



**37. Országos Tudományos
Diákköri Konferencia
Fizika, Földtudományok és
Matematika Szekció
2025**



Dunántúli talajminták radon exhalációjának vizsgálata

Készítette: Novák Máté

Témavezető: dr. Csordás Anita

Pannon Egyetem Mérnöki Kar, Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti
Tanszék

A pályamunka lezárásának dátuma: 2024.11.24.

Tartalomjegyzék

Bevezetés, célkitűzések	1
I. Irodalmi rész.....	1
1 A radon.....	1
1.1 A radon tulajdonságai	1
1.2 A radon egészségügyi hatásai	3
1.3 Radon Cselekvési Terv	4
2 Radon exhaláció, emanáció.....	5
2.1 A radon mozgása a talajban	6
2.2 Radon emanáció	6
2.3 Radon exhaláció	7
2.4 Radon emanáció és exhaláció mérések	8
2.5 Fajlagos radon exhaláció és emanáció: alkalmazott mérőrendszerek ..	9
2.6 Épületen belüli levegőből származó sugárterhelés	11
II. Gyakorlati rész	14
3 Mérési adatok	14
3.1 A mintagyűjtési pontok	14
3.2 A mérés menete: rádium aktivitáskoncentráció meghatározása	15
3.3 A mérés menete: emanációs tényező és exhaláció meghatározása ...	17
3.4 Geogén radonpotenciál.....	19
4 Eredmények.....	22
4.1 Rádium-226 aktivitáskoncentráció.....	22
.....	23
4.2 Radon exhaláció	25
4.3 Emanációs tényező.....	28
4.4 Permeabilitás	30
4.5 Geogén radonpotenciál (GRP)	32
5 Összefoglalás.....	35
Irodalomjegyzék.....	36
Köszönetnyilvánítás	38
Függelék: Saját eredmények	39
Függelék: Szakdolgozat eltérés	41

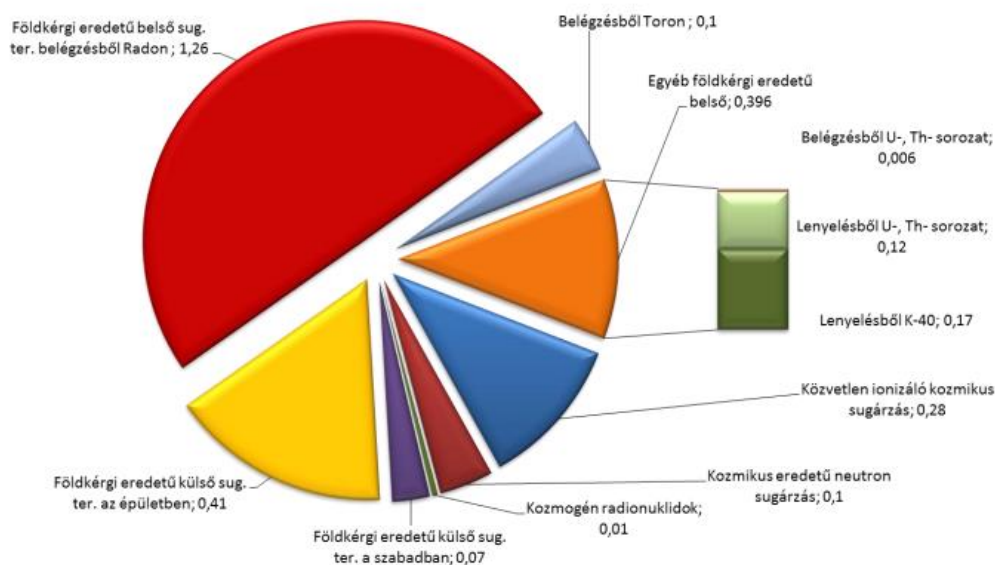
Bevezetés, célkitűzések

Jelen dolgozatban prezentált tudományos diákköri munkám során Észak- és Közép-Dunántúlról származó talajminták rádium-226 aktivitáskoncentrációját, emanációs tényezőjét és fajlagos radon exhalációját határoztam meg. A 145 mért minta mindegyike lakott települések környezetéből lett gyűjtve Intézeti Tanszékünk kollégáival közösen, ugyanis jelenleg zajlik a Nemzeti Radon Cselekvési Terv megvalósítása, amelynek a dolgozatomban ismertetett kutatási eredmények jogszabályi előírásoktól független kiegészítő méréseként is szolgálnak.

Munkám célja a már csak általam elvégzett mintafeldolgozással a talajból származó radon előfordulásának vizsgálata, az eredmények elemzése, a magasabb értékek lehetséges okainak vizsgálata, amellyel a későbbiekben további mérések, intézkedések valósíthatóak meg a lakosság sugárterhelésének pontos elemzéséhez.

I. Irodalmi rész

Az embert több forrásból is éri természetes eredetű radioaktív sugárterhelés. A népességgel súlyozott világátlagos 2,4 mSv/év. A természetes háttersugárzásnak alapvetően két fő forrása van: kozmikus eredetű és a már ismertetett terasztriális (földkérgi) eredetű. A kozmikus eredetű sugárzás nagysága jóval kisebb, jellemzően 0,3 mSv/év körüli, a maradék a három természetes bomlási sorból és a kálium-40 izotópból származik, amely állandó arányban van jelen a természetes földi kálium tartalom mellett. [1]



1.1. ábra: A természetes sugárterhelés összetétele [1]

Az 1.1. ábrán is látható, hogy az embert érő természetes átlagos sugárterhelés több mint a feléért a radon és bomlástermékeinek belélegzése a felelős.

1 A radon

1.1 A radon tulajdonságai

A periódusos rendszer 86-os rendszámú eleme, a radon egy színtelen, szagtalan nemesgáz. A periódusos rendszerben a VIII.A főcsoportban található, a 6. utolsó elem. Rendszáma 86, egyatomos színtelen, szagtalan nemesgáz. Nagy a sűrűsége, $9,74 \text{ kg/m}^3$, kb. 9-szer nehezebb a levegőnél. 39 ismert izotópja van, melyek közül egyik se stabil.

Az elemet 1900-ban fedezte fel Ernest Rutherford és Frederick Soddy, hatása azonban már jóval korábbi esetekre visszanyúlva tapasztalt az emberen. Már az 1520-as években egy német orvos és geológus, Georgius Agricola is tapasztalta, hogy a német bányászok körében nagyon

A radon

gyakran előfordulnak halálos végzetű tüdőbetegségek. Évszázadokig az eseteket kizárólag a bányákban jelen levő pornak és gáznak tulajdonították. Egy 1924-1932 között végzett tanulmány mutatott rá először, hogy a bányák légterének radon tartalma is komolyan felelős lehet hasonló esetekért. [2]

Radioaktivitása miatt jellemző tulajdonsága, hogy szilárd és folyékony állapotban sárga, fagyponthoz pedig narancsszínnel foszforeszkál. [1] [3]

A környezetben a radonnak 3 izotópja fordul elő, melyek a Föld keletkezésekor kialakult urán-235 (U-235), urán-238 (U-238) és tórium-232 (Th-232) radioaktív bomlási sorába tartoznak. Ennek alapján, a radon mennyisége a környezetben ezen izotópok koncentrációjától függ. Ezen izotópok felezési ideje olyan hosszú, hogy a világegyetem kialakulása óta eltelt idő alatt sem bomlottak el teljes mértékben. [4]

A tórium-232 előfordulása a földkéregben ezen izotópok közül általánosan a legmagasabb, de a hosszabb felezési ideje miatta bomlási sorába tartozó radon-220 átlagos keletkezési sebessége nagyjából megegyezik az urán-238 bomlási sorába tartozó radon-222 keletkezési sebességével. [4]

A két uránizotóp előfordulását vizsgálva elmondható, hogy az urán-238 előfordulási aránya 99,28 %, míg a 235-ös izotópé 0,72 %, így az utóbbi bomlási sorába tartozó radon-219 (Rn-219) szinte elhanyagolható mennyiségben keletkezik a korábban említett két izotóphoz képest. [4]

1.1. táblázat: Az anyaelemek és a keletkező radon izotópok [4]

Anyaelem	Felezési idő (év)	Radon izotóp leányelem	Leányelem felezési ideje
Urán-238	$4,5 \times 10^9$	Radon-222 (radon)	3,82 nap
Urán-235	$14,1 \times 10^9$	Radon-219 (aktinon)	55,6 másodperc
Tórium-232	$0,7 \times 10^9$	Radon-220 (toron)	3,96 másodperc

A természetben előforduló mindhárom izotóp rendelkezik közös névvel, melyek a táblázatban zárójelben lettek feltüntetve. A továbbiakban ezen nevekkkel- radon, aktinon, toron-kerülnek majd megkülönböztetésre. [4]

A felsorolt izotópok közül csak a radon felezési ideje (3,825 nap) elég hosszú ahhoz, hogy a keletkezési helyéről, a talajból és a kőzetekből nagy mennyiségben ki tudjon szabadulni. A toron felezési ideje jelentősen korlátozza, hogy mennyi jut ki a légkörbe, hamar bomlik leányelemeire. Az aktinon felezési ideje és a korábban már ismertetett alacsony U-235 tartalom miatt szinte figyelmen kívül hagyható a környezetben.

A radon

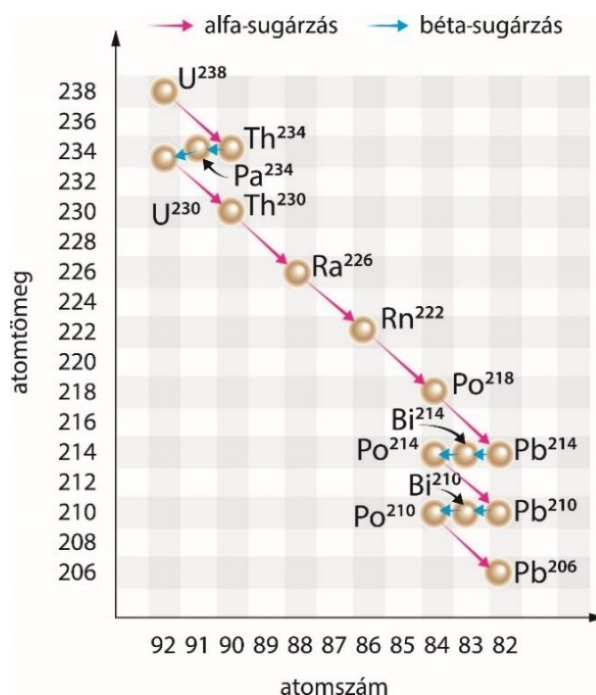
A radon az urán-238 1.2 ábrán látható bomlási sorának 6. eleme, közvetlen anyaeleme a rádium-226, melynek felezési ideje 1622 év. [5]

A radon keletkezésének az alábbi képlet szerint zajlik:



Ahol:

- ${}^4_2\text{He}$: hélium atommag (alfa részecske)
- γ : a folyamatot kísérő gamma-sugárzás



1.2. ábra: Az U-238 bomlási sora [6]

1.2 A radon egészségügyi hatásai

A radon a levegőből belélegezve nagy koncentrációban jelentős egészségügyi kockázattal jár. Maga a radon csak közvetetten okoz problémát, a belélegzett radon jelentős része el is távozik a kilégzéssel, csak 1-2 %-a kerül be a véráramba, ahonnan a bejutott mennyiség a test minden pontjába elérhet. Apoláris jellege miatt a zsírszövetekben képes leginkább feldúsulni, ahol a leányelemei nagy mennyiségben visszamaradhatnak. [1]

A fő problémát, a radon bomlásával keletkező, rövid felezési idejű, szilárd halmazállapotú izotópok okozzák, melyek rendkívül jól képesek kötődni a levegőben található aeroszolokhoz. A belélegzést követően az aeroszolok könnyen képesek letapadni a tüdő különböző részein, főleg a hörgők elágazásában [1]

A leányelemek közül a legnagyobb biológiai károsodást a viszonylag hosszabb felezési idejű ólom-214-es izotópja (26,8 perc felezési idő) és a polónium-210-es izotópja (138 nap felezési

idő) okozhatja, ugyanis kis hatótávolságú, de nagy roncsolóképességű alfa sugárzással képesek a tüdő sejteit súlyosan károsítani. [5]

A WHO tanulmányai szerint a radon a dohányzás után a második leggyakoribb tüdőrákot okozó ágens, a különböző országok eseteinél a lokális radon előfordulása és a dohányzás mértékétől függően 3-14 % között becsülték, hogy a tüdőrák okozója a radon volt. [7]

Kutatások vizsgálták, hogy ha épületen belül állandóan magasabb radon aktivitásnak teszi ki magát az ember, hogyan változik a tüdőrák valószínűsége. Ha a radon aktivitáskoncentrációja 20 Bq/m^3 szinten van, a tüdőrák valószínűsége az egész élettartam során a nem dohányzóknak kevesebb, mint 1 a 200-hoz, a dohányzóknál 1 a 7-hez. Amennyiben viszont állandóan 800 Bq/m^3 feletti az aktivitáskoncentráció, a nem dohányzóknál duplájára nő a tüdőrákos megbetegedés valószínűsége, 1 a 100-hoz értékre, a dohányzóknál pedig több mint duplájára, 1 a 3-hoz valószínűsége. [8]

1.3 Radon Cselekvési Terv

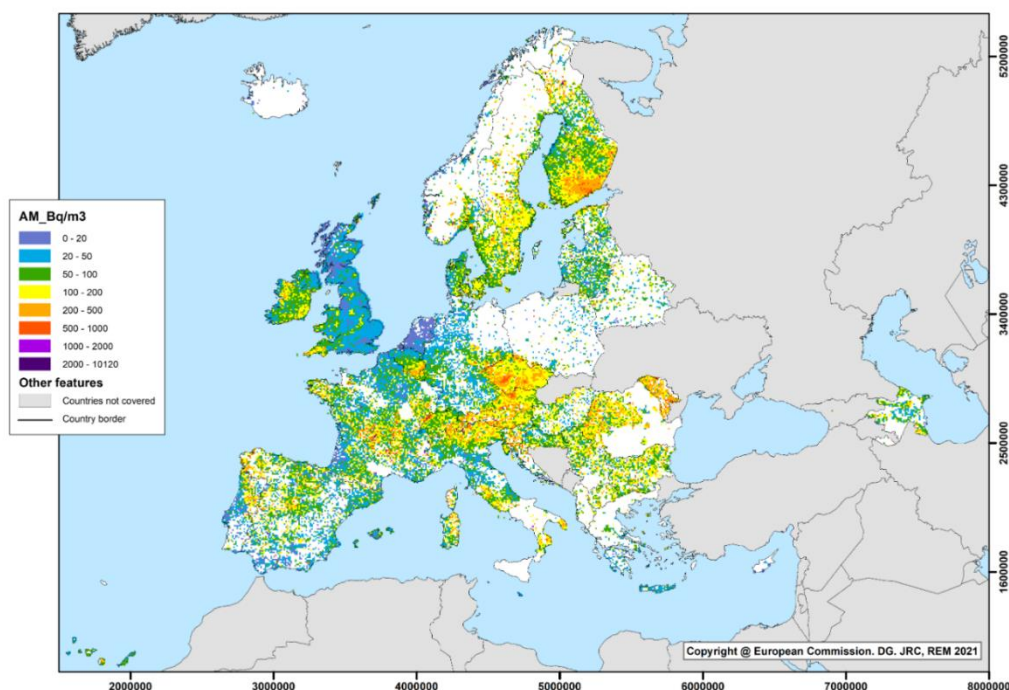
Az Európai Unió 2013-ban határozta meg jelenleg is érvényes sugárvédelmi alapszabályát, melynek irányelve megköveteli, hogy a tagországok dolgozzanak ki egy cselekvési tervet annak érdekében, hogy a beltéri és az építőanyagokból származó sugárterhelés csökkenthető legyen. Magyarországon 2019-es kormányhatározat fogadta el a Nemzeti Radon Cselekvési Tervet. [9]

Az irányelv alapján a tagországok cselekvési tervében szükséges a lakosság radon expozíciójának becslése, a vizsgálatoknak tartalmaznia kell beltéri radonméréseket és a talaj eredetű radon kockázatok mérését és értékelését is, amivel a jelen dolgozat is foglalkozik, mert a mérések lokálisan és regionálisan is jelentősen eltérő eredményeket adhatnak, amelyet fel szükséges tární. [9]

Az Európai Unió tagországoknak meg kell határoznia egy referencia szintet a beltéri éves átlagos aktivitáskoncentrációra, amely sehol nem lehet több 300 Bq/m^3 -nél. Magyarországon a referencia szintet 2/2022 (IV.29.) OAH rendelet határozza meg 300 Bq/m^3 -ben. [9]

2021-ben indult Magyarországon az Európai Unió iránymutatásának megfelelő kiterjedt országos felmérés. [9] Az EU célja egy európai beltéri radontérkép elkészítése, amely a földszinti lakóhelyiségek éves beltéri radonkoncentrációjának $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ -es rácshálós cellákra vonatkozó számtani átlagait mutatja be. A bemeneti adatokat az illetékes nemzeti hatóságok szolgáltatják, amelyek az adataikat a rácshálóban aggregálják, és cellánként

kiszámítanak különböző statisztikákat, mint például a számtani átlagát, a szórását, a mediánját a mért eredményeknek.



1.3. ábra: Az európai radon térkép (2021 novemberi felmérési állapot) [10]

Az 1.3. ábrán az európai radon térkép 2021. novemberi állapota látható. Ez alapján elmondható, hogy a mérési pontok jelentős részénél az aktivitáskoncentráció értékek a 300 Bq/m³ referencia szint alatt maradnak, azonban az értékek színekódjából is látszik, hogy sok helyen mértek ennél jóval magasabb értékeket, akár a több 1000-es nagyságrendben is, mely jelentős beavatkozást igényel az aktivitáskoncentráció csökkentésének érdekében.

2 Radon exhaláció, emanáció

A lakosság sugárterhelése jól feltérképezhető különböző környezetből, ember lakta területek környékéről származó talajminták aktivitáskoncentrációjának és exhalációjának mérésével és az emanációs tényező meghatározásával. Így akár építkezés előtt már becsülhető a várható sugárterhelés egy adott területen, ezáltal már előzetesen is el lehet végezni a későbbiekben, a 2.6 fejezetben ismertetett radon ellenes intézkedéseket, jelentősen csökkentve annak költségeit.

2.1 A radon mozgása a talajban

A radon nemesgáz szerkezete miatt nagyon mobilis izotóp, könnyen képes diffúzióra, migrációra és konvektív áramlásra. Minél közelebb keletkezik a felszínhez, annál valószínűbb a levegőbe kijutás. Ezt a folyamatot elősegítheti, hogy a kőzetek repedésin belül könnyen képes migrálni. Az izotóp felszín alatti útját több tényező, a talaj számos különböző tulajdonsága is befolyásolja, ilyen például a talajszerkezet, a nedvességtartalom vagy a porozitás. [11]

A talaj permeabilitása is fontos tényező a radon felszín alatti mozgásában, a nagy permeabilitású talajokban jelentős a konvektív áramlással történő mozgás és a diffúzió, míg a kis permeabilitású talajoknál az advektív áramlás a jellemző. [11]

Ezen kívül számottevően befolyásolhatják a mozgást a külső tényezők is, például a meteorológiai körülmények, a hőmérséklet, a nyomáskülönbség. A környezet geológiai jellege is számottevően hatással lehet a radon mozgására, például törésvonalak mentén sokkal könnyebb az izotóp migrációja. [11]

A radon lokális feldúsulása alapesetben olyan környezetekben jellemző, ahol az anyaelemek aktivitáskoncentrációja magasabb. Például az urántartalma jellemzően magasabb az agyagpalának vagy a savanyú magmás kőzeteknek. A foszfátos kőzetek is jellemzően magasabb rádium és urán tartalommal rendelkeznek. [12]

Fontos környezeti tényező a kőzeteket utólagosan átjáró hidrotermális oldatokból származó kiválás, amely az urántartalmat jelentősen megemelheti más kőzettípusokban is. Az uránnak jellemző tulajdonsága az is, hogy oxidatív környezetben az izotóp tartalom könnyen oldódik, redukzív környezetben viszont kicsapódás tapasztalható, ez a folyamat okoz lokális geokémiai csapdákat. [11]

Emberi tevékenység is könnyen okozhatja az urán és a közvetlen anyaelem rádium feldúsulását, például különböző geológiai képződményekben történő olaj- és gázkitermelés, az uránbányászat vagy a széntüzelésű erőművek salakanyagának szétterülése [11] [12]

2.2 Radon emanáció

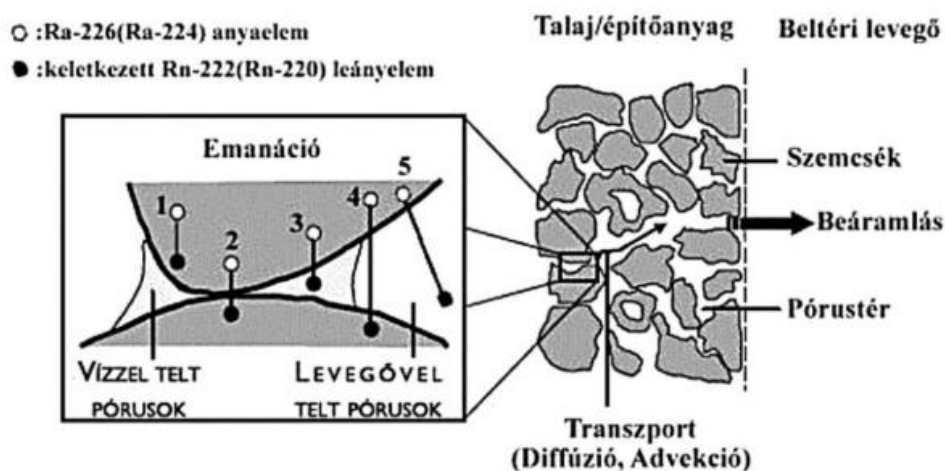
Az urántartalmú kőzetekben és a kőzetek mállástermékeit tartalmazó vagy abból képződő talajokban a rádium, a radon közvetlen anyaeleme többféleképpen helyezkedhet el. Egyrészt a kőzetszemcsék felületén, másrészt a szemcsék térfogatában. A rádium alfa-bomlásakor a képződő radonatom visszalökődik. A rádiumatom helyétől, illetve a visszalökődés irányától függően a radonatom vagy a szemcsék pórusterébe kikerül (2.1. ábra 2-5 esetei), vagy egy ásvány/kőzetszemcsében áll meg (2.1-es ábra 1-es esete). A szemcséből a pórustérbe kijutás folyamat az emanáció. [2] [13]

A pórustér összetételétől függően a radon atom lelassulhat a pórusközi térben (2.1-es ábra 3-as és 5-ös esete), vagy a szomszédos szemcsébe belecsapódhat (2.1-es ábra 2-es és 4-es esete). [2]

Az emanációs tényező megadja, hogy a szemcsékben keletkezett radon mekkora része jutott ki a szabad pórustérbe. Értéke az anyag nyitott pórusaiban levő és az összes mátrixban keletkezett radon (amely egyenlő a Ra-226 aktivitáskoncentrációjával) hányadosa. Jele: ε [2]

$$\varepsilon = \frac{A_{Rn}}{A_{Ra}} \quad [2.2.1]$$

Az emanáció több tényezőtől is függ: a rádiumatom elhelyezkedésétől, a visszalökődés irányától, a kőzet szemcseméret-eloszlásától, a pórusvíz mennyiségétől, az anyag porozitásától, a szemcséken belüli összetétel változásából adódó sűrűségtől és a Ra-226 eloszlásának inhomogenitásától [2] [13]



2.1. ábra: A radon pórustérbe jutásának módjai [13]

2.3 Radon exhaláció

A pórustérbe kijutott radon atomok képesek diffúzióval és konvekcióval kijutni az anyagból. A radon migrációja ennek a két jelenségnek az eredőjeként megvalósuló folyamat.

Az exhaláció a pórustérbe jutott radonatomok kilépése az atmoszférába. Megkülönböztetünk felületi exhalációt, valamint tömegre vonatkoztatott fajlagos exhalációt. [2]

A felületi exhaláció, az egységnyi felületen, egységnyi idő alatt kiáramló radon mennyisége. Mértékegysége Bq/m^2s^{-1} . [2]

Az exhaláció hajtóerejét áramlásmentes körülmények között Fick I. törvénye szerint a koncentráció gradiens határozza meg. [2]

$$E = -D * \frac{\partial C_{Rn}}{\partial x} \Big|_{x=0} \quad [2.3.1]$$

A tömegre vonatkoztatott fajlagos exhaláció mértéke az egységnyi minta tömegből, egységnyi idő alatt kiáramló radon mennyisége. Mértékegysége Bq/kg×h. Az exhaláció mértékét több tényező is befolyásolja, természetesen elsődleges tényező a talajgáz radonkoncentrációja, de függ a talaj szemcseátmérőjétől, gázáteresztő képességétől, nedvességtartalmától, a meteorológiai viszonyoktól, egyéb gázok átáramlásának mértékétől, a hőmérsékleti és nyomásviszonyoktól, illetve a domborzati viszonyoktól is. Azt a rétegvastagságot, ami a diffúziós mechanizmussal a radon anyagból való kijutását jellemzi, nevezik diffúziós úthossznak, vagy diffúziós rétegvastagságnak. [2] [13] [14]

2.4 Radon emanáció és exhaláció mérések

Több kutatás is foglalkozott már különböző országokban talajminták emanációjának és exhalációjának meghatározásával.

Az UNSCEAR 1988-as kiadványa a világszerte mért talajmintákban 0,01-0,8 közé, reprezentatív nagy átlagként 0,2-re becsüli az emanációs tényező nagyságát. [15]

2011-ben készült egy összefoglaló tanulmány az addig világszerte elvégzett emanációs tényező meghatározások adataiból különböző környezeti minták esetében. Összesen 75 ásvány, 113 kőzet, 1025 talajminta, 77 uránfeldolgozási hulladék és 46 pernye minta eredményét összesítették. [16]

2.1. táblázat: A különböző környezeti minták átlagos emanációs tényezői [16]

Anyag	Emanációs tényezők átlaga
ásvány	0,03
kőzet	0,13
talaj	0,2
uránfeldolgozás hulladéka	0,17
pernye	0,03

A talajminták esetében az emanációs tényező értékei nagyon széles tartományban változtak, 0,01-0,7 között. A talajtípusokat vizsgálva, a homok emanációs tényezője általánosan alacsony volt több különböző ország mérése alapján is, 0,1 alatt. Valamivel magasabb, 0,15-0,29 közötti emanációs tényezőt eredményezett az Egyesült Államokban különböző iszapos és homokos vályog minták vizsgálata. Finn és svéd agyagos talajmintákban 0,2 körüli emanációs tényezőt

mérték. Az összes eredmény közül a legmagasabb érték is az Egyesült Államokból származik, vulkanikus hamunak lett 0,7-es az emanációs tényezője. [16]

2016-os magyarországi kutatás vizsgálta a Soproni-hegység egyik forrásának, a Csalóka-forrás környezetének radon aktivitását környezeti mintákban. A forrás vizében két korábbi kutatás is kiemelkedő radon aktivitáskoncentrációt mért, ennek alapján a kutatás célja a radon mozgásának vizsgálata volt a környezetben és hogy meghatározzák a vízben mért magas érték okát. Talaj- és kőzetminták radon exhalációjának és porozitásának mérései alapján arra jutott a kutatás, hogy a forrás körüli gneisz kőzet, amelyben jellemzően nagyobb mértékű urán kiválás fordul elő valószínűleg az emelkedett koncentráció forrása a vízben, nem a talaj izotóptartalma. [17]

A minták radon aktivitáskoncentrációját exhalációs mérési módszerrel határozták meg, kiszámításra került az emanációs tényező is. A kőzetminták porozitása sokkal alacsonyabb, emanációs tényezője pedig általánosan magasabb volt, mint a talajmintáké. A kőzetminták esetében a radon átlagos aktivitáskoncentrációja $10,1 \pm 1$ Bq/kg volt, a talajmintáké ugyanazon mérési pontról $7,9 \pm 2,3$ Bq/kg. [17]

A fajlagos exhaláció mérésével foglalkozott egy 2020-as, dél-nyugat-indiai kutatás. Tengerparti talaj és homokmintákat vizsgáltak, mert a területen jellemző a monazit, mely egy foszfát tartalmú ásvány, ami az átlagosnál nagyobb mértékben tartalmaz természetes uránt és tóriumot. [18]

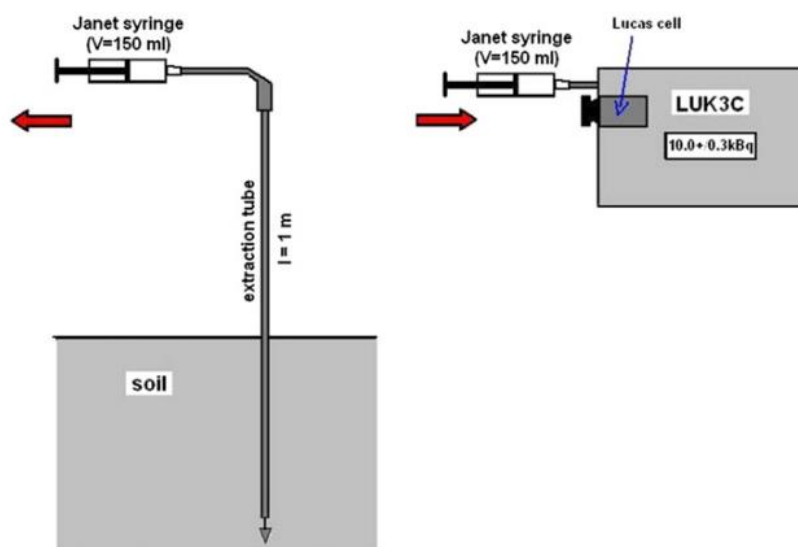
A kapott fajlagos exhaláció eredmények 0,7-11 mBq/kg×h között voltak. Vizsgálták szemcseméret alapján is az exhaláció mértékét, jellemzően a nagyobb szemcseméretű (500-1000 μm) homokot tartalmazó minták fajlagos exhalációja alacsonyabb volt az alacsony szemcseméretűnél (<125 μm). Ezt azzal magyarázták, hogy a nagyobb szemcseméret a nagyobb kvarc tartalomnak köszönhető, amely jellemzően kevesebb uránt tartalmaz. A kisebb szemcseméretű mintáknak pedig nagyobb volt a monazit tartalma. [18]

2.5 A fajlagos radon exhaláció és emanáció: alkalmazott mérőrendszerek

A talajból származó radon fajlagos exhalációjának meghatározására használt mérőrendszerek két csoportba oszthatóak, annak alapján, hogy zárt vagy nyitott kamrásak.

Jóval gyakrabban használják a zárt kamrás rendszereket, ezekben a mérés legtöbbször akkumulációs módszerrel történik és aktív monitor végzi a radon aktivitáskoncentrációjának mérését, dinamikus meghatározást eredményezve. A Nemzetközi Atomenergetikai Ügynökség 2013-as kiadványában is ezzel a módszerrel végeztek radon méréseket környezeti mintákban. [19] [20]

Egy 2013-as romániai, talajt és építőanyagot vizsgáló kutatás is például ezt a módszert alkalmazta. A használt mérőrendszer egy LUK3C radon detektor volt, amely szcintillációs detektálási eljárásra épül, Lucas-cellákat használva, a radon aktivitását közvetlenül határozza meg az alfa bomlású radonból és leányelemeiből. A talajgáz kinyeréséhez acél mintavevő szondát használt a készülék, amelyet legalább 50 cm mélységig belevezettek a talajmintába, majd néhány cm-t visszahúzták, hogy egy kis üreg jöjjön létre a talajgáz kinyeréséhez. A mintavételhez egy 150 ml térfogatú fecskendő használtak, amit a mintavevő szondához csatlakoztattak. A mintavétel előtt kétszer átöblítették a fecskendővel a rendszert, hogy a légköri szennyezést elkerüljék. A mintát a detektorcellába vákuumrendszer segítségével juttatták. Néhány perc várakozás után a detektorcellának használt Lucas-cellában egyszerre több párhuzamos számlálással mérte a rendszer a radon aktivitáskoncentrációját, amíg a statisztikai hiba 5%-nál kisebb nem lett. A mérési folyamat végén a detektor egy átlagos radonkoncentrációt jelzett ki, amelyet a mérési háttérrel korrigáltak. [21]



2.2. ábra: A talajgáz mintavételezésének vázlata LUK3C rendszerrel [21]

A zárt kamrás módszert használva, más mérési technikát is használtak már több kutatásban, például passzív detektort használó eszközt, ennek egyik példája a szilárdtest nyomdetektor.

Egy 2009-es szerbiai kutatás építőanyagok radon és toron exhalációját vizsgálta polikarbonát szilárdtest nyomdetektorral. A mérőrendszerben a mintát egy hermetikusan lezárt akkumulációs kamrában helyezték el, a kamrán belül volt a használt polikarbonát szilárdtest radon detektor is. Két fajta kamrát használtak az exhaláció mérésekhez, egy nagyobb $20 \times 20 \times 40$ cm³-es kamrát a felületi exhalációs mérésekhez, és egy kisebb hengeres kamrát a minták fajlagos exhalációjának meghatározására. Két szilárdtest detektorral dolgoztak a

mérőrendszerben, az egyik 3,6 cm-re volt a talaj felszínétől, amelyet a radon és a toron is besugárzott, a másikat négy toron diffúziónyi távolságra helyezték el a mintától, hogy csak radon besugárzás érje. [22]

Nyitott kamrás módszerek alkalmazhatóságával foglalkozott többek között egy 2016-os oroszországi kutatás, amelyben az egyik ismertetett eszköz esetében, a meghatározás a radon abszorpcióján alapul egy aktív szénrétegen. Az elnyelt radon aktivitása az izotóp leányelemek (Pb-214 és Bi-214) gamma mérésével határozható meg, a szekuláris egyensúly beállása után. A gamma sugárzás mérésére jól használható NaI(Tl)-kristályos szcintillációs spektrométer vagy félvezető HPGe gamma-spektrométer. Érdemes az aktív szenet a mérésnél egy speciális mérőedénybe helyezni, amely lehetővé teszi a gamma-hatékonyságnak a maximalizálását. [23]

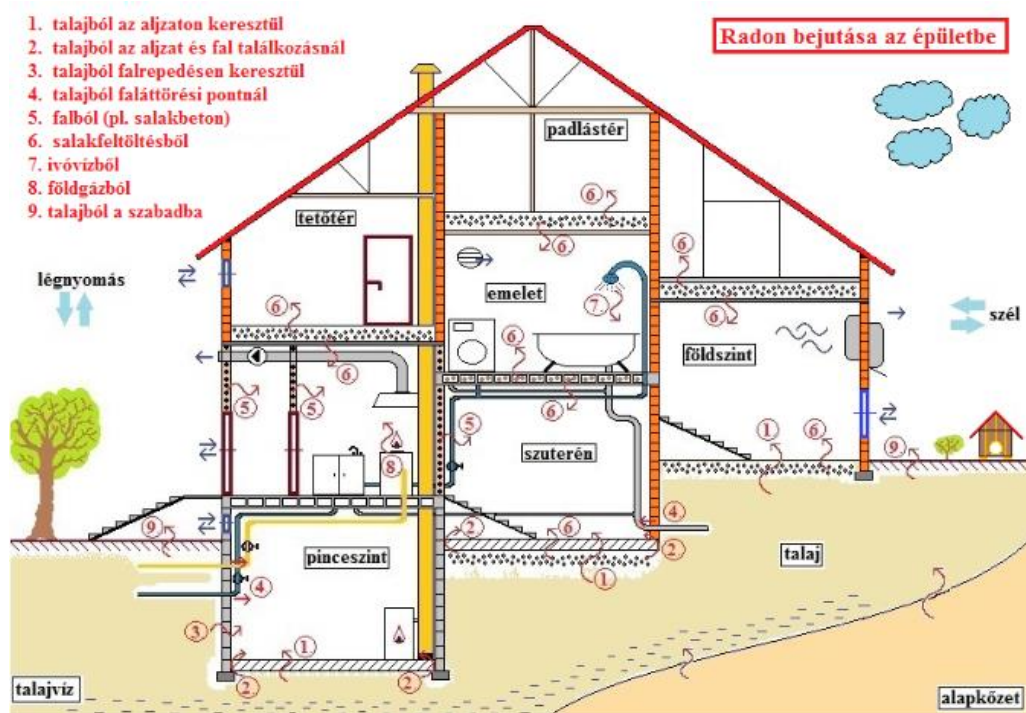
Az így felhasznált aktív szén újrahasznosítható, az anyagot kemencében több órán keresztül, körülbelül 150 C°-os hőmérsékleten melegítve, teljesen eltávolítható az abszorbeált radonnedvessége és más talajgáztartalma az anyagnak. [23]

2.6 Épületen belüli levegőből származó sugárterhelés

A radon exhaláció és emanáció mértékének feltérképezése kiemelten fontos a lakóépületek sugárterhelésének előzetes felmérése vagy a már nem megfelelően felépített lakóházakban elszenvedett sugárterhelés lehetséges csökkentésének érdekében. Több útvonalon keresztül juthat be radon az épületekbe, legtöbb esetben az épületek alatti talaj és az építőanyagok jelentik a fő forrást.

A legfőbb bejutási útvonalak a következők:

- talajból (aljzaton keresztül, aljzat és a fal találkozási pontján, falrepedésen át, faláttörési pontokon, salakfeltöltésből, csőátvezetésekben)
- a falat felépítő építőanyagokból, ahol kiemeleten szükséges foglalkozni az esetlegesen beépítésre kerülő ipari melléktermékekkel, salakokkal
- vezetékes vízből (diffúzió a légkörbe zuhanyzáskor, mosogatáskor) [24] [25]



2.3. ábra: A radon bejutási útvonalai egy lakóépületbe [25]

Több tényezőn is múlik, hogy a radon milyen mértékben képes a talajból az épületbe bejutni. Számottevően meghatározó a talaj és a lokális kőzet összetétele, radioaktivitása, porozitása, nedvesség tartalma. Ezek alapján alakul ki a pórusterben a radon koncentráció. Bizonyos talajtípusok, könnyebben átjárhatóak a levegő számára, például a homok vagy a lösz, mások viszont jóval nehezebben, ilyen például az agyag. A pórusterben levő radon mennyisége és a levegővel átjárhatóság alapján határozható meg a talaj radon potenciálja, másnéven geogén radon potenciál (GRP). [25]

A radon épületbe történő bejutása az ismertetett jellemző pontok közül legkönnyebben az épület nagyobb résein át történik, ilyen például a csővezetékek belépési pontja vagy a repedések a falban. Itt szabad áramlással, vagy más néven konvekcióval történik a gáz mozgása. A szűkebb réseken, repedéseken lassabb a bejutás, itt diffúzióval jut be a radon. Általánosságban a nyomáskülönbség egy szívó hatást okoz a talajból az épület belseje felé. [25]

Az építőanyagok természetes radioaktivitásának mértékét is számos kutatás vizsgálta már. A Nemzeti Népegészségügyi Központ végzett részletes aktivitáskoncentráció meghatározást számos különböző típusú építőanyagra. Eredményeik összhangban voltak a nemzetközi tapasztalatokkal, az építőanyagok aktivitása típusonként jelentősen különbözött, de egy adott anyagfajták esetében általában jellegzetes értékeket kaptak. A radon anyaeleme, a rádium-226 izotóp aktivitáskoncentrációját határozták meg a mintákban. [25]

2.2. táblázat: A különböző építőanyagok átlagos Ra-226 aktivitáskoncentrációja [25]

Építőanyag	Aktivitáskoncentráció (Bq/kg)
pernye	127
kohósalak	108
agyagtégla	44
cement	36
homok	14
gázszilikát	25
Ytong	15
fa	1,8

A radonszint több módszerrel is csökkenthető, ha a beltéri feldúsulás sebessége kicsi, lényegesen javítható az állapot megfelelő természetes szellőztetéssel. Ha a feldúsulás sebessége jóval nagyobb, a lakóépületnek megfelelő szellőztetőrendszer kiépítése lehet szükséges. [26]

Abban az esetben, ha a radon fő forrása az épület alatti talaj, a gáz épületbe jutását meg kell akadályozni. Erre hatékony megoldás a radonos talajlevegő elvezetése az épület alól. Ehhez szellőztető csövek lefektetése a legjobb módszer. Nagy permeabilitású talaj esetében jó megoldás, ha a ház mellett kimélyítésre kerül egy nagyobb függőleges üreg, azaz radon gyűjtő zsomp vagy kút kerül kialakításra. Túlnyomás létrehozása is hatékonyan akadályozza meg a gáz beáramlását. [27]

Európa esetében az ENHIS, az Európai Környezeti és Egészségügyi Információs Rendszer, a WHO egyik európai szervezete, 13 országban végzett átfogó beltéri felméréseket, 200-400 Bq/m³ közötti beavatkozási szinteket javasolt, országonként eltérően a lokális körülmények alapján, ahol szükséges lehet a radon koncentráció csökkentése. A szervezet egy 2009-es jelentésében megfogalmazta, hogy: „az európai lakások radonterhelése tekintetében az egyes országok között egyértelműen nagy különbségek vannak, ezért fontos, hogy odafigyeljünk a helyi koncentrációs szintekre, és így azt is megtudhatjuk, hogy olyan területen élünk-e, amely kockázati övezetnek minősül.” [28]

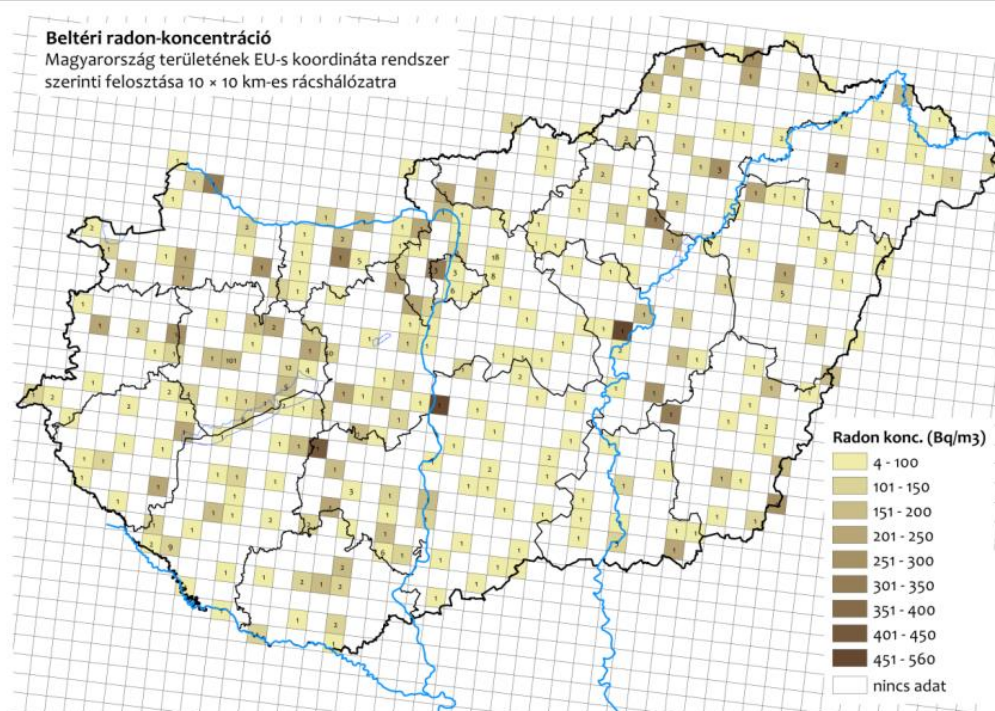
II. Gyakorlati rész

3 Mérési adatok

3.1 A mintagyűjtési pontok

Munkám során összesen 145 darab mintát vizsgáltam, melyek az Észak- és Közép-Dunántúl szinte teljes területéről, Veszprém, Fejér, Komárom-Esztergom, Győr-Moson-Sopron és Zala vármegyékből származtak. A mintavételi pontok a Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszéke által a Dunántúlon jelenleg is kivitelezés alatt álló Nemzeti Radon Cselekvési Tervhez kötődően lettek kiválasztva, a kijelölés alapjául Magyarország EU-s koordinátarendszer alapján rácshálókba történt felosztása szolgált.

A felosztásban 10×10 km-es rácshálókba került az ország teljes területe, mindegyik feldolgozott ponton 3 darab mérés lett elvégezve lakott települések területén. Ha az adott cellában volt legalább három település, mindig különböző település lett kijelölve, ha nem, akkor az adott település különböző pontjain történtek a mérések. Jelen munkámban is, néhány esetben a mérési pontok azonos település területéről származtak. [29]

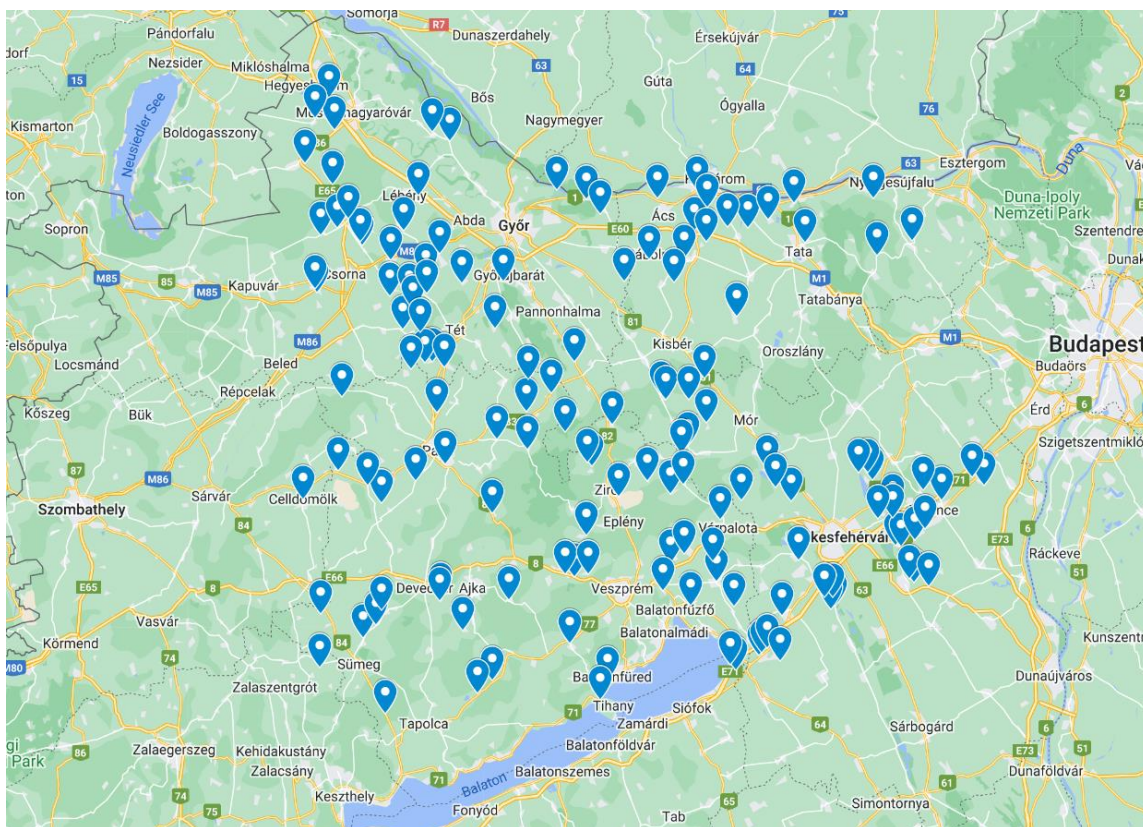


3.1. ábra: Magyarország 10×10-es rácsháló térképe, 2016-ig feldolgozott beltéri radon aktivitáskoncentráció adatokkal [29]

Minden mérési ponton, hogy a Nemzeti Radon Cselekvési Tervben előírtakon túl kiegészítő felméréseket is lehessen végezni, nagyjából 1-1,5 kg talajminta is begyűjtésre került. Minden

Mérési adatok

mintagyűjtési pont úgy lett kiválasztva, hogy emberi tevékenység által bolygatatlan területen legyen, és minden mérési ponton a talajréteg felső 20-30 cm lett mintázva, kézi ásó segítségével.



3.2. ábra: A mérési és mintavételi pontok

3.2 A mérés menete: rádium aktivitáskoncentráció meghatározása

A minták radon emanációs tényezőjének kiszámításához szükséges a rádium aktivitáskoncentrációjának meghatározása. Ehhez félvezető HPGe gamma-spektrometriás mérőrendszert alkalmaztam. A talajmintákat először szárítószekrényben 105 °C-on tömegállandóságig szárítottam, a nedvességtartalom teljes eltávolítása céljából. Ezután dörzsmozsárban porítottam a mintákat és szitáltam. Az előkészítés után Marinelli-edénybe öntöttem a mintákat és szigetelőszalaggal légmentesen lezártam. A Marinelli-edényeket ezután 30 napra száraz, légmentes helyre félretettem, hogy a szekuláris egyensúly beálljon.

A mérések előtt elvégeztem a detektor hatásfokának meghatározását ismert aktivitású referencia anyaggal és a háttér mérést egy üres Marinelli-edénnyel.



3.3. ábra: A gamma-spektrometriai mérésekhez használt Marinelli-mintatartó

A várakozási idő után elvégeztem a gamma-spektrometriás, HPGe félvezető detektoros mérést, 80000 másodperces mérési idővel. A félvezető detektoros mérés minőségi és mennyiségi meghatározásra egyaránt alkalmas. A kapott gamma-spektrumon a kiértékeléshez felhasznált APTEC számítógépes programmal meghatároztam a spektrum csúcsaihoz tartozó energiákat, amelyekből izotóp táblázat alapján egyértelműen kiválasztható a jelenleg vizsgált rádium bomlástermékeinek a gamma-csúcsa, így elvégezve a minőségi meghatározást. A meghatározott csúcs alatti területből pedig elvégezhető a mennyiségi meghatározás, számítható a nettó beütésszám alapján a minta rádium aktivitása.



3.4. ábra: ORTEC HPGe-félvezető gamma-detektor

A rádium aktivitáskoncentrációjának meghatározásához a következő képletet használtam [30]:

$$A = \frac{\frac{N_{minta}}{t_{minta}} - \frac{N_{háttér}}{t_{háttér}}}{\eta \cdot k_{\gamma}} \quad [3.2.1]$$

Ahol:

A	rádium aktivitása [Bq]
N_{minta}	beütésszám a rádium energiatartományán [beütés]
t_{minta}	mérési idő [sec]
$N_{háttér}$	háttérmérés nettó beütésszáma a rádium energiatartományán [beütés]
$t_{háttér}$	háttér mérési idő [sec]
η	mérési hatásfok a rádium energiáján
k_{γ}	gamma gyakoriság

A kapott aktivitást elosztottam a Marinelli-edénybe töltött minta mérlegen mért tömegével, így meghatározva a rádium aktivitáskoncentrációját [Bq/kg].

3.3 A mérés menete: emanációs tényező és exhaláció meghatározása

Az emanációs tényező és a fajlagos exhaláció meghatározását akkumulációs módszerrel végeztem el, egy a Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszékén korábban megépített mérőrendszerrel. A detektor a mérőrendszerben egy AlphaGUARD 2000 hordozható radon monitor volt. A mérések előtt minden esetben meghatároztam a radon monitor háttérét. [31]

A minták előkészítésének folyamata a mérésre megegyezett a 3.2 fejezetben ismertetettel, tömegállandóságig szárított és porított talajmintákkal dolgoztam.

Mintatartóként, a mérőrendszer akkumulációs kamrájaként egy fémkupakkal lezárt, a 1 literes térfogatú üvegedényt használtam. A kamra belső levegőjének homogenitásához az üvegek egy kisméretű 12V-os egyenáramú ventilátorral lettek ellátva. Az akkumulációs kamrába töltéskor a minták pontos tömegét is meghatároztam. [31]

A használt üvegek fémkupakja át volt alakítva a méréshez, két kisméretű csap lett rá felszerelve, melyek kialakításkor tesztelve lettek, hogy teljesen szivárgásmentesek. Ezeken keresztül a mérések előtt a kamrákat radonmentes argon gázzal tisztítottam ki minden esetben, hogy a kezdeti radonkoncentráció a kamra belső terében nulla legyen. A minták betöltése után a csapokat elzártam és szigetelőszalaggal légmentesen lezártam a kamrákat, majd 3-5 nap akkumulációs időt vártam ki. [13]

Mérési adatok

Az akkumulációs idő után a két csapra egy zárt hurkú rendszert csatlakoztattam, majd a csapok megnyitása után egy szivattyúval a kamra belső levegőjét egy nedvszívó közegen és egy légszűrőn át az AlphaGUARD 2000 monitor aktív térfogatába juttattam. Az aktív térfogat egy 0,56 dm³-es impulzusionizációs kamra volt. [13]

Mivel a minták radontartalma mellett a torontartalom is bejut a detektorba, a szivattyút 15 perc után leállítottam, a csapokat elzártam és a méréseket néhány perc várakozás után még 30-40 percig folytattam. Ehhez a detektort olyan módon használtam, amely 10 percenként kijelzi a detektált radon aktivitáskoncentráció értékeit. A detektorba jutó toron kb. 10 perc után elbomlik, így az ezután 10 percenként leolvasott 3-4 értéket átlagolva határoztam meg a minták radon aktivitáskoncentrációját. [13]



3.5. ábra: Az alkalmazott mérőrendszer az AlphaGUARD 2000 monitorral

A mintákban a fajlagos radon exhaláció meghatározásához a következő képletet alkalmaztam [13]:

$$E = \frac{\Delta A}{K * m * t_{akk}} * 1000 \quad [3.3.1]$$

Ahol:

E: fajlagos exhaláció [mBqkg⁻¹h⁻¹]

ΔA: Rn-222 aktivitása a mérőrendszerben [Bq]

K: akkumulációs korrekciós faktor

m: a bemért minta tömege [kg]

t_{akk}: akkumulációs idő [h]

Az akkumulációs korrekciós faktor a következő képlet segítségével számítható [13]:

Mérési adatok

$$K = \frac{1 - e^{-\lambda \cdot t_{akk}}}{\lambda \cdot t_{akk}} \quad [3.3.2]$$

Ahol:

K: akkumulációs korrekciós faktor

λ : Rn-222 bomlási állandó [0,0108975 1/h]

t_{akk} : akkumulációs idő [h]

A mért rádium és radon aktivitáskoncentrációkból az emanációs tényező meghatározásához a következő képletet alkalmaztam [13]:

$$\varepsilon = \frac{A_{Rn-222}}{A_{Ra-226}} = \frac{E \cdot t_e \cdot K_e}{A_{Ra-226}} \quad [3.3.3]$$

Ahol:

A_{Rn-222} : a minta egyensúlyi Rn-222 aktivitása

A_{Ra-226} : a minta Ra-226 aktivitása

t_e : szekuláris egyensúly beállításához szükséges idő [h] (a Ra-226-Rn-222 esetében 27 nap)

K_e : egyensúlyi helyzethez tartozó korrekciós faktor (jelen mérési paraméterekkel: 0,4)

3.4 Geogén radonpotenciál

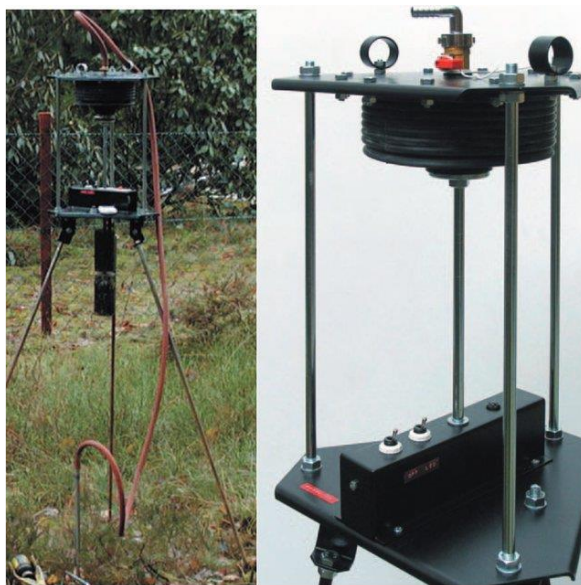
A Nemzeti Radon Cselekvési Terv részeként az elvégzett mérések alapján meghatározásra kerülnek a radonpotenciál értékei is. Jelen munkám részeként fontosnak tartottam a terepen mért eredmények, valamint az általam laborban meghatározott értékek összevetését, a közöttük fennálló összefüggések feltérképezését.

A radonpotenciál egy mérőszám, amit abból a célból dolgoztak ki, hogy megadja, mekkora veszélyt jelenthet a radon az adott vizsgált területen. Ez alapján meghatározhatóak olyan területek, ahol részletesebb felmérés szükséges a valós veszély meghatározásának érdekében.

Két csoportja van a radonpotenciál értékeknek, az egyik a beltéri radonkoncentráció értékekből meghatározza annak a valószínűségét, hogy egy határérték feletti radonkoncentráció milyen valószínűséggel alakulhat ki. A másik csoportba tartoznak azok a mérőszámok, amelyek a földtani környezeti tényezőket figyelembe véve adják meg a radonpotenciált. Ilyen a jelen munkámban meghatározásra kerülő geogén radonpotenciál is.

A geogén radonpotenciál (továbbiakban GRP-ként is jelölve) kétváltozós verzióját határoztam meg, amely a talajgáz radonkoncentrációját és a talaj permeabilitását veszi figyelembe. [32]

A GRP meghatározásához szükséges terepi mérések szintén a Nemzeti Radon Cselekvési Tervhez kapcsolódóan zajlottak. A talaj permeabilitása a RADON-JOK talajpermeabilitás mérővel zajlott, 80 cm mélyre leütött szondán keresztül, amelyre egy mintavevő cső lett csatlakoztatva, amelyen keresztül a levegő a talajból egy gumiharmonikába áramlik. A gumiharmonika süllyedési ideje alapján két ismert távolságú jel között lett meghatározva a permeabilitás.



3.6. ábra: A RADON-JOK permeabilitás mérő [32]

A talajpermeabilitás a következő képlettel számítható ki [32]:

$$Q = \frac{F \cdot k \cdot \Delta p}{\mu} \quad [3.4.1]$$

Ahol:

k: a talaj permeabilitása (m²)

Q: gázátáramlás mértéke a szondán (m³/s)

F: a szonda alaki tényezője (m) (a használt eszközé: 0,149 m)

μ: a levegő dinamikai viszkozitása

Δp: a légköri és a szondában levő nyomás különbsége (a szondára helyezett 1 vagy 2 súly alapján, 2,16 kPa vagy 3,75 kPa)

A talajgáz radonkoncentrációjának mérése Soil Radon Monitoring System RM-2 műszerrel lett elvégezve, amelynek része egy mérőegység és egy ionizációs kamra.

Az ionizációs kamrában a mérés előtt minden esetben kézi pumpával vákuum lett kialakítva, a talajgáz mintavétele egy 250 ml-es fecskendővel történt a 80 cm mélyre leütött szondából. A

vákuum alatt levő ionizációs kamra tetején megtalálható szelep megnyitásával a fecskendőbe megvett talajgáz át lett áramoltatva a kamrába. Ezután az ionizációs kamra a mérési egységre lett csatlakoztatva, 15 perc várakozási idő után az eszköz 2 perces mérési idő alatt kijelezte a talajgáz aktivitáskoncentrációját.

Minden esetben három mintavétel történt, az adott mérési pont eredménye a három mérés átlaga lett.



3.7. ábra: A mintavétel eszközei és a Soil Radon Monitoring System RM-2 eszköz [32]

A talaj permeabilitás mérések, a terepi talajgáz mérések és az eredmények kiszámítása nem általam lett elvégezve, de a GRP meghatározása igen, amely fontos számadat a feldolgozott mérési pontok eredményeinek vizsgálatánál.

A GRP meghatározásához a kapott adatokból a következő, Neznal-féle képletet használtam [32]:

$$GRP = \frac{C_{\infty}}{-\lg(k)-10} \quad [3.4.2]$$

Ahol:

C_{∞} : az egyensúlyi radonkoncentráció (kBq/m³)

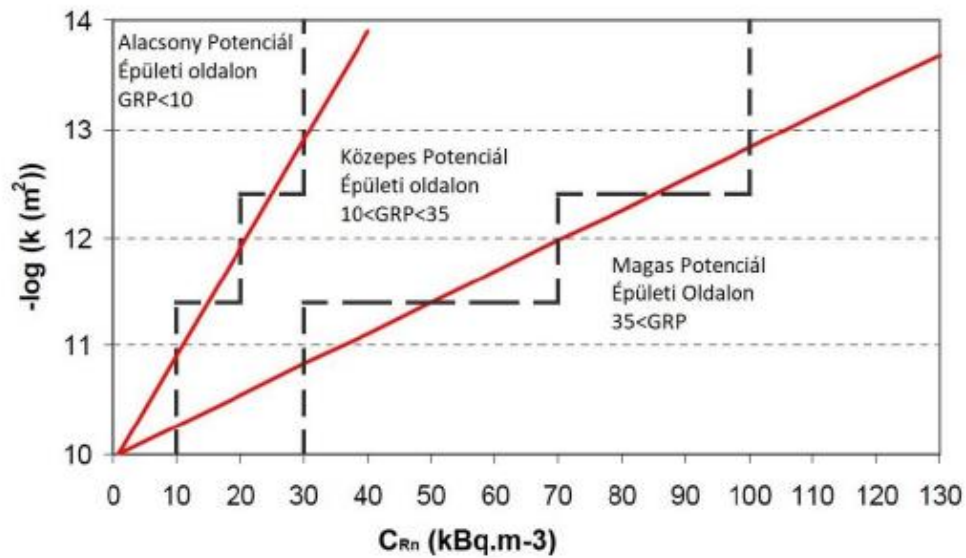
k: talaj permeabilitás (m²)

A képletet és a kapott GRP értékek osztályozását Matej és Marton Neznal alakította ki. Az általuk kialakított három kategória a GRP értékekre a következő [32]:

GRP<10: alacsony potenciál épületi oldalon

10<GRP<35: közepes potenciál épületi oldalon

35<GRP: magas potenciál épületi oldalon

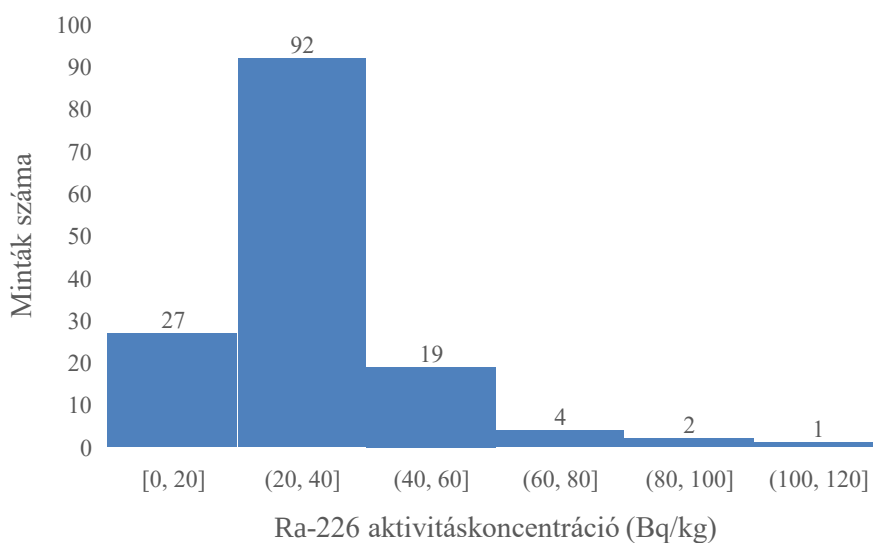


3.8. ábra: A GRP szerinti kategorizálás [32]

4 Eredmények

4.1 Rádium-226 aktivitáskoncentráció

A kapott aktivitáskoncentráció eredmények $9,1 \pm 1,6$ és $122,2 \pm 4,4$ Bq/kg között voltak. A talajminták átlagos Ra-226 aktivitáskoncentrációja 32,64 Bq/kg lett. Ez nagyon közel esik az UNSCEAR 2008-as kiadványában 32 Bq/kg-ban meghatározott világátlaggal a felszíni talajminták aktivitáskoncentrációjára. [33]



4.1. ábra: A rádium-226 aktivitáskonzentráció eredmények eloszlása

Az eredményeket talaj és kőzettípusok szerint vizsgálva elmondható, hogy az alacsonyabb aktivitáskonzentrációjú eredmények mintagyűjtési pontjai rendre tengeri üledékes alapkőzetről származtak, ezen eredmények tartománya $9,1 \pm 1,6$ és $67,2 \pm 4$ Bq/kg között volt, de a 30 Bq/kg alatti eredmények esetében szinte az összes minta tengeri vagy törmelékes üledékes alapkőzetről származott.

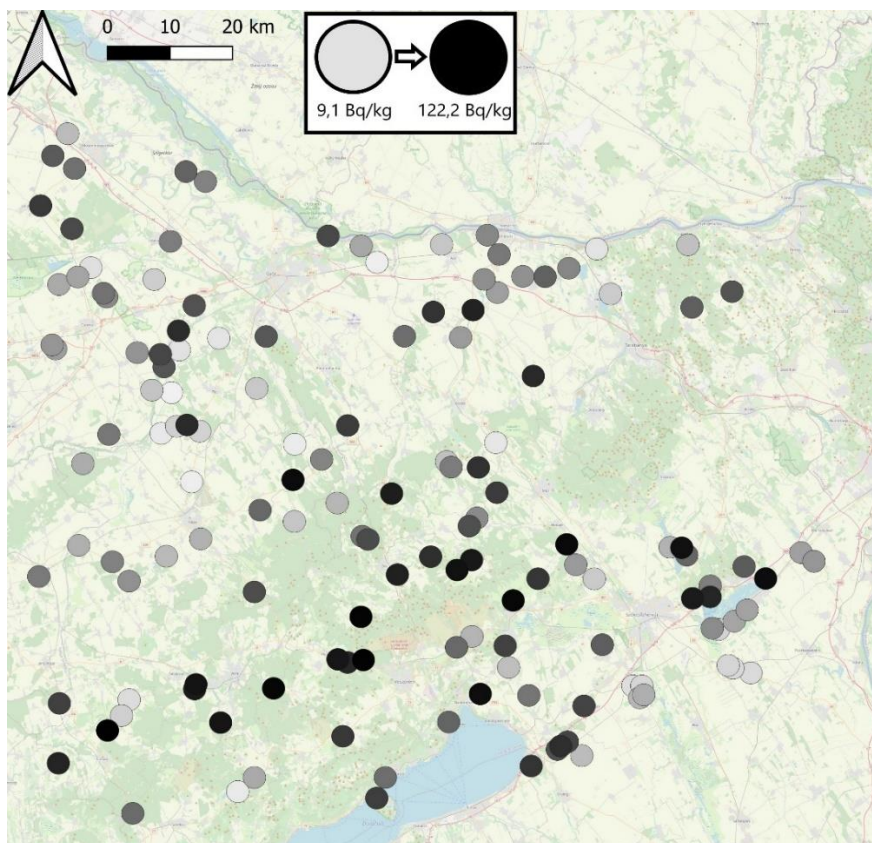
A felszíni talajtípus esetében az alacsonyabb értékek rendre folyóvízi homokos, üledékes területekről származtak. A felszíni löszös területek esetében a kapott aktivitáskonzentráció eredmények a 35 Bq/kg-os világátlag környékén változtak, $20,5 \pm 1,4$ és $60,9 \pm 4,1$ Bq/kg között.

A magasabb aktivitáskonzentrációknál az öt legmagasabb eredmény mindegyike olyan területről származott, ahol az alapkőzet mészkő, főként a Bakony fő karsztos vonaláról. Az öt legmagasabb eredményt adó minta gyűjtési helyei: Várpalota ($76,5 \pm 2,8$ Bq/kg), Úrkút ($86,1 \pm 5,4$ Bq/kg), Hárskút ($94,9 \pm 7,4$ Bq/kg), Márkó ($118,2 \pm 3$ Bq/kg), Csabrendek ($122,2 \pm 4,4$ Bq/kg) voltak.

Összességében azonban a mészkő esetében is elmondható, hogy széles tartományban változtak az aktivitáskonzentráció eredmények, a legalacsonyabb mért érték $16,5 \pm 1,6$ Bq/kg volt, több minta esetében is a kapott eredmény 30-40 Bq/kg körüli érték volt. A mészköves területek átlageredménye (50,6 Bq/kg) összességében azért magasabb lett a világátlagnál.

A karsztos területek esetében kapott magasabb rádium értékek megfelelnek az előzetesen vártaknak, a Bakony ezen területein jelen levő kőzetek és ásványok magas kalcium és

magnézium tartalmúak, és mivel a rádium is az alkáliföldfémek csoportjába tartozik, hasonló kémiai viselkedése miatt szintén képes a dúsulásra a kőzetekben. Viszont az eredmények széles tartományából látszik, hogy megfelelő lokális körülmények szükségesek a feldúsulásra, nem volt általánosan előforduló tapasztalat a mészköves területek emelkedett aktivitáskoncentráció értéke.

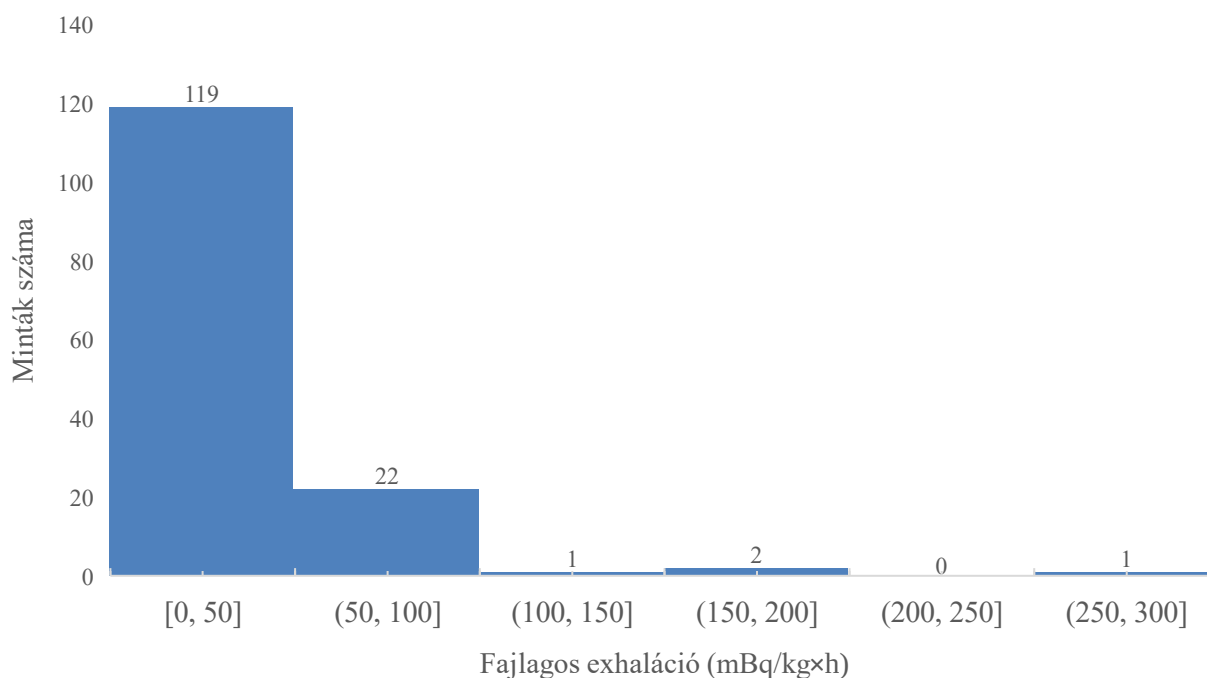


4.2. ábra: A rádium-226 aktivitáskoncentráció eredmények térképen

A 4.2. ábrán QGis szoftverrel elkészített térképes ábrázolása látható a kapott eredményeknek. A pontok színezésének sötétítése a növekvő aktivitáskoncentrációt jelöli. A térképen jól látszódnak a Magas-Bakony fő karsztos vonalának magasabb aktivitáskoncentráció eredményei. Szintén a világtáglagnál magasabb értékek lettek általánosan a Vértes környékéről gyűjtött pontok eredményei. Északnyugat felé haladva viszont az aktivitáskoncentráció értékek jellemzően alacsonyabbak voltak, főként a Kisalföld környékén. Szintén alacsonyabb eredmények lettek mérve a Balatontól és a Velencei-tótól délre elhelyezkedő mezőföldi pontok esetében.

4.2 Radon exhaláció

A 145 mérési pont fajlagos exhaláció eredményei nagyon széles tartományban változtak, $1,02 \pm 1,64$ mBq/kg×h és $275,63 \pm 4,05$ mBq/kg×h között. Ezen eredménytartomány megfelel a világszerte elvégzett kutatások során tapasztaltaknak, de néhány érték világszinten is kiugróan magas. 4 minta exhalációja volt nagyobb, mint 100 mBq/kg×h, 25 minta eredménye volt magasabb, mint 50 mBq/kg×h. Az átlagos fajlagos exhaláció 36,16 mBq/kg×h lett.



4.3. ábra: A fajlagos exhaláció eredmények eloszlása

Az eredményeket vizsgálva a mérési pontra jellemző talaj és alapkőzet szerint az látszik, hogy az alacsony exhaláció eredmények rendre tengeri vagy törmelékes üledékes alapkőzetű területről származtak.

Kettő pont esetében volt a terület alapkőzete a gránit, mindkettő minta fajlagos exhalációja nagyon alacsony volt, $5,49 \pm 3,14$ mBq/kg×h (pákozdi minta) és $13,01 \pm 3,19$ mBq/kg×h (nadapi minta).

A felszíni réteget vizsgálva, rendre alacsony volt az exhalációja a homokos, kavicsos mérési pontoknak. Az 51 homokos, kavicsos talajú mérési pont átlagos fajlagos exhalációja 29,77 mBq/kg×h lett.

Az exhaláció eredmények esetében is az öt legmagasabb pont rendre mészkő alapkőzetű területről származott, de itt is az eredmények széles tartományban változtak, $11,27 \pm 6,2$ és $275,63 \pm 4,05$ mBq/kg×h között. A 21 mérési pontnak, ahol az alapkőzet mészkő az átlagos

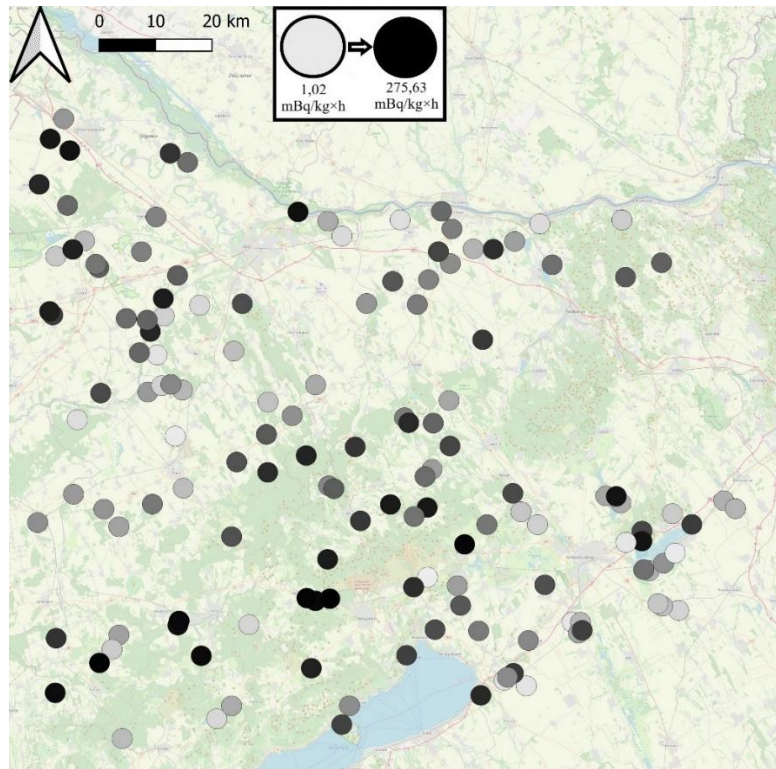
eredménye 73,08 mBq/kg×h lett, mely az összes fajlagos exhaláció eredménynek több mint a kétszerese.

Ez alapján is az látszik, hogy a lokális környezeti, morfológiai, geológiai tényezők nagy mértékben befolyásolják az exhaláció mértékét, de a mészkőben gazdag területek jellemzően magasabb lerakódott rádium tartalmának radonra bomlása több helyen is kiemelkedő nagyságú fajlagos exhalációt eredményez.

Összességében tehát az látszik az eredményeken, hogy a vizsgált dunántúli területek jelentős részén nem kiemelkedő az exhaláció mértéke, de főként a 100 mBq/kg×h érték feletti mérési pontok környezetében érdemes lehet a jövőben részletes felméréseket végezni, hogy vizsgálható legyen, hogy az adott hely környezetében több mérési ponton magasak-e a kapott értékek, és amennyiben a magasabb radon exhaláció általános az adott területen, a településeken érdemes lehet lakóházakban is részletes felméréseket végezni, hogy a lehetséges radon feldúsulás kiszűrhető legyen.

A négy minta, amiknek a fajlagos exhaláció eredménye magasabb lett, mint 100 mBq/kg×h, Várpalota ($129,37 \pm 4,44$ mBq/kg×h), Bánd ($167 \pm$ mBq/kg×h), Csabrendek ($176,46 \pm$ mBq/kg×h) és Márkó ($275,63 \pm 4,05$ mBq/kg×h) területéről származott.

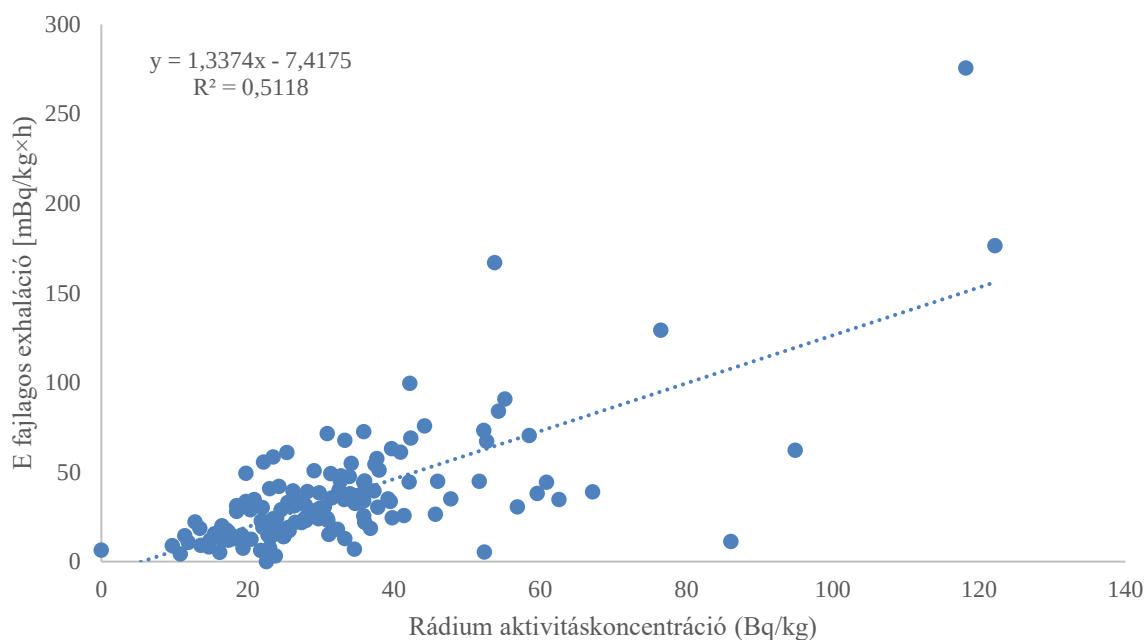
A további lehetséges vizsgálatok szempontjából kiemelendő, hogy Bádon még egy mérés el lett végezve, amely az 5. legmagasabb eredményt adta az összes közül ($99,57 \pm 4,04$ mBq/kg×h), Márkó és Bánd pedig közvetlenül egymás melletti települések, csupán körülbelül 2 kilométerre egymástól.



4.4. ábra: A fajlagos exhaláció eredmények térképen

A QGis szoftver segítségével a fajlagos exhaláció kapott eredményeit a különböző településekről is ábrázoltam a 4.4-es térképábrán. A pontok színezésének sötétedése a 4.2-es ábrához hasonlóan a növekvő eredményt jelöli. Itt is látható, hogy a legtöbb mérési pont eredménye a Bakony fő vonalából a magasabb tartományba esik. A Balaton és Velencei-tó vonalától délre található néhány mezőföldi mérési pont eredménye itt is jellemzően az alacsonyabb értékek közé tartozott. A Kisalföldön a fajlagos exhaláció esetében kevésbé figyelhető meg, hogy általánosan alacsonyabbak lennének az eredmények, valószínűleg a lokális körülmények számottevően befolyásolják a radon exhaláció mértékét.

A kapott exhaláció eredményeket összehasonlítottam a rádium aktivitáskoncentráció eredményekkel, hogy vizsgálható legyen, hogy általánosan jellemző-e korreláció.



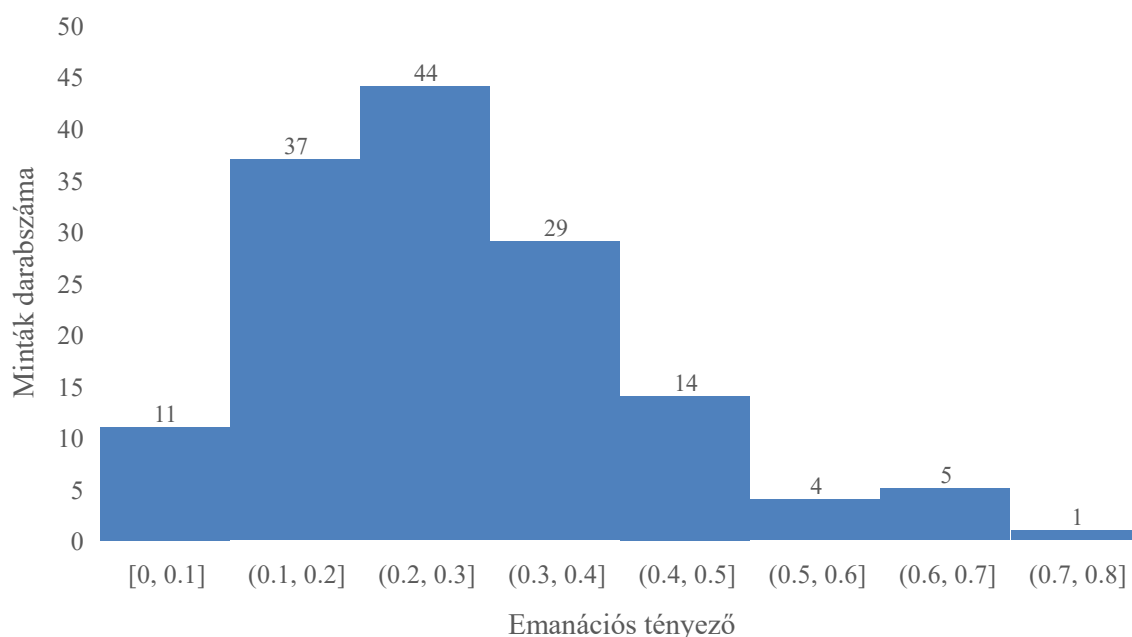
4.5. ábra: A rádium aktivitáskoncentráció és a fajlagos exhaláció összefüggése

A 4.5-ös ábrán összességében kivehető egy növekedési tendencia, az előzetesen vártaknak megfelelően ennek alapján hatással van a talaj rádiumtartalma a képződő radon exhalációjának mértékére.

Viszont az illesztett egyenes alapján látható, hogy a 145 mérési pont eredményei közel sem vesznek fel lineárisan növekvő tendenciát, számos kiugróan alacsony vagy magas érték lett a mintákban mérve. Erre jó példa az Úrkútról származó minta eredményei, amely egy bakonyi település. A rádium aktivitáskoncentrációja a mintának a 4. legmagasabb lett az összes mért közül, $86,1 \pm 5,4$ Bq/kg. A fajlagos exhaláció eredménye a mintának viszont nagyon alacsony volt, $11,27 \pm 6,2$ mBq/kg·h.

4.3 Emanációs tényező

A talajminták emanációs tényezői is nagyon széles tartományban, $0,01 \pm 0,04$ és $0,8 \pm 0,03$ között változtak. Az átlagos érték 0,28 lett, amely valamivel magasabb az UNSCEAR 1988-as kiadványában megállapított 0,2-es világtátlagnál [16].



4.6. ábra: Az emanációs tényező eredmények eloszlása hisztogramon

A mintagyűjtési pontok alapkőzetét és a felszíni talajréteget vizsgálva az látható, hogy mészkő alapkőzetű pont volt az öt legmagasabb eredményből három. A Bándról gyűjtött minták esetében az exhaláció mellett az emanációs tényező is magas volt, $0,8 \pm 0,03$ és $0,61 \pm 0,02$. A mészkő alapkőzetű pontok esetében az emanációs tényező átlaga (0,37) magasabb volt az átlagnál, de itt is, az eredmények nagyon széles tartományban ($0,03 \pm 0,02$ és $0,8 \pm 0,03$ között) változtak.

Ezen mészkő alapkőzetű pontok esetében a felszíni réteg homokos és folyóvízi üledékes talaj volt, mindkettő talajtípus eredményeiről azonban elmondható, hogy nagyon széles tartományban változtak, nem tapasztalható az eredményekben jellemző érték. A löszös területek emanációs tényezője általánosan a 0,2-es világtátlag körül mozgott. A két gránit alapkőzetű terület emanációs tényezője nagyon alacsony volt, $0,03 \pm 0,02$ a pákozdi mérési ponté, $0,1 \pm 0,02$ a nadapié. A tengeri és törmelékes üledékes alapkőzetű területek emanációs tényezői is nagyon széles tartományban változtak, a legalacsonyabb értéktől a harmadik legmagasabb eredményig.

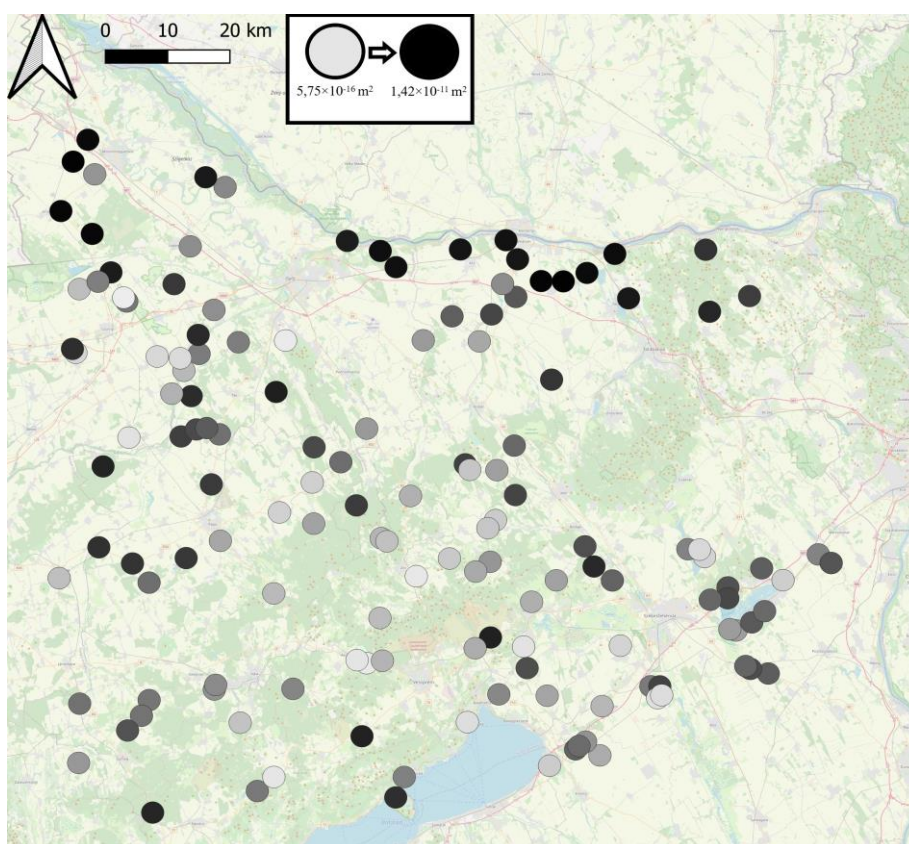
4.4 Permeabilitás

A geogén radonpotenciál meghatározáshoz kapcsolódóan elemeztem a terepi permeabilitás mérések eredményeit is. A minták eredményei $5,75 \times 10^{-16} \text{ m}^2$ és $1,42 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ között változtak. $4,88 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ lett a 145 mérés átlagos permeabilitása.

Ez az eredmény nagyságrendileg megfelel más vizsgálatok során tapasztaltaknak, egy 2021-es malajziai, talajminták geogén radonpotenciálját vizsgáló kutatás esetében az átlagos permeabilitás $5,65 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ volt. [34]

Egy 2014-es Pest és Nógrád vármegyékben végzett kutatás átlageredménye valamivel magasabb lett, $9,6 \times 10^{-12} \text{ m}^2$, de az eredmények tartománya ($9,8 \times 10^{-14} \text{ m}^2$ - $6,6 \times 10^{-11} \text{ m}^2$) jól belesik a jelen kutatás során tapasztaltakba. [35]

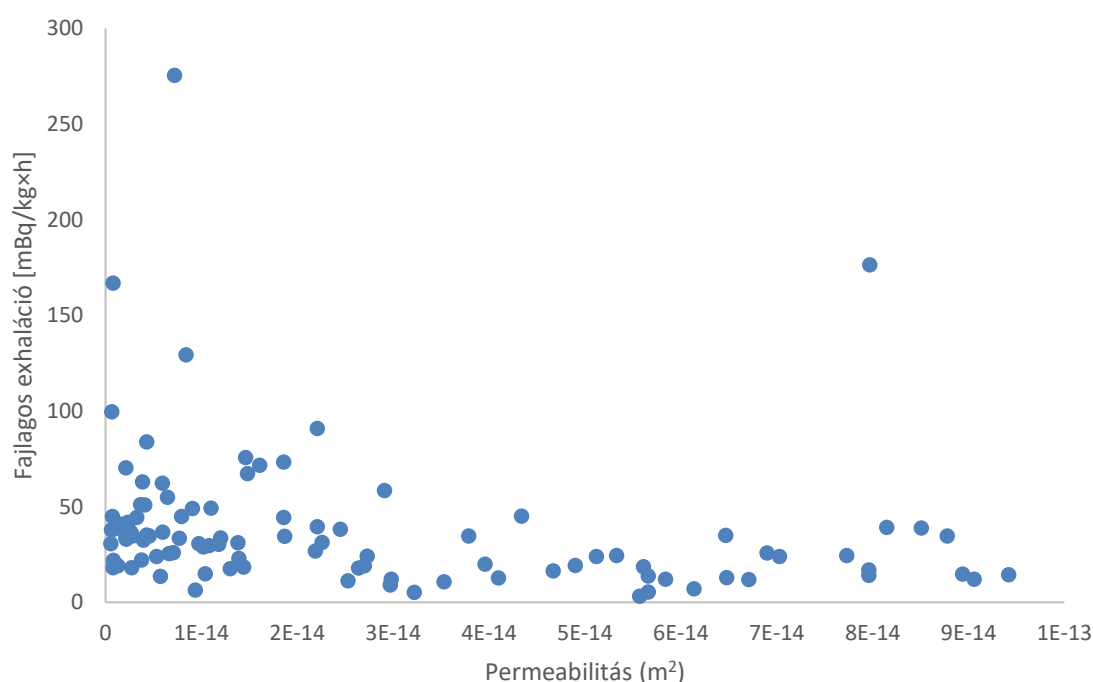
A vizsgált talajtípusok alapján a legmagasabb permeabilitása a homokos, törmelékes üledékes talajoknak volt. Viszonylag alacsony volt a permeabilitása a löszös, üledékes kevert talajoknak, míg az agyagos, agyagmárgás talajok eredményei lettek a legalacsonyabbak. Itt is csak általános tendenciák alapján lehetett tartományokba lehetett osztani az eredményeket, mindegyik csoportnak voltak kiugróan alacsony vagy magas értékei.



4.7. ábra: A permeabilitás eredmények térképen

Az eredmények QGIS szoftveres térképes ábrázolásán, ahol a korábbiakhoz hasonlóan a sötétedő szín a növekvő permeabilitást jelöli, általánosságban látható, hogy az északnyugati, kistápai mérési pontok permeabilitása általában magas lett, itt általánosan jellemző a homokos, törmelékeny üledékes talaj. Komárom-Esztergom vármegye északi részén is látható, hogy a Duna környéki mérési pontok permeabilitása jellemzően magas, itt a folyóvízi üledékes talaj jellemző. Az alacsonyabb eredményeket sok helyen a bakonyi, vértesi pontok adták, de a gyakran lokálisan változó talajtípusok miatt is, itt kevésbé tapasztalható általános tendencia.

Az in-situ permeabilitás mérések eredményeit összehasonlítottam a mérési pontok fajlagos exhaláció eredményeivel, hogy vizsgálható legyen, tapasztalható-e összefüggés a kapott értékek között.



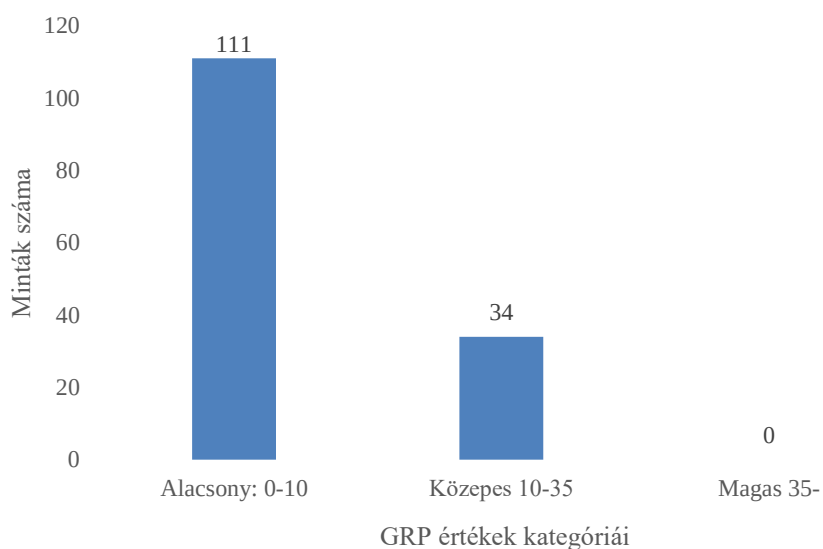
4.8. ábra: Az in-situ permeabilitás eredmények és a fajlagos exhaláció összefüggése

A 4.8-as ábrán 105 minta eredménye került összehasonlításra, mert a permeabilitás adatokban ábrázolt két nagyságrendnyi különbség eredményez még megfelelően vizsgálható ábrázolást. A 4.8-as ábra alapján összességében látható, hogy nincs jellemző összefüggés a két vizsgálati eredmény között, az értékek jelentősen fluktuálnak. Tapasztalható kimagasló fajlagos exhaláció eredmény nagyon alacsony és két nagyságrenddel magasabb permeabilitású minták esetében is.

4.5 Geogén radonpotenciál (GRP)

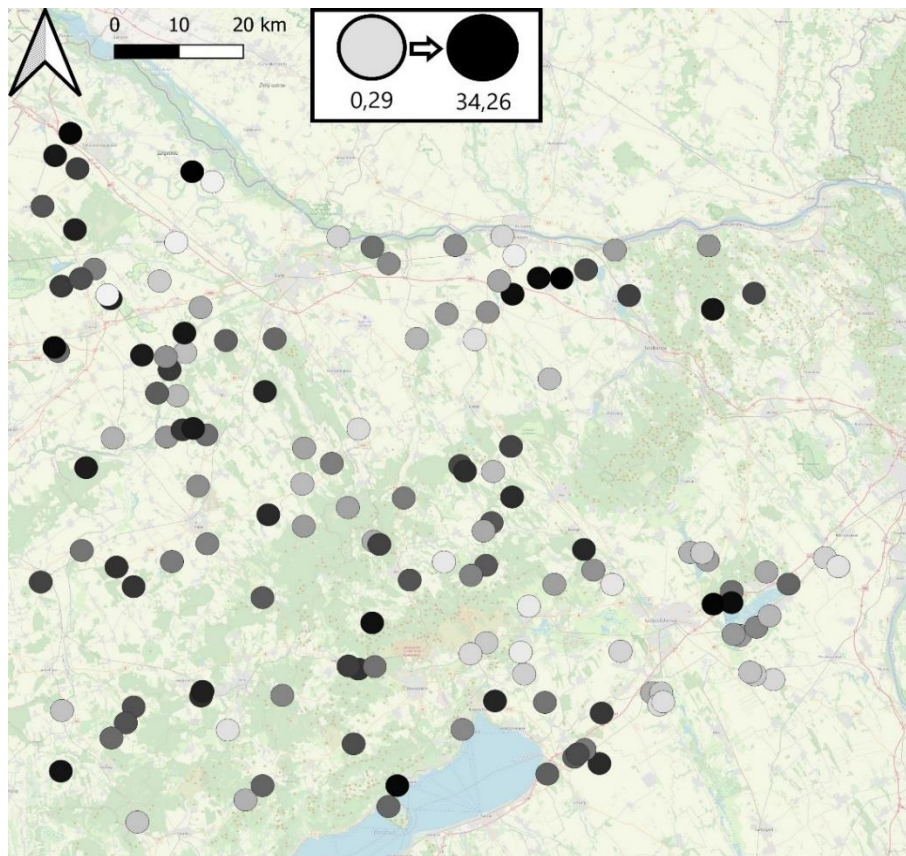
A GRP eredmények 0,29 és 34,26 között változtak, a kapott értékek jelentős része 10-nél alacsonyabb volt. Az átlagos GRP 7,07 lett.

Összesen 111 mérési pont geogén radonpotenciálja lett 10-nél alacsonyabb, tehát esett az alacsony kategóriába, 34 mérési pont eredménye volt 10-35 között, és egy érték sem került a magas, 35+-os tartományba.



4.9. ábra: A GRP értékek eloszlása

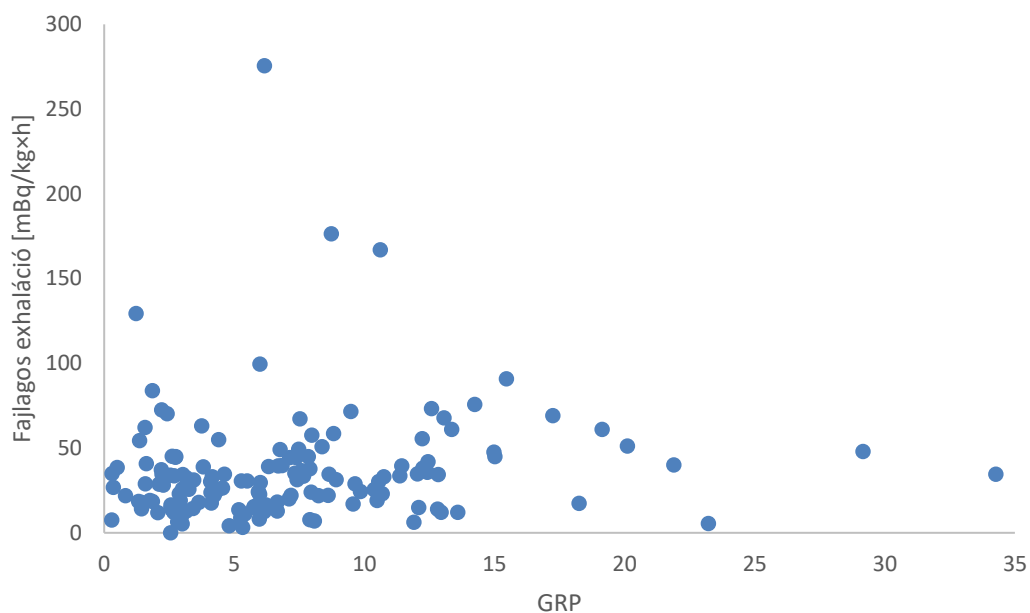
20-as feletti geogén radonpotenciál összesen 5 db mérési ponton volt, ezek a minták Balatonfüredről (20,11), Levélről (21,89), Pákozdról (23,22), Mocsárol (29,16) és Hédervárról (34,26) származtak. Ezeken a településeken megfontolandó lehet további vizsgálatokat végezni, lakóépületek környezetében a GRP értékeket feltérképezni, biztosan sehol nem tapasztalható-e magas tartományba eső eredmény. Az 5 legmagasabb eredmény 4 különböző vármegyéből (Fejér, Komárom-Esztergom, Győr-Moson-Sopron, Veszprém) származott, tehát a legmagasabb eredmények teljesen különböző vidékekről származnak, nem tapasztalható lokális tendencia.



4.10. ábra: A GRP eredmények térképen

A 4.10-es ábra alapján, mely a korábbiakhoz hasonlóan szintén QGIS szoftverrel készített térkép, ahol a sötétedő szín jelöli a növekvő geogén radonpotenciált, általánosan is az látszik, hogy nem emelhető ki regionális jellegzetesség a kapott GRP értékekben, minden vármegye és minden vizsgált tájegység esetében előfordulnak kifejezetten alacsonyabb és magasabb eredmények is. Ennek alapján az valószínűsíthető, hogy a GRP mértéke számottevően a lokális körülményektől függ a vizsgált pontokon.

A kapott GRP eredményeket is összehasonlítottam a minták fajlagos exhaláció eredményeivel, hogy a korábbiakhoz hasonlóan elemezhető legyen, van-e összefüggés az értékek között.



4.11. ábra: A GRP és a fajlagos exhaláció összefüggése

A 4.11-es ábra alapján megállapítható, hogy nincs jellemző növekvő vagy csökkenő tendencia az eredményekben, hasonlóan a 4.8-as ábrához, a diagram pontjai jelentősen fluktuálnak. Viszont az kiemelhető, hogy a 100 mBq/kg×h feletti fajlagos exhalációjú minták geogén radonpotenciálja rendre a 10 alatti, alacsony tartományba esett.

5 Összefoglalás

Tudományos diákköri munkámban összesen 145 darab talajminta fajlagos radon exhalációját vizsgáltam a Nemzeti Radon Cselekvési Tervhez kapcsolódóan, kiegészítő kutatásként.

Meghatároztam a radon anyaelemének, a rádium-226-nak az aktivitáskoncentrációját a vizsgált mintákban. Az eredmények széles tartományban változtak, de átlaguk megegyezett a talajminták világátlagával. A legmagasabb értékek a Bakony mészköves területeiről származtak.

Vizsgáltam a talajminták fajlagos radon exhalációját, amely esetében szintén széles tartományban változtak az eredmények. Vizsgáltam a rádium tartalom és az exhaláció mértékének összefüggését, de szoros kapcsolatot nem tapasztaltam, számos más környezeti tényező is valószínűleg jelentősen befolyásolja a rádiumból keletkező radon légkörbe jutását, a tisztán keletkező izotóp mennyiségén túl.

Meghatároztam a minták emanációs tényezőjét, a radon emanáció mértéke is széles tartományban változott a mintákban, a 145 eredmény átlaga valamivel magasabb lett a korábbi mérések alapján tapasztalt világátlagnál.

Vizsgáltam a talajminták permeabilitását is, a legalacsonyabb permeabilitása az agyagos, márgás talajoknak volt, magas permeabilitás eredményeket tapasztaltam a homokos, folyóvízi üledékes talajok esetében.

Meghatároztam in situ permeabilitás és talajgáz radon aktivitáskoncentráció mérések alapján a geogén radonpotenciált (GRP-t), amely egy adott területen a radon veszélyességének mérőszáma. Egy minta esetében sem került magas tartományba a GRP értéke, a mérési pontok nagy többsége az alacsony veszélyességi szintű tartományba esett.

A GRP és a radon exhaláció mérések eredményei alapján meghatároztam olyan területeket, településeket, ahol szükséges lehet a jövőben részletes felmérést elvégezni, akár lakóépületeken belül is, hogy kiszűrhető legyen egy esetleges lokális radon feldúsulás.

Irodalomjegyzék

Az internetről gyűjtött források megtekintése: 2023.11.04.

- [1] <https://www.nnk.gov.hu/index.php/a-radonrol>
- [2] Sas Zoltán: Építőanyagok radonemanációját és exhalációját befolyásoló paraméterek meghatározása-Doktori (PhD) értekezés, Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézet, Veszprém, 2012
- [3] H. Breuer: SH Atlasz Kémia, Springer-Hungarica, Budapest (1995)
- [4] L. Tommasino, Radiochemical Methods | Radon, Encyclopedia of Analytical Science (Second Edition), Elsevier, 2005, Pages 32-44
- [5] Ronald E Goans, Chapter 104 - Medical Management of Radiation Incidents, Haddad and Winchester's Clinical Management of Poisoning and Drug Overdose (Fourth Edition), W.B. Saunders, 2007, Pages 1467-1485
- [6] https://ttko.hu/kbf/tananyagok_html/kem_2/index.html
- [7] <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/radon-and-health>
- [8] <https://www.ukradon.org/information/risks>
- [9] <https://www.nnk.gov.hu/index.php/orszagos-radon-program>
- [10] <https://remon.jrc.ec.europa.eu/About/Atlas-of-Natural-Radiation/Digital-Atlas/Indoor-radon-AM/Indoor-radon-concentration>
- [11] https://atomfizika.elte.hu/akos/tezisek/szd/fragi_szd.pdf
- [12] <https://www.epa.gov/radiation/radionuclide-basics-radium>
- [13] Radon exhaláció és emanáció meghatározása-Radiokémiai és radioökológiai laboratóriumi gyakorlatok-mérésleirat-Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék-2018
- [14] https://tudastar.mk.uni-pannon.hu/anyagok/31-Sugarvedelemleri_meresek.pdf
- [15] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1988 Report to the General Assembly with Annexes, New York, 1988
- [16] Sakoda, A., Ishimori, Y., & Yamaoka, K. (2011). A comprehensive review of radon emanation measurements for mineral, rock, soil, mill tailing and fly ash. Applied Radiation and Isotopes, 69(10), 1422–1435.
- [17] Freiler, Á., Horváth, Á., Török, K., & Földes, T. (2016). Origin of radon concentration of Csalóka Spring in the Sopron Mountains (West Hungary). Journal of Environmental Radioactivity, 151, 174–184.
- [18] Pinto, P. V., Sudeep Kumara, K., & Karunakara, N. (2019). Mass exhalation rates, emanation coefficients and enrichment pattern of radon, thoron in various grain size fractions of monazite rich beach placers. Radiation Measurements, 106220.
- [19] https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/trs474_webfile.pdf

- [20] Nuccetelli, C., Leonardi, F., & Trevisi, R. (2020). Building material radon emanation and exhalation rate: Need of a shared measurement protocol from the european database analysis. *Journal of Environmental Radioactivity*, 225, 106438.
- [21] Cosma, C., Cucos-Dinu, A., Papp, B., Begy, R., & Sainz, C. (2013). Soil and building material as main sources of indoor radon in Băița-Ștei radon prone area (Romania). *Journal of Environmental Radioactivity*, 116, 174–179.
- [22] Ujić, P., Čeliković, I., Kandić, A., Vukanac, I., Đurašević, M., Dragosavac, D., & Žunić, Z. S. (2010). Internal exposure from building materials exhaling ^{222}Rn and ^{220}Rn as compared to external exposure due to their natural radioactivity content. *Applied Radiation and Isotopes*, 68(1), 201–206.
- [23] Tsapalov, A., Kovler, K., & Miklyaev, P. (2016). Open charcoal chamber method for mass measurements of radon exhalation rate from soil surface. *Journal of Environmental Radioactivity*, 160, 28–35.
- [24] <https://emfsurvey.com/indoor-home-radon-testing-levels-dallas-dfw-fort-worth/>
- [25] <https://www.nnk.gov.hu/index.php/a-radonrol>
- [26] <https://remon.jrc.ec.europa.eu/About/Atlas-of-Natural-Radiation/Digital-Atlas/Indoor-radon-AM/Indoor-radon-concentration>
- [27] <https://www.nnk.gov.hu/index.php/radon-szint-csokkentesi-lehetosegek>
- [28] <https://help.airthings.com/en/articles/3722196-radon-radon-thresholds-by-country-region>
- [29] https://www.elftsv.hu/svonline/docs/kulonsz/2018sv/Cs/6.%20Hszob_Radon_HZs_20180419.pdf
- [30] Gamma-spektrometriai vizsgálatok HPGe félvezető detektorral-Radiokémiai és radioökológiai laboratóriumi gyakorlatok-mérésleirat-Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék-2020
- [31] Sas, Z., Szántó, J., Kovács, J., Somlai, J., & Kovács, T. (2015). Influencing effect of heat-treatment on radon emanation and exhalation characteristic of red mud. *Journal of Environmental Radioactivity*, 148, 27–32.
- [32] Geogén radonpotenciál meghatározása-Radiokémiai és Radioökológiai Intézeti Tanszék -mérésleirat-2022
- [33] UNSCEAR: Sources and Effects of Ionizing Radiation., 2008
- [34] Nuhu H, Hashim S, Aziz Saleh M, Syazwan Mohd Sanusi M, Hussein Alomari A, Jamal MH, et al. (2021) Soil gas radon and soil permeability assessment: Mapping radon risk areas in Perak State, Malaysia. *PLoS ONE* 16(7): e0254099.
- [35] https://nuklearis.hu/sites/default/files/nukleon/Nukleon_7_1_153_Szabo.pdf

Köszönetnyilvánítás

A DOLGOZAT A KULTURÁLIS ÉS INNOVÁCIÓS MINISZTERIUM ÚNKP-23-2 KÓDSZÁMÚ ÚJ NEMZETI KIVÁLÓSÁG PROGRAMJÁNAK A NEMZETI KUTATÁSI, FEJLESZTÉSI ÉS INNOVÁCIÓS ALAPBÓL FINANSZÍROZOTT SZAKMAI TÁMOGATÁSÁVAL KÉSZÜLT.



Függelék: Saját eredmények

Tudományos diákköri munkám során 145 talajminta radon exhalációját és emanációs tényezőjét határoztam meg radon aktivitáskoncentráció mérések alapján. A mérés a Nemzeti Radon Cselekvési Terv kiegészítő méréseként szolgált, hogy vizsgáljam a radon exhaláció kapcsolatát a gyűjtési helyek lokális tényezőjeivel.

A talajminták gyűjtésében jelentős segítséget kaptam kutatócsoportunk további tagjaitól, de itt is két hosszabb mintagyűjtési úton részt vettem, és végeztem el magam is a terepi mintavételezéseket, az itt kapott eredményeket is felhasználtam dolgozatomban. RADON-JOK talajpermeabilitás mérővel végeztük itt a permeabilitás meghatározását, az eszközt részletesen bemutattam dolgozatomban. Szintén bemutatásra került a másik terepen használt mérőrendszer, a talajgáz mintavételezése után radon aktivitáskoncentráció meghatározására használt Soil Radon Monitoring System RM-2. Ezek alapján a számításokat már én végeztem el kizárólagosan, hogy két terepi mérési eredmény (permeabilitás és a geogén radonpotenciál) is összehasonlítható legyen laboratóriumi mérési eredményekkel. A talajmintákat, mellyel laboratóriumi munkám során a későbbiekben dolgoztam egy kézi ásóval gyűjtöttük minden esetben a terepi mérésekkel egy helyről, a talaj felső 20 cm-es rétegéből, lakott helyek területéről és mezőgazdasági tevékenység által nem befolyásolt mintavételi pontokról.

A laboratóriumiba érkező talajminták feldolgozását én végeztem el, ehhez a mintákat először dörzsmozsárban őröltem, szárítószekrényben szárítottam 105 °C-on tömegállandóságig. A mintákat ezután akkumulációs kamrában mértem, a szekuláris egyensúly beállta után egy AlphaGUARD radon monitor eszközzel, amely aktivitáskoncentráció eredményéből meghatároztam a fajlagos radonexhaláció és az emanációs tényező értékét.

Az eredmények további vizsgálatához a minták rádium-226 aktivitáskoncentrációját is meghatároztam, mely közvetlen anyaeleme a radonnak. Itt is a mérések általam lettek elvégezve, a mintaelőkészítés után a mintákat Marinelli-edényben lezártam és a szekuláris egyensúly beállta után ORTEC HPGe-félvezető gamma-detektorral határoztam meg leányelemeiből a rádium-226 aktivitáskoncentrációját.

Az eredmények kiértékelésekor számos összehasonlító elemzést végeztem a laboratóriumi és a terepi eredmények között. A terepi eredmények alapján nem találtam mérési pontot, mely esetében a geogén radonpotenciál értéke, mely egy kockázati tényező a magas tartományba esett. A radon exhaláció és emanációs tényező eredmények alapján viszont találtam egy kisebb területet, ahol a fajlagos exhaláció és a rádium-226 aktivitáskoncentráció eredmények magasabbak voltak (3 egymás mellett fekvő település eredményei). Itt eredményeim alapján

Függelék: Saját eredmények

tervezünk további méréseket elvégezni, lakóépületekben is, a lakosság sugárkockázatának felderítése érdekében.

Vizsgáltam az eredményeket a mérési pontok talajtípusai alapján is, ennek meghatározásához internetes adatbázist használtam, a mérési pontok koordinátái alapján. A különböző talajtípusok esetében rendkívül széles tartományban változtak mind a rádium aktivitáskoncentráció, mind a fajlagos radon exhaláció és emanációs tényező eredmények, de általánosságban az volt elmondható, hogy folyóvízi, tavi üledékes területekről származó minták esetében az eredmények főként az alacsonyabb tartományba estek minden mért tényező esetében. Számos emelkedettebb rádium aktivitáskoncentráció eredményt és fajlagos exhaláció eredményt tapasztaltam a bakonyi mészköves területekről származó minta esetében, így ezekben a falvakban is érdemes lehet további vizsgálatokat végezni.

Függelék: Szakdolgozat eltérés

Mesterszakos diplomadolgozatom 2023. decemberében került leadásra, a címe: „Nehezen mérhető radioizotópok (trícium) meghatározása környezeti mintákban” volt. Diplomamunkám során az itt elkészített munkámhoz képest egy teljesen eltérő témával dolgoztam, egy másik radioaktív izotópot vizsgáltam, másmilyen típusú mintákban. Diplomadolgozatomban módszertanában is teljesen eltért a fő célom, ott célom vízmintákban történő trícium méréshez történő módszerfejlesztés volt, jelen dolgozatomban egy európai projekt kiegészítő mérése, melynek célja a radon monitoring és a lakosság sugárterhelés kockázatának felmérése.

A fő cél mellett diplomadolgozatomban is végeztem néhány monitoring mérést, de teljesen eltérő mintákban, esővizekben vizsgáltam a trícium aktivitását, míg itt talajmintákban határoztam meg a radonexhalációt és emanációs tényezőt.

A trícium vizsgálatokhoz diplomamunkámban célom mintaelőkészítési módszerek implementálása és új előkészítés módszerfejlesztése volt. A trícium aktivitáskoncentrációja környezeti mintákban rendre alacsony, de fontos izotóp monitoring vizsgálatokhoz, így gyakran koncentrálnak desztillációval és dúsítással. Munkámban ezen módszerekkel végeztem tesztek, standard mintával határoztam meg a mérési hatékonyságot.

Módszerfejlesztés terén célom egy elektrolízises dúsítással működő cella megépítése volt, mely nagyon alacsony mennyiségű mintákat is képes elektrolizálni. Sajnos itt jól működő rendszert nem sikerült készítenem, jelentős korrózióval az elektródokon siekrült csak cellát építenem.

Alkalmazott mérőműszerek tekintetében is teljesen eltérő a két dolgozat, tudományos diákköri munkámban gamma-spektrometriai rendszert alkalmaztam félvezető detektorral, illetve egy ionizációs kamra elven alapuló radon monitort. Diplomadolgozatomban a mintaelőkészítés után a trícium meghatározásához folyadékszintillációs mérőrendszert, LSC-t alkalmaztam.

Összességében számos egyéb technikai részlete a méréseknek is teljesen eltérő volt. A diplomadolgozatomban munkája nem igényelt terepi méréseket, csak esővíz minta lett gyűjtve. Jelen dolgozatomban a terepi mérések eredményei elengedhetetlen része az összehasonlító vizsgálatoknak. Jelen munkában 145 környezeti minta eredménye lett feldolgozva, diplomamunkámban csupán 2, ott a mérések döntő többsége standard mintákkal lett elvégezve.