

RADONMENTESÍTÉS TERVEZÉSE, KIVITELEZÉSE ÉS HATÉKONYSÁGÁNAK VIZSGÁLATA

– Diplomadolgozat –

NAGY HEDVIG ÉVA

TÉMAVEZETŐK:

SZABÓ CSABA, PH.D., EGYETEMI DOCENS

DR. HORVÁTH ÁKOS, EGYETEMI DOCENS

KONZULENS:

BREITNER DÁNIEL, DOKTORANDUSZ



EÖTVÖS LORÁND TUDOMÁNYEGYETEM
TERMÉSZETTUDOMÁNYI KAR
KŐZETTANI ÉS GEOKÉMIAI TANSZÉK
LITOSZFÉRA FLUIDUM KUTATÓ LABORATÓRIUM
ATOMFIZIKAI TANSZÉK

BUDAPEST, 2009



TARTALOMJEGYZÉK

Tartalomjegyzék	0
Táblázatjegyzék	3
Ábrajegyzék	3
1. Bevezetés, célkitűzések.....	5
2. A radon.....	6
2.1. Természetes és mesterséges háttérsugárzás	6
2.2. A radon élettani hatásai.....	7
2.3. Radon a környezetünkben.....	8
2.4. Radonnal kapcsolatos szabályozások Magyarországon.....	10
3. Utólagos radonmentesítési módszerek áttekintése.....	10
3.1. Radongyűjtő zsomp	11
3.2. Radon-kút.....	12
3.3. Szigetelés	13
3.4. Szellőztetés	14
3.5. Levegőtisztító berendezés.....	14
3.6. Talajcsere	14
4. A mentesítésre kiválasztott terület	15
4.1. A vizsgált terület földtani háttere.....	15
4.2. A vizsgált épület elhelyezkedése és jellemzése	16
5. Alkalmazott vizsgálati módszerek	17
5.1. Az épület radonszintjének meghatározása	17
5.1.1. Beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációjának meghatározása RAD 7 detektorral	17
5.1.2. Beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációjának meghatározása AlphaGuard radondetektorral	20
5.2. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása	21
5.2.1. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása <i>in-situ</i> módszerekkel.....	21
5.2.1.1. Talajgáz radonaktivitás-koncentrációjának meghatározása.....	21
5.2.1.2. Talaj radon-exhalációjának meghatározása	22
5.2.2. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása laboratóriumi módszerekkel	23
5.2.2.1. Talajminták fajlagos radon-exhalációjának laboratóriumi mérése	23
5.2.2.2. Rádiumtartalom meghatározása gamma-spektroszkópiával.....	24
5.3. Kiegészítő vizsgálatok	26
5.3.1. Talajminták szemcseméret eloszlásának vizsgálata.....	26
5.3.2. Talajminták vizsgálata pásztázó elektronmikroszkóppal.....	26
5.3.3. Külső gamma-dózisteljesítmény meghatározása	27
6. radonmentesítést megelőző mérések eredményei és az eredmények értelmezése.....	28
6.1. A radonmentesítést megelőző felmérések eredményei.....	29
6.1.1. Beltéri levegő radonkoncentráció rövidtávú méréseinek eredményei	29
6.1.1.1. A pincében végzett rövidtávú mérések eredményei	29
6.1.1.2. A hálósobában végzett rövidtávú mérések eredményei	32
6.1.1.3. A nappaliban végzett rövidtávú mérések eredményei	32
6.1.1.4. A ház kamrájában végzett rövidtávú mérések eredményei.....	32
6.1.1.5. Az étkezőben, a szobában és a tetőtérben végzett rövidtávú mérések eredményei.....	33
6.1.2. Beltéri levegő radonkoncentráció hosszútávú mérésének eredménye.....	34
6.1.3. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása <i>in-situ</i> módszerekkel.....	35
6.1.4. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása laboratóriumi módszerekkel	37

6.1.4.1. Mintavétel	37
6.1.4.2. Eredmények	37
6.1.5. Kiegészítő vizsgálatok	39
6.1.5.1. Szemcseméret eloszlás vizsgálata	39
6.1.5.2. Páztázó elektronmikroszkópos analízis	40
6.1.5.3. Gamma-dózisteljesítmény vizsgálata	41
6.3. A mentesítésre kiválasztott terület radiometriai állapota	42
6.3.1. Az épületre jellemző radonszint	42
6.3.2. Az épületbe jutó radon forrása	47
6.3.3. Kiegészítő vizsgálatok eredményei	48
6.3.4. A terület radiometriai állapotának értékelése	49
7. Az alkalmazott radonmentesítés bemutatása	49
7.1. Az épület radonmentesítésének tervezése	50
7.2. Az épület radonmentesítésének kivitelezése	54
7.2.1. Az étkező radonmentesítése	54
7.2.2. A pince radonmentesítése	56
7.2.3. A pince előterének radonmentesítése	57
8. A radonmentesítés eredménye és hatékonyságának vizsgálata	57
8.1. Az alkalmazott radonmentesítés eredménye	58
8.2. Az alkalmazott radonmentesítés eredményeinek kiértékelése	60
8.3. Az alkalmazott radonmentesítés hatékonyságának vizsgálata	66
9. Összefoglalás	67
10. Radiometriai állapotfelmérési protokoll kidolgozása	69
11. English Summary	71
12. Köszönetnyilvánítás	72
13. Irodalomjegyzék	72
Internetes hivatkozások	75

TÁBLÁZATJEGYZÉK

1. táblázat: Magyarországi szabályozás összehasonlítva az ICRP, IBSS (International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, röviden IBSS) és Európai Unió ajánlásokkal a radonnal kapcsolatos cselekvési szintek tekintetében (KÁVÁSI, 2006)	10
2. táblázat: A vizsgált épületben elvégzett rövidtávú radonkoncentráció mérések eredményei	29
3. táblázat: A vizsgált talaj és építőanyag minták radon-exhalációja és rádiumtartalma	38
4. táblázat: Gamma-dózisteljesítmény értéke a vizsgált területen az egyes mérési pontokban	42
5. táblázat: A szellőztetések ideje és az időjárás változása a hosszú távú mérés első felében	45
6. táblázat: Uralkodó szélirány a vizsgált területen 2008. december 23 és 2009. január 26. között. Sárgával a déli dominanciájú szélirányokat jelöltem. (www.ogimet.hu)	64
7. táblázat: Uralkodó szélirány a vizsgált területen 2009. február 22 és 2009. március 22. között. Sárgával a déli dominanciájú szélirányokat jelöltem. (www.ogimet.hu)	65
8. táblázat: Az egy hónapos beltéri levegő radonkoncentráció monitorozás eredményei a vizsgált épület pincéjében a mentesítés előtt és után	66

ÁBRAJEGYZÉK

1. ábra: Visszalökődési jelenségek az anyagokban (TANNER, 1980 alapján)	8
2. ábra: A radon épületbe jutásának lehetséges útvonalai (http://www.radon-out.com alapján módosítva)	9
3. ábra: Radon-kút vázlatos rajza (NERO, 1987)	13
4. ábra: Kővágószőlős földrajzi elhelyezkedése	15
5. ábra: Kővágószőlősön keresztülhaladó észak-dél irányú egyszerűsített földtani szelvény (SOMLAI et al., 2006)	16
6. ábra: A vizsgált épület és alaprajza	17
7. ábra: Talajgáz radonaktivitás-koncentrációjának meghatározására használt AlphaGuard radonmonitor és a hozzátartozó talajgáz szonda mérési összeállítása	22
8. ábra: Őszi radon-beáramlás mérés a vizsgált épület pincéjében (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)	30
9. ábra: Tavaszi radon-beáramlás mérés a vizsgált épület pincéjében (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)	31
10. ábra: Őszi radon-átlag mérés a vizsgált épület pincéjében (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)	31
11. ábra: Radon-átlag mérés a vizsgált épület kamrájában (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)	33
12. ábra: Radon-beáramlás mérés a vizsgált épület kamrájában (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)	33
13. ábra: Beltéri levegő radonkoncentrációjának hosszútávú vizsgálata AlphaGuard radonmonitorral a vizsgált épület pincéjében	34
14. ábra: A talajgáz 50 cm mélységben meghatározott radonkoncentráció értékeinek eloszlása a vizsgált területen	35
15. ábra: A talaj radon-exhaláció értékeinek eloszlása a vizsgált területen	36
16. ábra: Az épülethez tartozó udvarból vett talajminták mintavételezési pontjai	37
17. ábra: A K2 jelű talajminta radonkamrás mérésének eredménye	37
18. ábra: A K2 jelű talajminta radonkamrás mérésének eredménye	38
19. ábra: A K1 jelű talajminta szemcseméret eloszlása	39

20. ábra: A K2 jelű talajminta szemcseméret eloszlása.....	40
21. ábra: K2-es talajmintából származó hematitos-goethites szemcse visszaszórt elektronképe	41
22. ábra: K1-es talajmintából származó limonitos szemcse visszaszórt elektronképe	41
23. ábra: Az épület egyes szintjeire jellemző radonkoncentráció átlagos értéke a rövidtávú mérések eredményei alapján	43
24. ábra: Radonkoncentráció és páratartalom kapcsolata a vizsgált épület pincéjében a beltéri levegő hosszútávú radonkoncentrációjának monitorozása során	44
25. ábra: A hatodik és hetedik nap közötti gyors radonkoncentráció csökkenés vihar hatására	46
26. ábra: A kilencedik és tizenegyedik nap közötti hirtelen radonkoncentráció csökkenés a felerősödő szél hatására	46
27. ábra: Talajgáz radonkoncentráció és a talaj radon-exhaláció közötti kapcsolat vizsgálata	47
28. ábra: Talajgáz radonkoncentrációjának eloszlása a vizsgált területen.....	48
29. ábra: Talaj radon-exhalációjának eloszlása a vizsgált területen, a bolygatott rész feltüntetésével	48
30. ábra: DELTA-TERRAXX felületszivárgó lemez beépítésének vázlatos rajza	49
31. ábra: A pince, a pince előtér és az étkező elhelyezkedése egymáshoz képest (függőleges metszet)	51
32. ábra: A mentesítés vázlatos alaprajza (függőleges metszet).....	52
33. ábra: A 32. ábra A-A metszete (a pince keresztmetszeti képe). A pince és az étkező radonmentesítésének terve	53
34. ábra: A 32. ábra kelet-nyugat irányú B-B metszete (a pince előtérének keresztmetszeti képe). A pince előtérben elvégzendő radonmentesítés terve	54
35. ábra: Az étkező radonmentesítésének lépései.....	55
36. ábra: Az étkező padozatába süllyesztett kivezető cső elhelyezkedése	55
37. ábra: Az épületből kivezett cső elhelyezkedése a ház mögött az épület keleti oldalán	56
38. ábra: A pince boltozatához rögzített DELTA-PT lemez.....	57
39. ábra: Radonmentesítés hatékonyságának első vizsgálata AlphaGuard radonmonitorral (2008. 09.17-2008.10.15 között).....	58
40. ábra: Radonmentesítés hatékonyságának vizsgálata télen (2008.12.23-2009.01.26 között)	59
41. ábra: Radonmentesítés hatékonyságának vizsgálata egy évvel a mentesítés előtti hosszú távú mérés után (2009.02.23-2009.03.23)	60
42. ábra: A radonkoncentráció és a relatív páratartalom kapcsolatának vizsgálata az őszi mérés során (2008. 09.17-2008.10.15 között)	61
43. ábra: A radonkoncentráció és a relatív páratartalom kapcsolatának vizsgálata a téli mérés során (2008.12.23-2009.01.26 között).....	62
44. ábra: A radonkoncentráció és a relatív páratartalom kapcsolatának vizsgálata a tavaszi mérés során (2009.02.23-2009.03.23)	63
45. ábra: Kész lakóépület egyszerűsített radiometriai felmérésének lépései.....	70

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

A 21. század emberének számos gazdasági, társadalmi és környezeti problémával kell megküzdenie. Ezek többsége negatív visszacsatolások (természeti katasztrófák, növekvő társadalmi elégedetlenség, túlnépesedés) következtében további nehézségeket állít elénk. Ilyen helyzetben prioritási listáinkon korábban elhanyagolt értékek előtérbe kerülhetnek, átértékelődhetnek. Ezek közé az értékek közé tartozik az egészség, aminek megőrzésére, javítására egyre több energiát, időt és pénzt kellene fordítani.

Számos kutatás foglalkozik a halálozási okok élén szereplő daganatos betegségek okainak vizsgálatával. DARBY et al. (2005) az Európai Bizottság által támogatott kutatásainak eredményei alapján az otthonok levegőjében található radon felelős évente körülbelül 20 000 tüdőrák okozta halálesetért az Európai Unióban, ami az összes ilyen jellegű halálesetek 9%-a, illetve az összes halálos kimenetelű rákbetegségek 2%-a.

Az Európai Unió tagállamaihoz képest Magyarország átfogó radonkutatás szempontjából még gyerekcipőben jár. Ezt tükrözi a hazai törvényi szabályozás hiánya is: Magyarországon lakóépületek levegőjének maximálisan megengedhető radontartalmára – egyelőre – nem létezik hatályos törvény. Ezzel összhangban az ország bizonyos régióiban még nem történt radonmérés.

Hazánkban az egyik legnagyobb és legkiterjedtebb radiometriai felmérés (134 lakóház évi átlagos radonkoncentrációjának monitorozása, zagyatározók, meddőhányók radiometriai állapotának meghatározása, bányavárat hatásainak vizsgálata) az egykori magyarországi uránbányászat hagyatéka. Az egykori Mecseki Ércbányászati Vállalat I-es és III-as üzeme, illetve az üzemek meddőhányói is Kővágószőlősen, a lakott térség közelében található. A terület helyreállítását, ami magában foglalja Kővágószőlős radiometriai felmérését, a bánya jogutódjaként létrejött Mecsekérc Zrt. végzi. A rekultiváció részeként a településen található lakóépületekben hosszú távú (3-6 hónapos expozíciós idővel 1997-2007 között) radonkoncentráció monitorozást végeztek passzív nyomdetektorokkal, emellett a talajgáz radonkoncentrációját, a talaj radon-exhalációját és a gamma-dózisteljesítmény értékét is vizsgálták. A vizsgált 134 földszintes családi ház átlagos radonkoncentrációja 483 Bq/m^3 volt, ami a figyelembe vett ajánlásokat (EU és WHO által ajánlott határérték, új építésű házakra: 200 Bq/m^3 , régi építésű házakra: 400 Bq/m^3 évi átlagos radonkoncentráció) meghaladja. Az adatok $35\text{-}3523 \text{ Bq/m}^3$ közötti tartományban mozognak (SOMLAI et al., 2006; GORJÁNÁ CZ, 2006).

Egyik korábbi tudományos diákköri munkámban egy a kővágószőlősi bányavárat 100 m-es körzetében elhelyezkedő ház részletes radiometriai felmérését végeztem el. Diplomamunkámban ennek az épületnek a radiometriai állapotát és az eredmények alapján kiválasztott radonmentesítési módszer kivitelezését, hatékonyságának vizsgálatát mutatom be. Az épület radiometriai felmérése során vizsgáltam a beltéri levegő radonkoncentrációját rövid és hosszú távú mérésekkel egyaránt, az épületbe jutó radon forrásának meghatározása érdekében az épülethez tartozó területen meghatároztam a talajgáz radonkoncentrációját, a talaj radon-exhalációját, rádiumtartalmát, szemcseméret eloszlását és egy kiválasztott frakcióból szeparált szemcséket pásztázó elektronmikroszkóppal vizsgáltam. A mérések elvégzése után az épület radiometriai állapotának, a területi adottságoknak és a rendelkezésre álló anyagi forrásoknak függvényében elkészült az épület radonmentesítése, amelynek hatékonyságát hosszú távú (egy hónapos) beltéri levegő radonkoncentráció mérésekkel vizsgáltam.

Munkám során egy, Magyarországon eddig nem alkalmazott radonmentesítési módszert mutatok be, amely egyelőre tesztelési fázisban van. Más radonmentesítési módszerekkel összehasonlítva legnagyobb előnye a passzív működés lehet, ami azt jelenti, hogy a rendszer nem igényel szivattyú vagy ventilátor használatot, a hatékony működéshez elég a természetes kéményhatás. Ezzel jelentős mennyiségű energia takarítható meg, ami napjaink gazdasági és környezeti állapotát tekintve kiemelt jelentőségű.

2. A RADON

2.1. Természetes és mesterséges háttérsugárzás

Alapvetően megkülönböztetünk természetes és mesterséges forrásból eredő radioaktivitást. A lakosság sugárterhelésének mindössze 15,6%-a származik mesterséges forrásból, ebből 15,3%-ért az orvosi diagnosztika a felelős, a maradék 0,30%-on a légköri atomfegyver kísérletek, a csernobili katasztrófa, továbbá a nukleáris energiatermelés osztoznak (KÖTELES, 1994). A lakossági sugárterhelés nagyobb hányada természetes eredetű, amely elsősorban földi (a Föld kialakulása óta jelenlévő, máig le nem bomlott, hosszú felezési idejű, földkérgben jelenlévő radioizotópokból származó) és kozmikus (a világegyetemből származó, a kozmikus sugárzás hatására keletkező kozmogén radioizotópokból származó) sugárzásból tevődik össze. A kozmikus és a terasztriális külső sugárzás mellett a természetes háttérsugárzás összetevője a légzés és táplálkozás útján a szervezetbe került radionuklidok okozta belső sugárterhelés is (ICRP, 1991).

A lakosságot érintő természetes eredetű háttérsugárzásból eredő effektív dózis egész Földre vonatkoztatott átlagos értéke 2,4 mSv/év. Ennek több mint 50%-a a lakások levegőjében lévő radonnak és bomlástermékeinek a belégzéséből származik (SOMLAI et al., 2000; UNSCEAR, 2000).

A természetben előforduló radioaktív bomlási sorok közül háromban is találunk radon izotópot. Az ^{235}U bomlási sorában található a ^{219}Rn izotóp (aktinon), a ^{232}Th -sor egyik bomlásterméke a ^{220}Rn (toron), és az ^{238}U egyik leányeleme a ^{222}Rn (radon). Az aktinon mennyisége a természetben anyaelemének, az ^{235}U előfordulási gyakoriságának (az ^{235}U a természetes uránnak csak 0,7 %-a) és rövid felezési idejének köszönhetően (3,9 s) gyakorlatilag elhanyagolható, toronnal is csak nagy ^{232}Th koncentráció esetén kell számolnunk (DENMAN et al., 2007). Ennek megfelelően környezetvédelmi és közegészségügyi szempontból elsősorban a ^{222}Rn hatása jelentős.

2.2. A radon élettani hatásai

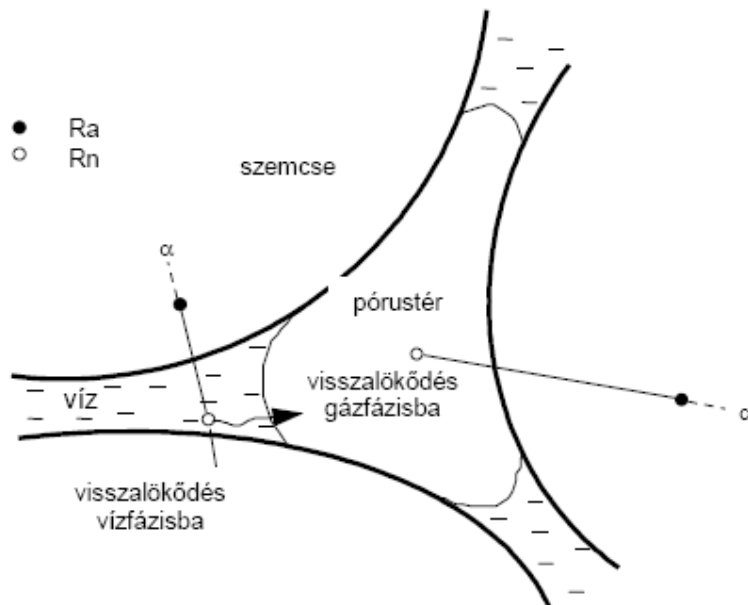
A radon közvetlen anyaeleméből a ^{226}Ra -ból α -sugárzással keletkezik. Az α -részecskék ionizációs képessége fajlagosan nagy, ennek köszönhetően a hatótávolságuk az anyagban kicsi (néhányszor 10 μm) (KÖTELES, 1994). Az embert érő külső alfa-sugárzásnak nincs számottevő károsító hatása, mert a bőr felső, elszarusodott hámrétege elnyeli azt, így az alfa-részecskék csak a sejteket közvetlenül támadva veszélyesek az emberi szervezetre. A radonnak illetve szintén alfa-bomló leányelemeinek ismert egészségkárosító hatása az, hogy hosszú expozíciós idő után növelik a tüdőrák kialakulásának kockázatát (pl. SZERBIN, 1994; ICRP, 1987; KÖTELES, 2007). A ^{222}Rn leányelemei két csoportra oszthatók: rövid életűek (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po) és hosszú életűek (^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po). A hosszú életű alfa-bomló ^{222}Rn leányelemek csak kis kockázatot jelentenek a tüdőrák kialakulása szempontjából, mert a csoport első nuklidjának, a ^{210}Pb -nek hosszú a felezési ideje (22,3 év), így még bomlása előtt eltávozhat a szervezetből (KURTIO et al., 2006). A szervezetet érő sugárterhelés elsősorban a radon rövid életű alfa-sugárzó leányelemeitől (^{214}Po , ^{218}Po) ered (ABUMURAD, 2001). A rövid életű ^{222}Rn bomlástermékek leghosszabb életű elemének (^{214}Pb) felezési ideje kevesebb, mint 27 perc, ezért az egész sor bomlása lejátszódik, mielőtt a kiürülési folyamat eltávolítaná az emberi szervezetből (KATONA, 2006). A radon rövid életű leányelemei megkötődhetnek a levegőben lévő aeroszol részecskék (por, dohányfüst, stb) felszínén. A hordozó szerepét betöltő részecske méretétől függően a bomlástermékek a tüdő más-más részein rakódnak le, így az elnyelt dózis mértékét is befolyásolják. Meg kell említenünk a nagy radontartalmú ivóvizek fogyasztásából eredő közvetlen belső sugárterhelést is

(BARADÁCS et al., 2002). A besugárzott sejt regenerálódik, elpusztul, vagy daganatos sejt képződik belőle. Néhány kutatás azonban a radon esetlegesen pozitív hatására hívja fel a figyelmet (MARX, 1990; TÓTH et al., 1998a; BECKER, 2004).

2.3. Radon a környezetünkben

A kőzetek és talajok szinte minden esetben tartalmaznak valamilyen mennyiségű (néhány ppb-től sok száz ppm-ig) uránt, tóriumot, rádiumot (az urán földkéregre vonatkozó Klark-értéke 2,8 ppm (TAYLOR ÉS MCLEAN, 1995)). Olyan területeken, ahol a felszín közelében uránt tartalmazó ásványok (pl.: cirkon, monacit, allanit, xenotim, uraninit), illetve ezeket az ásványokat tartalmazó kőzetek mállástermékeként keletkezett talajok borítják a felszínt, potenciálisan nagy radonkoncentráció alakulhat ki (pl. KUMAR et al., 2003).

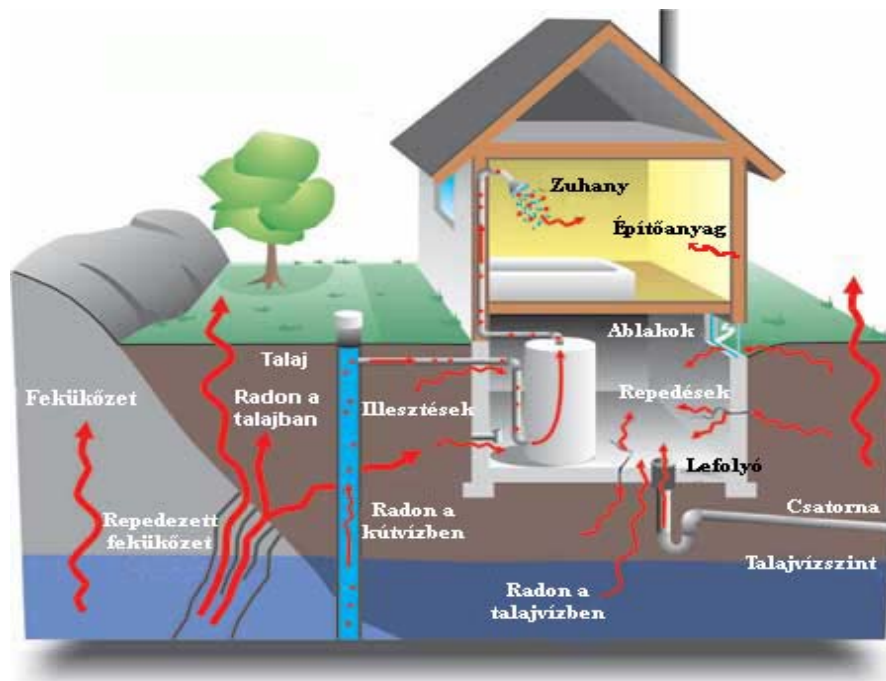
A kőzetszemcsékben a rádiumatomok különbözőképpen helyezkedhetnek el. Egyrészt a kőzetszemcsék térfogatában, másrészt a szemcsék felületén. A rádium alfa-bomlása során keletkező radonatom visszalökődik (1. ábra). A rádiumatom elhelyezkedésétől, valamint a visszalökődés irányától függően a radonatom vagy egy kőzet-/ásvány-szemcsében, vagy pedig a szemcsék közötti pórustérben áll meg. A radonatomok kijutását a szemcséből a pórustérbe emanációnak hívjuk. Az emanációt befolyásoló legfontosabb tényezők a rádiumatom elhelyezkedése a kőzetszemcsé térfogatában/felületén, a visszalökődés iránya, a pórusvíz mennyisége és a kőzet szemcseméret-eloszlása.



1. ábra: Visszalökődési jelenségek az anyagokban (TANNER, 1980 alapján)

Exhaláció alatt a pórusterbe jutott radonatomok kilépését értjük az atmoszférába. Ezt befolyásolja a talajgáz radonkoncentrációja, a talaj szemcseátmérője és gázáteresztő képessége, nedvességtartalma, továbbá a csapadékviszonyok, egyéb gázokkal való áramlás mértéke, hőmérsékleti- és nyomásviszonyok, évszakok, napszakok váltakozása, árapály effektus (COTHERN et al., 1987; BALOGH et al., 1994). A radon tehát emanációval jut a szemcsék közötti pórusterbe, és onnan exhalációval a levegőre.

A talajban lévő radon mozgását két fő folyamat vezérli: a koncentráció különbség és a nyomáskülönbség. Az első eset a diffúzió, amelyet a talaj és a körülötte lévő levegő radonkoncentrációjának különbsége vezérel (CHAUHAN et al., 2008). 3,82 nap felezési ideje alatt a radon, különösen porózus talajok és üledékek esetén, akár 1-2 m távolságot is meg tud tenni csak diffúzióval (KHAN et al., 1997). Kiemelkedően nagy beltéri levegő radonkoncentráció esetében azonban a radon migrációját biztosító fő tényező az advekció (NAZAROFF et al., 1985). Az épületekben kisebb nyomás uralkodik, mint a talajban, ezért a nyomáskülönbség szívóhatást indukál a talaj felől, és az épület repedésein, szerkezeti illesztései mentén nagy mennyiségű radont hoz magával (EPA, 2001). A radon fő forrása a talaj, de egyes esetekben az építőanyagok, a házba vezetett víz, a külső levegő és a földgáz is jelentős forrás lehet (2. ábra) (JÖNSSON et al., 1995, BORISOV ÉS YAKOVLEVA, 2005; SAJÓ, 1995).



2. ábra: A radon épületbe jutásának lehetséges útvonalai
(<http://www.radon-out.com> alapján módosítva)

Azt, hogy a pórusterbe került radongáz 3,82 nap (^{222}Rn felezési ideje) alatt mekkora utat tud megtenni, befolyásolja a talaj porozitása, permeabilitása, nedvességtartalma, valamint szemcseméret eloszlása (NAZAROFF ÉS NERO, 1988). Minél több, kisebb átmérőjű szemcséből áll a talaj, annál nagyobb felületen történhet radon-emanáció (CHAU et al., 2005). A radon migrációját befolyásolja továbbá a hőmérséklet, a nyomáskülönbség és a széljárás változása is (DENMAN et al., 2007).

2.4. Radonnal kapcsolatos szabályozások Magyarországon

Magyarországon a sugárvédelmi előírásokat (a radonnal kapcsolatosakat is) az ún. Atomtörvény végrehajtási rendelete, a 16/2000 sz. EüM rendelet tartalmazza részletesen. Ez a rendelet az ICRP-60-as (ICRP=International Commission on Radiation Protection) és a radon tekintetében az ICRP-65-ös ajánlásokat tartalmazza, azonban a radonra vonatkozóan az átvétel nem teljes körű. A rendelet nem tartalmazza a lakások radonszintjének szabályozását, csak a foglalkozási (munkahelyi) radonterheléssel foglalkozik. E tekintetben ipari eredetű szennyező források esetén értelemszerűen az általános dóziskorlátok alkalmazását kell figyelembe venni.

	Munkahely (Bq/m³)	Lakóház (Bq/m³)
ICRP	1000	200
IBSS	1000	-
EU	-	új:200, régi:400
Magyarország	1000	

1. táblázat: Magyarországi szabályozás összehasonlítva az ICRP, IBSS (International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, röviden IBSS) és Európai Unió ajánlásokkal a radonnal kapcsolatos cselekvési szintek tekintetében (KÁVÁSI, 2006)

A 16/2000 sz. EüM rendelet a foglalkozási sugárterhelés felső éves maximumának 20 mSv-et, a lakosság éves effektív dóziskorlátjának 1 mSv-et (pontosabban 5 mSv/5 év, ezen belül egy évben maximum 2 mSv-et (ez hosszú távon megfelel az egyszerűsített 1 mSv/éves korlátnak) határoz meg. A rendelet ettől az általános korláttól eltérően rendelkezik a munkahelyi radonszintekről, itt ugyanis 1000 Bq/m³ beavatkozási szintet ír elő (1. táblázat) az ezt meghaladó koncentrációk csökkentő beavatkozási kötelezettséggel és a koncentráció rendszeres ellenőrzésével.

3. UTÓLAGOS RADONMENTESÍTÉSI MÓDSZEREK ÁTTEKINTÉSE

A nagy radonkoncentrációjú (600-1200 Bq/m³) lakásokban élők rendszeresen évi 10-20 mSv sugárterhelést kaphatnak (SOMLAI et al., 2000). Legegyszerűbb és legcélszerűbb

megoldás radonmentes házak építése. Bizonyos országokban (pl. USA) az építési engedély megszerzéséhez szükséges az építési területen végzett talajgáz radonkoncentráció, talaj radon-exhaláció és talaj permeabilitás mérések elvégzése is (SOMLAI et al., 2000). Az adatok ismeretében az építkezők javaslatot kapnak a megfelelő építkezési mód kiválasztására (MJÖNES, 1993). Nagy Britanniában pl. egy nagyszabású kutatás keretein belül 68 radonmentes házat építettek speciális radonzáró lemezek segítségével egy olyan területen, amelynek jól ismert a geológiája, és amely radon szempontjából kockázatos. A felépített 68 házból 64 ház mérési eredményeit tudták kiértékelni. A mérések alapján a radonkoncentráció értéke minden esetben az Egyesült Királyság cselekvési szintje (200 Bq/m^3) alatt maradt (GROVES-KIRKBY et al., 2006).

Meglévő épületek esetében csak utólagos radonmentesítésre van lehetőség. A technikákat, amelyekkel csökkenthető a beltéri levegő radonkoncentrációja két csoportba oszthatjuk: vannak amelyek megakadályozzák, hogy a radon a lakótérbe juthasson és vannak, amelyek a már bekerült radon eltávolítását tűzik ki célul (HENSCHERL, 1994). A megfelelő radonmentesítési módszer kiválasztásához és megfelelő tervezéséhez nélkülözhetetlen az épületbe jutó radon forrásának pontos meghatározása és az épületszerkezeti adottságok ismerete és figyelembevétele.

3.1. Radongyűjtő zsomp

Az egyik leghatékonyabb radonmentesítési módszer az ún. radongyűjtő zsomp (földalatti üreg) kialakítása, padló alatti nyomáscsökkentéssel (CAVALLO et al., 1996), amelynek számos változata ismert az épület nagyságának, elhelyezkedésének és a beltéri levegő radonkoncentrációjának függvényében.

Legegyszerűbb egy belső, mini zsomp alkalmazása. A lakás közepén egy lyukat fúrnak a padlóba, és kb. egy vödörnyi talajt kiásnak alóla (a teret megközelítőleg 20 cm hatótávolságban ki kell tisztítani). Egy megfelelő átmérőjű csövet kell a lyukba helyezni, amin keresztül a tetőn át kivezethető a radon. Nagyon fontos a csővezeték körüli megfelelő szigetelés, hogy megakadályozzuk a levegő szivárgását. Egy átlagos lakásban egy egyszerű zsompnak megközelítőleg 250 m^2 -es hatóterülete vagy körülbelül 15 m-es hatótávolsága van. Azonban a talaj alatti eltömődés csökkentheti a hatást. Maga a zsomp elhelyezhető az épületen kívül, közvetlenül az épület mellett, vagy belül. A rendszer lehet aktív, nem kiemelkedően nagy radonkoncentráció esetében azonban passzívan is működőképes lehet.

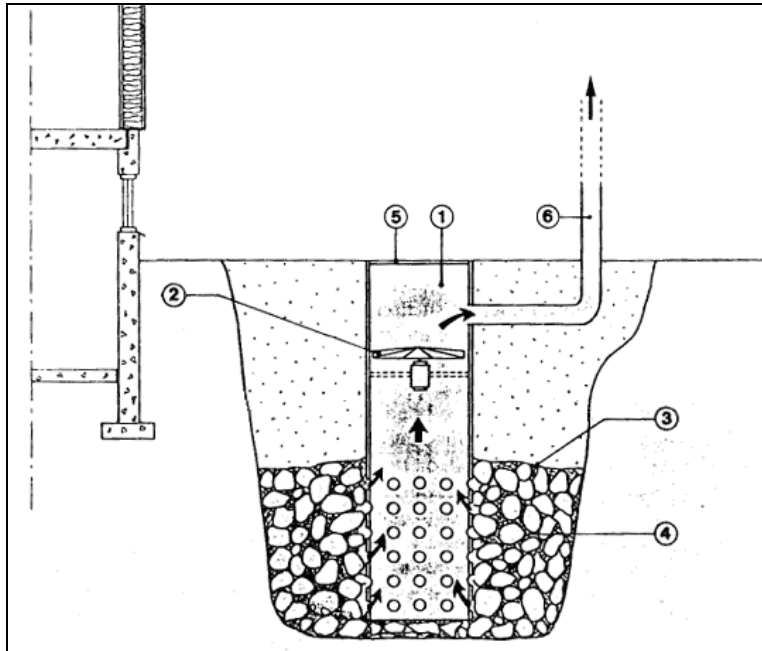
Aktív elszívó rendszerek esetében egy ventilátort vagy szivattyút iktatunk közbe (<http://www.bre.co.uk/radon/sumps.html>). A cél itt nem a radon kiszívása hanem az, hogy a

padló alatti térben a szívás hatására kisebb legyen a nyomás mint az épületben, mivel a radon a padló alatti és az épületen belüli nyomáskülönbség hatására áramlik az épületbe (SOMLAI et al., 2000).

Bizonyos esetekben a padló alatti nyomáscsökkentés helyett levegőbefúvással alkalmazható a nyomás növelése is radonmentesítésként. Szivattyúval a kültéri levegőt a zompba juttatjuk, aminek köszönhetően egy légpárna alakul ki a padló alatt. Az így kialakult nagyobb nyomás megakadályozza a radon feláramlását és felgyülemelését a padló alatt lévő talajgázban és ezzel csökkenti a beltéri levegő radonkoncentrációját (GORJÁNÁ CZ, 2006). Fontos megemlíteni azonban, hogy a radongyűjtő zomp hatékonysága is függ a területre jellemző talaj permeabilitásától, ha nagyon tömör talaj/kőzet található az épület alatt, a zomp működésének hatásfoka csökkenhet.

3.2. Radon-kút

A radongyűjtő zomp mellett a másik nagy hatékonysággal alkalmazható radonmentesítési módszer a radon-kút kialakítása (3. ábra), amely elsősorban vastag, de jó átteresztőképességű talajok esetében (kavics, homok) alkalmazható. Nagy előnye, hogy minden esetben az épületen kívül helyezkedik el, így nem kell átalakításokat végezni a lakótérben és egyszerre több ház is mentesíthető egy kúttal. A radon-kút működésének fő mechanizmusa, hogy csökkenti a talajlevegő radontartalmát az épület alatt és az épület környezetében. A módszer hatékonysága a talajrétegek homogenitásától, a talaj permeabilitásától, nedvességtartalmától, a kút mélységétől és a szivattyú/ventilátor hatékonyságától függ. A radon-kút ideális helyszínét a terület geológiája, a radon forrása és a kút mérete szabja meg, ami elsősorban attól függ, hogy mekkora területet kívánunk mentesíteni vele. Kedvező esetben egy radon-kúttal 20-60 m-es körzetet lehet mentesíteni, 80-95%-os hatásfokkal működik (KORHONEN et al., 2000; ARVELA, 2001).



3. ábra: Radon-kút vázlatos rajza (NERO, 1987)

1.: 3500-4000 mm hosszú és 400-1000 mm átmérőjű üvegszálas műanyag cső (ami ellenáll a talaj savasságának), 2.: megfelelő szívóhatású ventilátor, 3.: szigetelőanyag (műanyag fólia) 4.: megszívott terület, 5.: fedél (ami az előírt mechanikai terheléseknek ellenáll), 6.: ventilátorcső (amin keresztül a kiszívott levegő a légterbe kerül) (NERO, 1987)

3.3. Szigetelés

A szerkezeti illesztések (szennyvízcsövek környezete, padló és fal találkozási pontja, fal-fal illeszkedése) mentén található rések, repedések szigetelése olcsó radonmentesítési eljárás lehet. A szigetelés megakadályozza, hogy a radonban dús talajlevegő az épületbe jusson, ez azonban csak akkor lehet hatékony, ha minden egyes repedés és rés megfelelően szigetelt és a használt anyag alkalmazkodik a környezeti változásokhoz (KORHONEN et al., 2000). A radon bejutási útvonalainak szigetelése változó hatékonyságot eredményez, általában 30-60%-os határfokkal működik (ARVELA, 2001).

Abban az esetben, ha a radon forrása az építőanyag, nagyobb határfokkal alkalmazhatók radonszigetelő anyagok. Hongkongban egy új építésű 16 emeletes lakóház 2 szobájában végeztek kísérleteket, amelyek során egy újonnan fejlesztett emulziós bevonatot használtak. Az ellenőrzött minőségű, kémiai káros anyagoktól mentes bevonatot 3 rétegben vitték fel a vizsgált helyiségek falaira. A mentesítés után végzett 72 órás mérések alapján az eljárás hatékony, 99,85 %-os határfokot mutattak az ellenőrző mérések. Három évvel a mentesítés után a bevonat még mindig jó állapotban volt, megjelenése, színe, felülete nem változott (GAO et al., 2008).

3.4. Szellőztetés

A legkézenfekvőbb és legegyszerűbb módszer radonkoncentráció csökkentésére a szellőztetés, ami lehet természetes és működhet mesterséges szellőztető berendezések segítségével is. Azonnali és gyors eredményt érhetünk el ezzel a beavatkozással, azonban hatása csak rövid ideig tart és nem gazdaságos (a lakosság számottevő része a téli hónapokban, illetve a fűtési szezon ideje alatt sokkal ritkábban és sokkal rövidebb ideig szellőztet). Emiatt nagy radonkoncentrációjú épületek esetében ezt a módszert teljesen kizárhatjuk, csak más mentesítési beavatkozás kiegészítéseként használható.

3.5. Levegőtisztító berendezés

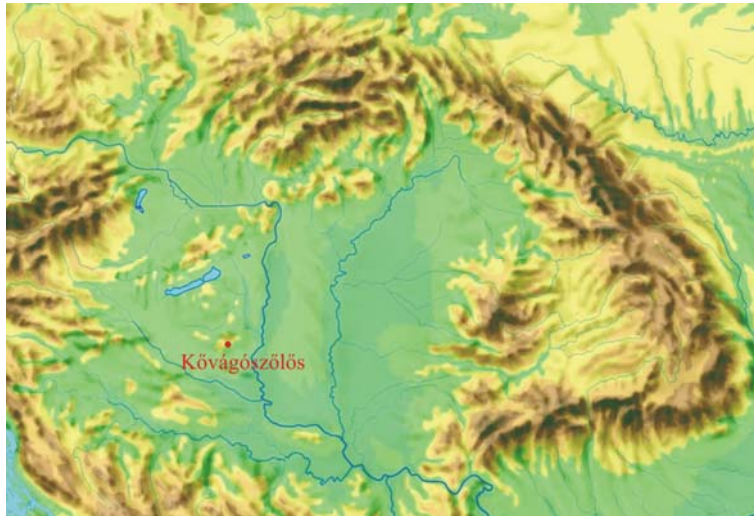
Mivel a sugárterhelés nagy részét a radon bomlásakor keletkező és a porszemekhez tapadó radioaktív bomlástermékek okozzák, hatásos lehet a lakótér levegőjének szűrése. Okinawában japán kutatók egy nagy radonkoncentrációjú épület radonmentesítését levegőtisztító berendezéssel oldották meg. A méréseket egy 74 m³-es, 24 m²-es szobában végezték el a levegőtisztító berendezés működése mellett és nélküle. A vizsgálatok során meghatározták a levegőben lévő radonkoncentrációját, a radon leányelemeinek koncentrációját, a radon egyensúlyi ekvivalens koncentrációját, az aeroszolokhoz tapadt leányelemek szemcseméret eloszlását és a nem kötött frakció nagyságát. A berendezés egy nagy hatékonyságú részecskeszűrőt (high-efficiency particulate air filter – HEPA) és egy aktív szénest tartalmaz, és a gyors és hatékony tisztítás érdekében a legnagyobb fokozaton (6,5 m³/perc) működött a mérések alatt. A levegőtisztító berendezés működése közben a radon leányelemeitől származó dózis a mérési adatokból végzett számítás szerint jelentősen csökkent. A szerzők szerint a levegőtisztító berendezés használata közepes radonkoncentráció esetén (200-400 Bq/m³) hatásos radonmentesítési eljárás lehet (KRANROD et al., 2009).

3.6. Talajcsere

Abban az esetben, ha a mentesíteni kívánt épület levegőjének határérték feletti radonaktivitás-koncentrációjáért a talaj felső rétegének (1-3 m) anomálishan nagy ²²⁶Ra-tartalma felelős, felmerülhet a talaj eltávolítása, cseréje, ezzel ugyanis megszüntethető a keletkező radon forrása (SOMLAI et al., 2000; GORJÁNÁ CZ, 2006). Nagyon hatásos, de ugyanakkor nagyon költséges módszer, kiemelkedően nagy rádiumtartalom, talajgáz radonkoncentráció és radon-exhaláció értékek esetében érdemes alkalmazni, elsősorban bányászati vagy ipari tevékenység során szennyeződött területek rekultivációja során.

4. A MENTESÍTÉSRE KIVÁLASZTOTT TERÜLET

Az általunk megvizsgált épület Kővágószőlősen található. A település a Nyugat-Mecsekben, a Jakab-hegy lábánál fekszik, a 18°7' hosszúsági és a 46°5' szélességi körön Kővágótöttös és Cserkút között (4. ábra). A területen található kőzetek a világtalagra jellemző értéknél nagyobb mennyiségben tartalmaznak uránt és rádiumot (11,5 ppm urántartalom) (SOMLAI et al., 2006), ennek köszönhetően több épületben a figyelembe vett határértékeket meghaladó mennyiségben halmozódik fel radon gáz (GORJÁNÁ CZ, 2006).

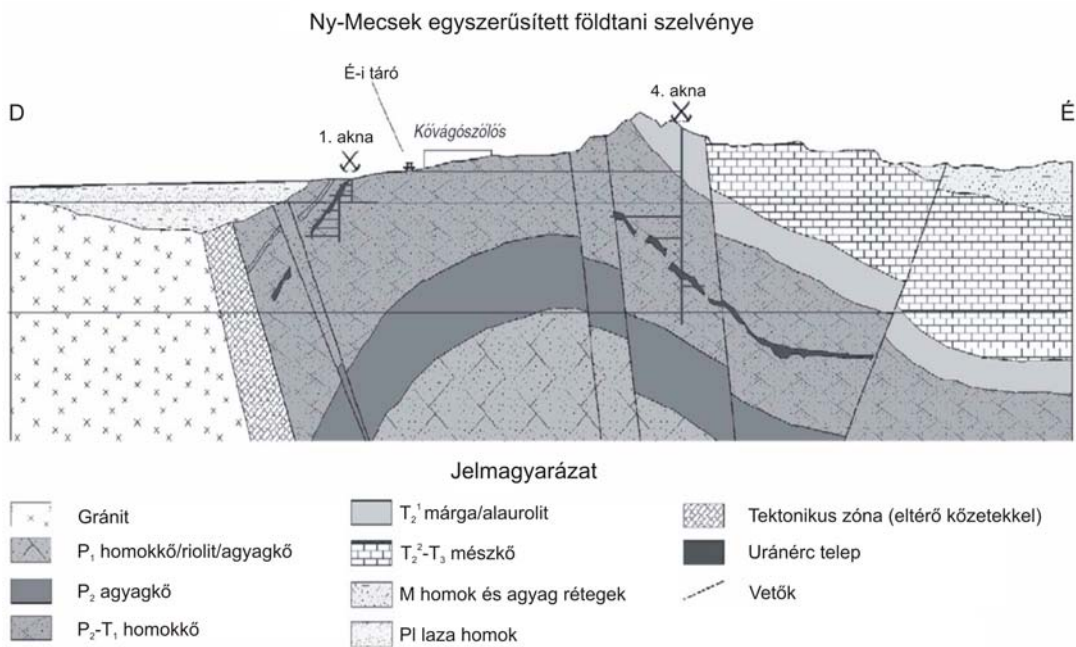


4. ábra: Kővágószőlős földrajzi elhelyezkedése

4.1. A vizsgált terület földtani háttere

A vizsgált területen található kőzetek főként vöröshomokkőből állnak, amelyek a középső permii üledékciklusba tartozó Kővágószőlősi Homokkő Formációba tartoznak (CSÁS ZÁR, 2005). A homokkő diszkordánsan települ a középső-permi Bodai Aleurolit Formációra (FÜLÖP, 1994). A változatos színű uralkodóan vörös vagy lilászvörös, máskor vörösesbarna, zöldesszürke vagy szürke színű konglomerátum, kavicsos vagy arkózás homokkő, aleurolit és agyagkő összetételű, folyóvízi eredetű formáció ciklikus felépítésű. A maximálisan kb. 1400 m vastag formációt négy tagozatra osztják az alábbiak szerint: Bakonyai Homokkő Tagozat (tarka), Kővágótöttösi Homokkő Tagozat (szürke), Cserkúti Homokkő Tagozat (vörös) és Tótvári Homokkő Tagozat (lila). Az uralkodóan durvaszemcsésű Bakonyai Homokkő Tagozat folyóvízi meder és ártéri fáciesű, a változatos szemcseméretű Kővágótöttösi Homokkő Tagozat, amelyben gyakori a kovásodott fatörzs is, főként mocsári, holtági eredetű, de meder fáciesű közbetelepüléseket is tartalmaz. A legkiegyenlítettebb szemcseméretű a Cserkúti Homokkő Tagozat (vörös), amely alapvetően

meder fáciesű üledék, míg az erősen kavicsos Tótvári Homokkő Tagozat az időszakos vízfolyások által létrehozott hordalékkúp eredetű képződmény. A Kővágószőlősi Homokkő Formáció kiemelt jelentőségét a Kővágótöttösi Szürkehomokkő és a Cserkúti Vöröshomokkő Tagozatok összefogazódott frontján kialakult Zöldhomokkő retegcsoport adja (5. ábra) a benne felhalmozott és több évtizeden keresztül kitermelt uránércnek köszönhetően (CSÁSZÁR, 2005; FÜLÖP, 1994). Az urándúsulás epigenetikus, úgynevezett infiltrációs ércesedés. Ez azt jelenti, hogy az érc az elsődleges, feltehetően gránithoz kapcsolódó képződési helyről kioldódott, oldatban szállítódott uranil (UO_2^{2+}) formájában, majd redukációs környezetben U^{4+} -ként uránkarbonátok-, -oxidok-, -szilikátokba beépülve lencséket alkotva kivált elsősorban a Zöldhomokkő kötőanyagaként.

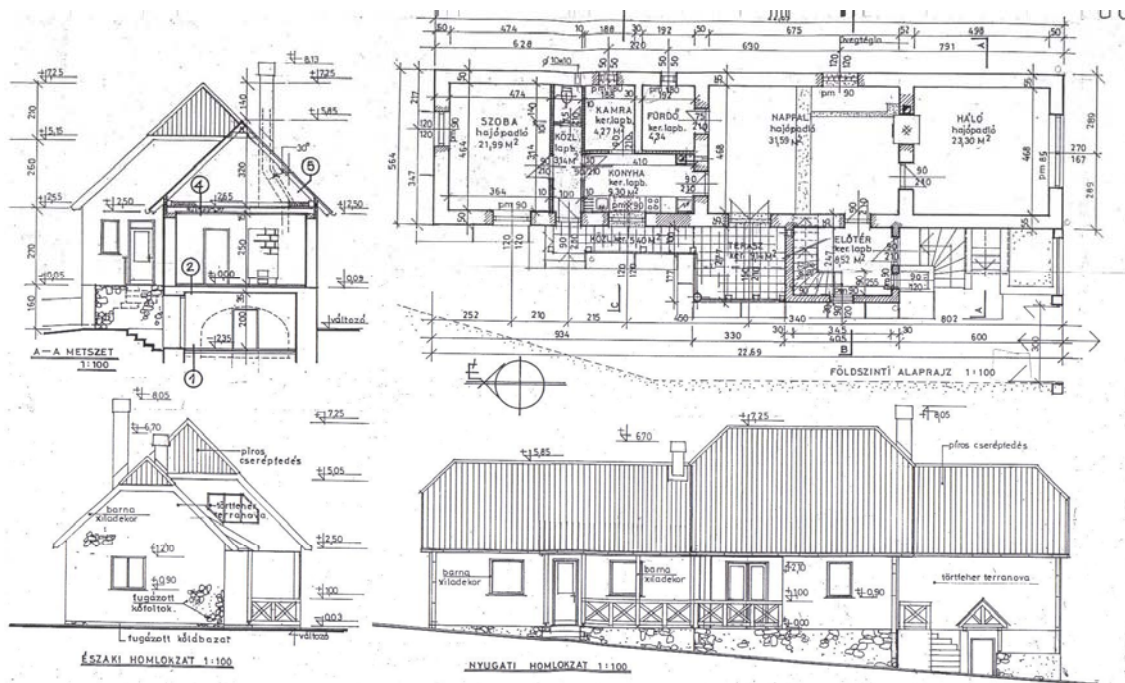


5. ábra: Kővágószőlősen keresztülhaladó észak-dél irányú egyszerűsített földtani szelvény (SOMLAI et al., 2006)

4.2. A vizsgált épület elhelyezkedése és jellemzése

A vizsgált épület és a hozzá tartozó terület Kővágószőlős középső részén helyezkedik el, az egykori északi-tárhoz felett megközelítőleg 60 méterrel. Az épület (H1) egy közel 100 éves, a településen bányászott homokkőből épített, felújított, pincével és beépített tetőtérrel rendelkező családi ház (6. ábra). A földszinten 8 helyiség található: hálószoba, nappali, előszoba, étkező, fürdőszoba, konyha, kamra és egy beépítetlen szoba, amely tárolóként üzemel. A beépített tetőtér egy nagy szobából, egy fürdőszobából és egy padlásból áll. A

pince a földszinten található étkező és hálószoba alatt húzódik, 2 részből áll, egy előtérből és egy hagyományos pince részből.



6. ábra: A vizgált épület és alaprajza

5. ALKALMAZOTT VIZSGÁLATI MÓDSZEREK

5.1. Az épület radonszintjének meghatározása

5.1.1. Beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációjának meghatározása RAD 7 detektorral

Egy ismeretlen épület esetében az első lépés, hogy megvizsgáljuk létezik-e radon-probléma. Ezt legegyszerűbben egy rövid idejű, pillanatnyi méréssel lehet meghatározni. Ehhez egy DURRIDGE gyártmányú RAD 7 radonmonitort alkalmaztam. A műszer 0,7 l-es kamrájában egy beépített szilárdtest félvezető detektor (Si) található, ami az α -sugárzás energiáját elektromos jellé alakítja át, illetve a kibocsátott alfa-részecskék energiája alapján meghatározza, hogy melyik radon izotóp keltette a sugárzást. Ezzel a módszerrel ^{222}Rn , és ^{220}Rn izotópot, illetve azok leányelemei (^{216}Po , ^{218}Po és bomlástermékeik) detektálható. A félgömb alakú kamra belsejét elektromos vezető réteg vonja be, amit nagyfeszültségre kapcsolunk. Ez azért szükséges, hogy a detektorba bejutott levegővel keveredett és ott elbomlott radonból keletkezett pozitív töltésű ^{218}Po -t a feszültség következtében kialakult

elektromos tér a Si-detektorra hajtja. A detektor felületén a ^{218}Po izotópok alfa-részecskék kisugárzása közben, rövid felezési idejüknek köszönhetően (≈ 3 perc) gyorsan elbomlanak. A detektor ezeket az α -részecskéket detektálja. Több, különböző energiájú részecske detektálása egy spektrumot eredményez (BORÁROS, 2006). A műszer a spektrum alapján kiválogatja a ^{218}Po bomlásait. A ^{218}Po pár perccel a radon után bomlik, ezért ezt „friss” radonnak hívjuk, míg a ^{214}Po bomlása csak két lassú béta-bomlás után következik be, ezért az eredeti ^{222}Rn után megközelítőleg fél órával bomlik el. Gyors radonkoncentráció változásokat ez utóbbival nem lehet követni, ezért a radonkoncentrációt csak a ^{218}Po beütésszámai alapján állapítható meg.

A műszerrel kétféle mérést végeztem. Egyrészt a vizsgált helyiségre jellemző pillanatnyi radonkoncentráció értékét határoztam meg, amit átlagmérésnek hívjuk. Ebben az esetben a berendezést előzetes szellőztetés nélkül a vizsgálni kívánt helyiségbe tettem, ahol 15 perces mérési ciklussal 4-10 órán keresztül működött. A másik módszerrel a szobalevegő radonnal való telítődésének sebessége követhető nyomon, ez a beáramlás-mérés. Ilyenkor alapos szellőztetés után helyezük a műszert a szobában és szintén 15 perces mérési ciklusokkal hosszabb idejű, 12-24 órás mérést végzünk. Ezzel a módszerrel megvizsgálható a szobába áramló radon fluxusát. Ha a mérés során a radonkoncentráció értéke a radon telítődési görbéjének megfelelően növekszik, az azt jelenti, hogy a radon forrása egy állandó anyag (pl. talaj). Ha a telítődési sebesség ennél gyorsabb és a görbe felfutása nem felel meg a radon bomlási állandójának, akkor összetett forrással (pl. talaj + építőanyag) is számolnunk kell.

Beáramlásos méréskor a szobában lévő radonatomok száma ($N(t)$) két tényező miatt változik az általunk használt egyszerűsített képletben (amely a radioaktív bomlástörvény alapján levezethető). Egyrészt λ bomlási állandóval bomlik, másrészt az L vastagságú falon keresztül diffúzió során bejut. Ez utóbbi esetben a fal túlsó oldalán a talajban lévő nagy radontartalmú levegőt tételezünk fel. Ezért az alábbi egyenlet leginkább a pinceszinten végzett mérésekre lehet jó közelítés:

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda N + \frac{DA}{L} \Delta n = -\lambda N + \frac{DA}{L} n_r - \frac{DA}{L} n(t) \quad 1. \text{ egyenlet}$$

λ : Radon bomlási állandója

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = 2,1 \cdot 10^{-6} \frac{1}{s}$$

D: Diffúziós állandó (m^2/s dimenziójú), a koncentrációkülönbség hatására beáramló radonatomok számával arányos. Ez egy átlagos (effektív) állandó, a ház építési technológiájára, beépített anyagaira jellemző.

A: Felület, amin át a radon a szobába diffundálhat

L: Fal vastagsága, amin keresztül a radon a szobába juthat

Δn : A talajban és a szoba levegőjében lévő radontartalom közti különbség (db/m^3), c -vel az aktivitáskoncentrációkat jelöljük $c = \lambda n$.

Δn -t két tagra bontható, a szoba levegőjében- és a talajban mért radonkoncentráció értékei alapján. Így a talajban lévő radonkoncentráció n_T , a szoba levegőjének radontartalma $n(t) = N(t)/V$ (db/m^3) \rightarrow az így kapott egyenlet:

$$\frac{dN}{dt} = -\left(\lambda + \frac{DA}{LV}\right)N + \frac{DA}{L}n_T = -\lambda^*N + k \quad 2. \text{ egyenlet}$$

ahol:

$$\frac{DA_{n_T}}{L} = k \quad \text{és} \quad \lambda^* = \lambda + \frac{DA}{LV}$$

Ennek a differenciálegyenletnek a megoldása: $N(t) = \frac{k}{\lambda^*}(1 - e^{-\lambda^*t})$. Ha mindkét oldalt megszorozzuk a radon bomlási állandójával, akkor a darabszám helyett a radonaktivitását kapjuk. A méréseimben azonban aktivitás-koncentrációk lesznek, ezért még a rendelkezésre álló tér térfogatával elosztjuk mindkét oldalt:

$$c(t) = \frac{\lambda}{V}N(t) = \frac{\lambda}{V} \frac{k}{\lambda^*}(1 - e^{-\lambda^*t}) = c^*(1 - e^{-\lambda^*t}) \quad 3. \text{ egyenlet}$$

Itt:

$$c^* = \frac{\lambda}{V} \frac{k}{\lambda^*} = \frac{\lambda n_T}{\lambda^*} \frac{DA}{LV} = \frac{c_T}{\lambda + \frac{DA}{LV}} \frac{DA}{LV} = \frac{c_T}{1 + \lambda \frac{LV}{DA}} \quad 4. \text{ egyenlet}$$

Ez azt jelenti, hogy a c_T (a talaj radonaktivitás-koncentrációja) határozza meg a c^* telítődési koncentrációt, de ez utóbbi mindig kisebb lesz. A telítődési koncentráció annál kisebb, minél szélesebb a fal (L nagyobb), minél kisebb a D diffúziós állandó (jól zár a fal anyaga), és minél nagyobb a szoba V/A aránya (térfogat/a falak területe, a $D=0$ határesetben c^* közeledik a 0-hoz, ami a tökéletesen záró fal esete).

A 2. egyenletet beáramlási görbének is hívjuk, és a másik paramétere λ^* nemcsak a bomlási állandót tartalmazza, hanem a diffúzióra jellemző DA/LV konstanst is. Így mindig $\lambda^* > \lambda$, ezért a diffúzió nélküli esethez képest mindig gyorsabb feltöltődést kapunk. Ha DA/LV jóval nagyobb a λ -nál, akkor a feltöltődés gyors és a bomlás alig játszik szerepet.

Ebben az egyszerűsített modellben a radon kiszökést, szellőzést nem vizsgáltuk. Az is meghatározó, hogy a ház alapzata és a talaj között milyen a szigetelés. Lehetséges például, hogy a határfelületen a radon képes a szabad levegőbe kiszökni, ekkor egy c_T -nél kisebb effektív c_T -vel kell számolnunk.

A bemutatott egyenlet közelítésként alkalmazható arra az esetre is, amikor nem a talajból áramlik a radon a szobába, hanem az építőanyagból. Ilyen esetben a fal két oldala közötti nyomáskülönbség is szerepet játszik, de ezt sem tartalmazza egyszerű modell. A radon pontos követése természetesen bonyolult modellekhez vezet. Jelen keretek között az egyszerűséget szem előtt tartva, a beáramlás pusztán mennyiségi meghatározását tűztem ki célul.

5.1.2. Beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációjának meghatározása AlphaGuard radondetektorral

Miután pillanatnyi mérésekkel az előző fejezetben bemutatott módszerrel megvizsgáltam az egyes helyiségekre jellemző értékeket, azokban a szobákban, ahol a radonkoncentráció átlagos értéke nagyobb volt, mint a figyelembe vett határérték (régiben építésű házakra 400 Bq/m^3 , új építésű házaknál 200 Bq/m^3 évi átlagos radonaktivitás-koncentráció) célszerű hosszabb távú méréseket is végezni (ismert a radonkoncentráció gyors és tág határok közötti ingadozása, egy rövid távú mérés csak tájékoztató jellegű). Az eredmények értékelésekor azonban figyelembe kell venni, hogy a mérés mikor (napszak és évszak) és milyen körülmények között történt (pl. mérés előtt/alatt volt-e szellőztetés). Ha ezeknek a tényezőknek a figyelembevételével úgy ítéljük meg, hogy az évi átlagos radonkoncentráció nagyobb lehet a határértéknél akkor ajánlott hosszú távú mérés elvégzése is.

Beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációjának hosszú távú monitorozásához a Genitron Instruments, ionizációs kamrás AlphaGuard PQ2000 Pro radonmonitort alkalmaztam. A műszer képes pillanatnyi mintavételezésre (talajgáz radonkoncentrációjának, valamint talaj radon-exhalációjának kiszámításához) és hosszú távú monitorozásra (beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációjának nyomon követésére) is. A műszer $2 \text{ Bq/m}^3 - 2$

MBq/m³ mérési tartományban mér, és a radonaktivitás-koncentráció mellett megadja a mérés abszolút hibájának, a hőmérsékletnek, a légnyomásnak és a relatív páratartalomnak az értékét is. A beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációjának vizsgálata során az AlphaGuard radonmonitort a vizsgált helyiségbe tettem és pillanatnyi mintavételezésnél 10 perc, hosszabb távú monitorozáskor 60 perc integrálási időközzel diffúziós üzemmódban alkalmaztam. Diffúziós üzemmódban a levegő átáramlását a természetes diffúzió okozza és a bemenő nyíláson egy szűrő biztosítja, hogy a radon bomlástermékei ne juthassanak a detektorba. AlphaGuard radonmonitorral csak radon-átlag mérést végeztem, a műszert előzetes szellőztetés nélkül helyeztem a vizsgálni kívánt helyiségbe.

5.2. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása

Ha a beltéri levegő radonkoncentrációjának rövidtávú mérése alapján feltételezhető, hogy az épületben egészségre káros mennyiségben halmozódhat fel radon – és ezt a hosszú távú mérés eredménye is alátámasztja – érdemes megvizsgálni és meghatározni az épületbe jutó radon forrását. Az irodalmi adatok és eddigi tapasztalataink alapján a leggyakoribb forrás a talaj és az építőanyag (JÖNSSON et al., 1995). Hogy az állítás helyességéről meggyőződünk érdemes párhuzamosan *in-situ* és *ex-situ* méréseket is elvégezni. *In-situ* mérésekkel meghatározható a talajgáz radonkoncentrációjának és a talaj radon-exhalációjának értéke. Laboratóriumban talaj- és építőanyag minták rádiumtartalmát vizsgálhatjuk meg, ami közvetlenül befolyásolja a keletkező radon mennyiségét és a talaj vagy építőanyag radonkibocsátási képességét.

5.2.1. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása *in-situ* módszerekkel

5.2.1.1. Talajgáz radonaktivitás-koncentrációjának meghatározása

A talajgáz radonkoncentrációjának értéke arról ad számunkra információt, hogy a talajban található ²²⁶Ra-ból mennyi radon jut a kőzet pórusaiba. A keletkezett radonnak egy része a talaj radonkibocsátási képességének függvényében – amit leginkább befolyásol a talaj permeabilitása, porozitása, nedvességtartalma, stb. – a talajból a levegőbe, illetve a területen található épületbe kerül.

Talajgáz radonkoncentrációjának meghatározásához az előző fejezetben bemutatott AlphaGuard radonmonitort, a műszerhez kapcsolható AlphaPump légszivattyút és mintavételi szondát használtam. Utóbbi verőszondából, erre csavarmenettel csatlakozó verőcsonkból és a verőszonda furatába illeszkedő acél gáz-mintavevő csőből áll. A verőszondába egy zárszeget helyeztem, ezzel megakadályoztam, hogy a cső belsejébe talaj

kerüljön. Egy kalapács segítségével 60 cm mélyre ütöttem (a verőszondán a mélységet 10 cm-es felosztásban vonalak jelzik), majd 10 cm-t visszahúztam belőle, hogy 50 cm mélyen legyen a talajban. A gáz-mintavevő csövet óvatosan beleengedtem a verőszondába, miközben kiütöttem belőle a zárszeget és szilikon csövekkel az AlphaPumphoz, azt pedig az AlphaGuard mérőkamrájához csatlakoztattam (7. ábra). A műszert gázátáramlásos üzemmódban alkalmaztam, az integrációs időközt 1 percre állítottam be, a hozzákapcsolt AlphaPump légszivattyún az 1 liter/perc hozamot választottam ki. A vizsgálat során feljegyeztem a mért értékeket egészen addig, amíg csökkenni nem kezdtek a mért értékek és a három legnagyobb érték számtani átlagát vettem. A mérés után a légszivattyút bekapcsolva hagytam, hogy az AlphaGuard mérőkamráját kiszellőztessem.



7. ábra: Talajgáz radonaktivitás-koncentrációjának meghatározására használt AlphaGuard radonmonitor és a hozzátartozó talajgáz szonda mérési összeállítása

5.2.1.2. Talaj radon-exhalációjának meghatározása

A radon-exhaláció azt jelenti, hogy a szemcséből a pórusrétegbe került radonatomok közül mennyi tud kilépni a mintából az atmoszférába. Mértékegysége $\text{Bq/m}^2\text{s}$, tulajdonképpen az előző fejezetben említett radonkibocsátási képességet adja meg. Az épületbe jutó radon szempontjából fontos tényező, mivel előfordulhat, hogy a talaj rádiumtartalma és a talajgáz radonkoncentrációja nagy, azonban a talaj szerkezete, tömörsége csak kis mennyiségű radont enged kijutni a felszínre. Mindez fordítva is történhet, kis rádiumtartalomnál és talajgáz radonkoncentrációnál is lehet az indokoltnál nagyobb radon-exhaláció, ha a talaj nagyon laza és porózus. Ezért szükséges mindkét mérés elvégzése.

Talaj radon-exhalációjának helyszíni méréséhez egy radon-akkumulációs edényt és a már bemutatott AlphaGuard radonmonitort alkalmaztam. A radon-akkumulációs edény egy 30 cm magas, 50 cm átmérőjű hengeres, egyik oldalán zárt edény, amely két golyóscsappal ellátott kivezetéssel rendelkezik. A műszert a talajra helyeztem, majd nyílásával lefele ráhelyeztem az akkumulációs edényt és 10 cm mélyen a talajba süllyesztettem. A mérés előtt az AlphaGuard-ot 10 perces integrációs időközzel diffúziós üzemmódba kapcsoltam és elzártam a csapjait. Egy óra elteltével levettem az edényt, a mért radonaktivitáskoncentrációból az akkumulációs idő és az edénymagasság ismeretében számoltam ki a radon-exhalációs sebességet.

A radon felnövekedési görbe kezdeti, néhány órás szakasza közel lineáris, a görbe meredeksége a radon-exhaláció értékével arányos. A lineárisnak vehető felnövekedési görbét két pontja gyakorlati szempontból is kielégítő módon meghatározza. A kezdőpont (az edény talajra helyezésének pillanata) a legtöbb esetben gyakorlatilag 0 koncentrációjúnak tekinthető a talajlevegő és az atmoszféra közötti radonkoncentráció több nagyságrendnyi különbsége miatt. Nagyjából 1 óra múlva megmérve az edény légtérében a radonkoncentrációt, kapjuk a felnövekedési egyenes második pontját, amely további mérésekkel tovább pontosítható (de ez gyakorlati szempontból már nem ad új információt, csak ellenőrzésre szolgál). Ezek alapján a talaj radon-exhalációját az alábbi módon számoltam (MECSEKÉRC, 2001):

$$E_{Rn} = \frac{C_{Rn2} - C_{Rn1}}{t_2 - t_1} \cdot \frac{V_E}{A_E} = \frac{\Delta C}{\Delta t} h_E \quad 5. \text{ egyenlet}$$

ahol:

- E_{Rn} a radon-exhalációs sebesség ($\text{Bq/m}^2 \text{ s}$),
- C_{Rn} (Bq/m^3) az edényben t (s) időpontban mért ^{222}Rn koncentráció,
- V_E , A_E és h_E a hengeres edény geometriai paraméterei, térfogat (m^3) a talajjal érintkező felület (m^2) ill. belmagasság (m).

5.2.2. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása laboratóriumi módszerekkel

5.2.2.1. Talajminták fajlagos radon-exhalációjának laboratóriumi mérése

Abban az esetben, ha a helyszínen nem tudjuk meghatározni a talajfelszín radon-exhalációját, ezért szükséges mintát venni és laboratóriumi körülmények között megvizsgálni. Ez előfordulhat akkor, ha nedves a talaj, ebben az esetben a mérés előtt meg kell szárítani, vagy ha olyan területről szeretnénk mintát, ahová az *in-situ* exhaláció mérésre

szolgáló akkumulációs edény nem fér el, vagy ha építőanyagok radonkibocsátási képességének meghatározása a cél.

A radon-exhaláció laboratóriumi meghatározása során más jellegű eredményt kapunk, mint *in-situ* módszerrel, de ez is egy a minta radonkibocsátási képességére jellemző érték. Laboratóriumban a talaj/építőanyag minta radon-exhalációját Bq/kg-ban adjuk meg, ami azt jelenti, hogy a minta 1 kg-nyi tömegéből másodpercenként hány darab radonatom lép ki.

A méréshez egy úgynevezett radonkamrát használtam, ami egy zárható csapokkal ellátott alumínium henger. A vizsgálni kívánt mintát a kamrába helyeztem és három hétig állni hagytam. Ennyi idő szükséges ahhoz, hogy a mintában keletkező és elbomló radonatomok száma között egyensúly álljon be. Ezután a kamra kinyitott csapjait műanyag csövek segítségével egy páralekötőn keresztül a RAD 7 radondetektorhoz kapcsoltam és a minta feletti levegő radonkoncentrációját mértem. A minta exhalációja a következő módon számolható ki (ludens.elte.hu/~akos/sflab):

$$C_{lev} = C_m + (C_m - C_h) \cdot \frac{V_{det}}{V_{net}} \quad 6. \text{ egyenlet}$$

Ahol:

C_{lev} = a radonkoncentráció értéke a bezárt kamrában a detektor hozzákapcsolása előtt (Bq/m³)

C_m = a minta feletti levegő radonkoncentrációja a kamrában a mérés során (Bq/m³)

C_h = a mérés előtt mért háttérkoncentráció értéke abban a helyiségben, ahol a mérés történik (Bq/m³)

V_{det} = a detektor, a páralekötő és a használt csövek térfogata (m³)

V_{net} = a kamra térfogata – a minta térfogata (m³)

Ezek alapján az exhaláció az alábbi képlet segítségével számítható ki:

$$E = V_{net} \cdot C_{lev}$$

Az exhalációt Bq egységben kapjuk meg. A fajlagos radon-exhaláció (Bq/kg) kiszámolható a minta tömegének ismeretében (ludens.elte.hu/~akos/sflab).

Laboratóriumi radon-exhaláció meghatározásához a talajmintákat 20 cm mélységből ásóval vettem és ugyanezeknek a mintáknak határoztam meg a rádiumtartalmát gamma-spektroszkópiával.

5.2.2.2. Rádiumtartalom meghatározása gamma-spektroszkópiával

Az épületekbe jutó radon fő forrása legtöbb esetben a talaj rádiumtartalma, ami így közvetlenül meghatározza az épületben kialakuló radonszintet. Ha a lakótérben kialakult

nagy radonkoncentrációért nem a talaj rádiumtartalma felelős, akkor általában az építőanyag a beltéri levegőbe jutó radon forrása, ugyanis az építőanyagokhoz kevert salak- és pernyetartalmú adalékanyagok bizonyos esetekben nagy mennyiségű ^{226}Ra -ot tartalmazhatnak (PAPP ÉS DARÓCZY, 1997).

Talaj- és építőanyagminták rádiumtartalmának meghatározására csak laboratóriumi körülmények között van módunk, gamma-spektrometriával.

A gamma-spektroszkópiai méréseket egy GC1520-7500SL típusú HPGe detektoron végeztem az ELTE Atomfizikai Tanszékén. A detektor egy nagy tisztaságú germánium félvezető detektor, ami 100 keV – 2800 keV közötti gamma-fotonok detektálására van beállítva. Egy foton detektálása során mindig a detektor érzékeny térfogatában maradt energiát mérjük. A leadott energiát a mérendő részecskének a detektor anyagával való kölcsönhatása határozza meg. Ez lehet fotoeffektus, többszörös Compton-szórás, illetve előfordulhat a párkeltést követő annihilációs folyamatban keletkező egy vagy két darab 511 keV energiájú foton befogása. A meglökött elektronok mozgási energiája sokszorosa a detektor atomjaiban lévő elektronok kötési energiájának, így egy meglökött elektron $10^2 - 10^7$ töltéshordozó párt hoz létre egy félvezető detektorban a leadott energiájával arányosan. A keletkezett töltésmennyiséget határozzuk meg a töltések bizonyos idő alatt történő begyűjtésével. Az energiaspektrumban a karakterisztikus energiáknál éles (kb.100 eV széles), Gauss-görbe alakú csúcsokat detektálhatunk. E csúcsok alatti terület a bomló elem aktivitásával függ össze, arányos továbbá azzal, hogy egy adott energiájú vonal milyen valószínűséggel jelenik meg az anyaelem gerjesztése esetén.

A detektort egy ólom-vas burkolat veszi körül. Az ólomréteg elnyeli a környezetből érkező γ -fotonokat, viszont a gamma-sugárzás gerjeszti az ólmot. Ezért használunk vasat is, ami csökkenti az ólom röntgenvonalainak megjelenési valószínűségét a spektrumban és ezzel csökkenti a háttérrel.

A talajmintákat alumíniumból készült radonkamrákba helyeztem, 3 hétig lezárt csapokkal állni hagytam őket, ezután először gamma-spektroszkópiai méréseket végeztem rajtuk, majd ugyanezeknek az érintetlen mintáknak határoztam meg a radon-exhalációját. A minták rádiumtartalmának meghatározásához 12-24 órás méréseket végeztem a minta aktivitásától függően és a fajlagos aktivitást (Bq/kg) az alábbi képlet segítségével határoztam meg (ion.elte.hu/~akos/orak/kmod/EPR2.htm):

$$A = \frac{T}{\eta \cdot I \cdot t} \quad 7. \text{ egyenlet}$$

Ahol:

A= a minta aktivitása

T= a mért csúcs területe

η = a csúcshatásfok

I= a gamma foton intenzitása

t= a mérési idő

A csúcs területének nagyságát Spill nevű csúcskereső és illesztő programmal határoztam meg, a hatásfokot Monte Carlo szimulációt használó program segítségével számoltam ki.

5.3. Kiegészítő vizsgálatok

Ha az épület radonszintjének meghatározása alapján egészségre káros mennyiségben van jelen radon a lakótérben és az eddig felsorolt módszerekkel sikerül meghatározni a bejutó radon forrását célszerű kiegészítő vizsgálatokat végezni a természetes forrás ásvány megkeresése érdekében. Ehhez a talajmintákat először 6 szemcseméret frakcióra osztottam, majd a 0,125-0,250 mm szemcseátmérőjű frakcióból kiválasztott ásványszemcséken pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálatokat végeztem.

5.3.1. Talajminták szemcseméret eloszlásának vizsgálata

Talajminták szétválasztása különböző szemcseméret frakciókra egyrészt megelőző lépése a pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálatnak, másrészt fontos információval szolgál a minta radonkibocsátási képességéről. A kiválasztott talajminták szemcseméret eloszlását nedves szitálás segítségével határoztam meg. Szitálás előtt a mintákat dezaggregálószer felhasználása nélkül desztillált vízben áztattam, majd néhány napig állni hagytam. Miután eléggé fellazultak, a talajokra, üledékekre és laza kőzetekre használt szitasoron rázógéppel segítségével hat frakcióra bontottam (<0,063 mm, 0,063-0,125 mm, 0,125-0,250 mm, 0,25-0,50 mm, 0,5-1,0 mm, >1,0 mm) a mintákat. Szitálás után az egyes frakciókat szárítószekrényben átlagosan 50 °C-os hőmérsékleten kiszárítottam. A legkisebb (<0,063 mm) frakciót ülepítettem, majd a fent említett módon szintén kiszárítottam.

5.3.2. Talajminták vizsgálata pásztázó elektronmikroszkóppal

Talajminták pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálattal a mintában található potenciális radonforrást, azaz urántartalmú ásványokat kerestem. A vizsgálat során a szemcsék felületét vizsgáltam. Az elektronsugár behatolási mélysége függ a sugárzás

energiájától, az anyag fizikai és kémiai tulajdonságaitól és a sugárzás illetve az anyag kölcsönhatása határozza meg. A vizsgálat során a kölcsönhatás következtében keletkező jeleket (szekunder elektronok, röntgensugárzás, stb.) detektáljuk. A keletkezett jelek különböző típusú információval szolgálnak a vizsgált mintáról. A szekunder elektronok a felület topográfiájáról, a visszaszórt elektronok a minta összetételéről adnak felvilágosítást. A karakterisztikus röntgensugárzás segítségével elemanalízis végezhető. A primer ionizáció során a belső elektronhéjról kilökött elektron helyét egy külső héjon lévő elektron tölti be. Az így felszabaduló energiát az atom karakterisztikus röntgensugárzás formájában adja le. Ennek a sugárzásnak a hullámhosszát (vagy energiáját) a két elektronhéj közötti energia különbség határozza meg, ami karakterisztikus a kibocsátó elemre. Tehát a kémiai elemazonosítás és koncentrációmérés a röntgensugár energiájának (EDS) mérésén alapszik.

A vizsgálatok az ELTE Közöttani és Geokémiai Tanszékének *EDAX PV 9800* energia diszperzív röntgen-spektrométerrel felszerelt *AMRAY 1830 I/T6* típusú pásztázó elektronmikroszkópjával készültek. Az elemzések során 20 kV-os gyorsító feszültséget alkalmaztunk, a primer elektronáram pedig 1-2 nA közötti volt. Az energia diszperzív spektrumok mennyiségi kiértékelései a műszer standardmentes programjával készültek, ami magában foglalja a mátrixhatást kiküszöbölő ZAF-korrekciót is (GOLDSTEIN, 1992).

Az analízist a minták előkészítése előzte meg. A 0,125-0,250 mm szemcseméret tartományú frakcióból szeparált szemcséket csiszolt tárgylemezre tettem és pillanatragasztóba ágyaztam. A felületet lecsiszoltam, a kisebb egyenetlenségeket polírozással tüntettem el.

A vizsgálathoz az előzetesen előkészített üveglemezeket vákuumgőzölő segítségével 20 nm vastagságú szénréteggel vontuk be, hogy megfelelő vezetőréteg alakuljon ki rajtuk. A mérés során először kalibrációt végeztünk, majd elemeztük a kiválasztott szemcséket.

5.3.3. Külső gamma-dózisteljesítmény meghatározása

Egy terület radiometriai felmérése során kiegészítő vizsgálatként elvégezhető a gamma-dózisteljesítmény meghatározása. A módszer előnye, hogy *in-situ*, ha a vizsgált talaj vagy építőanyag nagy mennyiségben tartalmaz radioaktív izotópokat, akkor az a helyszínen azonnal meghatározható, azonban ez nem feltétlenül jelenti azt, hogy az épületben nagy lesz a radonkoncentráció.

Gamma-dózisteljesítmény meghatározásához szcintillációs detektorral rendelkező FHT 40 típusú kézimonitort alkalmaztam. A gamma-sugárzásmérő egy kicsi és könnyű FH 40 G-L típusú alaplétekből (proporcionális detektor) és hozzá csatlakoztatott 2" x 2" NaI(Tl) szcintillációs detektorból áll. A műszer a környezeti dózist és/vagy dózisegyenérték

teljesítményt méri az ICRU 39 előírásai szerint. Legnagyobb előnye a magas hatásfok, amely viszonylag rövid idő alatt nagy beütésszámot biztosít, alacsony statisztikai ingadozással (GORJÁNÁ CZ, 2006). Ennek eredményeként a természetes háttérsugárzás kis változásai is megbízhatóan kimutathatók.

A vizsgálat során a műszert a talajra helyeztem, egy percig vártam, majd három értéket feljegyeztem. A három szám számtani átlagát elosztottam a műszerállandóval. A kapott érték megegyezik az adott pontra jellemző gamma-dózisteljesítmény értékével.

6. RADONMENTESÍTÉST MEGELŐZŐ MÉRÉSEK EREDMÉNYEI ÉS AZ EREDMÉNYEK ÉRTELMEZÉSE

A mentesítést megelőző felmérésekkel a terület radiometriai állapotának meghatározása volt a célom és annak eldöntése, hogy egyáltalán indokolt-e radonmentesítés elvégzése. Az épület 7 helyiségében 19 rövidtávú beltéri radonkoncentráció mérést végeztem RAD 7 radondetektorral, a mérések időtartama 5-48 óra között változott, radon-átlag és radon-beáramlás mérés is készült. Az eredmények nagyon tág határok között változtak és az esetek többségében a figyelembe vehető határértékeket meghaladó beltéri levegő radonkoncentráció értékeket tapasztaltam (az eredmények összehasonlítása az EU és WHO által ajánlott radonaktivitás-koncentrációkkal, csak tájékoztató jellegű, hiszen a határértékek évi átlagos értékre vonatkoznak). A levegő radontartalma az épület pincéjében volt a legnagyobb, ezért ott egy hosszabb távú, egy hónapos mérésre is sor került AlphaGuard radonmonitorral.

A terület geológiájának ismeretében és a kapott eredmények tükrében feltételeztem, hogy az épületbe jutó radon kizárólagos forrása a talaj és a kőzetek. Ennek bizonyítására párhuzamosan végzett *in-situ* és laboratóriumi mérésekre volt szükség. A vizsgálatok során a területen 13 pontban meghatároztam a talajgáz radonkoncentrációjának és a talaj radon-exhalációjának értékét, laboratóriumban pedig két talajmintának és két építőanyag-mintának (pince falát alkotó vörös homokkő és habarcs) a radon-exhalációját és rádiumtartalmát. Kiegészítő vizsgálatként a területen az előbb említett 13 pontban meghatároztam a gamma-dózisteljesítmény értékét, ezen kívül két talajminta nedves szitálásával a mintákat hat különböző szemcseátmérőjű frakcióra bontottam és a 0,125-0,250 mm szemcseátmérőjű frakcióból szeparált szemcséken pásztázó elektronmikroszkópos elemzést végeztem.

6.1. A radonmentesítést megelőző felmérések eredményei

6.1.1. Beltéri levegő radonkoncentráció rövidtávú méréseinek eredményei

A beltéri levegő radonkoncentrációjának rövidtávú vizsgálata során kapott eredményeket a 2. táblázatban foglaltam össze:

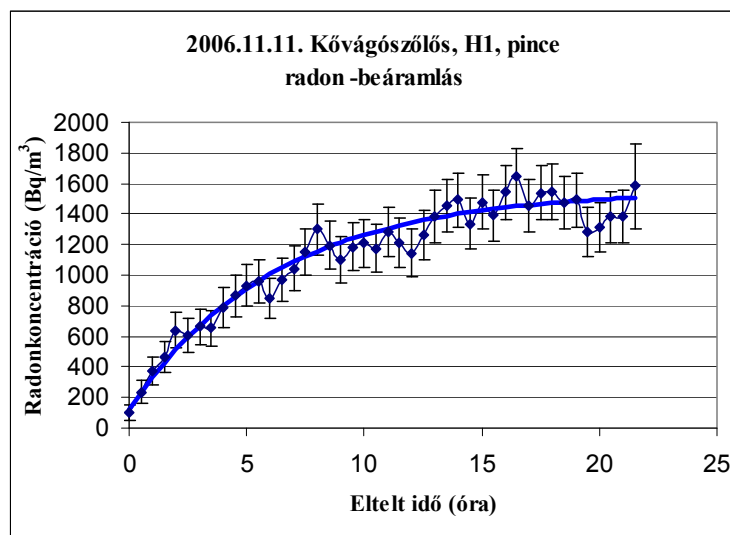
helyiség	ősz/tél	tavasz/nyár	radon-beáramlás		radon-átlag		
			$1/\lambda^*$ (h)	egyensúlyi C_{Rn} (Bq/m ³)	átlag (Bq/m ³)	min (Bq/m ³)	max (Bq/m ³)
pince	X		9	700	2132±208	1400±166	2640±231
pince	X						
pince		X	8	4200			
pince	X		6,5	1600			
pince	X				299±83	202±72	388±93
pince	X		4	230			
pince	X				322±80	<25 (0±24)	879±136
hálószoba	X				208±77	156±64	254±78
hálószoba	X		4	700			
hálószoba		X			<50 (25±23)	<40 (13±21)	42±26
hálószoba	X				264±80	156±67	357±93
nappali		X			52±27	<60 (37±23)	79±33
nappali	X				293±121	<115 (52±63)	522±156
nappali	X				453±102	197±68	771±204
kamra	X		210	849	554±109	210±70	849±134
kamra	X		10	1100			
étkező		X	11	650			
szoba	X				<100(56±43)	<50 (18±29)	138±61
tetőtér	X				177±70	98±57	268±103

2. táblázat: A vizsgált épületben elvégzett rövidtávú radonkoncentráció mérések eredményei

A táblázatban feltüntettem, hogy a mérés az év melyik időszakában történt. A beltéri levegő radonkoncentrációjának értéke az irodalom szerint ősszel és télen maximális, tavasszal és nyáron minimális, ezért ezt a két kategóriát tüntettem fel. Radon-beáramlás mérés esetében a 6.1.1. fejezetben bevezetett $1/\lambda^*$ értékét és az egyensúlyi radonkoncentráció számított értékét határoztam meg. Radon-átlag mérések eredményeiből a minimális, maximális és átlagos radonkoncentrációt vizsgáltam.

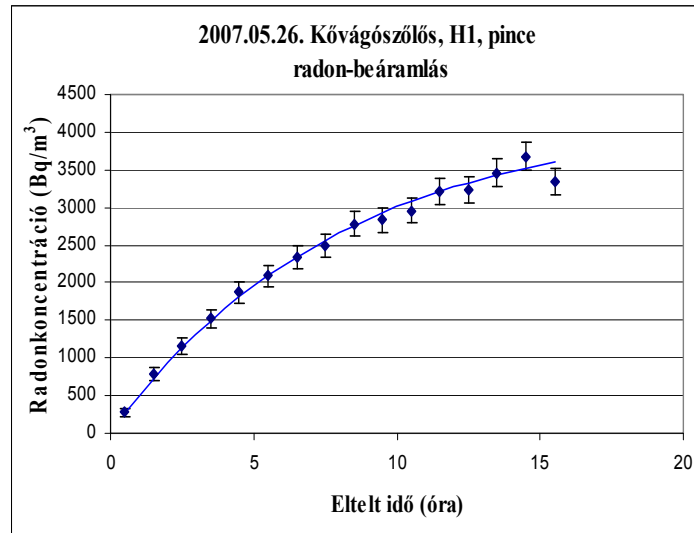
6.1.1.1. A pincében végzett rövidtávú mérések eredményei

A vizsgálat során a pincében összesen hét mérést végeztem, négy radon-beáramlás és három radon-átlag mérést, amelyek időtartama 7-48 óra között változott. A mérések közül egy történt tavasszal, a többi hat pedig ősszel. Beáramlás mérések során a helyiségben a legnagyobb mért radonkoncentráció érték 3675 Bq/m³ volt, ami 16 óra elteltével alakult ki. A három különböző időpontban elvégzett radon-átlag mérés során kapott eredmények 918 Bq/m³ átlagos radonkoncentrációt mutattak az épület pincéjében.



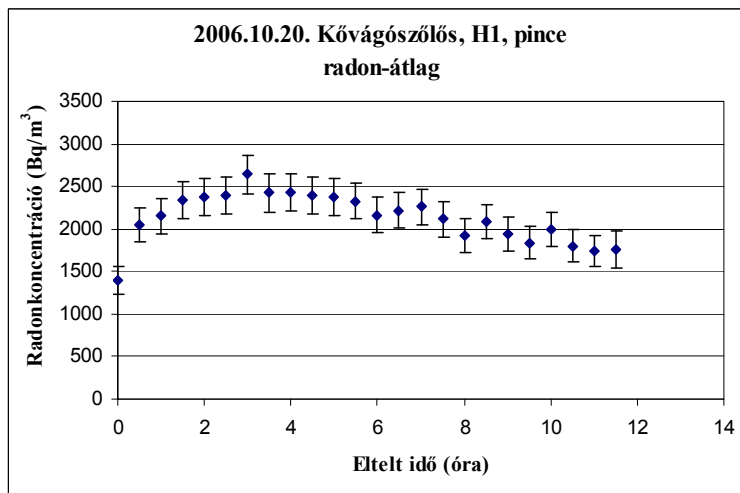
8. ábra: Őszi radon-beáramlás mérés a vizsgált épület pincéjében (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)

A 8. ábrán látható beáramlás-mérés során a radonkoncentráció változásának időfüggése tökéletesen megfelelt a radon telítődési egyenletének (2. egyenlet). A radonkoncentráció kezdeti értéke 100 Bq/m^3 , ez azt jelenti, hogy a mérés előtt a pincét nem sikerült tökéletesen kiszellőztetni. A radonkoncentráció maximuma $1642 \pm 183 \text{ Bq/m}^3$, az illesztéssel kapott egyensúlyi radonkoncentráció ennél valamivel kisebb, megközelítőleg 1500 Bq/m^3 . Az 5.1.1. fejezetben a beáramlásos mérések elméleti háttere során leírt 2. egyenletnek a mérés minden szempontból megfelel. $1/\lambda^* = 6,5$ óra. Ez jóval gyorsabb feltöltődést mutat, mintha a szobában lévő rádiumatomok bomlása töltené fel a szobát, az eredményeket csak úgy lehet értelmezni, ha feltételezzük, hogy a radon diffúziója vagy más típusú beáramlása jelentős tényező.



9. ábra: Tavaszi radon-beáramlás mérés a vizsgált épület pincéjében (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)

A 9. ábrán jól látható, hogy az előző beáramlás-méréshez képest a radonkoncentráció értéke sokkal meredekebben nőtt, a kezdeti szakasz lineáris. A vizsgálat ideje alatt a radonkoncentráció maximális értéke 3675 Bq/m^3 volt, azonban ez még nem a telítődési érték, hosszabb idejű mérés esetében a radonkoncentráció értéke tovább növekedett volna, számításaink szerint $1/\lambda^* = 8$ óra, az egyensúlyi radonkoncentráció 4200 Bq/m^3 .



10. ábra: Őszi radon-átlag mérés a vizsgált épület pincéjében (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)

A 10. ábrán egy, a pincében végzett radon-átlag mérés eredménye látható. A vizsgálat első öt órája alatt a radonkoncentráció értéke $2000\text{-}2500 \text{ Bq/m}^3$ között változott, majd egy lassú csökkenés következett be. Jól megfigyelhető a beáramlás és az átlag mérés közötti egyik legnagyobb különbség: ebben az esetben a radonkoncentráció kezdeti értéke meg sem

közelíti a 0 Bq/m^3 -t, 1400 Bq/m^3 . A vizsgálat 12 órája alatt a legnagyobb mért radonkoncentráció 2640 Bq/m^3 volt. A mérés kezdetekor az ajtónyitogatás miatt kismértékű szellőztetés elkerülhetetlen, a pincében ez hamar visszaáll az átlagos radonkoncentráció értékre, ami a mérés ideje alatt lassan változott. Gyors meteorológiai hatások nem voltak.

6.1.1.2. A hálósobában végzett rövidtávú mérések eredményei

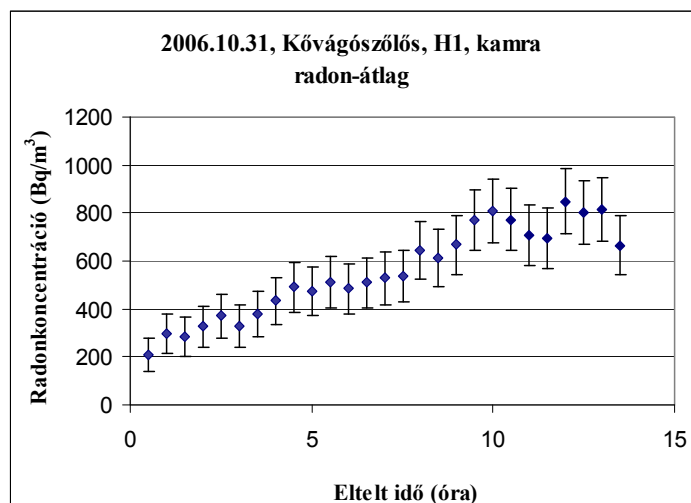
Beltéri levegő radonkoncentrációjának rövidtávú mérése során, a földszinten található hálósobában, amely a pince előtere felett helyezkedik el, három őszi és egy tavaszi mérés történt, ezek közül három radon-átlag, egy pedig radon-beáramlás mérés volt. A vizsgálatok időtartama 6-12 óra között változott. A négy mérés alapján a helyiségben a levegő radonkoncentrációjának átlaga 211 Bq/m^3 . A legnagyobb mért érték a hálósobában 649 Bq/m^3 volt.

6.1.1.3. A nappaliban végzett rövidtávú mérések eredményei

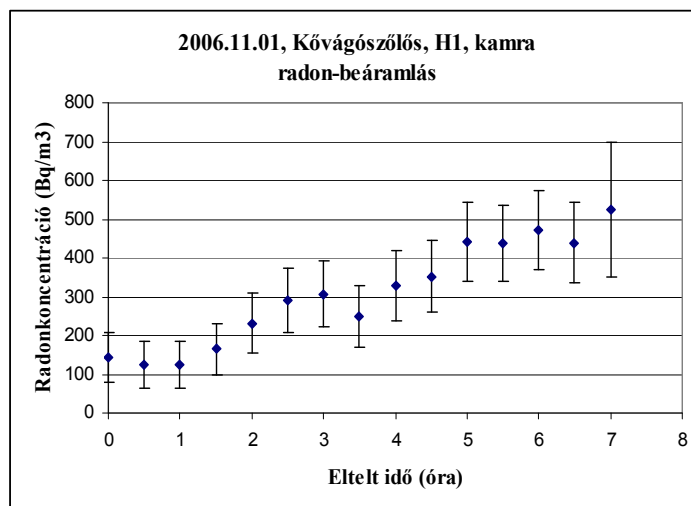
A pince belső része felett található nappaliban három radon-átlag mérést végeztünk, kettőt ősszel, egyet tavasszal, a mérések időtartama 5-11 óra között változott. A radonkoncentráció átlagos értéke 266 Bq/m^3 volt a mérések ideje alatt, a legnagyobb mért érték 771 Bq/m^3 .

6.1.1.4. A ház kamrájában végzett rövidtávú mérések eredményei

Az épület kamrájában két mérés történt, egy radon-átlag és egy radon-beáramlás mérés. A helyiség egy nagyon kicsi, szellőző nélküli kamra, aminek egyik fala vakolatlan a házat felépítő csupasz homokkőből áll. Mivel nagyon kicsi a légtere, az átlag mérést nem sikerült elvégezni, abból is beáramlás mérés lett, ugyanis amikor a helyiség ajtaját kinyitottam, hogy a műszert betegyem, a radondús levegő távozott a kamrából és a mérés ideje alatt lassan újra feltöltődött (11. ábra). Az egyik mérés során hét óra alatt a levegő radonkoncentrációja 626 Bq/m^3 -t ért el (12. ábra), a másik esetben 14 óra alatt a maximum 849 Bq/m^3 volt. A két mérés egy nap különbséggel történt, így feltételezhetjük, hogy a fő meteorológiai paraméterek nem sokat változtak.



11. ábra: Radon-átlag mérés a vizsgált épület kamrájában (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)



12. ábra: Radon-beáramlás mérés a vizsgált épület kamrájában (a feltüntetett hibák a műszer által meghatározott kétszeres szórást jelölik)

6.1.1.5. Az étkezőben, a szobában és a tetőtérben végzett rövidtávú mérések eredményei

Az étkezőben, ami nem alapincézett, tavasszal végeztem egy radon-beáramlás mérést. Tizenegy óra elteltével a radonkoncentráció értéke 452 Bq/m³-re nőtt, az egyensúlyi radonkoncentráció számított értéke 650 Bq/m³.

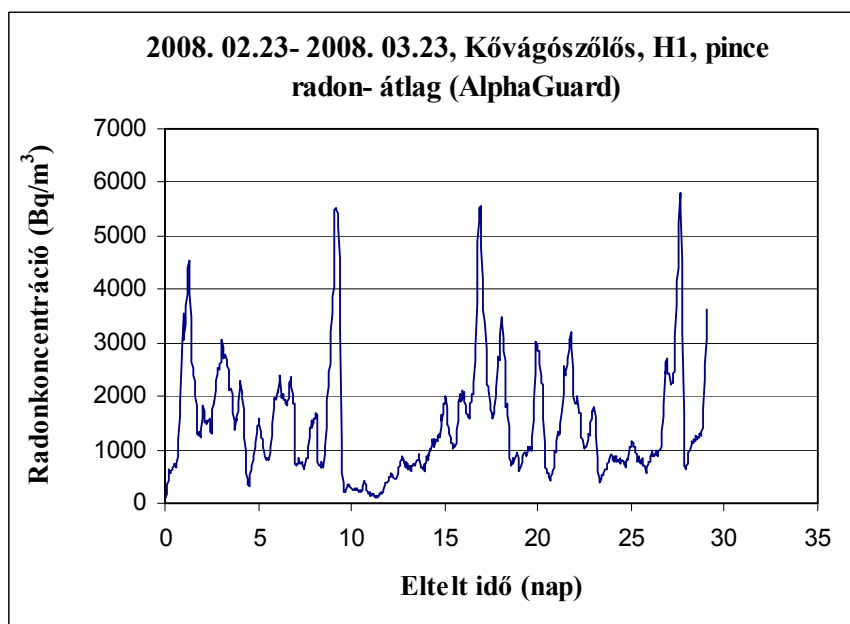
Az 5.2. fejezetben említett tárolóként működő helyiségben is meghatároztam a pillanatnyi radonkoncentráció értékét. A helyiség szigetelése még nem készült el, sem a falak, sem a tető felől, ezért folyamatos huzatnak van kitéve. Itt mértem a legkisebb radonkoncentráció értékeket, a 24 órás mérés alatt a radonkoncentráció átlaga 56 Bq/m³ volt.

A felső szinten a beépített tetőtérben egy őszi radon-átlag mérést végeztem. A radonkoncentráció átlagos értéke a kilenc órás mérés alatt 177 Bq/m^3 volt.

6.1.2. Beltéri levegő radonkoncentráció hosszútávú mérésének eredménye

A beltéri levegő radonkoncentrációjának rövidtávú mérése alapján a pillanatnyi radonkoncentráció átlagértéke két esetben haladta meg a figyelembe vett 400 Bq/m^3 -es határértéket, egy őszi mérés során a pincében és egy szintén őszi mérés során a nappaliban. A legnagyobb értékeket a pincében tapasztaltam, valamint feltételeztem, hogy a nappaliban tapasztalt határérték feletti radonkoncentrációért is a pince levegőjének radontartalma felelős, ezért ezt a helyiséget választottam ki a hosszútávú mérés színhelyéül.

Beltéri levegő radonkoncentrációjának hosszútávú monitorozása során AlphaGuard radondetektorral vizsgáltam a radonkoncentráció időbeli változásait egy hónapon keresztül (13. ábra).

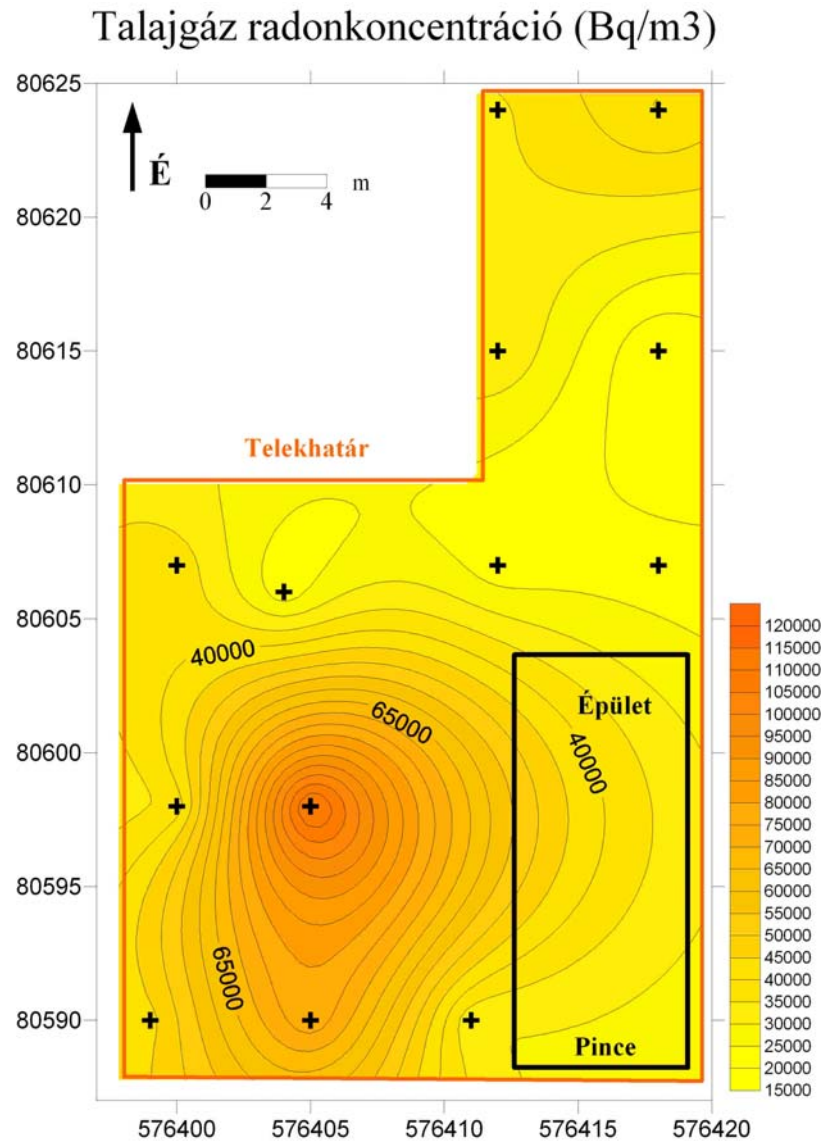


13. ábra: Beltéri levegő radonkoncentrációjának hosszútávú vizsgálata AlphaGuard radonmonitorral a vizsgált épület pincéjében

A mérés során a radonkoncentráció értéke nagyon tág határok között változott, több $3\text{-}4000 \text{ Bq/m}^3$ nagyságú csúcsot is megfigyelhetünk a diagramon (13. ábra). A legkisebb érték 85 Bq/m^3 , a legnagyobb 5792 Bq/m^3 , a radonkoncentráció átlagértéke 1479 Bq/m^3 . Mivel a pince rosszul szigetelt, a nagy ingadozások valószínűleg a meteorológiai paraméterek változásának köszönhetők.

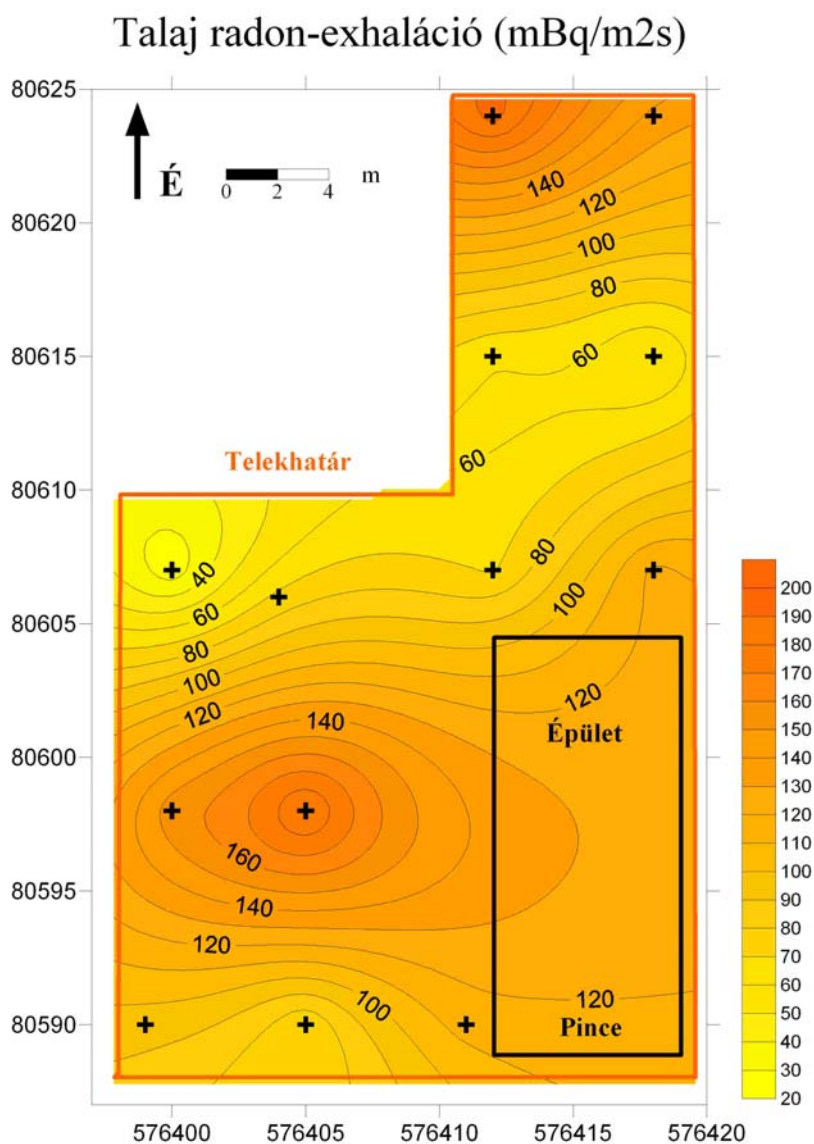
6.1.3. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása *in-situ* módszerekkel

Az épületbe jutó radon forrásának definiálása során helyszíni mérésekkel a talajgáz radonkoncentrációját és a talaj radon-exhalációját határoztam meg 13 pontban. Az egyes pontokhoz tartozó EOV koordinátákból és az adott pontban mért értékekből a Surfer program segítségével izovonalas térképet szerkesztettem.



14. ábra: A talajgáz 50 cm mélységben meghatározott radonkoncentráció értékeinek eloszlása a vizsgált területen

Az x és y tengelyen az EOV koordináták láthatók.



15. ábra: A talaj radon-exhaláció értékeinek eloszlása a vizsgált területen

Az x és y tengelyen az EOV koordináták láthatók

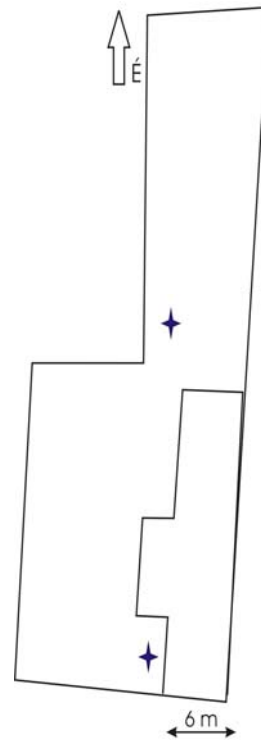
A talajgáz radonkoncentrációjának értéke 50 cm mélységben 15 és 118 kBq/m³ közötti értékeket mutatott, átlagos értéke 41 kBq/m³ volt (14. ábra). A talaj radon-exhalációja is széles értéktartományban mozgott, a legkisebb és legnagyobb érték 23, illetve 194 mBq/m²s volt, az átlagérték 104 mBq/m²s (15. ábra).

A két térképet összehasonlítva megfigyelhető, hogy a talajgáz radonkoncentrációjának eloszlása sokkal homogénebb, mint a talaj radon-exhalációjának eloszlása, és egy terület figyelhető meg, ahol a többi mérési eredményhez képest kiemelkedően nagy értékeket tapasztaltunk (118 000 Bq/m³). A legkisebb és a legnagyobb mért érték közötti különbség mindkét vizsgált paraméter esetében megközelítőleg egy nagyságrendű.

6.1.4. Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása laboratóriumi módszerekkel

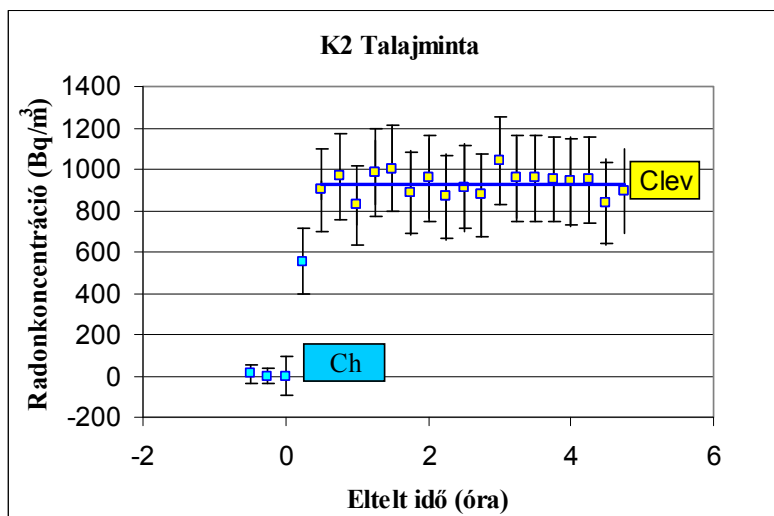
6.1.4.1. Mintavétel

Az épületbe jutó radon forrásának meghatározása érdekében 6 mintát laboratóriumban vizsgáltam, két talajmintán részletes geokémiai vizsgálatokat végeztem. A két mintavételi pontot a 16. ábrán fekete kereszttekkel jelöltem. Mindkét talajminta sötétbarna, több nagyobb összetapadt szemcséből áll, találhatunk bennük gyökereket, közettörmeléket, szerves maradványokat. A mintavétel a talajgáz radonaktivitáskoncentráció és talaj radon-exhaláció mérés során tapasztalt anomáliától távol történt, és a területre jellemző minimális értéket határoztam meg.



16. ábra: Az épülethez tartozó udvarból vett talajminták mintavételezési pontjai

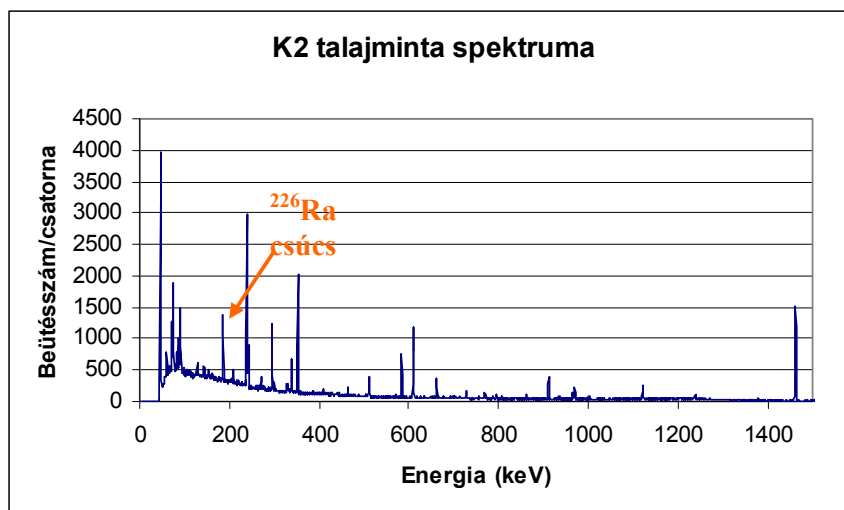
6.1.4.2. Eredmények



17. ábra: A K2 jelű talajminta radonkamrás mérésének eredménye

A 17. ábrán a radonkamrás mérésből kapott eredmények feldolgozását mutatom be a K2 jelű talajminta példáján. A diagramon a talajminta felett kialakult levegő

radonkoncentrációját ábrázoltam az eltelt idő függvényében. Az első három pont a háttérmérést jelöli, a negyedik pont már a minta feletti levegő radonkoncentrációjához tartozik, azonban a számításakor ezt nem vettem figyelembe, mert itt még nem állt be az egyensúly a radon és első leányeleme, a ^{218}Po között. A radon-exhalációt a 6.2.2.1. fejezetben leírt módon számoltam ki (5. egyenlet), az eredményeket a 3. táblázat mutatja.



18. ábra: A K2 jelű talajminta radonkamrás mérésének eredménye

A 18. ábrán a K2 jelű talajminta gamma spektroszkópiai méréséből kapott spektrum látható. A minta ^{226}Ra tartalma a 186 keV-hoz tartozó csúcsból lett kiszámolva. A ^{226}Ra és a ^{235}U egymáshoz nagyon közeli energián bomlanak, ezért a 186 keV-hoz tartozó csúcsban átfednek, amit korrigálni szükséges. A csúcshoz tartozó beütések számát arányosan el kell osztani az izotópok között (<http://www.nndc.bnl.gov/nudat2>).

Minta jele	Minta típusa	E/m (Bq/kg)	A/m (Bq/kg)
K1	talaj	11±0,7	57±3
K2	talaj	12±0,7	66±3
É3	építőanyag	1,7±0,4	48±4
É4	építőanyag	1,7±0,6	41±5
PT1	talaj (pince)	30±1,2	117±5
ET1	talaj (étkező)	14±0,8	74±4

3. táblázat: A vizsgált talaj és építőanyag minták radon-exhalációja és rádiumtartalma

A táblázat első két oszlopában a minta jele és típusa látható, a harmadik oszlop a minta fajlagos radon-exhalációját, az utolsó pedig a fajlagos rádiumaktivitását jelöli.

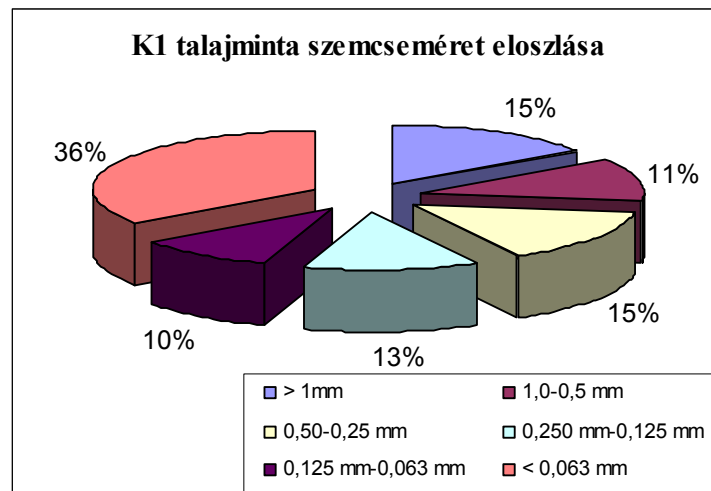
A két megvizsgált talajminta (K1, K2) radon-exhalációja és rádiumtartalma egymáshoz képest közel azonos értékeket mutat (3. táblázat), mivel kis területről van szó ezt tekinthetjük a területre jellemző értéknek. Az építőanyagminták fajlagos radon-exhalációja és rádiumtartalma a talajmintákhoz képest elhanyagolható.

A négy mintán kívül további két talajmintának meghatároztam a radon-exhalációját és rádiumtartalmát, amelyek a pince döngölt földpadlójából és az étkező alatt elterített földből származnak. (Megjegyzés: a mintavételre már a mentesítés során került sor, amikor a burkolatokat eltávolítottuk, de az eredmények összehasonlíthatósága érdekében ezek adatait is ebben a fejezetben célszerű bemutatni.)

6.1.5. Kiegészítő vizsgálatok

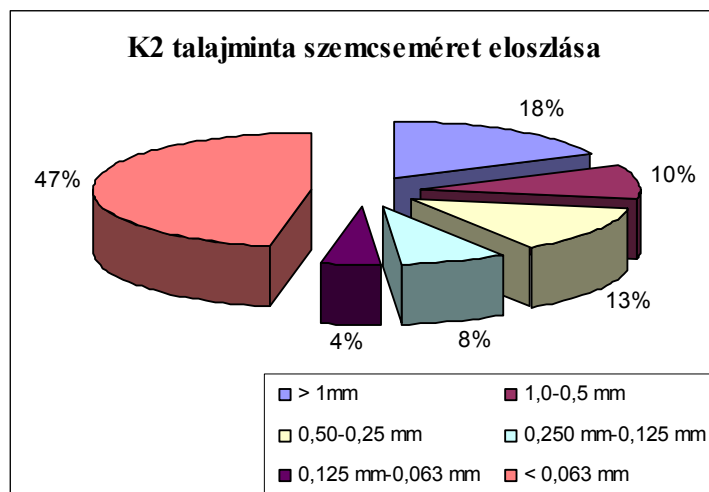
Kiegészítő vizsgálatok során a K1 és K2 jelű talajminták szemcseméret eloszlását határoztam meg nedves szitálással, majd a 0,125-0,250 mm szemcseátmérőjű frakcióból szeparált megközelítőleg 100 szemcsét pásztázó elektronmikroszkóppal vizsgáltam.

6.1.5.1. Szemcseméret eloszlás vizsgálata



19. ábra: A K1 jelű talajminta szemcseméret eloszlása

A mintát hat különböző szemcseméret tartományú frakcióra osztottam. Legnagyobb mennyiségben a legkisebb átmérőjű szemcsék voltak jelen (*19. ábra*). A nagyobb mérettartományba tartozó szemcsék közel azonos arányban találhatók meg a mintában.



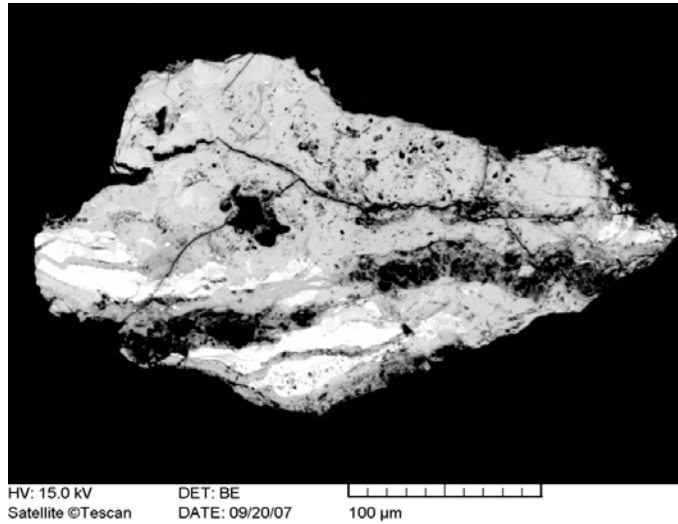
20. ábra: A K2 jelű talajminta szemcseméret eloszlása

Legnagyobb mennyiségben a K2 jelű talajmintában is a legfinomabb szemcseátmérőjű frakció volt jelen. Azonban a K1 jelű mintától eltérően itt a legnagyobb frakció a többi szemcseátmérőjű frakcióhoz képest nagy százalékban jelentkezett, a 0,125-0,063 mm közötti szemcseátmérőjű frakció pedig aránytalanul kis mennyiségben van jelen a többi szemcseméret tartományhoz képest (20. ábra).

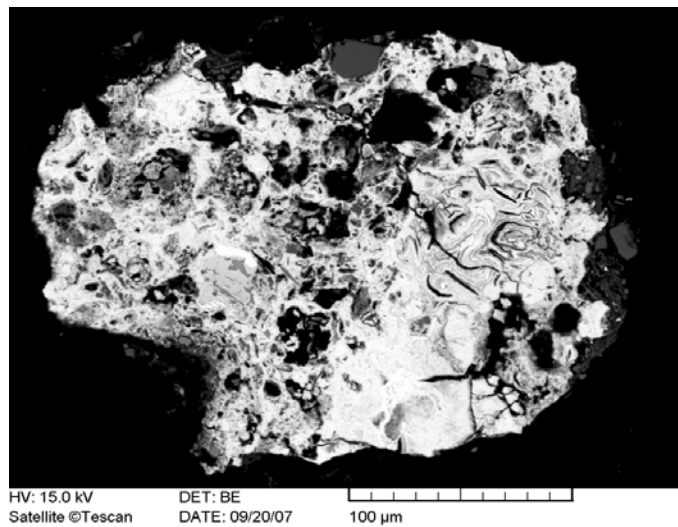
6.1.5.2. Pásztázó elektronmikroszkópos analízis

A pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálat során előzetesen kiválasztott, a 0,125-0,250 mm-es frakcióból válogatott feltételezhetően nehéz frakcióba tartozó sötét szemcsék szöveti elemeit és kémiai összetételbeli változatosságát tanulmányoztam. A teljes frakciónak ezek a szemcsék megközelítőleg 10 %-át jelentik.

A szöveti megjelenés és habitus alapján oldatokból kicsapódó gömbös, gumós, vesés szerkezeteket mutat változó kémiai összetétellel. Ezek a szemcsék hematitos, goethites összetételt sejtetnek. A Fe-oxihidroxidok mellett igen gyakori szenes, vegyes összetételű szemcsék is előfordulnak (21., 22. ábra). A megvizsgált mintákban ezeken kívül apatitot találtunk, ami tartalmazhat uránt, mint Ca-ot helyettesítő elemet.



21. ábra: K2-es talajmintából származó hematitos-goethites szemcse visszszórt elektronképe



22. ábra: K1-es talajmintából származó limonitos szemcse visszszórt elektronképe

6.1.5.3. Gamma-dózisteljesítmény vizsgálata

A vizsgálat alapján a gamma-dózisteljesítmény területre jellemző értéke a talajfelszínen 90 és 113 nGy/h között változik, kiugró értékek nincsenek (4. táblázat).

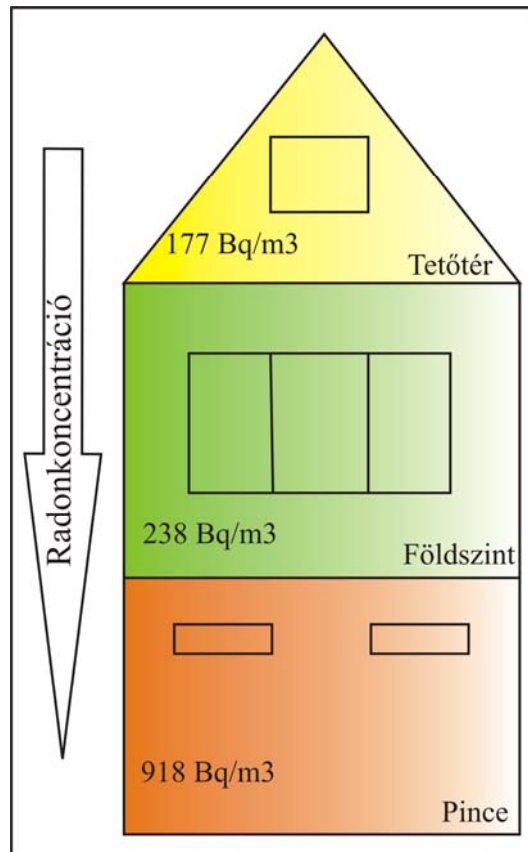
Mérési pont	Gamma-dózisteljesítmény (nGy/h)
1	90
2	98
3	83
4	113
5	98
6	90
7	93
8	100
9	110
10	103
11	100
12	107
13	100

4. táblázat: Gamma-dózisteljesítmény értéke a vizsgált területen az egyes mérési pontokban

6.3. A mentesítésre kiválasztott terület radiometriai állapota

6.3.1. Az épületre jellemző radonszint

Az elvégzett rövidtávú beltéri levegő radonkoncentráció mérések, azokon belül a radon-átlag mérések eredményei lehetőséget adnak az épületre jellemző radonszint megbecslésére. A vizsgált épületben a beltéri levegő radonkoncentrációja a talajhoz legközelebb lévő helyiségben, a pincében volt a legnagyobb és attól távolodva a tetőtér felé csökkent az értéke (23. ábra). A földszinten a pince felett elhelyezkedő hálósobában és nappaliban nagyobb volt a levegő radontartalma, mint az alápincézetlen helyiségekben. Ennek feltételezhetően az az oka, hogy a talaj és a pince között semmilyen szigetelés nincs és a pincében így nagy mennyiségben felhalmozódott radon gáz a hálósobába és a nappaliba jut (23. ábra).



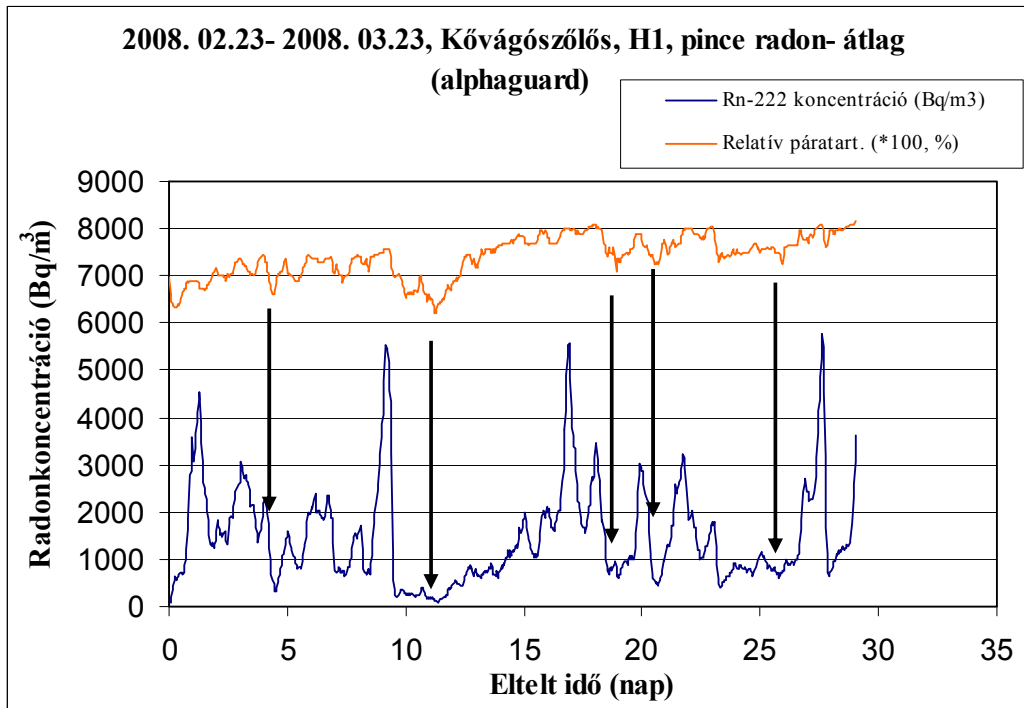
23. ábra: Az épület egyes szintjeire jellemző radonkoncentráció átlagos értéke a rövidtávú mérések eredményei alapján

Az értékek az egyes szinteken végzett összes radon-átlag mérés számtani átlagát jelölik

A rövidtávú beltéri levegő radonkoncentráció mérések másik típusa, a radon-beáramlás mérés a radon forrásáról ad információt. A pincében elvégzett beáramlás mérések során az esetek többségében a radon telítődési egyenletének (5.1.1. fejezet, 2. *egyenlet*) megfelelően nőtt a helyiségben a beltéri levegő radonkoncentrációja, a görbék felfutása a radon bomlási állandójának ($\lambda = \ln 2 / T_{1/2} = 2,1 \cdot 10^{-6} \text{ 1/s}$) megfelelő sebességgel történt. Ezek alapján a pince levegőjének radonkoncentrációjáért, a talajban keletkező radonatomok diffúziója felelős, amelyet a talajban és az épület levegőjében lévő radonkoncentráció különbsége hajt.

A pillanatnyi radonkoncentráció értékét meghatározó mérések eredményei szükségessé tették további vizsgálatok elvégzését is, hiszen több esetben a határértékeket megközelítő és meghaladó beltéri levegő radonkoncentráció értékeket tapasztaltunk. Hosszútávú (egy hónapos) radonkoncentráció monitorozás színhelyéül a pincét választottam ki, mert ott mértem a legnagyobb értékeket (299-2132 Bq/m³ közötti átlagos radonkoncentráció) és az előzetes mérések alapján a talajban keletkezett radon a pincén keresztül jut a lakótérbe. Az egy hónapos vizsgálat során a pincében a levegő radonkoncentrációjának értéke 85 és 5792

Bq/m³ között változott. A diagramon szabálytalanul ismétlődő 1000 Bq/m³ nagyságrendű csúcsok figyelhetők meg. Ezek oka egyrészt a szellőztetés, másrészt a meteorológiai paraméterek (hőmérséklet, légnyomás, páratartalom) megváltozása lehet. A radonkoncentráció és a fent említett paraméterek közötti kapcsolat azonban egyedül a relatív páratartalommal figyelhető meg gyenge korreláció (korrelációs faktor=0,42) (24. ábra).



24. ábra: Radonkoncentráció és páratartalom kapcsolata a vizsgált épület pincéjében a beltéri levegő hosszútávú radonkoncentrációjának monitorozása során

A két görbe azonos futású, azonban a relatív páratartalom változása sokkal kisebb tartományban mozog, kevésbé érzékenyen reagál a környezeti változásokra mint a radonkoncentráció. Párhuzamot a két paraméter változásában elsősorban az értékek csökkenésében fedezhetünk fel, ezt az ábrán a fekete nyilak jelölik.

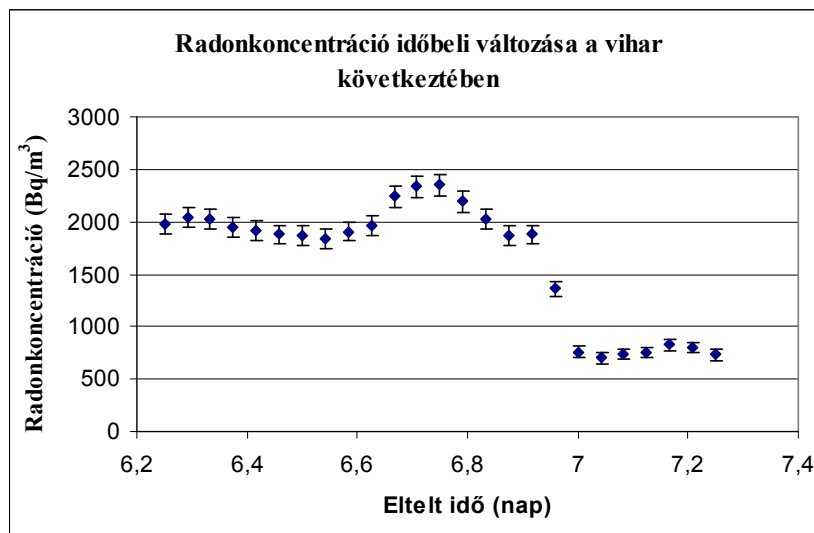
A mérési periódus első felében a szellőztetések idejét és a jellemző időjárás változást az 5. táblázat foglalja össze.

eltelt idő (nap)	szellőztetés (min)	időjárásváltozás
0,75	8	
6,75	5	
7,00	5	vihar
7,75	5	
8,90	2	erős szél
10,00	5	erős szél
10,87	3	erős szél
10,90	5	erős szél
11,95	5	
12,87	5	
13,70	5	
14,79	10	
15,95	5	borult, esős
18,16	5	borult, esős
18,87	5	felhős, szeles
22,91	5	napos, száraz
22,97	10	

5. táblázat: A szellőztetések ideje és az időjárás változása a hosszú távú mérés első felében

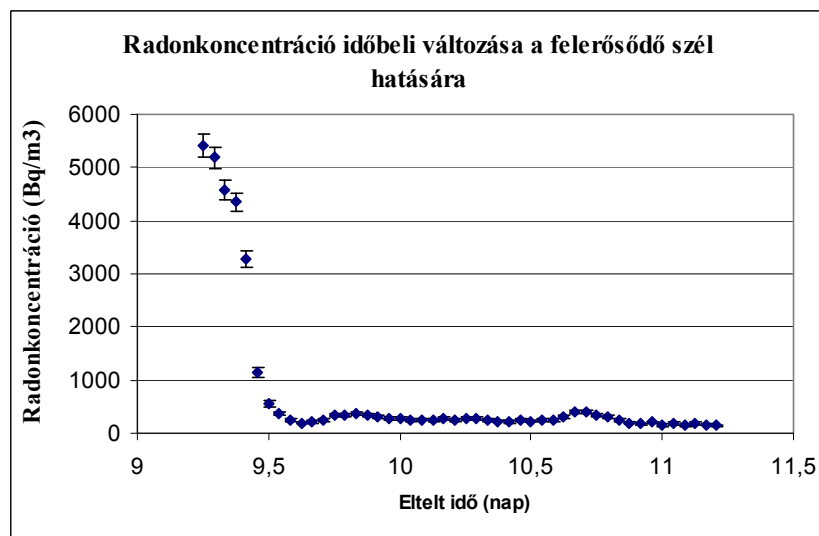
Mivel a szellőztetések nagyon rövid ideig tartottak (5. táblázat) feltételezhetjük, hogy ebben az esetben a radonkoncentráció hirtelen és nagy ingadozásait nem a szellőztetés okozta. A páratartalommal való gyenge korreláció azonban nem kielégítő magyarázat a radonkoncentráció gyors változásaira, ezért megvizsgáltam, hogy milyen hatással volt az időjárás megváltozása a pince levegőjének radonkoncentrációjára.

A feljegyzésekből látható, hogy a vizsgálat kezdetétől számítva a hatodik nap végén, hetedik nap elején egy vihar érte el a területet. A 25. ábrán látható, hogy az ötödik nap után 2000-2200 Bq/m³-re megnőtt radonkoncentráció értéke a hatodik, hetedik nap között 800 Bq/m³-re esik vissza. Ez a csökkenés lehet a vihar és a vihar által hozott szél következménye.



25. ábra: A hatodik és hetedik nap közötti gyors radonkoncentráció csökkenés vihar hatására

Még szembetűnőbb azonban a radonkoncentráció értékének hirtelen csökkenése a mérés kezdetétől számított kilencedik és a tizenegyedik nap között (24. ábra), ami a március 3-5 közötti időszakra esik, ekkor ugyanis erős szél uralkodott a vizsgált területen, ami a rossz szigetelésen és a nyílászárókon keresztül kiszippantotta a helyiségből a radondús levegőt (26. ábra).



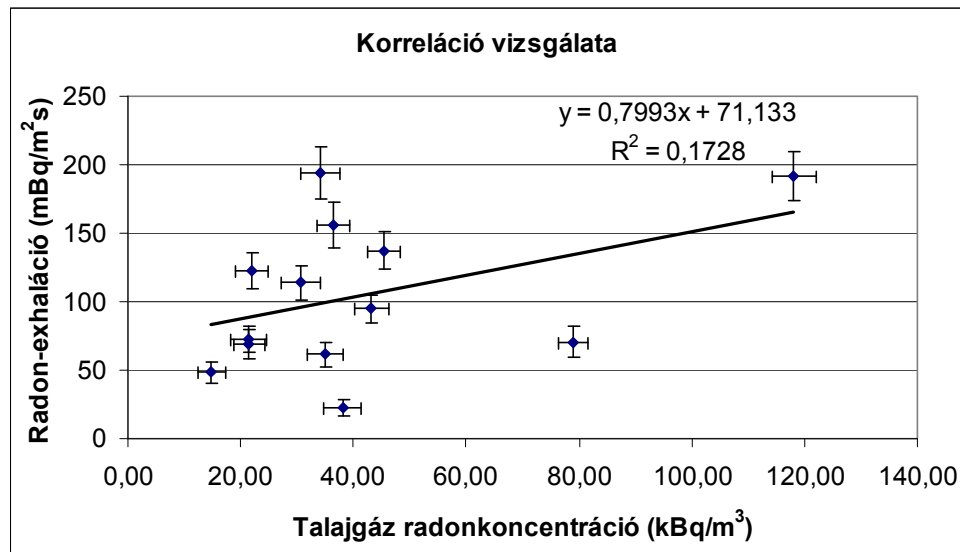
26. ábra: A kilencedik és tizenegyedik nap közötti hirtelen radonkoncentráció csökkenés a felerősödő szél hatására

Természetesen nem magyarázható meg a radonkoncentráció értékében bekövetkezett minden egyes jelentős csökkenés vagy növekedés az időjárás változásával, azonban látható,

hogy nem elhanyagolható tényező és fontos szerepet játszik a beltéri levegő radonkoncentrációjának kialakulásában.

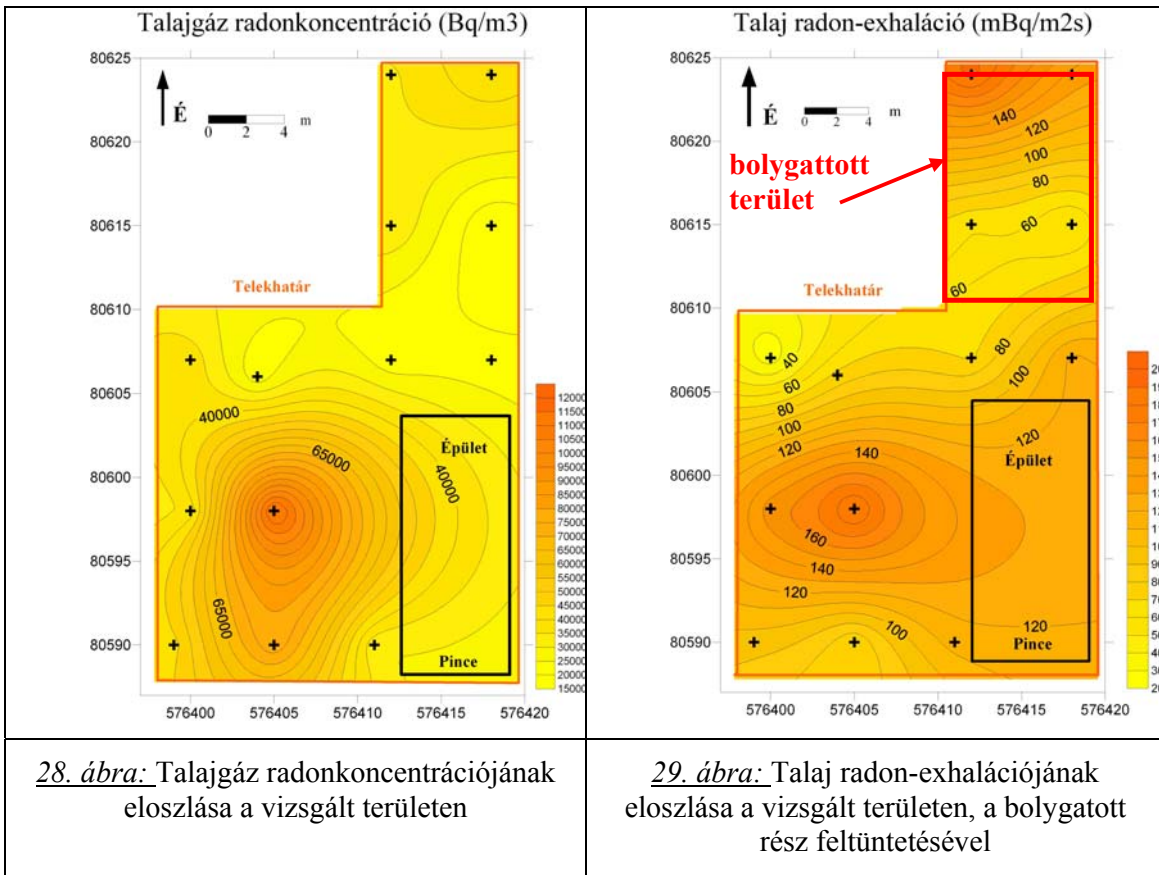
6.3.2. Az épületbe jutó radon forrása

In-situ és laboratóriumi módszerekkel meghatároztam az épületbe jutó radon forrását, ami, ahogy azt már a radon-beáramlás mérések eredményei sejtették, a talaj. A vizsgált területen a talajgáz radonkoncentrációjának átlagértéke $41,5 \text{ kBq/m}^3$. A talajgáz radonkoncentrációja közvetlenül befolyásolja a talaj radon-exhalációját ezért megvizsgáltam a két paraméter közötti kapcsolatot.



27. ábra: Talajgáz radonkoncentráció és a talaj radon-exhaláció közötti kapcsolat vizsgálata

A 27. ábrán jól látható, hogy a várt eredményekkel ellentétben a két vizsgált paraméter között csak nagyon gyenge korreláció mutatható ki. A vizsgálatok egy részének (a 13 mérési pontból 6) elvégzésére a területen található konyhakertben került sor. A területnek ez a része bolygatott, művelés alatt áll, aminek következtében a talaj szerkezeti adottságai megváltoztak és ez befolyásolja a talaj radon-exhalációját (28., 29. ábra).



A laboratóriumi mérések is alátámasztották, hogy a vizsgált épület esetében a talaj a radon forrása. A radonkamrás mérések és a gamma-spektroszkópiai elemzés alapján a megvizsgált építőanyagok, amelyek a pince falából származnak, kis rádiumtartalommal és elhanyagolható radonkibocsátási képességgel rendelkeznek. Meglepő, hogy az É3 jelű mintának, ami a pince falából vett kőzet és az É4 jelű mintának, ami ugyanonnan származó habarcs, szinte megegyezik a laboratóriumi körülmények között meghatározott radon-exhalációja (3. táblázat).

A kertből származó két talajminta egymáshoz képest nagyon hasonló radon-exhaláció és rádiumtartalom értékeket mutat, a talaj rádiumtartalma a világátlag értékének (UNSCEAR, 2000) megközelítőleg kétszerese (3. táblázat).

6.3.3. Kiegészítő vizsgálatok eredményei

Két talajmintának (K1, K2) amelyeknek laboratóriumban meghatároztam a rádiumtartalmát és a radon-exhalációját és a szemcseméret eloszlását. Mindkét mintában a legkisebb szemcseátmérőjű frakció volt jelen a legnagyobb mennyiségben, a K2-jelű mintában közel 50 %-ban (20. ábra). Ismert, hogy minél nagyobb a talajban a kis

szemcseátmérőjű frakció aránya, annál nagyobb lehet a minta radonkibocsátási képessége, mivel nagyobb felületen történhet radon-emanáció (CHAU et al., 2005).

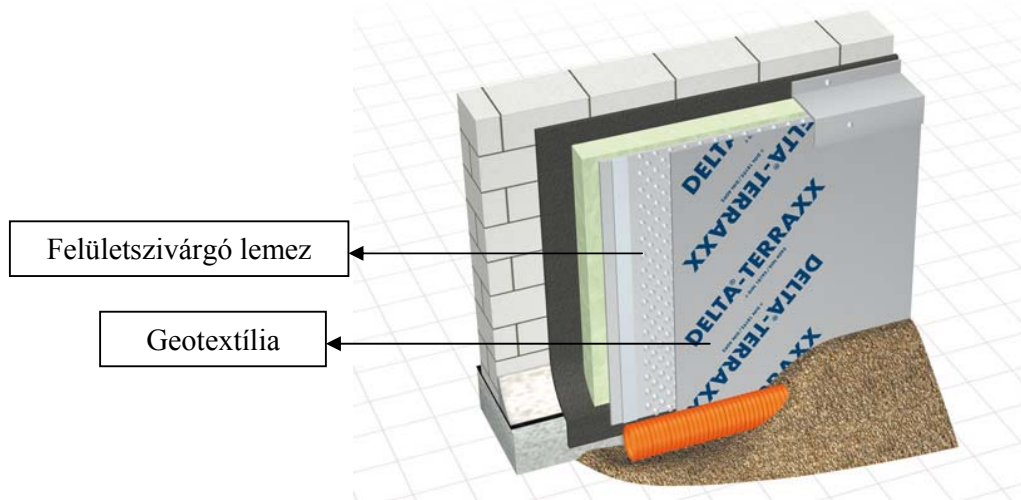
A kiegészítő vizsgálatként elvégzett talaj felszíni gamma-dózisteljesítmény meghatározás a magyarországi átlagértékeknek megfelelő eredményeket (~100 nGy/h) mutatott.

6.3.4. A terület radiometriai állapotának értékelése

A vizsgált terület és a rajta található épület radon szempontjából kockázatos lehet. A talaj rádiumtartalma, talajgáz radonkoncentrációja és radon-exhalációja az átlagosnál nagyobb értékeket mutat és az épület szerkezete (a pince nincs szigetelve a talaj felől) lehetővé teszi, hogy a talajban keletkező radon diffúzióval az épületbe, a lakótér levegőjébe jusson, továbbá a talaj szemcseméret-eloszlása is kedvezően befolyásolja a radon migrációját és exhalációját. A lakók a házban töltött idő legnagyobb részét a hálószobában és nappaliban töltik. Ez a két helyiség közvetlenül a pince felett található és a lakótérben végzett mérések során ebben a két helyiségben tapasztaltuk a legnagyobb radonkoncentráció értékeket. Az eredmények alapján a vizsgált épület radonmentesítése szükséges.

7. AZ ALKALMAZOTT RADONMENTESÍTÉS BEMUTATÁSA

A vizsgált épület radonmentesítéséhez a Dörken Kft. által gyártott speciális felületszivargó lemezeket használtunk (30. ábra). A felületszivargó lemezek a padló és a burkolat, illetve a fal és a vakolat között légrést biztosítja, ami lehetővé teszi az épületbe jutó radon gáz mozgását a lemezben, de megakadályozza a lakótérbe jutását.



30. ábra: DELTA-TERRAXX felületszivargó lemez beépítésének vázlatos rajza

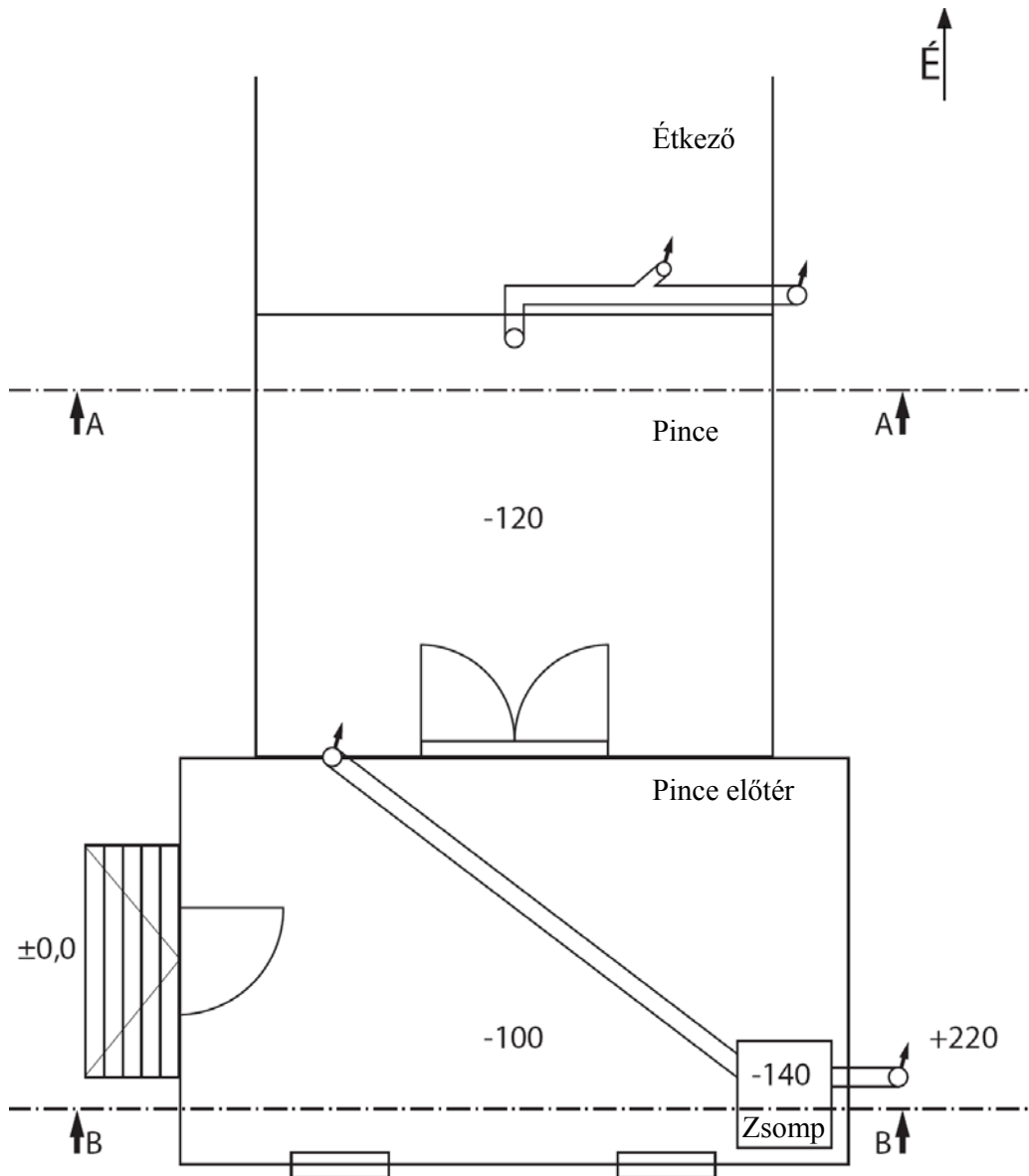
Az előzetes radiometriai felmérés alapján az épület radonmentesítésével kettős célunk volt. Egyrészt az épület, azon belül elsősorban a lakótér radonmentesítése, másrészt a módszer hatékonyságának vizsgálata és amennyiben szükséges, a fejlesztése. Ezeket a szempontokat figyelembe véve a pincében, a pince előterében és az étkezőben végeztük el a radonmentesítést. Mivel a beavatkozás előtt a pince levegőjében mértünk kiugróan nagy radonkoncentráció értékeket (300-2000 Bq/m³ közötti átlagos radonaktivitás-koncentráció), feltételeztük, hogy ha a mentesítés hatására csak kicsit csökken a levegő radontartalma, ott az is mérhető lesz. Másrészt a hálószoza és a nappali levegőjének határértéket megközelítő radonkoncentrációjáért (20-450 Bq/m³ közötti átlagos radonaktivitás-koncentráció) is a pince felől érkező radon a felelős, így ezzel a lakótér mentesítése is megoldódik. A pincében összegyűlt radon gázt egy csövön keresztül az étkezőn át vezettük ki. A cső elhelyezéséhez az étkező alatt található burkolatot meg kellett bontani (36. ábra). A munka során az étkező alatti talajból mintát vettünk. A minta radon-exhalációja nagyobb volt (14 Bq/kg), mint a kertből származó minták radon-exhalációja (11-12 Bq/kg). Ezt mérlegelve az étkező radonmentesítését is elvégeztük.

A mentesítéshez két fajta felületszivárgó lemezt használtunk. A vízszintes felületek (padló) szigeteléséhez az úgynevezett Delta Terraxx szigetelésvédő, felületszivárgó lemezt alkalmaztuk, ami egy 9 mm vastag, -30 és +80 °C közötti hőmérsékleten felhasználható, különösen nagy nyomószilárdságú, geotextíliával kasírozott, ragasztósávval ellátott felületszivárgó lemez. Anyaga nagy tömörségű polietilén, polipropilén geotextíliával. A talajban korhadásmentes, az ivóvízre ártalmatlan. A lemez egyik felén geotextília található, ami megakadályozza a domborulatok közötti tér eltömődését, ezáltal biztosítja a teljes felületen történő vízvezetést is. A Delta Terraxx-ot a geotextíliával lefelé helyeztük a padlóra.

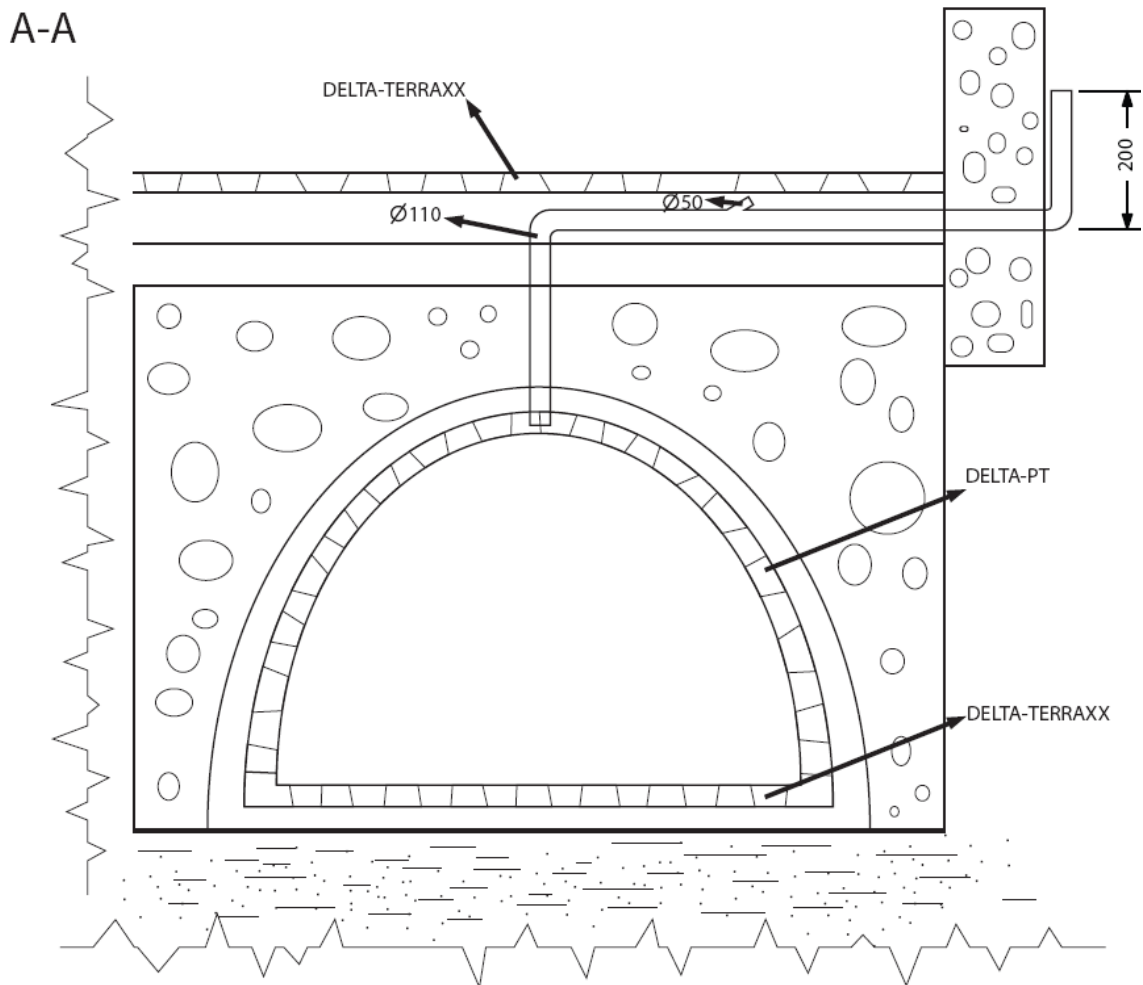
A függőleges felületekre (falak, illetve boltozat) egy másik lemez, a Delta-Pt vakolathordó hálóval ellátott, nedvességzáró, szellőztető, dombornyomott lemez került. A lemezt közel tökéletesen záró műanyag tiplikkel rögzítettük a boltozathoz, ügyelve arra, hogy ne maradjanak sehol rések, amelyeken a radon kiáramolhatna. A lemezben lévő megközelítőleg 8 mm magas domborulatok a nedves pincefal és a vakolat között szellőztető légrést alakítanak ki.

7.1. Az épület radonmentesítésének tervezése

Az épület radonmentesítése az előző fejezetben leírtak alapján a pince, a pince előterének és az étkezőnek a mentesítését foglalja magában. A három helyiség mentesítése



32. ábra: A mentesítés vázlatos alaprajza (függőleges metszet)

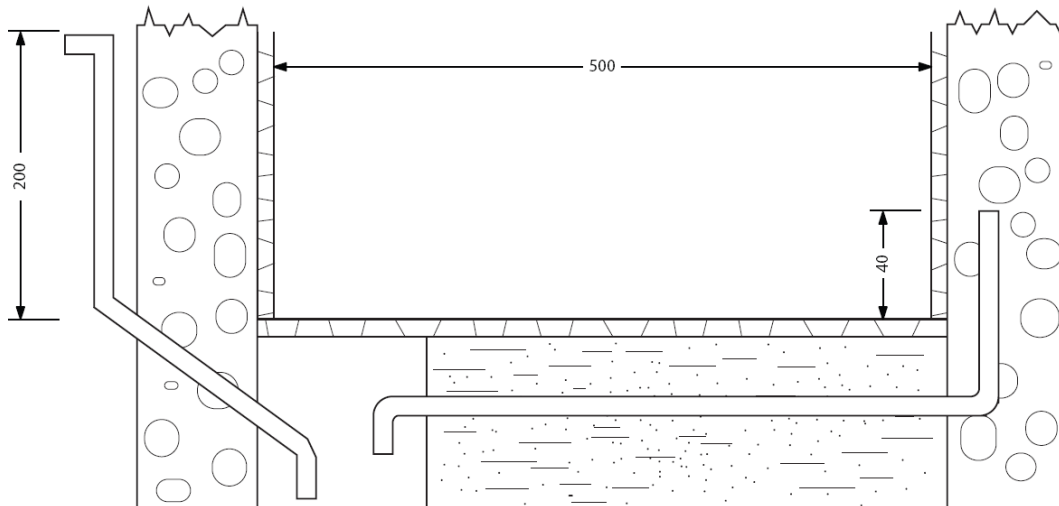


33. ábra: A 32. ábra A-A metszete (a pince keresztmetszeti képe). A pince és az étkező radonmentesítésének terve

A pince előterében a felületszivargó lemezekben összegyűlt radon gázt szintén egy csövön keresztül vezetjük ki az épületből. A mentesítéshez ebben a helyiségben egy egykori vízgyűjtő zompot is felhasználtunk, ami ebben az esetben radongyűjtő zompként funkcionál. A felületszivargó lemezhez csatlakozó cső másik vége a 40 cm mély zompba jut. A zompból egyetlen cső távozik az épület keleti oldalán, ami így tartalmazza a lemezekben és a zompban összegyűlt radont is (34. ábra).

B-B

K ← → Ny



34. ábra: A 32. ábra kelet-nyugat irányú B-B metszete (a pince előterének keresztmetszeti képe). A pince előterében elvégzendő radonmentesítés terve

7.2. Az épület radonmentesítésének kivitelezése

Az épület radonmentesítésének kivitelezése a terveknek megfelelően történt. Legelőször az étkező, utána a pince és végül a pince előterének mentesítésére került sor.

7.2.1. Az étkező radonmentesítése

Mentesítés előtti kiinduló helyzet az étkezőben: a padlót betonra fektetett cementlapok borítják. A falak szigetelése itt nem szükséges, mert teljes magasságukban a talajszint felé emelkednek.

Mentesítés módja: az aljzatra lépésálló kétrétegű szigetelőanyag került, arra betonréteg, majd kerámia járólapok. A padló, illetve a szigetelőréteg közt összegyűlő gáz a pince szellőzőcsövével azonos ágyba fektetett, de kisebb átmérőjű csövön keresztül távozik a keleti homlokzaton át (37. ábra).

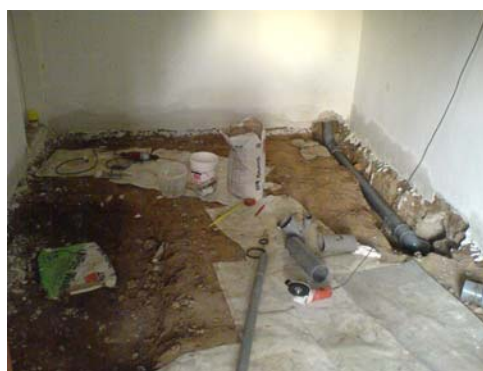
Mentesítés lépései: A mentesítés első lépése során eltávolítottuk az eredeti padlóburkolatot (35/1. ábra) és az alatta található talajréteg felső 20 cm-ét, (a szellőzőcső helyén 20 cm helyett 40 cm-nyi talajt távolítottunk el), összesen 4,5 m³ földet ástunk ki az étkező padozata alól. Ezután geotextíliával lefelé a padlóra helyeztük az előzetesen méretre szabott DELTA TERRAXX felületszivargó lemezeket (35/2. ábra). A lemezek összeillesztéséhez és a szegélyek szigeteléséhez a Dörken Kft. által gyártott ragasztószalagot

használtunk. Az illesztéseknél fokozottan ügyeltünk arra, hogy a padozatból, illetve a falakból származó és összegyűjtött radon gáz ne kerülhessen a helyiségek légterébe. Ezután a felületszivárgó lemez és a betonréteg közé 6 cm vastag hőszigetelő réteget (35/3. ábra) helyeztünk. A lefektetett vashálóra 10 cm beton került, miután a beton megkötött kerámia járólapok kerültek a padlóra.



35. ábra: Az étkező radonmentesítésének lépései

A felületszivárgó lemez és a burkolat között összegyűlt radon kivezetésére szolgáló csövet még a lemezek elhelyezése előtt a padlóban a megfelelő helyre süllyesztettük. Ezt szemlélteti a 36. ábra.



36. ábra: Az étkező padozatába süllyesztett kivezető cső elhelyezkedése

7.2.2. A pince radonmentesítése

Mentesítés előtti kiinduló helyzet a pincében: döngölt föld „padló”, a falakat és a mennyezetet terméskőből rakott vakolatlan dongaboltozat alkotja.

Mentesítés módja: az aljzatra lépésálló kétrétegű szigetelőanyag kerül, a boltozatra vakolható egyrétegű DELTA-PT felületszivárgó lemez. A padló, illetve a szigetelőréteg közt összegyűlő gáz a pincefödemen keresztül az étkező padozatába süllyesztett csövön át távozik a keleti homlokzaton át.

Mentesítés lépései: a döngölt föld „padló” egy részét (20 cm vastagságú réteget) eltávolítottuk, a megmaradt talajt elsimítottuk. Ezután az aljzatra helyeztük és az előző fejezetben leírt módon összeillesztettük a DELTA-TERRAXX lemezeket. A lemez és a burkolat között összegyűlt radon gázt egy csövön keresztül vezetjük ki, ami a pince északi falán keresztül az étkező padozatába süllyesztett csőhöz csatlakozik és az épület keleti homlokzatán át jut a szabadba.



37. ábra: Az épületből kivezett cső elhelyezkedése a ház mögött az épület keleti oldalán

Mivel a pince teljes egészében a talajszint alatt található, a boltozat szigetelése is szükséges. Ehhez a DELTA-PT lemezt használtuk. A lemezeket átfedéssel helyeztük fel és minél több ponton, műanyag tiplikkel a boltozatot alkotó kőzetekhez (homokkő) rögzítettük úgy, hogy a boltozat alakját a lehető legjobban felvegye a lemez (38. ábra).



*38. ábra: A pince boltozatához rögzített DELTA-PT lemez
(A lemez fehér széle jelzi azt a részt, amit a következő lemeznek fednie kell)*

7.2.3. A pince előterének radonmentesítése

Mentesítés előtti kiinduló helyzet a pince előterében: a padlót betonra fektetett cementlapok borítják, a helyiségeket vakolt kőfalak veszik körül.

Mentesítés módja: az aljzatra lépésálló kétrétegű szigetelőanyag került, majd arra védőburkolat, a falakra vakolható egyrétegű DELTA-PT felületszivárgó lemez. A padló és a szigetelőréteg közt összegyűlő gáz egy csövön keresztül a radongyűjtő zsompként funkcionáló egykori vízgyűjtő zsompba jut, ahonnan a keleti falba süllyesztett 110 mm átmérőjű csövön át távozik a keleti homlokzaton.

Mentesítés lépései: először eltávolítottuk az eredeti burkolatot, majd az alatta található talajt elsimítottuk. Ezután a DELTA-TERRAXX lemezeket a padlóra helyeztük és az előző két fejezetben leírt módon összeillesztettük. A falakra DELTA-PT lemezek kerültek, amelyeknek felső széléit légmentesen lezártuk egy bitumen alapú elasztikus anyaggal. A lemez és a burkolat között összegyűlt radon gázt egy csövön keresztül vezetjük a 40 cm mélységben lévő radongyűjtő zsompba. A zsomból egy másik csövön át távozik a szabadba a lemezekben, illetve a zsompban összegyűjtött radon gáz egy, az épület keleti falába süllyesztett csövön.

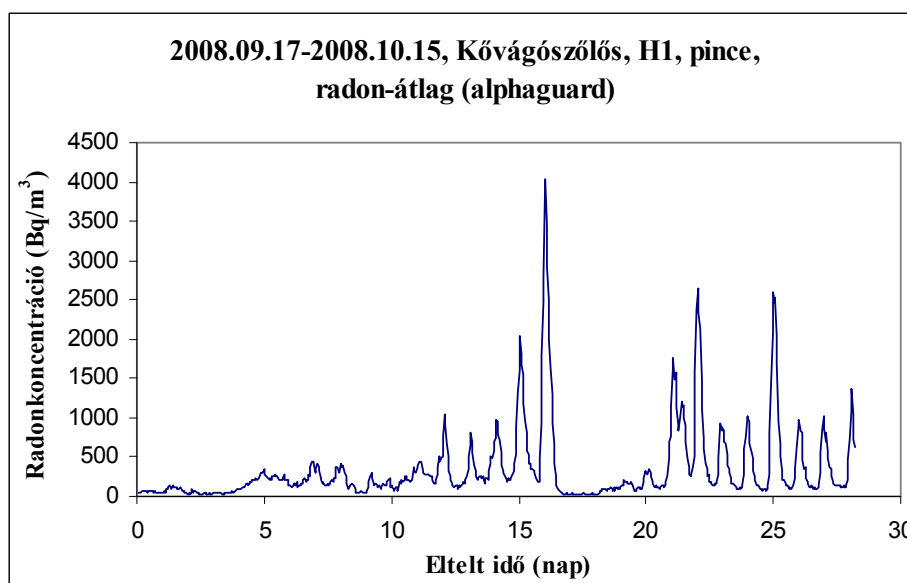
8. A RADONMENTESÍTÉS EREDMÉNYE ÉS HATÉKONYSÁGÁNAK VIZSGÁLATA

Az alkalmazott módszer a 3. fejezetben bemutatott radonmentesítési beavatkozások közül a szigetelőanyag (3.3. fejezet) és a radongyűjtő zsomp (3.1. fejezet) együttes

alkalmazásának tekinthető. Megakadályozza a radon beáramlását az épületbe és ki is vezeti a felhalmozódott radioaktív nemesgázt. Amennyiben a beltéri levegő radonkoncentrációja a mentesítés után nem csökken elvárható mértékben, célszerű egy a gravitációs szellőzőbe épített kisteljesítményű, de folyamatos üzemű ventilátort alkalmazni. Ahhoz azonban, hogy megtudjuk szükséges-e a ventilátor alkalmazása, elengedhetetlen a módszer hatékonyságának ellenőrzése passzív állapotban.

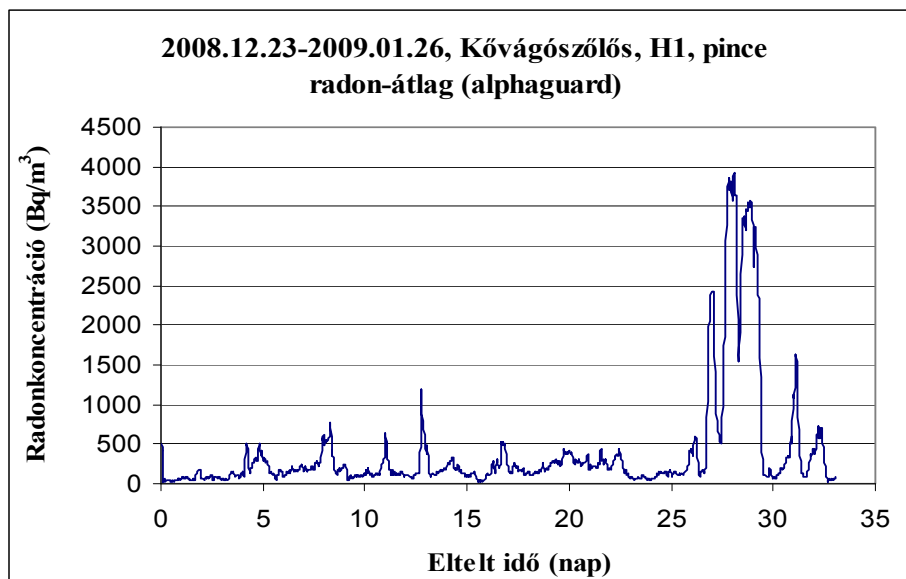
8.1. Az alkalmazott radonmentesítés eredménye

A radonmentesítés hatékonyságát vizsgáló mérések elvégzéséhez AlphaGuard radonmonitort használtam és egy hónapos mérési időt választottam. Mivel a mentesítés előtt a pince levegőjében mértem a legnagyobb értékeket, a mentesítés utáni ellenőrző méréseket is ebben a helyiségben végeztem el, mert itt a kisebb változás is szembetűnőbb lehet. Az első ellenőrző mérésre ősszel került sor (39. ábra).



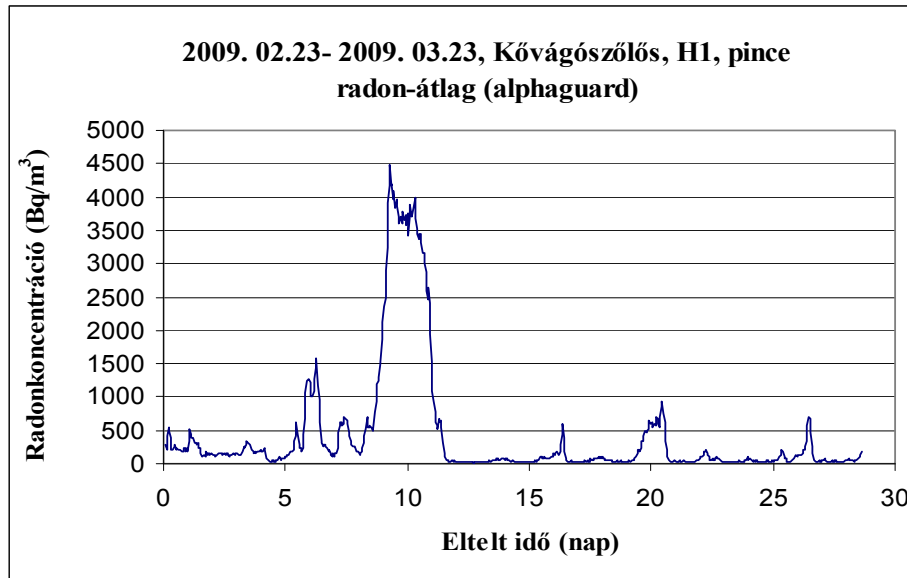
39. ábra: Radonmentesítés hatékonyságának első vizsgálata AlphaGuard radonmonitorral (2008. 09.17-2008.10.15 között)

Az ábrán jól látható, hogy az első tíz napban a radonkoncentráció értéke a figyelembe vett éves határérték (400 Bq/m^3) alatt marad. A 12. naptól kezdve azonban több nagy csúcs figyelhető meg a 16. nap végéig. Szembetűnő a 11. és 16. nap között a radonkoncentráció változásának éjszakai-nappali periodicitása. A fent említett periódusban pontosan 5 csúcs figyelhető meg. Ugyanezt látjuk a 21. és 28. nap között. A 16. és 20. nap között azonban a radonkoncentráció értéke minimális. Az egy hónapos vizsgálat alatt a radonkoncentráció átlagértéke 344 Bq/m^3 , maximuma 4032 Bq/m^3 , minimuma 16 Bq/m^3 (39. ábra).



40. ábra: Radonmentesítés hatékonyságának vizsgálata télen (2008.12.23-2009.01.26 között)

A mentesítés hatékonyságának második vizsgálatára télen került sor (*40. ábra*). A radonkoncentráció átlagos értéke 395 Bq/m^3 volt, minimuma 26 Bq/m^3 , maximuma 3920 Bq/m^3 . A radonkoncentráció értékei a második ellenőrző mérés során is erősen tág határok között változtak. A 25. napig egyetlenegyszer emelkedett a radonkoncentráció értéke 1000 Bq/m^3 fölé, a 26. napon azonban egy gyors növekedés kezdődött és kevesebb, mint 13 óra alatt 97 Bq/m^3 -ről 2432 Bq/m^3 -re nőtt a radonkoncentráció értéke (*40. ábra*). Ezután 9 óra alatt 516 Bq/m^3 -re esett vissza és innen már elegendő volt 9 óra ahhoz, hogy a radonkoncentráció értéke elérje a 3856 Bq/m^3 -t. A radonkoncentráció átlagértékét ez a számottevő növekedés emelte meg. A 26. napig a radonkoncentráció átlagértéke 188 Bq/m^3 volt, az utolsó 5-6 napban bekövetkezett változás az első három hétre jellemző radonkoncentráció értékét (188 Bq/m^3) több mint kétszeresére (395 Bq/m^3) emelte meg a vizsgálat ideje alatt.



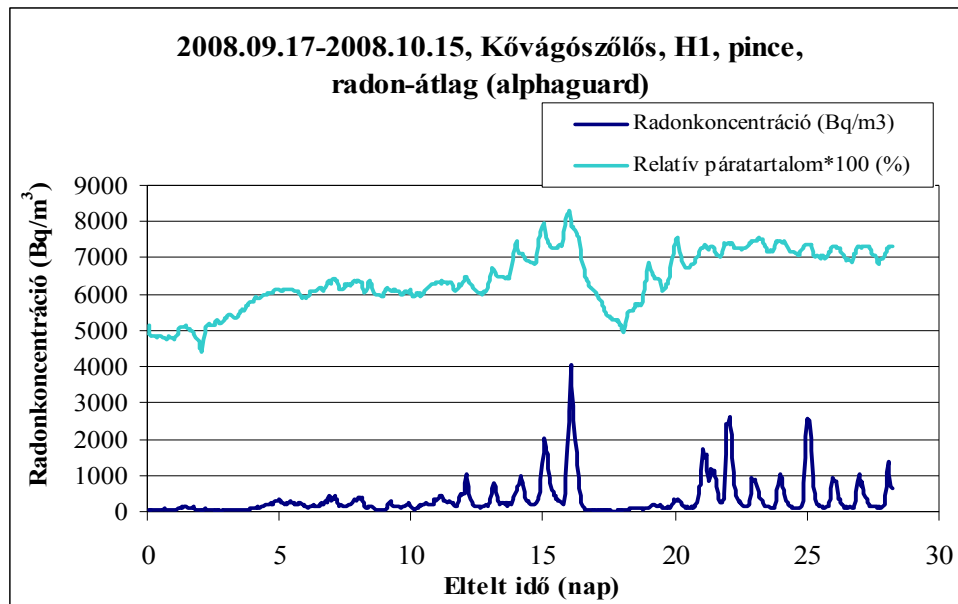
41. ábra: Radonmentesítés hatékonyságának vizsgálata egy évvel a mentesítés előtti hosszú távú mérés után (2009.02.23-2009.03.23)

A következő ellenőrző mérést úgy időzítettem, hogy pontosan abba az időintervallumba essen, amikor a mentesítés előtti hosszútávú mérés történt, azaz február 23 és március 23 között. Az előző két méréshez hasonlóan a radonkoncentráció átlagos értéke a határértéket nem érte el, azonban megjelent a diagramon egy hatalmas csúcs a 8. és 11. nap között négy napra, ami a radonkoncentráció átlagértékét jelentősen megnövelte. Enélkül a hirtelen növekedés nélkül 127 Bq/m³ lett volna a radonkoncentráció átlagértéke a mérés ideje alatt, így 420 Bq/m³ volt, a maximum 4480, a minimum 11 Bq/m³ (*41. ábra*).

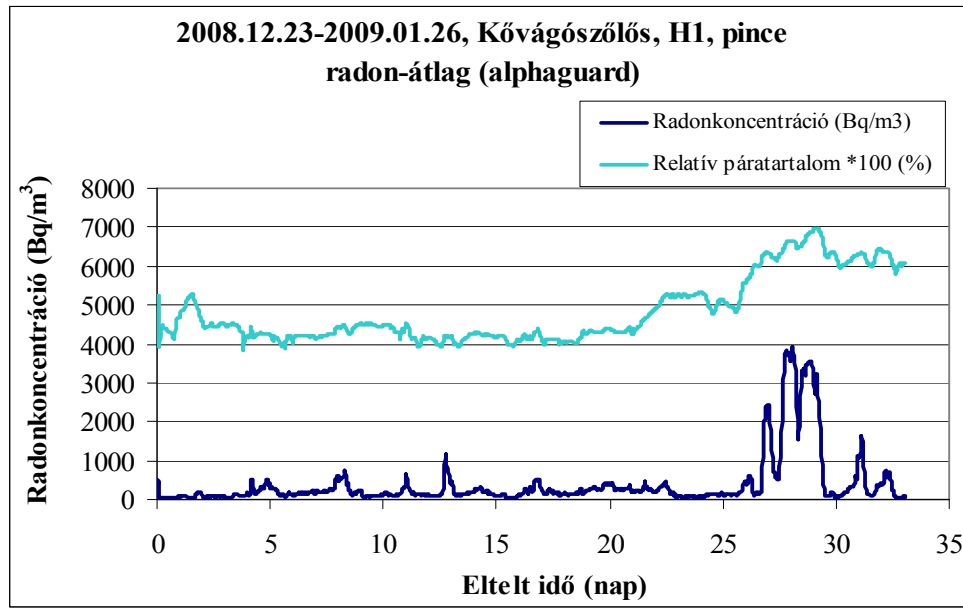
8.2. Az alkalmazott radonmentesítés eredményeinek kiértékelése

Mindhárom ellenőrző mérés során azt tapasztaltuk, hogy a radonkoncentráció értéke nagyon tág határok között mozog (*39., 40., 41. ábra*) és az átlagértéket pár, több ezer Bq/m³ nagyságú csúcs emeli meg, amit figyelmen kívül hagyva a levegő radontartalma megfelel a figyelembe vett határértékeknek. Fel kell tennünk a kérdést, hogy mi okoz ilyen gyors és nagy változásokat a radonkoncentráció értékében? Tekintettel arra, hogy a mérési feltételek (műszer, technika, szellőztetés, burkolás, stb.) nem változtak, csakis valamilyen külső tényezőre gondolhatunk, ami nem lehet más, mint valamelyik meteorológiai paraméter időbeli változása, ami gyors és hirtelen változásokat okozhat a radonkoncentráció értékében is. A korábbi tapasztalatok alapján két feltételezést célszerű megvizsgálni: az egyik szerint a levegő páratartalma, a másik szerint a széljárás megváltozása felelős a kiemelkedően nagy értékekért.

Az első okot feltételezve a levegő nagy páratartalmának köszönhetően a radont kivezető csőben egy nedves légdugó alakulhat ki, ami megakadályozza a radon kijutását a szabad levegőre. Mindhárom mérés eredményét összevettem a mérési időintervallumra jellemző relatív páratartalom-értékekkel. Az őszi ellenőrző mérés eredményeiből szerkesztett diagramon egyértelműen megfigyelhető a radonkoncentráció és a páratartalom kapcsolata (42. ábra), a két görbe futása közel azonos. A relatív páratartalom változásában is megfigyelhetők ugyanazok a csúcsok, amelyekért a radonkoncentráció változásának esetében a nappali-éjszakai periodicitás felelős.



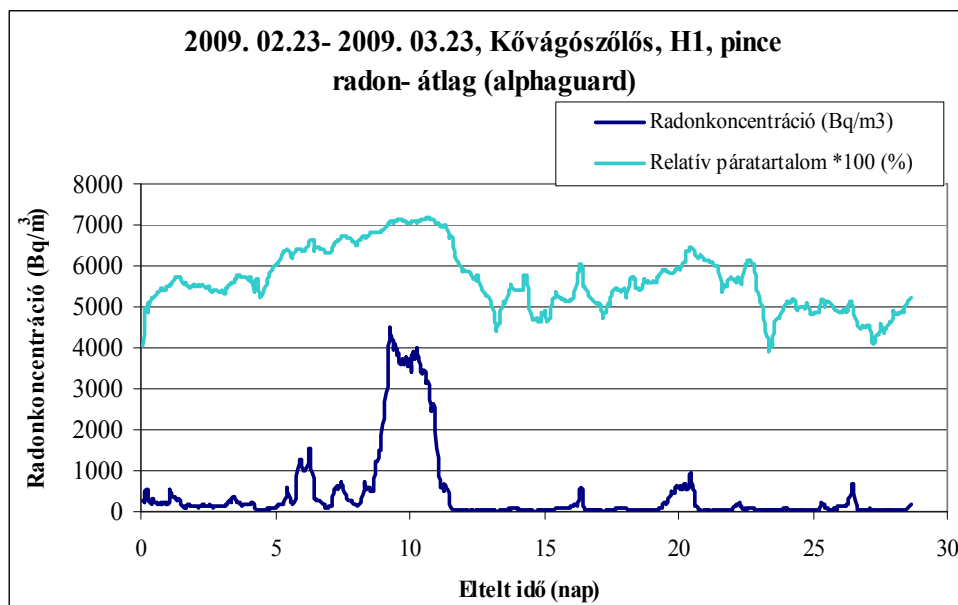
42. ábra: A radonkoncentráció és a relatív páratartalom kapcsolatának vizsgálata az őszi mérés során (2008. 09.17-2008.10.15 között)



43. ábra: A radonkoncentráció és a relatív páratartalom kapcsolatának vizsgálata a téli mérés során (2008.12.23-2009.01.26 között)

A télen végzett mérés eredményei alapján, már nem olyan egyértelmű a két paraméter kapcsolata, mint az előző esetben (*43. ábra*). A 25. napig szinte semmilyen kapcsolat nem figyelhető meg a radonkoncentráció és a relatív páratartalom értékei között az eltelt idő függvényében. A 25. napon azonban a radonkoncentráció gyors növekedésével egyidőben a páratartalom értéke is jelentősen megnőtt.

Az utolsó ellenőrző mérés során tapasztaltuk a leggyengébb kapcsolatot a két vizsgált paraméter között (*44. ábra*). A radonkoncentráció értéke sokkal kisebb mértékben változott, mint a korábbi mérések alatt, ezzel szemben a páratartalom nagyon gyorsan és széles határok között ingadozott.



44. ábra: A radonkoncentráció és a relatív páratartalom kapcsolatának vizsgálata a tavaszi mérés során (2009.02.23-2009.03.23)

Feltételezésünk, hogy a kivezető csőben keletkezett nedves légdugó elzárja a radon útját, ami a legelső (őszi) méréssel igazolható (*42. ábra*), hiszen a relatív páratartalom növekedésével a beltéri levegő radonkoncentrációjának értéke is megnőtt. A másik két mérés esetében azonban nem tapasztaltunk egyértelmű összefüggést a két paraméter között, ezért a radonkoncentráció értékében bekövetkezett nagy változásokra további, egyéb magyarázatot kell keresnünk.

A másik feltevés szerint a széljárás változása is okozhat ilyen hatalmas különbséget a radonkoncentrációban. A pincében összegyűjtött radon gázt kivezető cső az épület keleti oldalán a fallal párhuzamosan, függőlegesen halad majd egy könyökcsővel dél fele fordul (*37. ábra*). A területre jellemző északi-északnyugati szél így nem befolyásolja a beltéri levegő radonkoncentrációját. Azonban ha a szélirány megfordul, a szél, a csőben felhalmozódott radon gázt visszanyomja az épületbe. Magyarországon az uralkodó szélirány relatív gyakorisága általában 15-35%, az esetek 65-85%-ában tehát nem északi-északnyugati szél fúj a vizsgált területen (www.met.hu).

Egy meteorológiai adatbázist (ogimet: www.ogimet.hu) felhasználva kikerestem a téli és a tavaszi mérés idejére vonatkozó jellemző szélirányokat a vizsgált területhez legközelebb (Pécs-től ~20 km, délnyugatra) lévő meteorológiai állomásra (Pécs-Pogány) (WMO index:12942).

A téli mérés során a 26. és 30. nap között tapasztaltuk a legnagyobb radonkoncentráció értékeket (43. ábra). Ez a január 18-21 közötti időszak. A mérési időszakra jellemző szélirányokat a 6. táblázat tartalmazza.

Eltelt nap	Dátum	Uralkodó szélirány
1 nap	december 23.	NYÉNY
2 nap	december 24.	ÉÉNY
3 nap	december 25.	ÉNY
4 nap	december 26.	ÉÉK
5 nap	december 27.	ÉÉK
6 nap	december 28.	KÉK
7 nap	december 29.	K
8 nap	december 30.	K
9 nap	december 31.	K
10 nap	január 1.	DK
11 nap	január 2.	KDK
12 nap	január 3.	NYÉNY
13 nap	január 4.	KÉK
14 nap	január 5.	NY
15 nap	január 6.	K
16 nap	január 7.	KDK
17 nap	január 8.	NYDNY
18 nap	január 9.	É
19 nap	január 10.	KDK
20 nap	január 11.	D
21 nap	január 12.	DDK
22 nap	január 13.	DK
23 nap	január 14.	KDK
24 nap	január 15.	É
25 nap	január 16.	NY
26 nap	január 17.	NYÉNY
27 nap	január 18.	DNY
28 nap	január 19.	DDK
29 nap	január 20.	D
30 nap	január 21.	K
31 nap	január 22.	KÉK
32 nap	január 23.	DDNY
33 nap	január 24.	KDK
34 nap	január 25.	NYÉNY
35 nap	január 26.	É

6. táblázat: Uralkodó szélirány a vizsgált területen 2008. december 23 és 2009. január 26. között. Sárgával a déli dominanciájú szélirányokat jelöltem. (www.ogimet.hu)

Jól látható, hogy a fent említett időszakban nem a jellemző szélirány uralkodott a vizsgált területen. Mivel a kivezető cső nyílása dél fele néz, a déli, délnyugati, délkeleti szél a felhalmozódott radon gázt visszanyomhatja a csövön keresztül az épületbe. A téli vizsgálat során mért többi kisebb radonkoncentráció növekedés meteorológiai körülményeit megvizsgálva azt tapasztaltuk, hogy az esetek többségében délnyugati/délkeleti volt az

uralkodó szélirány. Ugyanezt az összehasonlítást a tavaszi mérés adataival is elvégeztük (44. ábra).

Eltelt nap	Dátum	Uralkodó szélirány
1 nap	február 22.	ÉNY
2 nap	február 23.	D
3 nap	február 24.	DDNY
4 nap	február 25.	ÉK
5 nap	február 26.	ÉÉNY
6 nap	február 27.	NY
7 nap	február 28.	ÉNY
8 nap	március 1.	NYÉNY
9 nap	március 2.	D
10 nap	március 3.	K
11 nap	március 4.	DDK
12 nap	március 5.	KDK
13 nap	március 6.	KDK
14 nap	március 7.	É
15 nap	március 8.	ÉÉNY
16 nap	március 9.	ÉNY
17 nap	március 10.	ÉNY
18 nap	március 11.	NY
19 nap	március 12.	NYDNY
20 nap	március 13.	ÉNY
21 nap	március 14.	NYÉNY
22 nap	március 15.	É
23 nap	március 16.	ÉÉK
24 nap	március 17.	ÉÉNY
25 nap	március 18.	NYÉNY
26 nap	március 19.	ÉÉNY
27 nap	március 20.	NYÉNY
28 nap	március 21.	ÉÉK
29 nap	március 22.	ÉÉK

7. táblázat: Uralkodó szélirány a vizsgált területen 2009. február 22 és 2009. március 22. között. Sárgával a déli dominanciájú szélirányokat jelöltem. (www.ogimet.hu)

Az egy hónap alatt (február 22-március 22) négy alkalommal volt a dél felől érkező szél a jellemző. Általában ezeken a napokon volt a radonkoncentráció értéke kiugróan nagy, bár a vizsgálat 3. 4. napja közötti időszakban nem láthatunk kiemelkedően nagy csúcsot, olyan mintha a hatása egy kis csúsztatással érvényesülne a vizsgálat 6. napján. Az 1000 Bq/m³-nél kisebb csúcsok és az uralkodó szélirány között azonban nem találtunk kapcsolatot.

Vizsgálataink szerint a beltéri levegő radonkoncentrációjának hirtelen és kiemelkedően nagy változásaiért (42., 43., 44. ábra) egyrészt a levegő páratartalma felelős, ami egy nedves légdugót alakít ki a csőben. Erre a problémára megoldást egy szivattyú vagy ventilátor alkalmazása jelenthetné. A másik tényező, ami a radonkoncentráció értékében olyan hirtelen változásokat eredményezhet, mint amilyeneket a mérés során tapasztaltunk az uralkodó

szélirány megváltozása. Ennek kiküszöbölésére a jövőben a kivezető csövet meg kell emelni, illetve a tetejére egy sapkát célszerű helyezni, ami megakadályozza a szél beáramlását és a radon visszanyomását.

8.3. Az alkalmazott radonmentesítés hatékonyságának vizsgálata

A mentesítés előtti és utáni mérések eredményeit összefoglalva a 7. táblázat mutatja:

Mentesítés előtt			Mentesítés után		
			2008.09.17- 2008.10.15.	minimum (Bq/m ³)	16±7
				átlag (Bq/m ³)	344±28
				maximum (Bq/m ³)	4032±149
			2008.12.23- 2009.01.26.	minimum (Bq/m ³)	26±29
				átlag (Bq/m ³)	395±31
				maximum (Bq/m ³)	3920±155
2008.02.23- 2008.03.23.	minimum (Bq/m ³)	85±33	2009.02.23- 2009.03.23.	minimum (Bq/m ³)	11±7
	átlag (Bq/m ³)	1479±74		átlag (Bq/m ³)	420±33
	maximum (Bq/m ³)	5792±211		maximum (Bq/m ³)	4480±172

8. táblázat: Az egy hónapos beltéri levegő radonkoncentráció monitorozás eredményei a vizsgált épület pincéjében a mentesítés előtt és után

A táblázat bal oldalán a mentesítés előtti, jobb oldalán a mentesítés utáni eredmények láthatók. Minden esetben a radonkoncentráció legkisebb, legnagyobb és átlagos értékét tüntettem fel, amit az egy hónapos mérés során tapasztaltam.

Mindhárom ellenőrző mérés során, amelyet a radonmentesítés után végeztünk el, azt tapasztaltuk, hogy a radonkoncentráció átlagértéke kisebb lett, mint a mentesítés előtti érték 1/3-a. Mivel az ellenőrző mérések különböző időszakokban történtek és a radonkoncentrációnak ismert az évszakos periodicitása (TÓTH et al., 1998b), nehéz összehasonlítani az egyes eredményeket. Ezért az utolsó mérést tekintjük reprezentatívnak, ami pontosan ugyanabban az időintervallumban történt, mint a mentesítés előtti hosszútávú felmérés egy évvel azelőtt. Természetesen így sem várható el, hogy a meteorológiai paraméterek hasonlóak legyenek, de nagyobb valószínűséggel egyeznek meg a két mérés körülményei, mint egy másik időintervallumban végzett mérés esetében. A másik érv, ami miatt ezt a mérést tekintjük összehasonlítási alapnak az, hogy ebben a mérési periódusban volt a legnagyobb a radonkoncentráció átlagos értéke a három mérés közül és a hatékonyság vizsgálatakor célszerű a legkevésbé kedvező esettel számolnunk. Ha ezt a mérést megvizsgáljuk a radonkoncentráció minimuma, maximuma és átlaga is kisebb értékeket mutat, mint amit a mentesítés előtti felmérés során tapasztaltunk. A mentesítés határfoka megközelítőleg 72 %.

$$\eta = 1 - \left(\frac{420}{1479} \right) = 0,716; \eta = 71,6\%$$

Ez az érték nagyon biztató, azonban a radonkoncentráció átlagértéke a vizsgált épületben továbbra is megközelíti, valószínűleg meg is haladja a figyelembe vett határértéket. Egy ventilátorral feltehetőleg 100 %-os hatásfokot sikerülne elérni, azonban a mentesítési módszer kiválasztásakor az egyik cél az energiatakarékosság volt, hiszen a módszer a többi beavatkozási lehetőséggel csak akkor tudja felvenni a versenyt, ha passzívan is működőképes és hatékony. Ezért elengedhetetlen az előző fejezetben leírt fejlesztések elvégzése, azaz a kivezető cső megemelése vagy hosszabbítása, továbbá a csőre egy sapka elhelyezése. Az eddigi eredmények és az eredmények értelmezése alapján ezzel kiküszöbölhető a nedves légdugó kialakulása és az összegyűlt radon visszanyomulása az épületbe. Ha a beltéri levegő radonkoncentrációja továbbra sem csökken a kívánt szint alá ($200\text{-}400\text{ Bq/m}^3$), érdemes a módszert szellőztetéssel kombinálni (de csak a nyári és tavaszi időszakban).

9. ÖSSZEFOGLALÁS

A Magyarország délnyugati részén található Kővágószőlős településen, ami a hazai uránbányászat egyik kiemelt színhelye volt, régóta ismert probléma egyes épületekben a beltéri levegő sokszor kiemelkedően nagy radonkoncentrációja (SOMLAI ET AL., 2006; GORJÁNÁ CZ, 2006). Kutatásaim során egy, az említett területen található lakóépület radiometriai felmérését és az épület radonmentesítését, továbbá annak tesztelését végeztem el.

Az épület radiometriai állapotfelmérése során, meghatároztam az egyes helyiségek radonkoncentrációjának pillanatnyi értékét és vizsgáltam a szobák radonnal való telítődésének sebességét. Az épület pincéjében, ahol kiugróan nagy értékeket mértem, egy egy hónapos radonkoncentráció monitorozást végeztem. A beltéri levegő radonkoncentrációjának vizsgálatai alapján egy becslést adtam az épület radonszintjére, ami a pincében 885 Bq/m^3 (a hosszútávú mérés eredményei nélkül), a földszinten 212 Bq/m^3 , a tetőtérben 176 Bq/m^3 . A földszinten az értékek eloszlása nem egyenletes, a pince felett található szobákban a radonkoncentráció értéke nagyobb, mint az attól távolabb elhelyezkedő helyiségekben.

A radon-beáramlás mérés eredményei és a terület geológiai adottságai is egyértelművé tették, hogy az épületbe áramló radon forrása a talaj. Arról azonban nem adtak információt, hogy a vizsgált területen egy lokális radonforrás, ércesedés, esetleg szennyezés található-e, vagy az átlagnál nagyobb rádiumtartalmú talaj eloszlása homogén. A radon pontos forrásának meghatározása érdekében ezért további vizsgálatokra volt szükség.

In situ mérésekkel meghatároztam a talajgáz radonkoncentrációjának és a talaj radon-exhalációjának értékét 13 pontban. A radon-exhaláció mérése során két területen tapasztaltam a többi értékhez képest kiemelkedően nagy radonkoncentrációt, ezek közül az egyik az épülethez tartozó konyhakert. Mivel ez a terület bolygatott, ezt nem tekintem anomáliának. A másik terület az épület nyugati oldala mellett található, pontosan ott, ahol a talajgáz radonkoncentrációjának vizsgálata során is a legnagyobb értékeket mértem. Ezen a területen feltételezhetően nagyobb a talajjal kapcsolatban lévő kőzetek urán- és rádiumtartalma. Az épületen belül a levegő radonkoncentrációját ez a nagyobb aktivitású terület feltételezhetően nem befolyásolja, mivel az épület az említett területtől több méter távolságra helyezkedik el. Ha a talajgáz radonkoncentrációjának és talaj radon-exhalációjának kiugróan nagy értékei befolyásolnák a beltéri levegő radonkoncentrációját, akkor annak a házban belüli horizontális eloszlása más lenne, mint amit a mérések mutattak. Az eredmények megerősítették azt a megállapítást, hogy az épület pincéjébe jutó radon forrása a pince alatti talaj radontartalma, a lakótérbe pedig a pince felőli rossz szigetelésnek köszönhetően jut be.

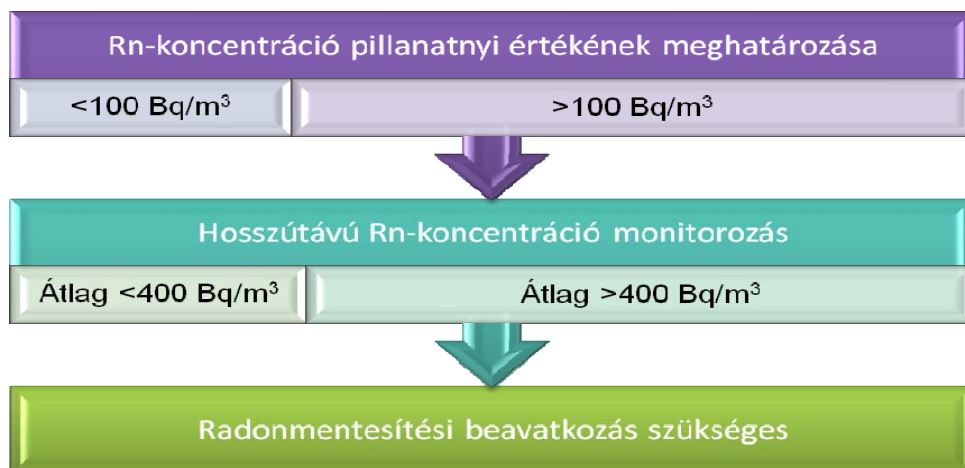
A feltételezés további alátámasztására 2 talajmintát vettem az épület északi és déli oldalával párhuzamosan található területről (a minták tehát nem az anomálisnak tekintett területről származnak). A mintáknak laboratóriumi körülmények között meghatároztam a rádiumtartalmát és a radon-exhalációját. A minták radonkibocsátási képessége jelentős és rádiumtartalmuk megközelítőleg a világátlag kétszeresének felel meg (UNSCEAR, 2000). Nedves szitálással meghatározott szemcseméret-eloszlás szerint mindkét mintában a legkisebb szemcseátmérőjű frakció jelenik meg legnagyobb mennyiségben, ami elősegíti a minta radon-exhalációját (CHAU, 2005).

Az elvégzett mérések eredményei alapján a vizsgált épületben egyértelműen indokolt és szükséges a radonmentesítés. A lakótérbe a pince és a felette található helyiségek közötti nem megfelelő szigetelésen keresztül tud bejutni a radon, ezért olyan mentesítési módszert kerestünk, amellyel ez megakadályozható. Egy kombinált rendszert dolgoztunk ki, amely felületszivárgó lemezekből, kivezető csövekből és radongyűjtő zsompból áll. A módszer egyelőre még tesztelési fázisban van, fejlesztés alatt áll. Az ellenőrző mérések eredményeinek vizsgálata alapján a hatásfok növelése érdekében a radonkivezető cső profilján változtatni kell, valamint meg kell akadályozni a szél beáramlását a csőbe. Egyelőre közel 72%-os hatásfokkal működik a rendszer, ami passzív módszernél meglepően jó eredmény, ha összevetjük levegőbefújásos vagy megszívásos zsompok eredményeivel (GORJÁNÁCS, 2006). Az átlagértéket a meteorológiai paraméterekben bekövetkezett

változások növelik meg. A tervezett a fejlesztésekkel (cső megemelése, sapka) a radonkoncentráció értékében kialakuló nagy ingadozások valószínűleg kiküszöbölhetők és ezzel jelentősen növelhető a módszer hatékonysága.

10. RADIOMETRIAI ÁLLAPOTFELMÉRÉSI PROTOKOLL KIDOLGOZÁSA

Ha egy épületben csak arra vagyunk kíváncsiak, hogy indokolt-e a radonmentesítés, akkor természetesen nem szükséges az összes itt felsorolt és bemutatott mérés elvégzése. Célszerű egy többlépcsős méréssorozat alkalmazása (45. ábra). Legelőször célszerű a pillanatnyi radonkoncentrációt meghatározni, azaz egy rövid távú (3-10 órás) mérést végezni valamilyen aktív radondetektorral (RAD 7, AlphaGuard). Továbbá célszerű a mérést abban a helyiségben végezni, ahol a lakók a legtöbb időt töltik. Ha a rövid távú mérés során a radonkoncentráció átlagértéke kisebb, mint 100 Bq/m^3 , akkor feltételezhetően nem kell tartani a radon gáz egészségre káros mennyiségben való felhalmozódásától, de ha a mérés nyáron vagy tavasszal történik, érdemes megismételni ősszel vagy télen is. A 100 Bq/m^3 itt egy tapasztalati úton becsült érték. Ha a mérés ideje alatt a levegő radonkoncentrációjának átlagértéke ennél nagyobb, akkor a méréseket mindenképpen folytatni kell, célszerű egy hosszú távú (minimum 1 hónapos, de inkább 3-4 hónapos) mérés elvégzése. Ennek eredménye már egy második döntési szintet jelent. Ha az egy hónap alatt az átlagos radonkoncentráció kisebb mint 400 Bq/m^3 , akkor legfeljebb csak kis mértékű radon okozta tüdőrák kockázattal kell számolnunk, de ugyanúgy ahogy a rövid távú mérés esetében, célszerű a hosszú távú mérést is ősszel vagy télen végezni, vagy ha erre nincsen módunk, akkor ebben az intervallumban megismételni. Ha a mérés ideje alatt a radonkoncentráció átlagértéke a 400 Bq/m^3 -t meghaladja, indokolt lehet valamilyen radonmentesítési beavatkozás (illetve egy egész éves radonkoncentráció monitorozás a tényleges évi átlagos radonkoncentráció meghatározásának érdekében). A megfelelő módszer kiválasztásához a pontos mért értékeket, a ház szerkezeti adottságait és a rendelkezésre álló anyagi forrásokat együttesen kell figyelembe venni.



45. ábra: Kész lakóépület egyszerűsített radiometriai felmérésének lépései

11. ENGLISH SUMMARY

At Kővágószőlős (Mecsek Mts., S-Hungary), where the Hungarian uranium mining lasted for 40 years, most of the houses show an annual mean of indoor radon activity concentration higher than the EU recommendation for existing buildings (400 Bq/m³). My goal is to define the source of the high indoor radon concentration, as well as to perform the radon mitigation in one of these houses.

The chosen house is about one hundred years old, built of brick and stone, two storey family house with basement as a typical house of the village.

Three different types of indoor radon concentration measurements were performed and laboratory measurements of ground soil and building material samples have been carried out. This study includes long and short term indoor radon concentration measurements, radon concentration of soil gas, in situ radon exhalation, specify radon exhalation rate, radium content measurements and geochemical analysis.

The radon concentration in the house studied is significantly higher than the recommended level. Evaluation and comparison of the results, obtained on building materials and soil samples, indicates that the radon exhalation rates of the building materials are negligible compared to the soil, furthermore, the radium content of the soil is twice as high as the world average. Accordingly, the source of the high indoor radon concentration should be the soil under the house.

The radon mitigation was performed by commercially available special sealer materials (produced by Dörken Co.). For horizontal applications we used the so called DELTA-TERRAXX surface gas drainage system. This is a full-surface drainage course with highly pressure-resistant and the membrane is absolutely rot-proof and acts as reliable drainage for radon and methane gas. For the vertical applications, we used the DELTA-PT drainage system, which creates a ventilated gap between damp basement wall and plaster. The collected radon gas in the membrane between the wall and plaster is released through a pipe. This is a passive system, which needs no artificial ventilation. The radon mitigation was performed in the basement and in the dining room using the material described above. Based on the first three measurements checking the efficiency of the mitigation, the radon concentration reduced by 71%, which is a highly promising result by a passive radon mitigation method.

12. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretném megköszönni témavezetőimnek a szakmai és emberi támogatást, illetve a türelmet amellyel végigkísérték munkámat nemcsak a diplomadolgozat elkészítése során, hanem az elmúlt három évben folyamatosan. Külön köszönöm konzulensemnek Breitner Dánielnek, hogy bármikor zavarhattam kérdéseimmel, hogy hasznos tanácsaira, építő jellegű kritikáira szakmai és baráti segítségére bármikor számíthattam. Hálával tartozom a Mecsekérc Zrt. munkatársainak: Dr. Várhegyi Andrásnak, Dr. Gorjánác Zoránnak és Szabó Zoltánnak a konzultációs lehetőségeikért és a műszerek biztosításáért. Farkas Imre igazgató Úrnak és a Dörken Kft-nek köszönöm a tesztelt szigetelőanyagot amelyet rendelkezésemre bocsátottak.

A Litoszféra Fluidum Kutató Labor minden tagjának köszönöm a biztató mosolyokat, a kellemes légkört és hogy a munka közötti szünetekben mindig sikerült kikapcsolódnom és feltöltődnöm nekik köszönhetően. Külön köszönöm a radon-csapat együttműködését, segítségét (Zsuzsinak, Petinek és Katának) és Kármán Krisztinának, hogy lendületességével, jókedvével mindig átlendített a holtponatokon. Lukács Zolinak hatalmas hálával tartozom az alaprajzok elkészítéséért. Köszönöm a segítségét Berkesi Mártának, Guzmics Tibornak, Ulrich Zsoltnak, Csorba Ottónak és Anginak!

Családomnak és Kornélnak köszönöm az otthon melegét és hogy megértik mennyit jelent számomra, hogy azzal foglalkozhattam amit szeretek. Köszönöm, hogy mindig támogatták, türelemmel és mosollyal fogadták el minden őrült ötletemet.

13. IRODALOMJEGYZÉK

ABUMURAD, K. M. (2001): Chances of lung cancer due to radon exposure in Al-Mazar Al-Shamali, Jordan, *Radiation Measurements*, 34, 537-540

ARVELA, H. (2001): Radon mitigation in blocks of flats, *Science of the Total Environment* 272, 137

BALOGH K., CSIGE I., HAKL J., HERTELENDI E., HUNYADI I., KOLTAY E., KOVÁCH Á., RAJTA I. (1994): Fejezetek a környezetfizikából, Kézirat KLTE-ATOMKI Közös Fizikai Tanszék, Debrecen

BARADÁCS, E., DEZSŐ, Z., HUNYADI, I., CSIGE, I., MÓCSY, I., MAKFALVI, Z., SOMAY, P. (2002): Felszínalatti vizek maratottnyom-detektoros eljárással mért ^{222}Rn - és ^{226}Ra -tartalma – *Magyar Kémiai Folyóirat*, 108/11, 492-500

BECKER, K. (2004): One century of radon therapy, *International Journal of Low Radiation*, 1, 3, 333-357

BORÁROS, V. (2006): A permi vörös homokkő radonkibocsátásának vizsgálata a Balaton - felvidéken, diplomadolgozat, ELTE Atomfizikai Tanszék, 5-65

- BORISOV, VP., YAKOVLEVA, VS. (2005): Comparative analysis of radon sources' contribution into total radon indoor levels for Altai and Tomsk regions of Russian Federation, *Radiation Measurements*, 4, 682–685.
- CAVALLO, A., GADSBY, K., REDDY, T.A. (1996): Comparison of natural and forced ventilation for radon mitigation in houses, *Environment International*, 22, 1073-1078
- CHAU, N. D., CHRUSCIEL, E., PROKOLSKI, L. (2005): Factors controlling measurements of radon mass exhalation rate, *Journal of Environmental Radioactivity*, 82, 363-369
- CHAUHAN, R. P., M., NAIN, KANT, K. (2008): Radon diffusion studies through some building materials: Effect of grain size, *Radiation Measurements*, 43, S445-S448
- COTHERN, C. R., JR. SMITH, J., E. (1987): *Environmental Radon*, Environmental Science Research, Plenum Press, New York and London
- CSÁSZÁR, G. (2005): Magyarország és környezetének regionális földtana I. Paleozoikum – paleogén, 220-229
- DARBY, S., HILL, D., AUVINEN, A., BARRIOS-DIOS, J. M., BAYSSON, H., BOCHICCHIO, F., DEO, H., FALK, R., FORASTIERE, F., HAKAMA, M., HEID, I., KREIENBROCK, L., KREUZER, M., LAGARDE, F., MAKELAINEN, I., MUIRHEAD, C., OBERAIGNER, W., PERSHAGEN, G., RUANO-RAVINA, A., RUOSTEENOJA, E., ROSARIO, A. S., TIRMARCHE, M., TOMASEK, L., WHITLEY, E., WICHMANN, H. E., DOLL, R. (2005): Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies, *British Medical Journal*, 330, 223-226.
- DENMAN, A. R., CROCKETT, R. G. M., GROVES-KIRKBY, C. J., PHILLIPS, P. S., GILLMORE, G. K., WOOLRIDGE, A. C. (2007): The value of seasonal correction factors in assessing the health risk from domestic radon-A case study in Northamptonshire, UK, *Environment International*, 33, 34-44
- FÜLÖP, J. (1994): Magyarország geológiája Paleozoikum II., Akadémiai Kiadó, 359-372
- GAO, GRACE W. W., TANG, Y. H., TAM, C. M., GAO, X. F. (2008): Anti-radon coating for mitigating indoor radon concentration, *Atmospheric Environment* 42, 8634–8639
- GOLDSTEIN, J.I. (1992): *Scanning Electron Microscopy and Microanalysis*. 2nd Edition - Plenum Press, New York, London
- GORJÁNÁ CZ, Z. (2006): Az uránbányászat utólagos hatásai a nyílt és zárt terek radonkoncentrációjára, beavatkozási lehetőségek, doktori értekezés, Pannon Egyetem, 33-103
- GROVES-KIRKBY, J. C., DENMAN, A. R, PHILLIPS, P. S., CROCKETT, R. G. M., WOOLRIDGE, A. C., TORNBERG, R. (2006): Radon mitigation in domestic properties and its health implications—a comparison between during-construction and post-construction radon reduction, *Environment International*, 32, 435 – 443
- HENSCHEL, D.B. (1994): Analysis of radon mitigation techniques used in existing US houses. *Radiation Radiation Protection Dosimetry* 56, pp. 21–27
- ICRP (1987): No. 50. Lung cancer risk from indoor exposures to radon progeny. Pergamon Press, Oxford, New York
- ICRP (1991): No. 60. Recommendations of the International Commission on Radiation Protection, Pergamon Press, Oxford, New York
- JÖNSSON, G., BAIXERAS, C., ENGE, W., FREYER, K., TREUTLER, H.-C., MONNIN, M. M., SCIOCCHETTI, G. (1995): Criteria for indoor radon concentration-an experimental study

- considering especially the Leipzig-halle brown coal area, *Radiation Measurements*, 25, 627-630
- KATONA, T. (2006): Környezeti lakossági sugárvédelmi tevékenységek tervezése a dóziscsökkentés és optimalás szempontjából, doktori értekezés, Pannon Egyetem, 9-17
- KÁVÁSI, N. (2006): Az évi átlagos radon-koncentráció és a sugárterhelés meghatározása különböző munkaterületeken, doktori értekezés, Pannon Egyetem, 25-28
- KHAN, H. A., QURESHI, A. A., QURESHI I. E. (1997): Radon and mineral exploration: A supplementary review. In *Radon measurements by etched track detectors* (eds. S.A. Durrani and R. Ilic) *Applications in Radiation Protection, Earth Sciences and the Environment*, 319-343.
- KORHONEN, P., KOKOTTIB, H., KALLIOKOSKI, P. (2000): Survey and mitigation of occupational exposure of radon in workplaces, *Building and Environment*, 35, 555-562
- KÖTELES, GY. (1994): Radon a környezetünkben, *Fizikai szemle*, 6
- KÖTELES, J. GY. (2007): Radon risk in spas?, *Central European Journal of Occupational and environmental medicine*, 13, 3-16
- KRANROD, C., TOKONAMI, S., ISHIKAWA, T., SORIMACHI, A., JANIK, M., SHINGAKI, R., FURUKAWA, M., CHANYOTHA, S., CHANKOW, N. (2009): Mitigation of the effective dose of radon decay products through the use of an air cleaner in a dwelling in Okinawa, Japan, *Applied Radiation and Isotopes*, Accepted manuscript, 23 February 2009
- KUMAR, R., SENGUPTA, D., PRASAD, J. (2003): Natural radioactivity and radon exhalation studies of rock samples from Surda Copper deposits in Singhbhum shear zone, *Radiation Measurements*, 36, 551-553
- KURTIO, P., SALONEN, L., ILUS, T., PEKKANEN, J., PUKKALA, E., AUVINEN, A. (2006): Well water radioactivity and risk of cancers of the urinary organs, *Environmental Research*, 102, 333-338
- MARX, GY. (1990): *Fizikai Szemle*, 5, 129
- MECSEKÉRC Rt. (2001): Minőségirányítási kézikönyv, Környezetvédelmi Igazgatóság Vizsgálólaboratóriuma, MSZ EN ISO/IEC 17025
- MJÖNES, L. (1993): Védekezés a radon ellen – A svéd példa, *Fizikai Szemle*, 4, 162
- NAZAROFF, WW., FEUSTEL, H., NERO, A. V., REVZAN, KL., GRIMSRUD, MDT., ESSLING, A. (1985): Radon transport into a detached one-story house with a basement, *Atmospheric Environment*, 19, 31–46.
- NAZAROFF, W. W., NERO, A. V. JR. (1988): *Radon and its decay products in indoor air*. – John Wiley&Sons, New York, 518.
- NERO, A.V. (1987): Elements of a strategy for control of indoor radon: in *Radon and its decay products in indoor air* (W.W. Nazaroff and A.V. Nero, eds.), Wiley-Interscience, 459-490
- PAPP, Z., DARÓCZY, S. (1997): Radontól származó sugárterhelés Ajkán, *Fizikai Szemle*, 8, 248
- SAJÓ, B. L. (1995): A városi gázban levő radonaktivitás, *Fizikai Szemle*, 1, 11
- SOMLAI, J., TARIÁN, S., KANYÁR, B. (2000): “A bomlás virágai” Radioaktív sugárzások és környezetünk, Energia Klub Környezetvédelmi Egyesület, Budapest, 40

- SOMLAI, J., GORJÁNÁ CZ, Z., VÁRHEGYI, A., KOVÁCS, T. (2006): Radon concentration in houses over a closed Hungarian uranium mine, *Science of the total Environment*, 367, 653-665
- SZERBIN, P. (1994): Radon a Rudas-fürdő légtérében, *Fizikai Szemle*, 6, 241
- TANNER, A. B. (1980): Radon migration in the ground: supplementary review. In: Nazaroff, W.W. and Nero, A.V.Jr. (1988): *Radon and its decay products in indoor air*, John Wiley&Sons, New York, p. 518
- TAYLOR, S. R., MCLEAN, S. M. (1995): The geochemical evolution of the continental crust. – *Reviews of the geophysics*, 33, 241-265.
- TÓTH, E., LÁZÁR, I., SELMECZI, D., MARX, GY. (1998a): Lower cancer risk in medium high radon – *Pathology Oncology Research*, 4, 2, 125-129
- TÓTH, E., SELMECZI, D., PAPP, G., SZALAI, S. (1998b): Lakótéri radon hosszú távú változásai, *Fizikai Szemle*, 1, 12-15
- TÓTH E., HÁMORI K., MINDA M., TÓTH GY., HAVAS G. (2006): OKSER 2006, Az országos környezeti sugárvédelmi ellenőrző rendszer, 73-77
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, OFFICE OF AIR AND RADIATION (2001): *Building radon out, A step-by-step guide on how to build radon-resistant homes*, EPA/402-K-01-002
- UNSCEAR, Sources and Effects of Ionizing Radiation—United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes ,United Nations, New York; 2000

INTERNETES HIVATKOZÁSOK

<http://www.radon-out.com>

<http://bre.co.uk/radon/sumps.html>

<http://ogimet.hu>

<http://www.met.hu>

<http://ludens.elte.hu/~akos/sflab>, REX mérésleírás

<http://ion.elte.hu/~akos/orak/kmod/EPR2.htm>

<http://www.nndc.bnl.gov/nudat2> , Brookhaven National Laboratory, National Nuclear Data Center, NuDat2.4