

## 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.*

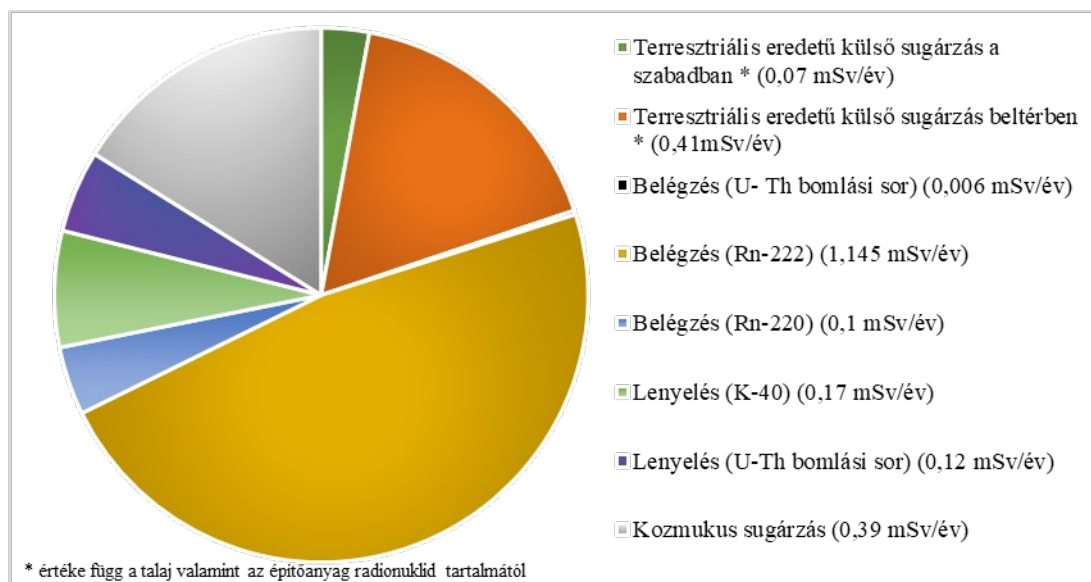
*Keywords – Gamma-spectrometry, NORM, building material, radon, AED, RESRAD-BUILD*

***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 teraszterhelés 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 CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, 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  $300 \text{ Bq/m}^3$  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 meghatározás 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 dm<sup>3</sup> volt. A minták exhalációját, valamint emanációját az alábbi egyenletek felhasználásával határoztuk meg [46]:

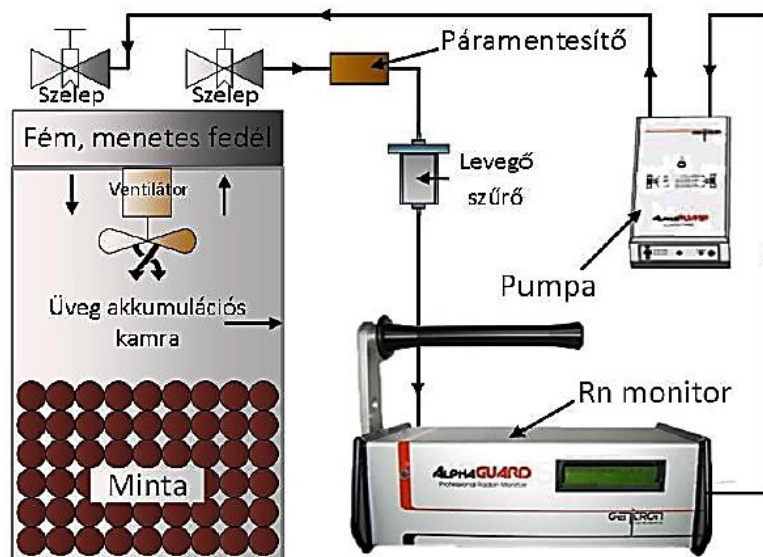
$$E_{mass} = \frac{CV}{mt} \frac{\lambda t}{1 - e^{-\lambda t}} \quad (1)$$

ahol,  $E_{mass}$  a radon exhaláció [Bq/kg],  $C$  az akkumulálódott radon koncentrációja [Bq/m<sup>3</sup>],  $V$  a rendszer térfogata [m<sup>3</sup>],  $m$  a minta tömege [kg],  $\lambda$  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 m<sup>2</sup>-ről 48 m<sup>2</sup>-re növeltük, ebben az esetben a falak vastagsága 0,2 m volt, majd ezt követően a modellezés második szakaszában a szobák mérete változatlanul 16 m<sup>2</sup> volt, míg a falvastagságot 6 lépésben 0,05 m és 0,5 m között változtattuk. ( táblázat)

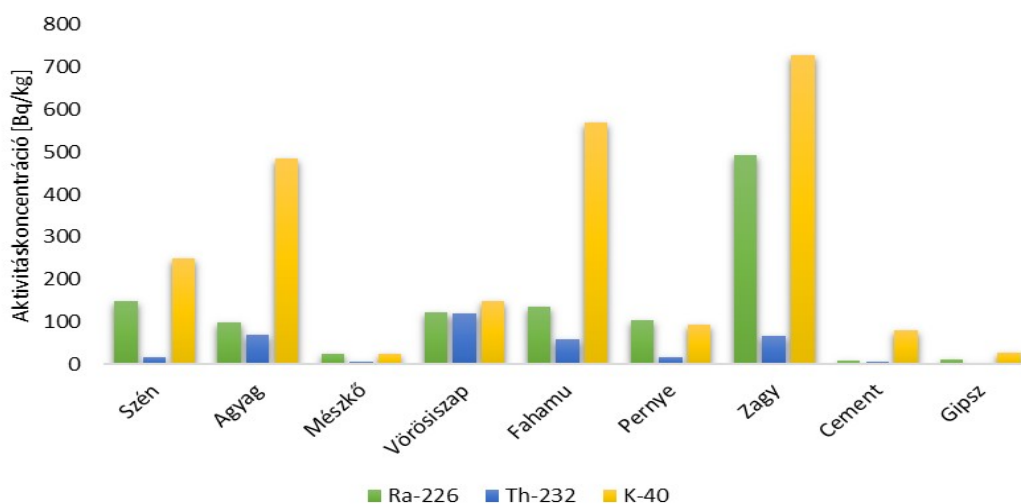
3. táblázat. RESRAD-BUILD kód esetében alkalmazott épületek paraméterei

1. eset	Ház 1	Ház 2	Ház 3	Ház 4	Ház 5	
Szoba mérete [m <sup>2</sup> ]	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 <sup>2</sup> ]	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  $9\pm 0,6$ – $494\pm 25$  Bq/kg, Th-232 esetében  $1\pm 0,1$ – $119\pm 8$  Bq/kg valamint K-40 esetében  $24\pm 1$ – $730\pm 28$  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.

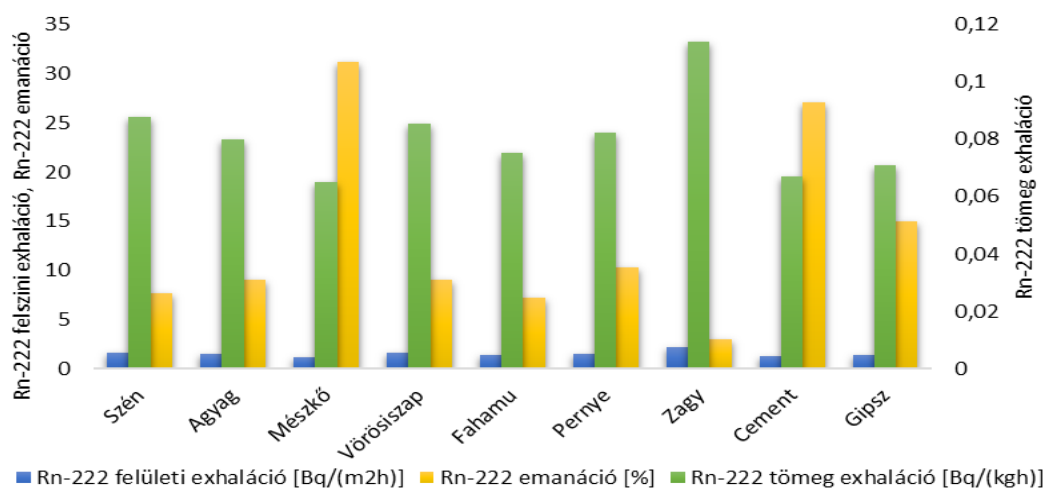
Minta neve		Ra-226 [Bq/kg]	Th-232 [Bq/kg]	K-40 [Bq/kg]	
Elsődleges nyersanyag	Szén	68–1391 (149)	14–100 (16)	200–500 (250)	[54]
	Agyag	29–316 (98)	30–537 (69)	412–2521 (485)	[54]
	Mészke	3–79 (23)	1–19 (6)	5–18 (24)	[54]
Ipari melléktermék	Vörösiszap	97–301 (122)	118–539 (119)	50–215 (148)	[54]
	Fahamu	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/(kgh) közötti, a felületi exhalációs értékek  $1 \pm 0,096$ – $2 \pm 0,15$  Bq/(m<sup>2</sup>h) 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 kezeléseknek. 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]

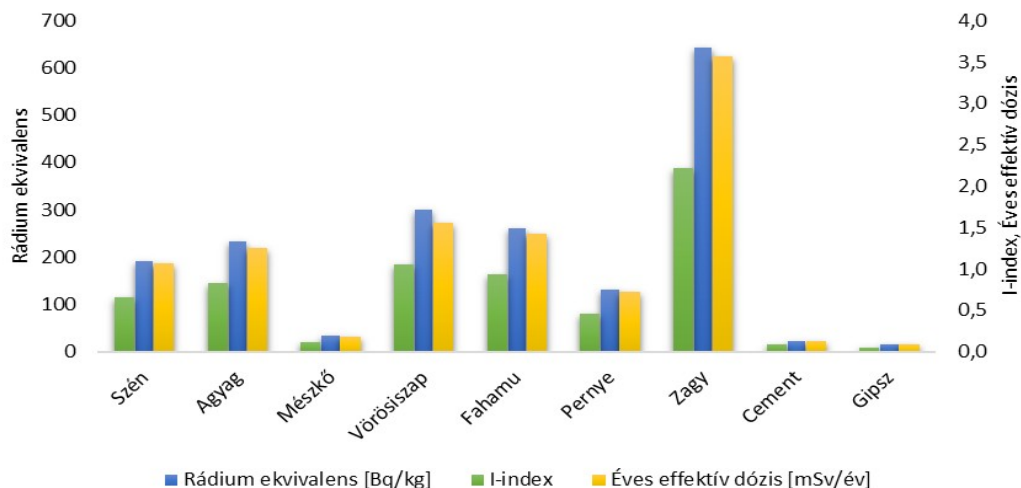
#### A sugárterhelés becslése

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.

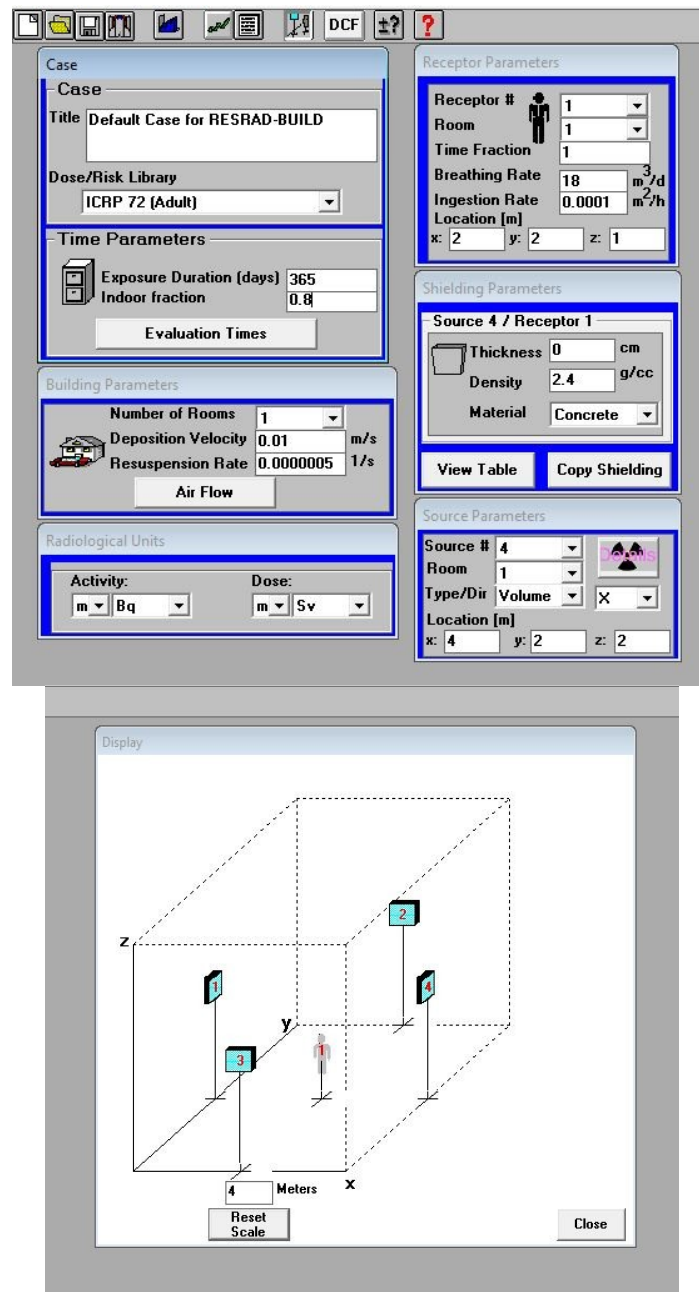
Pearson korrelációs statisztikai elemzések során megállapítható, hogy a Ra-226 aktivitáskoncentrációja, valamint az Rn-222 exhalációs értéke és a sugárvédelmi szempontból fontos paraméterek között pozitív korreláció van (6. táblázat). A kapott eredmények megfelelnek a szakirodalomban találtaknak. [61-62].

6. táblázat. Pearson korrelációs értékek

	Ra-226 aktivitáskoncentráció [Bq/kg]	Rn-222 tömeg exhaláció [Bq/(kgh)]	Rn-222 felületi exhaláció [Bq/(m <sup>2</sup> 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 <sup>2</sup> 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

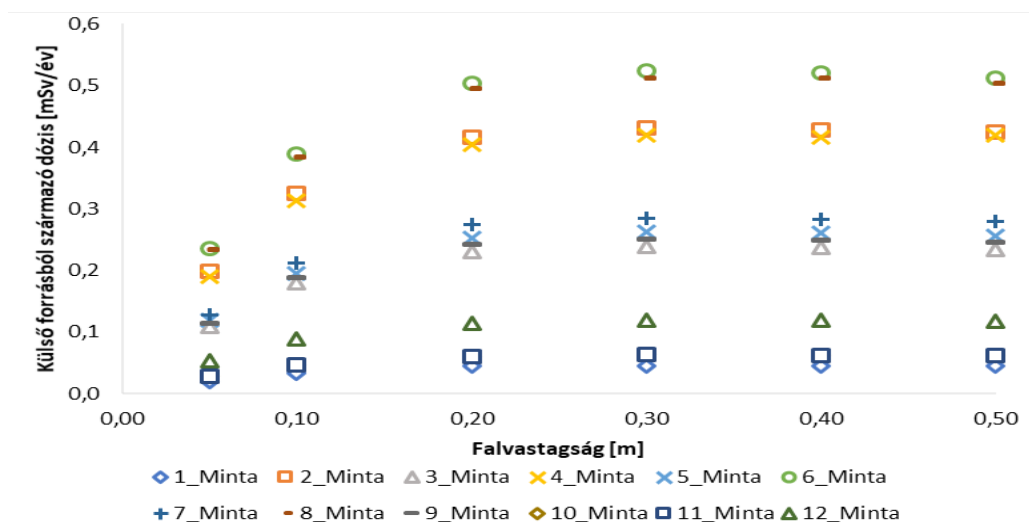
	Aktivitáskoncentráció [Bq/kg]			I-index	Rádiumekvivalens [Bq/kg]
	Ra-226	Th-232	K-40		
3_Minta	65	102	111	0,77	217
4_Minta	130	21	241	0,62	178
5_Minta	136	58	569	0,93	260
6_Minta	72	32	323	0,51	142
7_Minta	69	67	218	0,64	180
8_Minta	154	67	320	0,96	272
9_Minta	67	104	132	0,79	223
10_Minta	20	25	85	0,31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

A próbatetek aktivitáskoncentrációja Ra-226 esetében  $9\pm 0,8$ – $154\pm 12$  Bq/kg, a Th-232  $6\pm 0,4$ – $199\pm 16$  Bq/kg közötti, a K-40 aktivitáskoncentráció értékek pedig  $11\pm 0,7$ – $569\pm 38$  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, fahamuól, valamint zagyból állítottuk össze (8. táblázat). Az összetevőket a szakirodalom, valamint a saját mérési eredményeink alapján választottuk ki.

8. táblázat. A próbatetek százalékos összetétele

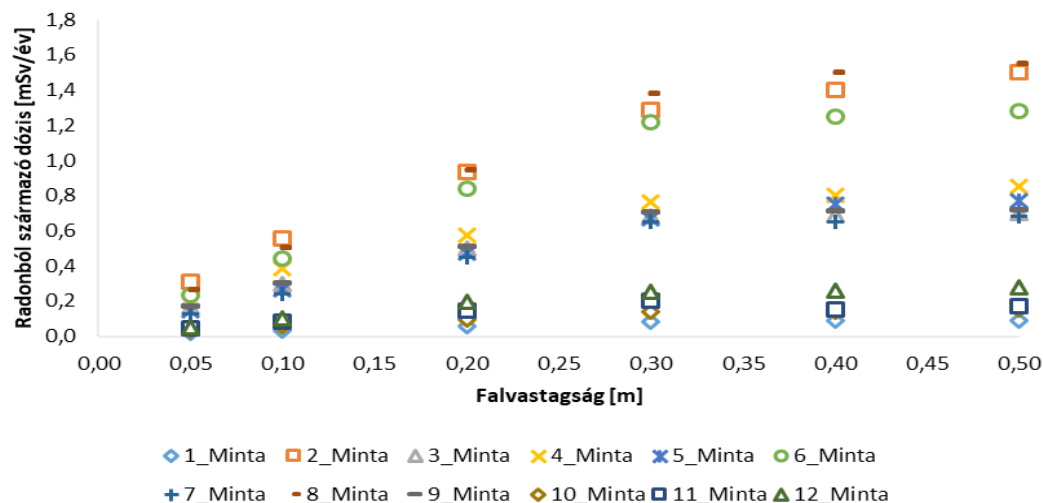
	1_Minta	2_Minta	3_Minta	4_Minta	5_Minta	6_Minta
Cement	100%		50%	75%		50%
Vörösiszap		100%	50%			
Fahamu					100%	50%
Zagy				25%		
	7_Minta	8_Minta	9_Minta	10_Minta	11_Minta	12_Minta
Cement	50%	40%	75%	90%	95%	95%
Vörösiszap	25%	20%	25%	10%	5%	
Fahamu	25%	20%				
Zagy		20%				5%

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.



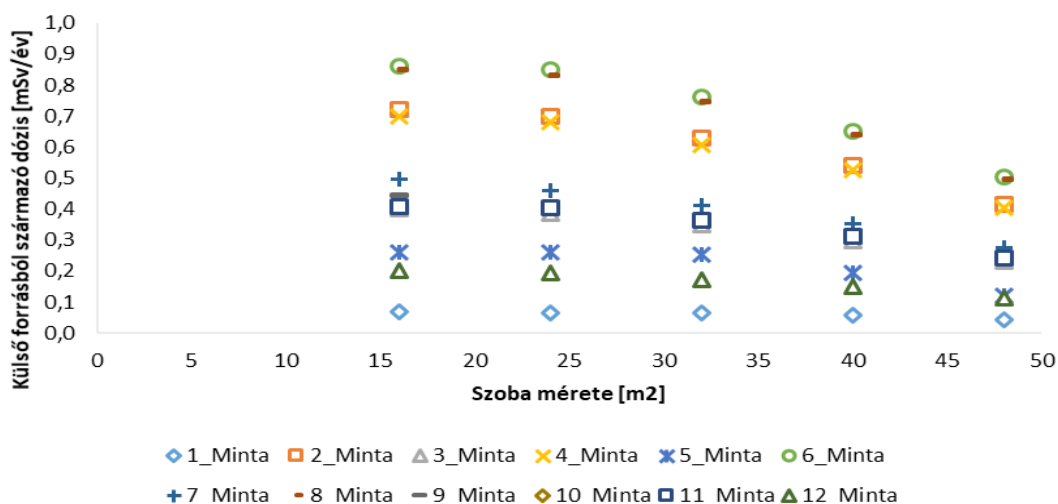
7. ábra. Külső gamma-sugárzástól származó effektív dózisteljesítmény változása a falvastagság függvényében a szoba közepén álló személy esetében.

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].



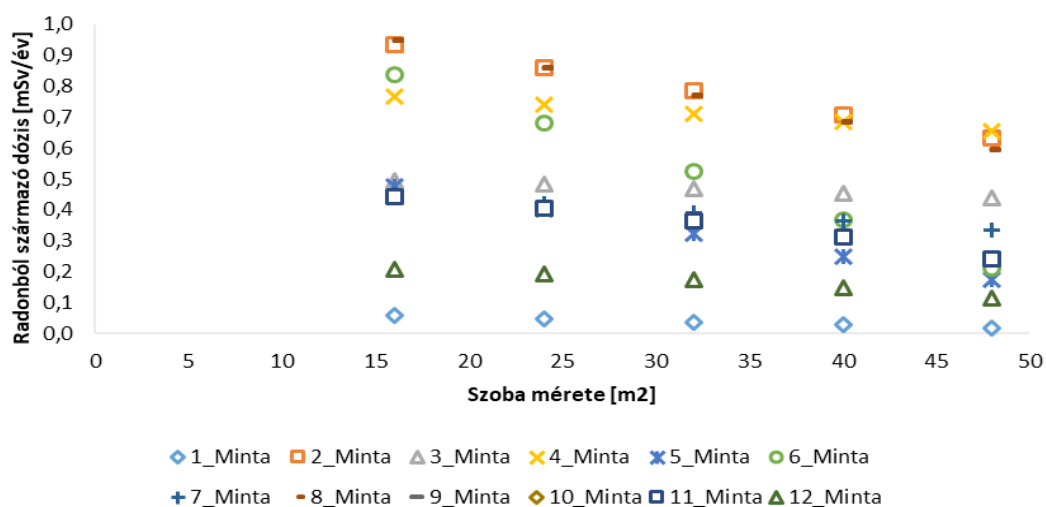
8. ábra. A radonból származó effektív dózisteljesítmény változása a falvastagság függvényében a szoba közepén álló személy esetében.

A falvastagság hatása mellett, megvizsgáltuk az összefüggést a kapott dózis, valamint a szobák méretének változtathatósága között. A szobák méretét 16 és 48 m<sup>2</sup> 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.

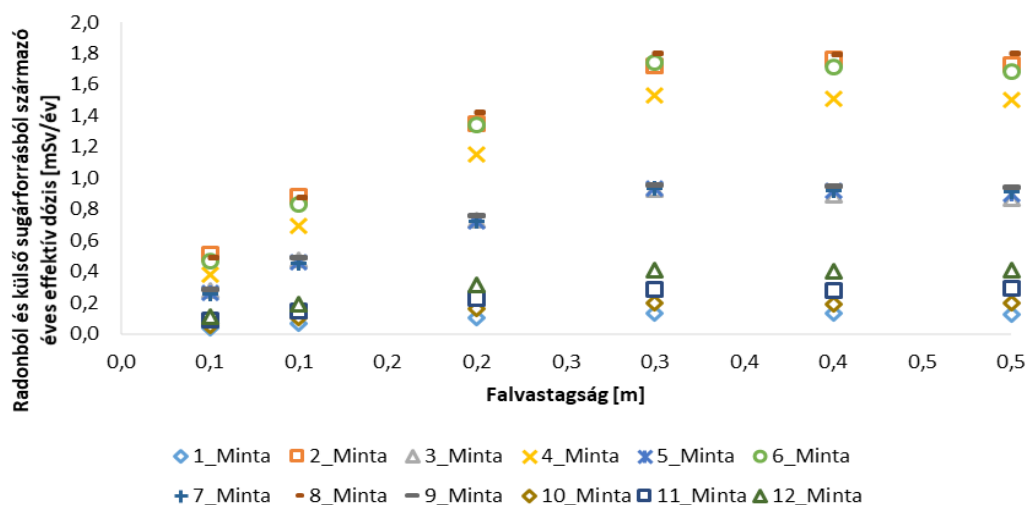
Mindemellett megfigyelhető, hogy a radonból származó sugárterhelés a szoba méretének növekedésével egyenes arányosságban csökken (**10. ábra**). Ez azzal magyarázható, hogy a szoba méretének növekedésével a falból kiexhaláló radon egyre nagyobb térfogatban oszlik szét, valamint a megnövekedett fal és 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.

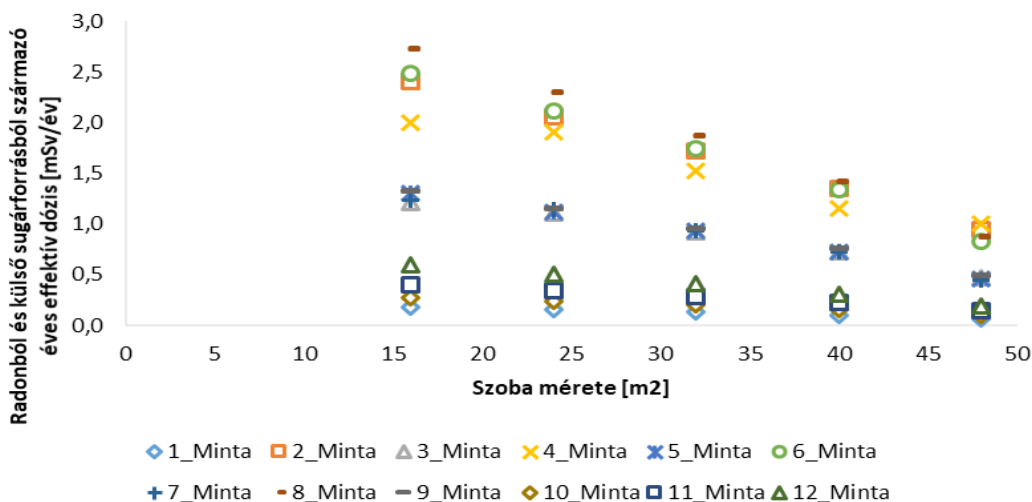
Megvizsgáltuk a radonból és a külső sugárforrásból származó összes éves effektív dózis, valamint a falvastagság és a szoba mérete közötti összefüggést. Az éves effektív dózis esetében ugyanaz a jelenség figyelhető meg, mint az első esetben, a fal vastagság növekedésével 0,3 m-ig az éves effektív dózis 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  $^{222}\text{Rn}$  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, Fábíán 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 ( $^{222}\text{Rn}$ ) 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.