

RÖVID IDEJŰ BELTÉRI RADONMÉRÉSEK TAPASZTALATAI ÉS JAVASLAT AZ ÉRTÉKELÉS MÓDSZERÉRE

Homoki Zsolt^{1,2*}, Szigeti Ágnes²

¹Pannon Egyetem, Vegyészmérnöki és Anyagtudományok Doktori Iskola

²Nemzeti Népegészségügyi Központ, Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Főosztály
1221 Budapest, Anna u. 5.

*homoki.zsolt@osski.hu

A kézirat beérkezett: 2020.11.10.

Közlésre elfogadva: 2021.11.12.

Assessment and proposal for methodology of short term indoor radon measurement

Nowadays, there is higher attention on indoor health risk factors including the radioactivity. Hence the public interest in indoor radon concentration measurement grows. When it is needed to make a decision on real estate transaction or renovation, the potential radon risk has a higher importance. In such a situation there is not enough time to do long term measurements, but official guideline on short term measurement does not exist actually. We give a detailed overview about our measurement results and our conclusions in this article. Additionally, we made a proposal for methodology of short term radon measurement using our experience. Furthermore, we worked out a concept for calculating the indoor radon potential (IRP) and made also a suggestion for the offered corrective action based on the IRP values.

Keywords: indoor radon concentration, radon risk, radon potential, action level, slag

Egyre több figyelem irányul a beltéri kockázati tényezőkre, közöttük a radioaktív sugárzásokra. Ezzel együtt folytonosan növekszik a lakosság érdeklődése a lakóépületek radonszintje iránt. Amikor ingatlan vásárlásról, felújításkor kell döntést hozni, egyre többször a potenciális beltéri radonszintnek is van jelentősége. Ilyenkor legtöbbször nincs lehetőség több hónapos mérésre. A radonkoncentrációk rövid idejű felmérésére jelenleg nincs egységes módszer. Cikkünkben részletesen elemezzük a vizsgálati eredményeinket és azokat felhasználva javaslatot teszünk egy gyors vizsgálati módszerre. Kidolgoztunk egy eljárást a beltéri radonkockázat (IRP) jellemzésére szolgáló indikátor számítására és javaslatot teszünk az indikátor értékének függvényében az ajánlható radoncsökkentési eljárásra.

Kulcsszavak: beltéri radonkoncentráció, radonkockázat, radonpotenciál, beavatkozási szint, salak

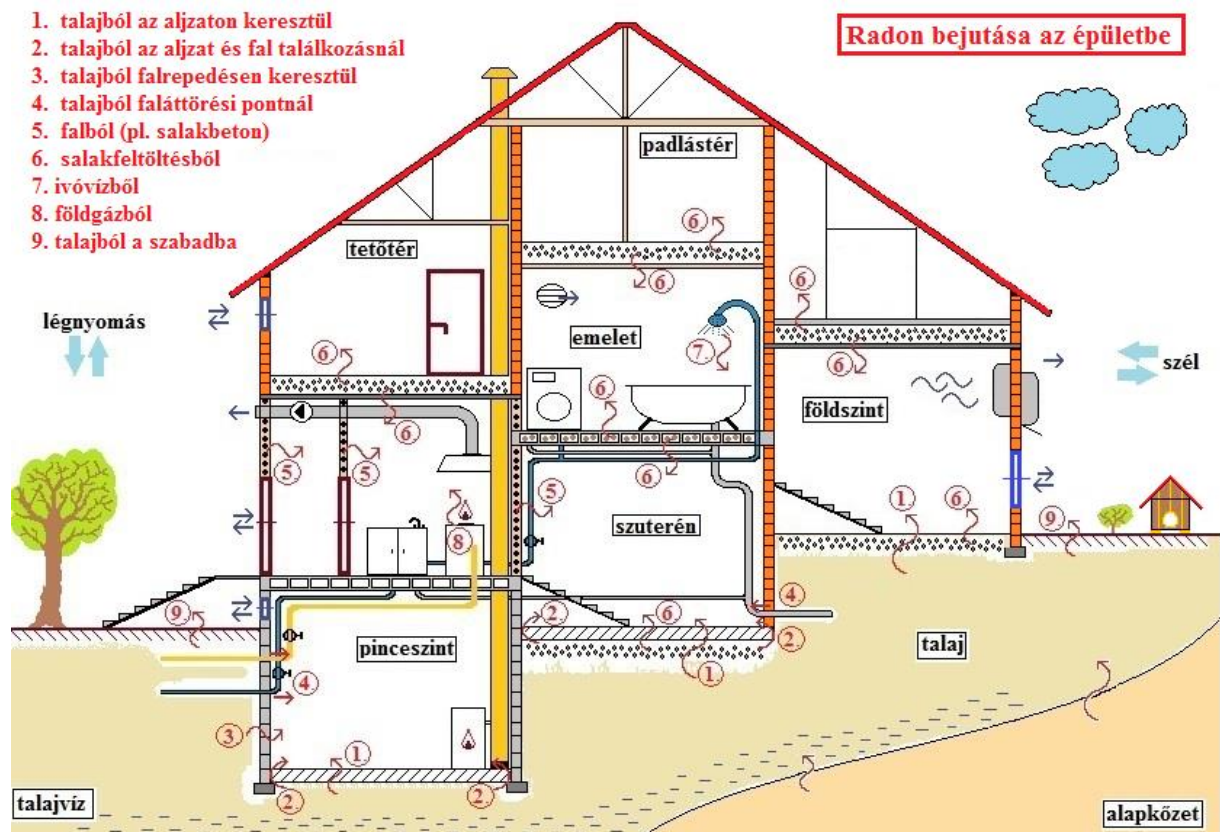
1. BEVEZETÉS

1.1. A beltéri radonkoncentráció forrásai és változásai

Hazánkban a beltéri radon két legfőbb forrása az épületek alatti talaj, illetve kőzet, valamint az építőanyagok, amiből az épület készült. Ehhez kisebb mértékben hozzájárul az ivóvízből és földgázból felszabaduló radon. A radon csak zárt terekben tud feldúsulni. Az épületeken kívüli szabad térben a radonkoncentrációja globálisan 5–15 Bq/m³. A beltéri radon koncentrációja rendszerint néhány 10 és néhány 100 Bq/m³ közötti, ritkán néhány ezer Bq/m³-es nagyságrendet ér el. A beltéri radonszint gyakran napszakos és évszakos változást is mutat. Ellentétben a gamma-sugárzással, rendkívül sok tényező befolyásolja a pillanatnyi értékét. Egy napon belül akár két nagyságrenddel is változhat. Minden olyan belső vagy külső

tényező, amely hatással van a levegő mozgására az épületen belül, hat a beltéri radon koncentrációjára is. Emellett fontos az épület kapcsolata a környezetével, így pl. az ablakok illeszkedésének minősége (záródása), az épület és a talaj kapcsolata, a határoló felületek szerkezeti kialakítása. Szellőztetéskor (pl. az ablakok kinyitásával) a külső és belső levegő intenzív keveredése eredményeként a beltéri radonszint rövid idő alatt alacsony értékre csökken. Az effektív biológiai kockázatunk mértékét azonban nem a pillanatnyi értékek, hanem a hosszú időtartamra összegzett dózis határozza meg, ezért a becslésére hosszú idejű (pl. fél vagy egy éves) mérések végzését ajánlják. [WHO, 2007]

Az 1. ábra a főbb lehetséges radon bejutási útvonalakat szemlélteti egyetlen fiktív épületen keresztül illusztrálva.



1. ábra. Radon bejutási útvonalak az épületben

2. BELTÉRI RADONFELMÉRÉSEK EREDMÉNYEI

2.1. Hazai országok beltéri radon felmérések

Az Európai Unió 2013/59/EURATOM direktívájának rendelkezése alapján minden uniós országnak meg kell határozni a beltéri radonkoncentráció éves átlagos vonatkoztatási szintjét az egyes tagországok helyi adottságainak függvényében. Hazánkban a 487/2015. (XII. 30.) Kormányrendelet 49. §-a rendelkezik a beltéri radon- és radon leányelem-koncentrációk éves átlagos értékének vonatkoztatási szintjéről, amelyet egységesen minden épületre, funkciótól függetlenül 300 Bq/m³-ben állapít meg. [487/2015.]

A magyarországi lakások radonszintjéről több felmérés készült. Nikl István 1993–1994 között végzett, 998 lakásra kiterjedő vizsgálatában a mérési eredmények számtani átlaga 128±27 Bq/m³-nek adódott. Hámori Krisztián, Tóth Eszter és társai által 1994–2004 között

végzett, 15.277 földszintes lakásra kiterjedő mérési eredményei alapján a számtani átlag 133 Bq/m^3 volt. [Nikl, 1996; Tóth E, 2004]

Az intézetünk munkatársai által 2003–2007 között 114 település 280 épületben végzett, legalább egy éves időtartamú vizsgálat alapján a mért beltéri radonkoncentrációk számtani átlaga 93 Bq/m^3 , a mediánja 68 Bq/m^3 , a 400 Bq/m^3 feletti átlagértékek aránya 2,0% volt.

2003-tól a hosszú idejű, passzív detektoros mérések mellett intézetünk munkatársai rövid idejű, aktív műszeres radonkoncentráció méréseket is végeztek épületek sugáregészségügyi felmérésekor. A vizsgálatokat többnyire konzervatív (nem szellőztetett) körülmények mellett végezték, összesen 114 település 267 épületében. Ezek eredménye alapján a beltéri radonkoncentráció számtani átlaga 152 Bq/m^3 , a mediánja 99 Bq/m^3 , a 400 Bq/m^3 feletti átlag értékek aránya 6,0%, a 600 Bq/m^3 feletti átlag értékeké 2,6% volt.

A felmérések eredményeinek összehasonlítását az 1. táblázat mutatja.

1. táblázat. Országos beltéri radonfelmérések eredményeinek statisztikája

A radonfelmérést végző laboratórium	OSSKI (Nikl István)	Rad Labor (Tóth E. és mts.)	OSSKI (Déri Zs. és mts)	NNK SSFO (OSSKI)
A felmérés időszaka	1993–1994	1994–2004	2003–2007	2003–2020
A vizsgálat időtartama	1 év	$\frac{3}{4}$ év	1 év	1-5 nap
A vizsgált épületek száma	998 db	15.277 db	280 db	267 db
Érintett település	863	424	248	114
A radonkoncentráció mérési eredmények statisztikája				
Számtani átlag	128 Bq/m^3	133 Bq/m^3	93 Bq/m^3	152 Bq/m^3
Medián	81 Bq/m^3	97 Bq/m^3	68 Bq/m^3	99 Bq/m^3
GM + GSD	$81 \pm 2,7 \text{ Bq/m}^3$	$100 \pm 2,1 \text{ Bq/m}^3$	$68 \pm 2,2 \text{ Bq/m}^3$	$9 \pm 4,1 \text{ Bq/m}^3$
$>200 \text{ Bq/m}^3$	16%	5,9%	13%	22%
$>400 \text{ Bq/m}^3$	-	0,8%	2,0%	6,0%
$>600 \text{ Bq/m}^3$	1,5%	0,2%	-	2,6%

2.2. A radonszintek évszakos változása

A 2012–2020 között, passzív nyomdetektorokkal végzett negyedéves gyakoriságú, együttesen legalább $\frac{3}{4}$ éves időtartamú felméréseinknél külön vizsgáltuk, hogy az adott évszakban mért átlagérték hogyan viszonyul az éves átlagos radonkoncentrációhoz. 128 helyszín eredménye alapján azt láttuk, hogy a tavaszi és az őszi átlagérték sokszor egy nagyságrendbe esik az éves átlaggal, a nyári értékek átlagosan kb. 30%-kal alacsonyabbak, míg a téli hónapokban mértek átlagosan 20%-kal magasabbak. Helyszínről helyszínre ezek az arányok akár jelentős eltérést mutattak az előbb bemutatottól. A részletes statisztikai adatokat a 2. táblázat foglalja össze. Más laboratóriumok által végzett felmérésekben más arányszámokat kaptak, de az közös bennük, hogy a nyári értékek alacsonyabbak, a téliek pedig magasabbak az évszakosan változó szellőztetési szokásoknak megfelelően. [Szabó Zs., 2013]

2. táblázat. Évszakos átlagos radonkoncentrációk aránya az éves átlaghoz

Radonkoncentráció arányok	tavaszi/éves	nyári/éves	őszi/éves	téli/éves
Számtani átlag	1,05	0,72	0,97	1,25

Radonkoncentráció arányok	tavaszi/éves	nyári/éves	ősz/éves	téli/éves
Medián	1,05	0,66	0,97	1,22
Azon esetek aránya, amikor évszakos>éves	61%	19%	43%	84%
10%–90% percentilis	0,72–1,37	0,43–1,07	0,58–1,41	0,84–1,69
Szabó Zsuzsanna, 2013.	0,87	0,41	1,47	1,25

3. A RÖVID IDEJŰ RADONKONCENTRÁCIÓ MÉRÉSEK ÉRTÉKELÉSE

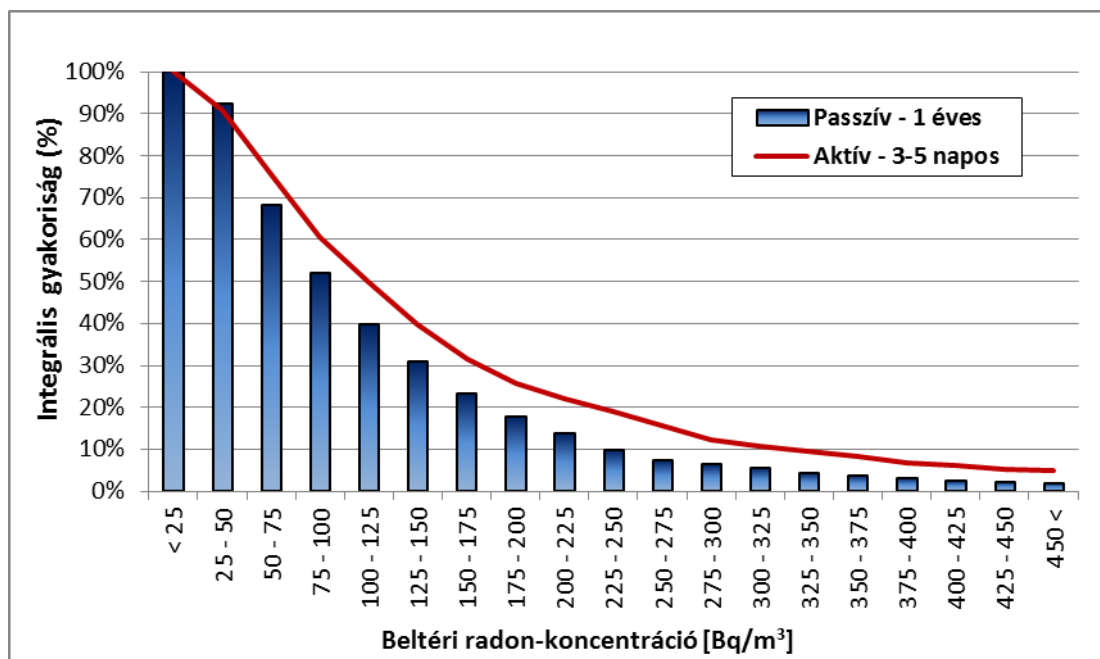
3.1. A rövid idejű radonkoncentráció mérések szükségessége

A hétköznapi élet során a gyakorlatban sokszor nincs lehetőség több hónapnyi idejű mérésre, mert rövid időn belül kell döntést hozni. Ilyen helyzet például, ha egy épület felújításának módjáról vagy ingatlan adás-vételről kell dönteni. Ilyenkor, a legtöbbször, csak néhány napos, legfeljebb egy hetes mérésre van lehetőség a kockázat értékelésére. Az így nyert eredmény természetesen nem ad információt a várható éves átlagos radonkoncentrációról. A több hónapon keresztül, integrált mérés viszont arról nem ad információt, hogy kialakulhat-e magas beltéri radonkoncentráció, amely a gyakorisága vagy kiegyenlítettége folytán nem eredményez emelkedett átlagszintet. Figyelembe kell venni azt is, hogy a mért radonkoncentrációk mindig csak a mérés körülményeivel együtt értékelhetők. A konzervatív körülmények között végzett mérések általában felülbecslést eredményeznek a normál szellőztetési szokás mellett mérthez képest.

Kíváncsiak voltunk ezért arra, hogy a rövid idejű radonmérések eredményei mennyire használhatók a beltéri radonkockázat értékelésére. Vizsgálataink során az aktív műszeres méréseink eredményeinek elemzéséből megfigyelt tendenciákat vetettük górcső alá. A különböző értékelési szempontok szerint ebből nyert következtetéseinket az alábbiakban mutatjuk be.

3.2. Rövid és hosszú idejű radon mérések összehasonlítása

A rövid idejű radonméréseket többségében konzervatív körülmények között végzetük, ezért ahogy az várható volt, a hosszú idejűnél nagyobb radonkoncentráció értékeket kaptunk. Az 1. táblázatban bemutatott statisztikai mutatószámokban csak kb. 20%-os többlet volt látható. A kétféle vizsgálat eredményeinek gyakoriság eloszlása azonban hasonló képet mutatott. A 2. ábra a rövid és egyéves időtartamú mérések eredményeiből készített integrális gyakoriságeloszlást együttesen mutatja.



2. ábra A rövid és hosszú idejű radonmérések eredményeinek összehasonlítása

3.3. A radonfelszabadulás sebessége

A rövid idejű radonmérések során megfigyelt tendenciák értékelése előtt fontos kitérni arra, hogyan változik ideális esetben egy zárt térben a radonkoncentráció, ha egy síkfelület a forrás.

Mint említettük a helyiségek levegőjébe a radon elsődlegesen két forrásból jut: a talajból a vele közvetlen kontaktban lévő épülethatároló felületeken át és magából az építőanyagból. Ily módon a beltéri levegőbe jutás történhet meghatározott pontokon, illetve felületeken keresztül. A bejutás sebessége függ a közegben potenciálisan jelen lévő radon mennyiségétől, a felületek gázáteresztő képességétől és a folyamat hajtóerejétől. Egy zárt térben ténylegesen kialakuló radonkoncentráció nagyságát az előbbieken felül meghatározza a rendelkezésre álló térfogat és a radonszintet csökkentő tényezők hatása. A fontosabb csökkentő tényezők a radon fizikai bomlása és a légcseré tényező (a kiszellőzés mértéke).

A radon felszabadulás sebességét exhalációnak nevezik. Az exhaláció azt fejezi ki, hogy egységnyi felületen egységnyi idő alatt mennyi radon lép ki [Bq/(m²·s)], de megadható tömegegységre is [Bq/(kg·s)]. Az értéke függ az anyag radioaktivitásától, porozitásától, permeabilitásától és nedvességtartalmától.

A felületi exhaláció következtében, egy vele kontaktban lévő zárt térben felhalmozódó radon koncentrációja az ISO 11665-7 szabvány alapján az (1) képlettel fejezhető ki, ha azt felételezzük, hogy a kezdeti radonkoncentráció és a fordított irányú diffúzió is elhanyagolható mértékű. Ilyenkor az (1) egyenlet alapján számított radonkoncentráció a kezdeti, növekedési szakaszban lineáris görbével jellemezhető. [ISO 11665-7]

$$C(t) = \frac{\varphi \cdot S}{V} \cdot t \quad (1)$$

C(t)	radonkoncentráció a zárt tér levegőjében	(Bq/m ³)
φ	felületi exhalációs tényező	(Bq/(m ² ·s))
S	effektív felület	(m ²)
V	a zárt tér effektív térfogata	(m ³)
t	akkumulációs idő	(sec)

Tapasztalatunk szerint, valós körülmények között egy helyiségen belül a radonkoncentráció növekedések dinamikáját számos, időben változó tényező alakítja egyszerre és így az csak nagyon ritkán közelíthető egy idealizált görbével.

3.4. A radonkoncentrációk felmérésének módszere

A beltéri radonkoncentrációk rövid idejű felmérésére jelenleg nincs meghatározott, ajánlott protokoll, a felmérést végzők gyakorlata sokszor nagyon eltér egymástól. A 2000-es évek elején az intézetünk munkatársai által készített ajánlás tervezet szerint a helyszínrre történő kiszállás előtt legalább fél napon keresztül ajánlott zárva tartani a mérendő helyiség nyílászáróit annyira, amennyire lehetséges. Ezzel a téli időszakot lehet szimulálni a lakás használat és szellőztetés szempontjából. Az ajánlott mérési időtartam mérőeszköztől függően legalább fél óra volt. Ily módon pontszerű mintavételt („spot measurement”) lehet megvalósítani, amit az ISO 11665-6 szabvány ír le. A szabvány szerinti ajánlott mérési idő legfeljebb 1 óra. Más szolgáltatást végzők által, hasonló módszerrel végzett vizsgálatok eredményének értékelésével mostanában is megkeresnek minket. 2008-tól a korábbi gyakorlattól eltérően, az akkor alkalmazott 1 napos mérési időket a bizonytalanságok csökkentése érdekében folyamatosan növeltük. A méréseket lehetőség szerint konzervatív (nem szellőztetett) körülmények között végeztük [ISO 11665-6].

Véleményünk szerint a rövid idejű méréseket olyan aktív radonmérő műszerrel ajánlott végezni, amely alkalmas a mérési eredmények folytonos értékelésére és a meghatározott integrálási idővel (pl. 1 óra) mért átlagos radonkoncentrációk eltárolására, kiolvasására. A mérések eredményeiből ily módon fontos következtetéseket lehet levonni a radonkoncentráció időbeli alakulásáról.

Jelen vizsgálatunk során azt elemeztük, hogy egy-egy helyszínen a kapott eredmények milyen tendenciát mutattak. A célunk annak meghatározása volt, hogy mennyi az ajánlott minimális vizsgálati idő, hogy meg tudjuk becsülni az adott körülmények között kialakulhat-e magas radonszint. Megfigyeléseinket és következtetéseinket az alábbi szempontok szerint csoportosítva mutatjuk be.

Tendencia. Az esetek kb. felében (49%) a mért radonszint nem mutatott egyirányú tartós változást (tendenciát), csak egy adott szint körül ingadozott kisebb-nagyobb mértékben. Az esetek kb. 40%-ában először határozott emelkedést mutatott, majd egy magasabb szinten megállapodva stabilizálódott és e körül ingadozott. Erre az értékre a továbbiakban az adott körülményekre jellemző egyensúlyi szintként, plató (vagy telítési) szintként fogunk hivatkozni. Ezt a két tendenciát azért emeltük ki, mert együttesen ezek írták le az összes eset majdnem 90%-át, vagyis ez volt a legjellemzőbb várható trend.

Plató szint és maximum elérési idő. Vizsgáltuk, hogy mennyi idő telt el a mérés kezdetétől az előbbieket szerint definiált plató szint, illetve a mért legnagyobb radonkoncentráció (maximum) eléréséig. Azt láttuk, hogy a radonszint a telítési értéket az esetek kicsit több mint felében (59%) 24 órán belül elérte, és az esetek 88%-ban kevesebb, mint 48 óra volt szükséges ehhez. A maximumot az esetek 58%-ában 48 órán belül detektáltuk és az esetek 15%-ban volt szükség ehhez több mint 72 órára (azaz 3 napra).

Plató szint és a maximum értéke. Kíváncsiak voltunk, hogy viszonyul egymáshoz a plató és a maximum értéke. Megállapítottuk, hogy a 200 Bq/m³ feletti radonszinteken jelentős eltérést nem mutattak. Az értékük a 300 Bq/m³-t az esetek 25%-ban haladta meg, és kb. 14%-ban a 450 Bq/m³-t. Továbbá azt a megfigyelést tettük, hogy a 250 Bq/m³ feletti radonszinteknél a radonkoncentráció maximuma többé-kevésbé jól közelíthető a teljes mérési periódusra vonatkozó átlagérték 1,5-szeresével.

Minimum: Azt is megfigyeltük, hogy egy-egy nagyobb szellőztetés után a radonkoncentrációja rendszerint visszaesett 100 Bq/m³ alá, függetlenül attól, hogy mekkora volt

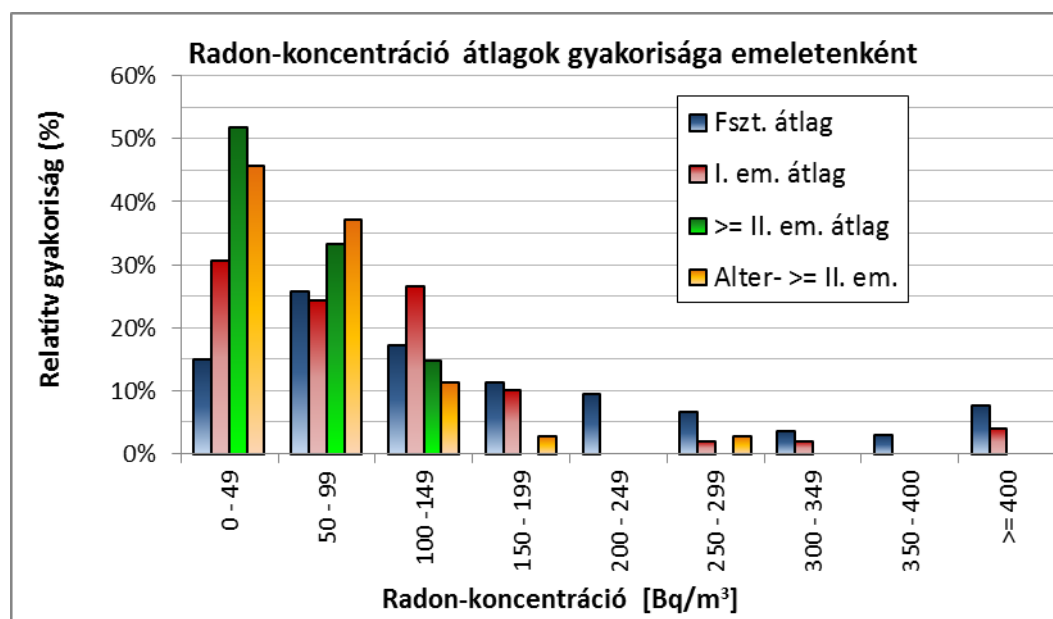
előtte a kiindulási radonszint. Vagyis megerősítést nyert, hogy a manuális szellőztetés hatékony módja a beltéri radonszintek (átmeneti) csökkentésének.

Eredményeinkből azt a következtetést vontuk le, hogy egy-egy helyiségre az ajánlott vizsgálati időnek legalább 3 napnak kell lennie még konzervatív körülmények mellett is. Az ennél rövidebb idejű mérésnek nagyobb a bizonytalansága. Ha hosszabb idő áll rendelkezésünkre, ajánlott a mérés közben, 3 nap után egy alapos szellőztetést végezni és a mérést folytatva a helyiséget újból lezárni, hogy több információnk legyen a telítési szint elérésének sebességéről, nagyságáról.

3.5. Radonkoncentrációk az emeleti szintek függvényében

A helyszíni vizsgálataink tervezése során gyakran felmerült kérdésként, hogy többszintes épületek magasabban lévő helyiségeiben érdemes-e radonkoncentrációt mérni?

Egyik megfigyelésünk az volt, hogy a magasabban lévő emeleti szinteken rendszerint nem mértünk nagy értékeket. Ennek ellenőrzésére megvizsgáltuk az eredményeink magasság szerinti, azaz emeletenkénti megoszlását. Azt láttuk, hogy a talajszinttől számított második vagy a feletti emeleten az átlagos radonkoncentrációk nem haladták meg a 150 Bq/m^3 -t és a maximumok sem a 200 Bq/m^3 -t. Az eredményeink emeletenkénti statisztikáját újraszámoltuk az abszolút magasság függvényében, vagyis a pince- vagy szuterénszint figyelembe vételével. Az ily módon, abszolút értelemben számított második emeleten, a 36 helyszínből csak egy alkalommal mértünk az előbbieket jóval meghaladó értékeket. Eredményeinket a 3. ábra foglalja össze.



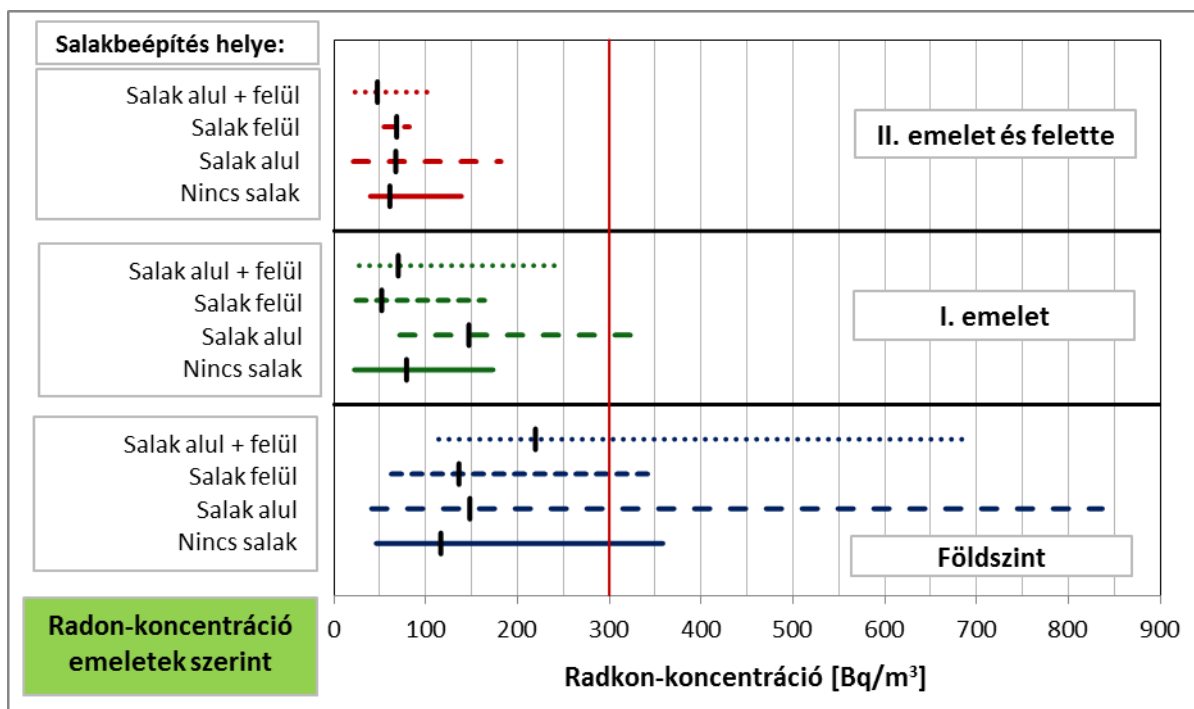
3. ábra. Átlagos radonkoncentrációk emeletek szerinti megoszlása

Megfigyeléseink alapján egyértelmű volt, hogy a földemekben lévő salakbeépítések gyakran emelkedett beltéri gamma-sugárzást eredményeznek. A gamma-sugárzás szintjének növekménye elsődlegesen a beépített salak radioaktivitásától, mennyiségétől és a beépítés módjától függ, de a vizsgált helyiség épületben belüli elhelyezkedésétől nem. Ezért érdekes volt megfigyelni, hogy a második vagy a feletti emeleti helyiségekben akkor sem mértünk magas radonszintet, ha a padlón mért gamma-sugárzás értéke az alatta lévő erősen radioaktív salakfeltöltés miatt az átlagos beltéri értéket jelentősen meghaladta. Ezen állításunkat külön vizsgálattal ellenőriztük.

Kíváncsiak voltunk arra, hogy a salakos beépítések hozzájárulnak-e a radonszint megemelkedéséhez. Ennek vizsgálatához a rövid idejű radonkoncentráció mérések átlagértékeit az abszolút magasság alapján vett emeletenként négy alcsoportba soroltuk be, aszerint hogy

- a vizsgált helyiségnek sem a padlójában, sem a felső födémjében nem volt salak,
- csak a padlójában volt salak,
- csak a felső födémjében volt salak,
- a padlóban és a felső födémjében egyaránt volt salak.

Eredményeinket a 4. ábrán mutatjuk be, amelyen az látható, hogy elsődlegesen a földszinti és az első emeleti salakos helyiségekben mértünk relatív nagyobb radonkoncentrációkat a salakot nem tartalmazókhöz képest. Közülük is, általában akkor mértünk magasabb radonszintet, ha a padlóban vagy a padlóban és födémjében egyaránt volt salakfeltöltés.

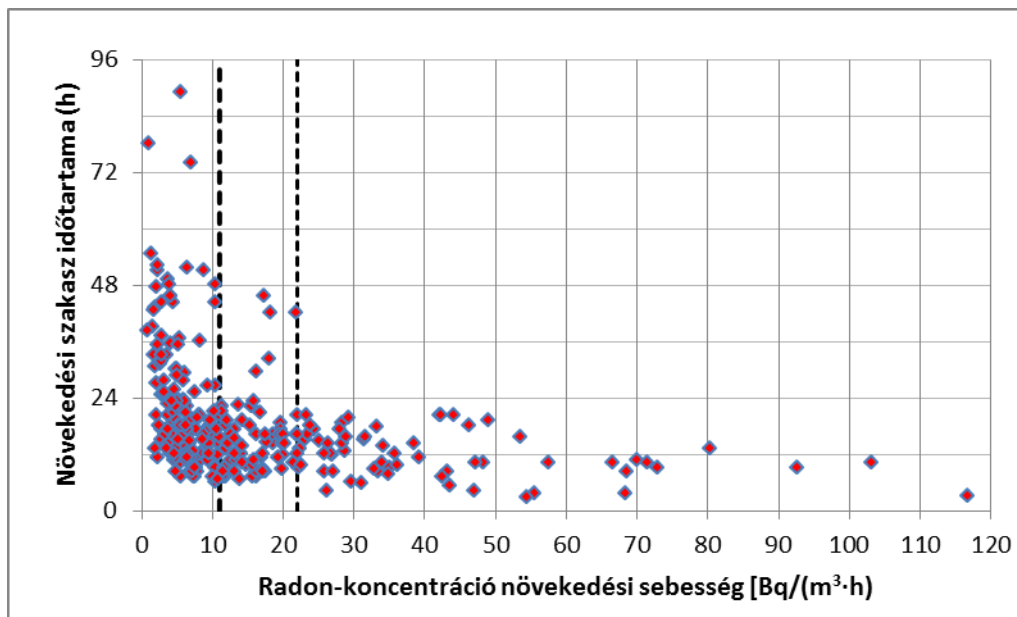


4. ábra. Radonkoncentrációk az emeleti szintek és a salakbeépítés helyének függvényében

3.6. A beltéri radonszint növekedések értékelése

Külön vizsgálat alá vetettük azokat az eseteket, amikor a mért radonkoncentrációk egy ideig kvázi (nem szigorúan) monoton növekvő, emelkedő tendenciát mutattak. Ilyet az összes eset, majdnem felében (44%-ban) figyeltünk meg. Megvizsgáltuk, hogy ilyenkor milyen hosszú időn keresztül tartott az emelkedés és az mekkora radonszint növekedéssel járt. A kettő hányadosaként kaptuk meg a radonszint emelkedési sebességét $\text{Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ egységben. Egy adott helyszínen, egy-egy vizsgálat alatt akár több emelkedési szakaszt is megfigyeltünk, pl. időközbeni szellőztetések miatt. Továbbá voltak olyan esetek, amikor egy korábban már stabilizálódott szintet mutató szakasz után újabb növekedési szakaszt figyeltünk meg.

Ezen vizsgálatnál az volt a célunk, hogy lássuk, szellőztetések után milyen gyorsan és milyen mértékig telítődnek radonnal a vizsgált helyiségek az aktuális körülmények között. Abból indultunk ki, hogy a gyors telítődés és a magas telítési radonszint nagyobb beltéri radonkockázatot jelent. Eredményeinket az 5. ábra foglalja össze.



5. ábra. Radonkoncentráció időtartamok a növekedési sebességek függvényében

Az ábrából az látható, hogy az alacsony növekedési sebességekhez olykor nagyon hosszú (több mint 48 óra) kumulációs idő tartozik, míg a gyors radonszint növekedési szakaszok hossza általában nem több mint 12 óra.

Az eredményekről általánosságban elmondható kvázi monoton radonszint növekedési szakaszok időtartama 84%-ban rövidebb volt, mint 24 óra, 13%-ban 24 és 48 óra közötti volt, és csak 3%-ban haladta meg a 48 órát. A vizsgált radonszint növekedési sebességek mediánja $10,0 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ -nak adódott, a növekedési idő mediánja 15,5 óra volt. Részletesen a következők voltak megállapíthatók.

- A növekedés a legtöbbször rövid ideig (<24 óra) tartott, de alacsony ($<11 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$) növekedési sebesség mellett tapasztaltunk 48 órát akár jelentősen meghaladó ideig tartó növekedést is. Az alacsony növekedési sebességhez általában alacsony radon növekmény társult (átlagosan $<150 \text{ Bq}/\text{m}^3$), de a hosszú ideig tartó növekedés olykor magas telítési szintet eredményezett. Az átlagos növekedési idő kb. 23 óra volt.
- Közepesnek mondható radonszint növekedési sebesség ($11\text{--}22 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$) mellett a növekedési időtartam nem haladta meg a 48 órát és az átlagos növekmény jellemzően $150\text{--}300 \text{ Bq}/\text{m}^3$ közötti volt. Itt sokkal gyakoribbak voltak a magas telítési szintek. Ezen esetekben az átlagos növekedési idő kb. 15 óra volt.
- Nagy növekedési sebességnél ($>22 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$) a növekedési idő mindig kisebb volt, mint 24 óra. Az átlagos radonszint növekmény itt $300\text{--}500 \text{ Bq}/\text{m}^3$ közötti volt és gyakran magas telítési szintek társultak hozzá. Az átlagos növekedési idő kb. 11 óra volt.

3.7. Radonkockázat a telítődés értékelése alapján

A következő lépésben statisztikai módszerekkel azt vizsgáltuk, hogy a radonszint növekedési sebességekből és időkből következtetni lehet-e az adott helyszín átlagos és telítési radonkoncentrációjára.

A fentiekből már láttuk, hogy a radonszint növekedési sebességek és időtartamok alapján csoportok állíthatók fel. A csoporthatárok vizsgálatához a helyszíneket a radonszint növekedési sebességek értéke alapján $1 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ -es tartományonként kigyűjtöttük (2 és $32 \text{ Bq}/(\text{m}^3 \cdot \text{h})$ között) és meghatároztuk a növekedési sebességekhez tartozó átlagos és

legnagyobb növekedési időket órában, valamint az átlagos és legnagyobb radonszint növekményeket Bq/m³ egységben.

Eredményeinket értékelve azt láttuk, hogy mind az átlagos, mind a maximális radonszint növekmények alapján a kategória határoknak (mi tekinthető kis, közepes és nagy radon növekedési sebességnek) a 11 helyett a 8-at és a 22 helyett a 17 Bq/(m³·h)-t érdemes választani. Itt mutatkozott ugyanis éles határ a radonszint növekményekben. Ez a különbség azonban nem befolyásolta érdemben az egyes kategóriákhoz tarozó átlagos növekedési időket, azok továbbra is 23, 16, illetve 13 órának adódtak.

A kisebb értékhatárok ellenőrzésére külön elemzést végeztünk. Azt vizsgáltuk, hogy ha a mintavételi helyszíneket a növekedési sebességek alapján 3 csoportba soroljuk, az egy-egy csoportba tartozó helyszíneken mekkorák voltak az átlagos és a mért legnagyobb radonkoncentrációk. Az elemzést mindkét értékhatárra elvégeztük. Azt tapasztaltuk, hogy a nagyobb értékhatárokat választva, az egy csoportba kerülő átlagos és maximális radonkoncentrációk egyértelműen szélesebb, egymással átfedőbb tartományokat eredményeztek. Emiatt a kisebb határértékek választása mellett döntöttünk a növekedési sebességkategóriák elválasztására. A kisebb értékhatárok alkalmazásával 292 eredmény feldolgozásából kapott statisztikát a 3. és 4. táblázat foglalja össze.

3. táblázat. Radonszint növekedési sebességek csoportosítása

Radonszint	Növekedési sebesség		
Növekedési idő	<8 Bq/(m ³ ·h)	8–17 Bq/(m ³ ·h)	>17 Bq/(m ³ ·h)
<24 h	I. kategória 85 db	II. kategória 69 db	III. kategória 85 db
24–48 h	IV. kategória 33 db	V. kategória 5 db	4 db
>48 h	VI. kategória 9 db	2 db	-

A 3. táblázatban bemutatott kategóriák közül az I. és IV. kategóriához alacsony radonszint növekmény társul. Az ide tartozók az összes vizsgált eset 40%-át teszik ki. A II. és VI. kategóriákhoz közepes radonszint növekmény társul, együttesen a vizsgált esetek 27%-át teszik ki. A III. és V. kategóriához rendszerint nagy radonszint növekmény társul, együttesen a vizsgált esetek 33%-át teszik ki.

Vizsgáltuk továbbá, hogy mennyiben befolyásolja az eredményeinket, ha csak azon értékeket vesszük figyelembe, ahol a növekedés egy kvázi kiszellőzött állapotban kezdődött meg, elhagyva azon eseteket, amikor egy korábbi telítési szakasz utáni újabb emelkedést mértünk. Ezzel arra voltunk kíváncsiak, hogy a magasabb radonszintről induló növekedés sebességét befolyásolja-e a kezdeti radonszint. Számottevő eltérést nem tapasztunk az eredményekben. A 4. táblázatban lévő statisztikát csak a szellőztetés utáni növekedési szakaszok (212 eset) eredményből készítettük.

4. táblázat. Radonszint növekedési csoportokhoz tartozó radonkoncentráció statisztika

Radonkoncentráció (Bq/m ³)	I. + IV. kategória		II. + VI. kategória		III. + V. kategória	
	átlag	abs. max.	átlag	abs. max.	átlag	abs. max.
Esetszám	92		54		66	
Rn növekmény ¹	90	158	184	364	469	1783
átlagos Rn ²	73	161	150	308	324	1039
maximális Rn ³	134	242	262	505	626	1409

Megjegyzés: ¹ kiragadott növekedési szakaszban mért radonszint növekmény

² a teljes vizsgálati periódust jellemző átlagos radonszint

³ a teljes vizsgálati periódust jellemző mért legnagyobb radonszint

Eredményeinkből arra következtettünk, hogy egyes esetekben a radonszint növekedések elemzése is használható önmagában annak vizsgálatára, hogy az adott körülmények között kialakulhat-e magas radonszint. Ez a módszer azonban nem alkalmazható azon esetekre, amikor nem volt megfigyelhető tartós radonszint növekedés.

4. A BELTÉRI RADONKOCKÁZAT ÉRTÉKELÉSÉNEK MÓDSZERE

Tanulmányunk végső célja egy rövid idejű, szakaszos mérési eredmények felhasználásán alapuló értékelési módszer (ill. indikátor) kifejlesztése volt, amely alkalmas annak jellemzésére, hogy milyen mértékű beavatkozást igénylő radonszintek alakulhatnak ki.

A beltéri radonkoncentráció vizsgálatok célja annak megállapítása, hogy kell-e valamit tennünk a lakótérben lévő átlagos radonszint tartósan a vonatkoztatási szint alatt tartásához? A választ a lehetséges beavatkozási mód oldaláról érdemes megközelíteni. A kívánt mértéket meghaladó radonszintet kétféleképpen lehet kezelni:

- a radon bejutását kell gátolni a lakótérbe vagy
- a kialakult radonkoncentrációt kell csökkenteni a légcseré tényező növelésével.

Az első esetben vizsgálatokkal meg kell határozni a radon forrásait (talaj, építőanyag, egyéb) és a hozzájárulások mértékét, valamint a bejutási útvonalat. A beavatkozás módjára ennek függvényében lehet javaslatot tenni. A második esetben a légcseré-tényező (szellőzés mértékének) szükséges mértékét kell meghatározni.

A legtöbb radonnal szembeni védekezési módszer azon alapszik, hogy a beltéri radon legfőbb forrása a talajban lévő radon, amely az épület és talaj kapcsolódási felületein keresztül jut be. A radonnal szembeni főbb védekezési módokat az alábbiakban soroljuk fel. A gyakorlatban ezek kombinációi is alkalmazhatók.

- érintkező felületek réseinek és a fal áttörési pontok környezetének szigetelése,
- padlószerkezet újrakészítése,
- radon bejutását gátló szigetelő fólia alkalmazása,
- talajradon passzív elvezetése csővezetékkel az épület alól,
- talajradon aktív elszívása csővezetékkel az épület alól,
- radongyűjtő zsomp kialakítása az épület mellett,
- túlnyomás létrehozása a talajfelszín alatti helyiségekben vagy az épület alatti talajban,
- lakótéri helyiségek természetes szellőzésének növelése,
- lakótéri helyiségek szellőzésének növelése aktív légcserélő rendszer kiépítésével.

A radonnal szembeni védekezési módszerek hatékonyságáról már több tanulmány készült. A 2015 júliusában, Prágában, IAEA RER/9/127 projekt keretében megtartott workshopon ismertette Martin Jiránek az erre vonatkozó cseh tapasztalatokat. Ennek fordítását az 5. táblázat tartalmazza. A radonnal szembeni védekezési stratégiák költséghatékonyságával a RADPAR Projekt keretében foglalkoztak. [IAEA, Prague; WHO, 2007; RADPAR]

5. táblázat. Radonnal szembeni védekezési módszerek hatékonysága,

Javító intézkedés	Hatékonyság (%)	
	Tipikus tartomány	Maximum
Padlórekonstrukció radonnal szembeni szigeteléssel	35–45	50
Padlórekonstrukció radonnal szembeni szigeteléssel + a talaj vagy az épület alatti tér passzív szellőztetése	45–55	60
Padlórekonstrukció radonnal szembeni szigeteléssel + a talaj vagy az épület alatti tér aktív szellőztetése	80–90	95

Javító intézkedés	Hatékonyság (%)	
	Tipikus tartomány	Maximum
Túlnyomás létrehozása az épület alatti talajban padlórekonstrukció nélkül	80–95	99
Radon bejutási pontok szigetelése (repedések, faláttörési pontok, stb.)	10–40	60
Lakótér természetes szellőztetésének növelése	20–40	50
Szellőzés növelése aktív légcserélő berendezéssel	50–70	75

A szellőzés fokozására a legegyszerűbb módszer a radonban szegény levegő bejuttatására az ablakok kinyitásával (szellőztetéssel), a legköltségigényesebb a hővisszanyerős, külső-belső légcserét biztosító aktív szellőztető berendezés felszerelése és üzemeltetése. A későbbiekben bemutatott beltéri radonkockázat (indoor radon potential = IRP) értékelésére szolgáló formula meghatározásánál a rövid idejű mérési eredmények és az azok alapján általunk tett javító intézkedésekből indultunk ki. Olyan indikátort kerestünk, amely kifejezi, hogy milyen mértékű szellőztetésre van szükség az átlagos radonszint alacsonyan tartásához. Elegendő-e napi egy vagy kétszeri szellőztetés vagy ennél komolyabb, költségigényesebb radon elleni védelemre van szükség.

A javaslatunk kidolgozásánál abból indultunk ki, hogy az életvitelszerű tartózkodás mellett a napi egyszeri szellőztetés elvégzése jár a legcsekélyebb fáradtsággal, pénzzel, idővel. A szellőztetés hatására a radonszint visszaesik alacsony értékre, 100 Bq/m^3 alá.

A fentiekben azt láttuk, hogy a radonszint növekedések elemzése bár segít annak megítélésében, hogy kialakulhatnak-e magas radonszintek, de mégsem tűnt elégségesnek a jellemzéséhez. Például megfigyeltünk nagyon rövid időtartamú, nagyon gyors radon beáramlásokat is, amelyeknél nem alakult ki magas radonszint, illetve közepes radon növekedési sebesség mellett is kialakulhat nagyobb radonkoncentráció.

Más tényezők figyelembe vételére is szükség volt. Megfigyeltünk például olyan eseteket, amikor alacsony volt a radonszint növekedés sebessége, de nagyon hosszú ideig (pl. több mint 3 napig) tartott és ezért végül magas telítési radonkoncentráció alakult ki. A napi rendszerességű szellőztetések alkalmazásával ez könnyen kezelhető, ezért ezen esetek is alacsony radonkockázatúnak tekinthetők. Vagyis az első 24 órára eső radonszint növekmény egy kifejezőbb mutatószámnak látszott, mint a radonszint növekedési sebesség.

A beltéri radonkockázat (IRP) számítása:

$$IRP = \frac{\Delta Rn_{24h}}{150} + \frac{\overline{Rn}}{100} + \frac{Rn_{max}}{100} \quad (2), \text{ ahol}$$

ΔRn_{24h} az első 24 óra eső radonszint növekmény (Bq/m^3)

\overline{Rn} teljes vizsgálati idő átlagos radonkoncentrációja (Bq/m^3)

Rn_{max} teljes vizsgálati idő alatt mért legnagyobb érték (Bq/m^3)

A (2) képletet iterációval határoztuk meg. Kezdetben több változó paramétert is vizsgáltunk, de végül a kívánt célra az első 24 órára eső radonszint növekmény, a teljes periódus átlagos és maximális radonkoncentrációja tűnt a legmegfelelőbbnek. A célunk teljesülését úgy ellenőriztük, hogy, az egyes helyszínek radonkoncentráció értékeiből számolt IRP értékek szerint növekvő sorrendbe állítottuk a helyszínekhez rendelt javító intézkedéseket és néztük, hogy visszakapjuk-e növekvő légcserét igénylő sorrendben az eredetileg javasolt beavatkozási módokat.

A javasolt légcserét fokozó javító intézkedések kategóriái a következők voltak:

- napi egyszeri aktív szellőztetés,

- napi kétszeri aktív szellőztetés vagy résszellőző beépítése,
- résszellőző beépítése és napi egyszeri szellőztetés,
- aktív szellőztető rendszer kiépítése.

A (2) képlet által definiált IRP értékkel kifejezett potenciál a mért értékek függvényében segíti a helyszín radonkockázati besorolást és a javasolható javító intézkedés formájának meghatározását. Fentebb hivatkoztunk rá, hogy sok esetben nem tapasztaltunk növekvő majd telítésbe forduló radonszint növekedést, azaz nem volt értékelhető radonkoncentráció növekedési szakasz. Ilyenkor az IRP érték számításakor az első tagot elhagytuk, azaz nullának tekintettük.

A 6. táblázat foglalja össze, hogy adott átlagos és legnagyobb radonkoncentráció, illetve az első 24 órára eső radonszint növekmények függvényében milyen IRP értékek számíthatók és milyen csökkentési módszert javasolunk.

6. táblázat Ajánlott radonszint csökkentési módszerek a mért radonkoncentrációk és IRP értékek függvényében

Javasolt radonszint csökkentési módszer	Átlagos radonkonc. (Bq/m ³)	Maximális radonkonc. (Bq/m ³)	Napi radonkonc. növekmény (Bq/m ³)	IRP Beltéri radon potenciál
Nincs teendő	<150	<250	<150	<5
Napi egyszeri aktív szellőztetés	150–250	250–400	150–250	5–8
Napi kétszeri aktív szellőztetés vagy résszellőző beépítése	250–350	400–600	250–350	8–12
Résszellőző beépítése és napi egyszeri szellőztetés	350–450	600–800	350–450	12–16
Aktív szellőztető rendszer kiépítése	>500	>>800	>500–800	>18

A bemutatott értékelési módszer kb. 240 helyszín értékelése alapján született. A javasolt és megvalósított beavatkozások effektív hatásosságának utólagos ellenőrzésére csak kevés alkalommal volt lehetőségünk. A következtetéseinket az általános tapasztalataink és a különböző körülmények között mért trendek alapján tettük. A javasolt módszerek hatásosságának ellenőrzéséhez további vizsgálatokra van szükség.

Fontos megjegyezni azt is, hogy az itt bemutatott módszer az aktuális körülmények között mért radonkoncentráció értékek elemzésén alapul. Az időjárási körülményekben bekövetkező változás vagy a külső-belső hőmérsékleti viszonyok változása akár jelentős mértékben is befolyásolhatja a méréseink eredményét és ezáltal a levonható következtetéseket. Ha azonban az értékelésre csak rövid idő áll rendelkezésre, ennek vizsgálatára nincs is lehetőség. A szellőztetés fokozása olykor a radonbeáramlás sebességének fokozását is eredményezheti.

5. KONKLÚZIÓK

Cikkünkben bemutattuk a korábbi hazai épületekben végzett, hosszú idejű vizsgálaton alapuló országos radonkoncentráció felmérések eredményét. Ezt összehasonlítottuk a rövid idejű mérések eredményével. Mérési eredményeinkből részletes statisztikai elemzést készítettünk. Tapasztalatunk szerint a beltéri radonszint változások elemzéséből értékes

következtetések vonhatók le. A megfigyelt radonkoncentráció változás tendenciák alapján egy-egy helyiségben a vizsgálati időnek ajánlottan legalább 3 napnak kell lennie. Eredményeink elemzéséből kiderült, hogy a második vagy magasabban lévő szinteken sosem mértünk beavatkozást igénylő, kiemelkedő radonkoncentrációt. A földemekbe tett salakfeltöltés sokszor hozzájárul az emelkedett beltéri radonszintek kialakulásához, de csak a földszinti és első emeleti helyiségekben. A megfigyelt radonszint növekedési sebességek a növekedési idők figyelembe vételével alacsony, közepes, magas radonpotenciált jelző kategóriákba sorolhatók, amelyek sok esetben alkalmasak a radonkockázat értékelésére is. Az eredményeink felhasználásával javaslatot tettünk a beltéri radonkockázatot jellemző indikátor érték (indoor radon index, IRP) számítására és az érték függvényében a javítási módszerre. A beavatkozási módok a szellőztetés fokozásán alapultak. A javaslat részletesebb kidolgozásához további vizsgálatokra van szükség.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS:

Az összeállított anyag háttéréül szolgáló mérésekben a szerzőkön kívül még részt vett: Déri Zsolt, Kocsy Gábor, Lengyel József, Nagy Dániel, Nagy János, Nagyné Bereczki Laura, Rell Péter, Szabó Péter.

Az itt bemutatott értékelések elkészültében nagy segítséget jelentett Kocsy Gábor, Szabó Gyula, Fülöp Nándor valamikori osztályvezetők, továbbá dr. Osváth Szabolcs jelenlegi osztályvezető és dr. Sáfrány Géza főorvos Úr támogató hozzáállása.

IRODALOM

- IAEA, Prague RER/9/127 –Regional Workshop on the Measures to Control Radon Indoor Levels and Inter-Comparison Testing of Radon Active Monitors, 29 June – 2 July 2015, Prague, Czech Republic
- ISO 11665-6, EN ISO 11665-6:2012 Measurement of radioactivity in the environment – Air: radon-222 – Part 6: Spot measurement method of the activity concentration
- ISO 11665-7, EN ISO 11665-7:2012 Measurement of radioactivity in the environment – Air: radon-222 – Part 7: Accumulation method for estimating surface exhalation rate
- Nikl, 1996 István Nikl, The radon concentration and absorbed dose rate in Hungarian dwellings, Radiation Protection Dosimetry, Vol. 67., No. 3, pp. 225-228 (1996)
- RADPAR, RADPAR Final Scientific Report, Radon Prevention and Remediation <http://web.jrc.ec.europa.eu/radpar/>
- SzabóZs,2013 Zs. Szabo, et. al, Radon and thoron levels, their spatial and seasonal variations in adobe dwellings – a case study at the great Hungarian plain, Isotopes in Env. and Health Studies, 2013, DOI: 10.1080/10256016.2014.862533
- Tóth E, 2004 Hámori K., Tóth E., Köteles Gy., Pál L., A magyarországi lakások radon szintje (1994 – 2004), Egészségtudomány, 48, 283 - 299 (2004)
- UNSCEAR 2000 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly, Annex B
- WHO, 2007 WHO Handbook on Radon, A public health perspective, 2007
- 2013/59/EURATOM A Tanács 2013/59/EURATOM irányelve (2013. december 5.) az ionizáló sugárzás miatti sugárterhelésből származó veszélyekkel szembeni védelmet szolgáló alapvető biztonsági előírások megállapításáról, valamint a 89/618/Euratom, a

90/641/Euratom, a 96/29/Euratom, a 97/43/Euratom és a 2003/122/Euratom irányelv hatályon kívül helyezéséről

487/2015, 487/2015. (XII. 30.) Korm. rend. Az ionizáló sugárzás elleni védelemről és a kapcsolódó engedélyezési, jelentési és ellenőrzési rendszerről

Készült a SOMOS Alapítvány támogatásával

NORM ANYAGOKAT TARTALMAZÓ ÉPÍTŐANYAGOK RADIOLÓGIAI VIZSGÁLATA

Kocsis Erika, Tóth-Bodrogi Edit, Peka Anita, Mohammedamad Adelikhah, Kovács Tibor*
Pannon Egyetem, Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék, 8210 Veszprém, Pf. 1158

*kt@almos.uni-pannon.hu

A kézirat beérkezett: 2021.08.05.

Közlésre elfogadva: 2021.11.21

Title – Radiological assessment of building materials containing NORM residues

The natural radiation exposure from building materials is responsible for a significant part of the natural radiation exposure affecting the population, therefore the examination of these materials is extremely important. The activities were determined by HPGe gamma-spectrometry and an ionization detector. The activity concentrations of the samples ranged between 9-494 Bq/kg for Ra-226, 1-119 Bq/kg for Th-232 and 24-730 Bq/kg for K-40. The obtained results were used to calculate different dose values by using RESRAD-BUILD code. In conclusion it can be seen that the measured samples as building material additives in the right mixing ratio can be used safely.

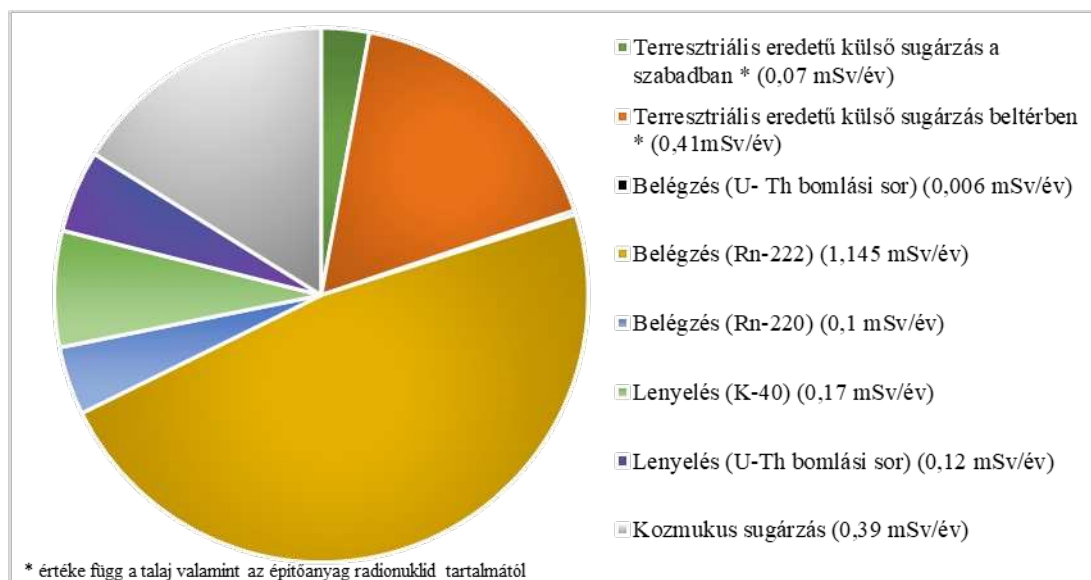
Keywords – Gamma-spectrometry, NORM, building material, radon, AED, RESRAD-BUILD

A lakosságot érintő természetes eredetű sugárterhelés jelentős része az építőipari alapanyagokból származik, ezért ennek vizsgálata egészségügyi szempontból kiemelkedően fontos. Kilenc építőipari alap- és adalékanyag aktivitáskoncentrációját határoztuk meg, HPGe félvezető detektoros gamma spektrometriával, valamint radon exhalációs méréseket végeztünk akkumulációs módszerrel. Megbecsültük az épületekben tartózkodó személyek sugárterhelését a vizsgált anyagok esetleges beépítése esetén, RESRAD-BUILD programmal. A vizsgált minták aktivitáskoncentrációja Ra-226 9–494 Bq/kg, Th-232 1-119 Bq/kg és K-40 24–730 Bq/kg. A kapott eredmények alapján megállapíthatjuk, hogy megfelelő arányú keveréssel a vizsgált NORM anyagok építőipari felhasználása radiológiai szempontból biztonságos.

Kulcsszavak – gamma-spektrometria, NORM, építőanyag, radon, éves effektív dózis,

BEVEZETÉS

Az embert érő természetes eredetű sugárterhelés jelentős része az építőipari alapanyagokból eredő sugárterhelés. Az UNSCEAR 2008-as jelentésében feltüntetett lakosságot érintő természetes eredetű háttérsugárzás értéke átlagosan 2,4 mSv/év, amelyből 0,04 mSv/év sugárterhelés származik teraszterületi eredetű külső gamma dóziszól [1]. A lakosságot érő természetes sugárterhelés szempontjából, figyelembe kell venni a természetes háttérsugárzás legnagyobb hányadáért felelős radont (1. ábra), illetve leányelemeit, melyek leginkább zárt terekben való akkumuláció során képesek kiváltani komoly egészségkárosító kockázatot [2]. A radonból származó sugárterhelés megközelíti az éves 1,2 mSv értéket. A zárt terekben növekvő radon és leányelemeinek koncentrációja jelentősen megnöveli a tüdőrák kockázatát, így ennek vizsgálata egészségügyi szempontból kiemelkedően fontos [3-5].



1. ábra. A lakosságot érintő természetes háttérsugárzás átlagos megoszlása [1]

A leírtak következtében az építőiparban is egyre nagyobb figyelmet kap az építőanyagok radiológiai minősítése, valamint az építőanyagokból származó sugárterhelés csökkentésének lehetősége. A napjainkban alkalmazott építőanyagok többségének anyaga természetes eredetű forrásokból származik, így azok aktivitáskoncentrációja és ezáltal sugárterhelése jelentős lehet [6-7]. Ennek következtében az ipar folyamatosan kutatja azon anyagokat, amelyek sugárvédelmi szempontból nem jelentenek megnövekedett kockázatot. Mindemellett a hulladékmentes technológiák térnyerésével az ipar részéről egyre nagyobb igény mutatkozik az ipari melléktermékek, valamint hulladékok hasznosítására, ártalmatlanítására, az építőipar pedig a felhasznált anyagok volumene miatt kézenfekvő megoldás a melléktermékek további hasznosítására. Néhány ipari eredetű hulladékban/melléktermékben megfigyelhető a természetes eredetű radionuklidok (NORM anyagok, Naturally Occurring Radioactive Materials) feldúsulása, ezen anyagok alkalmazása sugárveszélyességi szempontból azonban korlátozott. [8]. Ezért az új típusú építőanyagoknál pl kompozit [9], geopolimer [10-11] mechanikailag aktivált anyagok [12] esetében a NORM anyagok felhasználása népszerű kutatási terület, mivel lehetőséget ad az alkalmazott hagyományos alapanyagok kiváltására, illetve azok mennyiségének csökkentésére [13-20]. Azonban a szerkezeti, mechanikai és kémiai paraméterek mellett az alkalmazhatóságuk vizsgálatakor figyelembe kell venni a sugárvédelmi szempontokat és végfelhasználói, azaz a lakossági oldalról, mindenképpen megnyugtató választ kell adni a korszerű NORM-ot tartalmazó építőanyagok biztonságosságáról.

A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (IAEA) [21], valamint a 487/2015. (XII. 30.) Korm. rendelet [22] az alábbi 11 ipari tevékenység melléktermékeit, illetve hulladékait nevesíti sugárveszélyességi szempontból, a bennük található radionuklidok aktivitáskoncentrációja alapján (1. táblázat):

1. táblázat. IAEA által sugárveszélyességi szempontból kiemelkedő figyelmet igénylő iparágak [21]

Ipari tevékenység	Jellemző radionuklidok	Aktivitáskoncentráció [Bq/g]
Ritka földfémek bányászata	Ra-228	10
	Th-232	
Tórium és vegyületeinek előállítása és felhasználása	Th-232	20
Nióbium és ferro-nióbium előállítása	Th-232	100
	Po-210	100–500
	Pb-210	5
	Ra-226	
	U-238	300
Uránérc bányászat	U-238	10
Olaj- és gáz kitermelés	Pb-210	1000
	Ra-228	15000
	Ra-226	
Titán-dioxid pigmentek gyártása	U-238	<2
	Th-232	
	Ra-226	1–1600
	Ra-228	
Foszfátipar	Th-232	<3
A cirkónia és a cirkónium-oxid ipar	U-238	2–4
	Po-210	200–600
Ón, réz, alumínium, cink, ólom, vas és acél gyártása	Po-210	1–200
Szénéégetés	Po-210	>100
	Th-232	
Vízkezelés	Ra-226	10

A NORM anyagok széleskörű újrahasznosítása az építőipar két környezetvédelmi szempontból jelentős problémájára lehet megoldás: néhány hagyományos építőanyag gyártása során jelentős mennyiségű üvegházhatású gáz kerül kibocsátásra, mint például a Portland cement gyártása során a légkörbe kerülő nagy mennyiségű a CO₂, NO₂, NO₃, SO₂, stb. gázok [23-24]. Az ipari melléktermékek alkalmazásával csökkenthető a hagyományos építőanyagok felhasználásának mennyisége, ezzel is csökkentve a bányászatból, valamint a feldolgozásából származó környezetterhelést, ezáltal csökkenthető a kibocsátott üvegházhatású gázok mennyisége is. Mindezen pozitív hatások mellett, az sem elhanyagolható tény, hogy az ipari melléktermékek különféle felhasználása során csökken azok mennyisége a lerakókban, így csökken a lerakó közelében lévő terület elszennyezésének lehetősége, valamint csökken a lerakó környezetében dolgozók és a lakosság külső, valamint belső többlet sugárterhelésének mértéke. Számos kutatás, köztük a Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszékén végzett kutatások [25-26]. is, kimutatták, hogy az egyes ipari melléktermék tárolók mellett, mint például az ajkai vörösiszaptároló mellett, azok közvetlen közelében a levegőbe kerülő szálló porral különféle radionuklidok is kijuthatnak, s ezáltal az élelmiszerláncba is bekerülhetnek [27-30], ezzel is megnövelve a lakosságot érő sugárterhelést. Mindezeket figyelembe véve, napjainkban egyre több kutatás foglalkozik ezen NORM anyagok hasznosítási lehetőségeivel, köztük az építőiparban való alkalmazási lehetőségekkel.

Azon építőanyagok, amelyek jelentősebb arányban tartalmazzák a fentebb említett NORM anyagokat, egyrészt a nagyobb külső gamma-dózis, másrészt a kiáramló radon miatt növelik meg a szervezetre érő sugárterhelést [31-32]. A külső gamma-dózis esetén Ra-226, Th-232, valamint K-40-ből származó sugárterhelést mérjük, illetve vesszük figyelembe, a radon esetében pedig a kialakult radon koncentrációt, illetve a leányelemek koncentrációját.

A radon főként a talaj repedésein keresztül jut be a lakóterekbe, azonban, az épület anyagaiból is exhalálódhat, majd az épületek belsejében akkumulálódik [33-35]. Számos kutatás kimutatta, hogy a radon a dohányzást követően a második fő kiváltó oka a tüdőráknak, így a beltéri radon vizsgálata fontos szerepet tölt be napjainkban. Az EU-BSS (Basic Safety Standards) 74. cikke alapján a lakóépületekben, valamint a munkahelyeken a radon aktivitáskoncentrációja nem haladhatja meg a 300 Bq/m^3 értéket [36].

A zárt terekben akkumulálódott radon mennyisége számos paramétertől függ, függ az építőanyag fajtájától, a hely geológiai viszonyaitól, az épület kialakításától, a meteorológiai viszonyoktól, valamint a lakók napi szokásaitól, mint például a szellőztetés mennyisége. Mindezen paramétereket figyelembe véve számos beltéri radon koncentráció meghatározását szolgáló matematikai modell született, ilyen például Ramola et al. által meghatározott modell, amely során a radon koncentráció meghatározásához figyelembe veszi a radon fluxus mértékét a talajban, valamint a felszín alatti vizekben is az előbb említett paraméterek mellett [37-42].

Mivel napjainkban a lakosság, az idejének 80%-át épületek beltéreiben, otthon és/vagy munkahelyen tölti, az építőanyagok radioaktivitásának emberre gyakorolt hatásának vizsgálata egyre fontosabb szerepet kapott [43].

A fent említett paramétereket figyelembe véve számos modellező szoftver született, amelyek segítségével könnyedén meg lehet határozni az építőanyagokból származó sugárterhelés mértékét a lakosság szempontjából. Az egyik legnépszerűbb ingyenesen elérhető szoftver az amerikai fejlesztésű RESRAD termékcsaládhoz tartozó RESRAD-BUILD modellező számítógépes szoftver. A program lehetőséget ad, hogy különböző forrásokból származó külső, valamint belső többlet sugárterhelés meghatározására. Figyelembe veszi az épület kialakítását, a szobák számát, a falvastagságot, valamint az építőanyag sűrűségét, így az általunk meghatározott paraméterek alapján egy teljes körű kiértékelést kaphatunk az adott építőanyagból származó kockázat mértékéről [44-45].

Jelen vizsgálat célja, hogy különböző ipari melléktermékek, nyersanyagok, valamint hagyományos építőanyagok építőiparban való alkalmazhatóságát vizsgálja radiológiai szempontból, emellett becsülje meg a különböző keverési arányú építőanyagokból származó dózisértékeket. A laboratóriumi mérések során a minták aktivitáskoncentrációját HPGe félvezető detektoros gamma-spektrométerrel, valamint AlphaGuard ionizációs detektorral minősítettük. A radon exhaláció meghatározásához akkumulációs kamrás mérési módszert alkalmaztunk. A kapott adatokból elvégeztük a minták alkalmazhatóságának vizsgálatát a hazai, valamint a nemzetközi ajánlások alapján. Meghatároztuk a minták rádium ekvivalens koncentráció, az effektív dózis, valamint az I-index értékét, illetve RESRAD-BUILD kód alkalmazásával vizsgáltuk a különböző modell házak végső radon koncentrációját és becsültük az okozott sugárterhelést, célunk ezáltal az egyes minták építőiparban való alkalmazhatóságának hosszú távú kockázatbecslését megalapozni.

MÉRÉS ÉS MÓDSZER

Laboratóriumi vizsgálataink során 9 különböző mintát vizsgáltunk meg: az elsődleges nyersanyagok közé tartozó, szén, agyag és mészkő, az ipari melléktermékek közé tartozó vörösiszap, fahamu, zagy és pernye, valamint az építőanyagok közé tartozó cement és gipsz.

Gamma-spektrometria

A mintákat 105 °C-on szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottuk, majd leporítottuk és 0,63 mm-es lyukátmérőjű szitán átszitáltuk. A porított mintákat Marinelli geometriájú mintatartóba helyeztük, amit légmentesen 28 napra lezártunk, hogy a radon és leányelemei között beálljon a szekuláris egyensúly.

A mintákat alacsony háttérű HPGe detektorral 80000 s-ig mértük. A detektor kimutatási határa Ra-226, Th-232, valamint K-40 esetében, 0,7, 0,5 és 23 Bq/kg. Az aktivitáskoncentráció meghatározásához szükséges beütésszámokat a K-40 esetében közvetlenül, a saját gamma-energiáján keresztül határoztuk meg, míg a Ra-226 és Th-232 esetében a bomlástermékeiken keresztül történt (2. táblázat).

2. táblázat. Ra-226, Th-232 és K-40 gamma-energia, valamint gyakoriság értékei

Meghatározandó nuklid		Energia [keV]	Gyakoriság
Ra-226	Pb-214	296	0,183
	Pb-214	351	0,353
	Bi-214	609	0,452
	Bi-214	1120	0,148
Th-232	Tl-208	583	0,306
	Tl-208	2614	0,359
	Ac-228	911	0,258
K-40	K-40	1460	0,107

Radon exhaláció és emanáció meghatározása

A kiáramló radon mennyiségének meghatározásához különböző radon exhalációs (tömeg és felületi) méréseket végeztünk akkumulációs módszerrel.

A mérésekhez AlphaGuard ionizációs detektort alkalmaztunk, a mérőrendszer teljes térfogata 1,44 dm³ volt. A minták exhalációját, valamint emanációját az alábbi egyenletek felhasználásával határoztuk meg [46]:

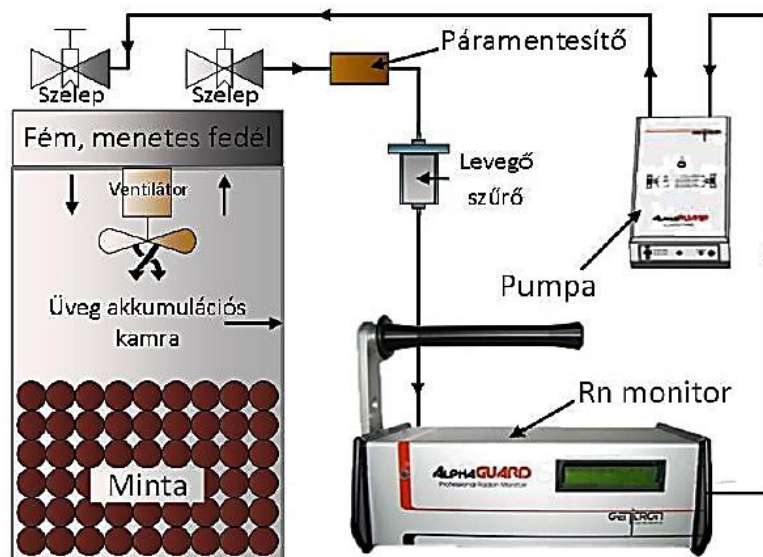
$$E_{mass} = \frac{CV}{mt} \frac{\lambda t}{1 - e^{-\lambda t}} \quad (1)$$

ahol, E_{mass} a radon exhaláció [Bq/kg], C az akkumulálódott radon koncentrációja [Bq/m³], V a rendszer térfogata [m³], m a minta tömege [kg], λ a bomlási állandó [1/h] és t mérési idő [h].

$$\varepsilon = \frac{A_{Rn-222}}{A_{Ra-226}} = \frac{E t_e K_e}{A_{Ra-226}} \quad (2)$$

ahol, A_{Ra-222} a minta egyensúlyi Rn-222 fajlagos aktivitása [Bq/kg], A_{Ra-226} a minta Ra-226 fajlagos aktivitása [Bq/kg], t_e a szekuláris egyensúly beálltához szükséges idő [h] (27 nap), K_e az egyensúlyi helyzethez tartozó korrekciós faktor (0,4).

A minták radon exhalációját az alábbi mérőrendszer alkalmazásával határoztuk meg:



2. ábra. Rn-222 exhaláció mérésére alkalmazott mérőrendszer felépítése [47]

Sugárvédelmi szempontból fontos paraméterek meghatározása

Sugárvédelmi szempontból elengedhetetlen az építőanyagok teljes körű radiológiai elemzése. Az EU-BSS irányelvben leírtak alapján meg kell határozni az építőanyagok I-indexét, valamint rádium ekvivalens értékét [36]. Az I-index szerint az építőanyagokból származó gamma-sugárzás többletdózisa nem haladhatja meg az 1 mSv/év referencia szintet. A meghatározáshoz szükséges egyenlet az alábbi [22]:

$$I = \frac{C_{Ra-226}}{300} + \frac{C_{Th-232}}{200} + \frac{C_{K-40}}{3000} \quad (3)$$

ahol, C a minták Ra-226, Th-232 valamint K-40 aktivitáskoncentrációja [Bq/kg].

A rádium ekvivalens érték alkalmazásával, az I-indexhez hasonlóan szintén az építőanyagok alkalmazhatóságát vizsgáljuk. Amennyiben a rádium ekvivalens érték meghaladja a 370 Bq/kg értéket, az építőanyagból származó éves többletdózis meghaladja az 1 mSv értéket [49].

$$Ra_{eq} = C_{Ra-226} + (1.43 C_{Th-232}) + (0.077 C_{K-40}) \leq 370 \text{ Bq/kg} \quad (4)$$

$$Ra_{eq} = C_{Ra-226} + (1.43 * C_{Th-232}) + (0.077 * C_{K-40}) \leq 370 \text{ Bq/kg}$$

ahol, C a minták Ra-226, Th-232 valamint K-40 aktivitáskoncentrációja [Bq/kg].

A bent töltött idő, a dózisteljesítmény, valamint a konverziós tényező ismeretében az éves effektív dózist az alábbi módon határozzuk meg [43, 48, 50-51]:

$$AED(mSv) = D * 8760 * 0.8 * 0.7 * 10^{-6} \quad (5)$$

A konverziós tényező értéke felnőttre: 0,7, gyerekre: 0,8 és csecsemőre: 0,9.

RESRAD-BUILD számítógépes kód alkalmazása

A RESRAD számítógépes kód család egyik tagja a RESRAD-BUILD számítógépes kódcsomag, amely révén különféle modellek segítségével meghatározható egy épületben lakó

és/vagy dolgozó személyek esetében felmerülő lehetséges többletdózis-terhelés. A modell segítségével meghatározhatjuk, hogy adott forrásokból, az általunk meghatározott épületen belül az adott építőanyagokból mekkora sugárterhelést szenved el az adott személy [52–53].

Modellezéseink során vizsgáltuk a szobák méretének, valamint a falvastagság és a dózisok közötti összefüggéseket.

Első lépésben a szobák méretét 5 lépésben 16 m²-ről 48 m²-re növeltük, ebben az esetben a falak vastagsága 0,2 m volt, majd ezt követően a modellezés második szakaszában a szobák mérete változatlanul 16 m² volt, míg a falvastagságot 6 lépésben 0,05 m és 0,5 m között változtattuk. (táblázat)

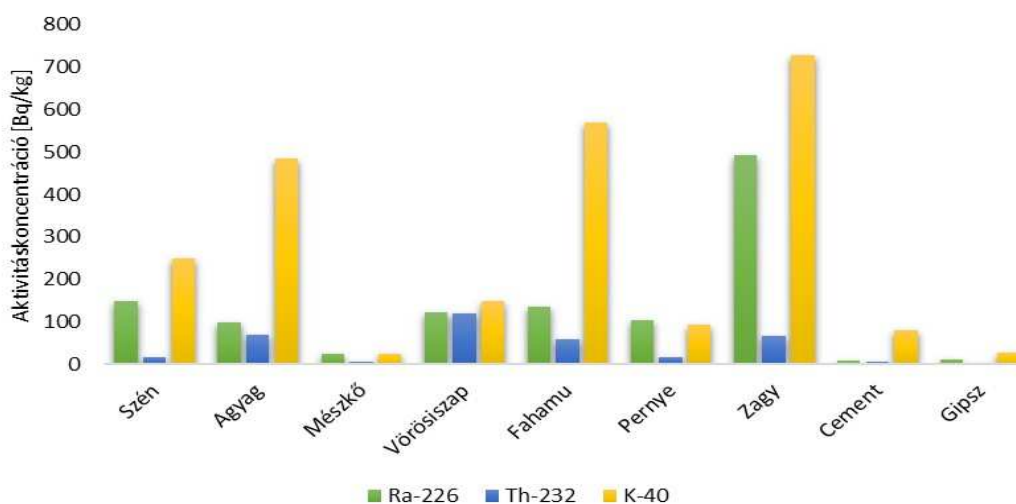
3. táblázat. RESRAD-BUILD kód esetében alkalmazott épületek paraméterei

1. eset	Ház 1	Ház 2	Ház 3	Ház 4	Ház 5	
Szoba mérete [m ²]	16	24	32	40	48	
Falvastagság [m]	0,2					
2. eset	Ház 6	Ház 7	Ház 8	Ház 9	Ház 10	Ház 11
Szoba mérete [m ²]	16					
Falvastagság [m]	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5

EREDMÉNYEK

Gamma-spektrometriai eredmények

A vizsgált minták aktivitáskoncentrációja Ra-226 esetében $9\pm 0,6$ – 494 ± 25 Bq/kg, Th-232 esetében $1\pm 0,1$ – 119 ± 8 Bq/kg valamint K-40 esetében 24 ± 1 – 730 ± 28 Bq/kg közötti (3. ábra).



3. ábra. Gamma-spektrometriai mérések során kapott Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskoncentráció értékek [Bq/kg]

A kapott eredményeket összehasonlítottuk a szakirodalomban található eredményekkel, amely révén megállapítható, hogy a mérési eredményeink megfelelnek az irodalomban talált értékeknek.

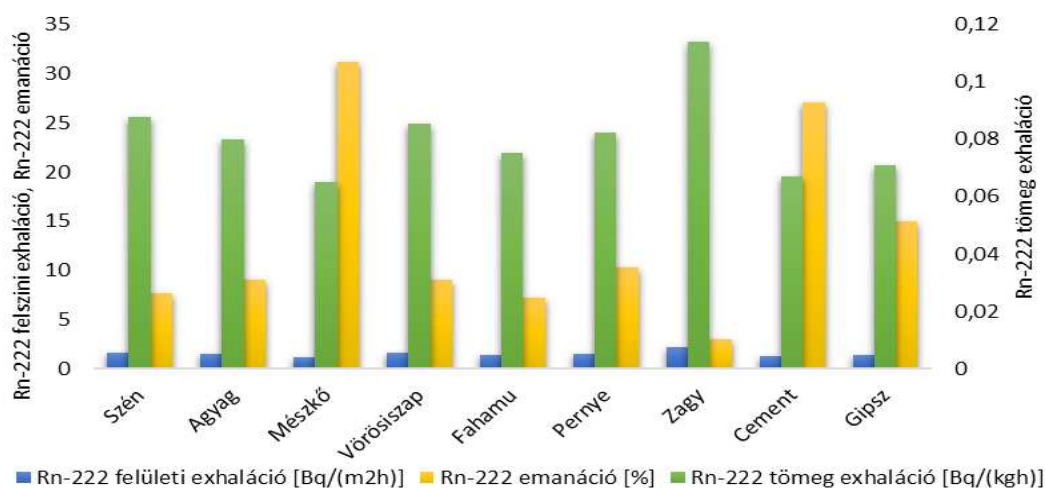
4. táblázat. Mérési eredmények összehasonlítása az irodalomban található értékek tartományával.

Minta neve		Ra-226 [Bq/kg]	Th-232 [Bq/kg]	K-40 [Bq/kg]	
Elsődleges nyersanyag	Szén	68–1391 (149)	14–100 (16)	200–500 (250)	[54]
	Agyag	29–316 (98)	30–537 (69)	412–2521 (485)	[54]
	Mészke	3–79 (23)	1–19 (6)	5–18 (24)	[54]
Ipari melléktermék	Vörösiszap	97–301 (122)	118–539 (119)	50–215 (148)	[54]
	Fahamu	75–815 (136)	37–140 (58)	157–900 (569)	[54]
	Pernye	15–336 (104)	1–152 (15)	20–786 (92)	[54]
	Zagy	87–2668 (494)	20–89 (66)	226–781 (730)	[55]
Építőanyag	Cement	4–422 (9)	3–266 (6)	4–846 (78)	[55]
	Gipsz	1–70 (11)	1–100 (1)	5–279 (26)	[56]

Az ICRP 112 ajánlása alapján az ezen anyagokra vonatkozó világátlag érték Ra-226, Th-232 és K-40 esetén 50, 50 és 500 Bq/kg. Vizsgálataink során megállapítottuk, hogy a vizsgált anyagok aktivitáskoncentrációja néhány esetben meghaladja az ICRP 112 ajánlását [57]. Ra-226, valamint K-40 esetében a legnagyobb értékeket a zagy minták esetében kaptuk, Th-232 esetében pedig a legmagasabb aktivitáskoncentráció érték a vörösiszap minták esetében mérhető. Azon minták, amelyekben a Ra-226 aktivitáskoncentrációja kiemelkedően magas, mint például a zagy, a vörösiszap és a fahamu, a belőlük készült építőanyagok esetében a hosszútávú egészségkárosító hatás igen jelentős lehet. Magas Ra-226 koncentráció esetében a hosszú távú egészségkárosító hatások egyike lehet a Ra-226 bomlásából keletkező Rn-222-ből adódó tüdőkárosodás vagy akár tüdőrák kialakulása.

Rn-222 exhaláció és emanáció eredmények

Az akkumulációs kamrás mérések során megállapítottuk a minták Rn-222 aktivitáskoncentrációját, valamint emanációs értékét. A tömeg exhalációs értékek $0,007 \pm 0,004$ – $0,11 \pm 0,007$ Bq/(kg h) közötti, a felületi exhalációs értékek $1 \pm 0,096$ – $2 \pm 0,15$ Bq/(m²h) közötti, míg az emanációs értékek pedig 3–24% közöttiek (4. ábra). A legmagasabb exhalációs érték a zagy esetében volt mérhető, míg a legalacsonyabb értéket a mészkő minta esetében kaptuk.



4. ábra. A vizsgált minták Rn-222 exhalációs, valamint emanációs értékei

A kapott értékek alapján, valamint a Pearson korrelációs vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a minták Ra-226 koncentrációja és a Rn-222 exhalációs értékei között közelítőleg egyenes arányosság van (6. táblázat). Ez azzal magyarázható, hogy a vizsgált minták nem lettek alávetve különböző pórusokat záró vagy feltáró kezeléseknél. A Rn-222 exhalációt, valamint emanációt befolyásoló tényezők közé soroljuk a szemcseméretet, a szemcsék eloszlását, a minta nedvességtartalmát, a kezdeti Ra-226 koncentrációt, valamint a vizsgált minta vastagságát. Kutatások bebizonyították, hogy különféle kezelési módszerek, mint például a hőkezelés, befolyásolhatják a minta exhalációs, valamint emanációs értékét. [58-59]

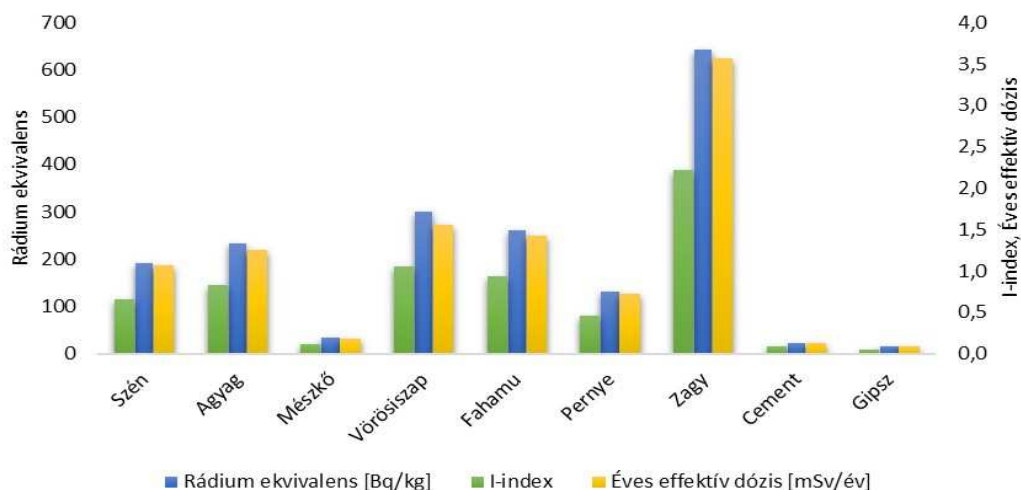
A sugárterhelés becslése

A 2013/59/EURATOM irányelvben megadottak alapján meghatároztuk a vizsgált anyagok I-index, valamint rádium ekvivalens értékét. Az eredmények alapján elmondható, hogy a vizsgált minták közül kettőt a vörösiszap és a zagy mintát kivéve, a határérték alatti értékeket kaptunk (5. ábra). A legmagasabb értékeket a zagy minták esetében mértünk, ebben az esetben az I-index értéke a megengedett érték kétszerese, azaz 2,2. Azon anyagok alkalmazása, amelyeknél az I-index értéke meghaladja az ajánlott értéket, az alkalmazásukból származó többletdózis meghaladja az 1 mSv/év értéket. A gipsz és a cement minták esetében a kapott I-index érték kisebb, mint 0,5, azaz az effektív dózis ebben az esetben nem haladja meg a 0,3 mSv/éves értéket. Azon anyagok, amelyek I-index értéke kisebb, mint 1, különösebb intézkedések nélkül alkalmazhatóak építőanyagok gyártására, mint például téglák gyártására. Azon anyagok esetében, amelyek I-index értéke meghaladja az ajánlott értéket, az építőiparban való alkalmazás kritériumokhoz kötött. Ilyen kritérium lehet például az alkalmazott anyag mennyisége, hőkezelési eljárás beiktatása (5. táblázat).

5. táblázat. Az I-index értékekhez tartozó éves effektív dózis értékek [60]

	Dóziskorlátok	
	0,3 mSv/év	1 mSv/év
Nagy mennyiségben alkalmazható anyagok (pl. téglák)	$I \leq 0,5$	$I \leq 1$
Kis mennyiségben alkalmazható anyagok (pl. csempék)	$I \leq 2$	$I \leq 6$

A minták rádium ekvivalens értékei 14–642 Bq/kg között találhatóak (5. ábra). Az UNSCEAR 2000 [7], valamint az 2013/59/EURATOM irányelvben [43] meghatározottak alapján az építőanyagokra vonatkozó határérték 370 Bq/kg. Mérési eredményeink alapján egy minta rádiumekvivalens értéke haladta meg ezt a határértéket, ez pedig a zagy, melynek értéke 642 Bq/kg. Azon minták esetében, amelyek radionuklid koncentrációja meghaladja az ajánlott határértéket, az effektív dózis értéke meghaladja az 1 mSv/éves limitet, így ezen anyagok alkalmazása, az épületekben lakók számára komoly egészségkárosító kockázat lehet.



5. ábra. Sugárvédelmi szempontból jelentős paraméterek

ICRP 112 ajánlása [57] alapján az effektív dózis értéke nem haladhatja meg az 1 mSv/éves értéket. A mi esetünkben az éves effektív dózis értékek 0,08 - 3,6 mSv/év közöttiek (5. ábra). A legmagasabb érték a zagy esetében mérhető, a legalacsonyabb pedig a gipsz esetében.

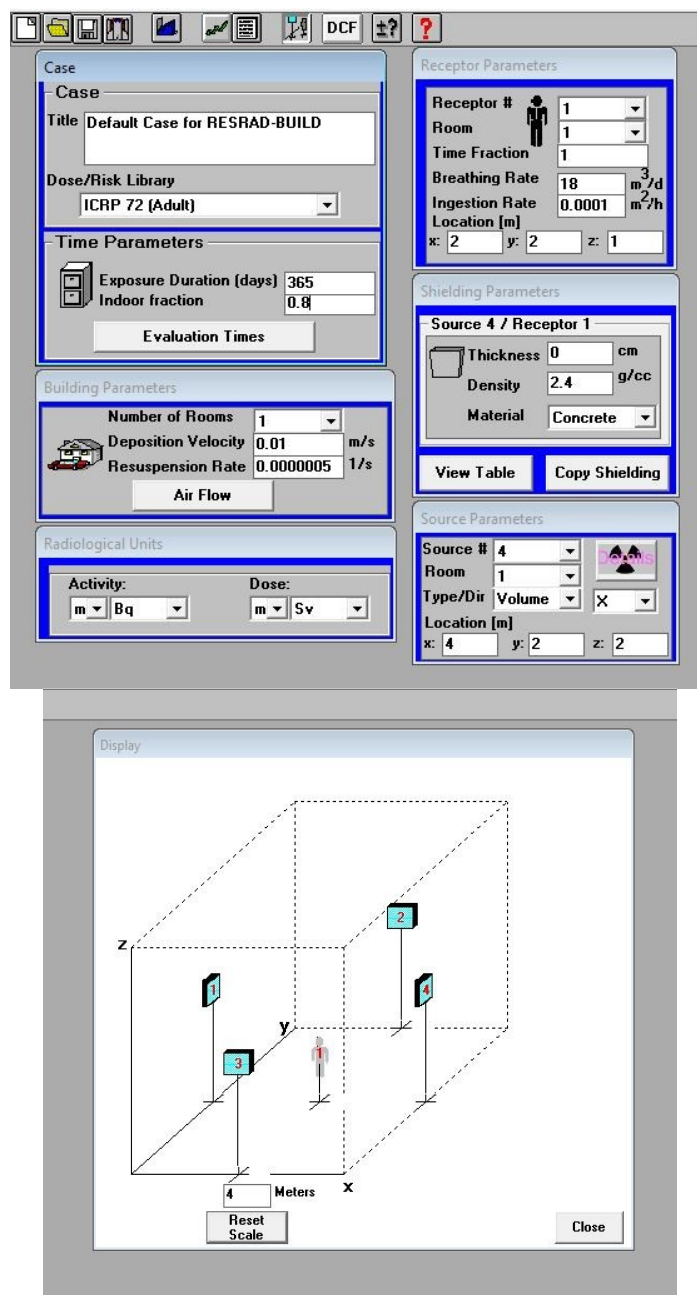
Pearson korrelációs statisztikai elemzések során megállapítható, hogy a Ra-226 aktivitáskoncentrációja, valamint az Rn-222 exhalációs értéke és a sugárvédelmi szempontból fontos paraméterek között pozitív korreláció van (6. táblázat). A kapott eredmények megfelelnek a szakirodalomban találtaknak. [61-62].

6. táblázat. Pearson korrelációs értékek

	Ra-226 aktivitáskoncentráció [Bq/kg]	Rn-222 tömeg exhaláció [Bq/(kgh)]	Rn-222 felületi exhaláció [Bq/(m ² h)]	I-index	Éves effektív dózis [mSv/év]
Ra-226 aktivitáskoncentráció [Bq/kg]	1				
Rn-222 tömeg exhaláció [Bq/(kgh)]	0,94	1			
Rn-222 felületi exhaláció [Bq/(m ² h)]	0,94	0,7	1		
I-index	0,95	0,94	0,92	1	
Éves effektív dózis [mSv/év]	0,95	0,94	0,92	0,99	1

RESRAD-BUILD számítógépes kód eredmények

A RESRAD-BUILD kód alkalmazása (6. ábra) során vizsgáltuk a különféle összetételű és radionuklid tartalmú építőanyagokból származó külső és belső sugárterhelést, valamint az éves effektív dózis változását a falvastagság, valamint a szoba térfogatának függvényében.



6. ábra. RESRAD-BUILD számítógépes kód kezelőfelülete (felső ábra), és az általunk modellezett szoba sematikus ábrázolása (alsó ábra)

Az általunk modellezett próbatetek Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskonzentrációi, I-index, valamint rádiumekvivalens értékei (7. táblázat):

7. táblázat. Aktivitáskonzentráció, I-index, valamint rádiumekvivalens értékek

	Aktivitáskonzentráció [Bq/kg]			I-index	Rádiumekvivalens [Bq/kg]
	Ra-226	Th-232	K-40		
1_Minta	9	6	78	0,09	23
2_Minta	122	199	148	1,45	412

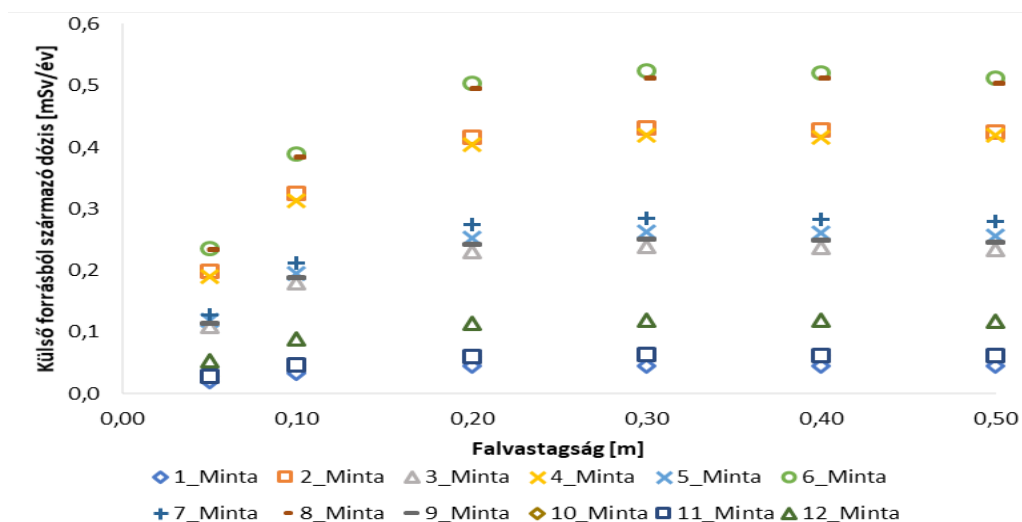
	Aktivitáskoncentráció [Bq/kg]			I-index	Rádiumekvivalens [Bq/kg]
	Ra-226	Th-232	K-40		
3_Minta	65	102	111	0,77	217
4_Minta	130	21	241	0,62	178
5_Minta	136	58	569	0,93	260
6_Minta	72	32	323	0,51	142
7_Minta	69	67	218	0,64	180
8_Minta	154	67	320	0,96	272
9_Minta	67	104	132	0,79	223
10_Minta	20	25	85	0,31	85
11_Minta	14	15	80	0,15	41
12_Minta	33	9	11	0,19	54

A próbatetek aktivitáskoncentrációja Ra-226 esetében $9\pm 0,8$ – 154 ± 12 Bq/kg, a Th-232 $6\pm 0,4$ – 199 ± 16 Bq/kg közötti, a K-40 aktivitáskoncentráció értékek pedig $11\pm 0,7$ – 569 ± 38 Bq/kg közötti. A legmagasabb I-index, valamint rádium ekvivalens érték a 2_mintához, a legalacsonyabb pedig az 1_mintához tartozik. A próbateteket cementből, vörösiszapból, fahamuból, valamint zagyból állítottuk össze (8. táblázat). Az összetevőket a szakirodalom, valamint a saját mérési eredményeink alapján választottuk ki.

8. táblázat. A próbatetek százalékos összetétele

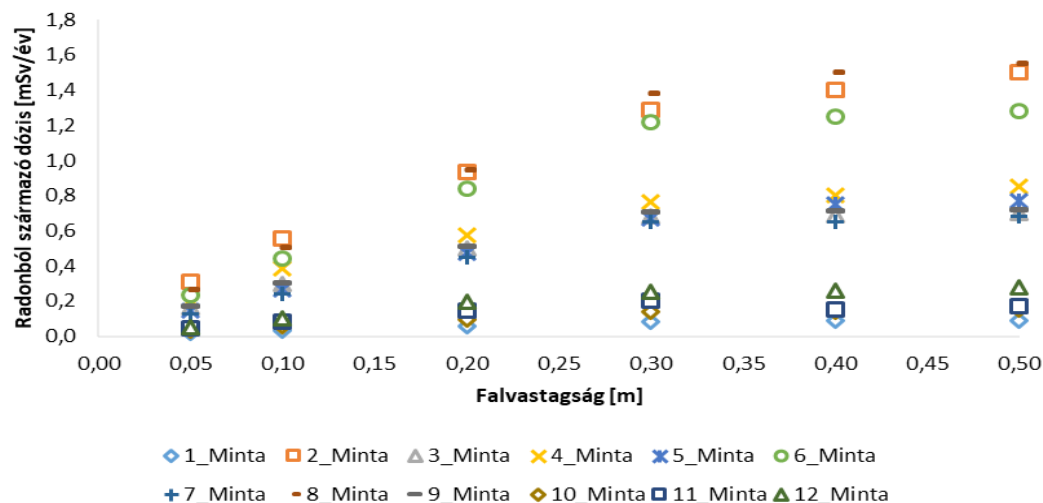
	1_Minta	2_Minta	3_Minta	4_Minta	5_Minta	6_Minta
Cement	100%		50%	75%		50%
Vörösiszap		100%	50%			
Fahamu					100%	50%
Zagy				25%		
	7_Minta	8_Minta	9_Minta	10_Minta	11_Minta	12_Minta
Cement	50%	40%	75%	90%	95%	95%
Vörösiszap	25%	20%	25%	10%	5%	
Fahamu	25%	20%				
Zagy		20%				5%

Az alábbiakban megvizsgáltuk a különböző falvastagságok és a külső gamma-dózis, valamint a belső radonból eredő sugárterhelés közötti kapcsolatot. A **7. ábrán** láthatjuk, hogy az építőanyagból származó többlet sugárterhelés nagysága 0,3 m-es falvastagságig egyenletesen növekszik majd ezt egy lassabb növekedés követi. A jelenség azzal magyarázható, hogy bizonyos falvastagság, esetünkben 0,3 m falvastagság felett, a radionuklidok kevésbé tud kijutni a falból a megnövekedett falvastagnak köszönhetően, vagyis a radionuklidok sugárzása kisebb mértékben jut ki az építőanyag anyagából így az általuk okozott többlet dózis értéke már nem, vagy csak kisebb mértékben növekszik, ezzel magyarázható az értékek telítésbe hajlása.



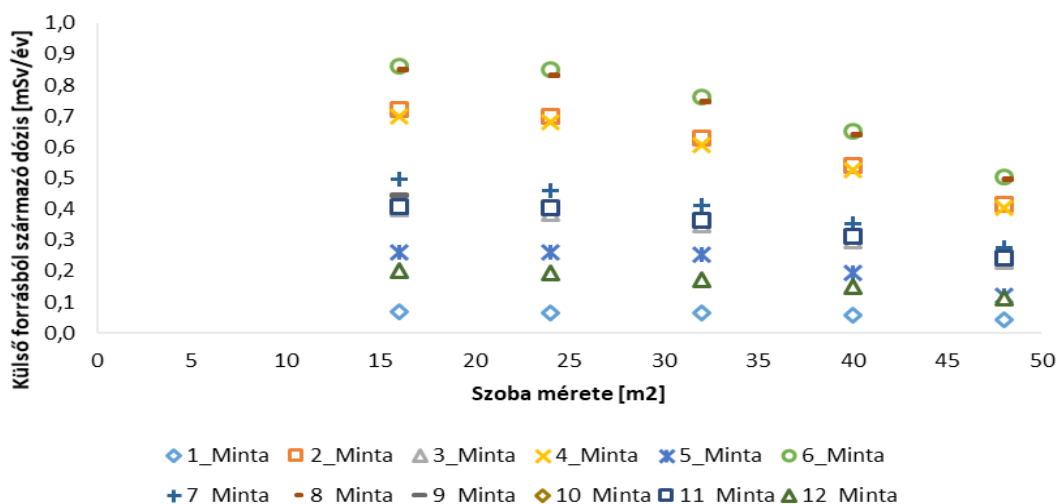
7. ábra. Külső gamma-sugárzástól származó effektív dózisteljesítmény változása a falvastagság függvényében a szoba közepén álló személy esetében.

Mindemellett megfigyelhető, hogy a radonból származó belső dózisterhelés folyamatosan növekszik 0,3 m-es falvastagságig, majd ezt követően egy lassabb növekedés látható, az értékek az előző esethez hasonlóan telítésben hajlanak. Ez a jelenség szintén azzal magyarázható, hogy a radon a megnövekedett falvastagság következtében kevésbé tud kivehalódni a falból és ezáltal az építőanyagból. (8. ábra). Az általunk kapott eredmények megegyeznek az irodalomban talált eredményekkel [63].



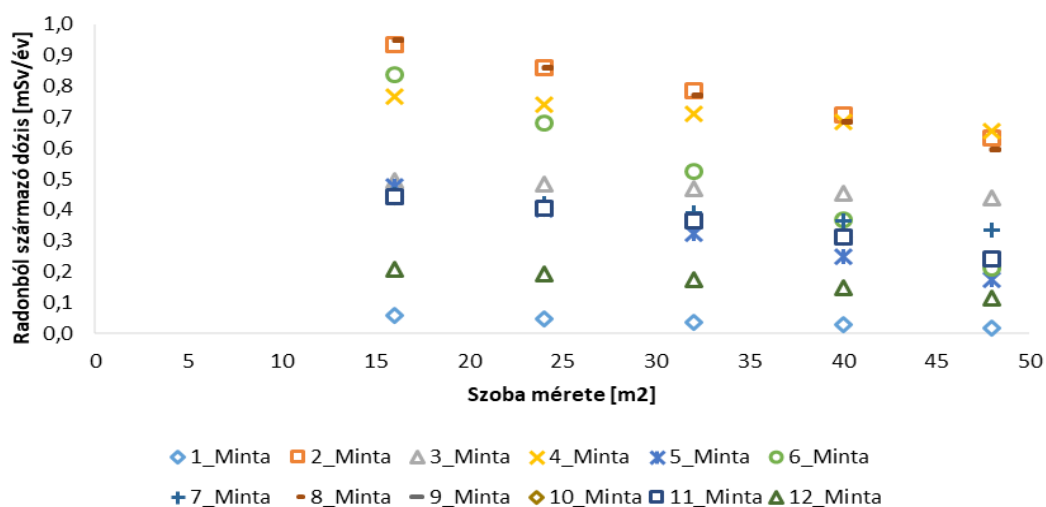
8. ábra. A radonból származó effektív dózisteljesítmény változása a falvastagság függvényében a szoba közepén álló személy esetében.

A falvastagság hatása mellett, megvizsgáltuk az összefüggést a kapott dózis, valamint a szobák méretének változtathatósága között. A szobák méretét 16 és 48 m² között változtattuk öt lépésben, a falvastagság pedig ebben az esetben változatlan maradt. Megfigyelhető, hogy a szobák méretének növelésével, a falakból kijutó gamma-sugárzásokból eredő többlet dózis folyamatosan csökken, hiszen a receptor és a falak közötti távolság is megnövekszik. (9. ábra).



9. ábra Radonból származó dózis változása a szoba méretének függvényében Külső sugárforrásból származó effektív dózis-teljesítmény változása a szoba méretének függvényében a szoba közepén álló személy esetében.

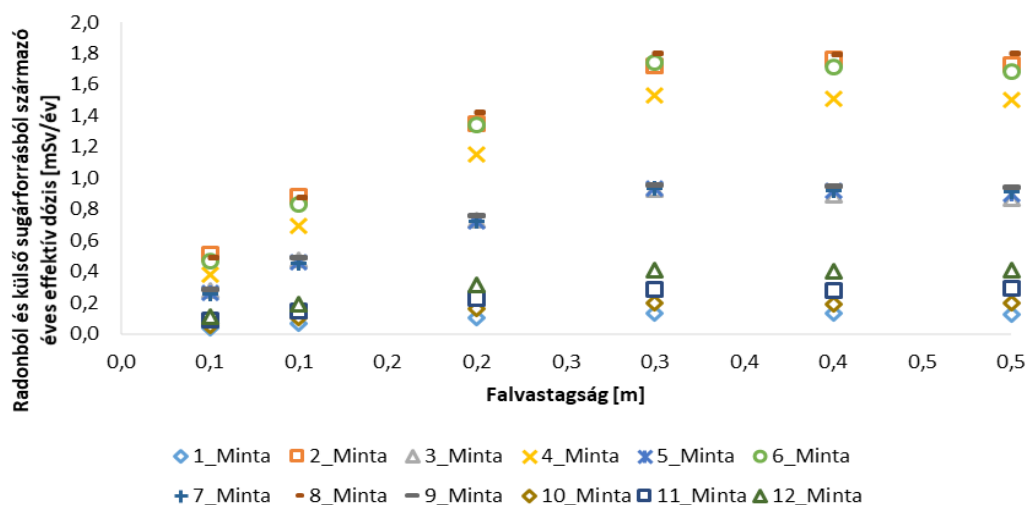
Mindemellett megfigyelhető, hogy a radonból származó sugárterhelés a szoba méretének növekedésével egyenes arányosságban csökken (**10. ábra**). Ez azzal magyarázható, hogy a szoba méretének növekedésével a falból kiexhaláló radon egyre nagyobb térfogatban oszlik szét, valamint a megnövekedett fal és receptor távolság miatt, az állandó térfogattal ellentétben, ebben az esetben a radon koncentrációja és ezáltal a radonból származó dózis mennyisége is csökken.



10. ábra. Radonból származó effektív dózis-teljesítmény változása a szoba méretének függvényében a szoba közepén álló személy esetében.

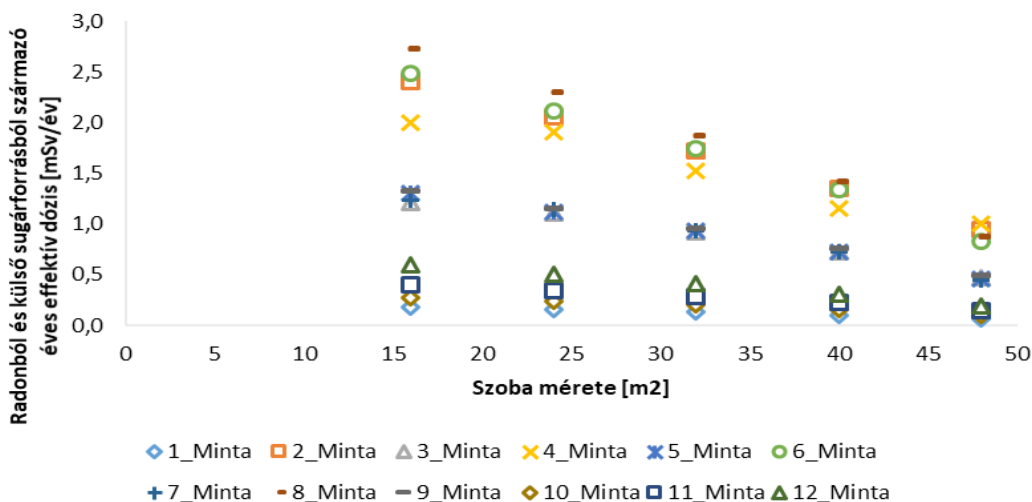
Megvizsgáltuk a radonból és a külső sugárforrásból származó összes éves effektív dózis, valamint a falvastagság és a szoba mérete közötti összefüggést. Az éves effektív dózis esetében ugyanaz a jelenség figyelhető meg, mint az első esetben, a fal vastagság növekedésével 0,3 m-ig az éves effektív dózis mértéke lineárisan nő. A 0,3 m-es falvastagságot követően a falból és ezáltal az építőanyagból való kijutáshoz szükséges úthossz megnövekedése miatt a radionuklidok kisebb mértékben képesek kijutni a falból illetve az építőanyagból, emiatt az említett falvastagságot követően egy lassabb éves effektív dózis növekedés figyelhető meg (11. ábra). Vizsgálataink során megállapítottuk, hogy az

építőanyagok összetétele nagy mértékben befolyásolja a kapott dózis értékét. Esetünkben az 1, 10, 11, valamint 12-es minta esetében megállapíthatjuk, hogy az éves effektív dózis mértéke nem haladja meg az előírt 1 mSv/év-es értéket. Az általunk kapott eredmények megegyeznek az irodalomban találhatóakkal [64].



11. ábra. Radonból és külső sugárforrásból származó effektív dózis-teljesítmény változása a falvastagság függvényében a szoba közepén álló személy esetében.

Ezzel szemben a radonból és külső sugárforrásból származó összes éves effektív dózis értéke a szoba nagyságának növelésével egyenes arányosságban csökkenést mutat (12. ábra).



12. ábra Éves effektív dózis változása a szoba nagyságának függvényében Radonból és külső sugárforrásból származó effektív dózis-teljesítmény változása a szoba méretének függvényében a szoba közepén álló személy esetében.

Összességében elmondható, hogy különböző ipari melléktermékek meghatározott mennyiségben alkalmazhatóak építőanyagok gyártása során, anélkül, hogy bármilyen többlet kockázatot jelentsen az épületben tartózkodók számára. Ezt bizonyítja a 10, 11, valamint a 12-es minta, melyekben 5, 5, valamint 10 %-os arányban van jelen a vörösiszap, valamint a zagy a cement mellett.

KONKLÚZIÓ

Vizsgálataink során különféle elsődleges nyersanyagokat, ipari melléktermékeket, valamint hagyományos építőanyagokat vizsgáltunk. A minták Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskoncentráció értékeit HPGe félvezető detektoros gamma-spektrometriai módszerrel határoztuk meg. A kapott eredmények alapján elmondható, hogy a mérési eredmények megegyeznek a szakirodalomban talált eredményekkel, valamint a legmagasabb Ra-226, Th-232 és K-40 aktivitáskoncentráció a zagy mintában volt mérhető, míg a legalacsonyabb a cement mintában volt. Ezt követően az aktivitáskoncentráció értékeket felhasználva meghatároztuk a minták I-indexét, rádium ekvivalens értékét, valamint az éves effektív dózis értéket. Ezen paraméterek meghatározása sugárvédelmi szempontból elengedhetetlen egyes építőanyagok esetében, ugyanis azon építőanyagok, amelyek alkalmazása esetében az I-index meghaladja az 1-es határértéket, rádium ekvivalens esetében a 370 Bq/kg-os aktivitás koncentráció értéket, valamint az éves effektív dózis esetében az 1 mSv/év határértéket, hosszútávon komoly egészségkárosító veszélye lehet az épületben tartózkodók számára. Esetünkben két mintánál tapasztaltunk 1-nél nagyobb I-index értéket, ez a zagy és a vörösiszap minta, rádium ekvivalens esetében pedig csak a zagy mintánál tapasztaltunk a határértéknél magasabb aktivitáskoncentráció értéket.

A dózisbecslés esetén a három legkiemelkedőbb értéknél kaptunk az éves effektív dózis esetében 1 mSv/évet meghaladó értéket, melyek a zagy, a vörösiszap és a fahamu. Mindemellett meghatároztuk a Rn-222 exhalációs, valamint emanációs értékeket akkumulációs kamrás mérési módszerrel, valamint AlphaGuard ionizációs detektorral. A legalacsonyabb exhalációs értéket a mészkő mintában mértünk, a legmagasabbat pedig a zagy mintában. Az emanációt tényező meghatározásánál az exhalációval ellentétben a mészkő minta rendelkezik a legnagyobb, a zagy pedig a legkisebb emanációs értékkel, ez a vizsgált anyagok eltérő anyagi szerkezetével magyarázható. A kapott eredmények alapján elvégeztük a Pearson's korrelációs vizsgálatot, amely alapján megállapítható, hogy a korábban meghatározott paraméterek között erős, pozitív korreláció figyelhető meg, tehát a paraméterek függenek egymástól. Ezt követően RESRAD-BUILD számítógépes kód felhasználásával, meghatároztuk az egyes építőanyagok egészségkárosító valószínűségét. A modellezéshez különböző összetételű próbatesteket készítettünk, melyekhez a három legmagasabb éves effektív dózissal rendelkező mintát, valamint az egyik legalacsonyabb értéket mutató mintát használtuk fel, ezek a cement, a fahamu, a vörösiszap, valamint a zagy. A vizsgálatok során megállapítottuk, hogy ezen anyagok megfelelő százalékos arányban való elegyítése hosszútávon biztonságosan alkalmazható, ugyanis a belőlük származó éves effektív dózis nem haladja meg az 1 mSv/év-es határértéket. Ezt bizonyítja a 10, 11, valamint a 12-es minta, melyekben 5, 5, valamint 10 %-os arányban van jelen a vörösiszap, valamint a zagy a cement mellett. Mindemellett megállapítható, hogy az építőanyag összetétele mellett jelentősen befolyásolja az éves effektív dózis értékeket a szoba falának a vastagsága és a szoba mérete. A falvastagság esetében megállapítható, hogy a 0,3 m-nél vastagabb fal esetében jelentősen megnövekszik a radionuklidok falból való kijutásának úthossza, így az kevésbé tud kijutni az építőanyagból, ezáltal kisebb mértékben tudja megnövelni a radonból származó éves effektív dózis értékét. Emellett azt is megállapítottuk, hogy a szoba nagysága és a külső sugárforrásból származó éves effektív dózis mértéke fordítottan arányos, azaz minél nagyobb a szoba mérete annál kisebb az éves effektív dózis értéke, hiszen azáltal, hogy megnövekszik a szoba mérete a receptor és a falak közötti távolság is megnövekszik.

Összességében elmondható, hogy egyes ipari melléktermékek megfelelő mennyiségben való alkalmazása, az építőiparban, megfelelő jogi szabályozás mellett, nem jelent többlet dózisterhelést az épületekben tartózkodók számára, így egészségük szempontjából sem jelent többlet kockázatot.

IRODALOM

- [1] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR (2008) Report to the General Assembly, with scientific annexes Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations, New York
- [2] Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios JM, Baysson H, Bochicchio F, et al. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*2005;330:223-8 DOI 10.1136/bmj.38308.477650.63
- [3] Somlai J, Gorjánác Z, Várhegyi A. and Kovács, T (2006) Radon concentration in houses over a closed Hungarian uranium mine. *Science of The Total Environment*, 367(2-3), pp.653-665. DOI 10.1016/j.scitotenv.2006.02.043
- [4] Kávási N, Kovács T, Németh C, Szabó T, Gorjánác Z, Várhegyi A, Hakl J. and Somlai J (2006) Difficulties in radon measurements at workplaces. *Radiation Measurements*, 41(2), pp.229-234. DOI 10.1016/j.radmeas.2005.02.001
- [5] Csige I (2009) A ²²²Rn aktivitásáram-sűrűségének mérése talajfelszínen a gyűjtődényes módszerrel. *Sugárvédelem*. II. évf. 1. szám 39-43
- [6] Kovács T, Shahrokhi A, Sas Z, Vigh T, Somlai J (2017) Radon exhalation study of manganese clay residue and usability in brick production. *Journal of Environmental Radioactivity*, 168, pp.15-20. DOI 10.1016/j.jenvrad.2016.07.014
- [7] Somlai J, Jobbágy V, Németh C, Gorjánác Z, Kávási N, Kovács T (2005) Radiation dose from coal slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary. *Radiation Protection Dosimetry*, 118(1), pp.82-87. DOI 10.1093/rpd/nci323.
- [8] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR (2000) Report Vol I. Sources of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly, with Scientific Annexes, United Nations, New York
- [9] Hannant D, Venkata Siva S, Rama Sreekanth P(2018)Cement-Based Composites. *Comprehensive Composite Materials II*, pp.379-420. DOI 10.1016/B978-0-12-803581-8.03903-5
- [10] Kalombe R, Ojumu V, Eze C, Nyale S, Kevern J, Petrik L (2020) Fly Ash-Based Geopolymer Building Materials for Green and Sustainable Development. *Materials*, 13(24), p.5699. DOI 10.3390/ma13245699
- [11] Rana P, Dash R, Ganguly R (2014) Geopolymer from Industrial Wastes: A Construction Material for 22nd Century. *Advanced Composites for Aerospace, Marine, and Land Applications*, pp.43-54. DOI 10.1007/978-3-319-48096-1_4
- [12] Fediuk R (2016) Mechanical Activation of Construction Binder Materials by Various Mills. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 125, p.012019. DOI 10.1088/1757-899X/125/1/012019
- [13] Kovács T, Szeiler G, Fábrián F, Kardos R, Gregorič A, Vaupotič J (2013) Systematic survey of natural radioactivity of soil in Slovenia. *Journal of Environmental Radioactivity*. 122:70– 78. DOI 10.1016/j.jenvrad.2013.02.007
- [14] Kardos R, Sas Z, Hegedűs M, Shahrokhi A, Somlai J, Kovács T (2015) Radionuclide content of NORM by-products originating from the coal-fired power plant in Oroszlány (Hungary). *Radiat. Prot. Dosim.* 167:266–269. DOI 10.1093/rpd/ncv259
- [15] Shahrokhi A, Adelikhah M, Chalupnik S, Kocsis E, Toth-Bodrogi E, Kovács T (2020) Radioactivity of building materials in Mahallat, Iran – an area exposed to a high level of natural background radiation – attenuation of external radiation doses. *Materiales de Construcción*. 70(340):233. DOI 10.3989/mc.2020.03820
- [16] Hegedűs M, Sas Z, Tóth-Bodrogi E, Szántó T, Somlai, Kovács, T (2016) Radiological characterization of clay mixed red mud in particular as regards its leaching features. *Journal of Environmental Radioactivity*. 162-163:1-7. DOI 10.1016/j.jenvrad.2016.05.002

- [17] Kovler K, Perevalov A, Steiner V, Metzger L (2005) Radon exhalation of cementitious materials made with coal fly ash: Part 1 – scientific background and testing of the cement and fly ash emanation. *Journal of Environmental Radioactivity*. 82(3):321-334. DOI 10.1016/j.jenvrad.2005.02.004
- [18] Somlai J, Jobbágy V, Kovács J, Tarján S, Kovács T (2008) Radiological aspects of the usability of red mud as building material additive. *Journal of Hazardous Materials*. 150(3):541-545. DOI 10.1016/j.jhazmat.2007.05.004
- [19] Szabó Z, Völgyesi P, Nagy H, Szabó C, Kis Z, Csorba O (2013) Radioactivity of natural and artificial building materials – a comparative study. *Journal of Environmental Radioactivity*. 118:64-74. DOI 10.1016/j.jenvrad.2012.11.008
- [20] Sas Z, Somlai J, Szeiler G, Kovács T (2015) Usability of clay mixed red mud in Hungarian building material production industry. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 306(1):271-275. DOI 10.1007/s10967-015-3966-z
- [21] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Management of Residues Containing Naturally Occurring Radioactive Material from Uranium Production and Other Activities, IAEA Safety Standards Series No. SSG-60, IAEA, Vienna (2021).
- [22] 487/2015. (XII. 30.) Korm. rendelet az ionizáló sugárzás elleni védelemről és a kapcsolódó engedélyezési, jelentési és ellenőrzési rendszerről
- [23] Sanjuán M, Quintana B, Argiz C (2018) Coal bottom ash natural radioactivity in building materials. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 319(1):91-99. DOI 10.1007/s10967-018-6251-0
- [24] Sanjuán M Á, Suarez-Navarro J A, Argiz C (2021) Radiation dose calculation of fine and coarse coal fly ash used for building purposes *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 327:1045–1054 DOI 10.1007/s10967-020-07578-8
- [25] Jónás J, Somlai J, Tóth-Bodrogi E, Hegedűs M, Kovács T (2017) Study of a remediated coal ash depository from a radiological perspective. *Journal of Environmental Radioactivity*, 173, pp.75-84 DOI 10.1016/j.jenvrad.2016.11.010
- [26] Juhász L, Szerbin P, Lendvai Z, Csóvári M, Benkovics I, Várhegyi A, Kanyár B, Várkonyi B (2001) Results of pilot studies of environmental restoration of uranium mining tailings ponds in Hungary. *Science of The Total Environment*, 272(1-3), pp.251-252. DOI 10.1016/S0048-9697(01)00701-X
- [27] Kovács T, Horváth M, Csordás A, Bátor G, Tóth-Bodrogi Edit (2020) Tobacco plant as possible biomonitoring tool of red mud dust fallout and increased natural radioactivity *HELIYON* 6 : 3 p. e03455 DOI 10.1016/j.heliyon.2020.e03455
- [28] Horvath M, Ipbuker C, Hegedus M, Kovacs T, Tkaczyk AH (2017) Development of measurement system for adsorption of long-lived radon decay products on the leaf surface of tobacco plants *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 313 : 2 pp. 391-400. DOI 10.1007/s10967-017-5327-6
- [29] Jónás J, Somlai J, Csordás A, Tóth-Bodrogi E. and Kovács T (2018) Radiological survey of the covered and uncovered drilling mud depository. *Journal of Environmental Radioactivity*, 188, pp.30-37. DOI 10.1016/j.jenvrad.2017.10.020
- [30] Máté B, Horváth M, Somlai J, Kovács T (2013) Using tobacco plants as biomonitors of contaminated norm areas. *Journal of Radiological Protection*, 33(1), pp.81-89. DOI 10.1088/0952-4746/33/1/81
- [31] Sas Z, Doherty R, Kovacs T, Soutsos M, Sha W, Schroyers W (2017) Radiological evaluation of by-products used in construction and alternative applications; Part I. Preparation of a natural radioactivity database. *Construction and Building Materials*. 150:227-237. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2017.05.167

- [32] Dodge-Wan D, Mohan V P (2021) Terrestrial gamma radiation dose rate mapping and influence of building materials: case study at Curtin University campus (Miri, Sarawak, Malaysia). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. DOI 10.1007/s10967-021-07641-y
- [33] Bahu Y, Kessongo J, Peralta L (2021) Exposure to radon in buildings in the municipality of Lubango, Angola, during winter months. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 327:635–642. DOI 10.1007/s10967-020-07570-2
- [34] Khan A, Rafique M, Rahman S, Kearfott, K Matiullah (2016) A review of radon measurement studies with nuclear track detectors (NTDs) in Azad Kashmir. *Indoor and Built Environment*, 26(4):447-455. DOI 10.1177/1420326X15626236
- [35] Adelikhah M, Shahrokhi A, Chalupnik S, Tóth-Bodrogi E, Kovács T (2020) High level of natural ionizing radiation at a thermal bath in Dehloran, Iran. *Heliyon*, 6(7):e04297. DOI 10.1016/j.heliyon.2020.e04297
- [36] European Union, Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December, 2013. laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation, and repealing Directives 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/ Euratom and 2003/122/Euratom. *Official J. Eur. Union, OJ L13*, 17.01.2014 (2013) 1–73.
- [37] Font LL, Baixeras C, Domingo C, Fernandez F (1999) Experimental and theoretical study of radon levels and entry mechanisms in a Mediterranean climate house. *Radiat Meas*, 31(1):277–282. DOI 10.1016/S1350-4487(99)00110-9
- [38] Arvela H, Voutilainen A, Makelainen I, Castren O, Winqvist K (1988) Comparison of predicted and measured variations of indoor radon concentration. *Radiat Prot Dosimetry*. 24(1-4):231–235. DOI 10.1093/oxfordjournals.rpd.a080276
- [39] Font LL, Baixeras C, Jönsson G, Enge W, Ghose R (1999) Application of a radon model to explain indoor radon levels in a Swedish house. *Radiat Meas*. 31(1):359–362. DOI 10.1016/S1350-4487(99)00173-0
- [40] Man CK, Yeung HS (1999) Modeling and measuring the indoor radon concentrations in high-rise buildings in Hong Kong. *Appl Radiat Isot*. 50(6):1131-5. DOI 10.1016/s0969-8043(98)00128-6
- [41] Shaikh AN, Ramachandran TV, Vinod Kumar A (2003) Monitoring and modelling of indoor radon concentrations in a multi-storey building at Mumbai, India. *J Environ Radioact*. 67(1):15-26. DOI 10.1016/S0265-931X(02)00144-3
- [42] Ramola RC, Prasad G, Gusain GS (2011) Estimation of indoor radon concentration based on radon flux from soil and groundwater. *Appl Radiat Isot.*; 69(9):1318-21. DOI 10.1016/j.apradiso.2011.04.025
- [43] Coletti C, Brattich E, Cinelli G, Cultrone G, Maritan L, Mazzol, C, Mostacci D, Tositti L, Sassi R (2020) Radionuclide concentration and radon exhalation in new mix design of bricks produced reusing NORM by-products: The influence of mineralogy and texture. *Construction and Building Materials*. 260:119820. DOI 10.1016/j.conbuildmat.2020.119820
- [44] C Yu, D J LePoire, J-J Cheng, E Gnanapragasam, S Kamboj, J Arnish, B M Biwer, A J Zielen, W A Williams, A Wallo III, H T Peterson, Jr (2003) *User's Manual for RESRAD-BUILD Version 3* Environmental Assessment Division Argonne National Laboratory, 9700 South Cass Avenue, Argonne, Illinois 60439
- [45] Kamboj S, LePoire D, Yu C (2002) External exposure model in the RESRAD computer code. *Health Physics*, 82(6), pp.831-839. DOI 10.1097/00004032-200206000-00011.
- [46] Kovács T, Shahrokhi A, Sas Z, Vigh T, Somlai J (2017) Radon exhalation study of manganese clay residue and usability in brick production. *Journal of Environmental Radioactivity*, 168:15-20. DOI 10.1016/j.jenvrad.2016.07.014

- [47] Jónás J, Sas Z, Vaupotic J, Kocsis E, Somlai J and Kovács T (2016) Thoron emanation and exhalation of Slovenian soils determined by a PIC detector-equipped radon monitor *Nukleonika*, vol.61, no.3, pp.379-384. DOI 10.1515/nuka-2016-0063
- [48] Raghu Y, Ravisankar R, Chandrasekaran A, Vijayagopal P, Venkatraman B (2017) Assessment of natural radioactivity and radiological hazards in building materials used in the Tiruvannamalai District, Tamilnadu, India, using a statistical approach. *Journal of Taibah University for Science*, 11(4):523-533. DOI 10.1016/j.jtusci.2015.08.004
- [49] Ugbede F O, Osahon O D (2021) Gamma spectrometric measurement of natural radionuclides and associated radiation hazards in soil of small-scale paddy farms along Enugu-Abakaliki express way, Southeastern Nigeria. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. DOI 10.1007/s10967-021-07671-6
- [50] EUROPEAN COMMISSION (1999) Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials, Radiation Protection Report - RP-112, European Commission, Luxembourg.
- [51] Orosun M M, Ajibola T B, Akinyose F C (2021) Assessment of ambient gamma radiation dose and annual effective dose associated with radon in drinking water from gold and lead mining area of Moro, North-Central Nigeria. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. DOI 10.1007/s10967-021-07644-9
- [52] Park S, Byon J, Ban D, Lee S, Sohn W, Ahn S (2020) Derivation of preliminary derived concentration guideline level (DCGL) by reuse scenario for Kori Unit 1 using RESRADBUILD. *Nuclear Engineering and Technology*, 52(6):1231-1242. DOI 10.1016/j.net.2019.11.032
- [53] Sundal A. V, Henriksen H, Soldal O, Strand T (2004) The influence of geological factors on indoor radon concentrations in Norway. *Sci. Total Environ.* 328:41–53
- [54] Trevisi R, Leonardi F, Risica S, Nuccetelli C (2018) Updated database on natural radioactivity in building materials in Europe. *Journal of Environmental Radioactivity*, 187:90-105. DOI 10.1016/j.jenvrad.2018.01.024
- [55] Kamunda C, Mathuthu M, Madhuku M (2016) An Assessment of Radiological Hazards from Gold Mine Tailings in the Province of Gauteng in South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(1):138. DOI 0.3390/ijerph13010138
- [56] Trevisi R, Risica S, D'Alessandro M, Paradiso D, Nuccetelli C (2012) Natural radioactivity in building materials in the European Union: a database and an estimate of radiological significance. *Journal of Environmental Radioactivity*, 105:11-20. DOI 10.1016/j.jenvrad.2011.10.001
- [57] European Commission (1999) Radiation protection 112-Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials. Directorate- General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection
- [58] Somlai J, Jobbágy V, Somlai K, Kovács J, Németh C. and Kovács, T (2008) Connection between radon emanation and some structural properties of coal-slag as building material. *Radiation Measurements*, 43(1), pp.72-76. DOI 10.1016/j.radmeas.2007.10.028
- [59] Kovács T, Shahrokhi A, Sas Z, Vigh T. and Somlai J (2017) Radon exhalation study of manganese clay residue and usability in brick production. *Journal of Environmental Radioactivity*, 168, pp.15-20. DOI 10.1016/j.jenvrad.2016.07.014
- [60] Righi S, Guerra R, Jeyapandian M, Verità S. and Albertazzi A (2009) Natural radioactivity in Italian ceramic tiles. *Radioprotection*, 44(5), pp.413-419. DOI 10.1051/radiopro/20095078
- [61] Jha S K, Prusty P, Sahu A (2021) Study on radon (^{222}Rn) emanation coefficient and mass exhalation rate from heavy minerals of high specific gravity. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. DOI 10.1007/s10967-021-07648-5

- [62] Imani M, Adeliqah M, Shahrokhi A, Azimpour G, Yadollahi A, Kocsis E, Toth-Bodrogi E, Kovács T (2021) Natural radioactivity and radiological risks of common building materials used in Semnan Province dwellings, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, DOI 10.1007/s11356-021-13469-6
- [63] Koblinger L (1984) Mathematical Models of External Gamma Radiation and Congruence of Measurements. *Radiation Protection Dosimetry*, 7(1-4):227-234.
- [64] Abdullahi S, Ismail A, Yasir M (2020) Radiological hazard analysis of Malaysia's ceramic materials using generic and RESRAD-BUILD computer code approach. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 324(1):301-315.

RADON A FELSZÍNALATTI VIZEKBEN

Eröss Anita*¹, Horváth Ákos², Hegedűs-Csondor Katalin¹, Baják Petra¹, Kovácsné Bodor Petra³, Mádlné Szőnyi Judit¹

¹ELTE Eötvös Loránd Tudományegyetem, Földrajz- és Földtudományi Intézet, Általános és Alkalmazott Földtani Tanszék, Tóth József és Erzsébet Hidrogeológia Professzúra, Budapest

²ELTE Eötvös Loránd Tudományegyetem, Fizika Intézet, Atomfizikai Tanszék, Budapest

³Országos Vízügyi Főigazgatóság, Budapest

*eross.anita@ttk.elte.hu

A kézirat beérkezett: 2021.11.22.

Közlésre elfogadva: 2021.11.24.

Radon in groundwater

Radon is a well-known natural tracer of groundwater flow systems and plays an important role in the understanding of their characteristics and subsurface processes. In this paper we show that radon occurs in various environments, in various activity concentrations. Hence, due the continuity of the subsurface and the very diverse utilization of groundwater it should be considered in the monitoring of every type of use and should be assessed its health effect and risk.

Keywords – radon, groundwater, iron- and manganese-oxihydroxides, flow systems

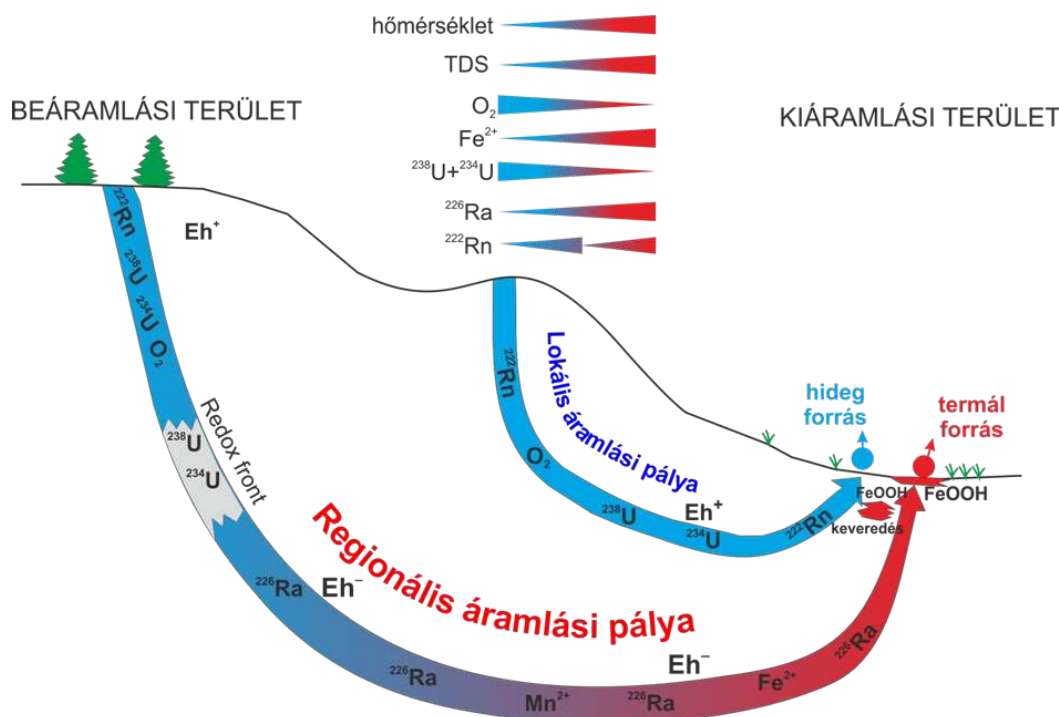
A radon a felszínalatti vizekben régóta ismert és használt természetes nyomjelző, mely a felszínalatti vízáramlási rendszerek megismerését segíti. A cikkben példákon keresztül illusztráljuk, hogy milyen sokféle környezetben fordul elő a radon. Mindezzel azt kívánjuk hangsúlyozni, hogy a felszín alatti térrészben mozgó vizek összefüggése és sokrétű felhasználása miatt minden felhasználási módnál számolni kell vele, és a hozzá kapcsolódó egészségügyi kockázattal.

Kulcsszavak – radon, felszínalatti vizek, vas- és mangán-oxihidroxidok, áramlási rendszerek

A felszínalatti vizek fontos erőforrást képviselnek hazánkban, hiszen az ivóvízellátás döntő hányada (95%), az ásványvizek, valamint a gyógy- és rekreációs céllal kitermelt termálvizek teljes egészében a felszín alól származnak [1]. Ez az elkülönítés emberi eredetű, és csak a víz felhasználási módját tükrözi. Valójában egy adott térségben a felszínalatti vízkészletek vízföldtani szempontból összefüggenek [2], azonban a jelenleg is használt talaj- és rétegvíz fogalmak is az összefüggések felismerését nehezítő elkülönítést erősítik. A különböző víztípusok közül csak az ivóvíz ellenőrizendő, jogszabályban előírt vízminőségi paraméterei között szerepel a radon [3], fontos tehát áttekintenünk, hogy hogyan kerül a radon a felszínalatti vizekbe, a vízkészletek felszín alatti összefüggései és előbb említett sokrétű felhasználása miatt.

A felszínalatti vizekben a radioaktív izotópok közül az urán, a rádium és annak leányeleme, a radon fordul elő a leggyakrabban. A felszín alatti vizek radioaktív izotóp tartalmával kapcsolatos ismeretek igen széleskörűek, annak köszönhetően, hogy ezeket a felszínalatti vizek áramlási rendszereinek jellemzésére természetes nyomjelzőként régóta alkalmazzák [4–7] (1. ábra). Jelenlétük ugyanis az eltérő fizikai és geokémiai tulajdonságaiknak köszönhetően a felszínalatti áramlási pályák egy-egy szegmensére jellemző. A legfontosabb különbség, hogy az urán oxidatív, a rádium redukzív körülmények között oldódik a felszínalatti vízben. Ugyanakkor a radon mozgását – nemesgáz mivoltából

adódóan – elsősorban a vízáadó fizikai, mintsem kémiai tulajdonságai befolyásolják. Az alábbiakban a felszínalatti víz radionuklid tartalmát természetes nyomjelzőként felhasználó kutatások radon szempontjából legfontosabb aspektusait emeljük ki.



1. ábra. Radionuklidok és vízkémiai paraméterek a felszínalatti vízáramlási rendszerekben.

TDS: összes oldott anyag tartalom, Eh: oxidációs-redukációs potenciál, FeOOH: vas- és mangán-oxihidroxid kiválások ([33] után módosítva)

A felszínalatti vizek utánpótlódását a felszín alá beszivárgó csapadék biztosítja, mely a vízszintet elérve válik felszínalatti vízzé. Felszín alatti útja során a mozgó víz kölcsönhatásba kerül a környezetével, a kőzetekkel, így tesz szert oldottanyag-tartalmára, így kerülnek bele a jótékony vagy éppenséggel egészségre káros anyagok [8].

A csapadékvíz a felszín alá kerülve a vízszint felett és alatt a rádiumtartalmú ásvány szemcsékből kiszabaduló radonban gazdagodik. Jól ismert azonban, hogy radon az ásvány szemcséből leginkább akkor képes kiszabadulni és a szemcsék közti pórusterbe kerülni, ha a rádium a szemcse szélén található. Éppen ezért a felszínalatti vizek radontartalmáért sok esetben nem csak az alapkőzet rádiumtartalma felelős, hanem a rádiumot a szemcse felületén megkötni képes anyagok. Ilyenek a vas- és mangán-oxihidroxidok [5, 9, 10], melyek mállási, talajképződési és egyéb, az oxidációs állapot megváltozásával járó folyamatok gyakori képződményei, ezáltal szinte mindenhol megtalálhatók. Ezek a gyengén kristályosodott anyagok ásvány szemcsék bevonataként vagy önálló kiválásként sokféle elemet képesek a felületükön megkötni, köztük a rádiumot is. Ilyen módon a radon kiszabadulása a pórusterbe is biztosított. Ettől kezdve a radon detektálása – rövid, 3,8 napos felezési ideje miatt – csak attól függ, hogy mindez hol történik, azaz a detektálás milyen távol van a rádium felületi megkötődési helyétől, azaz a radon forrásától.

A felszínalatti vizek áramlását a beszivárgási és megcsapolódási területek vízszint magasságkülönbsége indukálja [11], éppen úgy, ahogyan a folyók esetében (1. ábra). A különbség, hogy ez a vízmozgás a felszínalatti térrészben zajlik, különféle áramlási rendszerekbe (lokális – rövid, kis behatolási mélységű; regionális – hosszú, vízválasztótól a fő folyóvölgyig tartó) szerveződve (1. ábra).

Általánosságban elmondható, hogy ez az áramlás (a karsztoktól eltekintve) lassú szivárgás (0,1–1 m/nap), tehát ha jelentősebb radon aktivitáskoncentrációt mérünk a felszínalatti vizekben, közeli forrást kell keresnünk. Rövid felszín alatti útvonal a lokális áramlási pályákat jellemzi (1. ábra). Ilyen lokális, rövid tartózkodási idejű rendszerek táplálják például a Velencei- vagy a Soproni-hegység forrásait, melyek a gránitos (átlagos urán koncentráció 9,9 ppm [12]), illetve metamorf alapkőzetnek (átlagos urán koncentráció 2,2–3,4 ppm [13]) köszönhetően jelentős radontartalommal rendelkeznek. A Velencei-hegység forrásainak vizében a max. 314 Bq/l radon aktivitáskoncentráció mellett jelentős az oldott urántartalom is (0,142 Bq/l) [14], köszönhetően annak, hogy az urán oxidatív körülmények között oldódik és szállítódik a felszínalatti vizekben [15] (1. ábra). Ugyanakkor a Soproni-hegység forrásaiban mérhető radonaktivitást (max. 232 Bq/l) [16, 17] nem kíséri magas oldott urántartalom (max. 0,093 Bq/l) [18], mely az eltérő alapkőzetre (eltérő urántartalom) és a különböző mértékű kőzet–víz kölcsönhatásra vezethető vissza. Azaz a felszínalatti vízáramlás szállító szerepe mellett számos más tényező is szerepet játszik a mért aktivitás kialakulásában.

A karbonátos kőzetekben a felszínről beszivárgó esővíz hatására kialakult ún. epigén karsztrendszerek esetében a radon szerepe különösen fontos lehet. Itt jól fejlett karsztjáratok kötik össze a forrásokat a beszivárgási területekkel, ezeken keresztül gyors, akár 100 m/órát is elérő áramlás zajlik. A talajzónából származó radon tehát gyorsan, jelentős távolságokra is elszállítható [19]. A svájci Jura-hegységből származó esettanulmányok például a heves csapadékeseményekhez köthető, megnövekedett radonkoncentrációról számolnak be, mely a csapadékesemény kezdetét követően, ~8 óra elteltével jelentkezik a forrásokban, jelezvén a frissen, a talajzónán keresztül beszivárgott víz megérkezését [4, 20]. Ilyen típusú rendszerekben a radon folyamatos monitorozása a karsztos vízáradó dinamikájáról szolgáltat hasznos hidrogeológiai információt, ezáltal segítve a biztonságos vízellátást, a vízhozam mellett a vízminőség tekintetében is. A heves esőzésekkel ugyanis sokféle szennyezőanyag is bemosódhat a karsztos vízáradókba, melyek így koncentráltan, nagyon gyorsan juthatnak el az ivóvízellátást biztosító forrásokhoz, kutakhoz. A vízáradó sérülékenységének megítéléséhez fontos tehát az áramlási sebességek ismerete, mellyel az olyan esetek, mint például a miskolci karsztárvízhez [21] vagy Walkerton (Ontario, Kanada [22]) világszerte megismert vízbalesetéhez kötődő megbetegedések elkerülhetők.

A karsztokról és a gránitos vagy metamorf környezet forrásairól leírtak alapján sokan azt gondolhatják, hogy a radon csak lokális felszínalatti vízáramlási rendszerekben fordul elő. Azaz csak ilyen rendszerekből táplálkozó vízellátás esetében jelenthet egészségügyi kockázatot. Azonban a fentebb említett vas- és mangán-oxihidroxidok gyakran képződnek olyan felszínalatti vizekhez kapcsolódóan, amelyek regionális pályán mozogva hosszabb időt töltenek a felszín alatt. Mivel hosszú időt töltenek a levegőtől elzárva, ezeknek a vizeknek nincs, vagy nagyon alacsony az oldotoxigén-tartalma (azaz redukzív), és sok esetben magas hőmérsékletűek, azaz termálvizek (melegebbek, mint 30°C) is lehetnek (1. ábra). Emellett a hosszabb felszín alatti útvonalon nagyon sokféle elem, köztük rádiumban is gazdagodhatnak. Erről tanúskodik számos hazai termálvíz és ásványvíz, melyek esetében akár 3 Bq/l rádium aktivitáskoncentrációt is mértek [9, 23–25]. A regionális pálya végén, ezek természetes megcsapolódási pontjainál, amikor források formájában újra oxidatív környezetbe, a felszínre lépnek ezek a hosszú utat bejárt vizek, gyakran képződnek a már említett vasas-mangános kiválások, melyek kialakulásában a fiziko-kémiai jellemzők megváltozása mellett mikrobiológiai folyamatok is szerepet játszanak [9, 26]. Hasonló környezeti állapotváltozás (redukzívból oxidatív válnó környezet) történik a kutakkal történő vízkitermelés során is (pl. felszínalatti víz kitermelése gyógyvizek használata, termálfürdők vízellátása céljából). Ezek a kiválások képesek sok nyomelemet, köztük a rádiumot is megkötni, és ezzel radonforrássá válni. Ez a jelenség figyelhető meg például a budapesti

Gellért-hegy környezetében található termálforrásokban, ahol az ásvány szemcséken vagy biológiailag aktív anyagokon a rádium felhalmozódása magas, akár 1000 Bq/l radon aktivitáskonzentrációt eredményez [9, 27]. A felszínre lépő termálvízből kiváló karbonátok és biofilmek képződési körülményeit és radonforrásként betöltött szerepüket a feltételeket mesterségesen kontrollálva egy terepi kísérlet során is vizsgálták [28]. A kísérlet eredményeképpen kiderült, hogy a termálvízből képződő biológiai kiválások már néhány hét alatt képesek nagy mennyiségű rádiumot megkötni, mely kimutatható (akár 130 Bq/l) radontartalom-növekedést eredményez a vízben [28]. Hasonló kiválás a termálvizes és gyógyvizes medencék esetében is gyakran megfigyelhető a medencék falán, a csővezetékekben. Ezek vizsgálata a jövő feladata. Az eddigi kutatások alapján ezek a kiválások is hozzájárulhatnak a légtér radontartalmához és az ott dolgozók sugárterheléséhez.

A radon nyomjelző szerepe a mélységi barlangképződés folyamatainak megértése szempontjából is fontos. Vas- és mangán-oxihidroxidok képződnek különböző tulajdonságú (pl. hőmérséklet, oldottóxigén-tartalom) vizek természetes vagy mesterséges keveredésénél is. Amennyiben a különböző eredetű (felszíni-oxidatív és mélységi-reduktív) vizek az áramlási rendszerek mentén karbonátos kőzetekben keverednek, úgy az mélységi oldódáshoz, ún. mélységi vagy hipogén barlangképződéshez vezet. Ilyen keveredési folyamatokhoz köthető a világhírű budapesti barlangrendszerek egy részének kialakulása is, melyek közül a Molnár János-barlang ma is aktív barlangképződéssel jellemezhető [9, 29–31]. Sok esetben, a barlangban meghatározott helyen, a bűvárok által azonosított jól látható vas-oxihidroxidos kiválások jelzik a keveredés helyét. Ezek a kiválások azonban többnyire csekély mennyiségben fordulnak elő, így ismét a radon nyújthat segítséget az aktív keveredési-barlangképződési zónák azonosításához. Hiszen a magasabb radonkoncentrációk ezen kiválások közelében észlelhetők [32]. Hasonló vízkeveredés előfordulhat a vízellátásban, geotermikus rendszereknél, a felszínalatti vizek felhasználása során, ezért ezzel a jelenséggel az ottani vezetékekrendszerekben, medencékben is számolni kell, amikor a belső légtér radonterhelését vizsgáljuk.

Látható tehát, hogy a radon a felszínalatti vizekben, ugyan eltérő aktivitáskonzentrációban, de gyakorlatilag mindenhol előfordul (>3 Bq/l), járjanak be a vizek akár rövidebb, akár hosszabb felszín alatti utat. Éppen ezért legyen bármilyen, felhasználás alapján elkülönített víztípusról (ivóvíz, öntözővíz, ásványvíz, gyógyvíz, termálvíz) is szó, fontos a rendszeres monitoring és adatfeldolgozás, amit a felszínalatti vizekre felhasználási módtól független, egységes szabályozás valósíthatna meg. Az említett példák azt is illusztrálják, hogy a radon nem csak egészségügyi kockázati tényező, de vízföldtani szempontból kiváló természetes nyomjelző. Nemesgázként nem lép reakcióba a környezetével, ezért jól alkalmazható a vízáramlás követésére, a különböző víztartók tulajdonságainak, és a bennük zajló folyamatok minél jobb megértésére. Az így megszerzett információk pedig a felhasználás és az egészségügyi kockázat értékelése során is kamatoztathatók.

IRODALOM

- [1] Barreto, S., Bártfai, B., Engloner, A., Liptay, Á. Z., Madarász, T., Vargha, M. (2017). Water in Hungary (Status overview for the National Water Programme of the Hungarian Academy of Sciences)
- [2] Tóth, J. (1995). Hydraulic continuity in large sedimentary basins. *Hydrogeology Journal*, 3(4), 4-16.
- [3] (313/2015 (X.28) Kormányrendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről szóló 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet jogharmonizációs célú módosításáról

- [4] Eisenlohr, L., Surbeck, H. (1995). Radon as a natural tracer to study transport processes in a karst system. An example in the Swiss Jura. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences. Serie 2, Sciences de la Terre et des Planetes*, 321(9), 761-767.
- [5] Gainon, F., Goldscheider, N., & Surbeck, H. (2007). Conceptual model for the origin of high radon levels in spring waters—the example of the St. Placidus spring, Grisons, Swiss Alps. *Swiss Journal of Geosciences*, 100(2), 251-262.
- [6] Hoehn, E. (1998). Radionuclides in groundwaters: contaminants and tracers. IAHS Publication no. 250.
- [7] Swarzenski, P.W. (2007). U/Th series radionuclides as coastal groundwater tracers. *Chemical Reviews*, 107(2), 663–674.
- [8] Tóth, J. (1999). Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. – *Hydrogeology Journal*, 7(1), 1–14.
- [9] Eröss, A., Mádl-Szőnyi, J., Surbeck, H., Horváth, Á., Goldscheider, N., Csoma, A. (2012). Radionuclides as natural tracers for the characterization of fluids in regional discharge areas, Buda Thermal Karst, Hungary. *Journal of Hydrology*, 426–427, 124-137.
- [10] Surbeck, H. (2007). Dissolved gases as natural tracers in karst hydrogeology; radon and beyond. In: Goldscheider, N., & Drew, D. (Eds.). (2007). *Methods in Karst Hydrogeology*. IAH: International Contributions to Hydrogeology, 26. Taylor&Francis Group, London, UK. ISBN 978-0-415-42873-6, 141-143
- [11] Tóth, J. (1962). A theory of groundwater motion in small drainage basins in central Alberta, Canada. *Journal of Geophysical Research*, 67(11), 4375-4387.
- [12] Bérczi, J. (1982). Velencei hegységi térképezés során gyűjtött minták neutronaktiválós vizsgálata és értékelése. BME. Kézirat. Országos Földtani és Geofizikai Adattár, Budapest
- [13] Török, K. (2001). Multiple fluid migration events in the Sopron Gneisses during the Alpine high-pressure metamorphism, as recorded by bulk-rock and mineral chemistry and fluid inclusions. *Neues Jahrbuch für Mineralogie - Abhandlungen*, 177(1), 1-36.
- [14] Baják, P., Csondor, K., Pedretti, D., Muniruzzaman, M., Surbeck, H., Izsák, B., Vargha, M., Horváth, Á., Pándics, T., Eröss, A. (2021). Refining the conceptual model for radionuclide mobility in groundwater in the vicinity of a Hungarian granitic complex using geochemical modeling. *Applied Geochemistry* (elfogadott kézirat)
- [15] Porcelli, D., Swarzenski, P. W. (2003). The Behavior of U- and Th-series Nuclides in Groundwater. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 52(1), 317–361.
- [16] Aros, G. (2003). Természetes radioaktivitás vizsgálata a Soproni-hegységben. Szakdolgozat. ELTE. 84p.
- [17] Freiler, Á. (2016). A radonkibocsátás kőzettani és tektonikai hátterének vizsgálata a Soproni-hegységben és környékén. Szakdolgozat. ELTE. 149p.
- [18] Molnár, B. (2021). Radioaktív források? Kőzet-víz kölcsönhatások nyomában a Soproni-hegységben. TDK dolgozat. ELTE.
- [19] Goldscheider, N., & Drew, D. (Eds.). (2007). *Methods in Karst Hydrogeology*. IAH: International Contributions to Hydrogeology, 26. Taylor&Francis Group, London, UK. ISBN 978-0-415-42873-6
- [20] Savoy, L., Surbeck, H., & Hunkeler, D. (2011). Radon and CO₂ as natural tracers to investigate the recharge dynamics of karst aquifers. *Journal of Hydrology*, 406(3-4), 148-157.
- [21] Hernádi, B., Czesznak, L., Juhász, B., Kovács, P., Lénárt, L., Tóth, M., Tóth, K. (2014). Karsztársvizek keletkezése a keleti Bükkben - Karst flood's genesis in the east part of Bükk. *Karsztfelődés*, XIX. 105-124.

- [22] Worthington, S.R.H., Smart, C.C., Ruland, W.W. (2002). Assessment of groundwater velocities to the municipal wells at Walkerton. *Ground and Water: Theory to Practice*, 1081-1086.
- [23] Baradács, E., Hunyadi, I., Dezső, Z., Csige, I., Szerbin, P. (2001). ²²⁶Ra in geothermal and bottled mineral waters of Hungary. *Radiation Measurements*, 34, 385–390.
- [24] Kovács, T., Bodrogi, E., Dombovari, P., Somlai, J., Nemeth, C., Capote, A., Tarjan, S. (2004). U-238, Ra-226, Po-210 concentrations of bottled mineral waters in Hungary and their committed effective dose. *Radiation Protection Dosimetry*, 108(2), 175-181.
- [25] Erőss, A., Surbeck, H., Csondor, K., Horváth, Á., Mádl-Szőnyi, J., & Lénárt, L. (2015). Radionuclides in the waters of the Bükk region, Hungary. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 303(3), 2529-2533.
- [26] Borsodi, A. K., Knáb, M., Krett, G., Makk, J., Márialigeti, K., Erőss, A., Mádl-Szőnyi, J. (2012). Biofilm bacterial communities inhabiting the cave walls of the Buda Thermal Karst System, Hungary. *Geomicrobiology Journal*, 29(7), 611-627.
- [27] Kovács-Bodor, P., Csondor, K., Erőss, A., Szieberth, D., Freiler-Nagy, Á., Horváth, Á., ... Mádl-Szőnyi, J. (2019). Natural radioactivity of thermal springs and related precipitates in Gellért Hill area, Buda Thermal Karst, Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity*, 201, 32-42.
- [28] Kovács-Bodor, P. (2020). Termásvíz megcsapolódáshoz köthető vízkémiai és kiválási folyamatok kísérleti tanulmányozása. *Doktori disszertáció*. ELTE. 173p.
- [29] Erőss, A. (2010). Characterization of fluids and evaluation of their effects on karst development at the Rózsadomb and Gellért Hill, Buda Thermal Karst, Hungary. *Doktori disszertáció*. ELTE. 171p.
- [30] Mádl-Szőnyi, J., Tóth, Á. (2015). Basin-scale conceptual groundwater flow model for an unconfined and confined thick carbonate region. *Hydrogeology Journal*, 23(7), 1359-1380.
- [31] Mádlné Szőnyi, J. (2020). Felszínalatti vízáramlások mintázata fedetlen és kapcsolódó fedett karbonátos víztartó rendszerekben, a Budai-termáلكarszt tágabb környezetének példáján. *Akadémiai nagydoktori thesis*. ELTE. 131p.
- [32] Csondor, K., Erőss, A., Horváth, Á., & Szieberth, D. (2017). Radon as a natural tracer for underwater cave exploration. *Journal of Environmental Radioactivity*, 173, 51-57.
- [33] Erőss, A., Csondor, K., Surbeck, H., Mádlné Szőnyi, J., Horváth, Á., Lénárt, L. (2014). Karsztvizek geokémiai jellemzése különös tekintettel a radionuklidokra a Bükk környezetében. *Karsztfelődés*, XIX. 77-89.