



Nukleáris mérés technika radioaktív gázok vizsgálatára

Doktori (PhD) értekezés

Hámori Krisztián

Témavezető: Prof. Dr. Csikai Gyula

Debreceni Egyetem
Debrecen, 2006

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem TTK Fizika Doktori Iskola Magfizika programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem TTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2006.

Hámori Krisztián Zoltán
doktorjelölt

Tanúsítom, hogy Hámori Krisztián Zoltán doktorjelölt 2003 – 2006 között a fent megnevezett Doktori Iskola Magfizika programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javaslom.

Debrecen, 2006.

Prof. Dr. Csikai Gyula
témavezető

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS.....	1
1. 1. Radon és toron.....	1
1. 2. A RAD Labor.....	2
1. 3. Feladataim a RAD Laborban.....	4
1. 4. Motivációk, célok.....	5
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	7
2. 1. Az α -sugárzás detektálása CR-39 nyomdetektorral.....	7
2. 1. 1. Rövid történeti áttekintés.....	7
2. 1. 2. A roncsolás folyamata.....	7
2. 1. 3. A nyomképződés.....	8
2. 2. A lakótéri radonmérés kezdetei.....	13
2. 3. A radon aktivitáskoncentrációk évszakos változásai.....	15
2. 3. 1. Az évszakos változás megfigyelései.....	16
2. 3. 2. Évszakos korrekciós faktor meghatározása.....	19
2. 4. Az elmúlt három év jelentősebb radonfelmérései.....	20
2. 5. Radontérképek.....	23
2. 6. Magyarországi radonmérések.....	25
2. 6. 1. Lakótéri országos radonmérések.....	25
2. 6. 2. Lakótéri lokális anomáliák.....	26
2. 6. 3. Radon a barlangokban és a fürdőkben.....	27
2. 6. 4. Vizek radontartalmának meghatározása.....	27
2. 6. 5. A radonanomáliák okainak geológiai vizsgálata.....	28
2. 6. 6. Radon időbeli változásai.....	28
2. 6. 7. Méréstechnika, modellezés.....	29
2. 6. 8. Radonmérés az oktatásban.....	29
2. 7. Lognormális eloszlás.....	29
2. 8. Toron méréstechnikák.....	33
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	35
3. 1. Lakótéri radonmérés.....	35
3. 1. 1. Nyomdetektoraink anyaga, geometriája.....	35
3. 1. 2. A mérendő házak kiválasztása.....	36
3. 1. 3. A radonmérés éves menetrendje.....	36
3. 1. 4. A kampány.....	38
3. 1. 4. 1. A detektorok összeszerelése, kiosztása.....	38
3. 1. 4. 2. A detektorok beszedése, bontása.....	39
3. 1. 4. 3. Maratás.....	39
3. 1. 4. 4. Nyomszámlálás, eredménykészítés.....	40
3. 1. 5. Hibás eredményt adó detektorok.....	43

3. 1. 5. 1. A radonutódok detektorlemez közelében történő kiülésének hatása.....	43
3. 1. 5. 2. Kísérletek, véletlen eredmények.....	45
3. 1. 5. 2. 1. A maratási idő hatása a nyomalakra és a nyomméretre.....	46
3. 1. 5. 2. 2. A ferdén érkező α -részecskék nyomai.....	48
3. 1. 5. 2. 3. Véletlen eredmény: porosan besugárzott detektorok.....	50
3. 1. 6. Nyomdetektorok ellenőrzése Poisson-próbával.....	50
3. 2. Toronmérések.....	52
3. 2. 1. Kísérletek Th(B+C) emanációval.....	52
3. 2. 1. 1. Th(B+C) emanáció készítése.....	52
3. 2. 1. 2. Az emanáció aktivitásának mérése.....	53
3. 2. 1. 2. 1. Az aktivitás mérése α -spektrometriával.....	54
3. 2. 1. 2. 2. Az aktivitás mérése nyomdetektorral.....	55
3. 2. 2. Lakótéri toronmérések.....	56
3. 3. A lakótéri radonszint adathalmazának elemzése.....	58
3. 3. 1. Az elemzésben vizsgált mérési helyek kiválasztása.....	58
3. 3. 2. Csoportosítási eljárások.....	58
3. 3. 2. 1. Emeleti-földszinti lakások szétválasztása.....	59
3. 3. 2. 2. Csoportosítás népességcsoportok szerint.....	60
3. 3. 2. 3. Geológiai-geográfiai csoportosítás.....	62
3. 3. 3. Adott radonszinteket meghaladó lakások számának becslése.....	63
3. 4. Az alkalmazott matematikai statisztikai eljárások.....	64
3. 4. 1. A lognormális eloszlásfüggvény.....	64
3. 4. 2. Maximum likelihood módszer.....	65
3. 4. 3. χ^2 -próba.....	66
4. EREDMÉNYEK.....	69
4. 1. Országos radon-adatbázisunk.....	69
4. 1. 1. Az éves átlag meghatározása.....	69
4. 1. 2. Az országos adatbázis.....	71
4. 2. Az országos adathalmaz jellemzői.....	72
4. 3. Emeleti lakások radonszintje.....	74
4. 4. Földszinti lakások radonszintje.....	76
4. 4. 1. Nagyvárosi földszinti lakások.....	76
4. 4. 2. Városi földszinti lakások.....	76
4. 4. 3. Falusi földszinti lakások.....	77
4. 5. A strátumok eredményeinek felösszegzése – országos eloszlás.....	79
4. 6. Lakótéri toronmérés eredménye.....	79
4. 7. A Th(B+C) aktivitásmérés eredményei.....	80
4. 7. 1. Az α -spektroszkópia eredményei.....	80

4. 7. 2. A nyomdetektoros mérések eredményei.....	82
4. 7. 3. A toron aktivitáskoncentrációjának mérése az emanálóberendezés légterében.....	85
5. AZ EREDMÉNYEK ÉRTELMEZÉSE	86
5. 1. A radonmérés eredményei.....	86
5. 1. 1. Emeleti lakások eredménye	86
5. 1. 2. Veszélyeztetett területek Magyarországon	87
5. 1. 2. 1. Nagyvárosok	87
5. 1. 2. 2. Városok	87
5. 1. 2. 3. Falvak.....	87
5. 1. 3. Magas radonszintű lakások Magyarországon	88
5. 2. A toronmérés eredményeinek értelmezése.....	91
5. 2. 1. Lakótéri toronmérések.....	91
5. 2. 2. Kísérleti eredmények.....	91
5. 2. 2. 1. Az emanáció aktivitásának változása az aktiválófeszültség függvényében	91
5. 2. 2. 2. Az elszívás hatása a kigyújtásra.....	93
6. ÖSSZEFOGLALÁS	94
6. 1. Előzmények	94
6. 2. Célok.....	95
6. 3. Módszerek	96
6. 4. Eredmények.....	98
7. SUMMARY OF THE THESIS.....	100
IRODALOMJEGYZÉK.....	106
AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN MEGJELENT KÖZLEMÉNYEK	117
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	118

1. BEVEZETÉS

1. 1. Radon és toron

A radioaktív gázok, elsősorban a radon és a toron, mindig jelen voltak az ember környezetében. A nagy koncentrációban történő belégzésükből eredő megbetegedések már a középkorban megfigyelhetőek voltak. Nazarov és Nero 1988-ban kiadott könyvében Paracelsusra és Agricólára hivatkozva említi, hogy az 1500-as évektől kezdve vannak olyan feljegyzések, amelyek említést tesznek egy, elsősorban a bányászoknál előforduló tüdőbetegségről. A leírt tünetek alapján ezt a betegséget később a tüdőrákkal azonosították (Nazarov és Nero, 1988a). Az elmúlt évszázadban folytatott kutatások kiderítették, hogy a betegséget a föld alatti helyiségek rossz szellőzése következtében a légtérben feldúsuló radon, illetve még inkább az aeroszolon tapadt, belégzéssel a tüdőbe kerülő, szintén radioaktív bomlástermékei okozzák. Ezután több intézkedést is hoztak a munkahelyeken megengedhető radon aktivitáskoncentrációval kapcsolatban. A nemzetközi ajánlások alapján Magyarországon a munkahelyeken éves átlagban 1000 Bq m^{-3} -ben határozták meg a *cselekvési szintet*, amely felett be kell avatkozni (EüM rendelet, 2000).

A lakáslevegő radontartalmának vizsgálata a 20. század második felében, elsősorban a 70-es évek olajválsága okozta fokozott hőszigetelés miatt került előtérbe. A lakások levegőjében megtalálható radon főként a talajból származik, de forrása lehet az építőanyag, a víz és a konyhai gáz is (Marx, 1996). A radon pedig az egyre jobb hőszigetelések miatt a lakóterekben feldúsulhat.

A jó hőszigetelés miatt napjainkra a lakáslevegő radontartalmának, és az ebből eredő tüdőrák-kockázatnak a vizsgálata a sugárvédelmi kutatások egyik lényeges elemévé vált. A kutatások egyik legfontosabb eredménye, hogy 1993-ban a Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (ICRP) közzétette az ICRP 65 kiadványát a *„Radon-222 elleni sugárvédelem lakásokban és munkahelyeken”* címmel (ICRP 65, 1993). Ebben egyebek mellett ajánlás található a lakóterek levegőjének éves átlagos radon aktivitáskoncentrációjának határértékére is. E szerint a cselekvési szintnek lakóterek esetében 200 és 600 Bq m^{-3} között kell lennie. A legtöbb európai ország ezt az ajánlást elfogadta, és alkalmazza. Magyarországon sem a lakótéri, sem az ivóvízben lévő radonnal kapcsolatban cselekvési szintet meghatározó rendelet még nem született.

Az utóbbi időben a lakótéri toronmérések is előtérbe kerültek. Sokáig úgy gondolták, hogy a toron viszonylag rövid felezési ideje miatt (55 s) a talajból nem jut nagy koncentrációban a lakóterekbe, és ott fel sem dúsul. A torontól kapott sugárterhelés mértékét ezért alulbecsülték (Tokonami, 2005).

Az elmúlt évek lakótéri toronmérései azonban azt mutatták, hogy ha a lakás tóriumban gazdag kőzetre épült, vagy tóriumtartalmú a falfesték, akkor a szobában akár a radonhoz hasonló nagyságú toronszintek is előfordulhatnak.

1. 2. A RAD Labor

A kutatásaim legnagyobb részét a RAD Laborban végeztem, így fontosnak tartom bemutatni. A RAD Labor olyan speciális kutatóhely, amelyet magánemberek alapítottak és tartanak fenn (Tóth Eszter, Deák Andrea). Az első két évben a méréseket a RAD Labor munkatársai saját zsebből finanszírozták. 1994-ben létrehoztak egy alapítványt, amely a Labor működésének anyagi feltételeit hivatott biztosítani. A költségek legnagyobb részét pályázatokból fedezik.

A RAD Labor tevékenységét 1992. március 15-én kezdte meg mátradereskei lakóházak radon aktivitáskoncentrációjának mérésével, 1994 óta pedig országszerte végez lakótéri radonfelméréseket. A RAD Labornak elsődleges, de nem kizárólagos célja a lakások radon aktivitáskoncentrációinak meghatározása, a magas radon aktivitáskoncentrációjú lakások megtalálása, hanem ezzel összefüggésben a következők is:

- *A nukleáris kultúra* terjesztése főként fiatalok között. Ezt elsősorban a mérendő településeken a radonméréseket megelőző ismeretterjesztő előadásokkal oldjuk meg.
- A veszélyeztetett lakások *mentesítése*, radonszintjének csökkentése. Ehhez elsősorban tanácsadással, ellenőrző mérésekkel nyújtunk segítséget.
- *Radon-rákkockázat vizsgálat.* A radon-adatbázisunk epidemiológiai vizsgálatok eredményeivel kiegészítve alkalmas lehet a radon egészségi hatásainak vizsgálatára.
- *Geológiai kutatások.* Geológiai vizsgálatok egyes területeken választ adhatnak a magas lakótéri radon aktivitáskoncentrációk okaira; a RAD eredményei pedig felhívják a geológusok figyelmét az anomáliát mutató területekre.
- *Radon-méréstechnika fejlesztése.* Célunk a minél olcsóbb, de még inkább a minél megbízhatóbb mérés. Ennek érdekében folyamatosan kísérleteket végzünk a mérések során felmerülő hibák kiküszöbölésére, illetve elkerülésére.

A Labor egyidejűleg két-három tanár irányításával működött, működik. (Az elmúlt 14 évben: Dr. Tóth Eszter, Dr. Boros Dezső, Lázár István, Papp Géza, Dr. Selmeczi Dávid, Hámori Krisztián, Cziegler István.) 2003-ig a Labor fiatal munkatársai elsősorban a Lauder Iskola diákjai voltak, de szép számmal akadtak főiskolai, egyetemi hallgatók is, akik TDK munkájukat

vagy diplomadolgozatukat készítették itt. Ezek az ún. *belső munkatársak* a detektorok összeszerelését, bontását, maratását, számlálását, az adatok adminisztrációját végezték. Sokszor a detektorok kihelyezésében is a helyiek segítségére voltak. A Labor *külső munkatársai* a mért települések tanárai, diákjai, akik a detektorok kihelyezését, beszedését, adminisztrációját, a lakók értesítését végezték.

A RAD Labor kezdetben aktív szénnel és ATMOS-szal mérte a lakóterek radon aktivitáskoncentrációját. Később a geológiai furatok radonméréshez Dr. Boros Dezsővel együttműködve CR-39 nyomdetektorokat használtak. A RAD Labor a radonméréseket azóta is CR-39 nyomdetektorral végezi. (Dr. Boros Dezső a nyomdetektoros mérés technikával az ATOMKI-ban Dr. Hunyadi Ilona kutatócsoportjában dolgozva találkozott. Elmondható tehát, hogy a RAD Labor a nyomdetektoros mérés technikát közvetve az ATOMKI révén ismerte meg.)

1992 és 2004 között a detektorok összeszerelését és településenkénti csoportosítását a Labor belső munkatársai végezték háromszor egy évben - ősszel, télen, tavasszal. (Ma már – 2004 őszétől – összeszerelt állapotban vásároljuk a detektorokat.) A detektorok kiértékelése szintén háromszor történt egy adott évben - télen, tavasszal és nyáron (3. 1. 3. és 3. 1. 4. fejezet). A maratás a kezdetek óta ugyanabban a termosztátban történik. Az oldat töménysége, hőmérséklete és a maratás ideje azonban jelentősen megváltozott az első két év után. Eleinte 6 mólos, 70 °C hőmérsékletű NaOH-oldatban történt a maratás 8 órán keresztül (Tóth, 1994). 1994 őszétől 6,5 mólos, 92 °C hőmérsékletű oldatban 4 órán keresztül maratunk. A nyomszámlálás kezdetben mikroszkóp segítségével, szemmel történt (Tóth, 1994). Később Selmeczi és Tóth kifejlesztették azt az eljárást, amely az alulról megvilágított detektorlemezek sötét pontjainak (színkód kisebb, mint 30) arányából határozták meg a nyomsűrűséget. Ma már egy alakfelismerő programmal ellátott számítógép végzi a nyomszámlálást (3. 1. 4. 4. fejezet). Ezt a számítógép által vezérelt félautomata mikroszkópot Tóth Eszter, Selmeczi Dávid és Marx György tervei alapján az Elektronika 77 Kft. készítette 1993-ban. 1994-ben az alakfelismerő programot Selmeczi Dávid írta (Tóth és Selmeczi, 1995; Papp és Tóth, 1997).

Ennek a munkának az eredményeképpen a RAD Laborban 55 202 radon aktivitáskoncentráció meghatározása történt meg 1994 és 2004 között¹. Ezek

¹ Valójában a mérések száma ebben az időszakban körülbelül 80 ezer. Az itt említett adatok csak hálósobákra vonatkoznak. Ez az adatbázis nem tartalmazza pl. a munkahelyeket, az iskolákat, az óvodákat, vagy lakóterek egyéb helyiségeit, valamint azon méréseket, amelyek olyan lakásokban történtek, ahol csak egyetlen évszakot vizsgáltunk.

alapján 15 619 hálósobának ismerjük összesen 19 050 éves átlagos radon aktivitáskoncentrációját, azaz a radonszintjét².

1. 3. Feladataim a RAD Laborban

1997 ősze óta veszek részt a RAD Labor munkában. Marx György professzor úr javaslatára a Mórógyi Rög településeinek radonfelmérésében vettem részt az 1997/98 és az 1998/99-es mérési években. Elsődleges feladatomban a bonyhádi illetve mőcsényi detektorok kiosztása és adminisztrációja volt. Emellett a detektorok összeszerelésében és a visszaérkezettek kiértékelésében is segédkeztem: végeztem detektorbontást, maratást, számlálást.

Az 1998/99-es évtől kezdve az országos radonfelmérés mellett a hibás eredményt adó detektorok tanulmányozásával foglalkoztam (3. 1. 5. fejezet). A cél az volt, hogy megértsük a detektorok „rosszaságának” az okait, illetve megpróbáljuk elkerülni az elromlásukat. Ha ez utóbbi mégsem sikerül, akkor pedig a számlálás alatt ki tudjuk szűrni a hibás eredményt adó detektorokat. Ennek érdekében majdnem ezer detektort újrászámoltunk, az eredményeiket összehasonlítottuk a többi évszak eredményeivel, így próbálva kiszűrni a hibásakat. Felállítottunk egy hipotézist, amely magyarázata lehet a detektorok elromlásának. Ezen hipotézis igazolására számos kísérletet végeztem. Próbáltam reprodukálni a hibás detektorokat, a detektorlemez vagy doboz dörzsöléssel történő feltöltésével, a detektorlemezre töltés juttatásával vagy a detektorok elektrosztatikus vagy elektromágneses térben történő besugárzásával. Végül 2002-ben ebből a témából írtam a szakdolgozatomat.

Ezt a munkát a szakdolgozat után is folytattam. Számos kísérletben vizsgáltam az elektrosztatikus tér hatását a nyomossűrűsége, a nyomok alakjára és méretére.

Mindeközben minden évben kivettem a részem az országos lakótéri radonmérésekből is. Részt vettem a detektorok összeszerelésében, kiosztásban, bontásában, maratásában, számlálásban, valamint az eredmények elkészítésében. Több éven keresztül tanítottam a fiatal munkatársakat radonmérésre, készítettem fel őket a településeken tartott előadásokra. Ezeket az előadásokat közösen tartottuk. Ezt az ismeret-terjesztést mindig nagyon fontosnak éreztük. Azt gondoljuk, hogy azért sikerül rendszeresen visszagyűjteni a kiosztott detektorok több, mint 90 %-át, mert a mért települések diákjai értik a mérés fontosságát.

² A nemzetközi szakirodalomban sok esetben használják a *radonkoncentráció* kifejezést, az eredményeket azonban Bq m⁻³ egységben adják meg. Ez pedig valójában a radon aktivitáskoncentrációját jelöli. Ez persze megtehető, hiszen a két mennyiség arányos egymással, de a pontosság kedvéért én az aktivitáskoncentráció kifejezést fogom használni. A bonyolult szó szerkezet elkerülése érdekében az *éves átlagos radon aktivitáskoncentrációt* pedig a továbbiakban *radonszintnek* fogom nevezni.

Az első tíz mérési év évenkénti eredményeiből állítottuk össze országos adatbázisunkat 2004-ben. Az elkészítés pontos menetéről a 4. 1. fejezetben lesz szó. Öt mérési év ellenőrzése, átvizsgálása, és az országos adatokhoz fűzése az én feladatomból volt.

A Debreceni Egyetemen a RAD Laborral közös munkában vizsgáltuk a toron detektálásnak lehetőségeit is. Különböző aktivitású Th(B+C) emanációkat figyeltünk meg α -spektrometriával illetve nyomdetektorokkal is. Mértük a levegő torontartalmát az emanáló berendezés szobájában, illetve magában a berendezésben is. Ezzel párhuzamosan Raduett radon-toron diszkriminatív detektorokat helyeztünk ki az ország egy településén, ahol a korábbi radonmérések magas eredményeinek geológiai hátterét nem sikerült feltárni. A raduettekkel a toron esetleges jelenlétét kívántuk vizsgálni a lakóterekben. A kísérleti mérés célja volt az is, hogy előkészítsen egy későbbi, nagyobb szabású, lakótéri toronmérést. A detektorok kiosztása és kiértékelése nagyrészt az én feladatomból volt.

1. 4. Motivációk, célok

1. Minél több magyarországi lakás radonszintjének meghatározása. A vizsgált tájegységek, települések, lakások kiválasztásánál törekedtünk arra, hogy méréseinkkel az országot minél jobban lefedjük.

2. Megtalálni azokat a területeket Magyarországon, amelyeken magas lakótéri radonszint az átlagosnál nagyobb arányban fordul elő.

3. Az országos kumulatív eloszláshoz vezető matematikai statisztikai eljárások alkalmazhatóságának, illetve a kapott eredmények megbízhatóságának vizsgálata.

4. Országos kumulatív eloszlás meghatározása, amelyből leolvasható bármely radonszintet meghaladó lakások várható számaránya illetve száma.

További célok a lakótéri radonmérések és elemzések mellett:

5. A toron viselkedésének vizsgálata kísérletekkel.
6. Lakótéri toronmérés megkezdése.

A megfogalmazott célok elérésének érdekében először összefoglalom a nemzetközi szakirodalomban megjelent cikkeket

- a CR-39 mérés technikáról,
- a radonmérések kezdeteiről,
- a legfontosabb eredményekről, tapasztalatokról,
- a magyarországi felmérések eredményeiről,
- a nemzetközi toronmérések és egyes mérés technikák eredményeiről.

Az alkalmazott módszerek közül először bemutatom a lakótéri radonmérésben a RAD Labor által használt eljárást. Ismertetem a hibás detektorok kialakulására vonatkozó hipotézisemet, majd azokat a kísérleteket, amelyeket a nyomképződés megfigyelésére, illetve a hibás detektorok hipotézisének ellenőrzésére végeztem. Leírom azt a statisztikai eljárást, amely segítségünkre van a hibás detektorok kiszűrésében. Bemutatom azokat a módszereket, amelyekkel a kísérleti, illetve a lakótéri toronméréseket végeztük. Részletezem azokat a csoportosítási és matematikai statisztikai eljárásokat, amelyeket a mért házak radonszintek szerinti eloszlásának elemzésénél használtunk.

Az eredmények között a tíz év radonméréseinek évszakonkénti eredményei, és a belőlük számított éves átlagok szerepelnek. Ezt az ismertetett csoportosítási és statisztikai eljárások segítségével kapott országos eloszlás, illetve a veszélyeztetett területek bemutatása követi. Végül a kísérleti és előzetes lakótéri toronmérések eredményeit mutatom be.

Ezután következik az ismertetett eredmények értelmezése.

Dolgozatomat angol és magyar nyelvű összefoglaló zárja.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2. 1. Az α -sugárzás detektálása CR-39 nyomdetektorral

2. 1. 1. Rövid történeti áttekintés

Fleischer, Price és Walker 1975-ben megjelent könyve a szilárdtest nyomdetektorok felfedezéséről és alkalmazásairól szinte teljeskörű áttekintést ad (Fleischer et al., 1975). Hazánkban ezt a detektálási technikát Debrecenben az Egyetem Kísérleti Fizikai Intézetében vizsgálták és alkalmazták először, amelyhez később az ATOMKI néhány munkatársa is csatlakozott. Ezen a területen főleg Somogyi György és Várnagy Mihály munkásságát kell kiemelni, akik 1966-tól kezdve publikálták a detektorok tulajdonságaira vonatkozó eredményeiket (Somogyi, 1966a; Somogyi, 1966b; Somogyi et al., 1968; Várnagy et al., 1970), míg Csikai és Nagy 1967-ben magfizikai alkalmazást közölt (Csikai és Nagy, 1967).

A nyomdetektoros mérés technika születését 1958-ra teszik, amikor D. A. Young felfedezte az első nyomokat LiF kristályban (Young, 1958). Fleischer és munkatársai a 60-as évek közepén csillámok és kristályok mellett cellulóz-nitrátot és polikarbonátot is használtak nyomdetektorként (Fleischer et al., 1964). Ebben a cikkükben már vizsgálták a részecske fajlagos energiavesztését (dE/dx) a részecske energiájának függvényében minden általuk használt anyagra. Ezután egyre szélesebb körben kezdték alkalmazni a nyomdetektoros mérés technikát.

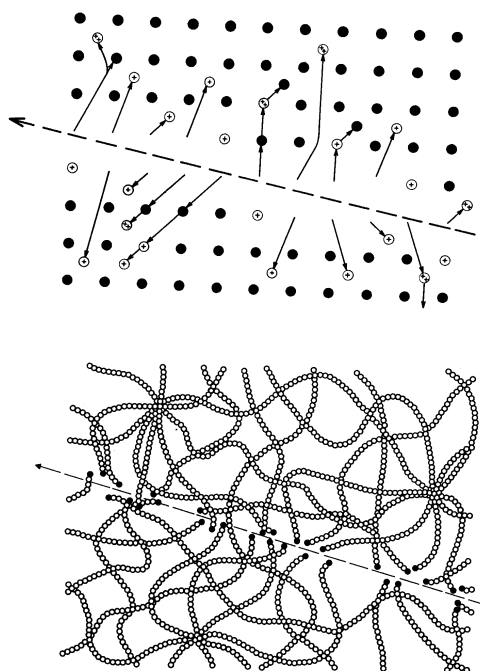
Kezdetben a nyomdetektorok kiértékelése kizárólag a nyomsűrűség-meghatározáson alapult. Később felfedezték azt is, hogy ugyanazon anyagban a különböző energiájú részecskék nyomai különböző méretűek lesznek (Somogyi, 1966a; Somogyi, 1966b). Felcsillant a lehetősége annak, hogy a nyomdetektorokkal is meg lehessen különböztetni a részecskéket. Ettől kezdve komoly kutatások indultak a nyomfejlődés folyamatának vizsgálatára.

2. 1. 2. A roncsolás folyamata

A nyomdetektoros mérés technika azon a tényen alapszik, hogy a nehéz, töltött részecske (általában α -részecske) a detektor anyagában haladva a pályája mentén ionizálja a detektoranyag molekuláit. A nagy energiájú részecske elsősorban az elektronokkal hat kölcsön, az elektronoknak adja át az energiáját (Rozlosnik és Glavák, 1996). Ez az elsődleges ionizáció olyan kémiai folyamatok sorozatát idézi elő, amelyek eredménye, hogy a pálya mentén létrejön egy szabad gyökökben gazdag zóna. Ezt a zónát *látens nyomnak* nevezi a szakirodalom. A műanyagok hosszú szénlánc-

molekuláiban a mozgó részecske kémiai kötések szakít fel, így hozva létre a látens nyomot. Mivel a töltött részecske tömege jóval nagyobb a vele kölcsönhatásba lépő elektronénál, a részecske mozgásának iránya lényegében nem változik a kölcsönhatások során. A látens nyom alakja tehát általában egyenes vonal. Egy részecske pályája mentén kialakuló sugárkárosodás mechanizmusát mutatja be a 2. 1. ábra.

A részecske a detektor anyagában haladva, a kölcsönhatások miatt folyamatosan veszít energiájából. Azt a fizikai mennyiséget, amely megadja a részecske energiavesztését az anyagban *stopping power*nek nevezzük: $-dE/dx$. A stopping power fogalmát Bohr vezette be 1913-as cikkében (Bohr, 1913).

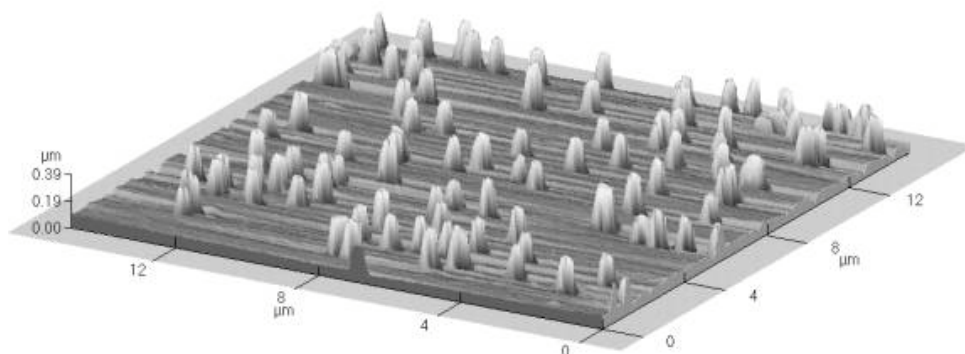


2. 1. ábra A látens nyom képződése a mozgó részecske pályája mentén kristályos anyagokban (fent) és műanyagokban (lent). (Forrás: Fleischer, 1998a)

2. 1. 3. A nyomképződés

A részecske és a CR-39 detektoranyag kölcsönhatása során kialakuló ún. látens nyom szabad szemmel nem látható. Annak érdekében, hogy ezt legalább mikroszkóppal láthatóvá tegyék, a besugárzott detektorokat általában NaOH vizes oldatával maratják. A maratás során a kémiai reakciók sokkal intenzívebbek a rejtett nyomok mentén, mint az anyag más részein. Ez azt jelenti, hogy az oldatban a detektor felülete is folyamatosan maródik, de a

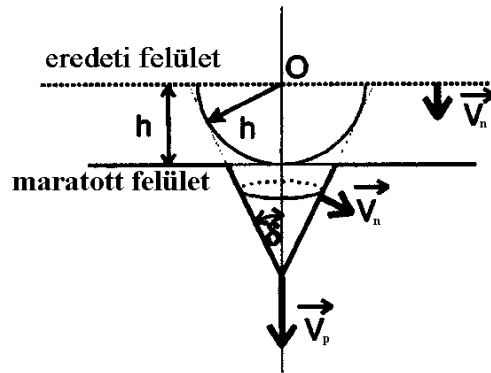
károsított területen (látens nyom) a maródási sebesség nagyobb. Ennek következtében, a maratást elegendő ideig végezve, a rejtett nyom mentén egy ún. *nyom* alakul ki, amely már optikai mikroszkóppal is látható (az elektronmikroszkópos kép mikron méretűvé válik). A 2. 2. ábra egy kimaratott detektorlemez háromdimenziós, atomerő mikroszkópos (atomic force microscope, AFM) felvétele. Az ábrán nagyon jól láthatóak a maratás során kialakult nyomok.



2. 2. ábra A kimaratott nyomok háromdimenziós felvétele. A látens nyomokat merőlegesen beérkező, 4,5 MeV energiájú α -részecskék okozták. A maratási idő 15 perc.

(Forrás: http://www.cityu.edu.hk/ap/nru/nrures_t.htm#Determination%20of%20V%20function%20for%20CR-39%20detector)

A nyomképződés geometriáját először Fleischer és Pirce dolgozták ki arra az esetre, amikor a részecske a detektorlemezre merőlegesen érkezik, a pályamenti és normál maratási sebesség állandó, a kialakuló nyomforma pedig egy kúp alakú üreg (Somogyi és Szalay, 1972; Nikezic és Yu, 2004). A modell a 2. 3. ábrán látható.



2. 3. ábra A nyom kialakulásnak geometriája. A pálya merőleges a felületre, és mind a pályamenti (V_p), mind a normál (V_n) maratási sebesség állandó.
(Forrás: Nikezic és Yu, 2004)

Ha bevezetjük a $V = V_p / V_n$ jelölést, akkor a nyomátmérőre ebből a modellből a következő kifejezést írhatjuk fel:

$$d = 2h \cdot \sqrt{\frac{V-1}{V+1}}$$

A képletből kiolvasható, hogy a nyomátmérő a maratási idő növelésével egyenes arányban nő. Ha $V_p \gg V_n$, azaz V nagy, akkor $d \approx 2h$.
A maratási sebességek a következő összefüggések alapján számíthatók ki:

$$V_b = 1,276 \cdot e^{(0,828 \cdot C + 0,049 \cdot T - 0,002 \cdot CT - 17,624)},$$

ahol T a maratóoldat hőmérséklete kelvinben megadva, C pedig a koncentrációja mol/l-ben (Fromm et al., 1991).

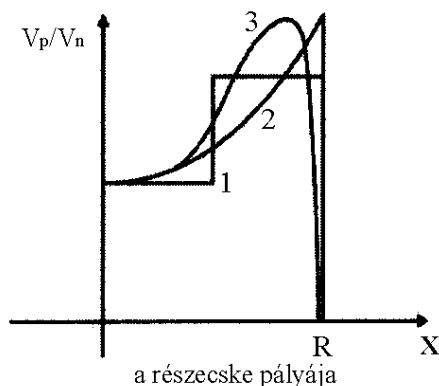
Állandó pályamenti maratási sebességet feltételezve, annak nagyságát úgy tudjuk meghatározni, ha előbb kiszámítjuk V -t a következő egyenletből:

$$V = \frac{V_p}{V_n} = \frac{4V_n^2 \cdot t^2 + D^2}{4V_n^2 \cdot t^2 - D^2},$$

ahol D a nyomátmérő, t pedig a maratási idő (Durrani és Bull, 1987). A pályamenti maratási sebesség V_n és V szorzataként könnyen meghatározható.

Számos szerző azonban nyomképződés-modelljében abból indult ki, hogy a pályamenti maratási sebesség változik a pálya mentén (Somogyi és

Szalay, 1972; Fewes és Henshaw, 1982; Barillon et al., 1997; Nikezic és Yu, 2004). Ezt a változást olyan $V(x)$ függvénnyel írják le, amelynek kiugró maximuma (csúcsa) van a pálya végén, vagy ahhoz nagyon közel (2. 4. ábra).

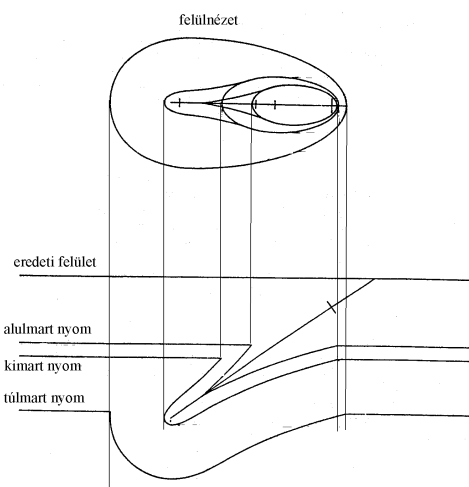


2. 4. ábra A $V(x)$ relatív maradási sebesség-függvény változása a részecske pályája mentén. R a behatolási mélységet jelöli. Az 1 jelű görbe az állandó maradási sebesség esetét mutatja. A 2 görbe olyan sebességváltozást feltételez, amelynek maximuma a pálya végpontjában, míg a 3 jelű olyat, amelynél ez a maximum kevéssel a pálya vége előtt van. (Forrás: Nikezic és Yu, 2004)

Nikezic és Yu megjegyzi, hogy ezek közül a 3 jelű görbe mutatja a valóságot. A részecske energialeadása ugyanis nem egyenletes a pálya mentén, hanem a részecske energiájának nagy részét a pálya végéhez közel adja le. Az energialeadás-távolság függvénynek ezt a maximumát *Bragg-csúcsnak* nevezzük. Ez a maximumhely CR-39 műanyagban 2,2 μm -re van a részecske pályájának a végétől (Nikezic és Yu, 2004). A nagyobb energialeadás több ionizációt, több szabad gyököt jelent. Így a maradási sebesség is a pálya ezen részén a legnagyobb.

Az ábrán látható, hogy akár az egyenletes, akár bármely változó maradási sebességmodellt tekintjük, a pályamenti maradási sebesség csak egy bizonyos mélységben kezd eltérni a normál maradási sebességtől. Ennek oka, hogy a látens nyom általában nem a detektorlemez felületén kezdődik. A nagyon nagy energiával becsapódó részecske energialeadása a pályája elején nem akkora, hogy számottevő ionizációt hozzon létre. (Az, hogy egy adott α -részecske látens nyomának mélysége hogyan függ az energiájától, a detektorlemez anyagától is függ.) A nagyobb energiával érkező részecske látens nyoma tehát mélyebben kezdődik, és mélyebben is végződik a detektoranyagban.

Annak megfelelően, hogy a maratás során a maratóoldal eléri-e a látens nyom végét, megkülönböztetünk *alulmart*, *kimart* és *túlmart* nyomokat (Fews, 1992). Alulmart nyomról akkor beszélünk, ha a maratás nem éri el a látens nyom alját. Ekkor a nyom átmérője a többi nyomhoz képest kicsi, felülnézeti képe pedig ellipszis (2. 5. ábra). Kimart nyom esetén a maratás éppen eléri a látens nyom végét. A nyom átmérője viszonylag nagy, felülnézeti képe pedig közel kör vagy ellipszis. Túlmart nyomok akkor keletkeznek, ha a maratással túlhaladunk a látens nyom alján is. A nyomok mérete nagy, felülnézeti képük kör vagy ellipszis.



2. 5. ábra Az alulmart, kimart és túlmart nyomok felül- és oldalnézetben (Forrás: Fews, 1992)

Adott maratási eljárás esetén ugyanazon a detektorlemezen előfordulhat mindhárom típusú nyom. Lehetnek ugyanis olyan nagy energiával érkező részecskék, amelyek látens nyomának a maratás során nem érjük el a végét, így nyomuk alulmart lesz. Más részecskék pedig lehetnek olyan kis energiájúak, hogy a látens nyomuk közel a felülethez véget ér, így kimart vagy túlmart nyomot kapunk.

A nyomdetektoros mérés technika tudományos és gyakorlati alkalmazása nagyon széleskörű. A 2. 1. táblázatban néhány jellemző alkalmazást foglalok össze.

2. 1. táblázat A nyomdetektorok néhány tudományos és gyakorlati alkalmazása

Alkalmazási terület	Hivatkozás
Töltött részecske detektálása	Fleischer és Price, 1963a Fleischer és Price, 1963b
Proton detektálása	Várnagy et al., 1970
Könnyű magok detektálása	Somogyi et al., 1968
Maghasadási termékek vizsgálata	Csikai és Nagy, 1967 Silk és Barnes, 1959
Részecske-meghatározás	Fleischer et al., 1969
Részecske energiájának meghatározása	Somogyi, 1966a Somogyi, 1966b
Radon- és toronmérés talajban	Fleischer, 1998b Lferde et al., 1981
Vizek radontartalmának mérése	Lásd a 2. 6. 4. fejezetet
Lakótéri radonmérések	Lásd a 2.2., a 2. 4., a 2. 6. 1., a 2. 6. 2., a 2. 6. 3. és a 2. 6. 6. fejezeteket
Toronmérés	Lásd a 2. 8. fejezetet
Nukleáris kultúra, oktatás	Lásd a 2. 6. 8. fejezetet

2. 2. A lakótéri radonmérés kezdetei

A lakótéri radonméréseket az 1950-es években kezdték (ICRP 65, 1993). Az első komolyabb és kiterjedtebb lakótéri mérések Európában, Észak-Amerikában és Japánban voltak (Nazaroff és Nero, 1988b).

Svédországban a radonprogram 1979-ben kezdődött egy felméréssel, amelynek során lakóterekben magasabb radon-utódelem aktivitáskoncentrációkat mértek, mint a bányákban megengedhető határérték (Akerblom, 1997). Az eredmények hatására létrehozták a *Radon Bizottságot*, melynek feladata a határértékek meghatározása, a magas radonos házak megtalálása és mentesítési tervek kidolgozása volt. Lakások radontartalmának mérésére vonatkozó leírások 1981 óta vannak. Kezdetben főleg csupasz, az évtized vége felé pedig inkább szűrővel ellátott nyomdetektorokat alkalmaztak. A századfordulóig körülbelül 350 ezer lakásban végeztek radonmérést. Ezek közül 40-50 ezer lakótérben haladta meg a radonszint a svéd, már megépült lakásokra vonatkozó cselekvési szintet jelentő 400 Bq m^{-3} -t.

Nagy-Britanniában az NRPB³ már a 70-es évek elején valószínűsítette, hogy a beltéri radon a legjelentősebb forrása az embert érő ionizáló sugárzásoknak (National Radon Programmes). A lakóterek radon aktivitáskonzentrációjának felmérése 1974-ben kezdődött. Az első hivatalos, radonra vonatkozó ajánlását az NRPB 1987-ben fogalmazta meg. Ebben a lakóterekre vonatkozó cselekvési szint 400 Bq m^{-3} volt, amelyet 1990-ben 200 Bq m^{-3} -re csökkentettek. Napjainkra már több százezer lakásban határozták meg a radon aktivitáskonzentráció éves átlagát, azaz a radonszintet.

Az Egyesült Államokban a 80-as évek elején már komoly vizsgálatok folytak (Alter és Oswald, 1983), de a nemzeti radonprogram néhány magas radonszint felfedezésével indult 1984-85-ben (National Radon Programmes). Az első felmérések eredményeit Nero és társai foglalták össze 1986-ban (Nero et al., 1986). Ebben 38 szövetségi állam összesen 817 lakóterének eredményeit értékelik. Szintén ebben az évben jelenik meg Cohen cikke, amelyben 453 lakóter eredményeit mutatja be (Cohen, 1986).

Írországból az első kiterjedtebb radonfelmérést 1985 és 1989 között végezték (Fennell et al., 2002). Ebben 1300 lakás levegőjét mérték 3 hónapon keresztül. Az eredmények alapján 4%-ra becsülték azon lakások arányát, amelyekben a radonszint meghaladja az írországi cselekvési szintet, azaz a 200 Bq m^{-3} -t.

1980 és 85 között több ország radonfelmérésének leírása jelent meg a nemzetközi szakirodalomban. Ezeket Nazaroff és Nero 1988-ban megjelent könyvében foglalta össze (Nazaroff és Nero, 1988b). Az 2. 2. táblázat ezeket a felméréseket mutatja be.

³ NRPB: National Radiological Protection Board (Nemzeti Sugárvédelmi Intézet)

2. 2. táblázat A 80-as években végzett radonfelmérések jellemzői

ország	mért házak száma	<i>GM</i> (Bq m ⁻³)	<i>AM</i> (Bq m ⁻³)	<i>GSD</i> vagy % adott Bq m ⁻³ fölött	hivatkozás	
USA	817	33	55	2,8	Nero et al., 1986	
USA	453	38	54	2,36	Cohen, 1986	
Kanada	9999	13		2,7	McGregor et al., 1980	
Svédország	500	ház	69	122	2 %	Swedjemark és Mjones, 1984
		lakás	53	85	> 800	
Finnország	2000	64		0,5 %	Castrén et al., 1984	
NSZK	6000	40	49	>800	Keller és Folkerts, 1984	
Hollandia	1000	24		1,8	Put és de Meijer, 1984	
Belgium	79	41		1,6	Poffijn et al., 1985	
Franciaország	765	44	76	1,7	Rannou et al., 1985	
Nagy-Britannia	2000	15	25	2%	Green et al., 1985	
Írország	250	43		2,6	McAulay és McLaughlin, 1985	
Japán	251	19		10 %	Aoyama et al., 1987	
				>100		

2. 3. A radon aktivitáskoncentrációk évszakos változásai

A lakótéri radon elsődleges forrásai az épület alatt lévő kőzetek. A talajban keletkezett radon felszínre jutását sok más tényező mellett az időjárási paraméterek is nagymértékben befolyásolják. A szélereőség és a légnyomás egyértelműen befolyásolják a radon kiszivárgásának sebességét. Az eső-áztatta, vagy fagyott talaj irányában a radon mozgása gátolt, így jelentős része a nem fagyott és nem ázott talajban, azaz a ház alatt jut fel. Ennek megfelelően magasabb lakótéri radon aktivitáskoncentráció eredményeket

várak fagyos és esős időszakban. Ezek alapján tehát Európában főleg ősszel és télen mérhetünk az éves átlagnál magasabb radon aktivitáskoncentrációt lakásokban.

2. 3. 1. Az évszakos változás megfigyelései

A mérési eredmények sok esetben megfeleltek annak a várakozásnak, hogy a radon aktivitáskoncentrációja évszakonként változik. Már a 80-as években történtek olyan felmérések, amelyek a lakótéri radon évszakos változásait vizsgálták. Borak és munkatársai a téli, a nyári és az éves átlagos radon aktivitáskoncentráció értékeket hasonlították össze (Borak et al., 1989). Ebben a munkájukban 170 önkéntesből választottak ki 110-et figyelembe véve, hogy a lakás mely régióban található, milyen idős és milyen szerkezetű a ház. A méréseket nyomdetektorral végezték. A téli besugárzások decembertől március közepéig, míg a nyáriak augusztustól szeptember végéig tartottak. Az eredmények télen szignifikánsan magasabbak, nyáron pedig alacsonyabbak voltak, mint az éves átlag, akár a mediánt, akár az aritmetikai átlagot, akár a 150 Bq m^{-3} -t meghaladó lakások arányát hasonlították össze.

Arvela Finnországban vizsgálta a lakótéri radon aktivitáskoncentráció évszakos változásait 3000 lakótérben nyomdetektorral (Arvela, 1995). Két, féléves mérési ciklust választott úgy, hogy az egyik az év hűvösebb, míg a másik a melegebb fele legyen. Így az első ciklus novembertől májusig, míg a másik májustól novemberig tartott. Vizsgálta külön a társasházak emeleti, pincével rendelkező földszinti, pincétlen földszinti, illetve az önálló házakat. Szinte mindegyik háztípusnál Borakhoz hasonló eredményre jutott: a radon aktivitáskoncentráció télen szignifikánsabb magasabb, nyáron alacsonyabb, mint az éves átlag. Kivételt jelentenek az emeleti lakások, ahol nem mutatott ki szignifikáns eltéréseket. Miután ezek a lakások közvetlenül nem érintkeznek a talajjal, így ez az eredmény érthető.

Dolejs és Hulka 2003-ban megjelent cikkükben az évszakosnál is finomabb, heti felosztásban vizsgálták a radon aktivitáskoncentrációk változásait, illetve a heti eredmények éves átlagtól való eltérését (Dolejs és Hulka, 2003). 29 szobában elektréttel mértek egy teljes éven (jelen esetben 53 héten) keresztül folyamatosan, a detektorokat hetente cserélve. Így összesen 1537 heti mérési eredmény állt rendelkezésükre. Az adatokat három időjárási paraméterrel hasonlították össze: külső levegő hőmérséklete, légköri nyomás, heti csapadékmennyiség. Arra a következtetésre jutottak, hogy a légköri nyomás, illetve a csapadékmennyiség hatása egy hetes átlagban a radon aktivitáskoncentráció értékére nem jelentős. A heti radoneredmény és az átlaghőmérséklet között azonban találtak összefüggést. Ha a hőmérséklet

10 °C alatt volt, akkor a radon aktivitáskoncentráció heti értéke rendre magasabb volt, mint az éves átlag.

Lengyelországban összesen 10 házban vizsgálták a radon aktivitáskoncentrációk évszakos változásait (Karpinska et al., 2004). A mérési helyre egyszerre három CR-39 nyomdetektort helyeztek ki. A detektorhármassokat havonta cserélték. Az adott hónap radon aktivitáskoncentrációját a három detektor eredményeinek aritmetikai átlagaként határozták meg. Az eredmények negatív korrelációt mutattak a beltéri radon aktivitáskoncentráció és a külső átlaghőmérséklet között. Az a féléves ciklus, amelyben a legalacsonyabb volt az átlagos radon aktivitáskoncentráció, az áprilistól októberig tartó időszak volt.

Olaszországban Sesena és munkatársai hét falu összesen 411 családi házában végeztek radonmérést (Sesena et al., 2005). Két, egymástól jól elkülöníthető mérési területet vizsgáltak LR-115 nyomdetektorral. Kizárólag olyan családi házak földszinti nappalijában mértek, ahol a szoba alatt nem volt pince. Kontrollméréseket is végeztek olyan házakban, amelyeknek volt pincéjük. A teljes éves méréseket két, féléves ciklusban (áprilistól szeptemberig és októbertől márciusig) végezték. Mind a két mérési területen, mind a két ciklusban meghatározták a radon aktivitáskoncentrációk geometriai átlagát (*GM*). Mindkét területen megfigyelhető, hogy a téli értékek szignifikánsan magasabbak, mint a nyáriak, akár a pincével rendelkező, akár a pincétlen házakat nézzük.

Nemcsak Európában vizsgálták a radon aktivitáskoncentrációk évszakos változásait. Ramola és munkatársai Indiában végeztek méréseket LR-115 nyomdetektorral, 99 házban (Ramola et al., 1998). A méréseket beton- illetve vályogházakban végezték. A radon aktivitáskoncentrációk télen voltak a legmagasabbak, és valamivel alacsonyabbak voltak ősszel. Az ebben a két évszakban mért eredmények meghaladták az éves átlagot. Az esős évszak eredményei körülbelül megegyeztek az éves átlaggal, míg a nyári értékek szignifikánsan alacsonyabbak voltak nála.

Szintén Ramola a Himalájában LR-115 nyomdetektorral körülbelül 200 házban lakótéri radon- és toronméréseket végzett (Ramola, 2005). A detektorok besugárzása három hónapon keresztül történt mindegyik évszakban. A radon- és toron aktivitáskoncentrációk minimumát és maximumát évszakos bontásban közli. A minimumértékek között nem volt szignifikáns eltérés, azok 7 és 18 Bqm⁻³ között változtak. Az adott évszak maximumértéke télen és az esős évszakban volt a legmagasabb (191 és 190 Bqm⁻³), míg ősszel és nyáron jelentősen alacsonyabbak voltak (131 és 130 Bqm⁻³). (A viszonylag alacsony értékek magyarázata lehet az is, hogy a detektorokat 2,5 m magasan helyezte el.)

Singh és munkatársai India más területein végeztek méréseket az évszakos változások megfigyelésére (Singh et al., 2005a). Ők 21 település

105 lakóterében LR-115 nyomdetektorokat helyeztek el. A méréseket egész évben végezték, és minden évszakra meghatározták a radon aktivitáskoncentrációt. Az eredményeik alapján egyértelműen a téli időszakban volt a legmagasabb a radon aktivitáskoncentrációk értéke, míg nyáron a legalacsonyabb. Egy másik vizsgálatukban (Singh et al., 2005b) 4x3 hónapos felmérést végeztek India egy másik tartományában szintén LR-115 nyomdetektorral. Az évszagos átlageredmény itt is télen volt a legmagasabb, míg nyáron a legalacsonyabb.

Jordániában Kullab végzett lakótéri radonmérést (Kullab, 2005). Az éves átlag meghatározására CR-39 nyomdetektort, míg az évszagos változás vizsgálatára aktív eszközt (Radon Monitor RM3, Studsvik Instrument, Svédország) használt. A legmagasabb értékeket télen kapta. A lakótéri radonfelméréséről részletesebben a 2. 4. fejezetben lesz szó.

Szintén Jordániában Abumurad és Al-Tamimi vizsgálta a természetes radioaktivitás értékét a beltéri levegőben és a talajban nyitott és zárt CR-39 nyomdetektorral (Abumurad és Al-Tamimi, 2005). A méréseket ősszel, télen és tavasszal végezték 21, véletlenszerűen választott lakásban. A detektorok 92 napot töltöttek a vizsgált szobákban. A legmagasabb lakótéri értékeket télen kapták, míg az őszi és tavaszi eredmények közel egyenlők és kisebbek voltak. A talajban végzett vizsgálatok azonban éppen télen mutatták a legalacsonyabb eredményt, és ősszel a legmagasabbat. A három évszagos átlag között szignifikáns eltérés volt tapasztalható.

Kínában nem kizárólag lakóterekben, hanem munkahelyeken is végeztek radon felméréseket (Diyun et al., 2005). A CR-39 nyomdetektorokat 3-3 hónapra helyezték el a vizsgált 300 helyiségben. A négy évszak radon aktivitáskoncentráció eredményei szignifikánsan eltértek egymástól. A nyári és az őszi időszak értékei magasabbak volt, mint a tavaszi és a téli időszakban.

A radon áramlását a talajban szintén lehet nyomdetektorral vizsgálni (Fleischer, 1998b). A nyomdetektor poharának körülbelül megfelelő átmérőjű, mindkét végén lyukas PVC-csővet helyeznek el a talajban. A lyuk alá kerül a nyomdetektort tartalmazó pohár, amely műanyag fóliával van lezárva. (A fólia szerepe a toron kizárása a pohár belső térfogatából.) A PVC-cső térfogatát polisztirolon illetve polietilén anyagokkal töltik ki, a talajon található nyílását pedig lezárják. A vizsgált területen szisztematikusan (például négyzethálószerűen) helyeznek el nyomdetektorokat a fent leírt elrendezésben. A különböző lyukakban mért radon aktivitáskoncentrációk alapján a radon talajban történő áramlása megfigyelhető.

2. 3. 2. Évszakos korrekciós faktor meghatározása

Elsősorban Nagy-Britanniában felmerült az igény arra, hogy rövidebb idejű, mint 1 éves mérésekből is éves átlagot határozzanak meg. Ennek érdekében megkíséreltek olyan korrekciós faktorokat megadni mind évszakokra, mind hónapokra, amelyek segítségével az éves átlag kis hibával számítható.

Cliff és munkatársai 1994-ben megjelent cikkükben minden hónapra meghatároznak egy-egy ilyen korrekciós faktort, amelynek segítségével lehetővé válik az éves átlag megbecslése rövidebb ideig történő (1 hónapos) mérésből is (Cliff et al., 1994). Megvizsgálták, hogy létezik-e olyan korrekciós faktor, amellyel egyetlen hónap alatt mért értékből az éves átlag kiszámolható. Ehhez 2300 mérési eredményt vizsgáltak újra. Az egy hónapból becsült éves átlagokat összehasonlították a valójában mért éves átlaggal, és azt tapasztalták, hogy csak nagyon kevés ház esetén van elfogadhatatlanul nagy eltérés a rövid idejű becslésből, illetve az egész éves mérésből származó éves átlagérték között.

Ugyanezzel próbálkoztak Pinel és munkatársai egy évvel később (Pinel et al., 1995). A mért házak száma hónapról hónapra változott (99 és 176 között), így az semmiképpen sem mondható el, hogy mindig ugyanazokban a házakban mértek. Mind a 12 hónapra meghatározták a mért házak radon aktivitáskoncentrációinak geometriai átlagát. Végül ezen átlagok alapján határozták meg a korrekciós faktorokat a

$$f_{j,t} = \frac{t}{12} \frac{\sum_{k=1}^{12} m_k}{\sum_{k=1}^{j+t-1} m_k}$$

képlet alapján, ahol j a mérés kezdőhónapjának sorszámát, t pedig a mért hónapok számát jelenti. A korrekciós faktorokat 3- és 6 hónapos mérések esetére adják meg.

Olaszországban 1989 és 1998 között 232 település 5631 lakóterét mérték fel. A kapott eredményeket Bochicchio és munkatársai foglalták össze (Bochicchio et al., 2005). A méréseket két, egymást követő, 6 hónapos ciklusban (tavasz-nyár, illetve ősz-tél) végezték LR-115 nyomdetektorral. Minden általuk vizsgált régióban meghatározták a radon aktivitáskoncentrációk tél/nyár arányát. Ez az érték elég széles skálán mozgott. Azt az eljárást, hogy területenként egy bizonyos korrekciós faktor segítségével egy féléves mérésből határozzák meg az éves átlagot elég megbízhatónak látták, ha a mért házak száma a vizsgált területen elég nagy.

Gillmore és munkatársai szerint a korrekciós faktorok megállapításánál figyelembe kellene venni a vizsgált terület geológiai tulajdonságait is

(Gillmore, et al., 2005). Ezt azzal magyarázzák, hogy a talaj permeabilitása az időjárás hatására különböző kőzetek esetén különböző mértékben változik.

2. 4. Az elmúlt három év jelentősebb radonfelmérései

A 80-as évektől kezdve nagyszámban jelentek meg a különböző országok radonméréseiről szóló közlemények. Mára már nagyon sok országban végeztek kisebb-nagyobb lakótéri radonvizsgálatokat (WHO, 2001). Az ebben a témában megjelent közlemények száma olyan nagy, hogy a jelen munkában csak az elmúlt három évben megjelent cikkek eredményeit foglalom össze.

A megjelent cikkek közül több, egy-egy terület radonmérésének eredményeit mutatja be. A szerzők az eredmények közzétételén kívül elemzésekre kevésbé vállalkoztak. Ennek általában két oka volt:

1. A vizsgálatot olyan országban végezték, ahol nem volt korábban kiterjedt radonmérés. Az eredmények tehát az első lépések egyikét jelentik az adott országban.

2. Olyan országokban, ahol már komoly hagyományai vannak a radonmérésnek, ezen vizsgálatok célja a veszélyeztetett területek megtalálása volt. Nem fektettek hangsúlyt a statisztikai elemzésre, a magas radonos lakások számának megbecslésére vagy országos eloszlás megadására.

Ezeket a közleményeket a 2. 3. táblázatban foglaltam össze.

A felsoroltak között két olyan közlemény van, amelyben több, mint ezer lakótér éves radonmérését végezték el, és a mérés módjáról, valamint az eredményekről részletesen beszámolnak.

A koreai vizsgálatban 2603 lakás mértek 1999-2000-ben, míg 970-et 2002 és 2004 között (Kim et al., 2005). Az első ciklusban RadTrak, a másodikban pedig magyar gyártmányú Radopot detektort használtak. Mindkét eszköz CR-39 detektorlemez tartalmaz. Az eredményeket területi bontásban közlik. Meglepően (indokolatlanul?) pontosan megadják az aritmetikai és a geometriai átlagot mind a 15 területre. Az országos aritmetikai átlag $53,4 \pm 57,5 \text{ Bq m}^{-3}$; a geometriai átlag pedig $43,3 \pm 1,8 \text{ Bq m}^{-3}$. (Az 1, 8 érték valószínűleg a geometriai standard deviációt jelenti. Ennek a mennyiségnek azonban nincs dimenziója, illetve nem szokás így a geometriai átlag után írni.) Az eredményeket háztípusok szerint is csoportosították. A három csoport: a *hagyományos stílusú* házak, a *modern stílusú* házak, illetve a *lakások* volt. Ezekre a csoportokra csak az aritmetikai átlagot közlik. Az eredmények területi eloszlását térképen adják meg. Állításuk szerint az eredményeik lognormális eloszlást követnek. Ez alapján Dél-Koreában a 200 Bq m^{-3} -t meghaladó radonszintű lakások aránya 1,7 %.

Bochicchio és munkatársai az Olaszországban 1989 és 1998 között végzett radonmérések eredményeit foglalják össze (Bochicchio et al., 2005).

A méréseket LR-115 nyomdetektorral végezték. A mintavétel véletlenszerű volt abban az értelemben, hogy az 50 olasz nagyvárosban (népesség nagyobb, mint 100 ezer fő) véletlenszerű mintaválasztást alkalmaztak, de mindegyikben mértek. A többi mérendő 182 települést véletlenszerűen választották. Az mért házakat 21 régióba csoportosították. A cikkben megadják a mért házak, és a mért települések számát, valamint az aritmetikai átlagot minden régióban. A két fő csoportra (nagyvárosok, kisebb települések) megadják a geometriai átlagot és a geometriai standard deviációt is. Az illesztett lognormális eloszlás segítségével megbecsülik a 150, 200, 400 és 600 Bq m⁻³-t meghaladó radonszintű lakások arányát a két csoportra és az országra. Becslésük alapján Olaszországban a lakások aránya ezen radonszintek felett rendre 7,9 %; 4,1 %; 0,9 % és 0,2 %.

Kendall és munkatársai közleményükben összefoglalják a brit radonprogram fejlődését a kezdetektől napjainkig (Kendall et al., 2005). Bemutatják a korai (70-es, 80-as évek) radonméréseket, az ország radonpolitikájának fejlődését. Ismertetik azokat a mintavételi módokat, amelyeket alkalmaztak: az ország négyzethálós felosztása, geológiai egységek választása, illetve ezek kombinációja. A számos felmérés eredményeit nem részletezik, hanem egy összefoglaló táblázatban megadják, hogy az egyes vizsgálatok hány lakás becsülnek a 200 Bq m⁻³-es cselekvési szint fölé.

2. 3. táblázat Az elmúlt három év lakótéri radonmérései a világban

ország	detektor	mérési idő	minta nagysága	mintavétel	AM	GM	GSD	egyéb	megjegyzés	hivatkozás
Brazília	LR-115	1 évszak	63 ház	reprezentatív	147	115		SD=112,	Rétegezés, med = 113	Da Silva és Yoshimura, 2005
Dél-Korea	RadTrak, Radopot	4x3 hónap	3573 lakás	reprezentatív	53	43	1,8	SD=57,5		Kim et al., 2005
India	LR-115	4x3 hónap	70 ház (17 falu)	véletlen	168-429				falu átlagok	Singh et al., 2004
India	LR-115	4x3 hónap	kb.200 ház		7-191				évszakos átlagok	Ramola, 2005
India	LR-115	1997 -2000	5 államból	összefoglaló	37-66	34-52		32 - 68	államok AM-je	Dwivedi et al., 2005
India	LR-115		105 ház (21 falu)					76 - 146	min. max	Singh et al., 2005a
India	LR-115		68 ház		260-724				települések átlaga	Singh et al., 2005c
India	LR-115	4x3 hónap	111 ház		95-202				falu átlagok	Singh et al., 2005b
India	LR-115	4x3 hónap	68 ház						évszakonként	Ramola et al., 2005
Irak	CR-39	1 évszak	28 ház		44			SD=23		Mansour et al., 2005
Jemen	CR-39	1 év	241 ház (3 régió)	reprezentatív	42			régiók átlaga is		Khayrat et al., 2003
Jordánia	CR-39	3 hónap	kb.500 ház	véletlen				20 - 386	min. max	Kullab. 2005
Jordánia	CR-39	3x3 hónap	21 ház		130-161				évszakos átlagok	Abumurad és Al-Tamimi,2005
Kína	CR-39	4x3 hónap	261 ház		111			18 - 960	min. max	Dyun et al., 2005
Kína	Radon-toron	2x6 hónap	100 ház (10 falu)	véletlen	29					Luo et al., 2005
Kína	CR-39	1 év	295 ház		73			19 - 229	min. max	Yamada et al., 2005
Lengyelo	CR-39	1 év	10 ház						kicsi mintaszám	Karpinska et al., 2004
Mexikó	LR-115	3 hónap	402 ház	véletlen		41-98			zónák átlaga	Franco-Marina, 2003
Mexikó	LR-115	3 hónap	12 helyszín							Cabrera et al, 2005
Norvégia	CR-39	3 hónap	92 ház	geo. házszerk.	204	127			területi eredmények	Sundal és Strand, 2004
Olaszo.	LR-115	2x6 hónap	5631 ház (232 város)	véletlen	70	52	2,1		súlyozott átlagok	Bohicchio et al., 2005
Olaszo.	LR-115		411 ház (2 terület)		57-180	28-100	1,5-2	SD=26 - 137	terület átlagok, pincék	Sesana et al, 2005
Oroszo.	LR-115	1 - 3 hónap	1086 ház (8 terület)							Borisov és Yakovleva, 2005
Spanyo.	Makrofol	3 hónap	56 ház					lakások külön	10 lakás, 46 munkahely	Baixeras et al., 2005
Spanyo.			4344 lakótér		45		2,9	radontérkép is	összefoglaló munka	Sesana et al., 2005
SzArábia	CR-39	1 év	269 ház(4 település)		30	24,5	1,8	SD=20	adatok településenként	Al-Jarallah et al., 2003
Thaiföld	CR-39	186-99-36 nap	188+50+25 ház		21-52				terület átlagok	Wanabongse et al, 2005
Töröko.	CR-39	3 hónap	6 terület					73 - 134	terület átlagok	Yarar et al, 2005

2. 5. Radontérképek

Néhány országban napjainkra annyi mérési eredmény gyűlt össze, amelynek segítségével az ország radontérképét el tudták készíteni. Az európai országok eredményeit a *Radon Mapping European Forum* foglalta össze (<http://radonmapping.jrc.it>). Összesen 22 európai országban vizsgáltak ezernél több lakóteret. Közülük 19-ben készítették el az ország radontérképét. Európán kívül Dél-Koreáról és az USA-ról közöltek radontérképeket.

A radontérképek két csoportba oszthatóak aszerint, hogy mit ábrázolnak rajtuk. Egyes országokban területenként vették a mért radonszintek aritmetikai átlagát, és azt jelölték, hogy az egyes területek átlaga melyik intervallumba esik. Másik eljárás az volt, hogy a mért radonszinteket felhasználva matematikai statisztikai módszerekkel területenként megbecsülték, hogy a lakások hány százaléka várható az adott ország cselekvési szintje fölé. A térképen azt jelölték, hogy a becsült százalékok mely intervallumokba esnek. Az egyes országok radontérképeinek tulajdonságait a 2. 4. táblázat tartalmazza. Néhány ország esetén a hivatkozott cikk nem tartalmazza magát a radontérképet, az csak a korábban említett <http://radonmapping.jrc.it> oldalon található.

2. 4. táblázat A közölt radontérképek jellemzői. Az A a radonszintet jelöli; A^a : 200 Bqm⁻³, A^b : más radonszintek.

ország	mért házak	detektor típusa	radontérkép	megjegyzés	hivatkozások
Ausztria	16069	E-perm, aktív szén, nyomdetektor	területi átlag	standard házak*	Friedmann, 2005
Belgium	9000	Makrofol SSNTD	% A^b fölött		nincs cikk**
Csehország	150000	LR-115	területi átlag		nincs cikk**
Dánia	3120	CR-39	% A^a fölött		Andersen et al., 2001
Finnország	3074	Makrofol	területi átlag, % A^b fölött	térképen cikkben	Arvela, 2002 Weltner et al., 2002
Franciao.	12261	LR-115	területi átlag		Baysson et al., 2003 Billon et al., 2005
Németo.	> 50000	Makrofol	% A^a fölött		Lehmann et al., 2002
Magyaro.	15602	CR-39	% A^a fölött		Hámori et al., 2006
Nagy-Britannia	~450000	CR-39	% A^a fölött		Kendall et al., 2005
Írország	11319	CR-39	% A^a fölött		Fennell et al., 2002
Olaszo.	5631	LR-115	területi átlag		Bochicchio et al., 2005
Luxemburg	2619	Makrofol	területi átlag		nincs cikk**
Norvégia	51925	CR-39	% A^a fölött		nincs cikk**
Lengyelo.	4098	CR-39 LR-115 charcoal	területi átlag		nincs cikk**
Portugália	3317	LR-115	területi átlag		Faisca et al., 1992
Szlovákia	4019	CR-39	speciális	effektív dózis	nincs cikk**
Dél-Korea	3573	CR-39	területi átlag		Kim et al., 2005
Spanyolo.	5600	SSNTD	területi átlag		Ponceta et al., 2004
Svédó.	~500000	CR-39	speciális	rakkockázat	Akerblom, 1997
Svájc	~55000	SSNTD	területi átlag		nincs cikk**
USA			területi átlag		www.epa.gov/radon

* Standard ház: Nem természetes kőből épült, nem szimpla ablakos családi ház földszinti nappali szobája, amely alatt nincs (vagy csak részben van) pince. A házban két felnőtt és maximum két gyermek lakik.

** Nincs összefoglaló cikk, csak területenként van cikk, vagy az összefoglaló csak reportban vagy proceedingsben jelent meg.

2. 6. Magyarországi radonmérések

2. 6. 1. Lakótéri országos radonmérések

Magyarországon Tóth Árpád már az 1970-es években végzett lakótéri radonvizsgálatokat (Tóth, 1972; Tóth, 1977).

Az ATOMKI munkatársai a radont és bomlástermékeit mérték nyomdetektorral lakószobákban (Paripás et al., 1987). Később miskolci lakásokat vizsgáltak (Hakl és Lénárt, 1995). Kelet-Magyarországon a mért radonértékeket a radon-tüdőrák összefüggés vizsgálatára is felhasználták (Déri et al., 1992). A Mátraderecskén végzett méréseik eredményéről 1994-ben számoltak be (Vásárhelyi et al., 1994).

1985 és 87 között az ATOMKI és az OSSKI közösen végzett lakótéri radonmérést 122 házban (Somogyi et al., 1989). A vizsgált házakban 2,5 éven keresztül mérték 3 hónapos ciklusokban pohárba ragasztott LR-115 nyomdetektorral. A kapott összes (1220) eredmény aritmetikai átlaga $55,2 \text{ Bq m}^{-3}$, mediánja pedig $42,1 \text{ Bq m}^{-3}$ volt. A mért értékeket külön megvizsgálták téglá-, illetve vályogházakra bontva, és azt tapasztalták, hogy a vályog-házakban a radon aktivitáskoncentrációk értéke nagyobb. A téglaházak eredményeit tovább bontották emeleti- és földszinti lakásokra. Ismét jelentős eltérést kaptak. Az emeleti lakások radonszintje kisebb volt, sőt nem találtak olyan emeleti lakást, amely radonszintje bármelyik évszakban elérte volna a 100 Bq m^{-3} -t. Vizsgálták a radon aktivitáskoncentrációk évszakos változásait is. 1986/87 telén a szokatlanul nagy hideg miatt kiugróan nagy átlagértéket tapasztaltak.

Később az OSSKI egyedül is mért lakótéri radon aktivitáskoncentrációt (Nikl, 1996). A méréseket E-perm elektrétkamrával végezték 1993 és 1994 decembere között. Összesen ezer lakótérbe osztottak ki detektort, ezek közül 998 eredményét tartalmazza a közlemény. A szerző megemlíti, hogy a kapott eredmények eloszlása lognormális eloszlásúnak tűnik, kivéve a magasabb értékeknél. A vizsgált lakások 16 %-a volt 200 Bq m^{-3} -t, míg 1,5 %-a 600 Bq m^{-3} -t meghaladó radonszintű. A radonszintek aritmetikai átlaga 128 Bq m^{-3} , a populációval súlyozott átlaga 107 Bq m^{-3} volt. A földszinti téglá- illetve vályogházak eredményei közel egyenlőnek adódtak, míg az emeleti lakások (akár téglá, akár panel) jelentősen kisebb radonszintet adtak.

A RAD Labor 1992-ben kezdte meg a munkáját Mátraderecskén, 1994 óta pedig folyamatosan országszerte méri a lakótéri radonszinteket. Az első mérési évben Mátraderecskén összesen 484 lakásban határozták meg a radonszintet (Tóth, 1994). 1992 júliusától 1993 júniusáig mind a négy évszakban végeztek méréseket. A legkisebb értékeket nyáron, míg a legnagyobbakat ősszel mérték. Az éves átlagok mediánja 171 Bq m^{-3} , aritmetikai átlaga 206 Bq m^{-3} volt.

A RAD Labor országos vizsgálatának első komolyabb beszámolója 1999-ben készült az első öt év eredményeiről (Tóth, 1999). Ebben 351 település 11 556 lakóterének radonszintjéről számoltak be. Az eredmények aritmetikai átlaga 140 Bq m^{-3} , mediánja pedig 105 Bq m^{-3} volt. Az eredményeket megyei és népességnagyság szerint is csoportosították, és meghatározták a csoportok radonszintjeinek súlyozott átlagát. Külön megvizsgálták a 10 ezer főnél kisebb településekre, hogy megyénként hány lakás várható adott radonszintek fölé.

2004-ben jelent meg az 1994 és 2004 között végzett mérések eredményeinek összefoglalója (Hámori et al., 2004). Ebben már 424 település 15 277 földszinti lakásának radonszintjeiről számoltunk be. Az eredményeket ezúttal a népességnagyság mellett nem megyénként, hanem tájegységenként csoportosítottuk. A tájegységeket geológiai szempontok alapján úgy választottuk, hogy azokban a mért radonszintek lognormális eloszlást kövessenek (3. 3. 2. fejezet). Ezen eloszlások segítségével megbecsültük, hogy tájegységenként, illetve Magyarországon hány lakás radonszintje halad meg különböző határértékeket. A 400 Bq m^{-3} -t meghaladó radonszintű lakások várható száma 26 ezer. Nemzetközi metaanalízisek radonrákkockázat eredményei alapján megbecsültük, hogy hazánkban évente hány tüdőrák-haláleset tulajdonítható a magas radonnak.

A RAD Labor országos radonméréseinek eredményeiről 2006-ban két közleményben is beszámoltunk. Az egyikben elsősorban az eredményeket (Hámori et al., 2006a), a másikban pedig az eredmények kiértékelésének módját mutattuk be (Hámori et al., 2006b).

A RAD Labor radonmérési módszereiről és eredményeiről a további fejezetekben részletesen lesz szó.

Hazánkban az említett felméréseken kívül az elmúlt 15 évben elsősorban a KFKI, az ATOMKI, az ELTE Atomfizikai Tanszéke, a KFKI, Az OSSKI és a Veszprémi Egyetem Radiokémia Tanszéke végzett radonnal kapcsolatos kutatásokat. Ezek a kutatóintézetek nem országos felmérés készítésére koncentráltak. Kutatási területeik a lakótéri lokális radonanomáliák feltérképezése; barlangok, gyógyfürdők radonmérése; vizek radontartalmának meghatározása; a lakótéri radonszintek időbeli változásainak vizsgálata; valamint a nyomdetektoros mérés technika; modellezés voltak.

2. 6. 2. Lakótéri lokális anomáliák

A RAD Labor a radon és a szén-dioxid mennyiségét mérte Mátraderecske csatornáiban (Papp és Tóth, 1997).

A Veszprémi Egyetem elsősorban a Dunántúli középhegység azon területeire fókuszált, ahol fennállt annak a lehetősége, hogy az építkezéshez használt kohósalakok radioaktív anyagokban dúsultak (Somlai et al., 1996). Vizsgálták a térség iskolaépületeit (Somlai et al., 1997a), Ajka (Somlai et al., 1997b) és Tatabánya város épületeit (Somlai et al., 1998; Németh et al., 2000). Később a vizsgálatot kiterjesztették más környező városokra is, mint például Várpalota (Németh és Tokonami, 2004; Somlai et al., 2005).

Szintén a Veszprémi Egyetem munkatársai vizsgálták a bezárt, kővágószőlősi uránbányára épült lakások radon aktivitáskoncentrációit (Gorjánác et al., 2006).

2. 6. 3. Radon a barlangokban és a fürdőkben

Az ATOMKI munkatársai több barlangban vizsgálták a radon aktivitáskoncentrációját, illetve a radon transzportját (Hakl et al., 1997a). Ezen kutatásokról elsősorban konferenciákon számoltak be. Hasonló vizsgálatokban külföldön is résztvettek (Hakl et al., 1999; Vaupotic et al., 2001). Később a mátradereskei száraz szén-dioxidfürdő (mofetta) helyiségeinek radon aktivitáskoncentrációját mérték (Csige et al., 2002).

Az OSSKI munkatársai a Rudas fürdő helyiségeinek radon aktivitáskoncentrációját mérték (Szerbin et al., 1994). Később a hévízi tó vizének radioizotóp összetételét határozták meg (Szerbin et al., 1997).

A Veszprémi Egyetem munkatársai föld alatti munkahelyeken vizsgálták a radontól eredő sugárterhelés nagyságát (Kávási et al., 2003a). Külön felmérésben tanulmányozták a tapolcai kórházbarlangot (Kávási et al., 2003b).

2. 6. 4. Vizek radontartalmának meghatározása

Ebben a témakörben is az ATOMKI járt elől kutatásaival. Hakl és munkatársai karsztvizek és barlangok radontartalmát mérte nyomdetektoros eljárással (Hakl et al., 1992). Csige és munkatársai a radon transzportját vizsgálták ázott kútban (Csige et al., 1995). Hakl és munkatársai több ízben is nyomdetektoros eljárást használt vizek radon- és rádiumtartalmának meghatározására (Hakl et al., 1996; Hakl et al., 1997b). A kutatásokban a Veszprémi Egyetem munkatársai is résztvettek. Vásárhelyi és társai szintén nyomdetektort használtak talajgázok és forrásvizek radontartalmának mérésére (Vásárhelyi et al., 1997). Baradács és társai geotermális és palackozott ásványvizek rádiumtartalmát mérte (Baradács et al., 2001). 2002-ben nyomdetektoros eljárással felszínalatti vizek radon- és rádiumtartalmát mérték (Baradács et al., 2002a).

Az OSSKI munkatársai ivóvizek természetes radioaktivitását vizsgálták (Szerbin és Köteles, 1999).

A KFKI és az ELTE Atomfizikai Tanszékének dolgozói a talajvizek radon aktivitáskoncentrációinak változását vizsgálták Észak-kelet Magyarországon (Kasztovszky et al., 2000).

A Veszprémi Egyetemen a Balaton-felvidék forrásvizeinek radon- és rádiumtartalmát vizsgálták (Kovács et al., 2003).

A RAD Labor az OSSKI-val együttműködve vizsgálta a vizek természetes radio-aktivitását (Kasztovszky et al., 1996).

Az ELTE Atomfizikai Tanszékén A Mórági Rög forrásvizeinek és fűrt kútjainak radon aktivitáskoncentrációját mérték és a mentesítés lehetőségeit vizsgálták (Horváth, 1999).

2. 6. 5. A radonanomáliák okainak geológiai vizsgálata

Az ELTE Kőzettani és Geokémiai Tanszékén – a RAD Labor mérései alapján kiválasztott területeken – 1998 óta folynak geológiai kutatások a radonanomáliák lehetséges okainak és a potenciális forrásásványoknak a feltárására (Nagyné et al., 2000; Burján et al., 2002; Barabás et al., 2003).

2. 6. 6. Radon időbeli változásai

A KFKI munkatársai a lakótéri radon retrospektív vizsgálatát végezték Mátraderecske egyes lakásaiban (Pálfalvi et al., 1995). A lakóktól elkért képűvegeket kiértékelték és összehasonlították a RAD Labor első éves méréseinek az eredményével. (A RAD Labor eredményeit hivatkozás, illetve engedélykérés nélkül közölték, és használták fel.) Később a RAD Labor ellenőrizte, hogy a vizsgált képűvegek valóban ugyanabból a szobából származnak-e, ahol a lakótéri radonmérés is történt, illetve az üveglapok életkorát is pontosították a lakókkal való beszélgetések során. A pontosítások eredményeiről a Fizikai Szemlében 1994-ben számoltak be (Tóth, 1994).

A RAD Labor a lakótéri radonszintek hosszútávú és évről-évre történő változásait is vizsgálta olyan házakban, ahol több éven keresztül zajlottak a mérések (Tóth et al., 1998; Papp et al., 2001). Korrelációt kerestek a szoba levegőjének radon aktivitáskoncentrációja, valamint a légnyomás, a csapadékmennyiség, és a fagyos napok száma között. Azt tapasztalták, hogy az adott évszakban a radon aktivitáskoncentrációja annál magasabb, minél több az alacsony légnyomású illetve a fagyos napok száma.

A hosszútávú tendenciák azt mutatták, hogy a radonszintek emelkednek az évek során. Szerintük a jelenség egyik lehetséges oka az olajválság következtében használt egyre jobb szigetelések. Másik ok a légkör szén-

dioxidtartalmának jelentős megnövekedése, és az emiatt bekövetkező globális felmelegedés lehet.

2. 6. 7. Méréstechnika, modellezés

Méréstechnikával leginkább az ATOMKI foglalkozott Magyarországon.

Csige a CR-39 nyomdetektorok érzékenységét vizsgálta, és rájött arra, hogy az érzékenység növelhető, ha a detektorokat szén-dioxiddal kezeli (Csige, 1997). Lakatos és munkatársai a radon diffúzióját vizsgálták emulzióval telített porózus közegben (Lakatos et al., 1997). Csige és Csegzi a Radamon elnevezésű detektor alkalmazhatóságát vizsgálta (Csige és Csegzi, 2001). Hunyadi és munkatársai a vizek radon- és rádiumtartalmának meghatározására szolgáló nyomdetektoros eljárás kalibrációs tényezőjének hőmérséklet-függését vizsgálta (Hunyadi et al., 1999). Baradács és munkatársai pedig szintén egy nyomdetektoros eljárást kalibrált vízminták radon- és rádiumtartalmának meghatározására (Baradács et al., 2002b).

Csige modellezte a radon transzportját egy általa jól definiált referenciaház esetén, és kidolgozott egy eljárást, amelynek segítségével megbecsülhető egy újonnan építendő ház várható radonszintje (Csige, 1998).

2. 6. 8. Radonmérés az oktatásban

A nukleáris kultúra terjesztését a nyomdetektorok vizsgálatával és alkalmazásaival Magyarországon a DE TTK Kísérleti Fizikai Tanszékén a 60-as években kezdték el, amelyhez később az ATOMKI kutatói is csatlakoztak, főleg a radonméréseken keresztül. Nyomdetektoros radonméréssel kapcsolatos doktori témákat írtak ki fizikusoknak és fizikatanároknak. Kutatómunkájukban a tanárok a diákjaikkal együtt országszerte végeztek radonméréseket (például Matula és Pataki, 1990). Ebben a programban vett részt többek között Dr. Boros Dezső és Dr. Nagy Mihály is.

A RAD Labor szintén fontosnak tartja a nukleáris kultúra terjesztését (1. 2. fejezet). Ezért törekszik minél több fiatal bevonni a radonmérésbe. Néhány tehetségesebb, szorgalmasabb középiskolai diák pályázatokban is megjelentette kutatómunkája eredményét (Kuczi, 1994; Cziegler, 1998). Mások előadások megírásában vettek részt a kutatókkal közösen (Tóth et al., 1994).

2. 7. Lognormális eloszlás

Már a lakótéri radonfelmérések korai szakaszában felmerült az igény arra, hogy a mért lakások adatainak segítségével becslést lehessen adni a terület

többi, nem mért lakásának radonszintjére. Ez úgy tehető meg, hogy a mért lakások radonszintjeinek eloszlását a vizsgált terület összes lakására alkalmazzuk. Ezen eljárás egyik legfontosabb lépése, hogy ismert legyen az az eloszlásfüggvény, amely jól illeszkedik a mért adatok eloszlására. Tapasztalati tény, hogy a lakások mért radonszint szerinti eloszlására a nem szimmetrikus, ún. hosszúfarkú, közülük is általában a lognormális eloszlás illeszkedik a legjobban.

Nero és munkatársai a már említett 817 radonszint eredményre háromféle eloszlást is illesztett (Nero et al., 1986). A Weibull-eloszlás csak a magas, 200 Bq m^{-3} fölötti tartományban illeszkedett a mért eredményekre. A Gauss-eloszlás függvénymenete már jobban követi a mért eredmények eloszlását, de a legalacsonyabb tartományokban alá-, míg 50 és 150 Bq m^{-3} között fölébecsül. A lognormális eloszlást azonban nagyon jól tudták illeszteni az adatokra. Az illeszkedést χ^2 -próbával vizsgálták. Ez a legjobban illeszkedő lognormális eloszlás is azonban a hosszú farknál, azaz a 200 Bq m^{-3} -t meghaladó tartományban némileg alábecsül.

Ennek ellenére Nero csoportja későbbi munkáiban is a lognormális illesztés módszerét alkalmazza (Nero et al., 1994). Logaritmikuskálán ábrázolják az eredményeket, és regresszióanalízist alkalmaznak illeszkedésvizsgálatra.

Más amerikai szerzők épp Nerora hivatkozva alkalmazzák a lognormális modellt iskolákban végzett felmérésükben (Zhou et al., 1998). Nem utalnak semmilyen hipotézistesztre vagy illeszkedésvizsgálatra, mindössze annyit jegyeznek meg, hogy az illesztett lognormális eloszlás jól egyezik a mérési pontokkal.

Az Egyesült Államokban más szerzők is azt találták, hogy úgy tűnik, a mért radonszintek eloszlása jól közelíthető lognormális eloszlással (White et al., 1992). Hipotézistesztről, amellyel a lognormális modell alkalmazhatóságát vizsgálták, nem tesznek említést. Ők is megjegyzik azonban, hogy ez az illesztett eloszlás alábecsüli a valós eredményeket a magas tartományokban. Utalnak is több olyan szerzőre, akik elfogadják a lognormális illesztés alkalmazhatóságát, és néhány olyanra is, akik az eloszlás farkánál történő alulbecslést hangsúlyozzák.

Gunby és munkatársai azon kutatók közé tartoznak, akik hisznek a lognormális modellben. Erre utal a Nagy-Britanniában végzett radonfelmérésükről írt cikkük (Gunby et al., 1993). A mért eredményeikre nem volt jól illeszthető a lognormális eloszlás, mert az illesztett adatok jelentősen eltértek a valódiaktól a magasabb tartományokban. Így minden eredményből levonták a külső levegő radon aktivitáskoncentrációjának általuk vélt értékét, 4 Bq m^{-3} -t. Ezzel elérték azt, hogy az illesztett görbe a farkánál is az ábrájukon jól látható módon illeszkedett a mérési pontokra.

Arról azonban, hogy milyen hipotézistesztel vizsgálták az illesztés helyességét, nem beszéltek.

Miles nem elégszik meg azzal, hogy a tapasztalat azt mutatja, hogy a mért lakótéri radonszintek nagyon gyakran jól approximálhatóak lognormális eloszlással. Magyarozatot keres a jelenségre. Egyik cikkében azt írja, hogy az épületek radonszintjei gyakran követnek lognormális eloszlást, akár egy egész országot, akár egy kis területet veszünk figyelembe. Szerinte a jelenség okát statisztikai megfontolások segítségével lehet megérteni (Miles, 1998a).

Egy másik cikkében (Miles, 1998b) azt írja:

A lakótéri radon aktivitáskoncentráció a következő módon írható fel:

$$R_{\text{belső}} = R_{\text{külső}} + A \times B \times C \dots,$$

ahol $R_{\text{belső}}$ a lakótéri, $R_{\text{külső}}$ a külső levegő radon aktivitáskoncentrációja, A , B , C , ... pedig a befolyásoló tényezőket jelölik. Ilyen tényezők például a talaj rádiumtartalma, a talaj porozitása, a nyomásviszonyok az épületben, vagy az épület szellőzése. Az egyenlet átalakítása után a következő összefüggéshez jutunk:

$$\ln(R_{\text{belső}} - R_{\text{külső}}) = \ln A + \ln B + \ln C + \dots$$

Megmutatható, hogy ha egy változó sok, független, azonos eloszlású változó *összegétől* függ, akkor az normál eloszlást követ. Ennek megfelelően a lakótéri radon aktivitáskoncentráció logaritmus – Miles szerint – normális eloszlást követ. Így elmondható, hogy maga a radon aktivitáskoncentráció pedig lognormális eloszlást követ. A gondolat-menethez természetesen hozzátartozik, és ezt Miles is rögzíti, hogy nem lehet egyértelműen bizonyítani, hogy a lakótéri radonértéket befolyásoló tényezők függetlenek, szorzódnak, illetve azonos eloszlást követnek.

Miles és munkatársai legutóbbi cikkükben is alkalmazzák a lognormális modellt (Miles és Appleton, 2005). A felmérésben a négyzethálós és a geográfiai felosztást kombinálták. Mindkét felosztás esetén a lognormális modellt alkalmazták, hogy megbecsüljék a cselekvési szint fölött lévő házak arányát. De korábbi cikkeihez képest lényegesen kisebb figyelmet szentelnek a lognormalitásnak, és hangsúlyozzák, hogy a lakóterek eloszlásának feltérképezéséhez a legjobb eljárás: minél több lakótér radonszintjének mérése.

Egy csehországi felmérés kapcsán Thomas és munkatársai megvizsgálták a lognormális modell eredményeikre való alkalmazhatóságát (Thomas et al., 2002). Szigorú statisztikai tesztek alapján azt állították, hogy az adathalmazok több, mint 40%-a nem teljesíti a lognormális eloszlás kritériumait. Arról nem esik szó, hogy melyek voltak ezek a statisztikai

tesztek. Az eredményeik tehát azt mutatják, hogy a lognormális modell feltételezése, és ennek alapján a cselekvési szintet meghaladó házak becsült száma nem szükségszerűen tükrözi a valóságot.

Annak ellenére, hogy a lognormális modell alkalmazhatósága a lakótéri radonszint-felmérésekben a mai napig sincs egyértelműen bizonyítva, nagyon sok felmérésben ezt alkalmazzák adott radonszint fölött lévő házak számának becsülésére. Sok esetben azonban nem beszélnek semmiféle illeszkedés-vizsgálatról, vagy hipotézistesztről.

Az 1. 4. fejezetben említett közlemények közül ilyenek Da Silva és Yoshimura brazíliai felmérése (Da Silva és Yoshimura, 2005), Kim és munkatársai koreai vizsgálata (Kim et al., 2005), Diyun és társai kínai tudósítása (Diyun et al., 2005), Bochicchioék olaszországi cikke (Bochicchio et al., 2005), Cabrera és munkatársai mexikói mérése (Cabrera et al., 2005), Al-Jarallah és csoportja szaúd-arábiai (Al-Jarallah et al., 2003), valamint Sundal és Strand Norvégiában végzett vizsgálata (Sundal és Strand, 2004).

Da Silva és Yoshimura megadták egy ábrán a mért eredmények eloszlását, valamint a rájuk illesztett lognormális eloszlást. Ez alapján azt írták, hogy a lognormális illesztés jó egyezést produkál az adatok eloszlásával. Kim és társai mindössze annyit említettek, hogy a beltéri radon aktivitáskoncentrációk lognormális eloszlást mutatnak. Nem közöltek sem ábrát, sem általuk alkalmazott hipotézistesztet. Diyunék egy ábrán bemutatták eredményeik eloszlását, de nem rajzolták be a legjobban illeszkedő lognormális eloszlást. Erre az ábrára hivatkozva azt írták, hogy a radon aktivitáskoncentrációk eloszlása lognormális eloszlásúnak látszik. Az olasz felmérés szerzői sem utaltak hipotézistesztre, de mindenképpen fontos észrevételük, hogy az eredményekből számított GM és GSD értékek segítségével illesztett lognormális eloszlás magas radonszinteken alábecsült a kapott eredményeknek. Mexikóban Cabrera és munkatársai azokon a területeken, ahol volt elegendő adat a statisztikai elemzéshez az eredményekre normális vagy lognormális eloszlást illesztettek. Ők megadták azokat a szignifikanciaszinteket, amelyeket a különböző illesztésekhez alkalmaztak. Al-Jarallahék megadják a mért lakóterek eloszlását, és azt írják, hogy az lognormális eloszlásúnak látszik. Sundal és Strand szintén csak annyit írt, hogy az eredmények lognormális eloszlást mutatnak.

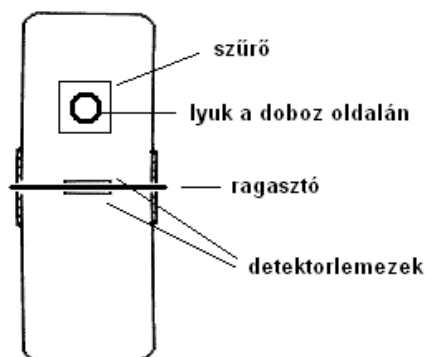
Kanadában Levesque és munkatársai a lakótéri radonszintek házszerkezettől és geológiától való függését vizsgálta (Levesque et al., 1997). Ők is megemlítik, hogy mind a téli, mind a nyári, mind az éves átlagértékek lognormális eloszlást követnek, és a cikk stílusából lehet arra következtetni, hogy elmélyült matematikai statisztikai tudásuk alapján több hipotézistesztet is alkalmaztak.

2. 8. Toron méréstechnikák

A leggyakrabban alkalmazott toron méréstechnikák két fő csoportra oszthatók: aktív, ionizációs kamrával, illetve passzív, nyomdetektorral történő mérés. Az ionizációs kamrás berendezések közül a RAD7, és a Pylon AB-5 nevű eszközöket gyakran alkalmazzák toronmérésre (Németh et al., 2005; Tuccimei et al., 2006).

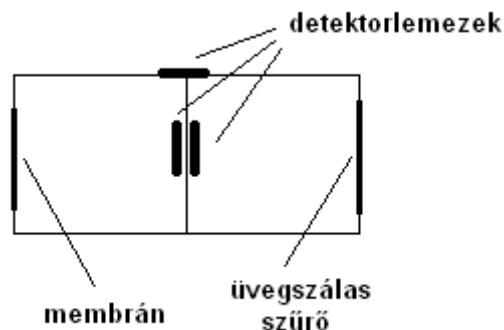
A nyomdetektoros méréstechnika sokkal elterjedtebb a toronmérésekben. A módszer lényege, hogy egyszerre több detektorlemez sugároznak be olyan elrendezésben, hogy némelyik csak a radont, némelyik pedig a radont és a toront együtt detektálja. A kapott nyomsűrűségekből kiszámítható mind a radon, mind a toron aktivitáskoncentrációja. A különböző detektor-összeállítások az elrendezés módjában, illetve a detektorlemezek számában különböznek.

Zhuo és munkatársai olyan elrendezést használtak, amely két, hagyományos, általunk is használt detektorból áll (Zhuo et al., 2002). A hagyományos detektor rajza és képe a 3. 2. és a 3. 4. ábrán látható. A két detektordoboz közül az egyik oldalán szűrővel lezárt lyukakat alakítottak ki. A két detektort egymással szembefordítva, a csavaros kupakjuknál fogva összeragasztották (2. 6. ábra). A lyukas a radon és a toron együttes aktivitáskoncentrációját mérte, míg a hagyományos doboz csak a radonét.



2. 6. ábra A toronmérésekhez használt detektorelrendezés

Nagyon sok felmérésben az ún. ikerkamrás elrendezést használják (2. 7. ábra). A detektor összesen három detektorlemez tartalmaz. Egyet a dobozon kívül, egyet egy szűrővel, egyet pedig egy membránnal ellátott térrészben. A csupaszon besugárzott detektorlemez a radont, a toront és azok bomlástermékeit is detektálja. A filter átengedi a toront, míg a membrán nem, így a szűrő mögött elhelyezett detektorlemez a toront és a radont is méri. A membrán mögött lévő detektorlemez csak a radont detektálja.



2. 7. ábra Az ikerkamrás detektor-elrendezés

Magyarországon a Radosys Kft. is kifejlesztett egy toronmérésre alkalmas detektorelrendezést. Ezt Tokonami és munkatársai Japánban kalibrálták (Tokonami et al., 2005) saját toronkamrájukban (Tokonami et al., 2001). Magunk is ezt a detektort használtuk a lakótéri toronméréseinkben. Erről a detektorelrendezésről részletesebben a 3. 2. 2. fejezetben lesz szó.

Az elmúlt néhány évben végzett lakótéri toronmérésekben a fent ismertetett nyomdetek-toros technikák valamelyikét használták.

Különböző területek lakótéri toronméréseiről az utóbbi években elsősorban Indiából számolnak be. Mindegyik vizsgálatban az ikerkamrás detektorelrendezést használták (Virk és Sharma, 2000; Dwivedi et al., 2001; Deka et al., 2003; Reddy et al., 2004; Ramachandran et al., 2005; Ramola, 2005; Dwivedi et al., 2005).

A kínai kutatók japán kollégáikkal együttműködve mérték a toront Kínában 1 éven keresztül (Yamada et al., 2005).

Yonehara és munkatársai pedig Japánban végeztek méréseket az előbb említett, általuk kalibrált, magyar gyártmányú detektorokkal (Yonehara et al., 2005).

Az Egyesült Államokban négy különálló kamrát tartalmazó elrendezést használtak. A kamrákba CR-39 nyomdetektort helyeztek el. Két kamrában a detektorlemez csak a toront, míg a másik kettőben a radont és toront együtt mérte (Harley et al., 2005).

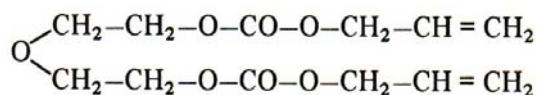
A 70-es évek végén Marokkóban a Magas-Atlaszban Csikai Gyula irányításával szisztematikus vizsgálatok kezdődtek urán lelőhelyek kimutatására hálószerűen elhelyezett LR-115 detektorokkal. A toron és radon szétválasztását a pohár szájára helyezett 50 µm vastag polietilén fóliával oldották meg. A vizsgálatok alapján hét kiterjedt rétegben kitermelésre alkalmas uránlerakódást észleltek (Lferde et al., 1981).

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3. 1. Lakótéri radonmérés

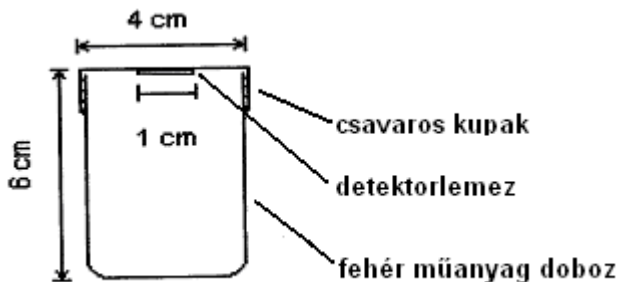
3. 1. 1. Nyomdetektoraink anyaga, geometriája

A RAD Labor által használt detektorlemezek CR-39 műanyagból készülnek. Ezt az anyagot Cartwright és munkatársai fejlesztették ki az 1970-es évek második felében (Nikezic és Yu, 2004). A CR-39 poliallil-diglikol-karbonát alapú, átlátszó műanyag (Cassou és Benton, 1978). Sűrűsége $1,3 \text{ g/cm}^3$. Szerkezeti képlete a 3. 1. ábrán látható.



3. 1. ábra A CR-39 szerkezeti képlete (Forrás: <http://www.tasl.co.uk/tastrak.htm>)

A méretre szabott detektorlemezeket 2000-ig Angliából (Didcot, Chilton), utána 2004-ig a Radosys Kft.-től (Budapest) vásároltuk és magunk ragasztottuk az antisztatikus mosószerrel megtisztított dobozba. Detektorlemezünk területe $1 \text{ cm} \times 1 \text{ cm}$, ellentétben például az NRPB-vel, akik általában $1 \text{ inch} \times 1 \text{ inch}$ méretű detektorlemezeket alkalmaznak. Detektorelrendezésünk a 3. 2. ábrán látható.



3. 2. ábra A RAD Laborban 2004-ig használt detektorelrendezés.

Korábbi vizsgálatok szerint a doboz belsejében kb. 2 óra alatt alakul ki a környezettel megegyező radon aktivitáskoncentráció.

A 2004/05 mérési év óta az RSF nevű detektorok már összeszerelve érkeznek hozzánk a Radosys Kft.-től. A dobozok alakja és anyaga más, mint a korábban használt dobozainké, amint ezt a 3. 20. ábra szemlélteti.

3. 1. 2. A mérendő házak kiválasztása

A RAD Labor 1992-ben mátraderecskei lakóházak felmérésével kezdte működését. Az országszerte végzett lakótéri radonmérések 1994-ben indultak. A vizsgálatokra az iskolák általában maguk jelentkeztek az érdeklődő fizikatanárok kezdeményezésére. Egyes tájegységeken a néhány településen elvégzett mérések eredményei alapján érdemesnek láttuk a vizsgálat kiterjesztését a térség többi településére is. Ilyen terület például a 2005/06-os idényben felmért Börzsöny-Cserhát vagy a korábbi évekből a Sajó-Hernád-völgy és a Mórággyi Rög.

A tanárok általában négy fórumon hallhatnak, hallhattak a mérésről. Olvashatják cikkeinket, amelyekben leírjuk, hogy iskolák, tanárok segítségével mérünk. Beszélgetések során hallhatnak a felmérésről egy, abban már érintett tanárkollégájától. A múltban többször bemutatkoztunk az Általános Iskolai Fizikai Tanári Ankétokon is. Ma már honlapunkon is tájékozódhatnak, sőt a jelentkezés módját is megtalálhatják az érdeklődők.

Szinte minden új település estében még a mérések elkezdése előtt (szeptemberben) a résztvevő tanárokat, diákokat egy ismeretterjesztő előadás keretében tájékoztatjuk a radonmérés fontosságáról, a mérés folyamatáról, elvéről és az esetleges mentesítési lehetőségekről, valamint arról, hogy nekik mi lesz a feladatuk. Így azok az emberek, akik megengedték, hogy náluk mérések folyjanak, és hazavitték a detektorokat, képet kaptak a nyomdetektoros mérés technikáról, valamint némi nukleáris kultúra is eljutott hozzájuk. Ezekre az előadásokra általában a labormunkában is résztvevő tanítványainkkal mentünk, az előadásokat közösen tartottuk.

Azt, hogy egy adott településen mennyi detektort osztottunk ki a helyi tanárral közösen, de hogy a településen mely házakat mértük, szinte minden esetben a tanár döntötte el.

3. 1. 3. A radonmérés éves menetrendje

A mérendő települések listája, és a településenként szükséges detektorok száma az előző évi mérés végén nagyjából kialakult. Azok a tanárok, akik a jövőben is szeretnének a vizsgálatban résztvenni, az utoljára visszaküldött detektorokkal együtt jelezheték nekünk, hogy hány detektorral mérnének jövőre. Az új települések jelentkezése általában a Tanári Ankéttal zárult, de elfogadtunk jelentkezéseket addig, amíg a szükséges detektorokat meg nem rendeltük.

A detektorrendelés legalább a következő kiosztás előtt hat héttel történt, azaz idénykezdetkor legkésőbb július elején-közepén. Minden megrendeléskor megadtuk, hogy mennyi detektorlemezre van szükségünk, és a

detektorok sorszámát, amelyet a gyártás során gravíroztak a lemez alsó részébe.

Az éves mérési menetrend augusztus közepén indult. Ekkor a megérkezett detektorlemezeket dobozokba ragasztottuk, majd településenként becsomagoltuk. A mérésekben már korábban is résztvett településekre a detektorokat postai úton jutattuk el szeptember elején. Az új településekre a detektorokat legtöbbször személyesen vittük el, összekötve az ismeretterjesztő előadással. Ahol igény volt rá, ott az előadás után a detektorok kiosztásában is segédkeztünk. A legtöbb helyen azonban ezt a kiosztás az érintett település kapcsolattartó tanára diákjaival már önállóan végezte.

Októberben visszaérkeztek hozzánk a kiosztólapok, amelyeken a tanárok feltüntették a vizsgált lakás címét, a szoba azonosítóját (pl. szülő háló, vagy gyerekszoba), a kirakott detektor sorszámát, valamint a kiosztás idejét. Ezeket az adatokat bevittük az adatbázisunkba. Szintén október folyamán megrendeltük a téli időszakra szükséges detektorlemezeket.

November végén összeszereltük a téli detektorokat és – most már szinte minden településre – postán küldtük el őket. A tanárok kicserélték ezeket az őszi detektorokkal, majd a beszedett detektorokat a cserelapokkal együtt visszaküldték hozzánk. A cserelapon feltüntették az újonnan kiosztott detektorok sorszámát, és a csere dátumát minden vizsgált lakásra. Mi az őszi detektorokat kiértékeljük, és meghatároztuk a radon aktivitáskoncentrációk

őszi értékeit: $\left(\frac{A}{V}\right)_{\text{ősz}}$. Az eredményeket elküldtük a tanároknak.

Januárban a visszaküldött cserelapok alapján az adatbázisunkban minden szobához bevittük a téli detektorának a sorszámát, valamint megrendeltük a tavaszi detektorlemezeket.

Február végén összeszereltük a tavaszi detektorokat, és elküldtük a településeknek. Ők ismét kicserélték a detektorokat, majd visszaküldték nekünk. Mi meghatároztuk a radon aktivitáskoncentrációk téli értékeit:

$\left(\frac{A}{V}\right)_{\text{tél}}$. Az eredményeket elküldtük a tanároknak.

Áprilisban a tavaszi detektorok sorszámát vittük be az adatbázisunkba.

Május végén egy beszédőlapot küldtünk minden településre, amelyen már csak a beszédés dátumát kellett kitölteniük a tanároknak. A detektorokat és a cserelapot, valamint a jövő évi mérésre való jelentkezést június elején küldték vissza nekünk.

A visszaérkezett tavaszi detektorokat júniusban kiértékeljük.

Meghatároztuk a radon aktivitáskoncentrációk tavaszi értékét: $\left(\frac{A}{V}\right)_{\text{tavasz}}$.

3. 1. 4. A kampány

3. 1. 4. 1. A detektorok összeszerelése, kiosztása

Néhány nappal a detektorlemezek várható érkezése előtt felkészültünk a detektorok összeszerelésére. Antisztatikus mosószerrel elmostuk a szükséges mennyiségű detektordobozt, majd megszáritottuk őket. Elkészítettük a detektorok címkéit. A címkékre rányomtattuk a detektorok sorszámát, majd az elkészült címkéket a doboztetőkre ragasztottuk. (A detektorlemez sorszámának dobozon való feltüntetésének oka, hogy a doboz nyitogatása nélkül adminisztrálni lehessen minden detektort.)

A detektorlemezek lapokra szerelve érkeztek meg. Egy-egy lapon körülbelül 200 detektorlemez volt. Miután minden együtt volt, alapos kézmosás után elkezdődött az összeszerelés, amelyet általában négyes csoportokban végeztünk. Az első személy a detektorlemezeket rakosgatta a tönkökre (3. 3. ábra). A tönkre azért volt szükség, mert így biztosítottuk, hogy a detektorlemez pontosan a doboztető közepére kerüljön. A második személy a gyurmaragasztó-darabkát helyezte a detektorlemez közepére. A harmadik a doboztetőt rányomta a tönkre, így a detektorlemez a tetőbe ragadt. Ezen művelet közben ellenőrizte, hogy a tetőre ragasztott, illetve a detektorlemezbe vésett sorszám megegyezik-e. A negyedik személy a doboz alját csavarta össze a tetővel, miközben ő is ellenőrizte, hogy megegyeznek-e a sorszámok, valamint, hogy a detektorlemez stabilan ragadt-e a tetőbe. A detektorok a 3. 4. ábrán láthatóak.

Az összeszerelést irányító személy a már kész detektorokat településenként csoportosította, felírta, hogy mely detektorok mely településekre kerülnek, majd a detektorokat becsomagolta. A csomagokba kerültek a kiosztó-, illetve cserelapok attól függően, hogy éppen melyik kampány volt. A csomagokat postai úton vagy személyesen eljuttattuk a mérendő településekre.



3. 3. ábra A detektorok összeszerelésénél használt fatöncök. A képen jól látható, hogy a detektorlemezek pontosan a tönk közepébe kerülnek.



3. 4. ábra A RAD Labor által 2004-ig használt detektorok. A tető belsejében középen a detektorlemez, a tető külső felén pedig a sorszámmal ellátott címke látható.

3. 1. 4. 2. A detektorok beszedése, bontása

A kiküldött csere-illetve beszedőlapok alapján a kapcsolattartó tanárok összeszedték a körülbelül három hónapja kiosztott detektorokat, adminisztrálták őket, és visszaküldték a RAD Laborba.

A detektorlemezeket tiszta kézzel kivettük a dobozuktól. A munka során ismét ellenőriztük, hogy a dobozon és a detektorlemezen ugyanaz a sorszám szerepel-e. Ezen kívül figyeltünk minden olyan jelre, amely arra utal, hogy a detektort kinyitották. Ilyen jelek például, ha a detektorlemez nem a tető közepébe van ragasztva, vagy a doboz szennyezett belülről, esetleg a detektorlemez tükrösen van a tetőben, vagy a detektorlemez hiányzik, a doboz üres vagy éppen van benne valami idegen dolog (játékkocka, cigarettacsikk, púder), esetleg a kutya összerágta a dobozt. Amennyiben ilyet tapasztaltunk, azt feljegyeztük a doboz címkéjére. Ezután a doboztetők alapján a beérkezett detektorok sorszámát egyenként bevittük az adatbázisunkba. Ha valamilyen megjegyzés volt a címkére írva, akkor azt is ekkor rögzítettük. Erre azért volt szükség, mert így a kiértékelés során a számítógép jelezni tudta, ha a detektorral történt valami, és emiatt az eredmény hamis lehet.

3. 1. 4. 3. Maratás

A maratás első lépése az ún. tárazás, amelynek során a detektorlemezeket a maratótárba helyeztük. Maratótárainkban egyszerre körülbelül 300 illetve 450 detektorlemez fér el.

A maratást 2 liter, 20 tömeg%-os, 92 °C hőmérsékletű NaOH-oldatban végeztük. Ennek megfelelően a normál maratási sebesség az 2. 1. 3. fejezetben ismertett összefüggés alapján $V_n \approx 3 \mu\text{m/h}$. A maratás ideje 4 óra. Az oldat körülbelül hőmérsékletét egy termosztát biztosította.

A maratást végző az oldatot folyamatosan kavargatta, és figyelte az oldat hőmérsékletét. Amennyiben az változott, akkor a termosztát fűtésének állításával lehetőség volt beavatkozni. Maratás közben maratási jegyzőkönyvet vezetett, amelybe ötpercenként feljegyezte az oldat, és a kályha hőmérsékletét, valamint a kályha fűtésére vonatkozó éppen aktuális parancsot.

A maratás félidejében, azaz két óra eltelte után kivett egy detektorlemezt a tárból, és a nyomszámláláshoz használt mikroszkóppal megvizsgálta. Ha a mikroszkóphoz csatlakoztatott számítógép monitorján a keletkezett nyomok átmérője kb. 5 mm-nek látszódott, akkor a maratás rendben zajlott, és a második félidő is két órás kellett legyen. Ha a nyomok ennél kisebbek voltak, akkor a maratás második félideje valamivel több, mint két óra volt.

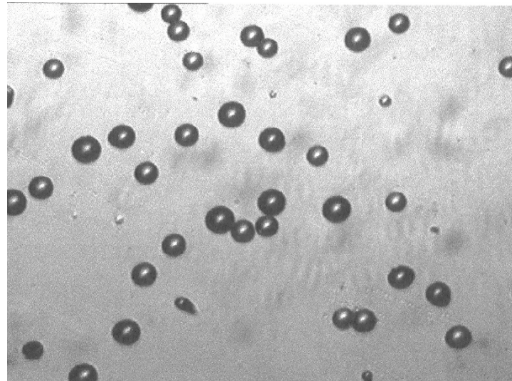
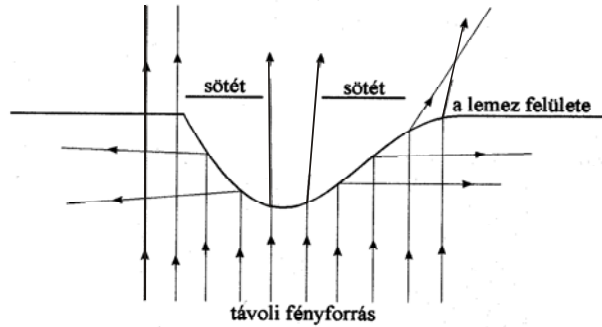
A maratás végén ismét megvizsgáltunk egy detektorlemezt a mikroszkóppal. A nyomok képeinek most kb. 10 mm-esnek kellett lennie a monitoron. Ha a nyomméret ezt nem érte el, akkor a maratást kb. 20 perccel tovább folytattuk. Ha a nyomméret megfelelő volt, akkor a tárat kivettük a maratóoldatból, és 2 liter, 2%-os ecetsavba tettük annak érdekében, hogy a detektorlemezeken maradt lúgos oldat semlegesítődjön. Tíz perc után a tárat a detektorokkal együtt áttettük desztillált vízbe, hogy a keletkezett nátrium-acetát kristályok leázzanak a detektorlemezekről. Végül az egész tárat a detektorokkal együtt leszártítottuk.

Ezzel a maratási eljárással túlmart nyomokat kapunk. Erre az automatikus nyomszámlálás miatt van szükség. (A számítógépnek könnyebb volt definiálni a kerek nyomokat.)

3. 1. 4. 4. Nyomszámlálás, eredménykészítés

A száraz detektorlemezeket olyan üveglemezre helyeztük, amelyen 5×5 detektorlemeznek van hely kialakítva. A detektorlemezek sorszámát megadtuk a nyomszámlálást végző számítógépnek, így az a számlált nyomsűrűségértéket hozzá tudta rendelni minden detektorsorszámhoz.

Alulról megvilágítva a detektorlemezeket a maratás során keletkezett nyomgödrök felülnézeti képe közel kör alakú sötét folt a közepén világos folttal (3. 5. ábra). Ezek a nyomok így a szennyeződésektől, karcolásoktól és egyéb sérülésektől jól elkülöníthetők.



3. 5. ábra A nyom felülnézeti képének kialakulása. Felül a fénysugarak útja, alatta pedig a felülnézeti kép látható (A nagyítás 200-szoros.)

A nyomszámláló berendezés része egy mikroszkóp, amelynek szemlencséje helyén egy CCD kamera található. A kamera képét az alakfelismerő programmal ellátott számítógépbe vezetjük. Az alakfelismerő program minden képen megszámolja a nyomokat. A tárgylemezt egy másik számítógép mozgatja a tárgylencse alatt, így érjük el, hogy összesen 16 képet számláljon a program egy lemezen. A mozgatóprogram olyan, hogy a 16-dik látómező leszámhlása után automatikusan a következő detektorlemezre ugrik. Egy látómező mérete $0,89 \text{ mm}^2$, azaz lemezenként $14,2 \text{ mm}^2$ -t vizsgálunk. A táblán található összes detektorlemez leszámhlása után a program visszaküldi a tárgylemezt a kezdő helyzetbe.

A CCD kamera aktuális képe minden esetben megjelenik a nyomfelismerést és nyomszámlálást végző számítógép monitorján. Ennek egyik oka, hogy a fókuszálás minden egyes detektorlemez esetén kézzel történik. A másik ok pedig, hogy számlálás közben a számlálást végző személy folyamatosan figyelni tudja a detektorlemez képét, ellenőrizni tudja a számlálás helyességét. A képek figyelése azért is fontos, mert így kiszűrhetőek azok a detektorlemezek, amelyeken a normálisnál arányaiban

több alulmart, illetve kimart nyom található. Ez ugyanis utalhat arra, hogy a detektorlemezre a szokásosnál nagyobb mennyiségben ültek ki a radon α -bomló utódelemei és ezért a detektor hamis eredményt adhat. (A részleteket lásd a 3. 1. 5. fejezetben.)

A nyomszámláló program minden detektorlemezen meghatározza a 16 látómezőre vonatkozó átlagos nyomsűrűséget, és azt egy file-ban eltárolja. Ez a file tartalmazza többek között a detektorlemez sorszámát, a hozzá tartozó nyomsűrűség adatot, valamint a Poisson-próba eredményét. (Erről bővebben a 3. 1. 6. fejezetben lesz szó.)

Az így kapott fület a detektorok száma szerint összerendeztük azzal az adatbázisunkkal, amely a detektor besugárzásának adatait tartalmazta. A létrejött új adatbázisban egy-egy detektor mellett annak sorszáma, nyomsűrűség-eredménye, annak megbízhatósága, a besugárzási napok száma, valamint a besugárzás helye szerepelt.

A vizsgált szobára jellemző aktivitáskoncentráció értékét, a következő képlet alapján számíthattuk:

$$\frac{A}{V} = \alpha \cdot \frac{N}{F} \cdot \frac{1}{t},$$

ahol $\frac{N}{F}$ a mért nyomsűrűség, t a besugárzási napok száma, α pedig a kalibrációs tényező.

A RAD Labor által használt detektor-elrendezés kalibrációs értékét az NRPB radonkamrájának segítségével határozták meg. Detektorlemezeinken egy nyom keletkezik egy mm^2 -en, ha a detektor 30 napot töltött egy olyan helyiségben, ahol a radon aktivitáskoncentrációja 46 Bq m^{-3} volt. Más szóval egy nyom keletkezik egy mm^2 -en, ha a detektor 1380 Bq m^{-3} nap besugárzást kapott.

A kiszámított aktivitáskoncentráció értékeket is eltároltuk az adatbázisunkban.

Az éves átlagos radon aktivitáskoncentráció értékét a három évszakban mért aktivitáskoncentrációk besugárzási napokkal súlyozott átlagaként számítottuk a következő módon:

$$\left(\frac{A}{V}\right)_{\text{évesátlag}} = \frac{\left(\frac{A}{V}\right)_{\text{ősz}} \cdot N_{\text{ősz}} + \left(\frac{A}{V}\right)_{\text{tél}} \cdot N_{\text{tél}} + \left(\frac{A}{V}\right)_{\text{tavasz}} \cdot N_{\text{tavasz}} + Nyár}{365\text{nap}}$$

ahol az N a besugárzási napok száma, a $Nyár$ pedig:

$$\left[\left(\frac{A}{V} \right)_{\text{ősz}} + \left(\frac{A}{V} \right)_{\text{tél}} \right] \cdot \frac{1}{10} \cdot (365 \text{ nap} - N_{\text{ősz}} - N_{\text{tél}} - N_{\text{tavasz}}).$$

A nyári expozíció értékét a RAD Labor mátraderecskei két teljes éves mérése alapján becsüljük ezen a módon. A becslést az 1997/98-ben a Mórággyi Rög településein végzett szintén teljes éves felmérés során ellenőriztük. Azt tapasztalattuk, hogy ezen becslés alkalmazása nem eredményez elfogadhatatlan hibát az éves átlagban.

A fenti képletekkel számított *éves átlagos radon aktivitáskoncentrációt* a továbbiakban *radonszintnek* nevezem.

A tavaszi, valamint az éves átlageredményeket még a tanév vége előtt elküldtük a tanároknak.

A fent ismertetett mérési eljárásunk megbízhatóságát az NRPB által rendezett Nemzetközi Összehasonlító Mérés (Intercomparison) igazolta. *Mérési pontossága* alapján a RAD Labor 1999-ben és 2001-ben is *A* (azaz legjobb) kategóriás lett.

3. 1. 5. Hibás eredményt adó detektorok

3. 1. 5. 1. A radonutódok detektorlemez közelében történő kiülésének hatása

Azok a mérések, amelyek a radon- és radon-utódelem viselkedését vizsgálták rámutattak az ún. *kiülési effektus* jelentős szerepére (Fleischer, 1988; Hadler and Paulo, 1994; Bigazzi et al., 1989). Ezek a munkák elsősorban arra a tényre hívták fel a figyelmet, hogy beltéri vizsgálatok esetén a radonutódok kiülnek a különböző felületekre (pl. falakra), ezáltal egyrészt koncentrációjuk a vizsgált levegőben a vártnál alacsonyabb lehet, másrészt jelenlétük fokozódik a különböző felületeken (Neman et al., 2005).

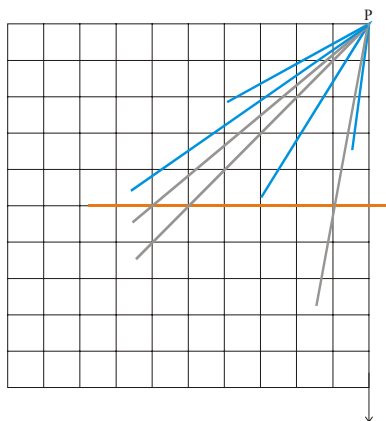
Továbbgondolva ezen megfigyelések eredményeit, az is előfordulhat, hogy a detektordobozban jelenlévő radonutódok magára a lemezre ülnek ki. Normális esetben természetesen a doboz belsejében ez a kiülés nagyjából egyenletes, és a radonutódok α -részecskéinek esetleges nyomai a detektorlemezen a kalibrációban megjelennek. Amennyiben azonban valamilyen külső hatás következtében ez a kiülés a detektorlemez felületén fokozódik, akkor az befolyásolhatja a mérés eredményét.

Külső hatás lehet például a detektorlemez, vagy a detektordoboz lemezhez közeli részének elektrosztatikus feltöltődése. A detektorlemez és általában a doboz is műanyag, azaz elektrosztatikusan negatívra töltődhetnek fel. (Ez a feltöltődés például dörzsöléssel elképzelhető a detektor össze-szerelése, vagy a helyszínre szállítása közben.) Mivel a műanyag szigetelő,

így a detektorlemezen vagy annak dobozán létrejöhetnek töltetlen és erősen töltött térfogat- és felületrészek. A bomlástermékek keletkezésük után többszörösen pozitív ionok. A negatívan töltött részen pedig, mivel az vonzza a pozitív ionokat, a kiült utódelemek koncentrációja a szokásosnál magasabb lehet.

Másik külső hatás lehet egy elektromágneses tér a detektordoboz környezetében. (Lakótéri méréseknél könnyen előfordulhat, hogy televízió, számítógép monitor, vagy egyéb elektromágneses térrel rendelkező berendezés közelében helyezik el a detektort.) A detektor szigetelőanyagból készült doboza ezt a teret nem zárja ki. A tér a doboz belsejében található töltött részecskéket a doboz egyik részére irányíthatja, így növelve meg egy adott területen a kiült radonutódok koncentrációját.

A radon utódelemei közül a ^{218}Po és a ^{214}Po α -bomlóak. Az α -részecskék energiája rendre 6 és 7,69 MeV, azaz nagyobbak, mint a radon α -részecskéjéé. A kiült α -bomló elemek bomlásuk során az α -részecskét nagy energiával közvetlenül a detektorlemezbe löhetik. A rejtett nyom ekkor a 2. 1. 3. fejezetben tárgyalt modellek alapján a detektorlemezben mélyebben keletkezik, mintha ugyanez a részecske a levegőben már valamelyest lelassulva érkezett volna a lemez felületéhez. A maratás során ezen rejtett nyomok többségéből alumart vagy kimart nyom keletkezik. 50 % valószínűséggel azonban a kiült elemek α -részecskéiket a doboz légterébe lövik. Ezek az α -részecskék a levegőben ütközve lassulnak, irányt változtatnak. Annak a valószínűsége, hogy végül a detektorlemezbe csapódnak nagyobb, mintha a doboz légterének detektorlemeztől távolabb eső részén keletkeztek volna. Az ütközések következtében kisebb energiával érkeznek a lemez felületére, mintha közvetlenül a lemezbe érkeztek volna, így nagyobb valószínűséggel lesz az általuk keltett rejtett nyomokból túlmart nyom (3. 6. ábra).



3. 6. ábra A felületre kiült polóniumok okozta többletnyomok modellezése. Gondolatban gyűjtjük össze egy pontba a becsapódó α -részecskéket. A

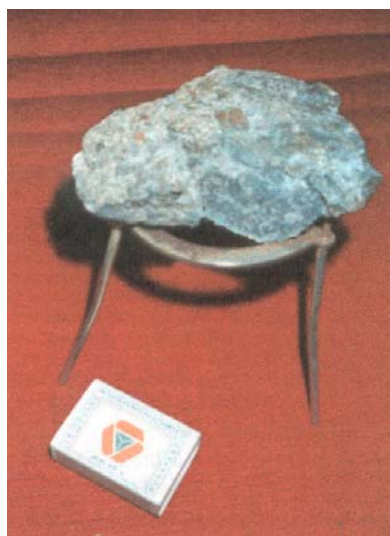
vízszintes sárga vonal a maratás mélységét jelzi. A késsel jelzett részecskepályákból túlmart, míg a szürkéből kimart vagy alulmart nyom keletkezik.

Összefoglalva tehát azt mondhatjuk, hogy a detektorlemezre kiült α -bomló radon-utódok jelentős számú túlmart többletnyomot okozhatnak a lemezen. Ez pedig a mérés szempontjából hamis eredményt ad. Ilyen esetben azonban nemcsak a túlmart, hanem a kimart és az alulmart nyomok száma is megnő. Ezen nyomok arányaiban nagy száma segíthet a rossz eredményt adó detektorok felismerésében, kiszűrésében.

3. 1. 5. 2. Kísérletek, véletlen eredmények

A 2. 1. 3. fejezetben ismertetett nyomképződési modellek igazolására, tanulmányozására néhány kísérletet végeztem. Vizsgáltam a maratási idő hatását a nyomméretre és a nyomalakra, valamint azt, hogy valóban „kikerekednek-e” a ferdén érkező részecskék nyomai elegendően hosszú maratás után.

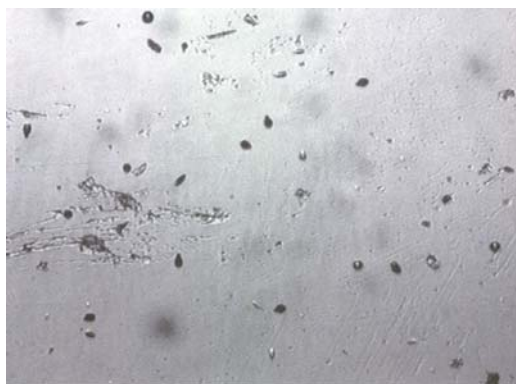
A radonexpozícióhoz a kísérletek során a detektorokat a RAD Labor saját radonkamrájában sugároztam be. A kamra egy $18\text{ cm} \times 40\text{ cm} \times 27\text{ cm}$ méretű üvegakvárium. A sugárforrás uránérc, amelyet minden esetben egy állványon, a kamra közepén helyeztem el. A besugárzandó detektorok a kamra alján voltak (3. 7. ábra). A kísérletekhez CR-39 nyomdetektorokat használtam.



3. 7. ábra A kísérletekhez használt uránérc (baloldal) és a radonkamra (jobboldal)

3. 1. 5. 2. 1. A maratási idő hatása a nyomalakra és a nyomméretre

A radonkamrákban besugárzott detektorlemezeket maratását egyidejűleg kezdtem el. Néhányat azonban 2 óra után kivettem az oldatból, majd megint néhányat 4, 6, illetve 8 óra után. Számítógéphez csatlakoztatott nyomszámláló segítségével megvizsgáltam a keletkezett nyomokat. Az eredményeket a 3. 8., 3. 9., 3. 10. és 3. 11. ábrák illusztrálják. A felvételek a nyomszámláló számítógép monitorján megjelenő képekről készültek.



3. 8. ábra A nyomok felülnézeti képe 2 órás maratás után (A nagyítás 200-szoros.)



3. 9. ábra A nyomok felülnézeti képe 4 órás maratás után (A nagyítás 200-szoros.)



3. 10. ábra A nyomok felülnézeti képe 6 órás maratás után (A nagyítás 200-szoros.)



3. 11. ábra A nyomok felülnézeti képe 8 órás maratás után (A nagyítás 200-szoros.)

A képeken jól látható a nyomméret megnövekedése a maratási idővel.

A mindössze 2 óráig mart detektorlemez felvételén alulmart, kimart és túlmart nyomok is vannak. A túlmart nyomok valószínűleg a levegőben elegendően lelassult α -részecskéktől származnak. Ezek behatolási mélysége elég kicsi volt ahhoz, hogy már 2 órás maratással is a maratószer elérje a pálya végpontját és kikerekítse azt.

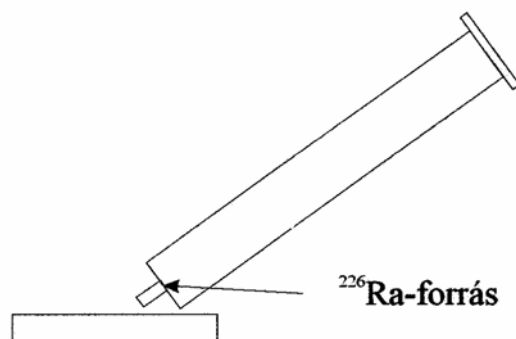
A 4 órás maratás során az oldat biztosan eléri az összes, radontól származó α -részecske pályájának végpontját, de nem éri el az összes polónium α -részecske esetében. Ezért ezen a képen is mindenféle nyomot megtalálunk. Mivel a kamrában a fő α -forrás a radon, így már a túlmart nyomok dominálnak.

A 6 és a 8 órás maratás felvételein már szinte csak túlmart nyomokat találunk. Ennyi idő már elegendő volt ahhoz, hogy az oldat elérje és

kikerekítse az összes pálya végpontját. Az átlagosnál kisebb méretű nyomok a detektorlemezbe nagy energiával becsapódó részecskék nyomai.

3. 1. 5. 2. 2. A ferdén érkező α -részecskék nyomai

A kísérlethez olyan rádiumforrást használtam, amely lehetővé teszi, hogy a detektorlemezre „ellenőrzötten” ferdén érkezzenek az α -részecskék (3. 12. ábra). Tekintettel a sugárforrás nagy aktivitására (3330 Bq/m^3) a besugárzás csak 1-2 másodpercig tartott.

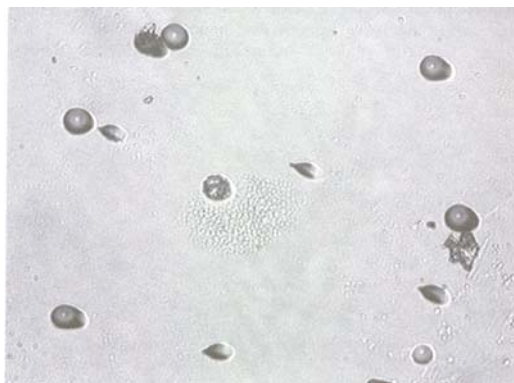


3. 12. ábra A detektorlemezek rádiumforrással történő besugárzása.

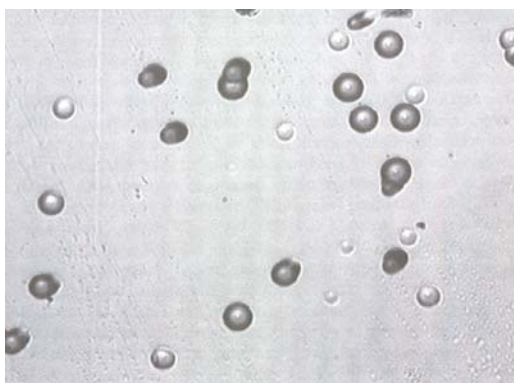
Először a detektorlemezt csupaszon sugároztam be. Majd egy másik detektorlemezt vettem, a sugárforrás és a lemez közé műanyag fóliát tettem és megismételtem a besugárzást. Mindez mindkét esetben szigorúan „ferdén” történt (3. 12. ábra).

A fólia szerepe az volt, hogy lelassítsa a rádium α -részecskéit, amelyek így kisebb energiával érkeztek meg a detektorlemez felületére. Így aztán a második besugárzás során keletkezett látens nyomok a detektorlemez felületéhez közelebb kezdődtek és rövidebbek voltak, mint az első besugárzáskor.

Tekintettel a rádium α -részecskéinek kisebb energiájára, így rövidebb és a felülethez közelebb kezdődő látens nyomaira, a maratást 2 órán keresztül végeztem. Az eredményeket a 3. 13. és a 3. 14. ábra mutatja be.



3. 13. ábra Rádiumforrással csupaszon besugárzott detektorlemez képe 2 óras maratás után, 525-szörös nagyításban.

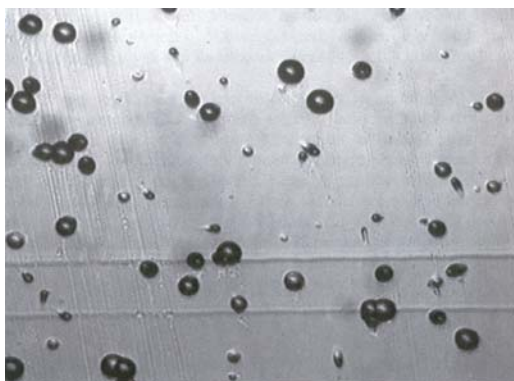


3. 14. ábra Rádiumforrással fóliásan besugárzott detektorlemez képe 2 óras maratás után, 525-szörös nagyításban.

A csupaszon besugárzott detektoron láthatunk alulmart és kimart nyomokat is. Ezen nyomok alakja megfelel a besugárzás irányának. Felülnézeti képük alakja jól láthatóan nem kör. A fóliával besugárzott detektorlemez esetén a nyomok felülnézeti képe kör alakú, nem lehet a besugárzási irányt sem meghatározni. Ez egyrészt azt igazolja, hogy a túlmart nyomok a becsapódás irányától függetlenül valóban kör alakúak lesznek. Másrészt azt mutatja meg, hogy a fóliával lelassított α -részek a kisebb energiájuk következtében rövidebb út megtétele után, a felülethez közelebb állnak meg a detektor anyagában. Rejtett nyomaik a felülethez közelebb kezdődnek, és rövidebbek, mint a nem lassított α -részekéi.

3. 1. 5. 2. 3. Véletlen eredmény: porosan besugárzott detektorok

Arra a hipotézisre, hogy a detektorlemezre kiülő radon utódelemek okozhatják az alumart és a kimart nyomokat egy, az országos felmérésben résztvevő település véletlenül bizonyítékkal szolgált. Ők rosszul értelmezték a detektorok kihelyezésének módját, a detektordobozt kinyitották, és a doboztetőket detektorlemezzel felfelé helyezték el a vizsgált szobákban. Három hónap alatt a lemezeket belepte a por, amely nagyon sok utódelemet vitt magával a lemez felületére. A kiértékelés során feltűnt, hogy az így besugárzott detektorlemezek kivétel nélkül tele voltak alumart és kimart nyomokkal (3. 15. ábra).



3. 15. ábra Egy nyitottan besugárzott, poros detektorlemez képe. (A nagyítás 200-szoros.) Az alumart és kimart nyomok aránya összehasonlítható akár a 3. 5. alsó, akár a 3. 9. ábráéval. Ezek ugyanis hagyományosan besugárzott detektorok képei.

3. 1. 6. Nyomdetektorok ellenőrzése Poisson-próbával

Legyen ζ a nyomdetektor S felületén található nyomok száma. A ζ valószínűségi változóról joggal feltételezhetjük, hogy Poisson-eloszlást követ, azaz

$$P\{\zeta = x\} = e^{-\lambda} \frac{\lambda^x}{x!}.$$

Statisztikai módszerekkel azt kívánjuk megvizsgálni, hogy a detektor S felületének vannak-e hibás felületrészei, ahol a nyomsűrűség értéke nem ugyanabból a statisztikai sokaságból származik, mint a többi részen.

Ennek érdekében osszuk fel az S felületet n darab egymást át nem fedő S_i területű négyzetre. Legyen ξ_i az S_i felületen található nyomok száma.

$$\sum_{i=1}^n S_i = S \quad \text{és} \quad \sum_{i=1}^n \xi_i = \zeta .$$

A ξ_i mennyiségek egymástól független, λ_i paraméterű Poisson-eloszlást követő valószínűségű változók.

Tegyük fel, hogy a detektorlemez felülete nem tartalmaz hibás részeket. Ekkor

$$\lambda_i = \lambda \frac{S_i}{S} = \lambda \cdot r_i, \quad \text{ahol} \quad \sum_{i=1}^n r_i = 1.$$

Legyenek az x_i mennyiségek a ξ_i valószínűségi változók egy adott számlálásban megfigyelt értékei, és legyen

$$\sum_{i=1}^n x_i = K.$$

Bizonyítható, hogy ha a ξ_i valószínűségi változók egymástól függetlenek, és λ_i paraméterű Poisson-eloszlásokat követnek, akkor a $\{\xi_i = x_i\}$ eseményeknek a $\zeta = K$ feltételre vonatkozó együttes valószínűségét a

$$P\{\xi_i = x_i (i = 1, \dots, n) \text{ és } \zeta = K\} = K! \prod_{i=1}^n \frac{p_i^{x_i}}{x_i!}$$

polinomiális valószínűség adja, amelyben

$$p_i = \frac{r_i}{\sum_{i=1}^n r_i} .$$

Ennek megfelelően, ha a detektorlemez nem tartalmaz hibás felületrészeket, akkor az x_i ($i = 1, \dots, n$) minta polinomiális statisztikai sokaságból származik a $\sum x_i = K$ feltétel mellett. Ezt a feltételt statisztikai eljárásokkal vizsgálni tudjuk.

Vezessük be a következő statisztikai függvényt:

$$\chi_n^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(x_i - Kp_i)^2}{Kp_i}.$$

Rögzített $\alpha \ll 1$ érték mellett a

$$P\{\chi_n^2 > A_\alpha\} = \alpha \quad \text{és a} \quad P\{\chi_n^2 \leq B_\alpha\} = \alpha$$

egyenletekből meghatározhatóak az A_α és B_α határszámok. Ha K elegendően nagy és $\min(Kp) \geq 10$, akkor a $P\{\chi_n^2 \leq x\}$ eloszlásfüggvény jól közelíthető az $(n-1)$ szabadsági fokú χ^2 eloszlásfüggvénnyel. Így az A_α és B_α határszámok könnyen kiszámíthatóak.

Ha $\chi_n^2 > A_\alpha$ vagy $\chi_n^2 \leq B_\alpha$, akkor a detektor felülete nem tekinthető hibátlannak (Pál Lénárd szóbeli közlés).

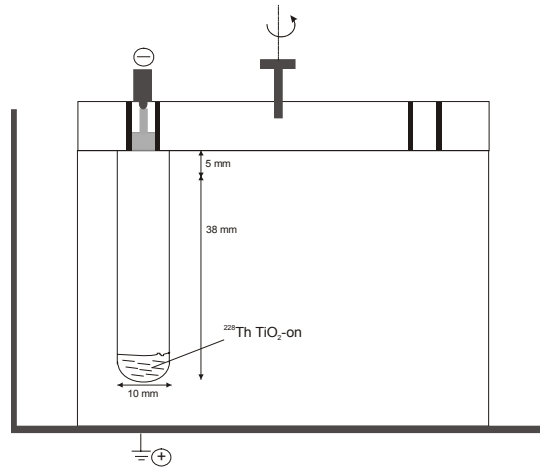
Az általunk alkalmazott nyomszámlálás konkrét esetében K értéke a detektorlemezen leszámolt összes nyomok száma, p pedig $1/16$. Selmeczi Dávid a nyomszámláló programunkat 1999-ben kiegészítette ezzel a próbával. Egy-egy detektor leszámolása után a program kiszámítja a detektorhoz tartozó χ^2 értéket, és ezt összehasonlítja a határszámokkal. Ennek megfelelően minősíti *Hibásnak* vagy *OK-nak* az adott detektort. Az eredményeket tartalmazó file a χ^2 értékét és a minősítés eredményét is tárolja.

3. 2. Toronmérések

3. 2. 1. Kísérletek Th(B+C) emanációval

3. 2. 1. 1. Th(B+C) emanáció készítése

A ^{232}Th -sorozat első gáz halmazállapotú eleme a ^{220}Rn , amely α -bomló. Ez az elem gáz halmazállapota miatt elektrosztatikus tér segítségével könnyen kigyújtható. A ^{224}Ra bomlása során létrejövő ^{220}Rn leányelem keletkezése után pozitív ion, mert az atommagból kirepülő α -részecske az elektronhéjból „magával ránt” 2-3 elektront. A pozitív ^{220}Rn -ionok elektrosztatikus térben a negatív fegyverzet felé vándorolnak. Egy részük eléri azt és kiül rá, más részük a fegyverzet elérése előtt elbomlik. Azonban ezen bomlástermékek is pozitív ionok, így ezek is a negatív fegyverzet felé vándorolnak. A kiült toron 55 s felezési idővel bomlanak, így elegendő ideig várva (4-5 perc) a besugárzott korongon szinte kizárólag a toron bomlástermékei vannak jelen. Az általunk használt emanáló berendezést mutatja a 3. 16. ábra.



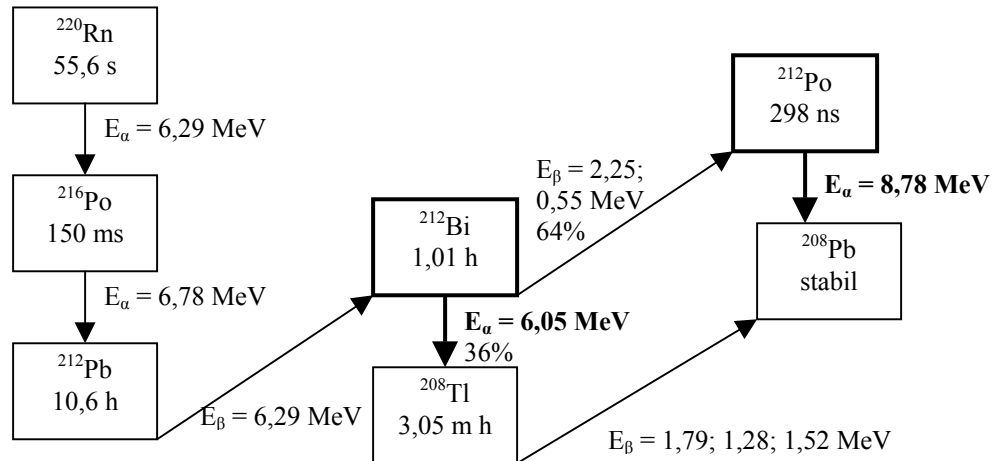
3. 16. ábra Az emanáló berendezés méretarányos ábrája

A henger alakú, üvegből készült tárolóedény aljában toronforrás van. Az edényt felülről a rozsdamentes acélból készült aktiválható korong zárja le. Ehhez a fémkoronghoz csatlakozik a negatív elektróda. Az edény külső ólomburka a pozitív elektróda. A két fegyverzet között kialakuló elektrosztatikus térben a torongáz és bomlástermékei a korong felé áramlanak, és kiülnek rá.

Biztonsági okokból az emanáló berendezés egy zárt térben van elhelyezve, amely csak a minták cseréje alatt van nyitva, a felaktiválás alatt zárva van. A felaktiválásokat kezdetben úgy végeztük, hogy ebben a zárt térben folyamatosan működött az elszívás, amely a tér levegőjét a kéményen át szellőztette. Később azonban az elszívást minden esetben lekapcsoltuk a felaktiválások alatt (4. 7. fejezet).

3. 2. 1. 2. Az emanáció aktivitásának mérése

Az aktiválást vizsgálatainkban 30 percen át végeztük. A felaktivált korongon a még jelenlévő ^{220}Rn viszonylag rövid felezési idővel ($T_{1/2} = 55,6 \text{ s}$) bomlik (3. 17. ábra). Ugyanez a helyzet a ^{216}Po -val is ($T_{1/2} = 150 \text{ ms}$). A polónium leányeleme, a ^{212}Pb felezési ideje 10,6 óra. Ez az idő már elegendően nagy ahhoz, hogy a mintát a mérés ideje alatt kb. állandó aktivitásúnak tekintsük, és az ezt követő, α -bomló izotópok aktivitását mérni tudjuk.

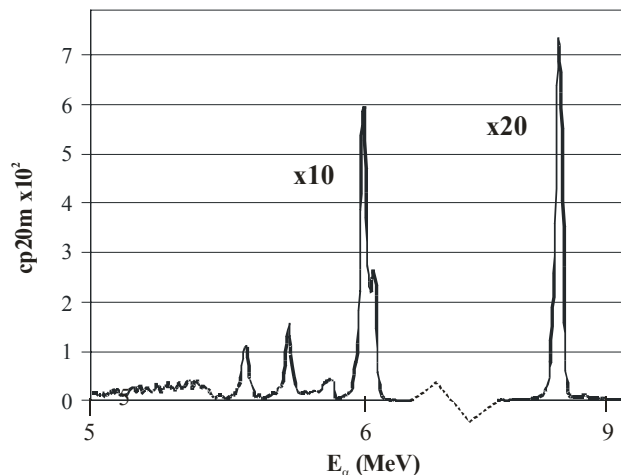


3. 17. ábra A ^{232}Th -sorozat a ^{220}Rn -tól kezdve

A két, következő mérési eljárás során a ^{212}Bi és a ^{212}Po α -bomlását detektáltuk. Ez két, egymástól jól elkülöníthető energiájú α -bomlás.

3. 2. 1. 2. 1. Az aktivitás mérése α -spektrometriával

A felaktivált mintát vákuumkamrába (a nyomás kisebb, mint 200 μHgmm) helyeztük, az aktív oldalával a detektor felé. A detektor Canberra PIPS felületi záróréteges félvezető Si-detektor volt. Az aktiválás befejezése után 10 perccel kezdtük a mérést, amely 20 percig tartott. A berendezés energiafelbontása alkalmas arra, hogy az energiaspektrumban egyértelműen meghatározható legyen a két vizsgált csúcstartomány (3. 18. ábra). Egy adott tartomány esetén a két határa közé eső energiával érkező α -részecskék számát határoztuk meg. A percenkénti beütésszám (cpm) arányos a korong aktivitásával.

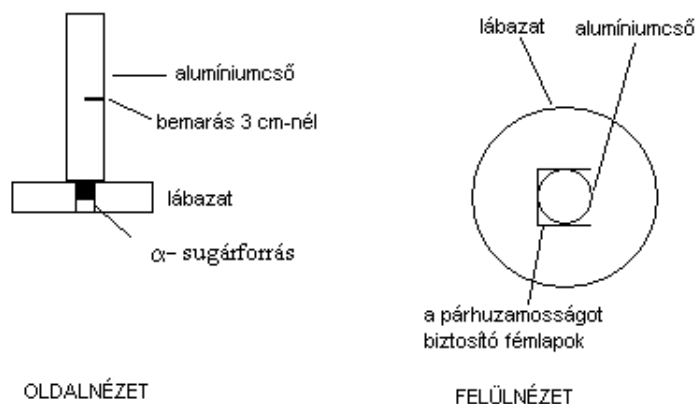


3. 18. ábra A Th(B+C) emanáció egy tipikus α -spektruma.

3. 2. 1. 2. 2. Az aktivitás mérése nyomdetektorral

A nyomdetektorok besugárzása mindig 4 perccel a spektrometriai mérés befejezése után kezdődött és 5 percig tartott, azaz az aktiválás befejezését követően 34 perc múlva kezdődött és 39 perc múlva végződött. A felaktivált korongot egy műanyag lábazatba helyeztük, amelynek közepén a korongnak pontosan megfelelő átmérőjű lyuk volt. A lábazathoz csatlakozott egy 8 mm belső átmérőjű, 1 mm falvastagságú, 6 cm magas alumíniumcső. A csövön 3 cm magasságban volt egy, a csőbe pontosan a feléig benyúló bemarkás (3. 19. ábra). Ebbe a részbe helyeztük el az egyik nyomdetektort, amely így 3 cm-re volt a forrástól. Azokon mindig az egyik felükön, közel félkör alakú foltot okoztak a becsapódott α -részecskék. Nyomszámláláskor csak ezen a területen határoztuk meg a nyomsűrűséget.

A második detektort a henger tetején, 6 cm-re a forrástól helyeztük el. Annak biztosítására, hogy a két detektor párhuzamosan álljon egymáshoz képest, a hengerhez kívülről alumíniumlapokat erősítettünk. Ezek a 3 cm-en elhelyezkedő detektor oldalaival párhuzamosak voltak. Mivel itt nem lehet egyértelműen meghatározni a besugárzott tartományt, így ezeken a detektorokon a teljes leszámlált területet figyelembe vettük és a nyomok számát, nem pedig a nyomsűrűséget adtuk meg. A besugárzás alatt a henger belsejében normál nyomású és sűrűségű levegő volt a forrás és a detektorok között.



3. 19. ábra A nyomdetektorok besugárzásához használt állvány

3. 2. 2. Lakótéri toronmérések

Lakótéri toronméréseket végeztünk 2004 őszén Nézsza községben. Azért ezt a települést választottuk, mert egyrészt az eddig elvégzett geológiai kutatások nem tudták egyértelműen meghatározni a magas radonos házakban a radon forrását. Másrészt Nézsán több olyan mérési ciklus (évszak) volt, amelyben a detektorok kiugróan nagy százalékát (~ 20%) kellett rossznak minősítenünk. A hipotézisem, az elektrosztatikus feltöltődéssel kapcsolatban nem magyarázza kielégítően azt a jelenséget, hogy mindig csak egy, és ráadásul ugyanaz a település produkál rossz detektorokat. Felmerült az ötlet, hogy esetleg a magas toron aktivitáskoncentráció következtében a dobozba bejutó toron α -részeccskéi okozzák az alulmárt és a kimárt nyomokat.

A toronméréseket a Radosys Kft. által gyártott és Japánban kalibrált Raduet nyomdetektorral végeztük. A detektorelrendezés egy hagyományos (3. 20. ábra) és egy , az oldalán lyukas, belülről szűrővel ellátott detektort tartalmaz. A két detektort egy kartonlap fogja össze (3. 21. ábra).



3. 20. ábra A Radosys Kft. által gyártott hagyományos RSF radondetektor
(Forrás: www.radosys.com)



3. 21. ábra A Radosys Kft. által gyártott Raduet diszkriminatív radon-toron detektor (Forrás: www.radosys.com)

A detektorokat Tokonami és munkatársai saját radonkamrájukban kalibrálták (2. 8. fejezet).

A kalibráció a következő eredményeket adta:

3. 1. táblázat A Raduet detektor kalibrációs tényezői

detektor	radon $\left(\frac{\text{nyom} \cdot m^3}{\text{cm}^2 \cdot \text{kBq} \cdot h}\right)$	toron $\left(\frac{\text{nyom} \cdot m^3}{\text{cm}^2 \cdot \text{kBq} \cdot h}\right)$
Hagyományos	2,3	0,1
Szűrővel ellátott, lyukas	2,1	1,9

Ha tudjuk a két detektorlemez nyomsűrűségét, akkor a kalibrációs együtthatók segítségével felírhatunk egy kétismeretlenes egyenletrendszer. A két ismeretlen a radon, illetve a toron aktivitáskoncentrációja. Ebből kiszámítható a vizsgált szoba levegőjének radon és toron aktivitáskoncentrációja.

A Radueteket párhuzamosan a lakótéri radonmérésekkel 2004 őszén sugároztuk be a nézsai hálósobákban. A vizsgált helyiségekben így közvetlenül a hagyományos radondetektor mellett egy Raduet is volt. A Raduet detektorlemezeinek kiértékelése a lakótéri radonmérések detektorlemezeivel együtt történt (azonos maratás és számláló berendezés).

3. 3. A LAKÓTÉRI RADONSZINT ADATHALMAZÁNAK ELEMZÉSE

3. 3. 1. Az elemzésben vizsgált mérési helyek kiválasztása

A RAD Labor 1994 és 2004 között közel 18 ezer radonszintet határozott meg. Mivel az elemzés során kizárólag *lakótéri* radonszintekkel kívántunk foglalkozni, így ebből az adatbázisból kihagytuk a középületekre, munkahelyekre vonatkozó eredményeket. Kimaradtak óvodák, iskolák, könyvtárak, orvosi rendelők, templomok adatai. Kihagytuk továbbá azon lakótéri felmérések adatait, amelyek nem hálósobákból származnak, azaz előszobák, fürdőszobák, nappalik, konyhák, garázsok radonszintjeit. A szűkítés oka az volt, hogy ezekben a helyiségekben a lakók sokkal kevesebbet tartózkodnak, mint a hálósobájukban. Így végül ebben a dolgozatban 424 magyarországi település 15 619 lakásának radonszintjével foglalkozom.

3. 3. 2. Csoportosítási eljárások

Az eredményhalmaz vizsgálatának legfontosabb célja az volt, hogy megbecsüljük, hány lakás várható adott radonszintek fölött Magyarországon, illetve az ország egy-egy tájegységén. Ehhez következő két feltételezéssel éltünk:

1. A vizsgált lakások radonszintek szerinti eloszlása, amennyiben azok homogén területről származnak, lognormális eloszlást követ.

2. Az adott területen a nem mért házak radonszintek szerinti eloszlása a mért házakéval azonos eloszlást követ.

Ez utóbbi csak feltételezés, ugyanis nem tudjuk igazolni csak úgy, ha minden házat megmérünk. Ennek ellenére a feltételezésnek van reális alapja, mert egy adott területen a házak szerkezete és a geológia a ház alatt jó közelítéssel hasonlóknak tekinthető.

Az első feltevés szintén nem bizonyítható (2. 7. fejezet), de a feltevés helyessége matematikai statisztikai módszerekkel ellenőrizhető. Sok radonfelmérés tapasztalata az, hogy a kapott eredmények nem szimmetrikus, ún. hosszúfarkú eloszlást követnek. Ezek az eloszlások általában jól közelíthetőek lognormális eloszlással (2. 7. fejezet).

Mi a lognormális hipotézist akkor fogadtuk el, ha az alkalmazott matematikai statisztikai módszerek (χ^2 -próba, Kolmogorov-teszt) nem vették el a lognormális eloszlásra vonatkozó hipotézist. Kezdetben minden csoportban a χ^2 -próbát alkalmaztunk, de 300-nál nagyobb mintaszám esetén az eredmény nem megbízható. Nagy mintaszám esetén előfordulhat, hogy a próba nem utasítja el a lognormális hipotézist akkor sem, ha azt más tesztek (például Kolmogorov) igen. Ezen hiba elkerülése érdekében a 300 adatot meghaladó csoportok esetén a χ^2 -próba mellett Kolmogorov-tesztet is alkalmaztunk.

A következő csoportosításokban a radonszinteket vélhetően leginkább befolyásoló tényezőket próbáltuk figyelembe venni.

3. 3. 2. 1. Emeleti-földszinti lakások szétválasztása

Az épületekben jelenlévő radon elsődleges forrása a talaj. Mivel a radon 7,5-szer sűrűbb a levegőnél, így a talajból származó radonnak csak kis része jut fel az emeleti lakásokba. Ennek megfelelően az emeleteken a földszintnél jóval alacsonyabb radonszintek várhatóak. Ezt a várakozást számos felmérés eredményei bizonyítják. A már idézett magyarországi felmérések közül Somogyi és munkatársai nem találtak olyan emeleti lakást, amelynek radonszintje meghaladta volna a 100 Bq m^{-3} -t (Somogyi et al., 1989), míg Nikl jelentősen kisebb értékeket mért az emeleti, mint a földszinti lakásokban (Nikl, 1996). Külföldi felmérések is hasonló eredményre jutottak. Borak és munkatársai a földszinti, pince nélküli lakásokban magasabb radonszinteket mértek, mint az emeleteken (Borak et al., 1989). Levesque és csoportja annál kisebb radonszinteket mért, minél magasabb szinten volt a vizsgált lakás (Levesque et al., 1997).

Ha összehasonlítjuk a RAD Labor emeleti és földszinti lakóterekben kapott eredményeit, akkor köztük a jelentős különbséget magunk is tapasztaljuk (5. 1. 1. fejezet).

Mindezek miatt első csoportosítási szempontunk az volt, hogy a lakás földszinten vagy emeleten volt-e. Az első csoportba, amelyben az emeleti lakások radonszintjei szerepelnek, 325 eredmény került. A χ^2 -próba nem utasította el azt a hipotézist miszerint az eredmények lognormális eloszlás követnek ($\alpha = 0,05$). (A χ^2 -próbát a teljes 325 elemből álló adathalmaz csonkított részhalmazára⁴ végeztük.) A maradék 15294 földszinti adat esetében azonban nem volt fenntartható a lognormális modell. Ezért további csoportosításokra volt szükség.

3. 3. 2. 2. Csoportosítás népességcsoportok szerint

Az országos eloszlás meghatározásához ismernünk kellett külön az emeleti és külön a földszinti lakások számát. Ezt azonban a KSH adatbázisa nem tartalmazza (<http://helynevtar.ksh.hu>). A földszinti/emeleti lakások számaránya nagyon eltér a különböző népességnagyságú települések esetén. Ezért a következő csoportosítással éltünk. Külön csoportba tettük a *budapesti*, a 100 ezer főnél nagyobb lélekszámú *nagyvárosok*, a 10 és 100 fő közötti népességgel rendelkező *városok*, valamint a 10 ezer főnél kevesebb főt számláló *falvak* adatait. A KSH adatai alapján (KSH, 2001) mind a négy csoportban megbecsültük a földszinti/emeleti lakások számarányát (3. 2. táblázat).

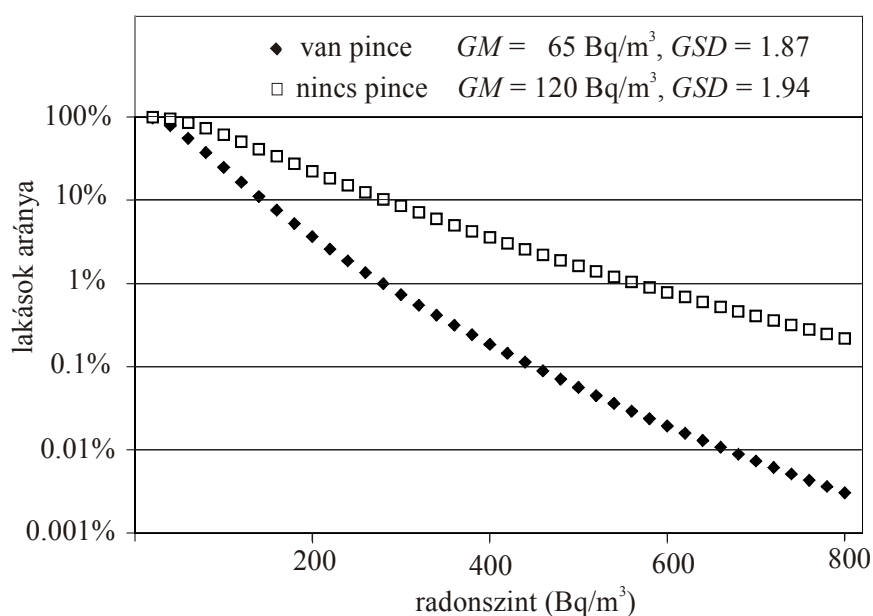
3. 2. táblázat A földszinti/emeleti lakások számaránya a különböző nagyságú településeken

településtípus	lakosság	földszinti lakások aránya
kistelepülések	<10 ezer fő	90%
városok	10 és 100 ezer fő között	60%
nagyvárosok	>100 ezer fő	25%
Budapest	>250 ezer fő	20%

Az emeleti lakások számának becslhetősége mellett ez a csoportosítás még egy szempontból megfelelőnek bizonyult. Több korábbi közleményben

⁴ 100 Bq m⁻³ radon aktivitáskonzentráció fölött a mérésünk statisztikai hibája kisebb, mint 10%, alatta azonban közel 10 % vagy még nagyobb. Olyan esetekben, amikor a 100 Bq m⁻³-nél kisebb eredmények száma az összes eredmény számához képest nagy, a tesztek a 100 Bq m⁻³-t elérő vagy meghaladó radonszintek részhalmazára alkalmaztuk. A matematikai statisztikában ezt az eljárást *csonkított eloszlások* módszerének nevezik.

megjelent, hogy a lakótéri radonszint fontos befolyásoló tényezője, hogy van-e a lakás alatt pince. Az emeleti lakásoknál említett megfontolások arra is utalhatnak, hogy jelentősen kisebb radonszintek mérhetőek azokban a lakásokban, amelyek alatt pince húzódik. Erre az eredményre számos korábbi közlemény is utal (Borak et al., 1989; White et al., 1992; Arvela, 1995; Sesena et al., 2005). A mért házak szerkezeteit feldolgozó adatbázisunk alapján mi is erre az eredményre jutottunk (3. 22. ábra). (Ez az adatbázis jelenleg is feldolgozás alatt áll. A most közölt eredmény csak a házszerkezeti adatok kb. felének ismeretéből született.) Magyarországon minél nagyobb egy település népessége, annál nagyobb a pincével rendelkező vagy magasföldszintes házak aránya. A népességnagyság szerinti csoportosítás tehát egyben arra is jó, hogy pince-pincétlenség szempontjából biztosítsa a homogenitást.



3. 22. ábra A pincés és a pincétlen házak radonszintek szerinti eloszlása.

Néhány kutatás vizsgálta a radonszintek építőanyagtól való függését is. Ezek arra hívják fel a figyelmet, hogy a lakótéri radonszint általában nagyobb a vályog, mint a tégl- vagy betonházak lakásaiban (Somogyi et al., 1989; Ramola et al., 1998). Magyarországon a vályogházak inkább a falvakra, míg a tégl- és a betonházak inkább a városokra jellemzőek. Így az a szerencsés eset állt elő, hogy a népességnagyság szerint végzett csoportosítás az építőanyagok szerinti homogenitást is többé-kevésbé figyelembe veszi.

A népességnagyság szerinti csoportosításnak megfelelően a következő mintaszámok alakultak ki: 360 adat Budapesten, 835 adat a nagyvárosokban,

2838 eredmény a városokban és 11621 radonszint a falvakban. Ezek közül a nagyvárosok adatait városonként vettük és vizsgáltuk. Budapesten és azokban a nagyvárosokban, ahol volt elegendő adat a statisztikai elemzéshez, a χ^2 -próba $\alpha=0,05$ szignifikanciaszinten nem utasította el a lognormális modellt. A városokban és a falvakban azonban ez nem így történt, azok eredményeit tovább csoportosítottuk.

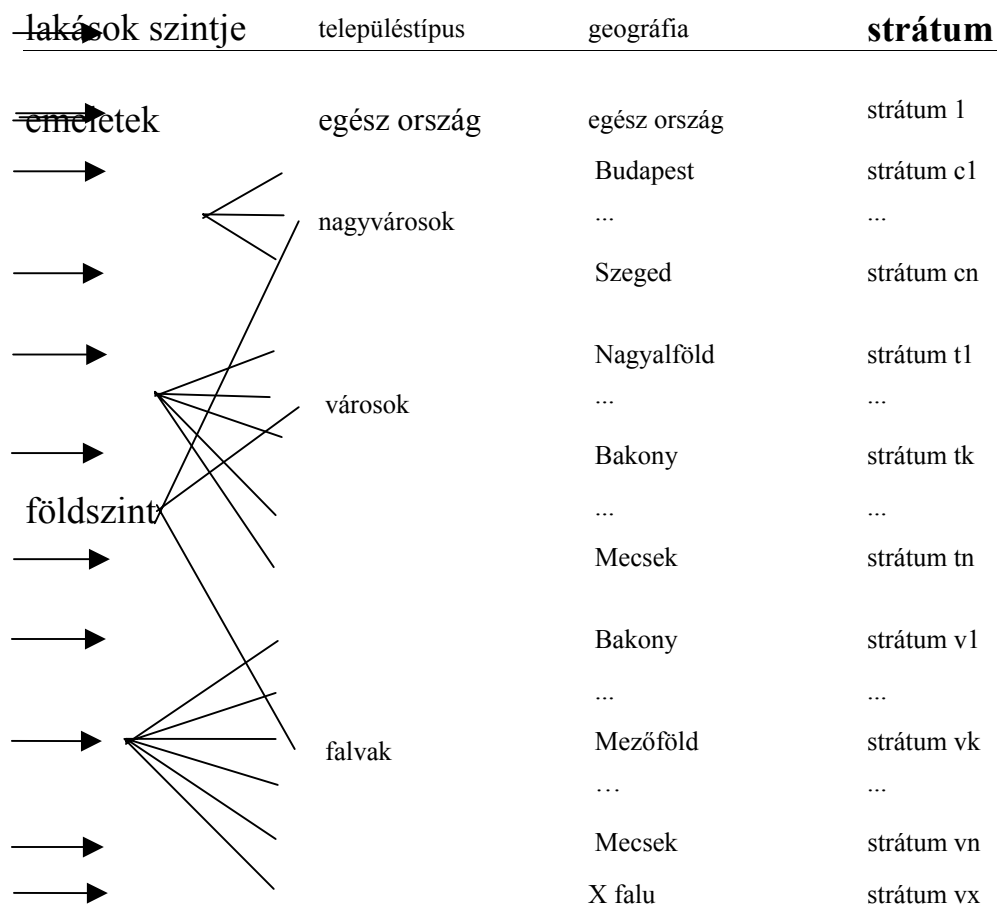
3. 3. 2. 3. Geológiai-geográfiai csoportosítás

A talaj urán- illetve rádiumtartalma, porozitása, ezáltal radonkibocsátása kőzetről kőzetre, talajformáról talajformára változik. A geológia és a lakóterei radonszint közötti szoros összefüggésre több korábbi közlemény is felhívja a figyelmet. Levesque és csoportja korábban említett cikkükben a radonszintek változásának geológiai okait külön vizsgálják (Levesque et al., 1997). Miles és Kendall legutóbbi cikkeikben olyan felmérésekről számolnak be, amelyekben a négyzethálós felosztás mellett geológiai csoportosításokat is végeznek (Miles és Appleton, 2005; Kendall et al., 2005). Azon radonveszélyeztetett területek, ahol kevés mérés volt, nem mindig voltak meghatározhatóak csak négyzethálós felosztással. Ez a kombinált csoportosítás azonban ezt lehetővé tette.

Magyarország geológiai szempontból nagyon változatos. Jelen csoportosítási szempontunkban ezt a sokszínűséget kívántuk figyelembe venni.

Az adatokat mind a városokban, mind a falvakban tájegységek szerint csoportosítottuk. Először nagyobb egységeket vettünk úgy, mint hegységek, domságok, síkságok. Ha az így kapott adathalmazoknál a lognormális modellt a hipotézistesztek elutasították, e nagy egységeket további kisebb régiókra bontottuk. Ismét megvizsgáltuk a lognormális hipotézist. Azokon a területeken, ahol a hipotézistesztek továbbra is elutasították a lognormális modellt, további bontásokat alkalmaztunk. Tettük ezt mindaddig, míg minden egyes területhez tartozó lakások eloszlására nem volt igaz, hogy a hipotézistesztek nem utasítják el a lognormális eloszlást. Az így kapott strátumrendszert a 3. 23. ábra mutatja be.

Az eljárásból következik, hogy így diszjunkt területeket kaptunk. Ezek a területek csaknem az egész országot lefedték.



3. 23. ábra Az adatok elemzésénél használt strátumrendszer

3. 3. 3. Adott radonszinteket meghaladó lakások számának becslése

A csoportosítások után minden strátumban olyan lakótér-halmazzal rendelkezünk, amelyek esetében a lognormális modellt a hipotézistesztek nem utasították el. Ezután jogosan alkalmazható a lognormális illesztést. Maximum likelihood módszerrel (3. 4. 2. fejezet) becsültük az adathalmazhoz legjobban illeszkedő lognormális eloszlás m és σ paramétereit. E két paraméter, illetve az adott strátum lakásszámának segítségével meghatároztuk 100 Bq m^{-3} fölött, 20 Bq m^{-3} -ként, hogy a strátumban hány lakás várható az adott radonszint fölött. Miután ezt strátumonként elvégeztük, minden strátumra rendelkezünk egy kumulatív eloszlással.

Azután ezeket az adatsorokat radonszintenként felösszegeztük az összes strátumra. Így végül egy darab kumulatív eloszlást kaptunk, amely megadja,

hogy hány lakás várható az országban adott radonszint felett. Erre az empirikusan kapott országos kumulatív eloszlásra szintén megpróbáltunk lognormális eloszlást illeszteni.

3. 4. Az alkalmazott matematikai statisztikai eljárások

3. 4. 1. A lognormális eloszlásfüggvény

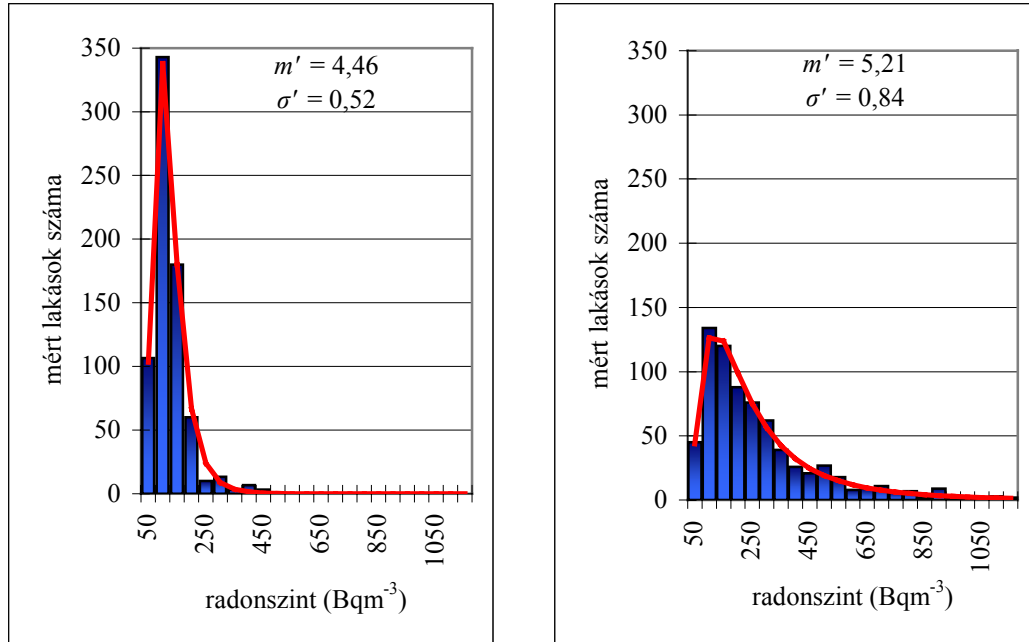
A lognormális eloszlásfüggvény

$$F[x, m, \sigma] = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} \int_0^x \frac{1}{u} e^{\left\{-\frac{(\ln u - m)^2}{2\sigma^2}\right\}} du ,$$

az eloszlás sűrűségfüggvénye pedig

$$f(x, m, \sigma) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma x} e^{\left\{-\frac{(\ln x - m)^2}{2\sigma^2}\right\}} \quad (x \geq 0) .$$

Látható, hogy a lognormális eloszlás m és σ paraméterével egyértelműen meghatározott Vizsgáljunk meg két, egymástól nagyon eltérő m és σ paraméterrel meghatározott eloszlást (3. 24. ábra). Látható, hogy ha a σ értéke kicsi, akkor a görbe keskeny, csak kis része nyúlik a magasabb tartományba. Ilyenkor kevés lakást jósolunk magas radonszinttel. Ha a σ nagy, akkor a görbe széles, jobban benyúlik a magas tartományba, ilyenkor több magas radonszintű házat várunk.



3. 24. ábra Lakóterek eloszlása légterükben mért radon aktivitáskonzentráció szerint. A baloldalon egy nagyalföldi településen, a jobboldalon egy mátrai településen mért adatok eloszlását mutatják be az oszlopok. A folytonos vonal az illesztett lognormális eloszlást jelöli. Jól látszik, hogy a nagyobb σ' paraméter a magasabb radonszinteken emeli meg az eloszlásgörbe farkát.

Az empirikus eloszláshoz legjobban illeszkedő lognormális eloszlás két paraméterének becsléséről a 3. 4. 2. fejezetben lesz szó.

3. 4. 2. Maximum likelihood módszer

Legyen x_1, x_2, \dots, x_N N különböző lakótérben mért radonszint, amelyeken a lakóterek lognormális eloszlást követnek. Képezzük az úgynevezett *likelihood-függvényt!*

$$L(x_k; m, \sigma) = \prod_{k=1}^N f(x_k; m, \sigma) \quad k=1, 2, \dots, N$$

Az m , illetve a σ paraméter „legjobb” becslése az az m' , illetve σ' mennyiség, amelyre a likelihood-függvény maximális, azaz minden m -re, illetve σ -ra teljesül, hogy

$$L(x_k; m', \sigma') \geq L(x_k; m, \sigma).$$

Ezzel az egyenlőtlenséggel ekvivalens a

$$\ln L(x_k; m', \sigma') \geq \ln L(x_k; m, \sigma)$$

egyenlőtlenség. A szakirodalomban jól érzékelhető előnyei miatt inkább az $\ln L$ függvényt szokták használni, és likelihood függvénynek nevezni.

A likelihood függvénynek azon m , illetve σ értékek mellett van maximuma, amelyekre teljesülnek az úgynevezett *likelihood-egyenletek*.

$$\frac{\partial \ln L(x; m, \sigma)}{\partial m} = \frac{1}{\sigma^2} \sum_{k=1}^N (\ln x_k - m)^2 = 0$$

és

$$\frac{\partial \ln L(x; m, \sigma)}{\partial \sigma} = -\frac{N}{\sigma} + \frac{1}{\sigma^3} \sum_{k=1}^N (\ln x_k - m)^2 = 0.$$

Ezen egyenletek megoldásai a következők:

$$m' = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N \ln x_k \quad \text{és} \quad (\sigma')^2 = \frac{1}{N} \sum_{k=1}^N (\ln x_k - m')^2.$$

A maximum likelihood becsléssel kapott m' paraméter nem más, mint az eredmények logaritmusának számtani közepe, azaz $GM = e^{m'}$. A geometriai standard deviáció definíciójából pedig $GSD = e^{\sigma'}$. Mindez azt jelenti, hogy egy adathalmazt a GM és a GSD ugyanolyan egyértelműen meghatároz, mint a becsült m' és σ' .

3. 4. 3. χ^2 -próba

Úgy osztottuk fel az aktivitáskoncentráció-intervallumot r db, közös elemet nem tartalmazó részintervallumra, hogy azokba körülbelül azonos számú adat essen:

$$y_0 = 0 < y_1 < y_2 < \dots < y_r = \infty.$$

A becsült m' és σ' paraméterek segítségével meghatározható annak a valószínűsége, hogy egy adat az $(y_{j-1}; y_j]$ részintervallumba essen.

$$p_j = \int_{y_{j-1}}^{y_j} f(x; m', \sigma') dx \quad j = 1, 2, \dots, r,$$

vagy

$$p_j = F[y_j, m, \sigma] - F[y_{j-1}, m, \sigma].$$

Az összesen N db mérési eredmény közül az $(y_{j-1}; y_j]$ részintervallumba valójában n_j db adat esett. Vettük a következő statisztikai függvényt:

$$\chi_{Nr}^2 = \sum_{j=1}^r \frac{(n_j - Np_j)^2}{Np_j}.$$

χ_{Nr}^2 értékét adatainkkal ki tudtuk számítani.

Bizonyítható, hogy a χ_{Nr}^2 statisztikai függvény eloszlásfüggvénye az $r-1$ szabadsági fokú χ^2 -eloszláshoz tart, amennyiben $N \rightarrow +\infty$ (Pál, 1996), vagyis⁵

$$\lim_{N \rightarrow \infty} P\{\chi_{Nr}^2 \leq u\} = \int_0^u k_{r-1}(v) dv = K_{r-1}(u).$$

Megmutatható, hogy ha a részintervallumokat körülbelül azonos elemszámúnak választjuk, akkor már nem túl nagy N esetén is elfogadhatjuk ezt az állítást.

A hipotézis igazolásához adjuk meg az α szignifikancia-szintet (általában 0,05), és az

$$\alpha = \int_{\chi_\alpha^2}^{\infty} k_{r-1-s}(v) dv = 1 - K_{r-1-s}(\chi_\alpha^2) \approx P\{\chi_{Nr}^2 > \chi_\alpha^2\}$$

egyenletből számítsuk ki a hozzá tartozó szignifikancia-határt (χ_α^2). Itt s a becsült paraméterek számát jelenti, esetünkben tehát $s = 2$. Ha a mérési eredményekből számított $\chi_{Nr}^2 < \chi_\alpha^2$, akkor azt mondhatjuk, hogy a χ^2 -próba α szignifikanciaszint mellett nem utasítja el azt a hipotézist, hogy a mért eredmények lognormális eloszlást követnek.

Megmutatható, hogy a χ^2 -próba erőssége akkor optimális, ha az intervallumot körülbelül $N^{1/3}$ részintervallumra osztjuk fel. Ügyelni kell azonban arra, hogy minden részintervallumba körülbelül azonos számú, de

⁵ Az egyenletben $k_{r-1}(v) = \frac{v^{(r-3)/2} e^{-v/2}}{2^{(r-1)/2} \Gamma[(r-1)/2]}$, ha $v > 0$.

tíznél több mintaelem kerüljön. Nagy mintaszám esetén előfordulhat, hogy a próba nem utasítja el a lognormális hipotézist akkor sem, ha azt más tesztek (például Kolmogorov) igen. Ezért a χ^2 -próba alkalmazása csak 300-nál kisebb mintaszám esetén javasolt (Pál Lénárd szóbeli közlés).

A 3. 1. 6. és a 3. 4. fejezetben ismertetett matematikai statisztikai eljárások elsajátításánál két forrásra támaszkodhattam. Az egyik Pál Lénárd professzor úr matematikai statisztikáról írt könyve (Pál, 1996). Amennyiben a könyv alapján kérdéseim merültek fel (ez sokszor előfordult), akkor pedig a professzor úr személyesen is szívesen állt a rendelkezésemre.

4. EREDMÉNYEK

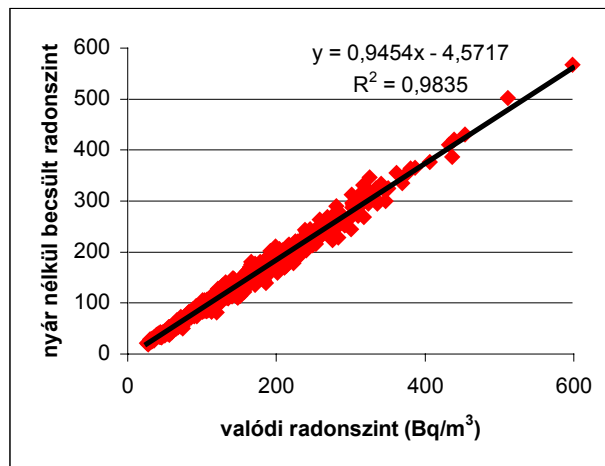
4. 1. Országos radon-adatbázisunk

4. 1. 1. Az éves átlag meghatározása

A RAD Labor a lakásokra jellemző radonszintet három évszak mérési eredményeiből határozta meg (3. 1. 3. és 3. 1. 4. 4. fejezet). Nem adtunk meg radonszintet olyan lakóterek estén, ahol nem volt meg legalább két évszak mérési eredménye. Tapasztalatunk szerint ugyanis egy évszaktól csak nagyon nagy hibával lehet éves átlagot becsülni. Ha csak két évszak eredménye volt meg, akkor a hiányzó harmadikat a RAD Labor kétéves mátradereskei tapasztalataira támaszkodva a következők szerint helyettesítettük:

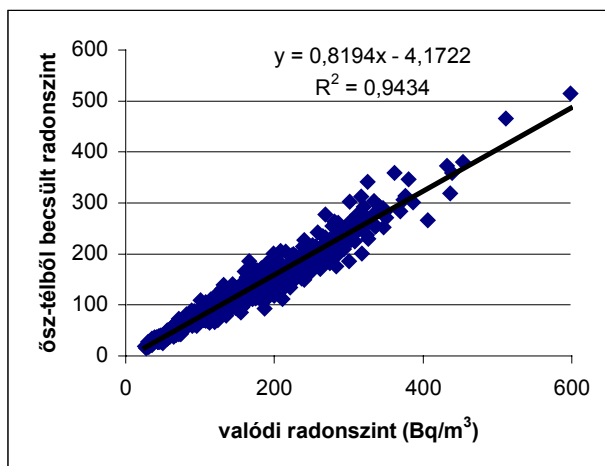
$$\left(\frac{A}{V}\right)_{\text{ősz}} = \left(\frac{A}{V}\right)_{\text{tél}} \quad \text{és} \quad \left(\frac{A}{V}\right)_{\text{tavasz}} = \frac{1}{6} \cdot \left[\left(\frac{A}{V}\right)_{\text{ősz}} + \left(\frac{A}{V}\right)_{\text{tél}} \right].$$

2004-ben Tóth Eszter és Pál Lénárd matematikai statisztikai eljárásokkal megvizsgálta, hogyan lehet egy, kettő, illetve három évszaktól éves átlagot becsülni. Erről a munkáról a RAD Laborban belső jelentés készült *A radonszint jóslhatósága* címmel. A számításokhoz a két teljes éves mátradereskei, illetve az egy teljes éves, Mórágyni Rögön végzett mérések eredményeit használták. A következő ábrák ebből a jelentésből származnak.

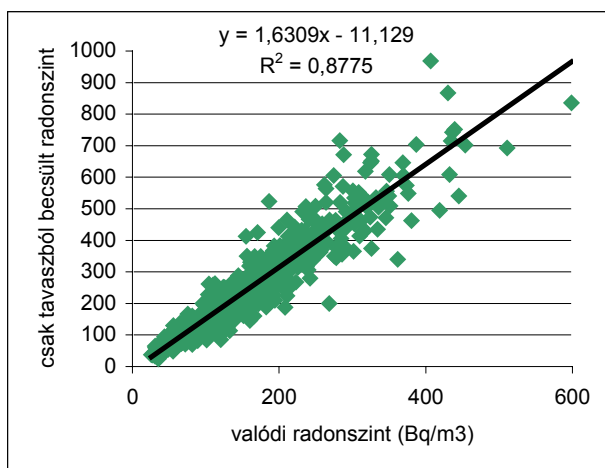


4. 1. ábra A vízszintes tengelyen a négy évszaktól számított, valódi radonszint van, a függőleges tengelyen a három évszak értékeiből számított

nyári adattal megállapított éves átlag. A nyári adatot az őszi és a téli érték átlagának ötödeként számítjuk (3. 1. 4. 4. fejezet).



4. 2. ábra A vízszintes tengelyen a négy évszaktól számított, valódi radonszint van, a függőleges tengelyen az őszből és télből a fent leírt módon becsült tavaszi és a szokásos módon becsült nyári értékekkel számított éves átlag.



4. 3. ábra A vízszintes tengelyen a valódi radonszint van, a függőleges tengelyen a tavaszi eredményekből hagyományosan becsült értékekkel számított radonszint.

Az ábrákból látszik, hogy a három évszaktól történő éves átlag becslés nem tér el jelentősen a valódi értékektől. A két évszaktól becsült éves átlag már

rosszabb eredményt ad, de egy évszaktól már biztosan nem szabad éves átlagot becsülni.

Az egyévszakos mérés azonban tájékozódásra alkalmas. Három hónapos expozícióval már megállapítható, hogy egy-egy vizsgált területen várhatóak-e magas radonszintek. Ezt az elgondolást alkalmaztam, amikor 900 ház mindössze egy tavaszi méréséből meghatároztam azokat a területeket, ahol magas radonszintű házak várhatóak. Erről 2005 tavaszán 13 oldalas belső jelentést készítettem a RAD Labor számára abból a célból, hogy a 2005/06 mérési évben mérendő területeket behatároljuk. (Azóta a kijelölt területen végzett mérések igazolták a jelentésben leírt jóslataimat.)

4. 1. 2. Az országos adatbázis

Minden egyes mérési év összes adatát (radon aktivitáskoncentrációkat, besugárzási napok számát, lakáscímeket, stb.) egy-egy önálló adatbázisban rögzítettük a RAD Laborban. A statisztikai elemzésekhez 2004-ben ezen különálló, éves adatbázisokból létrehoztunk egy nagy, tízéves adatbázist, amely a lakótéri radonméréseink minden használható adatát tartalmazza. Ebben az adatbázisban *csak* azon hálósobák eredményei maradtak, amelyekben legalább két évszakon keresztül mértünk, azaz megbízhatóan meg tudtuk határozni az éves átlagot. A 325 emeleti lakás eredményeit külön adatbázisban rögzítettük. Ebben az adatbázisban is és a földszinti lakások adatbázisában is minden mért ház mellett évszakos bontásban szerepelnek a mért radon aktivitáskoncentrációk és a napok számával súlyozottan kiszámolt éves átlagok.

4. 1. táblázat A mért évszakos radonértékek illetve a belőlük számított éves átlagok darabszáma Magyarország földszinti lakásaiban

mérési év	mért lakások száma			éves átlag
	ősz	tél	tavaszi	
94/95	2669	2787	2588	2846
95/96	4843	4867	4601	4985
96/97	2974	2918	2926	3047
97/98	3257	3274	3118	3324
98/99	1547	1569	1463	1574
99/00	1375	1375	1375	1375
00/01	845	845	845	845
01/02	579	579	579	579
02/03	237	237	237	237
03/04	228	232	233	238
összesen	18554	18683	17965	19050

A 4. 1. táblázatból látható, hogy a tízéves, földszinti lakások adatbázisunk összesen 55202 mérés eredményét tartalmazza. Ezekből 19050 radonszintet határoztunk meg. Voltak azonban házak, amelyeket több éven keresztül mértünk (4. 2. táblázat). Ezek esetében a több radonszint közül a legnagyobbat rendeltük hozzá a lakáshoz. Így végül 15294 földszinti lakás radonszintjét használtuk az elemzésben.

4. 2. táblázat A mért házak száma annak függvényében, hogy hány évig vizsgáltuk őket

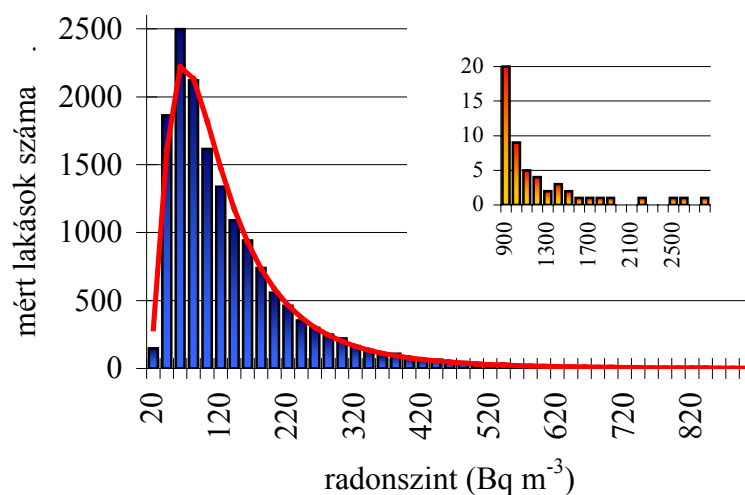
mért évek száma	mért házak száma
1	12928
2	1672
3	383
4	149
5	85
6	46
7	21
8	16
9	3
10	3

4. 2. Az országos adathalmaz jellemzői

A RAD Labor 1994 és 2004 között összesen 15619 hálószoza radonszintjét határozta meg. Az erre az adathalmazra jellemző értékeket a 4. 3. táblázat tartalmazza. Az adatok eloszlását a 4. 4. ábra mutatja.

4. 3. táblázat A mért 15619 lakótér jellemző értékei

Aritmetikai átlag (<i>AM</i>)	131 Bq m ⁻³
Standard deviáció (<i>SD</i>)	131 Bq m ⁻³
Medián	95 Bq m ⁻³
Geometriai átlag (<i>GM</i>)	97 Bq m ⁻³
Geometriai standard deviáció (<i>GSD</i>)	2,13



4. 4. ábra A vizsgált lakások radonszint szerinti eloszlása. Az oszlopok a mért eredményeket, a folytonos vonal pedig az adatokból számított *GM* és *GSD* segítségével megrajzolt illesztett lognormális függvényt mutatja. A kinagyításban a 900 Bq m⁻³-t meghaladó radonszintű lakóterek eloszlása látható.

Az eloszlás ugyan lognormális eloszlásúnak tűnik, de mind a χ^2 -próba, mind a Kolmogorov-teszt $\alpha = 0,05$ szignifikanciaszint mellett elutasítja a lognormál hipotézist. Nem lehet tehát egyetlen lognormális eloszlásból becslést adni a magyarországi földszinti lakások számára adott radonszintek felett. Az eredményeket olyan részhalmazokra kellett bontani, amelyekben a hipotézistesztek nem utasították el a lognormális modellt. Ezért volt szükség a 3. 3. 2. fejezetben ismertetett csoportosításokra emeletek, népességnagyságcsoport illetve tájegységek szerint.

Vannak olyan területek, csoportok, ahol vagy egyáltalán nem mértünk, vagy pedig az adatok kevés száma miatt nem tudtunk tesztelni, így becslést adni (4. 4. táblázat). Így azonban végül nem 15619, hanem csak 15551 lakóter elemzésére volt lehetőség.

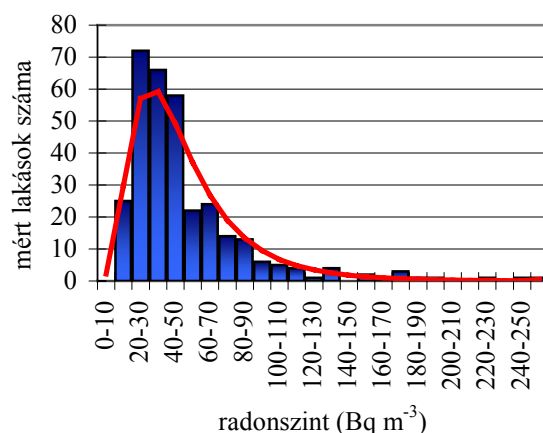
4. 4. táblázat Azok a területek, csoportok, amelyekre nem adtunk becslést

tájegység	csoport népességcsoport	összes földszinti lakásszám	mért
Zempléni-hegység	Falvak	15349	0
Börzsöny-Cserhát	Városok	21405	35
Bükk	Városok	14221	0
Mecsek	Városok	6577	2
Mezőföld	Városok	45635	24
Bp. budai oldal	nagyváros	50204	0
Debrecen	nagyváros	20920	0
Győr	nagyváros	12781	3
Kecskemét	nagyváros	10864	0
Nyíregyháza	nagyváros	11085	4
összesen		209041	68

Magyarországon összesen 4 077 455 lakás van (<http://helynevtar.ksh.hu>). Ebből nem adtunk becslést 209 041 lakásra. Összesen tehát 3 868 414 lakásra létezik becslésünk. Ez a magyarországi lakások 95%-a.

4. 3. Emeleti lakások radonszintje

A KSH adatait (KSH, 2001), valamint a 3. 2. táblázatban bemutatott emeleti/földszinti lakásszám arányokat felhasználva kiszámítottuk, hogy Magyarországon összesen 1,65 millió emeleti lakás van. A RAD Labor ezek közül 325-ben mérte meg a radonszintet. Az eredmények eloszlása a 4. 5. ábrán látható. A χ^2 -próba $\alpha = 0,05$ szignifikanciaszint mellett nem utasította el a lognormális hipotézist. Az adatokhoz legjobban illeszkedő lognormális eloszlás maximum likelihood módszerrel becsült paraméterei: $m' = 3,74$; $\sigma' = 0,57$. Miután ez a 325 adat nem az ország egy kisebb részéről, hanem összesen 42 különböző településről származik, feltételeztük, hogy ezzel az eloszlással Magyarország összes emeleti lakására tudunk becslést adni (4. 5. táblázat).



4. 5. ábra A mért 325 emeleti lakás eloszlása radonszint szerint. Az oszlopok a mért eredményeket, a folytonos vonal pedig a becsült m' és σ' paraméterek segítségével illesztett lognormális eloszlást mutatja.

4. 5. táblázat Az emeleti lakások eredményei

Lakások száma Magyarországon	1648545	
Mért lakások száma	325	
Aritmetikai átlag	50 Bq m ⁻³	
Standard deviáció	35 Bq m ⁻³	
Medián	40 Bq m ⁻³	
Geometriai átlag	42 Bq m ⁻³	
Geometriai standard deviáció	1,77	
A lognormál illesztés paraméterei	$m' = 3,74$ $\sigma' = 0,57$	
	200 Bq m ⁻³ fölött	0,31%
Lakások aránya	400 Bq m ⁻³ fölött	< 0,1%
	600 Bq m ⁻³ fölött	< 0,1%

4. 4. Földszinti lakások radonszintje

4. 4. 1. Nagyvárosi földszinti lakások

Magyarország 100 ezer főnél nagyobb lakosú városai közül hétben végeztünk méréseket. Ezeken a településeken elsősorban a kertvárosi részeken helyeztünk el detektorokat, ahol a földszintes házak dominálnak. A hét nagyváros közül öt olyan volt, ahol a mérések száma lehetővé tette a becslést (lásd korábban: a hipotézis tesztet). Ezt az öt nagyvárost külön-külön strátumoknak tekintettük, és az adathalmazokra egyenként végeztük el a lognormális illesztést, a hipotézis tesztet, illetve a becslést. A χ^2 -próba az öt strátum egyikében sem utasította el a lognormális modellt ($\alpha = 0,05$), bár Budapest esetében a próba eredménye alapján ($\chi^2_{Nr} \approx \chi^2_{\alpha}$) nem lehet eldönteni, hogy a teszt elutasítja-e azt vagy sem. (A Kolmogorov-teszt nem utasította el a lognormális hipotézist.) Az eredményeket a 4. 6. táblázat tartalmazza.

4. 6. táblázat A nagyvárosi földszinti lakás-strátumok eredményei

Nagyváros	földszinti lakások száma	mért		Lakások becsült aránya adott radonszint fölött*			
		m'	σ'	200 Bq m ⁻³	400 Bq m ⁻³	600 Bq m ⁻³	
Bp. pesti oldal	114457	360	3,78	0,55	0,30%	< 0,01%	< 0,01%
Miskolc	18411	123	4,60	0,74	17,27%	2,99%	0,75%
Pécs	16428	135	4,37	0,77	11,39%	1,77%	0,43%
Szeged	17711	121	4,28	0,61	4,74%	0,25%	0,03%
Sz. fehérvár	10362	89	4,02	0,61	1,85%	0,06%	0,01%
összesen	177369	828			3,62%	0,51%	0,12%

* 100 % az adott strátum földszinti lakásainak a száma.

4. 4. 2. Városi földszinti lakások

A városokban összesen 2838 mérést végeztünk. A csoportosítás ebben a népességnagyság-csoportban már nem városonként, hanem tájegységenként történt (3. 3. 2. 3. fejezet). Három területen kevés számú, összesen 61 mérés volt (4. 4. táblázat). Így csak 2777 eredmény csoportosítására volt lehetőség. A mért házakat összesen kilenc strátumba osztottuk. A hipotézis tesztek egyik státumban sem utasították el a lognormális modellt ($\alpha = 0,05$). Az eredményeket a 4. 7. táblázat tartalmazza.

4. 7. táblázat A városi földszinti lakás-strátumok eredményei

Tájegység	földszinti lakások száma	mért száma	m'	σ'	Lakások becsült aránya adott radonszint fölött*		
					200 Bq m ⁻³	400 Bq m ⁻³	600 Bq m ⁻³
Bakony	33619	278	4,43	0,74	12,12%	1,77%	0,40%
BST-dombság	50899	642	4,41	0,65	8,43%	0,72%	0,11%
Északi dombság	11063	99	4,39	0,92	16,13%	4,08%	1,46%
Kisalföld	43453	140	4,36	0,80	12,13%	2,11%	0,56%
Nagyalföld	345310	848	4,33	0,68	7,50%	0,68%	0,11%
Sajó-Hernád völgye	12418	123	4,55	0,84	18,60%	4,32%	1,40%
Vas-Zalai dombság	55982	318	4,10	0,75	5,47%	0,57%	0,11%
Vértes-Dunazug hg.	64409	164	4,21	0,58	2,93%	0,10%	0,01%
Zempléni hg.	7170	165	4,55	0,84	18,55%	4,28%	1,38%
összesen	624624	2777			7,99%	0,95%	0,21%

* 100 % az adott strátum földszinti lakásainak a száma.

4. 4. 3. Falusi földszinti lakások

A falusi lakásokban összesen 11621 mérést végeztünk. Az adatokat – hasonlóan a városi eredményekhez – tájegységek szerint csoportosítottuk. Összesen 24 strátumot hoztunk létre ebben a népességnagyság-csoportban. A hipotézistesztek egyik strátumban sem utasították el a lognormális modellt. Az eredményeket a 4. 8. táblázat tartalmazza. Személyiségi jogvédelem miatt azon strátumok esetén, ahol az érintett települések könnyen azonosíthatóak, szándékosan rövidítéssel jelöltem a strátum nevét. Ilyenek a Mórággyi Rög egyes strátumai, amelyeket F-fel, B-vel és M-mel jelöltem, valamint a Sajó-Hernád völgyének egy települése (X falu). A nagyalföldi strátumoknál a rövidítések a megyék nevét jelölik.

4. 8. táblázat A falusi földszinti lakás-strátumok eredményei

Tájegység	földszin		m'	σ'	Lakások becsült aránya adott radonszint fölött*		
	ti lakások	mért száma			200 Bq m ⁻³	400 Bq m ⁻³	600 Bq m ⁻³
Bakony	75027	393	4,4				
			9	0,65	10,73%	1,04%	0,17%
Börzsöny-Cserhát	50360	1003	5,0				
			4	0,75	36,28%	10,05%	3,42%
BST-dombság	137946	1007	4,5				
			7	0,69	14,47%	1,94%	0,39%
Bükk	15012	351	4,7				
			9	0,63	21,10%	2,91%	0,56%
Északi dombság	35427	746	4,5				
			9	0,62	12,52%	1,16%	0,17%
Kisalföld	88442	471	4,5				
			2	0,66	11,87%	1,27%	0,22%
Mátra	20916	1262	5,0				
			3	0,81	36,84%	11,73%	4,57%
Mecsek	15405	154	4,8				
			7	0,82	29,99%	8,50%	3,09%
Mezőföld	88777	313	4,6				
			1	0,59	12,07%	0,93%	0,12%
MR F.	105	60	5,4				
			6	0,49	62,96%	13,79%	2,74%
MR Baranya	1118	341	4,9				
			4	0,71	30,57%	6,83%	1,96%
MR B.	162	162	4,8				
			3	0,52	18,37%	1,28%	0,13%
MR M.	248	216	4,8				
			8	0,56	22,94%	2,37%	0,34%
Nagyalföld BK	105468	135	4,8	0,53	17,77%	1,25%	0,13%

			1					
Nagyalföld Békés	67930	509	4,6					
			8	0,66	17,59%	2,40%	0,48%	
Nagyalföld Cs- JNkSz	127367	524	4,2					
			3	0,64	4,76%	0,29%	0,04%	
Nagyalföld Heves	44795	105	4,9					
			2	0,53	23,65%	2,15%	0,27%	
Nagyalföld Pest	115460	283	4,1					
			8	0,52	1,63%	0,03%	< 0,01%	
Nagyalf. Sz-HB- BAZ	209692	303	4,2					
			9	0,57	3,69%	0,13%	0,01%	
Sajó-Hernád völgye	53371	903	4,8					
			3	0,71	25,31%	5,00%	1,33%	
X falu	298	153	5,4					
			8	0,61	61,90%	20,47%	6,88%	
Vas-Zalai dombság	81679	357	4,2					
			4	0,54	2,41%	0,05%	< 0,01%	
Velencei hg.	6116	665	4,7					
			3	0,83	24,70%	6,46%	2,25%	
Vértes-Dunazug hg.	76756	1205	4,4					
			2	0,60	7,12%	0,43%	0,05%	
összesen	1417877	11621			11,82%	1,64%	0,41%	

* 100 % az adott strátum földszinti lakásainak a száma

4. 5. A strátumok eredményeinek felösszegezése – országos eloszlás

Miután mind a 39 strátumban elvégeztük a hipotézistesztet, és az nem utasította el a lognormális modellt, strátumonként megbecsültük a legjobb illeszkedő lognormális eloszlás két paraméterét. Az ezen paraméterekkel meghatározott lognormális eloszlás segítségével, ismerve a strátum lakásainak összes számát, minden strátumban megbecsültük az adott radonszintek fölé várható lakások darabszámát. A strátumonként kapott empirikus kumulatív eloszlások felösszegezésével megkaptuk a Magyarországra jellemző empirikus kumulatív eloszlást (4. 9. táblázat).

4. 9. táblázat A magyarországi lakások kumulatív eloszlása radonszintjük szerint

Radonszint (Bqm ⁻³)	Lakások becsült száma az adott radonszint fölött	Lakások becsült aránya* aránya*	Megtaláltak száma
200	228985	5,92 %	2733
300	74763	1,93 %	1136
400	30144	0,78 %	534
500	14118	0,36 %	269
600	7373	0,19 %	155
700	4175	0,11 %	80
800	2515	0,07 %	53
900	1590	0,04 %	33
1000	1045	0,03 %	24
1100	709	0,02 %	19
1200	494	0,01 %	15
1300	352	< 0,01%	13

* 100% az összes magyarországi lakás száma, amelyre becslést tudtunk adni: 3 868 414.

4. 6. Lakótéri toronmérés eredménye

2004 őszén Nézsa tíz lakásában helyeztünk el Raduetet. Mind a tíz lakás olyan volt, ahol lakótéri radonmérést is folytattunk. Ezekben a házakban tehát egyszerre volt kihelyezve egy RSF és egy Raduet detektor. Az eredményeket a 4. 10. táblázat tartalmazza.

4. 10. táblázat A lakótéri toronmérés eredményei

lakás	toron (Bqm ⁻³)	radon raduettel (Bqm ⁻³)	radon RSF-el (Bqm ⁻³)
1	0	656	645
2	185	427	438
3	118	1161	1017
4	132	532	501
5	139	500	454
6	346	730	750
7	0	754	746
8	177	415	322
9	340	424	376
10	0	152	146

A táblázat tartalmazza mindkét radondetektor eredményét, így azokat könnyen össze tudjuk hasonlítani.

4. 7. A Th(B+C) aktivitásmérés eredményei

4. 7. 1. Az α -spektroszkópia eredményei

Az aktiválásokat és a méréseket több sorozatban végeztük, naponként egyet. Az eredményeket a 4. 11. táblázat tartalmazza. Az emanáló belsejében végzett nyomdetektoros toronmérés azt mutatta, hogy az elszívás megnöveli a toron aktivitáskoncentrációját (4. 7. 3. fejezet). Másrészt kiderült az is, hogy az elszívás a mérések reprodukálhatóságát befolyásolja. Emiatt az utolsó mérési sorozatot elszívás nélkül végeztük.

Az eredményeket a 4. 6. és a 4. 7. ábra mutatja. Az ábrán nem jelöltük a biztosan hibás eredményeket, illetve ha egy adott aktiválófeszültségnél több eredményünk is volt, azokat átlagoltuk. Az ábrákon a szaggatott vonalak egyszerű „eye-guide” illesztést jelentenek.

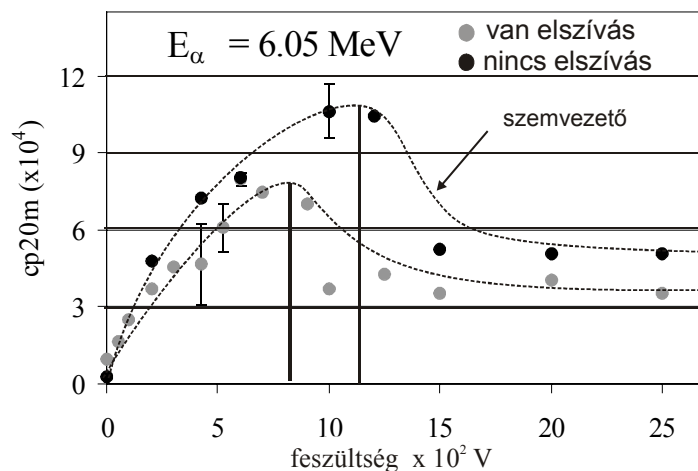
4. 11. táblázat A ^{212}Bi (6 MeV) és a ^{212}Po (8,78 MeV) izotópok beütésszámai az aktiváló feszültség függvényében

1. mérés			mérések elszívással			3. mérés		
Fesz.	cp20m		Fesz.	cp20m		Fesz.	cp20m	
(V)	6 MeV	9 MeV	(V)	6 MeV	9 MeV	(V)	6 MeV	9 MeV
0	1985	2708	300	8655	20880	400	29822	73940
50	3101	7390	400	5972	14697	450	9543	23279
100	4874	11526	400	10290	24780	500	15113	35974
150	1288	3130	550	12542	29804	525	11703	29322
200	7312	17116	550	14413	36524	550	14388	34031
500	9421	21757	550	13734	34574	575	15755	36380
550	9201	20814	1250	8915	21822	600	15893	36693
650	5174	12144	2000	8665	21301	625	17841	40628
800	6052	15642				650	16686	39231
1000	7349	17514				700	26214	61800
1500	6608	15933				800	15693	36528
2500	5594	13407				900	11218	28024

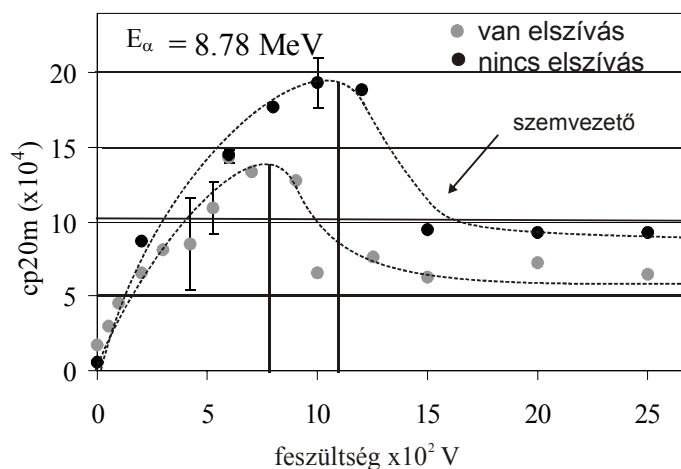
mérés elszívás nélkül

4. mérés

Fesz.	cp20m	
(V)	6 MeV	9 MeV
0	552	1404
200	9378	24546
400	14538	36796
600	16011	41264
800	18790	47961
1000	23548	57649
1000	17755	44093
1000	20652	50871
1200	17650	43360
1500	10366	25082
2000	10820	26438
2500	10933	26362



4. 6. ábra A ^{212}Bi beütésszámai az aktiváló feszültség függvényében elszívással és elszívás nélkül.

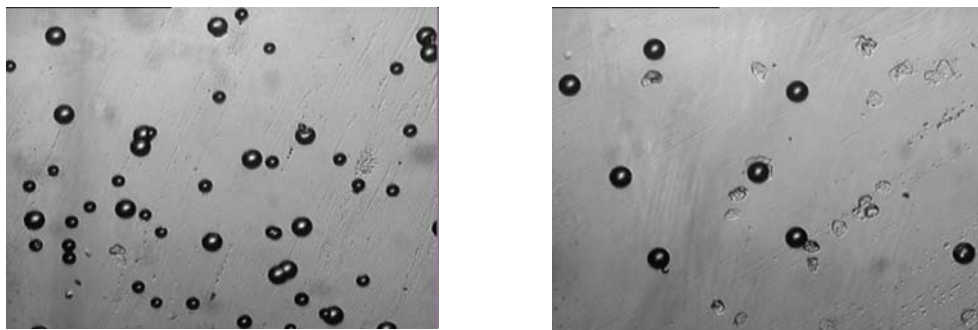


4. 7. ábra A ^{212}Po beütésszámai az aktiváló feszültség függvényében elszívással és elszívás nélkül

4. 7. 2. A nyomdetektoros mérések eredményei

Nyomdetektoros méréseket csak az első mérési sorozatban végeztünk. A nyomdetektor is alkalmas volt arra, hogy a két, különböző energiájú α -részecskét megkülönböztessük egymástól. A kétféle nyom mérete jól megkülönböztethető volt (4. 8. ábra). A nagy átmérőjű nyomok a kisebb (6 MeV), míg a kisebbek a nagyobb energiájú (8,78 MeV) α -részecskéktől származnak. A 6 cm-en elhelyezett detektorra a 6 MeV-es α -részecskék már

nem jutnak el, míg a 9 MeV-es α -részecskék menet közben jelentősen lelassulnak. Így a 6 cm-en elhelyezett detektoron már csak nagy átmérőjű nyomokat találunk a 9 MeV energiájú α -részecskék révén. A nyom-detektorral mért aktivitás-feszültség függvény alakja jól egyezik az α -spektrometriai adatokkal (4. 9. és 4. 10. ábrák).

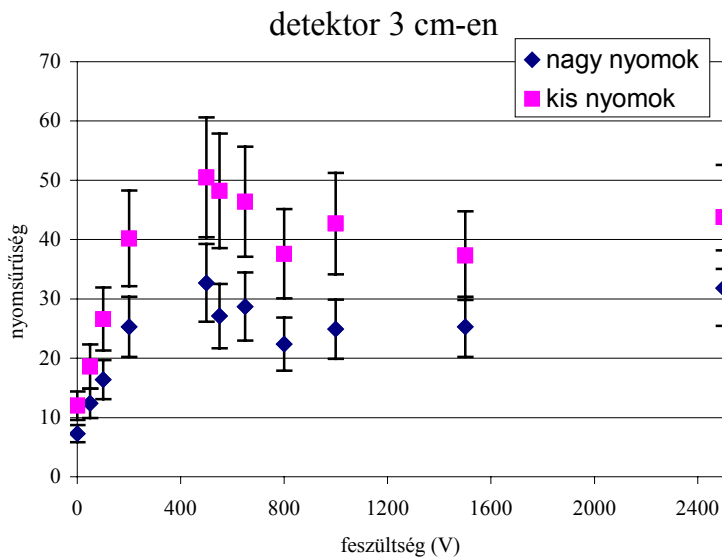


4. 8. ábra A ^{212}Bi és a ^{212}Po α -részecskéinek nyomai. A baloldalon a forrástól 3 cm-re, a jobboldalon pedig egy 6 cm-re elhelyezett detektor képe látható.

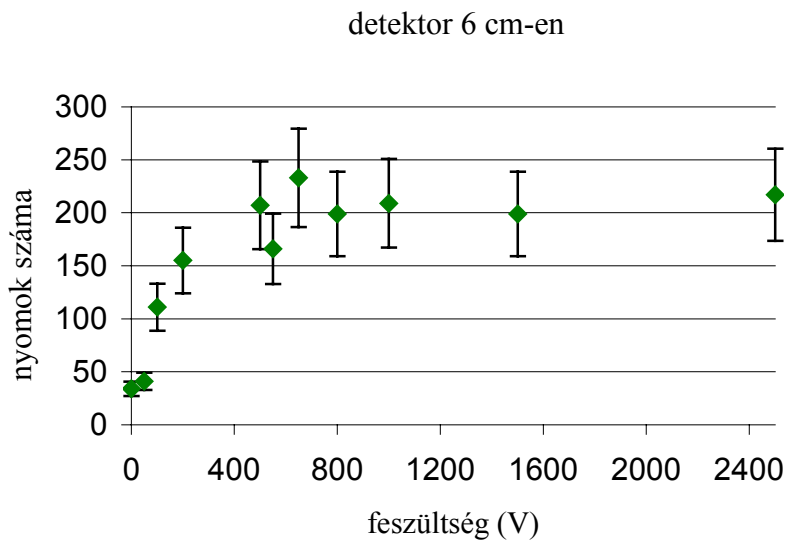
A nyomsűrűség-eredményeket a 4. 12. táblázat tartalmazza és a 4. 9., valamint a 4. 10. ábra mutatja be.

4. 12. táblázat A ^{212}Bi és a ^{212}Po α -részecskéi okozta nyomsűrűségek

fesz. (V)	detektor 3 cm-en		detektor 6 cm-en
	nagy nyomok száma per látómező	kis nyomok száma per látómező	nagy nyomok száma
0	7,3	12,0	34
50	12,4	18,6	41
100	16,4	26,6	111
200	25,3	40,2	155
500	32,7	50,5	207
550	27,1	48,2	166
650	28,7	46,4	233
800	22,4	37,6	199
1000	24,9	42,7	209
1500	25,3	37,3	199
2500	31,8	43,8	217



4. 9 ábra A 3 cm-en elhelyezett detektorok nyomsűrűsége az aktiválófeszültség függvényében. A mérés ábrán is jelzett hibája kb. 20 %.



4. 10. ábra A nyomok száma az aktiválófeszültség függvényében a 6 cm-en elhelyezett detektorokon. A mérés ábrán is jelzett hibája kb. 20 %.

4. 7. 3. A toron aktivitáskoncentrációjának mérése az emanálóberendezés légterében

A harmadik és a negyedik mérési sorozat között megvizsgáltuk az elszívás hatását. Csúsz nyomdetektorokat helyeztünk el az emanáló belsejében a forgatógombon (3. 16. ábra) és azon a szítán, amely az elszívócső kivezetését zárja le. Az eredményeket a 4. 13. táblázat tartalmazza.

4. 13. táblázat A toron aktivitáskoncentrációja az emanáló belsejében elszívással és elszívás nélkül

Mérési hely	Elszívással (nyom/lm)	Elszívás nélkül (nyom/lm)
forgatógomb*	2800	1750
szita	72,13	15,5

* A nagy nyomsűrűség miatt ezek az értékek csak megbecsülhetőek voltak szemmel számolás alapján.

Az elszívás tehát – a várakozásokkal ellentétben – megnöveli a levegő toron aktivitáskoncentrációját.

5. AZ EREDMÉNYEK ÉRTELMEZÉSE

5. 1. A radonmérés eredményei

A RAD Labor 1994 és 2004 között a lakótéri radonméréseket ugyanolyan típusú nyomdetektorral és ugyanolyan kiértékelési eljárással végezte. Emiatt a tíz év mérési eredményei összevethetőek egymással.

5. 1. 1. Emeleti lakások eredménye

Hasonlítsuk össze az emeleti lakások eredményeit a földszinti lakások eredményeivel (5. 1. táblázat)! Az összehasonlítás eredménye megfelel a várakozásainknak (3. 3. 2. 1. fejezet). Az adott radonszintek fölé várható **lakások aránya az emeleteken jelentősen kisebb**, mint a földszinteken lévő lakásoké akár a nagyvárosi, akár a városi, akár a falusi földszinti lakásokat nézzük (5. 1. táblázat).

5. 1. táblázat A mért radonszint-eredmények összefoglalása

Csoport	Lakások száma	Lakások becsült aránya adott radonszint fölött*		
		200 Bq m ⁻³	400 Bq m ⁻³	600 Bq m ⁻³
Emelet	1 648 545	0,31%	< 0,1%	< 0,1%
Nagyvárosi fszt.	1 773 369	3,62%	0,51%	0,12%
Városi fszt.	624 624	7,99%	0,95%	0,21%
Falusi fszt.	1 417 877	11,82%	1,64%	0,41%
Magyarország	3 868 414	5,92 %	0,78 %	0,19 %

* 100 % a csoport teljes lakásszáma

Az egész országot tekintve azon *emeleti* lakások száma, amelyekben 200 Bq m⁻³-t meghaladó radonszintet várunk, mindössze 5064, és csupán 62 lakást becsültünk 400 Bq m⁻³ fölé. Ezek a számok nagyon kicsik összehasonlítva az összes emeleti lakás számával (1,65 millió).

Abból indultunk ki, hogy a lakótéri radon elsődleges forrása a talaj. Ezért élhettünk azzal a feltételezéssel, hogy az összes magyarországi emeleti lakás radonszint szerinti eloszlása közel megegyezik a mért emeleti lakások radonszint szerinti eloszlásával. Vannak azonban kutatások arra nézve, hogy az ország egyes területein használtak olyan építőanyagot, amely jelentősen megnövelheti a lakások radonszintjét (Somlai et al., 1997; Somlai et al., 1998; Németh et al., 2000; Németh és Tokonami, 2004; Somlai et al., 2005).

Ezt a szempontot mi azért nem vettük figyelembe, mert ezen építőanyagok használata ritka illetve illegális.

5. 1. 2. Veszélyeztetett területek Magyarországon

5. 1. 2. 1. Nagyvárosok

A vizsgált nagyvárosok eredményeit összehasonlítva jelentősen nagyobb arányban várunk lakásokat egy-egy adott radonszint fölé Miskolcon és Pécsen, mint a többi városban (4. 6. táblázat). Ezeken a településeken még a 600 Bq m^{-3} radonszintet várhatóan meghaladó földszinti lakások száma sem elhanyagolható, bár nem is nagy összehasonlítva egyes városi illetve falusi strátum eredményeivel. Miskolcon 138, Pécsen 71 olyan földszinti lakást várunk, amelyek radonszintje meghaladja a 600 Bq m^{-3} -t. Ezekben a nagyvárosokban tehát érdemes további méréseket végezni.

5. 1. 2. 2. Városok

A kapott eredmények alapján a Sajó-Hernád völgye, az Északi dombság, valamint a Zempléni hegység városaiban várhatóak legnagyobb arányban magas radonszintű lakások (4. 7. táblázat). Az Északi dombságon ugyan a 200 Bq m^{-3} -t meghaladó radonszintű lakások aránya kisebb, de 400 és 600 Bq m^{-3} -nél már a másik két strátummal közel egyező eredményt ad. Ezek az arányszámok azonban még mindig alacsonyak egyes falusi strátumokhoz képest.

A városi csoportban vannak olyan tájegységek, ahol nem, vagy csak keveset mértünk, de a terület falusi eredményei azt mutatják, hogy a városokban is érdemes lenne méréseket végezni (4. 8. táblázat). Ezek a Börzsöny-Cserhát, és a Mecsek városai. Ezeken a területeken található például Komló (Mecsek) vagy a Börzsöny-Cserhátban Vác, Rétság, Balassagyarmat.

5. 1. 2. 3. Falvak

Az eredmények alapján a legveszélyeztetettebb területek a Börzsöny-Cserhát, a Mátra, a Mecsek és a Mórágai Rög baranyai területe (4. 8. táblázat). Mind a négy strátumban a 200 Bq m^{-3} -t meghaladó radonszintű lakások aránya eléri vagy meghaladja 30 %-ot. Ezeknek a kiugró értékeknek geológiai okai lehetnek, de a radon eredetének pontos meghatározásához további – elsősorban geológiai – vizsgálatok szükségesek. (Az ismert eredmények alapján a Börzsöny-Cserhát falvaiban átfogó felmérésbe kezdünk 2005

szeptemberétől. Ebben a vizsgálatban a terület 2000 lakásában végzünk jelenleg is lakótéri radonméréseket.)

Lakótéri radonszint szempontjából érdekes terület még a Sajó-Hernád völgye, és a Velencei hegység. Erre a két területre nem a 200 Bq m^{-3} -t, hanem a 400 illetve a 600 Bq m^{-3} -t meghaladó lakások aránya hívja fel a figyelmet. A 400 Bq m^{-3} -t meghaladó radonszintű lakások várható aránya a Velencei hegységben $6,46 \%$, míg a Sajó-Hernád völgyében 5% . Ugyanezen arányszámok 600 Bq m^{-3} -nél $2,25 \%$ és $1,33 \%$. Ezek pedig jelentősen nagyobbak a többi strátum megfelelő arányszámaihoz képest.

Két falut önállóan, külön strátumba tettünk a körülöttük lévő többi településtől nagyon eltérő (kiugró) eredményei miatt. Mivel a RAD Labor egyik célja megtalálni a magas radonszintű lakásokat, így ezeken a településeken arányaiban nagyon sok mérést végeztünk. Az egyik a Mórágai Rögön, a másik a Sajó-Hernád völgyében található (MR F. illetve X falu). Az MR F. település a Mórágai Rög gránittömbjének szélére, a gránitmurvára épült. Ebben a faluban az ivóvizet biztosító fűrt kút vize is nagyon gazdag radonban, amely nagy valószínűséggel a gránitmurvából származik (Horváth, 1999; Baradács, 2002c)). A sajó-hernád-völgyi falu határában található agyagbánya agyaga uránban-rádiumban dús, az ebből készült vályogtéglák alkotják a település magas radonos házainak falát (Nagyné et al., 2000).

Zemplénben nem mértünk falvakban. A városi lakások eredményeit látva azonban érdemes méréseket végezni a Zempléni hegység falvaiban is (4. 7. táblázat).

5. 1. 3. Magas radonszintű lakások Magyarországon

Az alkalmazott csoportosítási, majd felösszegzési eljárással a magyarországi lakások 95% -ára, $3,87$ millió lakására tudtunk becslést adni.

A szakirodalomban nagyon sokszor a mért adatok aritmetikai átlagával, mediánjával, geometriai átlagával, geometriai standard deviációjával jellemzik a vizsgált területet, országot (2. 2. és 2. 4. fejezet). A legtöbb kutató célja, hogy megbecsülje a magas radonszintű lakások számát, arányát. Ehhez hipotézisteszttel ellenőrzik, hogy a mért házak száma a radonszint szerint lognormális eloszlást követ-e (2. 7. fejezetet). Sokan megemlítik, hogy a kapott lognormál függvény a magasabb tartományokban kevesebb házat becsül, mint az empirikus eloszlás (Nero et al., 1986; White et al., 1992; Gunby et al., 1993; Bochicchio et al., 2004).

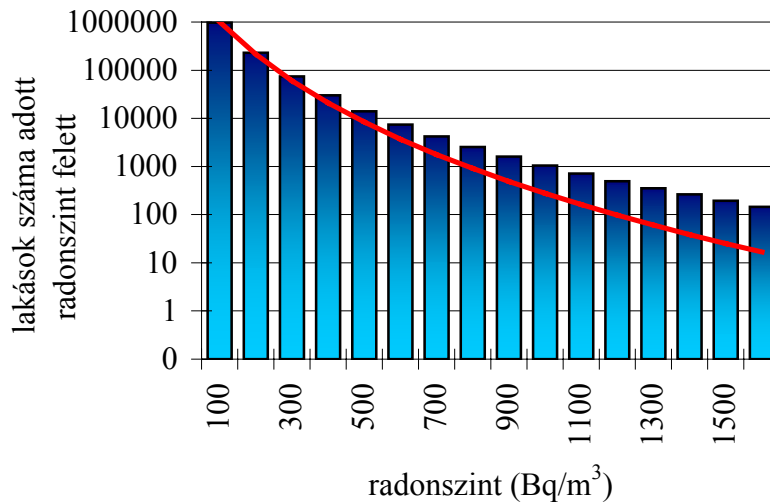
Nero 1986-os cikkében megadja azokat az összefüggéseket, amelyek segítségével a strátumok súlyozott geometriai átlaga és geometriai standard deviációja megadható (Nero et al., 1986). A képletek és 39 strátum alapján kapott magyarországi eredmények a következők (az i -dik strátum lakásainak a száma N_i , geometriai átlaga GM_i , geometriai standard deviációja GSD_i):

$$GM' = e^{\langle m \rangle}, \text{ ahol } \langle m \rangle = \frac{\sum_{i=1}^{39} N_i \cdot \ln GM_i}{\sum_{i=1}^{39} N_i} = 62 \text{ Bq/m}^3,$$

$$GSD' = e^{\langle \sigma \rangle},$$

$$\text{ahol } \langle \sigma \rangle^2 = \frac{\sum_{i=1}^{39} \{N_i \cdot (\ln GSD_i)^2 + N_i \cdot (\ln GM_i)^2\}}{\sum_{i=1}^{39} N_i} - (\ln GM')^2 = 2.07.$$

Magunk is azt tapasztaltuk, hogy amennyiben ezeket a paramétereket használjuk arra, hogy megbecsüljük az adott radonszinteket meghaladó lakások számát, akkor az illesztett lognormál eloszlás a magasabb tartományban alábecsüli az empirikus értékeket (5. 1. ábra).



5. 1. ábra A magyarországi lakások empirikus kumulatív radonszint-eloszlása. Az oszlopok az empirikus kumulatív eloszlást, a folytonos vonal pedig a súlyozott, Nero-féle *GM* és *GSD* alapján illesztett lognormál eloszlást mutatják.

A Mathematica 5.2 program *NonlinearFit* eljárása segítségével a kumulatív eloszlásra lognormális eloszlást illesztettünk. A program megadta az empirikus eloszlásunkhoz legjobban illeszkedő lognormális eloszlás két paraméterét, illetve az ebből számított kumulatív eloszlást. Megadta továbbá a 95%-os konfidencia intervallumokat is. Az m és σ paraméterekre a következő értékek adódtak:

$$m' = 4,067 \text{ (95 \% CI: 4,065 – 4,069)} \quad \sigma' = 0,792 \text{ (95 \% CI: 0,790 – 0,794)}.$$

A program által megadott kumulatív eloszlás az 5. 2. táblázatban található.

5. 2. táblázat Az empirikus kumulatív eloszláshoz illesztett eloszlás

Radonszint (Bq m ⁻³)	Lakások száma	
	Empirikus eloszlás	NonlinearFit 95 % CI
100	964011	967570 – 982380
200	228985	223206 – 231913
300	74763	68936 – 73008
400	30144	25796 – 27764
500	14118	11028 – 12037
600	7373	5200 – 5747
700	4175	2644 – 2956
800	2515	1428 – 1612
900	1590	810 – 923
1000	1045	479 – 551
1100	709	293 – 340
1200	494	185 – 216
1300	352	120 – 141
1400	262	79 – 94
1500	194	54 – 64
1600	146	37 – 44

Az 5. 2. táblázatban látható, hogy 300 Bq m⁻³ felett a NonLinerFit illesztés 95 %-os konfidencia intervallumának felső határai is végig alatta maradnak az empirikus értékeknek. Az empirikus eloszlás tehát nem követ lognormál

eloszlást. Amennyiben a magyarországi lakások radonszint szerinti eloszlását kívánjuk jellemezni, akkor ezt nem tehetjük meg semmilyen lognormális eloszlással. Akkor járunk el helyesen, ha az empirikus kumulatív eloszlást adjuk meg (4. 9. táblázat).

Összességében elmondhatjuk, hogy Magyarországon vannak olyan területek, ahol magas radonszintű házakat várunk, illetve ahol ezen lakások aránya nagy (4. 7. és 4. 8. táblázat). Az országban vannak olyan lakások, amelyek radonszintje meghaladja bármely nemzetközi gyakorlatban alkalmazott határértéket. (Magyarországon még nincs törvényi szabályozás, így magyar határértékkel nem tudtam összehasonlítani az eredményeket.) Ezeknek a lakásoknak a felkutatása, a mentesítés segítése a RAD Labor vállalt feladatai közé tartozik.

A RAD Labor 1994 és 2004 között a magyarországi lakások 0,4 %-ában határozta meg a radonszintet. Azon lakások közül, amelyekben 600 Bq m^{-3} -t meghaladó radonszintet becsülünk 2,1 %-ot sikerül eddig megtalálnunk (4. 9. táblázat). Ez is mutatja, hogy a RAD Labornak valóban célja a magas radonos lakások felkutatása, és ezt a kutatási programja helyesen tükrözi. (A többi 600 Bq m^{-3} feletti lakás – 97,9 % – megtalálása érdekében a méréseket tovább kell folytatnunk.)

5. 2. A toronmérés eredményeinek értelmezése

5. 2. 1. Lakótéri toronmérések

A tíz lakótér közül háromban az eredmény nem utal a toron jelenlétére. A másik hét szobában viszont nem elhanyagolható toron aktivitáskoncentrációt mértünk. Közülük kettőben (6. és 9. lakás) a mért érték magas volt.

Összehasonlítva a két radondetektor eredményeit látható, hogy azok hibán belül azonos eredményt adnak. Mindössze egyetlen kivétel van: a 8. lakás, ahol a két érték eltérése 22%.

Az alkalmazott detektor, a Raduet illetve kiértékelési eljárás alkalmasnak tűnik arra, hogy azzal országos szinten végezzünk lakótéri toronméréseket.

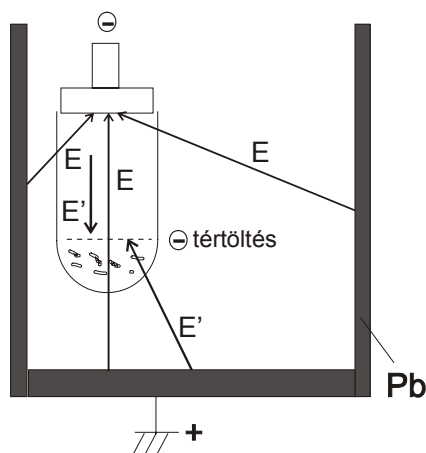
5. 2. 2. Kísérleti eredmények

5. 2. 2. 1. Az emanáció aktivitásának változása az aktiválófeszültség függvényében

Összehasonlítva a kétféle mérés technikát, nagyon hasonló eredményeket látunk (4. 6., 4. 7., 4. 9. és 4. 10. ábra). A görbék alakja világosan mutatja, hogy az adott geometriai elrendezésben van egy optimális térerősség az aktivitás-feszültség függvényben, ami azt jelzi, hogy a toron

bomlástermékeinek az elektromos erők fontos szerepet játszanak. Mindegyik esetben azt tapasztaltuk, hogy az emanáció aktivitása nő az aktiválófeszültség függvényében, míg el nem ér egy maximumot. Ez az eredmény megfelel a várakozásainknak. Ezután azonban egy egyértelmű visszatörés következik be a függvény menetében. Akármelyik ábrát nézzük, ez a visszatörés látható, tehát nem lehet véletlen eredmény. A visszatörés után pedig beáll egy egyensúlyi érték. Ezután hiába növeljük az aktiválófeszültséget, a beütésszámok alig változnak.

Ezt a visszatörést hipotézisünk szerint a tértöltés hatása okozza. Az ionizáló részecskék az elektrosztatikus tér hatására a forrás és a negatív elektróda között gyorsulva mozognak. Pályájuk mentén ionizálják a levegő részecskéit. Minél nagyobb a mozgási energiájuk, annál több ionizációra képesek. Minél nagyobb tehát az aktiválófeszültség, annál több ionizáció történik. Az így keletkezett töltéssel rendelkező részecskék a térnek megfelelően vándorolnak. A pozitív ionok a negatív elektródára, míg a negatívok forrás felületére, illetve az üveg falára ülnek ki. Az így felhalmozódó töltések pedig ellentét képeznek az eredeti térrel szemben (5. 2. ábra).



5. 2. ábra Az ellentér kialakulása az emanáló berendezés belsejében

Ha az aktiválófeszültség kicsi, akkor kevés ionizáció történik, és a keletkezett ionok is lassan vándorolnak, nagy a rekombináció valószínűsége. Az így keletkezett ellentér térerőssége oly kicsi, hogy nem befolyásolja lényegesen a mérést. Ha a feszültséget tovább növeljük, akkor az ellentér erőssége annyira megnő, hogy jelentősen gyengíti az eredeti térerősséget. Ez okozhatja a visszatörést. Ha az eredeti térerősséget tovább növeljük, beáll egy egyensúly az eredeti térerősség és az ellentér között, amely megfelel a gázkiszüléseknél tapasztalt tértöltési effektusnak. Ez azt jelenti, hogy a toron bomlástermékeinek lerakódását az elektromos erőtér szerkezet nagyon

befolyásolja, azaz a nagyfeszültségű vezetékek környezetében és viharok idején a kigyűjtés hatásfoka jelentősen változhat.

5. 2. 1. 2. Az elszívás hatása a kigyűjtésre

A mért adatok alapján megállapítható, hogy az elszívás egyértelműen befolyásolja a kigyűjtés mennyiségét mind a ^{212}Bi , mind a ^{212}Po esetén.

Az elszívás hatására különböző kis légáramlatok indulnak meg az emanáló edény légterében. Mivel a berendezés nem zár hermetikusan, így az emanálóberendezésben is kialakulnak légáramlatok. Ezek az áramlatok felkavarhatják a levegőt a mintatartó üveg belsejében, ezáltal jelentősen befolyásolhatják a bomlástermékek mozgását. Ez eredményezheti, hogy a beütésszámok értéke, valamint a görbék maximuma nem egyezik az elszívással és az elszívás nélkül végzett aktiválások esetén.

Ez a tartóedényben kialakuló légáramlat befolyásolhatja a toron és bomlástermékeinek a gyűjtőelektróda felületére történő kiülését. Ez pedig azt jelenti, hogy elszívással nem lehet biztosítani a kigyűjtés reprodukálhatóságát.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

6. 1. Előzmények

A lakótéri radon elsődleges forrása a talaj. A talajból beszivárgó radon a lakások nyílászáróinak egyre jobb szigetelése következtében a lakóterekben nagy aktivitáskoncentrációt érhet el. Epidemiológiai kutatások jelenleg úgy becsülik, hogy 200 Bq m^{-3} lakótéri radonszint felett a tüdőrák relatív kockázata 1,33 (Pavia et al., 2003), amely 100 Bq m^{-3} -enként 0,15-0,2 értékkel nő (Lagarde et al., 1997).

A 70-es években kezdődtek el a lakótéri radonmérések világszerte. Az egyik legfontosabb cél az volt, hogy megtalálják azokat a paramétereket, amelyek az átlagosnál több magas radonszintű lakást valószínűsítene. A másik cél, a paraméterek alapján kijelölt lakáscsoportokban megtalálni azokat a lakásokat, amelyekben valóban magas a radonszint. Ezeken túlmenően néhány reprezentatív mintavétellel történő felmérést is találhatunk.

Az elmúlt évek lakótéri radonmérései azt mutatták, hogy bizonyos esetekben (ha a lakás tóriumban gazdag kőzetre épült, vagy tóriumtartalmú a falfesték), akár a radonhoz hasonló nagyságrendű toronszintek is előfordulhatnak. Ezért az utóbbi időben a lakótéri radonmérések is előtérbe kerültek.

Magyarországon az első kiterjedtebb radonvizsgálatok Tóth Árpád nevéhez fűződnek (Tóth, 1972; Tóth, 1978). Később az egész országot érintő méréseket az ATOMKI és az OSSKI végzett hazánkban (Somogyi et al., 1989; Nikl, 1996). Az elmúlt tíz évben a magyar, radonméréssel foglalkozó kutatóintézetek (ATOMKI, Eötvös Egyetem, OSSKI, Veszprémi Egyetem) elsősorban nem országos lakótéri felméréseket végeztek. Kutatási területeik inkább a barlangok mérése (Hakl et al., 1997a; Kávási et al., 2003), ivóvizek, forrásvizek és termálvizek radontartalmának meghatározása (Hakl et al., 1996; Hakl et al., 1997b; Vásárhelyi et al., 1997; Baradács et al., 2002a; Szerbin és Köteles, 1999; Kasztovszky et al., 2000; Kovács et al., 2003), lokális lakótéri radon-anomáliák alapos feltérképezése, értelmezése (Somlai et al., 1997; Németh et al., 2000; Somlai et al., 2005; Gorjánác et al., 2006), radon-méréstechnika fejlesztése (Csige, 1997; Csige és Csegzi, 2001; Hunyadi et al., 1999; Baradács et al., 2002b) voltak.

A RAD Labor, amely 1992-ben alakult, az első két évben a mátradereskei lakásokban végzett radonméréseket. 1994-ben indította el az országos radonmérő hálózatát, amely azóta is működik. 2004-ig több, mint 15 ezer magyarországi hálószoba éves átlagos radon aktivitáskoncentrációját, azaz radonszintjét határozta meg (Hámori et al., 2004; Hámori et al., 2006a).

Magam 1997 óta veszek részt a RAD Labor munkájában. Az első évben főleg a detektorok kiosztása, beszedése és kiértékelése volt a feladat. Később részt vettem a radonméréssel kapcsolatos ismeretterjesztő előadások megszervezésében, megtartásában, valamint saját diákjaink labormunkájának irányításában is. 2004 nyarán kezdődött az a munka, amely az addig mért lakások radonszintjeinek elemzésével foglalkozott. Ennek a munkának az eredményeként jött létre többek között a jelen Ph.D. dolgozat.

A nemzetközi ajánlások alapján (ICRP 65) Magyarországon a munkahelyeken éves átlagban 1000 Bq m^{-3} -ben határozták meg a „*cselekvési szint*”-et, amely felett be kell avatkozni (EüM rendelet, 2000). A rendelet azonban sem a lakótéri, sem az ivóvízben lévő radonnal kapcsolatban nem foglal állást. A lakóterekre és az ivóvízre vonatkozó cselekvési szintet meghatározó rendelet azóta sem született meg.

6. 2. Célok

A költséghatékony cselekvési szint megállapításához a döntéshozóknak tudniuk kell, hogy Magyarországon hány lakás várható adott radonszintek felett. Ha ugyanis nagyon alacsony cselekvési szintet határoznak meg, akkor indokolatlanul sok lakást kell mentesíteni. Ha pedig túl magasat, akkor még mindig sokan kaphatnak tüdőrákot a radon miatt (Kanyár et al, 2004).

Az egészségügyi hatóságoknak pedig azt érdemes tudniuk, hogy mely területeken várható az átlagosnál nagyobb arányban magas radonszintű lakás.

A RAD Laborban végzett munkámnak a magyarországi lakótéri radonszint mérések és elemzések során a következő céljai voltak:

1. Minél több magyarországi lakás radonszintjének meghatározása. A vizsgált tájegységek, települések, lakások kiválasztásánál törekedtünk arra, hogy méréseinkkel az országot minél jobban lefedjük.

2. Megtalálni azokat a területeket Magyarországon, amelyeken magas lakótéri radonszint az átlagosnál nagyobb arányban fordul elő.

3. Az országos kumulatív eloszláshoz vezető matematikai statisztikai eljárások alkalmazhatóságának, illetve a kapott eredmények megbízhatóságának vizsgálata.

4. Országos kumulatív eloszlás meghatározása, amelyből leolvasható bármely radonszintet meghaladó lakások várható számaránya illetve száma.

További célok a lakótéri radonmérések és elemzések mellett:

5. A toron viselkedésének vizsgálata kísérletekkel.

6. Lakótéri toronmérés megkezdése.

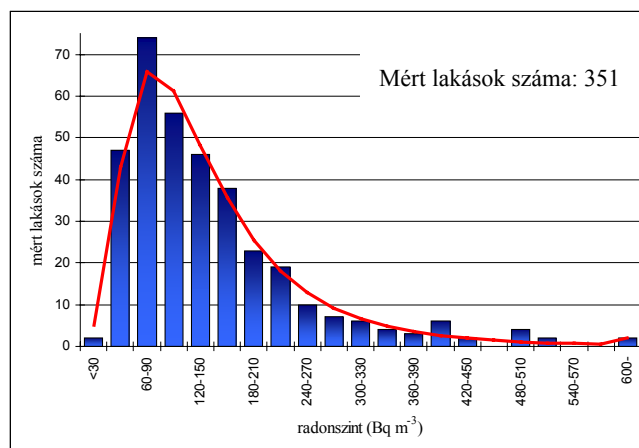
6. 3. Módszerek

Mérés: A RAD Laborban a lakótéri radonméréseket zárt CR-39 nyomdetektorral végeztük. A vizsgált szobában összesen három detektort osztottunk ki, három különböző évszakban: ősszel, télen és tavasszal. A szobára jellemző radonszintet a három aktivitáskoncentráció értékéből határoztuk meg. (Nem számítottunk radonszintet azokra a szobákra, ahol nem állt rendelkezésünkre legalább két évszak mérési eredménye).

Mintavétel: A detektorok kiosztását, beszedését, adminisztrációját a mért települések iskoláinak tanárai és diákjai végezték. Szintén ők értesítették a lakókat a lakásokban mért eredményekről.

Csoportosítás: Ha a lakások geológiaiailag, házszerkezet szempontjából, illetve a lakók életmódja szerint közel homogén sokaságból származnak, akkor eloszlásuk a radonszinteken jól közelíthető lognormális eloszlással (Nero et al., 1986; White et al., 1992; Miles, 1998a; Miles 1998b). Az adott radonszintek fölött várható lakások számarányát megbecsülhettük a lognormális eloszlás segítségével, ha a mért lakásokat homogén csoportokra osztottuk. A csoportosítás szempontjai mindig valamilyen geológiai, házszerkezeti háttérrel takartak. Külön vizsgáltuk az emeleti lakások radonszintjeit, mert a radon lényegesen sűrűbb a levegőnél. A földszinti lakásokat népességnagyság szerint csoportosítottuk. Így kívántuk figyelembe venni a városi és falusi házak között meglévő házszerkezeti különbségeket. Harmadik csoportosítási szempontunk a geológia-geográfia volt. Kezdetben nagy tájegységeket választottunk. Ha egy adott területen a lognormális eloszlás alkalmazását a hipotézis tesztek elutasították, akkor a térséget további kisebb egységekre bontottuk. Ezt mindaddig végeztük, amíg nem tudtuk az országot lefedni olyan tájegységekkel, amelyekben a lakások radonszintek szerinti eloszlására lognormális eloszlás volt illeszthető $\alpha = 0,05$ szignifikancia szinten. (1. ábra).

Statisztika: Az eredményekhez legjobban illeszkedő lognormális eloszlás paramétereit maximum likelihood módszerrel határoztuk meg (1. ábra). Azt a feltevést, miszerint a eredmények eloszlása jól közelíthető lognormális eloszlással, χ^2 -próbával ellenőriztük. Csak azon adathalmazok esetében alkalmaztunk lognormális illesztést, ahol a χ^2 -próba $\alpha = 0,05$ szignifikanciaszinten nem utasította el a lognormális modellt. Azokat a csoportokat, amelyek esetében a lognormális modell alkalmazható, stratumoknak nevezzük.



1. ábra A Bükk tájegység 10 ezer főnél kisebb településein mért lakások eloszlása a radonszinteken. Az oszlopok a mért lakásokat, a piros görbe pedig a maximum likelihood módszerrel illesztett lognormális eloszlást mutatja. A χ^2 -próba $\alpha = 0,05$ szignifikanciaszinten nem utasította el a lognormális modellt.

Területi és országos eloszlások: Az illesztett lognormális eloszlások segítségével minden strátumban megbecsültük, hogy mennyi lakás várható adott radonszintek felett. A strátumok megfelelő adatainak felösszegzésével pedig megkaptuk az országra jellemző kumulatív eloszlást.

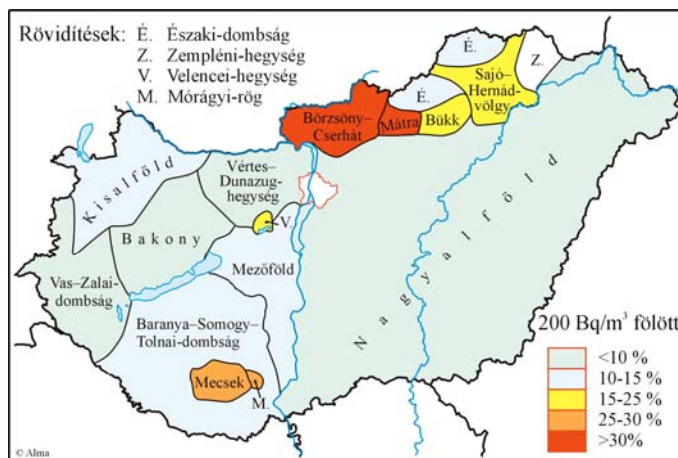
Toronkísérlet: A toron viselkedését Th(B+C) emanációval vizsgáltuk. A minták aktiválását a Debreceni Egyetem Kísérleti Fizikai Tanszékének emanáló-berendezésével végeztük. Az aktivitásokat az SBSi α -spektrometrián kívül CR-39 nyomdetektorral is megmértük.

Lakótéri toron: A lakótéri toronméréseket a Radosys kft. Raduet elnevezésű radon-toronmérő detektorával végeztük. A két detektor két CR-39 nyomdetektor, különböző típusú dobozokba zárva. Az egyik doboz főként a radont engedi be, míg a másik radont és a toront is. A Radueteket egy évszakra helyeztük ki olyan szobákba, ahol korábbi radonméréseink alapján a toron jelenlétét is valószínűsíthetjük.

6. 4. Eredmények

Tudományos munkám során kapott eredmények az alábbi pontokban foglalhatók össze:

1. 1997 és 2004 között közel 8 ezer magyarországi lakás radonszintjét határoztuk meg. Ezen munka során körülbelül 25 ezer detektort helyeztünk ki, szedtünk be és értékeltünk.
2. A RAD Labor által 1994 és 2004 között mért lakótereket geológiai és házszerkezeti szempontok alapján strátumokba tudtuk csoportosítani.
3. A lognormális eloszlás segítségével minden strátumban megbecsültük azon lakások számát, amelyekben a radonszint egy-egy adott értéket meghalad. Jelen dolgozatban ezek közül a 200, a 400 és a 600 Bq m⁻³-re vonatkozó értékeket mutatom be területenként.
4. Vizsgálataink megmutatták azokat a területeket Magyarországon, ahol a lakások több, mint 30 %-ában várható 200 Bq m⁻³-t meghaladó radonszint. Ezen területek a Mátra és a Börzsöny-Cserhát (2. ábra), valamint egyes települések: Kővágószőlős és még két, anonimitást kérő község.



2. ábra A 200 Bq m⁻³-t radonszintet meghaladó lakások aránya Magyarország különböző tájegységein. A térkép csak a 10 ezer főnél kisebb lélekszámú településekre vonatkozik.

5. Megadtuk Magyarország lakásainak 95 %-ára vonatkozó országos kumulatív eloszlást. Ebből leolvasható, hogy hazánkban mennyi lakás várható adott radonszint fölött.

6. Meghatároztuk a Th(B+C) emanáció aktivitásának a begyűjtési feszültségtől való függését az általunk alkalmazott emanáló elrendezésben. A minta aktivitása kezdetben a feszültséggel együtt nő. Egy bizonyos tartományban azonban a minta aktivitása csökken az aktiváló feszültség növelésével. A csökkenő szakasz után egyensúlyi helyzet áll be: a minta aktivitása nem változik a feszültség növelésével. A jelenséget az emanálótérben megjelenő tértöltés hatásával magyaráztuk.

7. Kimutattuk, hogy az emanálóban történő elszívás jelentősen befolyásolja a minta aktivitását. Bármely aktiváló feszültség mellett szignifikánsan nagyobb volt a minta aktivitása, ha nem volt elszívás, mint amikor működött a ventilátor.

8. Igazoltuk egyben, hogy az aktiváció csak elszívás nélkül reprodukálható. Ugyanakkora feszültségen aktivált minták aktivitásának szórása jelentősen nagyobb a statisztikus hibánál, ha az elszívás működik.

9. Alkalmaztuk a Raduet detektort lakótéri radon- és toronmérésekre. Egyes lakásokban a toron aktivitáskoncentrációja összemérhető volt a radonéval, amely miatt szükségesnek látjuk ezen vizsgálatok folytatását.

7. SUMMARY OF THE THESIS

Nuclear measurement techniques for analysis of radioactive gases

Premises

The main source of indoor radon is the soil. The activity concentration of the radon coming from the soil can reach higher and higher values due to the better and better insulation technique of dwellings. Present epidemiological researches show the relative risk of lung cancer is 1.33 above 200 Bq m⁻³ (Pavia et al, 2003), and the relative risk increases by 0.15 – 0.2 per 100 Bq m⁻³ (Lagarde et al., 1997).

The indoor radon surveys started in the 1970ies all over the world. One of the most important aims was to find parameters that can predict higher than average radon activity concentrations in an area. Within the given area another aim was to find particular dwellings with high radon levels. Beyond these some truly random and representative sampling were done in a few countries.

There were some thoron surveys in the last years. In some dwellings the radon activity concentrations were commensurable with thoron activity concentrations (if the dwelling was built upon thorium rich soil, or if the wall paint contains thorium). That is why the thoron surveys come to the front in these days.

In Hungary Árpád Tóth carried out the first wider indoor radon surveys. (Tóth, 1972; Tóth, 1978) Later the INR^a and NRIRR^b performed indoor radon surveys covering the whole country (Somogyi et al., 1989; Nikl, 1996). These large research institutes working on radon problem (INR, Eötvös University, NRIRR, University of Veszprém) did not carry out nation wide indoor radon surveys in the last 10 years. Their main fields on radon were rather on measurements in caves (Hakl et al., 1997a; Kávási et al., 2003), determining of radon concentrations in drinking waters, spring waters, and thermal waters (Hakl et al., 1996; Hakl et al, 1997b; Vásárhelyi et al., 1997; Baradács et al., 2002a; Szerbin és Köteles, 1999; Kasztovszky et al., 2000; Kovács et al., 2003), detailed mapping and interpretation of local anomaly of indoor radon in some settlements (Somlai et al., 1997; Németh et al., 2000; Somlai et al., 2005; Gorjánáczi et al., 2006), and developing radon measurement technique (Csige, 1997; Csige és Csegzi, 2001; Hunyadi et al., 1999; Baradács et al., 2002b).

^a Institute of Nuclear Research of the Hungarian Academy of Sciences

^b National Research Institute for Radiobiology and Radiohygiene

The RAD Labor (founded in 1992) measured the radon activity concentrations in almost all the homes in Mátraderecske between 1992-1994. The nation wide radon survey by the RAD Labor was started in 1994, and the works continue these days. The RAD Labor has measured the annual mean of radon activity concentrations, i.e. radon levels in more than 15000 Hungarian homes between 1994 and 2004 (Hámori et al., 2004; Hámori et al., 2006a).

I am working at RAD Labor from 1997. In the first year my tasks were the distribution, collection, etching, and counting of tracks of the detectors. Then I took part in the organizations of the public relation of the RAD Labor, I gave lectures with demonstrations in the settlements before the detector distributions, and I prepared and directed the students for labor works. The analysis of the 15000 radon levels measured between 1994 and 2004 started in Summer 2004. The present PhD dissertation introduces the methods, the results, and the discussion of this work.

On the base of international recommendations (ICRP 65) there is a statutory rule on workplace radon, namely action should be done above 1000 Bq m⁻³ as annual mean (regulation by the Hungarian Health Department, 2000). There is no statement on the indoor radon and on the radon in drinking water in the Hungarian regulation till these days.

Aims

Decision makers have to know the national radon level distribution, i.e. how many homes can be expected above given radon levels when they determine the action level in a cost effective way. If they choose a too low action level then too many homes have to be mitigated. On the other hand: too high action level can leave too many people at high risk of lung cancer (Kanyár et al, 2004).

Health authorities have to know the regions of higher indoor radon levels of the country to urge measurements, to inform the population, and to help in mitigation in the region.

During the measurements and the analysis of the Hungarian indoor radon levels my work in the RAD Labor had the following aims:

1. To determine indoor radon levels in Hungary as many as it was possible. There was an intention to cover the whole country by the survey.
2. To find regions of Hungary where the proportion of homes above a given (high) radon level is larger than average.
3. Analyzing the applicability of mathematical statistical methods and the confidence of the gained results, which led to the national cumulative distribution.

4. To determine the national cumulative distribution from which one can read directly the proportion or the number of homes above any given radon level.

Further aims above these indoor radon surveys and interpretations:

5. Experimental study of thoron behavior.
6. Starting with indoor thoron survey.

Methods

Measurement: The indoor radon activity concentrations were measured by closed CR-39 track detectors, the detector container being a plastic cylinder with a threaded cap (diameter 4 cm, height 6 cm). In a given room, the radon activity concentration was measured three times, each measurement lasting about 3 months (autumn, winter, and spring). The radon level was calculated from the three measured radon activity concentrations. (Due to the too large error we did not determine radon levels in dwellings from where we had only one seasonal data.)

Sample taking: The rooms sampled were based on volunteers, where teachers facilitated the distribution of samplers.

Methods of stratification: If the set of dwellings were homogenous from the point of view of geology, of the house structure, and of the life style of inhabitants, then the distribution of dwellings on the radon levels can be approximated by lognormal distribution (Nero et al., 1986; White et al., 1992; Miles, 1998a; Miles 1998b). We were able to estimate the proportion of dwellings above any given radon levels, when we were able to create a set of homogenous dwellings. The points of view of grouping were somewhat physical reasons, as geology or as parameters of house structure. Dwellings of higher level than first floor were analyzed in one set, because the density of radon is 7.5 times larger than it is of air reducing its availability from first floors and upwards. The first floor dwellings were separated into sets based upon the population sizes of settlements. This separation reflects the differences of house structures between the houses of cities and villages. The third point of view was the geography and geology. At the beginning larger area of the country were chosen. When the hypothesis tests rejected the application of the lognormal distribution at a given region, then the region was divided into smaller region. This grouping was improved until the distribution of radon levels in set of dwellings became lognormal according to the hypothesis test at a level of significance $\alpha = 0.05$ (Figure 1).

Statistics: Assuming that the measured data follow a lognormal distribution, the parameters m and σ of the normal distribution of the logarithm of the measured data were estimated by the maximum likelihood method (Figure 1). The hypothesis that the data set followed the lognormal distribution was tested by the χ^2 -probe at a level of significance $\alpha = 0.05$. The lognormal model was used only in those groups where the hypothesis test did not reject it. These sets of dwellings were called *stratum*.

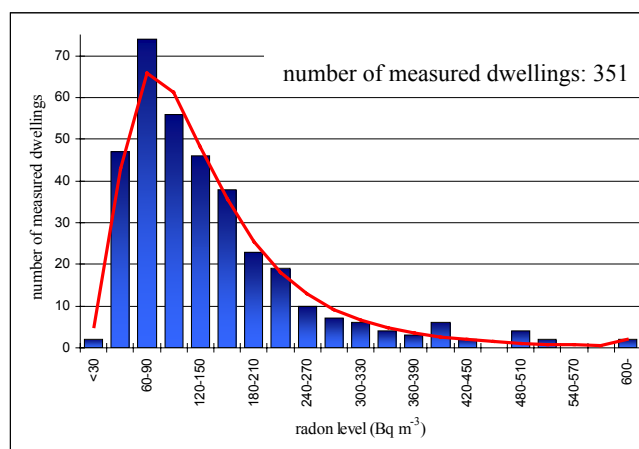


Figure 1 Dwellings distribution on measured radon levels in settlements of population sizes less than 10000 people in the Mountains Bükk. Columns show the number of measured dwellings, red line shows the best fit lognormal distribution. The lognormal model was not rejected by the χ^2 -test at a level of significance $\alpha = 0.05$.

Distribution of regions and the national distribution: The number of dwellings above the given radon levels can be estimated in each stratum using parameters m and σ of the best fit lognormal distribution. The national empirical cumulative distribution was determined by summing the estimated numbers of dwellings above the given radon levels in each stratum.

Thoron experiments: Investigations on electrostatic collection of thoron decay products as a function of field strength in a special source-electrode arrangement have been performed. Yields of the decay products vs. field strength were measured by solid state silicon and also by CR-39 track-etched detectors.

Indoor thoron: Indoor thoron measurements were performed by Raduet radon and thoron detector-pairs made by Radosys, Hungary. The two CR-39 plastic detectors were placed in two different containers. One of the containers is

closed enough not to let entering thoron of short half life time, while the other allows to enter both radon isotopes. Raduet were placed into rooms for one season, where previous radon measurements indicated a possible thoron enhancement.

Results

The results of my scientific work can be summarized as follows:

1. Radon levels in about 8000 Hungarian homes were determined between 1997 and 2004. During this time interval 25 000 detectors were distributed and analyzed.

2. Indoor radon levels measured by the RAD Labor between 1994 and 2004 were apportionable into strata based upon geology and house structure. (Note: One can speak stratum if and only if the distribution of dwellings of the stratum on radon levels follows lognormal distribution.)

3. The number of dwellings above the given radon levels were estimated in each stratum using parameters m and σ of the best fit lognormal distribution. The proportions of dwellings above 200, 400, and 600 Bq m^{-3} in each region are given in this dissertation.

4. Our analyzes show those regions of Hungary where the proportion of dwellings of radon levels above 200 Bq m^{-3} can be predicted for more than 30% of dwellings. These regions are the Mountains of Mátra, and Börzsöny-Cserhát (Figure 2.), in addition three settlements: Kővágószőlős and two villages asking for anonymity.

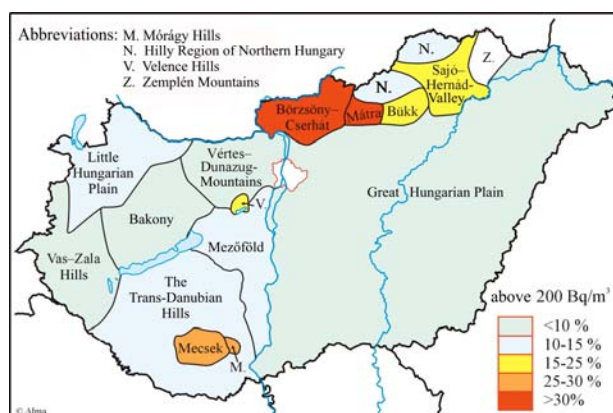


Figure 2 Proportion of dwellings above 200 Bq m^{-3} in regions of Hungary in settlements of population sizes less than 10000 people.

5. National empirical cumulative distribution was determined corresponding to 95 % of Hungarian dwellings.
6. Dependence of the activity of Th(B+C) emanation on the collecting voltage was determined in our experimental arrangement. The activity of the sample grows along with collection field strength at the beginning. At further growth of the voltage the activity of the sample decreases. Then an equilibrium enrolls: the activity of the sample is more or less constant over the field strength. The phenomenon was interpreted by the space charge effect in the activation cell.
7. It was proved that airing in the activation cell influences the sample activity significantly. Airing decreases the thoron concentration in the cell resulting in lower activity of the sample as compared to that obtained by no airing arrangement.
8. It was also proved that the activity of the sample can be reproduced only in the case of no airing. The standard deviations of activity of the samples activated at the same voltage are much larger than the statistical error in the case of airing.
9. Radnet detectors were applied in measurements of indoor radon and thoron activity concentrations. In some dwellings the activity concentrations of the two gases were in the same order, so the continuation of thoron survey seems to be important.

IRODALOMJEGYZÉK

- Abumurad, K. M., Al-Tamimi, M. H., 2005. Natural radioactivity due to radon in Soum region, Jordan. *Radiation Measurements* 39, 77-80.
- Akerblom, G., 1997. A svéd radon program: célok, végrehajtás, eredmények. The European Conference on Protection Against Radon at Home and at Work, Praha
- Al-Jarallah, M. I., Fazal-ur-Rehman, X., Abu-Jarad, F., Al-Shukri, A., 2003. Indoor radon measurements in dwellings of four Saudi-Arabian cities. *Radiation Measurements* 36, 445-448.
- Alter, H. W., Oswlad, R. A., 1983. Results of Indoor Radon Measurements Using the Track Etch Method. *Health Physics* 45, 425-428.
- Andersen, C. E., Ulbak. K., Damkjær, A., Kirkegaard, P., Gravesen, P., 2001. Mapping indoor radon-222 in Denmark: design and test of the statistical model used in the second nationwide survey. *The Science of the Total Environment* 272, 231-241.
- Aoyama, T., Yonehara, H., Sakanoue, M., Kobayashi, S., Iwasaki, T., Mifune, M., Radford. E. P., Kato, H., 1987. Long-term measurements of radon concentrations in the living environments in Japan: A preliminary report. In P. K. Hopke (szerk.), *Radon and Its Decay Products: Occurrence, Properties and Health Effects*, ACS Symposium Series 331, American Chemical Society, Washington DC, 124. old.**
- Arvela, H., 1995. Seasonal Variation in Indoor Radon Concentration of 3000 Dwellings with Model Comparisons. *Radiation Protection Dosimetry* 59, 33-42.
- Arvela, H., 2002. Population distribution of doses from natural radiation in Finland. *International Congress Series* 1225, 9-14.
- Baixeras, C., Bach, J., Amgarou, K., Moreno, V., Font, L., 2005. Radon levels in the volcanic region of La Garrotxa, Spain. *Radiation Measurements* 40, 509-512.
- Barabás A., Szabó Cs., Nagy B.-né, G. Sólymos K., Tóth E., 2003. A Nézsza községben mért beltéri radon anomália eredetének geokémiai vizsgálata és lehetséges földtani vonatkozásai. *Földtani Közlöny* 133/3, 1-18.
- Baradács, E., Hunyadi, I., Dezső, Z., Csige, I., Szerbin, P., 2001. ²²⁶Ra in geothermal and bottled mineral waters of Hungary. *Radiation Measurements* 34, 385-390.
- Baradács, E., Dezső, Z., Hunyadi, I., Csige, I., Mócsy, I., Makfalvi, Z., Somay, P., 2002a. Felszínalatti vizek maratottnyom-detektoros eljárással mért ²²²Rn- és ²²⁶Ra-tartalma. *Magyar Kémiai Folyóirat* 108, 492-501.
- Baradács E., Hunyadi I., Csige I., Dezső Z., 2002b. Vízminták ²²⁶Ra- és ²²²Rn-tartalmának meghatározására szolgáló maratottnyom-detektoros eljárás kalibrálása. *Magyar Kémiai Folyóirat* 108, 421-
- Baradács, E., 2002c. Hévizetek és ásványvizek radon- és rádiumtartalma. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem.
- Barillon, R., Fromm, M., Chambaudet, A., Marah, H., Sabir, A., 1997. Track etch velocity study in a radon detector (LR 115, cellulose nitrate). *Radiation Measurements* 28, 619-628.*

- Baysson, H., Billon, S., Laurier, D., Rogel, A., Tirmarche, M., 2003. Seasonal correction for estimating radon exposure in dwellings in France. *Radiation Protection Dosimetry* 104, 245-252.
- Bigazzi, G., Hadler, N. J. C., Paulo, S. R., 1989. On indoor radon contamination monitoring with SSNTDs: experimental results concerning plate-out and self-plate-out effects. *Nuclear Instruments and Methods A* 280, 506-509.
- Billon, S., Morin, A., Caer, S., Baysson, H., Gambard, J. P., Backe, J., Rannou, A., Tirmarche, M., Laurier, D., 2005. French population exposure to radon, terrestrial gamma and cosmic rays. *Radiation Protection Dosimetry* 113, 314-320.
- Bohicchio, F., Campos-Venuti, G., Piermattei, S., Nuccetelli, C., Risica, S., Tommasino, L., Torri, G., Magnoni, M., Agnesod, G., Sgorbati, G., Bonomi, M., Minach, L., Trotti, F., Malisan, M. R., Maggiolo, S., Gaidolfi, L., Giannardi, C., Rongoni, A., Lombardi, M., Cherubini, G., D'Ostilio, S., Cristofaro, C., Pugliese, M., Martucci, V., Crispino, A., Cuzzocrea, P., Santamaria A. S., Cappai, M., 2005. Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the Italian regions. *Radiation Measurements* 40, 686-694.
- Bohr, N., 1913. On the Theory of the Decrease of Velocity of Moving Electrified Particles on passing through Matter. *Philosophical Magazine* 25, 10.
- Borak, T. B., Wooduff, B., Toohey, R. E., 1989. A Survey of Winter, Summer and Annual Average ^{222}Rn Concentrations in Family Dwellings. *Health Physics* 57, 465-470.
- Borisov, V. P., Yakovleva, V. S., 2005. Comparative analysis of radon sources contribution into total radon indoor levels for Altai and Tomsk regions of Russian Federation. *Radiation Measurements* 40, 682-685.
- Burján, Zs., Nagy-Balogh, J., G. Sólomos, K., Szabó, Cs., 2002. Spectrochemical study of potential source minerals of radon anomaly. *Microchemical Journal* 73, 47-51.
- Cabrera, M. E. M., Sujo, R. C., Villalba, L., de la Cruz Gandara, S., Peinado, J. S., Villalobos, M. R., Aguirre, L. H. S., Peraza, E. F. H., Lopez, J., Gardea-Torresdey, J. L., 2005. Rn-222 air concentrations in Chihuahua State (Mexico) dwellings and in the U.S./Mexico border. *Microchemical Journal* 81, 28-34.
- Cassou, R. M., Benton, E. V., 1978. Properties and applications of CR-39 polymeric nuclear track detector. *Nuclear Track Detection* 2, 173-179.
- Castrén, O., Winqvist, K., Makelainen, I., Voutilainen, A., 1984. Radon measurements in Finnish homes. *Radiation Protection Dosimetry* 7, 333-^{**}
- Cliff, K. D., Miles, J. C. H., Naismith, S. P., 1994. False Positive and False Negative Radon Measurement Results due to Uncertainties in Seasonal Correction Factors. *Radiation Protection Dosimetry* 56, 291-292.
- Cohen, B. L., 1986. A national survey of ^{222}Rn in U. S. homes and correlating factors, *Health Physics* 51, 175-^{**}
- Cziegler I., 1998. Hálószobák radonjától a geológia felé. Készült a Földtani Örökségünk pályázati felhívásra.
- Csige, I., Hakl, J., Vársárhelyi, A., Hunyadi, I., 1995. Radon transport in a drilled well studied by etched track type radon monitors. *Radiation Measurements* 25, 561-564.

- Csige I., 1997. Post-irradiation sensitization of CR-39 track detector in carbon dioxide atmosphere. *Radiation Measurements* 28, 171-176.
- Csige I., 1998. Radonpotenciál meghatározására eljárás kifejlesztése. OTKA F-017288 zárójelentés, Debrecen
- Csige I., Csegzi S., 2001. The Radamon radon detector and an example of application. *Radiation Measurements* 34, 437-440.
- Csige, I., Szerbin, P., Hunyadi, I., 2002. Radon exposures in the dry carbon dioxide spa of Mátraderecske, Hungary. High levels of natural radiation and radon areas: Radiation dose and health effects. Eds.: J. Peter, G. Shneider, A. Bayer, et al. BfS (Bundesamt für Strahlenschutz) 2, 227-
- Csikai, J., Nagy, S., 1967. Investigation on the Angular Distribution of Neutron-Induced ^{238}U Fission by Means of a Solid-State Track Detector. *Journal of Nuclear Energy* 21, 375-376.
- Da Silva, A. A. R., Yoshimura, E. M., 2005. Radon and progeny in the city of Sao Paulo – Brazil. *Radiation Measurements* 40, 678-681.
- Deka, P. C., Sarkar, S., Bhattacharjee, B., Goswami, T. D., Sarma, B. K., Ramachandran, T. V., 2003. Measurement of radon and thoron concentration by using LR-115 type-II plastic detectors in the environ of Brahmaputra Valley, Assam, India. *Radiation Measurements* 36, 431-434.
- Déri Zs., Takács S., Csige I., Hunyadi I., 1992. A case-control study of radon and lung cancer in eastern Hungary. *Radiation Protection Dosimetry* 45, 695-698.
- Diyun, C., Xingbao, Y., Ruiying, H., 2005. Indoor radon survey in indoor environments in Zhuhai city, China. *Radiation Measurements* 39, 205-207.
- Dolejs, J., Hulka, J., 2003. The Weekly Measurement Deviations of Indoor Radon Concentration from the Annual Arithmetic Mean. *Radiation Protection Dosimetry* 104, 253-258.
- Durrani, S. A., Bull, K., 1987. *Solid State Nuclear Track Detection. Principles, Methods and Applications*, Pergamon Press.*
- Dwivedi, K. K., Mishra, R., Tripathy, S. P., Kulshreshtha, A., Sinha, D., Sivastava, A., Deka, P., Bhattacharjee, B., Ramachandran, T. V., Nambi, K. S. V., 2001. Simultaneous determination of radon, thoron and their progeny in dwellings. *Radiation Measurements* 33, 7-11.
- Dwivedi, K. K., Mishra, R., Tripathy, S. P., 2005. An extensive indoor $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ monitoring in North-East India. *Radiation Measurements* 40, 621-624.
- Egészségügyi miniszter 16/2000 (VI. 8.) EüM rendelete az atomenergiáról szóló 1996 évi CXVI. törvény egyes rendelkezéseinek végrehajtásáról. *Magyar Közlöny* 2000/55, 3204-3228., 2000. (Regulation by the Hungarian Health Department)
- Faisca, M. C., Teixeira, M. M. G. R., Bettencourt, A. O., 1992. Indoor radon concentrations in Portugal – a national survey. *Radiation Protection Dosimetry* 45, 465-467.
- Fennell, S. G., Mackin, G. M., Madden, J. S., McGarry, A. T., Duffy, J. T., O'Colmáin, M., Colgan, P. A., Pollard D., 2002. Radon in Dwellings. The Irish National Radon Survey.
[www.environment.ie/DOEI/doi/pub.nsf/0/7d411c497cb4fbdb80256f88003b0961/\\$FILE/radon02%5B1%5D.pdf](http://www.environment.ie/DOEI/doi/pub.nsf/0/7d411c497cb4fbdb80256f88003b0961/$FILE/radon02%5B1%5D.pdf)
- Fews, A. P., Henshaw, D. L., 1982. *Nuclear Instruments and Methods* 197, 517-*

- Fews, A. P., 1992. Fully automated image analysis of etched tracks in CR-39. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 71, 465-478.
- Fleischer, R. L., Price, P. B., 1963a. Charged particle Tracks in Glass. *Journal of Applied Physics* 34, 2903-2904.
- Fleischer, R. L., Price, P. B., 1963b. Tracks of Charged Particles in High Polymers. *Science* 140, 1221-1222.
- Fleischer, R. L., Price, P. B., Walker, R. M., Hubbard, E. L., 1964. Track Registration in Various Solid-State Nuclear Track Detectors. *Physical Review* 133A, 1443-1449.
- Fleischer, R. L., Price, P. B., Woods, R. T., 1969. Nuclear Particle Track Identification in Inorganic Solids. *Physical Review* 88, 563-567.
- Fleischer, R. L., Price, P. B., Walker, R. M., 1975. *Nuclear Tracks in Solids – Principles and Applications*. University of California Press. Berkeley – Los Angeles – London.
- Fleischer, R. L., 1988. Radon in the environment – opportunities and hazards. *Nuclear Track Radiation Measurements* 14, 421-435.
- Fleischer, R. L., 1998a. Tracks to Innovation – Nuclear Tracks in Science and Technology, 16. old., Springer.
- Fleischer, R. L., 1998b. Tracks to Innovation – Nuclear Tracks in Science and Technology, 56-58., Springer.
- Franco-Marina, F., Dillalba-Caloca, J., Segovia, N., Tavera, L., 2003. Spatial indoor radon distribution in Mexico City. *The Science of the Total Environment* 317, 91-103.
- Friedmann, H., 2005. Final results of the Austrian radon project. *Health Physics* 89, 339-348.
- Fromm, M., Membrey, F., Chambaudet, A., Saouli, R., 1991. Radiation Measurement 19, 163-*
- Gillmore, G. K., Phillips, P. S., Denman, A. R., 2005. The effect of geology and the impact of seasonal correction factors on indoor radon levels: a case study approach. *Journal of Environmental Radioactivity* 84, 469-479.
- Gorjánác, Z., Várhegyi, A., Kovács, T., Somlai, J., 2006. Population dose in the vicinity of closed Hungarian uranium mine. *Radiation Protection Dosimetry*, <http://rpd.oxfordjournals.org/cgi/reprint/nci363v1>
- Green, B. M. R., Brown, L., Cliff, K. D., Driscoll, C. M. H., Miles, J. C., Wrixon, A. D., 1985. Surveys of natural radiation exposure in UK dwellings with passive and active measurements techniques. *Science Total Environment* 45, 459-**
- Gunby, J. A., Darby, S. C., Miles, J. C. H., Green, B. M. R., Cox, D. R., 1993. Factors affecting indoor radon concentrations in the United Kingdom. *Health Physics* 64, 2-12.
- Hadler, N. J. C., Paulo, S. R., 1994. Indoor radon daughters contamination monitoring: the absolute efficiency of CR-39. Taking into account the plate-out effect and environmental conditions. *Radiation Protection Dosimetry* 51, 283-296.
- Hakl, J., Hunyadi, I., Csige, I., Géczy, G., Lénárt, L., Töröcsik, I., 1992. Outline of natural radon occurrences on karstic terrains of Hungary. *Radiation Protection Dosimetry* 45, 183-186.

- Hakl J., Lénárt L., 1995. Miskolci lakás radonmérések eredményei a hazai és a nemzetközi összehasonlítás tükrében. 2. Veszprémi Környezetvédelmi Konferencia. 7. füzet, VII. szekció - Pótkötet. Veszprém, Veszprémi Egyetem
- Hakl, J., Hunyadi, I., Csige, I., Vásárhelyi, A., Somlai, J., Faludi, G., Varga, K., 1996. Determination of dissolved radon and radium content of water samples by track etch method. *Environment International* 22, 315-317.
- Hakl, J., Hunyadi, I., Csige, I., Géczy, G., Lénárt, L., Várhegyi, A., 1997a. Radon transport phenomena studied in karst caves-international experiences on radon levels and exposures. *Radiation Measurements* 28, 675-684.
- Hakl, J., Hunyadi, I., Csige, I., Vásárhelyi, A., Somlai, J., 1997b. Vízminták rádium- és radonkoncentrációjának meghatározása nyomdetektoros módszerrel. *Magyar Kémiai Folyóirat* 103, 224-226.
- Hakl, J., Hunyadi, I., Csige, I., Géczy, G., Bolner-Takács, K., 1999. Site-specific radon regimes of a cave system. *Il Nuovo Cimento C* 22, 471-474.
- Hámori K., Tóth E., Köteles Gy., Pál, L., 2004. A magyarországi lakások radonszintje (1994-2004). *Egészségtudomány* 48, 283-299.
- Hámori, K., Tóth, E., Pál, L., Köteles, G., Losonci, A., Minda, M., 2006a. Evaluation of indoor radon measurements in Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity* 88, 189-198.
- Hámori, K., Tóth, E., Losonci, A., Minda, M., 2006b. Some remarks on the indoor radon distribution in a country. *Applied Radiation and Isotopes* 64, 859-863.
- Harley, N. H., Chittaporn P., Medora, R., Merrill, R., Wanitsooksumbut, W., 2005. Thoron versus radon: measurement and dosimetry. *International Congress Series* 1276, 72-75.
- Horváth F., 1999. Felszín alatti vizek radioaktivitásának vizsgálata a Dél-Dunántúlon. ELTE Szakdolgozat.
- Hunyadi, I., Csige, I., Hakl, J., Baradács, E., Dezső, Z., 1999. Temperature dependence of the calibration factor of radon and radium determination in water samples by SSNTD. *Radiation Measurements* 31, 301-306.
- ICRP 65 kiadvány, 1993. Radon-222 elleni sugárvédelem lakásokban és munkahelyeken, (OAH, 1995.). Eredeti: Protection Against Radon-222 At Home And At Work. *Annals of ICRP*, Vol. 23, No. 2.
- Kanyár, B., Katona, T., Somlai, J., 2004. A radontól eredő lakótéri sugárterhelés csökkentésének költségei és a radon cselekvési szint. *Egészségtud.* 48, 72-80.
- Karpinska, M., Mnich, Z., Kapala, J., 2004. Seasonal changes in radon concentration in buildings in the region of northeastern Poland. *Journal of Environmental Radioactivity* 77, 101-109.
- Kasztovszky, Zs., Szerbin, P., Kuczi R., 1996. On the natural radioactivity of waters in Hungary. *Central European Journal of Occupational and Environmental Medicine* 4, 335-347.
- Kasztovszky, Zs., Sajó-Bohus L., Fazekas, B., 2000. Parametric changes of radon (^{222}Rn) concentration in ground water in North-eastern Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity* 49, 171-180.
- Khayrat, A. H., Al-Yarallah, M. I., Fazal-ur-Rehman, X., Abu-Jarad, F., 2003. Indoor radon survey in dwellings of some regions in Yemen. *Radiation Measurements* 36, 449-451.

- Kávási N., Somlai J., Szabó T., Várhegyi A., Hakl J., Kovács T., Gorjánác Z., Jobbágy V., 2003a. A radontól származó sugárterhelés meghatározásának és korlátozásának nehézségei föld alatti munkahelyeken. *Magyar Geofizika* 44, 30-31.
- Kávási, N., Somlai, J., Kovács, T., Szabó, T., Várhegyi, A., Hakl, J., 2003b. Occupational and patient doses in the therapeutic cave, Tapolca (Hungary). *Radiation Protection Dosimetry* 106, 263-266.
- Keller, G., Folkerts, K. H., 1984. A study on indoor radon. In Berglund, B., Lindvall, T., Sundell, J. (szerk.). *Indoor Air: Radon, Passive Smoking, Particulates and Housing Epidemiology 2*, Swedish Council for Building Research, Stockholm, 149. old.**
- Kendall, G. M., Green, B. M. R., Miles, J. C. H., Dixon, D. W., 2005. The development of the UK radon programme. *Journal of Radiological Protection* 25, 475-492.
- Kim, Y. J., Lee, H. Y., Kim, C. S., Chang, B. U., Rho, B. H., Kim, C. K., Tokonami, S., 2005. Indoor radon, thoron, and thoron daughter concentrations in Korea. *International Congress Series* 1276, 46-49.
- Kovács, T., Bodrogi, E., Somlai, J., Jobbágy, V., Patak, V., Németh Cs., 2003. ^{226}Ra and ^{222}Rn concentrations of spring waters in Balaton Upland of Hungary and the assessment of resulting doses. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 258, 191-194.
- Központi Statisztikai Hivatal, 2001. *Magyar statisztikai évkönyv 2000*, 131. és 60.
- Kuczsi R., 1994. Kutak Mátraderécskén. II. díj a Paksi Atomerőmű Rt. Környezetvédelmi Pályázatán.
- Kullab M., 2005. Assessment of radon-222 concentrations in buildings, building materials, water and soil in Jordan. *Applied Radiation and Isotopes* 62, 765-773.
- Lagarde, F., Pershagen, G., Akerblom, G., Axelson, O., Baverstam, U., Damber, L., Enflo, A., Svartengren, M., Swedjemark, G. A., 1997. Residential Radon and Lung Cancer in Sweden: Risk Analysis Accounting for Random Error in the Exposure Assessment. *Health Physics* 72, 269-276,
- Lakatos I., Bauer K., Lakatos-Szabó J., Csige I., Hakl J., Kretschmar H. J., 1997. Diffusion of radon in porous media saturated with gels and emulsions. *Transport in Porous Media* 27, 171-184.
- Lehmann, R., Kemski, J., Siehl, A., Stegemann, R., Valdivia-Manchego, M., 2002. The regional distribution of indoor radon concentration in Germany. *International Congress Series* 1225, 55-61.
- Lévesque, B., Gauvin, D., McGregor, R. G., Martel, R., Gingras, S., Dontigny, A., Walker, W. B., Lajoie, P., Létourneau, E., 1997. Radon in residences: influences of geological and housing characteristics. *Health Physics* 72, 907-914.
- Lferde, M., Badissy, A., Berrada, M., Bouchta, R., Chapuis, A., Csikai, J., 1981. Prospection de l'Uranium a l'aide des détecteurs solides de traces. *Mines, Geologie et Energie* 46, 163-165.
- Lou, Y., Zhou, W., Wei, M., Tokonami, S., Wang, W., Yamada, Y., Chen, J., Chen, M., 2005. Natural radiation levels in Fu'an city in Fujian Province of China. *International Congress Series*, 1276, 311-312.

- Mansour, H. H., Khdar, S., Abdulla, H. Y., Muhamad, N. Q., Othman, M. M., Qader, S., 2005. Measurement of indoor radon levels in Erbil capital by using solid state nuclear track detector. *Radiation Measurements* 40, 544-547.
- Marx Gy, 1996. *Atommag-közelben. Mozaik Oktatási Stúdió, Szeged*, 199. old.
- Matula Á., Pataki A., 1990. Sugárszennyezési iskolai mérések. *Fizikai Szemle* 1990/5, 160- <http://www.kfki.hu/fszemle/archivum/fsz9005/mat9005.html>
- McAulay, I. R., McLaughlin, J. P., 1985. Indoor radiation levels in Ireland. *Science Total Environment* 45, 319-^{**}
- McGregor, R. G., Vasudev, P., Létourneau, E. G., McCullough, R. S., Prantl, F. A., Taniguchi, H., 1980. Background concentration of radon and radon daughters in Canadian homes. *Health Physics* 39, 285-289.
- Miles, J., 1998a. Development of maps of radon-prone areas using radon measurements in houses. *Journal of Hazardous Materials* 61, 53-58.
- Miles, J., 1998b. Mapping radon-prone areas by lognormal modeling of house radon data. *Health Physics* 74, 370-378.
- Miles, J. C. H., Appleton J. D., 2005. Mapping variation in radon potential between and within geological units. *Journal of Radiological Protection* 25, 257-276.
- Nagy B.-né, G. Sólymos K., Balogh Z. Zs., Szabó Cs., Molnár Zs., 2000. Radonanomália komplex vizsgálata a Sajó-Hernád térségében. *Magyar Kémiai Folyóirat* 106. 213-219.
- National Radon Programmes: www.brad.ac.uk/acad/envsci/radon_hotline/radonstory.htm
- Nazaroff, W. W., Nero, A. V., 1988a. *Radon and its decay products in indoor air.* John Wiley and Sons, New York. 318. old.
- Nazaroff, W. W., Nero, A. V., 1988b. *Radon and its decay products in indoor air.* John Wiley and Sons, New York. 10-16. old.
- Neman, R., Hadler, N. J. C., Iunes, P. J., Paulo, S. R., 2005. On indoor radon daughters' plate-out on material surfaces. *Radiation Measurements* 39, 653-655.
- Németh, Cs, Somlai, J., Kanyár, B., 2000. Estimation of external irradiation of children due to the use of coal-slag as building material in Tatabánya, Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity* 51, 371-378.
- Németh, Cs., Tokonami, S., 2004. Environmental Radioactivity in Hungary, *Health Physics* 39, 113-118.
- Németh, Cs., Tokonami, S., Ishikawa, T., Takahashi, H., Zhuo, W., Shimo, M., 2005. Measurements of radon, thoron, and their progeny in a dwelling in Gifu prefecture, Japan. *International Congress Series* 1276, 283-284.
- Nero, A. V., Schwehr, M. B., Nazaroff, W. W., Revzan, K. L., 1986. Distribution of Airborne Radon-222 Concentrations in U. S. Homes. *Science* 234, 992-997.
- Nero, A. V., Leiden, S. M., Nolan, D. A., Price, P. N., Rein, S., Revzan, K. L., Wollenberg, H. R., Gadgil, A. J., 1994. Statistically based methodologies for mapping of radon 'actual' concentrations: the case of Minnesota. *Radiation Protection Dosimetry* 56, 215-219.
- Nikezic, D., Yu, K. N., 2004. Formation and growth of tracks in nuclear track materials. *Materials Science and Engineering R* 46, 51-123.
- Nikl, I., 1996. The radon concentration and absorbed dose rate in Hungarian dwellings. *Radiation Protection Dosimetry* 67, 225-228.

- Pál L., 1996. A valószínűségszámítás és a matematikai statisztika alapjai I-II. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Pálfalvi, J., Fehér, I., Lőrincz, M., 1995. Studies on Retrospective Assessment of Radon Exposure. *Radiation Measurements* 25, 585-586.
- Papp, G., Tóth, E., 1997. Radon and Carbon-Dioxid in Drainage. *Central European Journal of Occupational and Environmental Medicine* 3, 153-162.
- Papp, G., Marx, G., Szalai, S., Tóth, E., 2001. Year by Year Changes of Radon Level Indoor. *Journal Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 250/3, 541-545.
- Paripás B., Takács S., Somogyi Gy., Hunyadi I., Nikl I., 1987. A radon és egyes bomlástermékeinek mérése lakószobákban nyomdetektoros technikával. Az atomenergia és magkutató újabb eredményei, Szerk. Koltay E. 5. kötet: Fizikai módszerek az emberi környezet kutatásában és védelmében. Szerk. Berényi D. Budapest, Akadémiai Kiadó
- Pavia, M., Bianco, A., Pileggi, C., Angelillo, I. F., 2003. Meta-analysis of residential exposure to radon gas and lung cancer. *Bulletin of the WHO* 81 (10), 732-738.
- Pinel, J., Fearn, T., Darby, S. C., Miles, J. C. H., 1995. Seasonal Correction Factors for Indoor Radon Measurements in the United Kingdom. *Radiation Protection Dosimetry* 58, 127-132.
- Poffijn, A., Maijns, R., Vanmarcke, H., Uyttenhuve, J., 1985. Results of a preliminary survey on radon in Belgium. *Science Total Environment* 45, 335-336
- Poncela, L. S. Q., Fernández, P. L., Arozamena, J. G., Sainz, C., Fernández, J. A., Mahou, E. S., Matarranz, J. L. M., Cascón, M. C., 2004. Natural gamma radiation map (Marna) and indoor radon levels in Spain. *Environment International* 29, 1091-1096.
- Put, L. W., de Meijer, R. J., 1984. Survey of radon concentration in Dutch dwellings. In Berglund, B., Lindvall, T., Sundell, J. (szerk.). *Indoor Air: Radon, Passive Smoking, Particulates and Housing Epidemiology* 2, Swedish Council for Building Research, Stockholm, 49. old.
- Ramachandran, T. V., Eappen, K. P., Nair, R. N., Mayya, Y. S., 2005. Thoron (^{220}Rn) levels in dwellings around normal and high background areas in India. *International Congress Series* 1276, 335-336.
- Ramola, R. C., Kandai, M. S., Rawat, R. B. S., Ramachandran, T. V., Choubey, V. M., 1998. A Study of Seasonal Variations of Radon Levels in Different Types of Houses. *Journal of Environmental Radioactivity* 39, 1-7.
- Ramola, R. C., 2005. Levels of indoor radon, thoron, and their progeny in Himalaya. *International Congress Series* 1276, 215-216.
- Ramola, R. C., Negi, M. S., Choubey, V. M., 2005. Radon and thoron monitoring in the environment of Kumaun Himalayas: survey and outcomes. *Journal of Environmental Radioactivity* 79, 85-92.
- Rannou, A., Madelmont, C., Renouard, H., 1985. Survey of natural radiation in France, *Science Total Environment* 45, 467-468
- Reddy, M. S., Reddy, P. Y., Reddy, K. R., Eappen, K. P., Ramachandran, T. V., Mayya, Y. S., 2004. Thoron levels in the dwellings of Hyderabad city, Andhra Pradesh, India. *Journal of Environmental Radioactivity* 73, 21-28.
- Rozlosnik N., Glavák Cs., 1996. Nyomozás a részecskék világában. *Fizikai Szemle* 1996/11, 372-376.

- Sesana, L., Polla, G., Facchini, U., De Capitani, L., 2005. Radon-prone areas in the Lombard plain. *Journal of Environmental Radioactivity* 82, 51-62.
- Silk, E. C. H., Barnes, R. S., 1959. Examination of Fission Fragment Tracks with an Electron Microscope. *Philosophical Magazine* 4, 970-971.
- Singh, S., Sharma, D. K., Kumar, A., 2004. Environmental radon studies using solid state nuclear track detectors. *Journal of Environmental Radioactivity* 76, 369-376.
- Singh, S., Mehra, R., Singh, K., 2005a. Seasonal variation of indoor radon in dwellings of Malwa region, Punjab. *Atmospheric Environment* 39, 7761-7767.
- Singh, S., Kumar, M., Mahajan, R. K., 2005b. The study of indoor radon in dwellings of Mathinda district, Punjab, India and its correlation with uranium and radon exhalation rate in soil. *Radiation Measurements* 39, 535-542.
- Singh, S., Kumar, A., Singh, B., 2005c. Passive integrating radon studies for environmental monitoring in Hamirpur district, Himachal Pradesh, India using solid state nuclear track detectors. *Radiation Measurements* 39, 81-85.
- Somlai, J., Kanyár, B., Bodnár, R., Németh, Cs., Lendvai, Z., 1996. Radiation dose contribution from coal-slugs used as structural building material. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* 207, 437-443.
- Somlai, J., Németh, Cs., Lendvai, Z., Bodnár, R., 1997a. Dose contribution from school buildings containing coal-slag insulation elevated in natural radionuclides, *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* 218, 61-63.
- Somlai J., Kanyár B., Lendvai Z., Németh Cs., Bodnár R., 1997b. Az Ajka környéki szénsalak-építőanyagból eredő radioaktív sugárzás lakossági dóziszjáruléka. *Magyar Kémiai Folyóirat* 103, 515-518.
- Somlai, J., Horváth, M., Kanyár, B., Lendvai, Z., Németh, Cs., 1998. Radiation hazard of coal-slugs as building material in Tatabánya town (Hungary). *Health Physics* 75, 648-651.
- Somlai, J., Jobbágy, V., Németh, Cs., Gorjánác, Z., Kávási, N., Kovács, T., 2005. Radiation dose from coal slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary. *Radiation Protection Dosimetry*, <http://rpd.oxfordjournals.org/cgi/content/abstract/nci323v1>
- Somogyi, Gy., 1966a. A New Possibility for Determination of Energy Distributions of Charged Particles in Solid State Track Detectors. *Nuclear Instruments and Methods* 42, 312-314.
- Somogyi, Gy., 1966b. New Method for Measuring the Particle Energy According to the Diameters of the Holes in Solid State Nuclear Track detectors. *ATOMKI Közlemények* 8, 218-224.
- Somogyi, Gy., Várnagy, M., Pető, G., 1968. Application of Plastic Track Detectors for Detection of Light Nuclei. *Nuclear Instruments and Methods* 59, 299-304.
- Somogyi Gy., Szalay A. S., 1972. Nyomátmérő-kinetika szilárdtest nyomdetektorokban. *ATOMKI Közlemények* 14, 113-160.
- Somogyi Gy., Nikl I., Csige I., Hunyadi I., 1989. Radon aktivitáskoncentrációk mérése és a belégzésből eredő sugárterhelés meghatározása hazai lakások légterében. *Izotóptechnika, Diagnosztika* 32, 177-183.

- Sundal, A. V., Strand, T., 2004. Indoor gamma radiation and radon concentrations in a Norwegian carbonatite area. *Journal of Environmental Radioactivity* 77, 175-189.
- Swedjemark, G. A., Mjönes, L., 1984. Radon and radon daughter concentrations in Swedish homes. *Radiation Protection Dosimetry* 7, 341-345
- Szerbin, P., Köteles, Gy., Stúr, D., 1994. Radon concentrations in Rudas thermal bath, Budapest. *Radiation Protection Dosimetry* 56, 319-321.
- Szerbin P.; Gucsi F.; Stur D., Sztanyik B. L., Ugron A., 1997. A Hévízi-tó radioizotóp összetételének (összetétel és koncentráció) vizsgálta és a balneoterápiás kezelés alatt kapott személyzeti és páciens dózis becslése. *Balneológia Gyógyfürdőügy Gyógy-idegenforgalom* 18, 31-58.
- Szerbin P., Köteles, Gy., 1999. Ivóvizek természetes radioaktivitásának vizsgálata. *Egészségtudomány* 43, 287-296.
- Thomas, J., Hulka, J., Tomasek, L., Fojtková, I., Barnet, I., 2002. Determination of radon prone areas by probabilistic analysis of indoor survey results and geological prognostic maps in the Czech Republic. *International Congress Series* 1225, 49-54.
- Tokonami, S., Yang, M., Sanada, T., 2001. Contribution from thoron on the response of passive radon detectors. *Health Physics* 80, 612-615.
- Tokonami, S., 2005. Summary of dosimetry (radon and thoron) studies. *International Congress Series* 1276, 151-154.
- Tokonami, S., Yang, M., Yonehara, H., Yamada, Y., 2005. Simple, discriminative measurements technique for radon and thoron concentrations with a single scintillation cell. *Review of Scientific Instruments* 73, 69-72
- Tóth, Á., 1972. Determining the Respiratory Dosage from RaA, RaB and RaC Inhaled by the Population in Hungary. *Health Physics* 23, 281-289.
- Tóth Á., 1977. Lakószobák levegőjében várható radon valamint toron koncentráció becslése és a számított értékek kísérletes ellenőrzése. *Magyar Fizikai Folyóirat* 25, 95-
- Tóth E., 1994. Régóta van-e radon Mátraderecskén? *Fizikai Szemle* 1994/12, 477-480.
- Tóth, E., Selmeczi, D., Zöldi, P., Horváth G., Marx, G., 1994. Low cost mitigation in Hungary. *Proceedings of Second International Symposium on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe*, 770-774.
- Tóth, E., Selmeczi, D., 1995. Survey of radon activity at ground level in village houses in Hungary. *Proceedings of IRPA Central-European Radiological Seminar, Portoroz*, 123-125.
- Tóth E., Selmeczi D., Papp G., Szalai, S., 1998. Lakótéri radon hosszútávú változásai. *Fizikai Szemle* 1998/1, 12-14.
- Tóth E., 1999. Radon a magyar falvakban. *Fizikai Szemle* 1999/2, 44-49.
- Tuccimei, P., Moroni, M., Norcia, D., 2006. Simultaneous determination of ^{222}Rn and ^{220}Rn exhalation rates from building materials used in Central Italy with accumulation chambers and a continuous solid state alpha detector: Influence of particle size, humidity and precursors concentration. *Applied Radiation and Isotopes* 64, 254-263.

- Yamada, Y., Tokonami, S., Zhou, W., Yonehara, H., Ishikawa, T., Furukawa, M., Fukutsu, K., Sun, Q., Hou, C., Zhang, S., Akiba, S., 2005. Rn-Tn discriminative measurements and their dose estimates in Chinese loess plateau. *International Congress Series* 1276, 76-80.
- Yarar, Y., Günaydi, T., Kam, E., 2005. A radon survey in some regions of Turkey. *International Congress Series* 1276, 385-386.
- Yonehara, H., Tokonami, S., Zhuo, W., Ishikawa, T., Fukutsu, K., Yamada, Y., 2005. Thoron in the living environments of Japan. *International Congress Series* 1276, 58-61.
- Young, D. A., 1958. Etching of Radiation Damage in Lithium Fluoride. *Nature* 182, 375-377.
- Várnagy, M., Csikai, J., Szegedi, S., Nagy, S., 1970. Observations of Proton Tracks by a Plastic Detector. *Nuclear Instruments and Methods* 89, 27-28.
- Vásárhelyi, A., Hakl, J., Hunyadi, I., 1994. Soil gas and indoor radon mapping in a Hungarian village located at a geologically active area. *Austrian-Italian-Hungarian Radiation Protection Symposium*, 28-30 April 1993. Obergurgl/Tyrol, Austria. *Proceedings IRPA 3*.
- Vásárhelyi, A., Csige, I., Hakl, J., Hunyadi, I., 1997. Spatial distribution of radon content of soil gas and well-waters measured with etched track radon monitors. *Radiation Measurements* 28, 685-690.
- Vaupotic, J., Csige, I., Radolic, V., Hunyadi, I., Planinic, J., Kobal, I., 2001. Methodology of radon monitoring and dose estimates in Postojna Cave, Slovenia. *Health Physics* 80, 142-
- Virk, H. S., Sharma, N., 2000. Indoor radon/thoron survey report from Hamirpur and Una districts, Himachal Pradesh, India. *Applied Radiation and Isotopes* 52, 137-141.
- Wanabongse, P., Tokonami, S., Bovornkitti, S., 2005. Current studies on radon gas in Thailand. *International Congress Series* 1276, 208-209.
- Weltner, A., Makelainen, I., Arvela, H., 2002. Radon mapping strategy in Finland. *International Congress Series* 1225, 63-69.
- White, S. B., Bergsten, J. W., Alexander, B. V., Rodman, N. F., Phillips, J. L., 1992. Indoor ²²²Rn concentrations in a probability sample of 43,000 houses across 30 states. *Health Physics* 62, 41-50.
- WHO Regional Office for Europe, 2001. *Air Quality Guidelines – Second Edition*, Chapter 8.3 Radon. http://www.euro.who.int/document/aicq/8_3radon.pdf
- Zhou, J. Y., Liu, K-S., Waldman, J., 1998. Survey of indoor radon concentrations in California elementary schools. www.dhs.ca.gov/iaq/Radon/RadonInCalSchools99.html
- Zhuo, W., Tokonami, S., Yonehara, H., Yamada, Y., 2002. A simple passive monitor for integrating measurements of indoor thoron concentrations. *Review of Scientific Instruments* 73, 2877-2881.

* Nikezic és Yu 2004 hivatkozásai

** Nazaroff és Nero 1998b hivatkozásai

AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN MEGJELENT KÖZLEMÉNYEK

Hámori K., Tóth E., Köteles Gy., Pál, L., 2004. A magyarországi lakások radonszintje (1994-2004). *Egészségtudomány* 48, 283-299.

Hámori K., Tóth E., 2005. A CR39 nyomdetektorok ritkán előforduló anomális viselkedése. *Fizikai Szemle* 2005/10, 344 - 346.

Tóth E., **Hámori K.** 2005. A lakótéri radonszint lognormál eloszlásáról. *Fizikai Szemle* 2005/11, 375 – 378.

Hámori, K., Tóth, E., Pál, L., Köteles, G., Losonci, A., Minda, M., 2006. Evaluation of indoor radon measurements in Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity* 88, 189-198.

Hámori, K., Váradi, M., Csikai, J., 2006. Space charge effect on the electrostatic collection of thoron decay products, *Applied Radiation and Isotopes* 64, 854-857.

Hámori, K., Tóth, E., Losonci, A., Minda, M., 2006. Some remarks on the indoor radon distribution in a country. *Applied Radiation and Isotopes* 64, 859-863.

Előadások, poszterek

Hámori K., Lázár I., Papp G., Tóth E.: Mórággyi Rög radonfelmérése (poszter). Eötvös Loránd Fizikai Társulat Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam, Balatonkenese 1998. konferenciakiadvány 39.

Hámori K., Tóth E.: A lakótéri radon Magyarországon. II. Magyar Radon Fórum Környezetvédelmi Konferencia, Veszprém, 2004. konferenciakiadvány 14 – 32.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Mindenek előtt nagyon sok köszönettel tartozom témavezetőmnek, Csikai Gyula professzor úrnak, aki több éven keresztül nagy szakértelemmel és türelemmel irányított. Szakmai munkámat végig figyelemmel kísérte és ahhoz tanácsaival, észrevételeivel támogatást nyújtott. Ezzel nagymértékben járult hozzá munkám sikeres elvégzéséhez.

Nagyon sok köszönet illeti Pál Lénárd professzor urat a matematikai statisztikai módszerek megértésében, elsajátításában és alkalmazásában nyújtott segítségért.

Hálás vagyok Dr. Köteles György professzor úrnak a radonról és annak egészségi hatásáról szóló közlemények áttekintésében nyújtott nélkülözhetetlen segítségéért.

Köszönöm Dr. Csige Istvánnak, hogy többször szakított időt a velem való konzultációra. Ezek alatt nagyon sok újat tanultam a nyomdetektoros mérés technikáról és a radon viselkedéséről.

Szintén nagyon köszönöm Dr. Várad Magdolnának azt a rengeteg segítséget, amelyet a toron viselkedésének megértésére irányuló kísérletsorozatban nyújtott.

Köszönet illeti Cziegler Istvánt és Dr. Hajnal Mártont a közlemények és ezen dolgozat megírása során nyújtott szakmai és stílári megjegyzésekért és észrevételekért.

Nagyon köszönöm a RAD Alapítványnak, illetve a Radosys Kft.-nek – elsősorban Hülber Eriknek – a mérések és kísérletek anyagi- és eszköz-szükségleteinek megteremtését.

Köszönöm Dr. Molnár Lajosnak, a Boronkay György Műszaki Szakközépiskola és Gimnázium igazgatójának, hogy a RAD Labornak fizikai és szellemi értelemben is méltó körülményeket teremtett.

Köszönetet mondok a mért települések együttműködő tanárainak és diákjainak a detektorok kihelyezésében és adminisztrációjában végzett lelkiismeretes munkájáért.

Adatbázisunk létrehozásában, folyamatos bővítésében és a nukleáris kultúra terjesztésében nagyon sok tanítványunk vett részt. Nekik nagyon köszönöm a közös munkát.

Külön köszönöm Lázár Istvánnak és Veres Józsefné, Izának a detektorok kiértékelésében és a kérdőívek adatainak számítógépes rögzítésében végzett munkáját.

Végül nagyon köszönöm Dr. Tóth Eszternek azt felelősségteljes szakmai irányítást, azt rengeteg odafigyelést, munkát és kritikát, amely nélkül nem jöhetett volna létre ez a dolgozat.

Ezt a munkát Marx György professzor úr irányításával kezdtem el. Halála után Csikai Gyula vette át munkám szakmai irányítását, és azt Marx György szellemében vezette tovább. Elsődleges célom az volt, hogy méltó legyek Marx György emberi, erkölcsi és szakmai munkásságához, elvárásaihoz. Ezt a dolgozatot az ő emlékének ajánlom.
