások mérséklése.....	303
	Fajlagos aktivitás.....	303
	Gamma-sugárzás intenzitásának (gamma-dózis teljesítmény) csökkentése	304
	Példa.	304
	Radon gáz exhalációjának csökkentése	306
	Megoldás	309
	Fedőrétegek hatása a radon-exhalációra	309
	Számítási példa.	310
	Radon-exhaláció a több rétegű lefedés esetén	311

9.6.3.2	Szivárgásvédelem, vízminőség védelem	313
	Takaró réteg tervezésének további szempontjai	318
9.6.4	Rádiummal és uránnal szennyezett vizek tisztítása	319
9.6.4.1	Rádium kivonása szennyezett vizekből	319
9.6.4.2	Szennyezett vizek uránmentesítése	320
9.6.4.2.1	Kémiai lecsapáson alapuló módszerek	321
9.6.4.2.2	Ioncsere segítségével történő uránkivonás	322
9.6.4.2.3	In situ víztisztítás	322
9.6.5	Vízminőség helyreállítás az uránipari objektumok környezetében	323
	Kérdések.....	324
	Felhasznált irodalom	325
10	Atomerőművek és környezeti hatásaik.....	327
10.1	Az atomerőművek rövid története (Divós Ferenc)	327
10.2	Az atomerőmű működési elve –Divós Ferenc	329
10.3	Atomerőmű típusok (Divós Ferenc).....	332
	<i>Forrólóvízes reaktor (BWR)</i>	337
	<i>Nehéztvízes reaktor (HWR)</i>	338
	<i>RBMK reaktor.....</i>	340
	<i>Gázhűtésű reaktorok (GCR)</i>	341
	<i>Gyors tenyésztő reaktorok (FBR).....</i>	343
10.4	Atomerőműi kibocsátások (Divós Ferenc)	348
	A radioaktív kibocsátás	349
10.5	Környezeti hatások (Divós Ferenc)	351
10.6	Atomerőművek felszámolása (Raics Péter).....	353
10.6.1	Műszaki élettartam, biztonság	353
10.6.1.1	Ionizáló sugárzások hatásai az anyagjellemzőkre	353
10.6.1.2	A reaktorok kritikus berendezései	354
10.6.1.3	Élettartam	355
10.6.2	A leszerelés általános elvei	356
10.6.2.1	A folyamat értelmezése	356
10.6.2.2	Az okok	357
10.6.2.3	Költségek	357
10.6.3	A végrehajtás módjai	358
10.6.3.1	Leszerelési stratégiák.....	358
10.6.3.2	Leszerelési fokozatok.....	359
10.6.3.3	Hulladékkezelés	359
11	Radioaktív hulladékok kezelése és elhelyezése	362
11.1	Radioaktív hulladékok osztályozása (Pátzay György)	362
11.1.1	Hulladék fogalma	362
11.1.2	Radioaktív hulladék fogalma	362
11.1.3	Hosszú felezési idejű nuklidok radioaktív hulladékokban	368
11.2	Kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékok kezelése (Pátzay György).....	371
11.2.1	Bevezetés.....	371
11.2.2	Hulladékkezelő módszerek	380
	Atomenergetikai radioaktív hulladékok kezelése	381
11.2.3	Radioaktív hulladék kezelő eljárások.....	382
	1.) Vízeltávolítási műveletek	382
	2.) Hő-és kémiai kezelő eljárások.....	383
	3.) Vegyi kezelő eljárások.....	383
	4.) Mechanikai kezelő eljárások.....	383

5.) Dekontaminációs eljárások.....	384
11.2.4 Szilárd radioaktív hulladék kezelési eljárások:.....	385
11.2.5 Folyékony radioaktív hulladékok kezelési eljárásai	392
11.2.6 Mátrix anyagok.....	393
1.) Cement és cementbázisú anyagok	393
2.) Bitumen és bitumenbázisú anyagok.....	397
3.) Műanyagok és műanyagbázisú anyagok	399
11.3 Nagy aktivitású hulladékok átmeneti tárolása (Pátzay György)	400
11.4 A radioaktív hulladék végleges elhelyezése (Pátzay György)	404
12 Környezeti radioaktív sugárzások és radionuklidok mérése, monitorozása.....	409
12.1 Bevezetés (Somlai János).....	409
12.2 Környezeti dózisteljesítmény mérése (Somlai János)	410
12.3 A felületi szennyezettség mérése (Divós Ferenc)	412
Mobil gamma-spektrometria.....	414
12.4 Környezeti minták vétele (Somlai János)	417
12.4.1 A légkör, levegő mintázása	418
12.4.2 Vizek mintázása	419
12.4.3 A talajok mintázása.....	420
12.4.4 Élelmiszerek.....	420
12.5 Környezeti radioaktivitás mérése (Várhegyi András).....	421
12.6 Radonnal kapcsolatos mérések (Várhegyi András).....	424
Levegő radonkoncentráció mérése	425
Levegő radon bomlástermék-koncentráció mérése	426
Talajgáz ²²² Rn koncentrációjának meghatározása	429
Talajfelszín ²²² Rn exhalációs sebességének meghatározása.....	430
Szilárd minta ²²² Rn emanációs tényezőjének meghatározása	433
Levegő hosszú életű alfa aktivitáskoncentráció meghatározása	435
Levegőből kihulló porok (fall-out) radioaktivitásának vizsgálata.....	436
12.7 Az emberi test belső szennyezettségének mérése (Somlai János).....	437
Testnedvek vizsgálata	437
Extrétumok vizsgálata.....	438
Egésztest számlálók	438
Az egészsztestszámlálóknál alkalmazott detektorok.....	439
Árnyékolás	440
Mérési elrendezések.....	441
Kérdések.....	443
Irodalom	444
13 Dóziscsökkentő beavatkozások a környezetben, a lakosságnál.....	445
13.1 Általános szempontok a lakossági sugárterhelés csökkentésénél (Somlai János, Kovács Tibor)	445
13.2 Nukleárisbaleset elhárítás (Somlai János, Kovács Tibor).....	447
13.2.1 Korai időszak.....	447
13.2.1.1 Kitelepítés	448
13.2.1.2 Elzárkóztatás.....	449
13.2.1.3 Jód profilaxis	449
13.2.2 A közbenső időszak.....	450
13.2.2.1 Áttelepítés	451
13.2.2.2 Élelemiszer és ivóvíz fogyasztás korlátozása	451

I-131	451
Az élelmiszerek feldolgozása, előkészítése mint intézkedés	453
Italok	453
Tejtermékek.....	453
<i>Gyümölcs és zöldség</i>	454
Gabonafélék.....	454
Húsok	454
<i>Hal és tengeri ételek</i>	454
13.2.2.3 A legeltetés, takarmányozás korlátozása	455
Beavatkozási lehetőségek az állatok esetén	455
Jód izotóp.....	455
Stroncium izotóp.....	455
Cézium izotóp.	456
13.2.3 Késői időszak	456
13.2.3.1 A radionuklidok eltávolítása a mezőgazdasági területről	457
13.2.3.2 A radionuklidok immobilizálása az adott területen	458
13.2.3.3. Beavatkozások mezőgazdasági területeken	458
13.3 Beavatkozások magas radonkoncentráció esetén (Somlai János, Kovács Tibor)	459
13.3.1 Lakóépületek radonkoncentrációja, beavatkozási szintek	459
13.3.2 Beavatkozási módszerek	461
Kérdések.....	467
Irodalom	468

Ábrajegyzék

1. ábra. Elektromágneses spektrum.....	18
2. ábra. Hidrogén és izotópjai; előfordulási gyakoriságok	21
3. ábra. Hélium és izotópjai; előfordulási gyakoriságok.....	22
4. ábra. Radioaktív sugárzás mágneses térben	26
5. ábra. Alfa(α)-bomlás.....	26
6. ábra. Béta-bomlás a korai ismeretek alapján.....	28
7. ábra. Béta-bomlás a jelenlegi ismeretek szerint	29
8. ábra. Részecske és antirészecske annihilációja és párkeltése.....	30
9. ábra. β^+ -bomlás.....	31
10. ábra. Elektron befogás (K-befogás) jelensége.....	31
11. ábra. Gerjesztett atommag γ -sugárzása.....	32
12. ábra. Tórium-sorozat ($A = 4 \cdot n$)	35
13. ábra. Neptúnium-sorozat ($A = 4 \cdot n + 1$).....	36
14. ábra. Urán-rádium-sorozat ($A = 4 \cdot n + 2$)	37
15. ábra. Aktínium-sorozat ($A = 4 \cdot n + 3$)	38
16. ábra. Urán hasítása termikus neutronnal.....	42
17. ábra. Fajlagos kötési energia a tömegszám függvényében.....	43
18. ábra. Spontán maghasadás	45
19. ábra. α -részecske által okozott ionizáció	49
20. ábra. β -részecske által okozott ionizáció.....	50
21. ábra. β -részecske fékezési sugárzása	50
22. ábra. Fotoelektromos hatás	51
23. ábra. Compton-szórás	51
24. ábra. Modern szcintillációs számláló elvi felépítése	53
25. ábra. A ^{131}I szcintillációs (NaI(Tl)) és félvezető detektorral (Ge(Li)) mért gamma-spektruma.....	55
26. ábra. Ionizációs kamra elvi felépítése	55
27. ábra. Ionizációs kamra általános áram-feszültség karakterisztikája	56
28. ábra. Proporciónális számláló keresztezett anódszálakkal	57
29. ábra. Wilson-kamra (ködkamra) elvi felépítése	58
30. ábra. Diffúziós ködkamra elvi felépítése	59
31. ábra. Buborékkamra elvi felépítése	60
32. ábra. Szikrakamra elvi felépítése.....	60
33. ábra. Jelimpulzus jellemzői.....	61
34. ábra. Unipoláris és bipoláris impulzus jelek	62
35. ábra. a) előerősítő exponenciális lefutású impulzusa, b) a második impulzus „ráült” az első impulzus végére	65
36. ábra. Küszöbimpulzus erősítő	66
37. ábra. Impulzus nyújtó.....	66
38. ábra. Diszkriminátor	67
39. ábra. Differenciális diszkriminátor (DD)	68
40. ábra. Analóg digitális átalakító (ADC).....	69
41. ábra. Sokcsatornás analízátor (MCA)	70
42. ábra. Koincidencia meghatározás impulzusok összegével.....	71
43. ábra. Egy GM-csőben keletkezett impulzusjelek sorozata.....	72
44. ábra. Egyszerű számláló berendezés.....	72
45. ábra. Egycsatornás analízátor.....	73
46. ábra. Koincidenciás mérés.....	74
47. ábra. Analógia: céllövés egy céltáblába.....	75
48. ábra. A radosys rendszer detektor tartója és a kiértékelő rendszer.	93

49. ábra. TLD doziméter személyi dózis mérésére alkalmas tokban.....	93
50. ábra. Kártya és a toll doziméter.	94
51. ábra. ATOMEX gyártmányú szcintillációs detektor.	95
52. ábra. A BITT RS-03 szonda kibontott állapotban és 2006 augusztusában Sopronban mért dózisteljesítmény az egyetem botanikus kertjében.....	96
53. ábra. Hordozható ionizációs személyi doziméter és az önleolvasós skála.....	100
54. ábra. A filmdoziméter részei	102
55. ábra. Az ionizáló sugárzás direkt és indirekt hatása a DNS-molekulára.....	119
56. ábra. Félhalálos dózistartományok különböző élőlények akut sugárterhelése esetén	124
57. ábra. A limfocitaszám csökkenése a keringő vérben a mérsékelt (1-2 Gy), a súlyos (2-4 Gy), a nagyon súlyos (4-8 Gy) és a halálos (>8 Gy) kimenetelű sugárterhelés esetén.	130
58. ábra. Kromoszóma-aberrációk sugársérült emberi limfocitákban (d: dicentrikus, t: tricentrikus, q: quadrocentrikus, f: fragmentumok, r: gyűrűk)	131
59. ábra. Az ólom tömegabszorpciós együtthatójának energiafüggése	169
60. ábra. A gamma-sugárzás abszorpciója mérésének geometriája.....	170
61. ábra. A természetes eredetű sugárterhelés megoszlása (robbantott kördiagramm).....	194
62. ábra. A kozmikus sugárzás okozta effektív dózisteljesítmény változása a tengerszint feletti magasság függvényében	198
63. ábra. A természetben előforduló radioaktív sorok bomlási sémái	207
64. ábra. A radon kijutása a pórusterbe.....	218
65. ábra. Talajgáz radonkoncentráció mélységi eloszlása homogén talajban	224
66. ábra. Épületben mért radonkoncentráció tipikus változása nyitott ill. zárt ablaknál	229
67. ábra. Barlangi radonkoncentráció tipikus változása	231
68. ábra. A földkérgi radioizotópoktól származó elnyelt gamma-dózisteljesítmény átlagértékei a lakásokban, illetve a szabadban.	233
69. ábra. Néhány ország ivóvízben megengedett radonkoncentráció korlátja	240
70. ábra. A különböző országok által végrehajtott atombomba robbantások száma.	247
71. ábra. Debrecenben a csapadék összes béta aktivitásának változása az ATOMKI mérései alapján	248
72. ábra. A röntgendiagnosztikai vizsgálatokkal járó sugárterhelések, angol adatok alapján.....	251
73. ábra. Néhány jellemző izotópdiagnosztikai kezeléssel járó sugárterhelés	252
74. ábra. Nemzetközi Nukleáris Esemény Skálát.....	254
75. ábra. Csernobili baleset időpontjában 0-17 év közti gyermekek esetén a pajzsmirigy rák esetszám	258
76. ábra. Fűtőanyag ciklus főbb összetevői.....	268
77. ábra. A nukleáris energiatermelés természetes urán igénye és az urántermelés évenkénti alakulása.....	270
78. ábra. Alacsony önköltséggel kitermelhető uránkészletek megoszlása egyes országok között.....	272
79. ábra. Az urán világpiaci árának alakulása.....	273
80. ábra. Külszíni uránbánya San Rafaelben (Argentína)	278
81. ábra. Rádiometrikus dúsítással egybekötött ércelőkészítés elvi sémája	282
82. ábra. Cáró-féle sav előállítás Ausztrál uránüzemben	286
83. ábra. Az egyenáramú és ellenáramú (kétfokozatú) feltárás elvi sémái	287
84. ábra. Kétfokozatú nyomás alatti feltárás (Kanada).....	290
85. ábra. Az oldott urán híg zagyból való kinyerésének szorpciós-elúciós kinyerésének elvi vázlata	292
86. ábra. A perkolációs ércfeldolgozás általános sémája.....	297
87. ábra. Perkolációs prizma szigetelésének és drenázsának készítése (MECSEK-ÖKÓ Zrt, 1967)	298
88. ábra. Perkolációs dombok	299
89. ábra. Fúrólukás perkoláció elvi sémája	300
90. ábra. A radon diffúziós állandójának függése a talaj porozitásától és vízzel való telítettségének mértékétől.....	307
91. ábra. Egyrétegű fedés (Shiprock, New Mexico)	309

92. ábra. Réteges fedés összetevői	312
93. ábra. Fedőréteg vízforgalma	314
94. ábra. Zagytározó fedése és a rétegek tömörítése.....	315
95. ábra. Vízerózió a fedőrétegben	316
96. ábra. Zagytározók és a szabadvízzel borított iszapmag.....	316
97. ábra. Az iszapmag stabilizálása a zagytározón	317
98. ábra. Kavics-védőréteggel borított rekultivált zagytározó (Colorado, USA)	318
99. ábra. Permeabilis reaktív gátak működési elve.....	323
100. ábra. Az első izzók, melyeket nukleáris energiával megtermelt árammal működnek, 1951-ből, USA, Idaho állam, EBR-1 azaz Kísérleti Tenyésztő Reaktor.	328
101. ábra. Egy neutron ciklus. A hasító termikus neutron átlagosan 2.47 gyors neutron hoz létre. A gyors neutronok a moderátorban lelassulva a moderátoron, szerkezeti anyagon részben elnyelődve újabb hasításra kész termikus neutron áll elő.....	330
102. ábra. A nyomottvízes reaktor felépítése.....	332
103. ábra. Üzemanyag kazetta mérethű hasonmása a paksi látogató központban.	333
104. ábra. VVER-440 reaktor V230-as reaktortartálya.....	334
105. ábra. A paksi atomerőmű VVER 440-es blokk keresztmetszete, forrás: www.npp.hu	335
106. ábra. A paksi atomerőmű madártávlatból, forrás GoogleEarth, felvétel időpontja nem ismert:336	
107. ábra. A forralóvízes reaktor, (BWR) felépítése.....	337
108. ábra. A nehézvíz moderátoros, csatorna elrendezésű CANDU reaktor felépítése.	338
109. ábra. CANDU reaktor 3D-s elrendezés vázlata.	339
110. ábra. RBMK reaktor felépítése	341
111. ábra. Gázturbinás hélium hűtésű reaktor elvi vázlata.	342
112. ábra. Nátrium hűtésű, gyors szaporító reaktor.....	344
113. ábra. Az USA DOE radioaktív hulladékainak megoszlása térfogat és aktivitás szerint.....	370
114. ábra. A kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékokkal kapcsolatos tevékenységek hierarchiája.....	371
115. ábra. Radioaktív hulladékok kezelésének lépései	372
116. ábra. Hazai radioaktív hulladéktárolók elhelyezkedése.....	373
117. ábra. Az Üveghután épülő tároló bejárata	374
118. ábra. A püspökszilágyi RHFT.....	374
119. ábra. Szilárd és folyékony radioaktív hulladék kezelés lehetséges útvonalai	375
120. ábra. Szilárd radioaktív hulladékok kezelésének lépései	375
121. ábra. A dekontaminációs faktor (DF) és a térfogatsűrítési tényező (VRF) számítása	376
122. ábra. Az atomerőműben keletkezett radioaktív hulladékok további sorsa	377
123. ábra. Radioaktív hulladékok kezelési és elhelyezési stratégiái	381
124. ábra. Hulladék préselő berendezések.....	386
125. ábra. Préselés szuper kompaktorral.....	387
126. ábra. Radioaktív hulladékok kezelése égetéssel	388
127. ábra. Forgó égetőkemence (Rocky Flats, USA).....	389
128. ábra. Fluidágyas égetőkemence (Rocky Flats, USA).....	390
129. ábra. Savas hamvasztó berendezés.....	391
130. ábra. Buktató-keverős cementező	394
131. ábra. In-line keverős cementező	395
132. ábra. MOWA cementező berendezés	395
133. ábra. MOWA cementező berendezés	396
134. ábra. Csigás-extruderés bitumenező berendezés	398
135. ábra. Kétlépcsős extrudáló bitumenezés	398
136. ábra. Karbamid-formaldehid típusú műanyagba ágyazó berendezés	400
137. ábra. A paksi KKÁT látképe	403
138. ábra. A paksi KKÁT metszeti rajza és a bővítések.....	403
139. ábra. Sirkamraszerű föld feletti tároló (vault).....	405

140. ábra. Földdel borított beton tároló (cask).....	405
141. ábra. Földalatti sírkamraszerű betontároló (vault)	405
142. ábra. Földalatti moduláris beton tároló (cask).....	405
143. ábra. Keskeny árok jellegű tároló (cask).....	405
144. ábra. A többfokozatú akadály elve	406
145. ábra. A Yucca-hegységben (USA) épített tároló	407
146. ábra. A Yucca-hegységben (USA) épített tároló	407
147. ábra. Kiegészített fűtőelemek tárolásának svéd modellje.....	408
148. ábra. A hazai un. korai riasztási rendszer állomásai.....	412
149. ábra. Gamma Zrt. gyártmányú BSN-92-es műszer.....	413
150. ábra. Egy mobil gammaspektrometriai mérőrendszer a detektorral és a kapcsolódó elektronikával.....	415
151. ábra. Az 1 m magasan felállított detektor által érzékelt terület.....	416
152. ábra. 222Rn exhalációs mérés elrendezése	432
153. ábra. Nagyméretű NAL detektor	441
154. ábra. Különböző mentesítési módszerek alkalmazhatósága	462
155. ábra. Radonkoncentráció csökkentése az épületben kialakított túlnyomással	463
156. ábra. Radonkoncentráció csökkentése az épület alatti légtér átszellőztetésével	464
157. ábra. Radonkoncentráció csökkentése az épület alatti tér megszívásával	465
158. ábra. Radonkoncentráció csökkentése radon kút kialakításával.....	466

1 Radioaktív izotópok, sugárzások

1.1 Bevezetés (Dr. Benkő Zsolt István)

Ha valaki meghallja azt a szót, hogy „sugárzás”, rendszerint valami káros dologra gondol. Pedig egész életünk sugárzásokra épül. A Nap sugárzása látja el energiával a teljes Föld bioszféráját. A beeső napfény legnagyobb része a látható fény tartományába esik (a 380 nm-es ibolyaszíntől a 760 nm-es mélyvöröséig). Az ettől hosszabb hullámú sugárzás az infravörös tartomány; ezt szokás hőszugárzásnak is hívni. Éjjellátó készülékek működnek itt, ipari hőkamerák figyelik az alkatrészek melegedését, infraszugárzókkal tárgyakat vagy akár magunkat is melegíthetjük. A még hosszabb hullámú elektromágneses sugárzás a rádióhullámok tartománya. Majdnem minden modern kommunikáció ezt a csatornát használja, az emberiség ezen a tartományon is figyeli a világegyetemből érkező jeleket, itt működnek a mikrohullámú sütők is. Minden személy testén keresztül több rádió- és TV-műsor, mobiltelefonos beszélgetés halad keresztül szünet nélkül. Különösen igaz ez nagyvárosi környezetben.

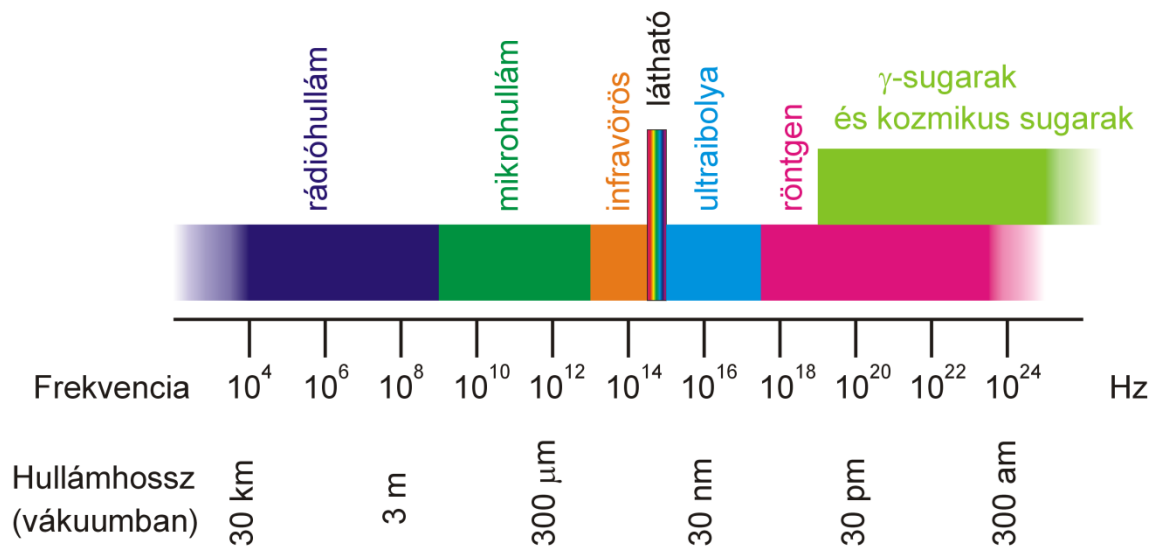
A látható fénynél rövidebb hullámhosszú sugárzás az ultraibolya sugárzás. A Nap ultraibolya sugárzásának nagy része a Föld felső légkörében elnyelődik, és létrehozza az ózónréteget, s így megvédi az élőlényeket e sugárzástól. A Föld történetének kezdetén azonban az ultraibolya sugárzás szükséges volt az élet kialakulásához.

A még rövidebb hullámhosszú sugárzás a röntgen, a gamma és a kozmikus sugarak tartománya. Anyagszerkezeti vizsgálatokra lehet ezeket felhasználni. Az elektromágneses hullámok teljes tartományát ismerteti az **1. ábra**.

A különböző típusú hullámok csak a frekvenciájukban (hullámhosszukban) különböznek.

Az elektromágneses sugárzást csak meghatározott adagokban lehet felvenni vagy leadni; ezek a *fotonok*.

Vannak azonban olyan sugárzások is, melyeket nem fotonok alkotnak, hanem más elemi részecskék. Ezek különböző áthatolási képességgel rendelkeznek, s rendszerint sokkal kisebb hullámhosszal, mint az elektromágneses hullámok. Például az elektron-mikroszkópban elektronokat fókuszálnak, s így nyernek nagyfelbontású képet.



1. ábra. Elektromágneses spektrum

Emberi szervezetre ártalmas lehet – a beeső összes energiától függően – mindegyik fajta sugárzás, de kiemelten szokás kezelni az ultraibolya, a röntgen és a radioaktív sugárzásokat. Általában sugárvédelem alatt valamelyik fenti egészségkárosító sugárzás kizárását értjük.

1.2 Alapfogalmak (Dr. Benkő Zsolt István)

A természetes és a mesterséges környezetben sokféle anyag található. Ezek közül nagyon sok kémiai vagy elektromos eljárással felbontható más anyagokra. Azokat az anyagokat, amelyeket kémiai vagy elektromos úton már nem lehet tovább bontani, *kémiai elemeknek* nevezzük. A kémiai elem legkisebb olyan egysége, ami még rendelkezik az elem tulajdonságaival, az atom. A környezetünkben található anyagok sokszínűségét az adja, hogy több elem atomjai kapcsolódnak egymáshoz változatos módokon (molekulákat vagy kristályrácsokat alkotva). A jelenleg ismert elemek száma ehhez képest nem túl magas: 115. A természetben stabil formában pedig csak 90 elem fordul elő.

Az atomoknak van belső szerkezetük. Egy atom mérete 10^{-10} m körül van. Kísérleti eredmények alapján az atom egy atommagra és az azt körülvevő elektronfelhőre osztható. Az atommag mérete a 10^{-14} m tartományba esik, azaz a teljes atom térfogatának csak 1 billiomod (10^{-12}) része az atommag által elfoglalt tér. Mégis itt

összpontosul a tömeg 99,95%-a. A többi teret a szinte súlytalan elektronok felhőszerűen töltik ki.

A kvantum-elméletek a tapasztalattal egyezően jól leírják, hogy az elektronok csak bizonyos pontosan meghatározott energiájú pályákon lehetnek. Ha pályát változtatnak, a különbséget elektromágneses sugárzás – foton – formájában veszik fel vagy sugározzák ki. Egy foton energiája a frekvenciájával arányos:

1. képlet

$$E = h \cdot \nu$$

$h = 6,626 \cdot 10^{-34}$ J·s, a *Planck-állandó*; ν a frekvencia. Az atomról leszakadt, „szabad” elektronok tetszőleges mozgási energiával rendelkezhetnek, azaz bármely foton elnyelésére vagy kibocsátására képesek lehetnek. A részecskefizikában igen elterjedt energia mértékegység (és az SI szerint is használható) az *elektronvolt* (eV). 1 eV az az energiamennyiség, amennyivel 1 V feszültség hatására egy szabad elektron mozgási energiája megnő. $1 \text{ eV} = 1,602 \cdot 10^{-19}$ J .

Az **1. ábra** látható elektromágneses spektrum nagy része elektronok által keletkezik. A rádióhullámok és mikrohullámok fémvezetőkben mozgó elektronokkal állíthatók elő. Az infravörös, a látható és az ultraibolya sugárzás molekulák vagy atomok elektronjainak mozgásához köthető. A röntgen sugárzás atomok legmélyebb energiájú elektronjainak mozgásával vagy nagy sebességre felgyorsított elektronok hirtelen lefékezésével kapcsolatos. A γ -sugárzás és a kozmikus sugárzás nem az elektronok mozgásából ered, hanem más részecskék hozzák létre. (Ezért látható az **1. ábra** átfedés a röntgen-sugárzással.) Hogy ne legyen ilyen egyszerű a dolog, valamennyi elektromágneses sugárzás előállítható úgynevezett *hőmérsékleti sugárzással* is. Minden test, melynek magasabb a hőmérséklete, mint 0 K, sugároz; minél magasabb a hőmérséklet, a sugárzás maximuma annál rövidebb hullámhosszra esik.

Az atommag is rendelkezik belső szerkezettel. Kétféle elemi részecskéből épül fel: protonokból és neutronokból (közös megnevezésük: nukleon). A proton elektromosan töltött, töltése megegyezik az elektronéval, de míg az elektron negatív, addig a proton pozitív töltésű. A neutron elektromosan semleges. A proton és a neutron közel azonos tömegű (a neutron kicsivel nehezebb), és mindkettő körülbelül 2000-szer nehezebb az elektronnál.

Egy atomban a protonok száma megegyezik az elektronokéval, azaz az atom elektromosan semleges. Ha az atom elveszít vagy felvesz elektronokat, akkor ion keletkezik, de ez az ion még őrzi az atom kémiai tulajdonságait. Azt, hogy egy atom mely kémiai elemé, egyértelműen meghatározza a benne lévő protonok száma. Mindezen túl, az elemek bizonyos tulajdonságbeli hasonlóságai alapján csoportosíthatók is (ez a hasonló kvantumos elektronszerkezettel magyarázható). Ezt a csoportosított „térképet”, az elemek periódusos rendszerét Mengyelejev alkotta meg 1869-ben.

A legkönnyebb elem a hidrogén. A magját egyetlen proton alkotja, s e körül egyetlen elektron kering. A következő elem a hélium. A magban két proton és két neutron található, s e körül két elektron kering. A neutronokra azért van szükség, mert a két pozitív töltésű proton nem tudna együtt maradni. Általában egy atommag Z számú protonból és N számú neutronból épül fel; együtt alkotják az A tömegszámú magot.

2. képlet
$$Z + N = A$$

Kis tömegű magoknál azonos számú proton és neutron van, a nagyobb tömegű magoknál pedig megnő a neutronok részaránya.

3. képlet
$$Z \leq N$$

Az atommagban a protonokat és a neutronokat a magerők tartják össze. Ez az erő rövid hatótávolságú. Ezen a távolságon belül erősebb, mint a protonok között fellépő elektromos taszítás, de annyira nem erős, hogy a mag neutronok nélkül is stabil legyen.

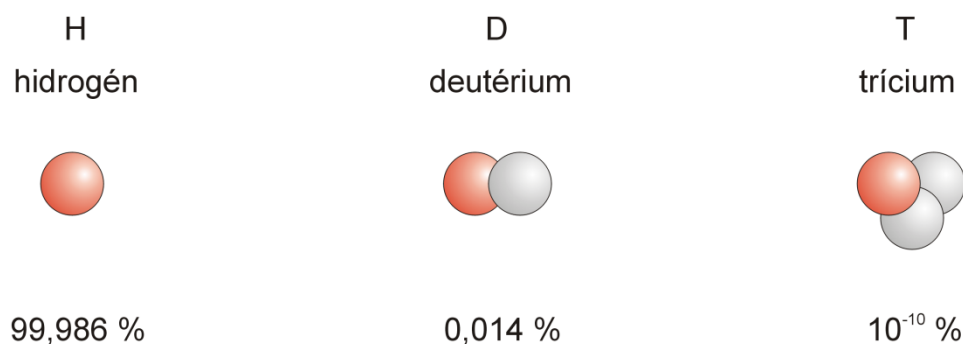
A periódusos rendszerben elfoglalt hely a Z protonszámhoz köthető, ezért ezt szokás *rendszám*nak is hívni.

Az A atomtömeg első közelítésben Z darab proton és N darab neutron tömegének felel meg.

Az Einstein-féle tömeg-energia ekvivalencia értelmében

4. képlet
$$E = m \cdot c^2$$

a kötés miatt – ami alacsonyabb energiaszintet jelent – egy adott atommag tényleges tömege valamivel kisebb, mint a megfelelő számú proton és neutron együttes tömege. A számítások többségéhez azonban elég csak a Z rendszámot és az A tömegszámot ismerni. A legtöbb elemnek vannak olyan atomjai, melyek egymástól eltérő tömegszámmal rendelkeznek: Z azonos, de A különböző. Valójában a neutronok számában van eltérés. Ezek tehát nem azonos atomok, de azonos elemhez tartoznak, vagyis a periódusos rendszerben ugyanazt a helyet foglalják el. A nevük – a görög „azonos hely” kifejezés után – *izotóp*. Ha tehát egy kémiai elemnél előfordulnak különböző neutronszerű atommagok, akkor az elem összes atomját joggal hívhatjuk izotópnak. A gyakorlatban a jelentés kicsit szűkebb: egy elem leggyakrabban előforduló változatát nem szoktuk izotópnak nevezni, csak a ritkább változatokat. A hidrogén esetében az izotópoknak saját nevük is van: az egy neutronot tartalmazó a *deutérium* vagy *nehézhidrogén*, a kettő neutronot tartalmazó a *trícium*. Ezeket mutatja a **2. ábra**. A képen a piros szín a protont, a semleges szürke szín a neutronot jelzi. Természetesen az elemi részecskének nincs színük; ez egy hagyományos ábrázolási mód. Az ábra tartalmazza az előfordulási gyakoriságot is.



2. ábra. Hidrogén és izotópjai; előfordulási gyakoriságok

A **3. ábra** a következő elem, a hélium atommagját és izotópját mutatja; ezeknek már nincs önálló nevük. Az egyes atommagokat úgy különböztetjük meg egymástól, hogy az elem vegyjele elé felső index pozícióba beírjuk az A tömegszámot. Ha a Z rendszámot is ki akarjuk hangsúlyozni, akkor azt a vegyjele elé alsó index pozícióba

szokás írni; de ezt nem mindig kell kitenni. Elfogadott jelölés a vegyjel után kötőjellel írt azonos betűméretű tömegszám is.



3. ábra. Hélium és izotópja; előfordulási gyakoriságok

1.3 Radioaktív bomlás törvényszerűségei (Dr. Benkő Zsolt István)

A radioaktivitás jelenségét *Henry Becquerel* fedezte fel 1896-ban miközben az egy évvel korábban felfedezett röntgen-sugárzással kapcsolatos megfigyeléseket végzett. A megfigyeléseihez fotólemezeket és napfényt használt, s a kísérleteit egy borús időszak miatt szüneteltetnie kellett. Amikor elővette a gondosan becsomagolt és fiókba tett fotólemezeit, ellenőrzésképpen előhívta őket. Meglepetten tapasztalta, hogy a lemezeken a röntgen-sugarakhoz hasonló elváltozások vannak. Azt találta, hogy urán közelében erős ez a jelenség, urán nélkül viszont nincs. Később azt is sikerült igazolnia, hogy csak az uránatomok számától függ a jelenség, attól nem, hogy az urán milyen kémiai formában van jelen.

E felfedezés nyomán sok kutató kezdte vizsgálni az új jelenséget, közülük kiemelkedik *Marie* és *Pierre Curie*. Marie Curie a radioaktivitás kutatása terén elért eredményeiért kétszer is megkapta a Nobel-díjat.

A természetben előforduló atommagok többsége stabil. Találhatóak azonban olyanok is, melyek egy idő után átalakulnak valami mássá. Ezt az átalakulást mindig kíséri részecske sugárzás, néha elektromágneses sugárzással együtt. Az ilyen atommagokat nevezzük radioaktív magoknak.

A radioaktív magok esetében nem teljesen ismertek a változást előidéző folyamatok, okok. Egy adott atommag esetén az átalakulás esetleges; nem megjósolható. Ha

egyetlen atommagot kiszemelünk, akkor annál a változás bekövetkezhet a másodperc töredéke múlva vagy akár milliárd évekkel később. Csak az azonos atommagok nagy sokaságára tudunk előjelezni bizonyos értékeket. A radioaktív átalakulás tökéletesen, a matematikai értelemben véve, statisztikai jelleget mutat. Az átalakulás legtöbbször valamilyen részecske távozásával jár, ezért a jelenség neve *radioaktív bomlás*.

Megfigyelések nyomán azt az alapvető törvényszerűséget találták, hogy adott (rövid) időtartam alatt a megváltozott atommagok száma arányos a kezdetben meglévő atommagok számával. Képletben kifejezve:

5. képlet
$$-\frac{dN}{dt} = \lambda \cdot N$$

N a kezdetben meglévő radioaktív atommagok száma, λ a *bomlási állandó*. A tapasztalat szerint λ csak az atommag fajtájára jellemző, egyéb körülményektől (nyomás, hőmérséklet, elektromos és mágneses terek) független. Az 5. képlet a radioaktív bomlás törvényének a *differenciális* alakja. Ebből az *integrális* alak:

6. képlet
$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda t}$$

A még el nem bomlott atommagok száma az idővel exponenciálisan csökken.

7. képlet
$$\tau = \frac{1}{\lambda}$$

τ az *átlagos élettartam*. A legtöbb esetben nem a λ bomlási állandót vagy a τ átlagos élettartamot használják egy radioaktív anyag jellemzésére, hanem a T *felezési időt*. Ez az az időtartam, mely alatt a radioaktív magok száma felére csökken. A 6. képlet alapján:

8. képlet
$$\frac{N_0}{2} = N_0 \cdot e^{-\lambda T}$$

ebből:

9. képlet

$$T = \frac{\ln 2}{\lambda}$$

A 6. képlettel megfogalmazott *bomlási törvény* tehát felírható a következő alakban is:

10. képlet

$$N = N_0 \cdot 2^{-\frac{t}{T}}$$

A radioaktív anyag jellemzője az *aktivitás*; ez megadja az időegység alatt történő bomlások számát.

11. képlet

$$A = -\frac{dN}{dt} = \lambda \cdot N$$

vagy

12. képlet

$$A = A_0 \cdot e^{-\lambda t} = A_0 \cdot 2^{-\frac{t}{T}}$$

ahol

13.képlet

$$A_0 = \lambda \cdot N_0 = \frac{\ln 2}{T} \cdot N_0$$

Az aktivitás mértékegysége a becquerel (Bq): 1 Bq aktivitású az az anyag, melyben 1 bomlás zajlik le 1 s alatt.

Korábban elfogadott egység volt a curie (Ci): 1 Ci = $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq. Ez 1 g tiszta rádium (^{226}Ra) aktivitása.

Nagyon sok esetben egy radioaktív bomlás eredménye szintén radioaktív atommag lesz. A következő bomlás eredménye ugyancsak radioaktív lehet, azaz kialakulhatnak egész *bomlási sorok*. A sor utolsó eleme mindig egy stabil mag. Ha a sor első eleme nagyobb felezési idejű (kisebb bomlási állandóval rendelkezik), mint a második, akkor a zárt helyen együttlévő különböző anyagok között *radioaktív egyensúly* alakulhat ki; amennyi eredeti anyag átalakul első származékká,

ugyanannyi első származék alakul át második származékká, és így tovább. Egyenlettel kifejezve:

14. képlet $\lambda_1 \cdot N_1 = \lambda_2 \cdot N_2 = \lambda_3 \cdot N_3 = \dots$

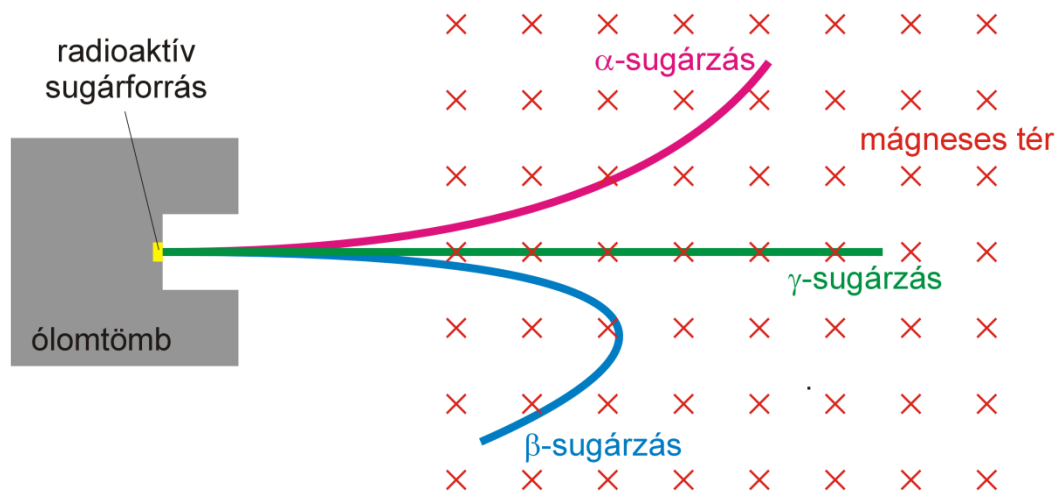
azaz

15. képlet $N_1 : N_2 : N_3 : \dots = T_1 : T_2 : T_3 : \dots$

A 15. képlet felhasználható nagyon hosszú vagy nagyon rövid felezési idejű anyagok felezési idejének megállapítására.

1.4 Bomlási formák, sugárzások (Dr. Benkő Zsolt István)

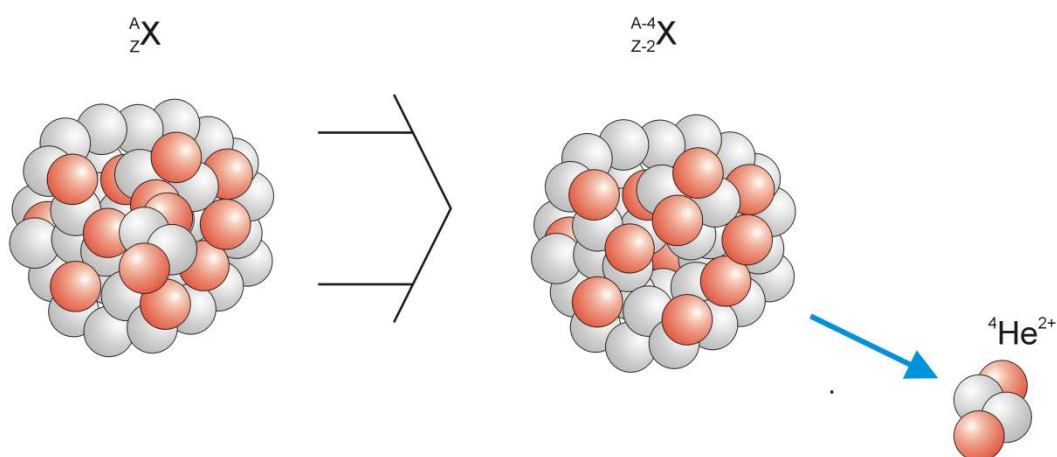
Az urán sugárzásának vizsgálata kapcsán *Ernest Rutherford* 1899-ben észrevette, hogy a sugárzás nem egynemű, hanem felosztható két részre: az α -sugárzás pozitív töltésű, nagy tömegű részecskékből, a β -sugárzás pedig - a mágneses térben végzett elhajlási kísérletek alapján - elektronokból áll. Különbözik az áthatolási képességük és az ionizáló hatásuk is. Az α -sugárzás erősen ionizáló hatású és kis áthatoló képességű, a β -sugárzás gyengébben ionizál, de az áthatoló képessége nagyobb. 1900-ban *Paul Villard* felfedezte a harmadik sugárzást is, a γ -sugárzást. Ennek a legnagyobb az áthatolási képessége és a legkisebb az ionizáló hatása a három közül. Mágneses tér hatására a γ -sugarak nem hajolnak el, azaz nincs töltésük. A **4. ábra** mutatja egy kísérleti elrendezés a radioaktív sugárzás vizsgálatára. A radioaktív sugárforrásból kilépő nyaláb mágneses térbe lép be (a mágneses indukció vektora merőleges az ábra síkjára), ennek hatására a nyaláb három részre válik szét. Lesz egy nyaláb, amely egyenesen halad tovább; ez a rész a γ -sugárzás, ami fotonokból áll. Egy másik nyaláb kissé elhajlik, s az elhajlás iránya azt mutatja, hogy pozitív töltésű részecskékből áll; ez az α -sugárzás. A harmadik éppen ellenkező irányba hajlik el, mégpedig jelentős mértékben, ez tehát negatív részecskékből áll. Akkoriban már ismerték az elektronokat és a katódsugárzást, így könnyen tudták azonosítani a β -sugárzással.



4. ábra. Radioaktív sugárzás mágneses térben

1.4.1 α-sugárzás

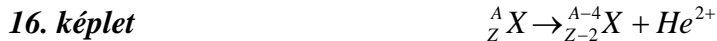
Az α-sugárzás természetére vonatkozóan több kísérletet végeztek. Meghatározták az α-részecskék töltését (Q), ami a hidrogén-ion (proton) töltésének kétszerese. Meghatározták a fajlagos töltését (Q/m), ami a hidrogén-ion fajlagos töltésének a fele. Így az eredmények alapján az α-részecske kétszer nagyobb töltésű és négyszer nehezebb, mint a hidrogén-ion, vagyis nem más, mint egy hélium atom magja (He^{2+}).



5. ábra. Alfa(α)-bomlás

Rutherford és *Thomas Royds* 1909-ben közvetlen kísérlettel is bebizonyította, hogy üvegedényben elzárt α -sugárzó radioaktív preparátum mellett a gázban néhány nap elteltével már kimutatható a hélium jelenléte.

Az alfa-bomlás a következőképpen írható le:



Az X elem rendszáma kettővel csökken, a tömegszáma pedig négygyel. A magból kibocsátott α -részecskék mozgási energiája 4 és 9 MeV között van. Az érték jellemző a kibocsátó atommagra: pl. rádium (${}^{226}\text{Ra}$) esetén 4,8 MeV. Az α -részecske a kvantummechanikai *alagút-effektussal* jut ki az atommagból.

1.4.2 β -sugárzás és a vele kapcsolatos jelenségek

A β -sugárzással kapcsolatosan elég sok kérdés merült fel. Elektronok ugyanis nincsenek az atommagban. Ha mégis onnan jönnek, akkor ott kell keletkezniük. A béta-bomló anyagok esetén a tömegszám marad, de a rendszám eggyel nő. Logikusnak látszott feltételezni, hogy egy neutron fel tud bomlani egy protonra és egy elektronra.



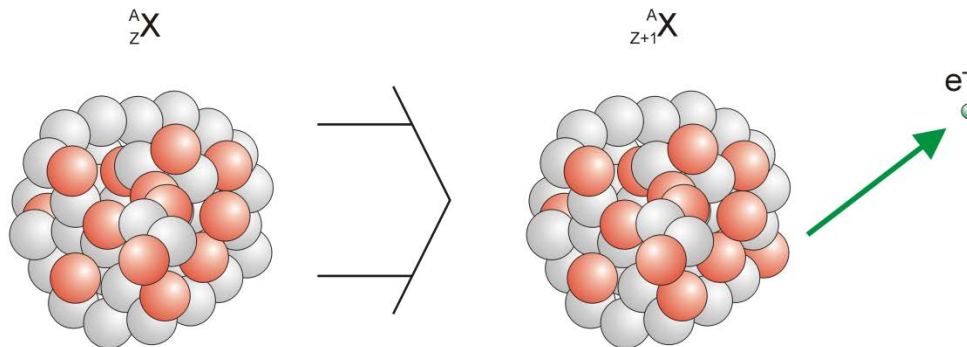
Így egy béta-bomló elem atommagja a következők szerint módosul:



A **6. ábra** során bemutatott és 17. képlettel leírt jelenség csak feltételezésen alapult a neutron 1932-es felfedezéséig (*James Chadwick*).

Az előbbieken vázolt folyamattal volt néhány probléma. Az elektronok mozgási energiája néhány keV-től több MeV-ig terjed. Egy adott béta-bomló radioaktív elem esetében a kiindulási és a végállapotú mag energiája mindig ugyanaz; a belőle kilépő elektronok energia-eloszlása ennek ellenére folytonos képet mutat. Van lassabb és gyorsabb elektron is, de az energiája mindig kisebb, mint a két mag energiája közötti

különbség. Sérülni látszott a mindaddig kiválóan használható energia megmaradás elve. A megoldást *Wolfgang Pauli* javasolta 1930-ban: feltételezett egy új elemi részecskét, a *neutrínót*. A neutrínó (ν) hasonlóan viselkedik, mint az elektron, de elektromosan semleges, mint a neutron és nincs nyugalmi tömege, mint a fotonnak.



6. ábra. Béta-bomlás a korai ismeretek alapján

A 17. képlet így módosul:

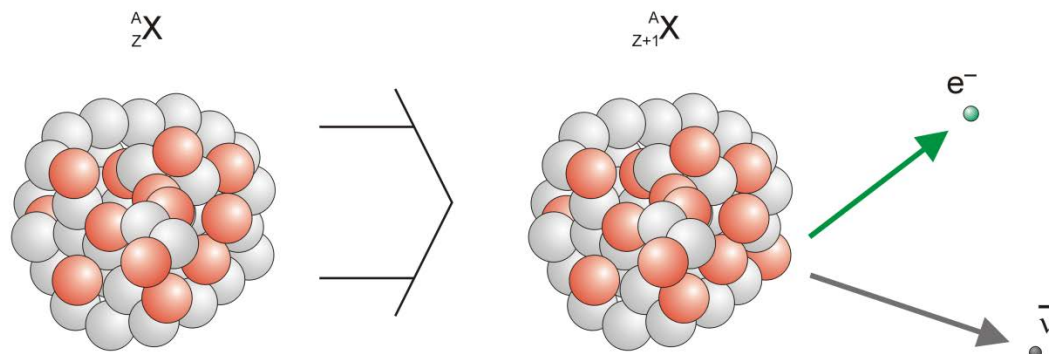


A magra vonatkozóan:



Egy neutron elbomlik egy protonra, egy elektronra és egy *antineutrínóra*.

Az elemi részecskék mindegyikének van úgynevezett *antirészecskéje*. Ha elektromosan töltött a részecske, akkor az antirészecske töltése ellentétes, ha semleges, akkor az antirészecske is semleges. Minden egyéb tulajdonságuk megegyezik. Ha egy részecske találkozik az antirészecskéjével, akkor mindketten megsemmisülnek, és a teljes energiájuk két (esetleg több) foton formájában távozik.



7. ábra. Béta-bomlás a jelenlegi ismeretek szerint

Ez az *annihiláció*. A keletkező fotonok frekvenciája az 1. és 4. képlet alapján:

21. képlet
$$h \cdot \nu = m \cdot c^2$$

Az impulzus megmaradás tiltja egyetlen foton keletkezését, legalább kettő kell.

Minden részecske csak a saját antirészecskéjével tud annihilálódni. A foton az egyedüli, melynek nincs antirészecskéje – vagy úgy is lehet fogalmazni, hogy az antirészecskéje önmaga.

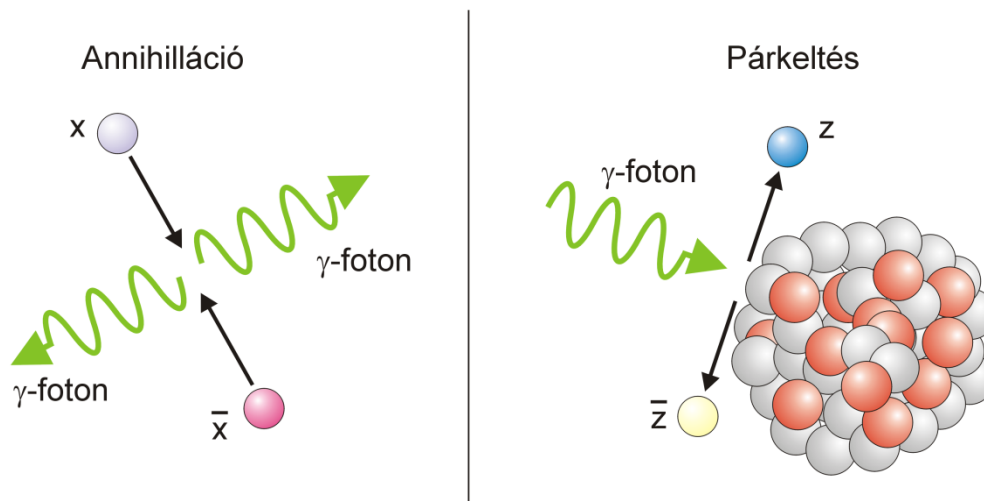
A folyamat lejátszódhat fordított irányban is: kellően nagy energiájú foton (lásd 21. képlet) elbomolhat részecskére és antirészecskére. Ez a *párkeltés*. A párkeltéshez szükséges egy atommag vagy egy valamilyen nehéz részecske jelenléte (ez veszi fel a gamma-foton impulzusát).

A megfelelő antirészecskét többnyire felülvonással szokás jelezni. Ha a részecske elektromosan töltött, akkor elég csak a töltés előjelét feltüntetni.

A magyarázat arra, hogy a béta-bomlás során antineutrínó keletkezik, nem pedig neutrínó, néhány további – ebben a jegyzetben nem tárgyalt – megmaradási törvény. (Barionszám megmaradás és leptonszám megmaradás.)

A neutrínó elektromosan semleges, azaz elektromos és mágneses terekkel nem befolyásolható. Csak az úgynevezett *gyenge kölcsönhatás* (ide tartozik a béta-bomlás is) kapcsán érintkezik az anyaggal. E kölcsönhatás valószínűsége igen kicsiny, ezért gyakorlatilag átrepül mindenben. Körülbelül 1 fényév (10^{16} m) vastag ólomtömb csökkentené egy neutrínó-nyaláb erősségét a felére. Ebből következik,

hogy igen nehéz detektálni. Az első kísérleti bizonyítéokra 1956-ig kellett várni. Azóta felfedezték, hogy háromféle neutrínó létezik; mindegyik úgynevezett *könnyű részecskéhez* (*leptonhoz*) tartozik. A leptonok viselkedése elektronszerű, csak a tömegük különbözik. A jelenlegi kísérletek arra engednek következtetni, hogy a neutrínó tömege nem nulla. A mérések megadnak felső határokat a tömegre. A béta-bomlásban résztvevő elektron-neutrínó (ν_e) tömege legalább 232000-szer kisebb, mint az elektroné. (A 4. képletet felhasználva: kisebb, mint 2,2 eV.)



8. ábra. Részecske és antirészecske annihilációja és párkeltése

A szabad – nem atommagban lévő – neutronok mindig elbomlanak a 19. képlet által leírt módon, körülbelül 15 perces átlagos élettartammal (τ).

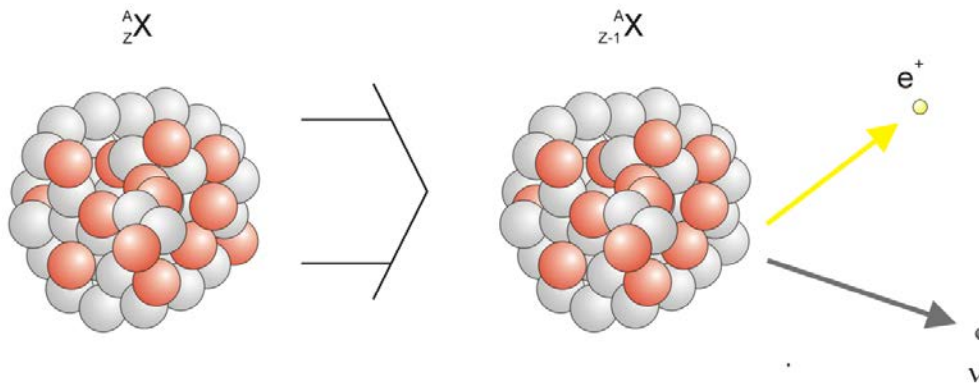
A béta-bomláshoz hasonló más jelenségeket is felfedeztek. Az egyik a β^+ -bomlás.

A β^+ -bomlás során egy proton alakul át neutronná, miközben távozik az elektron antirészecskéje, a *pozitron* (e^+) és egy neutrínó.

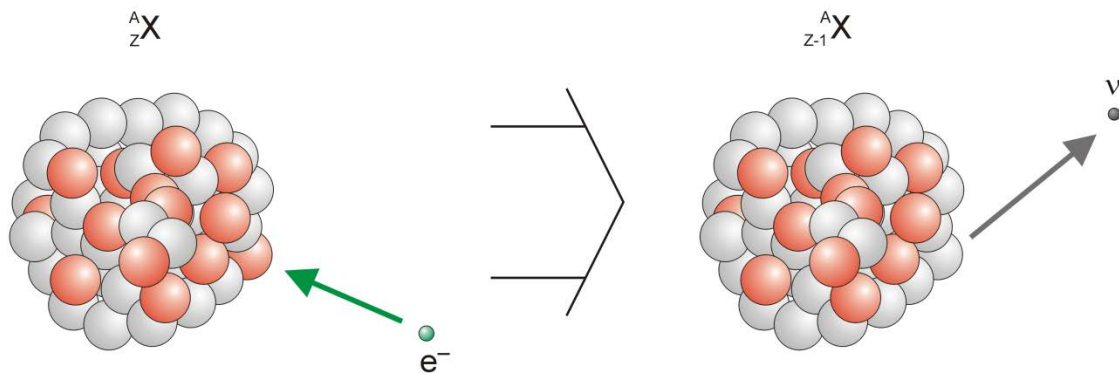
22. képlet
$$p^+ \rightarrow n^0 + e^+ + \nu$$

Másképpen:

23. képlet
$${}^A_Z X \rightarrow {}^A_{Z-1} X + e^+ + \nu$$



9. ábra. β^+ -bomlás



10. ábra. Elektron befogás (K-befogás) jelensége

Ugyancsak ebbe a jelenségkörbe tartozik az *elektron befogás*, vagy *K-befogás*, amikor egy olyan atommag, melyben alacsony a neutronok aránya, a hozzá legközelebb eső pályán (ez a K jelű pálya) lévő elektront elnyeli. Ez a jelenség tekinthető a béta-bomlás fordított folyamatának. Képlettel leírva:



Így az atommag megváltozása:

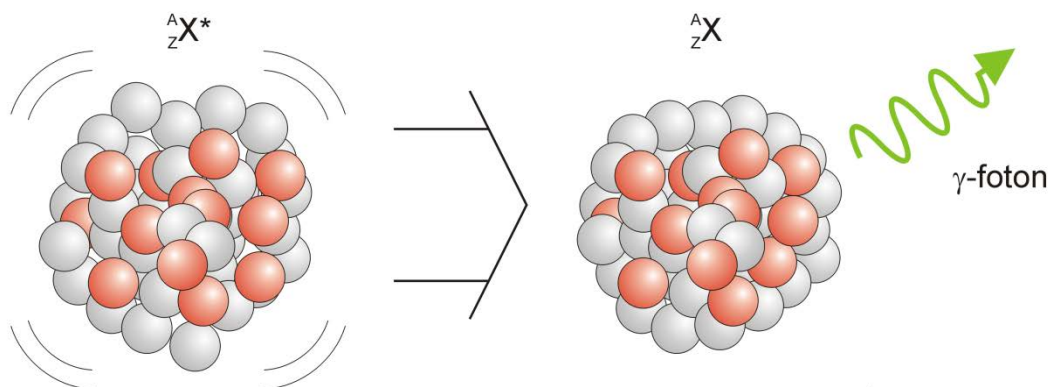


1.4.3 γ -sugárzás

A γ -sugárzás jelenségét néha gamma-bomlás néven is tárgyalják, bár a folyamat során magátalakulás vagy részecske bomlása nem játszódik le.

Az elektronokhoz hasonlóan az atommag is csak jól meghatározott energiaszinteken tartózkodhat. Ha nem a legalacsonyabb szinten, az *alapállapotban* van, akkor *gerjesztett állapotban* tartózkodik. Innen egy bizonyos idő elteltével az atommag visszatér az alapállapotba, az energia-különbséget pedig kisugározza.

Az atommag energiaszintjei között a különbség sokkal nagyobb, mint az elektronok esetében, ezért az ilyenkor kisugárzott foton frekvenciája nagy; ezek a gamma-fotonok. A γ -sugárzás jellemző az öt kibocsátó atommagra. A gamma-fotonok energiája tipikusan 10 keV és 4 MeV között van.



11. ábra. Gerjesztett atommag γ -sugárzása

A gerjesztett állapotot sokszor az elem vagy részecske jele mellé helyezett * karakterrel jelölik.

A γ -sugárzás képlettel:



Előfordulhat, hogy az atommagból kibocsátott gamma-foton kifelé haladva nekiütközik az atom egyik elektronjának, és kilöki azt a pályájáról. A külső megfigyelő ekkor elektronsugárzást tapasztal. Ezt a jelenséget nevezik *másodlagos* vagy

szekunder β -sugárzásnak (esetleg *belső konverzió*nak – *internal conversion*). Ebből következően a β -sugárzás 1.4.2 fejezetben tárgyalt formáját *elsődleges* vagy *primer* β -sugárzásnak is szokás nevezni.

1.4.4 Bomlási sorok

A természetben előforduló radioaktív elemek bomlási sorokba oszthatók. Vannak kiindulási elemek és vannak származékok. A kiindulási elemek felezési ideje nagyon nagy. A bomlási sorokban egyaránt előfordulnak α - és β -sugárzó elemek is. Az α - és β -sugárzáshoz kapcsolatosan előfordul γ -sugárzás is. A bomlások során a tömegszám vagy változatlan marad (β , γ) vagy négyvel csökken (α). Emiatt a természetes atomok között négy bomlási sort ismerünk, attól függően, hogy a kiindulási elem atomszáma (A) négyvel osztva mekkora maradékot ad. A bomlási sor a nevét általában a kiindulási eleméről, az *őselem*ről vagy *anyaelem*ről kapja. A származékokat szokták *lánylemek*nek is nevezni. A sorok a stabil ólommal vagy a bizmutterrel zárulnak.

Így létezik tórium-sorozat ($A/4$ maradéka 0), neptúnium-sorozat ($A/4$ maradéka 1), urán-rádium-sorozat ($A/4$ maradéka 2) és aktínium-sorozat ($A/4$ maradéka 3). Az aktínium-sorozat – kivételképpen – nem az őseleméről kapta a nevét, hanem egy nagyon aktív eleméről. Ennek a sornak az őseleme is az urán, csak egy másik izotópja, mint az urán-rádium-sorozatnál.

A neptúnium-sorozat jelentősége inkább csak elméleti, mert a Földön – a viszonylag rövid felezési idők miatt – természetes formában a sorok csak nagyon kevés tagja maradt fenn.

Alfa-bomlás esetén a bomlási állandó (λ) és a kibocsátott α -részecske energiája (E) között fennáll az empirikus *Geiger-Nuttal összefüggés*:

27. képlet
$$\ln \lambda = A + B \cdot \ln E$$

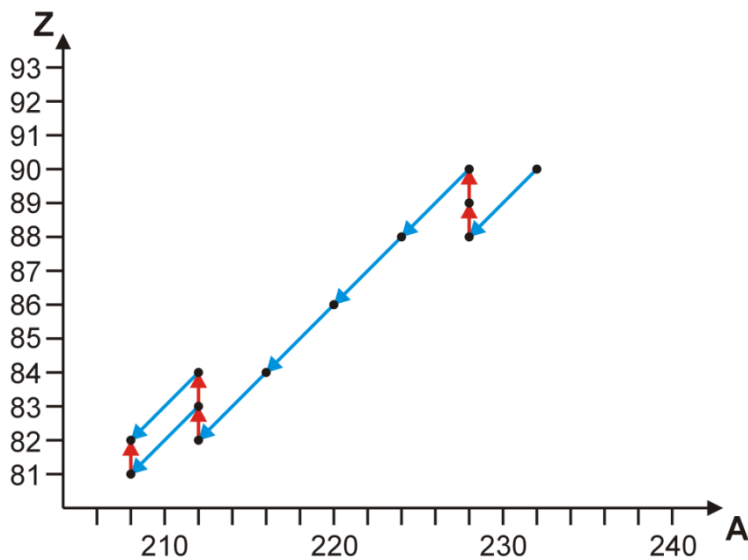
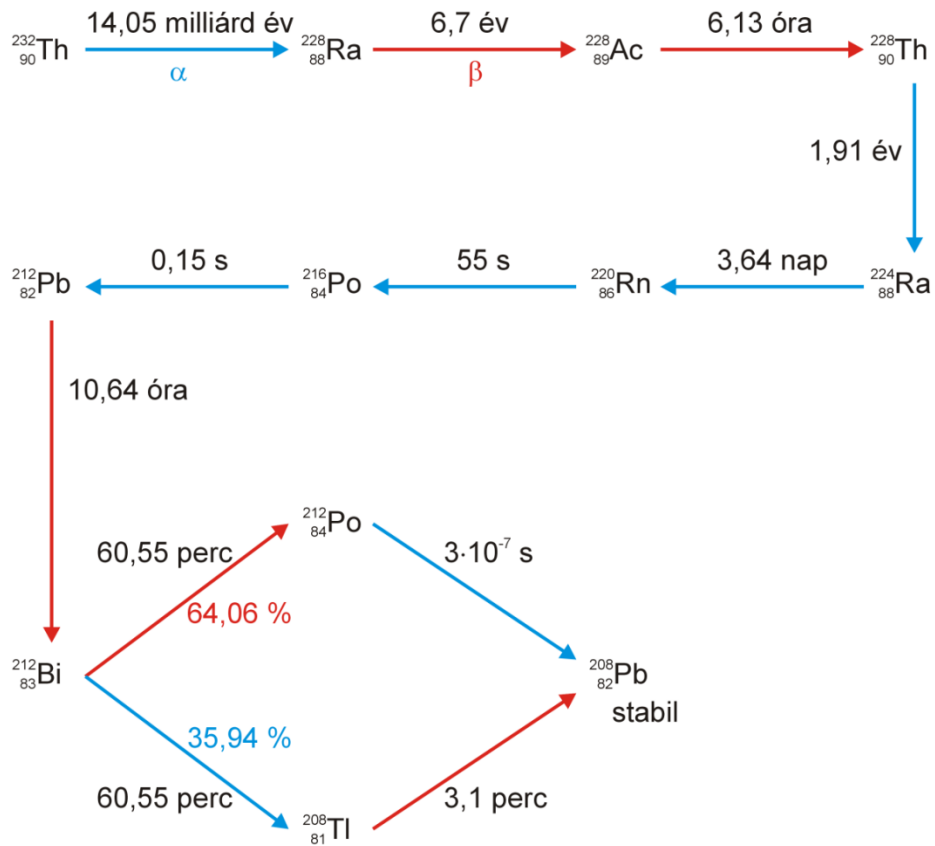
A és B empirikus együtthatók; egy bomlási soron belül állandók. Különösen nagy felezési idő esetében e szabály alapján is lehet következtetni a bomlási állandó nagyságára.

Természetesen vannak olyan radioaktív izotópok is, melyek nem illeszkednek bomlási sorba, de a jelentőségük nagy. Ilyenek például a kálium-40 ,a kobalt-60 és szén-14 izotópok.

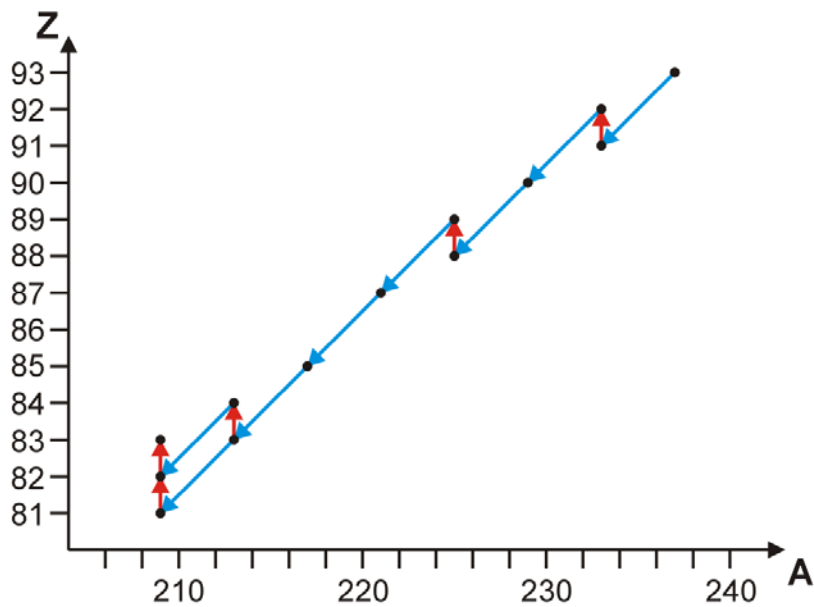
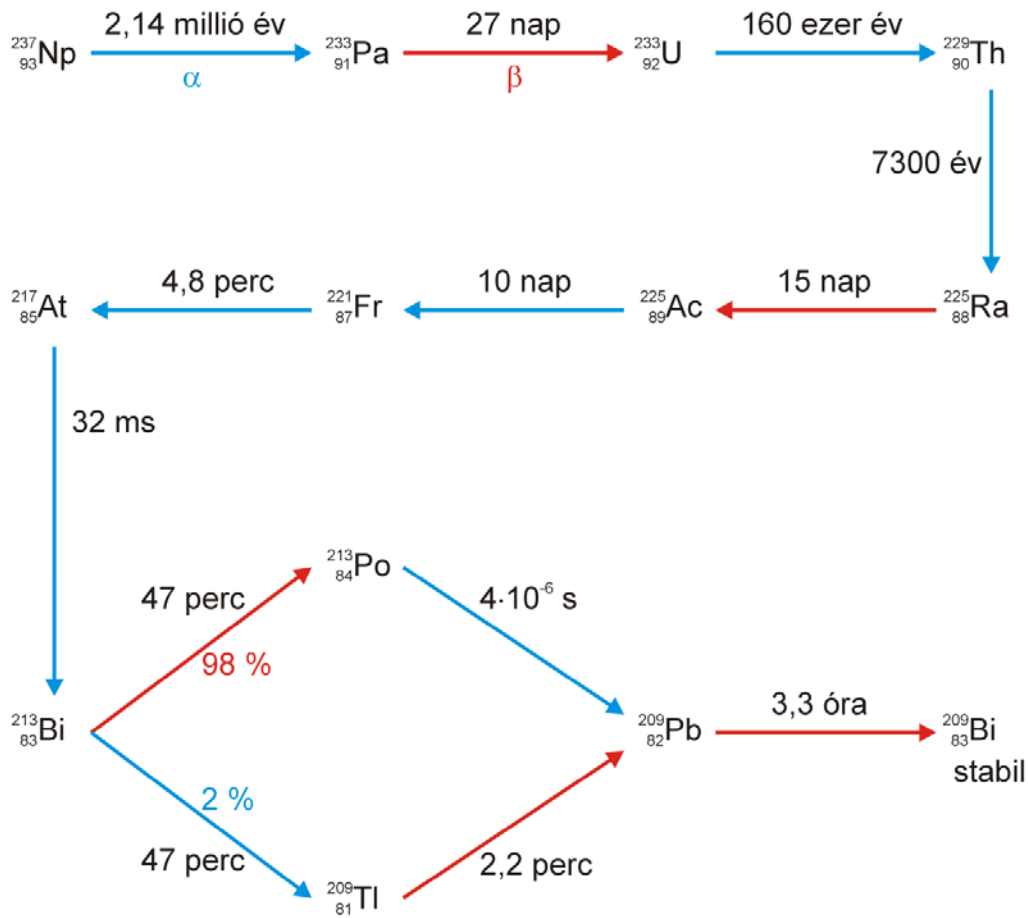
A káliumnak három izotópja van. A ^{39}K (részarány: 93,3 %) és ^{41}K (részarány: 6,7 %) stabilak. A ^{40}K izotóp (részarány: 0,012 %) két módon képes bomlani: 11,2 %-ban ^{40}Ar lesz belőle β^+ -bomlás vagy elektron befogás révén, 88,8 %-ban pedig ^{40}Ca béta-bomlás útján. A felezési idő $T = 1,25$ milliárd év. Az izotóp elsősorban ásványok, kőzetek, kőületek kormeghatározásánál jelentős.

A kobaltnak a stabil (^{59}Co) atommagján kívül még 22 radioaktív izotópja van. Ezek közül a ^{60}Co ($T = 5,2714$ év), a ^{57}Co ($T = 271,79$ nap), a ^{56}Co ($T = 77,27$ nap) és a ^{58}Co ($T = 70,86$) a jelentősek. Az összes többi izotóp felezési ideje kevesebb, mint 18 óra. A ^{60}Co béta-bomlással stabil ^{60}Ni maggá alakul. Az elektron kibocsátást két gamma-foton is követi, azaz az anyag különösen aktív. A gyógyászatban tölt be fontos szerepet, de használják az iparban is átvilágításra, és az élelmiszeriparban élelem sterilizálására, tartósítására.

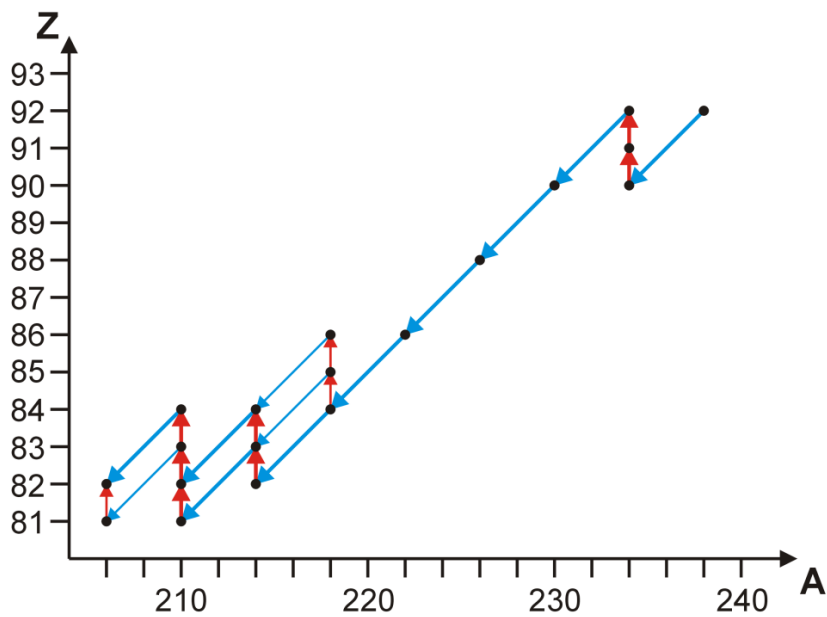
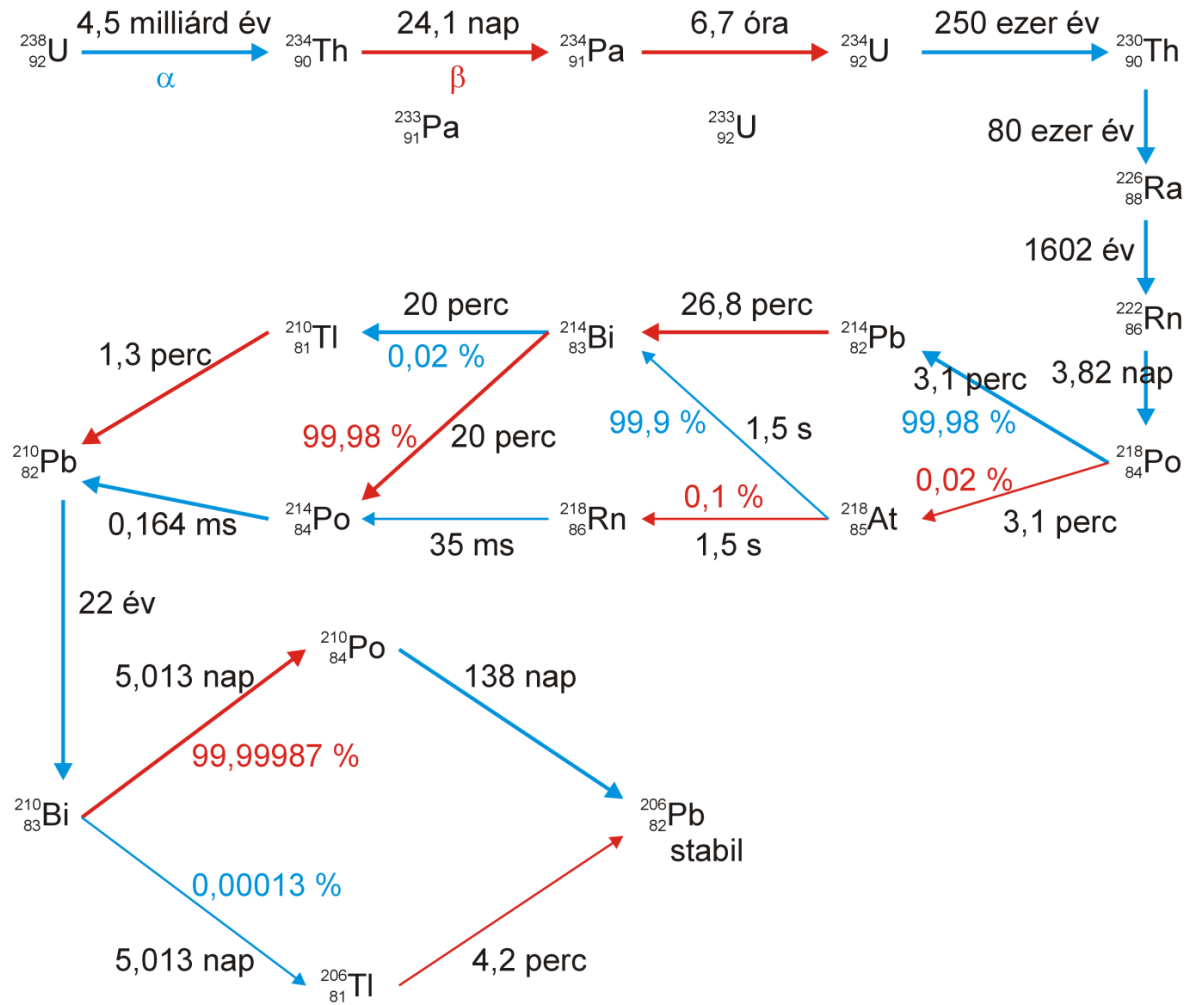
A ^{14}C , a *radiokarbon* ($T = 5730 \pm 40$ év) a régészetben használatos. A légkör felső rétegeiben folyamatosan keletkezik, bár részaránya rendkívül kicsi (10^{-10} %). Ha egy élőlény (ember, állat, növény), amiben sok a szén, elpusztul, akkor nem kerül be a testébe újabb ^{14}C . Ha a fizikusok megállapítják egy preparátumban az izotóp részarányát, akkor a felezési idő alapján megállapítható az elpusztulás ideje.



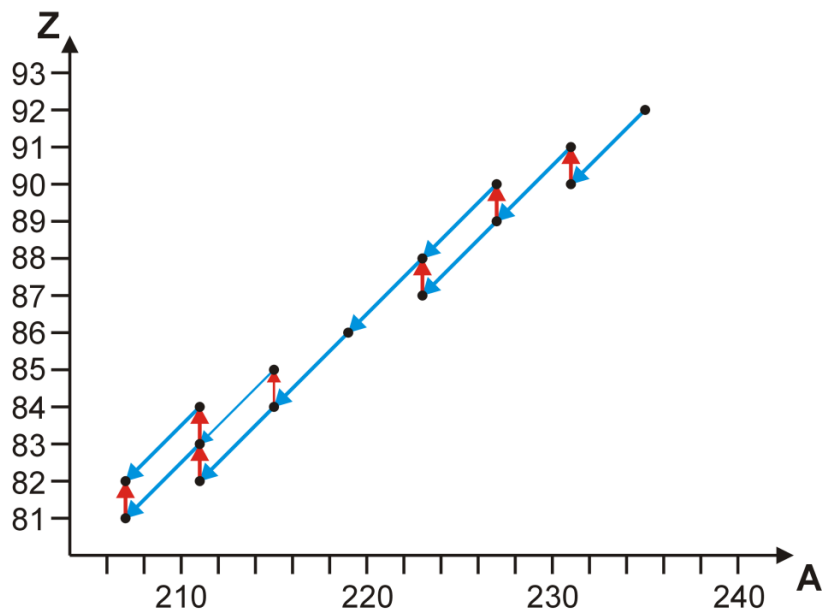
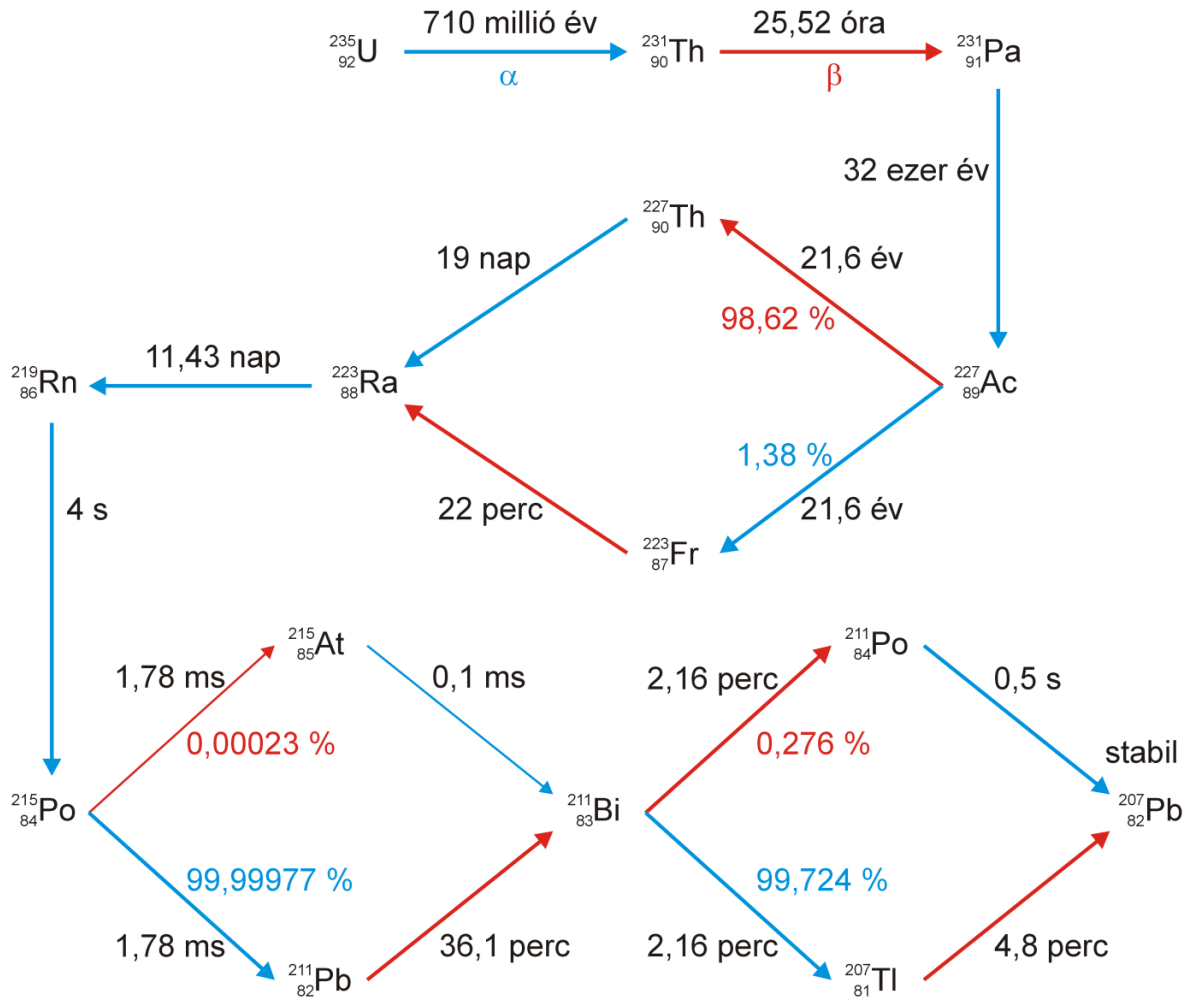
12. ábra. Tórium-sorozat ($A = 4 \cdot n$)



13. ábra. Neptúnium-sorozat ($A = 4 \cdot n + 1$)



14. ábra. Urán-rádium-sorozat ($A = 4 \cdot n + 2$)



15. ábra. Aktínium-sorozat ($A = 4 \cdot n + 3$)

1.4.5 Mesterséges radioaktivitás

Miután felfedezték a radioaktív sugárzásokat, kísérleteket végeztek arra, hogy ez a sugárzás más atomokra milyen hatással van. Az első magátalakítást Rutherford végezte el 1919-ben: *kőd kamrában* lévő nitrogént α -részecskékkel bombázott. A nyomok elemzése alapján megállapíthatta, hogy a folyamatban keletkezett szabad proton. A töltés- és tömegmegmaradás következtében a végterméket pontosan ki lehet számolni:



Az így mesterségesen létrehozott atommagok gyakran nem stabilak. Ezt 1934-ben *Irene Curie* és férje, *Frederic Joliot* állapította meg, amikor α -részecskékkel alumíniumot bombáztak.



Az α -sugárzás eltávolítása után is tapasztaltak erős, exponenciálisan csökkenő pozitron-sugárzást. A keletkezett foszfor mag nem stabil, körülbelül 3 perces felezési idővel β^{+} -bomló.



Nagyon sok atomnál ki tudták mutatni a mesterséges radioaktivitást. A mesterségesen sugárzóvá tett atomok sohasem alfa-bomlók. Béta-, β^{+} - vagy K-bomlás jellemző rájuk, sokszor gamma-bomlás kíséretében. Vannak olyan átalakulások is, amikor csak gamma-bomlás történik.

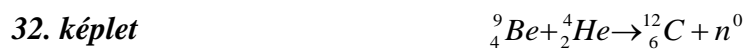
Mesterséges α -sugárzást elő lehet állítani magátalakítással (de ez nem alfa-bomló magokból származik). Ilyen reakció lehet például:



1.4.6 Neutron-sugárzás

Walther Bothe és tanítványa, Herbert Becker 1930-ban polóniummal kísérleteztek. Könnyű magokat (berillium, bór, lítium) besugározva a polónium α -részecskéivel, nagyon nagy áthatoló képességű, elektromosan semleges sugárzást tapasztaltak. Ezt sokáig γ -sugárzásnak vélték. Csak 1932-ben bizonyította be Chadwick, hogy teljesen új részecskékről van szó: ezek a neutronok.

A mai mesterséges neutronforrások is többnyire ezt az alapvető reakciót alkalmazzák:



Az α -részecskét a tisztán alfa-bomló polónium, annak is a 210-es tömegszámú izotópja szolgáltatja. Elkészíthető – néhány centiméteres méretben – zárt fémampulla, melyben vékony ${}^{210}\text{Po}$ -bevonatú berillium-karbid pasztilla erős neutronforrásként funkcionál.

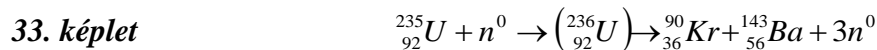
1.4.7 Sugárzásokban található egyéb részecskék

Nagyenergiájú ütközési kísérletekben vagy a kozmikus eredetű sugárzásokban az eddig bemutatott részecskéken felül nagyon sok, többnyire rövid élettartamú igen egzotikus részecskét lehet detektálni.

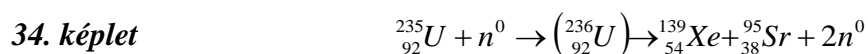
A könnyebb eligazodás segítésére az elemi részecskéket családokba sorolják. A foton önálló család. Az elektron, az elektronhoz nagyon hasonló, csak körülbelül 200-szor nehezebb m_μ on (μ) és a még nehezebb tau-részecske (τ), valamint a hozzájuk tartozó egy-egy neutrínó alkotja a könnyű részecskék családját; más szóval ezek a *leptonok*. A proton, a neutron és még nagyon sok részecske alkotja a nehéz részecskék családját (*hadronok* vagy *barionok*). A kettő között található a közepes részecskék családja, a *mezonok*. Nagyon sok természetes és mesterséges eredetű sugárzásban lehet ilyen részecskékkel is találkozni. (A kísérletek során kiderült, hogy a mezonoknak és a hadronoknak is van belső szerkezete: ezek a részecskék *kvarkokból* állnak.)

1.4.8 Maghasadás (indukált)

Enrico Fermi 1934-ben neutronokkal bombázott uránt. A kísérleti tapasztalatokat hosszú ideig nem lehetett kielégítően megmagyarázni. Hasonló kísérletek után *Otto Hahn* és *Fritz Strassmann* 1938-ban a neutronokkal bombázott uránpreparátumban kémiai vizsgálatokkal kimutatta bárium és más közepes atomsúlyú elemek jelenlétét. A bejelentés hatására sok kutató kezdte vizsgálni a jelenséget, s hamar kiderítették, hogy az urán *lassú neutron* hatására két közepes tömegű magra esik szét, s közben felszabadul 2-3 új neutron is. A folyamat nagyon változatos módokon lejátszódhat, a hasadványmagok sokfélék lehetnek. A két új mag tömege egymáshoz viszonyítva általában 2:3 arányú. Egy lehetséges reakció:

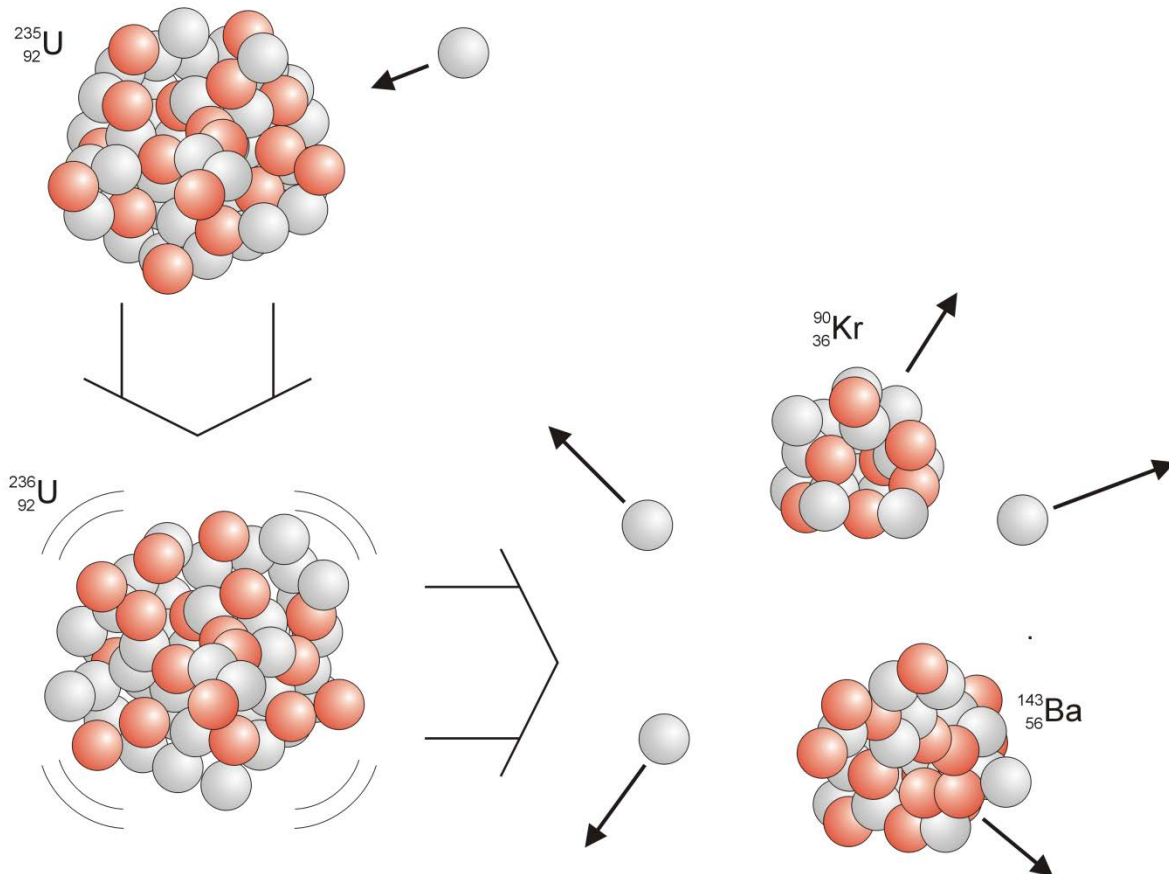


vagy



Az egyenletekben szereplő ${}^{236}\text{U}$ a feltevések szerint egy neutronbefogással létrejövő hipotetikus átmeneti mag, ami azonnal szétesik. A szükséges lassú neutronok, más néven *termikus neutronok* mozgási energiája az atomok termikus mozgási energiájának megfelelő nagyságrendű. A hasadás során keletkező új neutronok azonban nagyobb energiájúak. Ha lelassítjuk őket, akkor velük is lehet újabb hasításokat végezni; így létrejöhet a *láncreakció*. A neutronokon alapuló láncreakció ötletét *Szilárd Leó* vetette fel még 1933-ban. (Ő azonban nem tudta megmondani, hogy milyen elemmel lehet ezt majd megvalósítani.)

Majdnem minden nehéz elem atommagja hasítható, de csak kevés olyan van, ahol a láncreakciót is elő lehet idézni. Ilyen a ${}^{235}\text{U}$ és a ${}^{239}\text{Pu}$. Ezek a *nukleáris üzemanyagok (nukleáris fűtőanyagok)*.



16. ábra. Urán hasítása termikus neutronnal

Eredendően nem nagy aktivitású anyag sem az urán-235, sem a plutónium-239. Mindkettő alfa-bomló. A keletkező hasadványok viszont igen aktív béta- és gamma-sugárzók. Nem ritka a hasadványok között a többszöri béta-bomlás sem.

A láncreakció létrehozásához a keletkező gyors neutronokat le kell lassítani. A lassító anyag a *moderátor*. Sokféle anyag alkalmas moderátornak. Kezdetben vizet majd (deutériumos) nehézvizet használtak, később áttértek a grafitra. (Ez utóbbit sokkal könnyebb mozgatni.)

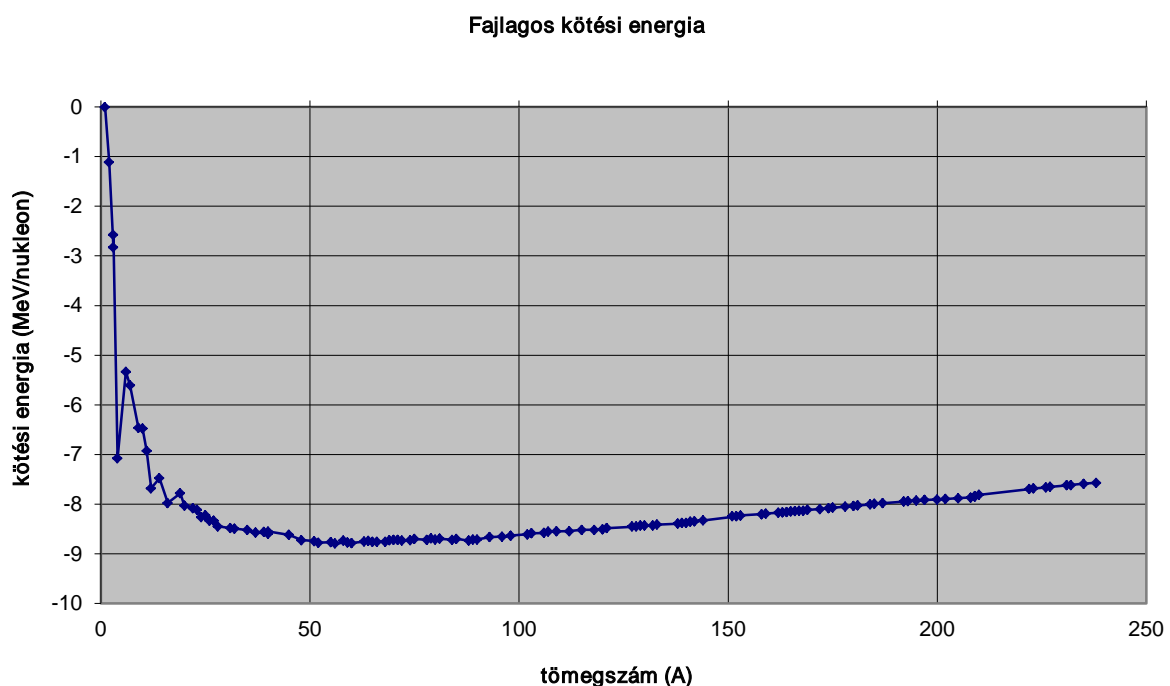
Az urán hasítása során körülbelül tízmilliószor nagyobb energia szabadul fel, mint egy közönséges kémiai reakció során. A felszabaduló energia körülbelül 80 %-a a két hasadványmag mozgási energiája, amit a környezetnek hő formájában tudnak átadni.

A magban a nukleonokat a nagyon rövid hatótávolságú magerők tartják össze. Emiatt egy nukleonra csak a közvetlen szomszédok hatását kell figyelembe venni.

A **17. ábra** megmutatja az egy nukleonra jutó kötési energia nagyságát a tömegszám függvényében. Jól látható, hogy a görbének minimuma van $A=60$ környezetében. A legstabilabb atommagok a nikkell-62 (^{62}Ni), a vas-58 (^{58}Fe) és a vas-56 (^{56}Fe). Az

ettől nagyobb tömegszámú magok esetében a mag hasítása (fisszió) energia felszabadulásával jár. Hasonlóképpen energia szabadul fel akkor is, ha könnyebb magok egyesülnek (fúzió). A nagyon könnyű elemeknél a görbe meredek, ezért az ilyen elemek egyesülése még nagyobb energiát tud szolgáltatni, mint a nehéz magok hasítása. Ilyen fúziós folyamatok zajlanak le a csillagok belsejében, évmilliárdokra ellátva őket sugárzó energiával.

A görbéről szintén leolvasható, hogy az α -részecske (${}^4\text{He}$) különösen stabil formáció; ez megmagyarázza, hogy miért pont ez a részecske távozik radioaktív folyamatok során.



17. ábra. Fajlagos kötési energia a tömegszám függvényében

A kötési energia magyarázatára született elméletek a *folyadékcseppmodell*, illetve a *héjmodell* és a legmodernebb – az előbbiekre építő – *kollektív modell*.

A láncreakció kapcsán szokás beszélni *kritikus tömeg*ről. Ez az a mennyiség, melyben a láncreakció – ha elindítottuk – már önmagától lezajlik. A nukleáris fegyverekben van egy neutronforrás (polónium-berillium) és a kritikus tömegnél nagyobb mennyiségű hasadóanyag két vagy több, illetve egy, de az adott méretben még nem kritikus darabban. A bomba robbantásakor ezeket a darabokat mechanikusan vagy kémiai robbanószerrel egymáshoz lövik, illetve a már kritikus térfogatra összenyomják (explóziós bomba) és a neutronáram hatására beindul a

láncreakció. A gömbalak a legkedvezőbb geometria. Ekkor urán-235 esetében a kritikus tömeg 56 kg. Ha alkalmaznak neutron visszaverő burkolatot, akkor akár 15 kg is elég. Plutónium-239 esetében 11 és 5 kg mennyiség elegendő. A kritikusnál nagyobb méretű tömeg esetében nem feltétlenül szükséges mesterséges neutronforrás; a láncreakciót elindíthatja akár egyetlen, a kozmikus sugárzásból származó neutron is!

Energiatermelés céljából (atomreaktor) természetesen el kell kerülni, hogy a kritikus tömeg összeállhasson. A reaktorokban a hasadóanyag kis méreteken, elaprózva van elhelyezve, hogy a közéjük helyezett moderátorok (grafitrudak) és neutron elnyelők (többnyire kadmium) segítségével a láncreakciót szabályozott formában fenn tudják tartani.

1.4.9 Spontán maghasadás

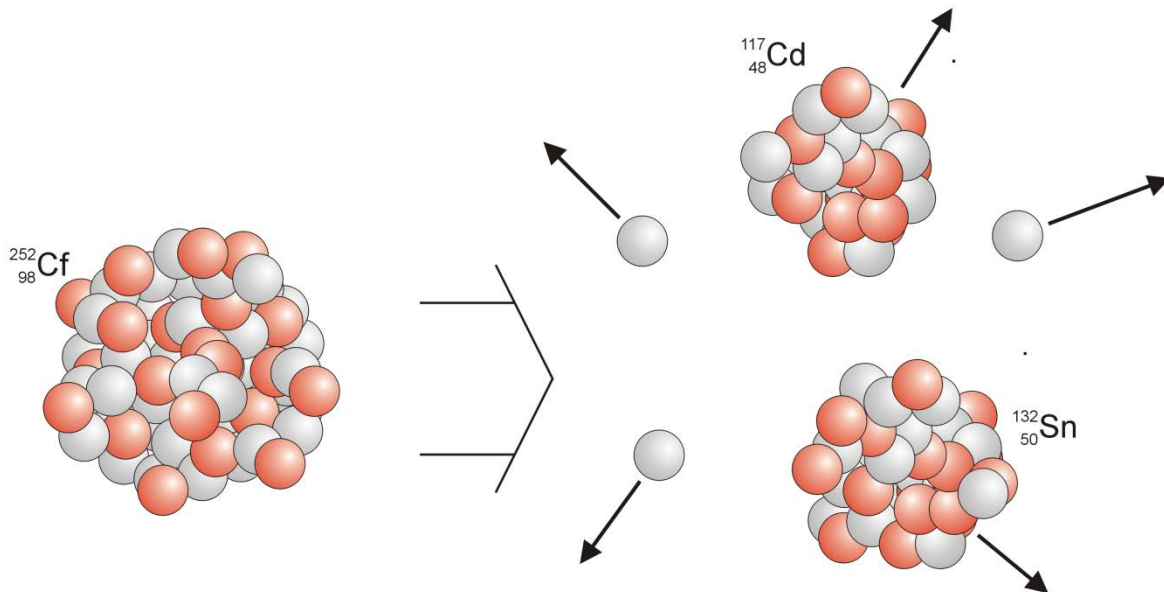
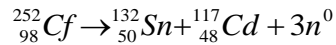
Konsztantyin Antonovics Petrzsak és Georgij Nyikolajevics Flerov 1939-ben az urán egy évvel korábban felfedezett hasítását próbálta vizsgálni. A kísérleti berendezéseket egy 60 m mélységben lévő metróállomásra vitték le, hogy kiküszöbölhessék a kozmikus sugárzást. A legelső lépésnél, az úgynevezett *nullaeffektus* mérésénél már elakadtak. Voltak hasadásra utaló jelek neutron besugárzás nélkül is! A jelenségre csak a spontán maghasadás feltételezése adott magyarázatot.

Jelenlegi ismereteink szerint a spontán maghasadásra elvileg minden 100 tömegszámnál nehezebb mag képes lehet, energetikailag azonban csak a 230 tömegszám feletti magoknál lehetséges. (Itt viszont mindegyiknél.) Ez a természetes radioaktivitás legkésőbb felfedezett formája. A jelentősége nagy: a természet így szab határt az atommagok tömegének, s így az elemek számának is.

Az indukált maghasadáshoz hasonlóan itt is keletkeznek szabad neutronok. Ennek következtében a kritikusnál nagyobb tömeg esetén egy spontán maghasadás is elindíthatja a láncreakciót. Azonban a keletkezett hasadványmagok – az indukált maghasadással ellentétben – közel egyforma tömegűek.

Igen gyakran használják a spontán hasadó kalifornium-252 elemet – a keletkező neutron sugárzás miatt – például repülőtereken csomagok átvizsgálására. A hasadás több reakcióval is végbemehet. Az egyik legjellemzőbb folyamat:

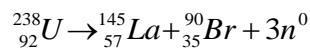
35. képlet



18. ábra. Spontán maghasadás

Az urán-238 egyik jellemző spontán maghasadása:

36. képlet



Urán spontán hasadásakor keletkezhet tellúr vagy technécium is.

Az urán spontán maghasadását például kőzetek kormeghatározására lehet felhasználni.

Urán esetében a spontán maghasadás valószínűsége jóval kisebb, mint az alfa-bomlásé. Azonban ahogy növekszik az elemek tömegszáma, a spontán maghasadás egyre gyakoribb, majd a legjellemzőbb radioaktív bomlásformává válik.

1. táblázat. Néhány fontos izotóp spontán maghasadása

izotóp jele	T - felezési idő (év)	sugárzás (neutron/s·kg)
${}^{235}\text{U}$	$1,8 \cdot 10^{17}$	0,8
${}^{238}\text{U}$	$8,0 \cdot 10^{15}$	16,0
${}^{239}\text{Pu}$	$5,5 \cdot 10^5$	30,0
${}^{240}\text{Pu}$	$1,2 \cdot 10^{11}$	$1,0 \cdot 10^6$
${}^{252}\text{Cf}$	66,0	$2,3 \cdot 10^{15}$

Kérdések

1. Mely részecskék találhatók meg az atommagban?

- *proton*
- *elektron*
- *neutron*
- *neutrínó*

2. A béta-bomlás során az atommagból milyen részecske távozik?

- *neutron*
- *elektron*
- *miion*

3. Melyik radioaktív sugárzás nem jár sem a rendszám, sem a tömegszám megváltozásával?

- α
- β
- γ

4. Alfa-bomlás esetében mennyivel csökken a tömegszám?

- 2
- 4
- 0

5. Melyik anyag(ok) használható(k) nukleáris üzemanyagként?

- ^{238}U
- ^{235}U
- ^{239}Pu

Felhasznált Irodalom

- BERNOLÁK K.: A fény; 1981; Budapest; Műszaki Könyvkiadó; 304:11-25
- SAIN M.: A fény birodalma; 1980; Budapest; Gondolat Könyvkiadó; 126:84-86
- CSILLAG L., KROÓ N.: A lézerek titkai; 1987; Budapest; Kozmosz Könyvek; 279:6-8
<http://www.spacetoday.org/DeepSpace/Telescopes/GreatObservatories/Chandra/ElectromagneticSpectrum.html> - Space Today Online – What is the Electromagnetic Spectrum
<http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/ems1.html> - Electromagnetic Spectrum
- BUDÓ Á., MÁTRAI T.: Kísérleti Fizika III.; 1980; Budapest; Tankönyvkiadó; 525:322-340,435-464
- PETRJANOV-SZOKOLOV I. V.: Radioaktív elemek Po-...; 1979; Budapest; Műszaki Könyvkiadó; 225:
- NAGY L. GY., NAGYNÉ LÁSZLÓ K.: Radiokémia és izotóptechnika; 1997; Budapest; Műegyetemi Kiadó; 592: 17-31, 60-101
- Négyjegyű függvénytáblázatok – Matematikai, fizikai, kémiai összefüggések; 2004; Budapest; Nemzeti Tankönyvkiadó; 307:164-165,214-215,232
<http://ion.elte.hu/~pappboti/radioaktivitas/cimlap/tematika/radioakt/tortenelem/rutherford.htm>
<http://en.wikipedia.org/wiki/Neutrino> - Neutrino – Wikipedia, the free encyclopedia
http://en.wikipedia.org/wiki/Nuclear_fission - Nuclear fission – Wikipedia, the free encyclopedia
http://en.wikipedia.org/wiki/Internal_conversion - Internal conversion – Wikipedia, the free encyclopedia
<http://cupp oulu.fi/neutrino/nd-mass.html> - The Ultimate Neutrino Page
http://www.chemsoc.org/networks/learnnet/data/ds_radioactive_decay_1.htm - RSC: Advancing the Chemical Sciences: Radioactive Decay Chains > Thorium Series
<http://www.tenorm.com/bkgrnd.htm> - Background Radiation
http://www.bookrags.com/Decay_chain - Decay chain Summary
http://en.wikipedia.org/wiki/Decay_chain - Decay chain – Wikipedia, the free encyclopedia
<http://ion.elte.hu/~pappboti/radioaktivitas/cimlap/tematika/radioakt/ionizalosugarzas/neutronsugarzas.htm> - neutronsug
http://physics.nist.gov/cgi-bin/Compositions/stand_alone.pl?ele=&all=all&ascii=ascii&isotype=all - Atomic Weights and Isotopic Compositions for All Elements
http://en.wikipedia.org/wiki/Binding_energy - Binding energy – Wikipedia, the free encyclopedia
http://en.wikipedia.org/wiki/Critical_mass - Critical mass – Wikipedia, the free encyclopedia
<http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/nucene/moder.html> - The Moderation of Fission Reactions
<http://www.globalsecurity.org/wmd/intro/a-bomb.htm> - Fission Weapons
<http://www.atomicarchive.com/Fission/Fission3.shtml> - Critical Mass | Nuclear Fission | Science | atomicarchive.com
http://www.tpub.com/content/doe/h1019v1/css/h1019v1_106.htm - TABLE 1 Neutron Production by Spontaneous Fission
<http://ie.lbl.gov/fission.html> - Fission
<http://chemed.chem.purdue.edu/genchem/topicreview/bp/ch23/natural.php> - Natural Versus Induced Radioactivity
<http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/nuclear/liqdrop.html> - Liquid Drop Model of Nucleus
<http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/nuclear/liqdrop.html> - Shell Model of Nucleus
<http://www.halexandria.org/dward472.htm> - Nuclear Shell Model

2 Radioaktív sugárzások mérése

2.1 Sugárzás kölcsönhatása az anyaggal (Dr. Benkő Zsolt István)

A radioaktív sugárzások detektálása az egyik legérzékenyebb detektálási módszer, mert már az egyes atommagok bomlása is kimutatható. Számos detektálási módszer ismert. A megfelelő detektálási módszert meghatározza:

- a sugárzás típusa
- a radioaktív minta jellege
- a szükséges detektálási érzékenység.

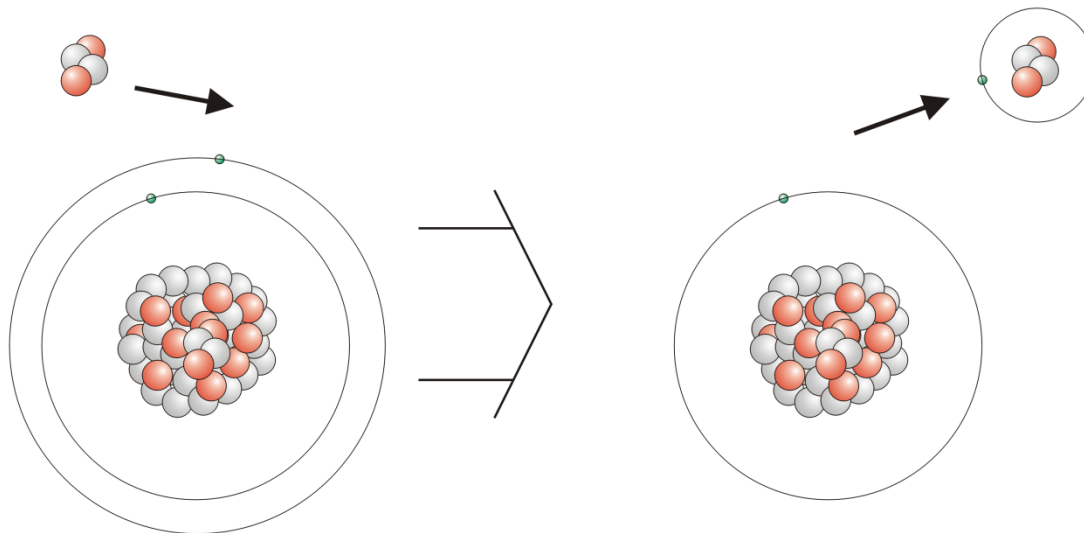
A detektálás alapja: a sugárzás és a detektor anyagának kölcsönhatása. A kölcsönhatás lehet:

- ionizáció
- gerjesztés

A mérőrendszer részei a detektor és a mérőberendezés. A detektálás a detektor és a sugárzás kölcsönhatása alapján történik. A kölcsönhatás eredménye lehet elektromos tulajdonság megváltozása (pl. elektromos vezetőképesség), kémiai átalakulás, melegedés, magreakció. A sugárzás és a detektor kölcsönhatása általában igen bonyolult.

A kölcsönhatás mértékét leginkább a sugárzások által okozott ionizációk jelzik.

A legkisebb behatolási mélységgel az α -sugárzás rendelkezik. A kilépő α -részecskék a fénysebesség 5-7 %-ával indulnak, de már a levegőben is csak körülbelül 10 cm távolságot tudnak megtenni. Ez részben magyarázható viszonylag nagy tömegükkel, illetve rendkívül nagy ionizáló hatásukkal. Ha ugyanis egy α -részecske felvesz két elektront, akkor héliumatom lesz belőle, ami az elektronok szempontjából nagyon erős, stabil kötést jelent. Ezt a két elektront az anyagi környezetén áthaladva, az ott lévő atomoktól, molekuláktól „rabolja el”. Az α -sugárzás ellen kiválóan véd 10 cm-es levegőréteg, 0,05 mm-es alumínium lemez, egy papírlap vagy akár a bőr legfelső, elhalt rétege.



19. ábra. α -részecske által okozott ionizáció

A β -sugárzás esetén a keletkező elektronok akár közel fénysebességgel is repülhetnek. A környező atomokkal, molekulákkal ütközve, azokból elektronokat szakíthatnak ki, s eközben saját sebességükből sokat veszítenek. Ionizáló hatásuk tehát nagy, de korántsem akkora, mint az α -sugárzásnak. Mivel elektron ütközik elektronnal, ezért a β -részecske az ütközés után az eredeti mozgásiránytól nagyon eltérhet. A β -részecskék hatótávolsága levegőben néhány méter, alumíniumban néhány milliméter. Az emberi bőr legfelső rétegén áthatolnak. Intenzív, nagy energiájú vagy hosszú ideig tartó sugárzás hatására a bőr mélyebb rétegei károsodhatnak.

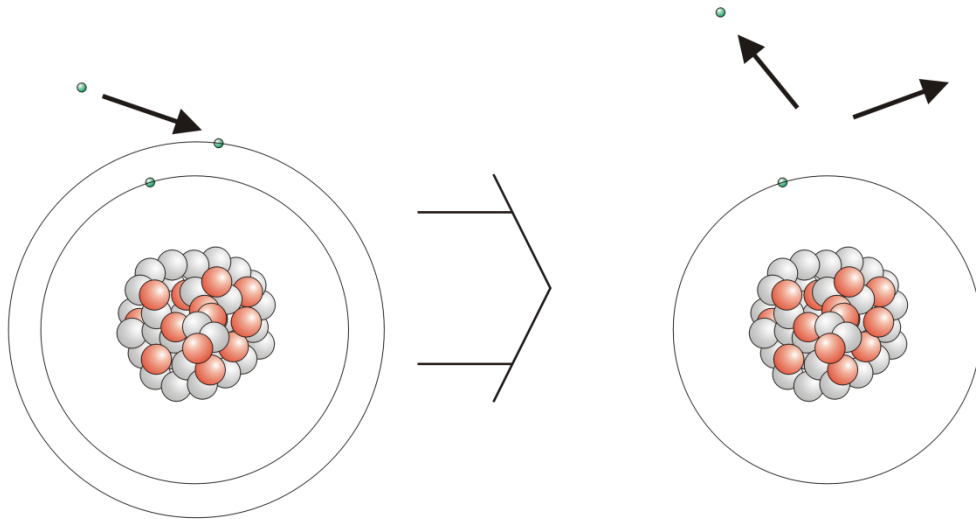
A β -részecskék sok energiát veszíthetnek az úgynevezett fékezési sugárzás által is: ha a β -részecske elhalad egy atommag közelében, akkor az elektromos vonzás a távozáskor lefékezi. Az elveszített mozgási energiát foton formájában sugározza ki. Ekkor nem történik ionizáció; ez a jelenség csak elősegíti a sugárzás gyengülését.

A γ -sugárzás nagy áthatoló képességgel rendelkezik. Közegben haladva a sugárzás intenzitása exponenciális csökkenést mutat:

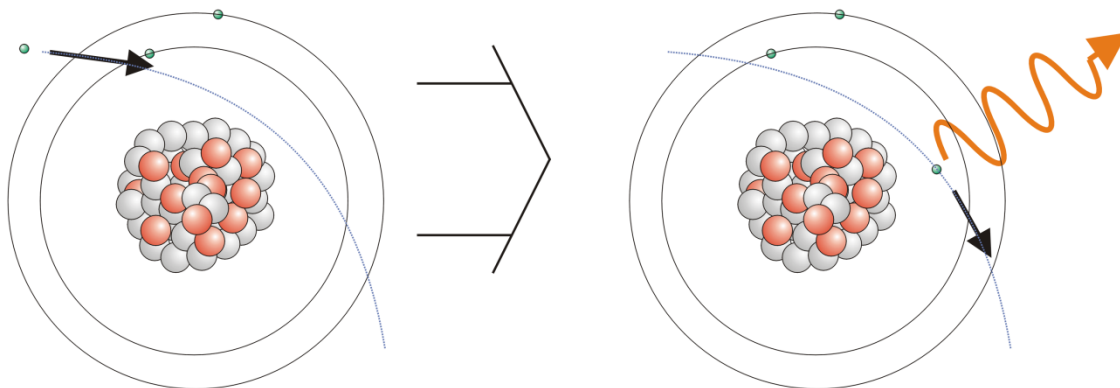
37. képlet

$$I = I_0 \cdot e^{-\mu \cdot x}$$

I_0 a kezdeti intenzitás, μ az abszorpció együttható, x a közegben megtett út.



20. ábra. β -részecske által okozott ionizáció

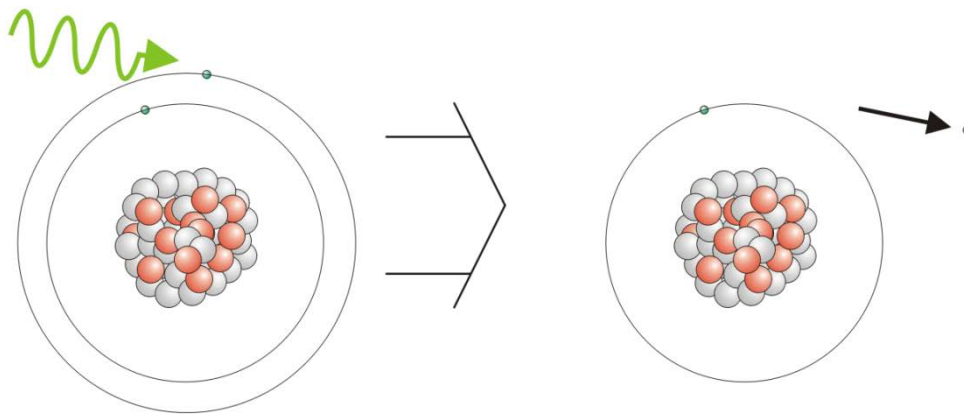


21. ábra. β -részecske fékezési sugárzása

Levegőben a γ -sugárzás megegyezhet néhány száz métert is, míg az intenzitása felére csökken. Az ellene való védekezésnek legjobban a sűrű anyagok felelnek meg, mint például az ólom; de lehet alkalmazni vastag betonréteget is.

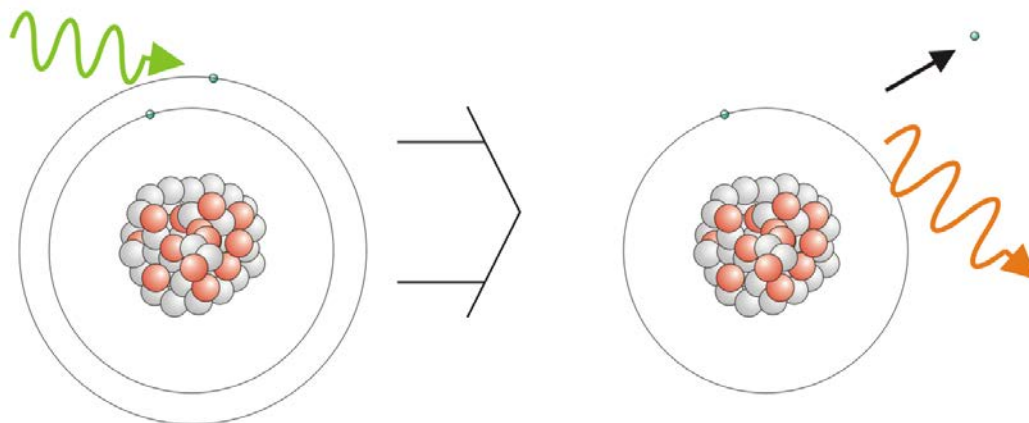
A gamma-fotonok három módon hatnak kölcsön az anyaggal.

Fotoelektromos hatásról beszélhetünk, ha a gamma-fotont egy atom elektronja elnyeli, s ennek következtében az elektron kiszakad a kötésből.



22. ábra. Fotoelektromos hatás

Ha a gamma-foton ütközik egy elektronnal, akkor azt kilökheti a pályájáról, s ő kisebb energiával és más irányban folytatja útját. Ez a *Compton-szórás*.



23. ábra. Compton-szórás

A harmadik jelenség, amit egy gamma-foton okozhat, az – ha kellően nagy energiájú a foton – a párkeltés. Ekkor direkt ionizáció nem történik, de a keletkező újdonsült elektron és pozitron a későbbiekben okozhat akár kilökés útján, akár annihilációval ionizációt.

β^+ -sugárzás esetén a pozitronok az anyagban lévő elektronokkal annihilálnak, s így okoznak ionizációt.

A neutron-sugárzás közvetlenül nem okoz ionizációt. Mivel a neutron elektromosan semleges részecske, ezért az atomok, molekulák elektronjaira nincs hatással, csak

az atommagokra. A neutron kétféle módon tud kölcsönhatásba lépni. Rugalmasan ütközhet az atommaggal. Egy nehéz atommagról többnyire csak lepattan; egy nagyon könnyű atommaggal – elsősorban hidrogénnel – ütközve azonban jelentős mennyiségű energiát veszíthet. Így lehet a gyors neutronokat lelassítani.

A másik kölcsönhatás pedig magreakciók előidézése. Nehéz magok esetében ez hasítást jelenthet, könnyebb magok esetében pedig α -részecske keltését. Az egyik legtipikusabb könnyű magos reakció:



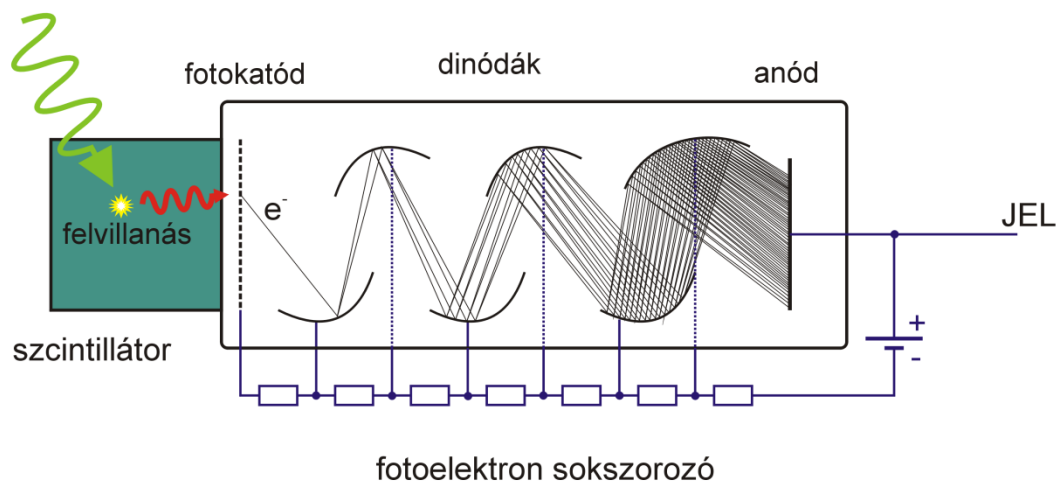
A neutronsugárzás intenzitása – a γ -sugárzáshoz hasonlóan – exponenciális csökkenést mutat, ha a közegben kevés a hidrogén és a neutronok nem okoznak magreakciókat. Emiatt alkalmasak például repülőtereken csomagok átvilágítására.

2.2 Detektorok (Dr. Benkő Zsolt István, Pátzay György)

Az első sugárzásdetektáló eszköz – amivel a jelenségkört felfedezték – a fotoemulzió volt. A fotoemulzióban a sugárzás hatására – éppúgy, mint fény hatására – az ezüst kiválik, azaz a fotoemulzió megfeketedik. Veszélyes helyeken dolgozók számára sok helyen ma is előírás a *filmdoziméter* használata. A fényvédő tokban lévő röntgenfilmet zsebben vagy a ruhára csipeszelve hordják megadott időtartamig, utána előhívják és ismert aktivitású mintával besugárzott filmmel összehasonlítják. Ugyan a kiértékeléshez szükséges különféle korrekciós görbék használata, de a filmdoziméterek egyik nagy előnye, hogy archiválhatók.

A korai sugárzásmérő eszközök közé tartoznak az úgynevezett *szcintillátorok*. Ezek olyan – elsősorban kristályos – anyagok, melyek beeső radioaktív sugárzásra fényfelvillanással reagálnak. Ha ez a felvillanás gyors (a sugárzás elszorításától 10^{-8} s -nál kevesebb idő telik el), akkor *fluoreszcencia*, ha késleltetett, akkor *foszforeszcencia* a jelenség neve.

Kezdetben mikroszkóppal figyelve, egyesével számolták a felvillanásokat. Ez rendkívül fárasztó munka volt, emiatt egy időre a módszert mellőzték. A mai modern eszközökkel kiegészítve azonban újra alkalmazzák.



24. ábra. Modern szcintillációs számláló elvi felépítése

A szcintillátor lehet folyadék, szilárd vagy gáz halmazállapotú, szerves vagy szervetlen, de többnyire ma is kristályos anyagokat használnak. A szcintillátorhoz rögzítenek egy *fotoelektron sokszorozót* (*FES* vagy *angol rövidítéssel: PMT*). A felvillanás fotonja a fotoelektron sokszorozó katódjából kiszabadít egy elektront. Ez a *fotoelektron* a feszültség hatására gyorsul, egyre több energiára tesz szert, s az útjában elhelyezett közbenső elektródákból, *dinódákból* újabb elektronokat kelt. Az anódra így elég sok elektron érkezik, a jel könnyen detektálható, és elektronikusan számlálható. A sokszorozási tényező 10^5 - 10^7 , azaz egy fotoelektron hatására 10^5 - 10^7 elektron érkezik az anódra. A fotoelektron sokszorozó típustól függően 500-2000 V feszültséget igényel. A leggyakoribb szcintillátor kristályok: NaI(Tl), CsI(Tl), CaI(Na), LiI(Eu), CaF₂(Eu). Az aktív összetevő a zárójelben feltüntetett szennyezős; például Eu: 0,1 %. A szcintillációs kristályt és a fotoelektron sokszorozót optikailag illesztik. A kristályt alumínium tokban helyezik el a nedvesség, a fény és a szennyeződés kizárására. Az alumínium burkolat belül fényvisszaverő. A kristályokat méreteik szerint (vastagság x átmérő) osztályozzák.

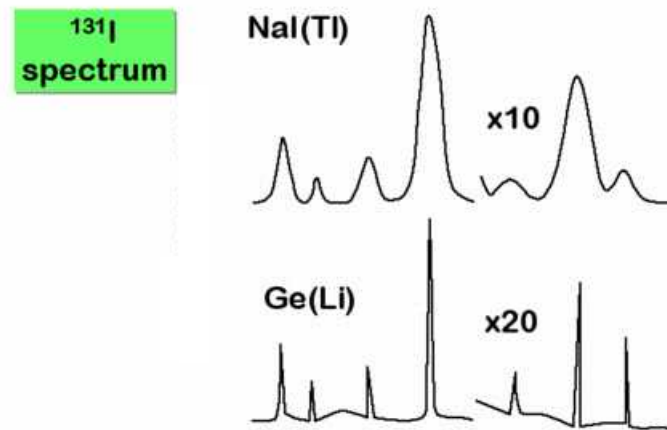
Speciális szcintillációs mérés a kis energiájú gamma- és béta-sugárzás valamint az alfa-sugárzás detektálására a *folyadékszcintillációs* mérés. Alapja, hogy policiklusos vegyületek α , β , vagy neutron sugárzás hatására fényt bocsátanak ki. A lágú (kisenergiájú) β -sugárzás (^{14}C , ^3H) detektálható, ha egy a szcintillációs vegyületet tartalmazó oldatban a sugárforrás is oldottan van jelen (kicsi adszorpció, 4π geometriájú mérés). Számos folyadék alkalmas poláris és apoláris minták oldására.

Az átlátszó folyadékot nagyméretű fotoelektron sokszorozókkal körbevéve a fényjelek elektromos jelekké alakíthatók és így 90-100%-os számlálási hatások érhetőek el. Kisaktivitású minták is mérhetőek, pl. biológiai anyagokban szén- és hidrogén-tartalmú vegyületek mennyisége. A ^{14}C és a ^3H különböző energiájú fénypotonokat gerjeszt, így bizonyos megkülönböztetés is megvalósítható.

Egyes félvezető kristályokban a radioaktív sugárzás hatására elektron-lyuk párok keletkeznek, s a sugárzással arányos áramot lehet rajtuk mérni. Ezek a *félvezető sugárzásdetektorok*. Anyaguk legtöbbször nagy tisztaságú, vagy lítiummal szennyezett germánium. Ionizációs kamrák esetében az elektronkeltés 30 eV energiát igényel; félvezető detektorok esetében csak 3,6 eV -ot, azaz a félvezetők érzékenyebbek. Ráadásul elkészíthetők igen kis méretben, sőt mátrix-alakzatban is, s így a sugárzás részecskéinek helyzete is meghatározható.

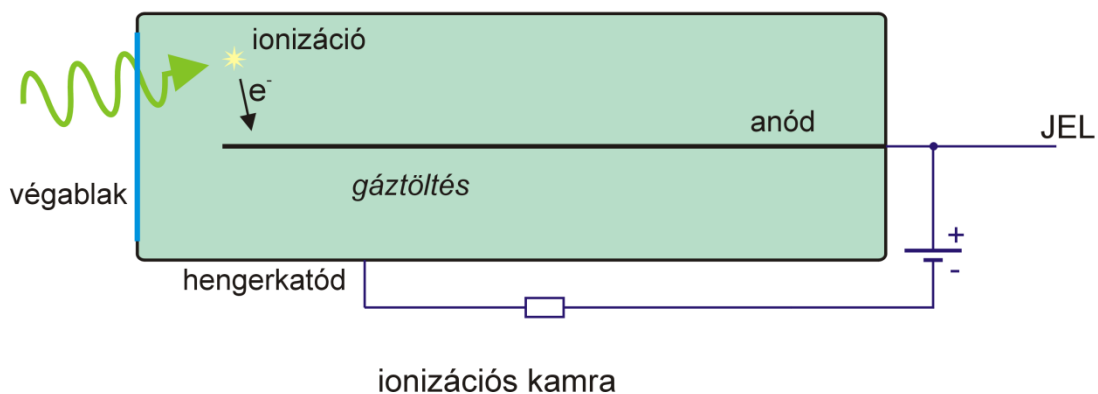
A szcintillációs detektorok közül a talliummal aktivált nátrium-jodid (NaI(Tl)), a félvezető detektorok közül pedig germánium-lítium (Ge(Li)), szilícium-lítium (Si(Li)), nagy tisztaságú germánium (HPGE) detektorok nemcsak a gamma-sugárzás által kiváltott beütésszám mérésére alkalmasak, hanem segítségükkel a mérési idő alatt beérkezett beütések energia szerinti számlálása is lehetséges, azaz *szcintillációs és félvezető detektorral mért gamma-spektrum mérhető vele*. A gamma-spektrumban mért teljesenergia csúcsok helye, azaz energiája minőségi információt, a csúcsok háttérrel korrigált területe pedig mennyiségi információt szolgáltat. A gamma-spektrum mérésére alkalmas detektorokkal így sokkomponensű radioaktív gamma-sugárzó minták gyors minőségi és mennyiségi elemzése végezhető el, sőt inaktív minták például neutronokkal felaktiválása után (*neutron aktivációs analízis*) ugyanilyen információkhoz juthatunk. Ilyen szcintillációs és félvezető detektorral mért ^{131}I radioaktív izotóp gamma-spektrumát mutat a **25. ábra**. A spektrum alapján jól látható, hogy a félvezető detektor jobban megkülönbözteti a közel eső csúcsokat (jobb a felbontása), míg a szcintillációs detektorral mért spektrum csúcsai nagyobbak (jobb a hatásfoka).

A I-131 IZOTÓP SZCINTILLÁCIÓS (NaI(Tl)) ÉS FÉLVEZETŐ DETEKTOROS (Ge(Li)) SPEKTRUMA



25. ábra. A ^{131}I szcintillációs (NaI(Tl)) és félvezető detektorral (Ge(Li)) mért gamma-spektruma

A legtöbb modern kéziműszer gázionizációs kölcsönhatáson alapuló berendezés.



26. ábra. Ionizációs kamra elvi felépítése

A csőszerű ionkamra fala a katód, s a belsejében húzódik egy anódszál. Ha α - és β -sugárzást is mérnek vele, akkor szükséges végablakkal ellátni. Ennek anyaga csillám, ezen ugyanis áthatol az α -sugárzás is.

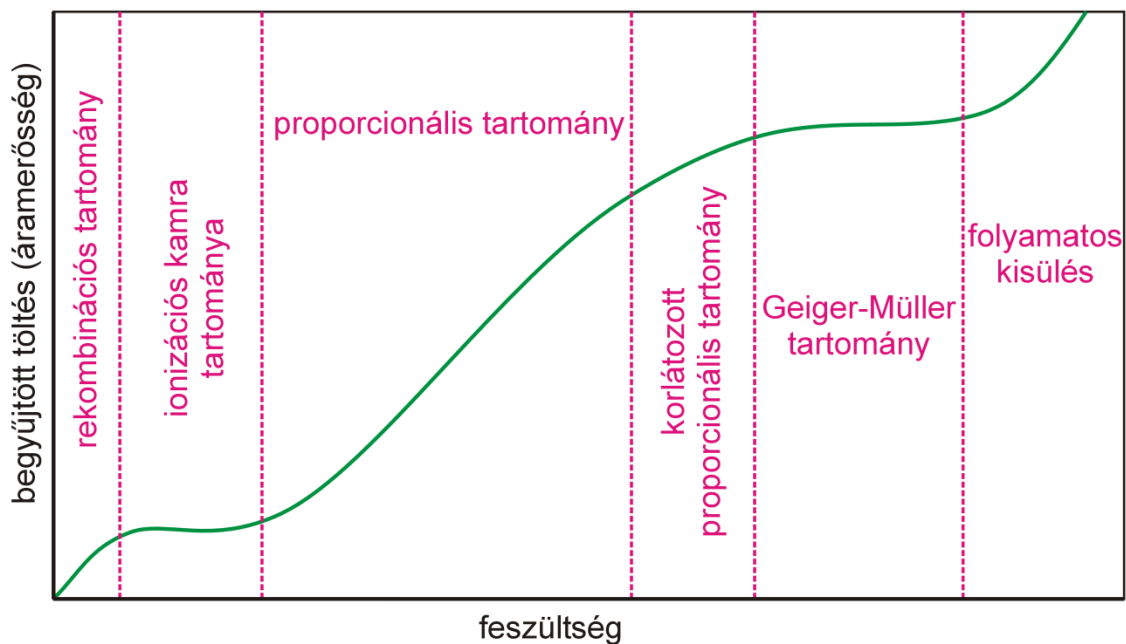
A beeső sugárzás a csőben lévő gáz egy molekuláját ionizálja, a keletkező szabad elektron elindul az anódszál felé. (A nagyságrendekkel nehezebb pozitív ion is elindul a katódfal felé, csak sokkal lassabban.) Gamma-foton képes szabad elektront kelteni közvetlenül a katódfalból is.

Az anódszál által begyűjtött elektronok mennyisége (a mért áramerősség) függ a kamrára kapcsolt feszültségtől. A feszültséget változtatva, az ionizációs kamra működése többször is megváltozik (**27. ábra**).

Az első, *rekombinációs tartományban* a feszültség nem gyorsítja fel eléggé az elektronokat, azok a gáz molekuláival ütközve találkozhatnak a pozitív ionokkal, s így az eredeti elektronoknak csak kis része jut el az anódra.

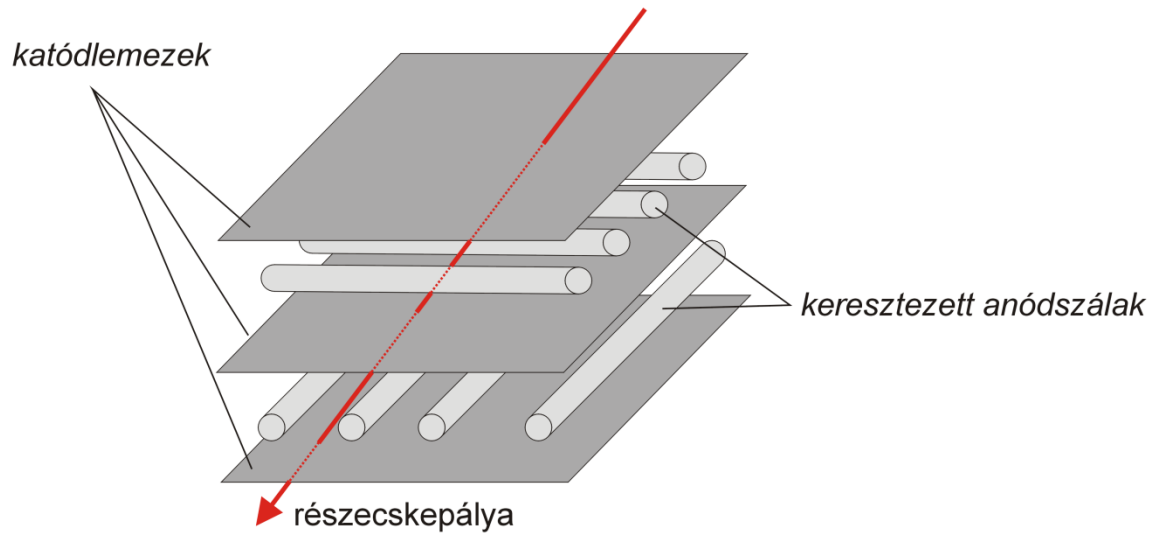
A következő, az *ionizációs kamra tartományában* már minden keletkező elektron eljut az anódra, ezért nem változik az áramerősség a feszültség kis mértékű növelésével.

Magasabb feszültség hatására a keletkező elektronok annyira felgyorsulnak, hogy már maguk is képesek lesznek ionizálni; az általuk keltett *másodlagos elektronok* száma függ az eredeti, *primer elektron* energiájától, közvetve tehát a beeső radioaktív sugárzás típusától és energiájától. Ez a *proporcionális tartomány*.



27. ábra. Ionizációs kamra általános áram-feszültség karakterisztikája

A *proporcionális számlálók* itt működnek. Elkészíthetők sík katódlemezekkel és keresztvezetett anódszálakkal is, ekkor a részecskék áthaladási helye is meghatározható.



28. ábra. Proporcionális számláló keresztezett anódszálakkal

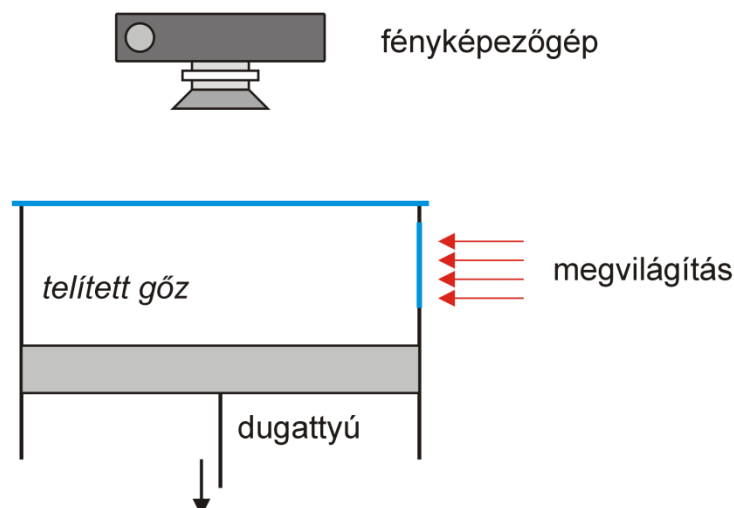
Még nagyobb feszültség hatására a primer elektronok akkora energiára tesznek szert, hogy a töltőgáz molekuláival ütközve egész elektron- és fotonlavinát indítanak el. A folyamatnak csak az szab határt, hogy a lassú pozitív ionokból elegendő számú gyűlik össze ahhoz, hogy gátolják az elektronok haladását. Ez a *Geiger-Müller tartomány*. (*GM-cső*, *GM-számláló*.) A folyamatot önhatárolóvá lehet tenni. Például úgy, hogy a keletkezett áramot nagyfogyasztón vezetik keresztül, ezáltal leesik a feszültség, s egy időre az eszköz kiesik a Geiger-Müller tartományból. Így egy részecske egy áramimpulzust hoz létre. Mivel egyetlen becsapódó alfa-, béta- vagy gamma-részecske is létrehozza az elektronlavinát, ezért a GM-számláló nem tesz különbséget a sugárzás típusa vagy energiája szerint, de igen nagy megbízhatósággal jelez minden radioaktív eseményt. Ezért ez az egyik legkedveltebb kéziműszer. Szokványos GM-számlálóval elsősorban béta-sugárzás detektálható, gamma-kvantumok detektálását csak kis határfokkal végzi, az alfa-részecskék pedig csak a detektor belsejében elhelyezett sugárforrás esetén mérhetők. BF_3 -os gázkeverékkel feltöltve neutronsugárzás mérésére is alkalmas. (38. képlet)

A feszültséget még tovább emelve, az ionizációs kamrában a kisülés folyamatossá válik; a rendszer alkalmatlan lesz a mérésre.

A filmdoziméterekhez hasonló felhasználásúak a *termolumineszcens doziméterek (TLD)* vagy a *Luxel doziméterek*. Mindkettő doziméter olyan anyagot tartalmaz,

melyben radioaktív sugárzás hatására elektronok gerjesztődnek, de egy adott, foszforenciára képes szinten csapdázódnak is. A termolumineszcens doziméter esetében az elektronok „kiszabadítása”, azaz a doziméter kiolvasása melegítéssel történik, a Luxel doziméter esetében pedig a kiolvasás megfelelő lézeres megvilágítás hatására következik be (optikailag stimulált lumineszcencia – OSL). Mindkét esetben a kiolvasást kalibrációs mérésekkel kell összevetni. Az eredmények nem azonnal hozzáférhetőek. A filmdoziméterekkel ellentétben a mérés a kiolvasáskor megsemmisül, viszont az így „lenullázott” termolumineszcens vagy Luxel doziméterek újra felhasználhatók. Ha az archiválás fontos, akkor csak a filmdoziméterek jöhetnek számításba, ha elég csak a mért értékeket őrizni, akkor lehetőség van mindhárom doziméter használatára.

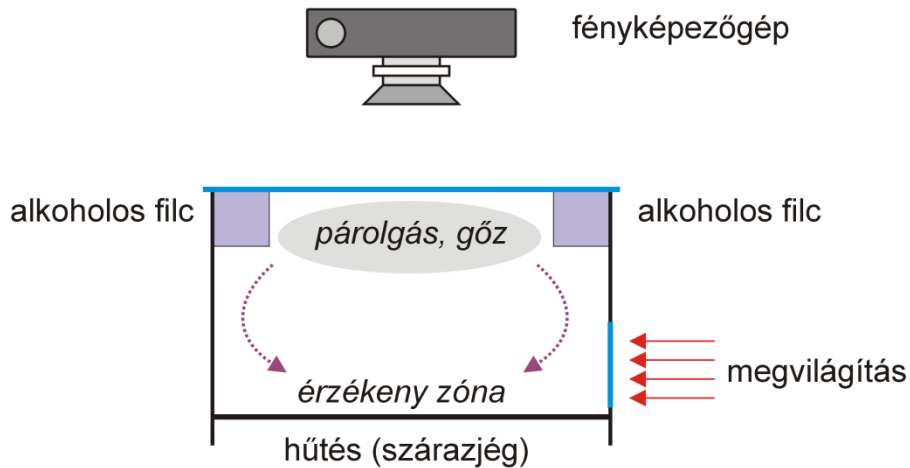
Részecskék pályájának rögzítésére szolgálnak a különböző nyomdetektorok. A legkorábbi ilyen eszköz a *ködkamra*, más néven *Wilson-kamra* (*Charles Thomson Rees Wilson*). A ködkamra egy nagyobb méretű dugattyú, aminek a felső lapja üveg, és oldalról be lehet világítani (**29. ábra**). Az elzárt térben gőz található. Amikor a dugattyú hirtelen lefelé mozdul, akkor az elzárt gáz adiabatikusan kitér, lehűl. A gőz túltelítetté válik. A behatoló ionizáló sugárzás keltette ionok a pálya mentén kondenzációs magokként viselkednek; a részecske pályáját vékony ködfonal jelzi.



29. ábra. Wilson-kamra (ködkamra) elvi felépítése

A diffúziós ködkamra (*Alexander Langsdorf*) ugyanezen az elven működik, de a túltelítést más módon hozzák létre. A kamra felső, meleg zónájában párolog a gőz (rendszerint alkohol), majd az lefelé áramlik a kamra alsó részébe, amit alulról

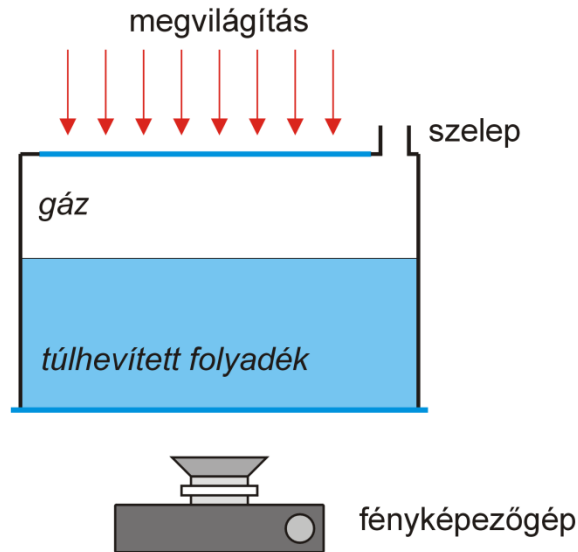
erőteljesen hűtenek (többnyire szárazjéggel). Így az alsó lemez feletti néhány centiméteres térrészben állandó túltelítettség alakul ki. A jelenségek nyomon követése nincs egy dugattyú mozgásához kötve; a fényképezés bármikor lehetséges.



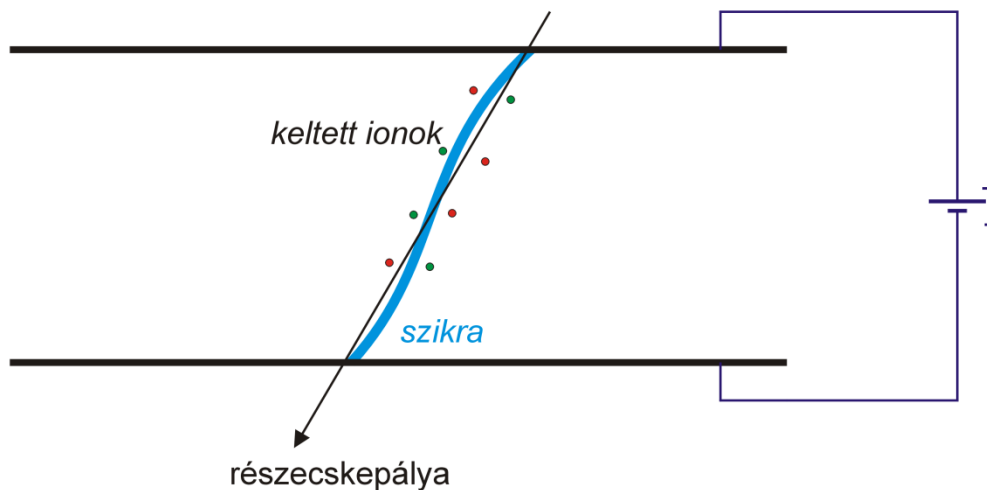
30. ábra. Diffúziós ködkamra elvi felépítése

Hasonló elven működik a buborékkamra (*Donald Arthur Glaser*). A kamrát, majdnem teljes térfogatában, átlátszó folyadék tölti ki. A folyadékot – túlnyomás alatt – a forráspont fölé hevítik. Amint a szeleppel kiengedik a gáz egy részét, s ezzel megszüntetik a túlnyomást, a forrás a folyadék belsejében megindul. A forrás kezdőpontjai a sugárzás által keltett ionok lesznek; a részecskék pályáját nagyon vékony buborékfonalak (habfonalak) jelzik. A nagyobb anyagsűrűség miatt a buborékkamra érzékenyebb, mint a ködkamrák; felépítéséből adódóan nagy méretekben is el lehet készíteni, s így nagy energiájú részecskék detektálására is alkalmas.

Részecskepályák megjelenítésére alkalmas a *szikrakamra* is. A felépítése egyszerű. Két párhuzamos fémlap van elhelyezve egy semleges gázzal kitöltött elzárt térben. A lemezekre kapcsolt feszültség még éppen nem okoz kisülést. Ionizáló sugárzás hatására a semleges gázban a részecskepálya mentén keletkező ionok közreműködésével a két lemez között már létrejön a kisülés.



31. ábra. Buborékkamra elvi felépítése



32. ábra. Szikrakamra elvi felépítése

A szilárdtest nyomdetektorok is részecskék pályáit jelenítik meg. A nagy energiájú részecskék (α -részecskék, protonok, stb.) egyes szilárd anyagok felületébe csatornákat vájnak, melyek folyékony marató szerekekkel kiszélesíthetők, s így mikroszkóppal megfigyelhetők.

A nagyon nagy energiájú részecskék pályáját a Cserenkov-effektus alapján is lehet követni. Ha egy részecske nagyobb sebességgel halad egy adott közegben, mint az ott érvényes fénysebesség, akkor a részecske mögött megjelenik egy fénykúp – hasonlóan a szuperszonikus repülő hangkúpjához. A Cserenkov-detektorok vagy Cserenkov-számlálók ezt a jelenséget használják fel.

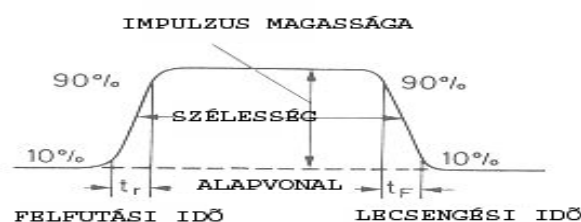
2.3 Mérőeszközök és jellemzőik (Pátzay György)

A modern detektorok többféle információt szolgáltatnak a detektált sugárzásról elektromos jel formájában [1]. Ezekhez az információkhoz csak a mérési jel(ek) további feldolgozásával juthatunk hozzá. Például a beérkező jelek szétválogathatók amplitúdó szerint az energiaszelektív számláláshoz. A következőkben röviden ismertetjük a legfontosabb logikai lépéseket és mérés technikákat a nukleáris mérések és mérőműszerek összeállításához. Mára már a nukleáris elektronika nagymértékben szabványosított és moduláris formában alkalmazható. Ilyen moduláris rendszerek a jól ismert NIM és CAMAC rendszerek.

Elsőként röviden ismertetjük az impulzus jeleket és azok jellemzőit.

2.3.1 Impulzus jelek és azok jellemzői

A nukleáris elektronikában az információ leggyakrabban impulzusok (feszültség- és áramimpulzus) formájában érkezik. Az információt az impulzus egy vagy több jellemzője hordozhatja, például az impulzus polaritása (pozitív vagy negatív), amplitúdója, alakja, előfordulása az időben egy másik impulzushoz képest stb. Egy ilyen impulzus jel legfontosabb jellemzőit mutatja a **33. ábra**.



33. ábra. Jelimpulzus jellemzői

A nukleáris elektronikában leggyakrabban negatív polaritású jelekkel dolgozunk, de előfordulnak pozitív polaritású jelek is. A továbbiakban pozitív és negatív polaritású jelek kezelésével kapcsolatos eljárásokat mutatunk be. A jel lehet áram- vagy

feszültségimpulzus az idő függvényében. A jel időtartománya a másodperc milliomod, vagy milliárdod része (μs , ns). Az impulzusjel fontosabb jellemzői:

Alapvonal: az a feszültség, vagy áramérték, melyre az impulzus visszatér (általában 0).

Impulzus magasság vagy amplitúdó: az alapvonal és az impulzus maximális magasságának távolsága.

Jelszélesség: az amplitúdó félmagasságánál mért jelszélesség, félérték szélesség (FWHM).

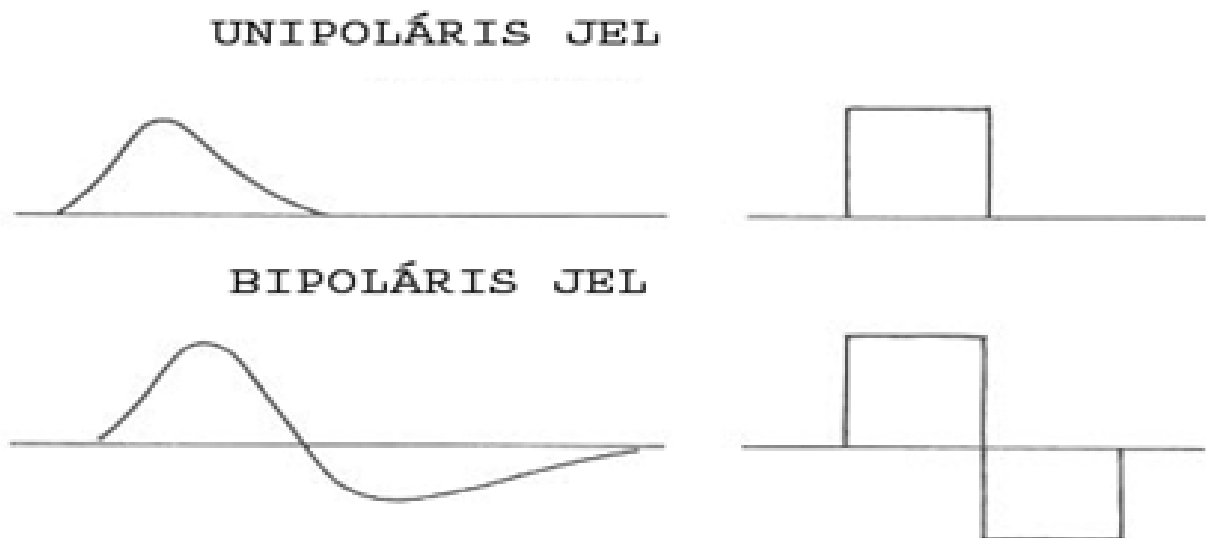
Felfutó él: az időben először jelentkező jelnövekedés.

Lecsengő él: a jelet lezáró jelcsökkenés.

Felfutási idő: az az időtartam, melynek során az időben növekvő jel az amplitúdó 10%-ról 90%-ra növekszik .

Lecsengési idő: az az időtartam, melynek során az időben csökkenő jel az amplitúdó 90%-ról 10%-ra csökken.

Unipoláris és bipoláris jel: ha jel lefutásában keresztezi az alapvonalat és negatív feszültség, vagy áram értéket vesz föl bipoláris jelről beszélünk. A **34. ábra** mutatja az unipoláris és a bipoláris jeleket. Mindkét jeltípus előfordul a nukleáris elektronikában.



34. ábra. Unipoláris és bipoláris impulzus jelek

Természetesen a jelek nagymértékben torzulhatnak.

Analóg és digitális jelek

Az impulzus jelek az információt analóg és digitális formában hordozhatják. Az analóg jel folyamatosan változó jel, az információt a jellemzői (amplitúdó, jelalak stb.) hordozzák. Például a szcintillációs detektor jelének amplitúdója arányos a detektorban elnyelődött energiával. Ezzel szemben a digitális, vagy logikai jel csak adott szinteket vehet fel, így az információ mértéke számolható. Például a Geiger-Müller számláló jele két állapotú lehet, van jel, vagy nincs jel (igen/nem, yes/no). Hasonlóképpen elképzelhetünk egy tíz-fokozatú négyszöghullám jelet, mely csak 0, 1, 2, 3, ... 9V feszültség-amplitúdót vehet fel és ezzel a jellel egy 0 és 9 között változó decimális egész szám fejezhető ki. Az egyszerűség miatt a gyakorlatban minden logikai jel csak két szinten jelentkezhet: van jel (1) és nincs jel (0), mely kettes-számrendszerben fejezhető ki. Általában a detektorokból származó analóg jeleket átalakítják digitális jelekké, analóg digitális átalakítókkal, konverterekkel (ADC). A beérkező analóg jelet először egy jelvizsgálóra, ún. diszkriminátorra vezetik, mely megállapítja, hogy a jel amplitúdója elér-e egy adott amplitúdót. Amennyiben az adott amplitúdót a jel meghaladja végrehajtják az analóg jel digitalizációját az analóg-digitális konverziót. Ellenkező esetben a jelet nem veszik figyelembe. A digitalizált jelet megszámojják.

Lassú és gyors jelek

A gyors impulzus jelek felfutási ideje nanoszekundum nagyságrendű, míg a lassú jeleknél ez az érték 100 ns fölötti érték. A gyors jelek fontosak az időmérési és nagy beütésszámú alkalmazásokban. A lassú jelek általában zajra kevésbé érzékenyek és spektroszkópiai alkalmazásokban jobb amplitúdó információt szolgáltatnak. A gyors jelek sokkal könnyebben torzulhatnak az ún. parazita jelektől, melyek a zavaró ellenállásokból, kapacitásokból és induktivitásokból származnak. A gyors jelek könnyebben torzulnak az összekötő kábelekben is. Ezért eltérő elektronikát alkalmaznak a gyors és a lassú jelek kezelésénél.

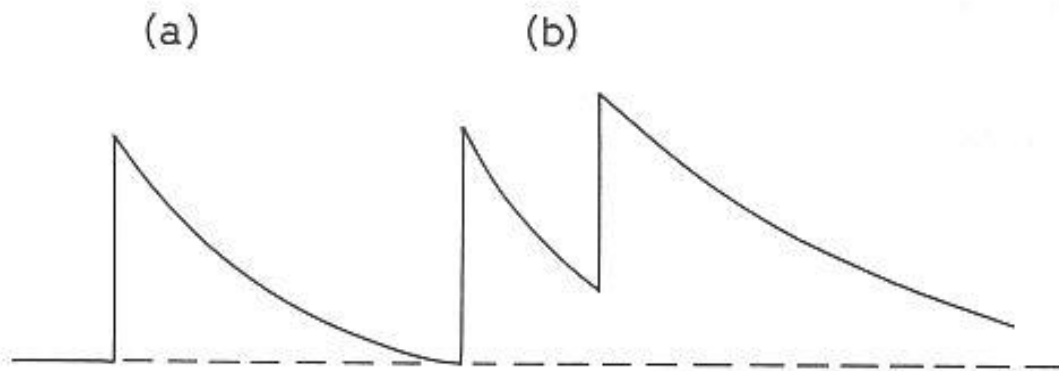
Nukleáris elektronika az impulzus jelek kezelésére

A detektorokból beérkező impulzus jeleket a nukleáris elektronika speciális eszközeivel alakítjuk át mennyiségi és minőségi információvá. Ilyen információ lehet adott mérési idő alatt összegyűjtött beütésszám (beütés/idő counts per minute-cpm, counts per second-cps), sugárszint, dózis, spektrum stb. Az impulzus jelek kezelését, alakítását az alábbi eszközökkel végzik.

Előerősítők

Az előerősítők feladata a detektorról érkező gyenge impulzus jelek felerősítése és a mérőkábelen keresztül eljuttatása a mérőberendezés további egységeihez. Az előerősítőket detektorhoz a lehető legközelebb helyezik el, így a gyenge jel rövid kábelon jut az előerősítőbe és kóbor mágneses erőterek zavaró és a kábel gyengítő hatása kevésbé érvényesül. A szcintillációs detektoroknál már jelentős erősítés lép fel az előerősítő előtt. Az előerősítők között megkülönböztetünk feszültség-érzékeny, áram-érzékeny és töltés-érzékeny előerősítőket. A nukleáris detektoroknál az utóbbi kettő típus fordul elő. A feszültség-érzékeny előerősítő a bemeneten megjelenő feszültségjelet erősíti. Mivel a legtöbb nukleáris detektor töltéseket produkál ez a feszültség a detektor belső kapacitív ellenállásán alakul ki, ezért fontos, hogy ez a detektor kapacitás a mérés során állandó legyen. Ugyanakkor félvezető detektoroknál a kapacitás értéke változik a hőmérséklettel, ezért nem tanácsos ilyen előerősítőt alkalmazni félvezető detektorokhoz. A félvezető detektorokhoz (és gyakran a többi detektor típushoz is) töltés-érzékeny előerősítőket alkalmaznak. A töltés-érzékeny előerősítők esetén a bejövő töltés egy kondenzátorba jut, melyet onnan el kell távolítani. Ennek legegyszerűbb módja a töltések lassú kisütése egy ellenállás visszacsatolású áramkörrel. Ez egy exponenciális lefutású impulzust eredményez, ahogy azt a **35. ábra** mutatja.

Precíziós spektroszkópiai méréseknél optikai visszacsatolást alkalmaznak az előerősítőhöz.

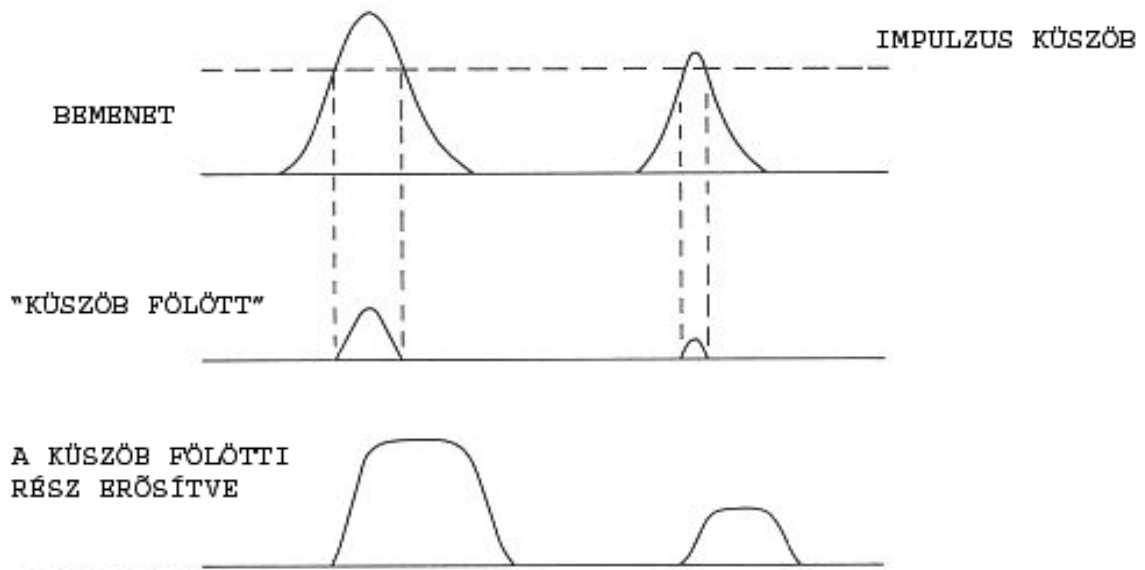


35. ábra. a) előerősítő exponenciális lefutású impulzusa, b) a második impulzus „ráült” az első impulzus végére

Erősítők

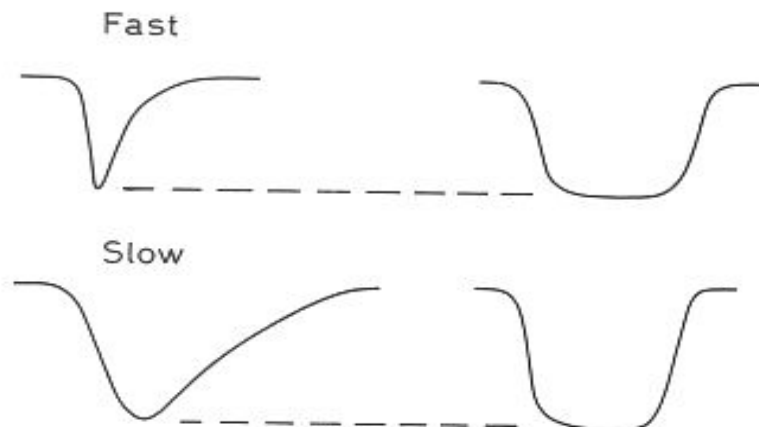
Feladatuk az előerősítőből érkező jel erősítése és a megfelelő jelalak kialakítása a további jelkezeléshez. Mindkét esetben a jelben lévő információ nem sérülhet. Ha időfüggő információ szükséges gyors válasz szükséges, ha az információ az impulzus amplitúdó, akkor szigorú arányosság szükséges a bemenő és erősítés után kijövő jelek amplitúdói között (linearitás). Spektroszkópai erősítők esetén az egyik legfontosabb faktor a jelalak. Általában az előerősítőből jövő jel egy hosszú lecsengéssel rendelkező exponenciális alakú jel néhány mikroszekundum és 100 mikroszekundum között. Az impulzus amplitúdója arányos az energiával. Ha egy T időponton belül egy második jel is érkezik, az „ráül” az előző jel lecsengő „farok” részére és amplitúdója megnövekedik és a jel által hordozott információ torzul. Ez az impulzus jelek „egymásra ülése”. Ez elkerülhető, ha a számlálási sebesség kisebb mint $1/T$ (cps), vagy ha a jel lefutó végét (farkát) átfarmáljuk. Másik ok a jel átfarmálására a jel/zaj viszony optimalizálása. Egy adott zaj spektrum esetén általában létezik egy optimális jelalak, melynél a jelet a zaj legkevésbé zavarja. A Gauss-görbe, vagy háromszög-alakú impulzusok előnyösebbek.

Speciális erősítők a *küszöbimpulzus erősítők* (biased amplifiers). Ezek csak egy adott szint fölötti jelrészeket válogatják ki és erősítik fel, ahogy azt a **36. ábra** mutatja.



36. ábra Küszöbimpulzus erősítő

Az *impulzus nyújtók* olyan alakformálók, melyek egy analóg jel időtartamát hosszabbítják meg (**37. ábra.**).



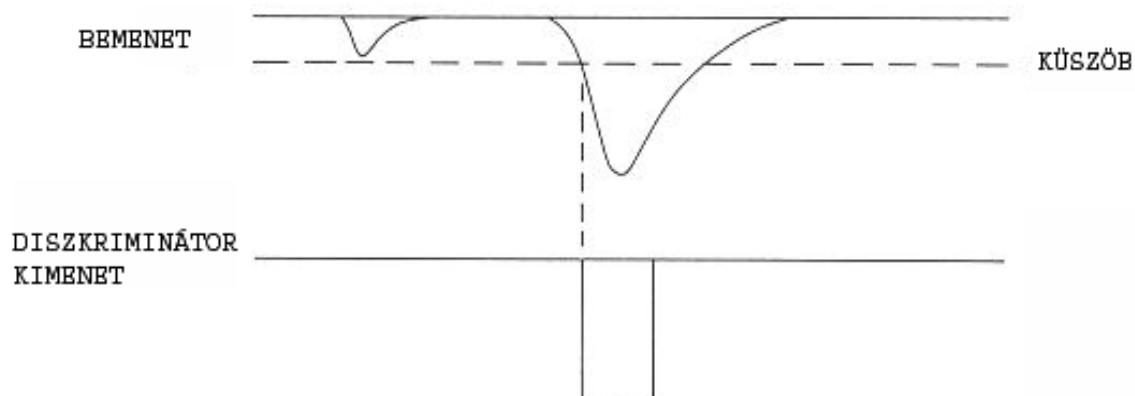
37. ábra. Impulzus nyújtó

A *lineáris áteresztő kapuk* olyan impulzus kapcsolók, melyek a lineáris jeleket akkor engedi át, ha egy másik egybeeső koincidencia jel is jelen van a kapu bemenetén. Minden egyéb esetben a kapu lezár.

Jelosztók olyan aktív áramkörök, melyek egy adott jelet több azonos amplitúdójú és alakú jellé alakítanak és az elektronika különböző részei felé továbbítanak, a *jelösszegzők* pedig több beérkező jel algebrai összegét hozzák létre. A jelosztók és jelösszegzők dolgozhatnak analóg és logikai jelekkel.

A *késleltető vonalak* a koincidenziás méréseknél a jelek késleltetését végzik, ezek részei különböző hosszúságú kábelek.

A *diszkriminátorok* olyan eszközök, melyek csak olyan bemenő jelekre válaszolnak, melyek impulzus amplitúdója nagyobb, mint egy adott küszöbérték. Ha a feltétel teljesül, egy standard logikai jelet bocsát ki, ellenkező esetben nincs logikai jel. Az amplitúdó küszöb értéke helipottal szabályozható. A logikai jel szélessége ugyancsak állítható. A diszkriminátor leggyakoribb feladata a fotoelektronsokszorozóból és más detektor egységből származó alacsony amplitúdójú zajimpulzusok kizárása. A nagy, hasznos jeleket a diszkriminátor logikai jelekké alakítja, ahogy azt a **38. ábra** mutatja.



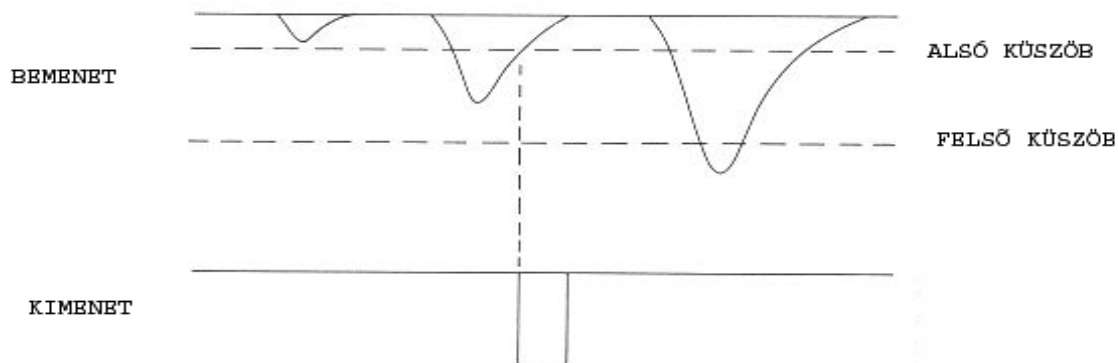
38. ábra. Diszkriminátor

Így a diszkriminátor lényegében egy egyszerű analóg-digitális jelátalakító (analog-to-digital converter ADC). A gyors diszkriminátorok néhány nanoszekundumonként érkező jelek kezelésére alkalmasak.

Az *alakformálók* különböző szélességű és amplitúdójú jeleket fogadnak és ezeket rögzített szélességű és standard szintű logikai jelekké alakítják.

A *differenciális diszkriminátor (DD)* egy olyan eszköz, mely a bejövő analóg jeleket amplitúdójuk szerint szétválogatja. A diszkriminátorhoz hasonlóan rendelkezik egy alsó küszöbértékkel, melynél kisebb amplitúdójú jeleket kizárja, de emellett rendelkezik egy felső küszöbértékkel is, melynél nagyobb amplitúdójú jeleket

ugyancsak kizárja. Tehát, csak egy az alsó és a felső küszöbérték által kialakított „ablakba” eső amplitúdójú jeleket vesz figyelembe és ekkor egy standard logikai jelet generál. Ezt mutatja a **39. ábra**.



39. ábra. Differenciális diszkriminátor (DD)

Az olyan detektoroknál, ahol a kimenő jel arányos az energiával a differenciális diszkriminátorral *energiaspektrum* mérhető úgy, hogy egy keskeny rögzített ablakkal „végigkocsizunk” a teljes impulzus magasság mentén. Az egyes ablak pozícióknál kapott időegységre eső relatív beütésszámokat ábrázolva az ablak pozíciók függvényében a spektrum hisztogrammjához jutunk. A differenciális diszkriminátorok általában három üzemmódban működhetnek, bár nem mindegyik képes minden üzemmódra.

Az egyik a *normál vagy differenciális üzemmód*. Ebben az esetben az alsó küszöbérték (lower level, LLD) és a felső küszöbérték (upper level ULD) szintek külön-külön állíthatók.

A második üzemmód az *ablak üzemmód*. Ebben az esetben az alsó küszöbérték és az ablakszélesség állítható, így az ablakszélesség állandó marad az alsó küszöb mozgatásával. A spektrum analízishez ez a legmegfelelőbb üzemmód.

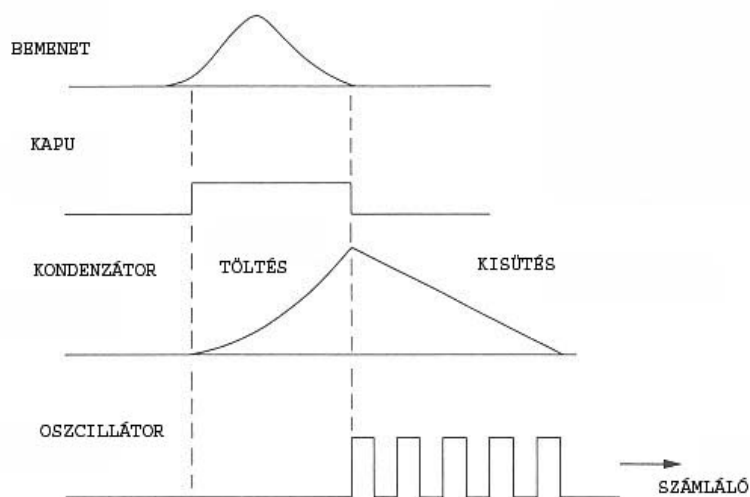
A harmadik üzemmód az *integrális üzemmód*. Ebben az esetben csak alsó küszöbérték van.

Az impulzus amplitúdó analízátorok működésében a küszöbértékek stabilitása és linearitása rendkívül fontos. Az *integrális linearitás* a szabályozott és a valódi küszöb feszültség értékek között megfigyelt maximális eltérést fejezi ki a maximális bemenő feszültség százalékában. Legalább ilyen fontos a *differenciális linearitás*,

mely az ablak érték maximális változását fejezi ki az átlagos ablakszélesség százalékában.

Analóg-digitális átalakítók (Analog-to digital converters ADC)

Az ADC olyan eszköz, mely egy analóg jelben található információt azzal ekvivalens digitális formává alakítja át (**40. ábra**). Például ha a bemeneti impulzus 0-10 V között változik az ADC kimenete 0-1000 digitális számjegy között változhat. Természetesen a legtöbb ADC bináris számrendszerrel dolgozik. Az ADC berendezések vagy a feszültségimpulzust digitalizálják, vagy a teljes árammennyiséget integrálják, utóbbi gyorsabb de működéséhez egy áramgenerátor szükséges. A legismertebb ADC típus a Wilkinson-féle ADC, ahol a töltésekkel egy kondenzátort töltenek fel, majd állandó sebességgel kisütik. A kisütés kezdetekor egy állandó frekvenciájú órajelet indítanak el és a teljes kisülésig számolják az órajeleket, melyek száma arányos a kondenzátor töltésével. A másik ismert ADC típus az úgynevezett felezési módszerrel működik.

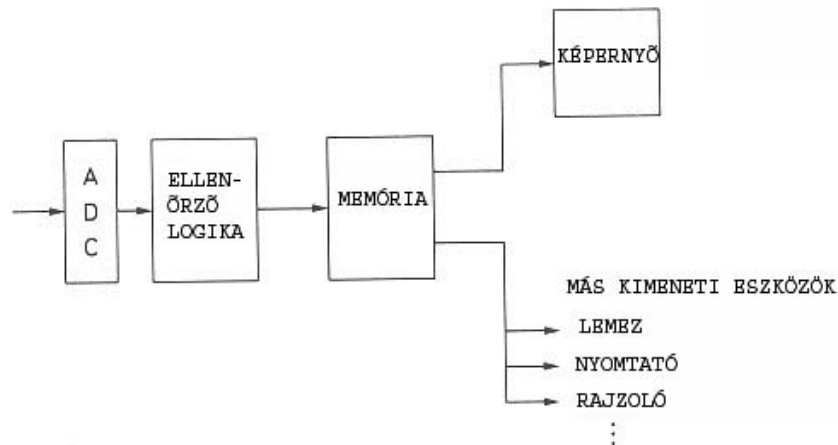


40. ábra. Analóg digitális átalakító (ADC)

Sokcsatornás analízátorok (Multichannel Analyzer, MCA)

A sokcsatornás analízátorok olyan eszközök, melyek a beérkező impulzus jeleket amplitúdó szerint szétválogatják és mindegyik amplitúdó tartományba jutó beütésszámot egy sokcsatornás tárolóba tárolják. Az differenciális diszkriminátorral

szelektált bejövő impulzusokat ADC-vel digitalizálják és az amplitúdóval arányos csatorna tartalmát eggyel növelik (**41. ábra**). A sokcsatornás analizátorok 1024, 2048, 4096, 8192 stb csatornával rendelkeznek.



41. ábra. Sokcsatornás analizátor (MCA)

Számláló (Scaler)

A számláló olyan berendezés, mely megszámolja a bemenetén jelentkező impulzusokat és egy kijelzőn megjeleníti a mérési időhöz tartozó impulzusok számát, a beütésszámot. Általában diszkriminátorral, jelalak formálóval és időmérővel rendelkezik.

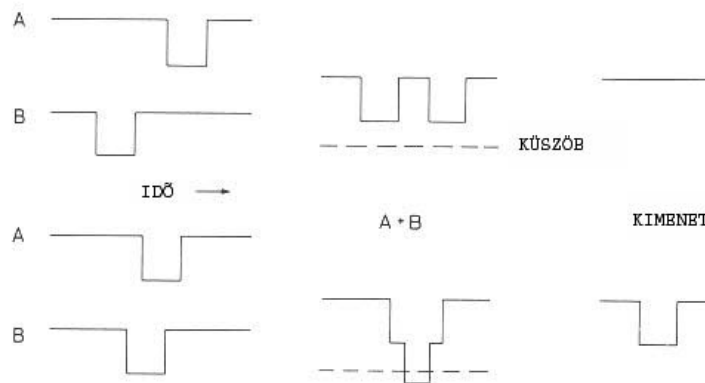
Sugárszintmérő (Ratameter)

A sugárszintmérő olyan berendezés, mely a bemenetére érkező impulzusok időegységre eső átlagos számát jelzi ki folyamatosan például egy skála előtti mutatóval. Az integrálási idő megválasztható, ennek függvényében reagál a kijelző a mért sugárszint ingadozására.

Koincidencia egység

A koindidencia egység meghatározza, hogy kettő, vagy több logikai jel időben egybeesik-e. Egybeesés (kioncidencia) esetén „igaz” logikai jelet, annak hiányában

„hamis” logikai jelet generál. A koincidencia meghatározására számos lehetőség van. Egy ilyen lehetőséget mutat a **42. ábra**.

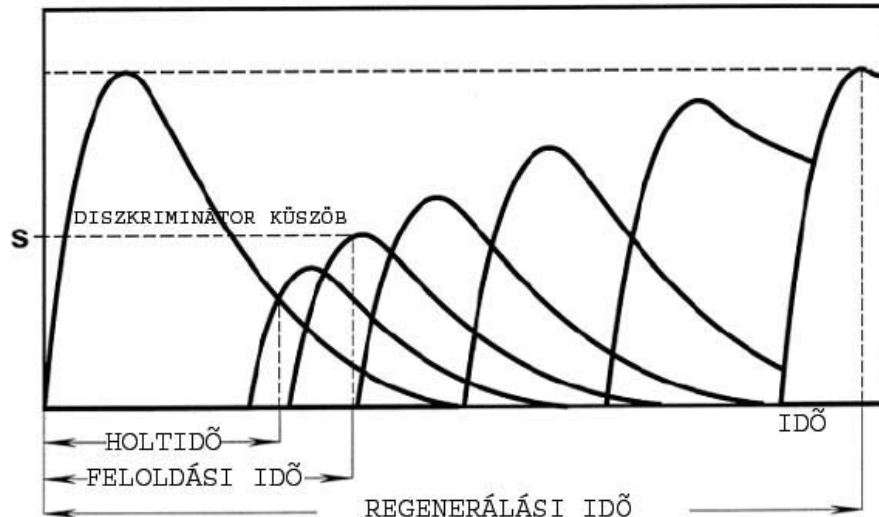


42. ábra. Koincidencia meghatározás impulzusok összegével

A felső két jelet összegezve az eredmény nem haladja meg, az alsó két jelet összegezve pedig meghaladja az adott küszöbszintet. Utóbbi esetben tehát egy koincidencia jelet generál. A koincidencia tulajdonképpen egy logikai „és” kapcsolatnak felel meg.

Holtidő, feloldási idő

Ha a detektorba túl sűrűn érkeznek a sugárzás részecskéi vagy kvantumai, a detektor nem képes detektálni az ún. *holtidő*n belül beérkező újabb részecskét és az nem kerül megszámlálásra. A **43. ábra** mutatja egy Geiger-Müller számlálócsőben keletkező jelsorozatot. A holtidő elteltéig a detektorban nem keletkezik jel, a *feloldási idő* elteltéig a mérőrendszer nem képes jelet számolni (mert a jel amplitúdója a diszkriminátor küszöb alá esik, csak a regenerálási idő eltelte után jelenik meg a teljes amplitúdójú jel.

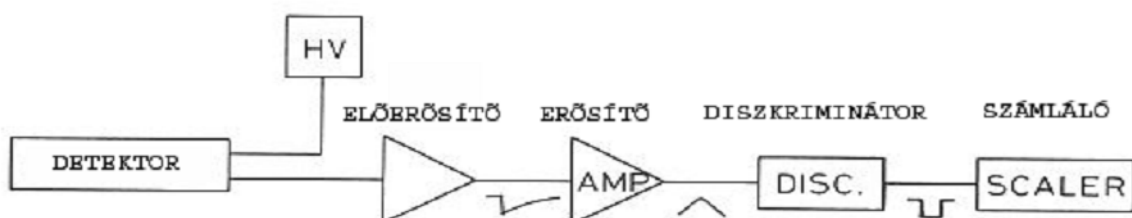


43. ábra. Egy GM-csőben keletkezett impulzusjelek sorozata

2.4 Mérési módszerek (Pátzay György)

2.4.1 Egyszerű számláló berendezés

Alapvető mérés a radioaktivitás mérésében a detektorba érkező sugárzás által kiváltott jelek megszámlálása (44. ábra).



44. ábra Egyszerű számláló berendezés

A detektorból érkező analóg jelet előerősítővel és erősítővel formálják, majd az így kapott jelet diszkriminátorra vezetik, melyben az adott küszöbértéknél nagyobb amplitúdójú analóg jelekhez egy-egy standard logikai jelet generálnak. A generált logikai jel a számlálóra kerül, ahol minden beérkező jelet megszámlálnak. Néhány detektor típusnál, így a szcintillációs detektorok egy részénél a bejövő jel nagy, ezért

nem szükséges erősítő alkalmazása, ekkor a jel közvetlenül a diszkriminátorra kerül. A diszkriminátor egyrészt kiszűri a kis amplitúdójú zaj-jeleket, másrészt alakformálást végez és a számláláshoz megfelelő jeleket állít elő. Fontos, hogy a számláló számlálási sebessége megfeleljen a mérés során fellépő számlálási sebességnek, mert lassú számlálók esetén a mért beütésszám kisebb lesz mint a valódi beütésszám.

2.4.2 Egycsatornás analízátor

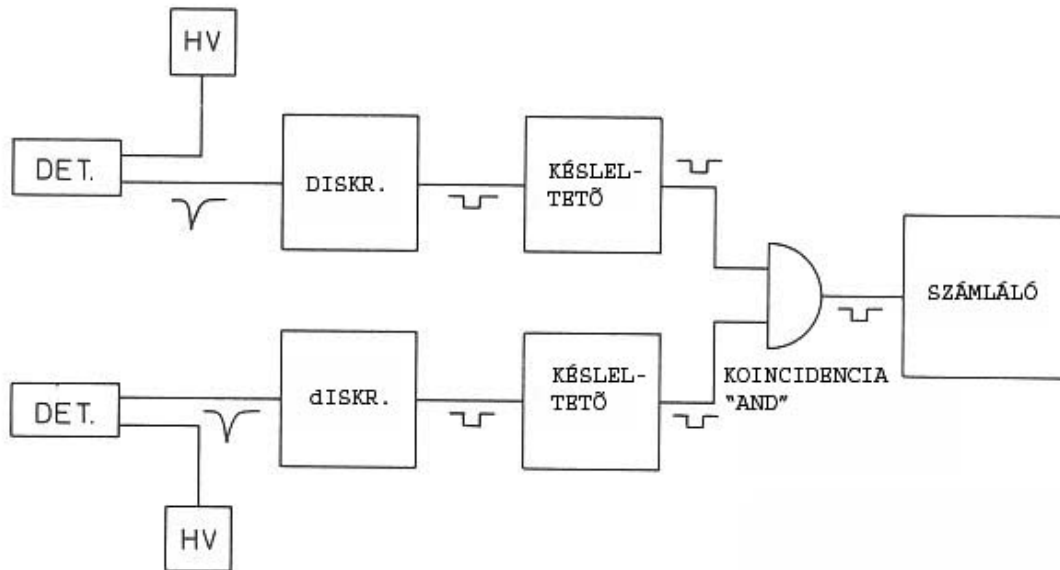
Ha az egyszerű számláló berendezésben a diszkriminátort egy differenciális diszkriminátorral helyettesítjük, akkor egycsatornás amplitúdó analízátort kapunk (**45. ábra**), mellyel adott ablak beállítás mellett amplitúdó szerinti beütésszám számlálás végezhető. Az egycsatornás analízátorral egy gamma spektrum is kimérhető, ha különböző diszkriminátor ablak beállításokkal végigmérjük a vizsgált energia tartományt és meghatározzuk az adott csatornához tartozó beütésszámokat.



45. ábra. Egycsatornás analízátor

2.4.3 Koincidenziás és antikoincidenziás mérés

A **46. ábra** egy egyszerű koincidenziás mérés blokksémáját mutatja. A detektorról érkező analóg jeleket logikai jelekké alakítják és ezeket küldik a koincidenzia egységbe. Két jel egybeesése esetén egy logikai jelet küldenek a kimenetre.



46. ábra. Koincidenciás mérés

Koincidenciás méréseket alkalmazhatnak például vegyes sugárzások (pl. β, γ) két detektorral végzett mérésénél, a zaj kiszűrésénél, folyadék szcintillációs méréseknél, igen kis felezési idők meghatározásánál. A koincidencia mérés ellentettje az antikoincidencia mérés, amikor csak azokból a bejövő impulzusokból lesz számlálási jel, melyek nem esnek koincidenciába egy másik jellel. Ez az eljárás alkalmazható például a háttérsugárzás okozta zaj csökkentésére.

2.4.4 Mérési adatok feldolgozása

Radioaktív sugárzás mérése során az ismételt mérés nem szolgáltat ugyanolyan eredményt. Ennek oka, hogy a radioaktív sugárzás mérése, detektálása statisztikus ingadozással terhelt. A radioaktív bomlás maga és a detektálás is statisztikus jellegű, ezért sohasem egy mérést végzünk, hanem páratlan számú mérési sorozatot, melyből valamilyen átlagot (súlyozatlan, vagy súlyozott számtani átlag) és az egyes mérések átlag körüli ingadozásának, szórásának jellemzésére valamilyen szórási jellemzőt (korigált empirikus szórás) számítunk. Nem alkalmazható ez a módszer, ha: a radionuklid rövid felezési idejű, vagy ha kis aktivitások mérésénél hosszú mérési időt alkalmazunk

A radioaktív sugárzások detektálása során három fontos hibatípus jelentkezésével kell számolnunk: *a durva hibákkal, a szisztematikus hibákkal és a véletlenszerű, vagy statisztikus hibákkal.*

A *durva hiba* akkor lép fel, ha valamilyen alapvető hiányosság, meghibásodás, félreértés lép fel a mérés során. Ilyen hiba lehet például, ha gamma spektroszkópiás mérésnél a nagyfeszültségű tápegységet elfelejtjük bekapcsolni és úgy indítjuk el a mérést. Általában a durva hiba jelenléte könnyen felismerhető.

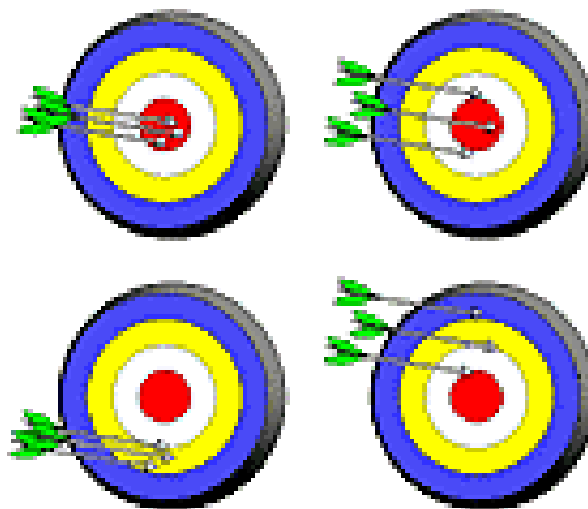
Sokkal alattomosabbak a *szisztematikus hibák*, melyek általában egy irányban tolják el mérés eredményét. Például az energia, vagy hatásfok szerint rosszul kalibrált sokcsatornás analizátorral végzett mérés hibás, eltolt eredményt ad a minőségi elemzésre és a mennyiségi elemzésre is. A szisztematikus hibák kimutatása és kiküszöbölése kalibrálással végezhető el.

A jól beállított mérőkészülékeknél *véletlenszerű, statisztikus hibák* léphetnek fel. Ezek számos egymástól független folyamatok kismértékű ingadozásából származnak és az eredő hatásuk jelentkezik. Például az elektronikai egységek (tápfeszültség, erősítő, diszkriminátor, számláló stb.) tulajdonságainak ingadozása statisztikus ingadozást okoz. A radioaktív bomlás időbeni ingadozása közelítőleg az ún. Poisson eloszlással írható le. Ehhez az ingadozáshoz adódnak hozzá a mérő berendezés elektronikájának ingadozásai.

A radioaktív bomlás statisztikus jellegű. A bomlás időfüggését leíró $N_t = N_{t0}e^{-\lambda t}$ összefüggés csak egy valószínűséget ad meg.

Mérési hiba: a mért és a tényleges (leggyakrabban nem ismert) érték közötti eltérés. Fontos dolog megkülönböztetni egy mérési sorozat eredményének értékelésekor a pontosság és a precizitás fogalmát. Ezt magyarázza a **46. ábra**.

- a) *Pontos és precíz; b) pontos de nem precíz;*
c) *pontatlan de precíz; d) pontatlan és nem precíz*



47. ábra. Analógia: céllövés egy céltáblába.

A mért beütésszámok (N_i) egyszerű súlyozatlan átlagát és az egyes mérési pontok átlagtól számított empirikus szórását a következő összefüggésekkel számíthatjuk:

$$\bar{N} = \frac{\sum_{i=1}^n N_i}{n}$$

1. képlet

$$s = \pm \sqrt{\bar{N}} \approx \sqrt{N_i}$$

$$s = \pm \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2}{n-1}}$$

2. képlet

Az első szórás számító összefüggéssel csak a bomlásból adódó, míg a második összefüggéssel a bomlásból adódó, valamint a mérőberendezés ingadozásából adódó hibákat becsülhetjük. Ha a kétféle módon számított szórás nagyjából egyezik, akkor a mérőberendezés hibája elhanyagolható a bomlási ingadozásból adódó hibához képest.

A relatív hiba (V) a szórás átlagértékhez viszonyított százalékos aránya. Ha csak a bomlásból adódó szórást vesszük figyelembe:

$$V(\%) = \frac{\sqrt{\bar{N}}}{\bar{N}} \cdot 100 = \frac{1}{\sqrt{\bar{N}}} \cdot 100$$

3. képlet

Ha m db n mérésből álló mérést végzünk a mérésátlagok is szórnak. Ekkor az átlagok szórása:

$$s_x = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2}}{m(n-1)}$$

4. képlet

Egy radioaktív beütésszám mérési sorozat vagy mérés eredményét tehát az alábbi formában adjuk meg:

5. képlet **Beütésszám** = $\bar{N} \pm s = \bar{N} \pm \sqrt{\bar{N}}$

azaz csak a bomlás ingadozásából származó hibát tüntetjük fel. Mivel a beütésszámot adott mérési idő (T_m) alatt mérjük az eredmény *számlálási sebesség* :

6. képlet **számlálási sebesség** = $\frac{\bar{N}}{T_m} \pm \frac{\sqrt{\bar{N}}}{T_m} = I \pm \frac{\sqrt{I}}{T_m}$

ahol \bar{I} a számlálási sebesség átlag értéke. Az így megadott szórás megfelelően jellemzi e mérés hibáját, ha a mért beütésszám nagy a háttér beütésszámhoz képest. Ha azonban a mért háttér beütésszám nem hanyagolható el a mért beütésszámhoz képest, akkor a háttér beütésszámot is figyelembe kell venni. Ebben az esetben a nettó beütésszám (bruttó beütésszám-háttér beütésszám) szórását a következő módon számítjuk:

7. képlet $s_{nettó} = \sqrt{s_{bruttó}^2 - s_{háttér}^2} = \sqrt{\frac{\bar{N}_{bruttó} + \bar{N}_{háttér}}{T_{bruttó}^2} + \frac{\bar{N}_{háttér}}{T_{háttér}^2}} = \sqrt{\frac{\bar{I}_{bruttó}}{T_{bruttó}} + \frac{\bar{I}_{háttér}}{T_{háttér}}}$

Az eredmény számlálási sebesség pedig:

8. képlet **számlálási sebesség** = $\bar{I}_{nettó} \pm \sqrt{\frac{\bar{I}_{bruttó}}{T_{bruttó}} + \frac{\bar{I}_{háttér}}{T_{háttér}}}$

A számlálási sebességet átszámíthatjuk a minta aktivitás értékévé, ha ismerjük a detektor számlálási hatásokat (ϵ), a minta előkészítés során kinyert radioaktivitás

arányát (P), a sugárzás önabszorpciójának arányát (Ad) és a mérés során fellépő visszaszórás arányát (B):

9. képlet

$$A = \frac{\sqrt{\frac{I_{bruttó}}{T_{bruttó}} + \frac{I_{háttér}}{T_{háttér}}}}{\varepsilon \cdot P \cdot Ad \cdot B} \text{ (dpm)}$$

Ha a beütésszám és háttérmérésre egy adott idő áll rendelkezésre, akkor ezt az időt optimálisan az alábbi összefüggéssel oszthatjuk meg a minta beütésszám mérés és a háttérmérés között.

10. képlet

$$\frac{T_{háttér}}{T_{bruttó}} = \sqrt{\frac{I_{háttér}}{I_{bruttó}}}$$

Példa

Egy 32%-os hatásfokú detektorral 200 percig mérjük egy radioaktív minta beütésszámát, mely 3050 beütés. Mérünk egy 200 perces háttérrel is, az itt mért számlálási sebesség 10 cpm

A nettó számlálási sebesség és a szórása:

$$I = \frac{3050}{200} - 10 = 5,25 \text{ cpm}$$

$$s = \sqrt{\frac{3050/200}{200} + \frac{10}{200}} = 0,36 \text{ cpm}$$

A minta számított aktivitása pedig:

$$A = \frac{5,25 \pm 0,36 \text{ cpm}}{0,32 \text{ beütés/bomlás}} = 16,4 \pm 1,1 \text{ dpm} = 0,27 \pm 0,02 \text{ Bq} = 7,4 \pm 0,5 \text{ pCi}$$

A detektálási küszöbértékeket a háttér számlálási sebességével fejezhetjük ki.

A *minimális detektálható aktivitás* értékét (minimum detectable activity-MDA) a minta beütésszám mérési idejével azonos ideig mért háttér beütésszám szórásának háromszoros értékével fejezzük ki. Az MDA értéknél magasabb mért beütésszám

99,9%-os konfidencia szinten állapítja meg, hogy ez a beütésszám valóságos radioaktivitást fejez ki.

11. képlet
$$MDA = \gamma \cdot 3 \cdot s_{\text{háttér}} = \gamma \cdot 3 \cdot \sqrt{\frac{N_{\text{háttér}}}{T_{\text{háttér}}^2}} = \gamma \cdot 3 \cdot \sqrt{\frac{I_{\text{háttér}}}{T_{\text{háttér}}}}$$

ahol γ korrekciós tényező ($\gamma = \frac{1}{(\varepsilon \cdot P \cdot Ad \cdot B)}$)

A detektálási küszöb pontosabban definiálható, melyben figyelembe veszik annak a kockázatnak a valószínűségét, hogy jelet detektálunk amikor nincs jel (elsőfajú hiba) és annak a kockázatnak a valószínűségét is, hogy nem detektálunk jelet, amikor pedig van jel másodfajú hiba). Definiálták a *minimálisan szignifikáns aktivitást* (*minimum significant activity, MSA*) és a *minimálisan detektálható valódi aktivitást* (*minimum detectable true activity, MDTA*). Az első jellemző az olyan mérésre vonatkozik, melyben nullánál nagyobb aktivitás értéket tudunk mérni, a második pedig arra a valódi aktivitás minimumra vonatkozik, melyet még adott konfidencia szinten detektálni tudunk. Két lehetséges mérési helyzet lehetséges: az első esetben a háttér beütésszám értékét előzetesen pontosan ismerjük, a második esetben ennek pontos értéke előre nem ismert. A legtöbb mérő berendezésre az első eset alkalmazható. Az első esetre definiálható MSA és MDTA értéke, mint:

12. képlet
$$MSA = \gamma \cdot K \cdot \sqrt{\frac{I_{\text{háttér}}}{T_{\text{háttér}}}}$$
 és

13. képlet

$$MDTA = \gamma \cdot \sqrt{\frac{I_{\text{háttér}}}{T_{\text{háttér}}}} \left[K_A + K_B \cdot \sqrt{1 + \frac{K_A}{\sqrt{I_{\text{háttér}} \cdot T_{\text{háttér}}}} + \frac{K_B^2}{4I_{\text{háttér}} \cdot T_{\text{háttér}}}} + \frac{K_A^2}{2\sqrt{I_{\text{háttér}} \cdot T_{\text{háttér}}}} \right]$$

$$\text{ha } \frac{K_A + K_B}{\sqrt{I_{\text{háttér}} \cdot T_{\text{háttér}}}} \ll 1 \text{ akkor } MDTA \cong \gamma \cdot (K_A + K_B) \sqrt{\frac{I_{\text{háttér}}}{T_{\text{háttér}}}}$$

ahol K_A értéke az elsőfajú hiba elkövetésének valószínűségétől, K_B értéke pedig a másodfajú hiba elkövetésének valószínűségétől függő érték, melyeket normális valószínűségi eloszlás esetére a 2. táblázatban mutatunk be.

2. táblázat K_A és K_B értékei

Annak a valószínűsége, hogy elkerüljük az elsőfajú és/vagy másodfajú hibát (%)	K_A és/vagy K_B értéke
99.9	3.00
99.0	2.33
97.5	1.96
95.0	1.64
90.0	1.28

Ha a hibás aktivitás mérés elkerülésének valószínűsége 99,9%, akkor $K_A=3$ és MSA értéke megegyezik MDA értékével.

Példa

Az előző példa adatai alapján:

$$MBA = 3 \left(\frac{1 \text{ Bq} / 60 \text{ dpm}}{0,32 \text{ beütés} / \text{ bomlás}} \right) \sqrt{\frac{10 \text{ cpm}}{200 \text{ min}}} = 0,03 \text{ Bq}$$

Ha úgy az elsőfajú, mint a másodfajú hiba elkerülésének valószínűségét 97.5%-nak választjuk, akkor $K_A=K_B=1,96$ akkor MSA értéke:

$$MSA = 1,96 \left(\frac{1 \text{ Bq}/60 \text{ dpm}}{0,32 \text{ beütés}/\text{bomlás}} \right) \sqrt{\frac{10 \text{ cpm}}{200 \text{ min}}} = 0,02 \text{ Bq}$$

Mivel pedig: $\frac{1,96 + 1,96}{\sqrt{(10 \text{ cpm})(200 \text{ min})}} = 0,088 \ll 1$ így MDTA értéke:

$$MDTA = (1,96 + 1,96) \left(\frac{1 \text{ Bq}/60 \text{ dpm}}{0,32 \text{ beütés}/\text{bomlás}} \right) \sqrt{\frac{10 \text{ cpm}}{200 \text{ min}}} = 0,05 \text{ Bq}$$

Háttér

Ugyancsak ingadozik az időben, ezért külön célszerű mérni és az átlagértékét levonni a mért (bruttó) beütésszámból.

14. képlet

$$N_{\text{nettó}} = N_{\text{mért}} - N_{\text{háttér}}$$
$$s_{\text{mért}} = \pm \sqrt{(s_{\text{nettó}}^2 + s_{\text{háttér}}^2)}$$

Ha a háttér átlaga kisebb mint a mért beütésszám átlagának 10%-a, a háttér levonása elhanyagolható! A háttér beütésszám mérés hibája csökkenthető: hosszabb háttérmérési idő választásával, nagyobb aktivitású minta mérésével, diszkriminátor alkalmazásával.

Felbontási hibák:

Az erősen radioaktív mintákból kilépő nagyszámú részecskét a berendezés nem képes mind megszámolni. A GM-cső feloldási ideje $\sim 200 \mu\text{s}$, a NaI(Tl) detektoré $\sim 2 \mu\text{s}$ beütésenként. Az egyszerű számlálók maximum 10^6 cpm számlálási sebességet bírnak el, az analizátorok lassabbak.

Detektor felbontási hibák:

A legtöbb mérésnél elégséges, ha relatív aktivitásokat határozunk meg, így a hatásfok nem probléma. Hatásfok meghatározás szükséges az abszolút aktivitás meghatározásához. A detektor hatásfok időben és az energia függvényében változhat, ezért rendszeresen ellenőrizni kell. Ezt legegyszerűbben lehetőleg a mért radionukliddal és a mérési geometriával megegyező, kalibrált, ismert aktivitású standarddal végezhetjük el.

Kérdések a 2. fejezethez

1. Mely sugárzás anyaggal való kölcsönhatásánál figyelhető meg a Compton-effektus?

- α
- β
- γ

2. Mely eszköz alkalmas részecskék pályájának megjelenítésére?

- Wilson-kamra
- GM-cső
- ionizációs kamra

3. Ionizációs kamra esetében melyik tartomány alkalmas a beérkező részecske energiájának mérésére?

- rekombinációs tartomány
- Geiger-Müller tartomány
- proporcionális tartomány
- ionizációs kamra tartománya

4. Melyik sugárzás a legnagyobb áthatoló képességű?

- α
- β
- γ

5. Fotoelektron sokszorozó sokszorozási tényezője:

- 10^2-10^4
- $10^{13}-10^{15}$
- 10^5-10^7

Irodalom

W.R. Leo, Techniques for Nuclear and Particle Physics Experiments, Springer Verlag, 1992

BUDÓ Á., MÁTRAI T.: Kísérleti Fizika III.; 1980; Budapest; Tankönyvkiadó; 525:322-340

NAGY L. GY., NAGYNÉ LÁSZLÓ K.: Radiokémia és izotóptechnika; 1997; Budapest; Műegyetemi Kiadó; 592: 115-175, 261-295

http://www.rstp.uwaterloo.ca/info/open_info.htm - Untitled Document

http://en.wikipedia.org/wiki/Gamma_ray - Gamma ray – Wikipedia, the free encyclopedia

<http://ion.elte.hu/~pappboti/radioaktivitas/cimlap/tematika/radioakt/ionizalosugarzas/> -

Ionizáló sugárzás

<http://www.reak.bme.hu/~sukosd/Eloadas03.pdf> - Eloadas03.pdf

http://www.rstp.uwaterloo.ca/info/open_info.htm - Untitled Document

http://www.bipm.fr/en/si/si_brochure/chapter2/2-2/table3.html - BIPM – Table 3

<http://en.wikipedia.org/wiki/Sievert> - Sievert – Wikipedia, the free encyclopedia

<http://www.reak.bme.hu/~sukosd/Eloadas04.pdf> - Eloadas04.pdf

<http://www.kankalin.bme.hu/Dok/radiokemia/radiokemia-III.pdf> - radiokemia-III.pdf

<http://www.uri.edu/radiation/Chapter%2010.pdf> - Chapter 10.pdf

<http://elchem.kaist.ac.kr/vt/chem-ed/optics/detector/pmt.htm> - Photomultiplier Tube

<http://freedom.bph.jhu.edu/Teaching/Techniques2006/handouts/HamamatuPMT> -

HamamatuPMT

<http://web.engr.oregonstate.edu/~higley/NYC%20overheads/7%20%20General%20Principles%20of%20Radiation%20Detection%20-%20NY%202006-final.ppt> - Radiation Detection

Instrumentation Part 1 – Gas Filled Detectors

http://en.wikipedia.org/wiki/Bubble_chamber - Bubble chamber – Wikipedia, the free encyclopedia

http://en.wikipedia.org/wiki/Wilson_chamber - Cloud chamber – Wikipedia, the free encyclopedia

http://en.wikipedia.org/wiki/Radiation_poisoning - Radiation poisoning – Wikipedia, the free encyclopedia

3 Ionizáló sugárzások dozimetriája

3.1 Bevezetés (Divós Ferenc)

A dózismennyiségek az ionizáló sugárzás károsító hatásainak kvantitatív jellemzésére szolgálnak. A hangsúly a károsító hatáson van. Mivel érzékszerveinkkel az ionizáló sugárzásokat nem érzékelhetjük, ezért a dózismennyiségek definíciójának ismerete különösen fontos.

Az ionizáló sugárzások az emberi szervezettel fizikai szempontból ugyanúgy hatnak kölcsön, mint más anyagokkal. (ionizáció, Compton szórás, fotóeffektus, párkeltés, magreakciók). Az elsődleges fizikai hatást az élő szervezetben biokémiai változás követi. Leegyszerűsítve úgy értelmezhetjük, hogy az élő szervezetben elnyelődő sugárzás energiát közöl a bonyolult szerves molekulákkal, melyek kémiai kötéseiben strukturális változásokat okoz. Ezek a biokémiai változások felelősek a bekövetkező biológiai elváltozásokért. Mivel a biológiai károsítás folyamata rendkívül bonyolult, ezért többféle dózismennyiség használatos. Az elsődleges fizikai hatást méri a besugárzási dózis és az elnyelt dózis. A dózis egyenérték a biológiai károsításra jellemző. A dózismennyiségeknek két mértékegysége ismeretes: az úgynevezett régi (cgs alapú) és az SI egységek. A következőkben részletesen ismertetjük az egyes dózismennyiségeket.

3.2 Dózis fogalmak, dózismennyiségek és egységek (Divós Ferenc, Somlai János)

Elnyelt dózis (D):

Bármely ionizáló sugárzásra vonatkozóan a besugárzott anyag térfogatelemében elnyelt energia és a térfogat tömegének hányadosát elnyelt dózisként nevezzük. Differenciális alakban:

$$D = \frac{dW_e}{dm} = \frac{1}{\rho} * \frac{dW_e}{dV}$$

ahol:

dW_e az elnyelt, (ill. a keletkező ún. szekunder részecskék egyensúlya esetén a közölt) energia,

dm a dV térfogatelem tömege és ρ az anyag sűrűsége.

Mivel a sugárzás elnyelődése rendszerint sztochasztikus folyamat, pontosabb meghatározás szerint a W_e az elnyelt energia várható értéke. Az elnyelt dózis méréséhez, számításához figyelembe kell venni az esetleges magátalakulások során felszabaduló energiát is. Az elnyelt dózis SI egysége a *gray* (ejtsd:gréj); jele Gy, és $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$. (Régi egysége a *rad*, $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$.)

A sugárvédelmi gyakorlatban használják a "szervdózis" fogalmát, mely egy szövetben vagy szervben az átlagos elnyelt dózis.

Az elnyelt dózis a fizikában egy jól meghatározott fogalom és elvben mérhető, igaz mérése a kis értékeknél nehézséget jelent. Mindenféle ionizáló sugárzásra és elnyelő anyagra vonatkozhat, sőt a nem ionizáló sugárzások esetén is alkalmazható mennyiség. Az elnyelt dózis időegységre jutó hányadát elnyelt dózisteljesítménynek nevezzük, jele: \dot{D} (idő szerinti differenciáhányados), egysége Gy/s A környezeti ellenőrzéseknél elterjedt egység a nGy/h.

Egyenérték dózis (H_T):

A tapasztalat szerint a károsító hatást az elnyelt dózis mellett a sugárzás típusa (pl. α, β) és energiája is meghatározza. Ezt a tulajdonságot a sugárvédelemben az egyenérték dózis fogalmának bevezetésével vesszük figyelembe. Definíció szerint az R sugárzásból a T szerv, ill. szövet egyenérték dózisa a következő:

$$H_{T,R} = w_R * D_{T,R}$$

ahol:

w_R a sugárzásra (fajtájára, minőségére, energiájára) jellemző súlytényező,

$D_{T,R}$ a T szövetben, az R sugárzásból eredő elnyelt dózis.

A w_R értékét a gamma-sugárzásra definíciószerűen 1-nek vesszük és a többi sugárzást ehhez viszonyítjuk. Ezeket a súlytényezőket eddig csak az emberre vonatkozó sugárvédelemben határozták meg.

Többféle sugárzás egyidejű jelenléte esetén a hatások számtani összegződését tételezzük fel és a T szervre jellemző egyenérték dózis a következő lesz:

$$H_T = \sum_R w_R * D_{T,R}$$

Mivel a w_R súlyozó tényező egy viszonyszám, dimenzió nélküli mennyiség, az egyenérték dózis egysége is J/kg, az elnyelt dózishoz hasonlóan. Az egyenérték dózis egysége azonban speciális nevet kapott, éspedig *sievert*, jele: Sv.

Effektív dózis (E):

A különböző szervek szöveti dózisa, elváltozásai nem egyforma mértékben járulnak hozzá az emberi szervezet egészének károsodásához. Pontosabban, az egész szervezet védelme szempontjából egyes szövetek egyenérték dózisát fontosabbnak tartjuk másokénál. Az egész szervezet védelme szempontjából jellemző ún. effektív dózis a szövetek egyenérték dózisainak súlyozott összege, matematikai alakban:

$$E = \sum_T w_T * H_T$$

ahol:

w_T a testszövetre jellemző ún. szöveti súlytényező.

Az effektív dózis egysége szintén a sievert (Sv). A definíció alapján az effektív dózis megegyezik azzal az egésztestben egyenletes eloszlásban kapott dózissal, mely a késői sugárhatások (daganatos betegségek, öröklődő ártalmak stb.) ugyanakkora kockázatával jár mint a szövetek külön-külön besugárzásával kapott szöveti dózisok együttesen. Ezért egésztest dózis alatt rendszerint effektív dózist értünk. Az elnyelt dózisteljesítményhez hasonlóan használhatók az egyenérték, ill. az effektív dózisteljesítmény mennyiségek is.

További dózismennyiségek

Mivel az effektív dózist az egyenérték dózis alapján határoztuk meg, szintén kevésbé használható a nagy (közel Sv) sugárterhelések jellemzésére. Ezért a nagyobb sugárterheléseket célszerűbb az elnyelt dózissal és a sugárzás fajtájának, ill. energiájának megadásával jellemezni. Más élő szervezetek esetén sem használatos az effektív dózis, bár elviekben nincs akadálya a kiterjesztésnek, pl. más értékű súly

tényezőkkel. Elsősorban az egyenérték dózis és az effektív dózis közelítésére, de a mérések összehasonlíthatósága, reprodukálhatósága, azaz a gyakorlati dozimetria érdekében az ICRU (International Committee on Radiation Units and Measurements) nemzetközi szervezet az emberi törzs méretének és összetételének hasonlóságára bevezette az ún. *ICRU gömb fantomot*. Ennek átmérője 30 cm, sűrűsége 1 g/cm^3 , összetétele: O: 76,2 %, C: 11,1 %, H: 10,1 % és N: 2,6 %. A gömb különböző mélységű helyén, akár különböző irányból, különböző típusú sugárzással végzett besugárzások mellett kapott dózis- ill. dózisteljesítmény értékekkel lehet kalibrálni, hitelesíteni a mérőeszközöket. Az így definiált mennyiségek a *dózisegyenértékek*, melyek egysége a Sv (ill. J/kg).

A terület ellenőrzésnél, akár munkahelyen is használatos a *környezeti dózisegyenérték*

- jele: $H^*(d)$ - amely a sugárzási tér egy adott pontjában elhelyezett ICRU-fantom d mélységében mért dózist jelenti, ha egyirányú a sugárzás, akkor a sugárzás irányával ellentétes oldalon. Erősen áthatoló (γ -) sugárzás esetén $d = 10 \text{ mm}$, gyengén áthatoló (β -) sugárzásnál $d = 0,07 \text{ mm}$ az ajánlott mélység.

A személyi ellenőrzés esetén ajánlott az ún. *személyi dózisegyenérték* - jele $H_p(d)$ használata, mérése a fantomban. A $d = 10 \text{ mm}$ esetén mért érték elsősorban a lágy szövetekre vonatkozó dózist jellemzi, $d = 3 \text{ mm}$ a szemlencse dózis, míg a $d = 0,07 \text{ mm}$ mélység a bőr sugárterhelésének meghatározására alkalmas. Természetesen az így definiált dózisegyenérték mennyiségek alkalmazása az emberi sugárterhelés jellemzésére is vitatható, viszont az igaz, hogy az egyes detektorok, mérőeszközök segítségével hatékonyan összehasonlíthatók különböző típusú sugárzások és sugárzási terek esetén, szinte a földkerekség minden laboratóriumában.

Lekötött egyenérték és lekötött effektív dózis

A szervezetbe került radioaktív anyag - a kémiai összetétele, metabolizmusa stb. függvényében - rövidebb, hosszabb ideig, egy része akár évtizedekig, a szervezetben marad és belülről sugározza azt (belső sugárterhelés). Attól függően, hogy mely szövetekben akkumulálódik, az egyes szervek, szövetek sugárterhelése, s így az effektív dózis is különbözhet a hasonló sugárzási és bomlási paraméterekkel rendelkező nuklidoknál. Elsősorban a hosszabb ideig, évekig a szervezetben maradó radionuklidokból eredő sugárhatás jellemzésére használatos a lekötött dózis (lekötött

elnyelt dózis, lekötött egyenérték dózis stb.) fogalma. A szervezeten belül keletkező sugárzás hatása, szöveti szinten a *lekötött egyenérték dózissal*, az egész szervezet szempontjából pedig a *lekötött effektív dózissal* jellemezhető. A lekötött egyenérték dózis definíciója a következő:

$$H_T(\tau) = \int_0^{\tau} \dot{H}_T(t) dt$$

ahol:

$H_T(\tau)$ a T szövet egyenérték dózisa τ időtartam (a környezeti sugárvédelmi szabályozásban, gyermekeknél 70, felnőtteknél pedig 50 év) alatt,

$\dot{H}_T(t)$ az egyenérték dózisteljesítmény a felvételt követő t időpontban.

Besugárzás, expozíció (besugárzási dózis)

A sugárzás gázban (levegőben) történő ionizációjának egyszerű mérése szempontjából korábban használt, - ma már nem ajánlott - dózis fogalom a röntgen- és gamma-sugárzásra, valamint levegő elnyelő anyagra értelmezett "besugárzási dózis". Differenciális alakban az expozíció:

$$X = dQ/dm$$

ahol:

dQ a dm tömegű levegőben keltett elektromos töltések, ionok mennyisége. Egysége a C/kg (C: coulomb), korábban a röntgen (R) volt és 1 R dózisú sugárzás esetén 1 kg levegőben $2,58 \cdot 10^{-4}$ C egynemű elektromos töltés keletkezik.

Közölt dózis (kerma)

A besugárzási dózis helyett használatos a közölt dózis, ill. a "*levegő- kerma dózis*" fogalom, elsősorban növények kapott dózisának jellemzésére (a "kerma" általánosan használt angol rövidítés: kinetic energy released to matter). Mértékegysége megegyezik az elnyelt dózis egységével, azaz J/kg, ill. a Gy. Ez esetben a sugárzás által kiváltott részecskéknek nem az elektromos töltését, hanem a kezdeti kinetikus energiáját, a levegő- kerma esetén a levegőben meglökött részecskék energiáját használjuk dózismennyiségként. Általában kimondható, hogy amennyiben más

élőlények esetén hasonló fogalmakat akarunk használni, mint az embernél, akkor az eddig bevezetett w_R , és w_T súlytényező értékeket- különösen az utóbbit - módosítani kell. További nehézséget jelent, hogy a vizsgálandó dózistartomány sokkal nagyobb, mint az embernél, azaz a súlytényezők dózistól való függését mindenképpen figyelembe kell venni. A kerma- dózis elsősorban azért használatos állati és növényi szervezetek dózisének meghatározásához, mert számos élőlény mérete olyan kicsi, hogy a másodlagos sugárzások egy része elhagyja a testet, azaz az elnyelt dózis kisebb, mint pl. ember esetén. Viszont a védekezés szempontjából az energiaátadás, a kerma- dózis jellemzőbb lehet, mint az elnyelt dózis.

Egyéni és kollektív sugárterhelés

Az eddig ismertetett dózismennyiségek rendszerint a sugárzást kapott egyedek sugárterhelését jellemzik, ezért egyéni dózisoknak nevezzük. Egy kollektíva vagy akár a népesség egészének a sugárterhelése is fontos lehet a társadalom szempontjából. Ennek mértékéül szolgál a kollektív dózis (S), melynek értéke a sugárterhelést elszenvedett egyedek számának és az egyedek átlagos dózisének szorzata. Így a népesség *kollektív effektív dózisa* a következő lesz:

$$S = \sum_i \bar{E}_i * N_i$$

ahol:

E_i az átlagos effektív dózis a népesség i . csoportjában és

N_i pedig a csoport tagjainak száma.

A definícióból következik, hogy a kollektív dózis egysége *személy Sv*.

Az egyes dóziszfogalmak szerint beszélhetünk pl. kollektív egyenérték dózisoról és kollektív effektív "dózis lekötésről". Az utóbbi nem azonos a lekötött kollektív effektív dózissal, ugyanis a *dózislekötés* általában csak egy esemény, pl. baleset dóziskövetkezményeként használatos és nem 50 ill. 70 évig, hanem végtelenig kell integrálni. Ezek alapján egy k eseménnyel kapcsolatos kollektív effektív dózislekötés a következő formában írható:

$$S_k = \int_0^{\infty} \dot{S}_k(t) dt$$

Ezzel a meghatározással a dózislekötés lényegében az adott népesség teljes, az utódokra is összegzett sugárterhelés mértéke. Ez a környezeti sugárvédelemben

egyáltalán nem elhanyagolható, hiszen pl. a talajba kerülő, hosszú élettartamú radioaktív anyag még évszázadok múlva is szennyezheti az ivóvizet, a termelt élelmiszer növényeket, stb.

Az utóbbi dózismennyiségek, mint a kollektív dózis, a lekötött dózis és a dózislekötés használata a biológiai, az egészségkárosító hatás jellemzésére körültekintést igényel. Ezek esetén a különböző nagyságú egyedi dózisokat csak akkor szabad összegezni, ha a dózis-hatás összefüggés lineáris. A dózismennyiségek összefoglaló adatait a **3. táblázat** tartalmazza.

Dózismennyiségek összefoglaló táblázata

3. táblázat. Dózismennyiségek összefoglaló táblázata

Megnevezése és jele	Rövid meghatározása	Mértékegység	Érvényessége, megjegyzések
Elnyelt dózis, D	Sugárzás révén elnyelt energia osztva az elnyelő tömeggel	Gy (J/kg)	Mindenfajta ionizáló (esetenként nemionizáló) sugárzásra és mindenféle elnyelő anyagra (élettelenre is) értelmezhető. E egymagában nem jellemzi a biológiai hatás mértékét.
Egyenérték dózis, H _T	Elnyelt dózis szorozva a sugárzás fajtájára jellemző súlytényezővel	Sv (J/kg)	Elsősorban emberi szövetekre, szervekre, ≈1 Sv dóziséig használható. Jellemző a szövetek, szervek biológiai, egészségkárosító hatására. Kiterjeszthető más élőlényekre is.
Effektív dózis, E	Egyenérték dózis és a szöveti	Sv (J/kg)	Emberi egészségre, ≈ 1 Sv dóziséig. A szöveti súlytényezők

Megnevezése és jele	Rövid meghatározása	Mértékegység	Érvényessége, megjegyzések
	súlytényezők szorzatának összege		összege =1. Megkötésekkel kiterjeszhető.
Környezeti dózisegységérték, $H^*(d)$	ICRU-fantomban, különböző mélységben és irányban mért dózis	Sv	Terület- és munkahely ellenőrzésre, a H_T és E jellemzésére használt dózis
Személyi dózisegységérték, $H_p(d)$	ICRU-fantomban, különböző mélységben és irányban mért dózis	Sv	Személyi sugárterhelésre, a H_T és E jellemzésére használt dózis.
Besugárzási dózis	Levegőben keletkező elektromos töltés és tömeg hányadosa	R, röntgen (1 R = $2,6 \cdot 10^{-4} \text{C/kg}$ $\approx 0,009 \text{ Gy}$)	Csak γ -ill. röntgen sugárzás és levegő elnyelő közeg esetén érvényes. Könnyen mérhető, de nem illeszkedik a SI-ba, ezért használata nem ajánlatos
Lekötött dózis	Szervezetbe került radioaktív anyagoktól, 70 ill. 50 év időtartamra integrálva	Gy, Sv	Csak belső dózissnál, értékét a radioaktív bomlás és a felszívódás ill. kiürülés sebessége határozza meg.
Kollektív dózis, S	Több személyre, egy populáció egyéni dózisainak összege	személy. Gy, személy.Sv	Sztochasztikus sugárhatásnál, néhány mSv-től néhány 100 mSv-ig használatos, társadalmi

Megnevezése és jele	Rövid meghatározása	Mértékegység	Érvényessége, megjegyzések
			kockázat jellemzésére.
Dózislekötés	Szervezetbe került Radioaktív anyagoktól, $t = \infty$ -ig integrálva	Elsősorban személy.Gy ill. személy Sv	Egy hirtelen szennyeződést követően, több generációra kiterjedő kollektív dózis.

3.3 Dózis mérése (Divós Ferenc)

Az ionizáló sugárzás dózisének mérésére szinte valamennyi detektálási technikát alkalmazzák a gyakorlatban. Ebben a fejezetben az egyes dózismérési feladatokra kifejlesztett és sikeres eszközöket mutatjuk be. Az alkalmazási területek:

- személyi dozimetria, ahol az egyes dolgozók adott munkafolyamat, vagy hosszabb időszak alatt elszenvedett dózisékat mérik, lehetőséget teremtve a baleseti szituációk mérésére is,
- hordozható eszközök, egy terület dozimetriai helyzetének feltérképezésére szolgáló eszközök, szennyezettség mérő eszközök,
- telepített doziméterek.

Film doziméter

A személyi dozimetriai méréseknél fontos a doziméter kis mérete és hordozhatósága. Erre a célra széleskörben alkalmazott eszköz a film doziméter. A film elfeketedéséből ítélik meg a hosszabb időszak alatt elszenvedett dózist.

Szilárdtest nyomdetektor

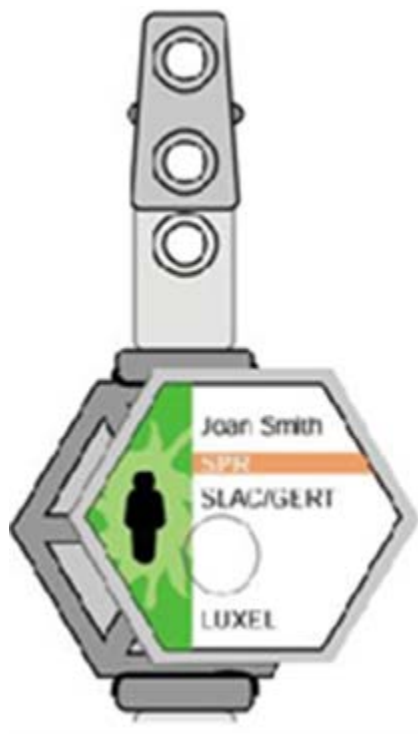
Bizonyos műanyagok, ilyen pl. a műanyag szemüveg lencse anyaga, sugárzás hatására megváltoztatják szerkezetüket és vegyszeres maratás hatására az alfa részek által végzett roncsolást mikroszkóppal látható nyomokká lehet felnagyítani. Ezzel a módszerrel viszonylag olcsón lehet a radon sugárzást mérni. A foltok átmérője alkalmas az alfa rész energiájának közelítő meghatározására is. Ezzel a

módszerrel hazánkban több helyen fedeztek fel radon előfordulást. Hazai fejlesztésű rendszer a Radosys, melyet a **48. ábra** mutat.



48. ábra. A radosys rendszer detektor tartója és a kiértékelő rendszer.

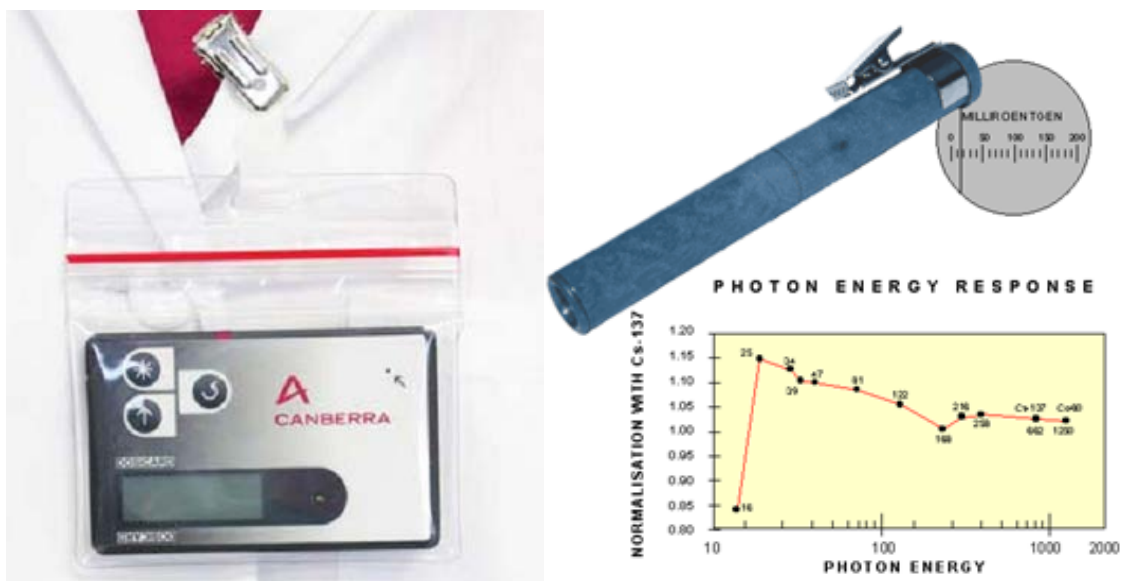
Termolumineszcensz detektorok (TLD)



49. ábra. TLD doziméter személyi dózis mérésére alkalmas tokban.

Ismeretesek olyan anyagok, melyek szobahőmérsékleten kis veszteséggel képesek tárolni a sugárzás által leadott energiát és 200 - 500 fok környezetében fény kibocsátás közben azt leadják. Ilyen anyag a diszpróziummal és talliummal adalékolt kalcium-szulfát. Az anyag kimelegítése közben regisztrált kibocsátott fényösszeg jellemzi a dózist. A módszer a személyi dozimetriában használatos.

A dózis nyomonkövetésére készülnek olyan doziméterek, melyeket a használója bármikor ki tud olvasni. Ilyen a kvarc szál doziméter, ami toll doziméterként ismert. Egy optikán keresztül a szál elmozdulásából lehet a dózist leolvasni (50. ábra). Mikroprocesszor vezérelt félvezetős dozimétert fejlesztett ki a Canberra cég. A pillanatnyi dózis a kijelzőről leolvasható. A dózismérés az ICRU 39-es ajánlása szerint történik.



50. ábra. Kártya és a toll doziméter.

Scintillációs detektor

Az alacson dózisok, illetve a háttérsugárzás mérésére hosszú időre van szükség, vagy pedig nagy térfogatú scintillációs detektorra. Egy ilyen hordozható detektort mutat az 51. ábra. Az ábrán látható ATOMEX (Orosz) műszer a környezeti dózist és a dózisegyséérték teljesítményt méri az ICRU 39 előírásai szerint. A NaJ(Tl) scintillációs detektorból álló műszer legnagyobb előnye a magas hatásfok, mely viszonylag rövid idő alatt nagy beütésszámot biztosít, alacsony statisztikai ingadozással. Ennek eredményeként a természetes háttérsugárzás kis változásai is megbízhatóan kimutathatók. A dozimetriai mérések szempontjából ugyanakkor hátránya a NaI(Tl) detektoroknak, hogy erősen energiafüggők. Ezért dozimetriai célú

alkalmazásuk csak megfelelő kalibráció és korrekció mellett lehetséges. Nemzetközi ajánlás alapján erre plastik szcintillátorok alkalmasabbak.

A kalibráció célja a műszer-beütésszám konvertálása dózisteljesítményre, amelyhez az átszámítási (konverziós) tényező meghatározása szükséges. Erre ismert aktivitású zárt sugárforrást használnak. A pontforrásnak könnyen számolható dózistere van. A dózisteljesítmény számítására az alábbi egyszerű kifejezés szolgál:

$$D = A \Gamma / r^2$$

ahol: D: levegőben elnyelt gamma dózisteljesítmény (nGy/h)

A: a sugárforrás aktivitása (Bq)

r : a sugárforrás távolsága a detektortól m-ben.

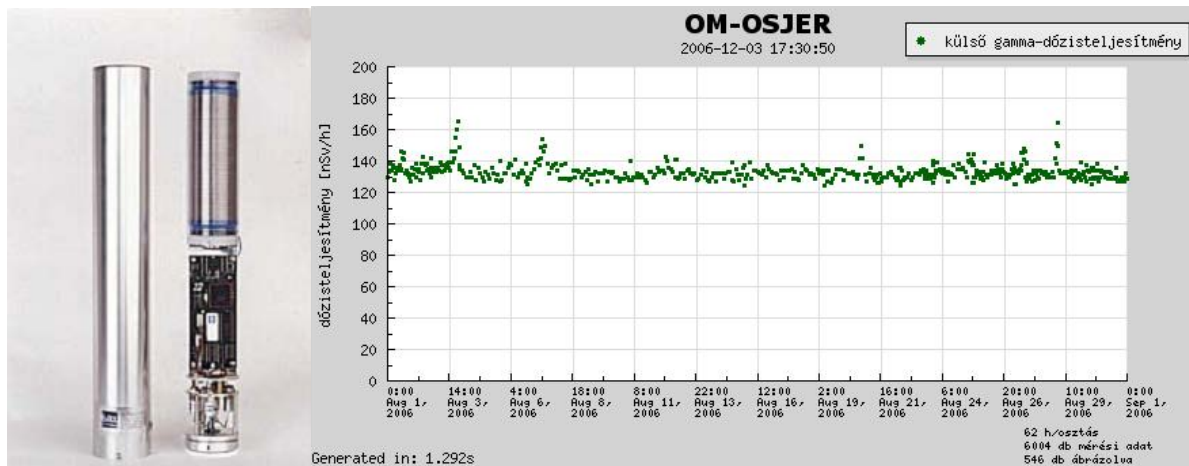
Γ : dózisállandó, ((nGy/h)/(Bq/m²)), izotóptól és tokozástól függ

Ez a kalibrálási metodika, lényegében tetszőleges doziméter kalibrálására alkalmas, csupán a beütésszám mennyiséget a detektor válaszára kell lecserélni.



51. ábra. ATOMEX gyártmányú szcintillációs detektor.

Gamma dózisteljesítmény mérésére fejlesztették ki a BME-n a BITT szondát, mely proporcionális detektorra épül. Alkalmas a háttérsugárzás és a nagy dózisok mérésére is. Az Oktatási Minisztérium rendszerében 12 ilyen detektor van szerte az országban. 2006 augusztus hónapi regisztrátum is látható (**52. ábra**). A csúcsok az esővel kimosódó aeroszolókat jelzik, és eső csúcsnak nevezzük őket.



52. ábra. A BITT RS-03 szonda kibontott állapotban és 2006 augusztusában Sopronban mért dózisteljesítmény az egyetem botanikus kertjében.

3.4 Személyi dozimetria (Raics Péter)

A sugárveszélyes munkahelyeken foglalkoztatottak dózisterhelését rendszeresen ellenőrzik. Szükség esetén a megfelelő beavatkozást meg kell tenni a munkavállalók egészségének megóvása érdekében.

3.4.1 A személyi sugárterhelés ellenőrzésének szükségessége

A sugárveszélyes munkák tervezésénél előzetesen számításokat végeznek, majd mérésekkel ellenőrzik a sugárzási tereket. A dózisteljesítmény-eloszlás ismeretében meghatározzák a tartózkodási időt, a munkavégzés módját, az alkalmazandó technikát, a megközelítési- és szállítási útvonalakat. A tevékenység során a feltételek változhatnak, ami monitor mérésekkel követhető. A személyek valódi, aktuális, valamilyen időszakra (hónapra, évre) vonatkozó sugárterhelését a testen viselt, összdózist is mutató, integráló típusú doziméterrel lehet meghatározni.

A sugárveszélyes munkahelyeken az „A” kategóriába sorolt dolgozóknál az évi effektív dózis meghaladhatja a 6 mSv értéket, vagy a szervekre vonatkozó egyenértékű dózis a vonatkozó korlátok 30 %-át (ld. 3. táblázat). Ezen munkavállalók *külső forrásokból* származó sugárterhelését *személyi dozimetriával kötelező ellenőrizni* [1]. További esetek, amikor személyi dozimetriai ellenőrzést kell végezni:

- a) a természetes forrásokból származó, fokozott sugárterheléssel járó munkahelyeken:
gyógyfürdők, barlangok (turisztika, terápia), föld alatti munkavégzés, bányák;
- b) természetes radioaktív anyagokat nagy mennyiségben tartalmazó kőzetek feldolgozásánál (aprítás, őrlés, dúsítás, szállítás, tárolás, csomagolás);
- c) nagy magasságú, nagy távolságú légiforgalom hajózó személyzete;
- d) engedélyezett különleges sugárterhelés, vészhelyzet elhárítása.

A sugárveszélyes munkahelyen foglalkoztatottak egészségének megőrzése érdekében további ellenőrzési feladatok szükségessége merülhet fel. Elsősorban a nyitott radioaktív forrásokkal dolgozóknál, továbbá a porlással, gőzzel-gázzal, aeroszol-képződéssel járó tevékenységet végzőknél fontos az inkorporációból eredő belső dózis megállapítása. Az itt használatos módszerek (egésztest-számlálás, széklet és vizelet aktivitásának mérése) a külső személyi dozimetriával együtt alapvető részét képezik a teljes sugárvédelemnek.

3.4.2 A mérés elve

A személyi dozimetriánál általában az egész testre vonatkozó, de praktikus okokból a teljes felület vagy térfogat egy részéből vett minta alapján megállapított átlagos külső *E effektív dózist* kellene mérni (Sv egységben). Speciális esetekben a munka természete folytán az egyes szervek különleges sugárterhelésnek lehetnek kitéve (pl. kéz, szem), amelyet ért *H_T egyenérték dózist* (Sv) hasonlítanánk a korlátokhoz. Valójában itt valamilyen, a gyakorlatban is végrehajtható mérési módszer eredményeit („operational quantities”) használják fel, hiszen a fenti mennyiségeket torzításmentesen nem lehet meghatározni az emberre mint meglehetősen kiterjedt testre vonatkozóan. Annak egyes részeiben már gyengül vagy szóródik a sugárzás és így a mélyebben fekvő részekre a hatás megváltozik.

A személyi dozimétert a test egy meghatározott pontján viselik. A berendezés valamilyen értéket mutat adott sugárzási mező esetén. A hatásokat a vizsgált pontbeli testfelület alatt *d* mélységben elhelyezkedő lágy testszövetre vonatkoztatják. Ezt a *H_p(d) személyi dózisegyenértékkel* (Sv) fejezik ki.

A doziméterek kalibrálását testszövet-ekvivalens fantomok besugárzásával végzik az adott típusú és energiájú részecskékre. Az emberi test átlagrendszáma $Z_{\text{test}}=7,1$.

Ilyen alacsony értéknél a fotonok anyaggal való kölcsönhatási formája elsősorban a Compton-effektus, vagyis a szórás ($\sim Z/E$ -vel arányos a hatáskeresztmetszet). Általános dozimetriai hitelesítésre nagy felületű test esetén a 30 cm átmérőjű ICRU-gömböt kell használni, melynek szövet-ekvivalens anyagösszetétele (tömeg-%) 1 g/cm^3 sűrűség mellett: oxigén 76,2 %, szén 11,1 %, hidrogén 10,1 %, nitrogén 2,6 % [2]. Az emberi testre vonatkozóan a $H_p(d)$ meghatározásánál a következő ISO-fantomokat használják [3,4]:

- a) 30 cm x 30 cm x 15 cm méretű, víz *test-fantom*;
- b) 30 cm hosszú és 7,3 cm átmérőjű, henger alakú víz *kar-fantom*;
- c) 30 cm hosszú és 1,9 cm átmérőjű, henger alakú plexi *ujj-fantom*.

A „testben” valamely d mélységbeli hatást fogadják el a kísérletek alapján az egészre jellemző effektív dózissal, illetve az adott szervre vagy szövetre vonatkozó egyenérték dózissal. A *nagy áthatolóképességű részecskék* (pl. röntgen- és gamma-fotonok, neutronok) esetén a testre *effektív dózist* adunk meg, ezért $d=10$ mm. A *kis áthatolóképességűekre* (pl. alfa- és béta-sugárzásra, alacsony energiájú fotonokra) $d=0,07$ mm mélységet kell venni, ami a bőrre vonatkozó *egyenérték dózist* jelenti ($d=3$ mm-t ajánlanak a szemre) [2,3,4]. A személyi dózismérők által mutatott értékek jelentése tehát (Sv):

$$E = H_p(10) \quad \text{12 keV feletti energiájú röntgen- és gamma-fotonokra,} \\ \text{valamint bármilyen neutronra: } \textit{effektív dózis}; \quad (1)$$

$$H_T = H_p(0,07) \quad \text{alfa- és béta-részecskékre 2 MeV energia alatt, és 12 keV-nél} \\ \text{kisebb energiájú fotonokra: } \textit{egyenérték bőr-dózis} \text{ (kéz).}$$

A fenti besorolás alapja a kis áthatolóképesség, amelyet úgy definiálnak, hogy az egyenérték bőr-dózis legalább 25-ször nagyobb legyen az egész testre vonatkozó effektív dózissal. (Ez onnan adódik, hogy a foglalkozási kategóriában az elsődleges korlát az effektív dózissal 20 mSv/év, a bőr egyenérték dóziséra pedig 500 mSv/év, ld. 3. táblázat)

A közvetlenül ionizáló sugárzások (töltött-részecskék, fotonok) dozimetriája a szokásos detektorok „kicsinyített másával” viszonylag egyszerűen megoldható. A neutronoké viszont különleges feladatot jelent, mert a töltött részecskévé vagy gamma-sugárzássá való konvertálás miatt az érzékenység kisebb és energiatartományban bonyolultabb.

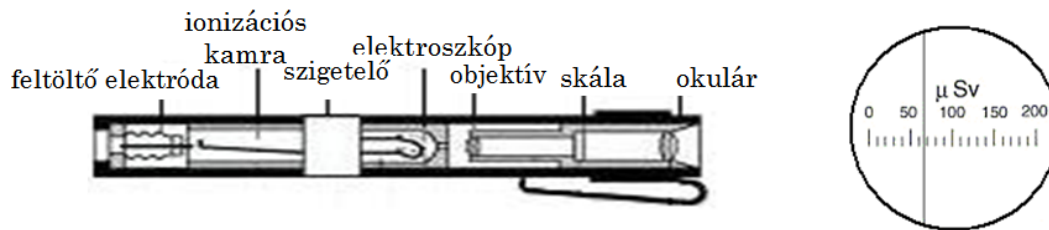
3.4.3 Doziméterek személyi sugárterhelés meghatározására

A korábban megismert detektorok mindegyike alkalmas dózis vagy dózisteljesítmény megállapítására megfelelő hitelesítés után. A személyi dozimetriában olyan eszközökre van szükség, amelyek kielégítik a használatra vonatkozó gyakorlati követelményeket: sugárzás-specifikus válaszfüggvény, egyértelmű kiértékelhetőség hosszabb várakozási idő után is, kis méret és tömeg, külső hatásokkal (mechanikai, elektromos, kémiai) és tiltott hozzáféréssel szembeni védettség.

A személyi dozimétereket többnyire központilag, „hivatalosan” értékelik ki, az eredmények késéssel jutnak vissza a munkahelyre. Az „önleolvasós” eszközöknél a kiértékelés viselőjük által is (azonnal) elvégezhető: ionizációs kamrák, elektronikus műszerek. Dózisteljesítményt folyamatosan csak az utóbbiakkal lehet meghatározni.

3.4.4 Töltőtoll formájú ionizációs kamrák

A gamma-sugárzás mérésére zsebdoziméterként használható eszköz kisméretű, levegő töltésű kondenzátor. Fala testekvivalens anyagból készül, így elektronegyensúly alakul ki a térfogati és felületi rész között (az átlagrendsza- $Z_{\text{levegő}}=7,22$ és $Z_{\text{test}} \sim 7,1$). Az ionizáló sugárzás hatására a levegő vezetőképessége megnő és így a kondenzátor eredetileg U_0 feszültsége U értékre csökken. A feszültségkülönbség beépített elektroszkóppal mérhető, amelynek skálája az elnyelt dózistra van hitelesítve („önleolvasós doziméter”), vagy külső méréssel utólag határozható meg. A feltöltés külső áramforrással történik általában (bár használnak „önfeltöltős” megoldást is). Az **53. ábra** a toll-doziméter felépítését mutatja. A kamra közepén lévő elektródát töltik pozitívrá, a külső fémház a negatív elektróda (föld). A belső fal testekvivalens anyaggal van bevonva. Tengelyirányban a külső fény a rugós feltöltő elektródánál lép be és átvilágítja az ionizációs kamrát úgy, hogy a skálán az elektroszkóp fémezett üvegszál-elektrodája az ábrának megfelelően mutatóként látható.



53. ábra. Hordozható ionizációs személyi doziméter és az önleolvasás skála

A toll-doziméterek jellemző adatai:

mérhető sugárzás:	röntgen- és gamma-fotonok;
energiatartomány:	16 keV – 6 MeV;
mód:	$H_p(10)$;
mérési tartományok:	0 – 0,2 mSv-től 0 – 50 mSv-ig (esetleg még szélesebb is);
érzékenység:	0,01 – 0,1 mSv,
pontosság:	$\pm 10 \%$;
töltési feszültség, U_0 :	50 – 200 V (konstrukciótól és mérési tartománytól függően);
önkisülés:	$\sim 0,1\%$ /nap a teljes skálára vonatkozóan 20 °C-on;
viselési idő:	1 hónap;
méretek:	átmérő $\sim 1,5$ cm, hossz ~ 12 cm, érzékeny térfogat ~ 5 cm ³ ;
tömeg:	~ 25 g;
használati körülmények:	-20°C és +50°C között, maximális páratartalom 90%.

A dózis energiafüggése a 662 keV-hez viszonyítva (¹³⁷Cs) 100 keV alatt +/- 15 %, felette +/- 5% körüli. Az újratöltési (ellenőrzési) időszak a dózistól és az önkisüléstől függően 1 – 2 hónap, ami a megfelelő töltő (és kiértékelő) egységgel bármelyik laboratóriumban elvégezhető. Fontos tulajdonsága, hogy folyamatos egyéni ellenőrzést tesz lehetővé, ami nagyon változó sugárzási terekben lényeges. Hátránya, hogy mechanikai hatásokra érzékeny.

3.4.5 Filmdoziméterek

A fotonok és töltött-részecskék az ezüst-halogenid emulziókban feketedést hoznak létre, amely függ a D dózistól, a részecskék típusától és energiájától. Az előhívott film S feketedését (denzitását) optikai abszorpcióméréssel határozzák meg:

$$S = \log_{10}(I_0/I), \quad (2)$$

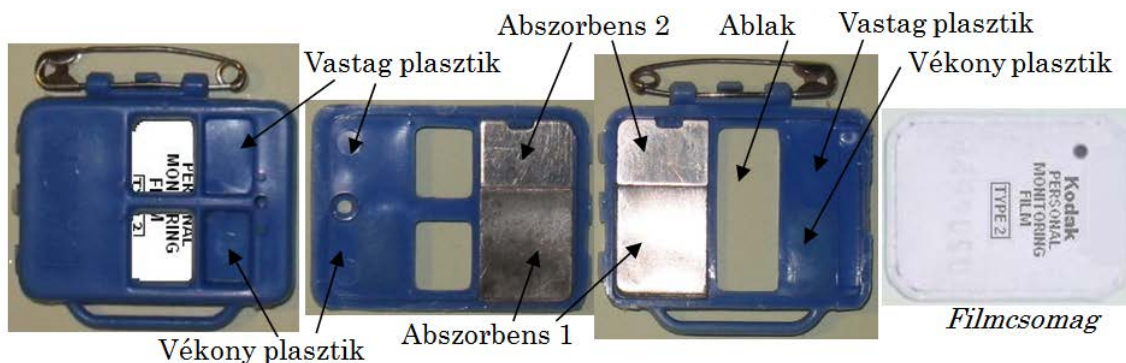
ahol I_0 a besugárzatlan, I a besugárzott film által átterestett fény intenzitása. Az érzékenység növelésére a film mindkét oldalán lehet emulzió (Kodak Personal Monitoring Film Type 2). A film $D=f(H)$ feketedési görbéjének lineáris szakaszát kell kihasználni, amit az adott területen várható maximális dózis és az emulzió érzékenységgel állítanak be. A kalibrációt etalon sugárzási terek segítségével, egyértelmű körülmények közötti besugárzással végzik.

Az anyag átlagos rendszáma sokkal nagyobb a levegőjénél és a testszöveténél. Így a fotonok kölcsönhatása kisenergián nagyon nagy a fotoeffektus miatt ($\sim Z^5 \cdot E^{-7/2}$ függés), nagyenergiákon viszont a Compton-szórás dominál ($\sim Z/E$). Mindez a feketedés energiafüggésében mutatkozik meg: a feketedés alacsony foton-energián ugyanolyan dózissal sokkal nagyobb. Különböző anyagú és vastagságú abszorbensekkel ez kiegyenlíthető. Az érzékenység energiafüggetlenné tehető pl. egy $\sim 0,7$ mm Pb szűrővel a 100 keV – 1,5 MeV tartományban.

A film műanyag tartóba helyezve viselendő a foglalkozás jellegzetességei alapján meghatározott testrészen (többnyire a melltájékon). Egy ilyen doziméter felépítése az **54. ábra** látható, ahol az első kép az összeszerelt egységet, a második és harmadik az elülső, illetve hátulsó („back”) oldalt, a negyedik a filmet mutatja. Ez az ún. „kék-doziméter”, amely általános használatra alkalmas: röntgen- és gamma-fotonok, béta-sugárzás. A 3×4 cm² méretű, 2-es típusú kétoldalas Kodak-film (eltérő érzékenységű emulzióval) különböző abszorpciójú anyagokon át érzékeli a külső sugárzásokat. A 2×4 mm vastag műanyag tokban több ablak is van: teljesen „nyitott” illetve vékony és vastag plasztik abszorbens (50 ill 300 mg/cm²) és kétfajta fémkombinációból (ötvözetből) készült szűrő. „Abszorbens 1” lehet pl. Pb 0,3 mm + Ni vagy Sn 0,7 mm; „Abszorbens 2” Cu, Ag, In-ból összesen ~ 1 mm vastagságban. Ezekkel egyrészt az egyenes érzékenységet lehet beállítani, másrészt az energiatartományokat valamint a sugárzás fajtáit (gamma, béta) lehet különválasztani.

A neutronok észleléséhez valamilyen konverzió szükséges, pl. bórral érzékenyített film(darab) az (n,alfa) reakció felhasználásával.

Az előhívásnál a doziméterek filmjeit az ugyanolyan anyagú (egyszerre készült), de nem besugárzottakkal együtt értékelik ki a természetes (sugárzás és filmhomály) hátterek figyelembevételéhez. A különböző ablakok mögötti filmrészek külön-külön és összegezve is tartalmazzák a kevert sugárzások hatásait, és így az egyes komponensek meghatározhatók. A viselés körülményei utólag rekonstruálhatók: ha éles konturokkal jelentkeznek a különböző abszorbensű területek határai, akkor a teljes dózist egyetlen testhelyzetben kaphatta meg a doziméter (és/vagy viselője). Ilyenkor, valamint meghatározott dózis felett kivizsgálásra kerül sor.



54. ábra. A filmdoziméter részei

A filmdoziméterek néhány jellemző adata:

mérhető sugárzás:	röntgen, gamma, béta ;
mód:	$H_p(0,07)$, $H_p(10)$;
energiatartomány:	10 keV – 7 MeV (rtg, <input type="checkbox"/>) 0,7 – 3 MeV (<input type="checkbox"/>);
érzékenység:	0,1 mSv;
max. mérhető dózis:	500 mSv rtg-re, 10 Sv <input type="checkbox"/> és <input type="checkbox"/> sugárzásra;
pontosság:	± 35 %;
viselési idő:	1 – 2 hónap;
eltarthatóság:	legfeljebb 1 év.

3.4.6 Szilárdtest nyomdetektorok

Kristályos vagy amorf dielektrikumokban töltött részecskék hatására olyan szerkezeti roncsolás, átalakulás következik be, amelynek hatására a kémiai maratás sebessége itt a felülethez képest jelentősen megnövekszik. Így lyukak formájában „hívhatók elő” a részecskék nyomai (20 – 200 mikron átmérő). Ezek leszámolása történhet optikai

úton mikroszkóppal (automatikus képfeldolgozás) vagy a lyukakon átütő nagyfeszültség hatására keletkező impulzusok révén. Ez utóbbi az „ugró-szikrás” számlálás, amely elsősorban hasadási termékekkel besugárzott fóliáknál alkalmazható (esetleg könnyebb, pl. alfa-részecskékénél), ahol a megfelelő átmérőjű lyukak kialakíthatók. Protonnyomok csak optikailag értékelhetők ki. Elvben nemcsak az egyenkénti számolást alkalmazható, hanem a lyukak által megváltoztatott felület által szórt vagy abszorbeált fény mérése is.)

A filmek anyaga cellulóznitrát, valamilyen polikarbonát (pl. a CR39 néven ismert $C_{12}H_{18}O_7$) vagy a dozimetriában leginkább használatos poli-allyl diglikol karbonát (PADC). A maratószer többnyire lúgos oldat a filmekre (KOH, NaOH), fluorsav az üvegekre. A maratás 5 perc – 1 óra közötti időt vesz igénybe $40 - 60\text{ }^\circ\text{C}$ -on. A látens nyomok akár több éven keresztül megőrzik a besugárzás hatását, előhívott állapotban pedig évtizedekig is. (A kristályok, üvegek évszázadok-évezredek töltött részecskéiről is tudósíthatnak). Nagyenergiájú töltött részecskék detektálására széleskörűen alkalmazzák ezt a technikát (gyorsítók, kozmikus részecskék, űrkutatás).

Kedvezően alkalmazhatók neutrondozimetriára, mert a kísérő gamma-sugárzásra érzéketlenek. A konverzió az (n,p) vagy (n,alfa) illetve a hasadás révén valósítható meg. Az előbbi két folyamathoz könnyű elemeket (H, B, Li) tartalmazó fóliát, az utóbbihoz ^{235}U -ben dúsított uránt vagy ^{239}Pu -ot alkalmaznak. Mivel ezen folyamatok hatáskeresztmetszete alacsony (termikus) energiákra nagyon nagy, elsősorban ilyen (vagy termalizált) neutronok mérésére alkalmas a módszer. Proton-meglökéssel a nagy hidrogén tartalmú fólia önmagában is használható. A filmhez hasonló formában viselhető személyi dozimetria esetén.

A hivatalosan is elfogadott PADC-filmes neutrondoziméter tulajdonságai:

detektált részecske:	neutron;
mérési mód:	$H_p(10)$;
energiatartomány:	termikus (0,025 eV), epitermikus (~ eV) és gyors (144 keV – 15 MeV);
dózistartomány:	0,2 – 250 mSv;
pontosság:	$\pm 30\%$;
viselési idő:	1 – 2 hónap (a filmdoziméterrel való összhang miatt);
eltarthatóság:	több év.

3.4.7 Termolumineszcens doziméterek, TLD

Kristályokban töltött részecskék és/vagy fotonok hatására elektronok (lyukak) a hibahelyek energianívóira befogódhatnak. Itt hosszú ideig tartózkodhatnak: az izomerállapot élettartama a hónap - év tartományba esik és a lebomlás a szokásos exponenciális függvény szerint történik (ld. radioaktivitás). (Egyes kristályokban év - millió év alatt történik meg az állapotok kiürülése.) A legerjesztődés energiaközlés hatására történik és a különbség fotonok energiájának formájában kisugárzódik, melyek hullámhossza ~ 400 nm körüli. A szükséges energia melegítéssel vagy fényvel adható át a kristálynak. Az előbbi módszert alkalmazza a *termolumineszcens dozimetria* (TLD), az utóbbit az optikailag stimulált lumineszcencia (OSL). Mivel a fotonok száma arányos a csapdázott elektronokéval (lyukakéval), az összes kisugárzott foton száma egyértelmű függvénye a folyamatot létrehozó sugárzás elnyelt dózisának (az anyagra és besugárzásra jellemző intervallumban lineáris ez az összefüggés).

A TLD esetében a kisugárzott fény intenzitása függ a hőmérséklettől, azaz a legerjesztés energiájától. A hőmérséklet (illetve a fűtési idő) függvényében felvett fényintenzitás-eloszlás a *kifűtési görbe*. Ennek alakja, a csúcsok helye és száma, a fény hullámhossza a kristály tulajdonságaitól, a hatást kiváltó részecske típusától, energiájától függ. A kis intenzitások miatt fénydetektorként fotoelektronsokszorozót használnak. A kifűtés általában a 30 – 400 °C tartományban történik lineáris szakaszokban úgy, hogy a folyamat elején gyorsan eléri a 90-130 °C-ot, majd kisebb sebességgel a maximumot (330 – 450 °C) és itt állandó értéken tartják a hőmérsékletet rövid ideig. Az egész folyamat néhány percig tart a rutin dózisméréshez használt anyagokra (amelyek minőségétől függenek a konkrét hőmérsékletek és időadatok). Elektromos és forró nitrogéngázos kemencéket használnak. Újrafelhasználás előtt hőkezeléssel „törlik” a le nem gerjesztett állapotokat „töröljék”, azaz nullázzák a dozimétert.

A TLD-ként használható anyagok köre igen széles. Kis érzékenységgel az ultraibolya fotonok dózisát is meg lehet állapítani, nemcsak a nukleáris sugárzásokét, amelyekre igen alacsony detektálási küszöb érhető el. A kvarc, a földpátok ugyancsak mutatják a TL-hatást, tehát valamilyen nukleáris esemény helyéről származó homokkal, közzel a dózis megbecsülhető (a természetes háttér változásai pedig a hosszú élettartamú kristályokkal).

Készíthetők gammára, neutronra vagy mindkettőre érzékeny doziméterek. A leggyakrabban használt anyag a LiF, amelyet Mg-mal és Ti-nal érzékenyítenek (szennyeznek a megfelelő elektroncsapdák kialakításához). Lehet Mg,Cu,P szennyezést is használni. Ezek jelölése: LiF:Mg,Ti illetve Li:Mg,Cu,P. A lítiumos TLD-k kiválóan használhatók termikus neutron dozimetriára, illetve neutron-gamma kevert sugárzási terek mérésére a Li-izotópok eltérő magfizikai tulajdonságai alapján.

További, gyakran alkalmazott TLD-anyagok: CaF₂:Dy vagy CaF₂:Mn, és Al₂O₃:C. A Ce, Ag, Tl, Eu, Yb szennyezőkkel készített, még csak kutatási stádiumban létező KMgF₃ nagy érzékenységűnek igérkezik gamma-sugárzásra.

A személyi dozimetriára használt kristályporokat általában tableta formában készítik el. Térfogatuk ~ 0,1 cm³ rendű. A filmdoziméteréhez hasonló tokban kell hordani, amiben kis mérete folytán több fajta tableta elhelyezhető. A test bármely részére könnyen elhelyezhető. Az orvosi gyakorlatban ezért különösen fontos szerepe van. Gyűrűbe tokozva a kezet érő véletlen nagy dózisok megállapíthatók.

A kiértékelés gyorsítására és egyszerűsítésére a TLD anyagot kis ampullákba töltik be úgy, hogy a kifűtés két csatolt csatolt elektróda segítségével történhet hordozható alacsony teljesítményigényű mérőegységben.

A TLD-k felhasználásának jellemzői:

detektált részecske:	gamma, neutron;
mérési mód:	$H_p(10)$;
energiatartomány:	gammára 20 keV – 5 MeV, neutronra: termikus, gyors;
dózistartomány:	gammára 0,1 \square 100 Sv (!), neutronra 10 \square 100 Sv;
pontosság:	$\pm 10 \%$.
viselési idő:	1 - 2 hónap;
eltarthatóság:	néhány hónap;
környezeti érzékenység:	hőmérséklet, páratartalom.

Meg kell jegyezni, hogy béta- és nehéz töltött részecskék mérésére is alkalmasak [$H_p(0,07)$]. Gyakran használják együtt a filmdoziméterekkel.

A TLD-k nagyon sokoldalúan alkalmazható személyi dózismérő eszközök az átlagos munkahelyi szinttől a baleseti dozimetriáig.

3.4.8 Elektronikus eszközök

Analóg és/vagy digitális kijelzésű, testen hordható, dózis és dózisteljesítmény mérésére egyaránt alkalmas berendezések. Programozhatóan beállíthatók figyelmeztető jelzések a dózis, dózisteljesítmény, tartózkodási idő túllépésére. Munka közben azonnali leolvasást, önkiértékelést tesznek lehetővé, ami az egyéni védekezést elősegíti.

Kétféle detektorral működnek: GM-cső és félvezető. A korszerűbbeknél többcsatornás mérésre nyílik lehetőség, az érzékenység energiafüggését számítással kompenzálják. Önellenőrzés- és kalibrálás ugyancsak lehetséges. Belépésre jogosító elektronikus kártyával a külső programozó egységen keresztül együttműködhet: beállíthatók a személyes adatok és tartózkodási paraméterek, helyszínek, a megengedett dózis és dózisteljesítmény. Tevékenység végeztével az eredmények azonnal számítógépbe olvashatók, feldolgozhatók.

Viselési helye a többi egyéni doziméteréhez hasonló. Együttesen is alkalmazzák filmdoziméterrel és TLD-vel (vagy toll-doziméterrel).

Tulajdonságait a detektor és a feldolgozó egység határozza meg:

észlelt sugárzás:	gamma;
energiatartomány:	50 keV – 2 MeV;
dózis tartomány:	0,01 μ Sv – 10 mSv

3.4.9 Egyéb mérési módszerek

A személyi dozimetriában a termolumineszcencia mellett a 3.4.4 fejezetben említett *optikai gerjesztésű lumineszcencia* újabban kezd felhasználást nyerni. A sugárzási térben felaktivált Al_2O_3 kristály kék színű fotonokat emittál zöld fényű lézerrel történő megvilágítás hatására. A kibocsátott fény intenzitása a részecskebesugárzás hatására csapdázódott elektronok számával, azaz a dózissal arányos. A válasz gyakorlatilag azonnal bekövetkezik.

A *liolumineszcencia* a sugárzás hatására gerjesztett állapotba került elektronok oldás hatására történő legerjesztése és eközben fény kibocsátása.

A *kémiai doziméterek* működése a reakciók sugárzás hatására történő bekövetkezésén vagy megváltozásán alapul. Oxidáció vagy redukció jön létre oldatokban, ami színváltozással is jár. A hatást vagy az újonnan keletkezett

molekulák illetve gyökök mennyiségének meghatározásával vagy az optikai tulajdonságok mérésével észlelik. A legismertebb a *Fricke-féle oldat*, amely $\text{Fe}^{\text{II}}\text{SO}_4$ és H_2SO_4 vizes oldata. Sugárzás hatására a Fe^{II} -ionok Fe^{III} ionokká oxidálódnak és H_2O_2 keletkezik. Főleg nagy dózisos kimutatására használják: 40 – 400 Sv között lineáris az összefüggés.

A színváltozást gyors dózisbecslésre lehet felhasználni: az eredeti koncentrációtól vagy anyagi minőségtől függően a dózisos színnel kódolódnak. Így baleseti körülmények között gyors beavatkozásra nyílik lehetőség a szükséges tennivalók dózistól való függése alapján.

3.4.10 A személyi sugárterhelés hatósági ellenőrzése

A hatályos törvények és rendeletek [1] alapján elkészített Munkahelyi Sugárvédelmi Szabályzat tartalmazza a foglalkoztatottak külső és belső sugárterhelésének ellenőrzésére vonatkozó követelményeket. Meghatározza azt is, milyen gyakran kell az ilyen vizsgálatokat elvégezni. Az előírások 1 – 6 havonkénti ellenőrzést tartalmaznak.

Hazánkban a *külső röntgen- és gamma-források által okozott sugárterhelés* rendszeres, központi hatósági személyi dozimetriai ellenőrzését a „Fodor József” Országos Közegészségügyi Központhoz tartozó Országos „Frédéric Joliot-Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutatóintézet (OSSKI) végzi. Az itt működő Országos Személyi Dozimetriai Szolgálat szerzi be és adja ki a dozimétereket a munkáltatónak. Ezeket rendszeres hatósági ellenőrzésre, kiértékelésre (többnyire 2 havonta) a munkáltató megküldi az OSSKI-nak, ahonnan az eredményeket megkapja effektív dózisban (Sv) az (1) egyenlet szerint. Az adatokról mindkét helyen nyilvántartást vezetnek, amelyet a munkavállaló sugárveszélyes tevékenységének befejezése után még 30 évig meg kell őrizni.

A sugárterhelés kontrollját elsősorban filmdoziméterekkel és TLD-vel végzik. A MSSz előírhatja több doziméter egyidejű használatát is: film + toll, esetleg film + TLD + elektronikus. A „kötelezőn” felüli dózisellenőrzést a munkahely végzi vagy végezteti.

A béta- és neutronsugárzástól eredő külső terhelést külön kell mérni, illetve kiértékelni. Ezt a feladatot a munkáltató végezteti el akkreditált laboratóriumban. Hasonlóképpen kell az esetleges inkorporációból származó dózist ellenőriztetni. Az

eredményeket az OSSKI-nak meg kell küldeni, hogy a központi nyilvántartásba bekerüljön.

Ha valaki több helyen dolgozik sugárveszélyes munkakörben, akkor a főállásának megfelelő munkáltatója az OSSKI által kiértékelt (film)doziméterrel ellenőrizteti a teljes sugárterhelést. Vagyis minden ilyen munkánál ezt a dozimétert viselni kell. A „másik” munkahelye(ke)n egyébként külön doziméter viselésére is kötelezhetik a (szerződéses vagy külső) munkavállalót a helyi MSSz előírásainak megfelelően. Ekkor pl. az eredeti filmdoziméter mellett TLD és elektronikus eszköz is méri az effektív dózist. A helyi dózismérők akkreditált laboratóriumban történő kiértékeléséről ez a „másik” munkáltató gondoskodik. Az adatokat megküldi a főállás munkáltatójának és az OSSKI-nak. A részmerések adatainak és a fizikailag összegzett értéknek konzekvensnek kell lennie

Ötéves dózisösszegzés alapján lehet megállapítani az elsődleges dóziskorlátok betartását (V. fejezet, I. táblázat). Természetesen, mindig ellenőrzik az effektív, illetve egyenérték dózis aktuális értékeit: nem haladták-e meg a vonatkoztatási szinteket (V. fejezet 6.1§). Ezek a szintek úgy vannak megállapítva, hogy még többszörös vagy többszöri túllépésük esetén is az éves korlát (vagy az ötéves átlag) alatt marad a sugárterhelés. Így korai beavatkozásra van lehetőség a sugárveszélyes munkahely és tevékenység biztonságának növelésére, a foglalkoztatott személy egészségének megóvására.

3.5 Sugárterhelés számolása a környezeti elemek radionuklid koncentrációjából (Somlai János)

Számos esetben a közvetlen dózismérés gyakorlati akadályokba ütközik, ill. az ellenőrzésből eredő többletinformáció értéke sokkal kisebb, mint a mérések költsége. Ezért fontosak azok a módszerek, elsősorban számítási eljárások, melyek az adott munkahelyi, környezeti és életkörülmény viszonyok (tartózkodási idő és távolság a sugárforrás közelében, szennyezett levegő belégzése, szennyezett élelmiszer fogyasztása stb.) mellett határozzák meg az egyén és a népesség sugárterhelését.

3.5.1 A sugárterhelést módosító tényezők:

A külső sugárterhelést rendszerint a levegőben mért dózisértékből lehet meghatározni. Ekkor figyelembe kell venni, hogy az emberi test önmaga is elnyeli a sugárzást és egyes szervei sugárárnyékban vannak. Elsősorban az árnyékolás miatt az ember effektív sugárterhelése átlagosan 20-30 %-kal kisebb, mint a levegőben mért érték. Az árnyékolás mértéke (konverziós tényező) függ a gamma fotonok energiájától, valamint az egyes szervek nagyságától, így korfüggő. A talajban található természetes eredetű radionuklidok által kisugárzott gamma fotonok konverziós tényezői a **4. táblázat** láthatók.

4. táblázat. A földkérgi gamma sugárzás dózis tényezői.

Radionuklid	Dózis tényező (Sv/Gy)		
	Felnőtt	Gyerek	Csecsemő
K-40	0,74	0,81	0,95
Th-232 sorozat	0,72	0,81	0,92
U-238 sorozat	0,69	0,78	0,91
Átlag	0,72	0,80	0,93

További módosító tényező lehet a szabadban való tartózkodás hányada. Ugyanis az épületek a külső sugárzást árnyékolják, a levegőt is megszűrik, ami rendszerint sugárterhelés csökkenéshez vezet. Másrészt viszont az építőanyagban lévő radionuklidok sugárforrásként szerepelnek. Az épületek zárt tereiben az épületanyagokból, ill. a talajból kidiffundáló radon nemesgáz feldúsul és a szabad levegőhöz képest többszörös koncentrációk alakulnak ki. A sugárterhelést módosító tényezőknél tehát figyelembe kell venni az épületben való tartózkodás hányadát. A világátlag 0,8, azaz az idő 80 %-át töltjük épületekben, de nyilvánvaló, hogy az iparosodott, vagy északi országokban az emberek ennél többet, a meleg, mezőgazdasági országokban, pedig kevesebbet tartózkodnak az épületekben. A pontosabb becsléshez helyi adatok szükségesek. Az épületek árnyékoló hatása, pedig 0,2-0,9 közt változik.

Amennyiben o -val jelöljük az elfoglaltsági tényezőt, azaz a bent-tartózkodás hányadát és s -sel az épület árnyékolási tényezőjét, akkor a sugárterhelést módosító, csökkentő tényező (F) a következőképpen számolható:

$$F = [o \cdot s_i + (1-o) \cdot s_o]$$

Itt megkülönböztettük az s_i épületen belüli és s_o a szabadban fellépő árnyékolást, ugyanis a szabadban, különösen lakott környezetben, az épületek, fák stb. árnyékoló hatása is jelentős lehet.

3.5.2 Sugárterhelés meghatározása

A környezeti elemek - amelyek közvetlen, vagy közvetett kapcsolatba kerülnek az emberi szervezettel, pl. lenyelés, vagy külső besugárzás révén - aktivitás koncentrációjából a sugárterhelés egyes összetevői a következő általános módon határozhatók meg:

$$E_{j,p} = \int K_{j,p} \cdot c_{j,p} \cdot dU_p,$$

ahol

$E_{j,p}$ az j . radioizotóptól származó, p besugárzási útvonalhoz tartozó dózis,

$K_{j,p}$ a dózisegyüttható (pl. külső, lenyelési),

$c_{j,p}$ a j . radionuklid aktivitás koncentrációja a p besugárzási útvonalat meghatározó környezet elemében (pl levegőben, talajfelszínen, tejben),

dU_p a meghatározott ideig tartó ún. hasznosítás, amely jelentheti pl. a radionuklidokat tartalmazó élelmiszerek fogyasztási időtartamát, a szennyezett területen való tartózkodást, stb.

Időben állandó viszonyok esetén a következő egyszerűbb alak használható:

$$E_{j,p} = K_{j,p} \cdot c_{j,p} \cdot \dot{U}_p \cdot \tau,$$

ahol \dot{U}_p a hasznosítási teljesítmény (pl. $\text{kg} \cdot \text{nap}^{-1}$ húsfogyasztás).

A fontosabb besugárzási útvonalak esetén a következő eljárások szerint határozhatók meg a sugárterhelések.

3.5.2.1 Külső sugárterhelés a forrás direkt sugárzásától

esetén - amikor a forrás mérete a kibocsátási és a receptor pont távolságához képest elhanyagolható - mint az a sugárterhelés számítások során előfordulhat -, a pontforrásra vonatkozó megállapítások alkalmasak a közvetlen terhelés becslésére. Azon speciális esetre, amikor a sugárzás elnyelődése a forrás és receptor között elhanyagolható, az A aktivitású (Bq), pontszerű forrástól r távolságra (m) a \dot{D} dózisteljesítmény ($\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}$) a levegőben:

$$\dot{D} = \frac{A}{r^2} \cdot \Gamma$$

alakban írható, ahol a Γ [$(\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}) / (\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2})$] külső dózisállandó, már csak az adott nuklidra jellemző tényezőket tartalmazza.

A forrás és vizsgálati pont közötti közegben a sugárzás részben szóródik, másrészt pedig elnyelődik, amelyek befolyásolják a dózisteljesítményt. Ezeket a jelenségeket un. felhalmozási (ennek értéke 1-nél nagyobb, akár 2-3 is lehet), és gyengítési tényezőkkel kell figyelembe venni. A levegő gyengítése több száz m távolságban, energiától függően, már lényeges lehet.

3.5.2.2 Külső β - és γ -dózis homogén (félvégtelen) felhőből, ill. talajfelszíntől

A testen kívül elhelyezkedő béta-sugárzó nuklid a sugárzás kis hatótávolsága miatt alapvetően csak a szemre és bőrre veszélyes. Ezért a külső béta-dózis (az un. bőrdózis) a levegőből (D_β) a következőképpen számolható:

$$D_\beta = K_\beta \cdot c \cdot \tau \cdot F,$$

ahol:

- K_β a β -szubmerziós tényező [$(\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}) / (\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3})$],
- c a radioaktív izotóp koncentrációja a levegőben, a tartózkodás helyén ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$),
- τ a tartózkodás időtartama,
- F a szabadban, ill. épületben való tartózkodás arányát és az épület árnyékoló hatását figyelembevevő redukciós tényező (értéke 0,1 - 0,8).

Az egészsetre vonatkozó effektív külső γ -dózis felhőből, az ún. félvégtelen közelítéssel a következő (E_γ):

$$E_\gamma = K_\gamma \cdot c \cdot \tau \cdot F,$$

ahol:

- K_γ a γ -szubmerziós dózistényező [(Sv·s⁻¹) / (Bq·m⁻³)],
- c a radioaktív izotóp koncentrációja a levegőben, a tartózkodás helyén (Bq·m⁻³),
- τ a tartózkodás időtartama,
- F a szabadban, ill. épületben való tartózkodás arányát és az épület árnyékoló hatását figyelembevevő redukciós tényező (értéke 0,1 - 0,8).

Az egészsetre vonatkozó effektív külső gamma-dózis a talajfelszínről, 1 m magasságban (E_f):

$$E_f = K_f \cdot \Phi \cdot \tau \cdot F,$$

ahol:

- K_f a felületi dózisegyüttható [(Sv·s⁻¹) / (Bq·m⁻²)].
- Φ a felületi szennyeződés az adott pontban (Bq·m⁻²).
- τ a tartózkodás időtartama,
- F a szabadban, ill. épületben való tartózkodás arányát és az épület árnyékoló hatását figyelembevevő redukciós tényező (értéke 0,1 - 0,8).

Hasonlóan számolható az elegendően mély (>0,5 m) víz felületén tartózkodó ember sugárterhelése, de a Φ szennyeződést aktivitáskoncentrációban (Bq·dm⁻³ egységben) szokás megadni, a $K_{\text{víz}}$ dóziskonverziós tényező egysége pedig (Sv·s⁻¹) / (Bq·dm⁻³).

3.5.2.3 Belső sugárterhelés belégzésből és lenyelésből

A belégzésből eredő lekötött effektív dózis (E_h):

$$E_h = K_h \cdot V \cdot c \cdot \tau \cdot F,$$

ahol:

- K_h az inhalációs dózisegyüttható ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$),
 V a légzésteljesítmény ($\text{m}^3\cdot\text{nap}^{-1}$),
 c a radioaktív izotóp koncentrációja a levegőben, a tartózkodás helyén ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$),
 τ a tartózkodás időtartama (nap),
 F a szabadban, ill. épületben való tartózkodás arányát és az épület árnyékoló hatását figyelembevevő redukciós tényező (értéke 0,1 - 0,8).

Mivel K_h inhalációs dózistényező erősen korfüggő, az E_h értékét több korcsoportra kell meghatározni.

Az élelmiszer fogyasztásból származó lekötött effektív dózis (E_l):

$$E_l = K_l \cdot G \cdot c \cdot \tau,$$

ahol:

- K_l a lenyelési dózisegyüttható, mely függ az izotóptól és annak kémiai-fizikai kötődésétől, a speciestől ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$),
 G a vizsgált csoport fogyasztása az adott élelmiszerből ($\text{kg}\cdot\text{nap}^{-1}$ ill. $\text{dm}^3\cdot\text{nap}^{-1}$),
 c a radioaktív izotóp koncentrációja az élelmiszerben ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, $\text{Bq}\cdot\text{dm}^{-3}$),
 τ a c aktivitáskoncentrációjú élelmiszer fogyasztási időtartama (nap).

A dózisbecsléshez figyelembe veendő élelmiszereket az adott környezet táplálkozási szokásai határozzák meg.

A számításokat minden mértékadó izotópra külön kell elvégezni és a teljes sugárterhelés az egyes izotópokra kapott dózis összege lesz. Mivel egy izotóp többféle útvonalon fejti ki hatását, a dózist a besugárzási útvonalak szerint is összegezni kell.

Az eddig leírt, normál, egyensúlyi viszonyokra vonatkozó kifejezések időben erősen változó esetekben is alkalmazhatók, de ekkor a $c\cdot\tau$ szorzatok helyett a $c(t)$ - az aktivitáskoncentráció - időintegrálját kell használni.

Kérdések:

Milyen tényezők módosítják a sugárterhelést ?

Pontszerű forrás esetén mitől függ a dózisteljesítmény ?

Mitől függ a belégzésből eredő lekötött effektív dózis ?

Ismertesse a dózis definíciókat.

Mi a szilárdtest és a TLD doziméter működési elve?

Mi a toll doziméter?

Mi az eső csúcs?

Pontszerű forrás esetén mitől függ a dózisteljesítmény ?

Mitől függ a belégzésből eredő lekötött effektív dózis ?

IRODALOM

- KANYÁR B., BÉRES CS., SOMLAI J., SZABÓ S. A.(2004): Radioökológia és környezeti sugárvédelem. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém
- Rontó Gy., Tarján I. (szerk., 1995): A biofizika alapjai. Medicina Kiadó, Budapest
- Fehér I. (szerk., 1992): Alapfokú sugárvédelmi ismeretek, Paksi Atomerőmű Rt., Budapest
- Sztanyik B.L. (szerk., 1989): A sugársérülések megelőzése és gyógykezelése. Zrínyi Katonai Kiadó, Budapest
- Sources and Effects of Ionizing Radiation (1996). UNSCEAR 1996 Report, Scientific Annex. UN, NewYork
- Kanyár B., Somlai J., Szabó D. L. (1996): A sugárzások elleni védelem dozimetriai és hatástani alapjai. Jegyzet, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém
- ICRP No. 60 (1991): Recommendations of the International Commission on Radiation Protection, Pergamon Press, Oxford, NewYork
- IAEA Safety Series No. 115 (1995): International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, IAEA Vienna
- Nemzetközi Biztonsági Alapszabályzat: Az ionizáló sugárzások elleni védelem és a sugárforrások biztonsága (1996):A NAÜ Biztonsági sorozat, Safety Series No.115. fordítása. OAH, Budapest
- R. Clark (1999): Control of low-level radiation exposure: time for a change? J. Radiol. Prot., 19, 107-115
- Köteles Gy. (szerk) (2002): Sugáregészségstan. Medicina Könyvkiadó Rt, Budapest
- B. Kanyár, G.J. Köteles (2003): Dosimetry and Biological Effects of Ionizing Radiation. In: Handbook of Nuclear Chemistry (eds: A. Vértes, S. Nagy, Z. Glencsár), Vol. 4: Radiochemistry and Radiopharmaceutical Chemistry in Life Sciences, pp. 349-387. Kluwer Academic Publ., Dordrecht/ Boston/ London
- 16/2000. (VI.8.) EüM rendelet az atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. Törvény egyes rendelkezéseinek végrehajtásáról
2. számú melléklet a 16/2000. (VI.8.) EüM rendelethez: A sugárterhelés ellenőrzése.
2. sz. függelék: Az egyéni sugárterhelés rendszeres ellenőrzése és központi nyilvántartása.
- ICRU (1980): *Radiation Quantities and Units*. Report No. 33, International Commission on Radiation Units and Measurements, Washington, 1980.
- ISO 4037. *X and gamma reference radiations for calibrating dosimeters and dose rate meters and for determining their response as a function of photon energy*. (International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.)
- a) ISO 4037-1 (1996) - Part 1: *Radiation characteristics and production methods*.
- b) ISO 4037-2 (1997) - Part 2: *Dosimetry for radiation protection over the energy range 8 keV to 1.3 MeV and 4 MeV to 9 MeV*.
- c) ISO 4037-3 (1999) - Part 3: *Calibration of area and personal dosimeters and the measurement of their response as a function of energy and angle of incidence*.
- Ch. Wernli (ed.): *External Dosimetry: Operational Quantities and their Measurement*. 11th Int. Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA), RC-3b, Madrid, May 2004.

4 Ionizáló sugárzások kémiai, biológiai és egészségkárosító hatásai

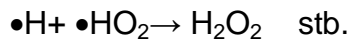
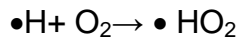
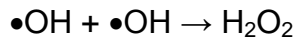
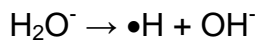
4.1 Bevezetés (Somlai J, Kovács T)

A radioaktív anyagok, ionizáló sugárzások alkalmazásának előnyei mellett, a sugárzásnak a környezetre - elsősorban az élővilágra, köztük az emberre - kifejtett káros hatásával is számolni kell. A sugárzás és az élő szövetek kölcsönhatása során olyan fizikai, kémiai, biológiai, valamint az egész szervezet működését érintő elváltozások léphetnek fel, melyek végső soron károsodáshoz, pusztuláshoz vezethetnek. Az utóbbi évszázad - elsősorban a mesterséges ionizáló sugárzásokkal szerzett - tapasztalatai alapján környezetvédelmi, sugárvédelmi, s így egészségvédelmi szempontból elfogadjuk, hogy az ionizáló sugárzás igen kis dózisnál is káros lehet az élővilágra.

A sugárhatás több lépcsőben megy végbe, melynek szakaszait fizikai, fizikai-kémiai, kémiai-biokémiai, biológiai és élettani fázisokra oszthatjuk fel. Természetesen más felosztás is lehetséges, ill. az esetek többségében az egyes szakaszok kevésbé különíthetők el egymástól.

4.2 Sugárzások fizikai és kémiai hatásai (Somlai J, Kovács T)

Az ionizáló sugárzás és az élő anyag közötti kölcsönhatás egyszeri fizikai folyamattal kezdődik. A fizikai szakaszban a sugárzás hatására rendszerint femto- és pikoszekundumok alatt ionizációs és gerjesztési folyamatok játszódnak le. Ha ugyan abban a molekulában játszódik le a sugárzás energiájának elnyelődése, mint amelyen a szerkezeti és működési elváltozásokat észleljük, akkor direkt hatásról, ellenkező esetben, azaz ha az energia elnyelődés és az általa kiváltott hatás áttevéődik, tehát más molekulán jön létre, indirekt hatásról beszélünk. Élő szervezetekben, ahol a test víztartalma 70-80% lehet, nagyon gyakoriak a vízmolekulákkal lejátszódó kölcsönhatások. A víz radiolízise során legnagyobb valószínűséggel az alábbi gyökök képződnek:



A gyökök kölcsönhatásba lépve az egyszerű vegyületekkel, további reakciókat indíthatnak el. Így a telített szénhidrátokból peroxidok, persavak, az alkoholokból aldehidek, savak, az aromás vegyületekből kinonok keletkeznek, míg az aminosavak, aminok széndioxidra és ammóniára bomlanak.

A vízben oldott oxigénnek szerepe van a reakciók kimenetére, magas oxigén koncentráció esetén előtérbe kerül az igen reaktív szuperoxid-anion, valamint a hidrogénperoxid és hidroperoxid szabad gyök képződése (oxigén effektus). Ezek a képződmények amellet, hogy rekombinálódhatnak, semlegesíthetnek, diffúzióval eljutnak más környezetbe is.

A szabad gyökök keletkezése, esetleges rekombinációja 10^{-15} - 10^{-11} s, diffúziója és kölcsönhatása a biológiailag aktív vegyületekkel 10^{-11} - 10^{-6} s, majd a változás fixálódása molekuláris szinten kb. 10^{-3} s időtartam alatt játszódik le. Az utóbbi időtartamok alatt már számos kémiai, biokémiai reakció végbemehet.

A sugárhatás során képződő szabad gyökök, károsító hatását kémiai tényezőkkel is módosítani lehet. Pl. szabad SH-csoportot tartalmazó vegyületek, mint hidrogéndonorok képesek csökkenteni a kémiaillag aktív szabad gyökök számát, így a károsító hatást is.

A direkt és indirekt hatás mechanizmus részben az un. találatelmélettel magyarázható. Az elképzelés szerint a sugárenergia elnyelődése egy jól definiálható térfogatban megy végbe, és itt nagy energia szabadul fel, mely találatként kezelhető. Az egyszerűsége és hiányossága ellenére a sugárbiológiában hatékony, és matematikailag jól leírható modellnek bizonyult.

A találatelméletből következik, hogy a direkt sugárhatás biológiai eredményét exponenciális alakú dózishatás görbe írja le, azaz a károsodás, a változás arányos a dózissal, ami az ép egyedek számának exponenciális csökkenéséhez vezet.

A nem exponenciális típusú változások „több céltárgyas modellként”, „többtalálatos elmélettel” írhatók le. Ennél az esetről a sugárzásnak egyszerre több érzékeny

térfogatot kell károsítani ahhoz, hogy a károsodás kialakuljon, azaz egy adott időtartamon belül több találatra van szükség.

A direkt és indirekt hatások elkülönítése azonban nehéz, számos esetben ennél csak lényegesen összetettebb jelenségekkel magyarázható a sugárhatás eredménye.

4.3 Sugárzások biológiai hatásai (Somlai J, Kovács T)

A sugárzás tehát közvetlen és közvetett módon egyaránt megváltoztathatja az elnyelő anyag molekuláinak szerkezetét. A sejtben kétfajta, a sugárzásra különösen érzékeny célpont van, amelyek sérülése jól észlelhető biológiai következményekkel jár. Egyik a sejttagon belül a kromatin struktúrába rendeződött DNS, másik a sejt membránrendszer. A direkt és indirekt hatást az **55. ábra** a dezoxiribonukleinsav molekula esetén szemlélteti.

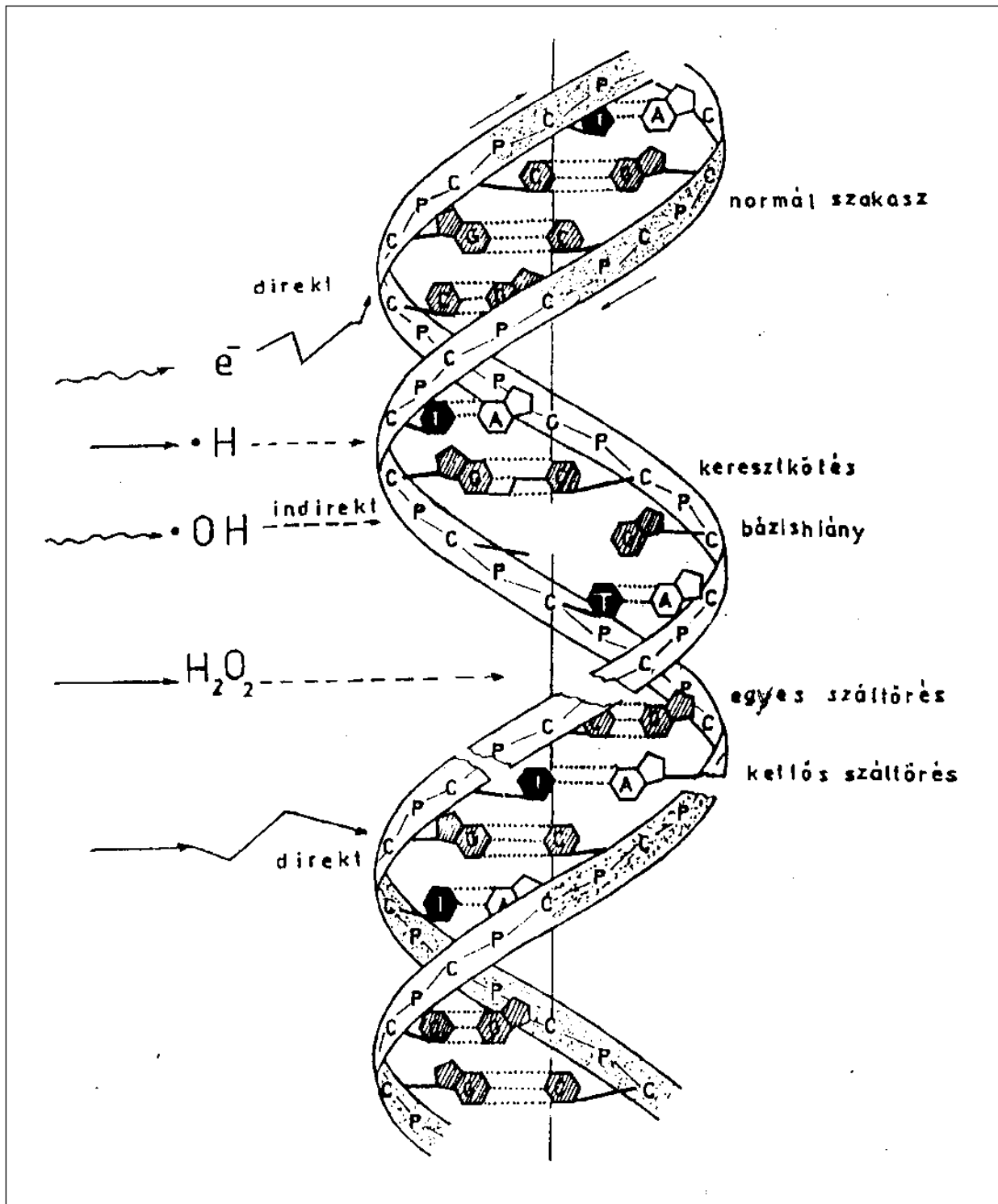
Látható, hogy mind direkt, mind indirekt kölcsönhatásnál lejátszódhatnak egyes és kettős száltörések, keresztkötések alakulhatnak ki stb.

A gyökök véges időtartamú fennmaradása és diffúziója révén a károsodás nemcsak a közvetlen energiaelnyelődés helyén jelenhet meg (távolhatás). Nagy dózisteljesítmény esetén megnő annak valószínűsége, hogy egy időben és egy helyen jelentkező molekuláris hatások között egymást erősítő folyamat, szinergizmus lép fel.

A DNS-ben bekövetkező változások a sejt további működésére is kihathatnak, működésképtelen fehérjék, enzimek szintéziséhez vezethetnek. Ennek következményei a szervezetben fellépő anyagcserezavarok.

A molekuláris biológiai elváltozások elvezethetnek a daganatkeletkezés többlépcsős folyamataihoz. A DNS-ben kialakuló mutációk révén génátrendeződések, hosszabb-rövidebb génszakaszt érintő elhalások és más káros elváltozások alakulhatnak ki, melyek azután befolyásolják az egész sejt működését, többek közt a sejtciklust, az osztódást (proliferációt) és a sejtek differenciálódását. A keletkező mutációk, géninstabilitások és ezek révén daganatok hasonlóak más károsítók okozta elváltozásokhoz, azaz csak az ionizáló sugárzásra specifikus hatás nem figyelhető meg.

A DNS - mint a genetikai kód hordozója -, szerkezeti módosulása, sérülése több generációra kiterjedő örökletes károsodás elindítója lehet.



55. ábra. Az ionizáló sugárzás direkt és indirekt hatása a DNS-molekulára

A sejtek rendszerint rendelkeznek olyan enzimekkel is, melyek a DNS-sérüléseket helyreállítják, a hatást mérséklik. Ez a "repair" mechanizmus, alapvetően megegyezik más, pl. a vegyi mérgező anyagok hatása esetén fellépő reakcióval, mely közül a legjobban ismert a timin-timin dimerek kijavításának folyamata. Ilyenkor egy

enzimrendszer a hibás szakaszt kivágja az újonnan szintetizált láncból és a helyes láncszerkezet ismét helyreáll. A reparációs rendszer épsége különösen kis dózisos esetében igen fontos, mivel egy határértékig kiküszöböli a mutációk egy részét, de ha nő a sugárdózis illetve dózisteljesítmény, akkor a reparációs rendszer is tönkremegy, ami ugrásszerűen megnöveli a mutációk számát.

4.4 A sugárzás sejtszintű hatásai (Somlai J, Kovács T)

A sejtek sugárérzékenységét adott sugárdózisra mutatott morfológiai és/vagy fiziológiai válaszaival értelmezhetjük. A sejt alkotórészei, köztük a sejtmag és azon belül a kromoszómák, gének stb. működése is változhat. A kromoszóma ún. szubcelluláris hatások révén módosul, rendszerint károsodik a sejt normál funkciója, örökletes elváltozás alakulhat ki, sőt maga a sejt is elpusztulhat. A citomorfológiai jellegek nem a sugárzásra, hanem a sejtre jellemzőek, sugárspecifikus celluláris eltérést nem ismerünk.

Az egyedi sugársérülésnek mértéke többek közt függ attól, hogy a sugárzás a sejtet fejlődésének, osztódásának (sejtciklusának) mely fázisában érte. Emlős, osztódásra képes sejtek esetén a mitotikus (sejtmagosztódási) fázis a legérzékenyebb, a késői, az ún. S-fázis pedig lehet rezisztens.

Megfigyelték, hogy egy sejtpopuláció in vitro sugárkezelése esetén nemcsak a sugárexpozíciót kapott sejtekben alakulnak ki elváltozások, hanem olyanokban is, melyeket közvetlenül nem ért sugárzás. Ez a „szomszéd- (bystander) hatás” valószínűleg annak következménye, hogy a besugárzott sejtek által termelt szabad gyökök, faktorok diffúzióval eljutnak más sejtekhez is, és ezek okozzák az elváltozást. Igen kis (néhány mSv) dózissal besugárzott sejtek esetén azt is tapasztalták, hogy ezek később ellenállóbbak a nagyobb sugárdózissal szemben, mint a nem besugárzottak, azaz az immunitáshoz hasonló tulajdonságot lehet megfigyelni a sejtszintű sugárhatásnál. Az ember testi sejtjeinek sugársérüléseit különböző dózisosknál az **5. táblázat** foglaltuk össze.

A természettudományos kutatás a sugárhatás következtében az élő szervezet egészén megfigyelhető változásokat is alapvetően az egyszerűbb, a sejt, illetve molekuláris szinten már megismert változásokra kívánja visszavezetni. A jelenlegi ismeretek azonban csak ritkán elegendőek ahhoz, hogy az emberi szervezetben a sugárbetegség során megfigyelt tüneteket közvetlenül magyarázzuk, pl. biokémiai

jellemzőkkel. Ezért lényeges ismerni mindazokat a funkcionális és morfológiai elváltozásokat az emberen, melyek a sugárbetegségek során felléphetnek, akkor is, ha a tünetek többsége más káros hatások során is jelentkezhet. Ma szinte nem ismerünk olyan klinikai tünetet, mely biztonságosan használható a sugársérülés, a sugárbetegség egyértelmű kimutatására. Különösen nehéz a feladat, ha az elváltozás, a betegség több éves lappangási idővel bír, vagy netán csak az utódokban jelenik meg.

5. táblázat. Az ember testi sejtjeinek sugársérülései különböző dózisoknál.

Dózis(Gy)	A sérülés típusai	Jellemzés
0,01-0,05	Mutáció: Gén és kromoszóma	Kromoszómatörések, Reparáció
1,0	Késleltetett mitózis. Funkciókárosodás	Megfordíthatatlan folyamatok
3,0	A mitózis tartósan gátlódik. Funkciók gátoltak	Már csak egy-két mitózis lehet
4-10	Interfázishalál	Leáll a sejtosztódás
500	Azonnali sejthalál	A fehérjék kicsapódnak

4.5 Szövetek, szervek és az emberi szervezet sugárkárosodása (Somlai J, Kovács T)

A sugárbetegséggel jelentkező és a diagnosztizáláshoz használható tünetek, reakciók közül a fontosabbakat tárgyaljuk. A sugárhatások a fellépésük, megjelenésük elhúzódása alapján eredményezhetnek akut és krónikus (késői, elhúzódó) elváltozásokat. Akut sugárbetegség rendszerint sugárbaeseteknél fordul elő, amikor rövid idő alatt viszonylag nagy dózisú (Gy ill. Sv nagyságrendű) sugárterhelés, expozíció éri a beteget. A legérzékenyebb szövetek, szervek a nyirokszövet, az ivarszervek, a vérképző rendszer, a gyomor és béltraktus (ezen belül a vékonybél) és az újabb tapasztalatok szerint a központi idegrendszer. Az akut sugárbetegség során kialakuló főbb tünetek megjelenésének idő- és dóziszfüggése a **6. táblázatban** látható. Természetesen mindezt jelentősen befolyásolja az egyedi variabilitás, egészségi állapot, stb.

6. táblázat. Az akut sugárbetegségek során jelentkező tünetek idő- és dóziszüggése

Dózis,[Gy]	1 –2	2 - 6	6 - 10	10 - 15	50 felett
Tünetek					
Hányinger, hányás Hányás valószínűsége	3 óra 1 Gy: 5% 2 Gy: 50%	2 óra 3 Gy:100%	1 óra 100%	30 perc 100%	<30 perc 100%
Vezető tüneteket okozó szervek	vérképző rendszer	vérképző rendszer	gyomor- bélrendszer	gyomor- bélrendszer	központi idegrend.
Szervkárosodásra jellemző főbb tünetek	mérsékelt fehérvér- sejtszám- csökkenés	súlyos f.v.s. csökkenés, bevérzések, fertőzés, 3 Gy felett	hasmenés, láz, elektrolit- egyensúlyza var	hasmenés, láz elektrolit- egyensúlyza var	görcsök, remegés, elesettség
Sugárbetegség súlyossága	könnyű	közepes (2-4 Gy), súlyos (4-6 Gy)	rendkívül súlyos, halálos	rendkívül súlyos, halálos	rendkívül súlyos, halálos

Az akut sugárbetegség lefolyásában rendszerint megkülönböztetünk kezdeti állapotot, latencia (viszonylag tünetmentes) időszakot, kritikus szakaszt és végül a lábadozást.

A kezdeti állapotot (1-2 nap) elsősorban hányinger, hányás, fáradtság, súlyos esetben még hasmenés és láz is jellemzi.

A látens szakasz a dózistól függően több napig, sőt hetekig is eltarthat, de 10 Gy felett már el is maradhat. Oka, az az időeltolódás, ami a kezdeti szövetkárosodások kialakulása és a következményeik megjelenése között eltelik.

A kritikus szakaszban az elszennvedett dózis nagyságától függően három szindrómát különböztethetünk meg. 6 Gy alatt a csontvelő, vagy hemopoetikus, 6-10 Gy között a gyomor, bélrendszer vagy gastrointestinális, míg 10 Gy felett a központi idegrendszeri vagy neuro-vascularis szindróma a meghatározó.

A lábadozás időszakban nagyon lassú felépülés várható.

A rendszerint több hétig tartó akut szakasz túlélését követően jelentkező elváltozásokat késői sugárhatásoknak nevezzük, mivel a szervezetnek számos olyan funkciója van, mely károsodása csak igen lassan fejlődik ki. Így pl. a szemlencsében

a sejtdifferenciálódás igen lassú, s így a rosszindulatúvá vált sejtek kellő számú, kóros elváltozást eredményező szaporodásához évek szükségesek. Hasonlóan késői sugárbetegség lehet a krónikus bőrgyulladás, a rosszindulatú daganatok kialakulása (leukémia, pajzsmirigy daganat stb.) és a genetikai (kromoszóma) károsodás.

A késői sugárkárosodások közül néhány rákbetegség kialakulásának valószínűsége, a lakosság egésztest γ -expozíció esetén a **7. táblázat** található. Ezen valószínűségi, kockázati értékek hibája akár 2-3-szoros is lehet, a legtöbb sugárbiológiai, sugár-egészségügyi megfigyelés eredményéhez hasonlóan. A bizonytalanságot illusztrálja az ICRP 1977 és 1990 évi, bizonyára mindkét esetben kompromisszumok alapján született ajánlásai.

7. táblázat. A lakosság egyedeire vonatkozó mortalitás alacsony dózisu sugárterhelés esetén, 10 000 fős alappopulációra vonatkoztatva.

Szerv, szövet	Esetszám.Sv ⁻¹	
	ICRP-1977	ICRP-1990
Hólyag	-	30
Csontvelő	20	50
Csontfelszín	5	5
Mellkas	25	20
Vastagbél	-	85
Máj	-	15
Tüdő	20	85
Nyelőcső	-	30
Petefészek	-	10
Bőr	-	2
Gyomor	-	110
Pajzsmirigy	5	8
Maradék szövetek	50	50
Összesen	125	500

Míg korábban a dóziskorlátozások kialakításánál elsősorban a végzetes kimenetelű eseteket vették figyelembe, addig újabban a nem halálos károsodás valószínűsége is fontos jellemzővé vált. Az ICRP újabb ajánlásai alapján a sztochasztikus sugárhatás un. károsodási együtthatói, mint nominális értékek a **8. táblázatban** láthatók. Végzetes

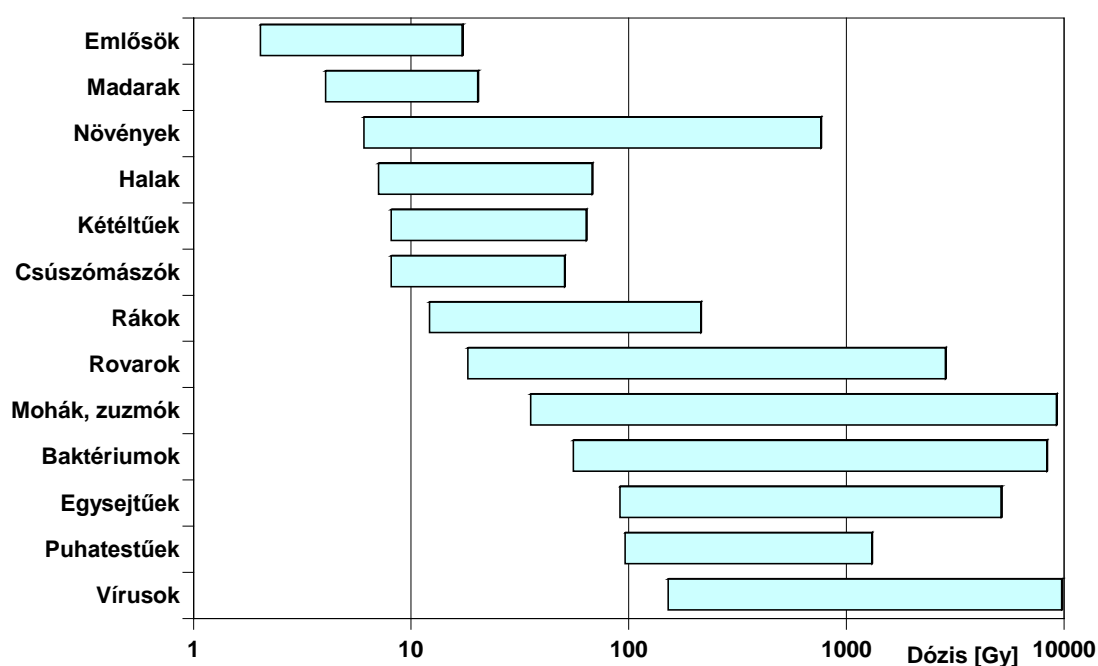
daganatos megbetegedések esetén ezek egyben valószínűségek is. Az értékek kerekítettek, bizonytalanságuk nagy lehet.

8. táblázat. A sztochasztikus sugárhatás nominális károsodási együtthatói 1 Sv effektív dózis esetén, a sugárveszélyes munkahelyen dolgozóakra és a teljes lakosságra külön-külön.

Populáció	Végzetes rák	Nem-végzetes rákos hatás	Súlyos örökletes hatások	Összesen
Felnőtt dolgozók	0,040	0,008	0,008	0,056
Teljes népesség	0,050	0,01	0,013	0,073

Elsősorban az élőlények sugárérzékenységének összehasonlítására használatos a félhalálos dózis. Az LD_{50/30} mennyiség (LD: lethal dose) azt jelenti, hogy ekkora terhelés esetén a populáció (mely lehet ember, állat, növény, sejt stb.) 50%-a 30 napon belül orvosi kezelés nélkül elhal, elpusztul, ill. a molekulák fele inaktiválódik. Az **56. ábra** néhány esetben mutatja a félhalálos dózisértéket, a szóba jöhető dózistartományokkal, bizonytalanságokkal együtt. Az itt látható értékek γ -sugárzásra, egyszeri, rövid ideig tartó expozícióra vonatkoznak.

Az érzékenység erősen fajfüggő, az emlősök közt a juh félhalálos dózisa kb. 3 Gy, az egéré 5-7 Gy és emberé pedig 4-5 Gy.



56. ábra. Félhalálos dózistartományok különböző élőlények akut sugárterhelése esetén

Nagyobb sugárterheléseknél az egyenérték dózis (Sv egység) helyett az elnyelt dózis (Gy) használata ajánlatos. Ugyanis az egyenérték dózis sugárvédelmi célt szolgál és a sugárzást súlyozó, valamint az effektív dózis szöveti súlyozó tényezők értékeit alacsony dózisu (általában 1-500 mSv) tartományra állapították meg, nem pedig több Sv dózisonál. Az elnyelt dózis egy viszonylag jól definiált és mérhető fizikai mennyiség.

A sugárzás hatását befolyásoló tényezők összefoglalva a **9. táblázatban** láthatók.

9. táblázat. A sugárzás hatását befolyásoló tényezők

Fizikai	Kémiai	Biológiai
sugárzás fajtája	oxigénhatás	sejtciklus állapota
dózisteljesítmény	víztartalom	sejtbiológiai képességek
dózisfrakcionálás	sugárzással szemben	• hormezis
hőmérséklet	érzékenyítő vegyületek	• alkalmazkodási válasz
	sugárvédő vegyületek	• génállapot (stabil-instabil)
	szabad gyökfogók	életkor
	tiol-relatív vegyületek	nem
	antioxidánsok	antioxidáns kapacitás

A sejtek és szövetek sugárérzékenységet tehát befolyásolja a sejtbiológiai folyamatokban résztvevő szabályzó mechanizmusok, a sejt helyreállító és regenerációs kapacitása, antioxidáns kapacitása, valamint a genetikai tulajdonságok. A szövetek sugárérzékenységet a felépítő sejtek sugárérzékenysége, illetve ezek aránya határozza meg. A szervezet szintjén a sugárérzékenységet függ az életkortól, (gyermekek, idősek érzékenyebbek), de számtalan eddig ismert vagy nem ismert tényező is befolyásolhatja.

4.6 Determinisztikus és sztochasztikus sugárhatás (Somlai J, Kovács T)

Sugárvédelmi, módszertani szempontból a sugárkárosodásokat két nagyobb csoportba, a determinisztikus és a sztochasztikus hatásokra bontjuk.

A determinisztikus esetben a károsodás egy - kisebb-nagyobb bizonytalansággal megállapítható - ún. küszöbdózis felett, szinte biztosan bekövetkezik és a dózis

növelésével a károsodás súlyossága, fokozódik. Ilyen küszöbértékhez kötött károsodás a bőrsérülés, a vérképzés sérülése stb. A determinisztikus hatások rendszerint több sejt károsodása vagy pusztulása következtében alakulnak ki és megjelenésük függ az egyes szövetek, szervek sugárérzékenységtől.

Az emberi szövetek determinisztikus károsodásának küszöbdózisa tág határok közt változik, néhány eredményt a **10. táblázat** tartalmaz, az ICRP No. 60 alapján. Az élő szervezetekre jellemző helyreállító (repair) mechanizmus hatását figyelembe véve általában feltételezhető, hogy egy év alatt elosztva kapott 0,5 Sv sugárterhelés az emberben még nem okoz determinisztikus jellegű károsodást.

10. táblázat. Determinisztikus hatások küszöbdózisa felnőttek és rövid, egyszeri besugárzás esetén

Szövet és hatás	Küszöbdózis (Sv)
Ivarsejtek	
- átmeneti sterilitás	0,15
- maradandó sterilitás	3,5-6,0
Petesejt	
- maradandó sterilitás	2,5-6,0
Szemlencse	
- észrevehető homályosság	0,5-2,0
- szemlencsehomály (katarakta)	2-10
Csontvelő	
- vérképzés károsodása	0,5

Sztocasztikus hatásról beszélünk, ha a károsodás bekövetkezése valószínűségi folyamatokkal írható le, azaz a hatás eredménye nem minden egyednél, nem mindig következik be. A sugárterhelés növekedésével viszont a károsodott egyedek (pl. elpusztult sejtek, rosszindulatú daganatos megbetegedések, örökletes elváltozások) száma nő.

A sugárzás káros hatását szigorúbban kezelő elméletek szerint a legkisebb dózis is alkalmas sztochasztikus hatás kiváltására, rákos megbetegedések, genetikai ártalmak elindítására. Tehát a sztochasztikus hatásoknak nincs küszöbdózisa szemben a determinisztikus károsodásokkal. Mások szerint ezeknél is létezik egy 0-nál nagyobb küszöbérték, mely kisebb, mint a determinisztikus hatásoké. Az örökletes betegségek spontán gyakorisága az összesnek kb. 10 %-a.

A sugárvédelmi gyakorlatban a kis dózis tartományban - pontosabb ismeretek híján - feltesszük, hogy a dózis és a károsodás valószínűsége, gyakorisága között lineáris a kapcsolat.

A determinisztikus és sztochasztikus hatások megkülönböztetése a biológiai hatások szempontjából több esetben mesterkéltnek látszik, ugyanis számos valódi károsodásnál, a dózis nagyságától és akut ill. krónikus jellegétől függően mindkét típusú hatás megfigyelhető.

Sztochasztikus hatásoknál, a 0-nál nagyobb küszöbdózis létezése, ill. nemlétezése miatt, óvatosan kell használni a dózismennyiségek és a biológiai hatások közötti kapcsolatokat, összefüggéseket. Ugyanis a küszöbdózis létezése egyben azt is jelenti, hogy a dózis-hatás között nemlineáris a kapcsolat, legalábbis a küszöbértékek körül, elsősorban a kis dózisok tartományában. Nemlineáris esetben viszont a kollektív dózis, a lekötött dózis, de különösképpen a végtelenig integrált dózislekötés kevésbé alkalmasak a hatás, a károsodás jellemzésére. Ekkor nem mindegy, hogy 1 személy·Sv kollektív dózis 1 személy 1 Sv sugárterhelésétől, vagy 1000 személy 1 mSv egyéni dózisától ered. Ha a küszöbdózis 0, és érvényes a lineáris dózis-hatás összefüggés, akkor ez a megkülönböztetés rendszerint felesleges.

Az eddigi biológiai megfigyelések szerint az akut módon, hirtelen kapott 1 Gy dózis nem ugyanazt a hatást váltja ki, mint pl. az 50 évre egyenletesen elosztva kapott ugyanekkora dózis. Ugyanis a krónikus sugárterhelés során a legtöbb szervezet helyreállító mechanizmusa rendszerint hatékonyabban működik, mint egy gyors terhelés után.

A vázolt kérdések miatt az összegző, az integráló jellegű dózismennyiségek csak akkor alkalmazhatók előnyösen, ha hasonló egyéni dózisok, és hasonló körülmények közt kell a hatást összehasonlítani, ui. az már nem mindegy, hogy 10, vagy 100 ember kapott egyenként 0,1 Sv dózist. Ezt a különbséget a kollektív dózis jól kifejezi. Általában kimondható, hogy a jelen sugárvédelmi gyakorlat védelmi szempontból a szigorúbb lehetőségeket választja. Mindezek mellett a dózismennyiségeket óvatosan kell használni és számos szakirodalmi ellentmondás, különböző eredmény is az eltérő - esetleg burkolt - feltételezések következménye.

4.7 Sugárbetegségek kimutatása (Somlai J, Kovács T)

A sugárbetegség tünetei nem specifikusak, azokat a sugárzásokon kívül más tényezők is kiválthatják. Ezért lényeges, hogy a gyanús esetek, betegek kórelőzményét jól megismerjük.

A gyógykezelés szempontjából fontos az esetleges sugárterhelés nagyságának, idejének stb. rekonstruálása, beleértve, pl. azt, hogy a teljes testet, vagy csak egy részét érte sugárzás. Ehhez számos esetben segítséget ad a munkahelyeken, vagy akár a környezetben, netán a magával hordott személyi dózismérővel mért sugárterhelés ismerete. A sugárzást mérő eszközök azonban rendszerint nem helyettesítik az orvosi laboratóriumi módszereket, így a vérképre, a kromoszóma-aberrációkra vonatkozó, esetleg termográffal végzett vizsgálatokat.

A besugárzást követő különböző időpontokban más és más szinten lesz a hatásmaximum, és ennek megfelelően kell kiválasztani a diagnosztikai vizsgálatot, valamint metodikát.

Az ember sugárbetegségeinek osztályozása a kialakulás időtartama (akut, szubakut, krónikus), a vezető tünetek és a halál okát képező szervrendszer alapján történhet. Ez utóbbi alapján hematológiai (vérképzési), gasztro-intesztinális (gyomor-bél) és központi idegrendszeri tünet együttest különítenek el. Ezek tiszta és kevert formában jelentkezhetnek. A legfontosabb tünetek a 11. táblázatban találhatóak. A forrásirodalom is különbözik, ezért kisebb-nagyobb eltérés is lehetséges az adatok közt.

A vérkép, a keringésben jelenlévő limfocitaszám változása már 1 Gy dózis felett megfigyelhető. Teljes test sugárterhelés esetén iránymutató értékek láthatók az **57. ábra** görbéin. Az erősen sugárérzékeny csontvelő vörösvértest termelése is gyorsan csökken, de a keringő vérben ez a változás általában csak 6-8 nappal később mérhető, amikor a 100-120 napos életkorral rendelkező vörösvértestek száma már 5-10%-kal alacsonyabb a korábinál.

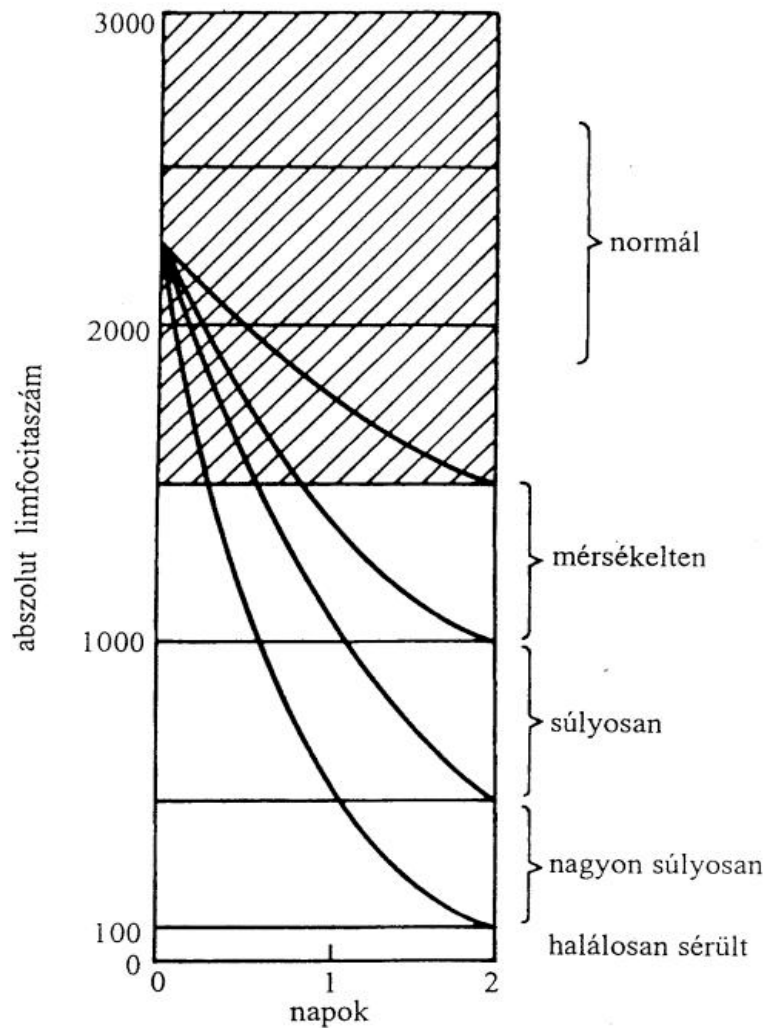
A vérképző rendszer károsodása szorosan összefügg a vér elemeit termelő csontvelő károsodásával. Megvizsgálták, hogy a csontvelő normális állapota milyen mértékű besugárzást visel el. Egyszeri 90 Gy besugárzás hatására maradt néhány elem, amely elindíthatja a regenerációt, ugyanakkor 3 · 30 Gy után teljes lesz a csontvelő degenerációja. Mikroszkopikus felvételen jól látható elváltozások

mutathatók ki a csontvelőben: a zsíresejtek száma és nagysága megnő, a neutrofil granulociták alakja eltorzul.

A sejtmagban található kromoszómák elváltozásai közül különösen a dicentrikus kromoszómák száma növekszik akut sugárexpozíció esetén. Ennek mérése az egyik leghatékonyabb sugárhatás-diagnosztikai eljárás. Az ugyanakkora dózisú akut sugárterhelés jobban növeli az aberrációk számát, mint az elnyújtott terhelés. Ez az eltérés a szervezet helyreállító mechanizmusával magyarázható. Néhány, a sugárzás hatására kialakuló kromoszóma-elváltozás látható az **58. ábra** képen.

11. táblázat Az akut sugárbetegség jellemző tünetei az emberek esetén

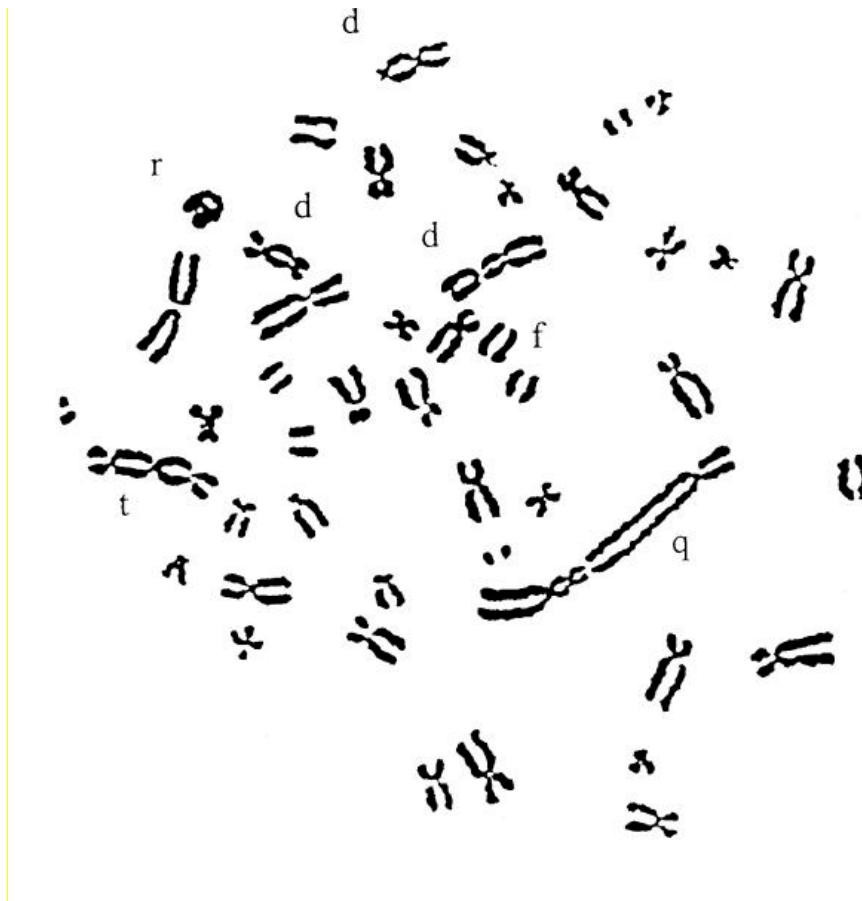
	Szindróma típusok		
	Központi idegrendszeri	Gasztrointesztinális	Hematológiai
Meghatározó szerv	agy	vékonybél	csontvelő
Küszöbdózis (Gy)	17	4,3	0,87
Latencia idő	¼-3 óra	3-5 nap	2-3 hét
Halálozási küszöbdózis (Gy)	43	8,7	1,7
Jellemző klinikai tünetek	Letargia Remegés Ataxia Görcs	Hányinger, hányás, hasmenés, emésztési zavarok, anorexia, láz, kiszáradás, elektrolit veszteség, ájulás, fertőzések	Rossz közérzet, láz, légzési zavarok, vérképi zavarok, trombocitaszám csökkenés, fáradtság, fertőzések
Legfontosabb kórbonctani tünetek	Agyvelőgyulladás, agyhártya duzzanat	Bélfelszín károsodás, károsodás a csontvelőben, fertőzések	Csontvelő csökkenés, bevérzések, vérszegénység



57. ábra. A limfocitaszám csökkenése a keringő vérben a mérsékelt (1-2 Gy), a súlyos (2-4 Gy), a nagyon súlyos (4-8 Gy) és a halálos (>8 Gy) kimenetelű sugárterhelés esetén.

A kromoszóma-aberrációs vizsgálatok hátránya az időigényesség (2-3 nap), igaz egy jól automatizált laboratórium már 1 nap alatt is elvégzi az analízist.

A sejtmagon kívül, a citoplazmában elhelyezkedő kromoszóma-töredékek (az ún. mikronukleuszok) számának megnövekedése szintén felhasználható a sugárterhelés kimutatására. A módszer egyszerű és gyors, viszont kevésbé hatékony, mint a kromoszóma vizsgálat, ugyanis az eredményt számos más tényező, betegség befolyásolja. Túlexpozíció esetén jól alkalmazható, elsősorban a 0,2-3 Gy dózis tartományban.



58. ábra. Kromoszóma-aberrációk sugársérült emberi limfocitákban (d: dicentrikus, t: tricentrikus, q: quadrocetrikus, f: fragmentumok, r: gyűrűk)

A biokémiai, enzimológiai, immunológiai módszerek alkalmazását elsősorban a sugárterheléssel járó szöveti funkcionális elváltozások, enzimaktivitás módosulások határozzák meg. Ezért az enzimaktivitás vizsgálatok is segítik a diagnózis felállítását. A pajzsmirigy rák esetén jól alkalmazhatók a mikroszkóppal végzett morfológiai vizsgálatok, továbbá a fluoreszcens technikák, mint azt különösképpen a csernobili esetek mutatták.

Bőrfelületek sugársérülésének mérésére használható a termográfia, melynek segítségével a sugárexpozíciót követően 1-2 °C-os hőmérsékleti változások mutathatók ki.

Baleseti, akut neutron sugárterhelés esetén az élő szervezetben, elsősorban a termikus neutronok hatására olyan magreakciók lépnek fel, melyek eredményeként radioaktív izotóp keletkezik. A termékként keletkező radioaktív nuklidok sugárzása mérhető és az intenzitás rendszerint arányos az eredeti sugárzás elnyelt energiájával.

Így pl. a $^{23}\text{Na} + n \rightarrow ^{24}\text{Na} + \gamma$ - rövidítve $^{23}\text{Na}(n,\gamma)^{24}\text{Na}$ - magreakcióval keletkező, $T=14,9$ órás felezési idejű ^{24}Na egésztest mérésével akár 0,02 Gy termikus neutron dózis is kimutatható, a baleseti expozíciót követően 1-2 nappal később is.

A gyorsabb (>2 MeV mozgási energiájú) neutronok hatásainak detektálására alkalmazható pl. a $^{32}\text{S}(n,p)^{32}\text{P}$ magreakció során keletkező radioaktív foszfor ($T=15$ nap). E célra előnyösebb alkalmazni a nagyobb kéntartalmú szövetek (pl. szőrzet, vér) mintáit, a kimutatási határ 1 Gy körüli érték. A sugárbetegségek laboratóriumi vizsgálatában elfogadott módszereket a **12.** táblázat foglalja össze.

12. táblázat. A genetikai anyag sugársérüléseinek laboratóriumi kimutatási módszerei

<i>Módszer</i>	<i>Károsodás indikátorai</i>	<i>Vizsgálati anyagok</i>	<i>Költségek</i>
Citogenetika	Kromoszóma aberrációk	PHA-stimulált limfociták	Magas
Mikronukleus vizsgálat	Kariomerek (tört kromoszóma darabok)	PHA-stimulált limfociták, csontvelő sejtek	Közepes
Egysejt elektroforézis	A DNS egyik vagy mindkét láncának töréséből eredő DNS darabok	Bármely sejtfajta, de nem, vagy lassan osztódó sejteknél előnyös	Alacsony
Hibridizáció	Kromoszóma aberrációk	Mononukleáris véresejtek	Magas
Denaturációs gélelektroforézis	DNS sérülések	Az összes sejtféleség	Közepes
Alaki kioldás	DNS sérülések	Összes sejt	Kísérleti stádium
DNS szekvencia meghatározás	DNS mutációk	Összes sejt	Nagyon magas

Az ismertetett sugárbiológiai hatások, sugárbetegségek az igen összetett hatások közül a gyakrabban megfigyelték közé tartoznak. Minden egyes folyamat még számos egymással összekapcsolódó részfolyamatból áll össze. Az itt szereplő osztályozások, csoportosítások (determinisztikus-sztochasztikus hatás, molekuláris-celluláris-szöveti elváltozás, korai ill. késői sugárbetegség, stb.) sem mindig értelmezhetők egyértelműen.

Ugyanígy az sem határolható el egyértelműen, hogy a sugárterhelés mértékét mikor célszerű egyenérték dózisként (Sv egységben) és mikor elnyelt dózisként (Gy egységben) szerepeltetni. Mindezek egyrészt a sugárzások biológiai, kórélettani hatásainak összetettségét jelzik, másrészt pedig azt, hogy a hatások természettudományi igényű megismeréshez még sok vizsgálat, eredmény szükséges.

Azt is tudni kell, hogy a sugárvédelem rendszerint az alacsony sugárterhelés tartományban dolgozik, s ezek mellett a biológiai, élettani stb. változások nehezen, vagy csak a többi környezeti hatással erősen átfedve, módosítva, esetleg szinergizmussal párosulva, sok esetben csupán a maradéktalanul nem teljesülő feltételek mellett alkalmazott statisztikai elemzésekkel mutathatók ki.

Kérdések

Melyek a direkt és indirekt hatások ?

Mi a találat elmélet ?

Milyen fizikai és kémiai változások játszódnak le az ionizáló sugárzás hatására ?

A sejtben melyek a legérzékenyebb „célpontok” ?

A DNS-ben milyen változások játszódhatnak le ?

Akut sugárterhelésnél milyen szakaszokat különböztetünk meg ?

A kritikus szakaszban milyen szindrómát különböztethetünk meg ?

Mi a letális dózis ?

Melyek a determinisztikus és a sztochasztikus sugárhatás jellemzői?

Milyen módszerek terjedtek el a sugárbetegségek kimutatására ?

Irodalom

- KANYÁR B., BÉRES Cs., SOMLAI J., SZABÓ S. A.(2004): Radioökológia és környezeti sugárvédelem. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém
- Watson, J. D. (1980): A gén molekuláris biológiája. Medicina Könyvkiadó, Budapest
- Steel, G. G. (ed., 1993): Basic clinical radiobiology. Edward Arnold, A member of the Hodder Headline Group, London
- Sztanyik B.L. (szerk., 1989): A sugársérülések megelőzése és gyógykezelése. Zrínyi Katonai Kiadó, Budapest
- ICRP No. 60 (1991): Recommendations of the International Commission on Radiation Protection, Pergamon Press, Oxford, NewYork
- Nemzetközi Biztonsági Alapszabályzat: Az ionizáló sugárzások elleni védelem és a sugárforrások biztonsága (1996):A NAÜ Biztonsági sorozat, No. 115. fordítása.OAH, Budapest
- Mózsa Sz. (1998): Az ionizáló sugárzások biológiai hatása. Haynal Imre Egészségtudományi Egyetem. Egészségügy Főiskolai Kar, Budapest
- Turai I. (1993): Sugáregészségügyi ismeretek. Medicina Könyvkiadó, Budapest
- Sources and Effects of Ionizing Radiation (1996): UNSCEAR 1996 Report, Scientific Annex. UN, NewYork
- Kanyár B., Somlai J., Szabó D. L. (1996): A sugárzások elleni védelem dozimetriai és hatástani alapjai. Jegyzet, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém
- One Decade after Chernobyl (1996): Summing of the Consequences of the Accident. Proc. of an International Conference. IAEA, Vienna
- A csernobili atomerőművi baleset tanulságai 10 év távlatából (1996): Előadássorozat az OAH-KFKI AEKI-OSSKI összeállításában. Budapest
- Pálfi F., Sági L., Zagyvai P., Fehér Á., Kanyár B., Homonnay Z., Nánási P., Szakál B. (1997): Vele vagy nélküle? NBK Titkárság, MKM és BME közös kiadása, Budapest
- Vajda Gy. (1998): Kockázat és biztonság. Akadémiai Kiadó, Budapest
- R. Clark (1999): Control of low-level radiation exposure: time for a change? J. Radiol. Prot., 19, 107-115
- Z. Jaworowski (1999): A dózis-kockázat arányosság paradigmájának felemelkedése és bukása. Fizikai Szemle 40/9, 317-321, Budapest
- Köteles Gy., Tóth E. (1999): Gondolatok az ionizáló sugárzás kis dózisának hatásairól. Fizikai Szemle, 49, 394-409
- Köteles Gy. (szerk., 2002): Sugáregészségtan. Medicina könyvkiadó Rt, Budapest
- L. Wojnárovits (2003): Radiation Chemistry. In: Handbook of Nuclear Chemistry (eds: A. Vértes, S. Nagy, Z. Klemcsár). Vol. 3: Chemical Applications of Nuclear Reactions and radiations, pp. 1-55. Kluwer Academic Publ., Dordrecht/ Boston/ London
- B. Kanyár, G.J. Köteles (2003): Dosimetry and Biological Effects of Ionizing Radiation. In: Handbook of Nuclear Chemistry (eds: A. Vértes, S. Nagy, Z. Glencsár), Vol. 4: Radiochemistry and Radiopharmaceutical Chemistry in Life Sciences, pp. 349-387. Kluwer Academic Publ., Dordrecht/ Boston/ London

5 Sugárvédelem

5.1 Bevezetés (Dr. Raics Péter)

A sugárvédelem az ember egészségének megőrzésével, védelmével foglalkozik a radioaktív sugárzási tér elkerülhetetlen jelenléte miatt. A munkavédelemhez hasonló feladatai vannak, de annál sokrétűbb, mert nem csupán a munkahelyen várható kockázatokat igyekszik csökkenteni, hanem az egész lakosságot érintő hatásokat próbálja figyelembe venni és a szükséges intézkedéseket meghozni. Ilyen szempontból a tűzvédelemhez jobban hasonlít.

Az előző fejezetek az ionizáló sugárzások formáival, fizikai és biológiai hatásaival foglalkoztak. A radioaktivitás, atommagfizika rendkívül széleskörű alap- és alkalmazott tudomány, inter- és multidiszciplináris terület. A mindennapok technikáját, technológiáját meghatározó jelenségcsoport, amely nélkülözhetetlen az ipar, a bányászat, az orvostudomány, a mezőgazdaság, az élelmiszeripar, az energetika sok területén. Emiatt, a vegyiparhoz hasonlóan, globális szennyezés forrása is lehet. Joggal merülhet fel a kérdés:

- *Veszélyes-e a sugárzás ?*

Válaszok:

a) *„A sugárzás ... veszélyes, mint a tűz, de ahogyan a tűzvédelem teszi lehetővé a tűz elengedhetetlen, biztonságos alkalmazását, úgy a sugárvédelem intézkedik a sugaras technológiák biztonságos alkalmazásáról”*

Köteles György: Biológiai ismeretek és sugárvédelmi szabályozás,

Fizikai Szemle, 54/7, 216-220.o. 2004. július

b) *„A butaság a legveszélyesebb ...”*

Teller Ede beszéde Díszdoktorrá avatásán, KLTE, Debrecen, 1996. nov.

5.2 A sugárvédelmi szabályozás rendszere (Dr. Raics Péter)

A védekezés és szabályozás fizikai alapokon nyugvó rendszer, amely a kor tudományos szintjén felmérhető kockázatok csökkentésére irányul. Alapelvei viszonylag egyszerűek és stabilak, viszont módszerei, előírásai idővel változnak a felhalmazott tapasztalatok miatt.

5.2.1 Kit mi ellen kell megvédeni?

A védekezés szempontjából az „ionizáló” sugárzáshoz *tartoznak* a töltött részecskék, röntgen- és gamma-fotonok, valamint a neutronok is, bár ez utóbbiak töltött részecskéket és gamma-fotonokat keltő magreakciók révén *csak* közvetett módon képesek ionizálni. A nagyfrekvenciás elektromágneses hullámok a röntgen- és gamma-sugárzáshoz hasonló fizikai jelleggel bírnak, de az anyaggal nem-ionizáló folyamatok révén lépnek kölcsönhatásba, így ez a védelem és szabályozás *nem* tartozik a hagyományosan „sugárvédelem”-nek nevezett tevékenységi körbe (ld. 7.§). Az ionizáló sugárzások kémiai, biológiai és egészségkárosító hatásainál láttuk, hogy milyen kockázattal kell számolnunk valamilyen elszennvedett sugárdózis esetén. Az emberiség többféleképpen lehet „szennvedő” alanya ezen folyamatoknak:

- a) adott helyen élő lakosként, aki mindennapi életében ki van téve a lakóhelyétől függő természetes háttérsugárzásnak;
- b) kritikus lakossági csoport tagjaként, aki valamilyen nukleáris berendezés, forrás körzetében él és egyenletes besugárzásnak van kitéve;
- c) a lakosságnak olyan egyedekeként, akin egészségügyi problémái miatt *saját érdekében* diagnosztikai és/vagy terápiás eljárást hajtanak végre;
- d) munkavállalóként a radioaktivitást a köz javára alkalmazó területen dolgozik és ezzel egészségét veszélyezteti.

Ezek a kategóriák, természetesen, bővíthetnek (pl. repülőgépen nagy magasságban utazók) és keveredhetnek (sugaras munkahelyen dolgozó repülőgépen utazik diagnosztikai, majd ezt követő terápiás beavatkozásra).

A sugárzások elleni védekezés céljai:

- a) El kell kerülni a sugárforrások használatától eredő életveszélyes besugárzásokat (determinisztikus hatásokat).

- b) A sugárveszélyes munkahelyi dóziskockázat az egyéb foglalkozásokhoz hasonló vagy kisebb legyen ($\sim 10^{-4}$ haláleset/év, azaz 10 000 emberből 1).
- c) A lakosságnak a természetes háttérsugárzáson és a szükséges orvosi beavatkozásokon felüli sugárterheléséből adódó kockázata a még társadalmilag elfogadható 10^{-5} évenkénti haláleset értéket ne haladja meg (100 000 személyből 1 halálos áldozat).

Mindezek a *megelőzés* segítségével valósíthatók meg, ami a sugárvédelem alapfilozófiája és legfontosabb feladata. (A téma részletesebb kifejtése az [1,2,3,4,5] könyvekben található.)

5.2.2 A szabályozás hivatalos szervezetei, szervei

Nemzetközi tudományos alap- és alkalmazott kutatások eredményein alapulnak a továbbiakban hivatkozott, alkalmazandó elvek és módszerek. A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (International Commission on Radiological Protection, ICRP) *ajánlásokat* dolgoz ki elméleti és gyakorlati kérdésekben, mintegy közvetítőként a tudomány és a mindennapi életben szükséges szabályozás között. A konkrét tevékenységi területekre (kutatás, ipar, mezőgazdaság, közlekedés, egészségügy, munkaügy) nemzetközi szervezetek „fordítják le” az ICRP kiadványaiban megfogalmazottakat. Ezek többnyire az ENSz szakterületi egységei, pl: Nemzetközi Atomenergia Ügynökség, NAÜ (International Atomic Energy Agency, IAEA), Egészségügyi Világszervezet (World Health Organization, WHO), Élelmezési és Mezőgazdasági Szervezet (Food and Agriculture Organization, FAO), Nemzetközi Munkaügyi Szervezet (International Labour Organization, ILO). Az így kialakított álláspontokat, szabályozási alapokat és javaslatokat az egyes országokat tömörítő regionális szervezetek (pl. az EU szakbizottságai) „erős” megfontolásra méltónak ítélik a tagok számára, esetleg szigorú követelményeket (és szankciókat) is megfogalmazva.

Törvényt, jogszabályt, végrehajtási rendeletet, eljárási utasítást az egyes országok jogalkotási rendszere hozhat, írhat elő. Magyarországon ez a feladat az országgyűlésre, minisztériumokra, országos hatáskörű szervekre hárul. Ezek alapján az adott tevékenységgel hivatásszerűen foglalkozó intézmény megalkotja a saját munkahelyi sugárvédelmi szabályzatát (MSSz), amelyet az Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat, továbbá a Katasztrófavédelmi Szervezet valamint az

Országos Rendőrfőkapitányság ellenőríz és jóváhagy. Ennek betartását az ÁNTSZ Decentrum, illetve az Országos Tisztifőorvosi Hivatal (OTH) felügyeli, esetleg más szakmai szervezetekkel és a NAÜ-vel közösen.

Hazánkban a „Fodor József” Országos Közegészségügyi Központhoz tartozó Országos „Frédéric Joliot-Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutatóintézet” (OSSKI) foglalkozik, többek között, a lakossági, környezeti és munkahelyi sugárvédelemmel, valamint ez utóbbinál szükséges foglalkozási sugárterhelés rendszeres hatósági személyi dozimetriai ellenőrzésével. Az Országos Atomenergia Hivatal (OAH) felelős az atomenergia békés célú, biztonságos alkalmazásáért, a nukleáris anyagok és létesítmények biztonságáért, ellátja és összehangolja a nukleáris balesetek elhárításával kapcsolatos hatósági feladatokat valamint a tájékoztatási tevékenységet.

A sugárvédelem a fizikai alapok, kémiai és biológiai elvek valamint jogszabályok különleges keveréke. A jelen tankönyv nyilván nem foglalkozhat a hatósági eljárások részleteivel. Arra szorítkozik, hogy a főbb elveket, azok alkalmazásait, értelmezését tárgyalja, amelyeket a törvényekben aztán felhasználnak a szabályozáshoz. Egyes fejezetekben hivatkozunk a jelenleg hatályos rendelkezésekre. Az irodalomjegyzékben néhány fontosabb törvényt, végrehajtási rendeletet és értelmező mellékletet feltüntettünk illusztrációként. Felhívjuk azonban a figyelmet arra, hogy egyes esetekben még a tudományos eredmények sem véglegesek, így a rájuk alapozott hivatalos szabályozás is időről-időre változik. Emiatt konkrét esetekben a korábban említett szervezetet kell megkeresni a teendők, illetve a jogszabályi háttér megismeréséért és azok helyes alkalmazásáért.

5.2.3 A sugárvédelem alapelvei

Az ICRP és IAEA ajánlásai a sugárvédelem megvalósítására, kiterjedtségére vonatkozóan három alapelvre épülnek [6,7,8]:

5.2.3.1 Indokoltság

Ionizáló sugárzás kibocsátásával, sugárterheléssel járó tevékenység csak akkor végezhető, ha társadalmi haszna ellensúlyozza a sugárzás okozta hátrányokat, káros következményeket.

Ha valamely eljárás „klasszikus” módszerrel minden tekintetben egyenértékű módon kiváltható, akkor a sugaras technikát nem szabad alkalmazni. Erre az egyik példa a füstjelző készülékek átalakítása. Évtizedeken keresztül az ^{241}Am izotóp alfa-sugárzásának gyengülésével észlelték a levegő abszorpciójának a füst miatti megváltozását. Ez a mai eszközökben optoelektronikai módszerrel történik. A világító számlapú órák, műszerek korábban rádium tartalmú festékekkel készültek, amelynek sugárzása gerjesztette fénykibocsátásra a lumineszkáló port. Ez nem elhanyagolható dózist jelentett az óra viselőjének, ugyanakkor súlyos egészségkárosodást okozott a készítőnek. Új típusú festékek kifejlesztése elkerülhetővé tette a felesleges sugárveszélyt. Korábban szokás volt egyes műtéti hegek lágy-röntgensugárzással való kezelése, „eltüntetése”, ami nem indokolható „kozmetikai” beavatkozást jelentett.

Egyes, a gyomor-bél traktust érintő, kontrasztanyaggal való feltöltést kívánó röntgenvizsgálatokat helyettesíteni lehetett a „nem-invázív” ultrahangos képalkotással. A megmaradó orvosi diagnosztikai alkalmazások szükségessége egyértelmű, de gyakoriságuk megállapításánál a kockázatokat mérlegelni kell (terhes nők, gyerekek, rutin röntgenvizsgálatok).

A maghasadást felhasználó nukleáris energetika megítélésénél azt kell mérlegelni, hogy a sokszorosan ellenőrzött, alacsony radioaktivitást kibocsátó reaktorokkal szemben a fosszilis rendszerek hatalmas mennyiségű széndioxiddal és más veszélyes gázokkal szennyezik a környezetet. A szénfűtésűeknek pedig (kontrollálatlan módon) mintegy 6000-szer (!) nagyobb a termelt energiára vonatkoztatott fajlagos aktivitás-kibocsátásuk. A fűtőanyag tömegére számolt fajlagos energiatermelés kb. 3 000 000-szor nagyobb a reaktoroknál, ami a szállítással járó kockázatokat (közút, vasút) nagyon megnöveli a fosszilisak használata esetén. Kétségtelen, hogy a képződő veszélyes hulladék a reaktoroknál pillanatnyilag gondot jelent a nagy aktivitás miatt, de a megfelelő technika, technológia már rendelkezésre áll a megoldáshoz és csupán felelős döntésre vár a politikusok részéről. A nukleáris energiatermelés indokoltságát az atomerőművek számának világszerte tapasztalt jelentős növekedése és az EU fejlesztési stratégiája bizonyítja.

5.2.3.2 Optimálás, ALARA

A sugárforrásokat alkalmazó tevékenyégeknél a védelmet és a biztonságot úgy kell kialakítani, hogy a többlet dózisterhelés olyan csekély legyen, amilyen csak ésszerűen elérhető az adott ország lehetőségeinek figyelembe vételével.

Ez az úgynevezett ALARA-elv: As Low As Reasonably Achievable, azaz a sugárdózis olyan alacsony legyen az elkerülhetetlen alkalmazás során, ami ésszerűen elérhető. Ez lényegében „gumi-szabály”, hiszen a nettó haszon gazdasági és társadalmi tényezők függvénye, azaz országonként változó lehet, ami nem feltétlenül igazságos. (Sajnos, ugyanez érvényes általában az egészségügyi ellátás egészére és a munkavédelemre, biztonságra is!) Az optimálás lényegében azt jelenti, hogy az egyéni dózisok értéke, a sugárzásnak kitett személyek száma és a sugárterhelés kockázata a védelem és a biztonsági rendszer kialakításától függ. Itt minőségi és mennyiségi, gazdasági és egészségügyi követelmények, továbbá az egyén és a társadalom közötti ellentétek egyaránt megjelennek. Nemcsak az eszközök értéke, hanem pl. a munkaerő ára is jelentős tényező lehet: a társadalmi megítélés szerint fontos munkát, szükséges beavatkozást mindenképpen el kell végezni, ami a kollektív dózist növeli. A személyre vonatkozó dózishatárok miatt ez azt jelenti, hogy az adott munkát sok embernek kell elvégeznie, egyenként rövid időt töltve sugárveszélyes munkával.

Az ALARA-elv nem vonatkozik az orvosi terápiás sugárkezelésre.

5.2.3.3 Dóziskorlátozás

A mesterséges sugárforrásoktól származó együttes sugárterhelés egyetlen személynél vagy lakossági csoportnál sem haladhatja meg az éves dóziskorlátot.

Az atomenergia és az ionizáló sugárzások alkalmazása tervezett módon, ellenőrzött körülmények között folyik úgy, hogy egészségügyi kockázata a társadalom által elfogadott értékeket nem haladja meg. A korlátokat ennek figyelembevételével határozzák meg. Az a cél, hogy a stochasztikus határból eredő kockázat minél alacsonyabb szinten maradjon mind a lakosság, mind a sugaras munkahelyen dolgozók esetében.

A korlátozás nem vonatkozik az orvosi alkalmazásokra.

A dóziskorlátozás nem jelent éles határvonalat az egészség és a károsodás között. A stochasztikus hatások a dózissal egyenes arányban növekednek abban a tartományban, ahol a szokásos napi sugárzási jelenségek lejátszódnak (lakossági tevékenység, ellenőrzött sugaras munkahely ill. foglalkozás). A nagydózisú (baleseti) besugárzások determinisztikus hatásokat okoznak, amelyeknél „igen – nem” választ ad(hat) az adott szerv vagy személy, vagyis itt „igazibb” határok állíthatók fel. (Bár ekkor is „fél-halálos” értéket jelent az egész testre kapott 4-5 Sv. A szervek károsodásában is nagy szórás mutatkozik az emberi variabilitás miatt.) Az alacsonyabb dózisú sugárzás káros hatásait az élő szervezet képes kijavítani, ha „ideje van rá” (terápiás dózisok frakcionálása is ezt a célt szolgálja). Ezért bizonyos esetekben a dózisteljesítményt is korlátozni kell.

5.3 Határértékek (Dr. Raics Péter)

A többi élőlényhez hasonlóan az ember is a természetes háttérsugárzásban él a Földön. Szervezetünk ehhez éppúgy hozzászokott, mint a többi fizikai, kémiai, biológiai hatáshoz. Ezek mindegyike valamilyen kockázatot jelent az egészségre és az életbenmaradásra vonatkozóan. A kockázat csökkenthető megfelelő szabályozási és/vagy technikai beavatkozással. A társadalomnak fel kell mérnie, mit milyen áron ér el (ALARA-elv).

A természetes eredetű sugárzásból eredő évi effektív dózis világátlaga 2,4 mSv, ami 1 – 10 mSv/év szélsőségeket takar. Hazánkban 3,1 mSv/év a háttérsugárzásból származó effektív dózis értéke a felnőtt lakosságra vonatkoztatva. Ezek az adatok a külső és belső sugárterhelést egyaránt tartalmazzák.

Az egyéb forrásból származó lakossági és foglalkozási sugárterhelés határait az ICRP ajánlásai szerint állapítják meg [6,7,8]. Alap határértékekből kiindulva további korlátok állíthatók. Ezeket a természetes sugárzásból eredő értékhez viszonyítva kitűnik a szabályozás szigorúsága, amely részben abból is ered, hogy különösen a kis dózisok hosszútávú hatásai még nem minden részletükben vannak felderítve. Ezért a megadott határok nem jelentik azt, hogy ilyen értékig el is kell menni.

5.3.1 Elsődleges dóziskorlátok

Szervekre vonatkozó dózisegyenértékben, illetve az egész testre értelmezett effektív dózisegyenértékben kifejezett korlátok (Sv/év) vannak előírva a különböző lakossági csoportokra. A szervekre megállapított határok a determinisztikus hatások elkerülését szolgálják, a szervezet egészére előírt értékek pedig a stochasztikusak csökkentését. Idővel egyre több tapasztalat halmozódik fel a kísérletekből és a megtörtént eseményekből, ezért a dóziskorlátok is változnak. Tapasztalat szerint ez szigorodást jelent. A **13. táblázat** értékeit az ICRP 1990-es kiadványa [6,8] javasolta, és ezt írja elő Magyarországon a vonatkozó törvény illetve jogszabály [9,10].

13. táblázat. Elsődleges dóziskorlátok az együttes külső és belső sugárterhelésre

Dózistípus	Dóziskorlát		
	Foglalkozási	Tanulók, gyakornokok 16-18 év között	Lakossági
Effektív dózis	20 mSv/év 5 évre átlagolva, de egyetlen naptári évben sem több mint 50 mSv.	6 mSv/év	1 mSv/év Ennél nagyobb dózis csak akkor engedhető meg, ha 5 év alatt az éves átlag nem haladja meg az 1 mSv-et.
Egyenérték dózis			
- szemlencsére	150 mSv/év	50 mSv/év	15 mSv/év
- bőrre bármely 1 cm ² -re átlagolva	500 mSv/év	150 mSv/év	50 mSv/év
- kézre, lábra	500 mSv/év	150 mSv/év	--

Megjegyzések a 13. táblázat:

- Az egyes testrészekre vonatkozó egyenérték-dóziskorlátot az effektív dózistól függetlenül kell figyelembevenni.

- b) A foglalkozási sugárterhelés magába foglalja a mesterséges és fokozott sugárterhelést eredményező természetes forrásokból származó dózist, de nem tartalmazza az orvosi diagnosztikai és terápiás beavatkozásokat. A foglalkozási határokba a munkahelyen külön fellépő radon-terhelést be kell számítani (pl. pince munkahely, gyógyvízzel kapcsolatos tevékenységek).
- c) 18 éven aluli személyek *foglalkozási* sugárterheléssel járó munkát nem végezhetnek. 16-18 év között csak oktatás miatt vehetnek részt sugárterheléssel járó gyakorlati munkákban. A 18. életévüket betöltött tanulókra és gyakornokokra az oktatásból, kiképzésből származó sugárterhelés dóziskorlátjai megegyeznek a foglalkozási határokkal. 16 éves kor alatti tanulókra és gyakornokokra a lakosság tagjaira vonatkozó határok érvényesek.
- d) Terhes nőkre, szoptató anyákra és anyatejet adó nőkre foglalkoztatási tilalom áll fenn, melynek részleteit, időbeli kiterjedtségét külön jogszabályban rögzítik.
- e) A lakosságot akaratán kívül érő sugárterhelés a mesterséges forrásokból származó, de nem foglalkozási és nem orvosi eredetű dózis. Nem számít bele a nem foglalkozásként végzett betegápolásból és az orvosi kutatásban való önkéntes részvételből származó dózis.
- f) A foglalkozási dózisterhelés (**13. táblázat**) határokat különleges helyzetekben engedélyezéssel meghaladhatja (speciális munka, veszélyhelyzet, ld később).

5.3.2 Másodlagos korlátok

A **13. táblázat** értékeinek betartásához az inkorporáció figyelembevétele nem könnyű: minden potenciálisan belélegezhető vagy lenyelhető radioaktív izotópot a belső dóziszjáruléka szerint az adott körülmények között kell elbírálni. Ezért ilyen esetekben a *bevitt aktivitásra* írnak elő éves korlátot, vagy az átlagos napi élelem vagy levegő bevitel ismeretében az aktivitás koncentrációra határértéket. Ezek betartása esetén a **13. táblázat** elsődleges dóziskorlátok túllépése elkerülhető.

A **14. táblázat** néhány atommagra közölt éves *felvételi korlát* (ÉFEK) a szervezetbe bevihető aktivitást határolja be az effektív dózisok szerint a sugárveszélyes

munkahelyen dolgozók és a lakosság számára. A **13. táblázat** szerinti DL teljes évi effektív dóziskorlátot együtt kell teljesítenie az E_T külső és belső terhelésnek az összes nuklidra [7, 8, 9,10]:

$$E_T \leq DL, \quad (2.1)$$

$$E_T = H_p(d) + \sum_j e(g)_{j, \text{nyelés}} \cdot I_{j, \text{nyelés}} + \sum_j e(g)_{j, \text{lélegzés}} \cdot I_{j, \text{lélegzés}} \quad \text{Sv}, \quad (2.2)$$

ahol $H_p(d)$ a külső, nagy áthatolóképességű sugárzás egyéni effektív dózisa, Sv;
 $e(g)_{j, \text{inkorp}}$ a g életkorú egyénre vonatkozó, j nuklidra lenyeléssel és belégzéssel számított effektív dózis egységnyi inkorporált aktivitásra vett értéke, Sv/Bq;

$I_{j, \text{inkorp}}$ a nyeléssel és lélegzéssel bevitt aktivitás, Bq.

A fenti két egyenlet tehát a következő feltételt írja elő:

$$\frac{H_p(d)}{DL} + \sum_j \frac{I_{j, \text{nyelés}}}{I_{j, \text{nyelés}}^0} + \sum_j \frac{I_{j, \text{lélegzés}}}{I_{j, \text{lélegzés}}^0} \leq 1. \quad (2.3)$$

Itt $I_{j, \text{inkorp}}^0 = DL/e(g)_{j, \text{inkorp}}$ az atommag lenyeléssel és belégzéssel történő inkorporációs aktivitására megállapított éves *felvételi korlát* (ÉFEK) Bq-ben.

Az ÉFEK, illetve $e(g)_{j, \text{inkorp}}$ kiszámításánál figyelembe veszik a nuklid atomfizikai (kémiai) tulajdonságait az adott vegyületben, a szervezetben végbemenő biokémiai folyamatokat, a céltárgyként szereplő szervbe való bekerülés és onnan a különböző útvonalakon történő kikerülés, másikba átkerülés valószínűségét, sebességét, idejét, a közben leadott energiát (ionizációt, azaz a dózist). A lélegzéssel inkorporált radioaktív anyagok egy része a tüdőből eltávozik: teljesen kijut a testből a légutakon keresztül, vagy a testnedvek (vér, nyirok) révén a gyomor-bél rendszerbe kerül. Az emésztő rendszerben összegződik tehát a két inkorporációs pálya. A tüdőbeli folyamatok (abszorpció, tisztulás) forrása és iránya (sebessége) alapján az $e(g)$ -ben F (gyors), M (közepes), S (lassú) és G (gáz, gőz) adatcsoportokat különböztetnek meg, melyek értékei között 10-szeresnél nagyobb különbségek is előfordulhatnak. Valamennyi retenciótól eltekintve az aktív szennyezés (is) valamikor kiürül a szervezetből. Ennek jellemzésére használják az *effektív felezési időt*, amelynek értékei a magfizikaival a **14. táblázat** vethető össze. (Néhány helyen nem állt rendelkezésre biológiai felezési idő, de ez az adatok felhasználását nem korlátozza, hiszen azok indirekt módon tartalmazzák azt.

14. táblázat. Foglalkozási és lakossági korlátok az aktivitás bevitelre

Atommag	Felezési idő				Foglalkozási korlátok			Lakossági korlátok		
					$DL=20 \text{ mSv/év}$			$DL=1 \text{ mSv/év}$		
	Fizikai		Effektív		ÉFEK Lenyelés Bq	ÉFEK Belégzés Bq	SZLK Belégzés Bq/m^3	ÉFEK Lenyelés Bq	ÉFEK Belégzés Bq	SZLK Belégzés Bq/m^3
H-3 (víz)	12,32	év	12,0	nap	1,1E+09	1,1E+09	4,6E+05	5,6E+07	2,2E+07	2,6E+03
C-14 (gőz)	5730	év	40,0	nap	3,4E+07	3,0E+09	1,3E+06	1,7E+06	5,0E+06	6,0E+02
F-18	1,83	óra	1,8	óra	4,1E+08	3,7E+08	1,5E+05	2,0E+07	3,6E+07	4,3E+03
Na-22	2,60	év	11,0	nap	6,3E+06	1,0E+07	4,2E+03	3,1E+05	7,7E+05	9,2E+01
Na-24	14,95	óra	4,1	óra	4,7E+07	3,8E+07	1,6E+04	2,3E+06	3,7E+06	4,4E+02
P-32	14,26	nap	14,1	nap	8,3E+06	9,1E+06	3,8E+03	4,2E+05	1,3E+06	1,5E+02
S-35	87,50	nap	76,0	nap	1,4E+08	2,5E+08	1,0E+05	7,7E+06	2,0E+07	2,3E+03
Cl-36	3,00E+05	év	29,0	nap	2,2E+07	4,1E+07	1,7E+04	1,1E+06	3,0E+06	3,6E+02
K-40	1,28E+09	év			3,2E+06	6,7E+06	2,8E+03	1,6E+05	4,8E+05	5,7E+01
Ca-45	163,0	nap	164	nap	2,6E+07	8,7E+06	3,6E+03	1,4E+06	3,7E+05	4,4E+01
Cr-51	27,70	nap	26,6	nap	5,3E+08	6,7E+08	2,8E+05	2,6E+07	5,0E+07	6,0E+03
Fe-55	2,70	év	390	nap	6,1E+07	2,2E+07	9,1E+03	3,0E+06	1,3E+06	1,5E+02
Fe-59	44,50	nap	42	nap	1,1E+07	6,7E+06	2,8E+03	5,6E+05	2,7E+05	3,2E+01

Atommag	Felezési idő				Foglalkozási korlátok			Lakossági korlátok		
					<i>DL=20 mSv/év</i>			<i>DL=1 mSv/év</i>		
	Fizikai	Effektív	ÉFEK Lenyelés Bq	ÉFEK Belégzés Bq	SZLK Belégzés Bq/m ³	ÉFEK Lenyelés Bq	ÉFEK Belégzés Bq	SZLK Belégzés Bq/m ³		
Co-60	5,27 év	10 nap	5,9E+06	2,8E+06	1,2E+03	2,9E+05	1,9E+05	2,3E+01		
Cu-64	12,70 óra	0,75 nap	1,7E+08	2,9E+08	1,2E+05	8,3E+06	2,9E+07	3,4E+03		
Zn-65	244,30 nap	193 nap	5,1E+06	7,1E+06	3,0E+03	2,6E+05	4,5E+05	5,4E+01		
Se-75	119,64 nap		7,7E+06	1,4E+07	6,0E+03	3,8E+05	7,7E+05	9,2E+01		
Kr-85	10,76 év			6,0E+09	2,5E+06		1,0E+09	1,2E+05		
Sr-90	28,64 év	18,7 év	7,1E+05	6,7E+05	2,8E+02	3,6E+04	2,8E+04	3,3E+00		
Zr-95	64,00 nap	0,75 nap	2,3E+07	6,7E+06	2,8E+03	1,1E+06	4,0E+05	4,8E+01		
Tc-99m	6,00 óra	4,8 óra	9,1E+08	1,0E+09	4,2E+05	4,5E+07	8,3E+07	9,9E+03		
Ru-106	373,60 nap	7,5 nap	2,9E+06	2,0E+06	8,5E+02	1,4E+05	1,3E+05	1,5E+01		
I-129	1,57E+07 év	140 nap	1,8E+05	3,9E+05	1,6E+02	9,1E+03	2,8E+04	3,3E+00		
I-131	8,02 nap	7,60 nap	9,1E+05	1,8E+06	7,6E+02	4,5E+04	1,4E+05	1,6E+01		
Cs-134	2,06 év	nap	1,1E+06	2,1E+06	8,7E+02	5,3E+04	1,5E+05	1,8E+01		
Cs-137	30,17 év	138 nap	1,5E+06	3,0E+06	1,2E+03	7,7E+04	2,2E+05	2,6E+01		
Ba-140	12,75 nap	0,75 nap	8,0E+06	1,3E+07	5,2E+03	3,8E+05	1,0E+06	1,2E+02		
Ce-144	284,80 nap	0,75 nap	3,8E+06	8,7E+05	3,6E+02	1,9E+05	2,5E+04	3,0E+00		
Au-198	2,69 nap	2,7 nap	2,0E+07	5,1E+07	2,1E+04	1,0E+06	4,8E+06	5,7E+02		

Atommag	Felezési idő				Foglalkozási korlátok			Lakossági korlátok		
					DL=20 mSv/év			DL=1 mSv/év		
	Fizikai		Effektív		ÉFEK Lenyelés Bq	ÉFEK Belégzés Bq	SZLK Belégzés Bq/m ³	ÉFEK Lenyelés Bq	ÉFEK Belégzés Bq	SZLK Belégzés Bq/m ³
Po-210	138,38	nap	42	nap	8,3E+04	2,8E+04	1,2E+01	8,3E+02	1,6E+03	2,0E-01
Pb-210	22,30	év	3,3	év	2,9E+04	1,8E+04	7,6E+00	1,4E+03	1,8E+02	2,1E-02
Rn-220	55,6	mp	55,6	mp			9,5E+03			2,7E+03
Rn-222	3,83	nap	3,80	nap			3,2E+03			9,1E+02
Ra-226	1600	év	41	év	7,1E+04	9,1E+03	3,8E+00	3,6E+03	2,8E+03	3,3E-01
Th-232	1,41E+10	év	200	év	9,1E+04	6,9E+02	2,9E-01	4,3E+03	9,1E+00	1,1E-03
U-233	1,59E+05	év	15	nap	4,0E+05	3,0E+04	1,3E+01	2,0E+04	1,7E+03	2,1E-01
U-235	7,04E+08	év	15	nap	4,3E+05	3,3E+04	1,4E+01	2,1E+04	1,9E+03	2,3E-01
U-238	4,47E+09	év	15	nap	4,5E+05	3,4E+04	1,4E+01	2,2E+04	2,0E+03	2,4E-01
Pu-239	2,41E+04	év	197	év	8,0E+04	6,3E+02	2,6E-01	4,0E+03	8,3E+00	9,9E-04
Am-241	432	év	63	év	1,0E+05	7,4E+02	3,1E-01	5,0E+03	1,0E+01	1,2E-03

Jelölések: ÉFEK = Éves felvételi korlát, Bq (angol: ALI=Annual Limit on Intake)

SZLK = Származtatott levegő koncentráció, Bq/m³ (DAC=Derived Air Concentration)

$$1/T_{1/2}^{\text{effektív}} = 1/T_{1/2}^{\text{fizikai}} + 1/T_{1/2}^{\text{biológiai}}, \text{ ami a bomlási állandók összegéből adódik: } \lambda^{\text{ff}} = \lambda^{\text{fiz}} + \lambda^{\text{biol}}$$

Légzésintenzitás: felnőttekre 1,2 m³/óra.

Teljes belélegzett levegő mennyiség: sugaras munkahelyen dolgozókra évi 2000 óra mellett 2400 m^3 , felnőtt lakosságra 7000 óra/év értékkel 8400 m^3 .

Az azonos rendszámú nuklidokra a kémiai tulajdonságok azonosnak vehetők. Tehát a **14. táblázat** fizikai és effektív felezési idő adataiból a biológiai kiszámítható és ebből az effektív az izotópra megállapítható.)

A **14. táblázat** az ÉFEK-értékeket a két lakossági csoportra vonatkozóan tartalmazza. A munkahelyi (foglalkozási) adatoknál figyelembe kell venni az éves munkaidőt, amit 50 hétre heti 40 órával számolnak, azaz összesen 2000 óra. A felnőttek (18 éves kortól) általános légzési teljesítménye 1200 liter óránként, azaz 2400 m^3 évente. A légzési $e(g)$ adatok az aktív részecskék méretétől is függenek, ezért két átlagos aerodinamikai átmérőre adják meg őket:

0,001 és 0,005 mm (AMAD = Activity Median Aerodynamic Diameter). A függés általában egy 2-es szorzón belül marad. A lakosságinnál ilyen megkülönböztetés nincs. A légnemű anyagoknál az aeroszol forma a legveszélyesebb. A jód mind ilyen, mind gőz formájában nagy távolságokra eljuthat (Csernobil-i baleset rövidtávú következményei).

A sugárzással munkahelyi szinten nem foglalkozó lakossági csoportra a határértékeket életkor szerint adják meg, amivel a sugárzással szembeni érzékenységet veszik figyelembe. A **14. táblázat** a 17 évesnél idősebb egyénekre vonatkozó korlátok találhatóak. Az $e(g)$ életkor-függése 0,5 – 18 év között általában 6 – 15-szörös tartományt ölel át és a „csontkereső” nuklidok (Ca, Sr) kivételével monoton csökken. Ez utóbbiaknál a csontfejlődés sebességében lévő különbségek jelentkeznek 7 – 12 éves korban és ezt kell figyelembevenni. A légzésnél itt is az $1,2 \text{ m}^3/\text{óra}$ értéket alkalmazzák a felnőttekre és évi 7000 órát vesznek figyelembe az adott helyen eltöltött átlagos időre a teljes inkorporációhoz. Ez megfelel 8400 m^3 teljes felvett levegő mennyiségnek.

Az ÉFEK-hez hasonló korlát adható meg különösen veszélyeztetett szervekre adott radioaktív szennyező esetében a **13. táblázat** közölt egyenérték dózis korlátok alapján (pl. jód: pajzsmirigy). Az öt évente egyszer elszenvedhető 50 mSv-et figyelembevéve speciális határérték is kidolgozható a foglalkozási csoportnál. (Az irodalmi adatok megítélésénél erre figyelemmel kell lenni: milyen dóziskorlátra adták meg a határértékeket.)

Az adatokat rendszeresen felülvizsgálják és a kutatások eredményei alapján módosítják azokat és csoportbeosztásaikat. Egy adott nuklidra, lakossági csoportra,

életkorra, tüdő-tisztulási folyamatra és részecskeátmérőre, transzfer hatásfokra, kiürülési mechanizmusra történő differenciálás a pontosabb határértékek kialakítását és így az ALARA-elv könnyebb érvényesíthetőségét teszi lehetővé. Ugyanakkor bonyolultabbá is válik egy-egy jelenség vagy helyzet értékelése. Figyelembeveendő az is, hogy mind a dózismérési módszereknek, mind a méréseknek és szimulációknak, modelleknek legalább 10 % véletlen hibája és akár 20-30 % szisztematikus hibája is lehet (egyszeres szórás, 68 % értelemben). A biológiai variabilitás ennél sokkal nagyobb (pl. fél-halálos dózis). Ezért a határokat igyekeznek sokszoros biztonsági tényezővel megállapítani (és csökkenteni). Talán segít az eligazodásban, ha az átlagosan legalacsonyabbnak ítélt korlátot eredményező paraméterekkel számolunk. (A **14. táblázat** összeállításában erre törekedtünk.)

5.3.3 Származtatott korlátok

A sugárvédelmi gyakorlatban a származtatott korlátok nagyon fontosak, mert ezek a forrás által képviselt és így egyértelműen mért mennyiségekkel közvetlenül összehasonlíthatók. Az *aktivitáskoncentrációkra* (Bq/liter, Bq/m³, Bq/kg) előírt feltételek teljesülése esetén az elsődleges dóziskorlátok (**13. táblázat**) betarthatók.

A **14. táblázat** a foglalkozási és lakossági sugárterhelés elkerülését célzó aktivitáskoncentráció határok a léggézzel történő inkorporációra vannak megadva. A *lenyelésre* is származtatható ilyen korlát: vízben oldott vegyületként legfeljebb mennyi lehet az aktivitáskoncentráció. Napi 2 – 2,5 liter vízfelvétellel számolva ez ~ 1000 liter/év fogyasztást jelent a *lakosságnál*, amivel az ÉFEK értékek egyszerűen átszámíthatók Bq/literre. Élelmiszerekre az étkezési szokások figyelembevételével állapítható meg származtatott korlát. Elsősorban a rendszeresen, nagyobb mennyiségben fogyasztott cikkekre kell ezt megállapítani (tej és tejtermék, hús, zöldség, gyümölcs). A tej „tisztasága” különösen fontos a gyermekek és a szoptatós anyák miatt. A hosszú felezési idejű nuklidok a korábbi nukleáris robbantások és az 1986-os csernobili reaktorbaleset következtében vannak jelen különböző aktivitással a Földön. A „természetes” háttér részévé váltak olyan időtartamra, ami összemérhető az emberi generációk átlagos hosszával. A 4 – 6 hónapos csecsemők által fogyasztott tejben és egyes tejtermékekben a ¹³⁴Cs és ¹³⁷Cs izotópokra együttesen 370 Bq/kg, az egyéb fogyasztókra és cikkekre 600 Bq/kg a megengedhető aktivitáskoncentráció Magyarországon [16].

A *belégzésre vonatkozó korlátok* kiszámításához a légzésintenzitás adatai a 2.2.§-ban találhatóak mindkét lakossági csoportra. A részletesebb gyűjtemények megemlítik, milyen kémiai formára vonatkozik a *származtatott levegő koncentráció* (SZLK) Bq/m³-ben, illetve egyes vegyületekre külön értékeket is meg szoktak adni. A **14. táblázat** a tríciumnál a vízre vonatkozó ÉFEK szerepel mindkét inkorporációs útnál. Ha a belégzéshez elemi hidrogént (³H) választunk, akkor ez 10⁴-szer (!) magasabb korlátot adna, CH₄ esetén is 100-szorosára növekedne az SZLK. A radiokarbon gőz, ¹⁴CO₂ és ¹⁴CO formái 1:100:1000 arányban növelik a határt a **14. táblázat** hivatkozotthoz képest. A jód esetében az elemi formánál a metiljodid kb 25 %-kal adna magasabb SZLK-t.

A nemesgázoknál az inkorporáció csak belégzéssel történik. A többi elemnél a különböző vegyületformák miatt mindkét út megjelenik. A trícium a gáz belégzése mellett vízhez, illetve szerves anyaghoz kötötten is bekerülhet a szervezetbe.

Az alfa-sugárzó izotópok különösen veszélyesek inkorporáció szempontjából. A belégzésre és lenyelésre vonatkozó korlátok itt különösen szigorúak. Ezek a nuklidok kisenergiájú gamma-fotonokat és nagyenergiájú alfa-részecskéket emittálnak. Többnyire bomlási lánc tagjai, részben béta-bomlók is. A **14. táblázat** adataiból veszélyességük kiolvasható: a ²¹⁰Po magtól kezdve legalább 100-szor kisebbek a megengedhető értékek. Általában elég hosszú az effektív felezési idő. (A nehéz elemek egyébként többnyire toxikusak is.)

A radonnak mint alfa-sugárzó nemesgáznak a sugárvédelem különösen nagy fontosságot tulajdonít. Természetes radioaktív anyagként (NORM) mindenhol előfordul. Nemesgázként nagy mobilitása van a környezetben. Könnyen bejut a tüdőbe és részben gyorsan ki is szellőzik belőle. A természetes radioaktív bomlási sorokban két izotópja fordul elő: az ²³⁸U-ból eredő ²²²Rn (T_{1/2}=3,83 nap), melyet egyszerűen radonnak hívnak és a ²²⁰Rn (55,6 s), mely a ²³²Th-sor tagjaként toron néven is ismert. Az uránbányászok egészségvédelme miatt az előírások történelmi okokból speciális egységet használnak: munkaszint-hónap, WLM (working month level), ami kifejezhető összes alfa-energiában is. A radonra és toronra ezek a határok: 4 ill. 12 WLM, vagy 0,017 ill. 0,051 J. Átszámítással [8] a **14. táblázatban** közölt aktivitáskoncentrációkhoz (SZLK) jutunk mint elsődleges mennyiséghez. A korlátok egyébként függenek a leányelemek jelenlététől: ²²⁰Rn esetén ez 1000-szeresen, ²²²Rn-nál pedig 100-szorosán csökkenti a határt. A táblázatban az alacsonyabb, egyensúlyi érték szerepel a foglalkozási csoportra és a népességre.

Származtatott korlátot írnak elő egyes sugárforrások lakosság által is megközelíthető részénél (izotópos munkahely, tároló). Zárt sugárforrás külső, hozzáférhető felületén a dózisteljesítmény nem lehet több 0,02 mSv/h értéknél.

5.3.4 Engedélyezett határértékek

A sugárveszélyes tevékenységet engedélyező hatóság vagy a létesítmény vezetése a biztonságos tevékenység érdekében, az elsődleges dóziskorlátok betartásának elősegítésére határértékeket írhat elő bizonyos mennyiségekre. Ezek nem haladhatják meg az elsődleges vagy a származtatott korlátokat.

A sugárzásnak kitett személyekkel kapcsolatosan engedélyezett határértékek függetlenek a forrástól. Egyes berendezésekre, forrásokra, a környezetre vagy valamilyen tevékenységre is előírhatók olyan határértékek, melyeknek elsőbbségük van a származtatott korlátokkal szemben. Két jellegzetes területet érdemes áttekinteni.

5.3.4.1 Radioaktív anyagok kibocsátása

A kiemelt nukleáris létesítmények (energiatermelő-, oktató- és kutató reaktorok, radioaktív-hulladék tárolók, stb) használata a közelükben élő lakosság számára többlet kockázatot jelent. A hatóságnak olyan működési feltételeket kell előírnia, amelyekkel biztosítható ennek a minimális értékre csökkentése, valamint az éves dóziskorlát túllépésének elkerülése.

A DL (Sv/év) *dózismegszorítás* a meghatározott forrásból származó, lehetséges személyi effektív dózis tervszerű és forrás vonatkozású szigorítása, amely a sugárvédelem tervezési szakaszában, optimáláskor használatos [18]. Célja, hogy a foglalkozási vagy lakossági sugárterhelés az ésszerűen elérhető legalacsonyabb szintet jelentősen ne haladja meg. Ebből az előírásból engedélyezett határértékek vezethetők le a légnemű és folyékony kibocsátások nuklidonkénti aktivitására. Az EL_{ij} engedélyezett éves kibocsátási határérték az i nuklid(csoport) j kibocsátási módjára:

$$EL_{ij} = \frac{1}{\Gamma} \cdot \frac{DL}{DE_{ij}} \text{ Bq/év}, \quad (2.4)$$

ahol DE_{ij} az i nuklid j módon történő egységnyi aktivitáskibocsátására eső éves dóziszjárulék (Sv/év)/(Bq/év) egységben és $\Gamma \leq 5$ biztonsági tényező (a származtatási

eljárás bizonytalanságát veszi figyelembe, értékét kiemelt nukleáris létesítmény számára a hatóság állapítja meg).

A légnemű kibocsátási határérték $\Gamma=5$ -szörös biztonsági tényezővel számított értéke a kibocsátás helyétől 100 m távolságban élő lakosság vonatkoztatási csoportja számára a dózismegszorításnak megfelelő éves effektív dózist eredményezne. A folyékony radioaktív kibocsátások ötszöröse pedig az élővízbe történő bevezetés helyétől 500 m távolságban élő lakoságnál az éves effektív dózisban való ilyen növekedést jelentene [18]. Az engedélyezett korlátok betartásának jellemzésére az összes, aktuálisan kibocsátott R_{ij} aktivitással számított *kibocsátási határérték kritérium* szolgál:

$$ELC = \sum_{ij} \frac{R_{ij}}{EL_{ij}} \leq 1. \quad (2.5)$$

Ehhez kapcsolódik a *kivizsgálási korlát*, amennyiben $ELC > 0,3$.

A Paksi Atomerőmű szabályszerű működésére $DL = 0,090$ mSv/év a dózismegszorítás. Ez a fontosabb nuklidokra $EL_{i,lég} = 10^{11} - 10^{21}$ Bq/év közötti határokat jelent ($^{90}\text{Sr} - ^3\text{H}$) légnemű és $EL_{i,foly} = 10^{12} - 10^{16}$ Bq/évet ($^{137}\text{Cs} - ^3\text{H}$) folyékony halmazállapotban. A négy reaktor 2005-ben 13834 GWh elektromos energiát termelve az engedélyezett határértéket összességében csak $ELC = 0,27\%$ -ban használta ki [24].

Egyéb kiemelt létesítmények aktivitás kibocsátására $DL=0,030$ mSv/év érvényes, az ehhez tartozó engedélyezett határértékek az $EL_{ij} = 10^8 - 10^{14}$ Bq/év tartományba esnek [18].

5.3.4.2 Élelmiszerek aktivitása nukleáris veszélyhelyzetben

Ilyenkor az inkorporációs dózisterhelés rövid ideig tart és főleg rövid felezési idejű (napos, hónapos) izotópok okozzák. Erre az időszakra az engedélyezett aktivitáskoncentráció határértékek magasabbak lehetnek a normális helyzetre megadottaknál (2.3 §), illetve újabb nuklidokra szükséges előírás. A Magyarországon jelenleg érvényes megengedhető értékek a XVIII. táblázatban vannak. Legfeljebb 3 hónap múltával a korlátokat felül kell vizsgálni [16].

A táblázat értékei a jogszabályok változásával módosulhatnak. A Csernobil-i reaktorbalesetet követően hazánkban a tejre engedélyezett korlát 200 Bq/kg volt a

jelenlegi 500 Bq/kg-mal szemben és 1986-ban a legszigorúbb szabályozást képviselte nemzetközi szinten! (A veszélyhelyzet kezelésének részletei a 6.§-ban található.)

5.3.5 Működési korlátok

Radioaktív sugárzást felhasználó, azt kezelő tevékenység csak hatósági engedéllyel folytatható. Az általa előírt, az elsődleges és másodlagos korlátokból származtatott, illetve engedélyezett szinteket az adott munkahely vezetése szigoríthatja üzembiztonsági, munkavédelmi és egyéb okokból. Ezeket a helyi Munkahelyi Sugárvédelmi Szabályzatban írja elő.

Az elsődleges korlát a foglalkozási kategóriában az effektív dózis határát 5 éves átlagban 20 mSv-ben határozza meg (**13. táblázat**). Ez lehetővé teszi, hogy egy évben maximálisan 50 mSv dózisterhelést kapjon a sugárveszélyes munkahely alkalmazottja. A Paksi Atomerőmű Rt ezt az értéket 20 mSv-re korlátozza.

5.4 Sugárveszélyes munkahelyek, foglalkozások (Dr. Raics Péter)

Sugárveszélyesnek minősül általában minden olyan munkahely vagy tevékenység, ahol a természetes háttér feletti sugárzás várható a munka során.

5.4.1 Anyagcsoportok, izotóplaboratórium típusok

A *nyitott* radioaktív anyagok kezelése, preparálása, felhasználása megfelelően felszerelt és engedélyezett munkaterületeken történhet, ahol a személyzetet kiképezték és erről vizsgálással is meggyőződtek.

A radioaktív anyagok egészségkárosító hatása kettős a személyzet (lakosság) számára *inkorporáció* lehetősége folytán:

- (külső és) belső sugárveszélyt okoznak,
- kémiai toxikusak az atom/molekula tulajdonságai folytán.

A fentiek alapján az egyes izotópokat *veszélyességi csoportokba* lehet sorolni. Ez nyilvánul meg a **14. táblázat** nuklidjaira megadott aktivitás-beviteli korlátokban (ÉFEK, SZLK). Tájékoztatás céljából érdemes a négy csoportot külön is bemutatni [2]:

- I. Rendkívül veszélyes:* $^{90}\text{Sr}/\text{Y}$ $^{210}\text{Pb}/\text{Bi}$ ^{210}Po ^{226}Ra (+leányelemek) ^{227}Ac
 ^{233}U ^{239}Pu ^{241}Am ^{242}Cm , egyéb transzuránok
- II. Nagyon veszélyes:* ^{22}Na ^{36}Cl ^{45}Ca ^{46}Sc ^{54}Mn ^{60}Co ^{89}Sr $^{95}\text{Zr}/\text{Nb}$ $^{106}\text{Ru}/\text{Rh}$
 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ $^{127\text{m}}\text{Te}$ $^{129\text{m}}\text{Te}$ ^{125}I ^{131}I ^{137}Cs $^{140}\text{Ba}/\text{La}$ $^{144}\text{Ce}/\text{Pr}$
 ^{154}Eu ^{170}Tm ^{182}Ta ^{192}Ir ^{204}Tl ^{211}At $^{234}\text{Th}/\text{Pa}$ ^{236}U
- III. Közepesen veszélyes:* ^7Be ^{14}C ^{18}F ^{24}Na ^{32}P ^{35}S ^{42}K $^{47,48}\text{Sc}$ ^{48}V ^{51}Cr ^{52}Mn
 ^{54}Mn ^{55}Fe ^{59}Fe ^{58}Co ^{64}Cu ^{65}Zn ^{72}Ga ^{74}As ^{76}As ^{82}Br
 ^{86}Rb ^{95}Nb ^{99}Mo ^{98}Tc ^{105}Rh $^{103}\text{Ru}/\text{Rh}$ ^{105}Ag ^{111}Ag
 $^{109}\text{Cd}/\text{Ag}$ ^{113}Sn $^{125\text{m}}\text{Te}$ ^{127}Te ^{129}Te ^{132}I ^{140}La ^{143}Pr
 ^{147}Pm ^{151}Sm ^{166}Ho ^{177}Lu ^{181}W ^{183}Re ^{190}Ir $^{191,193}\text{Pt}$
 $^{196,198,199}\text{Au}$ $^{200,201,202}\text{Tl}$ ^{203}Pb
- IV. Kevésbé veszélyes:* ^3H ^{59}Ni ^{71}Ge , a természetes urán és tórium.

A nyitott radioaktív készítményekkel foglalkozó izotóplaboratóriumok osztályozása a felhasználható izotópok előbb említett veszélyessége és aktivitása szerint a **14. táblázat** közölt éves foglalkozási aktivitásbeviteli korlátok (ÉFEK) alapján történik az MSZ 62-7:1999 magyar szabvány szerint [14]. A *belégzési* felvételi korlátok közül az adott radionuklidra vonatkozó vegyületcsoport szerinti legkisebb aktivitás az *osztályozás alapmennyisége, AM* (Bq). Ha belégzési adat nem áll rendelkezésre, akkor a lenyelésre megadott legkisebb ÉFEK-et kell az osztályozás alapmennyiségének tekinteni.

Az izotóplaboratóriumokban különböző tevékenységeket folytatnak a radioaktív anyagok előállítás, csomagolás, tárolása során. Ezek veszélyességét a lehetséges inkorporáció szerint kell megítélni. A **15.** táblázat azokat az *X* tényezőket tartalmazza, amelyekkel szorozni kell a kategóriába sorolás *AM* határértékét [14]. Az egyszerű tárolás pl. 10 000-szer nagyobb aktivitás kezelésére ad lehetőséget mint a legnagyobb inkorporációs veszéllyel járó, porlódást feltételező művelet.

A felhasználás és helye, módja szerint két kategóriába sorolják a laboratóriumokat: ipari és orvosi. Az előbbihez tartoznak: ipari, mezőgazdasági felhasználású laborok, továbbá a humán diagnosztikai vagy terápiás *radioaktív készítményeket előállító és ellenőrző* izotóplaboratóriumok. Az utóbbihoz pedig a humán diagnosztikai és terápiás célú *alkalmazásokra* szolgáló helyiségek összessége sorolandó az adott egészségügyi intézményben.

15. táblázat. Egyes műveletekbe bevont aktivitások műveleti szorzótényezői, X

A művelet jellege	X, szorzó
Tárolás	100
Egyszerű műveletek oldatokkal	10
Közönséges kémiai műveletek; egyszerű műveletek radioaktív gyógyszerekkel	1
Komplex műveletek oldatokkal, fröccsenés veszély Komplex műveletek radioaktív gyógyszerekkel	0,1
Műveletek száraz, porlódó anyagokkal	0,01

A **16.** táblázat a kétféle izotóplaboratórium osztályozását, illetve típusait mutatja be. Az egyes műveletekben szereplő aktivitások nem léphetik túl a laboratórium szintjének, illetve típusának megfelelő, AM (Bq) egységben kifejezett $y \cdot AM$ értékhatárokat, amelyeket a műveleti szorzótényezővel módosítani kell [14]. Vagyis

$$\text{Felhasználható aktivitás} = X \cdot y \cdot AM = X \cdot y \cdot (\text{ÉFEK})_{\min} \text{ (Bq)} \quad (3.1)$$

16. táblázat. Izotóplaboratóriumok osztályozása

1. Ipari izotóplaboratóriumok			
A laboratórium szintje	C-szint	B-szint	A-szint
Osztályozási alapmennyiség	$< 10 AM$	$10 AM - 10^4 AM$	$> 10^4 AM$

2. Orvosi izotóplaboratóriumok			
A laboratórium típusa	I. típus	II. típus	III. típus
Tevékenység	– In-vitro labor. – Alacsony felhasználási szintű oktató/kutató lab.	In-vivo izotópdiagnosztikai laboratórium	Izotópterápiás laboratórium
Osztályozási alapmennyiség	$\leq 1 AM$	$\leq 10^2 AM$	$\leq 10^4 AM$

Az oktatási és kutatási célú izotóplaboratóriumok besorolása az osztályozás és követelményrendszer szempontjából:

a) Ha $X \cdot y \cdot AM \leq 1 \cdot AM$ bármely izotóp esetén teljesül, akkor orvosi izotóplaboratórium I. típus;

b) Ha $X \cdot y \cdot AM > 1 \cdot AM$, akkor az ipari laboratóriumok meghatározott szintű csoportja.

A szükséges, illetve előírt építési követelmény, technikai felszereltség, szakmai színvonal, személyzeti létszám, engedélyezési eljárás, szakmai és egészségügyi felügyelet, ellenőrzési gyakoriság az így meghatározott kategóriákba történő besorolástól függ.

5.4.2 Munkavállalók

Sugárterhelésnek kitett munkavállaló az a munkát végző személy, aki az atomenergia alkalmazási körébe eső tevékenységből eredően a népesség tagjaira vonatkozó valamelyik korlátot meghaladó dózist kaphat. Ilyen szempontból nem lényeges, hogy saját alkalmazottról, vagy külső megbízottról van-e szó.

Sugárveszélyes munkahelyek alkalmazottait sugárterhelésük szempontjából az alábbi két osztályba sorolják be.

„A” osztály: *akiknél fennáll a lehetősége annak, hogy az évi effektív dózis meghaladhatja a 6 mSv-et, vagy a foglalkozási egyenérték dózis a bármely szervere érvényes korlát 0,3 részénél nagyobb lehet.*

„B” osztály: minden egyéb munkavállaló.

Az „A osztály” meghatározásánál a **13. táblázat** évi 20 mSv foglalkozási effektív dóziskorlátnak a 6 mSv ugyancsak 30 %-a, tehát a definíció nem konzekvens. Ami magyarázatként szolgálhat a szervekre megállapított *arányra*, az a rugalmasság: az ICRP ajánlásai a szervekre vonatkozóan inkább megváltozhatnak mint az effektív dózusra. Ez utóbbi az „A” osztályra tehát a következőket jelenti évi egyenérték dóziskorlát tekintetében: 45 mSv szemlencsére, 150 mSv bőrre valamint kézre és lábra. Az mindenképpen logikusnak látszik, hogy a besorolási határok együttesen a 16-18 év közötti tanulókra, gyakornokokra megállapított elsődleges dóziskorlátokkal egyeznek meg (lényegében).

Az „A” osztályba soroltak külső forrásból eredő sugárterhelésének személyi dozimetriai ellenőrzése kötelező. Nyitott forrásokkal való munkáknál felmerülhet az

inkorporáció lehetősége, illetve ennek gyanúja esetén a belső sugárterhelést is ellenőrizni kell. Nyitott forrásként vehető figyelembe a technológia során keletkezett radioaktív por, aeroszol, gőz, gáz is. Ehhez egésztest-számlálásra van szükség. Munkahelyi megszorításként a PA Rt rendszeresen végeztet folyadék-szcintillátoros vizeletvizsgálatot és gamma-spektrometriai tüdőanalízist azon dolgozókra, akik a hermetikus térben dolgoznak. Izotóplaboratóriumi munkáknál az inkorporáció elhárítására elszívó fülke, szárazkamra használata kötelező.

A foglalkozási csoportba tartozók köre igen széles: orvosok (radiológus, izotópdiagnoszták, asszisztensek), kutatóhelyeken és oktatási intézményekben dolgozók, nukleáris ipar alkalmazottai, bányászok és ércfeldolgozók, távolsági repülés légi személyzete, természetes radioizotópos gyógyvizekre telepített fürdőcentrumok alkalmazottai.

Ha a sugárveszélyes létesítmény rendeltetésszerű üzemeltetése során, de különleges körülmények következtében nem kerülhető el a **13. táblázat** dóziskorlátok túllépése, az önkéntes, csak „A”-besorolású személyek számára az esetekre egyedileg meghatározott besugárzási szintek figyelembevételével az OTH különleges sugárterhelést engedélyezhet legfeljebb 5 éves időtartamra. Értéke nem haladhatja meg az évi 50 mSv effektív dózist. Az engedélyezés ugyanazon személyre nem ismételtető. A munkáltatónak a különleges sugárterhelést előre kell kérvényeznie és indokolnia, a kockázat mértékét pedig a munkavállalóval ismertetnie kell. A különleges sugárterhelés nem engedélyezhető fogamzóképes nőkre, tanulókra, illetve gyakornokokra.

5.4.3 Munkahely és tevékenység minősítése

A hatósági ellenőrzés és a kiadott működési engedély szempontjából a munkahelyeket és az ott folyó tevékenységet minősítik ([10], 7.sz.mell.). Az OTH és a Sugár-egészségügyi Decentrumok döntenek a teljes körű ellenőrzés gyakoriságáról. Az alábbiakban példákat mutatunk be az egyes kategóriákból.

Kiemelt létesítmények: Atomerőmű, kísérleti- és tanreaktor. Uránbánya. Radioaktív hulladéktároló. „A”-szintű izotóplaboratórium. Kiegett fűtőelem (nagy aktivitású hulladék) tároló. Ebben a kategóriában *évenkénti ellenőrzés történik a hatóságok részéről*. Az engedély lejáratí ideje pedig 2 év.

I. kategória: „B”-szintű izotóplabor. Helyszíni gamma-radiográfia. Gyorsítós munkahelyek (kutatás, oktatás, terápia, ipari/mezőgazdasági technológiák). Ipari és mezőgazdasági besugárzók (37 TBq felett). Zárt sugárforrás gyártása. Radioaktív hulladék szállítása és elhelyezésre előkészítése a hulladék keletkezési helyén. Rtg-terápia, gamma-terápia, in-vivo izotóp diagnosztika, izotópterápia. *Az ellenőrzés gyakorisága: 1 év, az engedélyek érvényessége 3 év.*

II. kategória: „C”-szintű izotóplabor. Geofizikai mérés (karotázs), neutronos anyagösszetétel meghatározás. Nukleáris mérőeszközök ellenőrzése, kalibrálása, belső forrással való használata. In-vitro izotópdiagnosztika, alacsonyszintű kutató és oktató laboratórium. Radioaktív forrású készletek tárolása, zárt sugárforrású berendezések helyszíni karbantartása, zártságvizsgálat, nyitott készítmények laboron kívüli alkalmazása, radioaktív készítmények csomagolása, szállítása. Rtg-diagnosztika, Rtg-készülék. *Ebben a csoportban a hatósági ellenőrzés 3 évenként esedékes, az engedélyek 5 évig érvényesek.*

III. kategória: Zárt sugárforrással működő ipari mérő és szabályzó berendezések használata. Vastagság-, nedvességtartalom-, sűrűségmérés. Anyagösszetétel izotópos meghatározása. Fog-Rtg, csontsűrűség mérés az alkaron. *Az ellenőrzésre 5 évenként kerül sor, az engedély 8 évre szól.*

5.4.4 A sugárveszélyes munkavégzés körülményei

A sugárforrások használaton kívüli tárolását úgy kell megoldani, hogy a hozzáférhető felületen a környezeti dózisegyenérték a 0,02 mSv/h értéket ne haladja meg. A munkahelyen ellenőrzött és felügyelt területet kell kijelölni a tevékenység ellátására. Megfelelő szabályzatokban rögzíteni kell a munkavégzés során követendő magatartást.

5.4.4.1 Ellenőrzött munkaterület

Ilyenné kell nyilvánítani azokat a helyeket, ahol az évi egyéni sugárterhelés meghaladja az 1 mSv effektív dózist, illetve a szemlencse, bőr, végtagok esetében az **13. táblázat** egyenérték dóziskorlátok 10 %-át (azaz 15 illetve 50-50 mSv). Ugyanilyen besorolás szükséges egy területre, ha ott a radioaktív szennyeződés terjedését vagy az esetleges sugárterhelés valószínűségét korlátozni kell. Az

ellenőrzött terület határait egyértelműen ki kell jelölni és bejáratánál jelezni. Itt csak az atomenergia alkalmazásaival összefüggő tevékenység végezhető. A bejutást ellenőrizni kell, az illetéktelen behatolást pedig meg kell akadályozni. Sugárveszélyes feladat elvégzésére legalább két munkavállalót kell kijelölni, akik közül legalább az egyik a megfelelő képzéssel és engedéllyel rendelkezik. (Röntgenátvilágítást vagy felvételt egyetlen, megfelelően kiképzett személy is végezhet.) A munkaterület sugárvédelmi ellenőrzését megfelelő műszerrel biztosítani kell. Ha a külső effektív dózis meghaladhatja a 6 mSv/év értéket, akkor a személyi filmdoziméter mellett helyszínen leolvasható személyi dózismérőt vagy egyéni dózisszintjelzőt kell használni.

5.4.4.2 Felügyelt munkaterület

Itt az előző pontban leírt különleges sugárvédelmi intézkedések és biztonsági előírások alkalmazására *szabályos körülmények között* nincs szükség, de rendszeres sugárvédelmi ellenőrzést kell tartani. A felügyelt területen belül az állandó tartózkodásra szolgáló helyeken a dózisegyenérték-teljesítmény bármely két órára vonatkozó átlaga nem haladhatja meg a 0,0025 mSv/h értéket. Ahol tartósan 0,020 mSv/h-nál nagyobb a dózisegyenérték-teljesítmény, vagy rövid idejű besugárzásnál besugárzásonként 0,050 mSv-nél nagyobb dózisegyenérték fordulhat elő, de az ellenőrzött területté nyilvánítás nem indokolt, a területet határolással és a sugárveszélyre utaló jelzések elhelyezésével úgy kell megjelölni, hogy a területre véletlenül ne lehessen belépni. A sugárvédelmi szolgálat dönti el egyéb esetekben, hogy van-e szükség elkerítésre, a bejárat megjelölésére, ellenőrző műszerek telepítésére.

A területek besorolását rendszeresen felül kell vizsgálni.

5.4.4.3 A sugárforrásokkal végzett munkák alapvető előírásai

A zárt radioaktív forrásoknak (és röntgencsőveknek, gyorsítóknak) a gyártótól származó, hiteles specifikációval és magyar nyelvű használati utasítással kell rendelkezniük. A használati időt a gyártó állapítja meg, vagy ennek hiányában a Sugáregészségügyi Decentrum. Ez utóbbi esetben a felhasználás maximális ideje 15 év, ami az OSSKI véleménye alapján kétszer, legfeljebb 10 évre

meghosszabbítható. A zártsgot és felületi tisztaságot használatba vétel előtt a gyártó garantálja akkreditált mérés alapján. Később az MSSz-ben meghatározott időközönként és módon a felhasználónak ellenőriztetni kell.

Nagyaktivitású zárt sugárforrásnak minősítik az olyan forrást, amelynek a gyártó (forgalmazó) által kibocsátott műbizonylatán feltüntetett aktivitása elér vagy meghalad egy küszöbértéket. Néhány adat: ^{55}Fe : 400 GBq; ^{60}Co : 4 GBq; ^{90}Sr 3 GBq, ^{125}I 200 GBq, ^{192}Ir 10 GBq, ^{226}Ra 2 GBq, ^{241}Am 100 GBq, ^{252}Cf 0,5 GBq. Az ilyen forrásoknak és tartályaiknak egyedi azonosítóval kell rendelkezniük, sugárveszélyre utaló figyelmeztetést kell viselniük.

Nyitott radioaktív készítményekkel kapcsolatos rendszeres munkavégzés, nyomjelzéstechnikai, mezőgazdasági vizsgálat, kísérlet esetén a radioaktív anyaggal kapcsolatos előkészítő művelet csak *izotóplaboratóriumban* végezhető. Ennek létesítése és üzemeltetése komoly technikai és személyi követelmények teljesítésével lehetséges (munkaeszközök, egyéni védőfelszerelés, mentesítő készlet, átmeneti hulladéktároló a 65 napnál rövidebb felezési idejű izotópokra, egyszer használatos eszközök, elszívó-szűrő rendszer, kettős öltöző- és mosakodó, dekontamináló helyiségek, forró kamrák, ...).

5.4.4.4 Munkahelyi Sugárvédelmi Szabályzat, MSSz

A fentiekből látható, hogy a radioaktív anyagokkal végzett tevékenység csak pontos leírások, szabályzatok tudatos betartásával történhet. A *Munkahelyi Sugárvédelmi Szabályzat* tartalmazza többek között a sugárveszélyes tevékenység, munkakörök meghatározását; az eljárások technikai leírását; a dolgozók „A” és „B” osztályokba való besorolását, a jogokat, kötelességeket; a sugárterhelés ellenőrzésének rendjét; a feladatokhoz szükséges képesítés, képzettség, oktatás követelményeit; a biztonságos munkavégzés követelményeit, berendezéseit, egyéni és kollektív eszközeit; a munkahely vezetőinek a sugárvédelemmel kapcsolatos feladatait, felelősségét; a sugárforrások nyilvántartásának, biztonságos tárolásának és kezelésének rendjét; zárt sugárforrások zártsgának ellenőrzési gyakoriságát; felületi szennyezettség elhárítását; a radioaktív hulladékok kezelését; az ellenőrzött és felügyelt területek kijelölését; balesetelhárítási és intézkedési tervet (BEIT).

5.4.5 Radioaktív anyagok kezelése

A munkahelyen, laboratóriumban használatos források, sugárzó készítmények, ilyeneket tartalmazó berendezések alkalmazása hatósági engedélyhez van kötve bizonyos aktivitás- vagy dózisszint felett.

17. táblázat. Mentességi határértékek

Kivonat a 23/1997. (VII.18.) NM rendelet Mellékletéből
Magyar Közlöny 1997/65 sz., 4773-4777 o.[13]

Radionuklid	MEAK,Bq/g	MEA,Bq
H-3	1×10^6	1×10^9
C-14	1×10^4	1×10^7
F-18	1×10^1	1×10^6
Na-22	1×10^1	1×10^6
Cl-36	1×10^4	1×10^6
K-40	1×10^2	1×10^9
Mn-54	1×10^1	1×10^6
Fe-59	1×10^1	1×10^6
Co-60	1×10^1	1×10^5
Kr-85	1×10^5	1×10^4
Sr/Y-90	1×10^2	1×10^4
Tc-99m	1×10^2	1×10^7
Ag-110m	1×10^1	1×10^6
I-131	1×10^2	1×10^6
Xe-135	1×10^3	1×10^{10}
Cs-134	1×10^1	1×10^4
Cs-136	1×10^1	1×10^5
Cs-137	1×10^1	1×10^4
Po-210	1×10^1	1×10^4
Rn-222	1×10^1	1×10^8
Ra-226	1×10^1	1×10^4
Th-232	1×10^0	1×10^3
U-235	1×10^1	1×10^4
U-238	1×10^1	1×10^4
Utermészletes	1×10^0	1×10^3
Pu-238	1×10^0	1×10^4
Pu-239	1×10^0	1×10^4
Pu-240	1×10^0	1×10^3
Pu-241	1×10^2	1×10^5
Am-241	1×10^0	1×10^4
Cf-252	1×10^1	1×10^4

5.4.5.1 Mentesség

Hazánkban az „Atomtörvény” [9] és a kapcsolódó rendeletek, határozatok [12,15] foglalkoznak azokkal a feltételekkel, amelyek teljesülése esetén az adott anyagra, berendezésre nem vonatkoznak az ionizáló sugárzással kapcsolatos jogszabályi megkötések. Ez több okból lehetséges: a radioaktív preparátum aktivitása illetve aktivitás koncentrációja határérték alatt volt eredetileg, vagy lebomlás révén került oda, esetleg más módon csökkent a mennyisége. A felezési idő, a radiotoxicitás, hőtermelés, sugárzás-árnyékolási igény, kritikussági veszély (hasadó anyagoknál) figyelembevételével állapítják meg az un. „mentességi aktivitás-koncentráció”-t (Bq/g) az i -edik radioizotópra: $MEAK_i$. Ehhez kell viszonyítani az adott i hulladék AK_i aktivitás-koncentrációját (Bq/g) a hulladékosztályba történő besoroláshoz. A mentesség feltétele:

$$MV = \sum_i (AK_i / MEAK_i) \leq 1 \quad (3.2)$$

A teljes aktivitásra is előírnak korlátozást: mentességi aktivitás, MEA, Bq. Az V. táblázat néhány nuklidra tartalmaz ilyen adatokat ([12]-ben összesen 299 izotóp található).

Zárt, hitelesítő gamma-források vonatkozásában mindez azt jelenti, hogy pl. egy „C”-szintű, alacsony aktivitású (oktatási/kutatási) laboratóriumban a ^{22}Na , ^{60}Co , ^{137}Cs nuklidokból rendre az V. táblázatbeli maximális 1 MBq, 100 kBq illetve 10 kBq aktivitás lehet jelen engedély nélkül. A ^{54}Mn is kihasználhatna 1 MBq-t. Az ^{241}Am és ^{226}Ra -ból viszont egyenként 10 kBq az „Atomtörvény” hatálya alá nem tartozó mennyiség.

5.4.5.2 Felszabadítás

A radionuklidot tartalmazó anyag felszabadítható a hatósági felügyelet alól, ha az újrafelhasználásából, újrahasznosításából vagy nem-radioaktív hulladékként való kezeléséből származó egyéni évi sugárterhelés nem haladja meg a 0,030 mSv effektív dózist, és az elemzés a felszabadítást mutatja a legjobb megoldásnak (nem kell szállítani és temettetni). A hatósági felügyelet alól történő kivonást az OTH határozatában feltételekhez kötheti.

5.4.5.3 Intézményi tevékenység megváltozása

A radioaktív anyagok előállítása, felhasználása, alkalmazása egy idő után befejezést nyerhet. Ennek oka a sugárveszélyes tevékenység tudatos befejezése, vagy a hatósági engedély visszavonása (időben lejárt, nem megújítható, vagy szabálytalan a működés). A Sugáregészségügyi Decentrum és az OTH lefolytatja a *megszüntetési eljárást*. Az intézmény, épületei, telephelyei, helyiségei és eszközei dekontaminálás után elvileg újra felhasználhatók. A hatóságok *hasznosíthatósági határozatot* adnak ki a létesítmény inaktívvá válásáról, illetve rendelkezhetnek arról, hogy milyen célra nem használható.

5.5 A külső sugárzás elleni védekezés műszaki-technikai megvalósítása (Dr. Raics Péter)

A mesterséges vagy a technológiailag megnövelt természetes aktivitású radioaktív anyagok sugárzásai egészségügyi kockázatot jelentenek az ember számára. A külső forrásoktól eredő besugárzások dózisének csökkentésére, a biztonság növelésére technikai megoldásokat alkalmazunk, melyek a törvényi szabályozással együtt alkotnak teljes sugárvédelmi rendszert.

5.5.1 Idővédelem

A forrás aktivitásával arányos a dózisteljesítmény. A sugárzás által keltett töltéshordozók (ionok és elektronok) teljes száma a besugárzási időtől függ. Az általuk okozott biológiai hatás az elnyelt dózissal arányos, ami változatlan forrásintenzitás mellett a sugárzási térben eltöltött időtől függ. Ennek korlátozásával az egészségügyi kockázat csökkenthető.

A küszöb nélküli stochasztikus hatások elvileg lineárisan függenek a besugárzástól és így az időtől. Bár az egészen alacsony dózisek egészségügyi hatásairól sok vita folyik, a gyorsaság mindenképpen legalább „félegészség”. A determinisztikus hatásoknak küszöbérték tulajdonítható, amely alatt vagy semmilyen kár nem keletkezik, vagy „csak” egy másik, esetleg kevésbé súlyos tünet jelentkezik. A küszöb körüli nem-linearitás abban segít, hogy a hatások akár teljesen is elkerülhetők. A biológiai variabilitás miatt a határértékek egyénenként nagyon változnak, amit azonban előre nem ismerünk. Ezért a tartózkodási idő nem elhanyagolható csökkentése mindenképpen indokolt.

„Az idővédelem hasznos, természetes, egyszerű és olcsó megoldás.” Ennek a jelmondatként is használható, kézenfekvő szabálynak a két utolsó jelzője némi magyarázatra szorul. Az idővédelem egyszerű módszerét ösztönösen mindenki gyakorolja, *ha tudomása van a sugárveszélyről*. A sugárvédelemmel hivatásszerűen foglalkozók nagy felelőssége, hogy *felderítsék, behatárolják, elzárják, vagy legalább megjelölik* a veszélyes területeket. Az olcsóság csak a berendezések, műszaki elemek hiánya miatt lehet esetleg igaz. Az emberi erőforrás viszont drága: a teljes dózist több foglalkoztatottra kell elosztani a korlátok betartása miatt. Ilyen okból még műszaki fejlesztés is szükséges lehet: nagyobb érzékenységű berendezések (radiográfias film, detektor), automatizálás, távmanipulátor és egyéb segédberendezések alkalmazása.

Az idővel történő gazdálkodás a munkaszervezéssel szemben támaszt magasabb követelményeket. Elengedhetetlen a feladatok pontos megfogalmazása, a végrehajtás begyakorlása, esetleg modell kísérletek végzése. Minderre példa a Paksi Atomerőműben 2003. áprilisában bekövetkezett súlyos üzemzavar következményeinek felszámolása: a II. blokk technikai tárolójában („1. akna”) maradt fűtőelemroncsok eltávolításának késői, 2006. októberi kezdete a bonyolult engedélyezési eljárásán kívül a gondos előkészületekkel is magyarázható.

5.5.2 Távolságvédelem

A sugárzás elleni védekezés másik olcsó formája a „távolságtartás”, vagyis az előző módszerrel együtt a „megfutamodás”. A különböző geometriájú, homogén, izotróp forrásoktól eredő részecskefluxus (és ebből a dózis) kiszámítható adott távolságban lévő kiterjedt test egy pontjára vonatkozóan. Ez a dózis(teljesítmény) becsléséhez már elegendő, különösen, ha a távolság nagyobb a test valamilyen jellemző méreténél. A pontosabb értékhez a test sok pontjára számítandó és átlagolandó a fluxus. Ha az aktuális test, amiben a sugárzás elnyelődik, éppen egy detektor, akkor a számítások a geometriai határfokot adják. (Az alábbi forrásgeometriai összefüggések részletei a [3] könyvben található.)

A fluxusok távolságfüggése elvben bármilyen részecskére igaz, ha feltételezhető, hogy a forrásban (és a közegben) nem lép fel önabszorpció (illetve abszorpció). Ez egyszerűbb esetekben csak a gamma- és neutronforrásokra teljesül jó közelítéssel.

Ezeket a korrekciókat, illetve tetszőleges alakú forrás és céltárgy geometriát figyelembevevő számítások Monte-Carlo szimulációs eljárással készülnek.

Konkrét megvalósítási forma lehet pl. az elhaladási útvonal elterelése, távolságtartás, távmanipulátor alkalmazása.

5.5.2.1 Pontforrás

A *pontszerűnek* tekinthető, S_p [1/s] részecskét időegység alatt kibocsátó forrástól r távolságban (azaz egy r sugarú gömb felszínén levő pontban) a $\phi(r)$ részecskefluxussűrűség (röviden fluxus) $1/(s \cdot m^2)$ egységben:

$$\phi(r) = \frac{S_p}{4\pi \cdot r^2}. \quad (4.1)$$

Az r távolságban lévő valamilyen kis ΔA [m^2] felületre beeső összes ΔN részecske a t idejű besugárzás alatt:

$$\Delta N(r) = \phi(r) \cdot t \cdot \Delta A. \quad (4.2)$$

Az r_1 és r_2 távolságban a fluxusok aránya a (4.1) képlet alapján:

$$\frac{\phi(r_1)}{\phi(r_2)} = \frac{r_2^2}{r_1^2}. \quad (4.3)$$

A (4.1) illetve (4.2) képletet hívják „*egy per r-négyzetes*” távolságtörvénynek, ami csak pontforrásokra igaz. A kiterjedt forrásoknál ez jó közelítés, ha a forrásméret elhanyagolható a távolsághoz képest.

Emlékeztetünk a pontszerű forrás által r távolságban az adott aktivitású forrástól eredő elnyelt dózisteljesítmény III. fejezetbeli képletére, amiből $D/t \propto \phi$. Tehát a (4.1 – 4.3) és az alább bemutatandó egyéb eredmények a dózisokra is érvényesek. A (4.1) jól használható gömbalakú forrásra, ha annak R sugarára teljesül, hogy $R \gg r$.

5.5.2.2 Vonalforrások

Ilyen geometriája van első közelítésben pl. az atomreaktorok fűtőelem pálcáinak (esetleg a kötegeknek) olyan r távolságból, amelyhez képest az r -irányú méret (a d vastagság) elhanyagolható: $r \gg d$.

Az L hosszúságú *egyenes vonalforrás* fajlagos emisszióképessége S_v részecske időegység alatt az egységnyi hosszra vonatkoztatva [$1/(s \cdot m)$]. A forrás $L_1 + L_2 = L$ hosszúságú darabjainak illeszkedési pontjától (vagyis általánosan nem

szimmetrikusan a közepétől) a vonalra merőlegesen r távolságban a $\phi(r)$ fluxus a számítások szerint [$1/(s \cdot m^2)$]:

$$\phi(r) = \frac{S_v}{4\pi \cdot r} \left[\arctan\left(\frac{L_1}{r}\right) + \arctan\left(\frac{L_2}{r}\right) \right]. \quad (4.4a)$$

Szimmetrikus elrendezésben, illetve „végtelen hosszú” vonalforrásra a képlet alakja:

$$L_1 = L_2 = L/2: \quad \phi(r) = \frac{S_v}{2\pi \cdot r} \left[\arctan\left(\frac{L/2}{r}\right) \right], \quad L \gg r: \quad \phi(r) = \frac{S_v}{4 \cdot r}. \quad (4.4bc)$$

A teljesség kedvéért említjük meg a ritkábban előforduló *gyűrűforrást*. Az R sugarú, $2R\pi$ kerületű, S_v [$1/(s \cdot m)$] fajlagos intenzitású kör középpontjától, a gyűrű síkjára merőlegesen r távolságban levő pontban a fluxus:

$$\phi(r) = \frac{S_v}{2} \cdot \frac{R}{R^2 + r^2} \quad (4.5)$$

5.5.2.3 Síkforrások

A „reális” sugárforrások geometriája két dimenziós. Minden kontaminált padló, fal, egyéb felület (talaj) ilyen alakban sugároz. Belőlük a *háromdimenzós források* is felépíthetők a távolság függvényében végzett integrálással, (és az abszorpció figyelembevételével).

A leggyakrabban használt források az R sugarú *körlap*, melynek fajlagos részecske-emisszója S_f [$1/(s \cdot m^2)$]. A síkra merőlegesen a középponttól r távolságban a fluxus [$1/(s \cdot m^2)$]:

$$\phi(r) = \frac{S_f}{4} \cdot \ln\left(1 + \frac{R^2}{r^2}\right) \quad (4.6)$$

A *négyzet alakú*, S_f [$1/(s \cdot m^2)$] fajlagos intenzitású, a oldalú forrás síkjára merőlegesen, a középpontjától r távolságban a részecskefluxus [$1/(s \cdot m^2)$] közelítőleg:

$$\phi(r) \approx \frac{S_f}{4\pi} \cdot \frac{a^2}{r^2} \cdot \left(1 - \frac{a^2}{6 \cdot r^2}\right), \quad \text{ha } r \gg a. \quad (4.7)$$

5.5.3 Sugárzáselnyelő árnyékolás

A korábban tárgyalt folyamatok révén a sugárzások kölcsönhatásba lépnek az anyaggal. A közvetlenül ionizáló részecskék (alfa, proton, ..., béta, pozitron, illetve

fotonok) az atomhéj elektronjaival ütközve elveszítik energiájukat és elnyelődnek az anyagban. A csupán közvetett ionizációra képes neutronok először magreakciókat keltenek, amelyekből származó töltött részecskék és gamma-sugárzás az előbbi folyamatok révén már képesek energiát veszíteni a közegben.

A részecskék újabbakat is kelthetnek, miközben áthaladnak a nagy vastagságú, kiterjedt anyagi közegen. Ezáltal térben és időben kiterjedt záporok keletkezhetnek, amelyet szintén abszorbeáltatni kell. (Különösen jellemző ez a többszörös folyamat a nagyenergiájú elsődleges kozmikus sugárzásnak a magaslégkörrel való kölcsönhatására.)

A műszaki sugárvédelem legfontosabb feladata az ionizáló sugárzás megfelelően méretezett védőfallal történő árnyékolása a külső dózisek csökkentése céljából.

5.5.3.1 Töltött részecskék elleni védelem

A korábban tárgyalt energiaveszteségi képletek alapján a hatótávolság a különböző anyagokra és részecskékre kiszámítható az energia függvényében. A *nehéz töltött részecskék* közül az alfa-részek fordulnak elő a mindennapi gyakorlatban (Th, U, Pu és más transzuránok). Gyorsító laboratóriumokban a proton, deuteron és egyéb ionok is alkalmazásra kerülnek. A **15.** táblázat 5 MeV energiájú sugárzásra vonatkozó adatok találhatóak. (Ilyen energiájú α - és β -sugárzás fordul elő a leggyakrabban az egyszerű sugárforrások használata során). Jól látható, hogy az alfa-sugárzás (és a többi nagy ionizálóképességű, nehéz töltött részecske) elleni védelem egyszerű, mivel a levegőben is csak néhány cm, a többi anyagban pedig 0,01 mm rendű a hatótávolságuk. A szervezetünkbe a bőrön keresztül nem tudnak behatolni, csak lenyelés és belélegzés útján.

Az alfa-részecskék R_α hatótávolságát jól közelíti az alábbi képlet, amelybe az E_α energiát MeV-ben kell behelyettesíteni:

$$R_\alpha \sim 0,315 \cdot E_\alpha^{3/2} \text{ cm} \quad (4.8)$$

Az elektronok, pozitronok mint *könnyű töltött részecskék* ellen sem nehéz védekezni. Bár levegőben méteres a hatótávolságuk (**18. táblázat**), a folyadékok és szilárdtestek cm vastagságú rétege már elnyeli őket. Azt viszont szem előtt kell tartanunk, hogy nemcsak ionizációval, hanem fékezési sugárzással is veszítenek

energiát. Ez főleg nagyenergiájú elektronokra jellemző. A keltett fotonok spektruma folytonos, a végenergia $h \cdot f = m_e \cdot v^2/2$. A védelem vastagságát ennek megfelelően kell megtervezni.

A béta-részecskék R_β hatótávolságának számítására alkalmas az alábbi képlet, amelyben E_β^{\max} a maximális energia MeV-ben:

$$R_\beta \sim 0,542 \cdot E_\beta^{\max} - 0,133 \quad \text{g/cm}^2 \quad E_\beta^{\max} > 0,8 \text{ MeV}$$

$$R_\beta \sim 0,407 \cdot (E_\beta^{\max})^{1,38} \text{ g/cm}^2 \quad 0,8 > E_\beta^{\max} > 0,15 \text{ MeV (4.9)}$$

A **18. táblázat** segítségével lehet összehasonlítani a kétfajta sugárzás hatótávolságát. Sugárvédelmi szempontból tehát a töltött részecskék külső dózisének csökkentése nem nehéz feladat egyszerű abszorbensekkel..

5.5.3.2 Védekezés gamma-sugárzás ellen

A sugárvédelem leggyakoribb és egyik legösszetettebb feladata a gamma-sugárforrások megfelelő és biztonságos árnyékolása a dóziskorlátok betarthatósága érdekében.

18. táblázat. 5 MeV maximális energiájú töltött részecskék hatótávolsága különböző anyagokban, cm

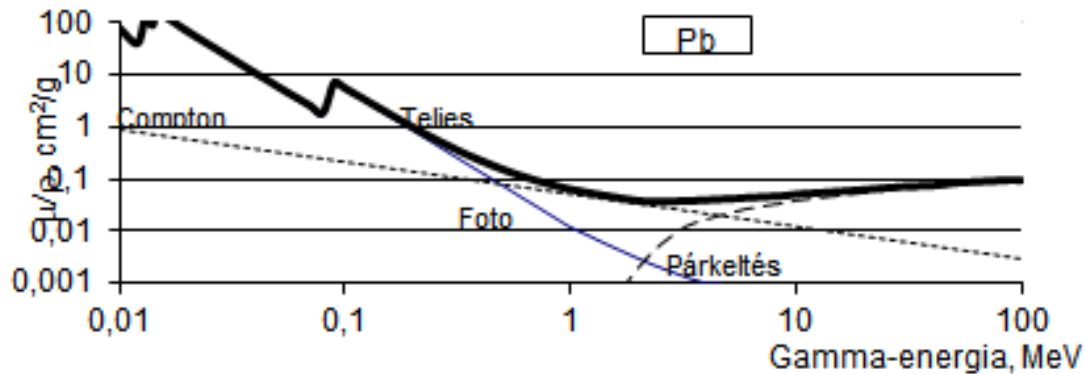
Közeg	Levegő	Bőrszövet	Víz	Al	Fe	Pb
Részecske						
Alfa, $^4\text{He}^{++}$	3,70	0,0031				
Béta, e^-	2044	2,33	2,55	0,95	0,32	

$E_\beta^{\max} = 5 \text{ MeV}$ mintegy $< E_\beta > \sim 5/3 \text{ MeV} = 1,7 \text{ MeV}$ átlagos elektronenergiának felel meg.

5.5.3.2.1 Sugárgyengítés

A korábban leírt fotoeffektus, Compton-szórás és elektron-positron párkeltés kísérleti hatáskeresztmetszetének összegéből a μ lineáris gyengítési [1/cm] vagy a sűrűséggel beosztva a μ/ρ tömegabszorpciós együtthatót [cm^2/g] számítják ki. Ezeket táblázatokban teszik közzé [3], de interneten is elérhetők. Az abszorpciónak 4 – 5

MeV fotonenergia körül minimuma van. A függvény alakja az ólomra az **59. ábra** log-log formában látható. A 100 keV alatti tartományban, a K, L, ... karakterisztikus röntgen-abszorpciók éleknél kiugróan nagy a gyengítés.



59. ábra. Az ólom tömegabszorpciós együtthatójának energiafüggése

A gyakorlati feladatok során alkalmazott radioaktív izotópokkal kapcsolatos gamma-energiatartomány 100 – 3000 keV. Az orvosi terápiás lineáris gyorsítók 30 MeV-es fékezési sugárzás keltésére is alkalmasak, ami különleges védelmi szabályozást igényel.

A gyengítési törvény egyszerű alakja a **60. ábra** szerinti geometriában párhuzamos nyalábra és egyszeri kölcsönhatásra vonatkozik:

$$I(x) = I_0 \cdot e^{-\mu \cdot x} = I_0 \cdot 2^{-x/D_{1/2}}, \text{ és } D_{1/2} = \frac{\ln 2}{\mu}, \quad (4.10)$$

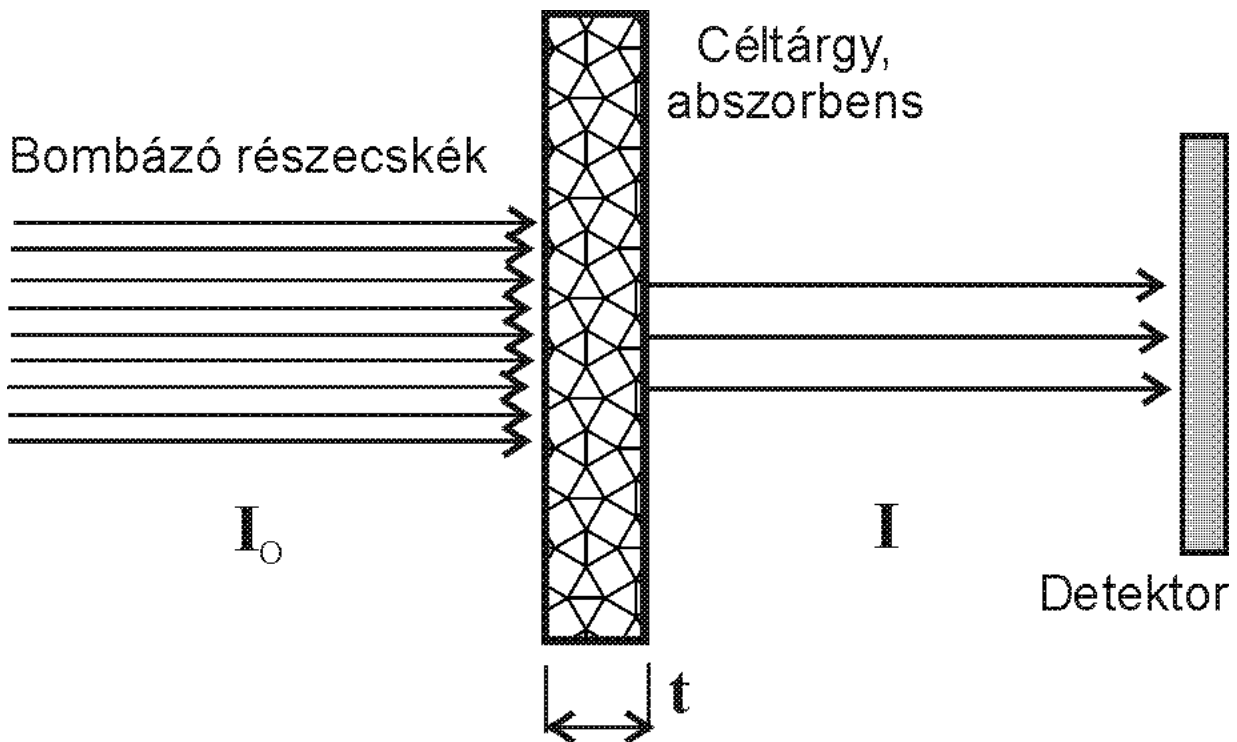
ahol x a rétegvastagság cm-ben vagy az x/ρ sűrűséggel g/cm²-ben; $\mu=f(E_\gamma)$ az energiafüggő gyengítési együttható (1/cm vagy cm²/g); $I_0 = I(x=0)$ a beeső, gyengítetlen sugárzás intenzitása (vagy fluxusa, 4.2§).

Több fajta anyagi minőségű és/vagy vastagságú árnyékolás együttes hatása a (4.10) képletből külön-külön számított értékek szorzataként adódik:

$$I(x) = I_0 \cdot e^{-\sum_j \mu_j \cdot x_j}, \quad x = \sum_j x_j \quad (4.11)$$

A szemléletes jelentésű $D_{1/2}$ felezési rétegvastagság használata előnyös lehet az adott gyengítéshez szükséges anyagvastagság gyors becsléséhez. A **19. táblázat** ez szerepel néhány, gyakorlati szempontból fontos anyagra vonatkozóan (a sűrűség és a rendszám is fel van tüntetve; ez utóbbi adat súlyozott átlag a levegőnél,

testszövetnél, víznél). Érdeemes megfigyelni, hogy a testszövetre és vízre adott jellemző mennyiségek mind a töltött részecskék, mind a gamma-sugárzás esetén nagyon hasonlóak. Ugyanígy a beton és az alumínium (könnyű elemek) adatai is közel vannak egymáshoz a gamma-sugár gyengítésében (az átlagos rendszámok nem nagyon különböznek).



60. ábra. A gamma-sugárzás abszorpciója mérésének geometriája
(A neutronok gyengülésére ugyanez az elrendezés használható.)

A 18. táblázatban a hatótávolság és a 19. táblázatban a felezési rétegvastagsága fizikailag nem vethető össze: a gamma-sugárzásnak nincs hatótávolsága, hanem exponenciális gyengülési törvénynek tesz eleget. $D_{1/2}$ vastagságnál még csak a felére csökken az intenzitás. Ahogyan a felezési időnél, úgy itt is vigyázni kell a csökkenés mértékének megítélésénél. Ugyanis ólomból 1 MeV-es fotonokra (azaz kb. a Co-60 izotóp által kibocsátottakra) $x=10 \cdot D_{1/2} \sim 9$ cm vastagsággal $I/I_0=1/1024$ -szeres csökkentés érhető el. Ez jelentős lehet $I_0=10^4/s$ intenzitásnál, de $I_0=10^9/s$ -nál már nem biztos, hiszen az átjutó $I \sim 10^6/s$ foton jelentős dózisteljesítményt adhat még, ami a határértéket meghaladja. Vagyis az adott forrás árnyékolásának tervezésénél a megengedett dózistól kell kiindulni.

A **16.** táblázat adataiból kitűnik, hogy a gamma-sugárzás a levegőben gyakorlatilag gyengítetlenül terjed. Nem-párhuzamos nyalábra a távolság miatti csökkenés sokkal reménykeltőbb (4.§2). Pontforrástól 1 illetve 6000 cm-re $I/I_0 \sim 3 \cdot 10^{-8}$, míg a 0,5 MeV-es fotonokra a 60 m csak felezi az intenzitást (**19. táblázat**). Még a kiterjedt forrásoknál is legalább $\sim 1/r$ -szerinti a gyengülés. Az ok a rendkívül alacsony sűrűség. Vastag forrásokban a sugárzás *önabszorpciót* szenved. A gamma-intenzitás kisebb lesz mint a konkrét tömegből a fajlagos aktivitással számolt I_0 érték. Párhuzamos nyalábra:

$$I(x) = I_0 \cdot \frac{1 - e^{-\mu \cdot x}}{\mu \cdot x} \quad (4.12)$$

19. táblázat. Gamma-sugárzás D1/2 felezési rétegvastagsága, cm

Közeg	Levegő	Bőrszövet	Víz	Al	Fe	Pb	Beton
$\rho, \text{g/cm}^3$;	0,001293	1,05	1,0	2,7	7,87	11,34	2,35
Z Foton energia	7,3	$\sim 7,5$	$\sim 7,2$	13	26	82	~ 15
0,5 MeV	6000	7,05	7,18	2,92	1,08	0,40	3,42
1 MeV	9000	9,66	9,84	4,28	1,49	0,89	4,68
2 MeV	1200	13,8	14,15	5,88	2,10	1,35	6,68
5 MeV	20000	22,6	23,0	9,11	2,84	1,43	10,36

5.5.3.2.2 Árnyékolás

A sugárgyengítési folyamatok mindegyike elektronokat, a párképzés pedig pozitronokat is kelt. Emellett azonban közvetve vagy közvetlenül újabb fotonok születnek. A Compton-szórásban az eredeti helyett közvetlenül egy csökkentett energiájú gamma-kvantum is keletkezik, melynek szögeloszlása előreirányuló. A párképzésben a pozitron annihilációja két 511 keV energiájú fotont eredményez (melyek repülési irányai egymással 180° -os szöget zárnak be). A fotoeffektus másodlagos folyamataiként pedig az anyagra jellemző karakterisztikus röntgen-sugárzás emittálódik (**59. ábra**). Ennek abszorbeáltatása több, csökkenő rendszámú réteggel oldható meg: az árnyékolandó test felől van a legkisebb, a forrásnál pedig a legnagyobb Z (pl. Al, Fe, Sn, Cd, Pb sorrend, „multi-element shield”).

20. táblázat. Dózis-növelési tényező, B (build-up) [3]

E _γ MeV	Víz				Al				Fe				Pb			
	μ·x				μ·x				μ·x				μ·x			
	1	2	4	7	1	2	4	7	1	2	4	7	1	2	4	7
0,5	2,63	9,05	20,0		3,77	6,74	12,8		2,07	2,94	4,87	8,31	1,24	1,39	1,63	1,87
1		6,27	11,5		3,08	5,47	9,65		1,92	2,74	4,57	7,81	1,38	1,68	2,18	2,80
2		4,28			2,50	4,13	6,70		1,69	2,35	3,76	6,11	1,40	1,76	2,41	3,36
5		2,88			1,92	2,83	4,20		1,42	1,81	2,72	4,21	1,24	1,48	2,03	3,13

A gyengülést leíró (4.10) képlet az eredeti energiájú sugárzásra vonatkozik, ami gamma-spektrométerrel az adott teljes energiájú csúcs intenzitásával határozható meg. A keletkezetekkel együtt a fotonok spektruma a bemenő nyalábéhoz képest lágyul. Az össz-intenzitás pedig a (4.10)-hez képest kevésbé vagy egyáltalán nem csökken *vastag abszorbensek* esetén, amelyek tehát másképpen viselkednek dozimetriai szempontból mint spektrometriaiból. A többszörös szórás és keltési folyamatok miatti növekedést a *B dózis-növelési tényező (build-up factor)* veszi figyelembe. A (4.10) képlet alakja *dózisgyengítésre*:

$$D(x) = B(\mu \cdot x) \cdot D_0 \cdot e^{-\mu \cdot x}. \quad (4.13)$$

Vastag abszorbensben a fotoeffektus miatt „tényleg” van foton veszteség (a karakterisztikus röntgensugárzástól eltekintve), míg a többi folyamat újabbakat is kelt. A megfelelő rész-abszorpciós együtthatók (**59. ábra**) aránya mutatja meg, hogy mennyi lesz a sokszorozás és viszonya a tényleges abszorpcióhoz. A foto-effektus valószínűsége $\sim Z^6 \cdot E_\gamma^{-3,5}$ szerint változik, a Compton-szórásé $\sim Z \cdot E_\gamma^{-1}$, a párképzés a küszöbenergiától messzebb $\sim Z^2 \cdot \ln(E)$ függést mutat. Emiatt alacsony rendszámoknál és kis energiákon a dózis-sokszorozás nagy, kis energián és nagy rendszámnál pedig az abszorpció. Mindez kiderül a **21. táblázat**, ahol sík forrásból egyirányban a védőfal felé érkező fotonokra vannak összefoglalva a *B-tényezők* négy energiára és $\mu \cdot x$ értékre. A szorzat lényegében a kölcsönhatások számával arányos, tehát jól méri a többszörös folyamatokat és a kitevőben pedig az abszorpciót. Ha egy izotróp pontforrást gömb belsejébe helyezünk, akkor a „hátsó” falról is lesz visszaszórás, tehát (általában $\mu \cdot x > 2$ -nél) ez a tényező nagyobb lesz a **21. táblázat** (kis *Z*-re, nagy $\mu \cdot x$ -re akár 3-4-szeresen is!).

A kis- és nagy rendszámú árnyékolás jelentősen eltérő viselkedése miatt nem mindegy azok sorrendje. Ha pl. víz abszorbenset is kell alkalmazni (neutronok elleni

védelem) vagy amúgy is jelenvan (tartály, hűtés), akkor a forrástól kiindulva legyen elhelyezve először a víz és utána az ólom (ha lehet), mert a vízre nagy a sokszorozás, az ólomra kicsi és ő sokkal jobban abszorbeál. Ezt a két anyagot hasonlítjuk össze a **22. táblázat** $E=1$ MeV energiájú sugárzásra, amit $x=10 \cdot D_{1/2}$ rétegvastagsággal próbálunk árnyékolni. Ez elvben $I/I_0=1/1024$ arányú csökkenést adna. A **22. táblázat** utolsó oszlopa szerint a valódi gyengítés vízre tizedénél is kisebb, ólomnál pedig harmada a tervezett értéknek. 5 cm-nél vékonyabb vízréteg már nem csökkenti a gamma-dózist 1 MeV körüli primer fotonenergiákra. (A mérési geometriát úgy kell megválasztani, hogy a távolságfüggés ne hamisítsa meg az eredményt!)

Kiterjedt, vastag abszorbensre, valamint hasonló alakú forrásokra és védeni kívánt testekre a (4.10) képlet pontonkénti alkalmazásával, egyedi sugármenetek felhasználásával lehet a gyengítést pontosan meghatározni (ami többszörös integrálok numerikus kiszámítását vagy Monte-Carlo szimulációt jelent). Egyszerűbb esetekben a nem-párhuzamos (pl. közeli pontszerű forrásból eredő) nyaláb gyengülését a konkrét geometriából megállapítható effektív (átlagolt) vastagsággal is meg lehet becsülni. Az átlagosan $\langle \alpha \rangle$ -szögnyílású nyalábra az abszorbens t vastagsága egy $\langle x \rangle = t / \cos(\langle \alpha \rangle)$ effektív értékkel helyettesíthető. A dózis-sokszorozást figyelembe kell venni itt is, természetesen.

21. táblázat. A dózis-növelési tényező hatása 1 MeV-es fotonok dózisének gyengülésére

Mennyiség	$D_{1/2}$, cm	μ [1/cm]	$x=10 \cdot D_{1/2}$	$\mu \cdot x$	B	I/I_0	B·I/I₀
Forrás	IV.tábl.	4.10a képlet	számolás	számolás	V.tábl.	kiindulás	számolás
Víz	9,84	0,0704	98,4 cm	6,93 ~7	11,5	1/1024	1 / 90
Pb	0,89	0,7788	8,9 cm	6,93 ~7	2,8	1/1024	1 / 365

5.5.3.3 Neutronok elleni védelem

A kutató laboratóriumokon, a kutató-, oktató- és energetikai reaktorokon, valamint a fúziós berendezéseken kívül is megjelenik a neutronokkal szembeni sugárvédelem szükségessége: geológiai kutatások (karotázs), ipari aktivációs analízis, hidrogéntartalom mérése, könnyű elemek prompt kimutatása. Orvosi terápiás felhasználása lényegében még a kutatás stádiumában van.

5.5.3.3.1 Neutronfizikai alapok

Az alkalmazások szempontjából fontos források egy része (α, n) reakciókban kelti a neutronokat: ${}^9\text{Be}(\alpha, n){}^{12}\text{C}$ és ${}^7\text{Li}(\alpha, n){}^{10}\text{B}$. Transzuránok szolgálnak α -forrásként, ami az elnevezésben is megjelenik: PuBe, PuLi, PoBe. Ezek neutronjainak átlagenergiája 5 MeV körül van. A spontánhasadással (is) bomló ${}^{252}\text{Cf}$ neutronjai átlagosan 2 MeV körüli energiájúak. Ezek a „radioaktív” neutronforrások hordozhatóságuk miatt terjedtek el, bár szállítás és tárolás közben is jelentős dózissal terhelik a környezetet. A forrásintenzitásuk 10^5 - 10^8 n/s. Alfa-aktivitásuk és a nehézfémek kémiai toxicitása miatt zárt forrásként (acél tokban) kerülnek forgalomba. A zártság meghatározott időközönként ellenőrzését jogszabály írja elő.

Könnyen telepíthető források a „neutrongenerátorok” és a hordozható „neutroncsövek”. Ezek 100-200 kV nagyfeszültségű kompakt gyorsítók, melyekben elsősorban a ${}^3\text{H}(d, n){}^4\text{He}$ reakciót felhasználva 14 MeV-es neutronokat állítanak elő nagy intenzitással ($\sim 10^{10}$ n/s). A ${}^2\text{H}(d, n){}^3\text{He}$ folyamat 3 MeV-es neutronokat szolgáltat az előbbinél kb. 100-szor kisebb forráserősséggel.

Mind az eredeti MeV-es gyorsneutronok, mind a lassítással (moderálással) létrehozott kisenergiájú „rezonancia” (\sim eV-os), illetve „termikus” (szobahőmérséklen $\langle E_n \rangle = kT \sim 0,025$ eV, $v_n = 2200$ m/s) részecskék felhasználást nyernek a gyakorlatban. Termikus neutronokra nagyon nagy a hatáskeresztmetszete a magreakciók jelentős részének: elsősorban (n, γ) és hasadás a nehéz magokon, töltött részecske emisszió a könnyűeken. A neutronok termikus szintre moderálása főleg protonokon való rugalmas szórással történik nagy hidrogéntartalmú (víz, paraffin, polietilén, olaj) vagy könnyű atommagokat tartalmazó (beton) közegben

A neutronok keltésekor, moderálásakor, alkalmazásakor és az árnyékoló falban történő befogásakor gamma-sugárzás is keletkezik, melynek dózisa a neutronokéhoz képest egyáltalán nem elhanyagolható. Ezek egy része prompt-sugárzás, mely főleg (n, γ) reakcióban vagy hasadásakor keletkezik. Másik része a neutron-indukált magreakcióban keltett mesterséges radioaktivitás terméke.

A neutronforrások felhasználásánál a sugár- és munkavédelemnek több, igen komplex feladata van, melynek során a figyelembeveendő problémák: a forrás neutronjai és gamma-fotonjai, radioaktivitása, a gyorsító üzemeltetése, a

céltárgyként és bombázóként felhasznált izotópok kémiai- és radio-toxicitása, indukált radioaktivitás, radioaktív hulladékok. A továbbiakban az árnyékolással történő védekezés legfontosabb követelményeit, lehetőségeit vizsgáljuk (a neutronfizika, dozimetria és sugárvédelem részleteire ld [3,24]).

5.5.3.3.2 Abszorpció

A neutronok anyagon történő áthaladására ugyanolyan exponenciális abszorpciós törvény érvényes, mint a gamma-sugárzásra (4.10). A gyengítési együttható a σ totális hatáskeresztmetszetből származtatható, amit egy nukleonra vonatkozóan adnak meg mint magfizikai alapmenyiséget. Ebből a mikroszkópikus adatból az n atomszám-sűrűséggel számítható a Σ makroszkópikus keresztmetszet a következőképpen a közegre vonatkozó ρ sűrűséggel, az M móltömeeggel és az $L=6,022 \cdot 10^{23}/\text{mol}$ Loschmidt-számmal:

$$\Sigma = n \cdot \sigma = \mu \quad [1/\text{cm}] \quad (4.14)$$

($\rho = m/V$, $n = N/V$, $N = L \cdot m/M$, $n = \rho \cdot L/M$). Az abszorpció geometriája a **60. ábra** mutatottal egyezik meg. A párhuzamos nyaláb még nehezebben valósítható meg neutronokra (különösen a diffúzióval terjedő termikus részecskékre) mint a gamma-fotonokra. A dózisyengülés kis vastagságokon nem pontosan követi ezt a törvényt (energiától függően 10 – 15 cm-ig) gyorsneutronokra.

A sugárvédelem szempontjából legfontosabb néhány elem, anyag neutron-nyelő magreakciójának jellemző adatai a **22. táblázat** vannak összefoglalva. A $^{10}\text{B}(n,\alpha)^7\text{Li}$ reakcióra $\sigma_{\text{termikus}}=3840$ b, az (n,γ) -ra csak 0,5 b, a $^{11}\text{B}(n,g)^{12}\text{B}$ folyamatra $\sigma=0,005$ b. Az elemösszetételben az arányuk: ^{10}B 19,6 %, ^{11}B 80,4 %. (Ezért dúsított izotópot használnak pl. neutrondetektálásnál.) Elemre átlagolt értékek láthatók a táblázatban, mint gyakorlati szempontból lényeges adatok. A többi elemnél az (n,γ) reakció jelenti az abszorpciót. A neutronok lassulása szempontjából hasznos a könnyű elemeken történő rugalmas szórás, káros viszont az abszorpció. Ez utóbbi a ^1H -re sokkal nagyobb mint ^2H -re: emiatt a nehézvíz alkalmazása sok esetben előnyösebb (bár D-ban dúsítani kell). Sugárvédelmi szempontból a közönséges víz előnyösebb (és, szerencsére, olcsóbb).

22. táblázat. Anyagok termikus neutronokkal való kölcsönhatásának jellemzői

Anyag	H	D	B	Al	Fe	Pb	H ₂ O	D ₂ O	Beton	Vas+ beton	Barit beton
M	1,0078	2,0141	10,811	26,981	55,847	207,19	18,015	20,028	26,37	52,08	73,07
ρ , g/cm ³			2,3	2,699	7,87	11,34	1,0	1,105	2,3	5,9	3,5
σ_b	0,332	0,00053	759	0,23	2,55	0,17	0,664	0,00133	0,156	2,3	0,81
Σ , 1/cm			97,24	0,0139	0,216	0,0056	0,02224	$4 \cdot 10^{-4}$	0,00820	0,1570	0,0234

$1 \text{ b} = 10^{-24} \text{ cm}^2$

A molekulákra, összetett anyagokra a hatáskeresztmetszet az izotópokra súlyozva számítandó. A betonok között a vas-adalékolt forma (ami nem azonos a szokásos vasbetonnal) tűnik ki jó abszorpciós tulajdonságával.

5.5.3.3.3 Védőfal neutronsugárzás ellen

Az árnyékolás alapelve, hogy a gyorsneutronok moderátorban termikus energiára lelassuljanak és nagy hatáskeresztmetszetű magreakciókkal befogódjanak. A **23. táblázat** mutatja az ezzel kapcsolatos jellegzetességeket néhány primer energiára (termikus, hasadási spektrum legvalószínűbb értéke, neutrongenerátorok D+D, D+T neutronjai és PuBe átlagos energiája).

A sugárzás minőségi tényezője alapján határozták meg a $D=0,01$ mSv/h dózist létesítő ϕ fluxussűrűséget (2. oszlop). Ezek a konverziós tényezők rögtön a foglalkozási kategória 20 mSv/év korlátjának megfelelő származtatott határértéket adják.

A gyakrabban alkalmazott hidrogéntartalmú anyagokból készült 15 cm vastag árnyékolás jellemző neutronfizikai és dozimetriai tulajdonságait mutatják a D/D_0 és I/I_0 oszlopok. Nagyenergián vastag réteg kell a hatásos gyengítéshez (magnó a lassulási hossz). A dózis csökkenése a neutronoknál is kisebb mértékű az intenzitásénál: itt még jobban érvényesül az energiaspektrum megváltozásának (a termikus tartomány felé történő eltolódásának) hatása.

A beton nagy tömegben alkalmazható, épületszerkezeti feladatokat is ellátni képes sugárgyengítő anyag. Átlagos tömegszáma 26 - 73 közötti az összetételtől függően (**22. táblázat**), ezért moderáló képessége önmagában gyenge. Közepes és

nehezebb tömegszámú nuklidokat tartalmaz, amelyekben végbemenő (n,γ) reakciók és az inelasztikus szórás nagy gamma-fluxust eredményez, különösen termikus energiákon. A gamma- és neutron-dózisok D_γ/D_n aránya még viszonylag vékony rétegekben is ijesztően nagy. A beton neutronabszorpciós képességét hozzáadott anyagokkal növelik. Természetes adalékanyaga a vas, amelynek eleve elég nagy hatáskeresztmetszete van az említett folyamatokra. Ezek újabb forrásai a gamma-sugárzásnak. Ellene ólom védelmet kell alkalmazni. A **(22. táblázat)** adatai szerint a vas-adalékolt beton a legjobb árnyékolási célra a betonfajták közül.

A laboratórium falán szóródott neutronok kijuthatnak a szobából. Ez ellen labirintus építésével védekezhetnek (mint az ipari gamma-besugárzóknál). Az ajtót bóros vizet tartalmazó konténernek képezik ki vagy sínen mozgatható vastag betonfalat használnak. A bóracél szintén kiváló neutron-abszorbens (reaktorok szabályozórúdjai is készülnek belőle).

A neutrontozimetria részleteinek ismertetésétől eltekintünk. Megemlítjük, hogy az energiától függő w_R sugárzási súlytényező értéke 10 keV alatt és 20 MeV felett 5, 10 – 100 keV valamint 2 – 20 MeV között 10, 100 keV – 2 MeV esetén 20 ([10] rendelet, 1.sz.mell.).

23. táblázat. Anyagok sugárvédelmi jellemzői neutronokra

E_n , eV	10 μ Sv/h- hoz fluxus $n \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$	D_γ/D_n		Dóziscsökkenés, D/D_0			Int.csökk., I/I_0	
		beton		parafin	víz	beton	víz	beton
		15 cm	30 cm	15 cm	15 cm	15 cm	15 cm	15 cm
0,025	268	0,25	20					
$1 \cdot 10^6$	7,2	0,025	0,7	0,01	0,01	0,25		0,1
$3 \cdot 10^6$	7,2	0,0032						
$5 \cdot 10^6$	7,2	0,0030		0,2	0,5	0,45	0,2	0,25
$14 \cdot 10^6$	5,2	0,01		0,3	0,7	0,9		

5.6 Orvosi beavatkozások sugáregészségügyi vonatkozásai (Dr. Raics Péter)

A sugárzások orvosi célú felhasználása két fő területen folyik: diagnosztika és terápia. Mindkettőnél kutatási célú alkalmazás is történhet. A módszer lehet *in-vivo* és *in-vitro*. Az előbbi esetben a sugárzó anyagot a beteg testébe juttatják be. Az utóbbinál pedig a betegtől származó testfolyadékok kerülnek kapcsolatba radioaktív izotópokkal.

Az orvosi alkalmazásoknál fontos alapszabály a már korábban említett *indokoltság* (1.3.1 §), ami egyrészt a sugárzásos és nem-invázív technika között tesz különbséget, másrészt a radioaktív anyagok mennyiségét befolyásolja.

5.6.1 Diagnosztika

Az ilyen vizsgálatok folytán a lakosság átlagos éves egyenértékdózisa eléri a 0,5 – 1 mSv-et.

5.6.1.1 Átvilágításos technikák

A hagyományos röntgen-átvilágítás mellett rövid expozíciós idejű felvételeket is készítenek. Ennek kiértékelése a szokásos optikai és a képfeldolgozó technikával egyaránt történhet. A röntgennel segített műtétek képerősítő csöveket használnak, így csökkentve a dózist. A gyomor-bél kontrasztvizsgálatokat nagyrészt kiváltotta az ultrahangos technika. A CT (Computer Tomography) egyre gyakoribb vizsgálati eljárás. A **24.** táblázat az átlagos elnyelt dózisokat mutatja, melyek igen nagy (~10-szeres) szórást takarnak. Részletes analízis található az [1,8] művekben. A dózishatás csökkentésére a nem vizsgált szerveket takarással kell védeni a sugárzástól.

24. táblázat. Vizsgálatok során elnyelt dózis átlaga

	Röntgen	CT
	mGy	mGy
- koponya:	3,5	50
- mellkas:	0,4	
- has:	8,5	25
- háti gerinc:	6,2	35
- fog:	6	
- emlővizsgálat:	3	
- szív angiográfia:	1000	

5.6.1.2 Radioizotópos eljárások

Radiofarmakonokkal (izotóp+szervbarát hordozó közeg) végzett vizsgálatok a biológiai folyamatok dinamikájába is bepillantást engednek. A bevitel többnyire intravénásan történik, néhány esetben pedig orálisan vagy inhalálással. Gamma-sugárzás detektálásával követik az élettani folyamatokat.

A **25. táblázat** néhány gyakrabban alkalmazott izotópot sorol fel jellemző adataival [1,8]. A bevitt aktivitások többnyire jelentős effektív dózist adnak. Cserébe különleges vizsgálati eljárásokat kapunk, amelyek semmi mással nem helyettesíthetők. A felhasznált izotópok rövid felezési idejűek (óra – nap), hogy egyrészt nagy aktivitást lehessen bevinni, másrészt hamar kiürüljenek a szervezetből.

A **26. táblázat** a PET-vizsgálatok jellemzőit mutatja be (Positron Emission Tomography). A farmakon pozitron-bomló izotópot tartalmaz, amely a testben lévő elektronokkal megsemmisülési sugárzás révén két 511 keV-es fotont kelt. Ezek 180°-ot bezárva repülnek szét, ami nagy pontosságú észlelést tesz lehetővé.

Az izotópdiagnosztika a terhes nőknél külön megfontolást igényel. A radiofarmakonok átjuthatnak a magzatba. Az anya szervein keresztül külső besugárzást is létesítenek.

25. táblázat. Gyakrabban alkalmazott izotópdiagnosztikai vizsgálatok

Izotóp	T _{1/2} , óra	Vizsgálat	Aktivitás, MBq	Effektív dózis, mSv
Tc-99m	6,0	Agyi szcintigráfia	500	6,0
		Vese szcint.	300	2,0
		Szívizom	300	4,0
		Agyi véráramlás	500	5,0
		Tüdő levegőcseréje	400	0,07
In-111	67,4	Szív	80	19
		Bélrendszeri daganat	150	37
I-123	13,2	Pajzsmirigy	20	4
		Vese	20	0,2
Tl-201	73,1	Szív szcint.	80	18
		Daganat szcint.	150	37

Szojtatós anyáknál az anyatejbe kiválasztódnak egyes farmakonok, és emiatt a szoptatást bizonyos esetekben néhány hétre fel kell függeszteni. Gyermekeknél különös gonddal kell végezni a dozírozást. Általános szabály, hogy a felnőtt dózis 10 %-ánál kisebbet nem lehet használni a megbízható diagnosztizálás végett.

26. táblázat. PET-diagnosztika

Izotóp	T _{1/2} , perc	Vizsgálat	Aktivitás, MBq	Effektív dózis, mSv
C-11	20,38	Agydaganat	400	2
N-13	9,96	Szív-véráramlás	550	2
O-15	2,03	Agyi véráramlás	2000	2
F-18	109,70	Daganat	400	10
		Csont	250	7

5.6.2 Terápia

A daganatok kezelése során igen nagy sugárzás éri a test egyes részeit. Nem ritka a 2 – 5 Gy elnyelt dózis az adott térfogatban. (A teljes testre vonatkozóan a félhalálos effektív dózis 5 Sv körül van!)

A röntgen-, gamma- és nagyenergiájú (lineáris gyorsítók elektronjai által keltett) fékezési sugárzás nemcsak a támadni kívánt daganatot, hanem a környezetében lévő egészséges szöveteket is roncsolja. Különösen látványos ez a bőrfelszínen. Nagyon gondos besugárzás-tervezéssel, árnyékolással, nyaláb-profilírozással sem lehet teljesen megoldani a problémát mélyen fekvő daganatok esetében. A sok roncsolt daganatos sejten kívül az immunrendszernek kezelnie kell a besugárzás következtében akaratlanul elpusztított egészségeseket is. Ezért lépnek fel több esetben a sugárbetegség tünetei az első időszakban. Ez a szervezetre nagy terhet ró, amit valamelyest csökkent az idő faktor: a gyógyító besugárzás teljes dózisért több frakcióban adják le, hogy az immunrendszernek legyen ideje megújulni.

Töltött részecskékkel célzottabb energialeadás érhető el. Ez a hatalmas költségigényű nagyenergiájú gyorsítóknál igen pontosan megvalósítható a részecskék típusának és energiájának megfelelő megválasztásával. Hasonló vagy még jobb (más) eredmény érhető el radiofarmakonokkal, melyek bevitelük révén a béta- és alfa-sugárzók a megfelelő sejtekhez juttathatók el közvetlenül, nagy pontossággal, és csak ott roncsolnak (ha nincs kísérő γ -sugárzás).

A 6 – 9 MeV-es alfa-részecskék hatótávolsága a testszövetben $R = 0,06 - 0,10$ mm. A béta-sugarak $E_{\beta}^{\max} = 0,6 - 2$ MeV közötti maximális energia esetén $R_{\max} = 0,3 - 12$ mm úton lefékeződnek. (A ^{125}I izotóp 0,4 keV energiájú Auger-elektronjai 10 nm-t tesznek csak meg!)

A ^{131}I az egyik leggyakrabban alkalmazott izotóp, melyet a pajzsmirigy rákos és jóindulatú megbetegedéseinek gyógyítására használnak (adatai: $T_{1/2}=8$ nap; $E_{\beta}^{\max}=0,61$ MeV; $R_{\max}=2,4$ mm, van γ -sugárzása is). A bevitt mennyiség 550 – 1000 MBq (!). Csontmetasztázisok, egyéb áttétek kezelésére és krónikus ízületi gyulladásra használják a ^{89}Sr (50,5 nap; 1,5 MeV; 8 mm), ^{90}Y (64,1 h; 2,3 MeV; 12 mm), ^{153}Sm (46,27 h; 0,8 MeV; 3 mm), ^{186}Re (89,25 h; 1,08 MeV; 5 mm) és a ^{188}Re (16,98 h; 2,12 MeV; 11 mm) nuklidokat.

5.6.3 Az orvosi alkalmazások speciális sugárvédelmi problémái

Az inkorporációval járó diagnosztika és terápia nemcsak a betegnél okoz sugárvédelmi problémákat, hanem a környezetében is. Az orvosok, ápolók a napi tevékenység során a sugárzó beteg közvetlen közelében vannak. Ambulanciás kezelés vagy korai elbocsátás során a lakosság (rokonság) tagjai is „részesülhetnek” a sugárzásból. A vizeletbe és székletbe történő kiválasztás útján keletkezett radioaktív hulladék problémáját csak részben oldja meg a rövid felezési idő, mivel igen nagy aktivitások kerülhetnek a kommunális csatornába, szennyvíztisztítóba. Emiatt az ilyen betegeknek speciális higiénés és „távolságtartó” szabályokat kell betartaniuk. Az orvosi izotóplaboratóriumokra vonatkozó különleges követelményeket az MSZ 62-7:1999 magyar szabvány írja le részletesen [14].

5.7 Különleges események, veszélyhelyzetek kezelése. Beavatkozás (Dr. Raics Péter)

A sugárvédelmi szabályozás egyik célja a különleges körülmények, vészhelyzetek elkerülése. A másik cél viszont éppen az ezekre való felkészülés, a megfelelő cselekvési rend kialakítása, a helyreállítás feltételeinek biztosítása. Ehhez jobban meg kell ismerni a lehetséges folyamatok, hatások körét, széles együttműködést kell kialakítani a társtudományokkal (kémia, biológia, orvostudomány, agrártudományok, geológia, meteorológia, közlekedés, logisztika).

A „normális” szintektől való eltérést dózisegyenértékre, effektív dózisegyenértékre, radioizotópból való aktivitás felvételre vizsgáljuk. A védelmi intézkedés nélkül és annak végrehajtásával várható dóziskülönbség az *elkerülhető dózis*.

5.7.1 Vonatkoztatási szintek a foglalkozási csoportnál

A foglalkozási kategóriában egyéni dozimetria segítségével lehet nyomonkövetni a sugárterhelés alakulását. Az archiválható eredményeket szolgáltató filmdoziméterek utólag kerülnek kiértékelésre. Az elektronikus dózis- és dózisteljesítmény mérőkkel folyamatosan ellenőrizhető a munkavállaló sugárterhelése. Az észlelt rendkívüli értékek felvethetik a személyi felelősség kérdését vagy a MSSz-ban leírt eljárások javításának, átalakításának szükségességét.

5.7.1.1 Feljegyzési szint

A dózisonak vagy a radionuklid felvételnek az illetékes hatóság által meghatározott szintje, amelyet elérő vagy meghaladó értéket az alkalmazottak egyéni sugárterhelésének nyilvántartásában fel kell tüntetni. Ha a dózismérő jelzése, illetve az abból becsült dózis szabálytalan besugárzás vagy a dózismérőt viselő személy indokolatlan, a 2 mSv effektív dózist elérő, de 6 mSv alatti sugárterhelésének gyanújára ad okot, erről az OSSKI értesíti a munkáltatót. A tényleges személyi sugárterhelés megállapítása és nyilvántartása, valamint - ha szükséges - a sugárvédelmi feltételek javítása érdekében a munkáltató a helyi sugárvédelmi szolgálat bevonásával az eset munkahelyi kivizsgálásáról és az esetleges személyi felelősség megállapításáról intézkedik.

5.7.1.2 Hatósági kivizsgálási szint

Dozimetriai vagy sugárvédelmi mennyiség meghatározott értéke, amelynek elérése vagy meghaladása kivizsgálást igényel. Ha a munkavállaló nyilvántartott személyi dózisának egyhavi növekménye meghaladja a 6 mSv effektív dózist, vagy az adott naptári év folyamán összegzett dózisa a 20 mSv effektív dózist, az OSSKI haladéktalanul értesíti a Sugáregészségügyi Decentrumot. Ez helyszíni hatósági kivizsgálást végez és ennek alapján intézkedik, hogy az eset ne forduljon elő többet, ha a személy a hibás, illetve a rendszer hibáinak kiküszöbölésére tesz javaslatot (MSSz pontosítása, munkafolyamat áttekintése, javítása).

Ha az adott év során az összegeződő sugárterhelés az engedélyezett bármelyik szerv-dózis korlát 3/10-ét túllépi (**13. táblázat**), ugyancsak hatósági vizsgálatot kell lefolytatni.

5.7.2 Veszélyhelyzeti, baleseti szintek a lakosságra vonatkozóan

Valamilyen rendkívüli esemény által kiváltott állapot, vagy a rendkívüli eseményt követő, tartósan fennálló sugárterhelési körülmények *veszélyhelyzetet* okoznak.

A lakosság tagjai sugárterhelésének növekedését elhárító vagy csökkentő intézkedéseknek a megfelelő küszöbszintekhez kell igazodniuk. Az intézkedések mértékének és alkalmazásának eldöntése során azt az alapelvet kell érvényesíteni,

hogy a sugárzás okozta egészségkárosodás kellő mértékű csökkentése igazolja a beavatkozás során keletkező károkat és költségeket (indoklás elve). A beavatkozás módja és időtartama optimálisan megválasztandó.

Az ALARA-elv megkívánja a mérlegelést, különösen a nagy területeket és a lakosság jelentékeny részét érintő döntések meghozatalánál. Ehhez a radiológiai helyzetet időben és térben leíró adatbázisra van szükség, amely egy kiterjedt mérőhálózat folyamatosan szolgáltatott eredményeit gyűjti, tárolja, feldolgozza, elemzi. A lakosság természetes és mesterséges eredetű sugárterhelését meghatározó környezeti sugárzási viszonyok és a környezetben mérhető radioaktív anyagkoncentrációk országos ellenőrzési eredményeinek gyűjtését az Országos Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer (OKSER) végzi. Az aktuálisan mért értékeknek a hosszú ideje rendelkezésre álló háttéradatokhoz, valamint az élelmiszerre, vízre levegőre vonatkozó aktivitáskoncentrációkhoz történő hasonlítása lehetővé teszi a megfelelő intézkedések időben történő meghozását.

5.7.2.1 Beavatkozási szint (Intervention level)

Az az elkerülhető egyenértékdózis vagy effektív dózis, amelynek elérésekor a beavatkozási intézkedéseket számba kell venni. Az elkerülhető dózis vagy a megfelelő származtatott érték kizárólag azokra a besugárzási útvonalakra vonatkozik, amelyekre az intézkedés irányul.

A lakosság tagjai életének és egészségének védelme érdekében indokolt a sugárzási viszonyoknak megfelelő intézkedések megtétele [10], ha előre láthatóan a legfeljebb 2 nap alatti sugárterhelésre előre jelzett *elnyelt dózis* meghaladja az

- 1 Gy szintet az egész testben vagy a csontvelőben, vagy
- 2 Gy szemlencsében elnyelt dózis, vagy,
- 3 Gy a bőrben vagy ivarmirigyekben, vagy
- 5 Gy a pajzsmirigyben, vagy
- 6 Gy a tüdőben.

Hosszantartó besugárzás esetén az egyenértékdózisra vonatkozó beavatkozási szintek:

- 200 mSv/év az ivarmirigyekre,
- 100 mSv/év a szemlencsére,
- 400 mSv/év a csontvelőre.

A fentieknél alacsonyabb dózisszintek esetén a beavatkozás csak akkor indokolt, ha az attól várható dóziscsökkenés (elkerülhető dózis) és a vele arányos, sugárzás okozta egészségkárosodás csökkenése elegendően nagy ahhoz, hogy ellensúlyozza a beavatkozással járó károkat. A beavatkozási szintek (elkerülhető dózisok) esetében az intézkedés általában indokolt és optimális. Alkalmazásuk során célszerű figyelembe venni a baleset vagy vészhelyzet súlyosságát, a foganatosítás lehetőségeit, a fennálló időjárási körülményeket, valamint a várható következményeket.

27. táblázat. Optimált, általános beavatkozási szintek sürgős védelmi intézkedésekre [10]

Védelmi intézkedés	Beavatkozási dózisszint	
	Effektív dózis	Lekötött elnyelt dózis a pajzsmirigyben
Elzárkóztatás	10 mSv 2 napnál nem hosszabb időszak alatt	<input type="checkbox"/>
Jódprofilaxis	<input type="checkbox"/>	100 mGy

A **27. táblázat** a beavatkozási dózisszinteket és a hozzájuk tartozó rövidtávú védelmi intézkedéseket foglalja össze. Az elzárkóztatás gyakorlatilag „szobafogságot” jelent csukott nyílászárók mellett. A jódprofilaxis azt jelenti, hogy a pajzsmirigyben az inkorporáció (tej, levegő) miatt felhalmozott radiojód (főleg a 8 napos felezési idejű ¹³¹I) lecserélhető inaktív jód adagolásával. Ezt főleg gyermekeknél alkalmazzák. A jódbevitel azonban veszélyes: a túladagolás halálos kimenetelű lehet!

A **28. táblázat** a közép- és hosszútávú beavatkozás feltételei találhatóak. A Csernobil-i katasztrófa idején mindkét áttelepítési módot alkalmazni kellett.

28. táblázat. Optimált, általános beavatkozási szintek a lakosság áttelepítésére, effektív dózis [10]

Az áttelepítés jellege	Beavatkozási szint az áttelepítés	
	kezdeményezésére	megszüntetésére
Ideiglenes	30 mSv/hónap	10 mSv/hónap
Végleges	> 1 Sv/élettartam	–

Egyszerűbb kontaminációs esetekben szükség van felületek műszeres ellenőrzésére a beavatkozási szinttel való összehasonlításhoz. Nyitott források által okozott felületi szennyezésekre vonatkozó adatokat tartalmaz a **29. táblázat** (MSZ 62-7:1999 [14]).

29. táblázat. XVII. táblázat. A felületi szennyezések beavatkozási szintjei [14]

Felületek	Beavatkozási szintek, Bq/cm ²		
	☐sugárzók	☐sugárzók	³ H, ¹⁴ C, ^{99m} Tc
Helyiségek, tárgyak az ellenőrzött területen	5	50	500
Helyiségek, tárgyak felületén az ellenőrzött területen kívül, személyes öltözéken	0,5	5	50
Védőruha külső felületén	5	50	500
Védőruha belső felületén	0,5	5	50
Bőrön	0,5	5	50

5.7.2.2 Cselekvési szint (Action Level)

Az az aktivitáskoncentráció (vagy dózisteljesítmény) szint, amely felett helyzetjavító vagy védelmi intézkedéseket kell végrehajtani, tartósan fennálló vagy baleseti helyzetekben.

A **30. táblázat** összefoglalt cselekvési szinteket javasolja a NAÜ az élelmiszerek veszélyhelyzetbeli aktivitáskoncentrációjára. A **31. táblázat** pedig a Magyarországon veszélyhelyzetet követő időszakban megengedhető aktivitáskoncentrációkat mutatja.

5.7.3 Egyéni dózisszintek különleges esetekre

Veszélyhelyzetben, baleset következményeinek elhárításában résztvevő személy sugárterhelése nem haladhatja meg az 50 mSv effektív dózist. Kivételt képez ez alól az az önkéntes, aki közreműködik a népesség jelentős sugárterhelésének megakadályozásában és az életmentésben. Ebben az esetben törekedni kell arra, hogy a sugárterhelés ne haladja meg a 250 mSv effektív dózist a mentést végzőnél és a 100 mSv-et a balesetesnél.

30. táblázat. Nuklidonkénti cselekvési szintek nukleáris veszélyhelyzetben

Radioizotóp	Élelmiszerek Bq/kg			
	Csecsemő tápszer	Tej, tejtermék	Egyéb élelmiszer	Folyékony élelm., víz
Sr-90			100	
I-131	100	100		100
Pu-238, Pu-239, Am-241	1	1	10	1
Cs-134, Cs-137, Ru-103, Ru-106, Sr-89	1000	1000	1000	1000

31. táblázat. Az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének megengedhető mértéke nukleáris veszélyhelyzetet követően Magyarországon [16].

Radioizotóp	Élelmiszerek [megengedhető mértékek (Bq/kg)]			
	Csecsemő tápszer	Tej, tejtermék	Egyéb élelmiszer	Folyékony élelm., víz
Sr, főleg Sr-90	75	125	750	125
I, főleg I-131	150	500	2000	500
Pu, transz-Pu, főleg Pu-239, Am-241	1	20	80	20
$T_{1/2} > 10$ nap, főleg Cs-134 és Cs-137	400	1000	1250	1000

Ha radon okozta sugárterhelés léphet fel a munkahelyen és szabályos munkakörülmények között állandósult, akkor ez tartós foglalkozási sugárveszélynek tekintendő. Erre a beavatkozásokkal szemben támasztott követelmények érvényesek. A foglalkozási csoportnál a cselekvési koncentráció szintje ^{222}Rn -ra a levegőben éves átlagban 1000 Bq/m^3 . A lakosság érintett csoportjára a tartózkodási helyre vonatkozó érték $200 - 600 \text{ Bq/m}^3$. Ezek és a **14. táblázat** közölt adatok nem teljesen ellentmondásmentesek. A radonra vonatkozóan a lakossági korlátok országanként erősen szórnak. Az elhárításnak igen komoly anyagi vonzatai lennének.

Ellenőrző kérdések:

1. Mely lakossági csoportoknál milyen sugáregészségügyi védelem, ellenőrzés szükséges?
2. Melyek a sugárzások elleni védekezés céljai?
3. Soroljon fel néhány nemzetközi és hazai szervezetet a sugárvédelemmel kapcsolatban!
4. Melyek a sugárvédelem alapelvei?
5. Az elsődleges dóziskorlátok értékei.
6. Miért szükségesek és melyek a másodlagos korlátok?
7. Mire vonatkoznak a foglalkozási és lakossági aktivitás-korlátok?
8. Mit jelent a származtatott korlát?
9. Mondjon példákat az engedélyezett határértékre!
10. Miért szükségesek a nyitott forrásokra megállapított műveleti szorzótényezők?
11. Milyen aktivitás-kritérium alapján lehet az izotóplaboratóriumokat csoportosítani?
12. Minek alapján és milyen osztályokba sorolhatók munkahelyükön a munkavállalók?
13. Mikor kell egy helyet ellenőrzött munkaterületté nyilvánítani?
14. Jellemezze a felügyelt munkaterületet!
15. Milyen kategóriái vannak a radioaktív sugárforrásoknak és hogyan jellemezhetők azok?
16. Mit tartalmaz a Munkahelyi Sugárvédelmi Szabályzat?
17. Mi az alapja a mentességi határértékek megállapításának?
18. Hogyan kell kiszámítani a mentesség feltételeit?
19. Mit jelent az „idővédelem” a sugárzások hatása elleni tevékenységben?
20. Pontszerű sugárforrás intenzitása hogyan változik a távolság függvényében?
21. Sorolja fel a sugárforrások lehetséges geometriáit!
22. Mi a fizikai alapja a sugárzásnyelő árnyékolás alkalmazásának?
23. Mi a hatótávolság és mely sugárzásra van értelmezve?
24. Ugyanolyan energia mellett az alfa- vagy a béta-részecskének nagyobb a hatótávolsága?
25. Milyen kölcsönhatásokban veszíti el a gamma-sugárzás az energiáját?
26. A gamma-sugárzás intenzitása hogyan függ az abszorbens rétegvastagságától?

27. Valamely anyag 3 felezési rétegvastagsága milyen intenzitáscsökkenést okoz a primer energiájú fotonoknak?
28. Mit jelent a dózis-növelési tényező a sugárvédelmi árnyékolásoknál?
29. Melyek a neutronok elleni védekezés jellegzetes problémái?
30. Milyen anyagokat használnak kevert neutron- és gamma-sugárzási terek esetén?
31. Mi az önabszorpció?
32. Milyen orvosi beavatkozásokat ismer, amelyek ionizáló sugárzásokkal kapcsolatosak?
33. Melyek a különleges eseményekre vonatkozó vonatkoztatási szintek?
34. Milyen esetekben lehet egyéni dózisszinteket megállapítani?

Ajánlott irodalom és néhány törvény, rendelet

- [1] Köteles Gy. (szerk.): Sugáregészségtan (Medicina, Budapest, 2002)
- [2] Nagy L.Gy., N-né László K.: Radiokémia és Izotóptechnika. (Egyetemi tankönyv)
Műegyetemi Kiadó, Budapest, 1997
- [3] J.R.Lamarsh, A.J.Baratta: Introduction to Nuclear Engineering
(3rd ed, Prentice Hall, New Jersey, 2001)
- [4] András A., Ballay L., Friedrich V., Jung J., Koblinger L., Virágh E. (szerk. Fehér I.):
Alapfokú sugárvédelmi ismeretek. BME Mérnöktovábbképző Int, Budapest, 1993
- [5] Gács I., Katona Z.: Környezetvédelem (Műegyetemi Kiadó, Budapest, 1998)
- [6] ICRP Publication No. 60: 1990 Recommendations of the International Commission on
Radiological Protection (Adopted 1990), Annals of the ICRP 21 (1991) No 1-3
ICRP 61: Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990
Recommendations, 1991.
- [7] FAO, IAEA, ILO, OECD Nuclear Energy Agency, Pan American Health Organization:
Radiation Protection and the Safety of Radiation Sources. Safety Series No. 120, IAEA,
Vienna (1996)
- [8]] FAO, IAEA, ILO, OECD, PAHO, WHO: International Basic Safety Standards for
Protection against Ionizing Radiations and for the Safety of Radiation Sources,
IAEA Safety Series No. 115, CD-ROM Edition, Vienna, 2003 STI/PUB/996/CD
(a [6] és [7] egységes szerkezetben összefoglalva)
- [9] 1996. évi CXVI. Törvény az atomenergiáról
- [10] 16/2000. (VI.8.) EüM rendelet az atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. Törvény egyes
rendelkezéseinek végrehajtásáról
1. számú melléklet a 16/2000. (VI.8.) EüM rendelethez: Alapvető sugárvédelmi
követelmények és meghatározások
 2. számú melléklet a 16/2000. (VI.8.) EüM rendelethez: Dóziskorlátok, radon-
koncentrációk munkavállalókra vonatkozó cselekvési szintjei. Dózismegszorítás.
Vészhelyzeti és baleseti beavatkozási szintek, továbbá vészhelyzeti cselekvési
szintek. A sugárterhelés ellenőrzése.
 1. sz. függelék: Vészhelyzeti sugárterhelésre vonatkozó beavatkozási szintek.
 2. sz. függelék: Az egyéni sugárterhelés rendszeres ellenőrzése és központi
nyilvántartása.
 3. számú melléklet a 16/2000. (VI.8.) EüM rendelethez: A sugárvédelmi minősítés
követelményei
 4. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:

Sugárvédelmi képzés és továbbképzés.

5. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
A munkahelyi sugérvédelem alapvető előírásai.
6. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
Munkahelyi Sugárvédelmi Szabályzat.
7. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
Az engedélyező hatóságok ellenőrző tevékenysége
Függelék: Az atomenergiát alkalmazó munkahelyek/tevékenységek besorolása az ellenőrzési gyakoriság megállapításához.
8. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
A sugárvédelmi szolgálat feladatai.
9. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
Közúti szállítószközökre vonatkozó sugárvédelmi követelmények.
10. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
Adatszolgáltatás engedélykérelemhez
11. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
Az engedélyezési eljárásban résztvevő szakhatóságok
12. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
A sugársérültek vagy arra gyanús személyek szakellátására kijelölt intézmények jegyzéke
13. számú melléklet a 16/2000 (VI.8.) EüM rendelethez:
Atomenergia alkalmazásával kapcsolatos igazgatási szolgáltatási díjak
- [11] 14/1997. (IX.3.) KHVM rendelet a radioaktív anyagok szállításáról, fuvarozásáról és csomagolásáról
Melléklet: Adatszolgáltatás a radioaktív anyagok közútiállításának engedélykérelméhez
- [12] 23/1997 (VII.18.) NM rendelet a radionuklidok mentességi aktivitás koncentrációja és mentességi aktivitása szintjének meghatározásáról
Melléklet: Mentességi szintek
- [13] 39/1997. (VII.1.) IKIM rendelet a nukleáris anyagok nyilvántartásának rendszeréről és a velük kapcsolatos egyes hatósági jogkörökről
1.sz. Melléklet: 1. – 5. sz. adatlapok
2.sz. Melléklet: Anyagnyilvántartások ellenőrzése
3.sz. Melléklet: 1. – 9. sz. adatlapok
- [14] MSZ 62-7:1999. Magyar szabvány. Ionizáló sugárzás elleni védelem. Sugárvédelem nyitott radioaktív készítmények alkalmazásakor.
M1. melléklet: Az izotóp osztály munkahelyeinek legkisebb alapterülete.

M2. melléklet: Az izotóplaboratórium minimális mentesítő (dekontamináló) készlete.

[15] 124/1997. (VII.18.) Korm. Rendelet az atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. Törvény hatálya alá nem tartozó radioaktív anyagok, valamint ionizáló sugárzást létrehozó berendezések köréről

Melléklet: Fogalmak

[16] 12/1998. (XII.11.) EüM rendelet az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének megengedhető mértékéről

1.sz. Melléklet: 370 Bq/kg mértékű megengedhető radioaktív szennyezettséggel forgalomba hozható tej és tejtermékek

2.sz. Melléklet: Sugárszennyezettség szempontjából ellenőrizendő élelmiszerek

3.sz. Melléklet: Az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének megengedhető mértéke a veszélyhelyzetet követően.

[17] 27/1999. (IV.4.) GM rendelet a radioaktív hulladékok elhelyezésével kapcsolatos beszállítási díjtételekről

Melléklet: A radioaktív hulladékok végleges elhelyezésének beszállítási díjai

[18] 15/2001. (VI.6.) KöM rendelet az atomenergia alkalmazása során a levegőbe és vízben történő radioaktív kibocsátásokról és azok ellenőrzéséről

1.sz. Melléklet: A kibocsátási határértékek származtatása

2.sz. Melléklet: Egyéb létesítmények radioaktív kibocsátási határértékei

3.sz. Melléklet: A tervezett kibocsátási szintek meghatározása

4.sz. Melléklet: Az üzemeltetés kibocsátás-ellenőrzési követelményei

5.sz. Melléklet: Az üzemeltetés környezet-ellenőrzési követelményei

6.sz. Melléklet: A radioaktív kibocsátások hatósági ellenőrzése.

A levegő és a vízi környezet radioaktív szennyeződésének ellenőrzése.

[19] 30/2001. (X.3.) EüM rendelet a külső munkavállalók munkahelyi sugárvédelméről

[20] 31/2001. (X.3.) EüM rendelet az egészségügyi szolgáltatások nyújtása során ionizáló sugárzásnak kitett személyek egészségének védelméről

[21] 275/2002. (XII.21.) Korm rendelet az országos sugárzási helyzet és radioaktív anyagkoncentrációk ellenőrzéséről

1.sz. Melléklet: Az OKSER tagjai

2.sz. Melléklet: Az OKSER Működési Rendjére vonatkozó tartalmi előírások

3.sz. Melléklet: Adatgyűjtő és szolgáltató központok, valamint az OKSER tevékenységébe bevont ellenőrzési területeik és a vizsgálatok tárgya
A sűrű és ritka mérőhálózatok elemei

4.sz. Melléklet: A minták és mérések típusai

Az OKSER IK jelentési kötelezettségi szintjei

[22] 47/2003. (VII.8.) EszCsM rendelet a radioaktív hulladékok átmeneti tárolásának és

végleges elhelyezésének egyes kérdéseiről, valamint az ipari tevékenységek során bedúsuló, a természetben előforduló radioaktív anyagok sugáregészségügyi kérdéseiről (a 16/2000 EüM rendelet egyes paragrafusainak módosítása)

1.sz. Melléklet: Természetes radioizotópokat bedúsító, felhalmozó tevékenységek

2.sz. Melléklet: Radioaktív hulladékok osztályozása

3.sz. Melléklet: Az engedélyezési eljárásban részt vevő szakhatóságok

4.sz. Melléklet: A végleges elhelyezés követelményei

5.sz. Melléklet: A végleges elhelyezés biztonsági értékelése

6.sz. Melléklet: A végleges hulladéktároló telepítésének és tervezésének szempontjai

[23] 33/2004. (VI.28.) BM rendelet a radioaktív anyagok központi és helyi nyilvántarásának rendjéről

[24] A Hatósági Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer 2005. évi jelentése.

OKK-OSSKI, Budapest, 2006. július

[25] Kiss D., Quittner P. (szerk): Neutronfizika. (Akadémiai Kiadó, Budapest, 1971)

[26] ICNIRP: Guidelines for Limiting Exposure to Time-Varying Electric, Magnetic and Electromagnetic Fields (Up to 300 GHz). Health Phys. 74 (1998) 494-521 ([1]-ből átvéve)

[27] MSZ 16260-86: „A nagyfrekvenciás elektromágneses tér megengedett határértékei”. Magyar Szabványügyi Hivatal, 1986. ([1]-ből átvéve)

6 Természetes eredetű sugárzások, sugárterhelés

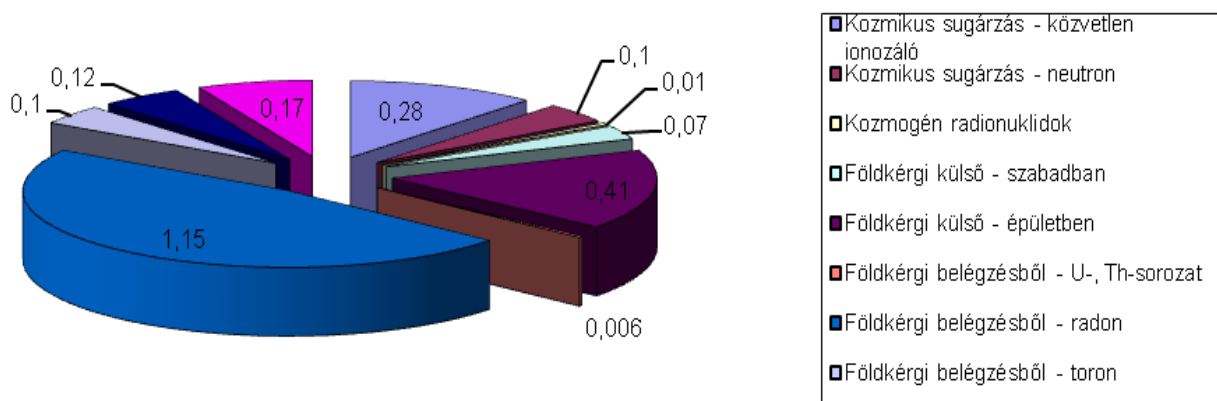
6.1 Bevezetés (Somlai János)

A természetes eredetű sugárzásokat eredetük szerint két részre oszthatjuk: *kozmoszus* és *földkérgi* (terresztriális) eredetűekre. Megemlítenünk továbbá az úgynevezett kozmogén radioaktív izotópok, amelyek a légkör semleges atomjaiból jönnek létre a kozmikus sugárreszecskekkel való kölcsönhatások eredményeképpen (ilyenek például a ^3H , ^7Be vagy a ^{14}C).

Az emberiséget érő természetes eredetű sugárterhelés egyrészt külső, másrészt a kozmogén és földkérgi radionuklidok belégzése, lenyelése következtében ún. belső forrásokból származik.

A természetes eredetű sugárterhelés világátlagos értéke 2.4 mSv/év. Eloszlása a **61. ábra** látható.

Kozmikus sugárzás - közvetlen ionozáló	0.28
Kozmikus sugárzás - neutron	0.10
Kozmogén radionuklidok	0.01
Földkérgi külső - szabadban	0.07
Földkérgi külső - épületben	0.41
Földkérgi belégzésből - U-, Th-sorozat	0.006
Földkérgi belégzésből - radon	1.150
Földkérgi belégzésből - toron	0.10
Földkérgi lenyelésből - U-, Th-sorozat	0.12
Földkérgi lenyelésből - K-40	0.17



61. ábra. A természetes eredetű sugárterhelés megoszlása (robbantott kördiagramm)

6.2 A kozmikus sugárzások (Somlai János, Kovács Tibor)

6.2.1 Elsődleges kozmikus sugárzások

1912-ben Hess egy léggömbbel 5 km magasságba felrepülve, a természetes sugárzásnak egy olyan komponensét mérte, amely növekszik a magassággal. A történethez hozzátartozik, hogy mindezt Alber Gochel professzor már korábban jelezte, de nem hitt neki senki. Egy évtizeden át vizsgálta, de végül Hess kapta a Nobel díjat, mert jobb műszerekkel megismételve a méréseket (és nagyobb magasságba jutva) már egyértelműen bizonyítani tudta mindezt. Carl David Anderson megállapította, hogy földünk 1 cm² felületét átlagosan 1,5 részecske éri másodpercenként, az összetevők elsősorban pozitív töltésűek és a részecskék óriási energiával bírnak.

Az űrből a Föld légkörébe érkező nagy energiájú részecske sugárzásokat elsődleges kozmikus sugárzásnak nevezzük. Eredetük szerint galaktikai és szoláris kozmikus sugarakat különböztethetünk meg.

Az elsődleges, galaktikai eredetű kozmikus részecskék főleg nagy energiájú részecskék, összetétele: 98%-a atommag és csak 2%-a elektron vagy pozitron. A magok 88%-a hidrogén, 11% hélium és 1% nehezebb atommagok (elsősorban C, N, O) de kis arányban $z \leq 50$ rendszámig is előfordulnak. Energiaspektrumuk széles, 1 MeV-től - 10^{14} MeV-ig terjed, zömében azonban 10^2 - 10^5 MeV közötti energiával és 300 MeV körüli eloszlás maximummal.

Megfigyelték, hogy néhány GeV/nukleon energia alatt a fluxus az időben nem állandó. Megállapították, hogy a részecske fluxus időbeni változása jól korrelál a naptevékenységgel, pontosabban a napszél kitörésekkel. A Nap felszínén időnként sötét foltok, ún. napfoltok jelennek meg. A napfoltok száma kb. 11 éves periódussal változik. Amikor sok a napfolt, a nap gyakran dob ki magából forró gázokat. A kilövellt gázok a Föld magas légkörében ún. mágneses vihart okoznak (ilyenkor nehéz a rövidhullámú rádiózás, a készülék recseg-ropog). A mágneses zavarokat az iránytű is megérzi. Már régen sejtették a tudósok, hogy a mágneses zavarokat nagy sebességű töltött részecskék keltik. A Nap kozmikus sugárzását azonban csak 1946-ban fedezték fel, sőt igazán meggyőző bizonyítékot még később, 1956-ban kaptak. A sugárzás összetétele a következő: protonok, alfa-részecskék (számuk – ritkán – megegyezhet a protonokéval, de általában sokkal kevesebb) és szén-, oxigén-,

nitrogén-atommagok. A részecskék energiája 10-100 MeV nagyságrendű, tehát sokkal kisebb, mint a galaktikus sugárzás esetében. Az ilyen energiájú részecskéket a légkör teljesen elnyeli. A sugárzás és a légkör kölcsönhatása következtében neutronok is keletkeznek, amelyek lejuthatnak a Föld felszínéig.

A galaktikus kozmikus sugárzást, illetve annak elektromosan töltött részecskéit elsősorban a Föld mágneses tere eltéríti.

6.2.2 A mágneses csapda

Az 1958-ban fellőtt Explorer-1 mesterséges hold sugárzásmérőt is vitt magával. Mivel erősen elnyúlt ellipszis alakú pályáján a Földtől 2000 kilométerre is eltávolodott, legkisebb magassága pedig 400 kilométer volt, széles térrészből küldött mérési adatokat a Földre. Az eredmények óriási meglepetést okoztak. 600 kilométer alatt a sugárzás erőssége – a várakozásnak megfelelően – nagyjából állandó volt, 800 kilométer fölött azonban rendkívül erős sugárzást észleltek. A sugárzás erőssége olyan volt, hogy az Explorer-1 GM-csőibeiben állandósult a kisülés, így képtelen volt a mérésre. Műszaki hibára gyanakodtak, de később bebizonyosodott, hogy 800-1000 kilométer magasságban valóban óriási erősségű, a vártnál mintegy tizenötezerszer erősebb sugárzás uralkodik. A jelenséget megmagyarázó fizikusról (James van Allen) a Földet körülvevő sugárzónát Van Allen-övezetnek nevezték el. A Van Allen-övezet szerkezetét a további mérések, először a Szputnyik-3 és az Explorer-4 szcintillációs észlelőinek mérései tisztázták részleteiben is.

A világűrben a Föld felé haladó protonok és elektronok tehát a Föld mágneses terének hatására eltérülnek. A részecskék a Föld mágneses erővonalai mentén, csavarvonal alakú pályán mozognak, az elektronok és protonok – ellentétes töltésüknek megfelelően – ellentétes irányban. A pólusoknál, a földfelszín fölött néhány száz kilométer magasan a részecskék megfordulnak, és visszafelé kezdenek spirálozni. Pólustól pólusig egy-egy részecske néhány másodperc alatt teszi meg az utat, a részecskék átlagos tartózkodási ideje a “mágneses csapdában” viszont több nap, sőt több hét is lehet, így érthető a hatalmas sugárzáserősség: a Föld mágneses tere összegyűjti a részecskéket.

A Van Allen-övezet az Egyenlítő fölött 500-600 kilométer magasságtól mintegy 40-60 ezer kilométer magasságig terjed, a sarkoknál ennél lényegesen alacsonyabb. A

Föld felőli része főleg protonokból, a távolabbi része elektronokból áll. A kettő között nincs éles határvonal.

6.2.3 Másodlagos kozmikus sugárzások

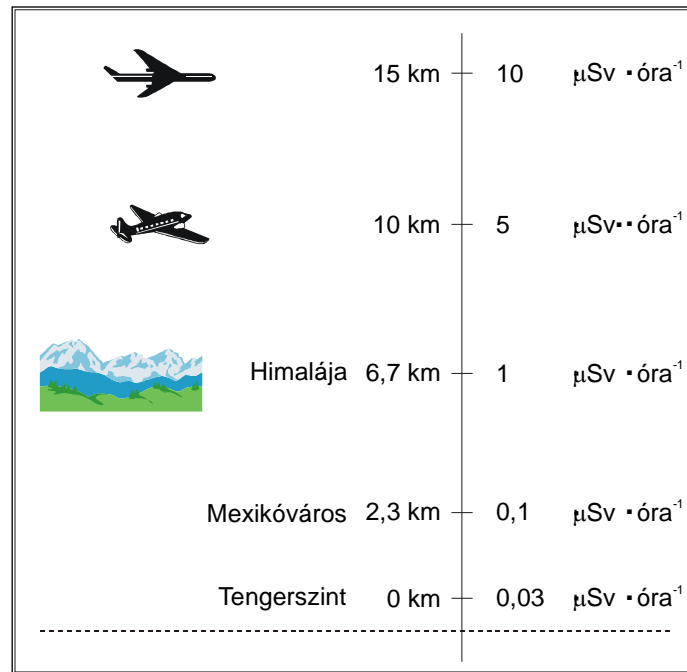
Amikor a primer részecskék ütköznek a légkör, vagy az észlelő berendezések atommagjaival, ezek protonokra, neutronokra, mezonokra és könnyebb magokra esnek szét. Ha a beeső részecske maga is nehéz mag, akkor szintén szétesik egyszerűbbekre. Az ilyen események, pl. fényképezőlemezeken "csillagok"-ként jelentkeznek. Adott mag esetén az ágak száma, hossza, sűrűsége és szögeloszlása, továbbá a szekunder elektronok (δ -sugarak) megoszlása a kezdeti energia függvénye, amelyet ezen az alapon meg lehet határozni. Ha ez az energia különösen nagy, akkor a részecske egy ütközése az események láncolatát váltja ki, amely szekunder részecskéknek százezres vagy milliós nagyságrendben való keletkezésére vezet, mintegy százméternyi, vagy ennél is nagyobb sugarú levegőrészben. Ezeket a kaszkád-záporokat vagy nagy-záporokat, amelyeket Auger és munkatársai fedeztek fel, egy-egy igen nagy áthatolóképességű szekunder elektron vagy foton váltja ki. A primer részecskék hatására bekövetkező magszétesésekből származó mezonok fotonok és müonok képződésével spontán elbomlanak; utóbbiak ismét elektronokat és fotonokat termelnek. Ezek viszont folyton csökkenő energiával újabb elektronok és fotonok sorozatos generációira vezetnek (a pozitron + elektron párok képződésének, illetve eltűnésének már tárgyalt mechanizmusával, vagy pedig a Compton-effektus révén). A másodlagos sugárzások eloszlásának, valamint az egy záporhoz tartozó sugarak számának a vizsgálata lehetővé teszi az eseményt kiváltó részecske energiájának a meghatározását. Ez $10^{16} - 10^{17}$ eV nagyságrendű értékeket is elérhet.

6.2.4 A sugárterhelést befolyásoló tényezők

A kozmikus sugárzásból származó dózist jelentősen befolyásolja a tengerszint feletti magasság, a földrajzi szélesség és az épületek árnyékoló hatása.

Tengerszint feletti magasság

A kozmikus sugárzás közvetlenül, illetve közvetve (neutron révén) ionizáló részaránya erősen magasságfüggő. A kozmikus sugárzásból eredően a tengerszinten – közepes, illetve magas szélességi fokoknál – a levegőben elnyelt dózis kb. 32 nGy/h. Tengerszinten a neutronfluxus alacsony. A kozmikus sugárzás okozta effektív dózisteljesítmény változását a tengerszint feletti magasság függvényében a **62. ábra** mutatja.



62. ábra. A kozmikus sugárzás okozta effektív dózisteljesítmény változása a tengerszint feletti magasság függvényében

Földrajzi szélesség

A kisebb energiájú töltött részecskék a Föld mágneses mezőjéről visszaverődnek az űrbe. Ez a hatás földrajzi szélesség függő, bár a változás kicsi, az egyenlítőnél kb. 10 %-al alacsonyabb, mint a magasabb földrajzi szélességeknél.

Árnyékolás

A kozmikus sugárzás közvetlenül ionizáló részére elnyelő, árnyékoló hatással vannak az épületek, s a gyengítés nagymértékben függ az építőanyagoktól. Faházaknál átlagosan 0,96 betonházaknál 0,42 a dóziscsökkentő szorzótényező. Ha nincs helyi adat, úgy 0,8-as árnyékolási faktort célszerű alkalmazni.

6.2.5 Sugárterhelés

Ahhoz, hogy a Föld felszínén egy átlagos lakásban a kozmikus sugárzásból származó effektív dózist megbecsülhessük, ismerni kell az effektív dózisteljesítmény változását és a népesség eloszlását a tengerszint feletti magasság, földrajzi szélesség függvényében. Az átlagos értékek a **32. táblázatban** láthatók.

32. táblázat. A kozmikus sugárzásból eredő népességgel súlyozott átlagos sugárterhelés.

Kondíciók	Éves effektív dózis (μSv)		
	Közvetlen ionizáló komponens	Neutron komponens	Összes
Szabadban, tengerszinten	270	48	320
Szabadban, súlyozott átlag	340	120	460
Árnyékolással, tartózkodással súlyozott átlag	280	100	380

A népességgel súlyozott világátlag tehát $380 \mu\text{Sv}/\text{év}$, de a nagyon magas helyen lakóknál a neutronból származó növekmény már lényeges, így az éves átlagos effektív dózis a lakóhelytől függően $300\text{-}2000 \mu\text{Sv}/\text{év}$ közt változik

6.2.6 Légi közlekedés

A Föld felszínétől távolodva a környezeti sugárzás intenzitása csökken, mivel egyrészt a talajban levő radioaktív anyagoktól távolabb kerülünk, másrészt pedig a talajból kiszabaduló radon és toron gáz (illetve bomlástermékeinek) koncentrációja is rohamosan csökken a magasság növekedésével. Néhány ezer méter magasságban a csökkenés megáll, majd növekedésbe fordul, mivel a fölöttünk levő légréteg vastagságának csökkenése miatt a kozmikus sugárzás (pontosabban: a másodlagos kozmikus sugárzás) okozta dózisteljesítmény megnő.

A polgári légi járatok gépeinek repülési magassága $7\text{-}12$ ezer méter. A pontos dózisteljesítmény értékek a földrajzi szélességtől, a légnyomástól és más tényezőktől is függenek. Az említett magasságban általában $5\text{-}8 \mu\text{Sv}/\text{h}$ dózisteljesítmény mérhető, így egy Európa - Észak Amerika útvonalon $30\text{-}45 \mu\text{Sv}$ dózist kaphatunk. Az átlag

utasnál ez a dózis elhanyagolható. Más a helyzet a repülőszemélyzetnél, vagy pl. a diplomáciai futároknál, üzletembereknél, akik évente 300-1200 órát is tölthetnek a levegőben. Ebben az esetben a dózis a természetes eredetű terhelés többszörösét is elérheti, azonban még mindig alatta marad a foglalkozásszerűen sugárveszélynek kitett személyek számára megengedett értéknek (átlagosan 20mSv/év). Néhány szuperszonikus gép 15-18 km magasságban repül. Az itt történt rutin ellenőrzésnél azt találták, hogy az effektív dózisegyenérték teljesítmény 10-12 $\mu\text{Sv/h}$ körül ingadozott, de nagy napkitöréseknél ennél lényegesen nagyobb is lehet.

6.3 Kozmogén radionuklidok (Somlai János, Kovács Tibor)

A légkörbe érkező nagy energiájú elsődlegesen kozmikus sugarak magreakciók révén, míg a kis energiájúak ionizációval vesztik el energiájukat. A reakciók eredményeként neutronok, protonok, müonok, pionok és kaonok mellett úgynevezett kozmogén radioizotópok (^3H , ^7Be , ^{10}Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{26}Al , ^{32}Si , ^{32}P , ^{33}P , ^{35}S , ^{36}Cl , ^{37}Ar , ^{39}Ar , ^{81}Kr) is keletkeznek. A keletkezett másodlagos részecskék, a másodlagos kozmikus sugárzások, még mindig annyi energiával rendelkezhetnek, hogy újabb magreakciókat hoznak létre.

A protonok az atmoszféra felső rétegeiben hasadási, a neutronok pedig hasadási és kisenergiájú (p, n) reakciókkal keletkeznek. A neutronok rugalmas ütközéssel vesztik el energiájukat, majd a termikus energiatartományba kerülve elsősorban a légkör nitrogén, oxigén vagy argon atomjaival kölcsönhatásba lépnek. A keletkezés a sztratoszféra felső rétegeiben a legintenzívebb, de mértékét a magasságon kívül a szélességi fok, és a 11 éves napciklus is befolyásolja.

Ezen radionuklidok egy része napjainkban nem csak a kozmikus sugárzás hatására keletkezik, hanem az atmoszférában történő felhalmozódásukhoz az emberi tevékenység is jelentős mértékben hozzájárul.

A kozmogén izotópok által adott dózis általában kicsi, a legnagyobb közülük a ^{14}C (12 $\mu\text{Sv/év}$), a ^{22}Na (0,15 $\mu\text{Sv/év}$), a ^7Be ($\mu\text{Sv/év}$) és a ^3H (0,01 $\mu\text{Sv/év}$) dózisa, a többi radioizotóptól elhanyagolható sugárterhelést kapunk.

A kozmogén izotópok tudományos jelentősége igen nagy. Ezen izotópok természetes nyomjelzői a környezetünkben lejátszódó folyamatoknak, segítségükkel számos fizikai, kémiai, geológiai és biológiai folyamatot ismerünk meg. A legsokoldalúbban használható izotóp a ^{14}C és a ^3H , de nagy lehetősége van a

hidrológiában, az atmoszférakutatásban a ^{36}Cl -nak vagy a különböző radioaktív nemesgáz izotópoknak (^{39}Ar , ^{81}Kr , ^{85}Kr).

A trícium (^3H)

A kozmikus sugárzás nagy energiájú részecskéi a légkör atomjaival kölcsönhatásba lépve neutronokat hoznak létre, melyek közül a nagy energiájú neutronok a $^{14}\text{N} + n = ^{12}\text{C} + ^3\text{H}$ magreakcióval tríciumot termelnek. A trícium a sztratoszférában halmozódik fel, ahonnan egyenletesen ürül a troposzféra és földfelszín irányába. A kozmogén képződéssel elsősorban triciált víz (HTO), és kis mennyiségű triciált hidrogéngáz (HT) keletkezik. A természetes képződés mértékét $1,5 \cdot 10^5$ TBq/év szinten adják meg. A trícium természetes forrása egyensúlyi szintet tartott fenn a földi környezetben. A felszíni vizek és csapadékok egyensúlyi koncentrációja az emberi beavatkozást megelőzően 0,6-1 Bq/l volt. A légköri tríciumgáz (TH) koncentráció nem haladta meg a $2 \cdot 10^{-4}$ Bq/m³ levegő értéket.

Egyensúlyi viszonyok között a HTO anyagtranszportot a víz természetes körforgása írja le. Eszerint az atmoszféra nedvességtartalmának egy része a csapadékkal a felszínre jut, ellenkező irányú transzport a talajfelszín párolgása, és a növényzet párologtatása. Az egyensúlyi HTO koncentráció a légköri párában és a csapadékban jelenleg néhány Bq/l, levegőre néhány század Bq/m³.

A berílium (^7Be)

Felezési ideje 53,6 nap. A rövid T miatt nagy része az atmoszférában van. Tavasszal a legtöbb ($\sim 4 \cdot 10^{-3}$ Bqm⁻³), ősszel a legkevesebb ($\sim 1,5 \cdot 10^{-3}$ Bqm⁻³). Belégzéséből a felnőtt ember kb. 20 nGy/év dózist kap. Esővízben átlagosan 740 Bqm⁻³ a ^7Be koncentrációja. Élelmiszerekben főleg a leveles zöldségekben fordul elő. Ennek fogyasztása miatt felnőttek esetén 80 nGy/év egésztest elnyelt dózissal lehet számolni.

A radiokarbon (^{14}C)

A kozmikus sugárzás által termelt szekundér neutronok – ütközések során lelassulva – a légkör ^{14}N atomjaival kölcsönhatásba lépnek, és a $^{14}\text{N}(n, p) ^{14}\text{C}$ folyamat révén a szénnek egy radioaktív izotópja keletkezik, amely β^- -emisszióval, 5730 ± 40 év

felezési idővel bomlik. A keletkezett ^{14}C igen rövid idő alatt $^{14}\text{CO}_2$ gázzá oxidálódik, és a többi szén-dioxid molekulával keveredve részt vesz a földi szén körforgásában. Mivel 5730 éves felezési ideje geológiai időmértékkel mérve igen rövid, a Földön a kozmogénikus ^{14}C radioaktív egyensúlyi állapotban van. Az egyensúlyi izotóparány $^{14}\text{C}/^{12}\text{C} = 1,17 \cdot 10^{-12}$. Az akkumulálódott ^{14}C -tartalom a Földön $82,7 \cdot 10^8$ GBq ($51 \cdot 10^3$ kg ^{14}C), ami kicserélődési folyamatok révén a hidro-, bio-, illetve atmoszférában 94,3%, 3,8% illetve 1,9% arányban oszlik el, azaz a légkör állandósult ^{14}C -tartalma mindössze $1,57 \cdot 10^8$ GBq. Az évente termelődő ^{14}C mennyisége a fenti adatokból kiszámítható: 10^6 GBq/év.

Nagy jelentősége van a $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ arány mérésén alapuló kormeghatározásnak. A nukleáris energiatermelés és robbantási kísérletek során azonban napjainkban már jelentős mennyiségű mesterségesen előállított ^{14}C is a környezetbe kerül.

Radioaktív kozmogén nemesgázok (^{37}Ar , ^{39}Ar , ^{81}Kr , ^{85}Kr)

Az ^{37}Ar izotóp keletkezésének legfontosabb magreakciója a $^{40}\text{Ar}(n, \alpha)^{37}\text{Ar}$, keletkezésének mértékét a naptevékenység nagymértékben befolyásolja. A ^{37}Ar radioizotópot elsősorban az atmoszférakutatásban használják. A troposzférikus ^{37}Ar aktivitását 1967 óta mérik. Az aktivitás-koncentráció két nagyságrenddel történő emelkedése a földalatti nukleáris fegyverkísérletekből származó megszökés eredménye.

A ^{39}Ar keletkezése szempontjából a legfontosabb magreakció az $^{40}\text{Ar}(n, 2n)^{39}\text{Ar}$. A ^{39}Ar igen alkalmas vízkor meghatározásra.

A ^{81}Kr a kripton leghosszabb felezési idejű radioaktív izotópja. ($T_{1/2} = 2,13 \cdot 10^5$ év). A hosszú felezési idő miatt az atmoszférában egyenletesen oszlik el és koncentrációjának változását csak a kozmikus sugárzás múltbeli variációja befolyásolja. A ^{81}Kr a kripton stabil izotópjaiból keletkezik a kozmikus sugárzás hatására pl. a $^{80}\text{Kr}(n, \gamma)^{81}\text{Kr}$ reakció útján. A ^{81}Kr izotóp várhatóan legfontosabb alkalmazási területe az 50000-800000 éves vizek korának meghatározása lesz. Ezen alkalmazás azért tűnik perspektivikusnak, mivel a ^{81}Kr atmoszférikus aktivitása csak a kozmikus sugárzás intenzitásától függ, továbbá a ^{81}Kr nemesgáz, tehát vízben történő oldása után kémiai reakcióban nem vesz részt, és földalatti termelődésének mértéke is elhanyagolható.

A ^{85}Kr radioaktív egyensúlyi állapotban akkumulálódott mennyiségén belül elhanyagolható a kozmikus sugárzás hatására keletkezett rész. A ^{85}Kr a légkörben a $^{84}\text{Kr}(n, \gamma)^{85}\text{Kr}$ reakcióval, valamint a földkéregben lévő uránium és tórium spontán hasadásakor keletkezik. A neutron indukált hasadásból származó hozam nagyságrendekkel kisebb, mint a spontán hasadásból származó rész. Az atomkorszak előtti időszakban $5,18 \cdot 10^{11}$ Bq atmoszférában akkumulálódott mennyiséget adnak meg a ^{85}Kr mennyiségére vonatkozóan. Ez hat nagyságrenddel kisebb érték, mint az, ami jelenleg radioaktív egyensúlyban a légkörben megtalálható.

6.4 Földkérgi sugárzások (Várhegyi András)

Már a század elején sok tudós (E. Rutherford, F. Soddy, V. J. Vernadskij és mások) foglalkozott azzal a gondolattal, hogy a természetben valószínűleg nem léteznek teljesen stabil izotópok, vagyis idővel minden elem minden izotópja radioaktív átalakuláson megy át. Ez az elképzelés azóta sem nyert bizonyítást vagy cáfolatot, ugyanis egyes izotópok radioaktivitása a mai műszerezettség szintjén még nem mutatható ki azok magátalakulásainak rendkívül kis sebessége miatt ($T_{1/2} \approx 10^{21} - 10^{22}$ év felezési idő felett).

Jelenleg úgy tekintik, hogy egy izotóp akkor stabil, ha élettartama meghaladja a 10^{17} évet. Ez hatalmas időtartam, de az idő végtelenében a stabil atom is radioaktív átalakulást szenvedhet. Az Univerzumban egyes atomok eltűnnek, mások megjelennek. A radioaktív izotópok száma csökken, ugyanakkor növekszik a viszonylag stabil radiogén bomlási termékek mennyisége.

A földkérgi vagy teresztrikus sugárzások a földkéreg anyagának radionuklijaitól származnak. Jelentőségük a lakossági sugárterhelések szempontjából kiemelkedő, mert a környezeti sugárzások túlnyomó része (a kozmikus és mesterséges eredetű sugárzások kivételével) ebből a forrásból származik. A földkérgi sugárzások eredete a Naprendszer, majd ebből a földkéreg anyagának keletkezésére vezethető vissza. Jelenlegi ismereteink szerint a Földünket alkotó atomok (köztük a radioaktívak) kb. 4,5 milliárd évvel ezelőtt egy ősi csillag szupernóva-robbanásának a világűrbe szétszóródott nukleáris „törmelékei”. Ugyanis a földkéregben megtalálható nehéz

elemek (a vasnál nagyobb rendszámúak) más úton nem keletkezettek. Ezen ősi szupernóva-kitörés alkalmával jöttek létre a stabil magok mellett a földkéreg legfontosabb radioaktív elemei, az ún. elsődleges radionuklidok.

Figyelembe véve a radioaktív elemek elterjedését a földkéregben valamint azok bomlási állandóit, megközelítően becsülhető, hogy a földkéreg anyagából évente mintegy $10^6 - 10^7$ t anyag újítja meg kémiai összetételét (azaz alakul át más kémiai elemmé) csupán magátalakulások következtében. Milliárd évekkel ezelőtt ezek az átalakulások lényegesen nagyobb mértékben folytak. Ha feltételezzük, hogy a Naprendszer kialakulása kezdetén az összes lehetséges izotóp meghatározott koncentrációban jelen volt a kialakulási folyamatokban, a jelenkorra csak azok maradtak meg, amelyek felezési ideje meghaladja a 10^8 évet.

A természetben ma előforduló összes izotópot két nagy csoportra lehet osztani: elsődleges és másodlagos (szekunder) izotópokra. Az elsődlegesek, melyek megőrződtek a Földön a Naprendszer keletkezése óta, a másodlagosak pedig rövid felezési idejük miatt jelenlegi földkéregbeli előfordulásukat annak köszönhetik, hogy a hosszú életű radioaktív izotópok és különböző magreakciók (a természetben sok fajtájuk ismeretes) állandóan újratermelik őket. Az elsődleges izotópokhoz tartozik az összes stabil izotóp, számos radioaktív izotóp (^{40}K , ^{48}Ca , ^{87}Rb stb.), valamint az ún. természetes radioaktív családok (bomlási sorok) szülőelemei (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th). A másodlagos izotópokhoz tartoznak a természetes radioaktív sorok összes bomlási termékei (közismertebbek pl. az 1600 éves felezési idejű ^{226}Ra vagy a 3,8 napos felezési idejű ^{222}Rn), valamint nagyszámú radioaktív hasadási és magreakció termék.

A földkérgi radioaktivitás elsődleges összetevői szerint gyakorlati szempontból három alapvető elemet kell megemlítenünk: az *urán* bomlási sorozatok kezdő elemeit (^{238}U , ^{235}U), a *tórium* sorozat kezdő elemét (^{232}Th) valamint a *káliumot* (^{40}K). A három elem, illetve az urán és tórium esetében a hozzájuk tartozó radioaktív elemtársaság külön-külön kb. hasonló mértékben járul hozzá a földkérgi eredetű háttérsugárzás összetételéhez; a mindenkori földtani körülményekből adódóan ettől persze helyi eltérések előfordulhatnak. Különösen az urán hajlamos bizonyos geokémiai környezetben történő koncentrációra, míg a tórium és kálium földkéregbeli koncentráció-ingadozásai kevésbé szélsőségesek. Az említett radionuklidok átlagos

földkérgi koncentrációjuk alapján a közepesen gyakori elemek közé sorolhatók; ez nagyságrendileg néhány ppm (milliomod rész) vagy g/t (kémiaiában: mg/kg) koncentrációt jelent: a természetes urán (U_{nat}) esetében 2–3 ppm, ^{232}Th 8–12 ppm, ^{40}K 2–3 ppm.

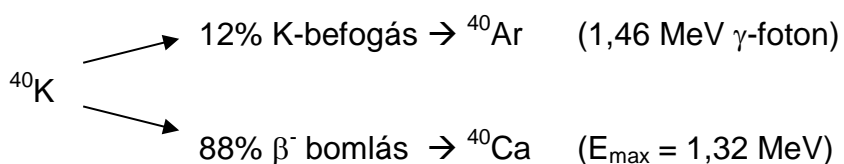
A természetben előforduló urán 3 izotópot tartalmaz: ^{238}U , ^{235}U és ^{234}U , ezek mindegyike radioaktív. A ^{234}U a ^{238}U bomlásterméke, következésképpen normál (radioaktív egyensúlyi) körülmények között a földkérgi radioaktivitásuk azonos, mennyiségét tekintve viszont a ^{234}U elhanyagolható (bomlási sorozaton belül a mennyiségi arányok azonosak a felezési idők arányaival). Ugyanakkor mennyiségileg a ^{235}U is alárendelt szerepet játszik a ^{238}U -hoz képest, hiszen a természetes izotóp-összetételű uránnak csak kb. 0,7 %-át adja. A kálium maga a földkéreg leggyakoribb elemei közé tartozik (Clark értéke 2–3 %), azonban a természetes kálium mindössze kb. 0,01 %-ban tartalmazza a radioaktív ^{40}K -ot.

A ^{40}K bomlása

A kálium izotópok megoszlása a természetben:

- ^{39}K : 93,08 % stabil,
- ^{41}K : 6,91% stabil,
- ^{40}K : 0,0119 % radioaktív, $T_{1/2} = 1,484 \cdot 10^9$ év.

Tehát a természetes káliumnak csak egy elenyészően kis hányada radioaktív, mégis, a kálium viszonylag nagy földkérgi gyakorisága miatt a ^{40}K jelentős szerepet játszik a földkérgi radioaktivitásban. Nem alkot bomlási sorozatot, vagyis a radioaktív átalakulás után egyből stabil végtermék keletkezik. Maga a bomlás kétféleképpen mehet végbe, az alábbi séma szerint:



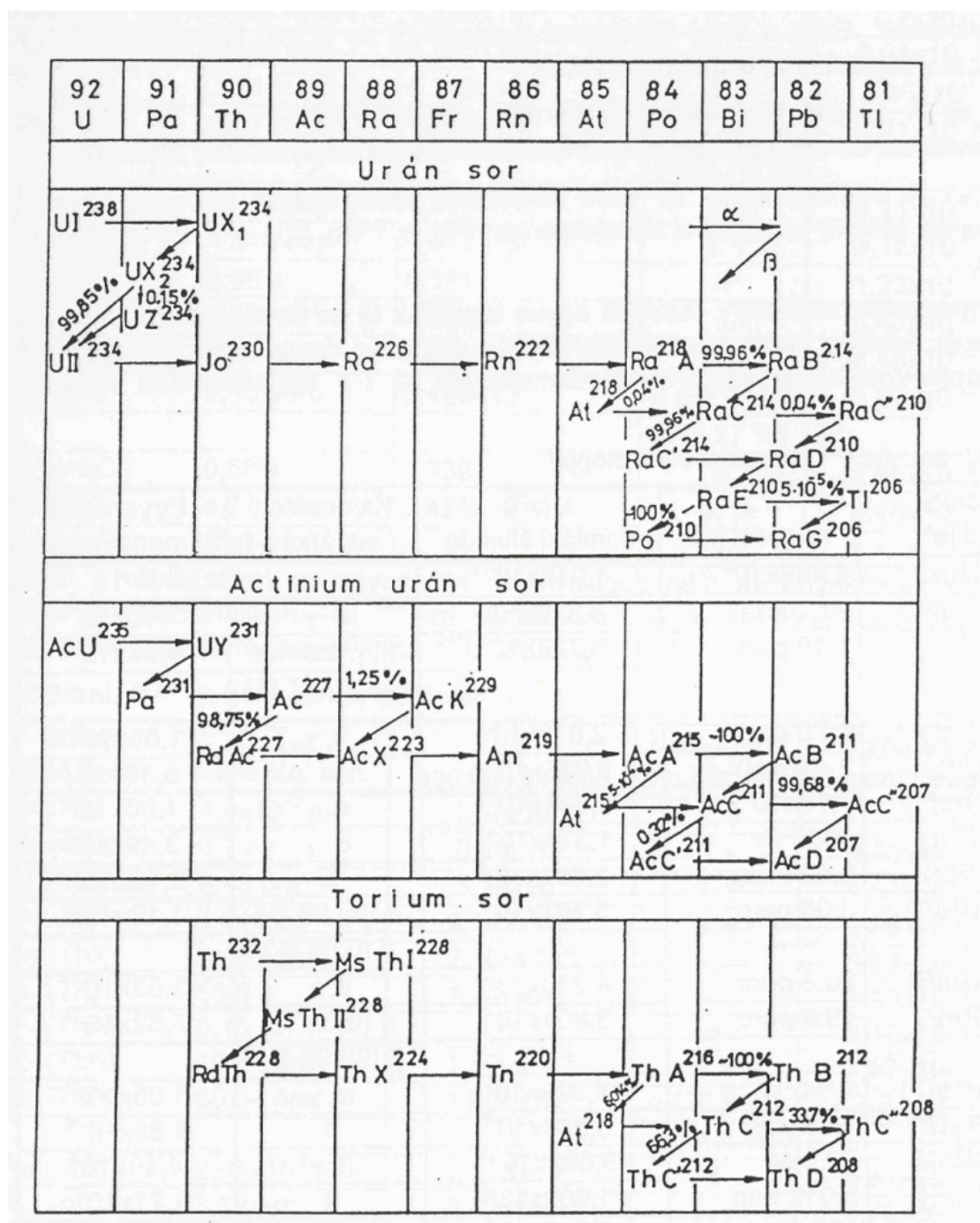
Vagyis a ^{40}K kisebbik, 12 % része K-befogással ^{40}Ar -ná alakul, miközben a mag 1,46 MeV energiájú gamma-fotont emittál; míg a nagyobbik, 88 % hányad közönséges β^- bomlással ^{40}Ca -má alakul, amelynél a maximális β -energia 1,32 MeV (a gamma-foton kibocsátással ellentétben, amely kvantált, vagyis diszkrét energia-szinten történik, a béta-sugárzás energia-spektruma folytonos, ami a lehetséges maximális energiával jellemezhető). 1 g természetes kálium másodpercenként átlagosan 27,2 β -részecskét és 3,31 γ -kvantumot bocsát ki.

Természetes radioaktív bomlási sorozatok

Jelenleg három természetes radioaktív család ismeretes, megemlíthető azonban, hogy a Föld őstörténete során létezett egy negyedik természetes bomlási sorozat is, a neptúniumé (^{237}Np), amely viszonylag rövid felezési ideje miatt ($T_{1/2} = 2,2 \cdot 10^6$ év) jelenkorra a földkéregben már lebomlott. Ma mesterséges úton állítható elő, ill. kis mennyiségben a természetben végbemenő magreakciók során keletkezik.

A radioaktív családok különálló bomlási sorokat alkotnak; az egymás után következő tagok bomlástípusát, a keletkezett új elem (izotóp) periódusos rendszerben elfoglalt helyét a **63. ábra** szemlélteti. A nyilak iránya jelzi a bomlás típusát (α vagy β). Az ábrán az egyes izotópokra a klasszikus jelöléseket, és nem a ma inkább elfogadott, egyszerűbb izotóp jelöléseket alkalmaztuk (ezért pl. az ábrán az urán-sorok kezdő elemeként feltüntetett U^{238} az ^{238}U -nak, az AcU^{235} az ^{235}U -nek felel meg stb.). A bomlási sorozatokon belül α vagy β bomlások egyaránt előfordulnak, a tömegszám azonban csak az α -bomlás során változik, mégpedig 4-esével. Ezért – a tömegszám-változások alapján – elvileg 4-féle bomlási sorozat képzelhető el, amelyeket a 4-gyel való oszthatóság alapján $4n$, $4n+1$, $4n+2$ és $4n+3$ tömegszámok jellemeznek (a $4n+4$ -es sorozat ugyanis egy alfa-bomlással a $4n$ sorozatba megy át, és így tovább), az alábbiak szerint:

Tömegszám- változás	Kezdő nuklid	Bomlási sor megnevezése	Kezdőelem felezési ideje (millió év)
4n	^{232}Th	tórium sor	14.000
4n+1	^{237}Np	neptúnium sor	2,2
4n+2	^{238}U	(238-as) urán sor	4.500
4n+3	^{235}U	aktino-urán sor	685



63. ábra. A természetben előforduló radioaktív sorok bomlási sémái

A természetes radioaktív családok egy sor közös tulajdonsággal rendelkeznek. Ezek közül a legfontosabbak az alábbiak:

- Mindhárom család kezdő tagja (szülőeleme) hosszú (a „hosszú” alatt itt a Föld életkorával – 4,5 milliárd év – összemérhetőt értünk) felezési idejű, $10^8 - 10^{10}$ év közötti.
- A bomlási sorok közepe táján mindegyik család rendelkezik egy gáznemű (emanációs) taggal, a radon (Rn) egy izotópjával, amely a nemesgázok sorába tartozik.
- A Rn után a bomlási sorokban viszonylag rövid élettartamú izotópok következnek. Ezek a rövid élettartamú izotópok (hagyományosan a B és C jelű termékek) adják a sorozat γ -sugárzásának döntő hányadát.
- A családok rövidéletű tagjai egymással konkurens α - és β -bomlást szenvednek, és így a bomlási sorban bomlási láncolat-elágazásokat alkotnak.
- A bomlási sorok az ólom különböző tömegszámú (atomsúlyú) nem radioaktív (stabil) izotópjaival fejeződnek be: $^{238}\text{U} \rightarrow ^{206}\text{Pb}$, $^{235}\text{U} \rightarrow ^{207}\text{Pb}$ és $^{232}\text{Th} \rightarrow ^{208}\text{Pb}$.

A természetes radioaktív családok egyes tagjainak új és klasszikus (zárójelben) jelölését, felezési idejét, bomlási állandóját, a sugárzás típusát valamint az izotóp kezdőelemmel egyensúlyban lévő mennyiségét a **33.** táblázat - **35.** táblázat tüntették fel.

33. táblázat. A 238U bomlási sor izotópjai

Izotóp (régi jel.)	$T_{1/2}$ felezési idő	λ (s ⁻¹) bomlási állandó	Kibocsátott sugárzás	Egyensúlyi mennyiség
²³⁸ U (UI)	$4,468 \cdot 10^9$ év	$1,918 \cdot 10^{-18}$	α, γ	1
²³⁴ Th (UX ₁)	24,1 nap	$3,328 \cdot 10^{-7}$	β, γ	$1,45 \cdot 10^{-11}$
²³⁴ Pa (UX ₂)	1,18 perc	$9,788 \cdot 10^{-3}$	β, γ , izomer átm. (0,13 %)	$4,94 \cdot 10^{-16}$
²³⁴ Pa (UZ)	6,70 óra	$2,873 \cdot 10^{-5}$	β, γ	$1,68 \cdot 10^{-13}$
²³⁴ U (UII)	$2,445 \cdot 10^5$ év	$8,988 \cdot 10^{-14}$	α	$5,38 \cdot 10^{-5}$
²³⁰ Th (Io)	$7,70 \cdot 10^4$ év	$2,854 \cdot 10^{-13}$	α, γ	$1,66 \cdot 10^{-5}$
²²⁶ Ra (Ra)	1600 év	$1,373 \cdot 10^{-11}$	α, γ	$3,40 \cdot 10^{-7}$
²²² Rn (Rn)	3,824 nap	$2,097 \cdot 10^{-6}$	α	$2,19 \cdot 10^{-12}$
²¹⁸ Po (RaA)	3,05 perc	$3,787 \cdot 10^{-3}$	α (99,96 %) β (0,04 %)	$1,19 \cdot 10^{-13}$
²¹⁴ Pb (RaB)	26,8 perc	$4,310 \cdot 10^{-4}$	β, γ	$1,03 \cdot 10^{-14}$
²¹⁴ Bi (RaC)	19,9 perc	$5,804 \cdot 10^{-4}$	α (0,02 %) β (99,98 %)	$7,62 \cdot 10^{-15}$
²¹⁴ Po (RaC')	$1,64 \cdot 10^{-4}$ s	$4,226 \cdot 10^3$	α, γ	$1,05 \cdot 10^{-21}$
²¹⁰ Tl (RaC'')	1,30 perc	$8,885 \cdot 10^{-3}$	β	$4,88 \cdot 10^{-16}$
²¹⁰ Pb (RaD)	22,3 év	$9,854 \cdot 10^{-10}$	β, γ	$4,40 \cdot 10^{-9}$
²¹⁰ Bi (RaE)	5,012 nap	$1,600 \cdot 10^{-6}$	β	$2,71 \cdot 10^{-12}$
²¹⁰ Po (RaF)	138,4 nap	$5,795 \cdot 10^{-8}$	α, γ	$7,49 \cdot 10^{-14}$
²⁰⁶ Pb (RaG)	Stabil	-	-	-

34. táblázat. A ²³⁵U bomlási sor izotópjai

Izotóp (régijel.)	T _{1/2} felezési idő	λ (s ⁻¹) bomlási állandó	Kibocsátott sugárzás	Egyensúlyi mennyiség
²³⁵ U (AcU)	6,85 · 10 ⁸ év	3,208 · 10 ⁻¹⁷	α, γ	7,2 · 10 ⁻³
²³¹ Th (UY)	25,52 óra	7,543 · 10 ⁻⁶	β, γ	3,01 · 10 ⁻¹⁴
²³¹ Pa (Pa)	3,248 · 10 ⁴ év	6,766 · 10 ⁻¹³	α, γ	3,36 · 10 ⁻⁷
²²⁷ Ac (Ac)	21,77 év	1,009 · 10 ⁻⁹	α (1,25 %) β (98,75 %)	2,21 · 10 ⁻¹⁰
²²⁷ Th (RdAc)	18,72 nap	4,284 · 10 ⁻⁷	α, γ	5,21 · 10 ⁻¹³
²²³ Ra (AcX)	11,43 nap	7,017 · 10 ⁻⁷	α, γ	3,12 · 10 ⁻¹³
²¹⁹ Rn (An)	3,96 s	0,175	α	1,23 · 10 ⁻¹⁸
²¹⁵ Po (AcA)	1,78 · 10 ⁻³ s	389,4	α	5,43 · 10 ⁻²²
²¹¹ Pb (AcB)	35,1 perc	3,199 · 10 ⁻⁴	β, γ	6,48 · 10 ⁻¹⁶
²¹¹ Bi (AcC)	2,13 perc	5,422 · 10 ⁻³	α (99,73 %) β (0,27 %)	3,82 · 10 ⁻¹⁷
²¹¹ Po (AcC')	0,56 s	1,238	α	1,68 · 10 ⁻¹⁹
²⁰⁷ Tl (AcC'')	4,77 perc	2,421 · 10 ⁻³	β, γ	8,40 · 10 ⁻¹⁷
²⁰⁷ Pb (AcD)	Stabil	-		

*Megjegyzés: ebben a táblázatban az egyensúlyi mennyiségek nem az anyaelem ²³⁵U-ra, hanem – tradicionálisan – a ²³⁸U-ra vonatkoznak. A természetes urán izotóp-összetétele a földkéregben állandó: ²³⁸U 99,28 %, ²³⁵U 0,72 %.

35. táblázat. A ^{232}Th bomlási sor izotópjai

Izotóp (régi jel.)	$T_{1/2}$ felezési idő	λ (s^{-1}) bomlási állandó	Kibocsátott sugárzás	Egyensúlyi mennyiség
^{232}Th (Th)	$1,4 \cdot 10^{10}$ év	$1,57 \cdot 10^{-18}$	α, γ	1
^{228}Ra (MsThI)	6,7 év	$3,28 \cdot 10^{-9}$	β, γ	$4,70 \cdot 10^{-10}$
^{228}Ac (MsThII)	6,13 óra	$3,14 \cdot 10^{-5}$	β, γ	$4,91 \cdot 10^{-14}$
^{228}Th (RdTh)	1,913 év	$1,149 \cdot 10^{-8}$	α, γ	$1,35 \cdot 10^{-10}$
^{224}Ra (ThX)	3,665 nap	$2,188 \cdot 10^{-6}$	α, γ	$6,93 \cdot 10^{-13}$
^{220}Rn (Tn)	55,6 s	$1,247 \cdot 10^{-2}$	α	$1,19 \cdot 10^{-16}$
^{216}Po (ThA)	0,15 s	4,621	α	$3,16 \cdot 10^{-19}$
^{212}Pb (ThB)	10,64 óra	$1,809 \cdot 10^{-5}$	β, γ	$7,93 \cdot 10^{-14}$
^{212}Bi (ThC)	60,54 óra	$1,908 \cdot 10^{-4}$	α (35,9 %) β (64,1 %)	$7,52 \cdot 10^{-15}$
^{212}Po (ThC')	$2,05 \cdot 10^{-7}$ s	$2,273 \cdot 10^6$	α	$6,31 \cdot 10^{-25}$
^{208}Tl (ThC'')	3,1 perc	$3,726 \cdot 10^{-3}$	β, γ	$3,78 \cdot 10^{-16}$
^{208}Pb (Th0)	Stabil	-	-	-

A földkéreg anyagainak (kőzetek, talaj, építőanyagok stb.) természetes radioaktivitását alapvetően az említett radioaktív családok radionuklidjai és a kálium tartalma határozza meg. Az egyes radionuklidok járulékát a *fajlagos aktivitással* jellemezhetjük, ami nem más, mint az adott nuklid atomjaiból 1 kg anyagban 1 másodperc alatt végbemenő radioaktív bomlások száma. A definíciónak megfelelően a fajlagos aktivitás SI mértékegysége Bq/kg. Megemlítendő még az aktivitás történelmi egysége a *curie (Ci)*, ami 1 g ^{226}Ra aktivitásával egyenlő ($1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10}$ Bq). Zavartalan körülmények között, hosszabb idő (földtani korok skáláján) elteltével a földkéreg anyagaiban beáll a *radioaktív egyensúly állapota*, ami azt jelenti, hogy az adott bomlási sorozatokon belül minden egyes radionuklidból időegység alatt ugyanannyi keletkezik, mint amennyi elbomlik. Ez úgy is megfogalmazható, hogy a sorozaton belüli bomlástermékek A_i aktivitása megegyező és időben állandó:

$$A_i = N_1/\lambda_1 = N_2/\lambda_2 = \dots = N_i/\lambda_i = \text{konstans},$$

ahol N_i az adott (a bomlási sorozatban i -edik) radionuklid atomjainak számát, λ_i pedig a bomlási állandóját jelenti. A radioaktív egyensúly-beálláshoz szükséges „hosszú idő” a bomlási soron belüli leghosszabb felezési idejű radionuklid átlagos élettartamának többszörösét jelenti, ami pl. a ^{238}U bomlási sorozatánál millió éves nagyságrendet jelent. Mivel a bomlási sorozatokat alkotó radionuklidok eltérő kémiai elemek, ezek mindegyike az adott elemre jellemző és egymástól eltérő módon vesz részt a geokémiai folyamatokban. Ezért a természetben gyakran előfordul a radioaktív egyensúlyi állapot megbomlása, különösen a felszínközeli helyzetben, a környezeti paraméterek intenzív változásának zónájában. Mivel földtani értelemben hosszú élettartamú bomlástermékek gyakorlatilag csak a ^{238}U bomlási sorozatában fordulnak elő (pl. ^{230}Th 77.000 év, ^{226}Ra 1600 év), ezért a radioaktív egyensúly megbomlása a természetes környezetben is elsősorban ezen radioaktív családban fordul elő, míg a ^{235}U és ^{232}Th sorozat szinte mindig radioaktív egyensúlyi állapotban van.

Ahhoz, hogy pontosan jellemezhessük természeti környezetünk egyes közegeinek radioaktivitását, ismernünk kell a bennük lévő összes radionuklid aktivitáskoncentrációját. Ez mérés-technikai szempontból meglehetősen igényes feladat, ezért a gyakorlati esetek többségében megelégszünk a radioaktivitás egy leegyszerűsített jellemzőjével. A szilárd minták (pl. talajok, építőanyagok) radioaktivitásának gamma-sugárzásmérésen alapuló vizsgálatánál ebből a célból vezették be a ^{226}Ra ekvivalens fajlagos aktivitás ($C_{\text{Ra-ekv}}$) fogalmát, ami egy olyan fiktív ^{226}Ra aktivitáskoncentráció, amely ugyanakkora radioaktív sugárzást ad, mint a vizsgált anyagunk tényleges radionuklid összetétele. E tekintetben tehát, az anyag radioaktivitásának jellemzését egy „közös nevezőre” hoztuk, ami esetünkben a ^{226}Ra radioaktivitása. Béta sugárzásmérések esetében pedig a ^{226}Ra mellett a ^{40}K ekvivalens fajlagos aktivitás is gyakran használatos (pl. vizek, növények radioaktivitásának jellemzésére).

Amennyiben a három fő kőzetalkotó radionuklid aktivitáskoncentrációja ismert, továbbá feltételezhető, hogy a radioaktív családokon belül fennáll a radioaktív

egyensúly állapota, akkor a radioelem tartalmából a ^{226}Ra ekvivalens fajlagos aktivitást az alábbi összefüggés alapján határozhatjuk meg:

$$C_{\text{Ra-ekv}} = C_{\text{Ra}} + 1,26 \cdot C_{\text{Th}} + 0,086 \cdot C_{\text{K}} \text{ (Bq/kg)},$$

ahol a C_{Ra} , C_{Th} és C_{K} a ^{226}Ra , ^{232}Th és ^{40}K aktivitáskoncentrációja Bq/kg-ban.

Amennyiben a radioelemek koncentrációi súly %-ban ismertek, a megfelelő aktivitáskoncentrációk az alábbi közelítő összefüggésekkel határozhatók meg (és fordítva):

$$\begin{aligned} 1 \% \text{ K} &\rightarrow 280 \text{ Bq/kg } ^{40}\text{K}, \\ 1 \text{ g/t U} &\rightarrow 12,3 \text{ Bq/kg } ^{238}\text{U}, \\ 1 \text{ g/t Th} &\rightarrow 4 \text{ Bq/kg } ^{232}\text{Th}. \end{aligned}$$

Radioaktív egyensúly feltételezésével a fenti átszámítás a bomlási sorok megfelelő radionuklidjaira is kiterjeszhető (egyensúly fennállása esetén ugyanis a bomlási sor tagjainak aktivitása azonos). Korszerű, félvezető detektoros gamma-spektrometriai analitikai eljárással az egyes anyagféleségek összes gamma-sugárzó radioaktív komponense külön-külön is meghatározható.

Az irodalomban található összefüggések a radioaktív elemkoncentrációk és a gamma-sugárzás levegőben elnyelt dózisteljesítménye között. Így például kiterjedt (telített rétegű), homogén geológiai képződmény fölötti 1 m magasságban a gamma dózisteljesítmény járuléka az egyes főbb nuklidcsoportokra:

$$\begin{aligned} 1 \% \text{ K} &\rightarrow 13,1 \text{ nGy/h}, \\ 1 \text{ g/t U} &\rightarrow 5,64 \text{ nGy/h}, \\ 1 \text{ g/t Th} &\rightarrow 2,5 \text{ nGy/h}. \end{aligned}$$

6.5 Radon az épületekben, földalatti terekben (Várhegyi András)

A teresztrikus radionuklidok között a radonnak kiemelkedő szerepe van, elsősorban a népesség sugárterheléséhez való hozzájárulása tekintetében. Minden radionuklid viselkedését a környezetben annak kémiai karaktere határozza meg, illetve az élettartama korlátozza abban, hogy a migrációs folyamatai kiteljesülhessenek. A radon mind fizikai, mind kémiai sajátosságai alapján igen nagy mozgékonyással rendelkezik: ugyanis a földkérgi radionuklidok között ez az egyetlen, amelyik gáznemű, történetesen pedig kémiailag inert nemesgáz. A gáz halmazállapot biztosítja a mozgékonyt, a nemesgáz jelleg pedig azt, hogy vegyileg nem kötődik a környezete anyagaihoz.

A természetben a radon három izotópja fordul elő, mindegyikük a három természetes radioaktív bomlási család (^{238}U , ^{232}Th , ^{235}U) egyikében. Ennek megfelelően önálló elnevezést kaptak: radon (^{222}Rn), toron (^{220}Rn) illetve aktinon (^{219}Rn). Mindhárom radon izotóp közös tulajdonsága, hogy a rádium megfelelő izotópjának radioaktív bomlásából keletkezik, mindegyikük alfa-rész kibocsátása útján bomlik tovább, továbbá mindhármuknak további, viszonylag gyorsan bomló leánytermékei vannak, köztük alfa- és béta-bomlók egyaránt (vö. a bomlási sorozatok diagramjával). Ami gyakorlati szempontból jelentősen megkülönbözteti a három radonizotópot, az egymástól jelentősen eltérő felezési idő: míg a ^{222}Rn -nál ez 3,8 nap, addig a toron felezési ideje ~55 s, az aktinoné pedig ~4 s. A ^{222}Rn kivételével a másik kettőnek nagyon korlátozott életideje van ahhoz, hogy a migrációs folyamatokban részt vehessen, következésképpen ezekből viszonylag kevés jut ki a kőzetpórusokból a levegőbe. Ezért amikor megkülönböztetés nélkül a „radon”-ról beszélünk, mindig a ^{222}Rn izotópot értjük alatta.

A három radonizotóp legfontosabb tulajdonságai a **36.** táblázat található.

A radon szinte mindenütt megtalálható a természetben: a kőzetek, a talajlevegő, és kiváló vízben való oldhatósága következtében a talaj- és rétegvizek is számottevő mennyiségben tartalmazzák; de nyomnyi mennyiségben a felszíni vizekben – az ivóvízben is – és az atmoszférában is jelen van. A radon és leánytermékei jelentős részét (általában több mint a felét) adják a radioaktív háttérsugárzás

dózisjárulékának, amely a természeti környezetben mindenütt kimutatható. Ez a sugárterhelési járulék azért kiemelkedő a többi földkérgi radionuklidhoz viszonyítva, mert a radon rendkívüli migrációs képességgel rendelkezik, ami egyrészt nemesgáz mivoltából másrészt pedig viszonylag hosszú élettartamából fakad.

36. táblázat. A radon izotópjai

Izotóp jele	Hagyományos neve	Bomlási sor kezdő eleme	Közvetlen szülőeleme	Felezési ideje
^{222}Rn	radon	^{238}U	^{226}Ra	3,8 nap
^{220}Rn	toron	^{232}Th	^{224}Ra	55 s
^{219}Rn	aktinon	^{235}U	^{223}Ra	4s

A földkérgi radionuklidok közül a radon az egyetlen, amelyik a keletkezési helyéről (pl. a talajból, az épületek anyagából stb.) jelentős mennyiségben a levegőbe tud jutni. Ezért a levegő radioaktivitásának döntő hányadát a radon és annak rövid felezési idejű radionuklidjai adják („rövid” felezési idő alatt néhány napos vagy annál rövidebb időtartamot értünk). A nyílt levegő radonkoncentrációja erősen függ a mindenkori meteorológiai viszonyoktól: a szárazföldi területeken, a felszín közelében (1 m-en) általában az 1–20 Bq/m³ tartományba esik; értéke a magassággal (a forrástól távolodva) fokozatosan csökken. Tengerek, óceánok felett a szárazföldi értéknél jóval kisebb, nagyságrendileg 0,1–1 Bq/m³ közötti (a partokhoz közelebb), illetve 0,1 Bq/m³ alatti (távol a partoktól) radonkoncentrációk mérhetők.

A radon kőzetekben, talajban végbemenő migrációs folyamatát fizikai szempontból három szakaszra bonthatjuk:

- (1) a radonizotóp keletkezése a szülőelem rádium alfa-bomlása útján;
- (2) a radonizotóp kijutása az ásványszemcséből a szemcseközi térbe;
- (3) végül a tényleges migráció folyamata a pórustérben.

Az (1) és (2) folyamatok a radon három legfontosabb izotópjá (^{222}Rn , ^{220}Rn és ^{219}Rn) tekintetében hasonlóképpen mennek végbe. A tényleges migráció lehetősége

azonban a két utóbbi radonizotóp, azaz a toron és különösen az aktinon esetében rövid felezési idejük következtében korlátozott (ld. 2. táblázat).

A radon kiszabadulása a kőzetekből; emanációs koefficiens

A radon a kőzetekben közvetlen szülőeleme, a rádium elbomlása útján (α -bomlás) keletkezik. A képződő radon egy része a kristályrácsban marad, míg egy másik része kijut a szemcseközi pórustérbe, és kész arra, hogy keletkezési helyéről elmigráljon. A radon kiszabadulásának folyamata – igen vázlatosan – a következőképpen játszódik le:

Amikor a rádiumizotóp α -rész kibocsátásával elbomlik, a felszabaduló energia egyrészt az alfa-rész, másrészt a keletkező radonizotóp mozgási energiájaként realizálódik. Ez utóbbi energia kereken 0,1 MeV, ami elegendő arra, hogy a radonatom kimozduljon keletkezési helyéről, és a közegben egy bizonyos utat megtegyen. A kristályrács ekkor már egy meggyengült, roncsolt struktúra, hiszen a radon képződése a negyedik α -bomlás a ^{238}U bomlási sorozatában. A jelenség az ágyúlövéshez hasonlítható: a lövedék (alfa-rész) kirepül, de az ágyúcső (rádium- ill. most már radonatom) is visszalökődik. Innen a jelenség neve: *visszalökődési (recoil) effektus*. A visszalökődési úthossz erősen függ a közegtől, ahol a bomlás végbemegy: kőzetben 20–70 nanométer, levegőben a tíz mikrométeres nagyságrendbe esik.

A radon kiszabadulási esélyeit illusztrálja a **64. ábra** (*Tanner 1980 nyomán*), átlagos talajbeli körülmények (mérsékelten nedves kőzet) között. Ilyenkor az egymással többnyire érintkező ásványszemcsék közötti teret kevés pórusvíz és ennél valamivel több levegő tölti ki. A lehetséges esetek a következők:

- (1) A visszalökődő radonatom az ásványszemcse belsejében marad, amennyiben a bomlás a szemcse felszínétől a visszalökődési úthossznál nagyobb mélységben következik be, vagy a radonatom a szemcse belseje felé mozdul el.

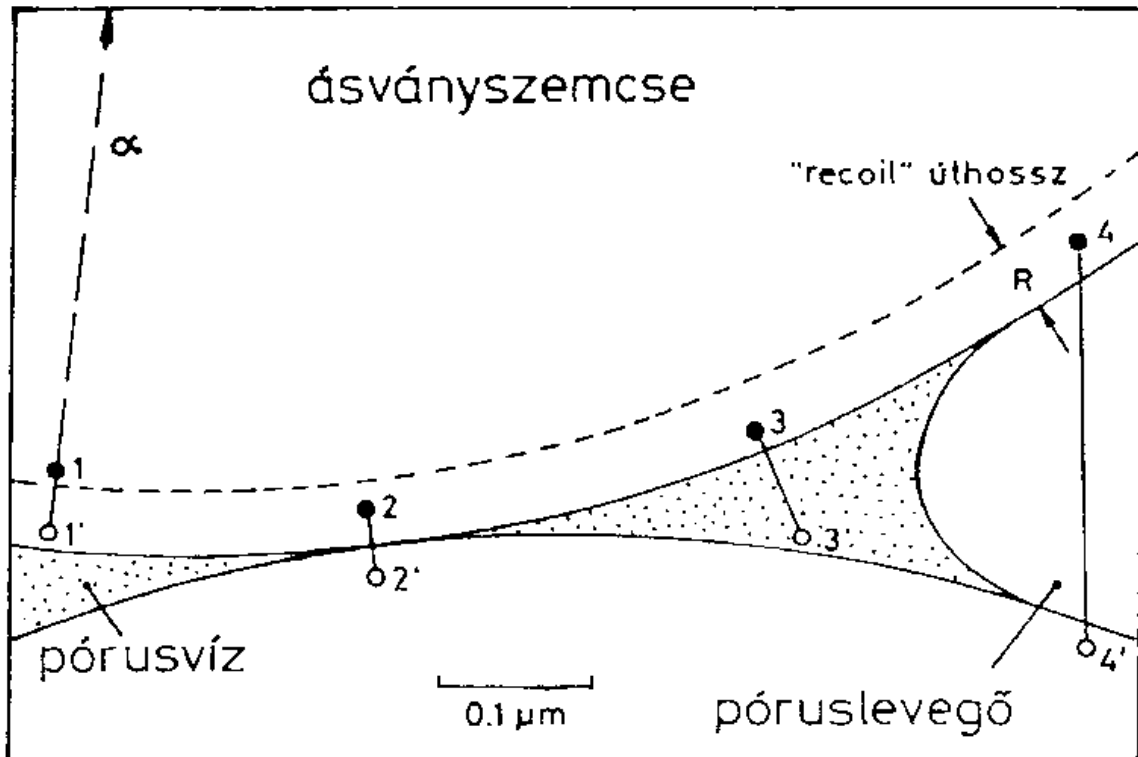
- (2) A radonatom kijut ugyan a szemcse felszínére, de – lévén még mozgási energiája – folytatja útját a szomszédos szemcsében.
- (3) A szemcséből kijutó radonatom a pórusvízbe érkezik, ahol nagy valószínűséggel lefékeződik, mivel itt a visszalökődési úthossz valamivel hosszabb ugyan, mint az ásványszemcsében, de lényegesen rövidebb, mint a levegőben.
- (4) Végül a radonatom a póruslevegőbe érkezik, ahol az úthossza nagy, ezért várhatóan becsapódik a szomszédos szemcse belsejébe.

Az (1) esetben a radonnak gyakorlatilag nincs esélye arra, hogy a pórustérbe jusson. A (3) esetben a radon kijutott a pórustérbe, és ott is maradt. A radonatomoknak ez a része adja a kőzetek emanálásának a direkt-visszalökődési hányadát (a kőzetek R_n gáz kibocsátását elterjedt szakkifejezéssel *Rn emanálásnak* nevezzük). A (2) és (4) szituációkban a radonatom a szomszédos szemcsékbe hatolt be, útja során elroncsolva, meggyengítve az oda vezető utat. Ezeknek az atomoknak van esélyük arra, hogy az útvonalukon diffúziós úton visszafelé migrálva mégiscsak kijussanak a szemcsék közti térbe, így ezek adják az emanáció indirekt-visszalökődési hányadát.

A fentiek alapján a kőzetek rádiumtartalmának elbomlása során keletkező radon mennyiségének csak egy része jut ki a pórustérbe és csak ez a hányad lesz képes a további migrációra a radon véges élettartama alatt. A kőzetek radonkibocsátását (radonemanálását) az emanációs koefficienssel jellemezhetjük. Egy kőzetből a pórustérbe kilépő és az abban összességében keletkező teljes radonmennyiség arányát nevezzük *emanációs koefficiensnek*, (η_{R_n}) és szokásosan % -ban adjuk meg.

A **64. ábra** alapján látható, hogy a kőzetek radonemanálása meglehetősen összetett folyamat eredője, ennek megfelelően egy sor tényező függvénye. Ezek közül a legfontosabbak a kőzet ásványi összetétele, szerkezete és nedvességtartalma. Legjobban emanálnak az olyan szemcsés szerkezetű, nedves kőzetek, amelyekben az uránásványok zömmel a szemcsék felületén helyezkednek el (pl. homokkövek, gránitok). Egy adott kőzet szárazon és nedvesen mért emanációs koefficiense között általában többszörös az eltérés a nedves kőzet javára. Az átlagos kőzetek vagy

talajok emanációs koefficiense leggyakrabban az 5–30 %-os intervallumba esik, de mértek már 1 % alatti és 50 % fölötti emanációs tényezőket is.



64. ábra. A radon kijutása a pórustérbe

A radon migrációja

A radon mozgását leíró egyenlethez a radioaktív bomlás és az anyagmegmaradás törvényszerűségein keresztül juthatunk el. Vegyük a tér egy F zárt felülettel körülhatárolt V térfogatú darabját, és legyen a felület ill. térfogat elemi darabkája dF ill. dV . A V térfogaton belüli radonmérleg egyenletét a következő formában írhatjuk fel:

$$\frac{\delta}{\delta t} \int_V c \cdot dV = - \int_F \vec{j} \cdot d\vec{F} - \int_V \lambda c \cdot dV + \int_V Q \cdot dV,$$

→ →

ahol c a dV térfogatbeli radonkoncentráció, j a dF felületen áthaladó radon intenzitásvektor, λ a ^{222}Rn bomlási állandója ($2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$) és Q a radon képződésének intenzitása. Az egyenlet egyes tagjainak jelentése balról jobbra a következő:

- a V térfogatban lévő radonmennyiség időegység alatti megváltozása,
- az F felületen időegység alatt áthaladó radonmennyiség,
- a V térfogatban időegység alatt elbomló radon,
- a V térfogatban időegység alatt keletkező radon mennyisége.

A kőzetek pórusterébe kijutott radon mozgását alapvetően két fizikai folyamat határozza meg: (1) a koncentrációkülönbség által hajtott diffúzió és (2) a pórusokat kitöltő közeg – folyadék, gáz vagy mindkettő – mozgása (filtrációja), ami magával viszi a radont. Ennek megfelelően a j intenzitásvektort a fizikai hatásmechanizmus szempontjából két összetevőre bonthatjuk: a koncentrációkülönbség által hajtott diffúziós:

$$\vec{j}_D = -D \cdot \text{grad } c ,$$

valamint a közeg saját mozgásából eredő filtrációs:

$$\vec{j}_f = c \cdot \vec{v}$$

komponensekre (Fick törvénye), ahol D a közeg radonra vonatkoztatott diffúziós koefficiense, v a közeg áramlási sebessége. Ennek figyelembevételével és a divergencia-teoréma alapján a radontranszport-egyenlet differenciális alakja:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \text{div}(D \cdot \text{grad } c) - \text{div}(c \cdot \vec{v}) - \lambda c + Q .$$

Ez a radontranszportot leíró differenciálegyenlet legáltalánosabb formája. Gyakorlati szempontból a továbbiakban élünk bizonyos egyszerűsítő feltételezésekkel, amelyek segítségével a fenti egyenletet megoldhatóvá tesszük és földtani szempontokkal

összhangba hozzuk, azonban ezáltal általános érvényét radikálisan korlátozzuk. Feltevéseink a következők:

- Csak egydimenziós – vertikális – mozgással számolunk és feltételezzük, hogy a horizontális változások ehhez képest elhanyagolhatóak ($\delta/\delta x = 0$, $\delta/\delta y = 0$). Ez összhangban áll a geofizikában általánosan használt többréteges modellekkel azzal a megszorítással, hogy változások csak a rétegekre merőleges (vertikális) irányban vannak.
- Időben állandósult – stacioner – folyamatot tételezünk fel, pontosabban azt, hogy az időbeli változások léptéke nagyságrendekkel meghaladja az egyenlet tranzienseinek időállandóját ($\delta/\delta t = 0$). Ez az elhanyagolás jogos, amennyiben a radon átlagos élettartamát (5,5 nap) földtani események karakterisztikus időtartamával hasonlítjuk össze, de nem jogos akkor, ha pl. a póruskitöltő közeg mozgása a radon élettartamával összemérhető időskálán ingadozik.
- Végül a közeget, amelyben a transzport végbemegy, porózusnak és a transzportot befolyásoló fizikai paraméterek (diffúziós tényező, porozitás, rádiumtartalom) szempontjából homogénnek és izotrópnak, vagy ilyen tartományokra – pl. rétegekre – bonthatóknak tekintjük.

A fenti megszorítások figyelembevételével a radontranszportot leíró egydimenziós, stacioner differenciálegyenlet a következő:

$$D \cdot (d^2c / dz^2) - d(v \cdot c) / dz - \lambda c + Q = 0 ,$$

- ahol c a radonkoncentráció (atom/cm³),
 z a függőleges távolság (cm, a pozitív irány lefelé mutat),
 D a radon diffúziós tényezője (cm²/s),
 v a radont szállító közeg sebessége (cm/s),
 λ a radon bomlási állandója (s⁻¹),
 Q a radon helyi keletkezésének intenzitása (atom/cm³·s).

Az egyenlet tagjai számot adnak azokról a legfontosabb fizikai folyamatokról, amelyek a radontranszport szempontjából meghatározóak. Ezek balról jobbra haladva a következők: a radon diffúziós mozgása, a pórusokban mozgó közeg által történő elszállítása (filtrációja), a radon radioaktív bomlása és végül a helyi radonkeletkezés intenzitása. Ez utóbbi, amelyet az egyenlet forrástagjának nevezünk, gyakorlatilag a közeg (kőzet) rádiumtartalmával arányos, mivel a rádium a radon közvetlen szülőeleme.

A radon diffúziós tényezője

Mivel a földkéregben a radontranszport általában porózus közegben (kőzetekben) megy végbe, a transzportfolyamat a közeg effektív porozitásának a függvénye (effektív porozitásnak a kőzetek egymással összefüggő pórusjáratai térfogatának és a teljes térfogatnak a hányadosát nevezzük). Porózus közegekben ugyanis a fenti transzportegyenletben szereplő D diffúziós tényező helyett az ún. D_{eff} effektív diffúziós tényezővel kell számolnunk, ami a radonnak a tiszta póruskitöltő közegre vonatkoztatott D_{Rn} diffúziós tényezője és a közeg ε_{eff} effektív porozitásának a szorzata:

$$D_{\text{eff}} = D_{\text{Rn}} \cdot \varepsilon_{\text{eff}} .$$

Amennyiben a talaj pórusait kitöltő anyag (póruslevegő vagy -víz) nyugalomban van – a természetben előforduló esetek többségében ez jellemző –, akkor a radonmigrációt alapvetően meghatározó fizikai folyamat a diffúzió. A radon diffúziós tényezőjének elvi felső határa a radonnak a levegőre vonatkoztatott diffúziós állandója, ami kereken $0,1 \text{ cm}^2/\text{s}$. Porózus közegben a diffúziós tényező ennél kisebb: szemcsés szerkezetű, porózus, alacsony nedvességtartalmú, laza szerkezetű talajokban, homokokban eléri a $0,01 - 0,03 \text{ cm}^2/\text{s}$ -ot, más kőzetekben ennél alacsonyabb. A pórusok nedvességtartalmának növekedésével a diffúziós tényező csökken. Vízben a radon diffúziós állandója kereken $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$, azaz négy nagyságrenddel alacsonyabb, mint levegőben. Vízrel teljes mértékben kitöltött kőzetpórusok esetén tehát a radon diffúziós mozgása meglehetősen korlátozott.

A radonkoncentrációnak a forrástól (pl. egy U ércteleptől) mért távolsággal való csökkenését jellemző mennyiség a z_d diffúziós hossz:

$$z_d = (D / \lambda)^{1/2} ,$$

amelyen a koncentráció $e = 2,72$ -ed részére csökken. A radon diffúziós hossza laza, porózus üledékek esetén néhány m, ami a pórusok nedvességtartalmának növekedésével rohamosan csökken; vízzel telített kőzet- illetve talajpórusok esetén már csak néhány cm nagyságrendű. Ez azt is jelenti, hogy laza, porózus, alacsony nedvességtartalmú talajoknál a radon akár 1–2 méteres mélységből is képes kijönni az atmoszférába (vagy analóg módon pl. az épületek anyagainál: a szoba levegőjébe), míg teljesen átázott talajoknál a radonkibocsátás minimális.

A radonhátér

A természetben előforduló összes kőzet, talaj és építőanyag tartalmazza többkevesebb mennyiségben az urán- és tórium-sor elemeit, ezért radonforrásnak tekinthető. Az átlagos (néhány ppm) urán- és tóriumtartalmú kőzetek szolgáltatják a radonhátteret.

Egy természetes közegben a termelődő radon koncentrációját közvetlen szülőelemének, a rádiumnak a koncentrációja határozza meg. A ^{238}U bomlási sorozat radioaktív egyensúlyának fennállása esetén a bomlási törvény ($c_i \cdot \lambda_i =$ állandó a bomlási sor minden egyes tagjára) értelmében a radonkoncentráció visszavezethető az uránkoncentrációra:

$$c_{\text{Rn}} = c_{\text{Ra}} \cdot (\lambda_{\text{Ra}} / \lambda_{\text{Rn}}) = c_{\text{U}} \cdot (\lambda_{\text{U}} / \lambda_{\text{Rn}}) ,$$

ahol c_i a bomlási sorozat i -edik elemének koncentrációja (atom/cm^3), λ_i pedig a bomlási állandója (itt az urán a ^{238}U , a rádium a ^{226}Ra és a radon a ^{222}Rn izotópot jelenti). A transzportfolyamatban azonban a radonnak csak azon hányada vesz részt, amely kijut a pórusterbe, azaz a teljes keletkező radonmennyiségnek az emanációs koefficienssel jellemzett része. Így a transzportegyenletben a Q -val jelölt forrástag, a

pórustérbe ténylegesen kijutó (a transzportfolyamatokban résztvevő) c_h radonkoncentráció (a „h” index a háttérre utal) és a c_{Rn} tényleges közegbeli radonkoncentráció viszonya:

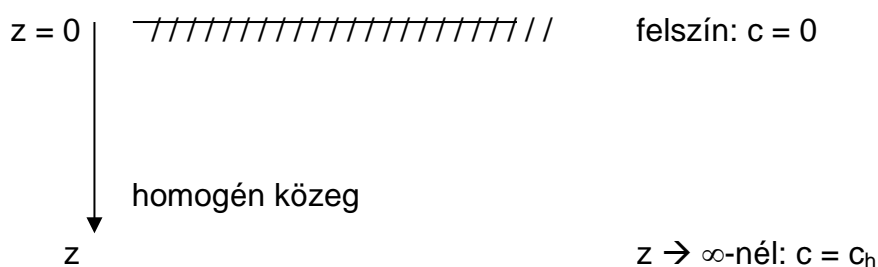
$$c_h = Q / \lambda = \eta_{Rn} \cdot c_{Rn} ,$$

ahol η_{Rn} a forrás emanációs koefficiense. Egy közeg belsejében a c_h háttér radonkoncentráció fog kialakulni abban az esetben, ha ennek értékét transzportfolyamatok nem változtatják meg.

A kőzetekben persze nemcsak az urán, hanem a tórium családban is termelődik radon, pontosabban a ^{220}Rn izotóp, azaz toron. A toron kis felezési ideje (55 s) következtében azonban nem képes néhány vagy néhányszor tíz cm-nél nagyobb távolságra eltávolodni keletkezési helyéről teljes lebomlása előtt. A toron transzportfolyamatának emiatt a gyakorlati jelentősége alárendelt. Mivel azonban a talajok és a legtöbb kőzet az uránnál nagyobb mennyiségben tartalmaz tóriumot, a talaj vagy az épületek falainak környezetében a toron jelenléte is kimutatható. Az aktinon szerepe a toronénál is alárendeltebb, egyrészt mert felezési ideje még rövidebb (4 s), másrészt mert sorának kezdő eleme, a ^{235}U természetbeli gyakorisága az ^{238}U gyakoriságának mindössze 0,7 % -a.

A radonkoncentráció mélységi eloszlása homogén talajban

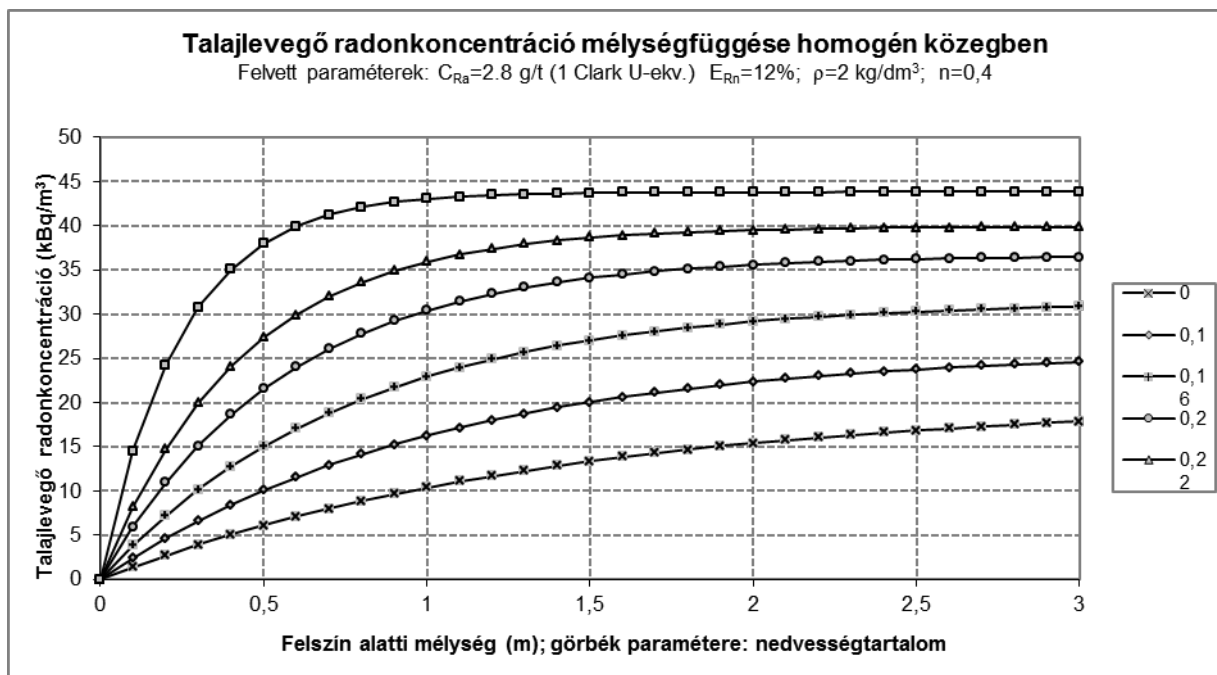
A talaj pórusaiban kialakuló radonkoncentráció mélységi eloszlását egy leegyszerűsített modellel vizsgálhatjuk, amennyiben a radontranszportot leíró differenciálegyenletet egy vízszintes felülettel határolt, végtelen mélységi kiterjedésű, homogén közegre oldjuk meg. A modellt a kapcsolódó határfeltételekkel az alábbi vázlat mutatja:



A peremfeltételek figyelembevételével a koncentráció mélységi eloszlására az alábbi összefüggés adódik:

$$c = c_h \cdot [1 - \exp(-z/z_d)] .$$

A földkéregi átlagnak, azaz 1 Clark-nak (2,8 g/t) megfelelő ^{238}U koncentráció és radioaktív egyensúly feltételezésével kiszámított koncentrációgörbéket mutat a **65. ábra**. Az ennek megfelelő ^{226}Ra koncentráció kerekén 34 Bq/kg (további talajjellemző paraméterek: emanációs tényező 12 %, térfogatsúly 2 kg/dm^3 , hézagterfogat 0,4, a görbék változó paramétere a nedvességtartalom).



65. ábra. Talajgáz radonkoncentráció mélységi eloszlása homogén talajban

Az ábrán jól látható, hogy átlagos talajok póruslevegőjének radonkoncentrációja a $\text{kBq/m}^3 - 10 \text{ kBq/m}^3$ nagyságrendbe esik, és minél magasabb a talaj nedvességtartalma, a radonkoncentráció annál nagyobb és annál hamarabb (kisebb mélységeknél) eléri a telítettségi szintet (vagyis a c_h háttér koncentrációt).

Radon exhaláció fogalma

A közegben a határfelületre merőlegesen kialakuló radonfluxust a diffúziós tényező és a koncentráció-gradiens szorzata adja:

$$J_{Rn} = D \cdot (dc/dz) , \quad (11)$$

amelynek a $z = 0$ határfelületen (felszínen) mérhető értéke a *radon exhaláció* (E_{Rn}). Ennek a talajok radon-kibocsátási potenciálját jellemző paraméternek a fizikai jelentése az, hogy a talajfelület egységnyi (1 m^2) felületén, egységnyi (1 s) idő alatt mekkora radon aktivitás (Bq) távozik a légkörbe. A definíció szerint a radon exhaláció dimenziója (SI): $\text{Bq/m}^2\text{s}$. Modellünk esetén ennek értékét az alábbi összefüggés adja:

$$J_{Rn(z=0)} = E_{Rn} = C_h \cdot (D \cdot \lambda)^{1/2} .$$

A **65. ábra** jellemzett, átlagos talajszelvény felületén kialakuló radon exhaláció $20\text{--}60 \text{ mBq/m}^2\text{s}$ között változik: kisebb nedvességtartalomnál az exhaláció értéke nagyobb és fordítva.

A radon rövidéletű bomlástermékei

Amikor a radon által okozott sugárterhelésről beszélünk, elsősorban nem a radonra, hanem annak rövid élettartamú radioaktív bomlástermékeire kell gondolnunk. Rövid élettartam alatt az egy napnál rövidebb felezési időt értünk. A **37. táblázat** a ^{222}Rn és rövid élettartamú bomlástermékei legfontosabb tulajdonságait foglaltuk össze.

37. táblázat. A Rn222 és rövidéletű bomlástermékei

Radionuklid	Bomlás típusa	Felezési idő	Alfa-rész energiája
^{222}Rn	alfa	3,824 nap	5,49
^{218}Po	Alfa	3,05 perc	6,00
^{214}Pb	Béta	26,8 perc	–
^{214}Bi	béta	19,9 perc	–
^{214}Po	Alfa	164 μs	7,69

Amikor a radon atom a levegőben elbomlik, megjelennek ott a bomlástermékek, amelyek viszont már fémes karakterű, nagy sebességgel és elektromos töltéssel rendelkező ionok. Ezek levegőben maradása nem stabil: hamar kirakódnak a mozgási irányukban megtalált első felületre, ami legnagyobb valószínűséggel a levegőben mindig meglévő szállópor és aeroszol részecskék valamelyike. A bomlástermékek egy része tehát továbbra is a levegőben marad, de most már a por/aeroszol részecskék felületére tapadva (*attached fraction*), míg egy másik részük ionos állapotban marad a levegőben (*unattached fraction*). További hányaduk pedig eltávozik a levegőből, mivel vagy a környező tárgyak, falak felületére válik ki, vagy pedig a porrészecskékkel gravitációs úton kihullik a levegőből.

A radon rövidéletű bomlástermékeinek levegőbeli koncentrációját jellemezhetjük a potenciális alfa-energia koncentrációval (pJ/m^3 vagy MeV/l), ami azt a potenciális alfa-energiát jelenti, ami a radon sorozatos alfa-bomlásait követően összességében felszabadul, egészen a ^{210}Pb izotópig bezárólag (mivel ez már „hosszú” élettartamú, $T_{1/2} = 23,3$ év izotóp).

Dolgozókra vonatkozóan a potenciális alfa-energia sugárterhelést gyakran a történelmi WLM (Working Level Month, munkaszint hónap) egységgel fejezik ki. Egy munkaszint (WL) definíció szerint az a potenciális alfa-energia koncentráció, amely 100 pCi/l (3700 Bq/m^3) aktivitáskoncentrációjú, egyensúlyban lévő radon bomlástermékek felel meg. A történelmi és az SI egységek átszámítása egymásba az alábbi formulákkal lehetséges:

$$1 \text{ WL} = 1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV/l},$$

$$1 \text{ WLM} = 3,54 \text{ mJhm}^{-3},$$

Manapság inkább elterjedt a levegőben lévő radon bomlástermékek jellemzésére az *egyensúlyi ekvivalens radonkoncentráció* (*Rn_EEC*), ami a levegőnek azon (fiktív) radonkoncentrációja, amellyel a ténylegesen a levegőben lévő bomlástermékek radioaktív egyensúlyban vannak. Mivel a levegőben átlagos körülmények között szinte soha nincs radioaktív egyensúly a radon és bomlástermékei között, definiáljuk a radon bomlástermékek levegőbeli koncentrációját jellemző *f* *egyensúlyi faktort*.

$$f = Rn_EEC / C_{Rn} ,$$

ami azt fejezi ki, hogy a bomlástermékek aktivitáskoncentrációja hányszorosa az anyaelem ^{222}Rn aktivitáskoncentrációjának. Általában (pl. lakások levegőjében) az egyensúlyi faktor értéke 0,4 körüli, dózisszámításoknál (amennyiben csak a radonkoncentráció ismert), ezt tekintjük f elméleti értékének.

A belélegzett levegő tüdőre kifejtett sugárterhelése szempontjából a radonnak és rövidéletű bomlástermékeinek eltérő jelentősége van. A radon fizikai tulajdonságainak köszönhetően (nagyfokú mobilitás) jelenhetnek meg a bomlástermékek a levegőben, amelyek viszont a tényleges sugárterhelést adják. A belégzést követően a radon bomlástermékeket hordozó por és aeroszol részecskék bejutnak a tüdőbe, és egy jelentős hányaduk a tüdő (hörgők, tüdőhólyagocskák) falára tapadva ott is maradnak. Ugyan a tüdő folyamatosan végzi öntisztító folyamatát (a belső felületeket borító csillócskák kifelé irányuló mozgásával), ennek időszükséglete azonban néhány óra, ami alatt a bomlások jó része már lejátszódott. Míg az anyaelem radon elenyészően kis hányada bomlik el a tüdőben (a bent tartózkodás néhány s-os időtartama alatt), addig a radontermékek bomlása jórészt a tüdőben játszódik le. Emiatt átlagos $Rn + Rn$ bomlástermék összetételű levegő belégzése esetén a sugárterhelés kb. 98 %-a származik a bomlástermékektől és alig 2 %-a magától a radontól.

Zárttéri radonkoncentrációk – épületek

Egy épület legtöbbször a földkéreg anyagaiból előállított építőanyagokból épül fel, alapozva magán a földkéreg felületén, ezért a környezeti sugárzások tekintetében a földkéreg (litoszféra) és az atmoszféra közötti átmenetnek tekinthető. Ha az ablakok és ajtók nyitva állnak, a benti (indoor) levegő nem sokban különbözik a külső (outdoor) levegőtől, azonban ha – amint ez szokásos – a nyílászárók zártak, a benti radonkoncentráció észrevehetően magasabb, mint a kinti. A radon az alapozáson keresztül a talajból valamint az épület anyagaiból egyaránt a benti légtérbe áramlik, ami a korlátozott szellőzés miatt a koncentráció megnövekedését eredményezi. A

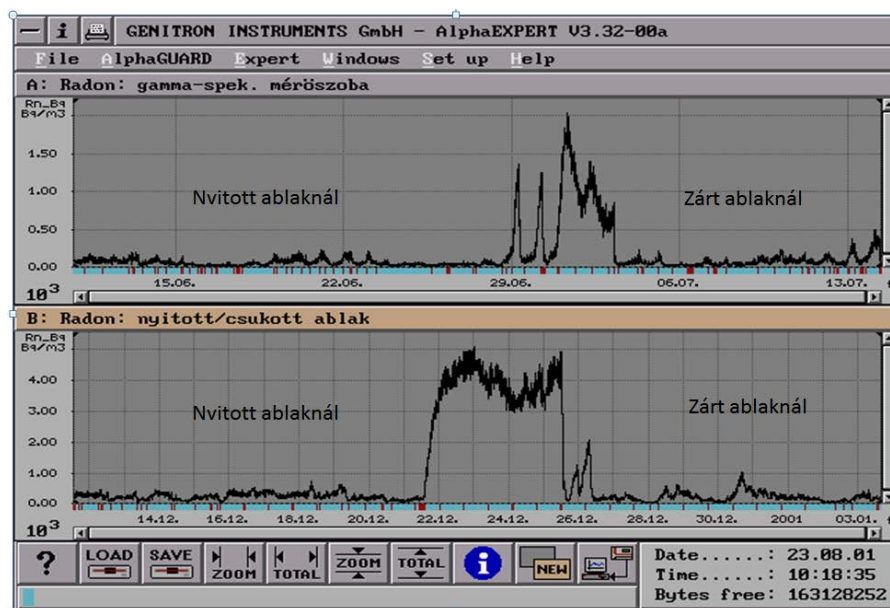
talaj és az épület anyagainak, a szigetelés minőségének, a szellőztetési szokásoknak mind befolyásuk van a beltéri radonkoncentráció kialakulására.

A lakóterekben végzett Rn felmérések eredményei azt mutatták, hogy egy-egy település házaiban, lakásaiban mért radonkoncentrációk gyakorisága az esetek többségében geometriai (lognormális) eloszlást követ. Az eloszlást a geometriai középérték (GM) és a geometriai standard deviáció (GSD) írja le. A számtani középérték (AM) az egészségkárosító hatások átlagos valószínűségének becslésére használatos. Ugyanakkor megállapítható, hogy – a geometriai eloszlás sajátosságaiból adódóan – viszonylag jelentős arányban található olyan lakások, amelyekben a radonkoncentráció az átlagérték többszöröse. Az UNSCEAR vizsgálatai szerint a lakások radonkoncentrációjának népeséggel súlyozott világátlaga az $AM = 40 \text{ Bq/m}^3$, $GM = 25 \text{ Bq/m}^3$ és $GSD = 2,5$ értékekkel jellemezhető.

A világátlaghoz képest Magyarországon átlagosan magasabb radonkoncentrációkat mértek lakásokban. Az utóbbi évtizedekben több felmérés is történt; ezek közül az első, ami országos lefedettséget biztosított, az ATOMKI (Atommag Kutató Intézet) 1970-es években végzett felmérése. Ennek átlagértéke 55 Bq/m^3 -nek adódott. Az OSSKI (Országos Sugáregészségügyi és Sugárbiológiai Kutató Intézet) 2000-ben publikált országos reprezentatív felmérése ennél lényegesen nagyobb, 120 Bq/m^3 körüli országos átlagot jelzett. E témakörben meg kell említeni a Lauder csoport tevékenységét; ők az általános iskolák fizika tanárainak és tanulóinak bevonásával több száz magyarországi település átfogó radon-felmérését végezték el az utóbbi évtizedekben, összességében több tízezres mérésszámban. Az egyes településeken megfigyelhető lognormális eloszlási jelleget és a nagyságrendileg 100 Bq/m^3 körüli országos átlagértéket ezek a mérések is megerősítették. Az ATOMKI és az OSSKI, valamint a Lauder csoport mérési eredményei közötti szignifikáns eltérés valós tendenciát jelez: az épületek szigetelésének, a nyílászárók minőségének folyamatos javulásával megfigyelhető a lakások radonkoncentrációjának tendenciózus emelkedése az évtizedes időskálán – ezt más országokban is megfigyelték. Emiatt a lakosság természetes háttérsugárzástól származó sugárterhelése szintén növekvő tendenciát mutat. Ugyanakkor a felmérések számos olyan körzetet, települést feltártak, ahol a lakások átlagos radonkoncentrációja jóval az országos átlagérték

feletti. Itt indokolt esetben (hazai szabályozás híján pl. az ICRP 65 kiadvány által javasolt cselekvési szint felett) radonmentesítő műszaki beavatkozás elvégzése indokolt lehet (ld. még a radonnal kapcsolatos szabályozásokról szóló fejezetet).

A lakásokban kialakuló átlagos radonkoncentráció nagyon sok tényező függvénye. Ezek közül a legfontosabbak az épület alatti talaj radon-potenciálja (radonkibocsátó képessége, ami alapvetően a ^{226}Ra tartalomtól, az emanációs koefficiens-től és a permeabilitástól függ), a felhasznált építőanyagok radon emanálóképessége, az épület, nyílászárók szigetelésének minősége és a lakók szokásai (pl. megnyit szellőztetnek stb.). A **66. ábra** egy munkahelyen, zárt épületben regisztrált radonkoncentráció diagramját mutatja: jól látható a nyílászárók állapotának (vagyis a szellőztetésnek) a hatása a beltéri radonkoncentrációra. A lakókat ért sugárterhelés szempontjából az éves átlagértéket vesszük figyelembe, de ez igen szélsőséges (akár nagyságrendnyi) napi vagy éves ingadozásokat is takarhat. Általánosságban jellemző, hogy a lakások radonkoncentrációja a téli hónapokban szignifikánsan magasabb, mint a nyári időszakban, aminek az évszakonként eltérő szellőztetési gyakoriság az oka. Zárt épületekben lévő munkahelyek radonkoncentrációjáról nagyjából ugyanaz mondható el, mint a lakásokéról, az elszenvedett sugárterhelések között viszont különbség van az ott-tartózkodási idő eltérése miatt: lakásokban átlagosan 7000 órás tartózkodási időt becsülhetünk egy évben, míg a munkaidő éves átlaga (kis rátartással) 2000 órának vehető.



66. ábra. Épületben mért radonkoncentráció tipikus változása nyitott ill. zárt ablaknál

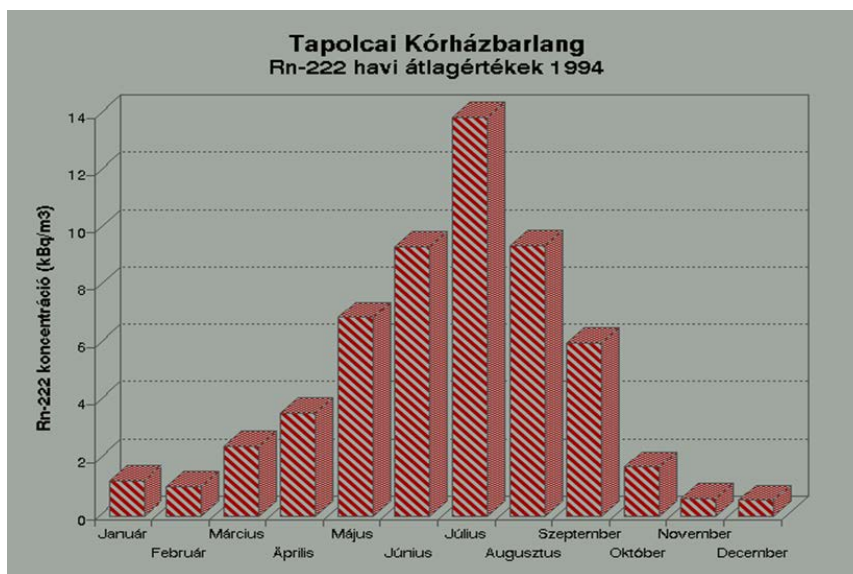
Radonkoncentráció földalatti térségekben

Ha a lakások radonkoncentrációja általában jelentősen magasabb, mint a nyílt térségeké, akkor várható, hogy a földalatti, zárt térségekben (pl. bányák, pincék, barlangok) még ennél is magasabb radonkoncentrációk uralkodnak. E tekintetben egy zárt földalatti térség (pl. barlang) egy nagyra nőtt „talajpórus”-nak tekinthető, amiben a tipikus radonkoncentráció tartományt a 3. ábra diagramjáról is leolvashatjuk: ez a kBq/m^3 – 10 kBq/m^3 -es nagyságrend. Ekkora radonkoncentrációk már sugárvédelmi szempontból aggályosak, ezért huzamosabb ott-tartózkodás esetén megfelelő sugárvédelmi intézkedéseket kell foganatosítani (ld. szabályozási kérdések).

Bányák esetében a zárt földalatti térség az ott dolgozó bányászok munkahelye, ezért a bányabeli radonkoncentráció kiemelt figyelmet érdemel. Főleg olyan bányák esetében lehet a radon-helyzet problematikus, ahol a kőzetek a földkérgi átlagot jelentősen meghaladó radioaktivitásúak; ez a helyzet pl. a földalatti uránbányákban és néhány szénbányában (megemlítendő, hogy a Magyarországon korábban bányászott szénfélésegek közül az ajkai, tatabányai szenek és kisebb mértékben a pécsi szenek is anomális radioaktivitásúak). Általában megfigyelhető, hogy a bányákban a mesterséges áthúzó szellőztetés működésének szüneteiben igen magasra szökik a radonkoncentráció. Amikor azonban munkavégzés történik és a dolgozók a vágatokban tartózkodnak, a nagyteljesítményű szellőztető rendszer mindig üzemel (hatósági előírás). Ezáltal az esetek többségében biztosítható az átlagosan 1000 Bq/m^3 alatti radonkoncentráció a földalatti munkahelyeken, ami a jelenlegi hazai szabályozás alapján már elfogadhatóan alacsony sugárterhelést ad.

Barlangok, nagyobb pincék esetében a mesterséges szellőztetés nem megvalósítható, ezért az itt uralkodó radonszintek egészen nagyok lehetnek; a több 10 kBq/m^3 koncentrációk sem ritkák. A lent-tartózkodás tipikusan rövid időtartama (néhány óra) esetén általában még az ilyen magas radonkoncentrációk sem okoznak egészségügyi problémát (pl. a barlangászoknál), kivéve, ha az adott földalatti térség bizonyos személyeknek a munkahelye is egyben. Ilyen dolgozói csoportok pl. a barlangi terapeuták a gyógybarlangokban vagy az idegenvezetők a turista barlangokban. Az ő sugárvédelmüket megfelelő intézkedésekkel (pl. a lent

tartózkodási idő korlátozásával) kell biztosítani. Zárt földalatti térségekben is jellemző – a lakásokhoz hasonlóan, de annál nagyobb mértékben – a radonkoncentráció szezonális ingadozása. Erre nézve nincsenek egységes szabályok (bizonyos barlangtípusokban pl. a nyári, míg másokban a téli radonkoncentráció a magasabb), de a dolgozók sugárterhelésének számbavételénél az évszakos ingadozásokra figyelemmel kell lenni. A leírtakat szemlélteti a Hiba! A hivatkozási forrás nem található. látható barlangi radonmérés diagramja: a Tapolcai Kórházbarlangban 1994. évben mért havi radonkoncentráció átlagértékei jól mutatják a szezonális ingadozást.



67. ábra. Barlangi radonkoncentráció tipikus változása

7 A természetes eredetű sugárzásokkal kapcsolatos korlátok, szabályzások

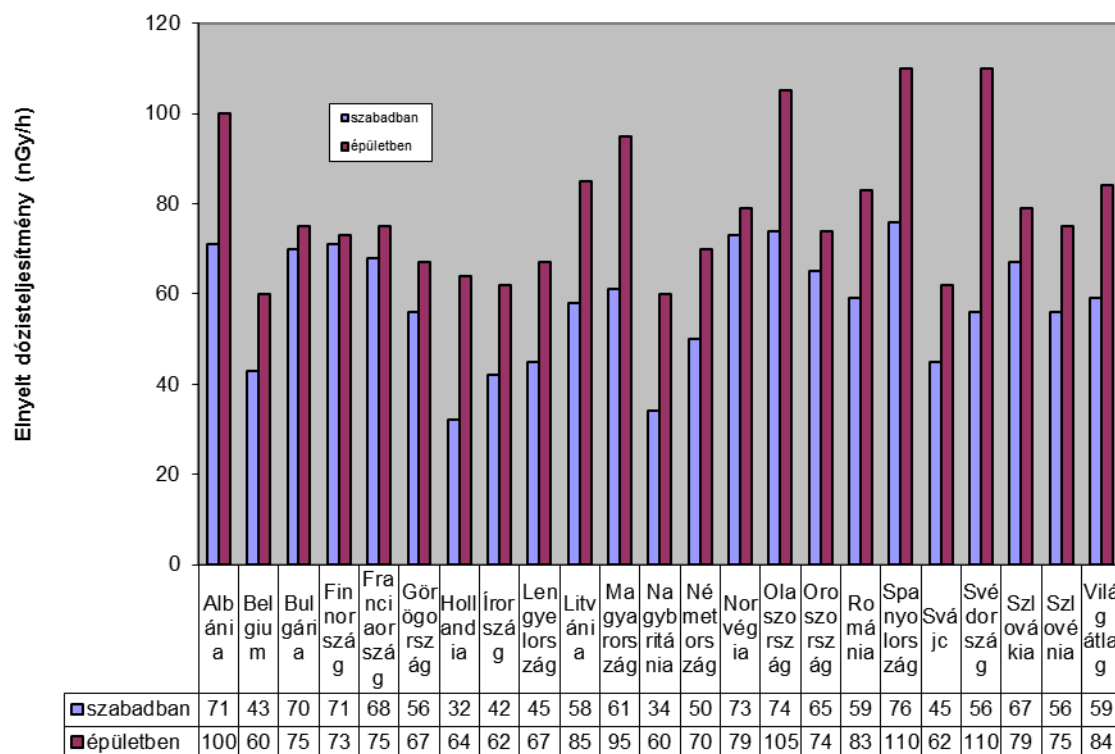
7.1 Bevezetés (Somlai János, Kovács Tibor)

A természetes eredetű sugárzásokkal kapcsolatos szabályozások, korlátozások hiányosak és a mesterséges eredetű forrásokkal kapcsolatos előírásokhoz viszonyítva általában sokkal lazábbak. Így például egy működő atomerőmű környezetében a lakosság egyedeit nem érheti 0.1 mSv/év értéknél nagyobb sugárterhelés, ugyanakkor a lakásokban a radontól akár 10 mSv/év dózist is kaphatnak, ha az adott országban egyáltalán van erre vonatkozó korlátozás. A szervezet ugyanakkor nem tudja válaszreakcióiban megkülönböztetni a természetes és mesterséges eredetű sugárzásokat. Ezért több szakember az egységes korlátozás bevezetését javasolja, ennek viszont az adminisztrációja jelenleg megoldhatatlannak tűnik.

A természetes eredetű sugárterhelések közül legelterjedtebb az építőanyagok radionuklid koncentrációjára, pontosabban az ettől származó külső sugárterhelésre, az ivóvizek radionuklid koncentrációjára, illetve az épületek, munkahelyek légtéri radonkoncentrációjára vonatkozó korlátozások.

7.2 Az építőanyagok radiológiai minősítése (Somlai János, Kovács Tibor)

Minden építőanyag tartalmaz különböző mennyiségű természetes eredetű radionuklidot. Mivel az építőanyagok gyakorlatilag körbe veszik a benntartózkodókat, általában nagyobb sugárterhelésre (dózisra) kell számítani, mint a szabadban. A legújabb felmérések, összegzése során azt találták, hogy a szabadban a dózisteljesítmény népeséggel súlyozott világátlag 59 nGy/óra, míg épületekben 84 nGy/óra, tehát közelítőleg 40%-kal magasabb az épületekben mint a szabadban. A **68. ábra** néhány európai ország szabadban, illetve épületekben mért dózisteljesítmény átlagai láthatók.



68. ábra. A földkérgi radioizotóptól származó elnyelt gamma-dózisteljesítmény átlagértékei a lakásokban, illetve a szabadban.

A sugárterhelés szempontjából az alapvető földkérgi radioizotópok, azaz az urán-238 (^{238}U) a tórium-232 (^{232}Th) és ezek leánytermékei, illetve a kálium-40 (^{40}K) a meghatározók. A bomlás során kilépő alfa- és béta-részecskék az építőanyagban gyakorlatilag elnyelődnek, de a bomlásokat esetlegesen kísérő gamma-sugárzás akár 30 cm vastagság esetén is kijuthat. Radiológiai szempontból az urán sorban csak a ^{226}Ra -tól kell figyelembe venni a bomlási sort (mivel csak ettől kezdve bocsátanak ki gamma fotonokat), ezért gyakran a ^{226}Ra koncentrációját szabályozzák az urán helyett.

Az építőanyagoktól származó sugárterhelésnél is meg kell különböztetni a külső és belső sugárterhelést. A gammasugárzó izotóptól megnő az épületekben a gamma-dózisteljesítmény. Az építőanyagokból kiáramló radon (nagy tórium koncentráció esetén esetleg a toron) a levegőben növeli meg a koncentrációt, s ezt belélegezve végül belső sugárterhelést okoz.

A külső sugárterhelés csökkentése céljából tehát a magas gamma-dózisteljesítmény, a belső sugárterhelés csökkentése céljából pedig az építőanyagokból származó magas radon-koncentráció kialakulását kell megelőzni.

Az építkezéseken felhasznált anyagokban a természetes eredetű radioizotópok koncentrációja igen változó, néhány esetben kiugróan magas. (Ezért vált szükségessé ezek mérése, illetve ezek alapján a felhasználás korlátozása). Az EU országokban általánosan használt természetes, illetve ipari melléktermékeket tartalmazó építőanyagoknál mért aktivitás-koncentrációk a **38. táblázat** láthatók.

38. táblázat. Az EU-ban használt építőanyagok átlagos és maximális aktivitás-koncentrációja

Legáltalánosabb építőanyagok	Átlagos aktivitás koncentráció (Bq/kg)			Maximális aktivitás koncentráció (Bq/kg)		
	Ra-226	Th-232	K-40	Ra-226	Th-232	K-40
Beton	40	30	400	240	190	1600
Gázbeton és könnyített beton	60	40	430	2600	190	1600
Vályogtégla	50	50	670	200	200	2000
Mészhomok téglá	10	10	330	25	30	700
Természetes építő kövek	60	60	640	500	310	4000
Természetes gipsz	10	10	80	70	100	200
Foszfogipsz	390	20	60	1100	160	300
Habosított kohósalak	270	70	240	2100	340	1000
Porszén hamu (tégla)	180	100	650	1100	300	1500

Hosszú ideig minden ország maga szabta meg a korlátokat. Ennek lényege, hogy modellezéssel meghatározta, hogy az építőanyagok radioizotóp tartalma mekkora sugárterhelést eredményez a benttartózkodóknál, s egy dózisszinthez rendelve korlátozta a radioizotóp koncentrációt. Mivel a modellek felállításánál a kiindulási paraméterek (pl. falvastagság, ablakfelület stb.) eltérőek voltak, így a szabályozás sem volt egységes.

Az EU a „Radiation Protection 112” ajánlásában határozta meg az általa javasolt korlátozás rendszerét.

Az egyes izotópok és leánytermékei különböző mértékben járulnak hozzá a sugárterheléshez. Ezeket a különbségeket is figyelembe véve az alábbi index segítségével lehet minősíteni az építőanyagokat.

$$I = \frac{C_{Ra}}{300} + \frac{C_{Th}}{200} + \frac{C_K}{3000} \quad (7.2.1.)$$

ahol a C_{Ra} , C_{Th} , C_K az építőanyagokban mért ^{226}Ra , ^{232}Th és ^{40}K aktivitáskoncentrációja (Bq/kg egységben).

Az építőanyagok gamma-sugárzásától származó sugárterhelést (évi 7000 órás benttartózkodást feltételezve) 0,3-1 mSv/év értékben javasolják korlátozni. Ezt az értéket a szabadban való tartózkodáshoz viszonyított többlet dózisként határozták meg. Ezek alapján a **39. táblázat** szereplő adatokat kell figyelembe venni.

39. táblázat. Dóziskorlátok

Építőanyag	Dóziskorlát (mSv/év)	
	0,3	1
Nagy mennyiségben használt anyagok (beton, téglá, stb.)	$I \leq 0,5$	$I \leq 1$
Felületi vagy kis mennyiségben használt anyagok (cserép, csempe stb.)	$I \leq 2$	$I \leq 6$

A háttér feletti 0,3 illetve 1 mSv/év növekmény tehát azt jelenti, hogy az 59 nGy/órás szabadtéri világítást figyelembe véve az épületekben a dózisteljesítmény 120 illetve 260 nGy/óra alattinak kell lenni.

Néhány esetben problémát jelenthetnek a felületek borítására használt csempék, járólapok mázkészítésénél használt cirkon és egyéb ásványok is. Ezeknél, mivel a nagy izotópkoncentrációk vékony rétegben fordulnak elő, a béta-sugárzástól származó sugárterhelést is számításba kell venni.

Az EU ajánlása, hogy azokat az anyagokat szabad építkezéseken felhasználni, amelyek esetén valószínűsíthető, hogy a lakóépületekben a radon-koncentráció éves átlaga nem haladja meg a 200 Bq/m³ értéket. Így több országban az I index mellett a ^{226}Ra koncentrációjára külön korlátot állapítottak meg (150-200 Bq/kg értékben). E mellett természetesen célszerű az építőanyagok radon-emanáló és exhaláló képességének vizsgálata, illetve korlátozása is.

A természetes eredetű radioizotópok mellett nem szabad elfelejtkezni a mesterségesen előállított izotópoktól származó terhelésről sem. Itt elsősorban a kobalt-60 (^{60}Co) izotópot említhetjük meg. A világban már több helyen előfordult, hogy egy kobalt forrás elveszett, vagy a tartójával együtt a hulladékfém kereskedésbe került. Ezt beolvasztva, a kobalt a vassal jól ötvöződött. Amennyiben ezt a szennyezett vasat az építkezéseken felhasználják (pl. betonvasként) jelentős sugárterhelést okozhat. Ezek az esetek/balesetek a sugárforrások pontos adminisztrációjával, illetve a fémhulladékok feldolgozás előtti radiológiai ellenőrzésével kizárhatók.

Összességében elmondhatjuk, hogy amennyiben az építkezéseken felhasználásra kerülő anyagok radiológiai minősítése megfelel az EU ajánlásoknak, kimutatható károsodást okozó sugárterheléssel nem kell számolni.

7.3 Az ivóvizek radiológiai minősítése (Somlai János, Kovács Tibor)

A víztározó kőzetek mindig tartalmaznak természetes eredetű radionuklidokat. A kőzetekből kedvező körülmények közt (megfelelő hőmérséklet, pH stb.) a víz kioldhatja ezeket. Magas ^{226}Ra tartalmú kőzetek esetén a vízben a ^{222}Rn koncentráció is magasabb értéket érhet el.

Mivel a víz az emberiség étrendjében rendszeresen szerepel, a vízben oldott radionuklidok a szervezetbe kerülve minden embernél megnövelheti a sugárterhelést.

A nemzetközi szervezetek ezért ajánlásokat készítettek az ivóvizek maximális radionuklid koncentrációjának, illetve a fogyasztásból származó sugárterhelés korlátjára.

A WHO 1993-ban megjelentetett „Guidelines for Drinking Water Quality” kiadványában úgy foglalt állást, hogy napi 2 l vízfogyasztást feltételezve az éves lekötött effektív dózis nem haladhatja meg a 0,1 mSv értéket.

Ezt vette át az EU is és az ivóvizekre vonatkozó Európai Uniósi irányelvekben (Council Directiva 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption) az ivóvizek rendszeres ellenőrzését, és a fogyasztásból származó sugárterhelés 0,1 mSv/év értékben való korlátozásának a bevezetését

ajánlja. (A 0,1 mSv/év korlátba egyik esetben sem tartozik bele a ^3H , ^{40}K és a ^{222}Rn és leányelemei által okozott sugárterhelés.)

Ezen ajánlások előírják, hogy a vizek radiológiai szempontból történő minősítésénél első az összes α - és összes β aktivitás meghatározása.

Amennyiben az összes α aktivitás $\leq 0,1$ Bq/l, illetve az összes β aktivitás ≤ 1 Bq/l, a víz korlátozás nélkül fogyasztható.

Ha az összes α aktivitás és/vagy az összes β aktivitás meghaladja az említett értéket, izotópspecifikus vizsgálatok szükségesek. Az egyes radioizotópok aktivitáskoncentrációjának ismeretében napi 2 l fogyasztást feltételezve kell meghatározni a lenyelésből származó éves sugárterhelést. A WHO által javasolt dóziskonverziós tényezők a **40. táblázat** láthatók. Az itt feltüntetett értékek a felnőttekre vonatkoznak, mivel a WHO egy egész élettartamra számolja a dózist. (A lenyelésből származó sugárterhelés kiszámítására az EU BSS No115 kiadvány már részletesebb, ebben már az életkort is figyelembe vevő dóziskonverziós tényezők szerepelnek.)

40. táblázat. Természetes eredetű radionuklidok lenyelési dózistényezője , és az éves dózis 0,1 Bq \square l 1 koncentráció esetén (WHO 1993)

Radionuklid	Lenyelési dózistényező (Sv·Bq ⁻¹)	Éves dózis (mSv)
^{210}Po	$6,2 \cdot 10^{-7}$	0,045
^{224}Ra	$8,0 \cdot 10^{-8}$	0,006
^{226}Ra	$2,2 \cdot 10^{-7}$	0,016
^{232}Th	$1,8 \cdot 10^{-6}$	0,130
^{234}U	$3,9 \cdot 10^{-8}$	0,003
^{238}U	$3,6 \cdot 10^{-8}$	0,003
^{210}Pb	$1,3 \cdot 10^{-6}$	0,095
^{228}Ra	$2,7 \cdot 10^{-7}$	0,020

Amennyiben a lenyelésből származó sugárterhelés $\leq 0,1$ mSv/év, a víz fogyasztható. Ellenkező esetben a fogyasztást korlátozni kell vagy a vizet megfelelő kezelésnek kell alávetni.

A vízben több fajta radionuklid is van, tehát egy-egy izotópnak nem szabad kimeríteni a 0,1 mSv/év sugárterhelési korlátot. Ezért több országban az egyes radionuklidokra külön korlátokat is bevezettek. Legelterjedtebb a ^{226}Ra izotóp korlátozása. Ennek egyik oka, hogy a rádium úgynevezett csontkereső izotóp, azaz a csontokba épül be. Mivel fizikai felezési ideje hosszú (1620 év) és biológiailag is lassan ürül a szervezetből, így hosszú ideig károsítja a szöveteket, jelentős sugárterhelést okozva. A szervezetbe beépült rádium a csontdaganatos megbetegedések számának megnövekedését eredményezheti, mint azt a korai időszakban bekövetkezett súlyos megbetegedések és több száz halálos kimenetelű baleset igazolta. A ^{226}Ra dóziskonverziós tényezője erősen korfüggő (**41. táblázat**).

41. táblázat. ^{226}Ra -ra vonatkozó lenyelési dózis tényező (Sv ~~IRU~~ **EU BSS No115)**

Nuklid	K_1 (2-7 éves)	K_1 (7-12 éves)	K_1 (12-17 éves)	K_1 (Felnőtt)
^{226}Ra	$6,2 \cdot 10^{-7}$	$8 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$

A gyerekek esetén, mint látható a 12-17 éves korosztály a legveszélyeztetettebb, mivel ebben az időszakban a legintenzívebb a csontok növekedése. Ezért az ivóvizek esetén a ^{226}Ra aktivitáskoncentrációjának korlátja több országban 100 mBq/l. Hazánkban az MSz 62-ben 110 mBq/l értékben korlátozták, de az 1989-es MSz 62/1 már 630 mBq/l értékre növelte. (Az EU adatai alapján felnőttek esetén 490 mBq/l ^{226}Ra -koncentráció már kimeríti a 0,1 mSv/év korlátot, tehát ebben az esetben más radionuklid már nem lehetne a vízben. Gyerekek esetén a 12-17 éves korosztálynál ez már 91 mBq/l esetén is fennáll).

A rádium nagy része a hagyományos előkezelések során (mész-szódás lágyítás) kiválik, de az USA-ban több nagyváros vizét is ioncserélő gyantákkal vagy fordított ozmózis technikával rádium mentesítik.

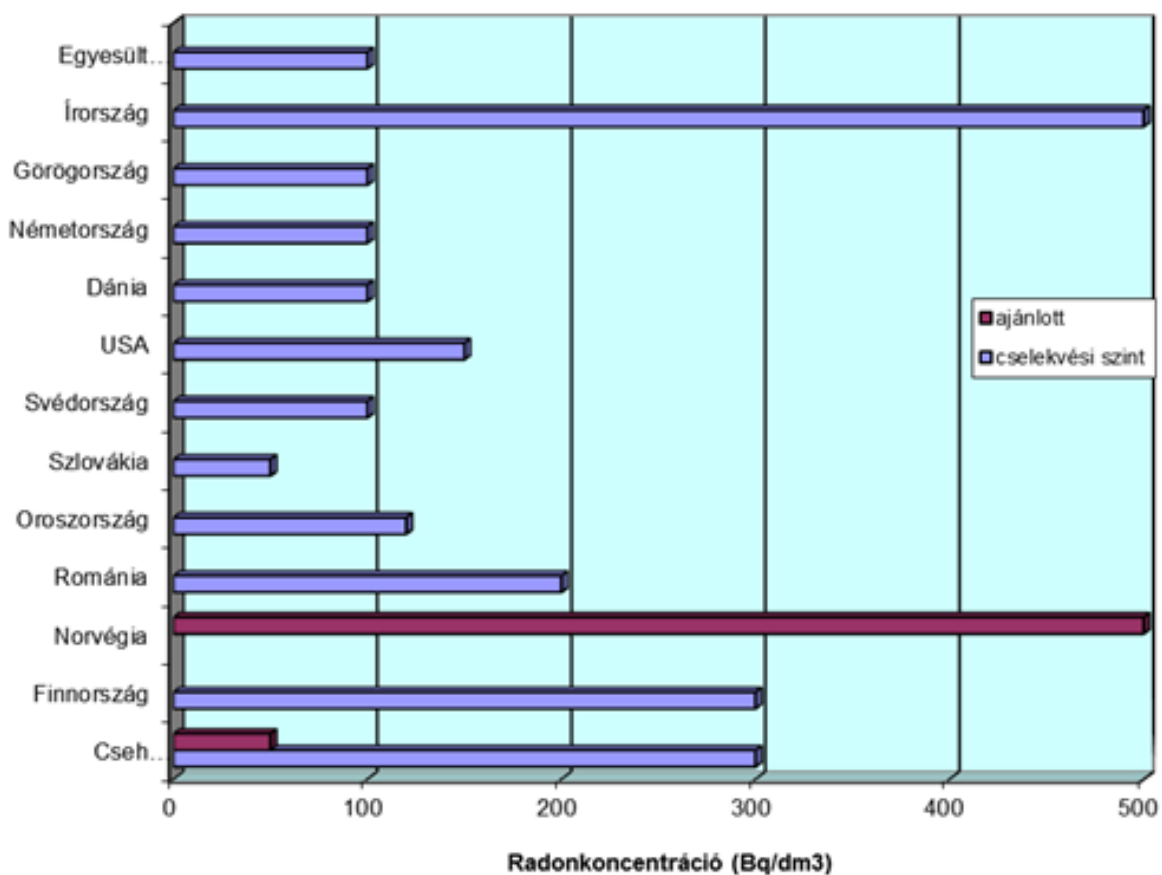
A WHO(1993) ajánlása alapján a fenti korlátozásokat csak a vezetékes ivóvizeknél kell alkalmazni, és nem kell kiterjeszteni a forrás és ásványvizekre, mivel ezeket csak delikáteszként fogyasztják. A fogyasztási szokások azonban az elmúlt tíz évben ugrásszerűen megváltoztak és egyre többen az egészségesebb életmód reményében csak ásvány-, illetve forrásvizet isznak.

A kőzetekben a ^{226}Ra bomlásakor keletkezett ^{222}Rn egy része a szemcsékből kilökődik (emanálódik). Mivel inert gáz, a porózus kőzetekben elvándorolhat, és ahol

a kőzetek vízzel telítettek, beoldódhat a vízbe. A vízben oldott radon koncentrációja nagymértékben változó. Legmagasabb a karsztvizekben (100 kBq m^3), közepes a talajvizekben (10 kBq m^3) és legalacsonyabb a felszíni vizekben (1 kBq m^{-3}).

A vízben oldott radonkoncentráció korlátozásáról az EU egy külön ajánlást adott ki. (Commission Recommendation of 20 December 2001 on the protection of the public against exposure to radon in drinking water supplies.) Ezek alapján 100 Bq/l alatt nem kell $100\text{-}1000 \text{ Bq/l}$ közt a körülmények mérlegelése mellett célszerű és 1000 Bq/l felett mindenképpen indokolt beavatkozni. Egyes országokban ezt is szigorúbban szabályozzák, néhány érték a **69. ábra** látható.

Beavatkozásokra ritkán van szükség, mivel a víz előzetes kezelése során a radon nagy része távozik. Ahol ennek ellenére is magas a radonkoncentráció, levegőztetéssel a radon kihajtható.



Ország	cselekvési szint (Bq/dm ³)	ajánlott (Bq/dm ³)
Cseh Köztársaság	300	50
Finnország	300	
Norvégia		500
Románia	200	
Oroszország	120	
Szlovákia	50	
Svédország	100	
USA	150	
Dánia	100	
Németország	100	
Görögország	100	
Írország	500	
Egyesült Királyság	100	

69. ábra. Néhány ország ivóvízben megengedett radonkoncentráció korlátja

7.4 Radonnal kapcsolatos szabályozások (Várhegyi András)

A radonnal kapcsolatos legújabb sugárvédelmi irányelveket az ICRP 65 dokumentum tartalmazza. Az ebben lefektetett ajánlások természetesen nem kötelező érvényűek: arra szolgálnak, hogy az egyes országok sugárvédelmi rendszerének, rendeleteinek megalkotásához a kor színvonalának megfelelő alapokat nyújtsanak. Magyarországon a radon által okozott sugárterhelések tekintetében jelenleg nincs teljes körű szabályozási lefedettség a teljes népességre; míg a sugárvédelmi kérdéseket szabályozó 16/2000 számú Egészségügyi miniszteri Rendelet a munkahelyi radonkoncentrációra vonatkozóan tartalmaz előírásokat, addig az otthoni, lakásbeli radonkoncentrációra nincsenek előírások.

A levegő radon- és radon bomlástermék-tartalmától származó sugárterhelést legcélszerűbb effektív dózis értékben megadni egyrészt azért, hogy a megfelelő rendeletekben, nemzetközi ajánlásokban (általában szintén effektív dózisban megadott) dóziskorlátokkal össze tudjuk hasonlítani, másrészt pedig azért, hogy a más sugárterhelési komponensekből adódó terhelésekkel össze tudjuk hasonlítani. Végző soron az embert érő, effektív dózisban megadott sugárterhelések összege hozható összefüggésbe az ionizáló sugárzások egészségügyi kockázatával.

A radonnal kapcsolatos sugárterhelést döntően nem a belélegzett levegő radonkoncentrációja, hanem annak a rövidéletű (a ^{222}Rn esetében 1 óránál rövidebb felezési idejű), szintén radioaktív bomlástermékei adják. Ezért az effektív dózis kiszámításához a radon bomlástermékek (röviden: radontermékek) levegőbeli koncentrációjának ismeretére van szükség. Ez megadható akár potenciális alfa-energia koncentrációban (szokásosan $\mu\text{J}/\text{m}^3$, MeV/l egységben), akár a egyensúlyi ekvivalens radon aktivitáskoncentrációban (Rn_EEC , Bq/m^3 egységben). Legtöbbször azonban a radon bomlástermékek levegőbeli koncentrációja nem ismert, csak a radonkoncentráció. A radon és a radontermékek koncentrációjának mérése mérés-technikai szempontból jelentősen eltérő bonyolultságú feladat: míg a radonkoncentráció mérésére igen egyszerű, olcsón beszerezhető eszközök állnak rendelkezésre (pl. szilárdtest maratott-nyom detektorok), addig a radontermékek mérése meglehetősen bonyolult, drága műszerezettséget igényel (ld. később,

méréstechnikával foglalkozó részt). A dózisterhelést meghatározó radontermék koncentráció származtatható a radonkoncentrációból akkor, ha ismeretes a kettő közötti aktivitáskoncentráció arányt ($f = Rn_EEC / C_{Rn}$) kifejező egyensúlyi tényező. A szakirodalomban elfogadott, hogy az egyensúlyi tényezőre a (lakásokban) tipikus $f=0,4$ elméleti értéket vélelmezzük, ha nincs rá vonatkozó mérési eredményünk.

A radon bomlástermékek belégzéséből adódó E_{Rn} effektív dózist az alábbi összefüggés segítségével számítjuk ki:

$$E_{Rn} = C_{Rn} \cdot f \cdot K_{Rn} \cdot T = Rn_EEC \cdot D_{Rn} \cdot T ,$$

Ahol C_{Rn} a belélegzett levegő radonkoncentrációja, f a radontermék/radon radioaktív egyensúlyi tényező (aktivitáskoncentráció arány), D_{Rn} a radon bomlástermékekre vonatkozó dóziskonverziós tényező ($nSv/h / Bq/m^3$) és T az ott-tartózkodás ideje (h). Az ICRP 65 szerint eltérő dóziskonverzióval kell számolni a lakóhelyi és a munkahelyi radonkoncentráció vonatkozásában. Lakóhelyi radonterhelésnél a D_{Rn} dóziskonverzió $6,3 nSv/h / Bq/m^3$, míg a munkahelyi érték $7,9 nSv/h / Bq/m^3$. Amennyiben egy évre számoljuk a dózisterheléseket, a tartózkodási idők tekintetében a lakóhelyeken 7000 óra, míg munkahelyre 2000 óra feltételezése elfogadott (a konkrét tartózkodási idők ettől persze jelentősen eltérhetnek).

Földalatti munkahelyeken, bányákban a radonkoncentráció általában sokkal nagyobb, mint „közönséges” munkahelyeken. Az uránbányák sugárvédelmi gyakorlatában az ottani magas potenciális alfa-aktivitáskoncentráció, illetve a egyensúlyi ekvivalens radonkoncentráció (radon bomlástermék koncentráció, Rn_EEC) jellemzésére a MeV/l illetve a WL (Working Level, munkaszint) egységek voltak hosszú ideig használatban, illetve az emán a szovjet/orosz szakirodalomban; a megengedett terhelésekre vonatkozó határértékeket ezekben az egységekben adták meg. Az átszámítási tényezők:

$$1 \text{ WL} = 1 \text{ emán} = 1,3 \cdot 10^5 \text{ MeV/l} = 3700 \text{ Bq/m}^3 \text{ Rn_EEC}.$$

A havi munkaidő 170 óra feltételezéssel vezették be a WLM (Working Level Month, munkaszint hónap) sugárterhelés fogalmát, ami még ma is elterjedten használatos; értéke $1 \text{ WLM} = 1 \text{ WL} \cdot 170 \text{ óra}$. Attól függően, hogy lakóhelyi illetve munkahelyi

radontermék koncentráció jellemzésére használjuk, az átszámítása effektív dózis egységbe eltérő: lakóhelyekre 1 WLM = 4 mSv, míg munkahelyekre 1 WLM = 5 mSv.

Az ICRP 65 kiadvány a lakosság radontól származó sugárterhelésének korlátozására javasolja az ún. *cselekvési szint* (action level) fogalmának bevezetését. Ennek meghaladása esetén javasolt valamiféle beavatkozás a radonszintek csökkentésére legalább olyan mértékben, hogy az a cselekvési szint alá csökkenjen. Az ICRP nem egy konkrét koncentráció értéket javasol, hanem egy koncentráció-intervallumot ad meg; ezen belül az egyes országok sugáregészségügyi hatóságaira bízva annak eldöntését, hogy a megadott tartományon belül hol választják meg a cselekvési szintet. Erre azért van szükség, mert egyrészt az egyes országok radonterheléssel összefüggő természeti adottságai igen eltérőek, másrészt pedig a sugárterhelések társadalmi elfogadottsága, illetve az annak csökkentésére való anyagi potenciál szintén változó az egyes társadalmakban. A cselekvési szint határai úgy kerültek kiválasztásra, hogy az alsó kb. a népesség átlagos, háttérsugárzástól való terhelésének nagyságrendjébe essen (mivel ennek fluktuációja miatt ez alá menni értelmetlen), míg a felső se okozzon észrevehető egészségügyi kockázat növekményt és még élethossziglani ott-tartózkodás esetén is kellő távolságra essen a determinisztikus sugárhatások küszöbdózis tartományától. Ezen megfontolásokból a cselekvési szint javasolt tartományát 3–10 mSv/évben adták meg a zárttéri radonkoncentrációtól származó effektív dózisterhelésre.

Mivel munkahelyen és lakóhelyen mind a tartózkodási idő, mind pedig a dóziskonverziók eltérőek, ebből adódóan a cselekvési szintek tartománya beltéri radonkoncentráció vonatkozásában eltérő értékhatárokkal adható meg. Míg az otthonokban a javasolt cselekvési szint 200 – 600 Bq/m³, addig munkahelyekre 500 – 1500 Bq/m³, mindkét esetben a határok a 3–10 mSv/éves terhelésnek feleltethetők meg, $f=0,4 R_n_EEC / C_{Rn}$ radioaktív egyensúlyi faktor feltételezésével.

Magyarországon a jelenleg hatályos, sugárvédelmi kérdéseket szabályozó 16/2000 számú EüM rendelet a munkahelyi radontól származó sugárterhelések vonatkozásában átvette az ICRP ajánlásait: a munkahelyi radonkoncentráció cselekvési szintjét 1000 Bq/m³-ben adja meg. A határérték az éves átlagos radonkoncentrációra vonatkozik. A rendelet felsorolja azokat a radon szempontjából

kritikus munkahely-típusokat, ahol a munkahelyi radonkoncentráció ellenőrzését el kell végezni: földalatti (bányabeli, barlangi munkahelyeken) és termálfürdőkben. A cselekvési szintet meghaladó esetekben a munkáltató kötelessége a radonmentesítő beavatkozás vagy a dolgozók ott-tartózkodási idejének (munkaidő) csökkentése. Az otthonok beltéri radonkoncentrációjára vonatkozóan Magyarországon – a legtöbb EU tagállam gyakorlatától eltérően – egyelőre nincs hatósági előírás.

Kérdések

Azonosak-e a dóziskorlátok a mesterséges illetve a természetes eredetű sugárterhelések esetén?

Mire vonatkoztatják a megengedhető dózis többletet az építőanyagok esetén ?

Mekkora az ivóvizekre vonatkozó dóziskorlát ?

Szabályozzák-e az ivóvizek radonkoncentrációját?

Irodalom

IAEA (1990). The Environmental Behaviour of Radium 1-2. IAEA. Vienna.

WHO (1993). World Health Organization, Guidelines for Drinking-Water Quality. Vol. 1. Recommendations, Geneva.

IAEA (1995) Basic Safety Standards No115 Vienna.

Szerbin, P., & Köteles, Gy. (1999). Survey of natural radioactivity in drinking water. *Egészségtudomány*, 43, 287-296 (in Hungarian)

Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official Journal L 330/45, 05/12/1998.

EC, 1999. Office European Commission Report on Radiological Protection Principles concerning the natural radioactivity of building materials, Radiation Protection 112, for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

UNSCEAR, 1993. Sources and effects of ionizing Radiation- United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York.

UNSCEAR, 2000. Sources and effects of ionizing Radiation- United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York.

8 Mesterséges eredetű sugárzások, sugárterhelés

8.1 Bevezetés (Somlai János)

Az ember alkotta ionizáló sugárforrásoktól származó hatások a XIX századtól érik az emberiséget. Forrásai közül legismertebbek a működő atomerőművek – beleértve az egész nukleáris fűtőanyag ciklust -, a radioaktív hulladékok és az atomfegyver kísérletek de idetartozik a radioizotópok előállítása, felhasználása és a lakosság mesterséges eredetű dózisterhelésének általában a döntő részét jelentő orvosi alkalmazása is. Itt kell megemlíteni a külön alfejezetbe került sugár és nukleáris baleseteket, melyek a nagy kiterjedésű hatásai miatt jelentős környezetvédelmi problémát okozhatnak.

A környezeti sugárterhelés forrása lehet lokális (amikor a forrás hatása alapvetően csak 100 km távolsáig jelentős) regionális (1000 km távolsáig) és globális (szinte a teljes féltekére kiterjed). A sugárterhelés járulékok meghatározása, számítása a forrás ismerete alapján környezeti modell segítségével történik, ugyanis a környezeti szennyeződések általában olyan alacsonyak, hogy direkt módon csak ritkán mérhetők.

8.2 Mesterséges eredetű sugárzások forrásai (Somlai János, Kovács Tibor)

8.2.1 Nukleáris fűtőanyagciklus

A nukleáris fűtőanyagciklus és a radioaktív hulladékok okozta sugárterhelés a következő fejezetekben részletesen ismertetésre kerül, így itt ezeket csak megemlítjük.

A nukleáris fűtőanyag ciklus magában foglalja az uránércet bányászatát, nukleáris fűtőanyaggá történő átalakítását, az atomerőműben történő energia termelést, a kiégett fűtőelemek tárolását, esetleges reprocessálását, a hulladékok kezelését és az erőművek felszámolását, dekommisszióját. Az elemzéseknél a fűtőanyag ciklus szakaszaiból származó lakossági sugárterhelést a megtermelt elektromos energiára vonatkoztatják, azaz személy $\cdot \text{Sv/GWe év}^{-1}$ mértékegységben adják meg.

8.2.2 Radioaktív hulladékok

A radioaktív anyagokkal végzett műveletek, azaz a nyitott és zárt sugárforrások gyártása, felhasználása során, valamint a nukleáris energiaciklus valamennyi fázisában radioaktív hulladékok is keletkeznek. Ezek biztonságos elhelyezését, környezeti hatásait a későbbiekben külön fejezetben részletezzük.

8.2.3 Atomfegyver kísérletek

A nukleáris robbantási kísérletek jelentős környezetszennyezést okoztak. Az atomrobbantási kísérletek hatásainál itt csak a radioaktív sugárzás okozta károsodást vizsgáljuk. Meg kell különböztetni a hasadási és a fúziós bombákat, bár gyakorlatilag a kezdeti időszakot leszámítva szinte mindig kombinált megoldásokkal találkozunk. Alapvetően meghatározó a hatóerő, amit TNT ekvivalensbe szoktak kifejezni (kT).

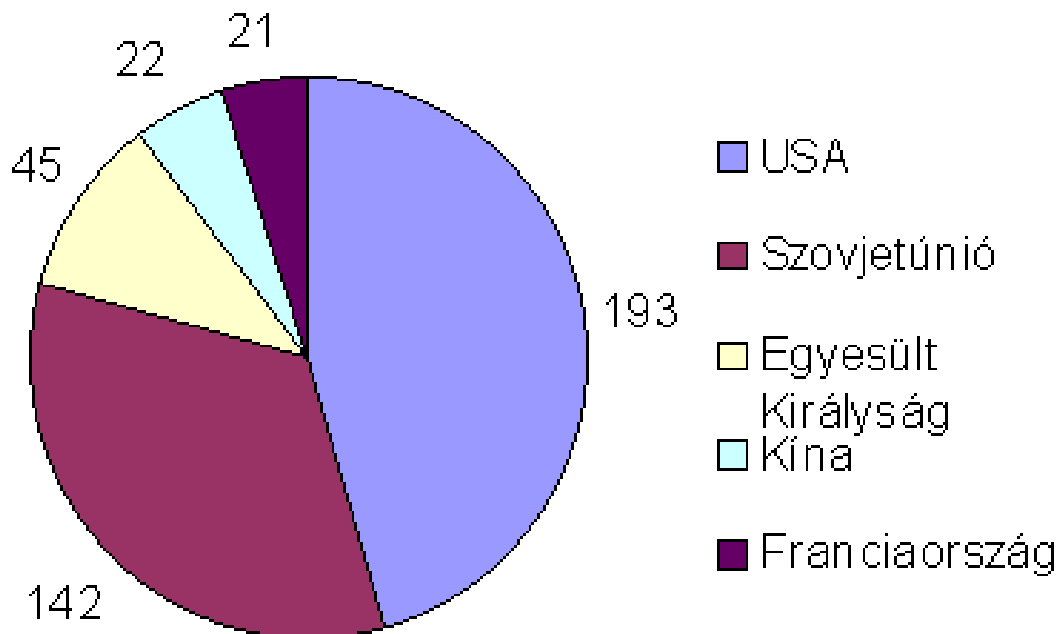
A hagyományos atomrobbantásoknál az urán (^{235}U) vagy plutónium (^{239}Pu) töltetből kritikus tömeget hoznak létre (összelövással vagy összenyomással – explózióval) amelyben a k sokszorozási tényező nagyobb 1-nél, s így beindul a nukleáris maghasadási láncreakció. A felszabaduló energia azonban szétveti a töltetet s a kritikus állapot rövid időn belül megszűnik. A költségesen előállított "weapons grade" minőségű dúsított alapanyagok kezdetben csak néhány %-ában mehetett végbe a maghasadás. Ezért a későbbiekben olyan elrendezéseket alakítottak ki, ahol ez az összetartás hosszabb ideig tartott s így a kiégés %-a azaz a robbanás határfoka jelentősen megnőtt.

A robbanás pillanatában rendkívül intenzív neutron- és gamma-sugárzásra kell számítani. Ez az ún. prompt sugárhatás. A prompt sugárzás hatására a környezetben lévő atomok felaktiválódhatnak s felezési idejüktől függően rövidebb-hosszabb ideig szennyezik a környezetet. Emellett rendkívül jelentős a bomba töltetének hasadásakor keletkezett ún. hasadványtermékek, illetve az el nem hasadt alapanyag szétszóródása. Ez utóbbiak képezik a másodlagos vagy késői sugárhatásokat. A kettő aránya illetve mértéke a bombák kialakításával tág határok közt változtatható.

A fúziós bombáknál elvileg csak a trícium lenne a környezetszennyező radioizotóp, de a technikai megoldások miatt itt is a radionuklidok szinte teljes spektruma megtalálható. Ez egyrészt a beindításhoz szükséges, magas hőmérséklet és nyomás

előállítására szolgáló hasadási bombából másrészt a bomba köpenyét képező ^{238}U és a fúzióval keletkező gyors neutronok kölcsönhatásakor keletkezik.

Az első atomrobbantást 1945-ben hajtották végre. Ezt közel 520 légtéri atomrobbantás kísérte. A becsült légtéri robbantások számának országokénti eloszlása a **70. ábra** látható.



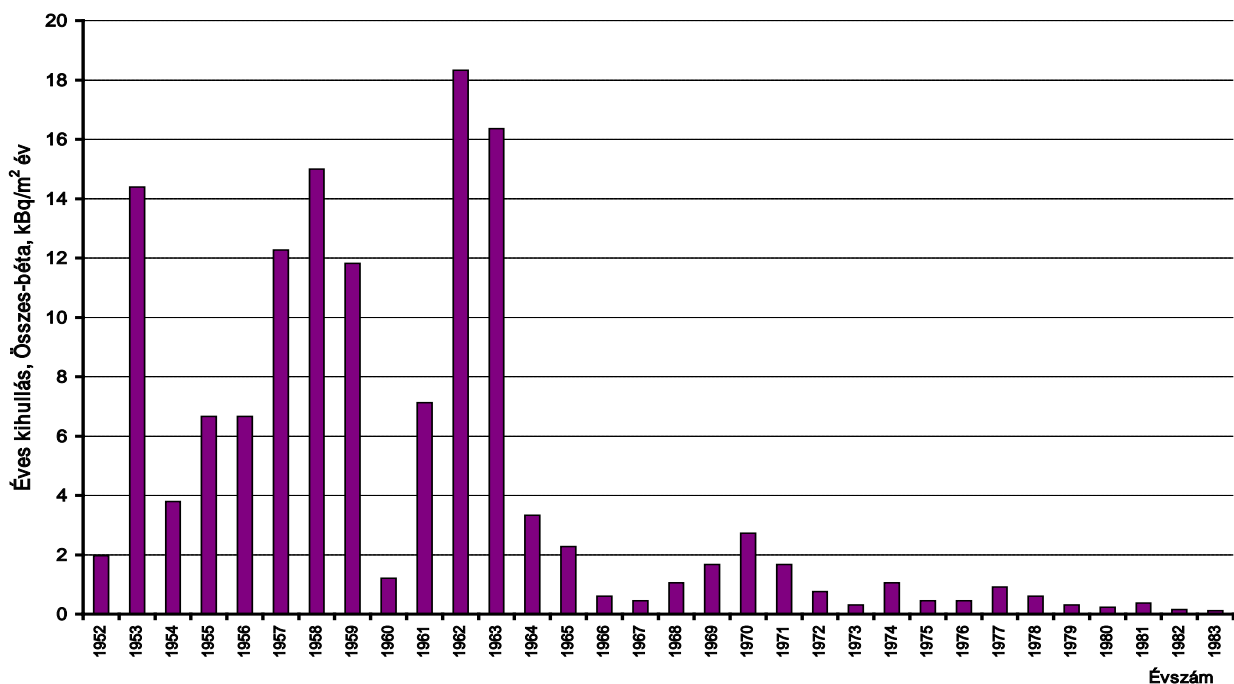
70. ábra. A különböző országok által végrehajtott atombomba robbantások száma.

Szerencsére az 1963. augusztusában aláírt részleges atomcsend egyezmény – ami a légtéri és a víz alatti robbantási kísérletek betiltására vonatkozott – erősen korlátozta a nagyhatalmak kísérleteit, bár 1980-ig még előfordultak légtéri robbantások. A legintenzívebb kísérleti periódusok, illetve a levegőbe kibocsátott radioaktív izotópok legnagyobb része két periódusra, 1952-1958 (42%) és 1961-1962 (47%) évekre korlátozódott.

Ezek a radionuklidok egyrészt a robbantás közvetlen környezetét szennyezik el, másrészt a légkörbe különböző magasságba feljutva az egész földtekét. Az egyenlítőnél a keveredés minimális, így az északi féltekén végrehajtott nukleáris robbantási kísérletekből származó radionuklidok az északi földtekét szennyezik el. A robbantás környezetében tehát először a primer külső sugárzás a döntő. Hosszabb távon a rendkívül nagy szennyeződés miatt itt továbbra is fennáll a külső

sugárterhelés veszélye, de idővel egyre nagyobb szerepet kap a belégzés, illetve a tápláléklánc útján szervezetbe jutott radioizotópok károsító hatása is. Nagyobb távolságokban elsősorban ez utóbbi hatásokkal kell számolni. A légkörbe jutott radioaktív szennyezők megoszlása a helyi, troposzférikus, illetve sztratoszférikus kihullásnál 12, 10 illetve 78 %. A robbantási kísérleteknél az összes légkörbe jutott s így szétszóródott radionuklidoktól származó egyéni effektív dózis világátlagos 3,7 mSv. A felrobbantott 545 Mt (217 Mt hasadási és 328 Mt fúziós) hatóerőhöz viszonyítva egy főre 7 $\mu\text{Sv}/\text{Mt}$ a sugárterhelés a világ népességére átlagolva.

A tényleges és a feltételezett kísérleti területek többsége az északi féltekén volt, következésképpen a légköri radioaktív kihullás döntő többsége is ezen a területen szennyezte a környezetet. A kihullott ^{90}Sr izotóp mennyisége az északi féltekén 460 PBq, a délin 144 PBq volt. A robbantási kísérletek hatásai hazánkat is elérték. A **71. ábra** Debrecenben, az ATOMKI által vizsgált esővízben mérhető összes béta aktivitás alapján követhetjük nyomon a felszíni robbantási kísérletek, illetve betiltásának hatását. Az ábrán jól látható az 1963 évi atomsorompó egyezmény hatása.



71. ábra. Debrecenben a csapadék összes béta aktivitásának változása az ATOMKI mérései alapján

Az összes robbantási kísérletből eredően $30 \cdot 10^6$ személy Sv kollektív effektív dózissal kell számolni. Ebből $2,16 \cdot 10^6$ a külső, $27,2 \cdot 10^6$ a lenyelésből, 0,44 a

belégzésből származott. Természetesen a robbantási kísérletek helyéhez közel élők az átlagértékeknél jóval magasabb terhelést kaptak.

A gondosan végrehajtott földalatti kísérletek nagyon alacsony sugárterhelést eredményeznek az emberiség bármely csoportjának. Azonban vannak olyan esetek, amikor szellőzés vagy diffúzió révén mégis a szabadba jutnak a radioaktív anyagok, s a közvetlen környezetet szennyezik. Eddig több mint 1400 robbantást hajtottak végre, melyből 500 tesztet az USA-beli Nevada sivatagban. Ez utóbbiból 32 esetben számoltak be a felszínre jutott kontaminációról. A földalatti robbantásokból becsült kollektív effektív dózis 200 személy Sv-re becsülhető.

Az atomfegyverek alapanyagának előállítása, illetve gyártása során is jelentős üzemszerű és baleseti kibocsátás történt, ami a helyi és a régió lakosságának jelentett extra sugárterhelést. Ezek pontos ismerete azonban sokáig titkosítva volt. Az újabb adatok és a termelt radioaktív anyagok mennyiségéből azonban jól becsülhetők.

8.2.4 Radioizotópok előállítása, felhasználása

Az előállított, illetve a felhasznált radionuklidok mennyiségét is csak becsülni tudjuk. Az iparban használt zárt források (szintszabályzók, sűrűségmérők, vastagságmérők, varratvizsgálók stb.) gondos ellenőrzés esetén csak a külső sugárzásból származó dózist növelhetik. A kutatóhelyek többségénél felhasznált nyílt radioizotópok egy része, felhígítva ugyan, de a környezetbe kerül, sokszor ellenőrizetlenül. Igaz a laboratóriumok többsége csak rövid felezési idejű és kevésbé veszélyes izotópot használ.

Fogyasztási cikkekbe, - pl. kerámia mázok színezése, vagy sűrűségnövelés céljából - korábban gyakran használtak uránt. Az urán és tórium vegyületeket a szokásos körülmények közt használva a fő veszélyforrás a béta-sugárzás, ami a kis hatótávolság miatt a szemre és bőrfelületre jelent sugárterhelést. Korábban a fogászatban használt porcelánokba is keverték uránt, hogy a műfogak utánozzák a természetes fogak fluoreszcenciáját mind napfényben, mind műfényben. Jelentős kollektív dózist okozott a ^{226}Ra sót tartalmazó világító számlapú órák használata is. Ilyen célú felhasználást a mai védelmi szabályozások, ajánlások tiltanak.

8.2.5 Orvosi alkalmazások

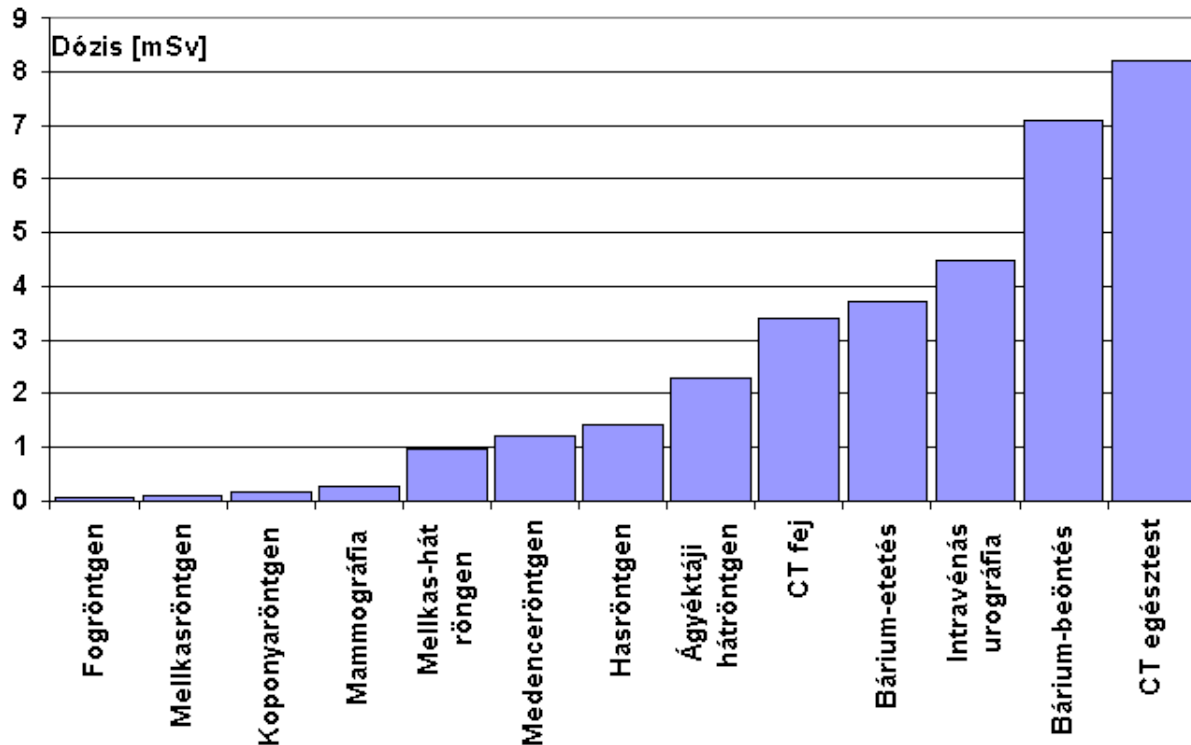
Az orvosi diagnosztikai és terápiás gyakorlatban, emelkedik az ionizáló sugárzással végzett vizsgálatok száma, igaz a sugárvédelmi szempontok jelentősége is nő. Mivel világszerte használják az eljárásokat, a világ népessége szempontjából a kollektív dózis jelentős.

Röntgendiagnosztika

A vizsgálatok alapja, hogy a röntgensugárzás az útjában lévő anyagban részben elnyelődik. Minél sűrűbb egy anyag, annál nagyobb az elnyelődés mértéke. Így ha a vizsgált anyagon áthaladt sugárzás intenzitását fényérzékeny lemezen rögzítik (röntgenfelvétel), vagy képernyőn szemlélik (röntgenátvilágítás), az eltérő sűrűségű szervek, szövetek kirajzolódnak. A csont és a lágy szövetek sűrűsége jelentősen eltér, így a csontok elhelyezkedése, sérülése, esetleges idegen tárgyak elhelyezkedése könnyen nyomon követhető.

A lakosság mellkas-szűrése többnyire ernyő-felvétellel készül. Egy-egy felvétel 0,01-0,1 mSv terheléssel jár. A lakosság röntgendiagnosztikai sugárterhelésének nagy értékét a gyakori röntgenvizsgálatok okozzák. A fejlett országokban a készülékek korszerűsítésével az egyes besugárzásokból származó dózisterhelés csökken, de a vizsgálatok számának (sokszor indokolatlan) növekedése miatt az összes terhelés nő. Ehhez hozzájárul a nagyobb terhelést jelentő újabb vizsgálati módszerek (pl. komputer tomográfia, röviden CT) egyre gyakoribb alkalmazásával járó sugárterhelés is (**72. ábra**). A felmérések szerint a fejlett országokban átlagosan 1 mSv az egy főre eső effektív dózis.

Meg kell említeni, hogy a röntgenső csak akkor sugároz, ha be van kapcsolva, azaz megfelelő nagyságú feszültség és áramerősség szükséges az üzemeltetéséhez. Így egy kikapcsolt berendezés teljesen veszélytelen. Az árambevezetések és a felvételeknél szükséges mozgathatóság miatt azonban az üzemelés közben megfelelő árnyékolás sok gondot okozott a konstruktőröknek, így a közelben tartózkodó orvosok, asszisztensek a korai időszakban jelentős sugárterhelést kaptak.

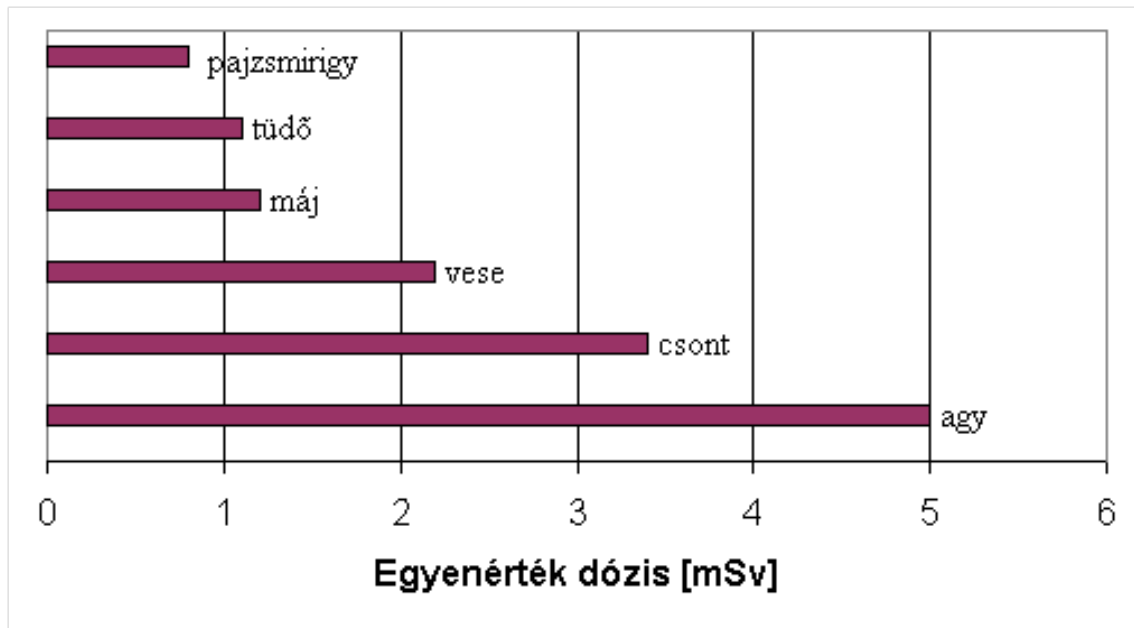


72. ábra. A röntgendiagnostikai vizsgálatokkal járó sugárterhelések, angol adatok alapján

Izotópdiagnosztika

Ennél az eljárásnál a radioaktív izotópot bejuttatják a szervezetbe. Általában egy olyan szerves anyaghoz kötik (jelzik a szerves molekulát), ami a vizsgálni kívánt szervben vagy szövetben kiválasztódik és/vagy gyűlik össze. A kibocsátott sugárzás eloszlását ún. gamma kamerákkal mérik. Az így nyert kép alapján a szövet vagy szerv működése, elhelyezkedése jól nyomon követhető. A sugárterhelés csökkentése céljából általában rövid felezési idejű radioizotópokat alkalmaznak (^{99m}Tc , ^{67}Ga).

A népesség szempontjából ezen vizsgálatok sokkal összetettebbek mint a röntgeneljárások, mivel a vizsgálat után a radioizotóp kikerül a kórházból, s az esetek egy részében a környezetet szennyezi, sokszor ellenőrizetlenül. Általában két útvonal vizsgálata lehet lényeges. Egyrészt a családtagok, vagy látogatók kaphatnak sugárterhelés járulékot a páciens szervezetéből kilépő sugárzás révén, másrészt a páciens szervezetéből kiürülő radioizotópok megnövelik a környezet radioaktív szennyezettségét, így a lakossági sugárterhelést. Néhány jellemző izotópdiagnosztikai kezeléssel járó sugárterhelés a **73. ábra** látható.



73. ábra. Néhány jellemző izotópdiagnosztikai kezeléssel járó sugárterhelés

Sugárterápia

Külső sugárzások terápiás alkalmazásakor egy külső forrásból (^{60}Co , ^{192}I , ^{137}Cs vagy lineáris gyorsító stb.) származó, rendszerint 1-20 MeV energiájú sugárnyalábot irányítanak a páciens kezelendő szövetére, szervére. Attól függően, hogy milyen hosszú a kezelés, illetve hol helyezkedik el a kezelendő daganat, különböző energiájú gamma-sugárzást kell használni. Felületi kezelésnél röntgensugárzás, és elektronok is alkalmazhatók. Viszonylag kevés beteg részesül külső sugárterápiában, így a kollektív sugárterhelés nem vethető össze a többi forrásból származóval. Évente a világon közel 5 millió külső sugárkezelést végeznek. A becsült évi kollektív effektív dózis másfél millió személy·Sv.

A kezelésnél használt ún. zárt sugárforrások mindig sugároznak, tehát nem lehet kikapcsolni őket, így megfelelő védelemről kell gondoskodni. Erre egy vastagabb ólomburkolat többnyire megfelel.

Radiofarmakonok terápiás alkalmazása

A rosszindulatú daganatok, szövetek elpusztítására akkor használható a radionukliddal jelzett anyag, farmakon, ha a kezelendő szövetben feldúsul. Leggyakrabban és hatékonyan a pajzsmirigy kezelésnél alkalmazható, a ^{131}I nuklid beadásával. Bizonyos esetekben a ^{32}P , ^{198}Au és ^{90}Y is számításba jöhet. A beadott

mennyiség nagyon változó, a pajzsmirigy tumoroknál használt átlagos aktivitás 0,5-5 GBq nagyságrendű.

A kezelt személyek száma évente kb. 200 ezer.

Külön figyelmet kell fordítani a lakosság kritikus csoportját érő sugárterhelésre is, mivel mint említettük a beteget itt jóval nagyobb aktivitásokkal kezelik, s így körülötte a külső dózisteljesítmény is megnő. Így a látogatók, illetve más betegek is többlet sugárterhelést kaphatnak, az egész testre. Bár viszonylag kevés beteget kezelnek így, de a nagy aktivitás miatt előfordul a népesség kritikus csoportjában (rokonok, barátok stb.) a néhány mSv dózisterhelés is. Ilyen esetben célszerű megelőző intézkedéseket hozni.

Az orvosi kollektív dózis csökkentéséhez vagy az esetek számát, vagy az egyes kezelések egyedi dózisát kell csökkenteni. A jelenleginél részletesebben kellene meghatározni a radiológiai vizsgálatok előnyeit, feltételezéseit, célszerűségeit. Újabb cél a sugaras eljárások kiváltása az alternatív módszerekkel (ultrahang, endoszkóp), ahol ez nem lehetséges ott a vizsgálatok tervezésénél a sugárterhelést is figyelembe kell venni, azaz optimalni kell.

8.2.6 Sugaras és nukleáris balesetek

A mesterséges források esetén említett csoportok mindegyikénél fordultak elő balesetek. Ezek részletesebb elemzése a következő fejezetekben található.

8.3 Nemzetközi Nukleáris Esemény Skála (Somlai János, Kovács Tibor)

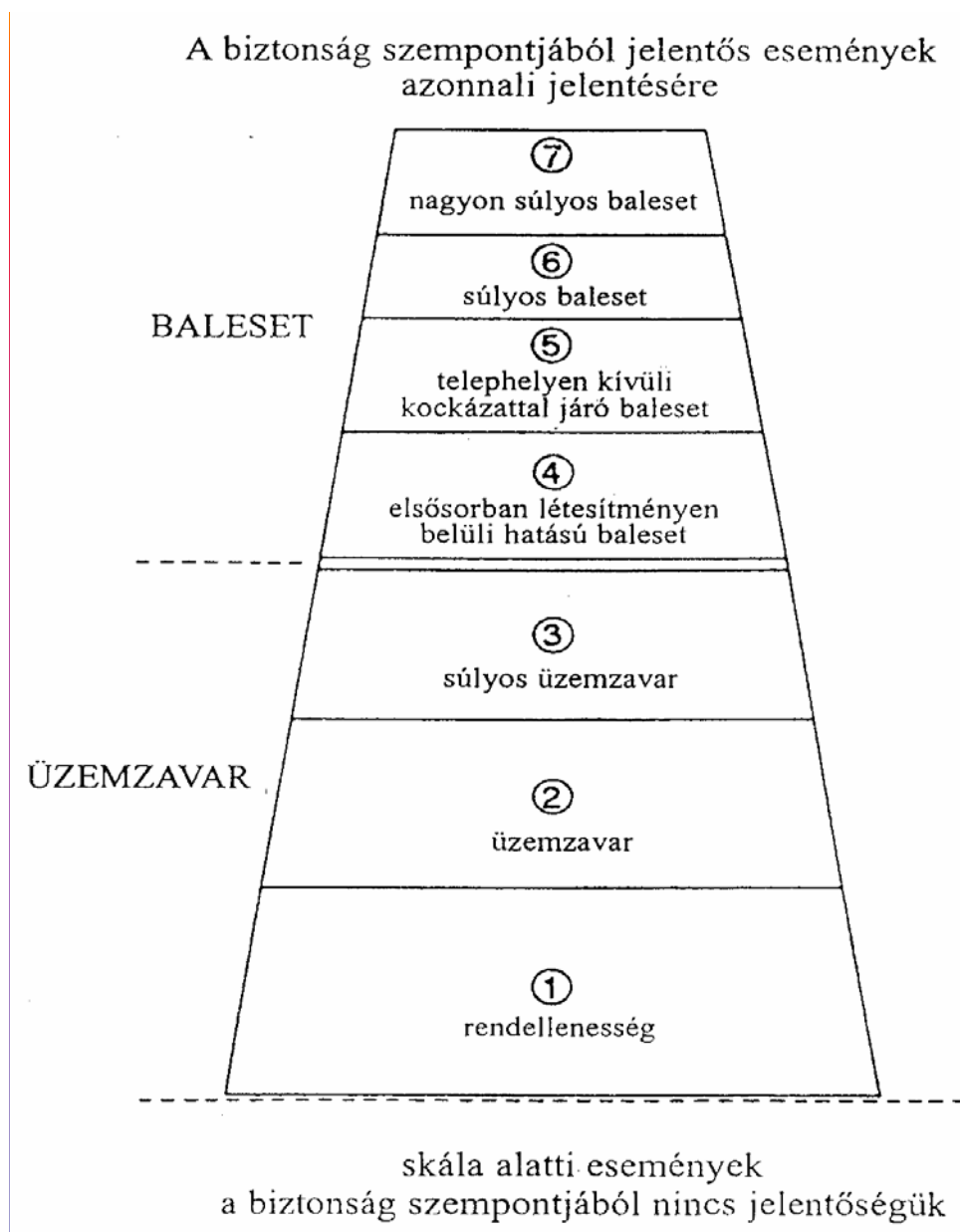
Mindenekelőtt célszerű megkülönböztetni a sugár-, illetve a nukleáris balesetet.

Sugárbalet: a radioaktív anyag felhasználásával vagy az ionizáló sugárforrások alkalmazásával kapcsolatos olyan véletlen, rendkívüli esemény, amely során a személyzet és/vagy a veszélyeztetett környezetben tartózkodó, vagy ott élő további személyek a dóziskorlátot felüli sugárterhelést kapnak, ill. külön intézkedés, beavatkozás nélkül kaphatnak.

Nukleáris baleset: a nukleáris anyag előállítás, szállítása, felhasználása, kezelése során (atomerőműben, kutatási vagy oktatási célú atomreaktorokban, urándúsító,

reprocesszáló üzemben stb.) bekövetkező sugárbaletet. Tehát a nukleáris baletet egyben sugárbaletet és a környezetbe ellenőrizetlenül kiszabaduló radioaktív anyagok - a személyzetén túl - a lakosság körében is okozhatnak rendkívüli sugárterhelést, egészségkárosodást.

A nukleáris baletetekkel kapcsolatos tájékoztatás elősegítése, elsősorban a szakmai, társadalmi és politikai szervezetek megfelelő szintű informálása céljából az OECD nukleáris kérdésekkel foglalkozó részlege, valamint a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ, angol rövidítéssel IAEA) összeállított egy "Nemzetközi Nukleáris Esemény Skálát". A **74. ábra** szerint az üzembavaroknál három, a baleteteknél pedig négy szint különböztethető meg.



74. ábra. Nemzetközi Nukleáris Esemény Skálát

Az egyes szintek magyarázata a következő:

1. *Rendellenesség.* A biztonsági intézkedések olyan megszegése; mely még nem jelent kockázatot sem a dolgozókra, sem a lakosságra.
2. *Üzemzavar.* Biztonsági következményei már lehetnek, de a dolgozók sugárterhelés járuléka 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 zónaolvadás következménye. A dolgozók kis részében akut egészségkárosító hatások jelentkezhetnek, de a legjobban veszélyeztetett lakos legfeljebb néhány mSv sugárterhelést kaphat.
5. *Telephelyen kívüli kockázattal járó baleset.* A reaktorzóna súlyos károsodása következtében a radioaktív izotópok olyan mennyiségben juthatnak ki a környezetbe, ami már veszélyezteti a lakosságot (10^{14} - 10^{15} Bq). Ebben az esetben a lakosságra vonatkozó baleset-elhárítási intézkedési terveket (BEIT-eket) részlegesen végre kell hajtani.
6. *Súlyos baleset.* Amikor jelentős mennyiségű radioaktív anyag (10^{15} - 10^{16} Bq) kibocsátása során súlyos egészségkárosító következmények jelentkezhetnek. Ennek megelőzésére a BEIT teljes körű alkalmazása szükséges.
7. *Nagyon súlyos baleset.* Amikor 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 egészségkárosító, illetve környezeti hatások pedig nagy területen (esetleg a szomszéd országokban is) jelentkezhetnek.

Újabban, néhány országban bevezették, az un. skála alatti események, üzemzavarok jelzését is, pl. ha egy tartalékban lévő eszköz rövid időre meghibásodik. Ilyen eseménynek csak közvetett hatása lehet a sugárbiztonságra, védelemre.

A fenti skála bármely szintjéhez tartozó eseményt az egyes fokozatok szerint előírt időtartamon belül jelenteni kell a NAÜ bécsi központjába és más, a helyi és

nemzetközi egyezmények által megjelölt szervezetek. Az egyes fokozatoknál megadott aktivitás adatok ^{131}I ekvivalensben vannak kifejezve.

8.4 Sugár és nukleáris balesetek környezeti hatásai (Somlai János, Kovács Tibor)

A sugaras, illetve nukleáris balesetek minden esetben nyilvánosságra kerülnek, elemzik őket, és a tanulságok nyilvánosságra hozásával igyekeznek megelőzni a további baleseteket. A következőkben néhány esetet elemzünk a különböző területeken bekövetkezett eseményekből.

8.4.1 Atomerőművi nukleáris balesetek

A békés célú atomerőművekben ez idáig két esetben - 1979 márciusában, Three Mile Island-ban (USA), illetve 1986 áprilisában Csernobilban (Szovjetunió, Ukrajna) - fordult elő a környezetet komolyabban szennyező nukleáris baleset.

A Three Mile Island-i baleset

A Nemzetközi Nukleáris Esemény Skála szerint a baleset 5. fokozatú volt. Az üzemzavar az éjszakai műszak idején következett be. 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 ugyan radioaktív víz került a folyóba, illetve radioaktív levegő jutott a környezetbe, de ez nem okozott súlyos szennyeződést. A természetbe került radioizotópok becsült aktivitása: 370 PBq nemesgáz, (elsősorban ^{133}Xe) és 550 GBq ^{131}I .

A 80 km-es körzetben az ebből eredő átlagos egyéni effektív sugárterhelés 15 μSv , a maximális érték (a levegő külső gamma-besugárzásából) pedig 0,85 mSv volt.

A csernobili baleset

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

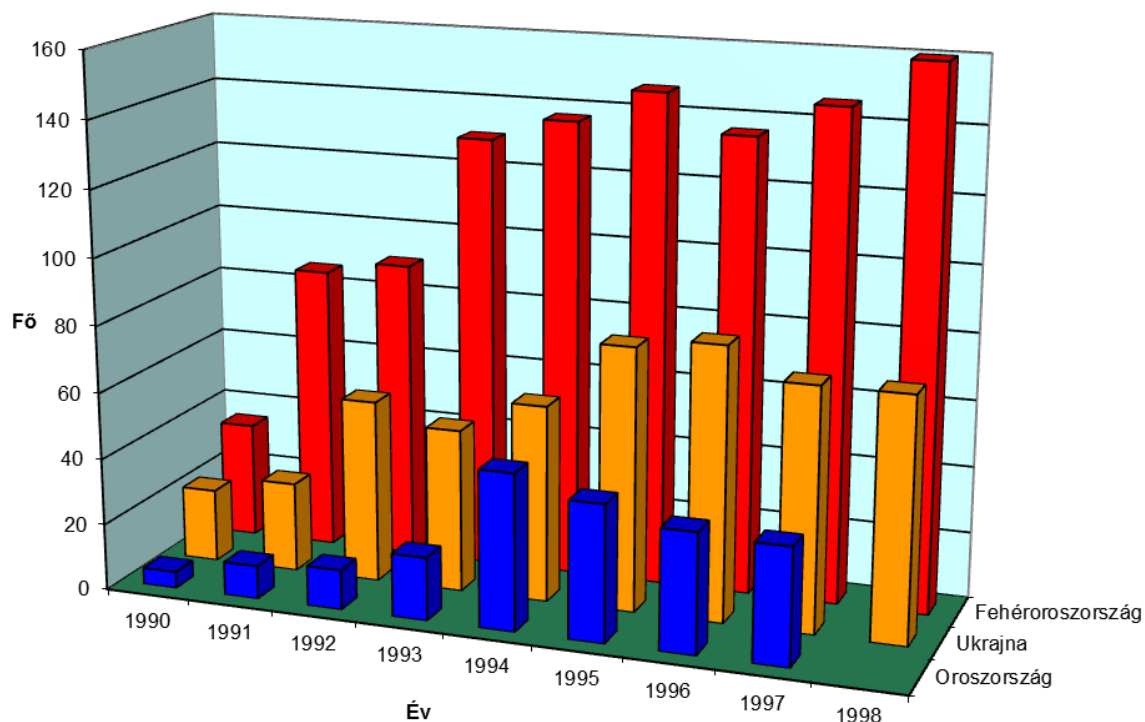
A Csernobili Atomerőmű 1000 MW villamos teljesítményű 4. egységének április 25-ére tervezett karbantartási leállása előtt ún. kifutási kísérletet akartak végrehajtani az egyik turbógenerátorral. A kísérletnek az volt a célja, hogy megvizsgálják, a turbógenerátor forgó részének mechanikai energiája elegendő-e a blokk saját fogyasztói részére szükséges villamos energia biztosítására a tartalék dízelgenerátorok üzembeállításáig. A kísérletet azóta már más reaktorban elvégezték. 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. Számtalan helyen tűz ütött ki, amit teljesen csak 10 nap múlva tudtak eloltani.

A nyitottá vált reaktorból radioaktív anyagok (gázok, aeroszolok, sőt a fűtőelemekből ún. forró részecskék is) 10 napon át, nagy intenzitással jutottak a környezetbe. A kibocsátott radioaktív anyag összes aktivitása 1-2 EBq. Ezek közül a legjelentősebb a ^{131}I (630 PBq), ^{134}Cs (35 PBq) és a ^{137}Cs (70 PBq) volt. Az operátorok és tűzoltók közül rövid időn belül harmincan haltak meg.

A reaktort körülvevő 30 km-es körzetből közel 115 ezer embert evakuáltak. Ezeknél a külső sugárzásból származó dózisterhelés általában 0,25 Sv alatt volt, de néhány esetben a 0,3-0,4 Sv-et is elérte. Az evakuáltak által kapott kollektív dózis 16 ezer személy·Sv. Gyerekeknél - elsősorban a ^{131}I -dal szennyezett tej fogyasztása következtében - a pajzsmirigy dózis elérte a 2,5 Gy értéket is. A kormánybizottság 786 települést, mint "szigorúan ellenőrzött zónát" határozott meg, ami 270 ezer embert érintett. A szigorúan ellenőrzött zónákban a népesség tagjainak átlagos effektív dózisa, az első évben 37 mSv - 23 mSv, az 1987-89. években pedig 23 mSv volt.

A rosszindulatú pajzsmirigy daganatok gyakorisága a felnőttkorban nem, a gyerekkorban viszont a vártnál sokkal erősebben nőtt. A **75. ábra** a baleset időpontjában 0-17 év közti gyermekek esetén mutatja a pajzsmirigy rák esetszámot. 1986-89 években az esetszám Fehéroroszországban is csak 3-6 fő/év között változott. A legtöbb eset Fehéroroszországban fordult elő. Itt valószínűleg kevésbé

eredményes volt a tejfogyasztás tiltása, s így több radioaktív jód (elsősorban ^{131}I) került a gyermekek pajzsmirigyébe. Az időben elvégzett jódprofilaxis is valószínűleg hatásos lett volna. Az időben felfedett pajzsmirigy rák 80-90 %-os eredményességgel gyógyítható, igaz a megmentett élet minősége általában rosszabb az egészségesnél.



75. ábra. Csernobili baleset időpontjában 0-17 év közti gyermekek esetén a pajzsmirigy rák esetszám

	Oroszország	Ukrajna	Fehéroroszország
1990	5	22	35
1991	10	27	86
1992	12	55	90
1993	19	49	130
1994	47	59	137
1995	41	79	147
1996	36	82	136
1997	35	73	146
1998		73	160

A sugárkárosodás megítélését, mennyiségi viszonyainak elemzését nehezíti az összetett hatás (életkörülmények, egészségügyi ellátás változása, pszichikai hatások, stb.) melyet nemcsak a sugárterhelés, hanem - többek közt - a politikai, gazdasági tényezők is befolyásolnak.

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 Szovjetunió, 57%-a Európa fennmaradó részére és 3%-a az északi félteke többi területére 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 1986. április 30-án Budapesten kiszűrt aeroszol összes béta-aktivitása a korábbi átlagérték ($3 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-3}$) kétezerszeresére, május 1-én pedig ötezerszeresére emelkedett. Szerencsére ezt a szennyezést elsősorban a gyorsan elbomló radionuklidok (^{132}Te , ^{132}I stb.) okozták. A külső sugárterhelés növekedését elsősorban a talajra kihullott radionuklidok határozták meg. A szabadban, 1 m magasságban mért levegőben elnyelt dózis teljesítmény Budapesten, május elején a $400 \text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ -t is elérte. A radioaktív izotópok néhány napon belül az élelmiszerekben is megjelentek, ami a lakosság sugárterhelésének megnövekedését eredményezte.

A több szempontból ellenőrzött becslések szerint a csernobili atomerőmű baleset következményeként a hazai lakosság sugárterhelése átlagosan mintegy $0,3 \text{ mSv}$ effektív dózist (külső + belső) jelent. Ennek kb. 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 nagyobb hányada miatt .

8.4.2 Fegyverkezési balesetek

A katonai célú nukleáris létesítményekben eddig két jelentős környezet-szennyezéssel járó baleset történt. Az Ural hegységben (Oroszország), Kistim-ben 1957. szeptemberében, illetve Anglia nyugati partvidékén, Windscale-ben 1957.

októberében. Emellett több kisebb baleset is történt, pl. a nukleáris fegyverek szállításánál.

A Kistimben történt baleset

Egy plutónium termelő üzem nagy aktivitású folyékony hulladékát tárolták betonba ágyazott, vízhűtéses acéltartályban. A korrózió következtében egy 300 m³-es tank hűtőrendszere elromlott, s a folyamatot műszeresen nem ellenőrizték. A nitrát és acetát tartalmú hulladék 1 EBq radioaktív anyagot tartalmazott. A víz elpárolgott és az anyag 330-350 °C-ra felmelegedett, majd 1957. szeptember 29-én felrobbant (robbanóereje 70-100 tonna TNT). Körülbelül 100 PBq aktivitás szóródott szét. A radioaktív felhő 1 km magasba jutott és 11 órán belül 300 km távolságban, ÉK-i irányban, monoton csökkenéssel elszennyezte a területet (15-23 ezer km²). Ez 270 ezer embert érintett. A legnagyobb szennyező a ⁹⁰Sr izotóp volt, talajfelszíni depozíciója (150 MBq·m⁻² ⁹⁰Sr) eredményeképpen 5 mGy·h⁻¹ dózisteljesítményt mértek. A magas ⁹⁰Sr tartalom miatt az első két évben 10 ezer tonna mezőgazdasági terméket kellett megsemmisíteni, összesen 11 ezer embert evakuáltak.

Az első 10 napban evakuált népességi csoport tagjai (1154 fő) 170 mSv külső és 1500 mSv gyomor-béltraktus (azaz belső) sugárterhelést kaptak. Az átlagos effektív dózis 520 mSv volt, az evakuált emberek kollektív dózisa pedig 1300 személy·Sv.

A baleset közzététele csak az 1980-as évek végén történt, addig igen hatékony hírzárlat működött.

A Windscale-i baleset

Az üzem mai helymegjelölése Sellafield, Anglia. Itt operációs hiba miatt túlhevülés történt, majd tűz ütött ki egy katonai célú plutónium termelő reaktorban (grafit moderátoros, léghűtéses reaktor). A szabadba került 740 TBq ¹³¹I, 22 TBq ¹³⁷Cs, 1,2 PBq ¹³³Xe és 8,8 TBq ²¹⁰Po radioizotóp. A nuklidok közül a ¹³¹I 37%-ban, a ²¹⁰Po 37%-ban és a ¹³⁷Cs 15%-ban járult a teljes dózishoz. Az érintett terület 580 km² (kb. 40 km hosszú) volt. A balesetet követően a tejre vonatkozó beavatkozási szintet 3700 Bq·dm⁻³ értékben határozták meg, s még így is 3000 tonna tejet öntöttek a tengerbe.

Nukleáris fegyverek szállítása

Több mint 10 baleset megtörténte ismert, beleértve azokat a repülőgép baleseteket is, ahol a repülőgép nukleáris fegyvert vagy ezek komponenseit szállította. A két legismertebb a Spanyolországban és Grönlandon, az amerikai légierő kötelékében történt eset.

A spanyolországi Palomaresnál 1966. január 17-én két USA katonai gép összeütközött, levegőben történt üzemanyag felvétel közben. Ennek során 2,26 km² nagyságú (műveletlen ill. lakott) terület ²³⁹Pu és ²⁴⁰Pu izotópokkal elszennyeződött. Két bomba eltűnt (a száraz folyóágyba, ill. a tengerbe zuhant). Az ellenőrzések után, ahol az alfa-sugárzók szennyezettsége 1,2 MBq·m⁻²-nél nagyobb volt (22 ezer m²), a szennyezett növényzetet és a 10 cm vastag felső talajréteget összegyűjtötték, válogatták, illetve radioaktív hulladékként kezelték. Ahol a szennyezettség kisebb volt mint 1,2 MBq·m⁻², öntöztek 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 elszennyeztek. Összesen 10 TBq plutónium beterítette a hótakaró felső rétegét és kb. 1 TBq a jégbe került. Nyáron, a jég elolvadásakor a tengeri környezetben, 20 km-es távolságban is mérni lehetett a szennyezést. Jelenleg is folyik az ellenőrzés, többek közt a legközelebb lakók vizelete plutónium aktivitásának mérésével.

A tengeri balesetekből kifolyólag legalább 48 nukleáris fegyver és 11 atommeghajtásra használt reaktor fekszik az óceán alján. A legsúlyosabb eset két atommeghajtású tengeralattjáró elsüllyedése, amelyek mindegyikén nukleáris fegyverek is voltak. Az egyik 1986. októberében Bermuda partjainál, a másik 1989. áprilisában a Norvég-tengerbe süllyedt el. 1965-ben Japán mellett egy 1 M tonnás hidrogénbomba kioldódott és a tengerbe esett. Mindezek környezeti hatásáról kevés információ van, a közeli tengervíz és szedimentum azonban ellenőrzés alatt áll.

A tengerek szennyezettsége az atomfegyverkezés radioaktív hulladékainak elhelyezéséből is származhat. A korábbi Szovjetunió elsősorban az Északi Jeges-tengerben rakta le radioaktív hulladékát, az USA a nyugati partvidékén, de Nyugat-Európa is rendelkezik tengeri lerakóhelyekkel, elsősorban az Atlanti-óceánban.

Műholdak visszatérése

A Szovjetunióban fellőtt SNAP-9A műhold - energiaforrásként ^{238}Pu -ot tartalmazott - 1964-ben belépett az atmoszférába, elégett és 600 TBq aktivitással szennyezte a sztratoszférát.

1978. januárjában a Kozmosz-954 műhold hasonlóan járt. Ez 20 kg uránt tartalmazott és a radionuklidok 75%-a az atmoszféra magas rétegeiben szóródott szét, míg 25% -a Föld felszínén deponált.

8.4.3 Ipari és orvosi balesetek

Mexikóban 1983. decemberében egy terápiás sugárforrás-tartót eladtak. Azt hitték, hogy a 16,7 TBq ^{60}Co 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 lényeges sugárterhelést. Hét személy 3-7 Sv, 73-an 0,25-3 Sv és 700 személy pedig 0,005-0,25 Sv közötti effektív dózist. A leírtak szerint 17 ezer épületet kellett átvizsgálni a beépített betonvasak miatt, s végül 21 ezer m^3 hulladék keletkezett.

1984-ben Marokkóban egy radiográfiára használt ^{192}Ir forrást elvesztettek, egy járókelő észrevette és hazavitte. Nyolc fő, azaz egy egész család meghalt a sugárzás hatására, egyéni sugárterhelésük 8-25 Sv volt.

Braziliában (Goiania városban) 1987. szeptemberében egy 50,9 TBq-es ^{137}Cs forrást vittek el, egy elhagyott (részlegesen lebontott) terápiás intézet besugárzójából. A fényesnek és értékesnek látszó forrást szétszerelték és szétosztották az ismerősöknek. A felmérések szerint 129 személy kapott külső vagy belső sugárterhelést. Sokan kézzel megfogták a céziumport, sőt voltak akik festékként bőrükre kenték. A sugárszennyezett kézzel fogyasztott étellel egyesek 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, aki a szennyezett kezével evett, s így 1 GBq ^{137}Cs -ot vitt be a szervezetébe. Összesen 249 személyt ellenőriztek, melyből 121 általánosan szennyezett volt és 21 fő 1 Gy feletti, 8 fő 4 Gy körüli dózist kapott. Összesen 85 épület szennyeződött el, s végül 7 házat le kellett bontani. A keletkezett radioaktív hulladék 3100 m^3 volt.

Az orvosi sugárforrás alkalmazások alkalmával is fordultak elő balesetek, a röntgenberendezéseknél, valamint a radioizotópok beadásánál egyaránt, legtöbbször

az expozíció túlméretezésével, ill. az izotóp túladagolásával. Az USA-ban például évente átlagosan 75 téves adminisztrálás történik a terápiás kezeléseknél és 1300 a diagnosztikai vizsgálatoknál. Ahogy a túladagolás, ugyanúgy a komoly aluladagolás is végzetes kimenetelű lehet a gyógyító hatás elmaradása miatt. Az USA-ban leírtak szerint 1986-ban egy 73 éves beteg 7,4 MBq ^{198}Au izotóp helyett 7,4 GBq mennyiséget kapott. Körülötte $350 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ volt a dózisteljesítmény, a beteg csontvelőjére 4-5 Gy, a májra 70-80 Gy dózis jutott, agyvérzésben halt meg.

Kérdések

Mit értünk nukleáris fűtőanyag cikluson ?

Nukleáris fegyverek robbanásakor a sugárzásnak milyen összetevői vannak ?

Az orvosi sugárterhelés forrásainál milyen csoportokat különböztethetünk meg ?

Ismertesse a Nemzetközi Nukleáris Esemény Skála fokozatait !

Melyek voltak a csernobili baleset elsődleges okai ?

Milyen jellegű fegyverkezési balesetek történtek ?

Irodalom

- Koltay E. (szerk., 1994). Fejezetek a környezetfizikából. KLTE jegyzet, KLTE Debrecen
- Andrási A., Beleznay F.-né, Deme S., Fehér I., Koblinger L., Lancsarics Gy., Láng E., Lőrinc M., Nagy Gy., Németh I., Sági L., Szabó P.P., Tokai G., Zombori P. (1986): A Központi Fizikai Kutató Intézet Sugárvédelmi Főosztályának mérései a csernobili atomerőmű balesetének következtében létrejött sugárzási helyzetről. KFKI Közlemények 42/K, KFKI, Budapest
- Fehér I.(1988): Experiences in Hungary on the radiological consequences of the Chernobyl accident. *Envir. International*, 14, 113-135
- HAKSER éves jelentések (1984-től évenként): A Hatósági Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer éves jelentése. OSSKI, Budapest
- Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (1988, 1993, 2000). UNSCEAR Report, UN, NewYork
- ICRP No. 60 (1991): Recommendations of the International Commission on Radiation Protection, Pergamon Press, Oxford, NewYork
- Nemzetközi Biztonsági Alapszabályzat: Az ionizáló sugárzások elleni védelem és a sugárforrások biztonsága (1996):A NAÜ Biztonsági sorozat, No. 115. fordítása. OAH, Budapest
- One Decade after Chernobyl (1996): Summing of the Consequences of the Accident. Proc. of an International Conference. IAEA, Vienna
- OÉVI Radiológiai Osztály (1992): Az élelmiszerek radioaktivitásának változása a csernobili balesetet követő első öt évben. Szerk.: Tarján S., OÉVI, Budapest
- A csernobili atomerőműi baleset tanulságai 10 év távlatából (1996): Előadássorozat anyaga az OAH - KFKI AEKI - OSSKI összeállításában. Budapest
- HAKSER 2003-K (2003): A Hatósági Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer jelentése a Paksi Atomerőmű súlyos üzemzavarának környezeti hatásairól. OKK-OSSKI, Budapest
- KANYÁR B., BÉRES Cs., SOMLAI J., SZABÓ S. A.(2004): Radioökológia és környezeti sugárvédelem. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém

9 Uránbányászat és uránérc feldolgozás és a tevékenység által okozott környezeti károk felszámolása

9.1 Bevezetés (Dr. Csővári Mihály)

Az urán kisebb mértékű felhasználása 1853-tól veszi kezdetét, amikor rájöttek arra, hogy az urán vegyületei kiváló üvegszínező anyagok. Ettől az időszaktól kezdve néhány üzem is épült a joachimstali uránszurokérc feldolgozására az urán kinyerése céljából.

Az urán iránti érdeklődés a radioaktivitás Becquerel 1896-ban történt felfedezése, majd ezt követően a rádiumnak az uránszurokércből való kiválasztása (Maria Curie) után nőtt tovább.

Az uránérc geológiai kutatása és feldolgozása lényegében ebben az időben vette kezdetét, az ércek elsősorban a rádium termelése szempontjából voltak értékesek. További lendületet adott az uránérc feldolgozásának a stratégiai fontosságú vanádium iránti kereslet (acélnemesítés) az I. világháború után, mivel ezt a fémet az USA-ban uránt tartalmazó **karnotit** feldolgozásával nyerték ki. Az említett ipari tevékenységek során (rádium kinyerés, vanádium termelés) az urán melléktermékként képződött és nagyrészt felhasználatlan maradt, raktározásra került vagy egyszerűen értéktelen meddőként tárolták.

Az urán felhasználása azonban a múlt század negyvenes éveiben nagyságrendekkel nőtt a korábbi felhasználásához képest: a negyvenes évek elején az uránnak még a periódusos rendszerben elfoglalt helye sem volt egyértelmű. Csak a Nobel-díjas G. Seaborg kutatásai révén vált bizonyítottá, hogy az urán nem a volfrámcsoporthoz tartozik, hanem az aktinidák csoportjának egyik eleme.

Az urán iránti hallatlan érdeklődés Hahn és Strassman (mások közreműködésével) nagy jelentőségű tudományos felfedezésével, az urán hasadásának és a láncreakció megvalósíthatóságának felismerésével vette igazán kezdetét. Az uránnak ez a magfizikai tulajdonsága tette keresetté ezt az elemet előbb katonai megfontolásokból, később a hatvanas években energiatermelés céljából is. Mindezek következtében az urán termelése és felhasználása az ötvenes évek elején már elérte a tízezer tonnát, majd a hatvanas években a 40-50 ezer tonnát évenként.

Az urán iránti igények kielégítésére új iparág, az uránipar jött létre, amelynek környezeti kockázati elemeit az iparág kialakulásának időpontjában nem ismerték eléggé annak ellenére, hogy a rádiumtartalmú világító festékek gyártásának egészségügyi tapasztalatai alapján az 1920-as évektől ismert volt a radioaktív anyagok káros hatása. Lényegében e gyakorlati megfigyelések alapján hozták létre 1928-ban a mai ICRP elődjét. Az uránérc bányászat és az uránércek feldolgozása során jelentkező kockázatok csak jóval az ipari méretű termelés beindítása után, a 60-as évek második felében váltak nyilvánvalóvá és lényegében ettől az időszaktól kezdve foglalkoznak komolyabban az uránbányászat és uránérc-feldolgozás környezeti ártalmaival.

Az uránbányászat által okozott károk mértéke és jellege eltérő az egyes országokban, a nemzetközi helyreállítási gyakorlat alapján azonban megállapítható, hogy a helyreállítási módszerek, a kárelhárítás sok azonosságot mutat. A környezeti helyreállítási munkálatok nem szorítkozhatnak csak a múltban képződött hulladékok kezelésére: a jelenleg működő 370 GW kiépített atomerőműi kapacitás természetes urán igénye csak az urántermelés folyamatosságával biztosítható, így az uránipar hulladékainak kezelése az uránt termelő országokban folyamatos feladatként jelentkezik a jövőben is.

9.2 Az atomenergia szerepe az energiatermelésben (Dr. Csővári Mihály)

A világ energiatermeléséből az atomenergia kb. 5 %-kal, a villamos energiatermeléséből mintegy 16 %-kal részesedik (2005.-ben rendelkezésre álló atomerőműi kapacitás 369,12 GWe volt) amelyet 440 működő reaktorban állítanak elő. A 2004.-ben előállított villamos energia 2227,87 TWh-át tett ki. A korábbi évtizedekben bekövetkezett nagymértékű atomreaktor építési programok következtében az atomerőművekben előállított villamos energia mennyisége szinte évről évre nőtt. A csernobili eset után azonban a reaktorok építése elsősorban a lakossági tiltakozások következtében megtorpant, egyes országokban a működő atomerőművek fokozatos leállítását tűzték ki célul. Így az elmúlt években meglehetősen fenntartásokkal fogadták, az atomenergia további térhódításának lehetőségét.

Tény, hogy 1996-hoz képest csökkent az atomerőműi energiatermelés az USA-ban, a Kelet-ázsiai országokban ugyanakkor az energiatermelés bővítésében az atomenergiának szánnak jelentős szerepet: pl. Dél-Korea és Japán a tervek szerint megkétszerezi 2015-re a jelenlegi termelési kapacitását. Kína jelenleg 27 reaktor építését tervezi. Indiában a jelenlegi 2770 MWe teljesítménnyel szemben 2020.-ig 20000 MWe teljesítményt kívánnak elérni.

A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség becslése szerint 2025-re az atomenergia termelés a jelenlegi 369 GWe-ről 533 Gwe-ra nő; de a pesszimistább becslés szerint is 449 GWe- értékre nőhet.

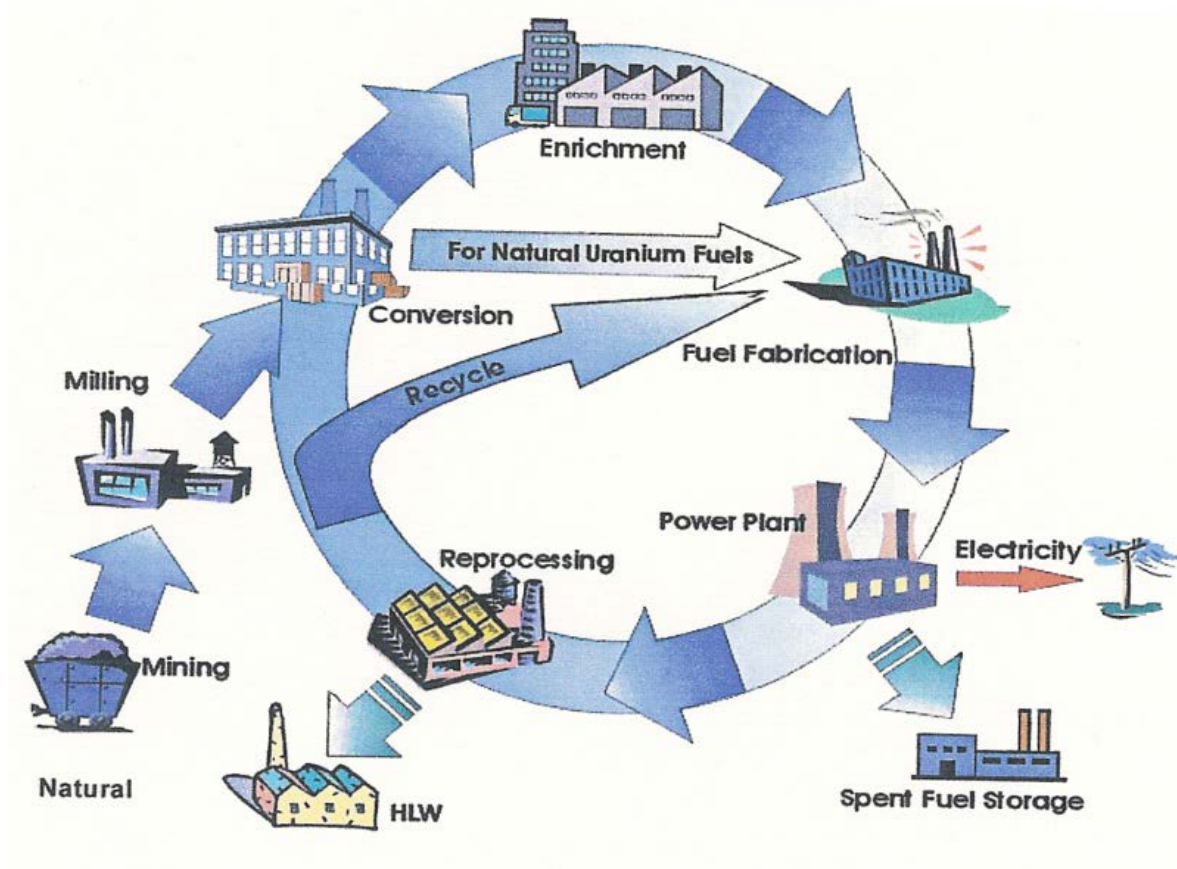
Magyarországon a Paksi Atomerőműben várhatóan 2025-ben fejezik be a villamos energiatermelést. A kieső energia pótlásának módjáról viták folynak, azonban még túl korai lenne valószínűsíteni a lehetséges megoldást (atomerőmű építés, energia-vásárlás, fosszilis energiahordozókon alapuló erőmű). Mindenesetre a megújuló energia-források kihasználása is erőteljesebb lesz a jövőben.

9.2.1 Fűtőanyag ciklus

A nukleáris energiatermelés egy sor egymásra épülő ipari objektumból, fizikai, kémiai magkémiai és magfizikai folyamatok láncolatából áll. Ezek az objektumok a fűtőanyag ciklusban vállnak egységes egészzé. A ciklus minden egyes elemének meg van a speciális szerepe, amely nélkül a rendszer nem működő képes. A fűtőanyag ciklus első eleme az uránbányászat, a természetes urán termelése. Ezt a műveletet követi az uránkoncentrátumok tisztítása, (lényegében reaktor tisztaságú uránvegyületek, általában urán-dioxid előállítás) majd az urán-hexafluorid előállítása és az izotópdúsítás (az ún. CANDU-típusú, nehézvíz hűtéses reaktorok esetében izotópdúsítás nem szükséges), a fűtőelem-gyártás, majd a nukleáris energia termelése atomerőműben, végül pedig a hulladékkezelés, amelynek lényegi része a kiégett fűtőelemek tárolása, és ezek reprocesszálása egyrészt a hulladék mennyiségének csökkentése céljából, másrészt az ismételten felhasználható fűtőanyag kivonása céljából. Természetesen a kiégett fűtőelemek reprocesszálás nélkül is végleges elhelyezésre kerülhetnek.

A fűtőanyag ciklus említett összetevői közül ebben a fejezetben uránbányászattal, annak környezetvédelmi aspektusaival foglalkozunk. Ezt megelőzően azonban röviden összefoglaljuk az atomerőművek természetes uránban kifejezett fűtőanyag

igényét, az urán termelésére vonatkozó világirodalmi adatokat, az atomenergia termelés fejlődésének várható tendenciáit.



76. ábra. Fűtőanyag ciklus főbb összetevői

9.2.2 Atomerőművek fűtőanyag igénye

A nukleáris energiatermelés elméleti alapjaival itt nem foglalkozunk, csupán megjegyezzük, hogy adott mennyiségű villamos energia termeléséhez szükséges hasadó anyag igény jó közelítéssel Einstein ismert összefüggése és az urán hasadása során bekövetkező tömegcsökkenés alapján ($dE=dmv^2$) könnyen kiszámítható. Ebből az adatból valamint az izotóp dúsítás során a szegényített uránban visszamaradó U-235 izotóp koncentrációjából, a kiegészi szintből, a felszabaduló energia villamos energiává történő átalakításának hatásfokából és néhány más technikai adatból pedig a természetes urán igény számolható ki. Mellőzve a fenti számítási módot, itt gyakorlati adatok alapján foglalkozunk a fűtőanyag igénnyel.

Az atomerőművekben az energiatermelés megoldható megfelelő tisztaságú természetes uránból készült fűtőanyagból is (a kanadai fejlesztésű, ún. CANDU-

reaktorokban), azonban az atomerőművek döntő hányadában a felhasznált fűtőanyag U-235 izotópban dúsított urán, ami azt jelenti, hogy a fűtőanyagban az U-235 izotóp a természetes uránban található koncentrációnál (0,72 %) nagyobb koncentrációban (3,2-3,5 %) van jelen. Mivel a fűtőanyag gyártás kiindulási anyaga **természetes urán**, ezért a reaktorok **fűtőanyag-igényét általában természetes uránban szokás megadni.**

A 2004-ben meglévő reaktorkapacitás (369 GWe) természetes uránigénye 67 320 tonnát tett ki, ami azt jelenti, hogy átlagosan kb. 180 t természetes urán szükséges minden GWe teljesítményhez. Természetesen ez csak tájékoztató adat, minden egyes energia termelő esetén a tényleges igény ettől eltérhet, ami a fűtőanyag kiegészési szintjének, a reaktorok kihasználtságának és egy sor más tényezőnek a függvénye.

A világban működő reaktorok természetes uránra vetített fűtőanyagigényének évenkénti alakulását és az urántermelésre vonatkozó összesített adatokat az alábbi, **77. ábra** mutatjuk be.

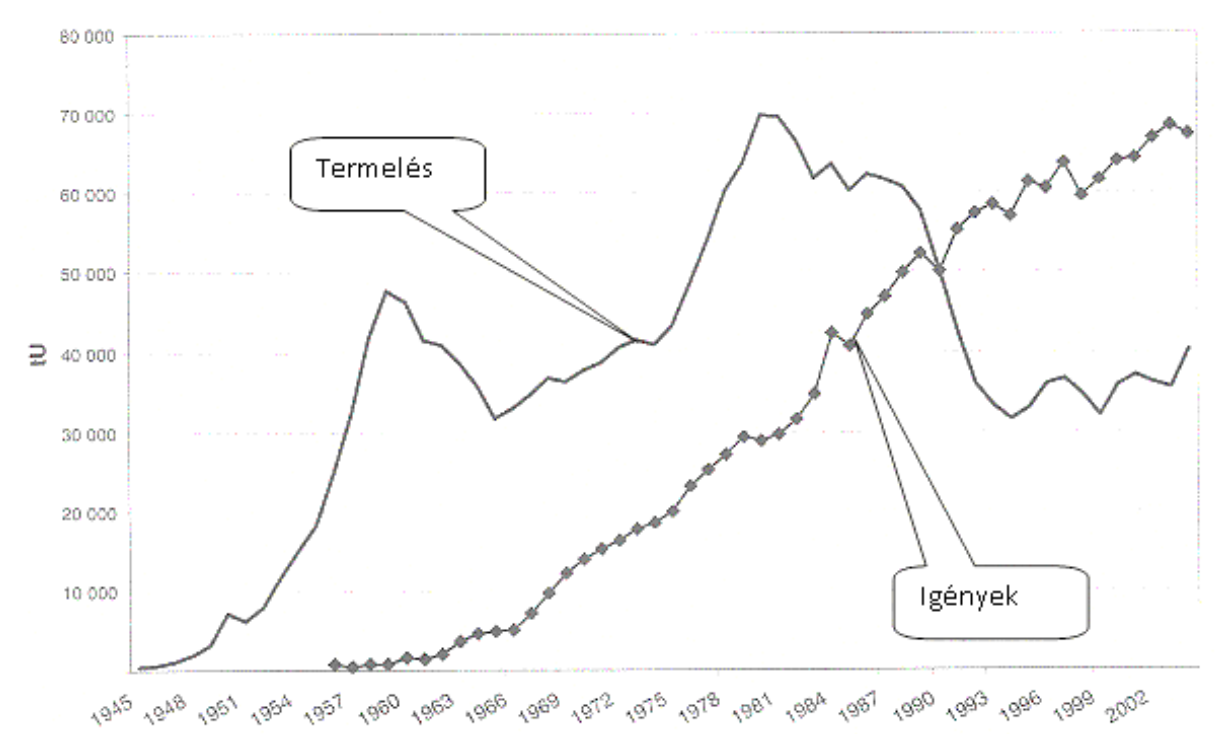
Az ábrán látható, hogy az igények kb. 1990-től meghaladják a termelést, azonban a felhalmozott készletek valamint az atomfegyverek részleges leszerelése következtében szabaddá váló dúsított urán egyelőre biztosítja az atomerőműi igényének kielégítését. A jelenlegi termelés kb. 41 ezer tonna/év (természetes urán), tehát az igények jelentősen meghaladják meg a termelést.

A nukleáris energia termelésének jelentős növekedésével számolnak az ázsiai iparilag fejlett vagy gyors lépésekben iparosodó országaiban, amelyekben jelentős számú új atomerőmű építését tervezik. E fejlesztések jelentősen növelik az urán iránti keresletet. A várható igények kielégítésére számos országban ismét felújult az uránkutató. Egyes országokban (pl. Argentína) a 90-es években bezárt uránbányák újbóli megnyitását tervezik a közeljövőben.

Egyes országok urántermelését a 77. ábra foglalja össze 1945-2004 időszakra vonatkozóan. Mint látható, a világ urántermelése mintegy 2,24 millió t-t tett ki 2004-ig. Magyarországon, a Mecsek hegységben, összesen mintegy 21 084 t uránt bányásztak, ami a világtermelésnek kb. 1%-a. Az uránbányászat elsősorban gazdaságossági okok miatt 1997 végén fejeződött be. Azóta néhány tU/év mennyiségű uránt tartalmazó koncentrátum a bányavíz tisztítása során képződik a MECSEK-ÖKO Zrt-nél, amely értékesítésre kerül.

A jelenlegi termelés döntő hányada Kanadából, Ausztráliából, Kazahsztánból, Nigerből és az Orosz Föderációból származik. Néhány korábbi urántermelő országban, csakúgy, mint Magyarországon (pl. Franciaország, Németország) a környezetvédelmi munkák (víztisztítás) során képződik melléktermékként kisebb mennyiségű urán. Európában jelenleg csak Romániában (jelenlegi tervek szerint az uránbányászat a közeljövőben megszűnik) Csehországban és Ukrajnában folyik uránbányászat.

Az uránárak utóbbi években megindult erőteljes növekedése több országot arra késztet, hogy ismét üzembe helyezze a korábbi években leállított uránbányákat (pl. Argentína).



77. ábra. A nukleáris energiatermelés természetes urán igénye és az urántermelés évenkénti alakulása

42. táblázat. Egyes országok részesezése az urántermelésben

COUNTRY	Pre-2002	2002	2003	2004	Total to 2004	2005 (expected)
Argentina	2 631	0	0	0	2 631	0
Australia	98 877	6 854	7 573	8 982	122 286	8 980
Belgium	680	0	0	0	680	0
Brazil	1 143	272	230	300	1 945	340
Bulgaria	16 735	0	0	0	16 735	0
Canada	352 486	11 607	10 455	11 597	386 145	11 800
China *	26 229	730	730	730	28 419	730
Congo, Democratic Republic of	25 600	0	0	0	25 600	0
Czech Republic (a)	107 732	465	452	412	109 061	320
Finland	30	0	0	0	30	0
France	75 938	18 (c)	9 (c)	6 (c)	75 971	3 (c)
Gabon	25 403	0	0	0	25 403	0
Germany (b)	218 868	221 (c)	150 (c)	77 (c)	219 316	80 (c)
Hungary	21 066	10 (c)	4 (c)	4 (c)	21 084	4 *
India *	7 503	230	230	230	8 193	230
Japan	84	0	0	0	84	0
Kazakhstan (d)	18 486	2 826	3 327	3 719	28 358	4 175
Madagascar	785	0	0	0	785	0
Mexico	49	0	0	0	49	0
Mongolia	535	0	0	0	535	0
Namibia	74 424	2 333	2 037 *	3 039 *	81 833	3 000
Niger	84 949	3 080	3 157	3 245	94 431	3 400
Pakistan *	853	38	40	40	971	40
Poland	660	0	0	0	660	0
Portugal	3 680	0	0	0	3 680	0
Romania	17 809	90	90 *	90 *	18 079 *	90 *
Russian Federation (d)	26 213	2 850	3 073	3 280	35 416	3 275
South Africa	156 027	828	763	747	158 365	848
Spain	6 119	37	0	0	6 156	0
Sweden	91	0	0	0	91	0
Ukraine (d)	8 300 *	800 *	800 *	800 *	10 700 *	800 *
United States	354 814	902	769	878	357 363	835 *
Uzbekistan (d)	20 220	1 859	1 603	2 087	25 769	2 300
Zambia	102	0	0	0	102	0
OECD	1 241 174	20 114	19 412	21 956	1 302 656	22 022
TOTAL	2 133 114 (e)	36 050	35 492	40 263	2 244 919	41 250

* Secretariat estimate.

(a) Includes 102 241 tU produced in the former Czechoslovakia and CSFR from 1946 through the end of 1992.

(b) Production includes 213 380 tU produced in the former GDR from 1946 through the end of 1989.

(c) Production comes from mine rehabilitation efforts only.

(d) Production since 1992 only.

(e) Includes Secretariat estimate of 377 613 tU produced in the former USSR from 1945 through the end of 1991 and 380 tU in the former Yugoslavia prior to 1991.

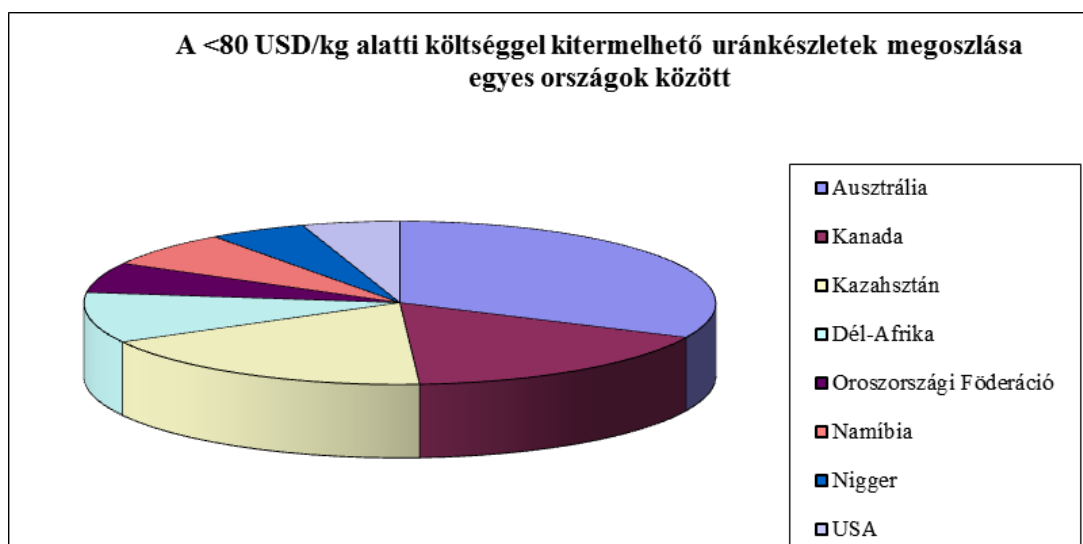
9.2.3 Uránkészletek.

A jelenleg feltárt uránkészleteket a kitermelés feltételezhető egységkölsége alapján csoportokba sorolják. Legversenyképesebb a <40 \$/kgU egységáron kitermelhető urán, amelyből a jelenlegi feltárt biztos készletek 916 ezer tonnát tesznek ki. A <80 \$/kg egységáron kitermelhető készleteket 2274 ezer tonnára, a <130 \$/kg egységáron kitermelhető készleteket 3954 ezer tonnára becsülik (1999. jan. 1.-i állapot).

Természetesen további valószínűsíthető készletek is feltételezhetők, így a NAÜ számításai szerint mintegy 15,4 millió tonnára becsülhető a <130 \$/kg egységáron rendelkezésre álló készletek mennyisége. Ezt azt jelenti, hogy a jelenlegi igények szintjén (60-70 ezer t/év) mintegy 250 évig elegendő urán áll rendelkezésre érc formájában. E mellé lehet még figyelembe venni a tengervízben található uránt (amelyben 4 milliárd tonna urán található) valamint a foszfátércben (műtrágya alapanyag) található 22 millió t uránt (természetesen 130 \$/kg egységár feletti áron). Így tehát az uránkészletek alapján az atomenergia termelés nyersanyagbázisa igen hosszú távon biztosított.

Az urán sok helyen előfordul. A jelenleg feltárt készletek a fentiek szerint 3-4 millió t uránt tesznek ki, azonban alacsony költséggel kitermelhető urán döntő része viszonylag szűk területre összpontosul; e készletek 75%-án négy ország osztozik: Kanada, Ausztrália, Dél-Afrika és Kazahsztán. Ezt szemlélteti a **78. ábra**, amelyen a <80 USD/kgU költségszinten kitermelhető készletek megoszlását mutatjuk be (természetesen a jelenleg ismert adatok alapján).

Az ellátási biztonság megkövetelné, hogy újabb kitermelhető készleteket találjanak, amelyek esetében nem kell tartani az esetleges környezetvédelmi megfontolásokból eredő termelési problémákkal. Elemzők véleménye szerint ugyancsak kívánatos volna egy sor kisebb termelési kapacitást (400-1000 tU/év) biztosító projektek kidolgozása és e termelő kapacitások üzembe helyezése.

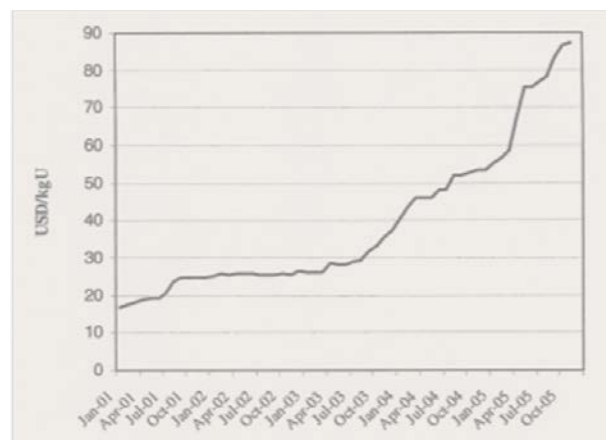
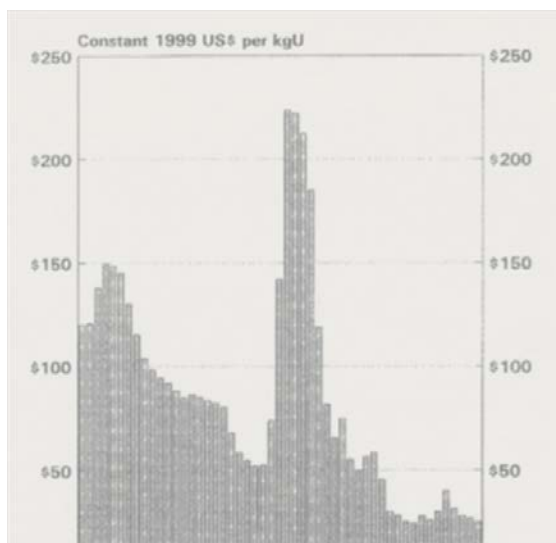


78. ábra. Alacsony önköltséggel kitermelhető uránkészletek megoszlása egyes országok között

9.3 Az urán világpiaci ára

Az urán világpiaci árának alakulását a **79. ábra** mutatjuk be. Mint látható, az urán világpiaci ára az olajválság idején, 1977 körül, igen magasra szökött, meghaladta a 200 USD/kgU egységárat is, majd meredeken csökkent 50 USD/kgU alá. 2001-ben a trend megfordult és 2003-tól ismét meglehetősen meredeken emelkedik, 2005. végén meghaladta a 85 USD/kg U értéket. Jelenleg (2006. október) az árak tovább nőttek és az urán ára meghaladja a 120 USD/kgU egységárat.

Az utóbbi években bekövetkezett árnövekedés egyik oka, hogy Ausztráliában 2001. októberében tűz pusztított egy uránüzem extrakciós részlegében (Olimpic Dam), a kanadai McArthur River-bányába 2003. nyarán vízbetörés következett be, bizonytalanságok jelentkeztek a namíbiai Rössing-bánya üzemeltetése körül, stb. Ezek és néhány más tényező bizonytalanságot hozott a fűtőanyag ellátás láncolatában, nyilvánvalóvá vált a nyersanyagtermelés jelentős elmaradása az igényektől és ebből kifolyólag az un. *spot*-árak (azonnali vásárlások) jelentős növekedése következett be. Megjegyezzük, hogy az árnövekedés jelenleg is tart.



79. ábra. Az urán világpiaci árának alakulása

9.4 Az urán fizikai és kémiai tulajdonságai (Dr. Csóvári Mihály)

Az uránt Martin Heinrich Klaproth fedezte fel 1789-ben, azonban tévesen az urán oxidját vélte uránnak. Az uránt tiszta formában ténylegesen csak 1841-ben állította elő először Eugène-Melchior Pélogot urán-tetraklorid káliummal végzett redukciójával.

Fizikai tulajdonságok

A fémurán szürkés-acél színű anyag. Mechanikai tulajdonságai nagyértékben függenek a szennyezők jelenlététől. Nagy sűrűségénél fogva (sűrűsége 18,48 kg/dm³) az uránból készült mozgó tárgy igen nagy mozgási energiával rendelkezik. Ezért használják nagy áthatoló képességű lövedékek gyártására is. Olvadáspontja viszonylag alacsony, 1132 °C.

Az urán magfizikai tulajdonságai révén lett az atomenergia termelés alapanyaga.

Az urán leglényegesebb tulajdonsága, hogy egyes izotópjai neutronok hatására két kisebb rendszámú elemre hasadnak a szokásos kémiai folyamatok energiáit nagyságrenddel meghaladó energia felszabadulása közben.

Az uránnak 14 izotópjja ismert (227-240 tömegszám között), ezek közül a természetben három izotóp fordul elő, amelyek a természetes uránban az alábbi koncentrációban vannak jelen:

$${}_{92}\text{U}^{238} : 99,28 \%$$

$${}_{92}\text{U}^{235} : 0,714 \%$$

$${}_{92}\text{U}^{234} : 0,00548 \%$$

A mesterségesen előállítható izotópok közül a 233 tömegszámú izotópnak van jelentősége, amelyet Th-232-ből lehet előállítani és ugyanúgy hasadó képes, mint az U-235.

Az urán fém formájában nagyon érzékeny a besugárzásra (térfogata változik), ezért pl. a fűtőelemeket sem tiszta fémből, hanem urán-dioxidból készítik.

Kémiai tulajdonságok

A fémurán levegőn lassan oxidálódik és vékony fekete oxidhártyával, vonódik be. Az oxidréteg azonban csak mérsékli, de nem állítja meg a fém oxidációját.

Vegyületeiben leggyakrabban hat vegyértékkel szerepel **uranil-ion** formájában (UO_2^{2+}), azonban erősen redukzív körülmények között négy vegyértékű formában van jelen (U^{4+}), de létezhet 3 és 5 vegyértékű formában is.

Elektronszerkezete alapján egyértelműen az aktinida-család első tagja, azonban több tulajdonsága alapján hasonlít a volfrámcsoport tagjaira is. A család tagjainál, a transzurán elemeknél a külső elektronhéj alatti harmadik héj feltöltése folyik. Ebben a tekintetben az aktinidák hasonlóak a lantanidákhoz.

Az alábbiakban az urán néhány olyan tulajdonságát említjük, amelynek lényeges szerepe van az urán kémiai technológiájában és az izotópdúsítási folyamatban.

Az urán nagyon fontos tulajdonsága, hogy vizes oldatokban anionok formájában is jelen lehet, mivel koordinációs kémiai kötések révén komplex ionok képzésére igen hajlamos. Ezért szulfát, karbonát, foszfát stb. anionok jelenlétében az urán ezekkel az anionokkal képzett komplex ionok formájában van jelen a vizes oldatokban. Lényegében az uránnak ezt a tulajdonságát használják ki az urántechnológiában is érceiből való kinyerése során, amikor **anioncserélő** gyantával vagy anioncserélő tulajdonságú extraháló szerekkel vonják ki a technológia oldatokból.

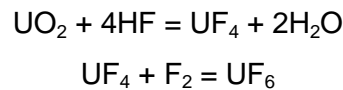
Az urán több magvú ionokat képez a semlegeshez közeli és lúgos közegben. Ammónium-ionnal, alkálifémekkel és alkáli földfémekkel nehezen oldódó vegyületeket képez. Hidrogén-peroxiddal ugyancsak nehezen oldódó urán-peroxid csapadékot ad. A nehezen oldódó vegyületeknek az urántechnológiában van nagy szerepük, elsősorban az uránkoncentrátum leválasztásánál.

Oxidjai közül az urán-dioxid fekete színű, az urán-trioxid vöröses színű, míg a legstabilabb oxidja, az U_3O_8 sötét színű. Urán-oxidok levegő jelenlétében való izzításánál U_3O_8 képződik.

Vegyületei közül nagy gyakorlati jelentősége van az **uranil-nitrátnak** ($\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$), amely igen jól oldódik tri-butyl-foszfátban, ezért a nagytisztaságú uránvegyületek előállításánál van szerepe. Pl. a technikai minőségű urán-koncentrátumok tisztítását rendszerint uranil-nitráton keresztül végzik, tributyl-foszfátos extrakciót alkalmazva.

Az izotópelválasztás szempontjából az urán igen fontos tulajdonsága, hogy fluorral illó vegyületet képez (UF_6). Az urán-hexafluoridot reaktortisztasági fokú UO_2 -ból állítják elő, (amelyhez az esetek nagy részében ammónium-diuranátból, az ammónium-diuranát izzításán át jutnak), majd ezt hidrogén-fluoriddal reagáltatják

(rendszerint ammónium-fluoridot használva fel erre a célra). A kapott UF₄ terméket fluorgázzal egyesítik és így jutnak UF₆-hoz:



Az urán-hexafluorid tehát az urán izotópdúsításának kiindulási uránvegyülete. Az izotópdúsítás célja, hogy a lassú neutronok hatására is hasadó képes uránizotópban (U-235 izotópban) dúsított uránhoz jussanak. Az izotópdúsítás rendkívül drága, műszaki kialakítása igen jelentős kiadással jár, éppen ezért a világon csak néhány üzemet létesítettek erre a célra. A NAÜ kiadványa szerint 14 ilyen üzem létezik a világon.(5).

Biológiai hatások

Az urán a sejt számára elsősorban, mint nehézfém lehet káros. Mindenekelőtt a vesét támadja meg, és a higanyhoz valamint más nehézfémhez hasonló tüneteket okoz. Sugárhatása akkor válhat különösen jelentőssé, ha pl. a sokkal nagyobb fajlagos aktivitást képviselő U-235 izotópban dúsított urán kerül a szervezetbe. Ebben az esetben számolni kell már az urán alfa-sugárzásának biológiai hatásával is.

Az urán szervezetből való kiürítését olyan vegyületekkel lehet elősegíteni, amelyek komplexeket képeznek az uránnal. Ilyenek. pl. a citrátok.

9.5 Uránbányászat, uránérc feldolgozás (Dr. Csővári Mihály)

Az uránérc bányászatban két bányaművelési mód terjedt el:

- **külfejtéses** bányászat,
- **mélyművelésű** bányászat.

A külszíni bányaművelés és a mélyszinti bányaművelés lényegében nem különbözik az egyéb ércek bányászatától (munkavédelmi szempontból azonban jelentős a különbség a radon gáz miatt).

9.5.1 Külszíni és mélyművelésű bányászat

Bármelyik bányaművelési módot is alkalmazzák, általában az alábbi bányatermelvényekhez jutnak:

- steril meddő,
- bányameddő,
- gyenge minőségű érc,
- üzemi feldolgozásra alkalmas minőségű érc.

Steril meddő alatt a külföldi szakirodalomban azt a meddőt értik, amelynek urántartalma közel áll a háttérértékhez (a magyar műszaki nyelvben kevésbé használatos).

Külszíni fejtés

Külszíni fejtést alkalmaznak minden olyan esetben, amikor az érc felszíni kibúvásként jelenik meg vagy viszonylag felszín-közeli rétegekben található. Ha csak lehetséges, külszíni bányaművelést alkalmaznak, mivel ezzel a művelési móddal rendszerint nagyobb termelékenység, jobb kihozatal érhető el és könnyebben biztosíthatók a megfelelő munkafeltételek is. A külszíni bányászat ugyanakkor a táj látványos sérülését vonja maga után a **nagy mennyiségű meddő szükségszerű kitermelése** és a gyakran óriási méretű **bányagödrök** létrehozása miatt. A **80. ábra** egy argentin külszíni uránbánya látható (San Rafael). A bányagödrök mérete gyakran meghaladja a 100 millió m³-t is. A bányagödröket a rekultiváció során a különböző meddő kőzettel, termelési hulladékkal, használhatatlanná vált szennyezett berendezésekkel töltik fel.

Magyarországon az uránbányászatban külszíni fejtést nem alkalmaztak.



80. ábra. Külszíni uránbánya San Rafaelben (Argentína)

Mélyművelésű bányászat

A külszíni bányaművelés előnyei a mélység növekedésével egyre csökkennek és esetenként már 50 m-től kezdve, más esetekben 200 m mélység után a készletek kitermeléséhez mélyművelésű bányát kell nyitni. Az urán döntő részét üledékes vagy teléres érctelepekből termelték ki.

Üledékes típusú érc kitermelésével találkozunk az USA-ban és Nigerben valamint az ausztráliai Olympic Dam lelőhelyen és sok más esetben, így a **hazai gyakorlatban** is. Mivel ezek az érctelepek rendszerint nagy kiterjedésűek, **viszonylag könnyen mechanizálható** bányaművelési módok alkalmazhatók a művelés során. A szállító járművek kapacitása kisebb a külszíni termelés esetében alkalmazott szállító eszközök kapacitásánál és rendszerint **3,5-12 tonna** között változik.

A nagyfokú gépesítés a bányabezárás során jelenthet többletmunkát, mivel igen sokféle, veszélyes anyagot (elsősorban olajszármazékokat) tartalmazó berendezés eltávolítását vagy megfelelő tisztítását kell megoldani.

Telérés típusú érctelepek leművelésére igen sok módszert fejlesztettek ki az uránbányászatban és az adott lelőhely körülményei döntenek el az alkalmazandó fejtési módot. A bányaművelési technológia azonban rendszerint 3-4 m vastagságú szeletekben való fejtést és tömedékelést tételez fel. Az érc és a meddő viszonylag jól elkülöníthető ezért **alacsony meddő kihozattal** lehet az ilyen ércelőfordulásokat kitermelni. A művelés gépesítése rendszerint kisebb fokú, mint az üledékes típusú ércek esetében.

Környezetvédelmi szempontból a bányászati tevékenység által okozott károk felszámolása illetve a helyreállítás a következő feladatok megoldását jelenti:

- külszíni **fejtési gödrök** eltüntetése,
- **bányameddők** rekultivációja,
- **földalatti bányauregek veszélyes anyagoktól való megtisztítása** majd felhagyása tömedékeléssel vagy tömedékelés nélkül,

a felhagyott területek **vízföldtani** szempontokból környezetbe történő beillesztése, a **szennyezett vizek tisztításának megoldása**.

9.5.2 Ércfeldolgozási módszerek

Az urán érceiből való kinyerésével számos közlemény, könyvrészlet foglalkozik. Jelen összeállításban a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ) által kiadott kiadványokat vesszük elsősorban alapul, amelyek számos szakértő közreműködésével készültek. Így nagymértékben támaszkodunk a "Uranium Extraction Technology", "The uranium production cycle and the environment" és más NAÜ publikációkra. Egy sor további információ található a NAÜ TECHDOC sorozatában megjelent kiadványokban is.

A kitermelt érc urántartalmának kinyerése **hidrometallurgiai** módszerekkel történik, azaz az érc savas vagy alkalikus oldatokkal való kezelésével. A konkrét eljárás nagymértékben függ az uránt tartalmazó ásványok jellegétől, az érc minőségétől, az érc általános ásványi összetételétől, azonban az ipari méretben alkalmazott módszerek lényegében három csoportba sorolhatók:

- az érc őrlésével egybekötött, **klasszikus vegyi** ércfeldolgozási módokra (ezt az angol nyelvű irodalom **mill process**-nek nevezi, mi ezt a módszert a továbbiakban **klasszikus vegyi ércfeldolgozás** címszó alatt tárgyaljuk),
- halmos vagy perkolációs kilúgzásokra (**heap leaching**), amelynél az ércet törés után, az őrlés mellőzésével dolgozzák fel,
- földalatti kilúgzásokra (az angol nyelvű szakirodalomban **in situ leaching, in situ mining, solution mining** kifejezésekkel illetik).

9.5.3 Klasszikus ércfeldolgozási módszerek

A fenti módszerek közül a hagyományosnak tekinthető és a szakirodalomban általában klasszikus módszernek nevezett eljárások közös vonása, hogy az érc őrlésén alapulnak¹ A klasszikus eljárások általában az alábbi főbb lépésekből állnak:

- ércelőkészítés (törés, megfelelő finomságra való őrlés),
- feltárás (kénsavas vagy alkalikus feltárás),
- urán kinyerése savas vagy alkalikus feltárási oldatokból (anioncserélő gyanták vagy extraháló szerek segítségével),
- uránkoncentrátum lecsapása kémiai anyagokkal, (ammónia, magnézium-oxid, nátrium-hidroxid, hidrogén-peroxid), és a koncentrátum szűrése,
- szárítás és csomagolás,
- hulladékkezelés (zagykezelés, zagyártározás, víztisztítás).

9.5.3.1 Ércelőkészítés

Mivel az uránászványok a legtöbb esetben finom eloszlásban találhatóak a kőzetben, ezeket a szemcséket a feltárás előtt szabaddá kell tenni. A törésnek, őrlési műveleteknek elsődleges célja az ásványi felületek reagensek számára való hozzáférhetőségének biztosítása.

Egyes esetekben lehetőség van az érc **fizikai dúsításra** is, ha az érc eléggé kontrasztos, azaz az urán nem egyenletesen oszlik el a kőzetben. Leggyakrabban a radiometrikus osztályozást alkalmazzák, amikor az ércet töretméret szerint osztályozzák vibrátorokkal (pl. 200-150, 150-120, 120-75, 75-50, -50 mm-es frakció-

¹ Innen ered az angol *mill* elnevezés is. Az uránüzemeket az angol szakirodalom gyakran csak *mill*-nek nevezi).

tartományokra bontják), majd az 50 mm feletti mérettartományú frakciók kőzetdarabjait megfelelő sorba-állító berendezés segítségével darabonként sorba állítják, és átengedik radiométerek felett, amelyek érzékelik az adott ércdarab radioaktivitását. A mért értéktől függően a kiértékelő egység vagy koncentrátumnak, vagy meddőnek tekinti a kőzetdarabot és a szállító szalag végén található végrehajtó mechanizmus vagy a koncentrátum gyűjtő bunker vagy a meddő bunker felé irányítja azt. Ilyen eljárások általában a + 50 mm-es méretosztály feletti ércfrakcióra használhatók. Ez a dúsítási mód, pl. Magyarországon lehetővé tette a kőzet 33 %-nak meddőként való kiválasztását (a kiválasztott meddő urántartalma 70-150 g/t volt), ezzel együtt az ércfeltáráshoz felhasznált reagensek mennyiségének jelentős csökkentését. A kiválasztott meddő uránban dúsabb része perkolációs feldolgozásra került a gyengeminőségű ércelőkészítéssel együtt. A rádiometrikus dúsítással egybekötött ércelőkészítés elvi sémáját a **81. ábra** mutatjuk be.

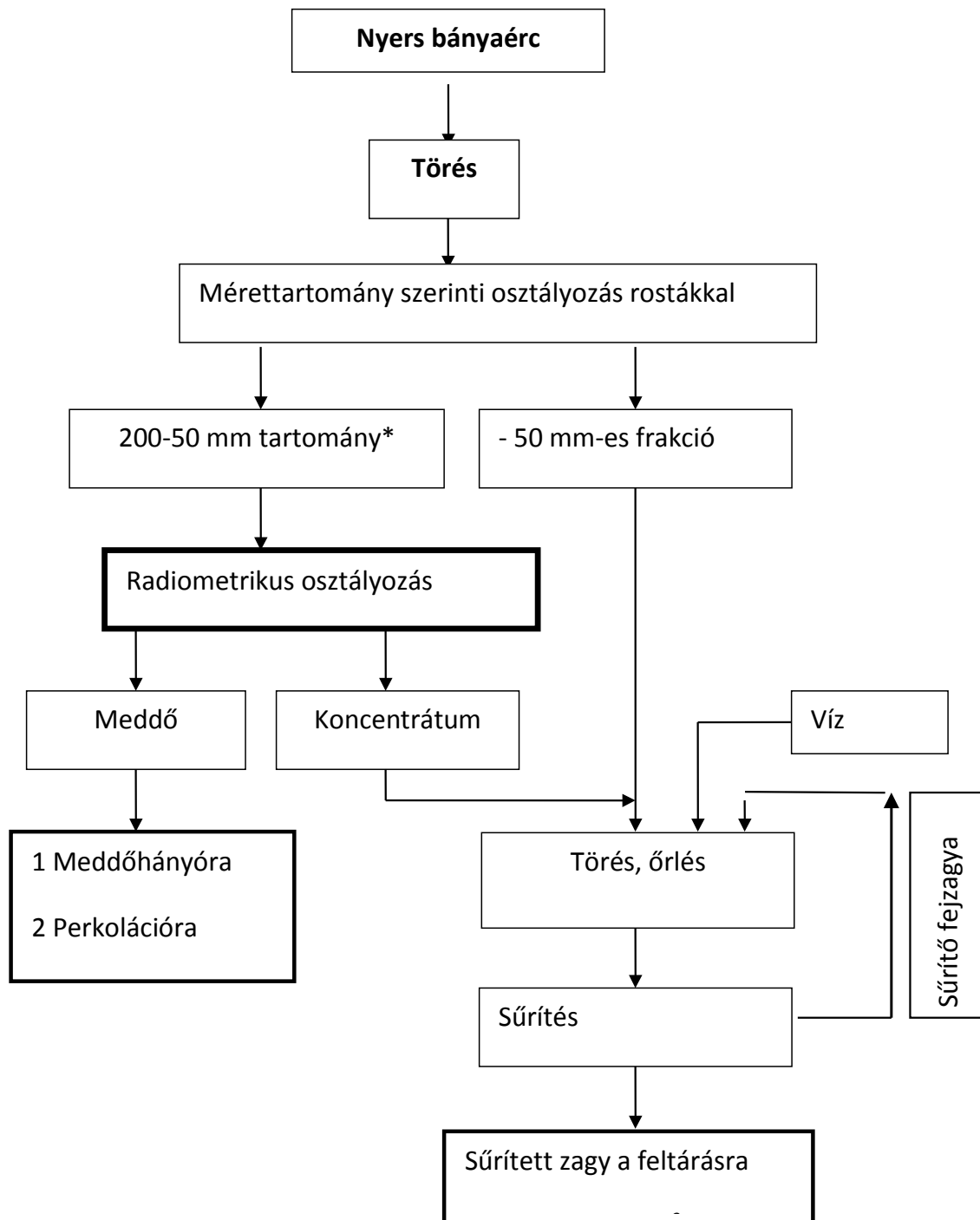
A törés-örlés másik célja, hogy szivattyúkkal könnyen szállítható közeget kapjunk. Az őrlési finomság függ az alkalmazott technológia típusától, de a savas eljárások esetén általában 0,5-0,314 mm alá őrlik az ércet. Alkalikus (szódás) feltáráshoz ennél finomabb őrlés szükséges mivel a reagens az uránásványok felületét nehezebben teszi szabaddá, ezért általában 0,2 mm-nél finomabbra őrlik az ércet. Az őrleményekben a -0,1 mm-es frakció aránya eléri, vagy akár meg is haladja az 50%-ot, a maradék 50% pedig megoszlik a +0,1 mm-es méretű frakciók között.

A klasszikus ércelőkészítő rendszerekben általában pofás törők, kónuszos törők és golyós (esetleg rudas) malmok üzemelnek. Munkaegészségügyi megfontolások miatt, a porképződés mérséklésére nedves folyamatokat alkalmaznak, tehát az őrlőkből az őrlemény zagy formájában távozik.

Az érc-előkészítési ciklusban jelentős fejlődést hozott az ún. autogén őrlés bevezetése, amikor az őrlő testek szerepét a nagydarabos érc maga tölti be. Ezeknek a berendezéseknek azonban az a hátránya (számos előnye mellett), hogy csak nagy teljesítményeknél használhatók, és mindig visszamarad kisebb mennyiségű nagy szíárságú kőzet, amelyet külön kell törni-őrlni.

Az ércelőkészítés az őrlő egységből távozó zagy sűrítésével fejeződik be. A sűrítést rendszerint Dorr-rendszerű sűrítőkben végzik. A sűrítőkről távozó sűrített zagyban a szilárd-folyadék aránya 1:1, sűrűsége kb. 1,45 kg/dm³. Ennél nagyobb átlagos sűrűség érhető el hidrociklonokkal, azonban ilyen esetben a hidrociklon felezagyt vagy annak egy részét az őrlő rendszerbe vissza kell cirkuláltatni, ami negatívan

befolyásolhatja az őrlőrendszer gazdasági mutatóit, ugyanakkor előnyös lehet az ércfeltárási fokozatban a nagyobb sűrűség (hosszabb tartózkodási idő, magasabb szabad sav) következtében. Ennek is lehet azonban hátrányos következménye, pl. az agresszívebb feltárási körülmények miatt nagyobb lehet a reagens-fogyás, több szennyező anyag oldódhat ki a kőzetből. Mint látható a feltárási körülmények megválasztása nagy körültekintést igényel, és szinte minden egyedi esetben külön kell a technológiai paramétereket megválasztani.



81. ábra. Rádiometrikus dúsítással egybekötött ércelőkészítés elvi sémája

9.5.3.2 Uránérczek feltárása

Az ércek fizikai ércelőkészítése során kapott zagyhoz feltáró reagenst adnak az urán oldatba vitele céljából. Az urán több mint 200 ásványban fordul elő. Az urántermelés szempontjából azonban legnagyobb jelentősége az alábbi néhány ásvány-típusnak van:

- **Oxidok**
 - Uraninit ($U^{4+}_{1-x}U^{6+x}O_{2+x}$),
 - Nb-Ta-Ti oxid,
 - **Brannerit ($U,Ca,Fe,Th,Y)(Ti,Fe)_2O_6$.**
- **Szilikátok**
 - **Koffinit, $U(SiO_4)_{1-x}(OH)_{4x}$.**
- **Foszfátok**
 - Autunit, $Ca(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 10-12 H_2O$.
- **Vanadátok**
 - Karnotit, $K_2(UO_2)(VO_4)_2 \cdot 1-3 H_2O$.

Az ércek tényleges uránkoncentrációja ritkán éri el a 10%-ot: ilyen ércek nagy tömegben csak Kanadában fordulnak elő, a lelőhelyek nagyobb részében az urán néhány tized százalék és 1% között van. A Magyarországon bányászott érc átlagos urántartalma 0,077% volt, amelyet radiometrikus módszerrel 0,1% urántartalomra dúsítottak a hidrometallurgiai feldolgozás előtt.

Egy-egy ércben a fenti ásványok közül egyidejűleg több is jelen lehet. Az ásványok egymáshoz viszonyított aránya egy lelőhelyen belül is változhat a mélységgel, különösen az uránoxidokban az urán oxidáltsági foka változhat.

A kémiai feltárás technológiai paramétereit (hőmérséklet, tartózkodási idő, őrlési finomság, reagens-koncentráció, stb.) az érc ásványtani összetételének figyelembe vételével kell megállapítani: amíg, pl. az oxidált ércek esetében elegendő gyengén savas körülmények biztosítása a feltáráson (pH~1.5-2), addig a branneritet tartalmazó, és általában a nehezen feltárható ércek esetében a feltárás jó hatásfokkal csak 50-100 g/l szabad kénsav koncentráció mellett végezhető el. Mint minden kémiai folyamat esetén, a hőmérsékletnek is fontos szerepe van,

atmoszférikus nyomáson végzet feltárásnál a hőmérséklet 60-70°C, nagyobb hőmérsékelt csak magasabb nyomáson biztosítható. Alkalikus (szódás) feltárással természetesen csak azok az ércek dolgozhatók fel, amelyekből az urán döntő része alacsony hidrogén-ion koncentráció mellett is kioldódik.

Uránásványok oldódásának mechanizmusa

Az urán a természetben hat és négy vegyértékű formában található, leggyakrabban azonban különböző oxidáltsági fokú oxidjai formájában (a két véglet: UO_3 és UO_2). A hat vegyértékű urán közvetlenül oldatba vihető szabad hidrogén-ionok jelenlétében:

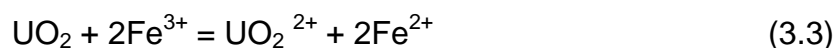


Az oldódáshoz szükséges hidrogén-ionokat savakkal vagy alkalikus feltárásnál hidrogén-karbonáttal biztosítják.

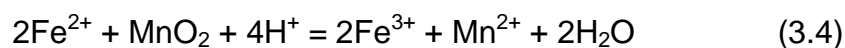
Ha az urán négy vegyértékű formában, azaz UO_2 formában van jelen az ércben, mint pl. az uraninit ásványban, az urán oldódása gyakorlatilag elfogadható sebességgel csak oxidáló szer jelenlétében következik be:



Az oxidáció meglehetősen komplex folyamat, savas körülmények között vas(III)-ionok segítségével megy végbe (a vas-ionok a feldolgozott ércből és a technológiai berendezésekből, őrlő golyókból stb. kerülnek az oldatba), amelyek elektron-akceptorként működnek:

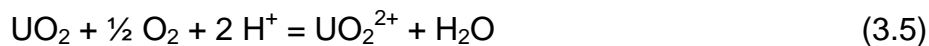


Az oxidációhoz szükséges vas(III)-ionok megfelelő koncentrációja (1-2 g/l) oxidáló anyaggal, pl. piroluzittal, nátrium-perkloráttal, perkénsavval, stb. biztosítható úgy, hogy a redox-potenciál értékét kb. 510 mV-on tartják (telített kalomel elektródhoz képest):

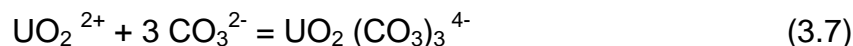
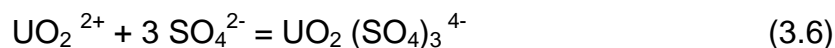


Ausztráliában perkénsavat (Cáro-féle sav, H_2SO_5) is használnak az oxidációhoz, amelyet hidrogén-peroxidból és kénsavból állítanak elő. Ennek előnye, hogy idegen ion nem kerül a rendszerbe, az oxidáció után visszamaradó kénsav a feltáráshoz használódik el. Az oxidáló savat kénsav és hidrogén-peroxid addíciójával állítják elő üzemszerűen a **82. ábra** közölt séma szerint.

Alkalikus feltárás esetén az oxidációt nyomás alatt oxigénnel végzik:



Az oldatba került uranil-ion az ugyancsak oldatban lévő szulfát-ionokkal (ezek a kénsavtól származnak) vagy karbonát-ionokkal (ezek alkalikus feltárás esetén kerülnek az oldatba) komplexeket képez:

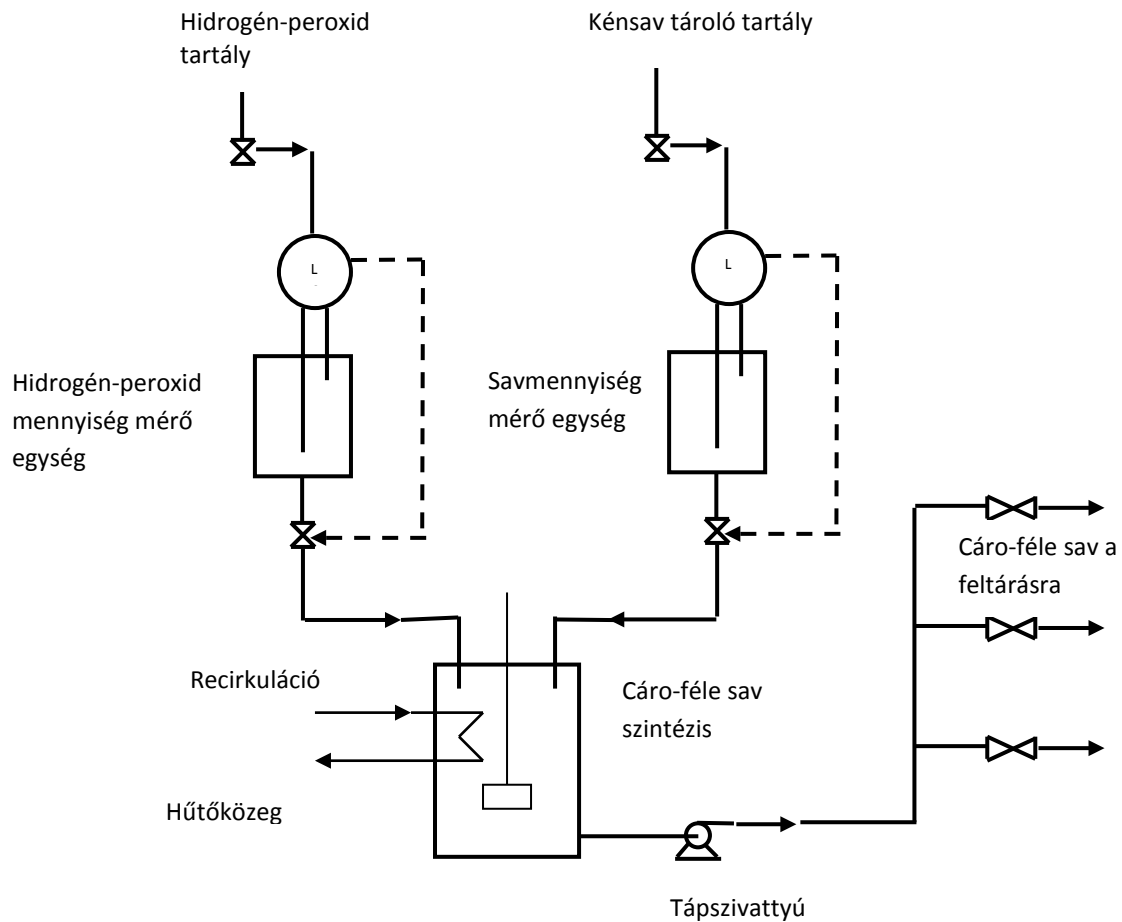


(Természetesen a fenti komplex ionok mellett más ligandum-számú komplex anionok is képződnek).

A feltárási oldatokban az urán tehát nem uranil-ionok, hanem döntően negatív töltésű komplex anionok formájában van jelen: savas oldatokban szulfátó-komplexek, míg karbonátos oldatokban karbonátó-komplexek formájában. Ezzel magyarázható, hogy az urán technológiájában az urán oldatokból való kinyerésére szinte kizárólag anioncserélő anyagokat (ioncserélő gyantákat, extraháló szereket) használnak.

Kőzetalkotó kísérő ásványok oldódása

Kísérő ásványok oldódása nagymértékben befolyásolja a feltárás gazdaságossági mutatóit, mivel a reagens-fogyást (ami a feldolgozási költségek egyik legjelentősebb tétele a bányászati költségek mellett) alapvetően a kísérő ásványok oldódása határozza meg. A legfontosabb savfogyasztó ásványok a karbonátok. Alkalikus feltárásnál elsősorban a pirit okoz reagens felhasználás növekedést.



82. ábra. Cáro-féle sav előállítása ausztrál uránüzemben

9.5.3.3 Technológiai sémák

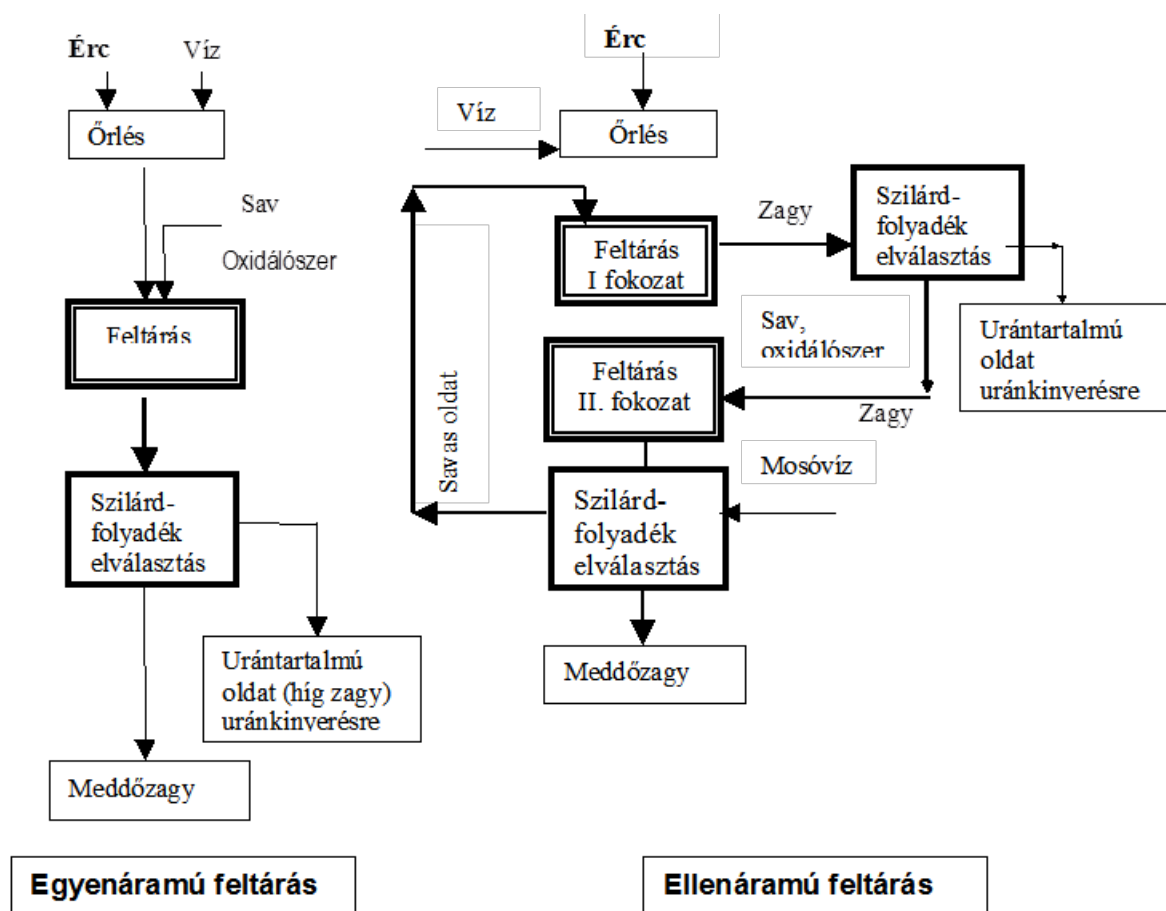
Az uránércék feltárásánál kétféle eljárás választható:

- savas feltárás,
- alkalikus feltárás.

Savas eljárásoknál néhány kivételtől eltekintve kénsavat használnak, alkalikus feltárásnál pedig nátrium-karbonátot (amelynek jelentős része azonban a feltárás során az ércben jelenlévő pirit hatására nátrium-hidrogénkarbonáttá alakul). Mivel az urán feltárási hatásfoka döntő szempont az ércfeldolgozásnál, a nehezen feltáródó ásványokat tartalmazó ércek csak savas feltárással dolgozhatók fel, és általában magas szabadsav tartalom mellett. Ugyanakkor az érc magas karbonát-tartalma ($\text{CO}_2 > 5\%$) esetén célszerű lehet az alkalikus feltárás alkalmazása, mivel a reagens

fogyás lényegesen alacsonyabb (~ 5 kg szóda/t), mint savas eljárás esetén (100-150 kg kénsav /t).

Az ércfeltárás megvalósulhat egyenáramú rendszerben, amikor a reagenst tartalmazó folyadékfázis azonos irányban halad a szilárd közettel a rendszer minden egyes feltáró tartályában, pачukában (légkeveréses, kónuszos fenékkal kialakított tartályokat az urániparban pачukáknak nevezik). Ilyen rendszerekben a savkoncentráció fokozatosan csökken az egymásután kapcsolt feltáró tartályokban. Egyenáramú feltárás a könnyen feltáródó ércek esetében alkalmazható; előnye a kisebb reagens igény, mivel a rendszerben alacsony szabadsav koncentráció alakul ki, amelynél a kísérő ásványok oldódása korlátozott. (Megjegyezzük, hogy egyenáramú eljárások esetén is biztosítható viszonylag magas reagens koncentráció az őrlemény egy részére úgy, hogy az őrleményt frakciókra bontva adagolják a feltáró rendszerbe. Ebben az esetben az ércfrakciók tartózkodási ideje a feltáró rendszerben természetesen nem azonos, hanem attól függ, hogy melyik tartályba történik az adott frakció beadagolása. Ilyen megoldást alkalmaztak, pl. az egykori NDК-ban és Magyarországon is.)



83. ábra. Az egyenáramú és ellenáramú (kétfokozatú) feltárás elvi sémái

A nehezen feltáródó ércek esetében az egyenáramú eljárás nem alkalmazható, mert vagy nagy szabadsavval távozik a zagy a feltárásról (és ekkor nagy savfelhasználás jelentkezik), vagy megelégszünk az alacsony feltárási hatásokkal (ami gazdasági megfontolásokból általában elfogadhatatlan). Az ilyen típusú, tehát nehezen feltárható ércekre (elsősorban branneritet tartalmazó ércekre), dolgozták ki Kanadában az ellenáramú feltárási eljárást, amellyel biztosítható, hogy a feltárást végén (Feltárási II fokozat) az oldat szabadsav tartalma 50-60 g/l legyen. Ezt a maradék savat a feltárási maradék ellenáramú mosásával és az így kapott oldatnak friss ércőrleménnyel (Feltárási I fokozat) való érintkeztetésével reagáltatják el. Így tehát egyrészt az ércfeltárásnál biztosíthatók az agresszív savas körülmények, másrészt a feltárást végén megmaradó sav felhasználásra kerül a feltárási rendszerben, tehát az agresszív körülmények biztosítása nem jár jelentős többlet kénsav felhasználással.

Az egyenáramú és ellenáramú eljárás elve a **83. ábr**alátható. Esetenként (pl. Kanada) ezt az elvet alkalmazva a feltárási hatások növelése céljából még autoklávot is beiktatnak a feltárási rendszerbe. Ilyen feltárási rendszer látható a **84. ábra**, amelyen a kétfokozatú feltárást második fokozatát autoklávban végzik.

Az alkalikus feltárást az uránkihozatal növelése érdekében általában nagyobb hőmérsékleten, nyomás alatt végzik, álló vagy fekvő hengeres autoklávokban, az elérhető uránkihozatal 80-85% között van. Savas technológiák esetében az uránkihozatal általában a gyengébb minőségű ércek ($U \sim 0,1-0,2\%$) esetében is meghaladja a 90%-ot, magasabb urántartalmú ércek esetében a 98%-ot is.

A feltárást követően a feltárási maradékot (vagy legalább annak homokos, durva részét) el kell választani a feltárt uránt tartalmazó feltárási oldattól. Ez a művelet ellenáramú mosást biztosító szilárd-folyadék elválasztó berendezésekben történik: ezek lehetnek sorba kötött Dorr-sűrítők, szalagszűrők vagy csigás osztályozók (szokásos érc-előkészítési berendezések). Dorr-sűrítők esetén lényegében tiszta oldatot nyernek és a további uránkinyerés tiszta oldattal történhet akár szorpcióval akár extrakcióval. Csigás osztályozó sorok alkalmazása esetén a feltárási maradékot a durvább részét ($> 0,1 \text{ mm}$) választják ki, a finom rész az oldattal együtt marad, tehát a további műveletet híg zagyból kell végezni. Ilyen esetben csak ioncserélő gyanta alkalmazása jöhet szóba az oldott urán kinyerésére, mivel extrakció esetén igen

nagy extrahálószer veszteség lépne fel a szilárdanyagok felületén való extrahálószer megkötődés miatt. A csigás osztályozók alkalmazásának előnye különösen az agyagos, alacsony urántartalmú ércek esetében előnyös, mivel nem kell a nehezen kezelhető agyagos frakciót az oldattól elválasztani. Megjegyezzük, hogy ezt a módszert elsősorban (de nem kizárólag) a volt szocialista országok urániparában alkalmazták. Mindenesetre a szilárd-folyadék elválasztás a feltárás után a legköltségesebb művelet az uránércek feldolgozásánál.

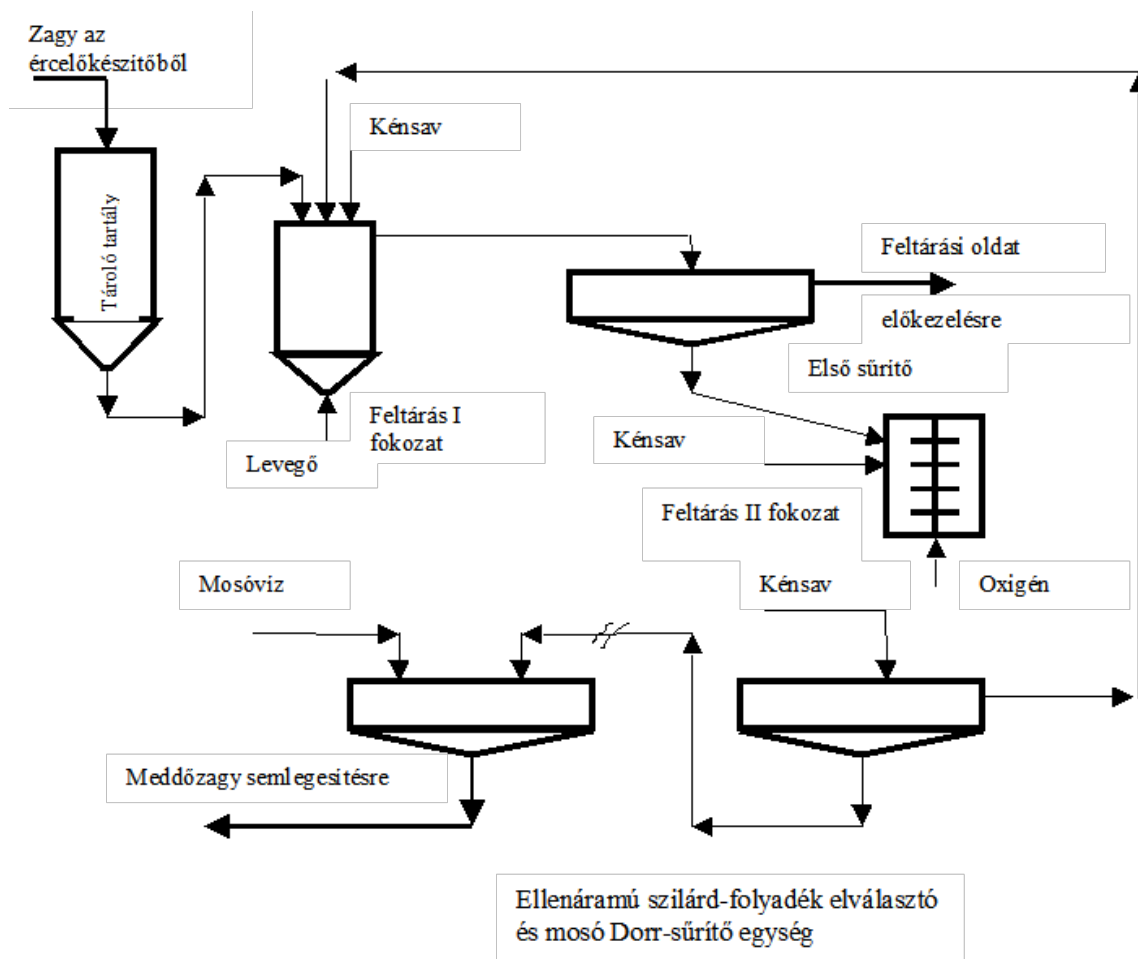
9.5.3.4 Az urán kinyerése a feltárási oldatokból

Bármelyik típusú feltárást is alkalmazták, a következő művelet az oldott urán oldatból való kivonása. Az uránipar kialakulásának első időszakában az urán kinyerését egyszerűen kémiai lecsapással végezték, azonban a gyenge minőségű ércek feltárási oldatai annyira sok szennyező anyagot tartalmaztak a kevés urán mellett, hogy szükséges volt szelektívebb módszerek kifejlesztése. 1949 elején **Rom & Haas Co.** felfedezte, hogy az urán kénsavas oldatokban anionként van jelen, és könnyen kötődik meg kvaterner ammónium bázisú anioncserélő gyantán. Az első ipari alkalmazásra Dél-Afrikában került sor 1952-ben. Azóta az anioncserélő gyantákat széles körben alkalmazzák az urán vizes oldatokból való kinyerésére. A szelektívebb módszerek kifejlesztését többek között tehát az uránnak a már említett azon tulajdonsága tette lehetővé, hogy ez az elem igen hajlamos komplex anionok képzésére. Ugyanakkor egy sor fémion ilyen tulajdonságokkal nem rendelkezik, ezért az anioncserés elválasztás nagyfokú szelektivitást biztosít az urán tekintetében.

Anioncserélő gyanta alkalmazható nemcsak tiszta oldatból való uránkivonására, hanem az urán zagyból való kivonására is kevertágyas megoldással (Magyarországon 1:4 =Gyanta: Zagy arányt alkalmaztak a szorpció rendszerben). Extraháló szerek alkalmazhatók, ha az urántartalmú oldatot a szilárd feltárási maradéktól teljesen elválasztják, tehát tiszta oldatok állnak rendelkezésre.

A nukleáris ipar volt az első, amely az extrakciót alkalmazta fémek elválasztására. Az urán kinyerésére 1955-től kezdve alkalmazzák az extrakciót, amikor is di-2-etil-hexil-foszforsavval (DEHPA) végezték ezt a műveletet. 1957. óta a terciér aminok váltak a leggyakoribb extrahálószerre az urán kivonásánál. A terciér aminok ugyanis nagyon szelektívek az uránra vas(III), molibdén, tórium, ritkaföldfémek, szkandium jelenlétében (ezek gyakran jelen vannak a feltárási oldatokban). A DEHPA eljárás

sokkal kevésbé szelektív és az uránon kívül extrahálja a vasat, vanádiumot, és ritkaföldfémeket is. Ugyanakkor a D2EHPA nagyon szelektív a szkandiumra és ezért felhasználható az urán feltárási oldataiban jelen lévő szkandium kinyerésére.

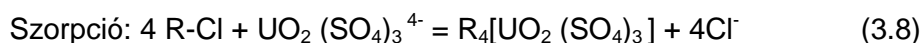


84. ábra. Kétfokozatú nyomás alatti feltárás (Kanada)

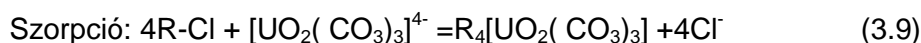
A lényegét tekintve az anioncserélő gyantával és az anioncserélő tulajdonságú extrahálószerrel (tercier aminokkal, pl. trioctil-amin) való uránkivonás mechanizmusa között nincs lényeges különbség, és a mechanizmus az alábbiak szerint írható fel (a leírt speciestől eltérő összetételű speciekkel is lejátszódnak a szorpciós-extraktációs folyamatok):

Az urán szorpciónál lejátszódó folyamatok:

Szulfátos közegben:



Karbonátos közeg:

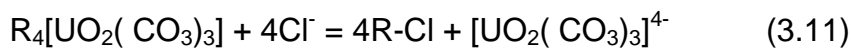
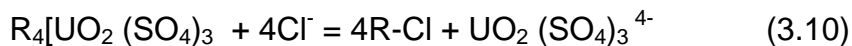


ahol:

R- Cl klorid formájú anioncserélő.

Az anioncserélő gyanták kapacitása általában 1,5 g-ekvivalens/l, amelynek természetesen csak egy részét kötik le az uránkomplexek, a kapacitás további részét pedig az oldatban jelen lévő szulfátionok (és hidrogén-szulfátionok) vagy karbonátionok (és hidrogén-karbonátionok) vagy más anionok kötik le. Ezért a szorpcióról távozó telített ioncserélő gyanta kapacitása uránra csak 50-80 gU/l. Műveletileg a folyamatot rendszerint sorba kötött oszlopokkal végzik, amelyekben ellenáramban mozog a szorpcióra kerülő oldat és a gyanta.

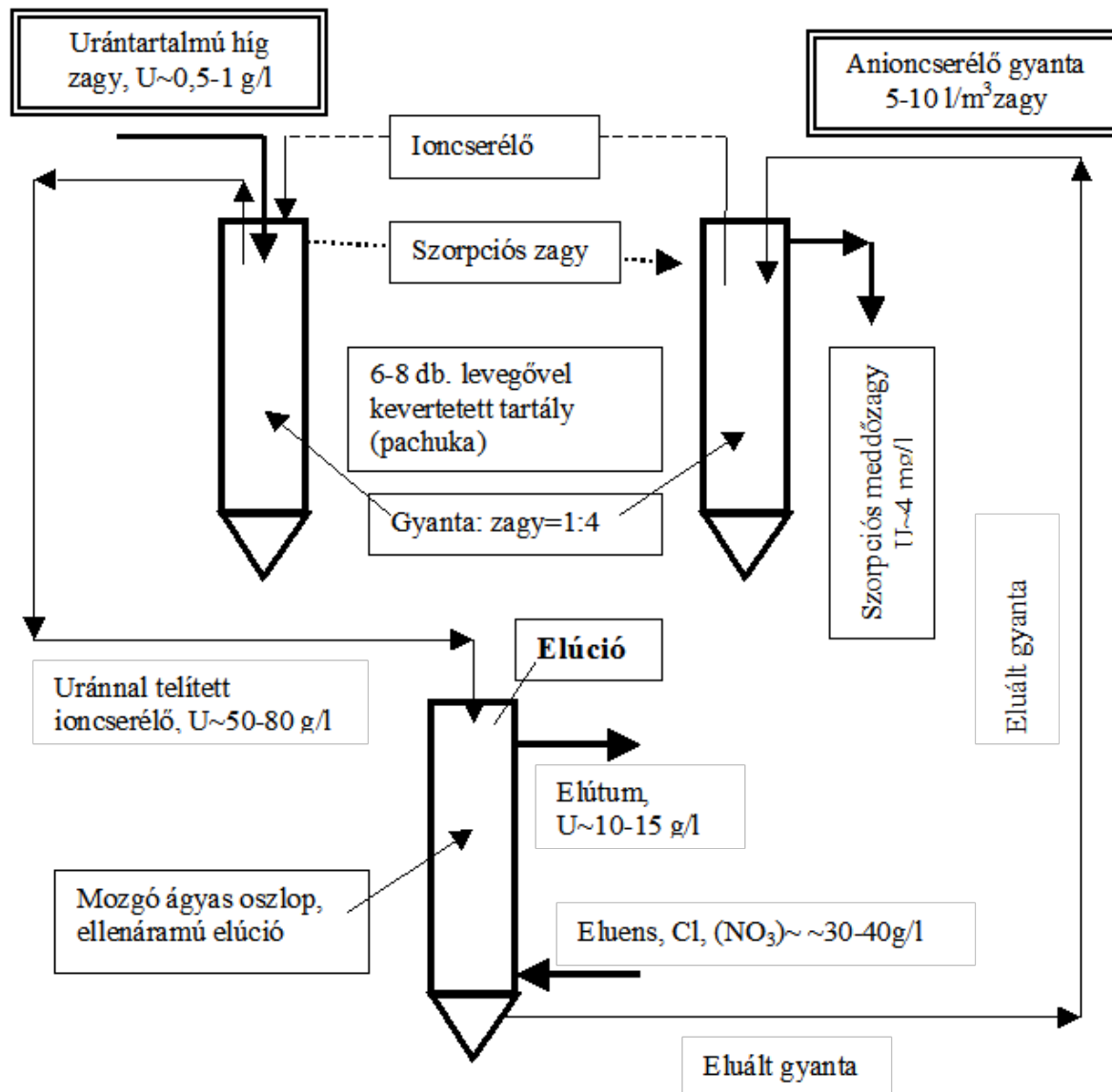
Az anioncserélő gyantán megkötött uránt általában savas kémhatású klorid vagy nitrát (30-40 g/l), esetleg kénsav tartalmú oldatokkal eluálják, azaz viszik ismét vizes oldatba az uránt. Az anionok összkoncentrációja 1-1,5 mól/l, szódás közegben a telített gyantát szódát tartalmazó (5 g/l) nátrium-kloriddal (70-80 g/l) vagy nátrium-nitráttal eluálják. Az elúciónál a szorpcióval ellentétes irányú, folyamatok játszódhatnak le a Cl⁻, NO₃⁻ ellenionok nagyobb koncentrációjuk következtében, azaz az ioncserélőből a megkötött uránt a klorid-, vagy nitrátionok kiszorítják:



A zagyból való ioncserés uránkinyerés legfontosabb műveleti egységeit a **85. ábra** mutatjuk be. A feltárási zagyból a szilárd anyag durvább részét (+0,1 mm-es frakció) csigás osztályozókon elválasztják a kiválasztott homok ellenáramú mosásával egybekötve. A csigás osztályozókról távozó fezzagyot, amelynek szilárdanyag tartalma kb. 250-300 g/l, a szorpcióra irányítják. A szorpcióra kerülő zagy fajlagos térfogata kb. 2,2 m³/t feldolgozott ércre vonatkoztatva. A szorpciót levegővel kevertetett tartályokban (60-100 m³), pachukákban végzik anioncserélő gyantával, a zagy és a gyanta ellenáramban mozog a szorpció tartályokban. A pachukákban a gyanta: zagy arány kb. 1:4, tehát viszonylag nagy mennyiségű anioncserélőt kell a szorpció rendszerben tartani. A szorpció rendszerből távozó, uránnal telített gyantát az elúciós oszlopba juttatják és kloridot vagy nitrátot tartalmazó savas oldattal az uránt deszorbeálják, azaz ismét oldatba viszik. Az eluált gyanta ismét a szorpcióra kerül.

A szorpcióról távozó meddő zagyot, amely néhány mg/l uránt tartalmaz, mésztejjel semlegesítik és a zagyártározóra juttatják.

Az elúció kénsavas vagy ammónium-szulfátos oldattal is elvégezhető, azonban csak ezek nagyobb koncentrációjú oldataival.



85. ábra. Az oldott urán híg zagyból való kinyerésének szorpciós-elúciós kinyerésének elvi vázlata

E két utóbbi vegyületet elsősorban extrakciós folyamatoknál alkalmazzák reextraháló szerként. Az extrakciót az ioncseréhez hasonlóan ellenáramú rendszerekben, mixer-settler egységekben végzik. Az extrahálószerhez a fázisok szétválásának elősegítése céljából, a harmadik fázis képződésének megakadályozása érdekében különböző modifikáló anyagokat adagolnak.

Extraktív uránkinyerés esetén az extrahálószerektől és ezek higítószerétől ered a zagyatározók szerves anyag szennyezésének túlnyomó része (petróleum, aminok, alkil-foszforsav-észterek, stb). Megjegyezzük, hogy a hazai urániparban nem használtak folyékony ioncserélőket, ezért a zagyterekre került oldatok ebből eredő **szerves szennyezést** nem tartalmaznak, ugyanakkor az ioncserélő gyanta elúciójánál felhasznált kloridok (sósav, nátrium-klorid) teljes mennyisége a zagyterekre került.

Szódás feltárás esetén a szilárd feltárási maradékot általában szűréssel választják el a feltárási oldattól, természetesen a szilárd maradékot ebben az esetben is vízzel át kell mosni az uránvesztés csökkentése érdekében.

Környezetvédelmi szempontból fontos, hogy az oldott urán kinyerése után visszamaradó meddő oldatot vagy meddő zagyot semlegesítsék - egyrészt a szorpció vagy extrakció után visszamaradó oldott urán (2-5 mg/l) leválasztása végett, másrészt a többértékű fémek (vas(III), mangán(II), magnézium) leválasztása céljából. Ezt a műveletet aktív kalcium-oxidot tartalmazó anyaggal, mészhidráttal (részben mészközzal), égetett mésszel lehet elvégezni. A fajlagos égetett mész felhasználás természetesen függ a meddő oldatok összetételétől, azonban elérheti a 25-30 kg/t értéket is.

Fontos, hogy a semlegesített oldat pH-ja nagyobb legyen pH=9 értéknél, mert a feltárási oldatokban (savas technológiák esetén) jelenlévő magnézium-szulfát csak pH>9 értéknél választható le. Ellenkező esetben a magnézium visszamarad a zagyterekre juttatott meddő oldatban és a zagyteri víz környezetbe való elszivárgása esetén nagy mértékben szennyezheti a zagyterek körüli talajvizet. Egyes esetekben - így pl. Namíbiában, esetenként az USA-ban és Ausztráliában is - semlegesítés nélkül, **savas kémhatással** került ki a meddőzagy a zagyterre.

Alkalikus kilúgzás után visszamaradó meddőzagyot általában kezelés nélkül juttatják ki a zagyatározóra, ezért az ilyen zagyatározókon a zagyteri víz urántartalma néhány mg/l koncentrációt is eléri.

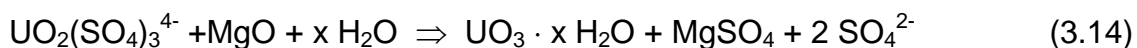
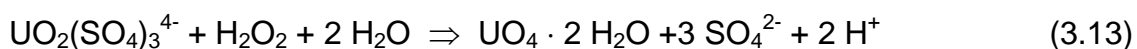
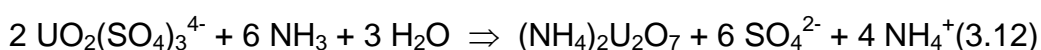
Vízfelesleg esetén a zagyteri vizet kibocsátás előtt általában rádium-mentesítik, mivel a technológiai hulladékoldatok rádium tartalma nagyságrendekkel meghaladhatja az ivóvízre megengedett értékeket. Erre a célra bárium-kloridot használnak. Bárium-

kloridos rádiummentesítésnél a szennyezett oldatok rádiumtartalma 0,3Bq/l koncentráció alá csökkenthető.

9.5.3.5 Koncentrátum-leválasztás

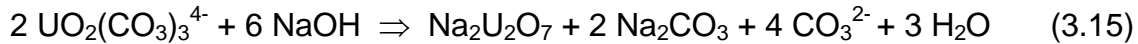
Akár ioncserélő gyantával, akár extrakciós eljárással történik az urán kivonása a feltárási oldatokból, a folyamatok végén az elútumban vagy a reextraktumban az urán koncentrációja 10-20 g/l között van. Ez az uránban dús oldat az uránon kívül egy sor szennyező iont is tartalmaz, bár ezek aránya az uránhoz képest nagyságrendekkel kisebb az eredeti feltárási oldatban mért arányhoz képest.

Az elútumok szennyező anyag tartalmát savas feltárási eljárások esetén nagyrészt vas(III)-ionok képezik, ezek koncentrációja elérheti az elútumokban az 1-3 g/l értéket is a telített anioncserélő gyanta elúciót megelőző tisztító kezelésétől függően (un. előelúcióval az urán kis részének elúálása árán és ennek a szorpcióra való visszajuttatásával, híg eluáló oldattal való átmosással, a szennyezők nagy része eltávolítható az ioncserélő gyantáról). Az elútumok előtisztítását a savas elútum pH-jának 3-3,5 értékre való növelésével végzik: a folyamatban a vas(III)-ionok csapadék formájában leválnak. A képződő csapadék (gipszhydrát) leszűrése után visszamaradó oldatból már elfogadható minőségű uránkoncentrátum választható le lúgos kémhatású reagensekkel (ammónia, magnézium-oxid, mésztej, nátrium-hidroxid) és hidrogén-peroxiddal:



Ammónia alkalmazása a leggyakoribb. Ebben az esetben azonban a hulladékoldatok ammónium-ionokat tartalmaznak, amely az esetek nagy részében szulfát formájában a környezetbe (a zagyterre) kerülnek.

Alkalikus elútumokból az urán nátrium-hidroxiddal választható le (ebben az esetben általában előtisztítást nem alkalmaznak, mivel az elútum sokkal kevesebb szennyezőt tartalmaz, mint a savas eljárások esetén kapott elútumok):



A hazai urániparban az uránkoncentrátumot mésztejjel választották le kalcium-diuranát formájában. Így ugyan gyengébb minőségű végterméket állítottak elő, azonban a zagyterre kerülő oldatok a leválasztástól eredő ammónium vegyületeket nem tartalmaztak, ami környezetvédelmi szempontból előnyként könyvelhető el az ammóniás lecsapást alkalmazó üzemek gyakorlatához képest.

A gyakorlatban a lecsapást keverős tartályokban végzik. A lecsapásnál képződő csapadékot első lépésként sűrítik. Urán-peroxid esetében 30-50% szilárdanyag tartalmú sűrítmény érhető el. A sűrítést gyakran egybekötik a koncentrátum mosásával. Ez a lépés nagyon fontos, mert a termék átvételi feltételei nagyon szigorú követelményeket állítanak egyes szennyezőkkel szemben (így pl. a kloridra, kalciumra, nátriumra, stb.). A lecsapás után kapott sűrített koncentrátum az ammónium-diuranát esetében 15-30%, és a nátrium-diuranát esetében 35-40% szárazanyag tartalmú. Mindhárom koncentrátum a centrifugálással való víztelenítése esetén kapott víztelenített anyag szárazanyag tartalma 50-70%-ot ér el. Víztelenítésre természetesen valamennyi hagyományos szűrő elvben felhasználható.

9.5.3.6 Szárítás, izzítás

A víztelenített uránkoncentrátum szárításra vagy izzításra kerül. A szárítást urán-peroxid esetében 150-200 °C-nál végzik, ammónium-diuranát esetében 120-400 °C-nál.

Magyarországon a kalcium-diuranátot 500-550 °C-on szárították.

Az izzítást sokszor az illékony szennyezők eltávolítása végett is végzik (pl. nátrium-klorid tartalom csökkentése). További cél lehet a koncentrátum stabil és nagy sűrűségű U₃O₈-dá történő átalakítása. Ezek a műveletek környezetvédelmi szempontból nagy körültekintést igényelnek, mivel a szárító-izzító egységekből urán távozhat a légtérbe. A környezetszennyezés megakadályozására nagyon hatékony légtisztító rendszert kell üzemeltetni az uránkoncentrátum szárító üzemelekben.

9.5.4 Halmos (perkolációs) ércfeldolgozás

Halmos kilúgzás alatt azt az uránkinyerési folyamatot értik, amelynél a bányából kikerülő ércet közvetlenül, vagy megfelelő méretre való törés után, megfelelő oldatgyűjtő rendszerrel ellátott medencékben prizmák vagy halmok formájában helyezik el. A kilúgzó oldatot a halmok tetejére juttatják, ahonnan az az ércen átszivároghatva az oldatgyűjtő térben gyűlik össze, miközben az érc urán tartalmának egy részét kioldja. Ezután az uránt az urántartalmú oldatból anionioncserélő gyantával vonják ki, majd az uránmentesített oldat - esetleg kénsav vagy szóda hozzáadása után - visszakerül ismét a prizma tetejére.

A halmos kilúgzás szinonimájaként gyakran használják a perkoláció kifejezést is, bár az irodalomban a **perkoláció** alatt általában nagy méretű tartályokban vagy medencékben elhelyezett 25 mm alá tört érctüreten való oldat-átszivárogtatást értik. Az átszivárogtatás történhet felülről lefelé és alulról felfelé (hazai szakmai nyelvben a két módszer, tehát a halomban és a tartályokban elhelyezett ércel való kezelés) nem különül el eléggé egymástól és **perkolációnak** nevezzük az angol nyelvű irodalomban a **heap leaching**-nek nevezett, halomban történő feldolgozási módot is. Ennek megfelelően itt is a **perkoláció** kifejezést használjuk mindkét eljárás-módra.

A **perkolációs** kilúgzás a hidrómetallurgia egyik legrégebbi eljárása. Az urániparban elsőként valószínűleg a Portugáliában alkalmazták ezt a módszert az 50-es évek elején, azonban magyar kutatók is beszámoltak perkolációs uránkinyerési kísérletekről már 1958-ban. E kutatások alapján dolgozták ki a hazánkban is a perkolációs kilúgzási eljárást az alacsony minőségű ércek feldolgozására. Egyes országok (pl. Argentína) kizárólag ezt a módszert alkalmazták uránkinyerésre.

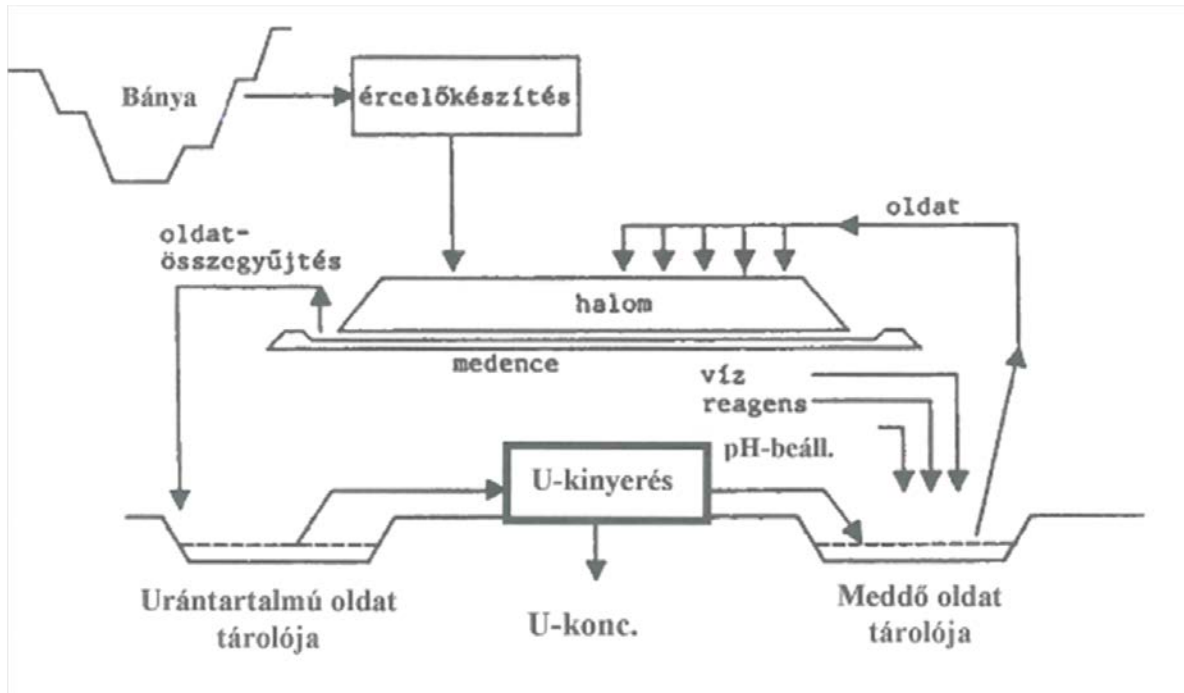
Kilúgzó ágensként **leggyakrabban kénsavat** de esetenként, pl. a **magyar urániparban** - gazdaságossági megfontolásokból - **szódát használtak**.

Perkolációs feldolgozást sok országban alkalmazták, elsősorban alacsony minőségű ércek feldolgozására. E kilúgzási folyamatokban jelentős szerepe lehet a mikrobiológiai folyamatoknak is (különösen szulfidos ércek esetében), amelyek hatásmechanizmusával számos tudományos munka foglalkozik.

A perkolációs módszert ugyan alacsony minőségű ércek hasznosítására fejlesztették ki, azonban alkalmazásának környezetvédelmi szerepe is van, mivel segítségével

feldolgoztak olyan alacsony minőségű érceket, radiometrikus dúsítási meddőket, stb., amelyek urántartalma egyébként közvetlenül a környezetbe jutott volna e kőzetek szigetelés nélkül létesített meddőhányón való elhelyezése esetén.

A perkolációs eljárás elvi sémája a **86. ábra** látható:



86. ábra. A perkolációs ércfeldolgozás általános sémája

A módszer tehát abból áll, hogy előre elkészített szigetelt és a szivárgó oldatok összegyűjtésére alkalmas drenázssal ellátott területre elhelyezik az urántartalmú töretet, 5-10 m magas halmokat alakítva ki. A halmok tetejére ezután kénsavat (15-50 g/l) vagy szódát (20-25 g/l) tartalmazó oldatot nyomatnak, amely átszivárog a töreten és fokozatosan kioldja az uránt. Az urántartalmú oldat a drenázsba kerül és onnan a szorpciós uránkinyerő oszlopokra jut. Az uránmentesített oldatot ezután visszanyomatják a perkolációs dombokra szükség esetén a reagens koncentrációt korrigálják.

Az uránnal telített gyantát a már leírtak szerint eluálják és az elutumot uránkoncentrátummá dolgozzák fel.



87. ábra. Perkolációs prizmák szigetelésének és drenázsának készítése (MECSEK-ÖKÓ Zrt, 1967)

A perkolációs eljárások túlnyomó részében a feltáró ágens kénsav. Magyarországon azonban a feldolgozott érc alacsony urántartalma és a savfogyasztó komponensek magas koncentrációja miatt a jóval kisebb reagens fogyással járó alkalikus lúgzást (szódafelhasználás~ 5 kg/t) alkalmazták. Ilyen módszerrel dolgoztak fel 7,2 Mt alacsony minőségű ércet, amelyből 545 t uránt vontak ki

Technikailag a perkolációt alapvetően kétféle módon lehet megvalósítani:

- A perkolációs kilúgzó medencék ismételt felhasználásával. Ebben az esetben a töretet elhelyezik a szigetelt területre műveleti medencébe, ahol megtörténik a töret kilúgzása atmoszára majd a zagytérre való átszállítás (savas perkoláció esetén ez az időtartam kb. 1-1,5 év, pl. Argentína)
- Bővülő perkolációs terület kialakítása, amelynél a kilúgzott anyag helyben marad a rekultivációig. Ilyen esetben időről-időre szükség szerint újabb medencék létesülnek, amelyek egymáshoz kapcsolódnak (pl. Magyarország).

E megoldások láthatók a **87. ábra** és **88. ábra**.



88. ábra. Perkolációs dombok

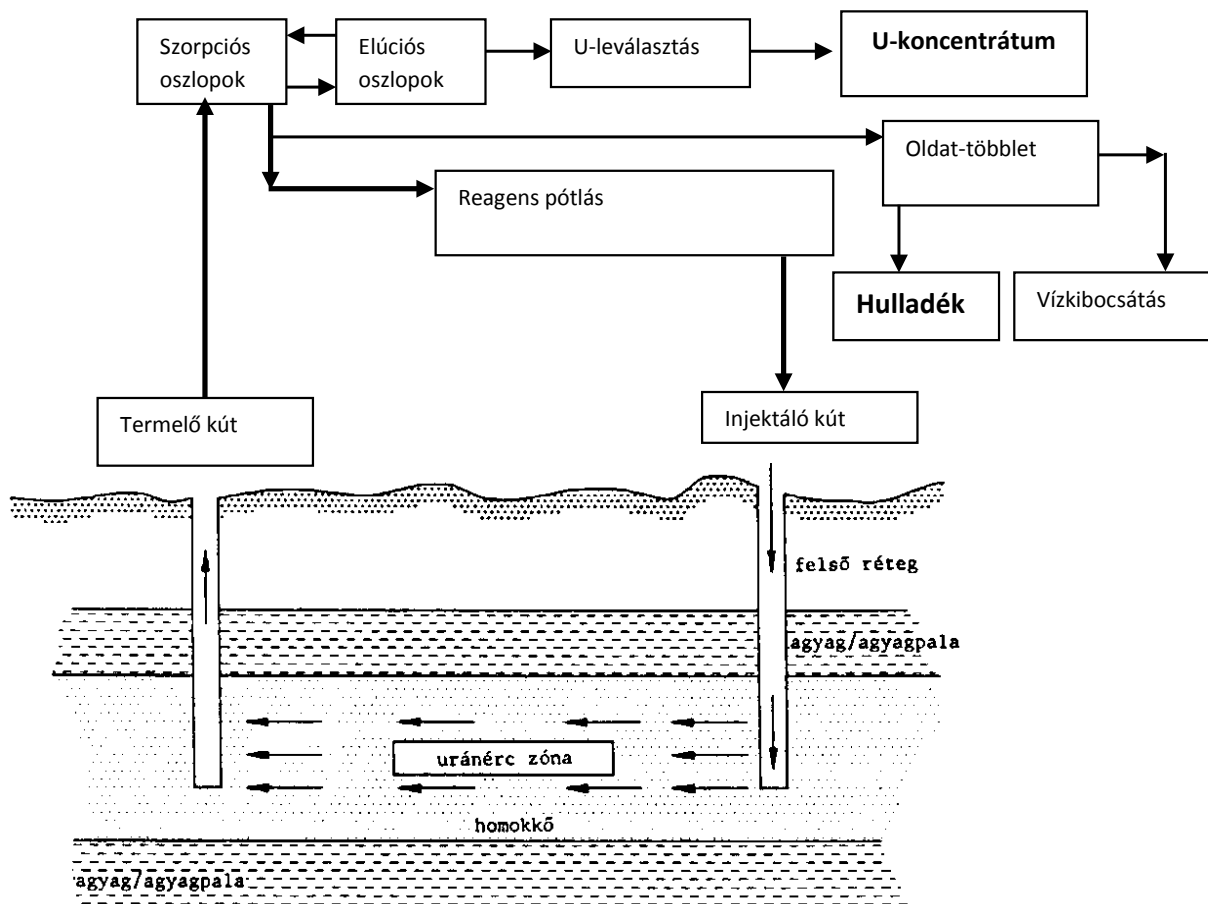
3.2 3 Földalatti perkoláció

Földalatti perkoláció (in situ leaching, in situ mining, solution mining) perkolációnak két változata különböztethető meg: a **bányatérségben** perkolációs módszerrel végzett uránkinyerés és a felszínről lemélyített **fúrólyukakon** keresztül, a kőzet megbolygatása nélkül történő uránkinyerés. Mindkét eljárást alkalmazására találunk példát. A módszerekről igen részletes leírás található az urántermeléssel foglalkozó irodalomban.

Bányatérségben végzett uránkioldást (**in-situ block leaching**) kanadai üzemekben alkalmazták már a hatvanas években. Ugyancsak alkalmazásra került ez az eljárás a volt NDK uránbányászatában is königsteini bányákban. A königstein-i bányában mintegy **12 millió m³** ércet kezeltek ilyen eljárással. Magyarországon is voltak próbálkozások e módszer alkalmazására, azonban az igen alacsony uránkioldódás miatt a módszert ipari méretben nem alkalmazták. Lényegesen gyakrabban

alkalmazzák a külszínről lemélyített fúrólukakon keresztül történő uránkinyerést, az un. **in situ leaching (ISL)** eljárást, amely jelenleg a világ urántermelésének **16%-át** adja. Az eljárás elvi sémája a **89. ábra** látható.

Kilúgzó ágensként korábban ammónium-hidrókarbonátot, szódát és kénsavat használtak, jelenleg az USA-ban környezetvédelmi megfontolásokból kizárólag **szóda**, más országokban kénsav is felhasználásra kerül. A IAEA prognózisai szerint az **ISL** jelentősége a jövőben növekedni fog, mivel jelentős készletek állnak rendelkezésre e módszerrel való leműveléshez.



89. ábra. Fúrólukas perkoláció elvi sémája

Az **ISL** alkalmazása nagy körültekintést igényel, mivel biztosítani kell, hogy az érces zónába lejtuttatott oldatok ne jussanak a zóna feletti vagy a zóna alatt elhelyezkedő vízáadó rétegekbe. A vízáadó rétegek technológiai oldatokkal való elszennyeződésének lehetősége miatt ezt a módszert csak ivóvízbázisoktól távol célszerű alkalmazni.

A fúrólukas perkoláció befejező fázisa a termelésbe vont és technológiai oldatokkal elszennyeződött kőzetrétegek megtisztítása, amit a szennyezett víz kiemelésével és

annak tisztításával érnek el rendszerint több év esetleg évtized múlva. A terület átmosása során kapott oldatok tisztítására gyakran alkalmaznak membrán technikai eljárásokat (nanoszűrés, fordított ozmózis, elektrodialízis) a szennyezők koncentrálására. Száraz éghajlati viszonyok mellett a kitermelt szennyezett víz részben elpárologtatható.

Bányatérségekben végzett kilúgzás esetén a művelet befejező fázisa ugyancsak a kilúgzott meddő vízzel való átmosása.

Megjegyezzük, hogy Magyarországon a fúrólúka perkolációt nem alkalmazták, csupán egy kisebb méretű kísérletet végeztek a **Dinnyeberki** környékén.

9.6 **Rekultiváció (Dr. Csővári Mihály)**

Rekultiváció az uránbányászatban

Az uránbányászat rekultivációval kapcsolatos problémái részben azonosak más ércek bányászata és kémiai feldolgozása során jelentkező problémákkal, részben különböznek azoktól. A különbség elsősorban a bányatermelvény radioaktivitása miatt jelentkezik. A fejezet összeállításánál nagymértékben támaszkodtunk a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség kiadványaira, így a "Current practices for the Management and Confinement of Uranium Mill Tailings", "Report on Environmental Remediation of Uranium Production Facilities" stb. A legfontosabb kiadványokat az „Irodalom” fejezetben soroljuk fel.

9.6.1 **Környezeti hatások mérséklése**

A fentiekben bemutattuk, hogy az uránbányászat különböző minőségű kőzetek felszínre kerülésével, kémiai feldolgozási meddők képződésével és a kémiai kezelés során képződött szennyezett oldatok megjelenésével jár együtt. Az ipari tevékenység folyamán természetesen kisebb-nagyobb mértékben szennyezett területek alakultak ki a bányászati-feldolgozási objektumok közelében. Az uránipar tehát károsítja a környezetet.

A legfontosabb környezeti hatásokat nagy általánosságban **radiológiai és nem-radiológiai** hatásokra oszthatjuk fel. Ennek megfelelően az uránbányászatban a környezetvédelmi feladatok egyrészt a radiológiai hatások mérséklésére, másrészt a

nem-radiológiai hatások mérséklésére vagy határesetben megszüntetésére irányulnak

Az uránbányászat környezetre gyakorolt hatásait mérsékelni lehet megfelelő környezetvédelmi, kárelhárítási intézkedésekkel. Ebben a tekintetben a feladat:

- egyrészt a radioaktív hulladékokból folyamatosan kiáramló radioaktív és nem radioaktív komponensek mennyiségének csökkentése,
- másrészt kárelhárítás elvégzése a már a környezetbe jutott szennyezők eltávolítása céljából.

Ez utóbbiak közül legfontosabb az objektumok közelében elszennyeződött talajvíz és felszínalatti víz minőségének helyreállítása.

9.6.2 Bányabezárás, bányák felhagyása

A bányabezárás előtt a művelés utolsó fázisában célszerű a magas urántartalmú érclencsét szelektíven leművelni a későbbi vízszennyezés csökkentése érdekében. A bezárás során mindenképpen el kell távolítani a szerves anyagokkal, elsősorban üzemanyaggal szennyeződött kőzetet, amelyet a felszínen kell ártalmatlanítani.

A bányaüregek tömedékelése csak ritkán oldható meg, rendszerint csak az akna meghatározott körzetében végzik el az üregek tömedék-anyaggal való elzárását. Az aknát steril kőzettel vagy meddő kőzettel tömedékelik. Szükségessé válhat a víztartó rétegek egymástól való elhatárolására vízzáróságot biztosító injektálás elvégzése az akna közelében a megfelelő mélységekben.

Táróval rendelkező bányák esetében számolni kell azzal, hogy a tárón keresztül az aknák és az üregek vízzel való feltelése után bányavíz csordogál ki a felszínre. Ilyen esett esetleg csak évtizedekkel a bezárás után áll elő, mivel a vízzel való feltelés lassú folyamat lehet.

9.6.3 Szilárd hulladékok (bányameddők, zagytározók) rekultivációja

A bányaművelés során az ércesedés típusától függően általában nagymennyiségű, ipari felhasználásra alkalmatlan minőségű kőzet gyűlik össze a meddőhányókon. Ezt a kőzetet gyűjtőnéven bányameddőnek nevezzük, bár radioelem tartalmukat tekintve

a bányameddők nagyon különbözőek lehetnek, egy részük steril meddőnek tekinthető, más részük általában háttérérték feletti koncentrációban tartalmaz uránt. Összességében a meddő kőzet tömege gyakran megközelíti az ipari minőségű érc tömegét. Például a MECSEK-ÖKÓ Zrt esetében a kibányászott 28,2 Mt ipari minőségű érc mellett 18,5 Mt bánya-meddő kőzet képződött.

A bányameddő sok esetben savképző anyagot, piritet is tartalmazhat. Ilyen esetben a meddőből az urán mellett különböző nehézfémek, elsősorban arzén is kioldódhat légköri hatásokra.

Legnagyobb gondot természetesen a vegyi feldolgozás maradékai képezik, amelyek a zagyártározókon nyernek elhelyezést (az angol nyelvű irodalomban e meddőket **tailings**-nek nevezik). E meddő radioaktivitása alig kisebb a kiindulási érc radioaktivitásánál, mivel a feldolgozás során lényegében csak az uránt vonják ki (annak is csak 90-95%-át), a leányelemek nagyrésze visszamarad a meddőben. Ez a magyarázata annak, hogy e meddőkre megkülönböztetett figyelmet fordítanak.

9.6.3.1 Radiológiai hatások mérséklése

A hulladékok radiológiai jellemzői közül az anyag **fajlagos aktivitása** (Bq/kg) a legfontosabb adat, amelynek alapján a szükséges beavatkozást meg lehet tervezni. A nagy mennyiségben deponált anyagok esetén a területen mérhető **levegő gamma-dózis teljesítmény** és a **radon exhaláció** a két további jellemző, amelyek ismerte fontos a rekultiváció tervezésénél.

Az emítettek mellett ismerni kell a az adott meddő felszínén vagy a meddő környezetében található talajvíz radioelem tartalmát (gyakorlatilag az urán és a rádiumtartalmat) is a szükséges helyreállítás kidolgozására.

Fajlagos aktivitás

Fajlagos aktivitás mérése és ellenőrzése fontos eszköz a területek kármentesítésénél. Lényegében a talaj fajlagos aktivitása alapján (és a mérési eredménynek a háttérértékhez való viszonyításával) lehet megállapítani, hogy az adott talaj uránipari hulladékokkal milyen mértékben szennyezett. A fajlagos aktivitás csökkentésének leggazdaságosabb módja a szennyezett talaj inert talajjal való cseréje, és a szennyezett talajnak a kijelölt hulladéklerakóba való elszállítása (Magyarországon az urániparban az egyik meddőhányót, a III. sz. meddőhányót

jelölték ki hulladékgyűjtő területnek; hasonló hulladékgyűjtőt minden urániparral rendelkező országban kijelöltek).

Gamma-sugárzás intenzitásának (gamma-dózis teljesítmény) csökkentése

Növelt intenzitású gamma-sugárzás lényegében csak a radioaktív meddők közvetlen közelében észlelhető, mivel a sugárzás a levegőben viszonylag gyorsan elnyelődik. Az emelt szintű gamma-sugárzás tehát elsősorban a meddők tárolási helyén, a meddődombokon jelentkezik. Természetesen a bányatermelvény szétszóródhatott a talajon a feldolgozási maradékok tárolási helyén vagy a feldolgozó üzemekben. Jelentősebb mértékű gamma-sugárzás (>300 nGy/h) azonban csak a meddőt befogadó tározókon léphet fel. A meddők felszínén mérhető gamma-dózis intenzitás a meddők rádiumtartalma között az alábbi tapasztalati összefüggés áll fenn:

$$D = 0,48 \times C_{Ra}$$

ahol: **D**-a levegőben elnyelt gamma-dózisintenzitás 1 m-re a fedetlen zagyter felett, $\mu\text{Gy/h}$,

C_{Ra}- a meddő rádium tartalma, Bq/g.

Példa.

Számítsuk ki, hogy milyen gamma-dózis intenzitás várható olyan zagyter felszín (a felszíntől 1m magasságban), amelynek szilárd anyaga 10 Bq/g rádiumot tartalmaz.

Megoldás

$$D = 0,48 \times C_{Ra} = 0,48 \times 10 = 4,8 \mu\text{Gy/h}$$

Természetesen a zagytereken lévő meddő rádium tartalma alapvetően a feldolgozott érc minőségétől függ (az előbbi példában a 10 Bq/g rádium kb. 0,1 % urántartalmú érc meddőjéből származik).

A példában kiszámított gamma-dózisintenzitás 20-30 szorosa a háttérértéknek, tehát azt csökkenteni kell (még akkor is, ha a területet korlátozott hasznosításra szánják).

Az anyag és a gamma-sugárzás kölcsönhatásából ismeretes, hogy a sugárzás intenzitása exponenciálisan csökken a sugárzást elnyelő anyag

rétegvastagságának és tömegabszorpciós együtthatójának függvényében, közelítően az alábbi egyenlettel írható le:

$$I=I_0e^{-\mu \cdot h}$$

ahol: I_0 - a sugárzás eredeti intenzitása,

μ - tömegabszorpciós együttható, 1/cm;

h - az elnyelő anyag rétegvastagsága, cm;

I - az anyagon áthaladt sugárzás intenzitása.

Mint látható, a gamma-sugárzás intenzitása adott elnyelő anyag (adott μ) esetén az anyag rétegvastagságától függ. Mivel μ a sugárzás **energiáján kívül** elsősorban a **rendszámától függ**, ezért minél nagyobb rendszámú elemet tartalmaz az árnyékoló anyag, annál nagyobb annak sugárzásintenzitás csökkentő hatása. Ezért használnak, pl. a röntgenkészülékeknél ólomból készült védő eszközöket (az ólom nagy rendszámú elem) és ezért alkalmaznak a radiológiai méréseknél is ólom árnyékolást. Természetesen az olyan óriási anyagmennyiségeket, amelyek az uránércsek bányászata és feldolgozása során képződnek nem jöhetnek szóba különleges anyagok. Ezekben az esetekben csak a legolcsóbb anyagok, a természetes föld és esetenként a víz jöhet számításba. A föld különböző abszorpciós együtthatójú anyagok keverékének tekinthető. Bár az anyagi összetétel ismeretében kiszámítható a jellemző átlagos abszorpciós tényező értéke, azonban a gyakorlatban tapasztalati adatokból indulnak ki a fedőréteg szükséges vastagságának megállapításánál.

Az a tapasztalat, hogy az uránsortól eredő gamma-sugárzás intenzitása kb. a felére csökken, 10 cm-es tömörített földrétegen való áthatolás esetén (Várhegyi A.). A következő 10 cm ugyancsak a felére csökkenti (tehát az eredeti $\frac{1}{4}$ -re) a sugárzás intenzitását. Ezért a gamma-sugárzás által okozott sugárzás-intenzitás háttérértékhez közeli értékre való csökkentéséhez néhányszor 10 cm-es földréteg takaró elégséges, azonban a várható eróziós hatások miatt ennél vastagabb takaróra van szükség.

A takaró réteg vastagságát a fentiekén túl még a tervezett növénytakaró által igényelt víztározó képesség is befolyásolja. Ennek és az eróziós hatásoknak a

rétegvastagság megállapításában gyakran nagyobb szerepe van, mint a magának sugárzásnak.

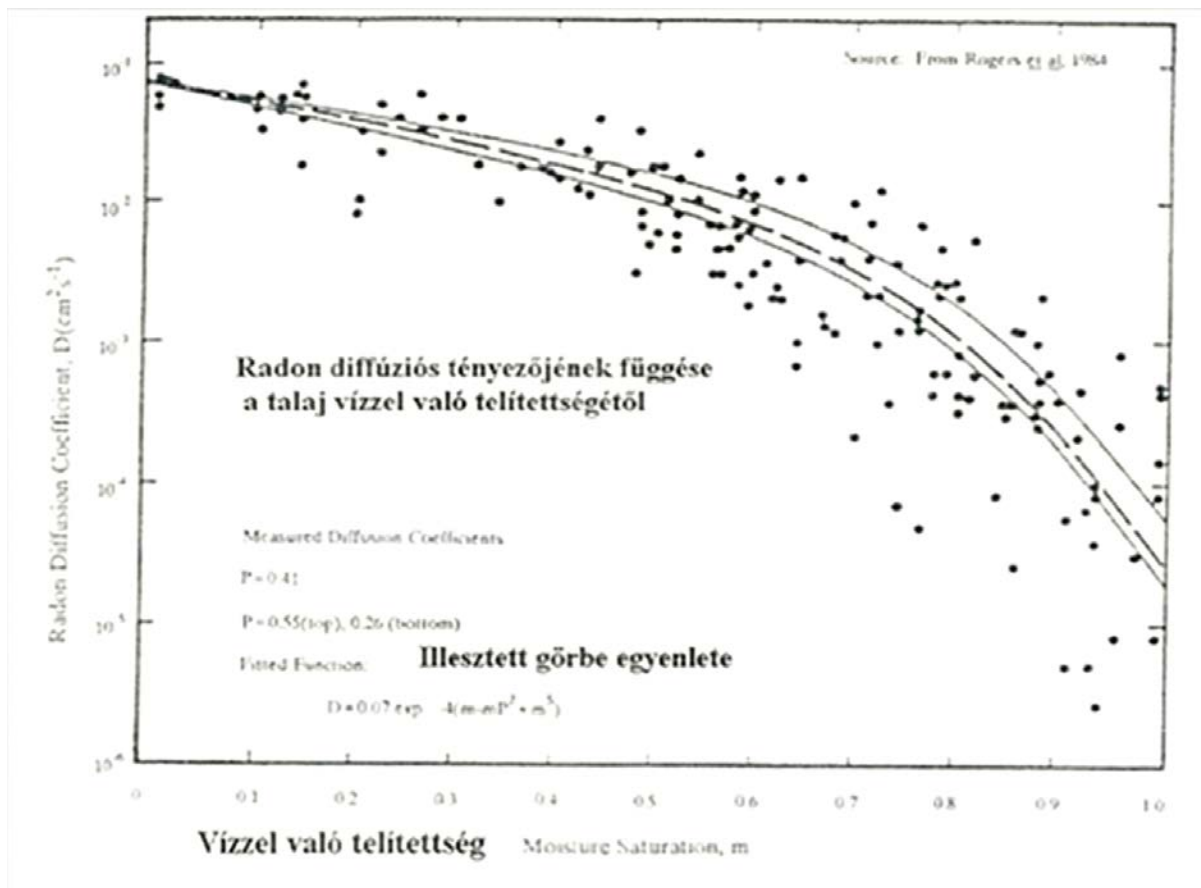
Radon gáz exhalációjának csökkentése

Az uránbányászati meddők egészségkárosító hatása elsősorban a radon gáz révén jut kifejezésre. Ez részben azzal függ össze, hogy a radon leánytermékeinek nagy energiája jelentős károsodást okoz a tüdőben, részben azzal is, hogy a radon gáz levegő útján a kibocsátó objektumtól viszonylag nagy távolságra is képes eljutni. A radon képződés sebességét az anyaelem, a rádium koncentrációja határozza meg. A radon gáz a rádiumot tartalmazó kőzetből, annak felületéből lép ki a környezetbe. Így érthető, hogy a környezet radonnal való szennyeződése a meddőt magába foglaló geometriai test, (rendszerint domb) felület-egységéből időegység alatt kilépő radon gáz mennyiségével, **exhalációjával**, jellemezhető. Mivel a radon szülőeleme a rádium, ugyancsak érthető, hogy - természetes körülmények között, tehát uránnal vagy tóriummal nem szennyezett területen is az exhaláció értéke a talaj rádium tartalmától függ: Magyarországon, ahol a talajok átlagos rádium tartalma viszonylag alacsony (pl. a franciaországi viszonyokhoz képest, ahol a felszín-közeli geológiai képződmények, gránitok, rádium tartalma magasabb) a radonexhaláció értéke 20-40 mBq/m²s érték között változik.

A radon egészségügyi szempontból kitüntetett szerepére való tekintettel nemzetközileg általában az **amerikaiak** által javasolt **0,74 Bq/m²s** fluxus értéket tekintik a maximálisan megengedett értéknek (ami tehát 20-30-szorosa a háttérértéknek), bár a megengedhető fluxus értéket a megengedett többletdózis alapján is ki lehet számítani. Magyarországon, a hatóságok az amerikai szisztémát fogadták el (mint a legtöbb országban), és a 0,74 Bq/m²s értéket írják elő az uránbányászati maradékokból kiáramló radon-fluxus maximális megengedett értékére. A zagyteri meddők természetes állapotukban ennek sokszorosát bocsátják ki, általában 5-20 Bq/m²s. Természetesen az exhaláció számszerű értéke a zagytereken nagymértékben függ a feldolgozott érc minőségétől, azaz rádiumtartalmától.

Mivel a bányameddőkben az urán koncentrációja (és következésképpen a rádiumkoncentráció is) alacsony, ezért a bányameddők esetében a radon exhaláció általában minden beavatkozás nélkül is a 0,74 Bq/m²s érték alatt marad. A radon-probléma éppen ezért csak az ipari minőségű érc kémiai feldolgozásából

viSSzamaradó meddő esetében jelentkezik elsősorban, amelyek rádiumtartalma általában meghaladja 10 Bq/g értéket (a radon exhaláció pedig 5-10-szerese a megengedett értéknek). Mivel ez a meddő a zagyártározókon kerül elhelyezésre, ezért a radon-exhaláció csökkentése a **zagyártározók esetében merül fel** elsősorban.



90. ábra. A radon diffúziós állandójának függése a talaj porozitásától és vízzel való telítettségének mértékétől

A radon nemesgáz, ezért koncentrációjának csökkentésére kémiai megkötő anyagok nem jöhetnek szóba; a radon gáz kibocsátásának csökkentése csak diffúzió-gátlás révén oldható meg. Vízrétegen, a vízzel reakcióba nem lépő más gáz diffúziójához hasonlóan, a radon igen alacsony diffúziós állandó értékkel diffundál (10^{-10} m²/s nagyságrend). A porózus anyagokon való radon-diffúzióra, (ilyen anyagnak tekinthetők a természetes anyagok, a homok, az agyag, a lösz stb.) nagyságrendekkel nagyobb érték adódik, de az ezeken való diffúzió is nagymértékben csökkenthető az említett anyagok vízzel való telítésével. A radon diffúziója elsősorban a porózus anyag **vízzel való telítettségének mértékétől**

függ. Ebben a tekintetben átfogó vizsgálatokat Kanadában végeztek. A **90. ábra** közöljük a radon diffúziójára általuk (Rogers és munkatársai) kapott adatokat és a szerzők által a diffúziós állandó kiszámítására javasolt képletet.

$$D=0,07\exp[-4(m-mp^2+m^5)] \quad (4.1)$$

ahol: D_t a zagyterekről kiáramló radon diffúziós állandója, cm^2/s ,

m- a tárolt meddő vízzel való telítettség mértékét jelenti (0-1 értékhatarok között),

p- a diffúziós réteg, jelen esetben a tárolt meddő porozitása.

A diffúziós állandó értékének ismerete azért fontos, mert a diffúziós állandó szinte minden tapasztalati képletben szerepel.

Radon-exhaláció fedetlen zagy tározók esetében

A radon-exhaláció értékére (a zagy tározók esetére!) az alábbi közelítő képletet vezették le:

$$F_t=R*\rho*E*(\lambda D)^{1/2} \quad (4.2)$$

Ahol: R - a meddő rádium tartalma, Bq/kg ,

ρ - a meddő testsűrűsége, kg/m^3 ,

E - a radon emanációs tényezője (dimenzió nélküli szám),

λ -a radon bomlási állandója, $2,1 * 10^{-6} \text{ 1/s}$,

D - a radon diffúziós állandója, m^2/s .

A közelítő képlet olyan zagy tározók esetében használható, amelyeknek vastagsága meghaladja a néhány métert. Ilyen esetben a zagyréteg vastagságával nem kell számolni, mivel egy bizonyos rétegvastagságnál vastagabb rétegből áramló radon elbomlik, mielőtt az a felszínre érne.

Mint látható, fedetlen zagy tározók felületén mérhető radon-fluxus értéke a meddő rádium tartalmától, térfogatsűrűségétől és a radon gáz emanációs koefficiensétől és a diffúziós állandótól függ.

Példa

Számítsuk ki a fedetlen zagyterületen mérhető radon-fluxus értékét az alábbi esetre. A meddő rádium tartalma **10 Bq/g**, a tárolt szilárd meddő testsűrűsége 1600 kg/m^3 , a radon emanációs koefficiense 0,15 és a radon diffúziós állandója az adott viszonyok mellett $8 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$

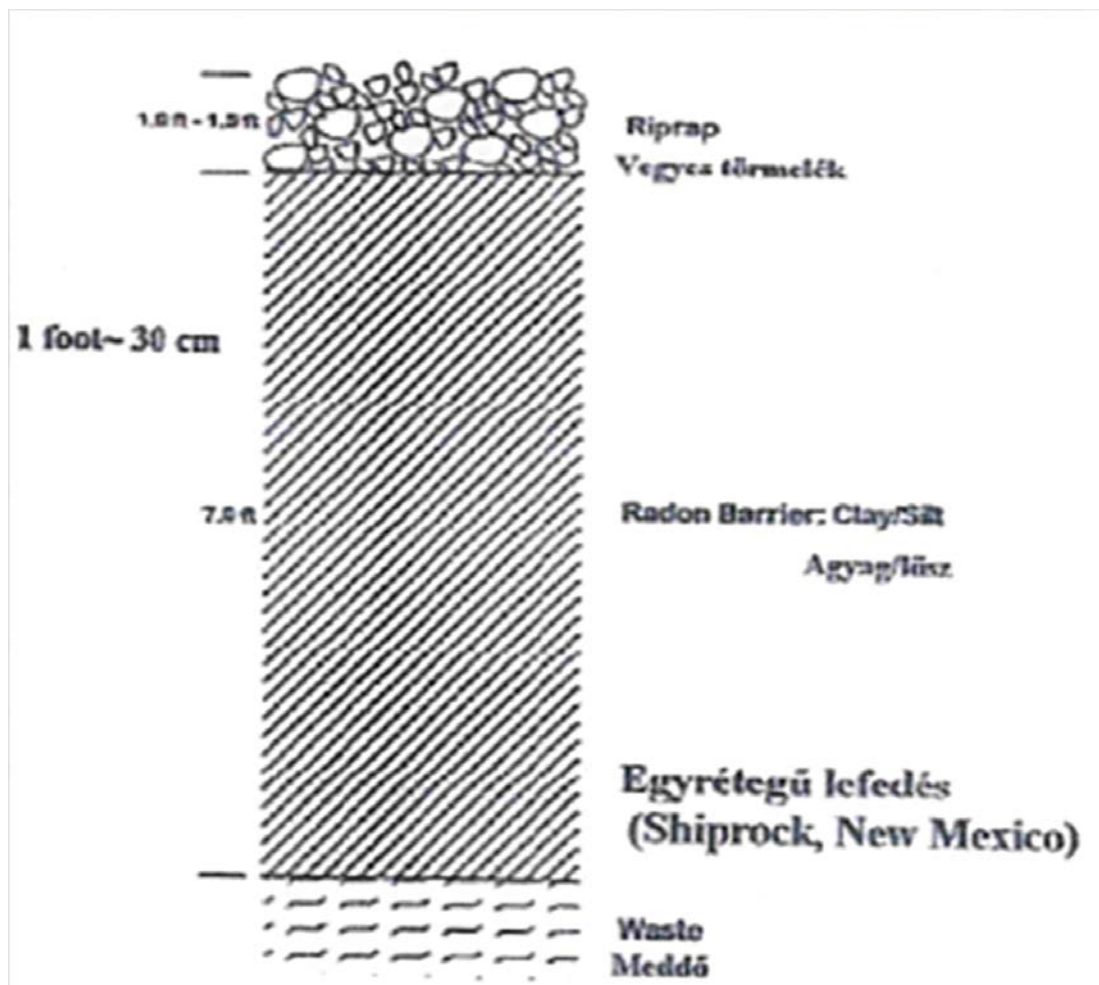
Megoldás

A számítást a fenti képlettel végezzük el.

$$F_t = R \cdot \rho \cdot E \cdot (\lambda D)^{1/2} = 1 \cdot 10^4 \text{ Bq/kg} \cdot 1,6 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3 \cdot 0,15 \cdot (2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1} \cdot 8 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s})^{1/2} \\ = 2,4 \cdot 10^6 \cdot 1,29 \cdot 10^{-6} = 3,09 \text{ Bq/m}^2\text{s}$$

Tehát a fedetlen zagyterület felszínén kb. $3,1 \text{ Bq/m}^2\text{s}$ radon-fluxussal kell számolni.

Fedőrétegek hatása a radon-exhalációra



91. ábra. Egyrétegű fedés (Shiprock, New Mxico)

Mivel a fedetlen zagytereken az előírtnál magasabb radon-exhaláció mérhető (a megengedett radon-exhaláció értéke általában a nemzetközi gyakorlatban $0,74 \text{ Bq/m}^2\text{s}$), a radon-exhaláció értékét csökkenteni kell. A csökkentés inert anyaggal, földdel való lefedéssel biztosítható.

A gyakorlatban két típusú lefedést alkalmaznak. Legegyszerűbb az ún. **egy rétegű, homogén** lefedés, amelynél egy fajta földet használnak fel, és többé-kevésbé homogén tulajdonságú réteget alakítanak ki, pl. úgy, hogy a takaró földet egyenletesen egyszerűen leborítják a zagyterre. Ezt a lefedési módot az első időszakban alkalmazták, elsősorban a radon-exhaláció csökkentése volt a cél. Ilyen megoldást látunk a shiprocki (USA) zagyártározó rekultivációja esetén a **91. ábra**, ahol kb. 210 cm-es agyagréteggel fedték le a tározót.

A zagyterek felszínén kialakuló radon-fluxus értékét a homogén földréteg csökkenti. A takaró réteg felszínén kialakuló radon-fluxus értéke az alábbi közelítő képlettel számítható ki.

$$F_c = F_t \exp(-(\lambda D_c)^{1/2} \cdot x_c) \quad (4.3)$$

ahol:

F_c a lefedett zagyter felületén mérhető radon-fluxus értéke, $\text{Bq/m}^2\text{s}$,

F_t - a fedetlen zagyter felületén mérhető radon-fluxus értéke, $\text{Bq/m}^2\text{s}$,

x_c - a takaró réteg vastagsága, m,

D_c - az adott rétegben kialakuló radon-fluxus értéke, m^2/s .

A radon-exhaláció értéke tehát a takaró rétegben kialakuló radon diffúziós állandótól és a takaró réteg vastagságától függ.

Számítási példa.

Számítsuk ki, hogy egy zagyteret lefedve, milyen értékű radon-exhaláció lehet számítani az alábbi feltételek esetén.

A fedetlen zagyter felszínén mérhető radon-exhaláció $3,1 \text{ Bq/m}^2\text{s}$, a takaró réteg vastagsága **1 m**, a radon diffúziós állandója a takaró rétegben (pl. lösz) $4 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$.

Megoldás.

A számítást a fenti képlet segítségével végezzük el.

$$F_c = F_t \exp(-(\lambda D_c)^{1/2} x_c) = 3,1 \exp(-((2,1 \cdot 10^{-6} / 4 \cdot 10^{-7})^{1/2} \cdot 1)) = 3,1 \exp(-5,25^{1/2} \cdot 1) = 3,1 \exp(-2,29) = 3,1 \cdot 0,101 = \mathbf{0,313 \text{ Bq/m}^2\text{s}}$$

Tehát a lefedett zagyter felszínén mérhető radon-exhaláció várhatóan 0,31 Bq/m²s lesz, tehát a hatóságok által megengedett maximális érték alatt marad.

A rétegvastagságának növelésével a fluxus értéke tovább csökkenthető, pl 2 m vastag réteg esetén:

$$F_c = F_t \exp(-(\lambda D_c)^{1/2} x_c) = 3,1 \exp(-((2,1 \cdot 10^{-6} / 4 \cdot 10^{-7})^{1/2} \cdot 2)) = 3,1 \exp(-5,25^{1/2} \cdot 2) = 3,1 \exp(-10,58) = 3,1 \cdot 0,0102 = \mathbf{0,031 \text{ Bq/m}^2\text{s}}$$

Tehát a fedőréteg vastagságának növelésével a zagyterek felszínéről kiáramló radon mennyisége igen jelentősen csökkenthető.

Radon-exhaláció a több rétegű lefedés esetén

Az egyrétegű fedés hátránya, hogy az agyag megrepedezhet és a rétegen jelentős mennyiségű víz szivároghat a zagyter belsejébe. Lényegében a beszivárgás csökkentésére fejlesztették tovább a befedési gyakorlatot és határozták meg (USA Környezetvédelmi Hivatala) azt a standard fedőrétegsort, amelyben különböző funkciójú rétegek találhatók.

Ezeket a rétegeket funkciójukkal együtt a **92. ábra** mutatjuk be.

A többféle anyagból álló fedőréteg elemei az alábbi funkciók ellátását biztosítják:

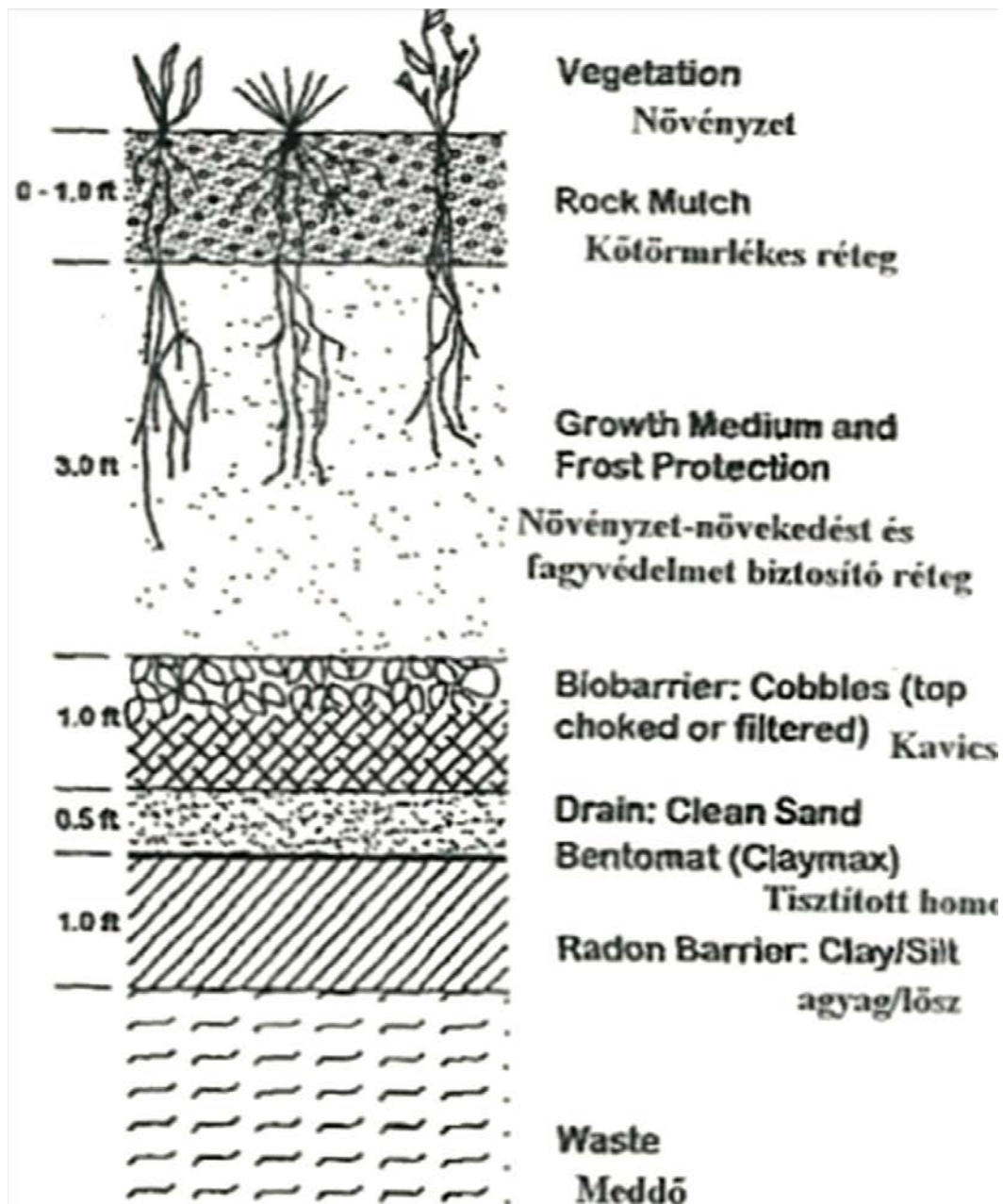
- növénytakaró számára megfelelő feltételek;
- rágcsálók mélyebb rétegekbe való lehatolásának megakadályozása (kavics);
- a tápzonán átszivárgó víz jelentős részének elvezetése (homok drenázs);
- radonkiáramlás mérséklése és a vízbeszivárgás csökkentése (lössz/agyag réteg alkalmazása).

A több rétegből kialakított fedőréteg tehát a radon-fluxus csökkentése mellett egy sor további funkciót is ellát.

Több rétegű lefedés esetén a radon-fluxus számítása bonyolultabb, bizonyos elhanyagolással azonban használhatjuk az egy rétegű lefedésre alkalmazott képletet, azzal, hogy az F_t helyére mindég az előző rétegen átjövő fluxus értéke

értendő (ugyancsak nem követünk el nagy hibát, ha a radon-fluxus számításánál csak a legkisebb diffúziós állandójú rétegre végezzük el a számítást).

Radon-gát céljára és egyben vízzáró réteg kialakítására ($k =$ vagy $< 10^{-9}$ m/s) legmegfelelőbb az agyag². A drenázs céljára a mosott homok, biológiai gát céljára a kőtörmelék vagy kavics, a növénytakaró kialakulását a tápanyaggal ellátott földréteg biztosítja.

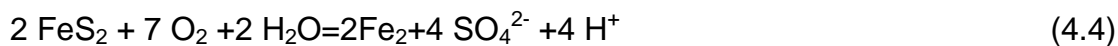


92. ábra. Réteges fedés összetevői

² Agyag helyett használható bentonittal feljavított homok vagy lösz.

9.6.3.2 Szivárgásvédelem, vízminőség védelem

A szilárd hulladékokból a csapadékvíz kisebb-nagyobb mértékben kioldja a kőzetalkotókat és azokkal együtt a radioaktív komponensek egy részét is. Amennyiben a meddő kémiai kezeléssel származik, akkor a meddő oldott komponenseket is tartalmaz, amelyek vízzel ugyancsak kimosódnak és a szivárgó vízzel a talajba kerülhetnek, szennyezve a talajvizet. A meddőkön átszivárgó víz különösen akkor okoz környezeti problémát, ha a meddő piritet vagy egyéb szulfidásványt tartalmaz, amelyből a csapadékvízben oldott oxigén hatására kénsav képződik az alábbi egyenlet szerint:

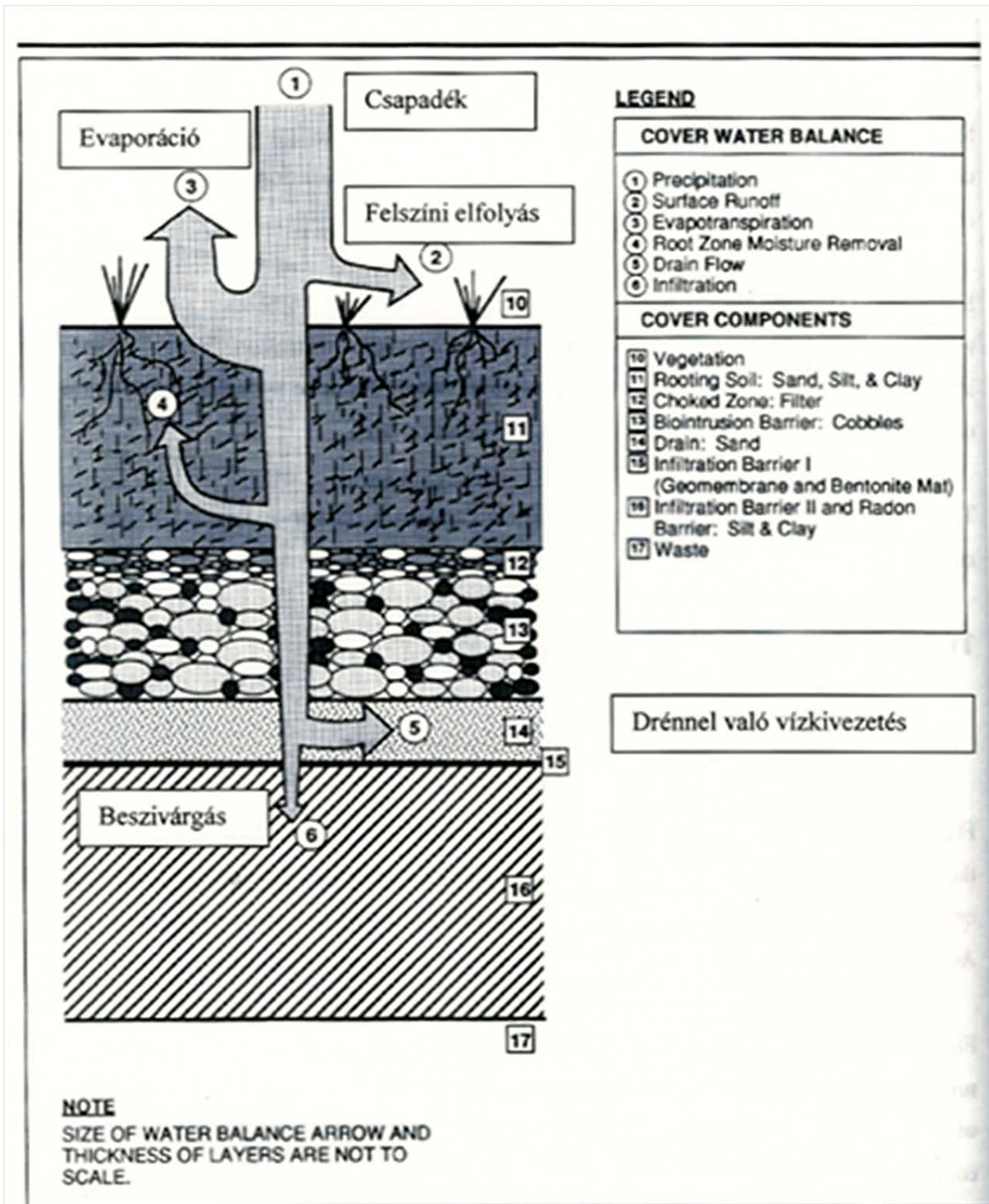


Ennek megakadályozására, és a vízi úton terjedő szennyezők visszatartása céljából, a meddőket a lehetőséghez képest jó vízzáró réteggel is le kell fedni, ami egyben biztosítja levegővel való érintkezés mérséklését is.

A vízháztartás számítása meglehetősen bonyolult feladat és ezt általában speciális programok segítségével végzik (pl. az amerikai HELP-modell) a takaró rétegben felhasználni kívánt talaj talajfizikai jellemzőinek ismeretében. Mindazonáltal általában a 10^{-9} m/s szivárgási tényezőjű anyag (esetleg bentonittal dúsított lösz) beépítésére törekednek, amelyet 45-60 cm vastagságban javasolnak alkalmazni, de minimális rétegvastagságként 30 cm-t jelöl meg az irodalom. Ilyen esetben általában biztosítható, hogy az átszivárgó víz mennyisége 20-40 mm/év közelében maradjon 600 mm/év csapadék mellett, vízzáró réteg nélkül a szivárgás értéke a mi éghajlati viszonyaink mellett elérheti az évi 120-150 mm-t. A szigetelő réteg egyben radongátként is funkcionál.

Az egyes rétegek szerepét a vízháztartásban **93. ábra** szemlélteti. A felszínre kerülő csapadék egy része a felületről elfolyik, másik része a talajba kerül, amelynek egy részét a növényzet elpárologtatja. A beépített drenázs ugyancsak elvezeti a víz egy részét, és csak az ezután megmaradó víz szivárog a meddőbe (az ábrán a 6-os számmal jelölt rész). Ennek mennyiségét alapvetően a vízzáró réteg vízáteresztő képességi tényezője (**k**) határozza meg.

A vízáteresztő képesség csökkentése céljából gyakran alkalmaznak **geomembránt** is, ennek azonban hosszú távú élettartama nem ismert.



93. ábra. Fedőréteg vízforgalma

A növénytakarónak igen nagy szerepe van a párolgás elősegítésében, ezzel együtt az átszivárgó víz mennyiségének a csökkentésében.

Az utóbbi időszakban ismét felvetődött a drenázs elhagyásának lehetősége. A HELP-moddal végzett számítások azt mutatják, hogy ilyen esetben a növénytakaró

segítségével kell elvonni az egyébként drenázssal elvezetett víz nagy részét, ami úgy érhető el, hogy mélyebb gyökérszónájú növénytakarót alakítanak ki a rekultivált meddőn.



94. ábra. Zagytaórozó fedése és a rétegek tömörítése

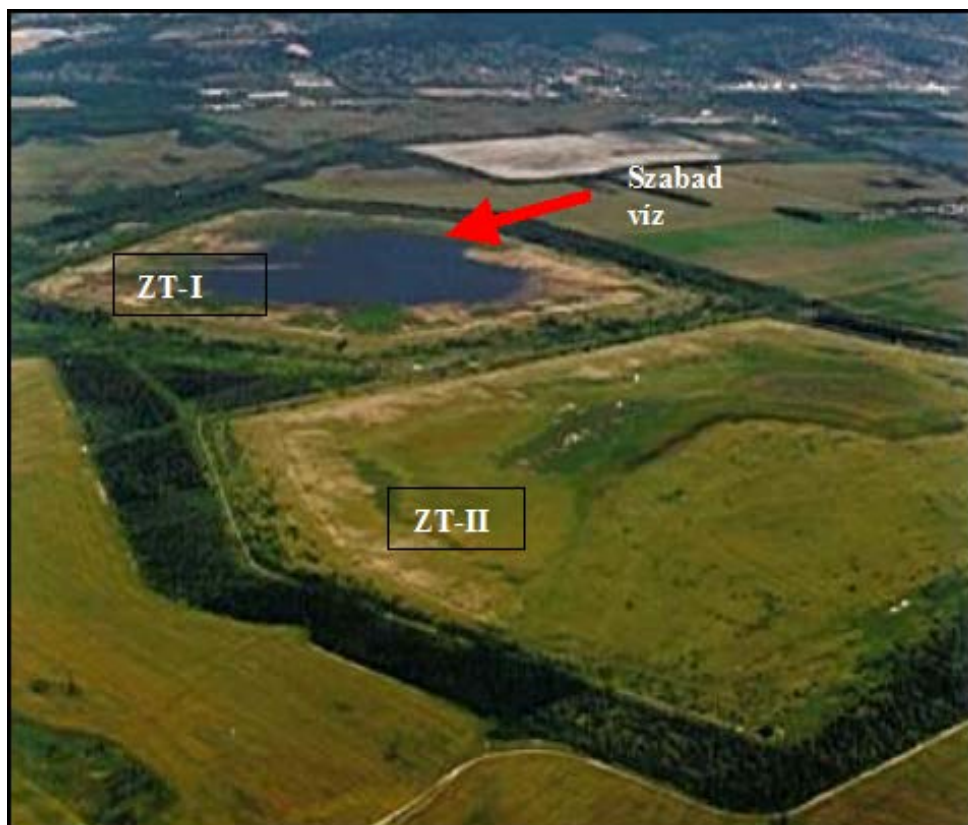
A **94. ábra** bemutatjuk a MECSEK-ÖKÓ Zrt I. sz. zagytaórozójának fedésére tervezett rétegrendet és a HELP-modell segítségével kiszámított és a fedőréteg vízháztartási adatait.

Mint látható, a 650 mm csapadékból kb. 30 mm vízbeszivárgás várható a zagytaórtbe 80-100 cm gyökérmélységű növényzet telepítése esetén (párolgás ~580 mm, felszíni elfolyás ~ 40 mm).

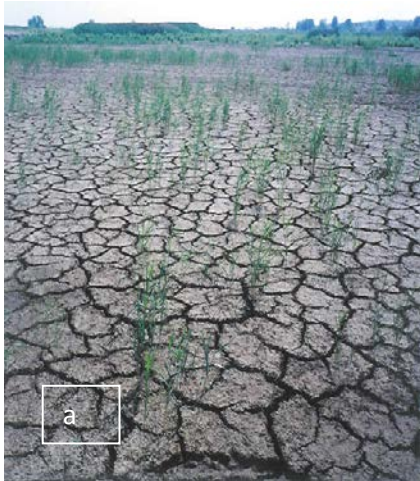
A **94. ábra** zagytaórozó fedőrétegeinek építése látható. Mind a radon-visszatartó képesség növelése mind pedig a vízáteresztő képesség minimalizálása céljából nagyon fontos a szigetelő réteg tömörítése. A rétegek erózió-állósága az első időszakban sok gondot jelenthet, amelyet hatékonyan csak a növénytakaró kialakulása old meg (**95. ábra**).



95. ábra. Vízeroszió a fedőrétegben



96. ábra. Zagyatározók és a szabadvízzel borított iszapmag



97. ábra. Az iszapmag stabilizálása a zagyártározón

a- szikkadó iszapfelszín, b-geoanyagok terítése, c- vertikális drenázs kialakítása az iszapmagban, d- anyagáthalmozás a gátból a geoanyagokkal szilárdított az iszapmagra

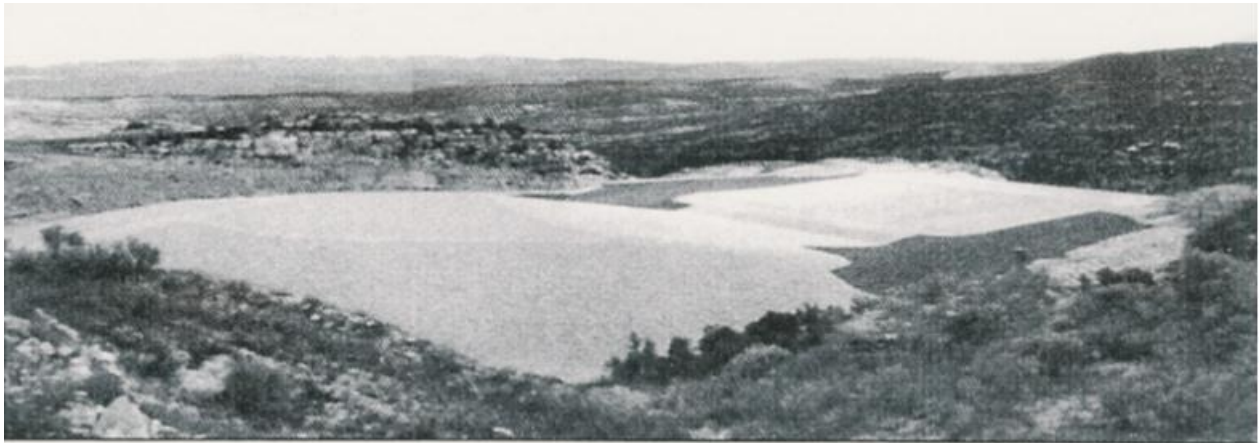
Külön kell megemlíteni az iszapmag stabilizálását (stabilizálás alatt - kisé leegyszerűsítve-, a felület teherhordó képességének növelését értik). A **96. ábra** a MECSEK-ÖKO Zrt két zagyártározója látható, amelyen 20,3 Mt meddő és több százezer m³-nyi szabad víz volt az üzemelés alatt. A zagyártározók rekultivációját megelőzően az iszapmagról el kell távolítani a szabad vizet. Ezt követi a szikkadási időszak, amelynek során a zagyártározó híg iszapot tározó részének (iszapmag) felülete kezd megszilárdulni. Amikor a felület nyírószilárdsága (az iszap teherhordó képességét leginkább a nyírószilárdsággal lehet jellemezni) legalább az 5 kN/m² értéket eléri, megkezdődhet a felület stabilizálása. A felületstabilizálás első lépése szintetikus geoanyagok elhelyezése a felületen amellyel a felületet alkalmassá teszik arra, hogy kisebb munkagépekkel földmunkát lehessen végezni a felületen. A zagyártározó gáttestéből bizonyos mennyiségű anyagot áthalmoznak a georáccsal és geotextiliával megerősített szikkasztott zagyfelszínre. Ez az áthalmozott anyag

(gyakorlatilag jó vízvezető képességgel rendelkező homok) egyben terhelő anyagként is szolgál, amelynek hatása alatt az iszapból vízkiszorítás történik. Ennek következtében az iszap nyírószilárdsága tovább nő, és fokozatosan megkezdődhet a fedőrétegek elhelyezése.

Zagyfelület stabilizálásának munkafázisait láthatjuk a **97. ábra**.

Takaró réteg tervezésének további szempontjai

A fentiekben láttuk, hogy a mind a radiológiai szennyezők mind az egyéb kémiai szennyezők kiáramlásának mérséklése a meddők lefedésével oldható meg. A meddők a takaró réteggel való lefedése védelmet nyújt az emberi szándékos behatolás ellen is, amennyiben részben hozzáférhetetlenné teszi a meddő széthordását tudatlanságból vagy felületességből ilyen vagy olyan célból.



The U.S. Nuclear Regulatory Commission licensed the Naturita, Colorado, Disposal Cell in 1999. An UMTRCA Title II disposal cell to the right of the cell contains raffinate crystals from the UMETCO mill at Uravan, Colorado.

98. ábra. Kavics-védőréteggel borított rekultivált zagyártározó (Colorado, USA)

Mivel a meddők radioaktivitása csak több százezer év múlva csökken a jelenlegi aktivitás kb. tizedére, és ezt követően is a háttérérték felett marad a meddő urántartalma által meghatározott mértékben több százezer évig. Ezért gondoskodni kell a fedőréteg hosszú idejű stabilitásáról is. A nemzetközi ajánlások szerint a hosszú idejű stabilitást **minimum 200 évre** kell biztosítani. Ez mindeneelőtt a takaró réteg eróziójának lehető legkisebb értéken való tartását jelenti. Ennek biztosítására a legfelső réteget gyakran kötörmelékkel, vagy az USA-ban gyakran kavicsal borítják el, ha erre van lehetőség. Ez látható a **98. ábra**, amely **Colorado** folyó medréről kikotort kavicsal fedett zagyártározót ábrázol.

Bármilyen körültekintő tervezést is végeznek, elkerülhetetlen, hogy a lefedett meddön időnként ne kelljen utógondozási munkát végezni. Ezért az a gyakorlat alakult ki (pl. az USA-ban), hogy a rekultivált meddőket időszakonként szemrevételezik, és ha szükséges megfelelő karbantartási munkákat végeznek.

Ez tehát azt jelenti, hogy a zagytereket lefedésük után sem szabad magukra hagyni, azokat gondozni kell, azok államilag garantált felügyeletet igényelnek.

9.6.4 Rádiummal és uránnal szennyezett vizek tisztítása

9.6.4.1 Rádium kivonása szennyezett vizekből

A természetes vizek 0,04-0,06 Bq/l körüli koncentrációban tartalmazzak rádiumot, tehát ez a rádiumkoncentráció tekinthető háttérértéknek. Ipari szennyezett vizekben Magyarországon a kibocsátható maximális rádiumkoncentráció 1,1 Bq/l. Ez az érték országonként változik, és esetenként függ a befogadóba való kijutás esetén várható hígulás mértékétől is. Mindenesetre az uránipari szennyezett vizek jelentős részében **(elsősorban a zagyteri vizek)** rádiumkoncentráció meghaladja ezt az értéket, ezért a kibocsátásra kerülő vizet rádium-mentesíteni kell.

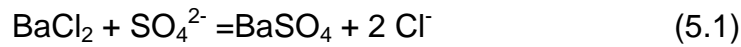
A rádiummentesítést a szokásos kémiai víztisztítási módszerektől eltérő módon és elvek alapján kell megoldani. Ezek a módszerek az ioncsere, és az együtt-leválás (co-precipitáció) elveinek alkalmazásával oldhatók meg az alábbi módszerekkel:

- Szelektív ioncserélő gyantával (ezt a módszert a legutóbbi években fejlesztették ki);
- Aktív mangán-dioxiddal vagy mangán- (III-IV)-hidroxiddal;
- Bárium-kloriddal (bárium-szulfáttal való co-precipitáció).

A fenti módszerek közül ipari méretben a bárium-klorid alkalmazásán alapuló rádium-mentesítési módszer terjedt el.

A rádium bárium-kloriddal való kivonása azon alapul, hogy a bárium a szulfátionokkal nehezen bárium-szulfátot képez, és a rádiumionok könnyen beépülnek a bárium-

szulfát kristályrácsába a két elem hasonlósága következtében. Így tehát bárium-szulfátot választva le a szulfátionokat tartalmazó vízből, leválik a vízben lévő rádium is:



Ismeretes, hogy **Maria Curie** is ezzel a módszerrel választotta ki a rádiumot az uránszurokércből, tehát az általa alkalmazott rádium-kiválasztási módszer még napjainkban is szinte az egyedüli iparilag alkalmazott módszer a rádium oldatokból való kivonására.

Iparilag a víz rádium-mentesítését úgy végzik, hogy elkészítenek kb. 100 gBa/l koncentrációjú oldatot kristályos bárium-klorid oldásával ($\text{BaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Ebből az oldatból kb. 0,1 l-nyi mennyiségű oldatot adagolnak m^3 -enként a rádium-mentesítendő vízhez állandó keverés mellett. A kivált bárium-szulfát magával ragadja a már említett co-precipitáció révén a rádiumot is, és így a rádium nagy része csapadékba kerül. A kivált bárium-szulfát csapadékot ülepítik, esetenként vas-(III)-hidroxiddal együtt, (amelyet vas -(III)-klorid adagolásával állítanak elő magában a tisztítandó vízben). A kivált és sűrített csapadékot elválasztják a víztől és hulladéktárolóba helyezik, a tisztított víz pedig a befogadóba kerülhet.

A fenti módszerrel általában **0,3 Bq/l** maradék aktivitás koncentrációig tisztítható a rádiummal szennyezett víz. Ennél nagyobb mértékű tisztítás nanoszűrés és fordított ozmózis alkalmazásával érhető el.

9.6.4.2 Szennyezett vizek uránmentesítése

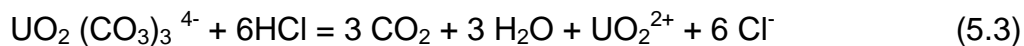
Az uránipari szennyezett vizek természetesen oldott uránnal is szennyezettek. Különböző országokban a kibocsátott vízben az urán megengedett koncentrációjára különböző értékeket szabnak meg a hatóságok. Ezek az értékek 15-20 $\mu\text{g/l}$ értéktől (USA, Románia) 2,5 mg/l értékig változnak (Kanada), Magyarországon ez az érték 2 mgU/l. Az urán, a rádiummal ellentétben olyan kémiai koncentrációban fordul elő az uránipari szennyezett vizekben, hogy oldhatatlan vegyületek formájában is kiválasztható, tehát eltávolítható a vízből. Így a szennyezett vizek tisztítására kémiai lecsapáson és ioncserés eljárásokon alapuló módszereket egyaránt használják.

9.6.4.2.1 Kémiai lecsapáson alapuló módszerek

Az urán az alkáli fémekkel és alkáli földfémekkel általában nehezen oldható csapadékot képez semleges vagy lúgos közegben (karbonátok távollétében!!), és jól kötődik különböző hidroxidok felületén, elsősorban vas-(III)- hidroxid felületén.

Éppen ezért a vízből az uránt igen gyakran a legolcsóbb lúg, a mésztej segítségével vonják ki egyszerűen úgy, hogy a vízhez kis mennyiségű (1-2 kg/m³) kalcium-oxidot tartalmazó mésztejet vagy nátrium-hidroxidot (ez ugyan drágább, de a technológiai rendszer kezelése egyszerűbb) adnak. Az urán ilyen körülmények között lecsapódik néhány más jelenlévő szennyező komponenssel együtt.

Mivel az urán a természetes vizekben általában karbonát-komplexek³ formájában van jelen, amelyek lúggal nehezen bonthatók meg, ezért az urán teljesebb leválasztása céljából az urán komplexeit savval, pl. sósavval előzetesen meg kell bontani.



Ezután az urán könnyen csapadékba vihető, pl. mésztejjel:



Mésztejjel leválnak egyéb kationok is, pl. a vas (III)-ionok is, így a csapadék urán mellett tartalmaz más elemeket is.

A csapadék ülepítésének elősegítésére ülepítő szert lehet adagolni 5 g/m³ körüli fajlagos mennyiségben, ha a csapadékot a tisztított víztől, pl. sűrítőben kívánják elválasztani. Ha tároló medencébe kerül a kezelt víz, amelyben elegendő idő áll rendelkezésre a két fázis szétválására, akkor ülepítőszer adagolás nem szükséges.

³ Az urán hat vegyértékű formában uranil-ionként vagy ennek komplexei formájában van jelen a vízben

9.6.4.2.2 Ioncsere segítségével történő uránkivonás

Az urán a természetes vizekben általában anion komplexei formájában van jelen, ezért anioncserélő gyantákkal kivonható a vízből.



Ahol: **R-Cl** a klorid formájú anioncserélő gyantát jelenti.

Az ioncsérés eljárás lényegét tekintve azonos vagy legalább is nagymértékben hasonló az ércfeldolgozásnál ismertetett folyamattal.

Ioncsere segítségével való uránmentesítés lehetővé teszi a kivont urán kereskedelmi minőségű koncentrátum formájában való kinyerését.

9.6.4.2.3 In situ víztisztítás

Az uránnal szennyezett talajvíz *in-situ* urán-mentesítési módszerekkel is tisztítható. A legutóbbi években e módszerek közül a permeábilis reaktív gátak alkalmazása került előtérbe.

A reaktív gátak működési mechanizmusa a **99. ábra** látható. A szennyezett víz vándorlási irányába olyan reaktív anyagot helyeznek el, amely reagál a szennyező anyaggal és megfelelő mechanizmusok révén vagy megkötődik a reaktív gátban vagy egyéb módon kerül ki a vízből. A módszert elsősorban szerves klorid szennyezők eltávolítására alkalmazzák, de előnyösen használható a módszer nehézfémek eltávolítására is. A módszer csak olyan esetekben használható, amikor a szennyezett víz réteg vízzáró réteg felett helyezkedik el, és a gát a vízzáró rétegbe illeszthető.

Az urán talajvízből igen jó hatásfokkal leválasztható fém vassal:

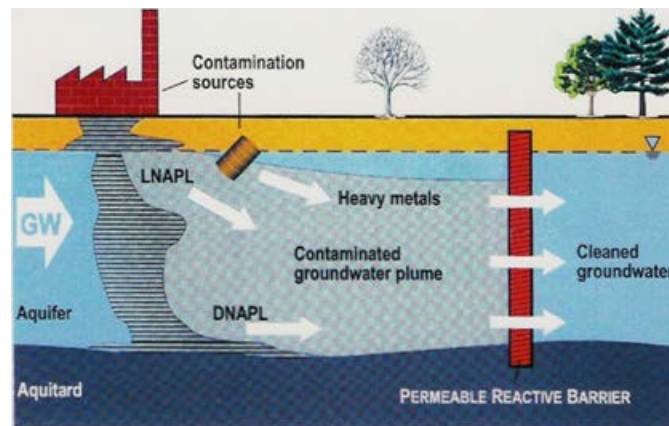


(s- index a szilárd fázist jelenti)

Az urán tehát redukálódik és U(IV)-oxidok, hidroxidok (amelyek oldékonysága sokkal kisebb, mint a vízben eredetileg jelenlévő U(VI)-ionoké)

formájában kiválik a vízből. A fenti folyamat mellett az urán vízből való eltávolításában feltételezhetően szerepe van a képződő vas(III)-hidroxid szorpciós tulajdonságainak is. A végeredmény az urán igen hatékony kivonása az áramló talajvízből.

MECSEK-ÖKO Zrt-nél vas-alapú kísérleti reaktív gát létesült EU-projekt keretében. A gát kiváló eredménnyel üzemel minden felügyelet nélkül, a gáton átszivárgó víz urántartalma a belépő 1 mg/l értékről 0,01 mg/l értékre csökken.



99. ábra. Permeabilis reaktív gátak működési elve

9.6.5 Vízminőség helyreállítás az uránipari objektumok környezetében

Az uránipari tevékenység gyakori velejárója, hogy a zagyatározók környezetében vagy a perkolációs területek környékén a talajvíz elszennyeződik különböző kémiai anyagokkal, elsősorban magnézium-szulfáttal, nátrium-kloriddal, nátrium-szulfáttal. Ilyen esetekben az elszennyeződött talajvíz minőségének helyreállítása céljából a szennyezett vizet ki kell emelni, és kibocsátás előtt általában tisztítani kell. A tisztítási módszerek a jelenlévő komponensektől függenek: nátrium vegyületeket általában csak nanoszűréssel vagy fordított ozmózissal lehet kivonni a vízből. Magnézium vegyületek kivonása elvégezhető mésztejes kezeléssel. Zagyterek környezetének tisztítása rendszerint hosszadalmas folyamat, mivel a szennyező anyagok gyakran nagy vízmennyiségeket szennyeztek el. A zagyatározók környezetében a talajvíz olyan esetekben szennyeződhet el, amikor azok szigetelése az építés időszakában elmaradt és a tározó alatt nincs összefüggő agyagréteg. Ilyen szituáció több zagyatározón is kialakult,

többek között a MECSEK-ÖKÓ Zrt zagyártózái esetében is, amelyekről mintegy 20 millió m³-nyi technológiai oldat szivárgott el. Ennek következtében a zagyterek körül a talajvíz magnézium-szulfáttal, kisebb mértékben nátrium-kloriddal, kalcium-kloriddal elszennyeződött. Az elszennyeződött talajvizet kitermelő kutakkal és mély-drenázssal termelik ki folyamatosan.

Kérdések

- 1 Mi a atomerőművek természetes uránban kifejezett éves igénye jelenleg ?
- 2 Milyen okokkal magyarázható a közelmúltban tapasztalható uránár növekedés?
- 3 Mit értünk szegényített urán kifejezés alatt, és milyen folyamat során képződik?
- 4 Miért alkalmazható az urán vizes oldatokból való kivonására anoincserélő gyanata?
- 5 Milyen vegyületeket használnak az urán leválasztására az uránkoncentrátum gyártásánál?
- 6 Mi a célja a zagyártózákra kijuttatott zagy mésztejes kezelésének?
- 7 Az uránérc feldolgozása után visszamaradó meddőzagy radioaktivitása miért csökken csak kis mértékben az eredeti értékhez képest?
- 8 Milyen környezeti következménye lehet annak, ha a meddőzagy mésztejes kezelését csak pH~7 körüli értékig végzik el és ezzel a pH-értékkel juttatják ki a zagyterre?
- 9 Milyen tényezők befolyásolják legnagyobb mértékben a radon diffúzióját talajrétegben?
- 10 Miért nem köthető meg kémiai anyagokkal a radongáz?
- 11 Mi a szerepe a drenázs-rétegnek a zagyártózáok fedési rétegsorában?
- 12 Mi a két legfontosabb szerepe a növénytakarónak a zagyártózáok lefedésénél?
- 13 Milyen folyamat révén kötődik meg az urán a talajvízből a vas-alapú reaktív gátban?

Felhasznált irodalom

IAEA-TECDOK-1419, pp. 145.

In: Soil and Sediment Remediation (Edited by Lens, P., Grotenhuis, T., Malina, G. and Tabak, H.) IWA Publishing, UK. 2005.

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1982): Management of Wastes from Uranium Mining and Milling. Proceedings of an International Symposium jointly organized by the IAEA and the OECD Nuclear Energy Agency, Albuquerque, May 10-14, 1982, IAEA, Vienna.

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1992): Current Practices for the Management and Confinement of Uranium Mill Tailings. Technical Report Series, No. 335, IAEA, Vienna

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1992): Measurement and Calculation of Radon Releases from Uranium Mill Tailings. Technical Report Series No. 333, IAEA, Vienna.

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1993): Uranium Extraction Technology. Technical Report Series, No. 359, IAEA, Vienna, 81 p.

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1995): Planning and management of uranium mine and mill closures. TECDOC 824, IAEA, Vienna.

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1996): Planning for environmental restoration of radioactively contaminated sites in Central and Eastern Europe. TECDOC 865, IAEA, Vienna

International Atomic Energy Agency (IAEA, 1997): Planning for environmental restoration of uranium mining and milling sites in Central and Eastern Europe. TECDOC 982, IAEA, Vienna.

International Atomic Energy Agency (IAEA, 2000): Site characterisation techniques used in environmental restoration activities. TECDOC 1148, IAEA, Vienna.

International Atomic Energy Agency (IAEA, 2002): Technologies for the treatment of effluents from uranium mines, mills and tailings. TECDOC 1296, IAEA, Vienna.

International Atomic Energy Agency (IAEA, 2002): The Uranium Production Cycle and the Environment. IAEA, Vienna.

International Atomic Energy Agency: Annual Report, 1999 p.130. Vienna

K.E Roehl, T. Meggyes, F.-G. Simon, D.I. Stewart: Long-term Performance of Permeable Reactive Barriers, 2005 Elsevier

L. Lopez: Uranium in Argentina. IAEA Technical Meeting in Mendoza, Argentina,

M. Csővári, I. Benkovics, Zs. Berta, J. Ébervalvi, J. Csicsák, Zs. Lendvai: Treatment of liquid effluents from uranium mines and mills during and after operation.

M. Csővári, Zs. Berta, J. Csicsák, G. Földing and A. Várhegyi (2005): Treatment of a mining site.

Morrison, S.J., Spangler, R.R. (1992) Extraction of Uranium and molybdenum from aqueous solutions: A Survey of Industrial Materials for Use in chemical Barriers for Uranium mill Tailings Remediation. *Environ. Sci. Technol.* 1992, V. 26, pp. 1922-1931.

OECD-IAEA (1990): Uranium Resources, Production and Demand. OECD, Paris.

OECD-IAEA (1999): Environmental Activities in Uranium Mining and Milling. OECD, Paris.

OECD-IAEA (2000): Uranium 1999 - Resources, Production and Demand. OECD, Paris.

OECD-IAEA (2002): Uranium 2001 - Resources, Production and Demand. OECD, Paris.

OECD-IAEA (2005): Uranium 2005 - Resources, Production and Demand. OECD, Paris.

Pool, T.C. (2002): Technology and the uranium industry. IAEA, Vienna.
Seaborg, G.T. (1949): The transuranium elements. Research Papers, National Energy Series, Div. IV, 14B New York, McGraw-Hill Book Co.
Tratnyek, P. G. (1996) Putting corrosion to use: remediating contaminated groundwater with zero-valent metals. *Chemistry and Industry*. 1 July 1996. pp 499-503.

10 Atomerőművek és környezeti hatásaik

10.1 Az atomerőművek rövid története (Divós Ferenc)

A nukleárisenergia a csillagokban fúzió révén keletkezik. Így a napsugárzás által létrehozott energia mint pl. a szél, vagy a fotoszintézis következtében a növényzetben raktározott energia mind-mind nukleáris eredetű, beleértve az élelmiszereinkben raktározott energiát is. Ősidők óta együtt élünk a nukleáris eredetű energiával.

Nukleáris energiatermelés a földön természetes körülmények között, maghasadás útján már évmilliókkal ezelőtt létrejött. Ezt 1972-ben fedezte fel Francis Peririn francia fizikus, aki a Közép Afrikai Gabon uránbányájának urán izotóp összetételét vizsgálta, és azt találta, hogy a természetben jelenleg 0,72%-os gyakorisággal előforduló U-235 izotóp kisebb (legalacsonyabb mért koncentráció 0,44%) koncentrációban fordul elő, ami kiégés következménye. A kiégés tényét az uránércben megtalált hasadvány termékek jelenléte is igazolta. A mai napig 15 ilyen természetes reaktort találtak. Az egyes reaktorok termikus teljesítménye 100kW lehetett és pulzálnak működtek. Mintegy 1500 millió évvel ezelőtt a természetes urán U-235 izotóp koncentrációja magasabb (2,4%) volt a jelenlegi 0,72%-nál, mivel felezési ideje 0,7 millió év, míg az U-238 izotópé pedig 4,5 millió év. Tehát a mai fogalmainkkal dúsított urán állt rendelkezésre. A kőzetek repedéseibe befolyó esővíz moderátorként szolgált. A láncreakciót az urán spontán maghasadása indította be és mintegy 2,5 óra elteltével a hasadványtermékek, elsősorban a Xe-135 reaktor mérge felszabadulása miatt leállt. A Xe-135 bomlása miatt néhány óra elteltével a láncreakció ismét beindult, mindaddig, amíg a vizet el nem forralta és a kőzet kiszáradt. Ez a jelenség a xenon lengés, amit 1944-ben Hanfordban ismertek fel. Víz beszívargása után újból indult az egész folyamat mindaddig, amíg az U-235 kiégése (elfogyása) ezt lehetővé tette. A természetes reaktorok létezését már 1956-ban Paul Kuroda fizikus megjósolta és 1972-ben meg is találták. Ma már nincsen esély arra, hogy a természetben spontán reaktorok jöjjenek létre.

Az elő ember által épített reaktor 1942. december 2-án Fermi vezetésével Szilárd Leó és Teller Ede jelenjében kezdett működni a "Manhattan-project" részeként azzal a céllal, hogy plutóniumot termeljen. 1955-ben Fermi és Szilárd közösen 2,708,656 számon szabadalmat jelentettek be az USA-ban hasadási reaktorra. Az

első reaktorok célja a plutónium termelés volt, de viszonylag hamar megkezdődött a reaktorok energetikai hasznosítása is. Kezdetben a melléktermékként keletkezett hőenergiát nem hasznosították. Az első alkalom, amikor nukleáris energiával villamos áramot állítottak elő 1951. december 20-án történt az USA-ban, lásd a **100. ábra.**



100. ábra. Az első izzók, melyeket nukleáris energiával megtermelt árammal működnek, 1951-ből, USA, Idaho állam, EBR-1 azaz Kísérleti Tenyésztő Reaktor.

A nukleáris energia termelés következő állomása a Obnyinszkhoz (Oroszország) kötődik. 1954. június 26-án kezdett el működni a világ első atomerőműve, ami 5 MW teljesítményével a villamos hálózatra csatlakozott és 2000 lakást látott el. A reaktor grafit moderátoros és vízhűtéses volt. Feltehetően a plutónium termelő reaktorok mintájára tervezték.

A békés, kereskedelmi célú nukleáris energetika születésnapját 1953. december 8-ára is tehetjük. Ekkor hangzott el Eisenhower elnök híres "Atoms for Peace" beszéde. Az elnök beszédében javasolta a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség létrehozását, amely szervezet feladatát úgy jelölte meg, hogy dolgozzon ki "módszereket, melyek segítségével a hasadóképes anyagokat az emberiség békés céljainak szolgálatába lehet állítani. Szakértőket kell megbízni, hogy az atomenergiát a mezőgazdaság, orvostudomány és más békés tevékenységek számára felhasználhatóvá tegyék. Kiemelt cél lehet a világ energiaínségben szenvedő területeinek bőséges elektromos energiával történő ellátása." A beszéd hatására 1954. szeptemberében kezdték el a világ első kereskedelmi atomerőművének

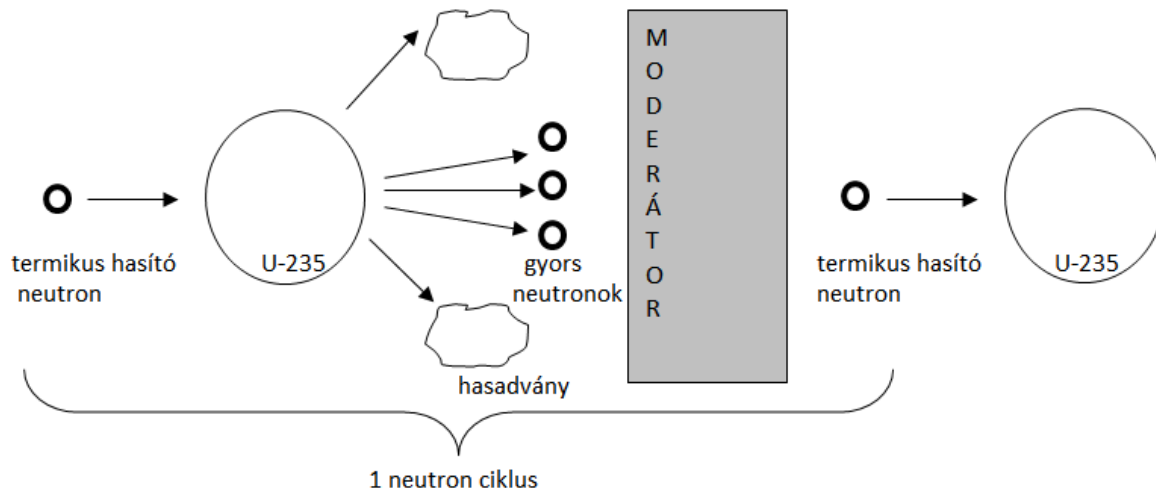
építését Shippingport-ban, az USA-ban. Elektromos áramot Pittsburgh-nak szolgáltatott először 1957. december 23-án. A Shippingport reaktor nyomottvizes típus volt, 230 MW termikus teljesítménnyel. Az elektromos hálózatra 60 MW-ot szolgáltatott. A nyomottvizes reaktortípust eredetileg Rickover admirális ösztönzésére a haditengerészet részére, anyahajók meghajtására fejlesztették ki. Ma ez a legelfogadottabb, legbiztonságosabbnak tekintett atomreaktor koncepció.

Számos reaktortípust fejlesztettek ki, közülük azokat, melyekből több erőmű is épült. Ezek a nyomottvizes, forralóvizes, nehézvizes, grafitmoderátoros és tenyésztő reaktor. Előbb azonban nézzük meg közelebbről a láncreakciót, ami lehetővé teszi a nukleáris energia békés célú hasznosítását. 2006. szeptemberében 442 reaktor termelt áramot, 370 GW összteljesítménnyel.

10.2 Az atomerőmű működési elve –Divós Ferenc

Egy reaktorban a következő anyagok találhatóak: hasadó anyag, moderátor, szerkezeti anyag. Egy termikus neutron hatására bekövetkező hasadás során az U-235-ből átlagosan 2,47 darab 1 MeV energiájú gyorsneutron, kettő hasadvány termék és 200 MeV energia keletkezik, lásd a **101. ábra**. Ez az energia túlnyomó részben a hasadványok mozgási energiájaként végül a hasadás helyének közvetlen környezetét melegíti. A keletkezett gyorsneutronok a moderátor anyagban (kis rendszámú anyag) lelassulva termikus neutronokká szelídülnek. A termikus neutron termikus egyensúlyba kerül a környezetével, ami 0,025 eV energiát jelent szobahőmérsékleten. Mivel a hasadást lényegében termikus neutronokkal tudjuk előidézni, ezért feltétlenül szükséges a neutronok lelassítása. A lassításra, moderálásra a gyakorlatban vizet H₂O, nehézvizet D₂O és szenet használnak. A lassítás annál hatékonyabb, minél kisebb az adott izotóp tömege. Ezért a legjobb moderátor a hidrogén. Mintegy 18 hidrogénen történő ütközés hatására a gyorsneutron már termikussá lassul. A lassításnál azonban figyelembe kell venni azt is, hogy a moderátor anyag a neutronot el is nyelheti. Ezt a hidrogén meg is teszi, és deuteron lesz belőle. Ezért van az, hogy nem a víz, mint hidrogéndús anyag, a legjobb moderátor, hanem a deuteronokból felépülő nehézvíz, mivel sokkal kisebb valószínűséggel tud neutronot befogni. A szén ugyan lényegesen nehezebb, mint a hidrogén, de rendkívül alacsony neutron befogási hatáskeresztmetszet e miatt jó moderátor. Szén alkalmazásával a neutronok energiaeloszlását a nagyobb energiák

felé lehet eltolni a vízzel moderáláshoz képest. Ez fontossá válik a plutónium termelésekor. Plutónium a természetben nem fordul elő, reaktorokban U-238-ból neutron befogással és kettős bétabomlással keletkezik. Felezési ideje 24 ezer év és az U-235-höz hasonlóan kiváló hasadóanyag.



101. ábra. Egy neutron ciklus. A hasító termikus neutron átlagosan 2.47 gyors neutront hoz létre. A gyors neutronok a moderátorban lelassulva a moderátoron, szerkezeti anyagon részben elnyelődve újabb hasításra kész termikus neutron áll elő.

Végezzünk el egy gondolatkísérletet! Legyen a reaktorunkban adott pillanatban 100 db olyan termikus neutronunk, mely az urán üzemanyagban abszorbeálódik, és kíséjük figyelemmel a 100 db neutron sorsát egy neutron ciklus során. Az események a következők:

- 10 db befogódik az U-235-ben úgy, hogy nem idéz elő hasadást
- 36 db befogódik az U-238-ban és nem okoz hasadást. Ebből jön létre a Pu-239
- 54 db hasadást okoz az U-235 magokon. Ebből $54 \cdot 2,474 = 134$ db hasadási gyorsneutron keletkezik, (az U-238 gyorshasításakor közel 3 db).

A 134 db gyorsneutron sorsa pedig a következő:

- 2 gyorsneutron hasadást okoz az U-238 magokon. Ebből 6 db gyorsneutron keletkezik
- 132 pedig lelassul 0,1 MeV-ig a rezonancia energia felső határáig.

Összesen 138 db 0,1 MeV energiájú neutronnal számolunk. Ezek sorsa a következő:

- 15 db a rezonancia tartományban, lassulás közben az U-235 magban befogódik.
- 123 db elkerüli a befogást a rezonancia tartományban, és termikus energiára lassul le.

A 123 db termikus neutronból:

- 15 db elnyelődik a moderátorban, vagy a szerkezeti anyagokban.
- 8 db a reaktor véges méreténél fogva kirepül a reaktorból.
- 100 db hasításra kész neutron áll rendelkezésre a következő ciklusra.

A számpéldánk éppen egy önfenntartó, állandó neutrons számú u.n. kritikus reaktort ábrázol.

A teljes ciklus végén rendelkezésre álló termikus neutronok számát elosztjuk a ciklus kezdetén meglévő neutronok számával, kapjuk az effektív sokszorozási tényezőt, melynek jele k . Ha k kisebb, mint 1, akkor a neutronok száma csökken. Ezt az állapotot szubkritikus állapotnak hívjuk. Ha $k=1$, akkor a reaktor kritikus, a neutron szám és a teljesítmény állandó, ha pedig $k>1$, akkor a reaktor szuperkritikus.

Reaktivitásnak nevezzük és ρ -val jelöljük a következő mennyiséget: $\rho = (k-1)/k$, ahol k az effektív sokszorozási tényező. Kritikus reaktor esetén a reaktivitás 0, szubkritikus esetben negatív, szuperkritikus állapotban pedig pozitív a reaktivitás. A reaktor szabályozása a reaktivitás változtatását jelenti rövid ideig 0-tól eltérő reaktivitást állítanak be mindaddig, amíg a kívánt neutrons számot, illetve a vele arányos teljesítményt el nem érik. Ha ez megtörténik, akkor a 0 reaktivitás fenntartása a cél.

Neutronok nem csak a hasadás pillanatában keletkeznek, hanem egyes hasadványokból (7 db) késve lép ki neutron. Az effektív felezési idő 10 másodperc. Az összes neutron mindössze 6,4 ezreléke késő neutron, de ennek komoly szerepe van a reaktor szabályozhatóságában. Időt enged a beavatkozásra. Ha a reaktivitás kisebb mint +6,4 ezrelék, akkor a neutrons szám változása az időben lassú. Ezen érték felett pedig rendkívül gyorsan változik a neutron szám. Ezt az esetet hívjuk megszaladásnak. Ez az eset csak baleseti szituációban, vagy hadászati alkalmazásoknál fordul elő.

Most pedig építsünk reaktort! Ehhez szükségünk lesz:

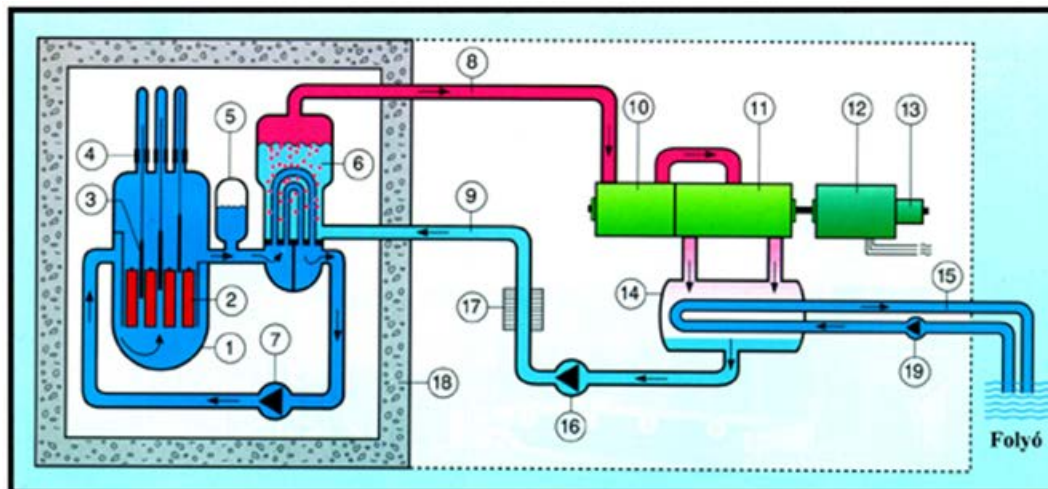
- üzemanyagra: urán, 235-ös izotópban dúsított uránra, esetleg plutóniumra,
 - moderátorra: víz, nehézvíz vagy (rossz esetben) szénre,
 - hűtőközegre: víz, széndioxid, hélium, folyékony fém, pl. nátrium, vagy ólom,
 - szerkezeti elemekre, pl. fűtőelemet burkoló vékony cirkónium, tartály, csövek,
- ...

Az évek során sokféle reaktor típust konstruáltak. A teljesség igénye nélkül a legfontosabbnak vélt megoldásokat vesszük számba.

10.3 Atomerőmű típusok (Divós Ferenc)

Nyomott vizes reaktor (PWR).

A nyomott vizes reaktor a nevét a 100 bar-t meghaladó nyomású víznek köszönheti, ami egyben a moderátor anyag és a hűtőközeg. PWR megjelölés az angol „Pressurized Water Reactor” kezdőbetűiből származik és a **102. ábra** szemlélteti.



102. ábra. A nyomottvizes reaktor felépítése.

1 Reaktortartály	8 Frissgőz	14 Kondenzátor
2 Üzemanyag kazetta	9 Tápvíz	15 Hűtővíz
3 Szabályozórudak	10 Nagynyomású turbina	16 Tápvíz szivattyú
4 Szabályozórúd hajtás	11 Kisnyomású turbina	17 Tápvíz előmelegítő
5 Nyomástartó edény	12 Generátor	18 Betonvédelem
6 Gőzfejlesztő	13 Gerjesztőgép	19 Hűtővíz szivattyú
7 Primer körü keringtető szivattyú		

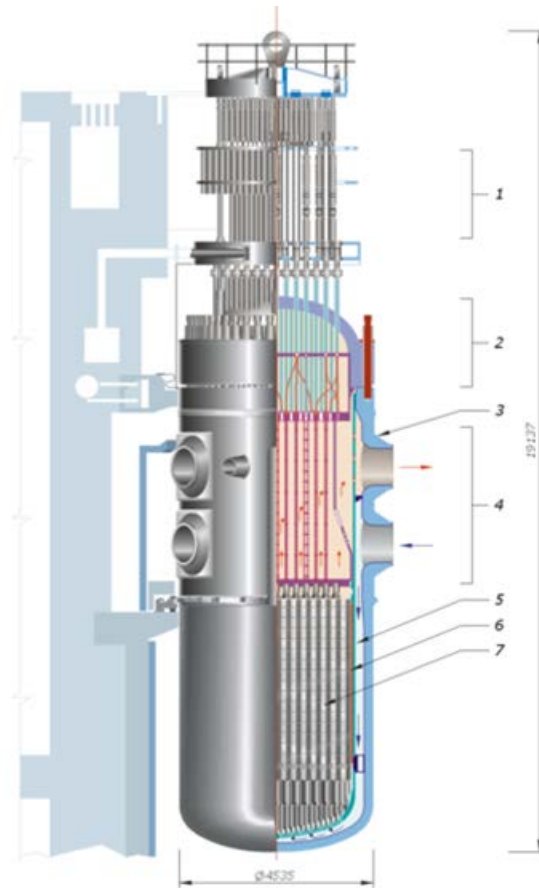
A paksi atomerőmű VVER-440-es típusú nyomott vizes rendszerű. Ezért ezt a típust a paksi példán keresztül mutatjuk be. Az üzemanyag 3,64 %-ban dúsított uránoxid, vékony, kb. 8 mm átmérőjű, pasztilla formájában áll rendelkezésre. Az urán pasztilla vékonyfalú cirkónium csőbe forrasztva, u.n. üzemanyag pálcába zárva kerül egy üzemanyag kötegbe, a kazettába. A kazetta hatszög alakú, és 126 üzemanyag pálcát tartalmaz. Az üzemanyag hossza 2,5 m és a **103. ábra** látható.



103. ábra. Üzemanyag kazetta mérethű hasonmása a paksi látogató központban.

A középső kazetta ki van bontva, hogy a belseje is látható legyen. A hatszög alakú kazetta kulcsmérete 144 mm, kívül cirkónium burkolat védi a 126 db üzemanyag pálcát, ami szintén cirkóniumból készült. A cirkónium alacsony neutron befogási hatáskeresztmetszete miatt alkalmas az üzemanyag közvetlen környezetében történő felhasználásra, ugyan is kevés neutron „fogyaszt”. Az üzemanyag pálcában uránoxid üzemanyag található. Egy kazetta 120kg üzemanyagot rejt.

Az üzemanyag kazetták nyomástartó edényben, reaktortartályba kerülnek, ahol 123 bar nyomáson 270 fokos vízzel hűtik a reaktort. A **104. ábra** mutatja a reaktortartályt. A kilépő víz hőmérséklete eléri a 300 fokot. A vizet nagy teljesítményű szivattyú keringteti a primer körben.



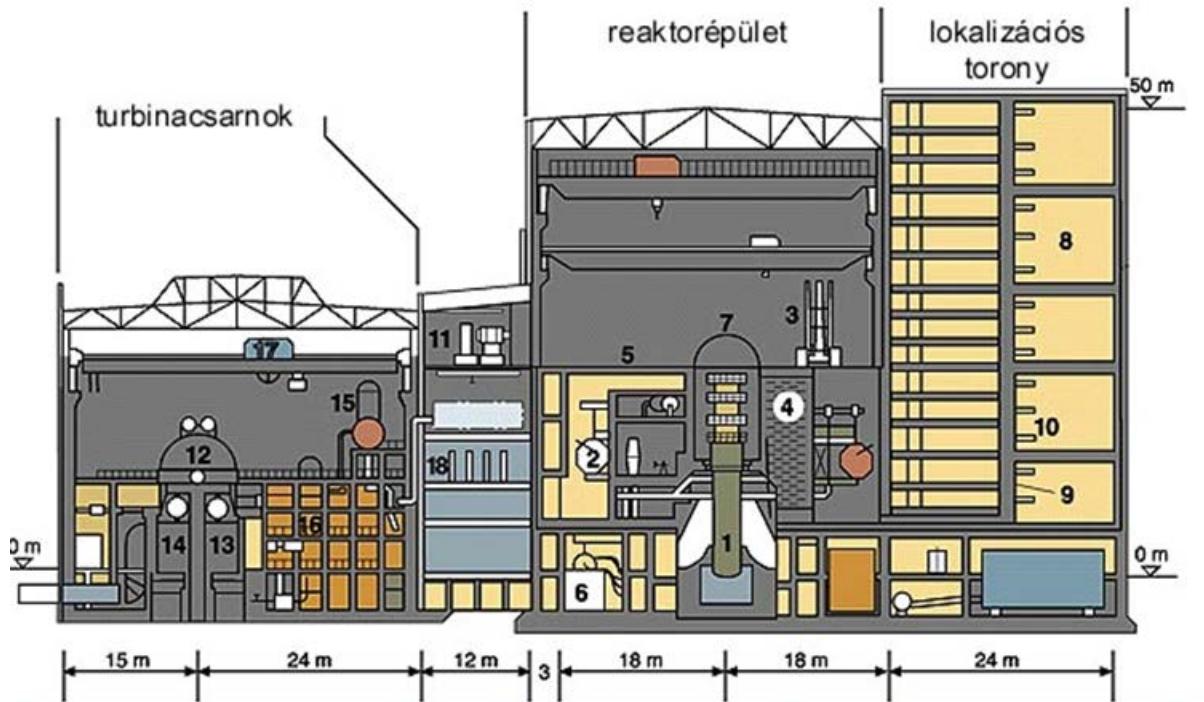
104. ábra. VVER-440 reaktor V230-as reaktortartálya.

Forrás: Wikipedia.

1. SZBV (Szabályzó és Biztonság Védelmi) rudak hajtása 37db ,
elektromágneses
2. Reaktor fedél a tömítésekkel és tőcsavarokkal
3. reaktor tartály, falvastagsága kb. 13 cm, anyaga 15H2MFA jelű acél
4. Csonkzóna a 6 hurokhoz tartozó ki (felső) és belépő (alsó) NÁ500-as csövek
csatlakozása a tartályhoz
5. Reaktor köpeny, ami hideg (270 C^o) vizet a tartály aljára kényszeríti
6. Reaktor kosár, ami tartja az aktív zónát
7. Aktív zóna a fűtőelemekkel

A reaktorból kilépő víz egy hőcserélőn (gőzfejlesztőn) keresztül átadja a megtermelt hőt a szekunder oldalnak, ahol az 56 bar-os gőz még cseppeket is tartalmaz. A friss gőz cseppeválasztók után kerül a turbina nagynyomású, később a kisnyomású házába. A nagynyomású ház rövid turbinalapátokat tartalmaz. A fáradt gőz a

kondenzátorban csapódik le. A kondenzátor lényegében egy másik hőcserélő, melyet hűtőtornyok, hűtővíz vagy folyó víz felhasználásával hűteni kell. A turbinával egy tengelyen található a generátor. A termelt villamos áramot feltranszformálva a hálózatra kerül, **105. ábra**. A nyomott vizes reaktorok előnye a nagyfokú biztonság, ebből a típusból épült eddig a legtöbb reaktor. Hátránya viszonylag alacsony hatásfok, kb. 30%, és az üzemanyag cseréje csak leálláskor, jelentős időráfordítással oldható meg.

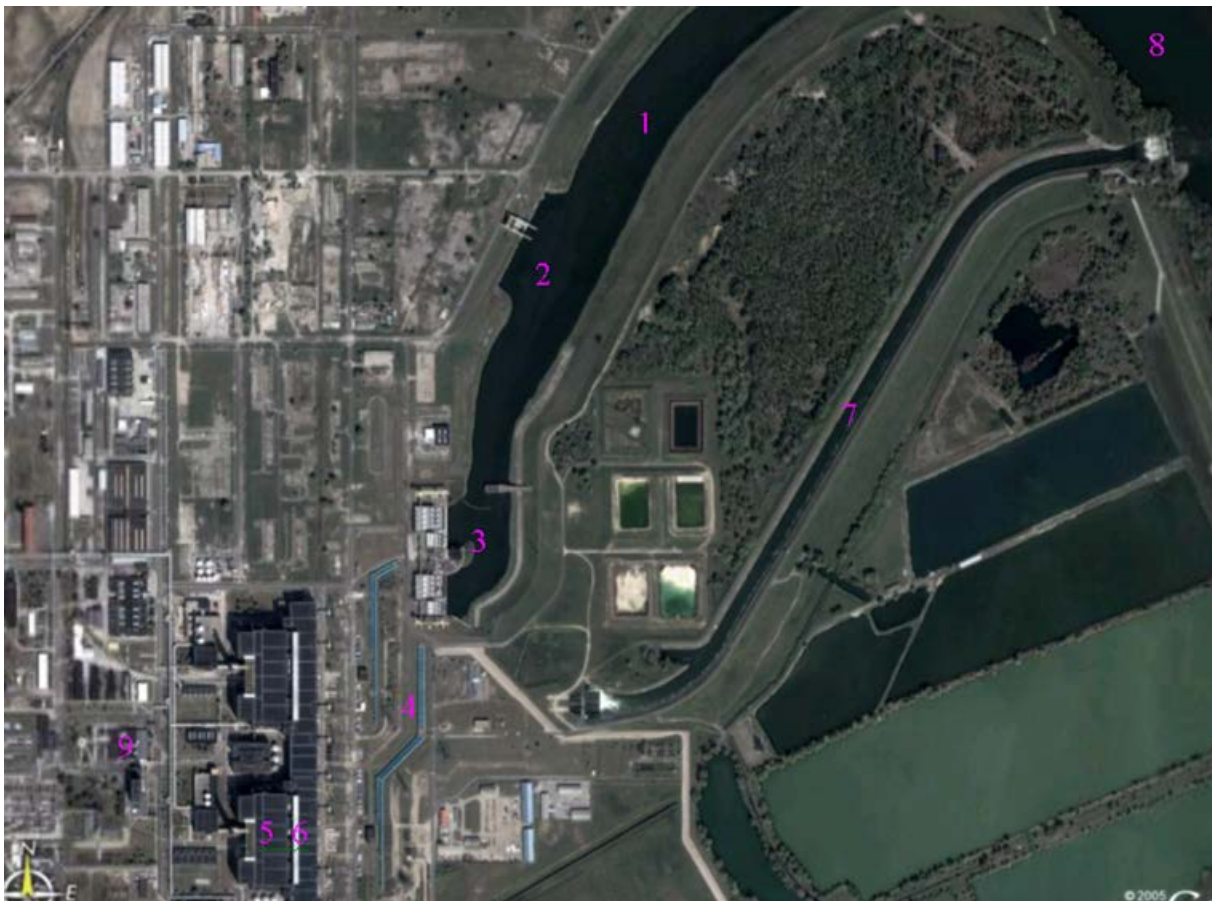


105. ábra. A paksi atomerőmű VVER 440-es blokk keresztmetszete, forrás: www.npp.hu

1 Reaktortartály	2 Gőzfejlesztő	3 Átrakógép
4 Pihentető medence	5 Biológiai védelem	6 Kiegészítő tápvízrendszer
7 Reaktor	8 Lokalizációs torony	9 Buborékoltató tálcák
10 Légcsapda	11 Szellőző rendszer	12 Turbina
13 Kondenzátor	14 Turbinaház	15 Gáztalanító tápvíz tartály
16 Előmelegítő	17 Turbinacsarnok daruja	18 Szabályzó és műszer helyiségek

A Paksi atomerőmű 4 reaktor blokkból áll, teljesítménye 1860 MW, ami a hazai elektromos fogyasztás 40%-át fedezi. Az első blokkot 1982 december végén kapcsolták hálózatra. A paksi blokkok a teljesítmény kihasználási tényező alapján a világ élvonalába tartoznak, és évek óta az első huszonöt blokk között szerepelnek.

A teljesítmény kihasználási tényező az adott évben az adott blokk által ténylegesen megtermelt és az elméletileg maximálisan megtermelhető villamos energia arányát mutatja. A tapasztalatok szerint a magas teljesítmény kihasználási mutató jó műszaki állapotot és jól felkészült személyzetet jelent. A paksi atomerőmű elsőként elégitette ki a volt keleti tömb atomerőművei közül a legkorszerűbb előírásrendszereket. A paksi reaktorblokkok a nukleáris biztonság szempontjából továbbra is megfelelnek a szigorú nemzetközi elvárásoknak. A következő ábrán a paksi atomerőmű VVER 440-es blokk keresztmetszete látható. A lokalizációs torony a primer kört magába foglaló hermetikus boxhoz kapcsolódik. A primer-köri 500 mm átmérőjű cső teljes keresztmetszetű törése esetén keletkező gőz lokalizálására szolgál. A gőz buborékolatató tálcákon keresztül jut a lokalizációs toronyba ahol lehűl. Ez a csőtörés egyike a hipotetikus üzemzavaroknak, melyek kezelésére az erőmű már tervezésétől fogva felkészült. A paksi atomerőmű nyomott vizes típusú és az alábbi ábrán madártávlatból látható:

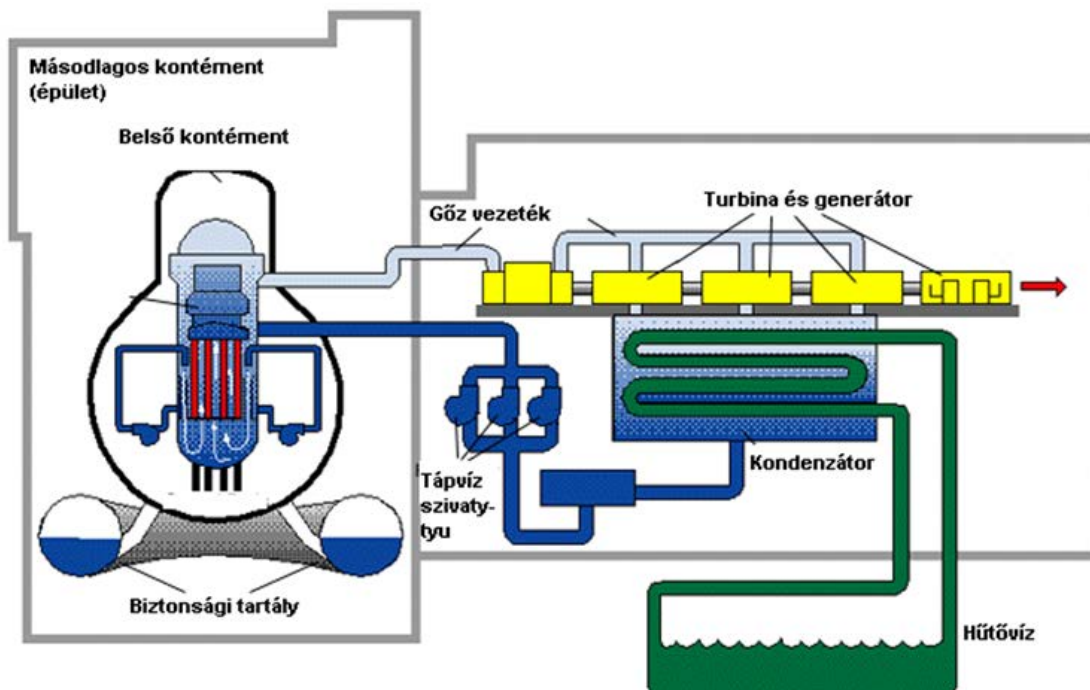


106. ábra. A paksi atomerőmű madártávlatból, forrás GoogleEarth, felvétel időpontja nem ismert:

- | | | |
|-------------------------|--------------------|------------------------------|
| 1) hidegvizes csatorna, | 2) kikötő, | 3) vízkivételi mű, |
| 4) hidegvíz vezeték, | 5) reaktor épület, | 6) turbina csarnok kb. 520m, |
| 7) melegvizes csatorna, | 8) Duna, | 9) látogató központ. |

Forralóvizes reaktor (BWR)

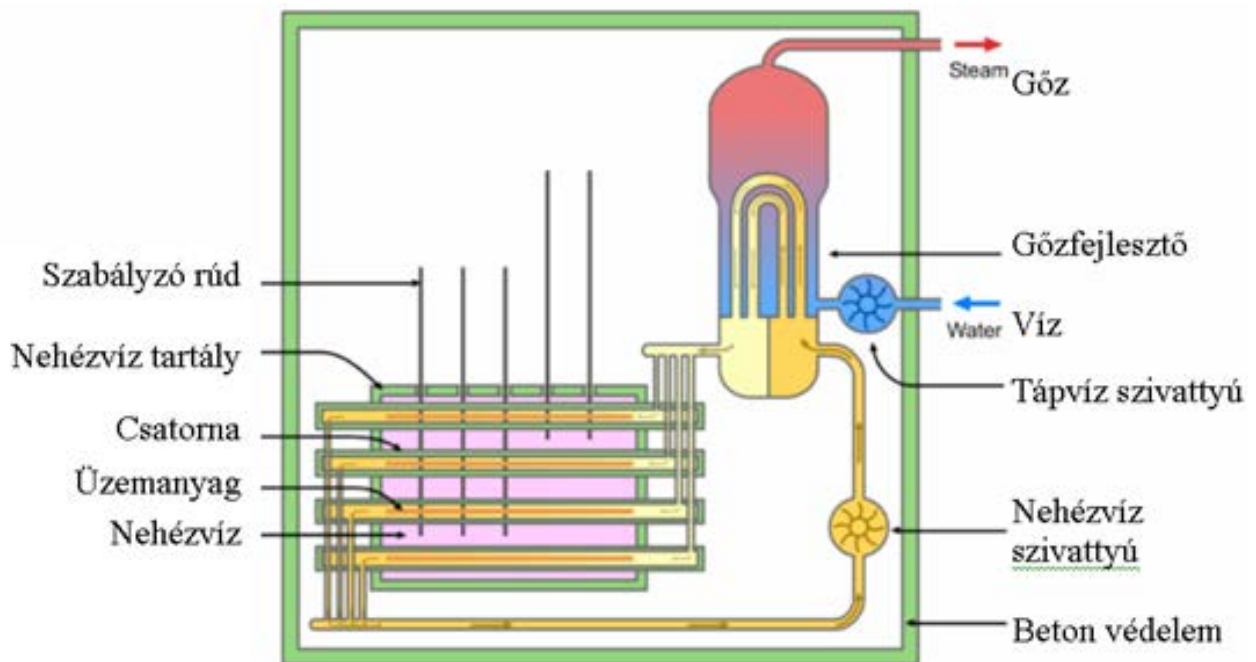
Az első forralóvizes reaktort a General Electric tervezte. Felépítése hasonlít a nyomott vizes reaktorhoz: reaktortartálya van, aktív zónája is hasonló, de kisebb nyomáson üzemel a reaktortartály (70 bar). Alapvető eltérés, hogy a reaktort forrásban levő víz hűti és a keletkező radioaktív gőz közvetlenül jut el a turbinára. Ez költségkímélő – megtakarítanak 1 hurkot, valamivel nagyobb hatásfokot (33%) lehet elérni, mint a nyomott vizes rendszerrel, de ennek ára is van, a turbinát radioaktív környezetben kell üzemeltetni, és a környezetbe kijutó hűtővizet csak 1 határoló fal, a kondenzátor választja el a primerköri közegtől, **107. ábra**. Ez biztonsági szempontból jelent hátrányt. A General Electric cégen kívül az ASEA-Atom, Kraftwerk Union és a Hitachi is gyárt forralóvizes reaktorokat. Számos országban üzemelnek BWR (Boiling Water Reactor) reaktorok: Finnország, Németország, India, Japán, Mexikó, Hollandia, Spanyolország, Svédország, Svájc, Tajvan. A ma üzemelő BWR reaktorok teljesítménye 570 és 1300 MW közé esik. Forralóvizes reaktor sematikus felépítését mutatja a következő ábra.



107. ábra. A forralóvizes reaktor, (BWR) felépítése.

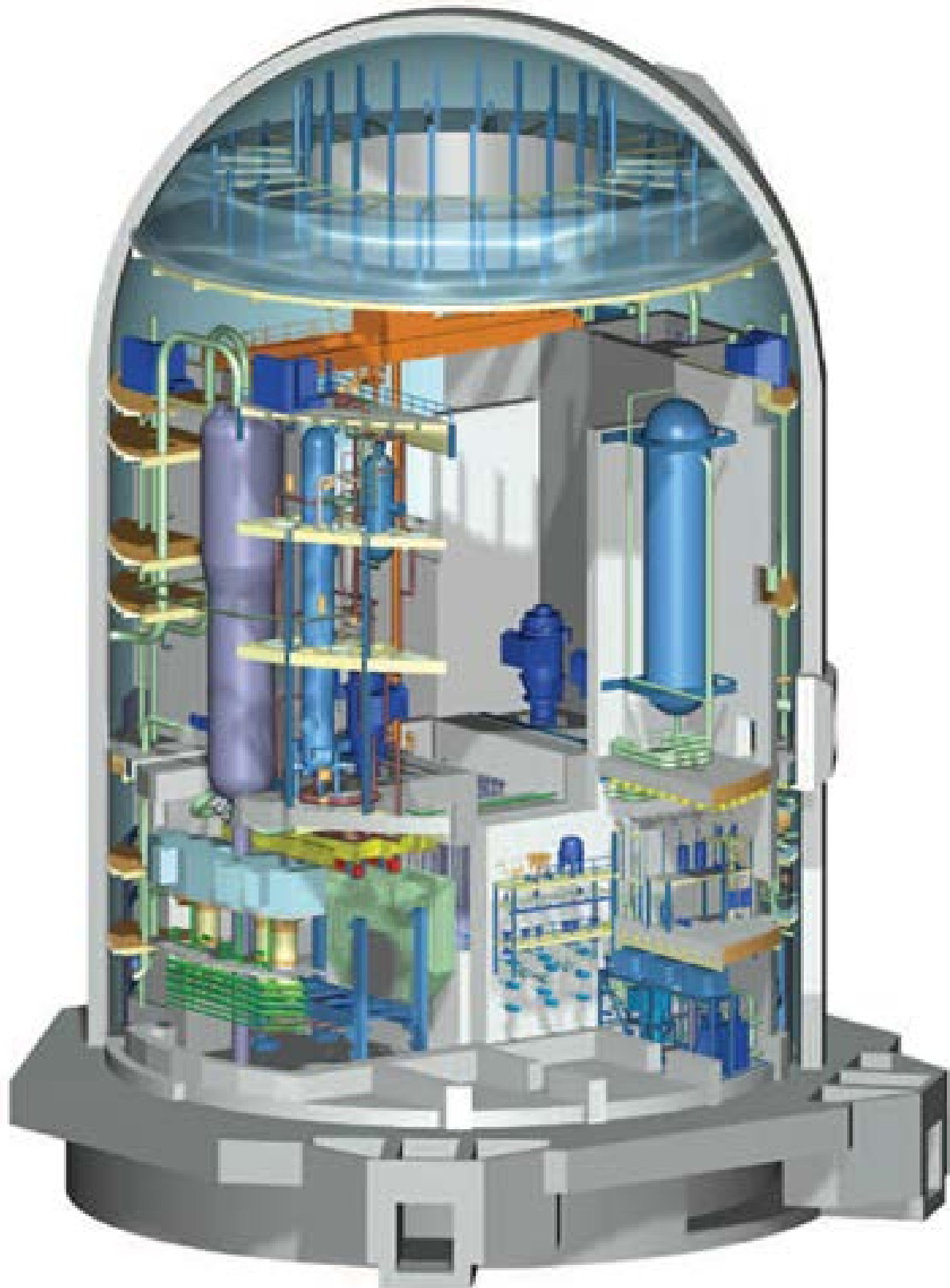
Nehézvizes reaktor (HWR)

A nehézvizes reaktorokban a moderátor és a hűtőközeg is nehézvíz (D_2O). A nehézvíz ugyan drága, de megéri az árát: ez a legjobb moderátor. Ezért a HWR-ek üzemanyaga csak alig (1-2 %-ra) dúsított, vagy akár természetes urán is lehet. A nehézvíz forrása nem megengedett, tehát a primer körben itt is a PWR-ekhez hasonló nagy nyomás uralkodik, **108. ábra**.



108. ábra. A nehézvíz moderátoros, csatorna elrendezésű CANDU reaktor felépítése.

A nehézvizes típus fő képviselője a kanadai CANDU reaktor. A CANDU-ban a moderátor és a hűtőközeg egymástól térben el van választva: a moderátor egy nagyobb tartályban van, amelyen belül helyezkednek el a vízszintes fűtőelem köteget körülvevő csövek. Ezekben a csövekben áramlik a hűtőközeg. Ennek a megoldásnak az az előnye, hogy nem kell az egész reaktortartályt nagy nyomás alatt tartani (a forrás elkerülésére), hanem elég, ha a nyomást a csövek veszik fel. Ezt az elrendezést nyomott csöves reaktornak nevezik. A moderátor felmelegedése sokkal kisebb, mint a hűtőközegé, nem elegendő gőztermeléshez, ezért ez a hő a gőztermelés szempontjából elveszik, **109. ábra**. A meleg, nagy nyomású hűtőközeg a PWR-ekhez hasonlóan a gőzfejlesztőbe kerül, ahol felforralja a szekunder oldalon levő könnyűvizet. A típus előnye, hogy az üzemanyagot leállítás nélkül, üzem közben is cserélni lehet benne.



109. ábra. CANDU reaktor 3D-s elrendezés vázlata.

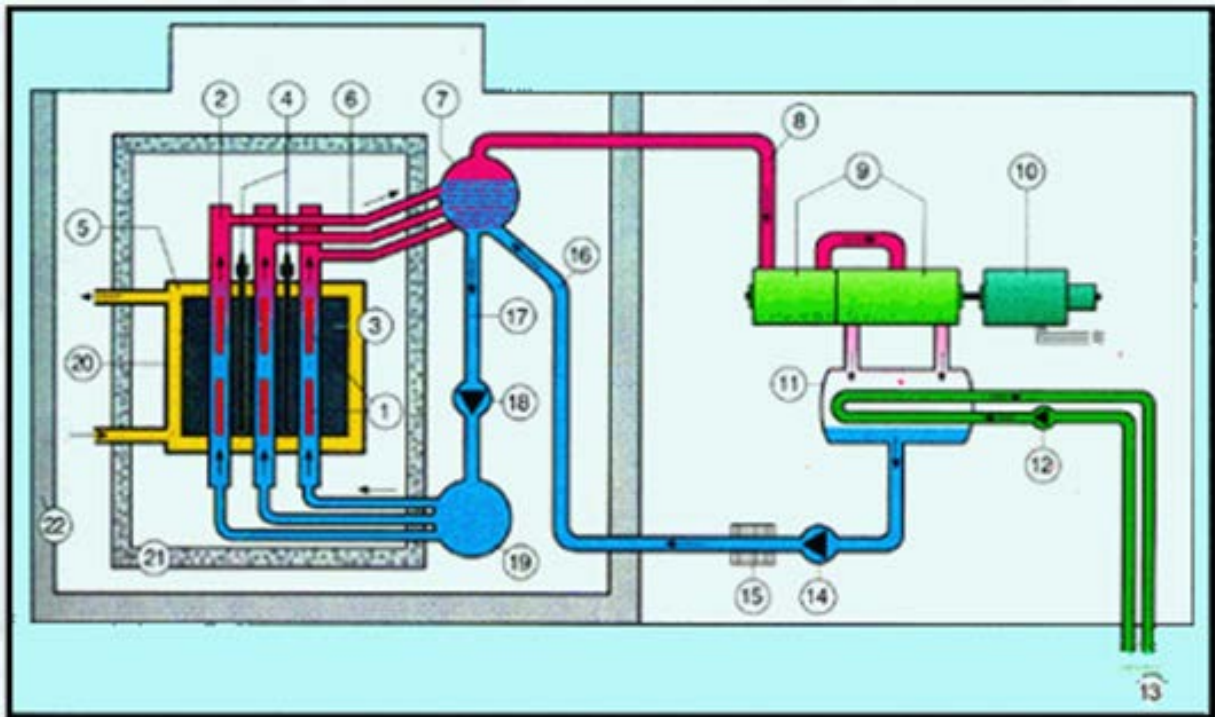
A reaktor körüli kupola a kontément, ami üzemzavar esetén megvédi a környezetet a radioaktív anyag kibocsátásától, valamint a reaktort is védi a külső hatásoktól: pl.: repülőgép rázuhanás.

RBMK reaktor

Az RBMK reaktor önálló reaktor típust jelöl, csak a volt Szovjetunió területén építették és a védelmi minisztérium felügyelte. Moderátora grafit, hűtőközege forrásban levő nagynyomású könnyűvíz, hűtőrendszere a CANDU-hoz hasonlóan csöves. Ehhez a típushoz tartozott az 1986. április 26-án felrobbant csenobili blokk is.

A reaktor aktív zónája 25*25 cm-es grafitömbökből áll, közöttük függőlegesen helyezkednek el a nagy nyomás alatt tartott csövek. Ezek magukba foglalják a fűtőelemeket és a közöttük áramló hűtőközeget. Az aktív zónából elforró víz-gőz keveréket a csepleválasztóban szeparálják. Az itt elválasztott gőz kerül a turbinára, majd kondenzáció és előmelegítés után vissza a reaktorba.

A típus részesedése a világ atomerőművi összkapacitásából 4 %. A típusnak műszaki és gazdasági szempontból sok előnye, a biztonság szempontjából azonban jelentős hátránya van. Az RBMK előnyei közé sorolható az elérhető hatalmas teljesítmény: mivel a nyomást a csatornák veszik fel, nincs szükség reaktortartályra, a csatornákból pedig elvileg akármennyit egymás mellé lehet tenni, így a kivehető teljesítménynek elméletileg nincs felső korlátja. Az aktív zóna magassága és átmérője 7m. Az RBMK másik nagy előnye, hogy szemben a könnyűvízes reaktorokkal (de hasonlóan a CANDU-hoz) a kiégett üzemanyag átrakása, cseréje üzem közben is megoldható, azaz nem kell miatta leállni, **110. ábra**. Az RBMK hátrányai közül ki kell emelni a zóna nagy mérete és a sok csatorna miatt szükséges nagyon nehézkes szabályozást: Csernobilban például reaktoronként 200 szabályozórúd volt. A csernobili balesetben azonban még ennél is nagyobb szerepet játszott az, hogy a bizonyos állapotokban pozitívvá vált az ún. üregetényező. Ez azt jelenti, hogy bizonyos szélsőséges körülmények között a hűtővíz elforrása reaktivitásbevitelt, azaz pozitív visszacsatolást jelent.



110. ábra. RBMK reaktor felépítése

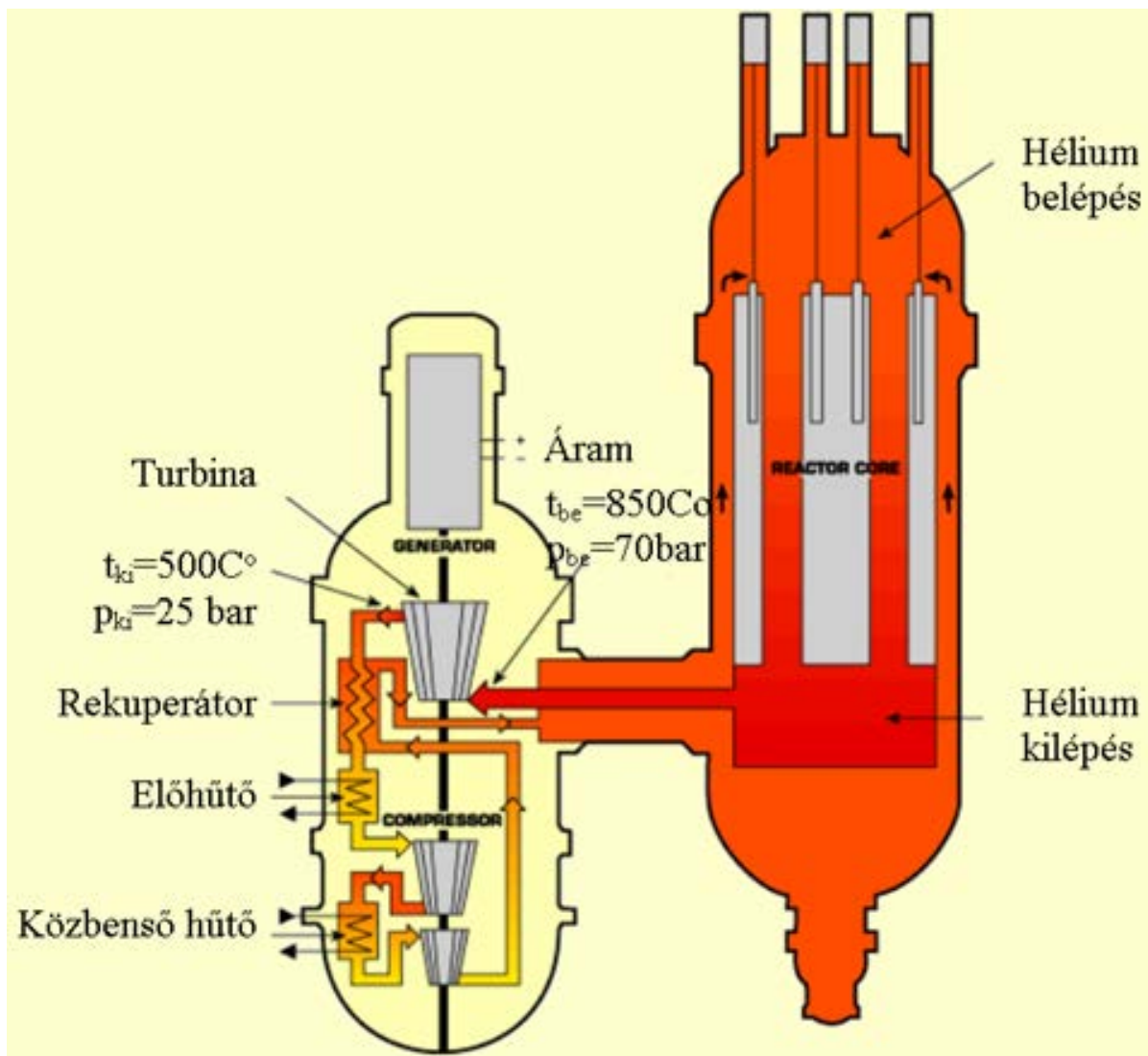
1 Urán-üzemanyag	9 Gőzturbina	16 Tápvíz
2 Nyomócső	10 Generátor	17 Víz visszafolyás
3 Grafit moderátor	11 Kondenzátor	18 Keringtető szivattyú
4 Szabályzórúd	12 Hűtővíz szivattyú	19 Vízelosztó tartály
5 Védőgáz	13 Hőelvezetés	20 Acélköpeny
6 Víz/gőz	14 Tápvízszivattyú	21 Betonárnyékolás
7 Cseppleválasztó	15 Előmelegítő	22 Reaktorépület
8 Gőz a turbinához		

Gázhűtésű reaktorok (GCR)

1955-ben Angliában épült az első gázhűtéses reaktor. Magnox néven vált ismertté, mivel magnézium ötvözet volt az üzemanyag burkolata. A gázhűtés előnye, hogy magasabb hőmérsékleten üzemeltethető a reaktor, és így magasabb hatásfok érhető el vele. Számos teljesítmény reaktor működött gázhűtéssel, pl. a Nagyszombat melletti Apátszentmihályon (Bohunice) 1972-től 1977-ig működött egy 150 MW-os széndioxid hűtésű Csehszlovák tervezésű reaktor. Kezelői hiba miatt leállították. Németországban Oberhausen 2 reaktor működött 1975-től 87-ig. A gázhűtésű reaktorok moderátora grafit.

Az üzemanyag akár természetes urán is lehet. A grafit moderátor miatt ezeket a reaktorokat a csernobili balesetet követően bezárták.

A legújabb gázhűtésű reaktortípus a HTGR, a "magas hőmérsékletű He-hűtésű reaktor", melynek moderátora még mindig grafit, hűtőközege azonban hélium. Ezzel akár 950 C°-os hűtőközeg-hőmérséklet is elérhető. Az USA-ban kifejlesztett GT-MHR típus (Gas Turbine Modular Helium Reactor - gázturbinás héliumhűtésű reaktor) hatásfoka pedig majdnem eléri az 50 %-ot. Felépítését szemlélteti a **111. ábra**. A gázhűtéses reaktorok kedvező tulajdonságaik ellenére sem terjedtek el.



111. ábra. Gázturbinás hélium hűtésű reaktor elvi vázlata.

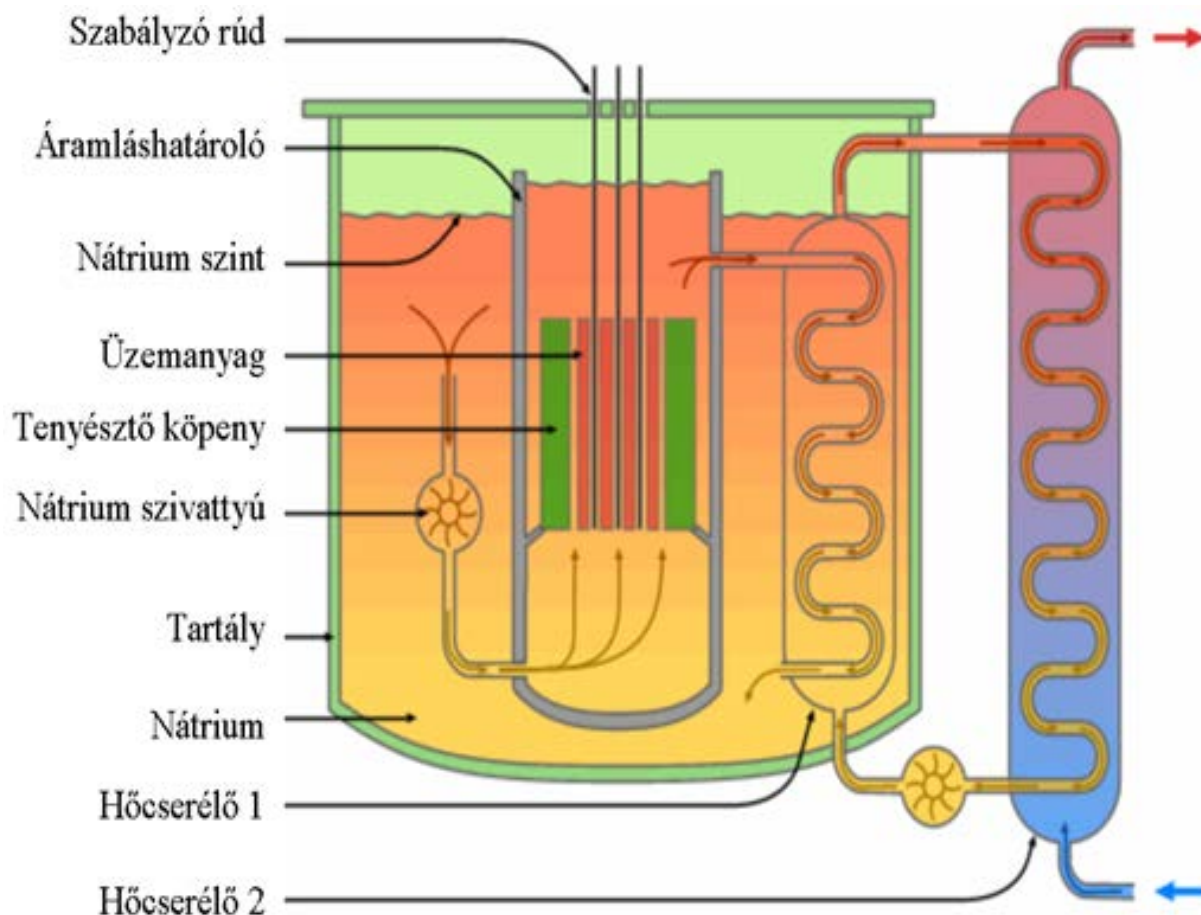
A 850 C°-os és 70 bar nyomású hélium kerül a turbinára. Kilépés után rekuperátoron (hőcserélőn) keresztül jut a hélium a kompresszorba, ahol két lépésben is hűtik.

Gyors tenyésztő reaktorok (FBR)

A forralóvízes és a nyomottvízes reaktorokban a természetben előforduló uránizotópok közül lassú neutronokkal csak az U-235 hasítható. Ezt az izotópot a természetes urán csak 0,7 %-ban tartalmazza, a fűtőelemekben pedig általában néhány %-ra dúsítják. Az előzőekben ismertetett reaktortípusokban (ezek az ún. termikus reaktorok) a hasadások döntő többségét az U-235 képviseli, az U-238 csak kis mértékben járul hozzá az energiatermeléshez. Az U-238 magja azonban egy neutron befogásával béta bomlásokkal Pu-239-é alakul. A Pu-239 hasadóképes, leghatékonyabban a gyors neutronok hasítják. A legnagyobb tenyésztőreaktoros atomerőmű a Superphenix, 1986 óta működik Franciaországban. Termikus teljesítménye 3000 MW, elektromos teljesítménye 1180 MW, hatásfoka 39%. A gyors tenyészreaktorok a világ atomerőművi összkapacitásának kevesebb, mint 1%-át adják.

A gyors tenyésztő reaktor aktív zónája két részből áll. A belsejében helyezkednek el a fűtőelempálcák, amelyek 15 %-osra dúsított UO₂/PuO₂ keveréket tartalmaznak. Ebben a részben a maghasadások dominálnak, míg a belső részt körülvevő, U-235-ben szegényített uránt tartalmazó uránoxid köpenyben az urán 238-as izotópjának Pu-239-é alakulása a meghatározó folyamat. A gyorsreaktorokban az U-238-ból több hasadóképes Pu-239 keletkezik, mint amennyi a maghasadásokhoz kell. Mivel mind a maghasadáshoz, mind a plutónium szaporításához gyors neutronok kellenek, ezt a reaktortípust "gyors tenyésztőreaktornak" hívják.

A gyorsreaktorokban nem szabad a neutronokat lelassítani, ezért kis tömegszámú anyagok nem kerülhetnek a zónába, még hűtőközeg formájában sem. Ezért nagyobb rendszámú folyékony fémeket, elsősorban folyékony nátriumot használnak a zóna hűtésére. A nátrium 395°C hőmérsékleten lép be a zónába, és 545°C-osan hagyja el azt, **112. ábra**. Mivel a nátrium forráspontja már 10 bar nyomáson is magasan (900°C körül) van, a primer körben nem szükséges nagy nyomást fenntartani, így egyszerűbb a reaktortartály felépítése és legyártása is.



112. ábra. Nátrium hűtésű, gyors szaporító reaktor.

Az 1-es hőcserélőben mindkét oldal nátrium közeges. A 2-es hőcserélő lényegében gőzfejlesztő, egyik oldala inaktív nátrium, másik oldala vizet forral el. A piros nyíl a turbina felé mutat.

Összefoglaló táblázatunk az ismertetett reaktor típusok egyes jellemzőit foglalják össze.

Tipus jele	Moderátor	Hűtőközeg	Üzemanyag	Zóna elhelyezése
PWR	víz	víz	3,6% dusított U	reaktortartály
BWR	víz	forrásban levő víz	3,6% dusított U	reaktortartály
HWR (Candu)	nehésvíz	nehésvíz	természetes urán	csatorna
GCR	grafit	CO ₂ vagy He	dusított U	tartály
RBMK	grafit	víz		csatorna
FBR	-	Nátrium	15% dusított U	medence

2006 szeptemberi adatok alapján országonkénti bontásban láthatjuk a 2005-ben megtermelt villamosenergiát, a reaktorok számát, a tervezett és javasolt reaktorok számát, **43. táblázat**. A beépített teljesítményre alapuló urán igényeket is feltüntettük. Szembeötlő, hogy India, Kína, Japán, Dél Afrika, Oroszország és az USA nagy számban tervez atomerőmű építést. Az olaj és a gáz árának növekedése miatt és 10 éves távlatban várható ellátási nehézségek kezelésére ezek az országok előreleátó módon a nukleáris energetika fejlesztését tervezik. Ez azért is fontos, mert egy atomerőmű építéséről meghozott döntést követően 6-10 év is eltelik az üzembeállításig. Az energiapolitikai döntéseket időben meg kell hozni.

43. táblázat. A világon működő és tervezett reaktorok adatai országonkénti bontásban.

	Nukleáris energiatermelés 2005		Működő reaktorok 2006 szept.		Reaktorok építés alatt 2006 szept.		Tervezett reaktorok 2006 szept.		Javaslat 2006 szept.		Urán szükséglet 2006
	10 ⁹ kWh	% e	Db.	MWe	Db.	MWe	Db.	MWe	Db.	MWe	tonna U
Anglia	75.2	20	23	11852	0	0	0	0	0	0	2158
Argentína	6.4	6.9	2	935	1	692	0	0	1	1000	134
Belgium	45.3	56	7	5728	0	0	0	0	0	0	1075
Brazília	9.9	2.5	2	1901	0	0	1	1245	0	0	336
Bulgária	17.3	44	4	2722	0	0	2	1900	0	0	253
Canada	86.8	15	18	12595	2	1540	2	2000	0	0	1635
Cseh Közt.	23.3	31	6	3472	0	0	0	0	2	1900	540
Egyiptom	0	0	0	0	0	0	0	0	1	600	0
Finnország	22.3	33	4	2696	1	1600	0	0	0	0	473
Franciaország	430.9	79	59	63473	0	0	1	1630	1	1600	10146
Németország	154.6	31	17	20303	0	0	0	0	0	0	3458
India	15.7	2.8	16	3577	7	3088	4	2800	20	10360	1334
Indonésza	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4000	0
Irán	0	0	0	0	1	915	2	1900	3	2850	0
Israel	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1200	0

	Nukleáris energiatermelés 2005		Működő reaktorok 2006 szept.		Reaktorok építés alatt 2006 szept.		Tervezett reaktorok 2006 szept.		Javulat 2006 szept.		Urán szükséglet 2006
	10 ⁹ kWh	% e	Db.	MWe	Db.	MWe	Db.	MWe	Db.	MWe	tonna U
Japán	280.7	29	55	47700	2	2285	11	14945	1	1100	8169
Kazaksztán	0	0	0	0	0	0	0	0	1	300	0
Kína	50.3	2.0	10	7587	5	4170	13	12920	50	35880	1294
Korea (észak)	0	0	0	0	0	0	1	950	0	0	0
Korea (dél)	139.3	45	20	17533	1	950	7	8250	0	0	3037
Litvánia	10.3	70	1	1185	0	0	0	0	1	1000	134
Magyarország	13.0	37	4	1773	0	0	0	0	0	0	251
Mexikó	10.8	5.0	2	1310	0	0	0	0	2	2000	256
Örményország	2.5	43	1	376	0	0	0	0	1	1000	51
Hollandia	3.8	3.9	1	452	0	0	0	0	0	0	112
Pakisztán	1.9	2.8	2	400	1	300	2	600	2	1200	64
Románia	5.1	8.6	1	655	1	655	0	0	3	1995	176
Oroszország	137.3	16	31	21743	3	2650	8	9600	18	21600	3439
Szlovákia	16.3	56	6	2472	0	0	0	0	2	840	356
Szlovénia	5.6	42	1	696	0	0	0	0	0	0	144
Dél Afrika	12.2	5.5	2	1842	0	0	1	165	24	4000	329
Spanyolország	54.7	20	8	7442	0	0	0	0	0	0	1505
Svédország	69.5	45	10	8975	0	0	0	0	0	0	1435
Svájc	22.1	32	5	3220	0	0	0	0	0	0	575
Törökország	0	0	0	0	0	0	3	4500	0	0	0
Ukraina	83.3	49	15	13168	0	0	2	1900	0	0	1988
USA	780.5	19	103	98054	1	1065	2	2716	21	24000	19715
Vietnám	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2000	0
Világ összes	2626	16	442	370,721	28	22,510	62	68,021	160	118,825	65,478

A világ összesben szerepelnek a taiwani reaktorok is: 2005-ben $38.4 \cdot 10^9$ kWh villamosenergiatermeléssel, a villamosenergia szükséglet 20%-át elégítik ki, a beépített teljesítmény 4884 MWe, és 2 reaktort építenek. Az adatok a World Nuclear Association <http://www.world-nuclear.org/info/reactors.htm> honlapjáról származnak, és a 2006. szeptember 21-i állapotot tükrözik.

Az éves urán felhasználás világméreteken több mint 65 ezer t. Ezzel szemben az uránbányászat le van mardva, **44. táblázat**.

A kereskedelembe a bányákból általában U_3O_8 formában kerül az urán, ami 18%-kal nagyobb tömeget jelent. Az adatok a World Nuclear Association <http://www.world-nuclear.org/info/reactors.htm> honlapjáról származnak.

44. táblázat. Az egyes országok becsült urán termelése t-ban fém uránban számolva.

Ország	2002	2003	2004	2005
Kanada	11 604	10 457	11 597	11 628
Ausztrália	6854	7572	8982	9519
Kazahsztán	2800	3300	3719	4357
Oroszország	2900	3150	3200	3431
Namibia	2333	2036	3038	3147
Niger	3075	3143	3282	3093
Üzbegisztán	1860	1598	2016	2300
USA	883	779	846	1039
Ukraina	800	800	800	800
Kína	730	750	750	750
Dél Afrika	824	758	755	674
Cseh Közt.	465	452	412	408
India	230	230	230	230
Románia	90	90	90	90
Németország	212	150	150	77
Pakisztán	38	45	45	45
Franciaország	20	9	7	7
Brazília	270	310	300	0
Világ összes	36 027	35 622	40 219	41 595

Az éves urántermelés és a reaktorok szükséglete között jelentős a különbség. A hiányzó uránt a bányák és a dúsító művekben levő tartalékok felhasználásával lehet kielégíteni, de a tartalékok jelentősen lecsökkentek, ami urán ár emelkedést valószínűsít a jövőben. Az urán ára kb 5-10 eFt/kg U_3O_8 -ra vonatkoztatva 2006 végén.

10.4 Atomerőműi kibocsátások (Divós Ferenc)

Mielőtt az atomerőműi kibocsátásokat szemügyre vessük, nézzük meg, hogy a Paksi Atomerőműhöz hasonló teljesítményű erőmű milyen kibocsátással bír. Ezt összehasonlításként érdemes megismerni. Az összehasonlítást földgáz, olaj és széntüzelés esetén végezzük el, **45. táblázat**.

45. táblázat. A Paksi Atomerőművel megegyező teljesítményű erőmű széndioxid kibocsátása és oxigén felhasználása

Erőmű fajtája	Termelt szén-dioxid tonna/év	Elfogyasztott oxigén tonna/év
Atomerőmű	0	0
Földgáztüzelésű	4760000	3470000
Olajtüzelésű	9520000	6950000
Modern széntüzelésű	10220000	7460000

Ha a paksi atomerőművet modern széntüzelésű erőművel helyettesítenék, az évente majdnem hét és fél millió tonna oxigént fogyasztana el a légkörből, és több mint 10 millió tonna szén-dioxidot bocsátana ki!

Ezt a mennyiséget nehéz elképzelni. Talán többet mond az, hogy ez majdnem annyi oxigén, amennyit az összes magyarországi erdő termel egy év alatt. Tehát ennyit takarítunk meg azzal, hogy atomerőművet használunk. Ez nagyjából az ország egész lakossága által az egész év folyamán belélegzett oxigén mennyiségét jelenti. De az atomerőmű más légszennyezés fajtákat sem "követ el". Ha Paksot szenes erőmű helyettesítené, az kb. a következő szennyezőanyag-mennyiségeket bocsátaná ki a légkörbe évente:

- 650 ezer tonna kén-dioxid,
- 60 ezer tonna nitrogén-oxid,
- 100 ezer tonna por és hamu,
- 40 ezer tonna szén-monoxid.

A radioaktív kibocsátás

A kibocsátás- és környezetellenőrzésben alkalmazott távmérőrendszerek mérési adatait a mintavételes ellenőrzéssel kapott izotópszелеktív, és a kibocsátott izotópok kémiai-fizikai formáira is felvilágosítást adó mérési eredmények egészítették ki, illetve pontosították. Az elmúlt évekhez hasonlóan a kibocsátás- és környezetellenőrzést - az atomerőmű mellett - a hatóságok is végezték.

2004-től életbe lépett a 15/2001. (VI.8.) KöM rendelet által előírt új kibocsátási korlátozási rendszer, amely az atomerőműre meghatározott dózismegszorításból (90 $\mu\text{Sv}/\text{év}$) származtatott izotópspecifikus kibocsátási korlátokhoz hasonlítja mind a folyékony, mind a légnemű kibocsátásokat. A **46. táblázat** csoportokba foglalva szerepelnek az összesített kibocsátási adatok és az azokhoz tartozó kibocsátási határérték kritériumok. Összességében elmondható, hogy a **Paksi Atomerőmű Rt. 2005-ben 0,22 %-ban használta ki a kibocsátási korlátot**, ebből 0,17 %-kal a folyékony, míg 0,05 %-kal a légnemű kibocsátások részesedtek. A kibocsátás az előző évihez képest mintegy 20%-al kisebb.

A paksi atomerőmű kibocsátásainak nemzetközi adatokkal történő összevetésére a **47. táblázat** ad lehetőséget, amely a paksival azonos elven működő úgynevezett nyomottvízes atomerőművi blokkok (PWR típusú blokkok) energiatermelésre normált kibocsátási adatait mutatja be a paksi hasonló adatok tükrében. Nemzetközi adatok csak az 1995. és 1997. közötti időszakra állnak rendelkezésre, az UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) 2000. évi jelentésében ezeket az adatokat publikálta (kivéve a radiokarbon kibocsátásra vonatkozó adatok, melyek csak 1990-1994. közötti időszakra állnak rendelkezésre). Sajnos az UNSCEAR 2000-ben adott ki utoljára UNSCEAR Reportot (www.unscear.org), így újabb adatok nem állnak rendelkezésre.

Az összevetésből kitűnik a korróziós és hasadási termékek, és a nemesgáz adatainak látszólagos növekedése. Az új szabályozás szerint a kibocsátási adatok izotópszелеktív mérésekből kerültek meghatározásra, a nem mért izotópokat pedig a kimutatási határértékkel vesszük figyelembe. A korábbi évek gyakorlatában ezen adatok összes béta-sugárzás mérésével lettek meghatározva. (**46. táblázat**)

A folyékony kibocsátásban mind a korróziós és a hasadási termékeknél, mind a tríciumnál a paksi adatok a nemzetközi átlag alatt vannak.

46. táblázat. A kibocsátások összefoglaló adatai 2005-ben

Izotóp-csoportok	Összes kibocsátás [Bq]	Kibocsátási határérték kritérium
Légnemű kibocsátások		
Korróziós hasadási termékek	1,09 x 10 ⁹	4,21 x 10 ⁻⁵
Radioaktív nemesgázok	1,40 x 10 ¹³	1,50 x 10 ⁻⁴
Radiojódok	2,61 x 10 ⁸	4,05 x 10 ⁻⁵
Trícium	1,94 x 10 ¹²	1,12 x 10 ⁻⁵
Radiokarbon	6,10 x 10 ¹¹	2,67 x 10 ⁻⁴
Összes:		5,11 x 10⁻⁴
Folyékony kibocsátások		
Korróziós hasadási termékek	1,56 x 10 ⁹	1,11 x 10 ⁻³
Trícium	1,72 x 10 ¹³	5,94 x 10 ⁻⁴
Alfa-sugárzók	1,39 x 10 ⁵	2,05 x 10 ⁻⁷
Összes:		1,70 x 10⁻³

Az atomerőmű környezeti hatásairól a folyamatosan működő távmérőrendszerek mellett a mintavételes ellenőrzés szolgáltatott adatokat. Az elmúlt évben kb. 4000 minta elemzését végezte el a Környezetellenőrző Laboratórium. A távmérések és a mintavételes ellenőrzés adatai egyaránt azt mutatták, hogy az atomerőmű üzemeltetésének hatása a környezetre sugárvédelmi szempontból elhanyagolható volt 2005-ben is. A Sugárvédelmi Osztály a kibocsátási és a meteorológiai adatok, illetve terjedési modell felhasználásával 2005-re is elvégezte a lakossági többlet sugárterhelés számítását. E számítás szerint a légköri és folyékony kibocsátásokból származó a kritikus lakossági csoportra vonatkozó többlet lakossági sugárterhelés 2005-ben 53 nSv. Ezt az 53 nSv sugárterhelést a lakosság minden tagja kb. 10 perc alatt megkapja a természetes háttérsugárzásból is.

Az atomerőművek szilárd hulladék kibocsátók is. Kivételes módon ez ugyan nem történik meg Pakson, mert a keletkezett kis, közepes és nagy aktivitású hulladékot a telephelyen kezelik és átmenetileg tárolják. Évente mintegy 50 tonna nagy aktivitású kiégett fűtőelem keletkezik, ami nem feltétlen hulladék, hiszen ha kiépülnek a reprocessálás, a üzemanyag újrahasznosításának feltételei, hasznos anyag lesz a kiégett üzemanyag, hiszen urán mellett plutóniumot is tartalmaz.

Jellemző módon az atomerőművek kibocsátásai normál üzemben messze a határérték alatt maradnak.

47. táblázat. A paksi atomerőműből kibocsátott radioaktív anyagok mennyisége az UNSCEAR világadatok tükrében

Radionuklid	Paks [GBqGW _e ⁻¹ év ⁻¹]		PWR [GBqGW _e ⁻¹ év ⁻¹]
	2005	1983-2005	1995-1997
Légnemű kibocsátások			
Összes aeroszol	7,3 x 10 ⁻¹	6,0 x 10 ⁻¹	1,3 x 10 ⁻¹
¹³¹ I egyenérték	1,8 x 10 ⁻¹	1,1 x 10 ¹	1,7 x 10 ⁻¹
Összes nemesgáz	9,4 x 10 ³	1,2 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁴
Összes trícium	1,3 x 10 ³	2,3 x 10 ^{3*}	2,4 x 10 ³
Összes radiokarbon	4,1 x 10 ²	7,2 x 10 ^{2**}	2,2 x 10 ^{2***}
Folyékony kibocsátások			
Korróziós és hasadási termékek	1,0 x 10 ⁰	1,5 x 10 ⁰	8,1 x 10 ⁰
Trícium	1,2 x 10 ⁴	1,1 x 10 ⁴	1,9 x 10 ⁴

Megjegyzés: - A nemzetközi adatok a Paksi Atomerőművel azonos elven működő nyomottvizes erőművi blokkokra vonatkoznak (UNSCEAR Report 2000)

- * : 1985-2005 átlaga
- ** : 1988-2005 átlaga
- *** : 1995-1997 átlaga

10.5 Környezeti hatások (Divós Ferenc)

Az előbb ismertük meg a paksi kibocsátási adatokat. A 100 m magas kéménynek és a nagy hígulásnak köszönhető, hogy a környezeti mintákon, normál üzemelés mellett paksi eredetű radioaktivitást nem lehet mérni. Radioaktív kibocsátásokon túl egyéb környezeti hatásokkal is számolni kell. Ezek között a legjelentősebb a hő szennyezés. A reaktorokban megtermelt hőmennyiség közel 70%-a környezetbe, a Dunába kerül. Ha mind a 4 blokk üzemel, akkor ez 4,3 GW fűtőteljesítményt jelent. Az átlagos 2350 m³/s vízhozammal számolva 0,3 C^o-os hőmérséklet emelkedést

okoz. Alacsony vízállás mellett a hőmérséklet emelkedés meghaladhatja az 1 fokot is.

További környezeti hatás a tájkép megváltozása, hiszen óriási épület tömb jelentkezik a tájban, ráadásul több irányban (a biztonságos áram szállítás miatt) távvezetékek kapcsolódnak az erőműhöz. Ez 50 Hz-es elektromágneses sugárzást, jelent, aminek biológiai hatását kevésbé ismerjük. A távvezetékek felépítése, karbantartása, a megközelítő útvonalai révén hatással van a környezetre.

Kérdések:

- Definiálja a sokszorozási tényezőt és a reaktivitást!
- Mi a későneutronok szerepe a reaktorok szabályozásában?
- Mi a moderátor anyag szerepe, melyik a legjobb moderátor?
- Melyek az atomerőművek előnyei és hátrányai?
- Ismertesse a PWR, BWR, HWR, RBMK, GCR és az FBR reaktorokat!
- Összegezze a megismert reaktor balesetek tanulságait!

Felhasznált források:

- Paksi Atomerőmű honlapja: www.npp.hu
- World Nuclear Association: <http://www.world-nuclear.org/info/reactors.htm>
- General Atomics <http://www.ga.com/groups.php>
- Hamvas István: Alkalmazott reaktorelmélet az operátorok részére, PAV, 1984
- Maróthy László: Reaktorelmélet alapjai, PAV, 1984

10.6 Atomerőművek felszámolása (Raics Péter)

A nukleáris ipar tevékenysége kiterjed a bányászat, fizikai és kémiai feltárás, dúsítás, forrás vagy üzemanyag készítés, energiatermelés, használt fűtőelem feldolgozása, hulladék kezelés területeire. A hasadással történő nukleáris energiatermelés különleges helyet foglal el ebben a láncolatban és a társadalom nagyon szigorúan ítéli meg annak biztonságát. Az atomerőművek leszerelése vagy felszámolása (angolul: decommissioning) körüli viták nagy része politikai indíttatású és néha nélkülözi a műszaki-tudományos és közgazdasági érveket. Ebben az alfejezetben a legnagyobb elterjedtségű kétkörös, víz-vizes típusú atomerőművi reaktorok leszerelésének néhány vonatkozását vizsgáljuk.

10.6.1 Műszaki élettartam, biztonság

A műszaki létesítményeket meghatározott élettartamra tervezik. Ez függ a berendezés feladataitól, a felhasználás módjától, az építés minőségétől, az üzemeltetés és karbantartás színvonalától. Az üzemeltetés során az alapvető berendezések egy része felújítható, kicserélhető, a kor színvonalának megfelelően átalakítható. Így az élettartam meghosszabbítható, ha a biztonsági követelmények teljesítése biztosítottnak látszik és ezt megfelelő módon igazolják is.

A tervezett, vagy utólag meghosszabbított élettartam szorosan összefügg az alkalmazott biztonsági filozófiával, az erre alapozott baleseti valószínűséggel.

10.6.1.1 Ionizáló sugárzások hatásai az anyagjellemzőkre

A nukleáris ipar berendezéseit a szokásos anyagtechnológiai (korróziós) és környezeti hatások mellett radioaktív sugárzások is érik. Az ezek által a közegnek, kristályrácsnak leadott energia $\sim 10^6$ -szorosa a molekuláris vagy szilárdtestfizikai kötési energiáknak. Így egyetlen részecske az anyagon történő áthatolása során ilyen nagyságrendű hibahelyet hoz létre. Az amorf anyagokban, plasztikokban kémiai folyamatokat indít el a sugárzás, amelyek a kötések felszakadásával, átpolimerizálódással járnak. Oxigén és egyéb gázok jelenlétében a folyamatok felgyorsulhatnak. A műanyagok törékennyé válnak. (Gondoljunk a napfény és levegő hatására mindennapi életünk anyagai esetén.)

A nagy ionizálóképességű *töltöttrészecskék* az anyag legfelső rétegeibe tudnak csak bejutni. A reaktorokban előforduló radioaktivitás nagy intenzitású alfa- és béta-részecskéi az üzemanyagkazettából csak dehermetizáció esetén jutnak ki és kerülnek be a primerköri áramlási rendszerbe. Normál üzemben ez kontrollált módon történik és így a nagyobb szennyezés elkerülhető. Az üzemanyagtablettának és védőburkának felülete természetesen károsodik. Ez azonban nem okoz gondot, mivel a kazettákat csak néhány évig használják.

A *gamma-sugárzás* nagy áthatolóképessége folytán a műszaki berendezéseket teljes térfogatukban károsíthatja. Fémek esetén ennek kicsi a jelentősége. A műanyagok viszont jelentősen károsodnak, ami elektromos- és más szigeteléseknél veszélyes lehet. Közvetett hatása a moderátor/hűtőközeg radiolízise során keletkező gázok korrózió tulajdonságai miatt lehet jelentős.

A működő reaktorok nagy áthatolóképességű *neutronjai* okozzák a legnagyobb károsodást a technikai anyagokban. A kristályrács atommagjain történő rugalmas szórás révén nagy térfogatban hibahelyek keletkeznek, ami a mechanikai szilárdságtani paraméterek romlását okozza. Emellett magreakciók révén a közeg eredeti atommagjai is átalakulnak, ami ugyancsak csökkenti a kristályrácsbeli kötést. Az atomerőművi anyagok sugárzással szembeni tulajdonságainak kutatása régóta folyik. Ennek eredményeképpen olyan ötvözetek születtek, amelyek kevésbé érzékenyek a sugárzásra, illetve a neutronaktivációra.

10.6.1.2 A reaktorok kritikus berendezései

A nyomottvizes típusú reaktorok üzemére a nagy nyomás és magas hőmérséklet jellemző. A zónát magábfoglaló tartály és a kapcsolódó primerköri csőrendszer a gőzfejlesztőkkel, keringtető szivattyúkkal és egyéb berendezésekkel hermetikus egységet alkot. Ha a reaktortartály vagy a csőhálózat megsérül, akkor a hűtés megszűnik. Az üzemanyagkazetták fala dehermetizálódik és a hatalmas aktivitású hasadási termékek, urán és transzurán izotópok kikerülnek a hermetikus boxba, esetleg a szabadba. A baleset további vonatkozásaival nem foglalkozunk, hanem utalunk a korábbi fejezetekben foglaltakra. Itt csak annyit említünk meg, hogy a reaktorbaleset ezen formája az anyagi tulajdonságokban bekövetkező változások miatt várható.

Az anyagok mechanikai szilárdságának csökkenése a neutron dózistól (fluenstől) függ, ami az élettartammal arányos. A reaktortartály anyagának neutronsugárzás miatti „öregedését” közvetlenül is vizsgálják a zónába behelyezett próbatestek segítségével. Miután ezen a helyen a neutron fluxussűrűség sokszorosa a tartályfal közelében lévőnek, „előrelátható” az anyag öregedése. Ebből pontosan prognosztizálható a tulajdonságok jövője. Élettartam meghosszabbításra való törekvés esetén az acélban felhalmozódott hibahelyek kidiffundálthatók indukciós hőkezeléssel. A tartály teljes cseréjét általában sohasem tervezik annak rendkívül magas költsége miatt. *Vagyis a reaktortartály a legkritikusabb egység az élettartam szempontjából.*

A primerköri csőhálózatnak csak elhanyagolható része szenved a neutronok hatásaitól. Másrészt egyes részei kicserélhetők, helyettesíthetők. Így ez *nem meghatározó tényezője az élettartamnak.*

A kétkörös erőművek alapvető berendezése a gőzfejlesztő. A teljes primerköri felület mintegy 95 %-át az ide beépített, hőátadó csőhálózat adja. Az ezen keletkezett repedések a szekunder körbe juttathatják a radioaktív szennyezést, és nem mellesleg a működés szempontjából is nehézséget okoznak a gőznyomás csökkenése miatt. A csövek állapotát gyakran ellenőrzik és ha a repedések a falvastagság 50%-át elérték, az adott ágat leheggesztéssel kiiktatják. Ezzel csökken a hőátadó felület, alacsonyabb lesz a hatásfok. A VVER-típusú erőművek vízszintes tengelyű gőzfejlesztői nehezen vagy egyáltalán nem cserélhetők. A tervezésnél ezzel számolnak, és mintegy 30 %-os többletet építenek be. Ez lehetővé teszi az 50 éves működést. A függőleges tengelyű berendezések általában cserélhetők. *A gőzfejlesztők tehát kvázi-kritikus egységei az élettartamnak.*

10.6.1.3 Élettartam

Korábban 30-40 éves élettartamot találtak elfogadhatónak biztonsági szempontból. A jól karbantartott reaktoroknál újabb 20 évre lehet üzemeltetési engedélyt kapni. Az USA-ban mintegy tucatnyi egység kapta már meg a hosszabbítást 40 évről 60 évre. Az új, fejlett reaktorok („Advanced”) építésénél már ezeket a tapasztalatokat is figyelembe veszik. Végülis mindennel együtt pillanatnyilag 60 év az elfogadott legmagasabb üzemidő.

Hazánkban a Paksi Atomerőmű 1982-1987 között épült négy blokkja 30 évre kapott üzemeltetési engedélyt. Most van folyamatban az élettartam meghosszabbítás tervezése, engedélyeztetése.

10.6.2 A leszerelés általános elvei

Ezt a folyamatot hivatalosan a nukleáris berendezések végleges felhagyásának is nevezik, illetve a radionuklidot tartalmazó anyag felszabadításáról beszélnek. A műveleteknek hulladékgazdálkodási és környezeti hatásai is vannak. Mindezeket a folyamatokat törvények, rendeletek szabályozzák [pl. 1, 2, 3, 4, 5]. A Paksi Atomerőműre készített tervezet a [6] anyagban található. A nukleáris létesítmények általában és az atomerőművekre speciálisan több összefoglaló és javaslattevő publikáció született a a bécsi Nemzetközi Atomenergia Ügynökség szervezésében [7, 8, 9, 10].

10.6.2.1 A folyamat értelmezése

Valamely gyári berendezés vagy egység leszerelése, felszámolása azt jelenti, hogy állandósított leállás (bezárás) után a biztonság megtartása mellett a helyi környezetet teljesen visszaállítják eredeti állapotába. Lehetséges olyan alternatíva is, hogy a teljes vagy részleges szétbontást követően ugyanazon a helyen hasonló létesítmény születik, esetleg más ipari létesítmény kerül az eredeti helyére.

Nukleáris létesítmény esetén a következő teendők vannak általában:

- a) az egység területén tárolt nukleáris anyagok biztonságba helyezése;
- b) a radioaktív és hagyományos hulladékok biztonságos kezelése;
- c) tisztítás;
- d) a berendezések szétszedése;
- e) az épületek lebontása;
- f) a terület (ökológiai) helyreállítása.

Az utolsó két fázist a teljes vagy „zöldmezős” leszerelés esetén hajtják végre. A folyamat befejeztével a volt nukleáris egységre vonatkozó speciális szabályozás, ellenőrzés megszűnik. A terület biztonságosan átadható tetszőleges használatra.

10.6.2.2 Az okok

a) Baleset

A reaktor olyan mértékű károsodást szenvedett, hogy működésre való visszaállítása nem lehetséges, illetve nem engedélyezhető. Erre az esetre egyedi felkészülés szükséges. Az adott típusú reaktor konkrét meghibásodása és a szennyezettség helyi eloszlása, mértéke alapján lehet megtervezni a végleges leszerelést. Az esemény ideiglenes kezelése, a helyzet stabilizálása akár egy évtizedet is igénybevehet és az „előrehozott” leszerelés csak ezután kezdhető meg.

b) Élettartam

A reaktor normális üzemeltetéssel érte el az engedélyezett üzemidőt. A folyamatokat a reaktor építése idején, vagy legalábbis üzemeltetésének korai időszakában már tervezik műszaki-technikai szinten és jogszabályi háttérrel.

c) Helyettesítés, kiváltás

A reaktor elavult és/vagy a biztonsági követelményeknek nem felel meg. Az energiatermelés más erőművekkel történő kiváltása költséghatékonyabb.

10.6.2.3 Költségek

A leszerelés költségét nehéz általános szabályok szerint tervezni. Ha a nagy aktivitású hulladékok elhelyezésére még nem épültek meg a tárolóhelyek, akkor azokat folyamatosan kell majd kialakítani. Ez időben elhúzza a teljes befejezést. Ugyanakkor a tárolás a nukleáris ipar többi létesítménye szempontjából is fontos és megépítése kötelező.

Az eddigi tapasztalatok alapján több költségelemzés született a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség kezdeményezésére [8,11]. USA-beli és német munkák at mutatják, hogy egy 1000 MWe reaktorblokk teljeskörű leszerelésének ára (mai árfolyammal) 700 millió US\$ körül van. Más becslés szerint a költségek nagyságrendje az élettartam alatt megtermelt villamos energia (fogyasztói?) árának „néhány százaléka”.

A Pakson is üzemeltetett VVER-440/213 típusú reaktorokra készített összefoglaló [11] szerint Finnország, Szlovákia és Magyarország 219 MUS\$, 632 MUS\$ illetve 362 MUS\$ számolt ki költségként egy blokkra. Vagyis átlagosan 1 dollár/W vehető.

A leszereléshez szükséges anyagi erőforrások biztosítása általában az engedélyes kötelessége. Állami intézmény esetében a központi költségvetés vállalja a költségeket. A végleges rendezés több évtizedet vesz igénybe. Ezért pl. hazánkban Központi Nukleáris Alap jött létre, amelybe meghatározott összeget kell az Erőműnek évente befizetnie a majdani költségek fedezetére.

A jelentős anyagi ráfordítások miatt a végleges leállítás után különböző megoldásokat használnak „időhúzásra”, azaz a források előteremtését hosszú időre ütemezik.

10.6.3 A végrehajtás módjai

Az üzemeltető országok vagy cégek a helyi rendelkezésektől és az anyagi erőforrásoktól függően dolgozzák ki a terveket. Néhány stratégiai megoldás és leszerelési fokozat kialakulni látszik az eddig lebontott 75 erőművi és 210 kutató/oktató reaktor esetében, illetve ezen tapasztalatok alapján alakítják ki a módszereket.

10.6.3.1 Leszerelési stratégiák

a) Azonnali, teljes lebontás.

A teljes engedélyezési eljárás rövid időt vesz igénybe. A költségek kiegyenlítésére rövid idő áll rendelkezésre. Előre, jól megtervezett eljárások szükségesek. A radioaktív hulladék nagy mennyiségű, ehhez a tároló kapacitásnak kiépítettnek kell lennie. Viszont a terület gyorsan hasznosíthatóvá válik.

b) Biztonságos lezárás, tartós felügyelet.

Ez lényegében halasztott leszerelés, melynek során a reaktorok 50 (vagy 70, legfeljebb 100) éves védett őrzésével számolnak. A fontosabb radioaktív komponensek lebomlásával az aktív hulladék mennyisége csökken és időben elhúzódva követel megoldást. A várható technológiai fejlődés révén biztonságosabb

és (esetleg) olcsóbb hulladék elhelyezési módszerek állnak majd rendelkezésre. Az újrahasznosítás jelentősen késik.

c) Szarkofág építése

A középtávú (esetleg hosszab időre szóló) védelem egyik jó megoldása lehet, bár a költségeiről és távlati eredményeiről nagyon megoszlanak a vélemények. Normálisan üzemeltetett reaktoroknál ezt tervezik a legkevésbé.

10.6.3.2 Leszerelési fokozatok

a) Lezárás és őrzés

Ez a hosszútávú stratégia része is egyúttal. Távlati célként fogalmazzák meg általában úgy, hogy a terület újrahasznosításáról lemondanak. Ez viszont nemcsak pénzügyi kérdés! Ugyanis nem ad végleges megoldást, bár olcsónak tűnik. Veszélyessége az épületek állagának romlása folytán az idő múlásával növekszik. Terrorcselekmények célpontjává válhatnak az ilyen „kisértet erőművek”.

b) Korlátozott területhasználat

A nukleáris leszerelés megtörténik, de a reaktorépület(ek) teljes dekontaminálását nem végzik el. Távlatilag csak ezeket a területeket kell az a) eljárás szerint lezárni, a többi viszont felszabadítható tetszőleges irányú felhasználásra. A jó infrastruktúra miatt az ilyen megoldás lehetővé teszi a nukleáris iparbeli felhasználást, illetve a radioaktív hulladékok tárolását.

c) Korlátozás nélküli területhasználat

Ez a megoldás a teljes leszerelést jelenti. A megfelelő helyeken legalább 1 m mélyen talajcserét is végrehajtanak. A területhasználat teljesen szabad.

10.6.3.3 Hulladékkezelés

A reaktorok építési és üzemeltetési technológiája nagy mennyiségű acél és beton beépítését kívánja meg. Az inaktív hulladékot a szokásos módon kezelik.

A radioaktív anyagok veszélyességi skálája széles. A nagyaktivitású üzemanyag maradékai („utolsó töltet”) a leszerelés korai fázisában elszállításra kerülnek. Sorsuk a szokásos: reprocessálás vagy temetés. A leszerelés időbeosztása viszont

részben a többi radioaktív hulladék kérdésével és felezési idejével függ össze. Ezek kis- és közepes aktivitásúak és a zóna környékének felaktiválódásából valamint a korróziótermékektől erednek. Sorsuk kétirányú. A szokásos megoldás a hulladéktemetőbe juttatás. Alternatív lehetőség a hasznosítás felhígítás révén. A lebontott beton egy része építkezések alap- illetve póanyagául szolgálhat. Az acél beolvasztására és inaktív anyaggal keverésére új üzem szervezhető éppen az erőmű területén.

A radioaktív hulladékok felszabadítási kritériumát a természetes radioaktivitás szintje alapján állapítják meg. Ez kb 100 Bq/kg fajlagos aktivitásbeli korlátot jelent béta- és gamma-radioaktivitás esetén. A felületi szennyezettség határértékei béta-gamma aktivitás esetén $0,3 \text{ Bq/cm}^2$ és alfa-kontaminációnál $0,03 \text{ Bq/cm}^2$.

A hulladékok mozgatása jelentős szállítási kapacitást igényel, éppúgy, mint az építés idején. Egy paksi blokk leszerelésénél 110 000 tonna fém (főleg vas) és 2000 tonna beton kezeléséről kell gondoskodni.

Ellenőrző kérdések

- 1) Mi okozza az anyagok „öregedését” az atomerőművekben?
- 2) Melyek a reaktor kritikus alkotó elemei az élettartam szempontjából?
- 3) Milyen nagyságrendű az élettartam?
- 4) Értelmezze a leszerelés folyamatát!
- 5) Milyen okok miatt válik szükségessé a reaktorok leszerelése?
- 6) Milyen költségtényezőket kell figyelembevenni a felszámolás költségeinek becsléséhez?
- 7) Sorolja fel a fontosabb leszerelési stratégiákat és fokozatokat!
- 8) Milyen összetevői vannak a leszerelés során keletkező hulladéknak?

Irodalomjegyzék

- [1] 1996. évi CXVI. Törvény az atomenergiáról
- [2] 16/2000. (VI.8.) EüM rendelet az atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. Törvény egyes rendelkezéseinek végrehajtásáról
- [3] 1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól
- [4] 2000. évi XLIII. törvény a hulladékgazdálkodásról
- [5] 47/2003. (VIII. 8.) ESZCSM rendelet a radioaktív hulladékok átmeneti tárolásának és végleges elhelyezésének egyes kérdéseiről, valamint az ipari tevékenységek során bedúsuló, a természetben előforduló radioaktív anyagok sugár-egészségügyi kérdéseiről
- [6] „A paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbítása.” 9. A felhagyás környezeti következményei (Az atomerőmű leszerelése) Radioaktív Hulladékokat Kezelő Kht, 2006.02.20.
- [7] *Decommissioning of Nuclear Power Plants and Research Reactors.* IAEA Standard Safety Series No WS-G-2.1. (Vienna, 1999).
- [8] *State of the Art Technology for Decontamination and Dismantling of Nuclear Facilities.* IAEA Technical Report Series No 395 (Vienna, 1999).
- [9] *Decommissioning of Nuclear Fuel Cycle Facilities.* IAEA Standard Safety Series No WS-G-2.4. (Vienna, 2001).
- [10] *Status of the Decommissioning of Nuclear Facilities around the World.* IAEA, Vienna, 2004.
- [11] *Decommissioning costs of WWER-440 nuclear power plants.* IAEA-TECDOC-1322 (Vienna, Nov 2002)

11 Radioaktív hulladékok kezelése és elhelyezése

11.1 Radioaktív hulladékok osztályozása (Pátzay György)

11.1.1 Hulladék fogalma

Hulladék az az anyag (elhasznált termék, maradvány, kiválasztott szennyező anyag, szennyezett, kitermelt föld stb.), amely az ember termelőfogyasztó tevékenysége folyamán keletkezik, és amelyet az adott műszaki, gazdasági, társadalmi feltételek mellett tulajdonosa sem felhasználni, sem értékesíteni nem tud, illetve nem kíván, és ezért kezeléséről – a környezet szennyezésének a megelőzése érdekében – gondoskodni kell.” (Környezetvédelmi Lexikon, 2002)

11.1.2 Radioaktív hulladék fogalma

A radioaktív hulladékok fogalmát sokféleképpen megadhatjuk. Magyarországon a radioaktív hulladék definícióját az MSZ14344 számú 1988-as szabványban találhatjuk meg. Eszerint a radioaktív hulladék: "olyan hulladékanyag, amely sugárvédelmi jellemzők alapján nem kezelhető közönséges hulladékként." Radioaktív hulladék alatt értendő tehát minden további felhasználásra már nem szánt, gazdasági, szociális, oktatási, vagy kutatási tevékenységből származó radioaktív anyag. Így a használt fűtőelemek nem tartoznak a radioaktív hulladékok közé, amíg végleges döntés nem születik arról, hogy az adott ország már nem kívánja feldolgozni őket és felhasználni a bennük található értékes anyagokat. Nyilvánvaló, hogy a hulladék és így a radioaktív hulladék besorolása hely és időfüggő, adott helyen ami radioaktív hulladéknak minősül más helyen még esetleg felhasználható, adott idő eltelte után a radioaktív hulladék esetenként átminősíthető kevésbé aktív, vagy inaktív hulladéknak.

A radioaktív hulladékok csoportosítása történhet *halmazállapot* szerint, *aktivitáskoncentráció* szerint, a göngyöleg felületétől adott távolságban (10 cm) mért *levegőben elnyelt dózisteljesítmény* szerint, a radioaktív hulladékban előforduló *radioaktív izotópok felezési ideje* szerint. Mivel valamennyi környezetünkben előforduló anyag tartalmaz radioaktív nuklidokat, ezért a radioaktív hulladékok

meghatározásánál meg kell adnunk egy olyan *minimális mentességi aktivitást* (MEA) vagy *aktivitáskoncentrációt* (MEAK), amely érték meghaladása esetén már a környezettől elkülönítendő radioaktív hulladékról beszélünk. Ez a *minimális szint* (vagy *mentességi szint*) az *éves felvételi korlátnak*, ÉFEK-nek valahányad része. Az ÉFEK egy bizonyos radionuklid belégzés, lenyelés útján vagy bőrön keresztül történő felvételének azon értéke, amely egy év alatt a vonatkozó dóziskorláttal megegyező lekötött effektív dózist eredményez. Az ÉFEK-et aktivitás egységekben adják meg. Mentességi szintnek nevezzük az egyes radionuklidokra meghatározott azon mentességi aktivitás, illetve mentességi aktivitás-koncentráció értékeket, amely alatt úgy tekintjük, hogy a hulladék már nem jelent veszélyt környezetére nézve. A mentességi szintek megállapítására nincs általános szabály, rendszerint külön táblázatokban adják meg az értékeket, izotóponként, aktivitásban és aktivitás-koncentrációban is. Ilyen megadott értékeket a 23/1997. (VII. 18.) NM rendelet tartalmaz. Ezek szerint legkisebb mentességi szint 1 Bq/kg néhány alfa-sugárzó izotópra, tipikus értékei 10-1000 Bq/kg, legmagasabb értéke 10^6 Bq/kg a trícium esetében. Keverék esetén súlyozott összeggel számítjuk. Néhány radioaktív izotóp rendeletből kigyűjtött mentességi határértékeit a következő **48.** táblázat mutatjuk be.

A rendelet táblázata 299 nuklidot tartalmaz, amelyek közül 31-nek összesen 100 leányeleme van feltüntetve.

A mentességi szinthez kell viszonyítani az adott *i-ik* hulladék AK_i aktivitás-koncentrációját (Bq/g) a hulladékosztályba történő besoroláshoz. Ez a *mentességi viszonyszám* (MV) meghatározza a tárolás körülményeit.

1. képlet

$$\text{Mentességi viszonyszám: } MV = \sum_i (AK_i / MEAK_i)$$

A hulladéktömeg teljes aktivitására is előírnak korlátozást: mentességi aktivitás, MEA, mértékegysége a Bq. A radioaktív hulladékot jellemző további fontos adat a HT *fajlagos hőtermelés*, mértékegysége a kW/m^3 .

48. táblázat. Mentességi határértékek néhány nuklidra
Kivonat a 23/1997. (VII.18.) NM rendelet Mellékletéből
Magyar Közlöny 1997/65 sz., 4773-4777 o.

Radionuklid	MEAK, Bq/g	MEA, Bq	Radionuklid	MEAK, Bq/g	MEA, Bq
H-3	1×10^6	1×10^9	Ra-226	1×10^1	1×10^4
C-14	1×10^4	1×10^7	Th-232	1×10^0	1×10^3
F-18	1×10^1	1×10^6	U-235	1×10^1	1×10^4
P-32	1×10^3	1×10^5	U-238	1×10^1	1×10^4
Cl-36	1×10^4	1×10^6	U _{természetes}	1×10^0	1×10^3
K-40	1×10^2	1×10^6	Pu-238	1×10^0	1×10^4
Fe-59	1×10^1	1×10^6	Pu-239	1×10^0	1×10^4
Co-60	1×10^1	1×10^5	Pu-240	1×10^0	1×10^3
Kr-85	1×10^5	1×10^4	Pu-241	1×10^2	1×10^5
Sr/Y-90	1×10^2	1×10^4	Am-241	1×10^0	1×10^4
Tc-99	1×10^4	1×10^7	Cf-252	1×10^1	1×10^4
Ag-110m	1×10^1	1×10^6			
I-129	1×10^2	1×10^5			
I-131	1×10^2	1×10^6			
Xe-135	1×10^3	1×10^{10}			
Cs-134	1×10^1	1×10^4			
Cs-136	1×10^1	1×10^5			
Cs-137	1×10^1	1×10^4			
Po-210	1×10^1	1×10^4			
Rn-222	1×10^1	1×10^8			

Az alábbi **49. táblázat** mutatja a fentiek szerint a radioaktív hulladékok besorolását és az elhelyezés körülményeit.

Ha a radioaktív hulladék többfajta radioizotópot is tartalmaz, akkor az osztályozást a következők szerint kell elvégezni :

Radioaktív hulladék osztály	Aktivitás-koncentráció viszonyítás
Kis aktivitású	$\sum_i \frac{AK_i}{MEAK_i} \leq 10^3$
Közepes aktivitású	$\sum_i \frac{AK_i}{MEAK_i} > 10^3$

49. táblázat. Radioaktív hulladékok besorolása

Hulladék kategória		Jellemzők	Elhelyezés
1.	Mentességi	$MV < 1$	Nincs sugárvédelmi korlátozás
2.	Kis- és közepes aktivitású	$MV > 1$ $HT < 2 \text{ kW/m}^3$	
2.a.	Kis aktivitású	$MV \leq 10^3$	
2.b.	Közepes aktivitású	$MV > 10^3$	
2.1	Rövid élettartamú kis- és közepes aktivitású	$T_{1/2} \leq 30 \text{ év}$ és a hosszú életű alfa-sugárzók koncentrációja korlátozott: egyedi hulladékcsomagra 4000 Bq/g, és a telephelyre átlagolva 400 Bq/g Csomagonként	Felszíni vagy Geológiai tároló
2.2	Hosszú életű kis- és közepes aktivitású	A hosszú életű radionuklidok koncentrációja meghaladja a rövidéletű hulladékokra vonatkozó határértéket	Geológiai tároló
3.	Nagy aktivitású	$HT > 2 \text{ kW/m}^3$ A hosszú életű radionuklidok koncentrációja meghaladja a rövidéletű, kis- és közepes aktivitású hulladékokra vonatkozó korlátot	Geológiai tároló

A rendelet szerint kis és közepes aktivitású radioaktív hulladéknak minősül az a radioaktív hulladék, amelyben a hőfejlődés az elhelyezés (és tárolás) során elhanyagolható. Rövid élettartamú az a kis és közepes aktivitású radioaktív hulladék, amelyben a radionuklidok felezési ideje 30 év, vagy annál rövidebb, és csak korlátozott koncentrációban tartalmaz hosszú élettartamú alfa-sugárzó radionuklidokat (ez a koncentráció 4000 Bq/g egy gyűjtőcsomagolás esetében, és 400 Bq/g a teljes hulladék mennyiségre átlagolva). Hosszú élettartamú az a kis és közepes aktivitású radioaktív hulladék, amelyben a radionuklidok felezési ideje és/vagy az alfa-sugárzó radionuklidok koncentrációja meghaladja a rövid élettartamú radioaktív hulladékokra vonatkozó határértékeket. Nagy aktivitású az a radioaktív hulladék, amelynek hőtermelését a tárolás és elhelyezés tervezése és üzemeltetés

során figyelembe kell venni. A radioaktív hulladékok régebbi besorolását, osztályozását az MSZ 14344/1 - 1989 rendelet határozta meg, melyet a következő **50. táblázatban** foglaltunk össze.

50. táblázat. Radioaktív hulladékok besorolása (MSz 14344/1-1989)

Halmazállapot szerint	Szilárd	
	Folyékony	
	Légnemű	
	Biológiai	
Aktivitás koncentráció ill. dózisteljesítmény szerint	Aktivitás koncentráció (Bq/kg)	Levegőben elnyelt dózisteljesítmény a felülettől 10 cm-re (<input type="checkbox"/>)
kis aktivitású	$< 5 \cdot 10^5$	< 300
közepes aktivitású	$5 \cdot 10^5 - 5 \cdot 10^8$	$300 - 10^4$
nagy aktivitású	$> 5 \cdot 10^8$	$> 10^4$
A szennyező nuklidok felezési ideje szerint	rövid (< 30 nap)	
	Közepes (30 nap - 30 év)	
	hosszú (> 30 év)	

A halmazállapot a végleges elhelyezést és az esetleges kikerülést a hulladék kémiai tulajdonságain keresztül befolyásolhatja. Részben ezért is kell a biológiai hulladékot különválasztani, hiszen ebben biológiai és kémiai folyamatok, változások egyaránt lejátszódhatnak elhelyezés után, jelentősen megváltoztatva a kémiai tulajdonságokat. A másik három szempont magától értetődő. Már itt hangsúlyozandó viszont, hogy a végleges elhelyezés és azt követően a környezet biztonsága szempontjából a kis és közepes aktivitású illetve a közepes és rövid felezési idejű hulladékokat sorolhatjuk egy kategóriába; a nagy aktivitású vagy hosszú felezési idejűek külön speciális eljárást, stratégiát igényelnek. Nyilvánvaló, hogy a különböző halmazállapotú, aktivitású, felezési idejű, koncentrációjú és hőfejlesztő potenciálú radioaktív hulladékokat különböző módon kell kezelni, tárolni és lerakni.

Radioaktív hulladékok keletkezhetnek:

- a nukleáris energetikában
- az izotóp előállítás és felhasználás során
- az oktatásban, kutatásban
- nukleáris balesetek során
- nukleáris fegyverkezés következtében
- ill. különböző okokból fel is dúsulhat a természetes radioaktivitás
- az iparban
- a gyógyászatban

Jelenleg a radioaktív hulladékok döntő mennyisége a nukleáris energiatermelő ciklus (urán bányászattól a kiégett fűtőelemek kezeléséig) során keletkezik.

A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (IAEA) gyakorlata radioaktív hulladékokra négy kategóriát különböztet meg:

1. **A kis aktivitású** (low level wastes – LLW) hulladékok, amelyek csak elhanyagolhatóan kis mennyiségben tartalmaznak hosszú élettartamú radionuklidokat. Ide sorolhatóak a különböző ipari, gyógyászati, tudományos kutatási, illetve még az atomerőművi műveleteknél radioaktív anyagokkal szennyezett eszközök, kesztyűk, rongyok, üvegek, papírok, szűrők is. Ezeknek felszín közeli lerakókban való elhelyezése, vagy sekély elföldelése ma széleskörűen elterjedt, használt módszer.
2. **A közepes aktivitású** (intermediate level wastes – ILW) hulladékok, amelyek még kisebb aktivitású szintűek és hőfejlesztési képességűek, mint a nagy aktivitású hulladékok. Kezelésük és szállításuk során ezeket már megfelelő sugárvédelemmel kell ellátni. Ide tartoznak a reaktorműveletekkel kapcsolatos vízkezelési gyanták, megszilárdult vegyi iszapok, zagyok, berendezések és fémalkatrészek. E hulladékok kezelésekor már azok megfelelő stabilizálására (térrogatcsökkentés, szilárdítás) van szükség. Megfelelő elhelyezésük, lerakásuk gyakorlatilag ugyanaz, mint a kis aktivitású, első kategóriás anyagoké.
3. **A nagy aktivitású** (high level wastes – HLW) hulladékok, amelyek egyrészt maguk az elhasznált fűtőelemek (ezeket nem is mindenki tekinti hulladéknak), valamint az ezekből urán és plutónium visszanyerésére szolgáló reprocesszási műveletek során keletkezett hulladékok. Ezek transzurán elemeket, ill. erősen radioaktív és hőfejlesztő, nagy élettartamú hasadási termékeket tartalmaznak. A folyékony HLW anyagokat általában üvegmátrixba viszik, így stabilizálják azokat.

Végleges mélységi tárolásukig biztonságos időleges tárolást biztosító köztes tárolókban helyezik el ezeket. Az újrafeldolgozásra még nem került reaktor-fűtőelemek is HLW kategóriásak.

4. **Az α -sugárzó** hulladékok: elég nagy élettartamú, leginkább az elhasznált fűtőelemek reprocessálásából és a keverénoxid fűtőelemek előállításából származó α -sugárzó nuklidokkal szennyezett hulladékok. Ezeknek felszínközeli lerakása nem engedhető meg, hanem a HLW hulladékokhoz hasonlóan mélységi lerakókban tárolhatóak.

Ez a fajta kategorizálás számos államban használatos és elfogadott, de léteznek ettől eltérő, kissé más alapállásból kiinduló, más körülményeket is figyelembe vevő csoportosítások. A franciáknál három kategória ismeretes, míg az USA-szabályozás tagoltabb, öt kategóriát különböztet meg (nagy aktivitású hulladékok, transzurán hulladékok, kis aktivitású hulladékok, uránércdúsítási hulladékok, természetben előforduló vagy a gyorsítókban keletkezett radioaktív anyagok).

11.1.3 Hosszú felezési idejű nuklidok radioaktív hulladékokban

Mind a radioaktív hulladékok elhelyezése, mind a belőlük származó jövőbeli kockázat megítélése tekintetében különleges szerepük van a hosszú felezési idejű nuklidoknak. Közülük azonban egyesek felezési ideje több száz, több ezer vagy akár több millió év is lehet. Ezért elhelyezésük számos speciális kérdést vet föl. A jelenleg egyetlen hazai radioaktív hulladék-tároló, a Püspökszilágyi RHFT nyilvántartása és a Paksi Atomerőmű adatai alapján Magyarországon a hosszú felezési idejű radioaktív hulladék az **51. táblázat** felsorolt hosszú felezési idejű izotópokat tartalmazza. Mint a táblázatból látható, e hosszú felezési idejű izotópok főleg alfa vagy béta sugárzó, úgynevezett nehezen mérhető nuklidok. Így rutinszerű mérésük a hulladékokban nagyon költséges és nehéz feladat lenne. Szerencsére legtöbbjükhez léteznek ún. *kulcsnuklidok*, azaz olyan könnyen mérhető magok, melyek mennyisége a keletkezés folyamatai miatt arányos a nehezen mérhető nuklid mennyiségével. Igaz, ez az arányosság szigorúan csak erőművi hulladéokra érvényes, így más jellegű hulladékoknál legfeljebb csak közelítő adat lehet. Némely esetben a hulladék keletkezési körülményei miatt elvileg ki lehet zárni hosszú felezési idejű komponensek jelenlétét.

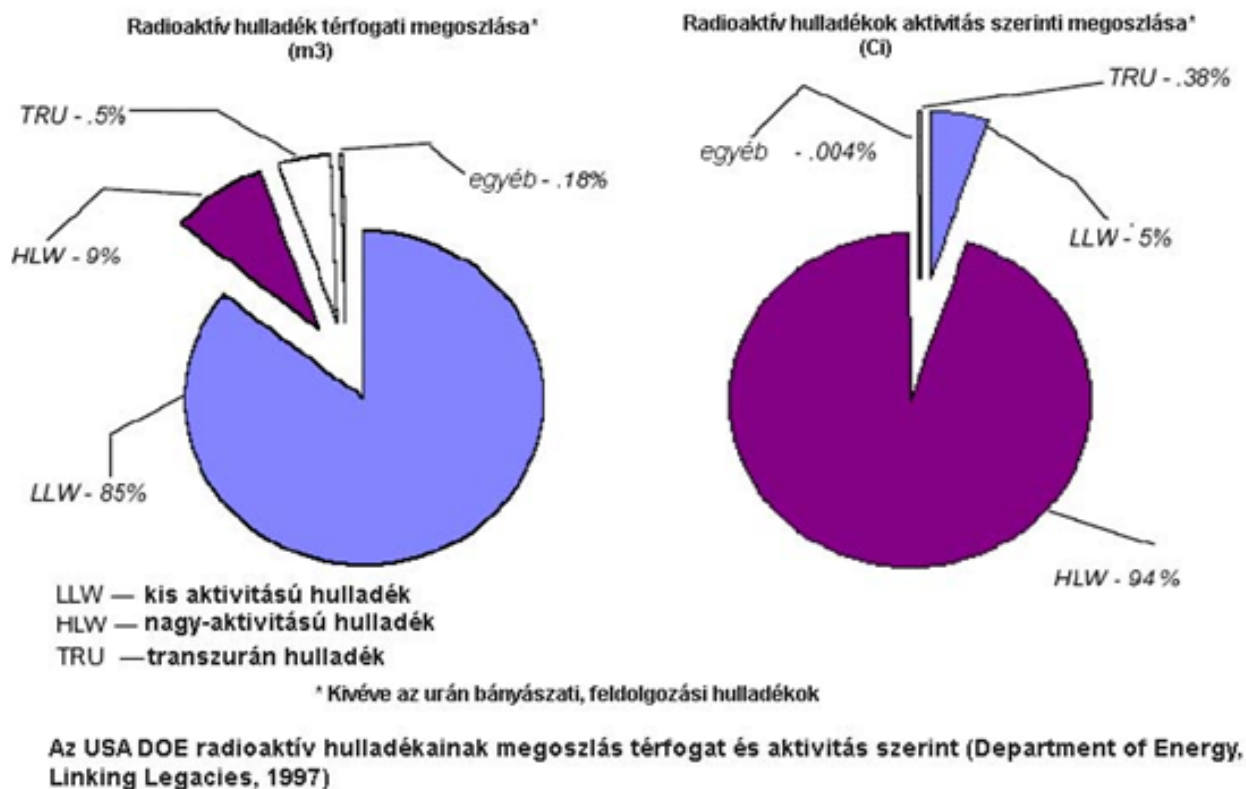
51. táblázat. Hosszú felezési idejű radioaktív izotópok

Izotóp	Felezési idő (év)	Dózis-konverziós tényező 10^{-10} Sv/(Bq*év)	sugárzás fajtája	$E_{\beta_{max}}$ vagy E_{α} (keV)	Keletkezés	Megjegyzés a keletkezéshez
^{10}Be	$1,6 \cdot 10^6$	11	β	556	$^9\text{Be}(n, \gamma) ^{10}\text{Be}$	léggkörben, 360 atom/m ² s kozmogén, természetes
^{14}C	5730	5,8	β	156	$^{14}\text{N}(n, p) ^{14}\text{C}$	léggkörben, 2200 Oatom/m ² s kozmogén, természetes
^{36}Cl	$3,01 \cdot 10^5$	9,3	β, EC	1142	$^{35}\text{Cl}(n, \gamma) ^{36}\text{Cl}$	reaktorban, primervízben
^{40}K	$1,2 \cdot 10^7$	62	β, γ	1505		Természetes
^{63}Ni	100	1,5	β	66	$^{62}\text{Ni}(n, \gamma) ^{63}\text{Ni}$	reaktorban, korróziós termék
^{99}Tc	$2,13 \cdot 10^5$	7,8	β	294	hasadási termék; $^{99}\text{Mo} \rightarrow$ $^{99m}\text{Tc} \rightarrow$	Reaktorban 6,1% hozammal orvosi nyomjelzők
^{129}I	$1,7 \cdot 10^6$		$\beta, (\gamma)$	154	hasadási termék	reaktor; 0.57%
^{210m}Bi	$3 \cdot 10^6$	150	$\alpha, (\gamma)$	4907 , 4946	$^{209}\text{Bi}(n, \gamma)$	
^{226}Ra	1600	2800	α, γ	4784	^{234}Th sorban	Természetes
^{232}Th	$1,4 \cdot 10^{10}$	920	$\alpha, (\gamma)$	4010 , 3952		Természetes
^{234}U	$2,454 \cdot 10^5$	490	$\alpha, (\gamma)$	4776 , 4723	^{234}Th sorban	Természetes
^{235}U	$7,03 \cdot 10^8$	460	$\alpha, (\gamma)$	4395		Természetes
^{238}Pu	87,7	2300	α		$^{238}\text{Np} \rightarrow$ $^{242}\text{Cm} \rightarrow$	reaktorban transzurán
^{239}Pu	$2,4 \cdot 10^4$	2500	$\alpha, (\gamma)$		$^{239}\text{Np} \rightarrow$	reaktorban transzurán
^{241}Am	432,7	2000	α, γ	5485	$^{241}\text{Pu} \rightarrow$	Füstérzékelőkben
^{237}Np	$2,14 \cdot 10^6$	1100	α, γ	4788 ill. 4771	$^{237}\text{U} \rightarrow$ $^{241}\text{Am} \rightarrow$	

A természetes eredetű radioaktív magok hulladékként akkor kezelendők, ha például valamely ipari folyamatban feldúsulva mennyiségük jelentősen meghaladja a természetben normál körülmények között található értékeket. Jelenlétük a hosszú felezési idejű radioaktív izotópok között nem meglepő, hiszen részben azért található meg a környezetben, mert a föld keletkezése óta még nem volt idejük lebomlani.

A ^{237}Np nem szerepel a nyilvántartásokban, említését az indokolja, hogy az ^{241}Am leányeleme, és bár az anyaelem felezési ideje is nagy, a hosszú idejű (akár több százezer éves) elhelyezésnél fölhalmozódása nem hagyható figyelmen kívül.

A világon keletkező radioaktív hulladékok térfogatának zömét a kis- és közepes-aktivitású (LLW-ILW) hulladékok teszik ki, ezzel szemben az aktivitásnak csak töredékét képviselik. Jól mutatja ezt az USA radioaktív hulladékainak megoszlását összesítő **113. ábra**.

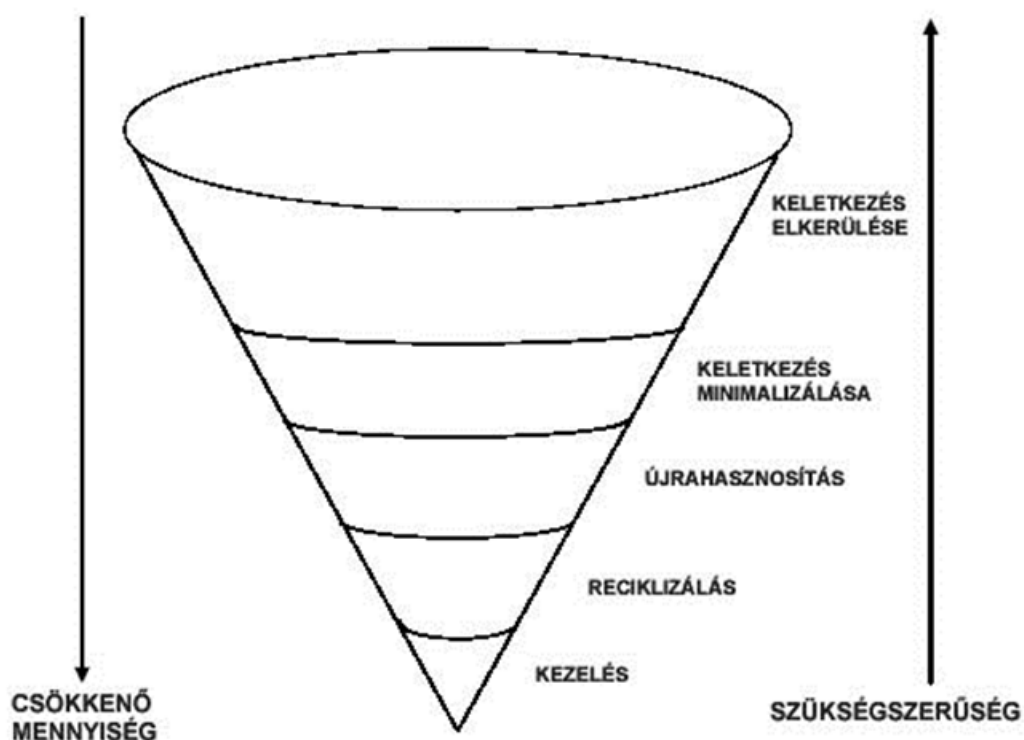


113. ábra. Az USA DOE radioaktív hulladékainak megoszlása térfogat és aktivitás szerint

11.2 Kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékok kezelése **(Páztay György)**

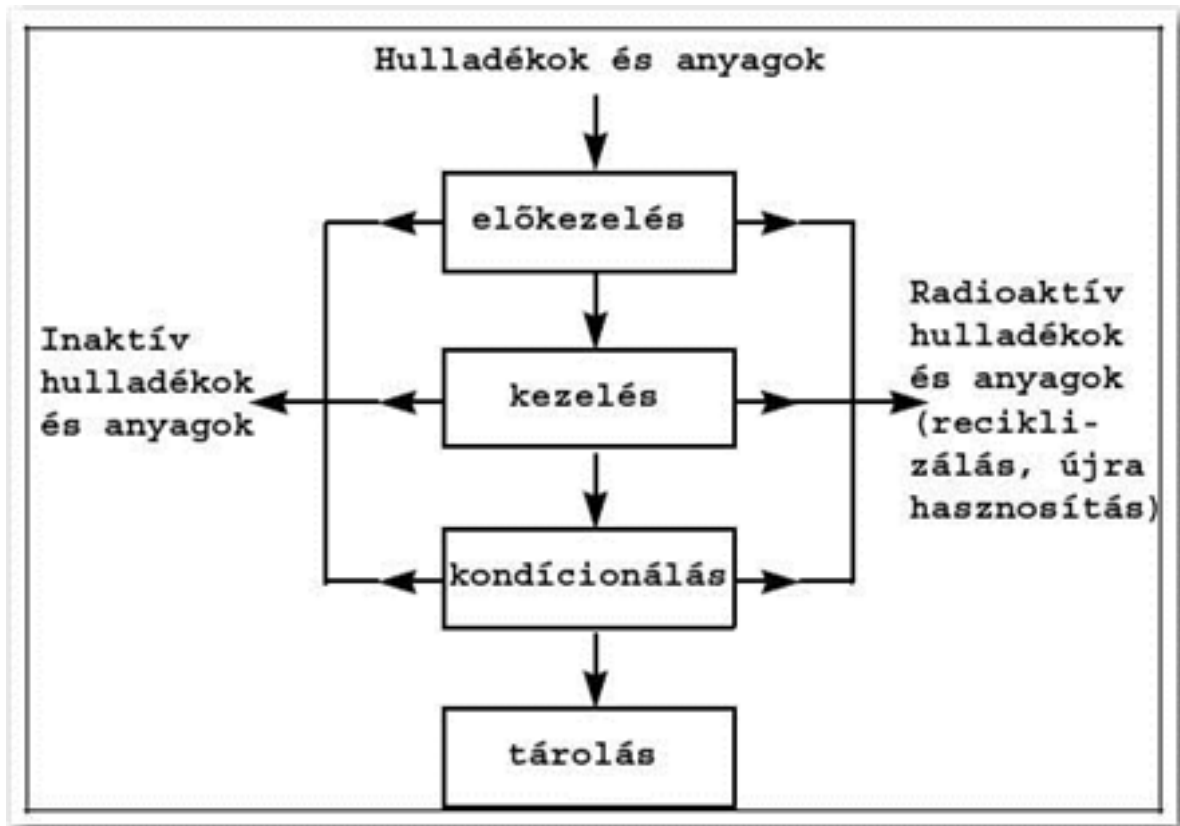
11.2.1 Bevezetés

A kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékoknál a vele kapcsolatos tevékenység szükségszerűsége és a hulladék mennyiségének csökkentése ellentétes irányú folyamat (114. ábra).



114. ábra. A kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékokkal kapcsolatos tevékenységek hierarchiája

Az ábra alapján jól látható, hogy ezen hulladékok kezelése csak akkor merül fel, ha más alternatíva nem lehetséges. A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ) szerint a radioaktív hulladékok kezelése a 115. ábra feltüntetett lépéseket tartalmazza:



115. ábra. Radioaktív hulladékok kezelésének lépései

A kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékok kezelése általánosan az alábbi lépéseket foglalja magában:

- Minősítés (később is lehet, de tárolás előtt szükséges)
- Gyűjtés; osztályozás
- Tárolás; szállítás
- Kezelés
- Térfogatcsökkentés (pl.: préselés; bepárlás)
- Kondicionálás (szilárdítás, immobilizálás)
- (pl.: cementálás, bitumenezés, üvegesítés)
- Minősítés
- Átmeneti- és végleges elhelyezés

A kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékok kezelésének hazai történetének fontosabb lépései a következők voltak:

- 1959: átmeneti hulladék lerakó létesítése Solymáron.
- 900 m³ térfogatú; 400 TBq összes aktivitású hulladék került lerakásra.
- 1976: Püspökszilágyi Radioaktív Hulladék Feldolgozó és Tároló (RHFT) létesítése. Az RHFT kezdeti tárolókapacitása 3540 m³ radioaktív hulladék.
- 1991: az RHFT tárolókapacitásának bővítése. Az új tárolókapacitás 5040 m³ radioaktív hulladék.
- 2003. év elején a szabad kapacitás 64 m³, az elhelyezett aktivitás 1030 TBq.
- 1997 óta nem szállítanak erőművi hulladékot Paksról (összesen bruttó: 2500 m³-t szállítottak)
- Az atomerőmű területén 2007-ig van átmeneti tárolásra elegendő kapacitás.
- 2005: Új kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladéktároló építésének megkezdése Tolna megyében, Üveghuta mellett (Mórággyi-rög, gránit, 40000 m³ kapacitás).

A püspökszilágyi RHFT és az Üveghután épülő kis- és közepes-aktivitású radioaktív radioaktív hulladéktárolók elhelyezkedése és képei a **116. ábra - 118. ábra** láthatók.



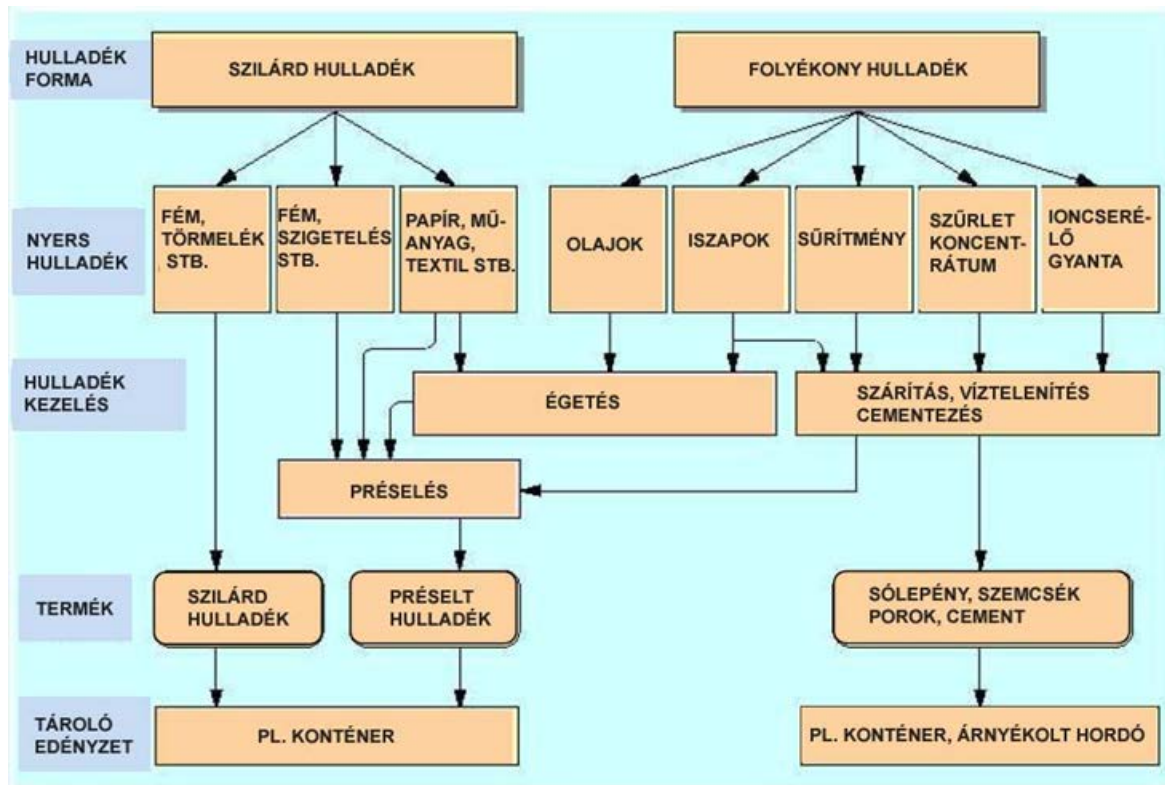
116. ábra. Hazai radioaktív hulladéktárolók elhelyezkedése



117. ábra. Az Üveghután épülő tároló bejárata

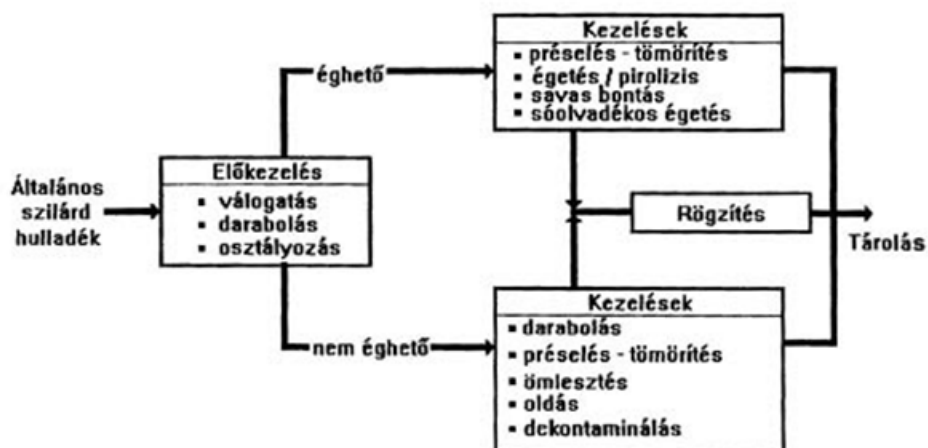


118. ábra. A püspökszilágyi RHFT
Egy lehetséges kezelés útvonalait mutatja be a **119. ábra.**



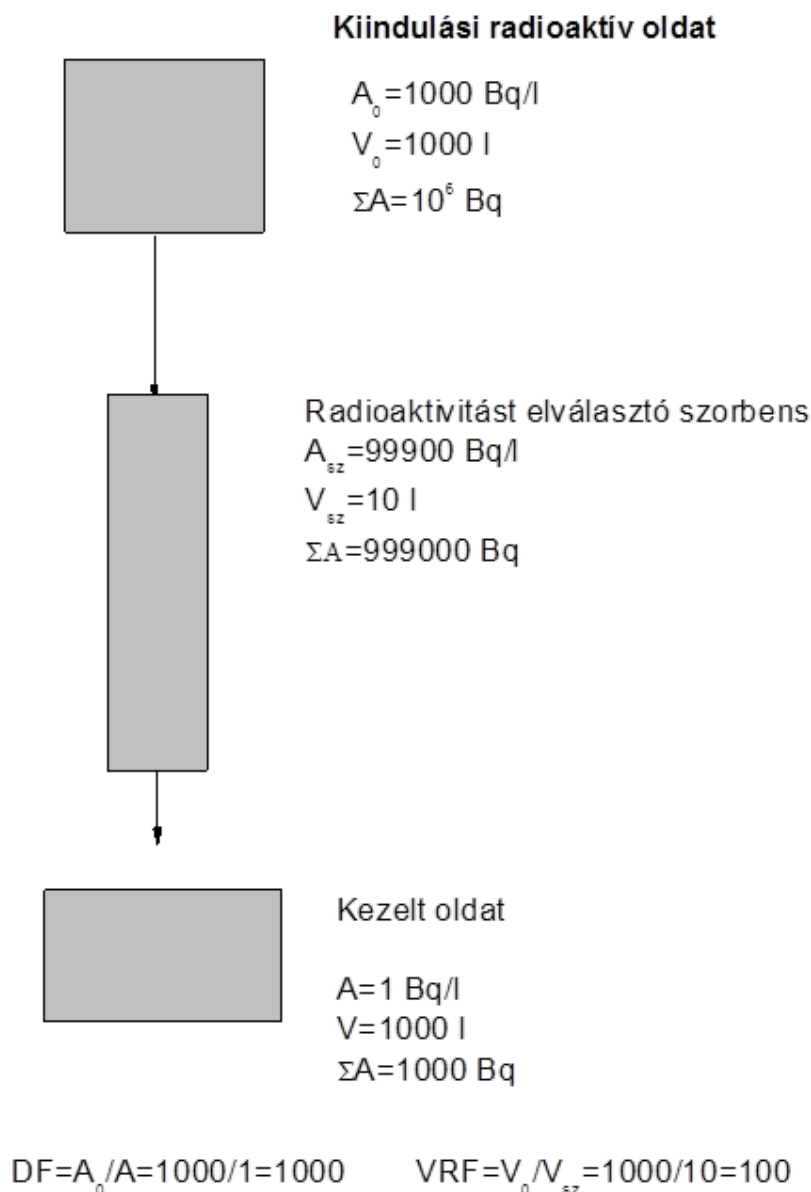
119. ábra. Szilárd és folyékony radioaktív hulladék kezelés lehetséges útvonalai

A gáz állapotú radioaktív hulladékok kezelése eltér a szilárd és folyékony radioaktív hulladékok kezelésétől. Szilárd halmazállapotú kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladék kezelésének egy lehetséges folyamatát foglalja össze a 120. ábra.



120. ábra. Szilárd radioaktív hulladék kezelésének lépései

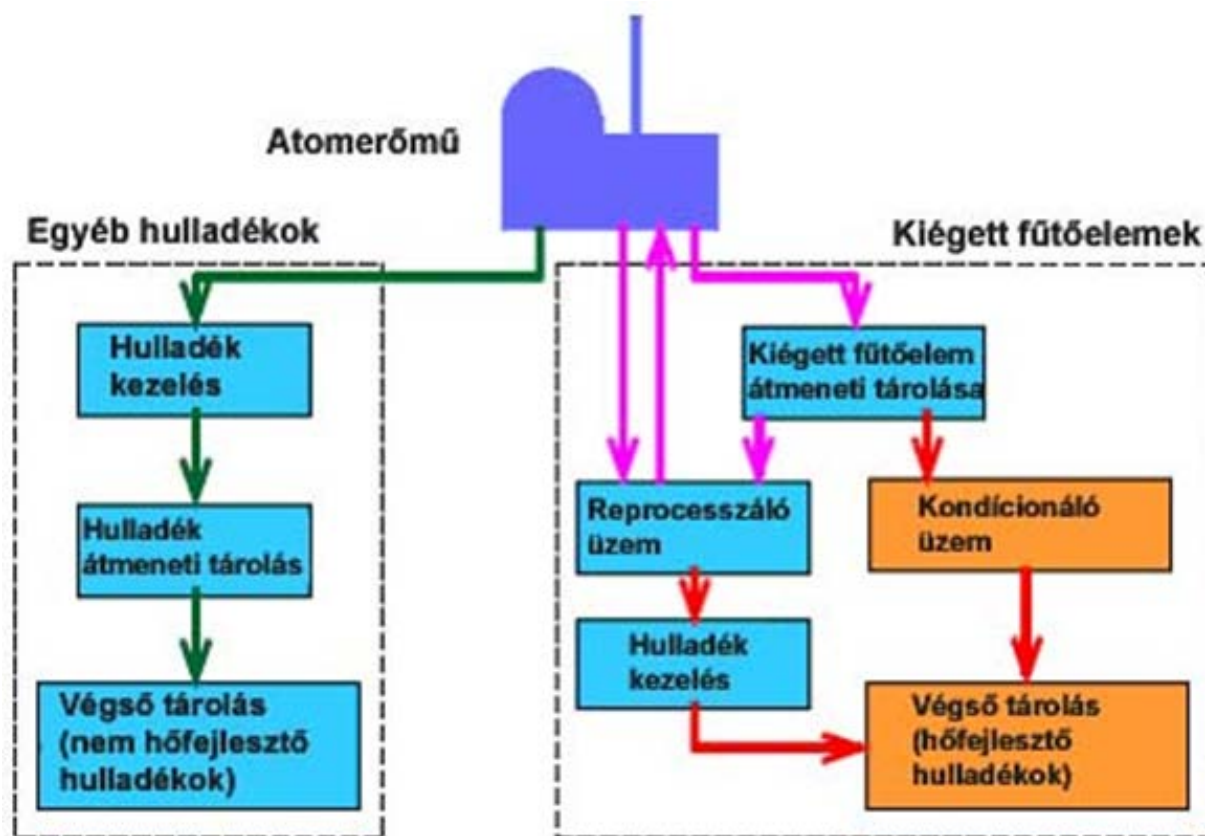
A radioaktív hulladékok kezelése során fő technológiai cél a hulladék térfogatának lehető legnagyobb mértékű csökkentése, a radioaktív komponensek lehetőség szerinti nagy hatékonyságú elválasztása a hulladékban jelenlévő inaktív komponensektől és a radioaktív hulladék lehetőség szerinti szilárdítása, beágyazása stabil beágyazó mátrix anyagba, cementbe, bitumenbe, műanyagba és kompozit anyagokba. A térfogatcsökkentés mértékét jelző *térfogatcsökkentési tényező* (*Volume Reduction Factor-VRF*) és a radioaktív és inaktív komponensek elválasztását jellemző *dekontaminációs faktor* (*Decontamination Factor-DF*) definícióját könnyen megérthetjük a **121. ábra** segítségével.



121. ábra. A dekontaminációs faktor (DF) és a térfogatsűrítési tényező (VRF) számítása

A kezelés során fontos, hogy mindkét jellemző értéke a lehető legmagasabb legyen.

Jelenleg a világon és hazánkban is a kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékok zöme a nukleáris energiatermelő ciklusban keletkezik. Az atomerőműben keletkezett hulladékok csoportosítását és további kezelését foglalja röviden össze a **122. ábra**.



122. ábra. Az atomerőműben keletkezett radioaktív hulladékok további sorsa

Röviden ismertetjük ezen hulladékok legnagyobb hazai „forgalmazójának” a Paksi Atomerőmű Rt.-nek jellemző adatait.

2006 január 1-én az RHFT és a Paksi Atomerőmű Rt. területén az alábbi radioaktív hulladék mennyiségeket tárolták (**52. táblázat**):

52. táblázat. Hazai radioaktív hulladékok tárolása az RHFT és a PA Rt területén

Tárolás helye	Kis és közepes aktivitású hulladék				Nagy aktivitású hulladék		Kiegészítő nukleáris üzemanyag			
	Tárolási kapacitás		Tárolt mennyiség		Tárolási kapacitás	Elfoglalt tárolási kapacitás	Tárolási kapacitás		Tárolt mennyiség	
	bruttó m ³	db 200 l-es hordó	bruttó m ³	db 200 l-es hordó	m ³	m ³	db	tU*	db	tU*
RHFT (szilárd hulladék)	5040	—	5040	—	—	—	—	—	—	—
PA Rt. telephely (szilárd hulladék)	—	7852	—	6903	222,8	63,3	—	—	—	—
PA Rt. telephely (folyékony hulladék)	9950	—	5465,4	—	—	—	—	—	—	—
PA Rt. pihentető medencék	—	—	—	—	—	—	2600	301,6	2117	245,6
Paks KKÁT	—	—	—	—	—	—	4950	574,2	4267	495,0

Az atomerőmű üzemeltetése során gáz-állapotú, szilárd és folyékony kis és közepes aktivitású radioaktív hulladékok keletkeznek. Ezen hulladékokat az atomerőműben a gáz halmazállapotúak kivételével – a végleges tároló kialakításáig – átmenetileg tárolják. A szilárd halmazállapotú hulladékok többségét 200 l-es acélhordókban, tömörített formában helyezik el. A folyékony hulladékokat tartályokban gyűjtik. A hulladékokat csak szilárd formában lehet véglegesen elhelyezni, ezért a folyékony hulladékok szilárdítására is sor kerül az atomerőműben a végleges tárolóba történő elhelyezést megelőzően. Az atomerőmű lebontásakor is keletkeznek ilyen típusú hulladékok, melyeket feldolgozott állapotban, szilárd halmazállapotban véglegesen el kell helyezni, együtt az üzemviteli hulladékokkal.

Az atomerőműben éves rendszerességgel 190 m³ tömörített, szilárd hulladék (kb. 950 db 200 l-es hordó) keletkezik. A szilárd hulladékok között jelennek meg a nagyméretű szilárd hulladékok is. Ezen hulladékokat nem lehet (vagy nem célszerű) 200 l-es hordókban elhelyezni. Ezen hulladékfajta éves keletkezési ütemét nem lehet érdemben meghatározni. A szilárd hulladékok körében szerepelnek a céziumszűrőpatronok, amiket speciális körszelvényű tároló konténerekben helyeznek el, ezen hengeres betonkonténerek térfogata kb. 0,7 m³ (átmérőjük és magasságuk 1300 mm). Ezen hulladékokból kevés keletkezik a teljes üzemidőre vetítve, ezért az éves keletkezési mennyiség nincs meghatározva.

Éves gyakorisággal 280 m³ folyékony halmazállapotú hulladékkal kell számolni, melynek nagy része (250 m³/év) bepárlási maradék (sűrítmény), de a folyékony

hulladékok körében vannak nyilvántartva az evaporátor savazó oldatok, az ioncserélő gyanták (transzportvíz nélkül), az iszapok és a dekontamináló oldatok is. Az üzemzavar következtében a korábbiakban (2006. január 1-ig) keletkezett hulladékok – mivel azokat a normál üzemviteli hulladékokkal együtt tárolják – nem jelennek meg külön. Az atomerőmű 30 éves üzemeltetését feltételezve a hátralévő üzemidő az egyes reaktorblokkok üzemidejének átlagából számolva 9 évnek feltételezhető. Ezek szerint az atomerőmű 30 éves üzemidejének végéig $3251,4 \text{ m}^3$ 200 l-es hordóban elhelyezhető tömörített, kb. 600 m^3 -nyi nagyméretű hulladék és mindössze $2,1 \text{ m}^3$ térfogatot kitevő céziumszűrő-patron keletkezik. Ezek a szilárd hulladékmennyiségek magukba foglalják a 2003. évi üzemzavar következtében keletkező hulladékokat is. A teljes üzemidő során keletkező folyékony hulladékmennyiségeknél a legnagyobb mennyiséget a sűrítmények jelentik (7381 m^3), de megjelenik az összes többi folyékony hulladék járuléka is a teljes üzemidőre kivetítve. A gyanták térfogata itt is transzportvíz nélkül jelenik meg.

A hulladékok elhelyezését mindig megelőzik különböző hulladékkezelési eljárások. Ezekkel az elhelyezés biztonságosságát növelik, illetve némileg csökkentik a tárolással kapcsolatos anyagi kiadásokat.

A hulladékkezelés fogalmát szokták a teljes műveleti sorra alkalmazni, valamint szűkebb értelemben csak a térfogatcsökkentést és a kondicionálást is szokták így nevezni. A különböző aktivitás-koncentrációjú, felezési idejű és halmazállapotú hulladékokra más és más eljárások alkalmazhatóak. Különösen a kezelés és az elhelyezés szempontjából fontos, hogy a radioaktív hulladék nem tartalmaz-e kémiai veszélyes anyagokat (Pl.: erősen savas, robbanásveszélyes, éghető komponenseket).

A hulladékokat tehát először *összegyűjtik* a helyszínen, úgy hogy minél kisebb sugárterhelés érje a lakosságot, illetve a létesítményben dolgozókat. A minél kisebb sugárterhelés és a gazdaságosság a legfontosabb szempont.

Az *osztályozás*, a hulladékok besorolását jelenti, éghetőség, halmazállapot, aktivitáskoncentráció stb. szerint.

Az *előkészítéshez* tartozik a hulladékok szállítása, kezelés előtti tárolása, stb.

A hulladék *kezelése* során csökkentik a *hulladék térfogatát* és *kondicionálják*. A *térfogatcsökkentés* kis (LLW) és közepes (ILW) aktivitás-koncentrációjú hulladékokra

alkalmazható. (A térfogatcsökkentés *égetéssel, bepárlással, préseléssel, ioncserével* történhet stb.).

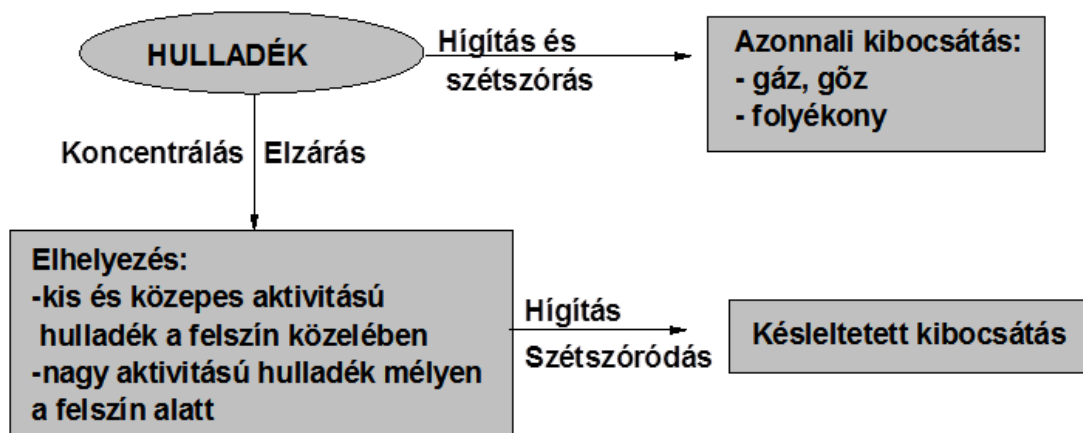
A kondicionálás azt jelenti, hogy a hulladékot immobilissá tesszük. Célunk, hogy ne kerüljön ki a környezetbe radioaktivitás, miután a hulladékot elhelyeztük. A kondicionálás bármely aktivitás-koncentrációjú hulladékkal végrehajtható. A hulladékot kötőanyagokba (cementbe, bitumenbe, üvegbe, műanyagba, kompozit anyagba stb.) ágyazzák be. Kis aktivitások esetén általában az olcsóbb megoldást, a cementezést, bitumenezést alkalmazzák. A nagyobb aktivitású hulladéokra (tehát aminek a hőfejlődése is jelentős) az üvegesítés a megfelelő megoldás. Az üveg nagyon jól tűri a hőt, megfelelő gyártástechnológia alkalmazásával ún. öngyógyító mechanizmussal rendelkezik.

11.2.2 Hulladékkezelő módszerek

Alapelvek: mivel a radioaktív bomlás jelenlegi tudásunk szerint nem gyorsítható meg, két alapvető lehetőség maradt: **koncentrálás és tárolás, illetve hígítás és szétterítés (123. ábra)**. Számos hulladékforrás igen nagy és ezért koncentrálni és tárolni kell. Ugyanakkor számos forrás radioaktivitása igen alacsony így lehetséges sőt szükséges a hígítása és szétszórása. A hulladékkezelés egyik fő feladata, hogy a hígítási és szétszórási tevékenység összhangban álljon a környezet terhelhetőségével és mértéke a lehető legkisebb legyen (ALARA elv – as low as reasonable achievable)! A másik fontos alapelv az, hogy a lehető legtöbb radioaktív hulladék besűrítése és megfelelő tárolása szükséges. Az összes radioaktív hulladék kezelésnél két általános alapelvet alkalmaznak:

Szétválasztás a forrásnál. Az eredmény egy koncentrált radioaktív hulladék és egy nagyobb térfogatú inaktív vagy kis-aktivitású hulladék. A kis térfogatú radioaktív hulladékot lebomlásig tárolják, őrzik. Ezen két hulladékáramot összekeverve a szétválasztás sokkal nehezebb és költségesebb lesz.

Radioaktív anyagok képződésének megakadályozása. A radioaktív területre bejutó inaktív anyagok mennyiségének minimalizálása.



123. ábra. Radioaktív hulladékok kezelési és elhelyezési stratégiái

Atomenergetikai radioaktív hulladékok kezelése

A kezelés célja: a radioaktív hulladékokat megfelelő formába átalakítani a szállításhoz, tároláshoz és temetéshez. A kezelés során a hulladékot, vagy hulladék koncentrátumot átalakítják abba a fizikai-kémiai formába mely kompatibilis a rögzítő folyamatokkal és a rögzítő mátrixokkal csökkentik a hulladék térfogatát, a hulladékot osztályozzák (pl. Pu eltávolításhoz), eltávolítják a lehető legtöbb inaktív ballasztanyagot, egyes inaktív anyagokat recirkulációra visszanyernek, a radionuklidokat kioldódással szemben ellenállóbbá, oldhatatlanabbá teszik.

11.2.3 Radioaktív hulladék kezelő eljárások

A kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékok kezelésére jórészt ugyanazokat a fizikai, kémiai, biológiai és egyéb eljárásokat alkalmazzák, melyeket a nem radioaktív hulladékok kezelésénél is alkalmaznak.

1.) Vízeltávolítási műveletek

a.) Bepárlás és szárítás

A hulladék víztartalmát 1-5%-ig csökkentik, a víz gőzzé alakításával. Ezzel az eljárással iszapokat, bepárlási koncentrátumokat, regeneráló oldatokat, ioncserélő gyantákat kezelnek. A művelet dekontaminációs faktora (DF) 10000-1000000.

b.) Centrifugálás

Szűrőiszapokat, flokkulációs iszapokat, ioncserélő gyantákat vízmentesítenek e módszerrel, 4-6000 rpm fordulaton.

c.) Fagyasztás-olvasztás

Kolloid iszapoknál szűrés vagy centrifugálás előtt alkalmazzák. Az iszapokat -15 és -25 °C közötti hőmérsékletre fagyasztják, majd olvasztják az iszapokat. A kolloid szerkezetet így összetörve megnő az ülepedési hajlam. Kis fajlagos aktivitások esetén alkalmazzák.

d.) Szűrés

Flokkulációs iszapok, szűrők visszamosási szuszpenzióinak tisztítására alkalmazzák. Lehet vákuum-szűrés, nyomás alatti szűrés. Kolloidok esetében szűrési segédanyagokat kell adagolni, ami jelentős hátrány.

2.) Hő-és kémiai kezelő eljárások

a.) Égetés

Az égetés során szilárd éghető hulladékból hamu és füstgáz keletkezik. Az égetést 750-1100 °C között végzik. Alfa-sugárzó, hasadóanyag tartalmú hulladékoknál kis betáplálási sebesség szükséges (kritikus tömeg). A berendezések lényeges része a válogató-betápláló rendszer. A füstgáz tisztító rendszer bonyolult és problémás (HCl, H₂SO₄ képződés), a hamu csak meghatározott mátrix anyagokkal ágyazható be, nagy térfogatcsökkentési hatása van!

b.) Kémiai bontás

Savas kezeléssel (cc. HNO₃, H₂SO₄), plutóniummal szennyezett éghető hulladékok térfogatcsökkentésére, ioncserélő gyanták bontására alkalmazzák. Részei a kezelő, sav-visszanyerő, gázkezelő egységek. A folyamat 250 °C fölött megy végbe, a salétromsavat formaldehiddel, hangyasavval, a tributil-foszfátot foszforsavval bontják el.

3.) Vegyi kezelő eljárások

A vegyi kezelés célja a rögzítéshez a hulladék megfelelő alakba történő alakítása például komplex képzéssel, oldhatatlan formába hozással.

4.) Mechanikai kezelő eljárások

Szilárd hulladékoknál alkalmazzák méret- és térfogatcsökentés céljából.

a.) Vágás, fűrészelés

Fémek, műanyagok kezelésére alkalmazzák.

b.) Törés, darabolás, aprítás

Üvegek, kerámiák kezelésére alkalmazzák.

c.) Préselés

5.) Dekontaminációs eljárások

Kontaminációnak a felületek nyitott radioaktív izotópokkal történő elszennyeződését nevezzük, *dekontamináció* a felületen lévő radioaktív izotópok eltávolítását jelenti.

a.) Kémiai dekontaminálás

Általában magasabb hőfokon 60-95 °C végzik, karbantartáshoz, javításhoz, felületek tisztításához, térfogat, vagy radioaktivitás csökkentése céljából.

Dekontamináló anyagok:

-*oldószer*ek, *detergens*ek, *felületaktív anyag*ok: zsírok, szennyezés, szerves szennyezők eltávolítására alkalmazzák.

-*sav*ak, *alkáli*ák, *sav*ak sói: oxid-film elbontására alkalmazzák.

-*komple*xképzők: egyes ionok oldékonyságának növelésére alkalmazzák.

-*oxidál*ószerek: egyes filmek oldására alkalmazzák.

-*redukál*ószerek: ionos komponensek átalakítására alkalmazzák.

b.) Mechanikai dekontaminálás

Nagyméretű fém-, vagy bevont felületek kezelésére alkalmazzák. Homok-és fémporfúvás, vagy víz-gőz-sugaras tisztítás.

c.) Ömlesztéses dekontaminálás

Szennyezett ólom és egyéb fémanyagok tisztítására alkalmazzák, a szennyeződés általában a salakba megy át.

Az alábbiakban röviden ismertetünk néhány fontosabb hulladék kezelési eljárást szilárd és folyékony radioaktív hulladékok esetére

11.2.4 Szilárd radioaktív hulladék kezelési eljárások:

A kezelés célja:

- éghető, éghetetlen hulladék különválasztása
- hulladék kémiai reaktivitásának csökkentése
- térfogatcsökkentés
- esetleges hasadóanyag kinyerése
- dekontaminálás, radioaktív anyag eltávolítás

A kezelés főbb műveletei:

Előkezelés:

Válogatás-osztályozás: radioaktivitás, tömöríthetőség, éghetőség stb. szerint.

Darabolás: éghető hulladékok esetén például késes, vagy kalapácsos aprítóval.

osztályozás

Térfogatcsökkentőeljárások:

prézelés

hamvasztás-égetés

dekontamináció

ömlesztés-üvegesítés

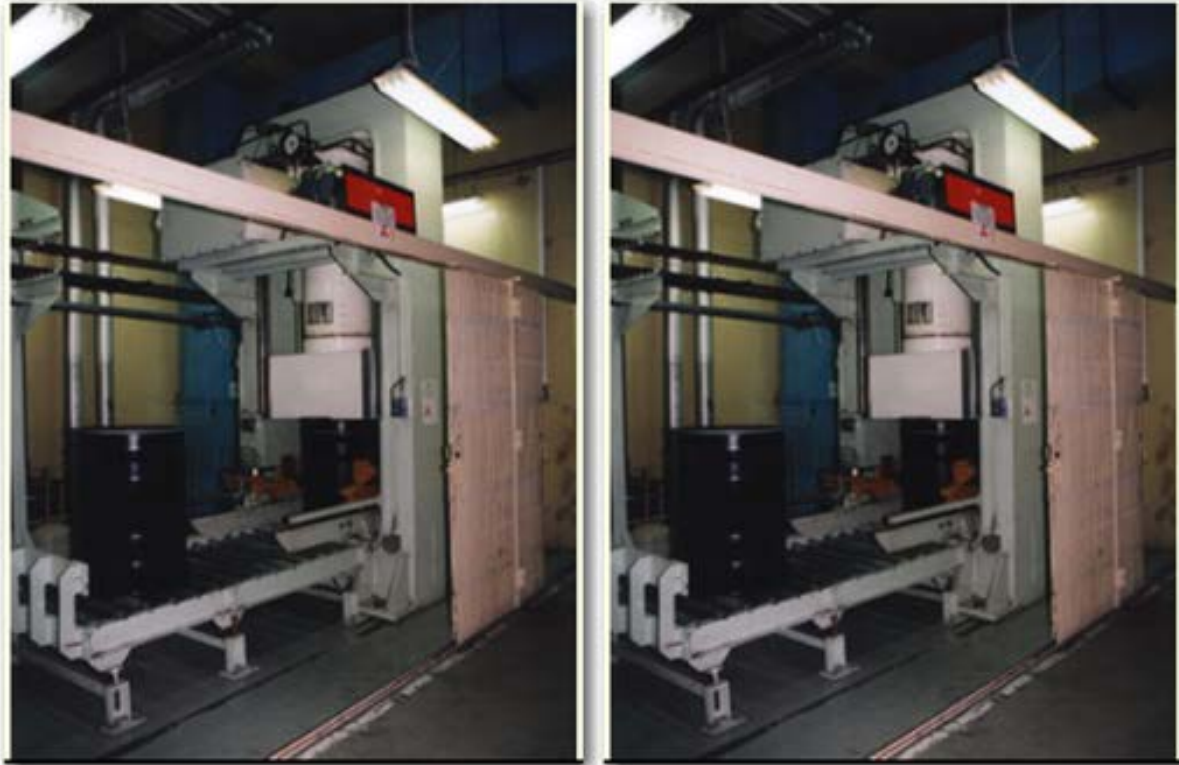
oldás

elektropolírozás

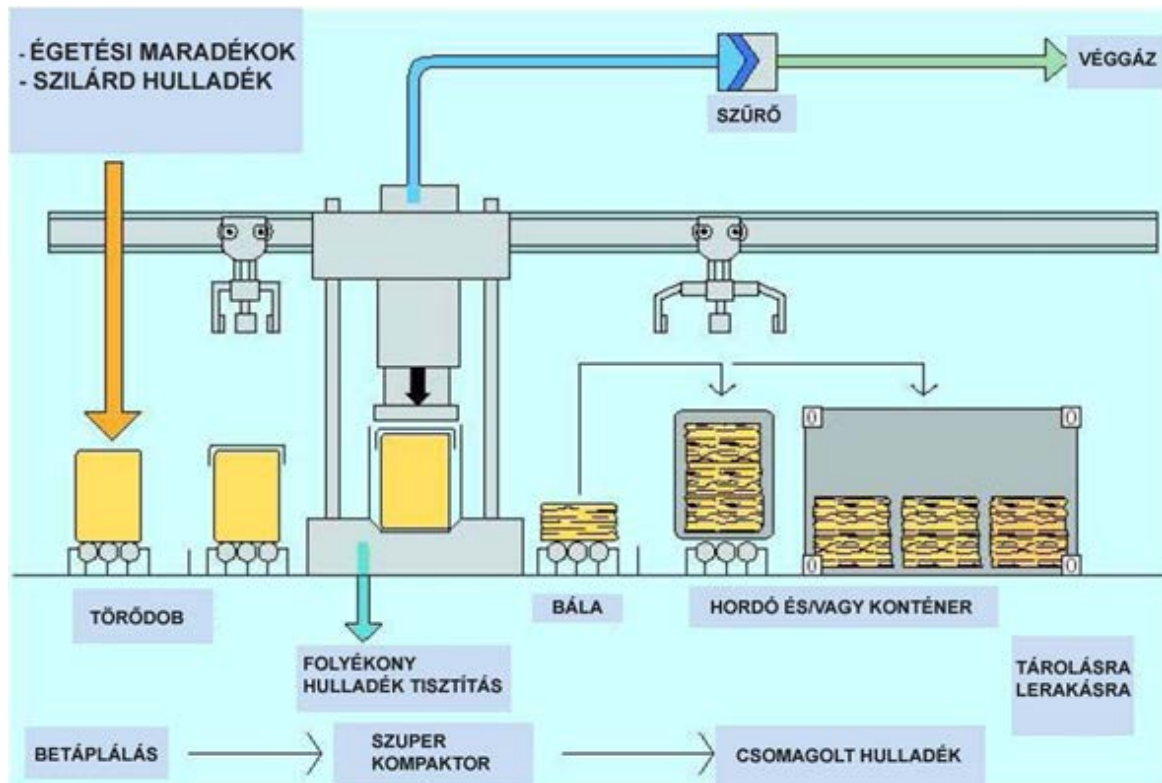
Az eljárások különböző mennyiségű **szekunder hulladék keletkezéssel** járnak.

Tömörítés-prézelés: 70-80% térfogat csökkentés is elérhető. Problémát okozhat a kezelendő anyag nedvességtartalma. Prézeléssel végzett kezelés folyamatábráját a

125. ábra, prézelő berendezéseket a **124 ábra** mutatja.

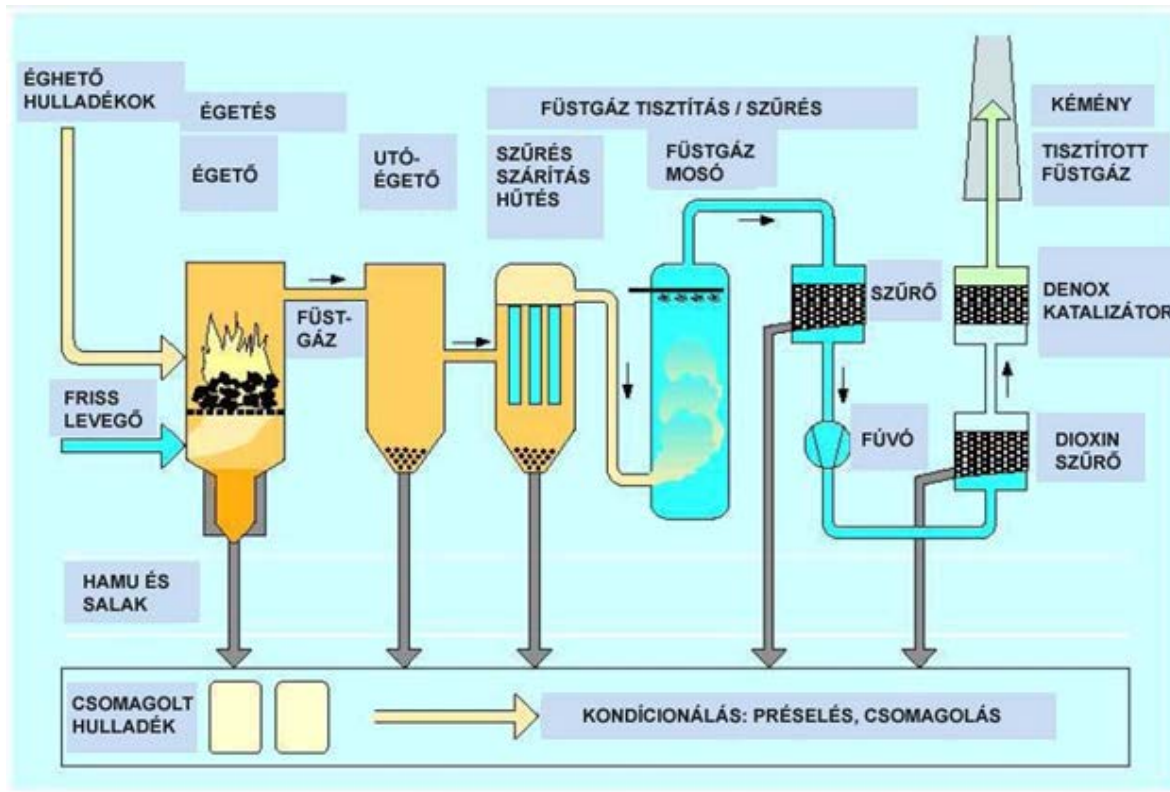


124. ábra. Hulladék préselő berendezések



125. ábra. Préselés szuper kompaktossal

Égetés-hamvasztás: szennyezett ruházat, ioncserélő gyanta tömörítésére alkalmazzák. Lépései az előkezelés, hulladékadagolás, égetés, gázelszívás, hamu és maradék csomagolása rögzítése. Az égető berendezéssel szemben támasztott követelmények: a megfelelő hőmérséklet, égetési idő, turbulens keveredés biztosítása, az elegendő oxigén biztosítása. Problémát okozhat a korróziót okozó anyagok (kén, halogén) jelenléte. Égetéses kezelés folyamatábráját mutatja a **126. ábra**.



126. ábra. Radioaktív hulladékok kezelése égetéssel

Példák:

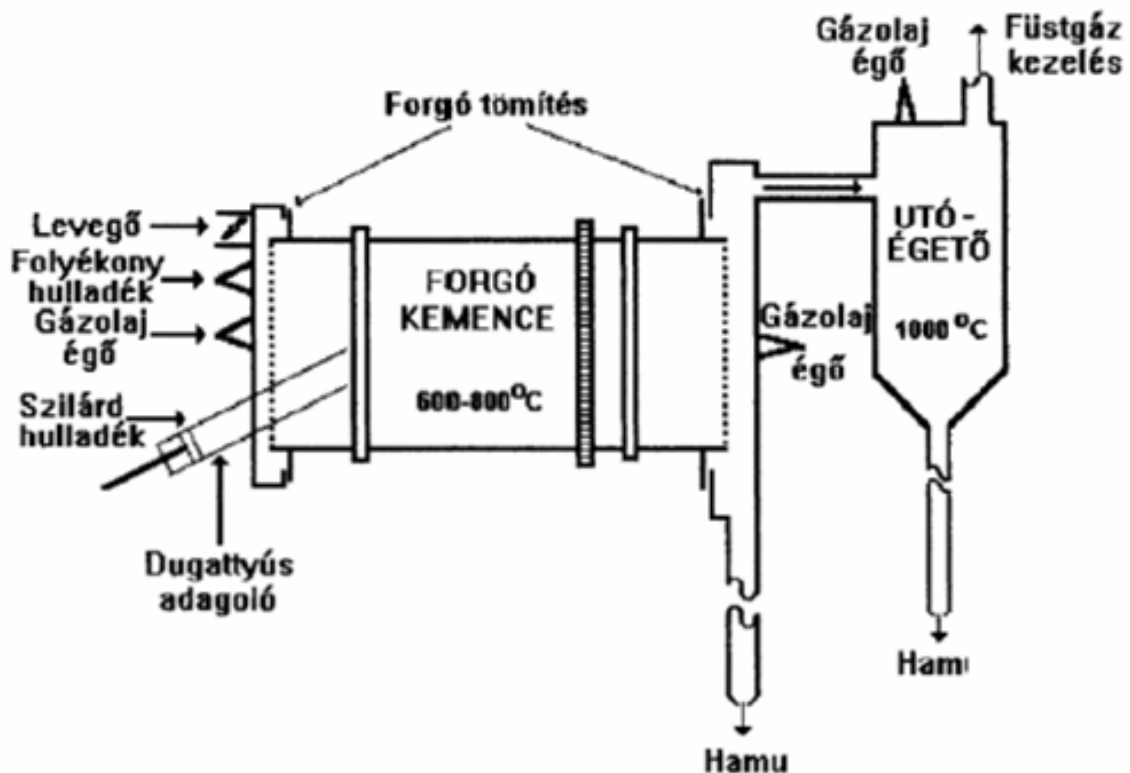
Vortex égető (General. Electric, Wilmington, USA) 1972-óta üzemel, feladata az éghető fűtőelem gyártási hulladék égetése. A hulladékot darabolják, és levegő felesleggel hengeres kamrába fuvatják, amelyben turbulens forgó áramlás van. Teljesítménye: 450 kg/óra, az égetési maradék az eredeti tömeg 35%-a.

Reaktorhulladék égető (Yankee Rowe, USA), 1960 óta üzemel. Földgázzal üzemeltetik, főleg cellulóz alapú hulladékot égetnek. A füstgázt nedves mosón és üvegyapot töltetű oszlopon vezetik át. Az elnyelető oldatot recirkuláltatják a radioaktív folyadék kezelőrendszerbe.

Reaktorhulladék égető (OntarioHydro, USA). Primer égetőben pirolizálják a hulladékot, majd teljes égés következik az utóégetőben további tüzelőanyaggal. 870-980 °C-on végbemegy a teljes égetés. A füstgázt táskás szűrőn szűrik. A teljesítmény kb. 110 kg/óra.

Sóolvadékos eljárás (Atomics International, USA). A folyamatban nátrium-karbonát-nátrium-szulfát sóolvadék elegyet használnak, a darabolt égető hulladékot 100%-os légfeszüléssel a sóolvadék felületére viszik, 800-850 °C -on játszódik le az égés. A sóolvadékot és az égetési maradékot periódikusan távolítják el, az olvadék-hamuelegyet vagy közvetlenül hordóba fejtik, vagy a sőt kinyerik. Előnye a klórtartalmú szennyezés klorid-formában a sóolvadékba kerül.

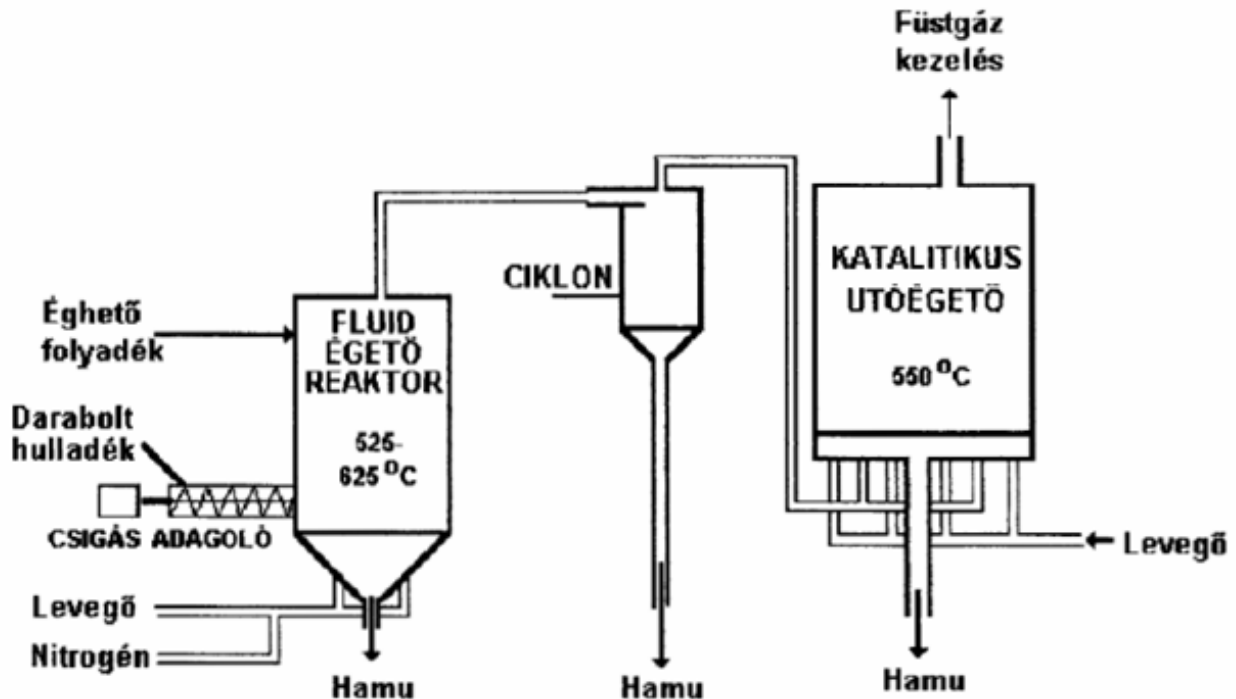
Forgó kemencés égető (Rocky Flats, USA). Az égető berendezés vízszintes tengelye körül forgó hengeres égető utóégetővel (127. ábra). Vizes venturi-mosókkal távolítják el a pernyét és az égetés során keletkező sósavat. A maradék sósavat kálium-hidroxiddal kötik meg. Az égető alkalmas folyékony hulladék-oldószer valamint a kimerült ioncserélő gyanták égetésére is.



127. ábra. Forgó égetőkemence (Rocky Flats, USA)

Fluidágyas égető (Rocky Flats, USA). Az égetésnél granulált nátrium-karbonátot használnak fluidizációs közegként (128. ábra). Előnyösen alkalmazható klórtartalmú hulladékok égetésére, a keletkező sósavat azonnal közömbösítődik. A távozó

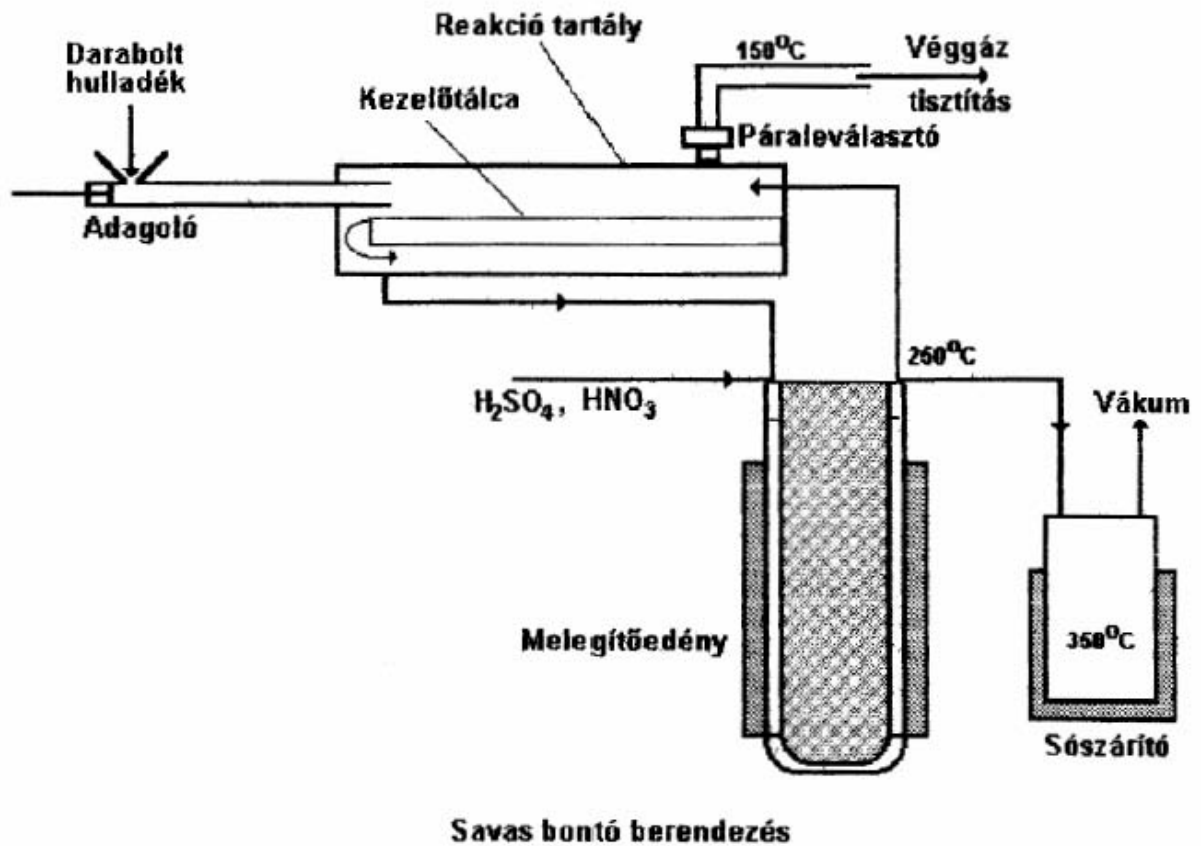
füstgázok teljesen eloxidálódnak egy katalizált utóégetőben. A száraz füstgáz kezelőrendszer kiküszöböli az utólagos mosót, így nincs folyékony radioaktív hulladék.



128. ábra. Fluidágyas égetőkemence (Rocky Flats, USA)

Savas hamvasztó berendezés. A hamvasztás közben a hulladék folyadékfázisban oxidálódik, miközben az éghető hulladékok szervesen maradékká hamvadnak. Válogatás és darabolás után a hulladék 250 °C-on a forró kénsavban gyorsan elszenesedik (129. ábra). A teljes oxidáció elősegítésére a hulladékhoz salétromsavat adagolnak.

Az égető eljárások termikusan stabil hamut vagy szervesen maradékokat eredményeznek. A maradékokban van a koncentrált radioaktív hulladék, melyet a tároláshoz rögzíteni kell. A maradék mennyisége rendszerint nem haladja meg az eredeti tömeg és térfogat 10%-át. A teljes térfogatcsökkenés számításánál figyelembe kell venni a szekunder hulladék mennyiségét is. Így az égetéssel nyert hulladék csökkenés kisebb mint a préseléses eljárásé, ugyanakkor kevésbé reaktív terméket ad, amely könnyebben kezelhető, szállítható, tárolható.



129. ábra. Savas hamvasztó berendezés

Méretcsökkentés és dekontaminálás:

Egyes szilárd hulladékok darabolhatók és dekontaminálhatók. A darabolás történhet pl. manipulátorok és robbantás segítségével. A dekontamináláshoz ásványi savakat, kálium-permanganátot, detergenset, szerves savakat, EDTA-t és nagynyomású gőzt alkalmaznak. Az eljárások szekunder hulladék keletkezéssel járnak.

Olvadékontés:

Leselejtezett berendezéseket és éghetetlen hulladékot kezelnek így.

Oldás és elektropolírozás:

Nem éghető szilárd hulladék kezelésére alkalmazzák. Vékony falú fém és üvegeszközök sóoldatokban feloldozhatók. Elektropolírozással a felületre tapadt radioaktív anyag eltávolítható (anódos oldódás).

11.2.5 Folyékony radioaktív hulladékok kezelési eljárásai

A folyékony hulladékok közésoroljuk a folyadék-koncentrátumokat és azokat a szilárd hulladékokat is amelyek a folyékony hulladékok kezelése során keletkeznek. A folyékony és nedves hulladékokat kimerült ioncserélő gyanták, szűrőiszapok, bepárlási koncentrátumok és vegyes folyadékok alkotják.

A folyadékok előkezelése:

Az előkezelés fő célja a térfogatcsökkentés. Kimerült ioncserélő gyanták térfogata csökkenthető víztelenítéssel dekantáló tartályban, centrifugálással, vagy víztelenítő szűrővel. Alternatív megoldásként a víztelenített gyanták savas bontással, fluidágyas égetéssel, vagy sóoldatos égetéssel kezelhetők. Folyékony hulladékok térfogata csökkenthető bepárlással, kalcinálással vagy kristályosítással. Alternatív térfogatcsökkentési eljárásaként még szóba jöhet az égetés, és a membrán elválasztásokon alapuló térfogatcsökkentés. A térfogat csökkentési eljárások előtti műveletek: a pH beállítása, és esetleges habzsgátló és korróziógátló szerek alkalmazása. A hulladék szilárdítás legfontosabb lépései a keverés, töltés, a szilárdított termék nem tartalmazhat folyadék zárványokat. Az eljárások fontos része a szilárdító anyagok előzetes kezelése, amely a szilárdító anyagok adalékok, és katalizátorok töltését, tárolását, szállítását és bemérését foglalja magában. Lényeges, hogy egyes szilárdító anyagok előtárolási ideje korlátozott, pl. karbamid-formaldehid alapú műanyag gyanta. A szilárdított hulladékot víztelenítés és szilárdulás után acélhordókban vagy max. kb. 5 m³-es szénacél konténerekben helyezik el, a töltési műveleteket távirányítással végzik. Szállítás során esetenként megfelelő biológiai védelemről kell gondoskodni.

11.2.6 Mátrix anyagok

Kis- és közepes-aktivitású radioaktív hulladékok esetén a szilárdító, befogadó mátrix anyag leggyakrabban cement, bitumen és polimer lehet. Mint a radioaktivitás kijutását megakadályozó, primer gáttal szemben a mátrix anyagokkal szembeni követelmények:

- kompatibilitás a hulladékkal
- homogenitás
- kis oldhatóság
- kis permeabilitás
- mechanikai szilárdság
- külső behatásokkal szembeni ellenállás
- hőbehatással és sugárzással szembeni ellenállás
- időbeni stabilitás.

1.) Cement és cementbázisú anyagok

Eőnyei:

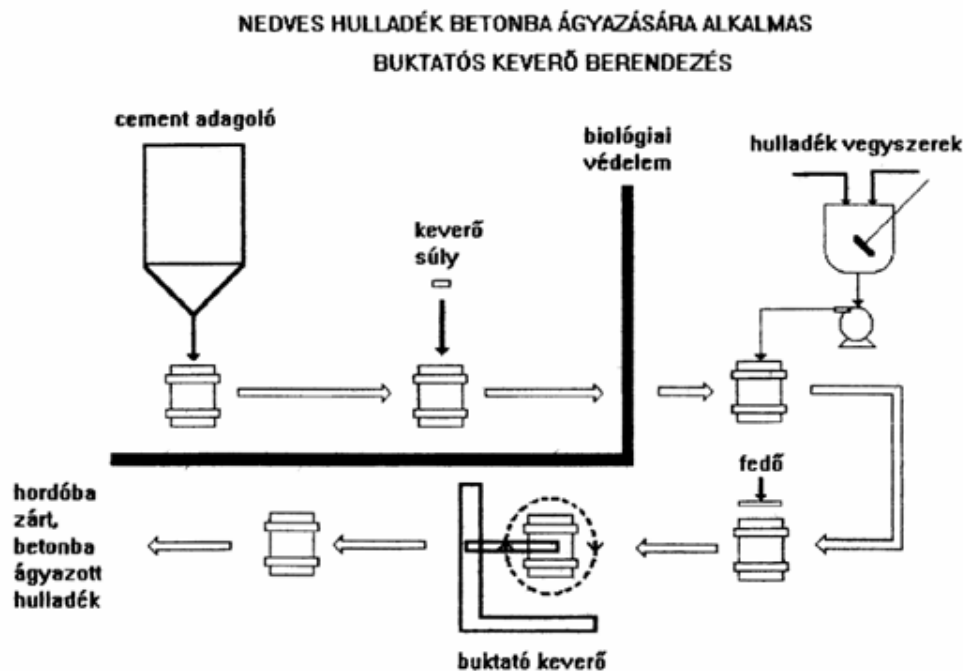
- egyszerűen kezelhető
- nagy inaktív felhasználási gyakorlati tapasztalata van
- nagy nyersanyagkészlet áll rendelkezésre
- relatív olcsó
- nagy sűrűségű (sugárzás elnyelő) és mechanikai szilárdságú anyag
- vízzel kompatibilis

Hátrányai:

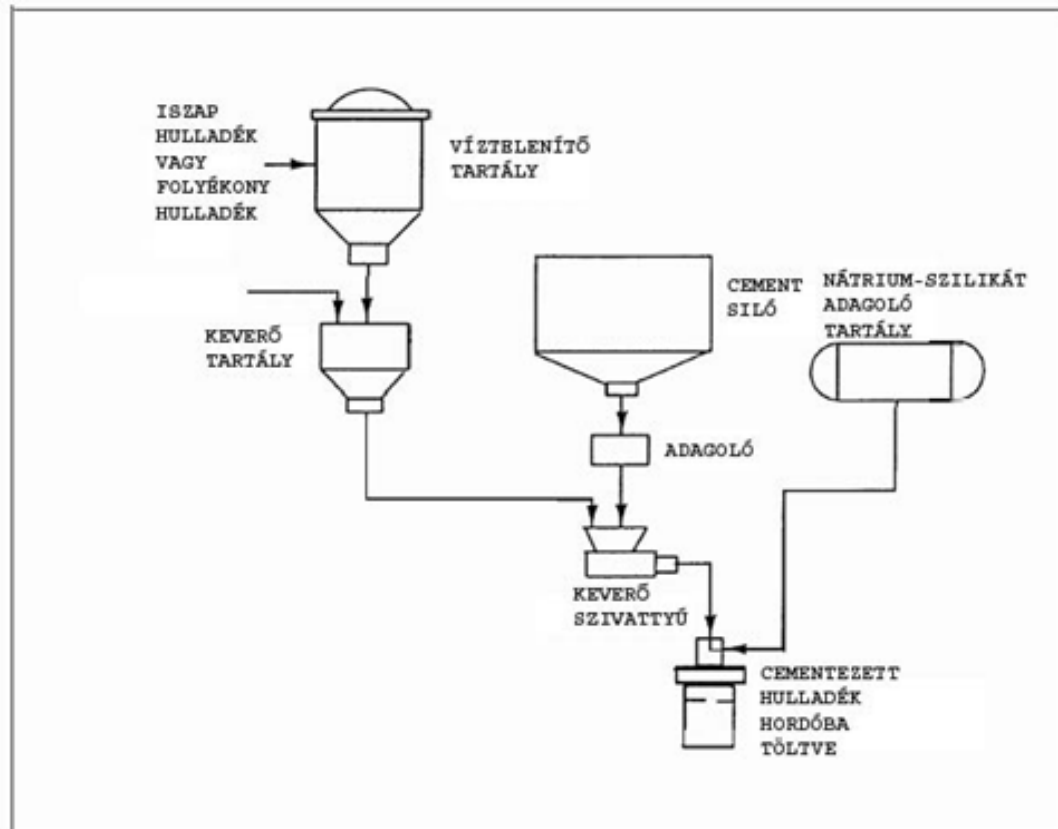
- kicsi a húzószilárdsága
- egyes vegyszerekkel (pl. lúgokkal) szemben kicsi az ellenállása
- jelentős térfogatnövekedést okoz, nagy a sűrűsége

Bepárlási koncentrátumok, iszapok, szilárd hulladékok beágyazására alkalmazzák. Additív anyagokkal (Na-szilikát, zeolit, vermikulit, szerves vegyületek) javítják a kompatibilitását.

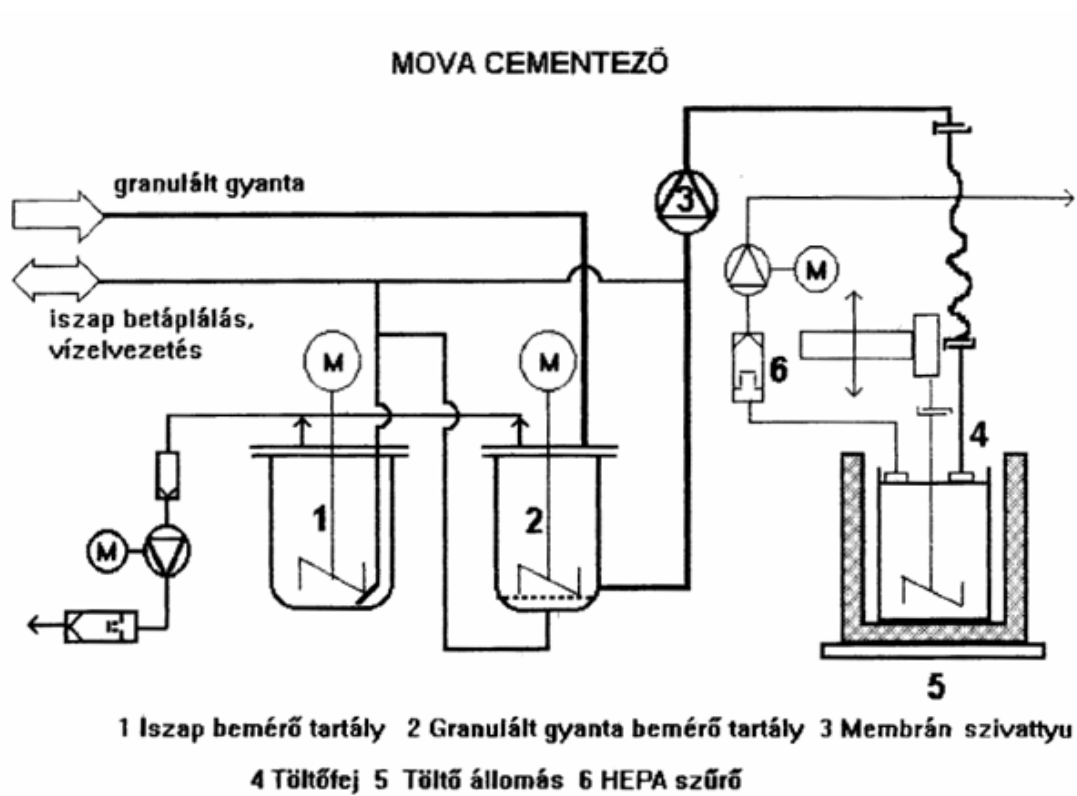
Cementezésnél lényeges szempont a hulladék viselkedése: bórsav vagy borátok gátolják a cement kötését, mész adagolása javítja a borátok cementezhetőségét. Javítható a cement kötési tulajdonsága 10 tf% nátrium-szilikát adagolással, agyagásványok adagolásával javíthatók a kioldódási mutatók. A nedves szilárd hulladékot vagy a szilárdító konténerben vagy in-line módon keverik össze a cementtel. A keverést három különböző módon oldották meg: gravitációs keveréssel, buktató-forgókeveréssel vagy külső keverővel. A külső keverővel dolgozó egyik eljárást a német NUKEM cég MOVA mobilis berendezését a Paksi Atomerőmű megvásárolta. A hulladékot 200 vagy 400 literes hordóban cementezik. A MOVA módosított változata alkalmas DOW gyártmányú szerves gyantával történő szilárdításra is. A MOVA teljesítménye műszakonként: max. 10 m³ iszap vagy koncentrátum, míg granulált gyantából 2 m³, száraz szűrőiszapból 5 m³ dolgozható fel, kiszolgáló személyzete 2-3 fő. A **130. ábra- 133. ábra** néhány cementező eljárás sémáját és a Paksi Atomerőmű hulladékainak cementezésére vásárolt MOWA mobilis cementező berendezés ábráit mutatjuk be.



130. ábra. Buktató-keverős cementező



131. ábra. In-line keverős cementező



132. ábra. MOWA cementező berendezés



Paks - MOWA

133. ábra. MOWA cementező berendezés

A **53. táblázat** a szokásos hulladék/cement arányokat foglaltuk össze.

53. táblázat. Hulladék/cement arány nedves szilárd hulladékok esetén

Radioaktív hulladék	Hulladék/cement arány	
	Térfogatarány	tömegarány
Szemcsés ioncserélő gyanta	5,8	2,2
Powdex ioncserélő porgyanta	5,8	2,6
Derítőföld	10,0	2,7
Borát-sók (pH~9)	2,7	1,5
Szulfát-sók	3,8	1,6

2.) Bitumen és bitumenbázisú anyagok

Előnyei:

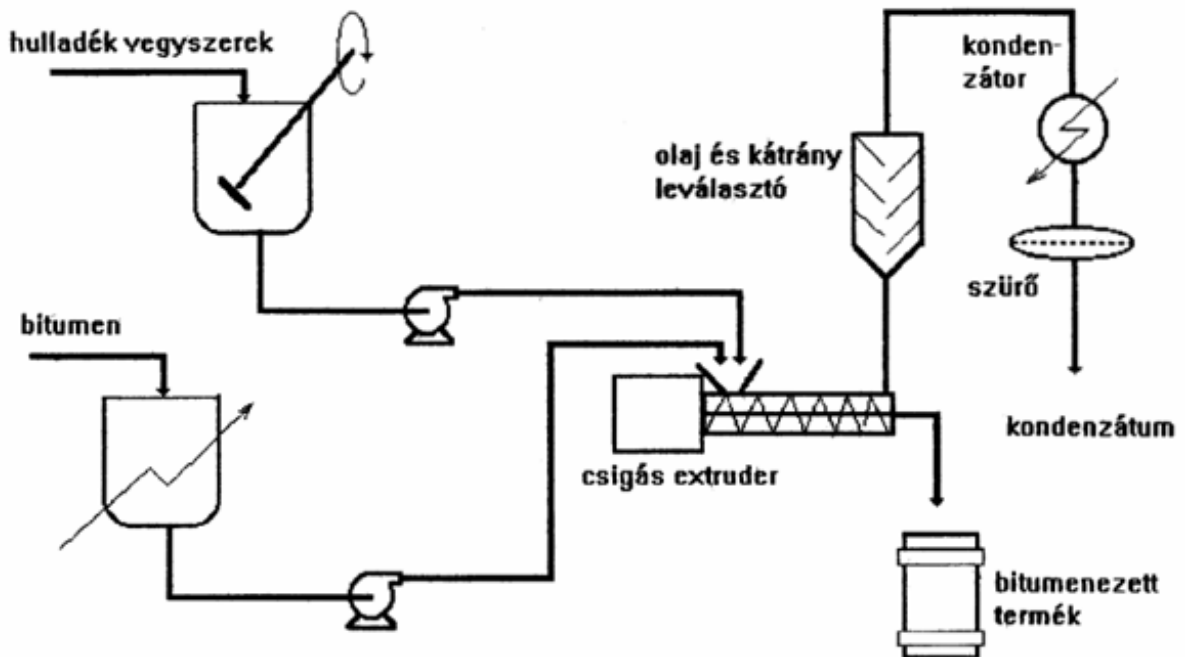
- vízben oldhatatlan
- vizes diffúzióknak ellenáll
- kémiaailag inert (oxidáció kivételével)
- biológiailag inert
- plasztikus
- jó reológiai tulajdonságú
- lassan öregszik
- besugárzásnak eléggé ellenáll
- nagy a befogadó kapacitása
- relatívén olcsó.

Hátrányai:

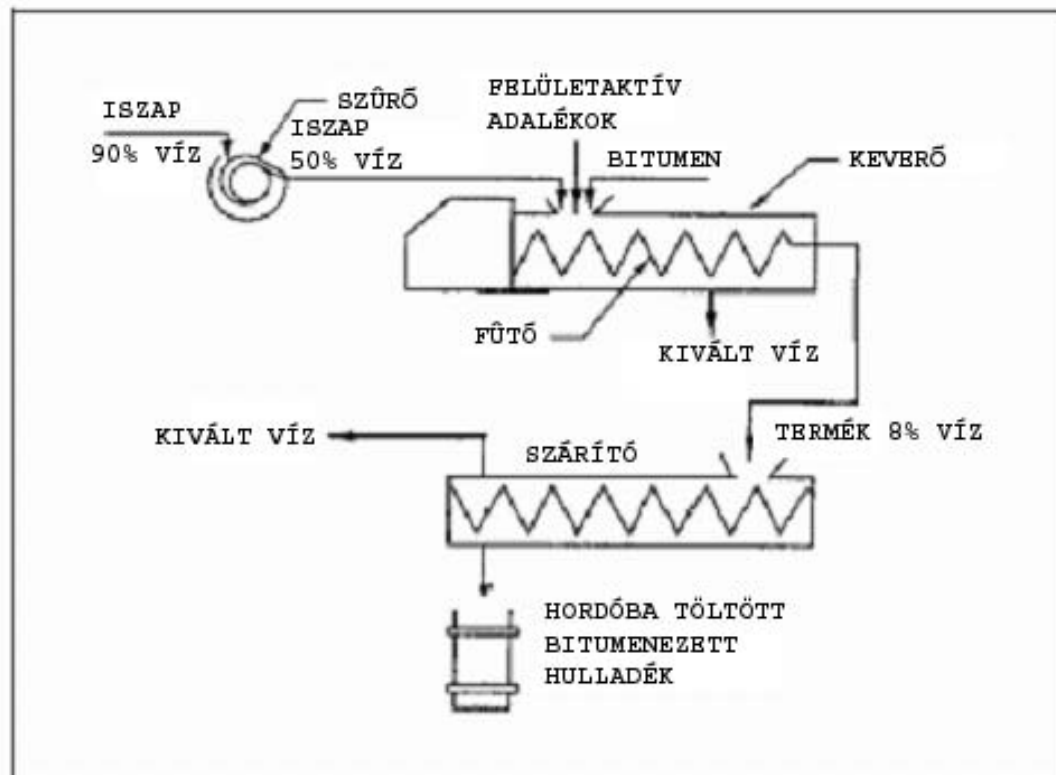
- viszkozitása csökken növekvő hőmérséklettel, 100 °C fölött olvad
- éghető (de nehezen gyullad)
- egyres hulladékkomponensekkel kölcsönhatásba lép (nitrit, nitrát)
- kicsi a hővezetése
- duzzad

Bitumenező berendezések folyamatábráit mutatunk be a **134. ábra- 135. ábra.**

CSIGÁS EXTRUDERES BITUMENEZŐ FOLYAMAT



134. ábra. Csigás-extruderes bitumenező berendezés



135. ábra. Kétlépcsős extrudáló bitumenezés

3.) Műanyagok és műanyagbázisú anyagok

A műanyagok beágyazó anyagként történő alkalmazása viszonylag újkeletű. Lényeges, hogy sikerült olyan műanyag alapú beágyazó anyagokat kifejleszteni, melyek jó sugártűrővel és hőállósággal rendelkeznek, öregedésük, degradálódásuk nagyon kis mértékű és nagy a befogadó képességük. Az alábbi műanyagok és műanyag alapú kompozit anyagok kerülnek felhasználásra.

POLISZTIROL: ioncserélő gyanta és porok beágyazására alkalmazzák. BAYER Gmbh eljárása jól ismert, beágyazás előtt vízteleníteni kell.

KARBAMID-FORMALDEHID: USA. Folyadékok, iszapok, gyantazagyok, koncentrátumok kezelésére alkalmazzák.

POLIÉSZTEREK, EPOXI-GYANTÁK: Bepárlási koncentrátumok, iszapok, ioncserélő-gyanták befoglalására használják Franciaországban, USA-ban (Dow katalitikus polimerizáció).

POLIETILÉN: NSzK, Hollandia, Japán. Iszapok, gyanták, bepárlási koncentrátumok kezelésére alkalmazzák.

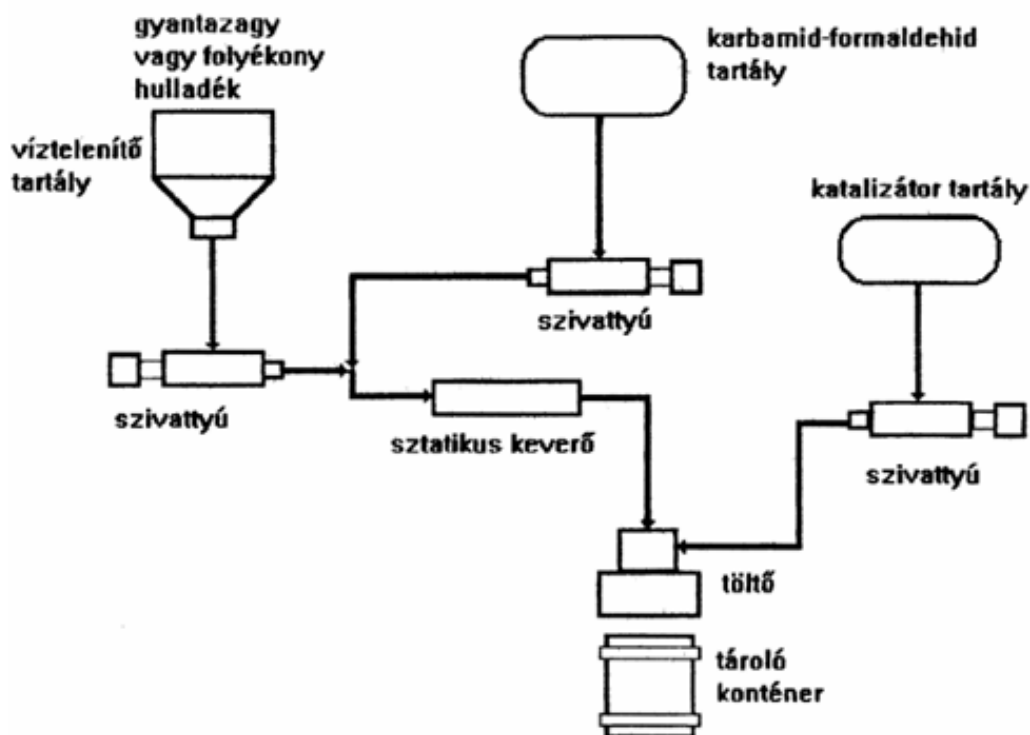
EGYÉB POLIMEREK, ÜVEGEK, KERÁMIÁK, SZERVETLEN ANYAGOK:
boroszilikát üveg, foszfátüveg, alumínium-szilikátok.

FÉM-MÁTRIXOK: ólom, zircaloy-rozsdamentes acél, Inconel.

A **136. ábra** egy műanyagba ágyazó berendezés folyamatábráját mutatjuk be.

A **54. táblázat** hasonlítja össze különböző módon szilárdított hulladékok tulajdonságait.

KARBAMID-FORMALDEHID TARTÁLY



136. ábra. Karbamid-formaldehid típusú műanyagba ágyazó berendezés

54. táblázat. Szilárdított hulladékok tulajdonságai

	Polietilén	Bitumen	Cement
Koncentráls mértéke	1,5-2,4	1,0-2,0	0,5
Sűrűség (g/cm ³)	1,0-1,4	1,0-1,4	1,3-2,0
Nyomószilárdság (N/m ²)	210-340	Igen kicsi	180-230
Mechanikai stabilitás	Jó	Megfelelő	Jó
Kioldhatóság (cm ² /nap)	10 ⁻¹¹ -10 ⁻⁶	10 ⁻¹⁰ -10 ⁻³	10 ⁻¹¹ -10 ⁻³
Sugártűrés	Jó	Jó	Jó
Tűzállóság	Gyenge	Gyenge	Jó

11.3 Nagy aktivitású hulladékok átmeneti tárolása (Páztay György)

A radioaktív hulladék végső elhelyezésének problémája egyik fő oka annak, hogy az egyébként környezetbarát atomenergia felhasználást a környezetvédők részéről számos kritika éri. A fő kifogás a radioaktív hulladékok átmeneti és végső elhelyezésének körülményeivel, az emberi léptékben szinte végtelen tárolási idővel,

a tárolás hosszú távú biztonságával kapcsolatos. Bár a radioaktív hulladékok mennyisége (térfogata) sokkal kisebb más hulladékokénál, de az egyéb hulladékoknál gyakran veszélyesebbek. Ezért a radioaktív hulladékok kezelése és elhelyezése hosszú távú stratégiát igényel és a megfelelő kezelés és elhelyezés technológiáit nagyon gondosan kell kidolgozni és nem szabad elsietni. Ezért a radioaktív hulladékok legkisebb térfogatot képviselő, de legveszélyesebb csoportját, a nagy aktivitású radioaktív hulladékok zömét világszerte 40-50 évig átmeneti tárolókban őrzik, a megfelelő végső kezelő és temető technológiák kidolgozásáig. A megfelelő technológiák fejlesztése folyamatos, elég csak a radioaktív hulladékok őrzési idejét drasztikusan csökkenteni képes *transzmutációs eljárásra* utalnunk.

A nagy aktivitású radioaktív hulladékok túlnyomó többsége a nukleáris energiatermelő ciklus második felében (back end) a reaktorokban használt fűtőelem, szabályozó rudak stb. formájában keletkezik. Egy 600 MW_e teljesítményű német reaktor fűtőelem ciklusában 33 t urán-oxid fűtőelem használatához szükséges nyersanyag és a keletkezett hulladékok mennyiségét foglalja össze a **55. táblázat**.

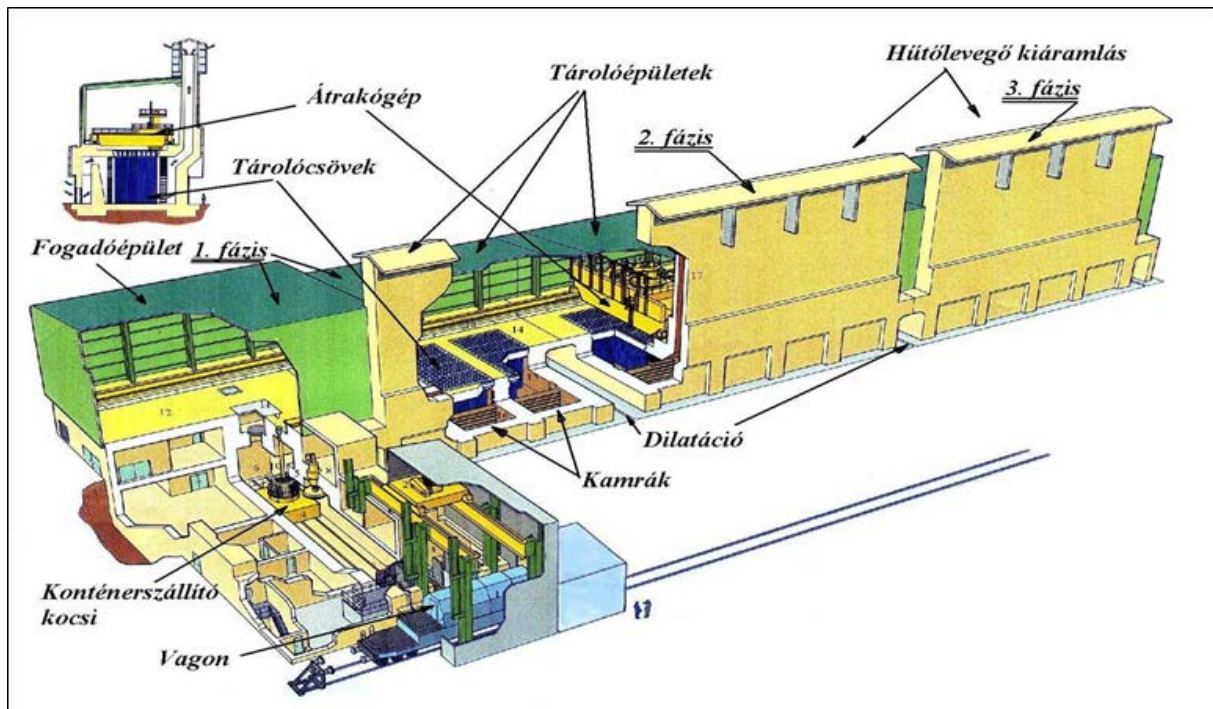
A reaktorokból kikerülő kiégett fűtőelemek további sorsa országonként változó. Hazánkban a kiégett fűtőelemeket korábban visszaszállították a Szovjetúnióba, majd Oroszországba (1989-1998 között 2331 db kiégett üzemanyagköteg került vissza a Szovjetunióba (később Oroszországba). A rendszerváltás után az orosz fél már nem vesz át több kiégett fűtőelemet, így azok átmeneti tárolására meg kellett építeni Pakson, az erőmű területén a Kiégett Kazetták Átmeneti Tárolóját (KKÁT). Az egyéb nagy aktivitású hulladékok elhelyezésére az atomerőműben egy a leszerelésig üzemelő csöves típusú 223 m³ tárolókapacitású átmeneti tárolót is üzemeltetnek. Ebbe évente mintegy 5 m³ nagyaktivitású szilárd hulladék kerül. A KKÁT egy angol licenc alapján épített MVDS típusú száraz, modulárisan bővíthető átmeneti tároló, melybe évente 372 db kiégett fűtőelem köteg kerül. Az erőmű üzemideje (30 év) lejártáig várhatóan 11128 db kiégett fűtőelem köteg kerül itt átmeneti tárolásra előre láthatólag 2047-ig. A KKÁT látképét a **137. ábra**, szerkezeti metszetét és a bővítéseket a **138. ábra** mutatjuk be.

55. táblázat. Egy 600 MWe teljesítményű reaktor töltetének nyersanyag szükséglete és hulladékai

Egy 600 MW _e teljesítményű raktor (Biblis A, 33 t fűtőelem töltet) üzemanyag ciklusa és a hulladékok									
	Kiindulási anyag			Eredmény			Hulladék *		
1	440.000	t	Uránérc / kőzetpor	40.000	t	Uránérc	400.000	t	Poralakú kőzet
2	40.000	t	Uránérc	400	t	U ₃ O ₈	39.600	t	Iszap
3	400	t	U ₃ O ₈	220	t	Hex	180	t	Atomhulladék
4	220	t	Hex	33	t	Dúsított Hex	187	t	kimerült UF ₆
5	33	t	dúsított Hex	33	t	Fűtőelem	70	hordó	Kisaktivitású hulladék
6	33	t	Fűtőelem	33	t	Kiégett fűtőelem	1.300	hordó	Kisaktivitású hulladék
							90 - hordó 110		Közepes-aktivitású hulladék
7	33	t	Kiégett fűtőelem	28	t	UNH	30	ESB	Nagyaktivitású hulladék
				1	t	MOX	600	hordó	Közepes-aktivitású hulladék
							300	hordó	Kisaktivitású hulladék
Jelmagyarázat									
1	Uránérc kitermelés			ESB	Rozsdamentes acél tok				
2	Ércfeldolgozás			U ₃ O ₈	Urán-oxid				
3	Konverzió			Hex	Urán-hexafluorid				
4	Dúsítás			UNH	Uranil-nitrát				
5	Fűtőelem gyártás			MOX	Vegyess-oxid fűtőelemem				
6	Atomerőmű								
7	Újrafeldolgozás (reprocessálás)			* 5, 6, 7 foyamatoknál további hulladék keletkezik					



137. ábra. A paksi KKÁT látképe



138. ábra. A paksi KKÁT metszeti rajza és a bővítések

A tervek szerint a KKÁT területéről 2047 és 2069 között szállítják ki a kiégett üzemanyagot a nagy aktivitású hulladéktárolóba. Az üzemen kívül helyezett KKÁT a leállított atomerőművel együtt felügyelet melletti elzárásban vár a leszerelésre 2070

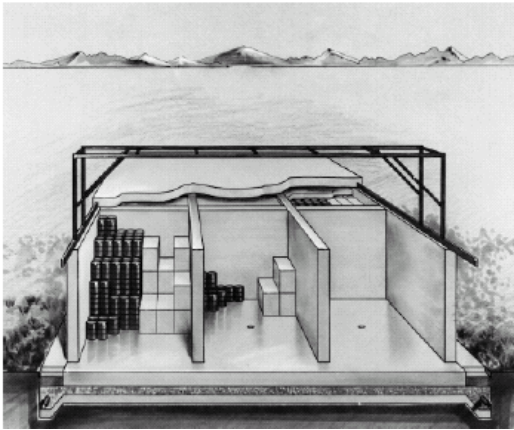
és 2089 között, továbbá a KKÁT leszerelése és a hulladék elszállítása 2090-től az atomerőmű lebontásával együtt történik.

Természetesen vannak olyan atomerőművek, ahonnan a nagy aktivitású hulladék zömét képező kiégett fűtőelem kötegeket *újrafeldolgozás (reprocessálás)* céljából elszállítják az újrafeldolgozó műbe, ahol egy adott újrafeldolgozó technológia segítségével kinyerik a fűtőelemek értékes hasadó anyag (^{235}U , ^{239}Pu stb.) tartalmát, majd az elválasztási lépések során visszamaradt legtöbbször salétromsavas oldatot speciális tartályokban átmenetileg tárolják. A jelenleg elfogadott eljárás szerint ezeket a savas oldatokat kalcinálás után üveg mátrixba zárva viszik végleges elhelyezésre.

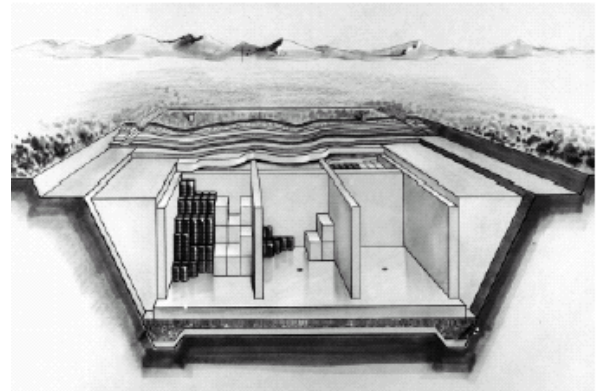
11.4 A radioaktív hulladék végleges elhelyezése (Pátzay György)

A radioaktív hulladékok elhelyezése végleges vagy átmeneti lehet. A kötelező előírások a tárolók tervezésére és működésére többszörös mérnöki gátakat írnak elő. Ezek alapja, hogy megbecsülik a radioaktivitás terjedését a mérnöki gátakon keresztül, majd a tároló természeti környezetében (kőzetek, talaj, talajvíz, biológiai rendszerek), illetve megvizsgálják a potenciális sugárterhelés veszélyét (honnan, milyen izotóp, milyen kémiai formában és mekkora mennyiségben juthat el az emberekhez).

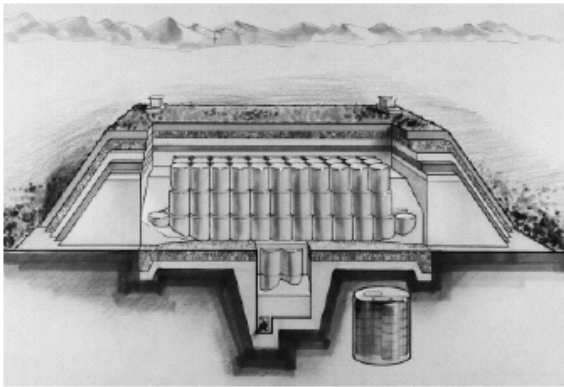
A nagy aktivitású hulladékokat jelenleg átmeneti tárolókban helyezik el. Végleges tárolók még nincsenek, csak kísérleteznek velük, gránit alapú kőzeteket, valamint sóbányákat vizsgálnak meg. Az átmeneti tárolók ún. száraz vagy nedves tárolók lehetnek. A száraz tárolók gázhűtésűek, a nedvesek vízhűtésűek (ebben az esetben veszélyt jelenthet a víz jelenléte nukleáris szempontból, a láncreakció miatt). A száraz tárolók lehetnek különálló blokkos (cask), illetve boltozatos, sírkamraszerű (vault). A cask típusú tároló előnye, hogy kis különálló blokkokba helyezik el a kiégett fűtőelemeket, ezért nem dőlhet rájuk a tárolóépület, és könnyen biztosítható a hűtésük, passzív módon. A vault típusúnál egy épület veszi körül a tárolót. Akkor van probléma ezzel a megoldással, ha rádől az épület, ekkor ugyanis megszűnhet a szellőzése. Pszichológiai okokból viszont ez a kedvezőbb, és ezért ez az elterjedtebb megoldás. Néhány felszín közeli száraz tároló metszeti rajzát mutatjuk be a **139. ábra- 143. ábra**.



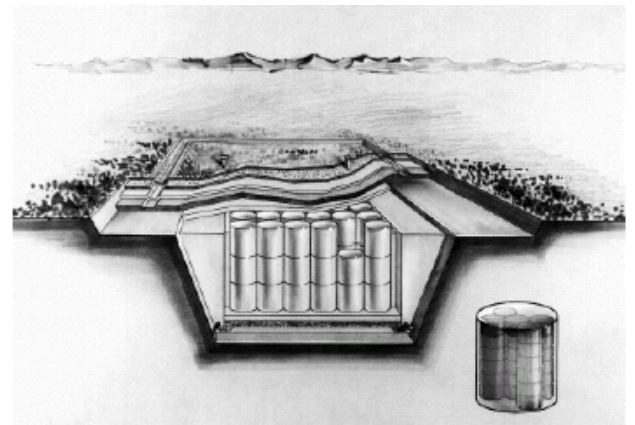
139. ábra. Sirkamraszerű föld feletti tároló (vault)



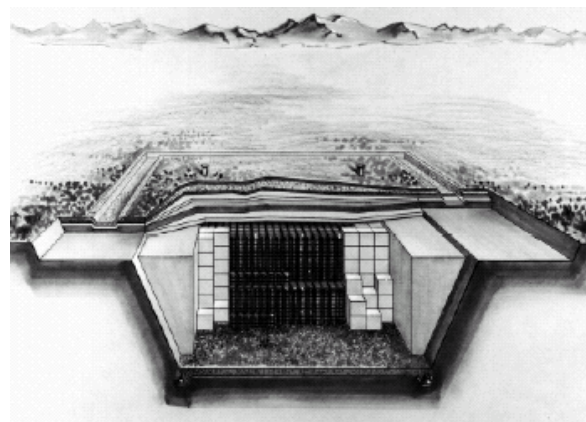
141. ábra. Földalatti sírkamraszerű betontároló (vault)



140. ábra. Földdel borított beton tároló (cask)



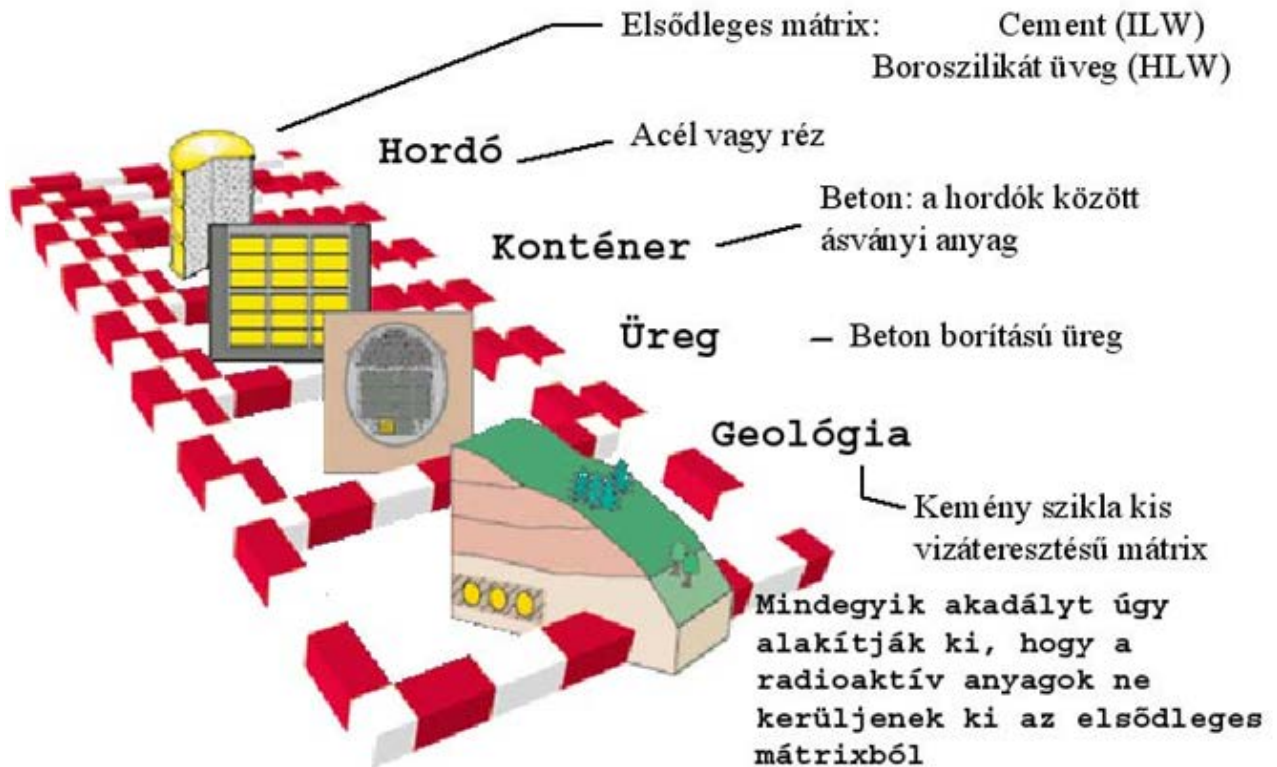
142. ábra. Földalatti moduláris beton tároló (cask)



143. ábra. Keskeny árok jellegű tároló (cask)

A többfokozatú akadály elvét alkalmazzák a radioaktív hulladékok tárolóinak kialakításakor. Ezt az elvet foglalja össze a **144. ábra**.

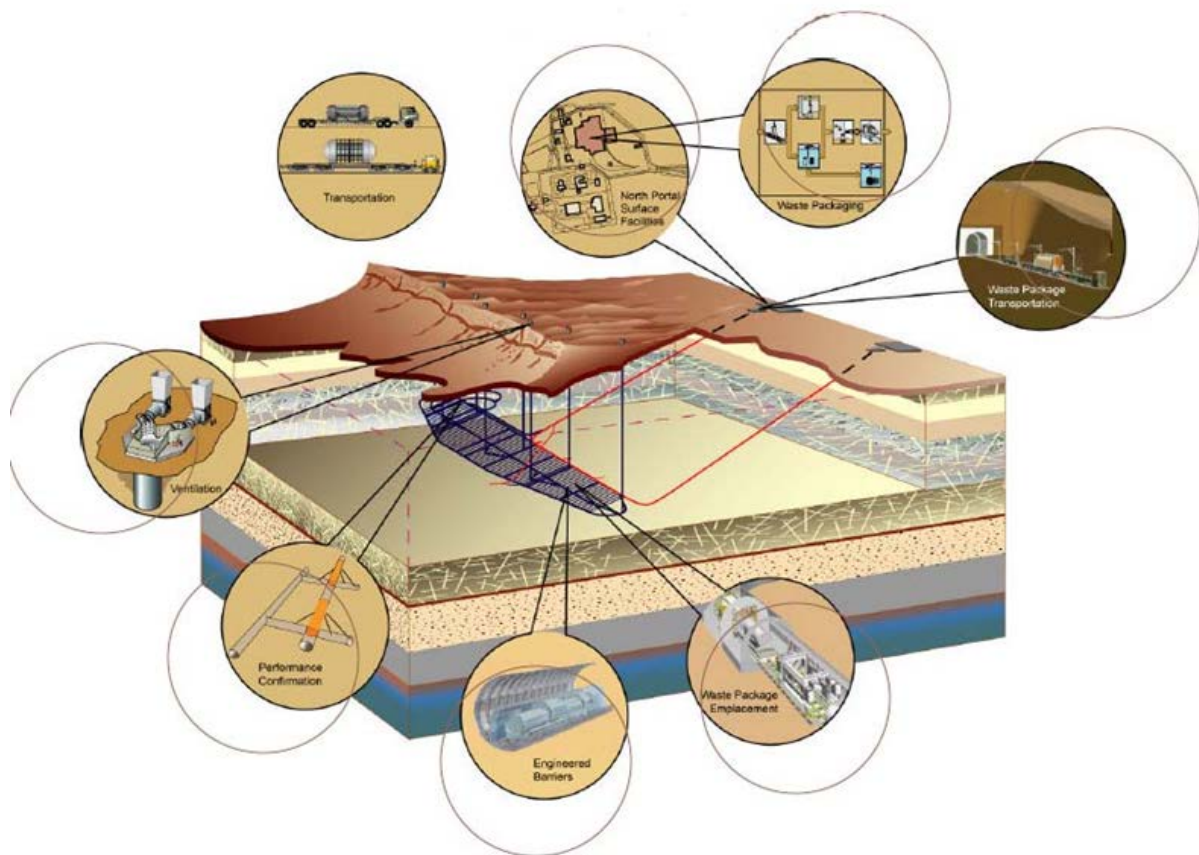
A többfokozatú akadály elve



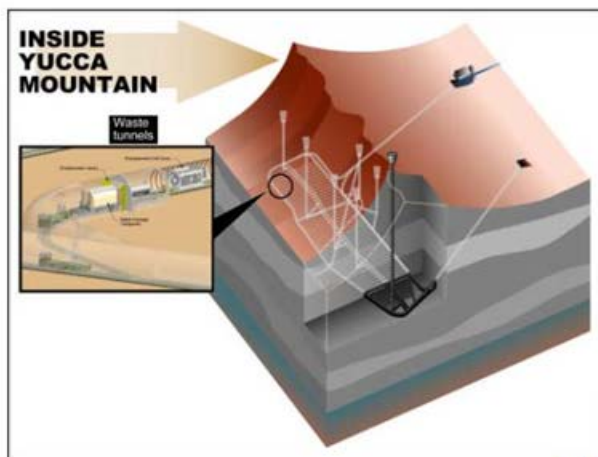
144. ábra. A többfokozatú akadály elve

Számos országban épült kis- és közepes aktivitású radioaktív hulladékok számára tároló. Finnországban nedves tárolók működnek. A legnagyobb kisaktivitású felszíni tároló Franciaországban, La Hage-nál (10^6 m³ kapacitás) található. A második legnagyobb tároló Angliában, Sellafield környékén létesült ($8 \cdot 10^5$ m³). A sellafieldi tároló aknaszerűen (trench) van a felszín közelében elhelyezve.

Nagy aktivitású radioaktív hulladékok elhelyezésére végleges tárolók terveik készülnek az Amerikai Egyesült Államokban, a Yucca hegységben, és Carlsbadban egy sivatagban. Németország tervezett végleges tárolója Morslebenben lenne, egy sólencsében. Az USA-ban megépített Yucca hegységbeli tároló metszeti rajzát a **145. ábra**- **146. ábra** mutatjuk be.



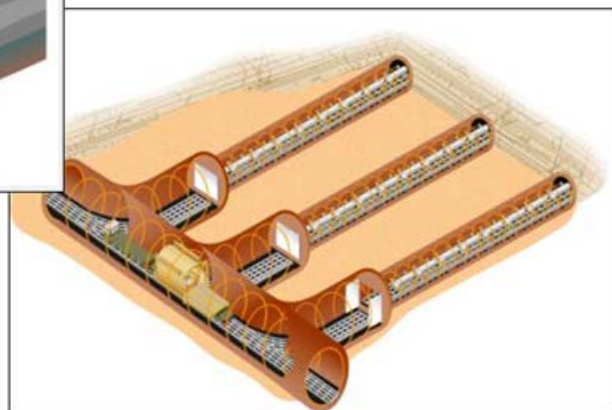
145. ábra. A Yucca-hegységben (USA) épített tároló



● TÁROLÓ ALAGUTAK:

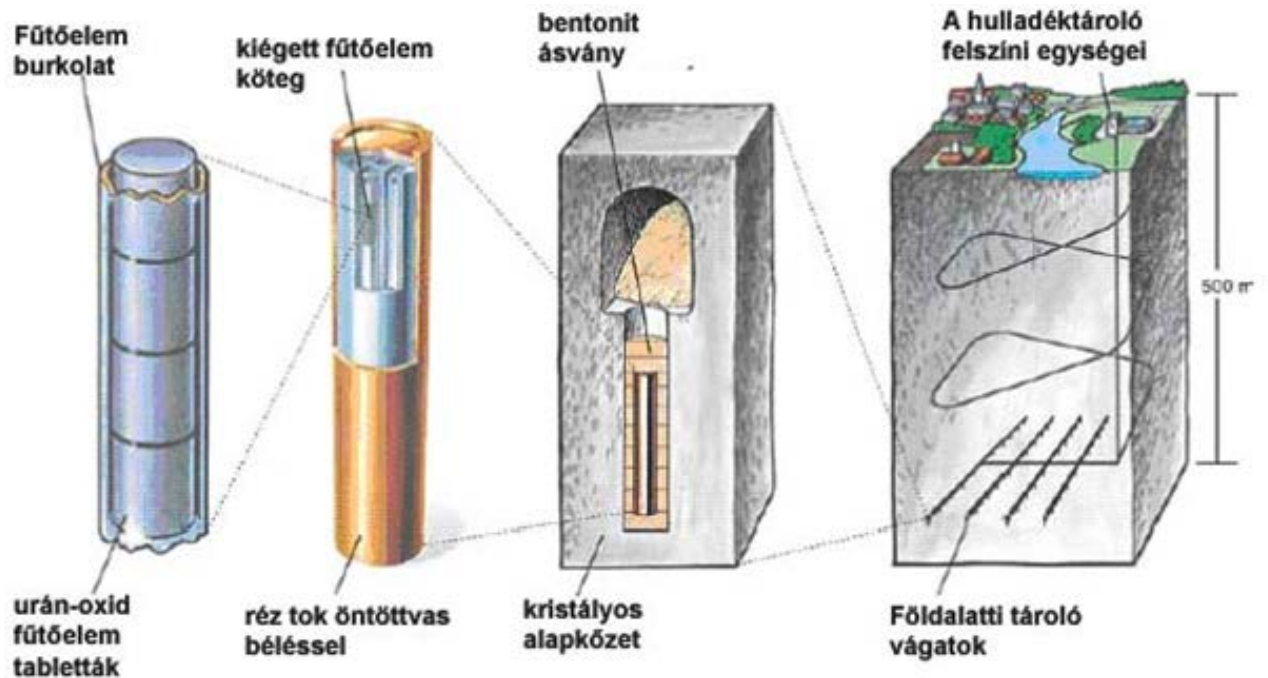
- 5,48 m átmérő
- 52 alagútban 70000 t hulladék
- 56 km teljes hossz

- 2 felszálló alagút
- 7 szellőztető kürtő



146. ábra. A Yucca-hegységben (USA) épített tároló

A nagy aktivitású kiegészített fűtőelemek mély geológiai környezetben történő tárolásának svéd modellje a rézből készült tároló tokok rendkívül kis korróziós károsodási sebességét használja fel **(147. ábra)**.



147. ábra. Kiegészített fűtőelemek tárolásának svéd modellje

12 Környezeti radioaktív sugárzások és radionuklidok mérése, monitorozása

12.1 Bevezetés (Somlai János)

Korábban, az 1950-1960-as években elsősorban a mesterséges eredetű sugárzások mérését, azaz az atomfegyver kísérletek, később az atomerőművek és más békés célú atomenergia alkalmazások során a környezetbe jutott radionuklidok meghatározását tartották elsődleges szempontnak. Mindennek szükségességét megerősítette az 1986 évi csernobili atomerőmű baleset is. Az utóbbi évtizedekben azonban az említettek mellett egyre nagyobb szerepet kap a természetes eredetű radionuklidok, elsősorban a ^{222}Rn és leányelemeinek meghatározása, a radonkoncentráció korlátozása is, mivel a lakossági sugárterhelés jelentős része ettől származik.

Ebben a fejezetben áttekintjük az esetleges változásokat rövid időn belül jelző dózisteljesítmény méréseket, szennyezett felületek esetén a szennyező radionuklidok in situ mérési lehetőségét, a reprezentatív környezeti minták radionuklid koncentrációjának meghatározását, a radonkoncentráció különböző mérési módszereit. Itt tárgyaljuk az emberi szervezetbe bejutott radionuklidok mérési lehetőségeit is.

Korábban elsősorban a lassú változások, az un. normál viszonyok követése volt az elsődleges, a gyors növekedés észlelésére legfeljebb az atomerőművek közvetlen környezetében készültek fel. A csernobili baleset tapasztalatai felértékelték az országos, vagy akár a földrészekre is kiterjedő, nemzetközi jelző és értékelő hálózatok szerepét. Emellett számos újabb mérési eljárás, módszer és eszköz került kifejlesztésre és alkalmazásra.

Bizonyos esetekben célszerű megkülönböztetni a normál és a veszély helyzeti ellenőrzéseket, többségében azonban nem, mert alapvetően ugyanazok a szakemberek végzik a feladatokat és a mérési, ellenőrzési rendszer is hasonló. Kivételt képez a baleseti helyzetben a gyors értékelés, közlés és döntés szükségessége. Ilyenkor rendszerint nagyobb kimutatási határral bíró eszközök és módszerek is alkalmazhatók, valamint a kisebb tapasztalattal rendelkezők is bevonhatók a munkába.

A környezeti sugárvédelmi monitorozás célja, hogy tájékoztassa a lakosságot, a politikai vezetőket és természetesen a szakembereket a legújabb sugárzási viszonyokról, prognosztizálja a várható változásokat, és a lakossági sugárterhelések meghatározásához megfelelő adatokat szolgáltatson.

12.2 Környezeti dózisteljesítmény mérése (Somlai János)

A környezeti sugárzási viszonyok, elsősorban a γ -sugárzás intenzitásának változását igen gyorsan lehet követni dózisteljesítmény mérőkkel. Ezek 1-2 perces mérési idővel, már $10\text{-}20 \text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ értékű változást is kimutatnak az átlagosan $50\text{-}100 \text{ nGy}\cdot\text{h}^{-1}$ természetes háttér mellett. Az alacsony kimutatási határérték mellett fontos kritérium a széles mérési tartomány és a kis energiafüggés. Az eszközök többsége hordozható kivitelben is kapható.

Detektorként legelterjedtebben ionizációs kamrát, proporcionális csövet, GM-csövet és szcintillációs detort használnak.

Az ionizációs kamrás dózisteljesítmény mérők, másodlagos hitelesítésre is használhatók. Kellő érzékenységhez nagy (kb. 100 dm^3) gázmennyiségre van szükség, amely vagy nagy térfogatú (hordó kamra), vagy nagy nyomású kamrával érhető el. A nyomás miatt megkövetelt falvastagság következtében azonban a kis energiájú γ -sugárzást rossz határfokkal méri, általában csak 100 keV feletti energiáknál energiafüggetlen. A megfelelő érzékenységű atmoszférikus kamra a mérete miatt környezeti mérésre kevésbé használatos.

A gázerősítés következtében az ionizációs kamráknál nagyobb érzékenységgel bírnak a proporcionális dózisteljesítmény mérők. Kellő pontosság és stabilitás elérése céljából mérés előtt az érzékenységet kalibráló forrással be kell állítani.

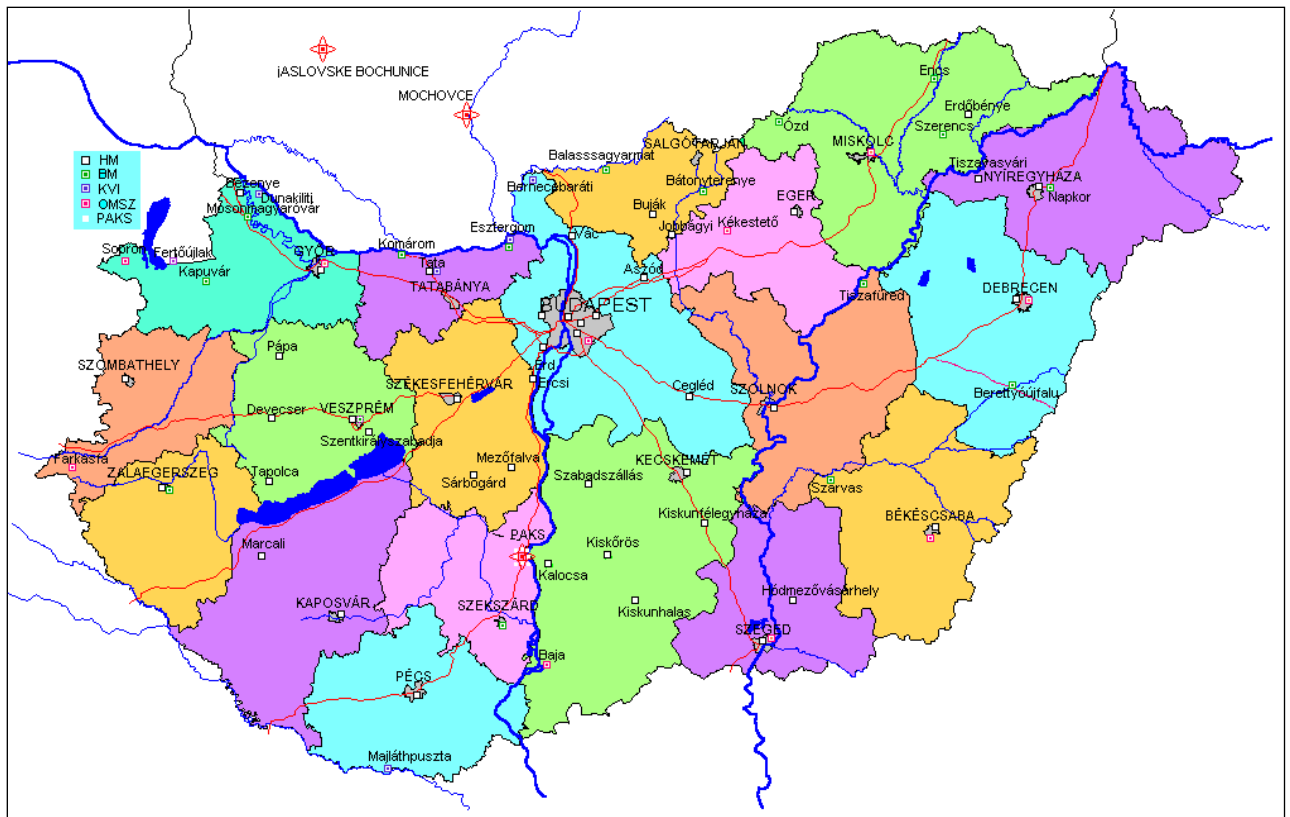
Egyszerűségük, olcsóságuk miatt legelterjedtebbek a GM-számlálós mérőberendezések. Hőmérséklet és páratartalom függésük is alacsony. Hátrányuk a viszonylag nagy energiafüggésük, azaz azonos dózisteljesítmény mellett más-más értéket mutatnak, ha a sugárzás energiája pl. 100 , vagy 1000 keV . Rendszerint $500\text{-}1000 \text{ keV}$ energiájú sugárzással kalibrálják, ezért ebben a tartományban elfogadhatóan jó eredményt adnak

A szcintillációs detektoroknál lényeges, hogy az ún. effektív rendszámuk hasonló legyen a levegőével ($7,2$ -vel), s így a testszövetekével is. Ezért dózisteljesítmény mérés céljára elsősorban szerves szcintillátorok használatosak és különböző

bevonatok, továbbá alkalmas elektronika segítségével 25 keV – 7 MeV között energiafüggetlen dózisteljesítmény mérő állítható össze.

A mérőműszerek pontos kalibrálása a háttérsugárzás tartományában nehéz. A két legelterjedtebb kalibrálási eljárás az *árnyékoló lemez* (Shadow-Shield) módszer (ahol egy hitelesített sugárforrásból származó primer sugárintenzitás különböző távolságokban, a sugárforrás és a detektor közé betett árnyékoló lemez és nélküle kapott mérési adatokból számolható) és a *szabad mezős* (Free-Field) eljárás (ahol a kalibrálást a szabadban (füves területen) végzik. A forrást és detektort 1 m magasságban kell elhelyezni és a háttér a sugárforrás nélkül közvetlenül mérhető. A talajról illetve levegőből szóródott hányad a modellezéssel kapott táblázatok, grafikonok alapján vehető számításba).

Az atomerőművek, üzemelő atomreaktorok közvetlen környékén, továbbá nagyobb területi, vagy akár országos kiterjedésű korai riasztási rendszerekben rendszerint telepített dózisteljesítmény mérőket használnak. Ezek száma igen változó, környezeti és gazdasági tényezők egyaránt befolyásolják. A Paksi Atomerőmű 1-2 km sugarú környezetében jelenleg 20 állomás van, ahol többek közt telepített dózisteljesítmény mérő folyamatosan követi a változásokat. A hazai országos kiterjedésű hálózat 80-100 mérőállomással üzemel (**148. ábra**). A mérőállomások általában a dózisteljesítmény mellett meteorológiai paramétereket (szélirány, szélesség stb.) is mér és a kapott értékeket egy helyi számítógép gyűjti, ellenőrzi, majd meghatározott időszakonként továbbítja az Országos Nukleáris Ellenőrző Rendszer (ONER) központjába. Hasonló ún. korai riasztási rendszerek, automatikus méréssel, adattovábbítással és adatelemzéssel szinte minden európai ország területén működnek. A dózisteljesítmény hirtelen - egy meghatározott küszöbértéket meghaladó - megnövekedését azonnal jelzik a központban. A dózisteljesítmény értékek, és a meteorológiai paraméterek ismeretében megfelelő szoftverekkel becsülni lehet a szennyeződés terjedését, ami támpontot jelenthet az esetlegesen szükséges beavatkozások előkészítéséhez.



148. ábra. A hazai un. korai riasztási rendszer állomásai.

A hordozható dózisteljesítmény mérők egy-egy adott terület normál szintjének felmérésénél illetve a kihullást (szennyeződést) követően helyi adatok gyűjtésénél használhatók előnyösen.

12.3 A felületi szennyezettség mérése (Divós Ferenc)

A szennyezett terület felderítése, dekontaminálás (a szennyező anyag lemosása, eltávolítása) ellenőrzése során használatosak a felületi szennyezettség mérő készülékek. Minden esetben vékony detektor ablak jellemzi ezeket a készülékeket. Mivel alfa és béta mérések esetében közel kell tenni a detektort a mintához, ezért ráccsal védik a sérülékeny ablakot a sérüléstől, beszakadástól. Polgári védelmi és katonai alkalmazása is van a szennyezettség mérő készülékeknek. Példaként a magyar, Gamma Zrt. gyártmányú BSN-92-es műszert mutatjuk be a **149. ábra**.



149. ábra. Gamma Zrt. gyártmányú BSN-92-es műszer.

A BSN-92 két különböző mérési funkciót valósít meg egyetlen műszerbe integrálva. Hord táskájában doziméterként funkcionál, és abból kivéve szennyezettség mérőként működik. Mind a dózis és a dózisteljesítmény riasztási szintjei kézzel állíthatóak. A műszer egy hangjelzéssel figyelmeztet, ha az aktuális sugárszint átlépi a beállított riasztási szintek bármelyikét. Az aktuális mérési eredmények és felhasználói információk a műszer LCD kijelzőjén kerülnek megjelenítésre. Az eszköz kétirányú adatkábelén keresztül számítógéppel is képes kommunikálni. Akár rutinszerű környezetellenőrzésre, akár egy baleseti helyszín monitorozására használjuk, a BSN-92 egy olyan megbízható eszköz, amely már a gyakorlatban is bizonyította kiválóságát.

Felületi szennyezettséget β tartományban $0,2 \text{ Bq/cm}^2$ -től 300 kBq/cm^2 -ig képes mérni, α tartományban 2 Bq/cm^2 -től 3 MBq/cm^2 -ig mér. Radioaktív koncentráció becslésére is alkalmas β tartományban 2 kBq/l és 3 GBq/l aktivitás koncentráció között. Természetesen gamma felületi szennyezettséget is mér. Az ablak megválasztásával lehetőség van a gamma és az alfa-béta források elkülönítésére, az

ablak önabszorpciója segítségével. A hitelesítés etalon sík források segítségével történik. Mivel a mért izotóp azonosítására nincsen lehetőség, a mért mintában a mélységi eloszlásról általában nincsen pontos információ, ezért a mérés tájékoztató jellegű, félkvantitatív mérésnek számít, de a gyakorlatban fontos szerepe van.

Mobil gamma-spektrometria

A felületi szennyezettség mérései között különleges helyet foglal el a mobil gamma spektrometria. Ez a szabadban, a talajfelszíntől 1 méter magasan felállított lefele néző félvezető detektorból és a hozzá tartozó, terepi körülmények között is működőképes kiszolgáló elektronikából: nagyfeszültségű tápegységből, erősítőből, ADC és sokcsatornás analízatorból áll. A környezetben a gamma sugárzó izotópok azonosítására, aktivitás koncentráció meghatározására ad lehetőséget. Ez alapján a gamma dózis számolható. Ezt a folyamatot követjük végig a következőkben.

A **150. ábra** egy mérőrendszert mutat. A félvezető detektort tartalmazó alumínium henger felett a detektor hűtésére folyékony nitrogént tartalmazó dewar edény látható. Ideális felállítás esetén a detektor 10 m sugrú környezete sík. A detektor által érzékelt terület pontos behatárolása nehéz. A begyűjtött információ 85%-a származik a 10 méteres sugarú környezetből. Ez a 85% közel egyenlő arányban oszlik meg az 1m sugarú kör, az 1-2m, 2-4m és a 4-10m sugarú körgyűrű területe között. Ezt szemlélteti a **151. ábra**.

A mérési cél a vizsgált izotóp aktivitás koncentrációjának megadása. Ehhez ismerni kell a rendszer hatásfokát. Hatásfok (η) alatt értjük a következő kifejezést:

$$\eta = \frac{N_f(E)}{A}$$

ahol: $N_f(E)$ = az E energiájú fotocsúcs számlálási sebessége (csúcsterület/idő)

A = az E energiájú fotocsúccsal rendelkező nuklid aktivitáskoncentrációja

Mivel a fent definiált energiafüggő hatásfokot nem áll módunkban közvetlenül mérni és/vagy számolni, ezért a definíciót kibővítjük 2 taggal, hogy a hatásfok függvényt származtatni tudjuk.

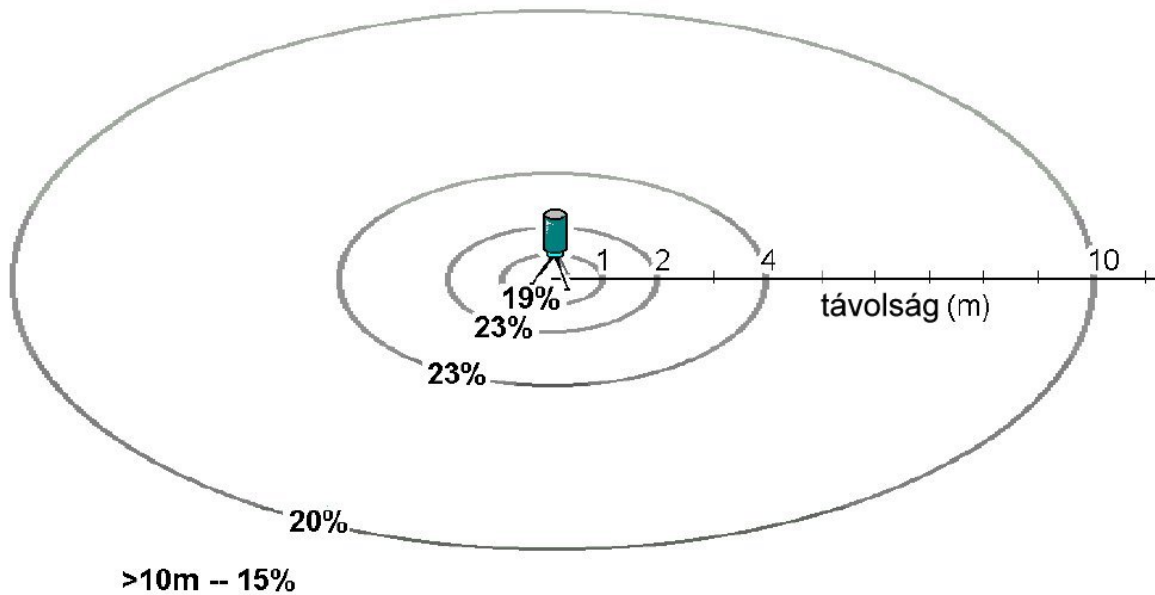
$$\eta = \frac{N_f(E) N_0(E) \Phi(E)}{N_0(E) \Phi(E) A}$$

ahol: $N_0(E)$: az E energiájú fotocsúcs számlálási sebessége a detektor hossz tengelyével párhuzamos gammanyaláb esetében

$\Phi(E)$: az E energiájú fotonok fluxusa



150. ábra. Egy mobil gammaspektrometriai mérőrendszer a detektorral és a kapcsolódó elektronikával.



151. ábra. Az 1 m magasan felállított detektor által érzékelt terület.

A három tagot külön-külön vizsgáljuk. A második tag az energián kívül csak a detektor relatív hatásfokától (ε) függ. A 3 inch átmérőjű és 3 inch magas NaJ detektor Co-60 izotóp számlálási sebességét hasonlítjuk össze a Ge detektorral mért számlálási sebességgel. Ezt az értéket a gyártó adja meg. Ez egyben a Ge detektor értékét is jelzi, értéke 10-150 % között található.

$$\ln\left(\frac{N_0(E)}{\phi(E)}\right) = a(\varepsilon) - b(\varepsilon) \cdot \ln E$$

ahol az a és b paraméterek a relatív hatásfok függvényei:

$$a = 2,689 + 0,4996 \cdot \ln \varepsilon + 0,0969 \cdot (\ln \varepsilon)^2$$

$$b = 1,315 - 0,02044 \varepsilon + 0,00012 \varepsilon \cdot 2$$

Az $\frac{N_f(E)}{N_0(E)}$ tagja a hatásfok kifejezésünknek a kristály geometriájától és a szennyezés

jellegétől függ, nevezetesen homogén sík (friss kihullás), vagy fél tér (természetes izotópok).

A kristály geometria alatt az átmérő és a hossz arányát L/d értjük. Az L/d arány gyakran 1 és ez esetben - homogén sík szennyezés esetén – a hatásfok tag értéke energiától függetlenül 0,97. Ha az L/d arány kisebb egynél ez a hatásfok tag kisebb

lesz 0,97-nél és ez a csökkenés a kisebb energiáknál erőteljesebb lesz, pl. $L/d=0,5$ esetén 200 keV-en 0,8, míg 1 MeV-en 0,85. Ha pl. az $L/d=1,3$, akkor a vizsgált hatások tag 1,35 és 1,22 az említett két energián. Sajnos a Ge detektor gyártók ritkán árulják el a kristály L/d arányát.

Legnehezebb a helyzet a harmadik hatások taggal. A $\frac{\Phi(E)}{A}$ kifejezés értéke

leginkább a forrás eloszlásától függ:

- homogén, fél-végtelen tér - természetes eredetű radionuklidok
- homogén, fél-végtelen sík - mesterséges eredetű radionuklidok (friss kihullása)
- inhomogén eloszlás - mesterséges eredetű radionuklidok (régibbi kihullása)

Régi kihullás esetében a következő exponenciális függvény írja le a bolygatatlan pl.

Cs-137 eloszlását a mélység (z) $S_m(z) = S_m(0) \cdot e^{-\frac{\alpha}{\rho} \cdot \rho \cdot z}$ függvényében:
ahol: $S_m(0)$: a talaj felszínén a nuklidkoncentráció (Bq/kg)

$1/\alpha$: relaxációs hossz (m)

α/ρ : mélységi paraméter (cm²/g)

A $\frac{\Phi(E)}{A}$ számolható Monte-Carlo szimuláció segítségével. Határesetekben az α/ρ

értéke a következő: 0 homogén tér esetén és végtelen homogén sík - mesterséges radionuklidok friss kihullása- esetében. Cs-137 eloszlására ma leginkább az 5 cm-es érték a mérvadó. Az idővel ez az érték nő. Konkrét értékek Iren K. 1988-as cikkében található.

12.4 Környezeti minták vétele (Somlai János)

Számos esetben érzékeny dózisteljesítmény és felületi szennyezettség mérővel sem mutatható ki a kismértékű szennyeződés. A környezeti elemekből (talajból, zöldségből stb.) vett minta megfelelő előkészítésével és laboratóriumi mérésével rendszerint sokkal kisebb szennyezettség mutatható ki, mint a környezetben végzett közvetlen méréssel.

A szennyezett levegő inhalációjából, zöldség és más élelemanyag lenyeléséből, stb. származó sugárterhelés meghatározása rendszerint a környezeti elem radionuklid koncentrációjának méréséből és számításokból áll, mint az a dozimetria fejezetében szerepelt. Ezért fontos a környezeti mintákban a radionuklidok koncentrációjának mérése, a sugárterhelés számolása a besugárzási útvonalak szerint és az esetleg szükséges beavatkozások hatásának ellenőrzése ismételt méréssel.

Mindenekelőtt ismerni kell a mezőgazdasági folyamatokat és a helyi környezethasznosítási paramétereket. Általában minden országban vannak az általános étkezési szokásokról adattáblázatok, ellenkező esetben az irodalmi értékeket célszerű alapul venni. Körültekintően kell elvégezni a mintavétel megtervezését, figyelembe véve az emberi erőforrásokat, a költségeket és a rendelkezésre álló mérőlaboratóriumok korlátozott számát.

Lehetőleg az egyedi élelmiszereket külön vizsgáljuk, mert ezek alapján dönthetjük el, hogy milyen beavatkozásra van szükség. Az egyes élelmiszerek vizsgálatánál figyelembe kell venni az elkészítésénél szokásos műveleteket (mosás, hámozás, főzés) rövid felezési izotópoknál a készítés és fogyasztás közti időt (pl. konzervek, sajt).

A szakaszos méréseknél a mintákat az analízisre általában elő kell készíteni. Ez többnyire csak homogenizálást, aprítást, szárítást, esetleg tartósítást jelent, de szükséges lehet a hamvasztással, bepárlással esetleg kémiai módszerekkel (ioncsere, extrakció, kémiai lecsapás stb.) történő dúsítás, szeparálás is. A lehetséges módszereket a mérni kívánt izotópok tulajdonságai (oldhatóság, illékonyosság stb.) jelentősen befolyásolhatják. Egyes mintáknál a mintavétel lehet folyamatos és szakaszos, illetve az így vett minták mérése szempontjából is megkülönböztethetünk folyamatos és szakaszos méréseket. Ahol lehetséges, ott a folyamatos mintavétel a cél, a szakaszos módszernél törekedni kell arra, hogy a minta reprezentatív legyen.

12.4.1 A légkör, levegő mintázása

A levegőben található radionuklidok vagy gáz formában (pl. nemesgázok) vagy aeroszol szemcsékhez kötődve fordulnak elő. A radionuklidok nagyon gyorsan megjelennek a talajhoz közeli levegőben és a levegőminták adják az első információt a szennyeződés jellegére. A levegőben lévő radioaktív anyagok belégzéssel

(inhaláció), a növényeken deponált rész lenyelésével, illetve a szennyezett növények lenyelése és a belégzés során szennyeződött állati termékek fogyasztásával jut az emberi szervezetbe (elsősorban).

A levegőben lévő aeroszolok aktivitásának meghatározása céljából a levegőt rendszerint egy nagyfelületű szűrőn szívják át. Ha ^{131}I is várható, aktív szenes töltetet, vagy speciális kémiai abszorbenst tartalmazó palackot helyeznek a szűrő és a szivattyú közé. El kell látni vákuum és áramlásmérővel és egy meteorológiai megfigyelőhöz hasonló állomáson kell elhelyezni, hogy működését a szélsőséges időjárási viszonyok se befolyásolják. Az üvegszálás, PVC vagy Mikrosorb szűrőn meghatározott ideig, meghatározott sebességgel szívják át a levegőt. Az integrált átszívott levegőt mérni kell, mert nagy porkoncentráció esetén nem mindig lehet az állandó légáramot biztosítani, ill. automatikus légáram szabályozás szükséges. A szűrőket standard geometriára préselik, szárítás és/vagy hamvasztás után γ -spektrometriás módszerrel mérik. A radionuklid koncentrációt az eredeti levegőre $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ egységben adják meg.

A levegőből történő kihullás (angol elnevezéssel: fall-out) mintavételezésére a talajfelszíntől kb. 1 m magasságban lévő $0,1\text{-}0,2\text{ m}^2$ felületű alul kúpos edényt használnak. A szél általi elhordás megakadályozására az edénybe vizet (továbbá a fagyás elkerülésére etilén-glikolt, esetleg inaktív hordozókat) tesznek. Leeresztés után a vizes mintát feldolgozzák, mérik.

Használják a tapadóhálós mintavételezést is, amikor az aeroszol szemcsék beletapadnak a ragacsos hálóba. A hálót préselés után mérik.

12.4.2 Vizek mintázása

Az esővíz és a hó is korai indikátorai a radioaktív szennyeződésnek. Néhány helyen az ivóvíz és esővíz a rövid felezési idejű izotópok esetén (pl. ^{131}I) jelentős szennyeződési útvonalat képeznek az emberek és állatok szempontjából. A hígítás, a késleltetés, vagy a víz kezelése jelentősen csökkentheti a kontamináció mértékét. Az állatállomány által elfogyasztott vagy öntözésre használt víz is az élelmiszerek szennyeződésének a forrása lehet. A tengervíz a tengeri élőlényeket (kagyló, rák, hal, alga) szennyezheti. A patakokból, tavakból, mesterséges tavakból származó vizet is tekintetbe kell venni, mint kontaminációs forrást.

A csapvizet (ivóvizet) a vízfeldolgozó üzemből (szűrés/kezelés) a hálózatba kerülés előtt célszerű venni. Ha a lakásokban történik a mintavételezés, 2-3 percig előzetesen folytatni kell a vizet.

Az eső gyűjtésére 0,1-1 m² felületű edényt használhatunk. Ezeket a száraz depozíció miatti elszennyeződés elkerülése céljából csak az eső kezdetekor szabad kinyitni (és a végén be kell zárni).

A mintavevő felülete az eső mennyiségétől és gyakoriságától függ. 5-25 cm·hó⁻¹ csapadéknál 0,1-0,2 m² javasolt. Az edény faláról gondosan be kell gyűjteni a maradékot. Ha a radioaktív depozíció alatt jelentős hó hullott, adott felületről hómitát is vehetünk.

Folyóból, tavakból történő mintavételnél a parti részeket kerülni kell.

12.4.3 A talajok mintázása

A depozíció mérésénél a mintát bolygatatlan területről gyűjtik. Termőföldön rendszerint 5 cm mélységig veszik a mintát.

A talaj radionuklid koncentrációja eloszlásának vizsgálatánál (0-30cm) felül 1-1 majd fokozatosan 5, 10 centiméteres rétegenként kell mintát venni. Különösen nehéz a legfelső réteg vékony mintázása, hiszen a talaj érdessége kis, 1-2 dm² területen is erősen ingadozhat. Szárítás, szitálás után mérhető, az eredményeket Bq·kg⁻¹ vagy Bq·m⁻²-ben fejezik ki.

12.4.4 Élelmiszerek

A tej és tejtermékek nagyon sok országban fontos összetevői a tápláléknak. A tej egyike azon néhány élelmiszernek, amelyet nagy területen „termelnek” és naponta begyűjtenek. Összetétele közel azonos az egész világon, könnyen gyűjthető reprezentatív minta, amelyet folyadék vagy szárított formában elemezhetünk. A tej a szennyezést követően egy napon belül kontaminálódik a jód és cézium radionuklidokkal. Begyűjtési központokban érdemes mintát venni, de helyi farmokon, egyedi állatoktól is lehetséges.

A cézium kibocsátását követően, a hús lesz az egyik fő forrás. A hús kontaminációjához az állatok legelése, ill. zöld takarmánnyal történő etetése az

elsődleges szennyezési útvonal, de a szennyezett ivóvíz is jelentős forrás lehet. A hús mintázását úgy végezhetjük, hogy a vegyes minta nagyszámú állatot reprezentáljon.

A fejlődési szakaszban a gabona (rizs) felveszi a radionuklidot és a termésbe beépül. Raktárakban tárolt gabonának csak a felszíne kontaminálódhat. Viszonylag könnyű reprezentatív mintát venni.

A leveles zöldségek a fejlődésük alatt jelentősen elszennyeződhetnek, de a többi zöldség szennyeződése sem elhanyagolható. A reprezentatív mintavétel alapvető fontosságú.

Az egyéb élelmiszerek közül csak azok lényegesek, amelyek 5%-ot meghaladó hányadot képeznek az étkezés során. Érdekes esetek természetesen előfordulnak, mint azt a csernobili balesetet követően a szabadban termett gomba fogyasztása mutatja. Az 1990-es években számos helyen ebből származott a legnagyobb ^{137}Cs inkorporáció, igaz a dóziszáruléka rendszerint kicsi.

Ellenőrzésre a termékeket az otthoni felhasználás szerint kell előkészíteni, és csak az ehető részt kell mérni.

A reprezentatív mintavétel és minta feldolgozás után kerül sor a minták radioaktivitásának mérésére.

12.5 Környezeti radioaktivitás mérése (Várhegyi András)

A radioaktív sugárzások észlelésére nincs érzékszervünk, ezért ezek az ember számára közvetlenül nem érzékelhetők. Ettől függetlenül, a radioaktív sugárzások a környezetünkben állandóan jelen vannak, hatnak ránk, helyenként pedig – akár az emberi tevékenységtől függetlenül is – olyan anomáliái alakulhatnak ki, amelyek már sugáregészségügyi szempontból is számottevőek lehetnek. Nagyon lényeges tehát, hogy a környezetünk radioaktivitását, annak egyes komponenseit, azok térbeli megoszlását és időbeli változásait pontosan megismerjük, számszerűen is jellemezzük. Erre szolgál a nukleáris mérés technika, a radioaktivitás egyes komponenseit mérő műszerek arzenálja.

Manapság egyre inkább követelmény, hogy ne csak a radioaktív sugárzások intenzitását ismerjük meg, hanem azok forrásának egyedi összetételét, azaz nuklid-specifikus meghatározásokat végezzünk. Az egyes radionuklidok ugyanis a rájuk

jellemző geokémiai karakterrel jellemzett módon, más- és másfélképpen vesznek részt a természeti folyamatokban, eltérő útvonalakon terjednek és jutnak el az emberi tartózkodási helyek, az emberi szervezet közelébe, ezenkívül sugárbiológiai hatásuk, veszélyességük is eltérő lehet.

A környezeti radioaktivitás mérése egészen eltérő igényességi szintű feladatok megoldását jelentheti. A mérés technikájának, a mérőeszközök kiválasztásánál tisztázni kell, mire vagyunk kíváncsiak: ez lehet a radioaktív sugárzás pusztán jelenléte, fajtája (alfa-, béta-, gamma), intenzitása, energia-összetétele, az azt kibocsátó radionuklidok pontos minőségi és mennyiségi meghatározása, vagy egyéb, a radioaktivitással összefüggő specifikus paraméter (pl. radonkoncentráció a levegőben, a talaj fajlagos aktivitása stb.).

A mérések technikai végrehajtásának két, egymástól alapvetően eltérő lehetősége van. Megmérhetjük az adott radioaktív paramétert közvetlenül a helyszínen, ezt *in situ* mérésnek nevezzük. Ehhez az szükséges, hogy a mérés technika hordozható, terepi műszerek formájában álljon rendelkezésünkre, a környezeti sugárzások szintjén megfelelő érzékenységgel. Általában *in situ* mérésekkel szoktuk vizsgálni a külső gamma-sugárzás dózisteljesítményét (ez másképpen nem is vizsgálható), a levegő radonkoncentrációját és a talaj radonkibocsátását meghatározó egyéb paramétereket (talajfelszín radon exhaláció, talajgáz radonkoncentráció), valamint a levegőben lévő szállópor és aeroszolok rövid élettartamú radioaktivitását (radon bomlástermék-koncentrációt).

Amennyiben nincs rá lehetőség, hogy az adott radioaktív paramétert a helyszínen vizsgáljuk (pl. nincs hordozható műszerünk, vagy a mérés időszükséglete hosszú) akkor mintavételezést végzünk, és a környezeti minta radioaktivitását laboratóriumban vizsgáljuk. Mintázhatjuk a környezet minden elemét, pl. talajt, felszíni- vagy talajvizet, növényzetet, levegőt, a levegőben lévő porokat és aeroszolókat stb. Ennek a módszernek a hátránya az *in situ* vizsgálatokhoz képest, hogy a mérés nem közvetlenül, hanem időben később áll rendelkezésünkre. Továbbá, a mintavétellel, a minta mérésre történő előkészítésével, a minta tárolásával, magával a méréssel majd a minta mérés utáni selejtezésével mind dolgunk akad, amely műveletek mindegyike egy mérési hibát, bizonytalanságot visz

bele az eredménybe. A minták ezen kívül összekeveredhetnek, elszennyeződhetnek vagy eredeti állapotuk (beleértve a radioaktivitást is) jelentős módon megváltozhat, mire a mérésre kerülnek. A legnagyobb problémát mégsem a felsoroltak, hanem a *mintavétel reprezentatív jellege* jelenti. Ez azt jelenti, hogy az elemzésre kivett mintának megfelelően reprezentálnia kell annak a közegnek, környezetnek a radioaktív tulajdonságait, amit vizsgálni szeretnénk. A megfelelően reprezentatív mintavétel ezért igen nagy tapasztalatot és körültekintést igényel (pl. egy talajszennyezés vagy felszínalatti vízszennyezés gyanúja esetén honnan vegyünk ki a mintát, hány darab és mekkora mennyiségű mintát vegyünk, milyen vizsgálatokat végezzünk el a mintákon stb.). A radioaktivitást jellemző paraméterek közül a környezetből kivett mintákon laboratóriumban végzett műszeres vizsgálatokkal szoktuk elemezni az adott környezeti elem radionuklid-összetételét (alfa- és gamma-spektrometriai módszerekkel), fajlagos radioaktivitását, a levegőben lévő szállópor hosszú élettartamú radioaktivitását stb.

Méréstechnikai szempontból megkülönböztethetünk pillanatnyi mérést (az adott radioaktív paraméter pillanatnyi értékének mérésével) illetve időátlag mérését, más szóval *integrális mérést*. Utóbbi az adott paraméter hosszabb időn keresztüli átlagértékének a meghatározását jelenti. Ezen méréstechnikai megkülönböztetésnek azért van jelentősége a környezeti radioaktivitás vizsgálati módszereinek a körében, mert egyes radioaktív jellemzők az időben jelentősen változhatnak, elsősorban a környezet állapotát jellemző (klimatikus, meteorológiai) paraméterek mindenkori ingadozásának függvényében. A levegő radioaktivitását jellemző paraméterek igen jelentősen, a vízzel kapcsolatosak kevésbé szélsőségesen ingadoznak időben, míg a talajjellemzők e tekintetben stabilabbak. Különösen a levegő radonkoncentrációjának mérésénél van jelentősége e méréstechnikai megkülönböztetésnek, mert nagyságrendi változások is előfordulhatnak időben. A változások jellege lehet periodikus (pl. napi és szezonális ingadozások), illetve aperiodikus vagy eseti (pl. az időjárási frontokhoz, légnyomás-ingadozásokhoz, szeizmikus stresszekhez stb. kötődő). A sugárterhelések meghatározásánál általában hosszabb időszak átlagértékére (tipikusan: éves átlag) van szükségünk, ha viszont az ingadozások jellegére, törvényszerűségeire vagyunk kíváncsiak, a pillanatnyi értékek időbeli sorozatát kell vizsgálnunk (vagyis a paraméter időbeli regisztrálását kell

megoldanunk). Radon tekintetében pl. egyetlen pillanatnyi mérési értékre dózisszámítást alapozni szakmailag helytelen.

További mérés technikai megkülönböztetést jelent az egyedi mérés és a monitoring. Egyedi mérés a vizsgált radioaktív jellemzőnek sem a térbeli, sem az időbeli változékonyságáról nem nyújt felvilágosítást. Több helyen végzett és időben többször megismételt vizsgálat-sorozatokkal már közelebb jutunk a valós folyamatok megismeréséhez, de az „igazi” megoldást az automatikus működésű, több radioaktív paramétert folyamatosan regisztráló monitoring állomások felállítása jelenti. Monitoring jellegű mérőrendszerekkel a környezeti radioaktivitás térbeli és időbeli változásait egyaránt vizsgáljuk, ellentétben az egyszeri méréssel, ami csak az adott időpillanatra vonatkozó állapotokat rögzíti. Nagy jelentőségű ipari kibocsátók, környezetszennyező objektumok (pl. atomerőmű, uránbánya stb.) környezetre gyakorolt hatását, radioaktív kibocsátásait manapság általában a hatóságok által is előírt módon és gyakorisággal monitoring jellegű és nuklid-specifikus mérésekkel kell ellenőrizni. A különböző kibocsátási útvonalak (pl. atmoszferikus, vízi), irányok és a teljes működési időtartam lefedése automatikus működésű monitoring állomásokkal nemcsak a radioaktivitás térbeli és időbeli szétterjedésének, a lakosság sugárterhelésének a vizsgálatához nélkülözhetetlen, hanem megteremti a rendkívüli események, pl. baleseti kibocsátások azonnali észlelésének és a gyors beavatkozásnak a lehetőségét (visszacsatolás).

12.6 Radonnal kapcsolatos mérések (Várhegyi András)

A radonnal kapcsolatos mérés technika jelentőségét a radonnak és rövidéletű bomlástermékeinek a lakosság sugárterhelésében játszott kiemelkedő szerepe alapozza meg. Általában nemcsak a levegő radonkoncentrációját vizsgáljuk (bár ez a legelterjedtebb és legegyszerűbben kivitelezhető mérési feladat), hanem a radon bomlástermékeinek a levegőbeli koncentrációját, azoknak a levegőben lévő por- és aeroszol-készecskékhez való kötődését, és a radon forrásának oldaláról a talajfelszín vagy épületek falának radon-kibocsátását (radon exhalációt), a talajgáz radontartalmát vagy egyes anyagféleségek (talaj, építőanyagok) radonkibocsátóképességét, radonemanációs tényezőjét.

Levegő radonkoncentráció mérése

A levegő radonkoncentrációjának mérésére számos technika és mérőműszer használatos. A mérés időtartama szerint megkülönböztetünk pillanatnyi mérést, időátlag mérését (integráló mérés) és az időbeli változások rögzítését, vagyis monitoringot. A mérés módja szerint pedig a *passzív* méréseknél a levegőben lévő radonatomok „maguktól” (általában diffúziós úton) kerülnek a detektor közelébe, míg az *aktív*, levegőmintavételes módszernél egy légszivattyúval juttatjuk a mérendő levegőt a detektor közelébe vagy belsejébe. A legkorszerűbb radon monitorok (ilyen pl. a német Genitron GmbH cég AlphaGuard monitorja) pedig az összes felsorolt mintavételi, mérési eljárásra alkalmasak. A mérőműszerek általában a radon radioaktív bomlását azonosítják (leggyakrabban a radonnak és/vagy rövidéletű bomlástermékeinek az alfa-sugárzását detektálják) vagyis radon aktivitást (levegőbeli aktivitáskoncentrációt) határoznak meg.

A leginkább elterjedt radonmérési technika szilárdtest maratottnyom-detektorok alkalmazása (SSNTD, Solid State Nuclear Track Detectors). A detektor anyaga általában egy plastik lapocska; legelterjedtebben a CR-39 jelű polikarbonát használatos, amely a műanyag szemüveglencsék anyagául is szolgál. Ezt a radonos légtérbe helyezve, a radon és alfa-sugárzó bomlástermékei (^{218}Po , ^{214}Po) becsapódnak a detektor anyagába és ott elroncsolják a polimer kötési szerkezetét. Ez önmagában még nem okoz látható elváltozást, de a besugárzott lapkákat forró (50–70 °C), tömény lúgba (KOH) helyezve ezek a roncsolási nyomok felnagyíthatók: ott, ahol a sérülés található, a lapka oldódási sebessége nagyobb, mint az ép felületen, ami végső soron apró kavernák, nyomok kialakulásához vezet. Ezek mikroszkóp alatt, mint jól látható sötétebb nyomok jól kivehetők, és akár vizuális úton, akár automatizált módon (képfeldolgozó rendszer segítségével) megszámlálhatók. A detektor felületén látható alfa-nyomoknak a detektor egységnyi felületére (1 cm²-re) eső száma, vagyis az alfa nyomsűrűség arányos lesz a detektort a besugárzási idő (expozíció) alatti átlagos radonkoncentrációval; az arányossági tényező (nyom/cm² / Bq/m³ radon) megfelelő kalibrációs eljárással meghatározható. Az SSNTD radon detektorok a hosszú időtartamú lakótéri vagy nyílttéri radonkoncentrációk integráló mérésének tipikus eszközei.

Szokásos mérés technika még a radon aktivitásának ionizációs kamrában történő mérése. Ennél biztosítani kell, hogy a levegőben lévő radon atomok bejussanak a kamrába. Ez két úton lehetséges: az aktív méréseknél ezt egy légszivattyú segítségével érjük el (ilyen pl. az Eberline cég RGM-3 típusú radon monitora), míg a passzív üzemmódban a kamra bejáratát egy vékony hártával zárjuk le, amelyen keresztül a radon atomok diffúziós úton jutnak be a kamrába (pl. az AlphaGuard monitoroknál). Egy másik elterjedt radon detektor a szcintillációs kamra (Lucas-cella). A kamra belső felülete szcintillátor anyaggal (tipikusan: ezüsttel aktivált cinkszulfid porral) van bevonva, ami alfa-sugárzásra fényfelvillanással reagál. A kamra egyik fala átlátszó üveglappal van lezárva, ami egy fotoelektron-sokszorozóhoz, majd impulzus-számláló elektronikához csatlakozik.

Számos radon monitor félvezető detektorral (tipikusan pl. szilícium PIPS felületaktív detektorral) van ellátva, ilyenek például a hazai Dataqua Elektronikai Kft. radon monitorai. Ezek általában passzív rendszerek, az elektromos impulzust az alfa-részeknek a félvezető detektor felületébe való becsapódás váltja ki. Az alkalmazott alacsony feszültség és energiatakarékos elektronika lehetővé teszi, hogy ezek a rendszerek akár hónapokon keresztül regisztrálják a levegő radonkoncentráció-ingadozásait.

Integráló radonmérések legújabb elterjedt eszközei az elektret detektorok. Az elektret egy olyan kondenzátor, amely töltését igen hosszú ideig megtartja, kivéve, ha az elektret-kondenzátor terében radioaktív sugárzás (pl. a Rn alfa-bomlása) ionizál: ekkor áram folyik, ami csökkenti a kondenzátor fegyverzetei között meglévő feszültséget. A kisülés mértéke megfelelő kalibrációs eljárással összefüggésbe hozható a levegő radonkoncentrációjával.

Levegő radon bomlástermék-koncentráció mérése

A levegő radioaktivitásának döntő hányadát a radon gáz (elsősorban a ^{222}Rn) és annak gyorsan bomló, rövid felezési idejű (μs -tól több percig) bomlástermékei (Po, Bi, Pb izotópok) adják. Különösen érvényes ez a megállapítás uránipari szennyezett területeken és ott (elsősorban zárt vagy földalatti térségekben), ahol a szellőzés korlátozott és a talajból, építőanyagokból származó radon felhalmozódhat.

Sugárvédelmi szempontból a radon bomlástermékeknek a szerepe meghatározó mind az anyaelemhez viszonyítva (átlagos $R_n + R_n$ -termék arány esetén a R_n -ra kb. 2 % esik a sugárterhelésből), mind a lakosság összes effektív dózisterhelése tekintetében (aminek kb. 50 %-át a radon bomlástermékek okozzák).

Általában nem elegendő a ^{222}Rn anyaelem koncentrációját mérni a dózisszámításhoz, mivel a radon és bomlástermékei között a radioaktív egyensúly tág határok között változhat (a $R_n\text{-EEC}/R_n$ aktivitásarány 0,1 – 1 közötti értéke tipikus, de az adott intervallumon kívül is eshet). Az egyensúlyt befolyásolják a szellőzés, a mindenkori környezeti viszonyok, a levegő por- és aeroszol tartalma stb. Általában jellemző, hogy a bomlástermékek igen gyorsan kiülepednek a levegőben lévő aeroszol-részecskék felületére, így ezek koncentrációjának, szemcseösszetételének stb. is jelentős szerepe van a sugárterhelés kialakulásában. Ennek ellenére elterjedt, hogy a ^{222}Rn koncentráció alapján számolják a bomlástermékektől eredő dózisösszetevőt, az „elméleti” 0,4-es egyensúlyi faktor feltételezésével. Ez csak durva becslésnek fogadható el, ami igen jelentős hibát is rejthet. Korrekt dózisszámításhoz a bomlástermékek koncentrációjának közvetlen meghatározása szükséges.

A radon-termékek vizsgálata és mennyiségi meghatározásuk levegő mintavétel útján történik, amikor az ismert paraméterekkel rendelkező szűrőpapíron az őket hordozó aeroszol részecskékkel egyetemben felhalmozódnak. A termékek sugárzási sajátosságainak, valamint a szűrő önabszorpciós és aeroszol áteresztési tulajdonságainak ismeretében, alfa- vagy béta-sugárzásméréssel meghatározható az aktivitásuk.

A szakirodalomban több eljárás áll rendelkezésre a vizsgálatokhoz. A magyar urániparban *Kusnetz* és *Markov* módszere terjedt el. Az előbbi viszonylag hosszabb, az utóbbi pedig rövidebb időt igényel. Mindkét módszer alapelve, hogy meghatározott ideig levegőt szívunk át egy filteren, majd a mintavétel után meghatározott idővel alfa-részecske számlálást végzünk.

A *Kusnetz módszer* alapja az, hogy a levegőben levő rövidéletű radon bomlástermékek koncentrációja, valamint a mintavétel utáni 40–90 perc elteltével a

szűrőn levő alfa-bomlások száma és energiája között határozott összefüggés van. A számítás az alábbi képlet alapján történik:

$$E_{\alpha} = N_m / (V \cdot \eta_d \cdot \eta_f \cdot K_t) \cdot 1,3 \cdot 10^5 ,$$

- ahol:
- E_{α} – potenciális alfa-energiakoncentráció (MeV/l),
 - N_m – háttérrel korrigált alfa-beütésszám (imp./perc),
 - V – átszívott levegő térfogata (liter),
 - η_d – a mérőműszer alfa-detektálási hatásfoka,
 - η_f – a szűrőpapír (filter) önabszorpció és aeroszol áteresztési tényezője,
 - K_t – *Kusnetz* faktor, melynek értékei:

Mintavétel után eltelt idő (perc)	<i>Kusnetz</i> tényező
40	150
50	130
60	110
70	90
80	75
90	60

Megjegyzés: amennyiben a hosszú felezési idejű alfa-sugárzás jelentős, az N_m értéket korrigálni kell.

A *Markov módszer* gyors, érzékeny és egyszerű eljárással biztosítja a potenciális alfa-energia koncentráció meghatározását. Ebben az esetben az 5 perces mintavételt követő 7–10. perc közötti impulzusszámot használjuk fel a következő összefüggés szerint:

$$E_\alpha = 40 N / (q \cdot \eta_1 \cdot \varepsilon) ,$$

ahol: E_α – potenciális alfa-energiakoncentráció (MeV/l),
 N – 5 perces mintavétel utáni 7–10. perc között kapott, háttérrel korrigált alfa-beütésszám (imp./perc),
 q – levegő mintavételi sebesség (liter/perc),
 η_1 – a mérőműszer alfa-számlálási hatásfoka,
 ε – a filter egyesített szűrési-önelnyelődési tényezője.

Talajgáz ^{222}Rn koncentrációjának meghatározása

A kőzetekben, talajokban a szülőelemekből folyamatosan keletkező radon egy jelentős (az emanációs tényező által jellemzett) hányada a pórustérbe kerül, ahol mozgása már kevésbé korlátozott (diffúzió, konvekció, filtráció, mikrobuborékos transzport). A ^{238}U sorozat ^{222}Rn izotópja meghatározó e tekintetben, a ^{232}Th sor

^{220}Rn izotópja, a toron lehetőségei a gyors lebomlás miatt e tekintetben korlátozottabbak. Az átlagos talajok póruslevegőjének ^{222}Rn koncentrációja tipikusan a 10–60 kBq/m³-es tartományba esik, amely nagyságrend sugárvédelmi tekintetben már igen aggályos.

A talajlevegő ^{222}Rn tartalmának mind földtani kutatási, mind sugárvédelmi szempontból nagy jelentősége van. Kutatási szempontból a radon anomáliák jelezhetik a szülőelem (U-Ra) dúsulásait, a radontranszport lehetőségeitől függően akár jelentősebb, 10–30 m-es mélységből is (pl. uránkutatási alkalmazások). Sugárvédelmi szempontból pedig építkezések előtt, a talajmechanikai vizsgálatokkal egyidejűleg elvégzett talajgáz radonmérésekkel vizsgálhatjuk a talaj radonpotenciálját, kiválaszthatjuk a megfelelő szigetelési eljárást. Továbbá, a talajgáz radonkoncentráció mélységi szelvényének felvételével itt nem részletezett számítási eljárással meghatározható a talaj radon diffúziós állandója, vizsgálható egyes zárórétegek radon-visszatartó képessége (pl. urándúsítási zagy tározók fedéséhez felhasznált anyagok radon-gát funkciója).

A terepi mérésekhez aktív mintavételi eljárásra alkalmas radon mérőműszert (pl. *AlphaGuard radon monitor*) alkalmazunk, a talajgáz mintavételét lehetővé tévő kiegészítővel (talajgáz mintavevő szonda, kisméretű légszivattyú) ellátva. A talajgáz mintavevő szonda masszív, acélból készült verőszondából, erre csavarmenettel csatlakozó verőcsonkból, és a verőszonda furatába illeszkedő gáz minta-vevő csőből áll. A mintavevő szonda, légszivattyú és radon monitor egységek összekapcsolására a radont át nem eresztő, hajlékony szilikon csövet alkalmazunk.

Talajfelszín ^{222}Rn exhalációs sebességének meghatározása

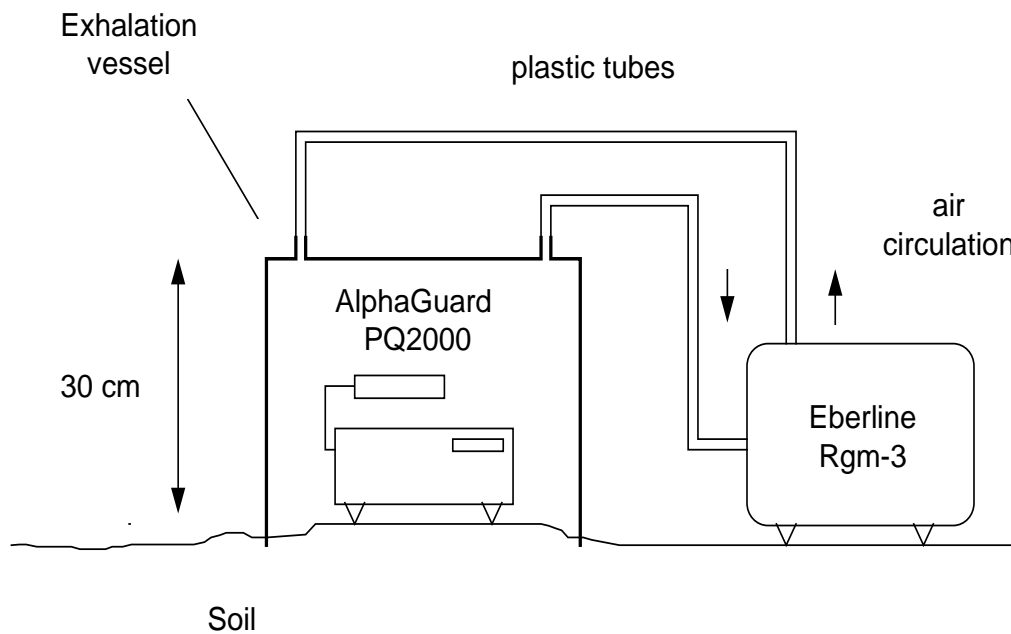
A környezetünkben lévő, általunk belélegzett levegő radontartalma szinte kizárólag a talaj ill. az épületek felületén keresztül kerül ki a légtérbe. Ennek intenzitását kifejező mennyiség a radon exhalációs sebesség (továbbiakban röviden csak radon exhalációnak nevezzük), ami definíció szerint a talaj egységnyi felületén, időegység alatt az atmoszférába kibocsátott ^{222}Rn aktivitás, mértékegysége (SI) ennek megfelelően Bq/m²s. Az exhaláció vizsgálatánál a radon többi izotópjától

(toron: ^{220}Rn ill. aktinon ^{219}Rn) – alárendelt gyakorlati jelentőségük miatt – eltekintünk.

A normál talajok radon exhalációja leggyakrabban a 20–60 mBq/m²s-os tartományba esik, de – igen változékony paraméterről lévén szó – ettől az átlagértéktől jelentős eltérések is mutatkozhatnak mindkét irányban. A talajok radon exhalációja szempontjából anomáliát okozhatnak a mérési hely alatti urán (pontosabban: rádium) feldúsulások, de a földtani szerkezetekkel összefüggésben a geogáz-transzport lokális ingadozásai is. Utóbbi változások a felszínalatti vizek áramlási viszonyaival gyakran összefüggésbe hozhatók, aminek következtében ezek a radon exhalációs vizsgálatokkal közvetetten tanulmányozhatók.

A radon exhaláció mérés kivitelezése a hazánkban általánosan elterjedt módszer szerint úgy történik, hogy egy hengeres, egyik oldalán zárt edényt, az ún. radon akkumulációs edényt nyílásával lefelé fordítva a talajba préseljük, és az edény légterében regisztráljuk a radonkoncentráció felnövekedését. Az edényhez két golyóscsappal ellátott kivezetés tartozik, amely biztosítja, hogy megfelelő cirkulációs mintavételi eljárással – a mérőtér belvilágának jelentősebb megzavarása nélkül – az edény légteréből levegőmintát vegyünk. A mérés elrendezését a **152. ábra** illusztrálja.

A radon felnövekedési görbe kezdeti, néhány órás szakasza közel lineáris, a görbe meredeksége a radon exhaláció értékével arányos. Ezen kezdeti szakasza viszonylag érzéketlen a talaj inhomogén szerkezetéből, az edény-talaj szigeteteletlenségéből és a radon inverz irányú diffúziójából adódó ingadozásokra, bizonytalanságokra. A lineárisnak vehető felnövekedési görbét két pontja gyakorlati szempontból is kielégítő módon meghatározza. A kezdőpont (az edény talajra helyezésének pillanata) a legtöbb esetben gyakorlatilag 0 koncentrációjúnak tekinthető a talajlevegő és az atmoszféra közötti radonkoncentráció több nagyságrendnyi különbsége miatt. Kb. 1 óra múlva megmérve az edény légterében a radonkoncentrációt, kapjuk a felnövekedési egyenes második pontját, amely további mérésekkel tovább pontosítható (de ez gyakorlati szempontból már nem ad új információt, csak ellenőrzésre szolgál).



152. ábra. ^{222}Rn exhalációs mérés elrendezése

A mérési eredményekből a radon exhalációt az alábbi összefüggés alapján határozzuk meg:

$$E_{\text{Rn}} = \frac{C_{\text{Rn}2} - C_{\text{Rn}1}}{t_2 - t_1} \cdot \frac{V_E}{A_E} = \frac{\Delta C_{\text{Rn}}}{\Delta t} \cdot h_E,$$

ahol: – E_{Rn} a radon exhalációs sebesség ($\text{Bq}/\text{m}^2\text{s}$),
 – C_{Rn} (Bq/m^3) az akkumulációs edényben t (s) időpontban mért ^{222}Rn koncentráció,
 – V_E , A_E és h_E a hengeres edény geometriai paraméterei, térfogat (m^3) a talajjal érintkező felület (m^2) ill. belmagasság (m).

A mérések értelmezését zavaró tényező a radon exhaláció pillanatnyi értékének a környezeti paraméterekre (légnomás, hőmérséklet, szél, talaj nedvességtartalma, fagy, stb.) való nagyfokú érzékenysége, amit úgy minimalizálunk, hogy a mérési programot a lehető legrövidebb idő alatt, egységes időjárású időszakban folytatjuk le. A lokális változékonyságból (pl. bioturbációk, repedések, lyukak a talajon) eredő

bizonytalanságot a mérésszám növelésével, szelvény-menti méréseknél a mérési eredmények átlagolásával (simító szűrés) csökkentjük.

Szilárd minta ²²²Rn emanációs tényezőjének meghatározása

Emanálásnál a Ra izotópot tartalmazó szilárd anyagok a bennük képződött radon egy részét a külső térbe képesek kibocsátani. Az emanálás mennyiségileg a mintából eltávozott és a mintában keletkezett összes radon hányadosával jellemezhető; stacionárius állapotban ez a viszony pontosan megegyezik az emanációs koefficienssel. A stacionárius állapotra jellemző, hogy a szilárd anyagban egységnyi idő alatt keletkező radon mennyisége egyenlő az ugyanezen idő alatt a szilárd mintában elbomló és a külső térbe távozó radon mennyiségével (pl. nem áll fenn stacionárius állapot a szilárd minta magas hőmérsékleten történő izzítása után közvetlenül). Az emanációs koefficiens pl. uránércsek vizsgálata esetén a bányaszellőztetés és az in situ minőség-meghatározás, míg építőanyagoknál elsősorban sugáregészségügyi szempontból indokolt.

Az adott szilárd anyag emanálóképessége függ az anyag összetételétől, a fajlagos felülettől, hőmérséklettől valamint a nedvességtől, és – elsősorban a toron és aktinon esetében – a felezési időtől (a továbbiakban az emanációs tényező alatt a ²²²Rn-ra vonatkozó értéket értjük).

Az emanációs koefficiens (η_{Rn}) értékét az alábbi egyszerű összefüggés fejezi ki:

$$\eta_{Rn} = C'_{Rn} / C_{Rn} ,$$

ahol: C'_{Rn} – a szabad (eltávozni képes) radon koncentráció,

C_{Rn} – az összes képződött radon mennyiség C'_{Rn} -al megegyező egységben kifejezve.

Utóbbi stacionárius állapotban a rádium tartalommal (C_{Ra}) egyenlő.

A C'_{Rn} koncentráció megállapítására két módszer alkalmazható: gamma és emanációs. A C_{Ra} meghatározása tipikusan gamma-spektrometriai módszerrel történik.

A *gamma-módszernél* a megfelelően előkészített mintát a vizsgálat megkezdése előtt de-emanáljuk, majd hermetikusan zárható edénybe tesszük annak térfogatát teljesen kitöltően. Kb. 3 óra elteltével – amikor a radon bomlástermékei radioaktív egyensúlyba kerülnek a mintában maradt radonnal – kezdjük meg a spektrum felvételét. A kapott spektrumból a külön-külön meghatározzuk a ^{226}Ra , valamint a radon közvetlen gamma-sugárzó bomlástermékeinek (^{214}Pb , ^{214}Bi) aktivitáskoncentrációját. Az így kapott két eredmény különbsége adja a fenti képletben szereplő C'_{Rn} -t, míg a C_{Ra} ugyanezen összefüggés nevezőjét szolgáltatja.

Az *emanációs módszernél* az elemzésre kerülő mintát kiszellőztetjük és a Ra koncentrációtól függően néhány g mennyiséget kettős csappal ellátott edénybe helyezünk, majd hermetikusan lezárjuk. 7–20 nap elteltével a keletkezett radont vákuummal vagy légszivattyúval radon mérőkamrába visszük át és meghatározzuk a radon mennyiségét (C_{Rn}) az alábbi összefüggés alapján:

$$C_{Rn} = k \cdot N / (1 - e^{-\lambda t}) \cdot q,$$

ahol: k – műszer kalibrációs konstans,

N – műszerről leolvasott, egységnyi időre vonatkozó beütésszám (a beszívás után 3 óra múlva),

– a Rn bomlási állandója,

t – a minta lezárásától a felnyitásig eltelt idő,

q – a minta tömege g-ban.

A mintában levő Ra tartalom (C_{Ra}) ismeretében az emanációs koefficiens (η_{Rn}):

$$\eta_{Rn} = C_{Rn} / C_{Ra}$$

Levegő hosszú életű alfa aktivitáskonzentráció meghatározása

A levegő és a benne lévő aeroszolk radioaktivitását élettartam szempontjából rövid és hosszú felezési idejű komponensekre bonthatjuk. Előbbit gyakorlatilag teljes egészében a radon és annak gyorsan bomló termékei adják, míg utóbbit zömmel a természetes bomlási sorok hosszú élettartamú (felezési idő 1 évnél hosszabb) nuklidjai alkotják. A sugárterhelés mechanizmusa szempontjából is különbség van a két összetevő között, előbbi azonnal hat, míg utóbbinak a szervezetben maradó része akár élethossziglan is kifejtheti károsító hatását. A belélegzett levegő hosszú élettartamú radioaktivitásból eredő dózisösszetevő átlagos körülmények között elhanyagolható a külső gamma-sugárzástól és a radon-termékek belégzéséből eredő komponensekhez viszonyítva, azonban ipari, poros levegőjű környezetben akár domináns összetevővé is válhat.

A levegő aeroszol alfa-aktivitásának vizsgálatához megfelelő szűrőn levegőt szívatunk át, majd meghatározzuk a kiülepedett aeroszol alfa-radioaktivitását. Megfelelő eredmény eléréséhez viszonylag nagymennyiségű (a rövidéletű radon bomlástermékeinek méréséhez képest) levegőmennyiség szükséges, háttérszinten (néhány mBq/m³-es nagyságrend) minimum 5–10 m³. Az aktivitásmérést a rövid élettartamú komponensek teljes lebomlásának kivárása után, a mintavételt követő legalább 5 nappal végezzük. A mérésre általában ionizációs detektorból (proporcionális kamra) és digitális számláló egységből felépített, alacsony háttérű laboratóriumi alfa/béta számlálót használunk.

A Bq/m³-ben kifejezett hosszú felezési idejű aeroszol alfa-aktivitáskonzentráció (C_α) a következő összefüggésből adódik:

$$C_\alpha = N_m / (60 \cdot \eta_d \cdot \eta_f \cdot V) ,$$

ahol: N_m – a minta háttérrel korrigált, egy percre eső alfa-beütésszáma a mintavételtől számított min. 5 nap után (imp./perc),

η_d – a műszer számlálási hatásfoka,

η_f – szűrő hatásfok, amely figyelembe veszi az aeroszol áteresztést és az önabszorpciót,

V – a szűrőpapíron átszívott levegő mennyisége (m³).

Levegőből kihulló porok (fall-out) radioaktivitásának vizsgálata

A különböző folyamatok által a légtérbe jutó szennyeződések azok szemcseméretétől függően alapvetően kétféle eltérő viselkedésű frakcióra bonthatók: porokra (szállópor) és aeroszolokra. A durvább szemcseméretű szállóport gravitációs erőter elöb vagy utöb hullópor formájában a talajra juttatja. A finomabb szemeloszlású aeroszokok tartósan az atmoszférában lebegve maradhatnak, azonban jelentős hányaduk kimosódhat a légkörből a kondenzációt követő csapadékhullással. Ezáltal a levegőben lévő és talajra kerülő mennyiség jellemzője egyes ipari tevékenységek (objektumok) radioaktív kibocsátásának. Elöbbit a levegő mintavételezésével, a lebegő részecskék szűrőpapírra történő kicsapásával vizsgálhatjuk. Utöbbit pedig passzív módon gyűjthetjük össze nagyfelületű mintaedényekkel, kivárva míg mérhető mennyiség gyűlik össze az edényben.

A mintavételezés egyik szokásos módszere a csapadék és por külön-külön begyűjtése és mérése illetve a kettő együttes vételezésével kapott minta kiizzított vagy izzítatlan maradékának gravimetriás és radioaktivitás mérése. A mintavétel időtartama tipikusan 1 hét – több hónap között változik a gyakorlatban. A hosszabb gyűjtési időt a világméretű eseményektől eredő kihullások vizsgálatára alkalmazzák, esetenként rendkívül alacsony aktivitások és hosszúidejű változások kimutatására, míg a jelentősebb kibocsátású ipari tevékenységek vizsgálatához rövidebb mintavételi periódus is elegendő lehet. A kihullást igazán jellemző információt minimum egy éven át tartó vizsgálatssorozattal kaphatunk, a porképződés és kihullás jelentős, a mindenkori meteorológiai változásoknak megfelelő szezonális ingadozása miatt.

A mintavételi helyet zavartalan, fáktól és bokroktól mentes területen célszerű kijelölni, a földfelszíntől legalább 1–1,5 m magasságban. A mintavevők lapos tetőkre is előnyösen telepíthetők. A mintavételezésekhez rendszeresített mintagyűjtő tipikusan saválló acélból készült, lábakon álló, hengeres és alul tölcészerűen kialakított mintaedény. Alsó részén, középen egy golyós csap szolgál az általában jelentősebb vízmennyiséggel (csapadék) együtt begyűjtött minta lecsapolására. Az edény

kihelyezésekor kevés desztillált vizet töltünk bele, hogy szárazabb időszak esetén a már kihullott mintát a szél ne hordja ki az edényből. A mintavételi periódus leteltével a golyós csap kinyitásával a mintát egy tölcsér közbeiktatásával műanyag kannába gyűjtjük, a megtapadt mennyiség begyűjtése céljából pedig az edényt pedig desztillált vízzel gondosan átöblítjük.

A leszedett folyadékot bepároljuk és a maradék szilárd anyaggal együtt kiizzítjuk. Az így kapott minta tömegét analitikai mérlegen megmérjük, a minta radioaktivitását pedig rendszerint sokcsatornás gamma-spektrometriai rendszerrel vizsgáljuk. A kihullást mennyiségi szempontból $t/\text{km}^2/\text{év}$ dimenzióban jellemezzük. A minta fajlagos aktivitását a kapott összes impulzusszámból számítjuk és ^{226}Ra ekvivalensben (Bq) adjuk meg. A radioaktív kihullást $\text{Bq}/\text{m}^2/\text{év}$ mértékegységben jellemezzük. A gamma-spektrumból megállapítjuk a radioaktív jelleget, és/vagy a radionuklid összetételt.

12.7 Az emberi test belső szennyezettségének mérése (Somlai János)

Nyílt radioaktív készítményekkel történő munkavégzés, vagy akár üzemzavar, baleset esetén számolni kell azzal, hogy az ember szervezetébe is kerül radioaktív anyag. Ilyen esetekben fontos feladat a belső szennyeződés tényének és mértékének megállapítása. Ennek eldöntésére használják a testnedvek és extrátumok radioaktivitásának vizsgálatát, valamint a szervezetbe került gamma sugárzó radionuklid minőségének és mennyiségének meghatározására az egésztest számlálókat.

Testnedvek vizsgálata

Mivel a belélegzett radionuklidok jelentős része lerakódhat a felső légúti nyálkahártyákra és váladékokra, fontos az orrváladék vizsgálata. A mintákat nedvesített vattatamponnal vagy szűrőpapír csíkkal, lehetőleg mindkét orrnyílásból célszerű venni, majd ezeket radiológiai módszerekkel elemezhetjük.

Extrétumok vizsgálata

Az izotópok függvényében a kiválasztódás különböző sebességgel megy végbe. A testnedvekben oldódó radioaktív vegyületek vizelettel történő kiürülése az első napokban a legnagyobb, majd fokozatosan csökken. A vizelet analízisével meghatározható az inkorporált izotóp mennyisége, mivel a vesén át történő kiválasztás egyensúlyban van a keringő vérben lévő aktivitáskoncentrációval, az pedig a szövetekben lerakódott radionuklidok mennyiségével. A meghatározáshoz ismerni kell az inkorporáció idejét, módját (egyszeri vagy folyamatos volt az inkorporáció), és a radionuklid oldhatóságát. A biológiai variabilitás miatt azonban még így is 3-4-szeres eltérések is adódhatnak. Nagy hibát jelenthet, ha nem ismerjük az inkorporáció idejét, többszöri esetleg eltérő mértékű az expozíció, vagy ha az adott radionuklid eltérő oldhatóságú vegyületek formájában került a szervezetbe.

Radioaktív aeroszolok belégzésekor lényeges ezek diszperzitása, méret eloszlása, felszíne stb. Mindezek meghatározására támpont lehet a ruhákról levett minta. A testnedvekben nem oldható radioaktív vegyületek így nem mérhetők.

A széklet aktivitása a gyomor-bél rendszeri áthaladási időn túl (42-44 óra) a tüdőből felköhögött és lenyelt radionuklidokra ad felvilágosítást.

A lágy α és β sugárzó izotópok inkorporációjának kimutatására csak az exkréciós analízis az egyedüli lehetséges módszer.

Egésztest számlálók

Gamma sugárzó radionuklidok esetén jól beváltak az egésztest számlálók. Az eljárás lényege, hogy a detektort a vizsgált személy egy kiválasztott pontjára, vagy a testhez közel helyezik el. A környező sugárzás zavaró hatása miatt a detektort és/vagy a vizsgált személyt legalább részlegesen árnyékolni kell. A detektor jelét általában sokcsatornás analizátorral analizálják, és megfelelő kalibrációval megbecsülhető a testben, illetve egyes szervekben található radionuklidok minősége és mennyisége.

A módszer érzékenységét, pontosságát nagymértékben befolyásolja a kontamináció jellege, a vizsgálat célja, mérések gyakorisága, stb. A pontosság elsősorban a kalibráció validitásától függ, de a szerv vizsgálatoknál a szomszédos szervek áthatásával is számolni kell.

A vizsgált személyeknek - az esetleges felületi szennyeződés eltávolítása céljából - a mérés előtt zuhanyozni és haját mosnia kell. Tiszta, könnyű ruhát (köpenyt) kell

felvenni. A műszálas ruhák nem jók, mert feltöltődhetnek és a radon leányelemeit magukhoz vonzzák. Egyes laboratóriumokban eldobható papírruhát használnak.

Ha a vizsgált személy bőrfelülete egy ismert helyen lokálisan elszennyeződött, helyi árnyékolást kell alkalmazni. A háttér mérését a vizsgált személy méréséhez minél rövidebb időn belül kell elvégezni.

Az egészsztesztzámlálóknál alkalmazott detektorok

A detektorok kiválasztásánál lényeges szempont a detektor típusa, minősége, ami magában foglalja a detektálási határfokot, a beszerezhető méretet, az árat és az energia felbontást. Lényeges a vizsgált energia tartományban a háttér, az antikoencidenciás háttér csökkentés potenciális lehetősége és a hosszú idejű működési stabilitás.

Szervetlen szcintillátorok: Leggyakrabban nagyméretű (\varnothing 300 mm, vastagság 150 mm) NaI(Tl) szcintillációs kristályt használnak. Ez az 50 keV-nél nagyobb energiájú sugárzások, így az aktivációs és hasadási termékek zömének mérésére alkalmas. Szoftverrel az átlapoló csúcsok szétbonthatók, így néhány izotóp esetén az energiafelbontás általában megfelelő, de komplex spektrum esetén már nem lehet megoldani az azonosítást.

Szerves szcintillátorok: A plastik szerves szcintillátorok nagy méretben készülhetnek (pl. 60x40x10 cm), de mivel rossz az energiafelbontásuk sugárvédelmi szempontból előnytelenek, ezért elterjedten nem alkalmazhatók. Akkor használhatók, ha csak egy nuklidot, vagy különböző radionuklidok pontosan ismert keverékét kell mérni, és a testben lévő ^{40}K zavaró hatása elhanyagolható vagy a vizsgált személy inkorporáció előtti méréséből már ismert. Folyadékszscintillátorokat is alkalmazhatnak, amikor gyűrű alakú hengeres mérőtartályba töltik a szcintillátort, melynek közepén helyezkedik el a mérni kívánt személy. Hátrányai, alkalmazhatósága a korábban említett szerves szcintillátorokéval azonosak, előnye a rendkívül jó mérési geometria.

Félvezető detektorok: Nagy előnye a rendkívül jó energiafelbontás (néhány keV), s így a pontos nuklidspecifikus mennyiségi meghatározás lehetősége. Hátránya, hogy cseppfolyós nitrogénnel kell hűteni. Ma már csak HPGe detektorokat használnak. Egésztest számláláshoz viszonylag kis méretben állnak csak rendelkezésre (általában 60 mm átmérőjűek), így egy detektorral nem lehet elfogadható érzékenységet és egyenletességet elérni. A szcintillátoros mérés technikánál az izotópok minőségének pontos meghatározására gyakran kiegészítő detektorként is

használják. Egyes specifikus szervek (tüdő, vese stb.) vizsgálatánál 3-6 detektorból álló mérőrendszert alkalmaznak. Kis szervek, régiók (pl. pajzsmirigy) vizsgálatánál is jól beváltak.

Gáztöltésű detektorok: Nagyfelületű proporcionális számlálók (antikoencidenciába kapcsolt védőburkolattal) is alkalmasak egésztest számlálásra. Felbontásuk a szcintillációs és félvezető detektorok közé esik. Kis energiáknál (30 keV) is elfogadható a hatásfoka, így a tüdőben lévő plutónium mérésére használták, de a nagyobb érzékenységű ún. „foszfics” detektorok kiszorították.

Árnyékolás

Célja a kozmikus és a közelben lévő természetes (esetleg mesterséges) eredetű radionuklidoktól származó háttérsugárzás lecsökkentése. A gamma-sugárzás árnyékolására a nagy tömegszámú, nagy sűrűségű anyagok alkalmasak, ezért általában 50-100 mm ólom vagy 100-200 mm vastag vas árnyékolást alkalmaznak. Ez a vastagság csökkenthető, ha kívülről víz vagy homok réteg veszi körül. Pincében elhelyezve a körülvevő anyagok természetes radioaktivitásától függ a szükséges ólom (vas) vastagsága. Ólom árnyékolásnál számítani kell arra, hogy a testből, illetve a körülvevő anyagokból kilépő gamma-sugárzás hatására megjelenik az ólom karakterisztikus röntgensugárzása. Ennek megszüntetésére - lépcsőzetes energiaelnyelés elvét alkalmazva - az ólomfalat belülről néhány mm kadmium vagy ón lemezzel, ezek karakterisztikus röntgenfotonjának elnyelése céljából pedig réz- vagy acéllemezzel burkoljuk.

A méréseknél legjobb, ha az illetőt és a detektort is árnyékoljuk, azaz egy önárnyékoló kamrában helyezkedik el a mérendő egyén és a detektor is. Sok esetben zavaró lehet a teljes bezártság, ezért ajtó helyett labirintus rendszer is használható.

Egy másik jellegzetes megoldás, amikor a vizsgált személy egy görgős ágyon fekszik, és lassan átgurítják egy jól leárnyékoló detektor alatt, vagy a detektort mozgatják a vizsgált egyén felett. Ólomhenger árnyékolással már egy kis NaI (TI) detektor is jól alkalmazható pajzsmirigy vizsgálatra. Ilyenkor célszerű a nyak mögött ólomtégglából egy ólomfal árnyékolás kiépítése is.

Lényeges, hogy az árnyékolás belső falai könnyen tisztíthatók legyenek. Amennyiben új épületekben kerül kialakításra a mérőrendszer, figyelni kell az

építőanyagok minél kisebb természetes eredetű radioaktivitására. Az épület belső falait epoxi vagy megfelelő műanyag festékkel kell borítani, hogy a radonexhaláció minimális legyen. A mérőkamrába szűrt, megfelelő hőmérsékletű (~ 21 °C) levegőt kell biztosítani. Zárt elrendezés esetén meg kell oldani a kommunikációs lehetőséget, és a vizsgálat ideje alatt célszerű zenét vagy rádióműsört szolgáltatni.

Mérési elrendezések

Egy detektoros elrendezés

Íves geometria: A vizsgált személyt enyhén íves ágyra fektetik, felette a detektor (1,5-2 m-re) egyenlő távolságban van. Hátránya, hogy a nagy távolság miatt a hatásfok kicsi és még jól árnyékolt szobában nagyméretű NaI detektor esetén is csak néhány kBq aktivitás felett használható. Félvezető detektor esetén a rossz hatásfok miatt nagyon ritkán használják.

Szék geometria: A vizsgált személy egy megdőntött székben helyezkedik el, a detektor az alkar felett 40 cm-re van. Legelterjedtebb a nagyméretű NaI detektor. Jól árnyékolt kamrában, 15 perces mérési idő esetén a legtöbb aktivációs és hasadvány termékre 50 Bq az MDA. **(153. ábra)**



153. ábra. Nagyméretű NAL detektor

Pásztázás: A detektor végig pásztázza a vizsgált személyt, és közben számlál. Más megoldásnál az embert mozgatják a rögzített detektorhoz képest. Általában több detektort használnak.

Több detektoros elrendezés

Rögzített elrendezés: A vizsgált személy fekszik, és alatta, felette rögzített helyzetben vannak a detektorok. Általában 4-8 detektort alkalmaznak, de van 54 detektoros elrendezés is.

Pásztázó elrendezés: Általában két detektort alkalmaznak (alul, felül). Rendszerint nem kapunk pontosabb eredményeket, mint a jól beállított rögzített detektorokkal.

Kalibráció

A mérőrendszer kalibrálása nem egyszerű feladat, több tényező befolyásolja. Legelterjedtebb módszerek:

Kalibrálás pontforrással: Csak ott használható, ahol a geometriai számlálási hatásfok csak kis mértékben függ a forrás helyzetétől - nevezetesen az íves geometriai elrendezés esetén és egyes pásztázó technikáknál. Ahol a detektor közel van a testhez, vagy a pásztázás csak az egyik oldalon történik a kalibrációs módszer nagy hibát eredményez.

Kalibrálás ember alakú fantommal: Az emberi formát utánozó fantomot használnak, melyet a meghatározó ismert aktivitású izotópok vizes oldatával töltenek fel. Legegyszerűbb esetben polietilén kannákból, tartályokból állítják össze. A valóságot jobban közelítő, csontvázat is tartalmazó pasztik embert is használnak, amelyet a kívánt aktív oldattal feltöltenek. Még pontosabb ez a módszer, ahol a pasztik emberben a fontosabb szervek (tüdő, pajzsmirigy, szív, vese, lép, gyomor, hólyag) is megvannak, s így szervspecifikusan különböző izotópok oldatával feltölthetők. Fantom törzseket is használnak (USA), ahol nincs fej és kar, és csak a főbb szerveket tartalmazza. Az izotópokat szervalakúra kiöntött formában, oldattal történő feltöltéssel, vagy az egyes szervekben elhelyezett, s így könnyen cserélhető ampullákba töltve helyezhetik el.

Kérdések

Mely jellemzők szerint csoportosíthatók a radioaktív hulladékok?

MEA, MEAK, MV és ÉFEK fogalma?

Melyek a kis-és közepes-aktivitású radioaktív hulladékok kezelésének általános lépései?

Dekontaminációs faktor (DF) és térfogatsűrítési tényező (VRF) fogalma?

Szilárd radioaktív hulladék kezelési eljárások?

Folyékony radioaktív hulladék kezelési eljárások?

Fontosabb mátrix anyagok jellemzői?

Nagy aktivitású hulladékok átmeneti tárolása?

A többfokozatú akadály elve?

A Yucca hegységben épült tároló főbb jellemzői?

Ismertesse a környezeti dózisteljesítmény mérőknél legelterjedtebb detektor típusokat !

Ismertesse a különböző detektorok előnyeit, hátrányait!

Miért lehetséges a tejminták mérési eredményeinek összehasonlítása ?

Milyen módszerrel mérhetők a szervezetbe került α - és β -sugárzó radionuklidok ?

Milyen módszerrel mérhetők a szervezetbe került γ -sugárzó radionuklidok ?

Ismertesse az egésztest számlálóknál elterjedt detektorok alkalmazhatósági feltételeit !

Milyen eszközökkel kalibrálhatók az egésztest-számlálók ?

Irodalom

- Nagy L. Gy., Nagyné László Krisztina (1997): Radiokémia és izotóptechnika. Egyetemi Tankönyv, Műegyetemi Kiadó, Budapest.
- G. Choppin, J. Rydberg, J.O. Liljenzin (1995): Radiochemistry and Nuclear Chemistry. Butterworth-Heinemann Ltd., London, Munich.
- Nemzetközi Biztonsági Alapszabályzat: Az ionizáló sugárzások elleni védelem és a sugárforrások biztonsága (1996). A NAÜ Biztonsági sorozat, No. 115. fordítása. OAH, Budapest
- Kanyár B., Somlai J., Szabó D. L. (1996): A sugárzások elleni védelem dozimetriai és hatástani alapjai. Jegyzet, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém
- Andrási A. (1994): Korszerű egésztest számlálók kifejlesztése és alkalmazása belső sugárterhelés meghatározására. Kandidátusi értekezés, . KFKI AEKI, Budapest
- IAEA Safety Series No. 114. (1996): Direct Methods for Measuring Radionuclides in the Human Body, IAEA, Vienna
- KANYÁR B., BÉRES CS., SOMLAI J., SZABÓ S. A.(2004): Radioökológia és környezeti sugárvédelem. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém
- Iren K. Helfer and Kevin M. Miller, Calibration factors for Ge Detectors used for field spectrometry, Health Physics Vol. 55, No. 1 (July) pp. 15-29, 1988
- In Situ Spectroscopy, M-1-B32, M-1 Setup, Supervisor Program

13 Dóziscsökkentő beavatkozások a környezetben, a lakosságnál

13.1 Általános szempontok a lakossági sugárterhelés csökkentésénél (Somlai János, Kovács Tibor)

A sugárforrást tartalmazó berendezések, atomerőművek – számos más ipari üzemhez hasonlóan – nem üzemeltethetők teljes, 100 %-os biztonsággal. Az üzemeltetéssel járó kockázatot és hasznot optimalizálni kell. Ha az üzemeltetés mellett döntünk, akkor pedig fel kell készülni a munkával járó környezetszennyezés, az esetleges üzemzavarok, balesetek következményeinek elhárítására. A baleset-elhárításnak nemcsak a munkahelyre, hanem a környezetre, a lakosságra is ki kell terjednie, több esetben igen nagy távolságra, esetleg országhatárokon túlra is. Ezért a nukleárisbaleset-elhárítás nemzetközi összefogást, együttműködést igényel.

Az egyes beavatkozások eldöntésénél az alábbi alapelveket kell figyelembe venni:

- a beavatkozás legyen indokolt, vagyis az elhárított dózissal arányos egészségügyi károsodás értéke nagyobb legyen, mint a beavatkozás költsége,
- a beavatkozás legyen optimális, azaz a beavatkozás az adott költségnél a legnagyobb hasznot eredményezze,
- balesetek esetén a normál körülményekre vonatkozó dóziskorlátok ugyan nem alkalmazhatók, de vannak olyan balesetekre vonatkozó dózisszintek, amelyek felett mindig indokolt a beavatkozás, hogy elkerüljük a súlyos, determinisztikus hatással járó károsodásokat.

Az eddigi balesetek rámutattak, hogy a hatékony beavatkozások előfeltétele a lakosság széleskörű tájékoztatása. Ezért hangsúlyozzuk, hogy veszélyhelyzetben nagyon fontos a hatékony kommunikáció. Az információt gyorsan, könnyen érthetően és egyértelműen kell szolgáltatni.

A lakosságot tájékoztatni kell:

- mi történt,
- milyen irányba változhat az adott helyzet,
- melyek a potenciálisan veszélyeztetett területek,
- milyen nagy lehet a sugárterhelés,
- milyen következmények várhatók a lakosságot illetően,
- mi a teendő a káros hatások megelőzésére vagy csökkentésére,

- mit nem szabad tenni az adott helyzetben,
- be kell számolni, mit tesz a hatóság.

A tájokoztatásba a médiát is be kell vonni. Erre a médiának is fel kell készülni. A helyzetismertetés reális legyen, ne keltsen pánikot. A média így nagymértékben segítheti a helyzet kezelését.

Atomerőművek környékén szirénákat kell felszerelni a korai riasztás céljából. Ritkán lakott területeken, vagy nem nukleáris balesetnél, szirénával, hangszórával felszerelt járműveket kell használni.

Tévében, rádióban olyan programokat kell szervezni, ahol a szakemberek válaszokat adnak a lakosság által feltett kérdésekre. Szükség esetén telefonügyeletet kell szervezni, ahol a szakemberek válaszolnak a kérdésekre.

Míg a mesterséges eredetű sugárterheléstől származó foglalkozási és lakossági dózis korlátok egyértelműek, addig a természetes eredetű sugárterhelés okozta dózis esetén a szabályozások már hiányosak és ellentmondásosak. Sokan arra hivatkoznak, hogy a természetes eredetű sugárzások már régen is voltak, továbbá, hogy úgy sem lehet tenni ellene. Ezek az indokok azonban csak a problémák elfedését jelentik. Először is tisztázni kellene pontosan a mesterséges eredetű sugárterhelésre vonatkozó korlátok, mire vonatkoznak. Miért természetes eredetű az építőanyagokban lévő rádium okozta sugárterhelés, és miért mesterséges, ha a rádium az uránércben, vagy egy sugárforrásban van? A szétválasztás inkább anyagi okokra vezethető vissza, azaz ki fizeti az esetlegesen szükséges beavatkozást. A lakosságra vonatkozó dóziskorlát mesterséges eredetű forrásoknál 1 mSv évente, de egy-egy forrás, pl. egy működő atomerőmű esetén a 0,1 mSv-es megszorítást ajánlják betartani. Ugyanakkor a természeteseknél, például a radontól származó sugárterhelést 3-10 mSv·év⁻¹ értéknél javasolják korlátozni (ha egyáltalán korlátozzák). Azaz akár 100-szor nagyobb lehet a korlát, holott a szervezet nem tudja megkülönböztetni, hogy milyen eredetű sugárzás okozta a terhelést. Ez az eltérés a természetes sugárforrások esetén is fennállhat. Ezért vannak már olyan kezdeményezések, amelyek megfogalmazták, hogy a kettős korlátozáson változtatni kell.

A következőkben részletesen tárgyaljuk a nukleáris balesetek esetén szóba jöhető beavatkozásokat, a radioizotópokkal szennyezett területek helyreállítását, a rekultivációt, és a természetes eredetű sugárterhelés több mint felét kitevő radontól származó sugárterhelés megelőzését, csökkentését célzó beavatkozásokat. Mivel a

korábbi fejezetekben már áttekintettük az ivóvizek, építőanyagok természetes eredetű radionuklid koncentrációjára, illetve az ettől származó sugárterhelésre (is) vonatkozó javaslatokat előírásokat, itt nem térünk ki ezekre a témákra.

13.2 Nukleárisbaleset elhárítás (Somlai János, Kovács Tibor)

A következőkben áttekintjük a balesetet követő időszakokban lehetséges beavatkozásokat, bevezetésük indokoltságát, különböző határértékeket stb. A baleset következményeinek elkerülését, illetve csökkentését szolgáló intézkedéseket a rendelkezésre álló adatok alapján különböző időben lehet bevezetni. A baleseteknél három – korai, közbenső és késői – szakaszt különböztetnek meg, melyek természetesen nem választhatók el élesen egymástól (újabbban a közbenső és késői szakaszt több helyen egynek tekintik).

13.2.1 Korai időszak

A baleset korai időszaka a bekövetkezéstől néhány napig tart. Ebben az időszakban viszonylag kevés pontos adat áll rendelkezésünkre. Az alap információt a forrás állapota adja. (Például ha egy nagy aktivitású sugárforrás sérül meg, ahol tudjuk milyen izotópról van szó, esetleg az aktivitását is, viszonylag könnyen becsülhetjük a veszély nagyságát.)

Atomerőműveknél tudjuk a fűtőelemek fajtáját, aktivitását, mióta üzemel, közelítőleg mennyi hasadvány és aktivációs termék keletkezett a blokkban, a sérülés milyenségéből várhatóan ennek hány százaléka jut ki a környezetbe, milyen módon, milyen magasságban történik a kibocsátás, milyenek a meteorológiai viszonyok, stb. Esetlegesen a környezetbe való kijutás előtt a konténmenten belüli mérési adatok is vannak. Mindebből megfelelő modellekkel viszonylag jó közelítéssel becsülhető a várható sugárterhelés mértéke.

A korai időszakban a közelben élő lakosságot az áthaladó radioaktív felhőtől, a talajra, környező tárgyakra és a testfelszínre (ruhára) kiülepedett radioizotópoktól származó külső béta- és gamma-sugárzás továbbá a radioaktív izotópokat tartalmazó levegő belégzése során a szervezetbe került radionuklidoktól származó belső sugárzás éri.

Ennek elkerülését (csökkentését) szolgáló óvintézkedések a kitelepítés, az elzárkóztatás és a jódpofilaxis. Ezek bevezetéséről a sugárterhelésnek a beavatkozástól várható csökkenése alapján döntenek, vagyis modell-számításokkal felbecsülik, hogy a beavatkozás nélkül hány mSv plusz (azaz a balesettől származó) dózist kapna a lakosság adott csoportja. Ez az ún. elkerülhető dózis. A védekező intézkedések természetesen gazdasági és szociális hátrányokkal is járnak, így a beavatkozást optimalizálni kell.

13.2.1.1 Kitelepítés

Kitelepítés esetén a lakosságot gyakorlatilag kimenekítik a veszélyeztetett körzetekből. A sugárszennyezett felhő áthaladása előtti kitelepítéssel mind a külső- mind a belső-sugárterhelést megelőzzük. Így a kitelepített emberek csak a normál háttérsugárzásnak megfelelő dózist kapják. A kitelepítés bevezetésének kritériuma az, hogy a modellszámítások alapján a kiüledett, illetve a belélegzett radionuklidoktól származó becsült sugárterhelés, azaz az elkerülhető dózis 1 hét alatt legalább 50 mSv.

A sugárterhelés mellett figyelembe kell venni a kitelepítendő lakosság létszámát, kormegoszlását (azaz a beteg, mozgásképtelen, ágyhoz kötött személyek számát, arányát) a területen található speciális intézmények (kórházak, nyugdíjasok és öregek otthona, fegyházak stb.) számát, létszámát, a meteorológiai viszonyokat (csúszós utak, hó stb.) a napszakot, a rendelkezésre álló közlekedési eszközöket, a kitelepítés lehetséges útvonalait, a kitelepítettek fogadására, elhelyezésére alkalmas épületek helyiségek (oktatási-kulturális intézmények, üdülők, táborok stb.) számát, átalakíthatóságát.

Így az 50 mSv/1 hét dózisonál kisebb értéknél is elrendelhetik az ideiglenes kitelepítést, ha az gyorsan és könnyen megvalósítható. Nagy létszámú népesség, megfelelő szállítóeszközök hiánya vagy egyéb kedvezőtlen paraméterek (pl. hóakadályok) miatt 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.

Mint látjuk a kitelepítés nagyon hatásos intézkedés, de csak megfelelő készülettség, begyakorlottság esetén hajtható végre a szennyeződést, azaz a radioaktív felhő áthaladását megelőző időszakban.

13.2.1.2 Elzárkóztatás

Az 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 és zárják be az épületek ablakait, ajtóit. Ezzel az egyszerűen kivitelezhető módszerrel az épületek árnyékoló hatása miatt (ami természetesen függ a falvastagságtól, anyagi minőségtől stb.) 10-100-szorosan csökkenthető a külső, illetve az ajtók, ablakok lezárásával ötszörösen a radioaktív aeroszok belégzéséből származó belső sugárterhelés. Az intézkedéssel azonban megváltoznak az életviteli szokások (vásárlási nehézségek, családok szétszakítotttsága stb). Így csak korlátozott ideig vezethető be.

Az azonnali hatállyal elrendelt elzárkóztatást csupán néhány óráig célszerű fenntartani, mivel a különböző helyen (munkahely, iskola, óvoda) elzárt családtagok részére ez még elviselhető. Hosszabb idő esetén már számolni kell a szembeszegülések megjelenésével is. Elegendő idő esetén a családok együttes elzárkóztatása is megoldható, de ezt sem célszerű 4 napnál tovább fenntartani, mivel nem biztosítható pl. az élelmiszer utánpótlás, a betegek ellátása, a szolgáltatások. Az eredeti cél viszont úgy is csak a radioaktív felhő áthaladása alatti extra sugárterhelés csökkentése, így a relatíve rövid ideig tartó elzárkóztatás is nagyon hatásos lehet.

13.2.1.3 Jód profilaxis

A felnőtt emberek napi jódszükséglete 0,15-0,2 mg. Gyerekeknél a kortól függően 0,09-0,15 mg közt változik. A jód a pajzsmirigyben dúsul fel. A radioaktív jód pajzsmirigybe jutását megakadályozhatjuk, vagy legalább is lényegesen lecsökkenthetjük stabil jódkészítmény előzetes bevitelével. Az emberek egy része azonban jód-érzékeny, így a jód bevitelnek (jód-profilaxisnak) is van kockázata. Akkor célszerű bevezetni, ha az ezzel elkerülhető pajzsmirigy dózis legalább 100 mGy.

A szükséges napi jódmennyiség kb. 100 mg jodid KI formájában. A jódbevitel ideje nagyon lényeges. A radiojód szervezetbe kerülése előtt néhány órával de maximum egy órával utána bevitt inaktív jódkészítmények 90% feletti védőhatást biztosítanak. Hat óra múlva beszedett jódtabletta 50%-os védőhatást eredményez. Egy nappal későbbi jódtprofilaxisnál a dóziscsökkenés mértéke 5% alatt van.

13.2.2.1 Áttelepítés

Áttelepítéssel elsősorban kiülepedett radionuklidoktól eredő külső sugárzás szüntethető meg. Az áttelepítést tehát – szemben a kitelepítéssel – már konkrét mérési adatok alapján rendelik el. Az áttelepítés lehet időszakos vagy végleges. Időszakos áttelepítés akkor javasolható, ha 1 hónap alatt 30 mSv effektív dózis várható. Ezt mindaddig fenn kell tartani, amíg az adott helyen az egyhavi effektív dózis 10 mSv alá nem csökken. Ha az egy havi dózis egy vagy két év után sem csökken 10 mSv/hó alá, az áttelepítést véglegesnek kell tekinteni. Ezeket a dózis értékeket a belső sugárterhelés figyelembe vétele nélkül számolják.

13.2.2.2 Élelmiszer és ivóvíz fogyasztás korlátozása

A fogyasztási korlátozásokra nem beavatkozási, hanem cselekvési szinteket adnak meg, azaz megadják, hogy az egyes szennyező izotópból (izotópok csoportjából) összesen milyen aktivitás lehet egységnyi tömegű élelmiszerben (Bq/kg). Ahol több izotóp szerepel ott az egyes izotópok aktivitás koncentrációjának összege nem haladhatja meg a cselekvési szintként megadott értéket. Ezeket mindig a fogyasztásra kész állapotú élelmiszerekre kell vonatkoztatni. Kis mennyiségben fogyasztott élelmiszereknél (kb. 10 kg/év) a cselekvési szintek tízszer nagyobbak, mint az általános fogyasztású élelmiszereknél.

A következő táblázatokban láthatjuk a NAÜ (IAEA) 1996-ban (56. táblázat) és a magyar 12/1998. XII/11. EüM rendeletben megadott (57. táblázat) szinteket.

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

Radionuklid csoportok	Határérték (Bq/kg)	
	élelmiszerekre általában	tej, csecsemő élelmiszer, ivóvíz
Cs-134, Cs-137, Ru-103, Ru-106, Sr-89, Ce-144	1000	1000
I-131	1000	100
Sr-90	100	100
Am-241, Pu-238, Pu-239	10	1

57. táblázat. A nagyobb mennyiségben fogyasztott élelmiszerek¹ radioaktív szennyezettségének megengedhető mértéke nukleáris veszélyhelyzetet követően (12/1998. XII/11. EüM rendelet)

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

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

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

³ A vezetékes ivóvízre is érvényes.

⁴ Kivéve a H-3 (trícium), C-14 és K-40 izotópokat

Természetesen a korlátokat egy adott helyzetben külön értékelni kell. Meg kell vizsgálni, hogy a csere élelmiszer egyáltalán biztosítható-e, milyen távolságból, mennyiért. Tehát itt is optimalizálni kell.

Az élelmiszerek feldolgozása, előkészítése mint intézkedés

Az alábbi beavatkozások olyan élelmiszerekre vonatkoznak, amelyek hivatalosan kerülnek fogyasztásra. Sok esetben olyan termékeket vásárolunk, amelyek piacról vagy esetleg más országból származnak. Azonban a legtöbb élelmiszer olyan módon kezelhető, hogy ezzel jelentősen csökkenthető az aktivitása. Ilyen módszerek a következők.

Italok.

A vizet fogyasztjuk legnagyobb mennyiségben ivásra, illetve főzésre. Az ivóvizet általában kezelik, és ezek a módszerek a cézium, jód, ruténium izotópokat 30-70%-ban megkötik. Ha nagyobb dekontamináció szükséges, speciális eljárás kell (pl. ioncsere).

Tea készítésnél a teafű és a víz érintkezési idejének növekedésével nő a cézium kioldódás is. A török szokások szerinti elkészítésnél 70%-a kerül a tea italba, míg egyéb elkészítési technikánál 30-60%-kal számolhatunk.

Gyümölcslevek készítésénél a hámozással jelentősen csökkenthetjük az aktivitást. A borkészítésnél megfigyelték, hogy a rozé borban háromszor kisebb a cézium és stroncium mennyisége mint a vörösborban, a gyártási technológia miatt.

Tejtermékek

Ioncserével történő kivonásokra voltak próbálkozások. Feldolgozásnál csökkenthetjük a kontaminációt. Az eredeti tejre vonatkoztatott százalékos átvitelt a **58. táblázat** láthatjuk.

58. táblázat. Átlagos átviteli arány [%]

Tej	Cs	Sr	I
Tejszín	11	9	15
Lefölözött tej	89	91	85
Vaj	1	0,8	3,7

Gyümölcs és zöldség

Az előkészítéstől és a szennyezés eredetétől (gyökéren felszívódott vagy levegőből kihullás révén szennyeződött) függ. Kihullástól való szennyezettség esetén hámozással 90%-os dekontamináció érhető el. Mosással 12-90% eltávolítható (minél hamarabb annál jobb).

A főzés is hatásos ha oldható állapotban van az izotóp. Sokkal nagyobb a probléma, a belső szennyezettség eltávolítása esetén, amikor a radioizotópok a gyökéren keresztül jutottak a növényekbe. Azonban a stroncium 60%-át és a cézium 90%-át ebben az esetben is el lehet távolítani a mosás és rövid ideig tartó forró vízben való kezelés kombinációjával. A sós vagy ecetes oldatok szintén jelentősen elősegítik a cézium kivonását.

Gabonafélék

A stroncium elsősorban a gabonaszemek héjába épül be, a cézium viszont a mag belsejébe is behatol. Ennek mértéke a növény fejlettségi szintjétől függ. A gabonaszemhez viszonyítva a búzalisztben 0,4-szeres, a rozslisztben 0,7-szeres az átlagos cézium koncentráció.

Húsok

Az előkészítés hatása független milyen állat húsról van szó. A nyers húsoknál a legtöbb cézium a sovány húsban van. A zsírszövetek és csontok kevesebbet tartalmaznak. Így a húsok zsírtartalma hatással van az átlagos cézium tartalomra. A fagyasztott hús, amikor kimelegítik a vízleadással céziumot is veszít. A zsírban, roston sütés és grillezés során a cézium 50%-a is eltávozik a folyadékkal. A párolásnál, főzésnél a cézium 50%-a szintén eltávozik a húsból a főző lébe, de ebben az esetben a lét hússal együtt elfogyasztjuk.

A legjobb dekontamináló módszer, ha főzés előtt bepácoljuk (besózzuk). Sós vízben áztatva a cézium 60%-a, míg a bepácolt vadhúst három napig ecetben áztatva a 90%-a eltávozik a húsból.

Hal és tengeri ételek

A hal főzésénél a stroncium 10%-a, a céziumnak pedig 10-80%-a eltávozik. Sütésnél ez csak 10%. A legjobb, ha besózzuk és 2 napig állni hagyjuk a sós vízben.

13.2.2.3 A legeltetés, takarmányozás korlátozása

A legeltetés, takarmányozás, illetve az itatóvíz felhasználhatóság korlátozására a NAÜ nem ad meg sem beavatkozási, sem cselekvési szintet. Ilyen esetben különböző modellekkel származtatni kell az értékeket. Ez azt jelenti, hogy meghatározzuk azokat az aktivitáskoncentráció értékeket a takarmányban (vízben), amelyek fogyasztása esetén az élelmiszerben (húsban, tejben) az élelmiszerekre vonatkozó cselekvési szinteknek megfelelő radionuklid szennyezettség alakul ki. Természetesen ezt nagymértékben befolyásolhatja a biokinetikus modell jósága.

Beavatkozási lehetőségek az állatok esetén

Ennek az a célja, hogy megakadályozzuk az állati termékek olyan mértékű elszennyeződését, ami már alkalmatlanná tenné az emberi fogyasztásra. Ennek érdekében vagy azt kell megakadályozni, hogy az állatok tápcsatornájából felszívódjon, megkötődjön az adott radionuklid, vagy az adott termékben már bekerült (inkorporálódott) radionuklidot megpróbálják eltávolítani. Ezeket az intézkedési lehetőségeket a három legjelentősebb szennyező radionuklidnál tekintjük át.

Jód izotóp.

Mint már említettük az akut szennyeződések esetén legtöbbször a ^{131}I a legjelentősebb radionuklid. Mivel a jód fiziológiailag nagyon jelentős elem, lehetetlen megakadályozni a jód felvételt anélkül, hogy drasztikusan meg ne zavaránánk az állati szervezet normális működését. A jódot szinte kizárólagosan a tejben találhatjuk. Így ebből tejport készíthetünk és megfelelő ideig várva, már elérjük az elfogadható aktivitás-koncentrációt. A tej ilyen eljárással történő dekontaminálása a rövid felezési idejű izotóptól, normál ipari technológiával megoldható. Amennyiben a hosszú felezési idejű ^{129}I koncentrációja jelentős, az egyetlen megoldás a szennyezett tej mennyiségének tetemes csökkentése.

Stroncium izotóp.

A tejben lévő stroncium mennyiségének csökkentésére az egyetlen mód, hogy előidézzük, hogy az állati szervezet a kalciumot előnyben részesítse a stronciummal szemben. Sajnos az előzetesen a szervezetbe bevitt kalcium nem csökkenti

jelentősen a tejben a stroncium mennyiségét. A tapasztalatok szerint a legelőre kijuttatott kalcium tartalmú műtrágya esetén a tej stroncium tartalma 1/3-ára csökkent. Különböző eljárásokkal (ioncserével) próbálták eltávolítani a tejből a stronciumot, de ezek az eljárások komplikáltak és költségesek.

Cézium izotóp.

Jelenleg az egyetlen lehetséges mód, az, hogy megakadályozzuk az állatok tápcsatornájának a cézium felvételét. Ezt úgy lehet elérni, hogy a céziumot (lehetőleg irreverzibilisen) egy olyan vegyülethez kötjük, ami egyrészt nem zavarja meg az állatok normál fiziológiai működését, másrészt nem inkorporálódik a tejben és a szövetekben. Erre a célra bizonyos agyagásványok és a ferri-ciano-ferrátok alkalmasak. Ha az állatok takarmányához az agyagásványokhoz tartozó zeolitot és bentonitot keverünk, jelentősen csökken a cézium szint a tejben és a húsban. Ha ezeket a napi takarmány mennyiségének 10%-ában adagolták, 95%-os csökkenést tapasztaltak tehenek és birkák esetén. A legelő teheneknél ez a módszer nem praktikus illetve gyakran kivitelezhetetlen. Az ammónium-ferri-cianoferrát (AFCF) használata nagyon hatásosan csökkenti a cézium felvételét az állatok tápcsatornájában, s így ezzel párhuzamosan a tejben és húsban is csökken a mennyisége. Fejősteheneknél napi 3 g AFCF bevitel 80-90%-ban csökkenti a cézium mennyiségét a tejben és a húsban. Birkáknál 1 g a napi adag és ez legalább 80%-os csökkenést eredményez. Az AFCF használata előnyös, mivel nem drága és nem toxikus anyag. A tápcsatornarendszer még nagy mennyiség esetén sem köti meg így a tejben és a húsban nem jelenik meg.

13.2.3 Késői időszak

A késői időszakban a feladat a baleset következményeinek a felszámolása, a szennyezett területek mentesítése, azaz újra hasznosíthatóvá tétele. A besugárzási útvonalak azonosak a közbelső idősakkal. Itt már újabb óvintézkedéseket nem vezetnek be, de sor kerülhet a korábbi intézkedések feloldására. Az esetleges súlyos baleset során a levegőbe kijuttatott izotópok egy idő után kiülepednek, deponálódnak a talajon. Mivel csak kevés ország engedheti meg magának, hogy egy területet hosszabb ideig nélkülözzön a mezőgazdasági felhasználásból, vagyis hogy más

területen folytassa az élelmiszer termelését, hosszú távon szükség van az intézkedésekre.

A nagyobb balesetknél a kibocsátott izotópkeverékek három, a nemesgázok (Xe, Kr), a könnyen illó elemek (I, Cs) és a nem illó elemek (Sr, Pu) csoportjába oszthatók. A különböző elemek későbbi viselkedése – szétszóródása, radiológiai jellemzői, viselkedése a talajban, beépülése a növényzetbe – jelentősen eltér. A mezőgazdasági területen deponált radionuklidok elszennyezhetik az ún. lábon álló növényzetet, hosszú távon a gyökérzetten keresztül történő felvétellel vagy a rezuszenzió miatt a később termelt növényzetet, és a rezuszenzió miatt megnövelhetik a helyi lakosok vagy mezőgazdasági munkások belélegzési dózisát. Az intézkedések csak a biológiai, illetve radiológiai szempontból hosszú életű radionuklidokra, (Cs, Sr, Pu) vonatkoznak, bár ezek mindegyike más radionuklidoknál is hatásos.

13.2.3.1 A radionuklidok eltávolítása a mezőgazdasági területről

Mivel Cs, Sr, Pu lassan mozog a talajban, röviddel a baleset után mindegyik izotóp a talaj felső néhány centiméterében lesz. Így elég, ha a talaj felső 5 centiméterét és a fedő növényzetet eltávolítjuk. Mindez általában a mezőgazdaságban egyébként is meglévő gépekkel elvégezhető.

- A termés, borító növényzet eltávolítása. A radionuklidok mielőtt a talajt elérnék a borító növényzetten deponálódnak. Azonnali beavatkozással a szennyezettség 50%-a felszámolható és egyben ez megfelelő felületet ad a felső talajréteg eltávolításához. Ez a módszer jól használható de többnyire önmagában nem elegendő a megfelelő dekontaminálási szint eléréséhez.
- Egyes területeken szóba jöhet a gyepszőnyeg feltekerése is. Ez 97-99%-os hatásfokú tisztítást eredményez.
- A cézium, plutónium, stroncium a felső rétegekben marad évekig, évtizedekig. Így a talaj felső rétegének eltávolítása (5-10 cm) is szóba jöhet. Útépítéseknel használatos munkagépekkel végzett kísérletek alapján több mint 80%-os tisztítási hatásfokot lehet elérni. A művelet kétszeri elvégzése már 95-99% tisztítási hatásfokot eredményezett. Hátrány, hogy költséges megoldás, és nagy mennyiségű szennyezett talaj keletkezik, amit el kell helyezni.

- Amerikában megpróbálkoztak a talaj felseprésével. A műveletnél az utcasepréséknél használt gépeket alkalmazták. Egyszeri beavatkozásnál 30%-os, a művelet megismétlésével pedig 50%-os hatásfokot értek el.

13.2.3.2 A radionuklidok immobilizálása az adott területen

Ennél a megoldásnál nem távolítjuk el a szennyező radioizotópokat a területről, csupán megakadályozzuk, illetve minimalizáljuk a mobilitását, kioldódását. Különböző anyagok eljárások jöhetnek szóba. Használjuk a cementet, gipszet, bitument, szerves polimereket stb. Amerikában használják a Coherex anyagot, ami nem toxikus olaj alapú emulziós folyadék.

13.2.3.3. Beavatkozások mezőgazdasági területeken

Szántás

Normál esetben 20-30 cm mélyen szántanak. Ez megakadályozza a felületen lévő szennyezők szél általi elhordását, mivel mélyebbre kerülnek. Általában a gyökér általi felszívódást is lecsökkenti. Vannak speciális eszközök, amelyek a felső 5-10 cm vastag réteget 20-30 cm mélyre forgatják le, így a gyökerek nagy része már nem éri el. Még hatásosabb az 1 m mélységű mélyszántás, de ehhez speciális berendezések kellenek.

Talajtakarás

Szóba jöhet a szennyezett felület letakarása is. 10 cm vastag új réteg már megakadályozza a szél általi elhordást, a csapadék általi felverődést (reszuszpenzió), 30 cm pedig már a gyökéren való felszívódást is. Ez azonban rendkívül költséges megoldás.

Növények ültetése...

Szóba jöhet olyan növények ültetése is, amelyekben jól megkötődnek a szennyező radionuklidok. Így a növények eltávolításával jelentős tisztítási hatásfok érhető el.

Műtrágyák és egyéb anyagok adagolása

Itt a cél, hogy a növények ne vegyék fel az adott radionuklidokat. Talajtípusonként különböző hatásosságú lehet, de általában a meszezés csökkenti a stroncium felvételt; K-műtrágyával pedig a Cs felvétel csökkenthető.

Kioldásos technika

Nagy mennyiségű víz adagolásával a radioizotóp az alsóbb rétegekbe mosható le, így a gyökerek már nem érik el. Kísérletek alapja 0,75 cm víz a felületi koncentrációt 55%-kal, 2,5 cm víz pedig 87%-kal csökkenti. Vaskloridos vizes oldat alkalmazása esetén a 0,75 cm víz már 91%-át lemosta.

A különböző módszerek költségei, a szükséges speciális berendezések megnehezítik az intézkedéseket, illetve állandó ellenőrzést igényelnek a továbbiakban. Az eljárások zöme csak kísérleti jelleggel lett elvégezve, így még számtalan tényező tisztázása szükséges az esetleges szükségessé váló rutinszerű intézkedésekig.

13.3 Beavatkozások magas radonkoncentráció esetén (Somlai János, Kovács Tibor)

13.3.1 Lakóépületek radonkoncentrációja, beavatkozási szintek

Mint láttuk az épületekbe a radon elsősorban a talajból áramlik be, de jelentős forrás lehet a magas ^{226}Ra koncentrációjú építőanyag is. Ehhez kismértékben hozzájárulhat zuhanyozásnál, főzésnél a magas ^{222}Rn -tartalmú víz, és az égéstermékeket az épület légterébe bocsátó tűzhelyek, kályhák esetén a földgáz is. Gyakorlatilag a védekezés a talajból illetve az építőanyagokból való beáramlás megakadályozására terjed ki.

Az alacsony lakótéri radonszint biztosításánál meg kell különböztetnünk a már meglévő lakásoknál, illetve az újonnan készülő lakásoknál alkalmazható módszereket, bár több esetben hasonló megoldásokkal találkozunk.

Lakásokban a radon-koncentráció világátlaga 40 Bq/m^3 . A nemzetközi sugárvédelmi szervek ajánlása alapján $200\text{-}600 \text{ Bq/m}^3$ közt kell megválasztani a beavatkozási szinteket az egyes országokban. (Ez egy év alatt kb. $3\text{-}10 \text{ mSv}$ dózist eredményez.)

A beavatkozási szintek országokénti meghatározását nagymértékben befolyásolják a tervezett határértéket meghaladó lakások száma és az ország gazdasági helyzete.

Több országban külön szinteket állapítottak meg a régi és az újonnan épülő házak esetére. Ez a sugárterhelés szempontjából nehezen magyarázható, gazdasági szempontból azonban bizonyos esetekben indokolt lehet.

Új épületeknél a megelőzési filozófia két csoportra osztható.

Vannak országok, ahol előzetesen minősítik az adott építési területet. Ennél az eljárásnál megvizsgálják a talajgáz radon-koncentrációját, a talaj gázáteresztő képességét (permeabilitását) és ezen adatokból becsülik a potenciális veszélyhelyzetet.

Egy kb. 100 m²-es alapterületű ház esetén 0,8-1 m mélységben, 15-20 ponton érdemes elvégezni a méréseket, mivel törésvonalak mentén néhány méteren belül nagyságrendekkel változhat a radon-koncentráció értéke. Az eredmények alapján általában az alábbi besorolást használják:

- 10.000 Bq/m³ alatti kicsi a kockázati veszély, speciális megoldást nem igényel,
- 10.000 – 50.000 Bq/m³ a talaj gázáteresztő képességétől függően már célszerű valamilyen beáramlást csökkentő megoldást alkalmazni,
- 50.000 Bq/m³ felett mindenképpen szükséges a megfelelő megoldás.

Ezek alapján az adott értékeknek megfelelően olyan építkezési technológiát javasolnak (írnak elő), ami biztosítja a határérték alatti radon-koncentrációt. A radon veszélyhelyzet és a beavatkozási lehetőségek optimalása miatt célszerű az előzőekben említett mérések mellett a talaj ²²⁶Ra koncentrációját és a radon szabadba való kiáramlását (exhalációját) is mérni.

A fenti paraméterek egy részét azonban sok tényező (időjárás, nyomásviszonyok, talajnedvesség, ár-apály effektus, repedések- törésvonalak, évszakok, napszakok stb.) befolyásolja, így csak körültekintő és a különböző körülményeket is figyelembe vevő felmérés nyújt megfelelő eredményt.

A már kész épületekben pedig a beavatkozások célja, hogy a radon-koncentrációt az ésszerűen lehetséges legkisebb értéken tartsák.

Az általajból származó radon esetén az elerjedt mentesítő intézkedések, költségei és hatásossága az **59. táblázat** látható.

59. táblázat. Elerjedt radonmentesítő intézkedések, költségei és hatásossága

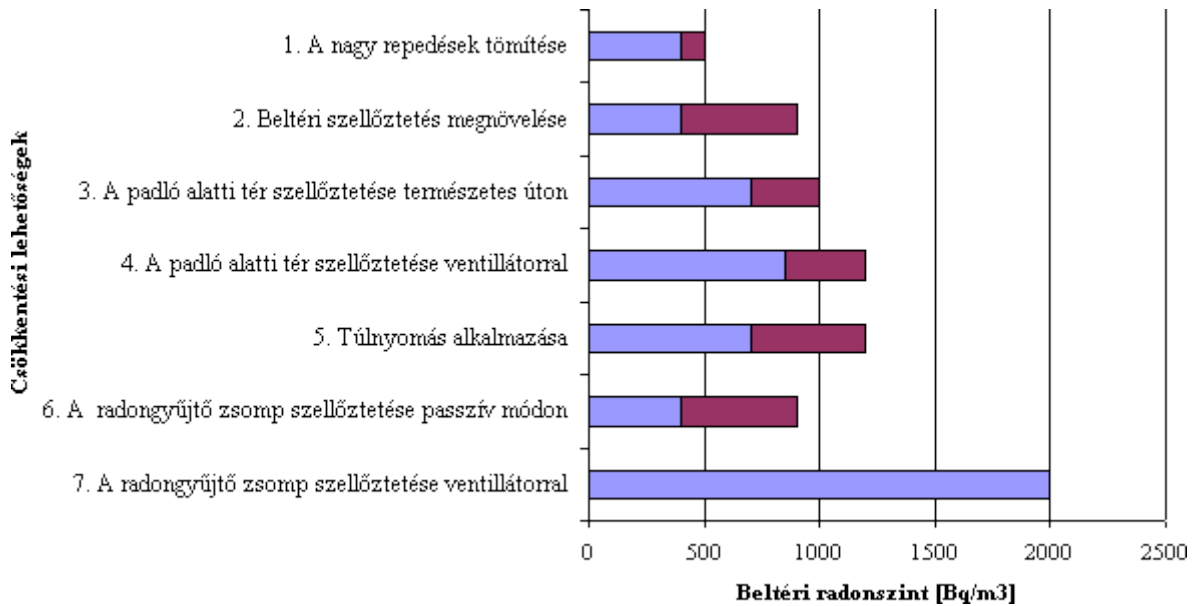
Módszer	Költség	Hatásosság
Nyomás csökkentés az altalajban	közepes	nagy
Padló szigetelés	közepes	közepes
Altalaj eltávolítása	magas	nagy
Megnövelt szellőztetés	közepes	kicsi
Megnövelt légnyomás	alacsony	kicsi

Az építőanyagokból származó esetleges magas radon-koncentráció könnyen megelőzhető. A forgalomba hozott építőanyagok (tégla, cement adalékok, gipsz, stb.) rádiumtartalmának, és radonemanáló képességének korlátozásával kizárhatók ezek a veszélyforrások. Emellett kerülni kell a radiológiai szempontból nem ellenőrzött, rövid távon olcsónak tűnő ipari melléktermékek (szén salak, meddő, foszfogipsz, vörösiszap stb.) építőanyagként történő felhasználását.

A megelőzésnél sokkal nagyobb gondot jelent a már meglévő épületben a radonszint csökkentése. Fontos, hogy az elvégzett beavatkozás jelentősen csökkentse a radontól eredő sugárterhelést. Az ICRP ajánlások alapján egy folyamatosan fennálló 10 mSv évi effektív dózis felett (azaz 600 Bq/m³ feletti évi átlagos radon-koncentráció esetén) a mentesítő intézkedések szinte minden esetben indokoltak.

13.3.2 Beavatkozási módszerek

A szóba jöhető hatásos intézkedéseket nagymértékben befolyásolja a beavatkozás nélküli radonszint. Az ajánlott eljárások a **154. ábra** láthatók



154. ábra. Különböző mentesítési módszerek alkalmazhatósága

Megnövelt szellőztetés

Nagyon egyszerű, könnyen megvalósítható, a jelenlegi energia árak esetén azonban nem olcsó és hatásossága is kicsi. A szellőztetésnél a radon gyorsan keveredik a külső levegővel, így rövid idő alatt alacsony értékre csökkenthetjük a radonkoncentrációt. Intenzív beáramlás esetén azonban nagyon gyakran kellene szellőztetni, ami a hidegebb időszakban és éjszaka már problémás. Nagy radonkoncentrációknál azonban a hatásosabb beavatkozásokig hasznos módszer lehet.

Megnövelt légmozgás

Mint említettük az egészségkárosító hatás elsősorban a levegőben lévő porszemcsékhez (aeroszolokhoz) tapadt leányelemek belégzésétől származik. Megnövelt légmozgás esetén valamelyest növelni lehet a porszemcsék kiülepedését. Ennél hatásosabb lehet a levegő szűrőn át történő áramoltatása, s így a leánytermékek egy részének kiszűrése. A módszer költsége közepes, hatásossága kicsi.

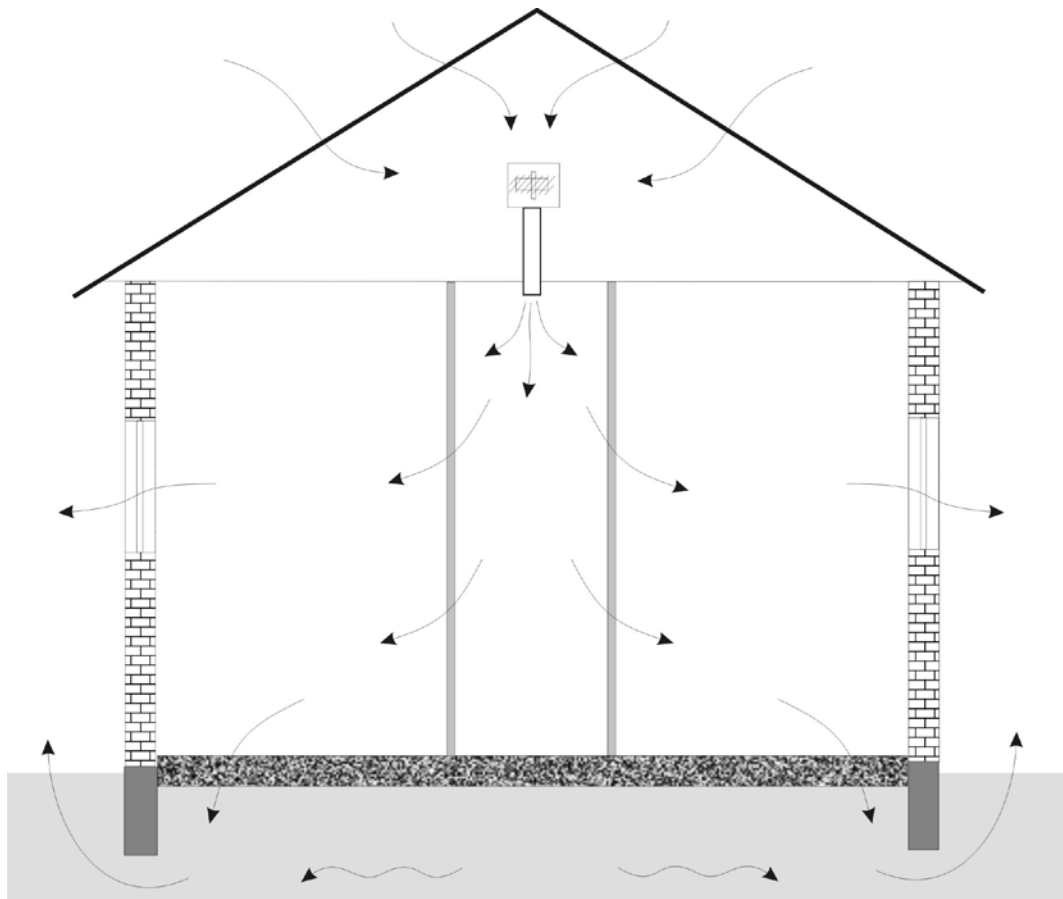
A radon beáramlásának csökkentése a bebocsátással szembeni ellenállás növelésével

Utólagosan nehéz hatásosan kivitelezni, de speciális esetekben (pl. falazatban lévő jól emanáló, magas rádiumtartalmú építőanyagoknál) célszerűnek tűnő eljárás. A radon beáramlást különböző rétegekkel (lehetőleg légmentesen) lezárják, vagy

lassítják a radon feláramlást. Sok esetben egy vastagabb, tömör beton réteg is elegendő, de jobb eredmény érhető el polietilén fóliák, vagy bitumenes záró réteg alkalmazásával. A résekre, repedésekre viszont külön figyelni kell. A gyakorlati mérések arra utalnak, hogy a falak elkészítése után végzett aljzatbetonozás esetén a fal és a beton közti repedésben jelentős lehet a radon feláramlás. Tehát célszerűbb az alapokra is kiérő betontálca falazás előtti kialakítása, majd ennek megfelelő fóliával történő lefedése.

Túlnyomás az épületben

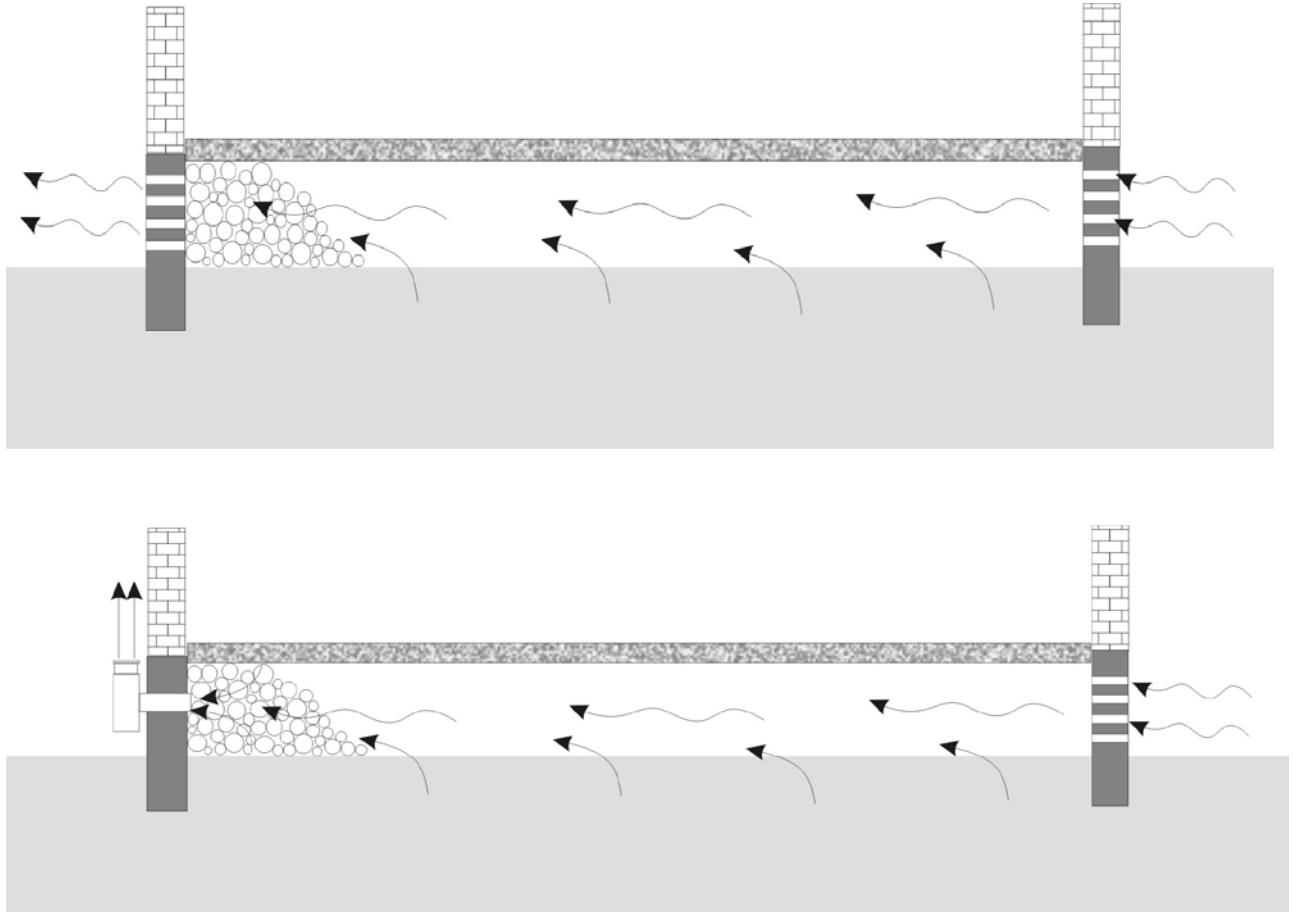
Egy ventilátor segítségével történő külső levegő beszívattyúzásával a nyomásviszonyok úgy változtathatók, hogy a radon beáramlás lecsökkenjen. Ehhez jól záró nyílászárók szükségesek. Hideg időben a befűjt levegőt azonban fel kell melegíteni. Hatásossága közepes.



155. ábra. Radonkoncentráció csökkentése az épületben kialakított túlnyomással

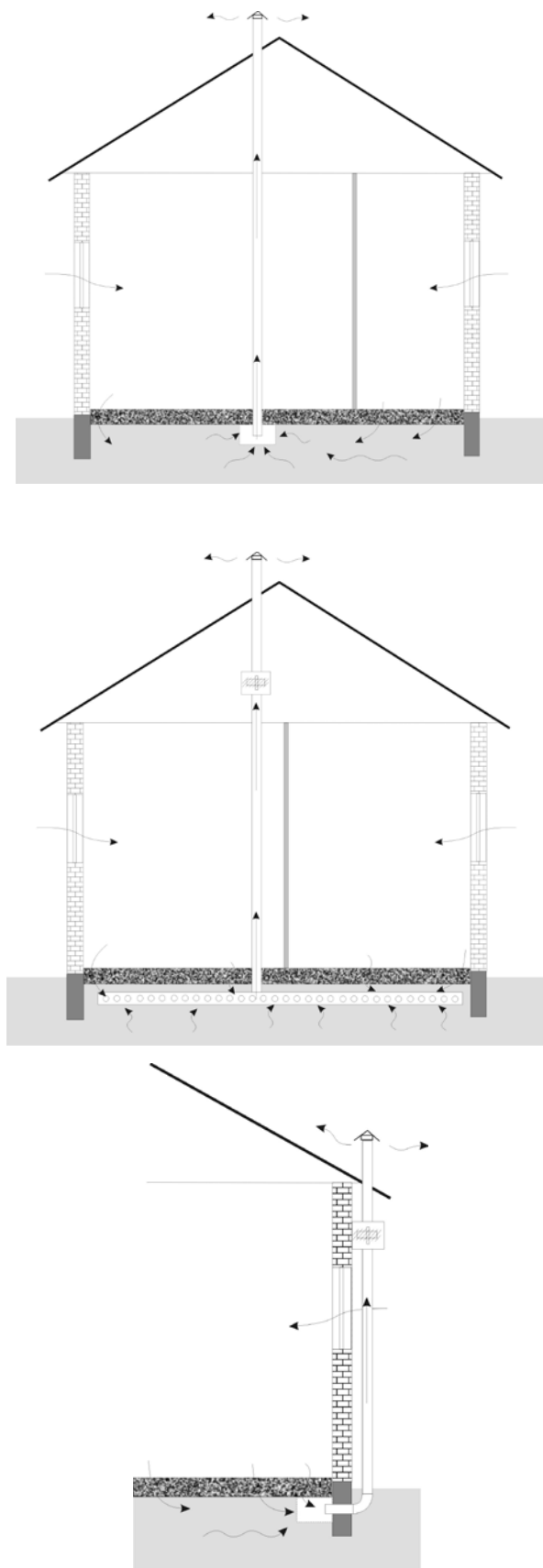
Nyomáscsökkentés a talajban

A már kész épületeknél nehezebb kivitelezni. A padlóborítás alatt laza szerkezetű (pl. durva kavics) réteget, esetleg szabad légteret alakítanak ki, amelynek a szabadba való kiszellőztetését, esetleges megszívását (**156. ábra**) is biztosítják.



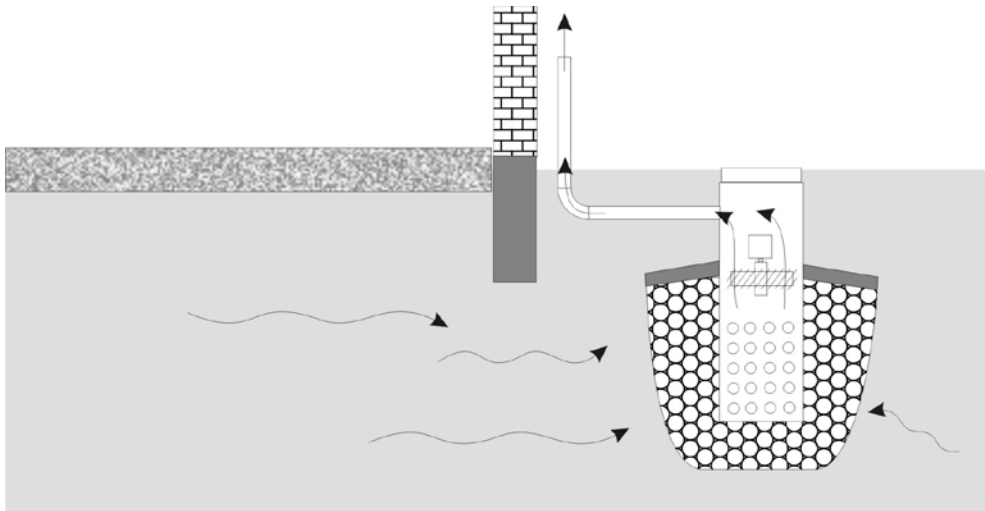
156. ábra. Radonkoncentráció csökkentése az épület alatti légtér átszellőztetésével

Nagy talajgáz koncentrációk esetén célszerű lehet a fent említett laza rétegben egy szívófejet vagy egy furatokkal ellátott csövet is fektetni melynek már egy kisteljesítményű ventilátorral történő megszívása esetén is nagyon kedvező eredményt kaphatunk (**157. ábra.**).



157. ábra. Radonkoncentráció csökkentése az épület alatti tér megszívásával

Porózus talajok esetén Svédországban például az épületektől 10-60 m távolságban kb 4 m mélységű kutat fúrnak, amelyből nagy teljesítményű ventilátor szívja ki a levegőt, ami által csökkent a légnyomás a talajban. Ezek az ún. radonkutat egyszerre több közelben lévő épület védelmét is szolgálhatják. Előnye, hogy az épületeket utólagosan nem kell megbontani. Ezek a módszerek közepes költségigényűek, de nagyon hatásosak. (158. ábra)



158. ábra. Radonkoncentráció csökkentése radon kút kialakításával.

Itt említjük meg azt a megoldást is, amikor a padló alatti térbe külső levegőt fuvatnak be. Ezzel egy ún. légpárna alakul ki, ami megakadályozza a radon feláramlását.

A radon forrásának eltávolítása

A legtöbb esetben komolyabb beavatkozás nélkül erre nincs lehetőség. Új házaknál szóba jöhet az altalaj több méter mélységben való eltávolítása.

A fent említett megoldások közül a legcélszerűbb kiválasztását a radon forrás megállapítása, elhelyezkedése, a beáramlás intenzitása, építési konstrukciók is lényegesen befolyásolják.

Kérdések

Ismertesse a lakótéri radonkoncentrációra vonatkozó ajánlott beavatkozási szinteket!

Ismertesse a különböző radonkoncentrációt csökkentő beavatkozások alkalmazhatóságát !

Milyen beavatkozások jöhetnek számításba a korai, közbenső és késői időszakokban nukleáris balesetek esetén ?

Melyek az egyes beavatkozások kritériumai korai időszakban ?

Milyen radioaktív szennyeződést csökkentő élelmiszer feldolgozási lehetőségeket ismer ?

Milyen módszerek jöhetnek számításba a radionuklidok mezőgazdasági területről való eltávolításánál ?

Milyen beavatkozási lehetőségek vannak mezőgazdasági területek elszennyeződése esetén ?

Irodalom

- KANYÁR B., BÉRES CS., SOMLAI J., SZABÓ S. A.(2004): Radioökológia és környezeti sugárvédelem. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém
- Tóth Á. (1983): A lakosság természetes sugárterhelése. Akadémiai Kiadó, Budapest
- ICRP No. 60 (1991): Recommendations of the International Commission on Radiation Protection, Pergamon Press, Oxford, NewYork
- Nemzetközi Biztonsági Alapszabályzat: Az ionizáló sugárzások elleni védelem és a sugárforrások biztonsága (1996). A NAÜ Biztonsági sorozat, No. 115. fordítása. OAH, Budapest
- IAEA Technical Report Series No. 363 (1994): Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides. IAEA, Vienna
- A csernobili atomerőműi baleset tanulságai 10 év távlatából (1996): Előadássorozat anyaga az OAH - KFKI AEKI - OSSKI összeállításában. Budapest
- Vajda Gy. (1998): Kockázat és biztonság. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Generic Assessment procedures for determining protective actions during a reactor accident (1997): IAEA TECDOC No. 955, Vienna
- A. Bayer, J. Lombard, D. Rauber (1999): Grenzüberschreitender Notfallschutz. Fachverband für Strahleschutz eV., TÜV-Verlag, Köln
- TACIS: Training Material on Off-Site Emergency Preparedness (2001): EU-course, Helsinki
- Kanyár B. (2004): Nukleárisbaleset-elhárítás menedzselése telephelyen kívül, Veszprém (kézirat a Veszprémi Egyetemen)
- Sztanyik B.L. (szerk) (1991): A Mecseki Ércbányászati Vállalat külszíni rekultivációja sugárvédelmi követelményeinek meghatározásáról, az ezzel kapcsolatos elméleti és gyakorlati feladatokról. OSSKI-tanulmány, Budapest
- IAEA Technical report Series No. 333 (1992): Measurement and Calculation of Radon Releases from Uranium Mill Tailings. IAEA, Vienna
- IAEA Technical report Series No. 362 (1994): Decommissioning of Facilities for Mining and Milling of Radioactive Ores and Closeout of Residues. IAEA, Vienna