

Doktori (PhD) értekezés

NORM anyagok radionuklid koncentrációját és
emanációját befolyásoló paraméterek vizsgálata
építőipari felhasználhatóság szempontjából

Szerző:

Jobbágy Viktor

Anyagtudományok és Technológiák Doktori Iskola



Témavezető:

Dr. Somlai János
egyetemi docens

Készült

Pannon Egyetem
Radiokémiai Intézeti Tanszék
2007

**NORM anyagok radionuklid koncentrációját és emanációját befolyásoló paraméterek
vizsgálata építőipari felhasználhatóság szempontjából**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:
Jobbágy Viktor

Készült a Pannon Egyetem Anyagtudományok- és Technológiák Doktori Iskolája keretében

Témavezető: Dr. Somlai János

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton..... % -ot ért el,

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
(aláírás)

Bíráló neve:) igen /nem

.....
(aláírás)

Bíráló neve:) igen /nem

.....
(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján% - ot ért el.

Veszprém/Keszthely,

.....
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDT elnöke

BEVEZETÉS – CÉLKITŰZÉS	9
I. IRODALMI HÁTTÉR	11
1. A sugárterhelésről általában	11
1.1. Az emberi sugárterhelés meghatározásánál leggyakrabban használt dózismennyiségek	11
1.2. Ionizáló sugárzás hatásai az élővilágra	13
1.3. A sugárterhelés forrásai	16
1.4. Az építőanyagok szerepe a lakosság sugárterhelésében	19
2. NORM anyagok bemutatása	24
2.1. NORM hulladékok keletkezése, ipari tevékenységek bemutatása	26
2.2. Bauxit és szénfeldolgozás alakulása Magyarországon	28
2.3. A szénbányászat	29
2.4. A vörösiszap és szénsalak keletkezése	30
2.5. Szénsalak és vörösiszap további felhasználása	33
3. A radon	33
3.1. A radon és bomlástermékei	35
3.2. Radioaktív egyensúlyok	36
3.3. A radon- és bomlástermékeinek egészségügyi hatásai	37
3.4. Zárt terek problémája, radonszintek	38
3.5. A radon kijutása a légterbe (emanáció és exhaláció)	44
4. Jogi szabályozás, radiológiai minősítés nemzetközi és hazai helyzete	48
4.1. NORM anyagokra vonatkozó szabályozás	48
4.2. Építőanyagokra vonatkozó szabályozás és radiológiai minősítési rendszerek	50
4.3. Magyar helyzet	56
4.4. Nemzetközi ajánlások a lakások radonszintjére	56
4.5. A radonkérdés hazai jogi szabályozásának tervezett szakmai koncepciója	57
5. Radioanalitikai és anyagszerkezeti vizsgálatok	58
5.1. Radionuklidok koncentrációjának meghatározása	58
5.2. A radon detektálásának módszerei	61
5.3. A vizsgált anyagok morfológiai szerkezetének tanulmányozása	62
5.4. Termikus analízis	65
II. KÍSÉRLETI RÉSZ	68
6. Mintavétel	68
6.1. Mintaelőkészítés	69
7. Radiológiai vizsgálatok	69
7.1. Gamma spektrometriai módszerek	69
7.2. Radonemanációs mérések	72
8. Kiegészítő vizsgálatok	76
8.1. Fajlagos felület és pórustérfogat vizsgálatok	76
8.2. Termogravimetriás mérések	77
8.3. Sűrűségmérés	77
III. MÉRÉSI EREDMÉNYEK	79
9. Előkészítő mérések eredményei	79
9.1. Szemcseméret eloszlás	79
9.2. Sűrűségmérés	80
10. Felületi paraméterek mérési eredményei	82
10.1. Fajlagos felület-pórustérfogat	82
11. Radiológiai mérések és minősítések	84

11.1. A vizsgált anyagok radionuklid koncentrációja.....	84
11.2. Radiológiai minősítés	86
11.3. Ajánlás az építőanyagok radiológiai minősítésére.....	91
11.4. Radonemanációs mérések eredményei	91
IV. MÉRÉSI EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE.....	96
V. ÖSSZEFOGLALÁS	103
VI. IRODALOMJEGYZÉK	106
PUBLIKÁCIÓS TEVÉKENYSÉG	113
Folyóirat cikkek	113
Konferenciakiadványban megjelent cikkek.....	114
Szakmai tudományos előadások.....	116
VII. FÜGGELÉK	117
VIII. TÉZISEK.....	129
IX. THESES.....	130
Köszönetnyilvánítás.....	131

Kivonat

A szerző a disszertációjában a különböző ipari tevékenység következtében nagy mennyiségben keletkező NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) anyagok építőipari felhasználásból eredő sugárvédelmi hatásait vizsgálja.

Az ipari melléktermékeket gamma spektrometriás méréseknek vetette alá, majd az építőanyagokra vonatkozó nemzetközi/EU ajánlás alapján minősítette őket.

Mindeközben kitért a nemzetközi minősítési rendszer ellentmondásaira, hiányosságaira és javaslatot tett egy annál szigorúbb hazai korlát/ajánlás bevezetésére, mely a radontól származó kockázatot is figyelembe veszi.

Emanációs tényező változását vizsgálta a kiégetési hőmérséklet és az adalékanyag mennyiségének függvényében. Ennek eredményeképpen sikerült az optimális kiégetési hőmérsékletet és adalékanyag mennyiséget megtalálni, így az építőanyag-gyártási technológia során minimálisra lehet csökkenteni az emanációs tényezőt.

Részletesen vizsgálta a vörösiszap és a szénsalakok morfológiáját, felületi paramétereit (fajlagos felület, pórustérfogat) és ezen tulajdonságok emanációra kifejtett hatásait. Termikus (DTG) mérésekkel is igazolta, hogy az anyag szerkezetében lejátszódó változások hatással vannak felületi tulajdonságokra, így közvetlenül az emanáció folyamatára is.

Abstract

In his dissertation the author inspects the radiation protection effects resulting from the building industry use of NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) materials generated in large quantities due to different industrial activities.

Industrial by-products were subject to gamma-spectrometry measurements, then they were classified on the basis of the international/EU recommendation concerning building materials. Meanwhile the discrepancies and deficiencies of the international qualification system were also mentioned and also a recommendation was made for the introduction of an even stricter Hungarian limit/recommendation, which takes also the risk originating from radon into consideration.

Changes of the emanation factor were inspected related to the burning temperature and to the quantity of additives. As a result, an optimal burning temperature and an optimal quantity of additives were found, so the emanation factor can be minimalized during the building material production technology.

The morphology, surface parameters (specific surface, pore volume) of red mud and coal slag, and also the effects of these characteristics on emanation were surveyed in detail. By thermal measurements (DTG) it was verified that the changes taking place in the structure of the material have an effect on the surface characteristics, and thereby on the emanation process as well.

Extracto

En su disertación el autor examina los efectos de la protección contra la radiación resultando del uso del sector de la construcción de los materiales de la NORM (materiales radiactivos naturalmente que ocurren) generados en las cantidades grandes debido a diversas actividades industriales. Los subproductos industriales estaban conforme a medidas de la gama-espectrometría, después fueron clasificados en base de la recomendación de international/EU referente a los materiales de construcción.

Mientras tanto las discrepancias y las deficiencias del sistema internacional de la calificación también fueron mencionadas y también una recomendación fue hecha para la introducción de un húngaro más terminante uniforme limit/recommendation, que toma también el riesgo que origina del radón en la consideración. Los cambios del factor de la emanación fueron examinados relacionados a la temperatura ardiente y a la cantidad de añadidos. Consecuentemente, una temperatura ardiente óptima y una cantidad óptima de añadidos fueron encontradas, así que el factor de la emanación puede ser minimalized durante la tecnología de la producción del material de construcción.

La morfología, los parámetros superficiales (superficie, volumen específicos del poro) de la escoria roja del fango y del carbón, y también los efectos de estas características en la emanación fueron examinados detalladamente. Por las medidas termales (DTG) fue verificado que los cambios que ocurren en la estructura del material tienen un efecto en las características superficiales, y de tal modo en el proceso de la emanación también.

BEVEZETÉS – CÉLKITŰZÉS

A lakosság természetes eredetű radionuklidoktól származó sugárterhelésének felmérése, korlátozása napjainkban kiemelkedő fontosságú. Az épület anyaga a külső sugárzásokat ugyan részben leárnyékolja, ugyanakkor az építőanyag radionuklid koncentrációja megnöveli azt. Így az épületekben a gamma-dózisteljesítmény általában magasabb (világátlag 84 nGy/h) mint a szabadban (59 nGy/h) [1].

Ezzel párhuzamosan jelentős kutatások folynak az ipari termelés során keletkezett melléktermékek, hulladékok újrahasznosításának területén. Egyes ipari melléktermékeket – egyrészt gazdasági megfontolásokból, másrészt fizikai tulajdonságainak köszönhetően – építőanyagként és/vagy építőanyag adalékként eddig is több helyen felhasználták. Több országban pernyéből készítettek falazó blokkot [2], építőanyagként használták a foszforműtrágya gyártása során keletkezett ún. foszfogipszet [3], vagy például Magyarországon töltő szigetelőanyagként szénsalakot építettek be a födémbe [4].

Az építőanyagoktól származó sugárterhelés általában nem jelent megnövekedett egészségügyi kockázatot [5, 6], de abban az esetben, amikor a nagy mennyiségben használt alapanyagokban, építőkövekben megemelkedett koncentrációban találhatók a természetes eredetű radioizotópok (NORM azaz Naturally Occuring Radioactive Materials), mindez már jelentős lehet [7, 8]. Az ipari melléktermékek felhasználása, mint építőipari alapanyag illetve adalékanyag, a világon egyre szélesebb körben terjed. Napjainkban többen is [9-11] vizsgálják a bauxitfeldolgozás során keletkező vörösiszap építőanyag adalékként (pl. speciális cement készítésénél vagy téglagyártásnál) történő felhasználásának lehetőségeit.

Magyarországon korábban – több évtizeden keresztül – intenzív bauxitbányászat és timföldgyártás folyt. A keletkezett vörösiszapot tározókon helyezték el, melyek jelenleg három település körzetében találhatók. A külföldi gyakorlathoz hasonlóan hazánkban is felmerülhet ennek esetleges építőipari felhasználása.

A vörösiszap tározókon kívül nagy mennyiségben találhatók a szén eltüzelése során keletkezett salakok és pernyék, a szénbányászat során felszínre került eredetileg nagy CaCO_3 tartalmú meddő, mely a maradék szén öngyulladás során gyakorlatilag CaO -á alakult, s így mint mészs, illetve a vörösiszappal együtt speciális cement készítéséhez felhasználható lenne.

Ezekben az ipari melléktermékekben az előzetes technológiai folyamatok miatt gyakran feldúsulva találhatók a természetes eredetű radionuklidok [12]. Az esetlegesen magas radionuklid koncentráció esetén magasabb gamma dózissal, illetve nagy rádiumkoncentráció

esetén magas radonkoncentrációval, s ezek következtében jelentős lakossági sugárterhelés növekedéssel kell számolni [13, 14].

Ezért a különböző nemzeti, illetve nemzetközi ajánlások az építőanyagok radiológiai minősítését javasolják, illetve a radionuklid koncentrációjára vonatkozóan korlátokat állapítottak meg [15, 16].

Ugyanakkor néhány országban (pl. Ausztria, Finnország, Németország, Luxemburg) a ^{226}Ra koncentrációra vonatkozólag külön korlátot állapítanak meg, hogy ezzel elkerüljék a radonemanáció következtében kialakuló magas beltéri radonkoncentrációt, azaz a ^{222}Rn esetleges feldúsulását az épületekben [17-20].

Többen is [21-25] rámutattak arra, hogy az emanációt több paraméter és folyamat is befolyásolja. Ezek közül lényeges a szemcseméret, a szemcsék sűrűsége, a ^{226}Ra szemcsén belüli eloszlása, a nedvesség, a szemcsék fajlagos felülete, és nem utolsósorban a szemcsékben lévő pórusok mérete, mennyisége, eloszlása [26-27].

Dolgozatom célja között szerepelt, hogy azokban a magyarországi ipari melléktermékekben meghatározzam a gamma sugárzó radionuklidok koncentrációját, melyek építőipari hasznosítás szempontjából szóba jöhetnek. A nemzetközi szakirodalomban található keverési arányok figyelembevételével, a nemzetközi ajánlásokban foglaltak alapján radiológiai szempontból minősítettem a melléktermékeket.

A további – radontól származó – sugárvédelmi kockázat megállapítása érdekében a minták radonemanációs méréseit is elvégeztem.

Az emanáció folyamatának megértése céljából meghatároztam a szemcsék sűrűségét, valamint az emanáló képesség hőmérséklet-, adalékanyag-, és szemcseméretfüggését. A szemcséken belüli mikro- és makro-pórusok eloszlását, a kumulatív pórustérfogatot, a fajlagos felületet, továbbá az ezek között esetlegesen fennálló kapcsolatot. Mindezek ismeretében az építőanyag-gyártás során az emanációs tényező csökkentéséhez szükséges eljárásokat is megvizsgáltam.

Elemeztem az építőanyagokkal kapcsolatos nemzetközi ajánlások, jogszabályok hazai alkalmazásának lehetőségeit, illetve a szabályozás hiányosságait.

I. IRODALMI HÁTTÉR

1. A sugárterhelésről általában

Az élővilágot már kezdettől fogva, mindig és mindenhol éri a természetben radioaktív sugárzás.

A sugárzások egy része energiaátadással az elnyelő anyagban közvetlenül vagy közvetve elektronokat és pozitív töltésű ionokat, ionpárokat hoz létre, azaz ionizál.

Az ember sugárterhelésének a megállapítása igen fontos, hiszen az ionizáló sugárzások a biológiai rendszerekben bonyolult, egymással összefüggő folyamatokat indítanak el, melyek eredményeként az élő szervezetben sejtkárosodás, szöveti elváltozás, egészségromlás jöhet létre.

A sugárterhelés mértékét a sugárdózissal jellemezzük. Sugárdózis alatt rendszerint a sugárzás olyan mennyiségét értjük, amely a kölcsönható anyagban észlelt változással, a hatással arányos.

1.1. Az emberi sugárterhelés meghatározásánál leggyakrabban használt dózismennyiségek

Elnyelt dózis

A besugárzott anyag térfogatelemében elnyelt energia és a térfogat tömegének hányadosát *elnyelt dóziss*nak nevezzük. Egysége: gray (1 Gy=1 J/kg).

Elnyelt dózisteljesítmény

Az elnyelt dózis időegységre jutó hányadát *elnyelt dózisteljesítménynek* nevezzük. Egysége: Gy/s. A környezeti dózisméréseknél nGy/h egységet használjuk.

Egyenérték dózis

A sugárzás károsító hatását a sugárzás típusa és energiája határozza meg. Ezt az *egyenérték dózisban* vesszük figyelembe. Az „R” minőségű sugárzásból „T” szerv, ill. szövet egyenérték dózis sugárterhelése:

$$H_T = w_R \cdot D_{TR} \quad (1.1.)$$

ahol:

- w_R -a sugárzás fajtájára, minőségére jellemző súlytényező

- $D_{T,R}$ -a T szövetben az R sugárzásból eredő elnyelt dózis

Az egyenérték dózis egysége a sievert (Sv).

Többféle sugárzás egyidejű jelenléte esetén a hatások számtani összegződését tételezzük fel és így a „T” szervre jellemző egyenérték dózis:

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{TR} \quad (1.2.)$$

Effektív dózis

A különböző szervek szöveti elváltozásai nem egyforma mértékben járulnak hozzá az emberi szervezet egészének károsodásához. Az egész szervezet károsodására jellemző *effektív dózis* a szövetek egyenérték dózisainak súlyozott összege. Egysége: Sv.

$$E = \sum_T w_T \cdot H_T \quad (1.3.)$$

ahol:

w_T -a testszövetre jellemző ún. szöveti súlytényező, ami a halálos kimenetelű megbetegedés kockázatával arányos

A sugárzások súlyozó faktorának az ICRP-60 szerinti értékei a Függelék 1.-ben, a szöveti súlyozó tényezők, pedig a Függelék 2.-ben találhatók.

Lekötött dózis

A szervezetbe került, ott esetleg megkötődött, így hosszabb ideig, évekig a szervezetben maradó radionuklidokból eredő sugárhatás jellemzésére szolgál a *lekötött dózis*. A kezdeti akkumuláció után a radionuklidok mennyisége és így a sugárterhelés mértéke csökken a fizikai bomlás, és az élettani kiválasztás eredményeként. Ezt számoláskor figyelembe kell venni.

Kollektív dózis

A népesség egy csoportjának, illetve egészének a sugárterhelése is fontos lehet. Ennek mértékéül szolgál a *kollektív dózis*, mely a sugárterhelést elszenvedett egyedek számának és az egyedek átlagos dózisának szorzata. Egysége: személy Sv [26].

A sugárforrás és a sugárterhelést elszenvedő személy térbeli viszonya szerint külső és belső sugárforrásról beszélhetünk. Ilyen szempontból az egyes sugárzások hatása lényegesen eltérő lehet. Külső sugárzás esetén az α nem jelentős, a β sugárzás a test hámrétegében illetve felsőbb rétegeiben, valamint a szem szaruhártyáján okozhat károsodást. A gammasugárzás már mélyebbre hatolhat, sőt keresztül mehet a testen is. A sugárzásra érzékenyebb szervek,

szövetek zömében a test mélyebb részében találhatók, így a test külső szövetei a γ -sugárzás energiájától függően bizonyos árnyékoló hatást fejtenek ki.

A természetes radionuklidok γ – fotonjainak energiájára vonatkozó árnyékoló hatást az UNSCEAR – 2000 [1] szerint az 1. táblázatban feltüntetett tényezőkkel lehet figyelembe venni.

1. táblázat. Jelenleg használatos dóziskonverziós tényezők az UNSCEAR – 2000 szerint

Radionuklid	Konverziós koefficiens (Sv/Gy)		
	Csecsemő	Gyerek	Felnőtt
⁴⁰ K	0,926	0,803	0,950
²³² Th sorozat	0,907	0,798	0,695
²³⁸ U sorozat	0,899	0,766	0,672
Átlag	0,910	0,790	0,690

A számítások megkönnyítése érdekében megegyezés szerint a kerekített átlagértékeket (0,9; 0,8; 0,7) használják. Dózisszámításnál az épületben tartózkodás figyelembevételére az UNSCEAR és az ICRP egy 0,8 – as faktort javasol, ami közelítőleg 7000 óra/év-et jelent [1, 27]. Munkahely esetén az éves tartózkodás 2000 óra, iskolánál, pedig 1000-1500 órának vehetjük. Belső sugárterhelés esetén viszont az α és a β sugárzások okoznak súlyosabb károsodást.

1.2. Ionizáló sugárzás hatásai az élővilágra

A radioaktivitás felfedezését követően már rövid időn belül kiderült, hogy súlyos egészségkárosító hatása is lehet. A közel egy évszázada halmozódó tapasztalatok ellenére még napjainkban is sok a bizonytalanság, különösen a kis dózisok élettani hatásait tekintve. A tendencia az egyre nagyobb óvatosságra utal, azaz egyre szigorodó egészségmegővő szabályokkal találkozunk. A sugárzások hatása összetett. Először fizikai, kémiai, majd biokémiai, s végül biológiai változások következnek be, melyek a szervek, szövetek részleges vagy teljes elhalásához vezethetnek.

Sugárvédelmi, módszertani szempontból a sugárkárosodásokat két nagy csoportra oszthatjuk:

Determinisztikus hatások

Az egyszeri nagy dózisok hatására többnyire rövid időn belül bekövetkező változásokat determinisztikus hatásoknak nevezzük. Ezek következményei néhány órán vagy napon belül jelentkeznek, de lehet ún. késői hatása is (mint pl. a krónikus bőrgyulladás, katarakta).

A determinisztikus hatásokra jellemző, hogy csak egy bizonyos dózis felett jelentkeznek, (küszöbdózis), és e fölött a hatás súlyossága a dózis nagyságától függ. Általában azt feltételezik az eddigi tapasztalatok alapján, hogy egy év alatt elosztva kapott 0,5 Sv sugárterhelés az emberben még nem okoz determinisztikus jellegű károsodást. Ezért a környezeti dozimetriában csak igen súlyos balesetek esetén kell számításba venni.

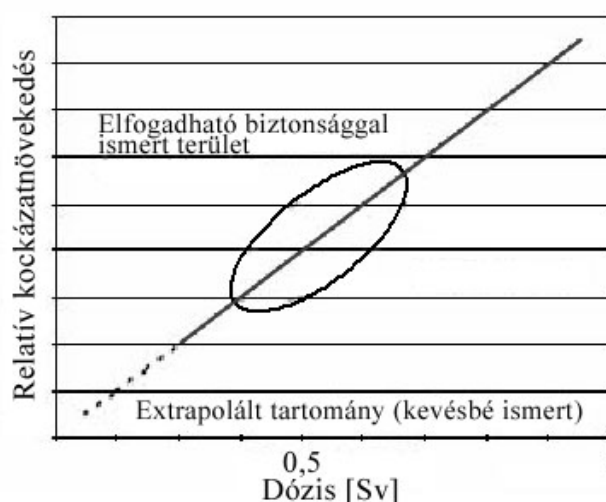
Sztochasztikus hatások

A másik csoportba a sztochasztikus hatások tartoznak. Ezekre az jellemző, hogy nincs küszöbdózisuk, tehát akár egészen kis dózisok is kiválthatják. A hatás nem minden egyednél következik be, de a sugárterhelés növekedésével a károsodás bekövetkezésének valószínűsége nő. Ezek a káros hatások elsősorban daganatos megbetegedések formájában, illetve kisebb mértékben genetikai károsodásként jelentkezhetnek. A károsodás bekövetkezése valószínűségi változókkal írható le. A sugárterhelés növekedésével viszont a károsodott egyedek (pl. elpusztult sejtek, rosszindulatú daganatos megbetegedések, örökletes elváltozások), megbetegedések gyakorisága nő (1. ábra).

A nemzetközi sugárvédelmi szervek alapján a lakosságot tekintve 1mSv sugárterhelés halálos kimenetelű rákkockázata a linearitás elvét elfogadva, $5 \cdot 10^{-5} / \text{mSv}$ ($5 \cdot 10^{-2} / \text{Sv}$) /ICRP 60/ [27].

Ez azt jelenti, hogy ha 100 000 fő 1 mSv sugárterhelést kap, akkor valószínű, hogy ebből 5 fő emiatt fog a későbbiekben daganatos betegségben elhunyni. Emellett nem elhanyagolható a teljes ($7,3 \cdot 10^{-5}$) kockázat sem, ami a halálos kockázaton túl, részben genetikai ($1,3 \cdot 10^{-5}$), részben ($1 \cdot 10^{-5}$) gyógyulással járó rákos megbetegedést prognosztizál [4] (A legújabb ICRP kiadvány tervezetében ennél valamivel alacsonyabb kockázattal számolnak).

A sugárvédelmi gyakorlatban a kis dózis tartományban – pontosabb ismeretek híján – ún. konzervatív becslést alkalmazva feltételezzük, hogy a dózis és a károsodás valószínűsége, gyakorisága között lineáris a kapcsolat.



1. ábra. A sztochasztikus jellegű károsodások dózis hatás összefüggése [26]

A determinisztikus és sztochasztikus hatások megkülönböztetése a biológiai hatások szempontjából több esetben mesterkéltnek látszik. Ugyanis számos valódi károsodásnál, a dózis nagyságától és akut ill. krónikus jellegétől függően mindkét típusú hatás megfigyelhető. A hatások összetettségére jellemző, hogy a Bikini-szigeteken - az atomfegyver kísérletek helyszínén - megfigyelték, hogy a nagyobb sugárterhelést kapott személyeknél a szomatikus sztochasztikus megbetegedések két hullámban zajlanak le. Az elemzések szerint 1-2 év látenciaidő után a vérképzőszervi daganatos megbetegedések száma emelkedett, majd a második hullám csak 10 év múlva jelentkezett, amikor egyéb rákos elváltozások gyakorisága nőtt meg.

1.2.3. Az alacsony dózisok problémája

Már a kezdetektől fogva létező, s máig viták kereszttüzében álló kérdés, hogy az alacsony dózisok esetén létezik-e egy küszöbszint, ami alatt a sugárzásnak nem tulajdoníthatunk káros hatást, vagy pedig minden sugárzási szint a mértékével arányos kockázati tényezőt jelent. Másszóval, lehet-e extrapolálni a magasabb dózisoknál tapasztalható egészségügyi kockázatot egészen a nulla szintig (Linear No – Threshold Theory “LNT”). Erre különböző szerzők eltérő válaszokat adnak [28, 29]. Az LNT dózis-hatás arányosságot feltételező modell mellett vannak szupralineáris, szublineáris, stb. modellek. Csaknem mindegyik változatnál lehet kísérleti bizonyítékokra hivatkozni. Ha az LNT modellt elfogadjuk, akkor ugyan a maximális biztonságot tarthatjuk szem előtt, viszont esetleg fölösleges terhet okozunk a társadalomnak. Ha egy küszöbszintet határozzunk meg, akkor, a maximális biztonság elve sérül. Az ALARA-elv (As Low As Reasonably Achievable) a fenti dilemmára próbál elfogadható megoldást

kínálni. Ez azt javasolja, hogy olyan alacsony szintet, illetve kockázatot válasszanak, ami az adott ország társadalmi-gazdasági szintjének megfelelő, teljesíthető.

Az alacsony dózisok hatásait vizsgálva többen azon az állásponton vannak, hogy kis mértékű sugárzás még előnyösebb is lehet a zérus szintnél [30-32]. Vannak pozitív tapasztalatok, magas ^{222}Rn koncentrációjú helyeken folytatott terápiákkal kapcsolatosan [33]. Ezen eredményeket azzal magyarázzák, hogy a sugárzás stimulálja a védekező mechanizmusokat, és alacsony szintnél ez lesz domináns a károsító hatással szemben (hormézis) [32, 34].

A problémát az okozza, hogy a kis dózisú sugárzások egyetlen olyan elváltozást sem okoznak, amelyet más környezeti károsító hatás ne okozhatna. Így a kis dózisok okozta növekmények statisztikailag nehezen, vagy egyáltalán nem kimutatható változást eredményeznek.

1.3. A sugárterhelés forrásai

A környezeti sugárterhelések az eredetük alapján rendszerint két nagyobb csoportra oszthatók, a természetes és mesterséges sugárterhelésekre. Egyes esetekben megkülönböztetjük a technológiai sugárterheléseket, melyek a természetes radionuklidoktól származnak, de az emberi tevékenység révén növelik a természetes eredetű járulékot.

1.3.1. Természetes eredetű sugárterhelés

Kozmikus sugárzás

Az űrből érkező nagy energiájú részecske sugárzást nevezzük *elsődleges kozmikus sugárzás*nak. Eredetük szerint:

- Galaktikus eredetű: főleg nagy energiájú protonokból ill. kisebb mennyiségben (kb. 10%) He- és nehezebb atommagokból áll.
Energiaspektrumuk: 1 MeV - 10^{14} MeV, 300 MeV-es eloszlási maximummal.
Feltehetően a csillagközi térből származnak, és elsősorban a Föld mágneses tere téríti el őket.
- Szoláris eredetű: naptevékenység okozza. A napkitörések során a látható, az ultraibolya, valamint a röntgensugárzás tartományában nagy energiamennyiség kerül ki, ill. töltött részecskék is kiszabadulnak. A szoláris kozmikus részecskék energiája viszonylag kicsi (1-100 MeV), így a felső légköri rétegekben lefékeződnek, ezért hatásuk a Föld felszínén jelentéktelen.

Az elsődleges kozmikus sugarak belépve a légterbe magreakciók, ionizáció és gerjesztések révén elveszítik energiájukat, és neutronok, protonok, müonok, pionok, kaonok stb., (valamint

ún. kozmogén radioizotópok) keletkeznek. Az így keletkezett részecskék alkotják a *másodlagos kozmikus sugárzásokat*, melyek újabb magreakciókat hozhatnak létre. A protonok és neutronok gyorsan elvesztik energiájukat, ezért hatásuk csak a felsőbb légrétegekben számottevő. A pionok és kaonok a rövid élettartamuk miatt nem érik el a Föld felszínét, de a müonok az atmoszféra legalsó rétegeibe is eljutnak. Így a Föld felszínén (tengerszinten) a kozmikus sugárzás kb. 25%-a neutronokból és fotonokból, 75%-a pedig müonokból áll.

A közvetlenül ionizáló komponensektől eredő évi effektív dózis az 50. szélességi övnél, tengerszinten 270 μSv , míg ugyanilyen feltételek mellett a neutrontól eredő átlag 48 μSv . Ez utóbbi jóval nagyobb, az UNSCEAR 1993-as kiadványában szerepelt 30 μSv -es értéknél.

A szélességi és hosszúsági fokokkal, illetve a népességgel súlyozott átlag az ionizáló komponensekből 340 μSv , míg a neutron járuléka 120 μSv évente.

A kozmikus sugárzásra árnyékoló hatással vannak az épületek. A gyengítés az építőanyagtól függ. Faházaknál átlagosan 0,96, betonházaknál 0,42 a dóziscsökkentő szorzótényező. Ha nincs helyi adat, akkor a 0,8-as árnyékolási faktort célszerű alkalmazni.

Ha figyelembe vesszük az effektív dózisteljesítmény változását és a népesség eloszlását a tengerszint feletti magasság függvényében, akkor a Föld felszínén egy átlagos lakásban az évi effektív dózis világátlag 380 μSv (ebből a közvetlenül ionizáló komponens, müonok 280 μSv , a neutron 100 μSv). A kozmikus sugárzás tengerszint feletti magasságfüggő, így a magasabban fekvő helyeken – akár a 1,5 – 2 mSv/év értéket is elérheti [1, 26].

Földkérgi (terresztriális) eredetű sugárterhelés

Ma már csak azok a radioizotópok (valamint bomlástermékeik) találhatók meg a Földön, (a mesterségesen előállítottakat nem számítva) melyeknek felezési ideje összemérhető a Föld korával.

A dózisterhelés szempontjából az alapvető primordiális radionuklidok a ^{40}K ($T=1,28 \cdot 10^9$ év), ^{232}Th ($T=1,41 \cdot 10^{10}$ év) és ^{238}U ($T=4,47 \cdot 10^9$ év). A ^{87}Rb és ^{235}U csak kisebb jelentőségűek. A ^{232}Th és ^{238}U bomlási sorában (Függelék 3 – 4.) található radioizotópok többsége dozimetriai szempontból szintén jelentős.

Ma már számos helyen monitorozzák a természetes eredetű radioizotópokból származó γ – sugárzási expozíciót. A vizsgált országokban, az átlagérték szabadban, 1 m magasan: 10 – 200 nGy/h között változik. A népességgel súlyozott világátlag 59 nGy/h (UNSCEAR 2000).

Ugyanez az épületekben – figyelembevve a benttartózkodást és az építőanyagok árnyékolását – 20-200 nGy/h között alakul, 84 nGy/h világátlaggal.

A γ -dózisteljesítmény nagy része a ^{238}U sorban a ^{214}Pb és a ^{214}Bi , míg a ^{232}Th sorban a ^{208}Tl és a ^{228}Ac radioizotópoktól származik.

A Föld felszíni külső dózishoz a 30 cm – nél mélyebben fekvő kőzetek már alapvetően nem járulnak hozzá.

A ^{238}U és ^{232}Th átlagos koncentrációja a talajban 33 – 45 Bq/kg, a ^{40}K koncentráció 420 Bq/kg. Magyarországon az alábbiak szerint alakulnak a radionuklid koncentrációk átlagai: ^{40}K : 370 Bq/kg, ^{238}U : 29 Bq/kg, ^{232}Th : 28 Bq/kg [1].

Az átlagos dózisteljesítmény számításnál alkalmazott dóziskonverziós tényezőket a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat. dózisteljesítmény számításnál alkalmazott dóziskonverziós tényezők [1]

Izotóp	^{40}K	^{232}Th	^{226}Ra
<i>Dóziskonverziós tényező (nGy/h)/(Bq/kg)</i>	0,0417	0,604	0,462

Ezek az értéke szabadbank kvázi végtelen kiterjedésű területre vonatkoznak. A ^{238}U ^{232}Th és bomlástermékeit magas koncentrációban tartalmazó ásványok miatt a Föld néhány helyén a levegőben mért dózisteljesítmény magasabb az átlagosnál. Egyes helyeken a dózisteljesítmény eléri a 12 - 30 $\mu\text{Gy/h}$ értéket.

A terasztriális γ – sugárzásból származó, népességgel súlyozott éves dózisterhelés világátlag 0,48 mSv. Gyerekek és csecsemők esetén a dózisterhelés 10 ill. 30 % – kal magasabb [1, 26]. Magyarországon a külső sugárzásból eredő elnyelt dózisteljesítmény az ország területének kb. 60 % –án 70 – 90 nGy/h, kb. 30% –án 90 – 110 nGy/h érték a jellemző [35].

1.3.2 Mesterséges eredetű sugárterhelés

Mesterséges eredetű sugárterhelés származhat a különféle nukleáris létesítmények működéséből, izotópelőállításból és felhasználástól, atomfegyver kísérletektől és orvosi alkalmazásoktól is. A lakosság mesterséges radionuklidoktól származó sugárterhelését már régóta szigorú előírások szabályozzák. Hazánkban ezt az Atomtörvény végrehajtási utasításában [36], a nemzetközi ajánlásokkal összhangban 1 mSv/év dózisban korlátozzák. Ugyanakkor a természetes eredetű radionuklidoktól származó sugárterhelést tekintve nincs egyértelmű állásfoglalás.

1.3.3. NORM anyagok

Gyakorlatilag természetes eredetű sugárforrások, de az emberi beavatkozások több esetben jelentősen növelik a természetes eredetű radionuklidoktól származó sugárterhelést. Az emberi szervezet válaszreakciói, pedig függetlenek attól, hogy természetes vagy mesterséges radionuklidoktól származik-e a sugárzás. A fentiek ismeretében a sugárzás mesterséges – természetes eredetű megkülönböztetése nem tűnik helyénvalónak, különösen, ha figyelembe vesszük az emberi beavatkozások okozta természetes eredetű sugárterhelés növekedését.

Természetes eredetű sugárterhelés növekedést okoz az építkezés céljából nem elég körületekintően kiválasztott építési telekre történő építkezés, vagy akár a magas radionuklidtartalmú építőanyagok alkalmazása is. Részletesebben a 2. fejezetben tárgyalom.

1.4. Az építőanyagok szerepe a lakosság sugárterhelésében

Az építőanyagok egyrészt sugárforrásként szerepelnek, másrészt viszont leárnyékolják a külső sugárzást. Így a tényleges sugárterhelés eltér a szabadban mért értéktől. Az épületekben mért nemzetközi átlagok 20 – 200 nGy/h között változnak, a népességgel súlyozott világátlag 89 nGy/h [2], Magyarországon 116 nGy/h [35].

A fa vagy könnyűszerkezetes házakban az építőanyag, mint a sugárforrás hatása elhanyagolható, de az árnyékolás is jelentéktelen. Ezzel szemben a masszív, téglából, kőből, betonból készült házak a külső sugárzást hatásosan elnyelik, ugyanakkor a lakásban mérhető dózisteljesítmény az építőanyagokban lévő természetes eredetű radioizotópok koncentrációjától függ [26].

Általában megnövelik az épületeken belüli γ – dózisteljesítményt, és radonforrásként is szerepelhetnek.

Az építőanyagok természetes radioaktivitása az ^{238}U , ^{232}Th és leányelemeik, valamint ^{40}K tartalmukból ered. Mivel a ^{238}U sorban a ^{226}Ra – ig gyakorlatilag nincs gammasugárzó leányelem, a külső sugárterhelés szempontjából az építőanyagok ^{232}Th , ^{40}K és ^{226}Ra koncentrációja a meghatározó. A radioaktivitásuk függ az eredetüktől, geológiai, geokémiai tulajdonságaiktól és az alkalmazott kémiai, technológiai eljárások típusától.

Az építőiparban használt építőanyagok radioaktivitásának világátlaga az alábbiak szerint alakul: ^{40}K : 500 Bq/kg, ^{226}Ra : 50 Bq/kg, ^{232}Th : 50 Bq/kg [1]. A világban több helyen ezeknél lényegesen nagyobb radioaktivitású építőanyagokat is felhasználtak [37, 38], melyek komoly radiológiai problémákat okozhatnak [39 – 41].

Építőiparban leggyakrabban felhasznált ipari melléktermékek:

- a foszforsav illetve foszfor műtrágyagyártás mellékterméke, a foszfogipsz,
- az alumínium gyártás mellékterméke a vörösiszap,
- a szén elégetése után visszamaradó pernye, salak,
- a vasgyártásnál visszamaradó kohósalak.

A foszfogipszből építőelemeket, adalékokat, a vörösiszaptól téglát, betont, a pernyéből falazóelemeket gyártottak/gyártanak, a salakot pedig közvetlenül töltő, szigetelő anyagként használták/használgák fel.

Azok az építőanyagok is, melyek nem ipari melléktermékek, hanem természetes nyersanyagok, a geológiai tulajdonságaikból eredően szintén okozhatnak radiológiai problémákat. Ilyen például a gránit, ami egy széles körben alkalmazott, magas radioaktivitású, durva szemcséjű, vulkáni eredetű kőzet.

1.4.1. Nemzetközi példák

Komoly sugárkörnyezeti problémát okoz – több országban – a foszforsav – gyártás melléktermékeként kapott foszfogipsz.

A hulladék gipszben a ^{226}Ra aktivitása többszöröse lehet, mint a természetes gipszben. Az aktivitás a nyersfoszfát urántartalmától függ, és jelentősen növelheti a sugárterhelést, ha épületekben építőanyagként nagy mennyiségben alkalmazzák (gipszhelyettesítő anyagként, a vakolatban illetve a gipszkarton gyártásánál).

A foszfogipsz alkalmazása azokban az országokban jöhet számításba, ahol kevés a természetes gipsz, és a felhasználása során a dózistöbblet nem haladja meg az adott ország szabályozásában foglaltakat [42].

Az egyik ilyen ország az USA, aki egyben a világ legnagyobb nyersfoszfát kitermelője. A floridai foszfáttartalmú kőzetekben az ^{238}U aktivitása 250 – 2000 Bq/kg között mozog [43], és gyártás során a ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po több mint 90% – a a foszfogipszben marad [43].

A több millió tonna/év foszforsav gyártással párhuzamosan, a keletkezett foszfogipsz (PG) mennyisége is tekintélyes. 1995-ben egyedül Floridában 30-50 millió tonna PG keletkezett, és becslések szerint 2000 – ben már 220-280 millió tonnát termeltek az egész világon. Problémát jelent ennek az elhelyezése. Az Egyesült Államokban 1960-tól az 1980-as évek közepéig a Mississippi folyóba öntötték a PG – et. Kimutatták, hogy az emberek nagyobb sugárterhelésnek vannak kitéve, ha a PG beöntések közelében gyűjtött halakat fogyasztják [43]. Becslések szerint Florida körül is 18 helyen tárolnak több mint 700 millió tonna PG-et

ily módon. A gipszlerakók megközelítően 5 km²-es területet fednek le és az elnyelt dózis (1 m-el a terület felett mérve) többszöröse a tipikus talajénak [44].

Nagy-Britannia, Hollandia, Franciaország mostanáig folyókba öntötte a foszfogipszet és a tervek szerint Marokkó 25000 tonna PG-et pumpál majd naponta közvetlenül az Atlanti-óceánba.

Spanyolországban Huelva városa mellett, az Odiel és a Tinto folyó torkolatánál fekszik egy foszforsavgyártó üzem. A felhasznált kőzetek ²³⁸U tartalma 1000-1600 Bq/kg. A keletkezett foszfogipsz 20%-át közvetlenül az Odiel folyóba öntik, a maradék 80%-ot az üzem közelében ún. “gyp-stack”-ekben halmozzák fel.

Ausztrál vizsgálatok szerint a foszfogipsz radioaktivitása egyszerű technikával csökkenthető lenne. Ez az eljárás a szitálás vagy frakcionálás. Az eredmények egy kivétellel azt mutatják, hogy általában a kiszitált frakciókban a méret csökkenésével nő a ²²⁶Ra tartalom. Ha az 53 µm-nél kisebb frakciót nem használják fel, akkor az aktivitás az OECD országok által javasolt szinten belül lesz [43].

A foszfogipsz mellett a cirkont (ZrSiO₄) is használják, melynek igen magas a ²²⁶Ra aktivitása. Az eljárás során a cirkont elválasztják a cirkon tartalmú homoktól, és adalékanyagként alkalmazzák, hogy a csempék zománcfényét, keménységét és felületük simaságát javítsák. Kínában végzett felmérés szerint az átlagos rádium ekvivalens a cirkon homokban 17500 Bq/kg, nagyságrendekkel nagyobb, mint a közönséges építőanyagokban.

Ennek ellenére azokban a helyiségekben, ahol ilyen csempéket alkalmaztak, nem mutattak ki γ-dózisteljesítmény vagy radon exhaláció növekményt, de a boltokban, ahol a csempék halmokban álltak, 1,5-szer nagyobb dózisteljesítményt mértek [45].

Kína Jiangxi tartományában több száz ezren laknak olyan speciális, ún. “carbon”-téglából épült házakban, mely téglák ²³⁸U tartalma magas. Ezen a területen a tüdőrákban való elhalálozások száma is nagyobb az átlagosnál. A kőszén, amely sok esetben magas ²²⁶Ra tartalmú, már közel 100 éve használják téglák készítésére. Az alapanyag üledékes kőzet, vékony rétegben tartalmaz szenet. Ezt a vékony palát darabokra törik és adalékanyagként használják a betonban, vagy a téglák készítésénél. Ezekben a lakásokban az átlagos γ-dózis 470 nGy/h, ami kb. 350 %-al magasabb, mint az összehasonlításhoz vett hagyományos lakásokban [46].

Németországban a vörösiszapból készült téglák okoz radiológiai problémát. Mérések kimutatták, hogy háromszor nagyobb a γ-dózis a vörösiszap téglák esetén, mint a közönséges agyag tégláknál. Ez a probléma komolyabban merülhet fel azokban az országokban, ahol a

sugárvédelmi szabályozás hiányos. Jamaikában, Indiában és Törökországban [47, 48] a vörösiszap téglaként történő felhasználása széles körben elterjedt már.

Az agyaghoz különböző mennyiségben (0-50 %) kevert vörösiszappal készült építési kerámiák (tégla, cserép) mechanikai és esztétikai tulajdonságainak vizsgálata során kiderült, hogy azok mechanikai paramétereiket tekintve nem maradnak el a hagyományos tégláktól [48-50].

A Saar vidéki házakban szintén magas a γ -dózis szint, mert nagy mennyiségben használtak fel az épületeknél magas radioaktivitású ún. kohósalakot, ami a vasgyártás mellékterméke.

Súlyos radiológiai problémák származtak Colorádóban (USA) az urániumbánya magas ^{226}Ra koncentrációjú meddőjének a házak körül és alatt töltőanyagként való felhasználásából.

Svédországban számottevő radiológiai hatása van az alunittartalmú agyagpalának. Az alunitpala egy urántartalmú agyagos kőzet, amit habosított beton készítésére használtak. Ennek az anyagnak rendkívül magas a radioaktivitása, és ezáltal megnöveli az épületekben a sugárterhelést. Régebben nagy mennyiségben alkalmazták, de 1975 óta már nem gyártják ezt a fajta betont.

Egyéb ipari melléktermékek, melyek építőanyagként használhatók: szénbánya meddője, porcelángyártás agyag hulladéka, hulladék pala, por-tüzelőanyag hamu és kohó hamu, kohó illetve kazán salak, szemétegető hamuja, cink-ólom salakok, ónbánya salakja, kalcium-fluorid (fluorit) bánya salakja. Nem mindegyik anyag aktivitáskoncentrációja van az átlagos felett, de sok esetben rendszeres ellenőrzést kellene végezni [51].

Egyes országok építőanyagainak aktivitását az 5. Függelék tartalmazza.

1.4.2 Magyarországi helyzet

Hazánkban a legnagyobb radiológiai problémát a szénből származó salak építőanyagként való felhasználása okozza a Dunántúlon, főleg Tatabánya és Ajka környékén.

Évente a világ szénérőműveiből közel 280 millió tonna salak kerül ki. Ezt – mint ahogy a későbbiekben látni fogjuk – sok helyen cement készítésére, útépitésre, sőt talajjavításra is használják.

A természetes radionuklidokban gazdag szenek elégetése során keletkezett salakban, hamuban és pernyében a radionuklidok jelentősen feldúsulhatnak [52, 53]. Az égési maradék építőanyagként való felhasználása egyrészt megnövelheti a kibocsátott γ – sugárzásból származó ún. külső sugárterhelést. Ráadásul – a salak emanációs tulajdonságától függően – a radon és leányelemeinek belégzéséből, lenyeléséből származó ún. belső sugárterhelés is nőhet [54]. A nap nagy részét az adalékanyaggal készült épületekben töltő emberek esetén jelentős

sugárterhelés-növekmény fordulhat elő. Ha a salakok emanációja kicsi, nem alakul ki magas radonkoncentráció, akkor a dózisterhelés csökkentése a γ -sugárzás árnyékolásával megoldható.

Korábbi mérések szerint a Dunántúli-középhegységben, különösképpen Ajka és Tatabánya környékén, a mélységi kőzetek, illetve az ásványi szenek ^{238}U és leányelemeinek radioaktív koncentrációja a világlátlagot jelentősen, akár 10-20-szorosan is meghaladja. Az itt bányászott szenek elégetése során a radioaktív anyag nagy része a salakban, pernyében visszamarad, melynek radionuklid koncentrációja az eredeti szénének 3-10-szeresére is feldúsulhat [55, 56].

15 ország adatainak elemzése alapján az ásványi szén átlagos radionuklid koncentrációja: ^{40}K : 50 Bq/kg, ^{238}U és ^{232}Th : 20-20 Bq/kg [1, 26]. Összehasonlításként néhány hazai és külföldi szén radionuklid koncentrációját a 3. táblázatban foglaltam össze.

3. táblázat Szenek radionuklid koncentrációja [55]

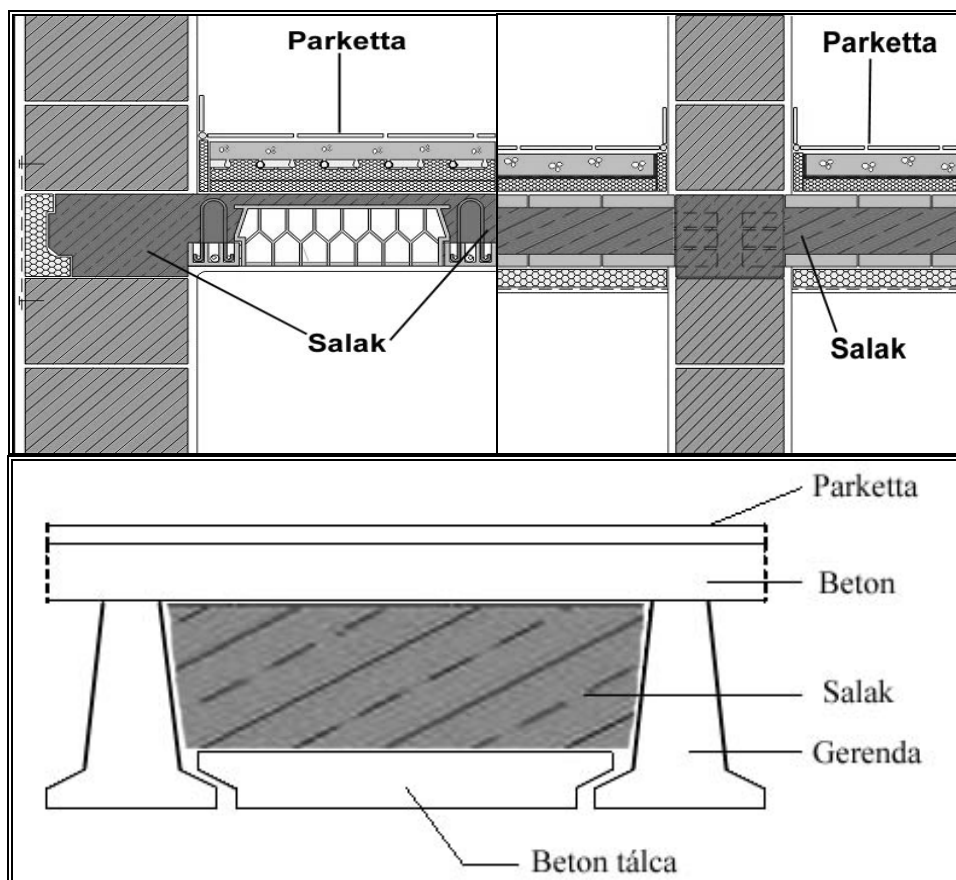
Szén származási hely	Fajlagos aktivitás (Bq/kg)		
	^{40}K	^{238}U sor	^{232}Th sor
Oroszlány	163	99	24
Ajka	56-190	120-480	12-35
Dorog	194	40	36
Tata	162-270	100-140	30
Németország	-	15-37	7-19
Világlátlag	50	20	20

Bár hazánkban a külföldi és hazai vizsgálatok és elemzések alapján 1960-ban megtiltották az ajkai, bányai és tatabányai szén salakjának az építkezésekhez történő felhasználását [57], azonban ezt nem csak magánérős, hanem állami építkezéseknél sem vették mindig figyelembe. Az ellenőrzés hiányának, a tájékoztatás gyengeségének és gazdasági okoknak tudható be, hogy a fent említett vidéken széleskörűen használták ezeket a salakokat családi – és társasházak, középületek, iskolák és óvodák építésénél.

A szénsalakot elsősorban töltő- és szigetelő-anyagként alkalmazták, de előfordult, hogy falazóanyagként is felhasználásra kerültek. Például Tatabányán az 1960-as évek előtt falazó blokkokat gyártottak az erőműi salakból. A gyártást a tiltó rendelet után megszüntették, de hőszigetelőként való alkalmazása ezután is folytatódott.

Másik felhasználása: talajvizes területek, házak közötti terek feltöltése (játszóterek, focipályák). Évek során az itt lerakott salak más anyagokkal keveredett ill. esetleg mélyebb rétegekbe került és így, a tőle származó sugárzás a felszínen kisebb. Azonban ma is vannak

olyan játszóterek, ahol a magas dózisteljesítmény értékek salakfeltöltésre utalnak. A leggyakrabban alkalmazott beépítési módokat a következő ábra (2.) mutatja.



2. ábra A salak beépítésének gyakoribb módjai

Az esetek egy részében például a parketta és a salakréteg között egy 5 cm-es betonréteg is található.

2. NORM anyagok bemutatása

Bizonyos ipari alapanyagokban, és melléktermékekben található természetes radioaktivitás megnövekedett mértékben lehet jelen. Ezeket az anyagokat a szakirodalom a NORM mozaikszóval szokta említeni, ami az angol rövidítéséből ered (Naturally Occurring Radioactive Material). Az elmúlt időszakban többféle elnevezéssel is találkozhattunk, pl. LSA-Low Specific Activity scales, TENORM-Technologically Enhanced NORM anyagok, de a legújabb konvenció szerint a fenti anyagcsoportokra is a NORM kifejezést használják. Ezekben az anyagokban az ^{238}U , ^{232}Th és a bomlási sorukban lévő elemek nagyobb aktivitáskoncentrációban találhatók, mint az átlagos talajokban. Így a feldolgozásuk során képződő hulladékok is tartalmazzák ezeket a nuklidokat, még hozzá többszörösen feldúsulva

(néhány Bq/g-több ezer Bq/g) [58]. A általánosságban elmondható, hogy a rádium a nyersanyagok kémiai feldolgozása során koncentrálnak a melléktermékekben (pl. foszfámműtrágya gyártás), míg a $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ égetés/hőkezelést követően az ipari hulladékokban dúsulnak fel (szénégetés, ércfeldolgozás). Néhány iparág esetében a hulladékok keletkezése, a hulladékok radiológiai tulajdonságai és kezelése már jól dokumentált és ellenőrzött körülmények között történik.

A fentiek alapján akár azt is kijelenthetnénk, hogy minden természetben megtalálható anyag nyomokban ugyan, de tartalmaz urán és tóriumizotópokat, illetve ezek leányelemeit, ezért NORM-nak lehet őket tekinteni. Ezzel szemben egyes szakemberek [59] szerint azok az anyagok tartoznak a NORM csoportba, melyek az emberi tevékenység következtében megnövekedett dózistöbbletet okozhatnak a lakosság, illetve a munkások számára.

4. táblázat. Különböző anyagok ^{232}Th és ^{238}U aktivitáskoncentrációi [58]

Anyag	Tipikus aktivitáskoncentráció (Bq/g)	
	^{232}Th	^{238}U
Foszfát közet	0,1	1,5
Ilmenit	1	2
Rutil	0,2	0,2
Baddeleyt	1	10
Cirkon	0,6	3
Piroklór	80	10
Monazit	300	40
Talaj	0,030	0,035

Találhatunk olyan ipari alkalmazást is, ahol az uránt és a tóriumot nem a radioaktív tulajdonságai miatt alkalmazzák, hanem ezt fizikai és kémiai jellemzők miatt. Például speciális ötvözeteknél, a forrasztópálcák gyártásánál, repülőgépek motorjának burkolatánál tóriumot alkalmaznak (akár 4 wt %-ban is, ~160 Bq/g) mivel a hőállóság ezt teszi szükségessé. Igaz, hogy itt a radioaktív anyag nem a természetes közegben található, de ezeket az anyagokat is a szélesebb körben értelmezett NORM anyagok közé sorolják.

A munkavégzés során az alábbi expozíció lehetőségeivel kell számolni:

- o A sugárzó anyag közelében a külső gammadózis – többlet.
- o Lebegő porrészecskék belélegzése a belső dózist növeli.
- o Lenyelésből is származhat többletdózis.
- o NORM-ból származó radonkockázat is jelentős terhelést eredményezhet.

A munkásokra a két legjelentősebb veszélyt a külső gamma dózis illetve a belélegzett portól származó dózistöbblet jelenti. Néhány NORM ipar esetén az alábbi dózisokkal kell számolni [58].

5. táblázat. Dolgozók becsült éves effektív dózisa különböző ipari területeken

Ipari tevékenység	Becsült éves effektív dózis(mSv)
Foszfátfeldolgozás (UK)	0,3
TiO ₂ gyártás (Németország)	0,1-1,1
Cirkon feldolgozás (UK)	0,5-4
Tórium-tartalmú hegesztők alkalmazása (Németország)	1-20
Ritkaföldfém ipar	1-20, néha >20

Látható, hogy NORM anyagok feldolgozása során a dolgozók sugárterhelése igen széles skálán változik, többek között a technológiának, a radionuklid tartalomnak és a munkavédelmi szabályok meglétének, illetve betartásának köszönhetően. Azokon a helyeken, ahol betartják az egészség-sugár- és munkavédelmi szabályokat, ott a dolgozók sugárterhelése 1 mSv alatt tartható.

A fentiek alapján megállapítható, hogy ezekre a munkahelyekre a sugárvédelmi szabályozást megfelelő módon ki kell dolgozni.

2.1. NORM hulladékok keletkezése, ipari tevékenységek bemutatása

A különböző nyersanyagok feldolgozása és késztermékek előállítása során az alábbi ipari tevékenységeknél kell számítani megnövekedett NORM tartalmú szilárd hulladék keletkezésére:

- o Fosszilis tüzelőanyagú erőművek
- o Olaj és gázipar
- o Fémfeldolgozás
- o Uránbányászat
- o Foszfátipar-műtrágyagyártás
- o Titánfesték gyártása
- o Ritkafém előállítás
- o Építőanyagipar, cementgyártás
- o Vízisztítás, vízkezelés

A tovább fel nem dolgozott melléktermékeket – halmazállapottól függően – lerakókon, zagytereken helyezik el.

A következőkben iparágakra lebontva bemutatom azoknak a melléktermékeknek a keletkezését, melyekkel a kísérleteimben is foglalkoztam.

2.1.1. Fosszilis tüzelőanyagú erőművek

A fosszilis tüzelőanyagok – szén, lignit, olaj és a földgáz – elégetésével jutunk hőenergiához, melyből közvetve villamos energiát lehet előállítani. A tüzelőanyagok és a bányászat során keletkezett melléktermékek, hulladékok is tartalmaznak különböző koncentrációban – származási helytől függően [60] – radionuklidokat.

A tüzelőanyagok- elégetése során az aktivitás nagy része a pernyébe és a salakba kerül. Ennek kis hányada jut csak ki az atmoszférába a füstgázzal együtt. A ^{210}Po és a ^{210}Pb illékonyságuknak köszönhetően a pernyeszemcséken kondenzálódnak. Feldúsulásuk a szemcsemérettel fordítottan arányos, tehát a kisebb méretű részecskén nagyobb fajlagos aktivitás mérhető [60]. Mind a széntípusnak, mind az erőmű típusának hatása van a környezetbe kijutott aktivitásra [61]. A szenek átlagos pernyetartalma 16% körül van [62], és a dúsulási tényező a pernyetartalom függvényében akár hétszeres értéket is elérhet, így az alacsonyabb pernyetartalmú barnaszén/lignit dúsulási tényezője (2-9%) is kisebb, mint a feketekőszén esetén. A gáz és olajtüzelésű erőművek esetén pedig a szilárd hulladék keletkezése elhanyagolható (0,1%).

Meg kell jegyezni, hogy a keletkező pernye és szénsalak nem mindig hulladékként jelentkezik, hanem ipari alapanyagként tekintenek rá az építőiparban. Ez a lakosság sugárterhelése szempontjából jelentős lehet, külső gamma dózistöbbletet és a radon leányelemei által okozott belélegzésből származó dózistöbbletet okozhat.

2.1.2. Olaj és gázipar

Az olaj és gáz kitermelés során keletkező hulladékokat nem lehet általánosan jellemezni, mivel tulajdonságuk nagyban függ a tárolóközettől, a fúrási technológiától, és a kitermelés időtartamától. A szénhidrogének kitermelése során a fúrólukból nagy mennyiségű „termelésvíz” is keletkezik. Ez a víz kimossa a tárolóközetből a mobilis nuklidokat, melyek vízkövel lerakódhatnak a csövek falán, szelepeken és a különböző tárolóedényeken. A vízkömentesítés során sok szilárd hulladék keletkezhet. A legfontosabb hulladékforrások – melyek mennyisége hazánkban nem jelentős – az olaj és gázkitermelés során a következők:

- o A „termelésvíz”, ami a tengervizet, esetleg talajvizet is veszélyeztetheti.
- o Vízkömentesítés során keletkező szilárd hulladék.
- o Fúróiszap.

2.1.3. Fémelőállítás

Az ércek feldolgozása során több lépésben – fizikai és kémiai kezelésekkel – juthatunk el a megfelelő tisztaságú fémekhez. A hulladékanyagoktól a fémeket metallurgiai extrakcióval, illetve különböző dúsítási eljárásokkal választják el.

Az ásványdúsítás során a kőzet egy része hulladék lesz, míg a fémtartalmú részt további feldolgozás alá vetik (pl. pirometallurgiai, vagy hidrometallurgiai eljárásokkal), hogy a fémeket megfelelő tisztaságban kinyerjék belőle [63].

Pirometallurgiai eljárás magába foglalja az egyik legelterjedtebb fémfeldolgozási módszert, mikor a kohóban magas hőmérsékleten történik az ércolvasztás. Ilyenkor a hulladék salak formájában jelentkezik, melyet általában lerakókon helyeznek el, néhány esetben azonban hasznosíthatják is (pl. vasgyártás).

Hidrometallurgiai eljárások általában vizes oldatban történő ércfeltárási módszerek. Ilyenkor az ércet, vagy az ércet tartalmazó kőzetet lúgos, vagy savas kezelésnek vetik alá. A fémtartalmú részt – ami általában az oldatfázis – tovább kell tisztítani, esetenként dúsítani, ami az alábbi eljárásokkal lehetséges: folyadékextrakció, ioncsere, adszorpció, kristályosítás, csapadékképzés. Az alkalmazott módszerek következtében szilárd és folyékony halmazállapotú hulladékok is nagy mennyiségben keletkezhetnek, melyeket lerakás előtt még semlegesíteni, kezelni kell.

A fémek és ötvözeteik előállításának egyik legáltalánosabb módja adalékanyagok segítségével az ércekből történő olvasztásos technika alkalmazása. Néhány fém esetében más eljárást alkalmaznak (pl. alumínium). Az ércek feldolgozása során nagy térfogatú hulladék keletkezik, melyekben visszamarad az aktivitás nagy része. A keletkezett melléktermékek fajlagos aktivitását erősen befolyásolja az ércek származási helye és az alkalmazott technológia.

Kohósalak, pernye, öntödei kaparék, kazánkő formájában keletkezik a legnagyobb hányada a fémipari hulladékoknak. Ezek egy része más ipar számára nyersanyagként felhasználható, mint azt a szénsalak/pernye esetén is említettem.

A késztermék/hulladék arány erősen technológiafüggő. Vasgyártás során 1 tonna salak jut 5 tonna nyersvasra. Ezt a salakot a Portland cement egyik adalékaként használják fel.

2.2. Bauxit és szénfeldolgozás alakulása Magyarországon

Magyarországon a rendszerváltás (1989-1990) óta az ipari struktúra jelentősen átalakult. Azok az iparágak, amelyek vizsgálataink tárgyát képezhetik, manapság vagy megszűntek már, vagy nagyságrendekkel kisebb kapacitással működnek, mint fénykorukban. Ezek az urán-bauxit- és

szénbányászat, illetve az ezekhez tartozó ipar. Ezek az iparágak nagy mennyiségben termeltek melléktermékeket, melyekben a radionuklidok aktivitáskoncentrációja meghaladja az átlagos magyar talajét.

2.2.1. A bauxit

Az alumínium fémét a bauxit nevű kőzetből állítják elő. A bauxit az agyaghoz hasonló (vörös, szürke, fehér, tarka színű) kőzet, amely trópusi éghajlati körülmények között nagy meleg, sok csapadék, magmás kőzetek mállásával keletkezik

A termelés 1926-ban Gánton veszi kezdetét és háborús csúcscértéke csaknem 10^6 tonna/év. 1945-tel bezárólag összesen $7,4 \cdot 10^6$ tonna (külfejtésekből: $6,7 \cdot 10^6$ millió t; mélyművelésből: $0,7 \cdot 10^6$ t) bauxitot termeltek ki az országban.

1967 és 1990 között $3 \cdot 10^6$ tonna/év termelésre fejlesztették föl a bauxitbányászatot –. Összehasonlításként megemlítenéd, hogy a jelenlegi magyar bauxittermelés kb. 7-900 ezer tonna között alakul évente. A Magyarországon 1926-tól 2002-ig kitermelt bauxit összmenyisége meghaladja a $10,5 \cdot 10^7$ tonnát. A jövőben a bauxittermelés éves mennyisége továbbra is 6-700 ezer tonna körül várható [62].

A bauxit fő felhasználási területei:

- ✓ Timföldgyártás
- ✓ Vaskohászati kohóadalék
- ✓ Tűzálló anyagok (kerámia) gyártása
- ✓ Kőzetgyapot (hő- és hangszigetelő anyag) gyártás adalékanyaga
- ✓ Talajjavítás, egyéb

6. táblázat. A nyers bauxit főbb minőségi jellemzői

Szemcseméret [mm]	Nedvességtartalom	Izzítási veszteség	Al ₂ O ₃	SiO ₂	CaO	MgO	Fe ₂ O ₃
			[%]				
0-300	16-19	16	45-52	5-10	0,4-1	0,2-0,4	18-22

2.3. A szénbányászat

A szénképződés a leghatalmasabban a karbon időszakban volt a legintenzívebb, amely nevét is innen kapta. Az utóbbi évtizedben jelentősen átalakult a szénbányászat. A kedvezőtlen adottságú bányákat bezárták, már csak egyetlen mélyművelésű bánya maradt meg, a bányászat nagy része a külszíni barnaszén és lignitvagyon kitermelésére korlátozódik. Ennek ellenére a hazai hőerőművekben több millió tonna szenet és lignitet tüzelnek el évente, melynek nagyrésze import.

2.4. A vörösiszap és szénsalak keletkezése

A szenek energetikai célú ipari felhasználása az erre alkalmas hőerőművekben, kazánokban valósul meg. A számunkra hasznos hőenergia mellett sajnos nagy mennyiségben keletkeznek hulladékanyagok füstgáz, salak és pernye formájában.

Szénerőmű

A korszerű erőművek szénportüzelésűek. A szén elégetése során keletkező füstgáz az őrlőrendszerben, mint szállító – és szárítóközeg funkcionál. Az őrlőrendszerben a megőrölt szén ciklonok segítségével válik ki a légáramból, és ezzel mintegy előtisztítja azt az elektrofilterbe jutás előtt. A malomkörből és a kazánból érkező füstgáz az elektrofilter előtt keveredik, majd a 99,98%-os porleválasztás után kerül a több 10 m, esetenként 100 m magas falazott kéménybe.

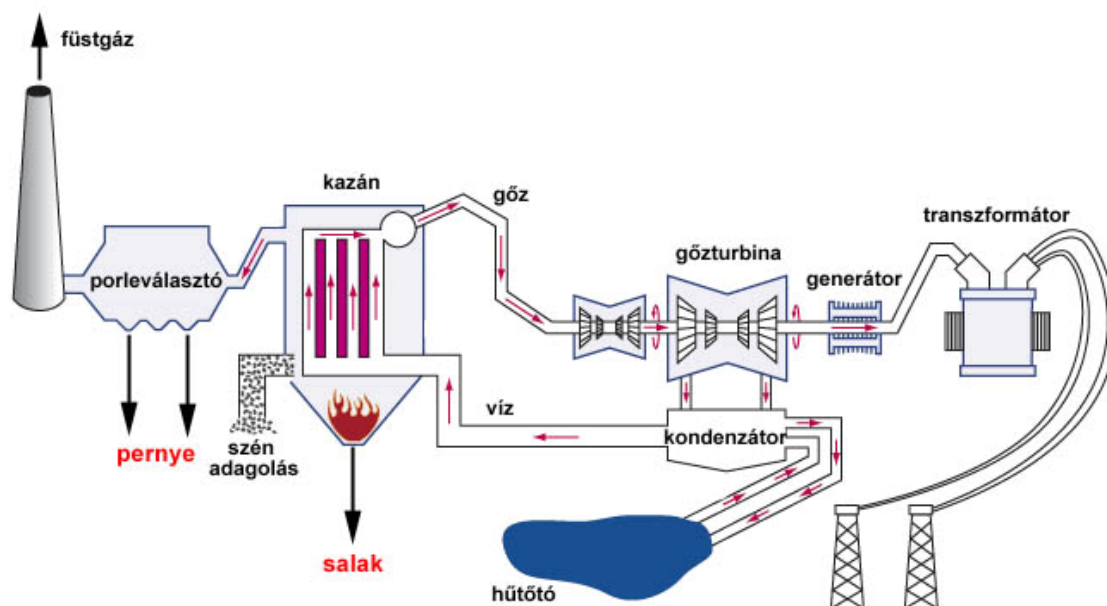
Sűrűzagyrendszer

A finomra darált szén eltüzelése során keletkezik:

- a durva salak, mely a kazán alját lezáró vízteknőbe hullik,
- a finom pernye, mely a füstgázzal a kazánból távozik és a pernyeleválasztó hombárjaiban gyűlik össze, és pneumatikus (sűrűáramú légszállítás) úton jut át a sűrűzagy üzem tároló silóiba.

Köztudott, hogy az erőműben termelt villamos energia a szén elégetésekor felszabaduló hőenergia átalakításával jön létre. A folyamat során nem csak hőenergia szabadul fel, hanem az itt alkalmazott technológiából következően szilárd halmazállapotú, lisztszerű (90%-ban 0,25 - 0,03 mm átmérőjű kvarc- és földpátszemcsékből álló) szilárd salak vagy pernye is (az elégetett szén 25-50%-a szilárd halmazállapotú hulladék). Ezt a port a könnyebb kezelhetőség érdekében vízzel elegyítik, így jön létre a zagy - ha ezt egy külön erre a célra létrehozott technológiai rendszerbe vezetik, akkor a sűrűzagy -, amelyet csővezetéken juttatnak el a zagy tározókba.

A kiszáradt zagykazetták felszínéről a por- vagy lisztszerű anyagot a szél könnyen felkapta, valamint a lehulló és a felszínen lefolyó csapadékvíz mély barázdákat ("mikrokanyonokat") vájva elhordta az anyagot, amivel a környező területeket is károsította.



3. ábra. Egy széntüzelésű erőmű sematikus vázlata

Az általunk vizsgált salakok és pernyék 3 jelentősebb erőműből származtak. Néhány, a salak és pernyéképződéssel kapcsolatos adatot az alábbiakban összegeztem:

A beépített széntüzelésű technológia mellékterméke a kazán alján távozó salak és a füstgázból leválasztott pernye. A felhasznált szén mennyisége a termeléstől és a felhasznált szén fűtőértékétől függ. A szén átlagos meddőtartalma 40 – 60% között változik. A meddőtartalom 80 – 90%–a pernyébe, a maradék a salakba kerül. Így éves szinten több százezer tonna pernye és salak keletkezik, melynek töredéke kerül értékesítésre a különféle hazai cementművek részére.

A legnagyobb mennyiségű szilárd hulladékot (bányászati meddőhányók valamint égési salak és pernye) a szénerőművek termelik. A dunántúli szénerőművek több évtizedes működése következtében a szénerőmű-hulladékkal fedett terület 10 – 20 négyzetkilométer között terül el, mintegy 15 millió köbméter térfogatú hulladékot tartalmaz.

Nem csak a nagy hőerőművekből származnak a beépített salakok, hanem a lakosság által az egyedi fűtés következtében a kályhákban, és a különféle intézmények hőszükségletét ellátó kazánokban is jelentős mennyiségű salak keletkezett, melyek ellenőrizetlenül építkezési célokra felhasználásra kerültek.

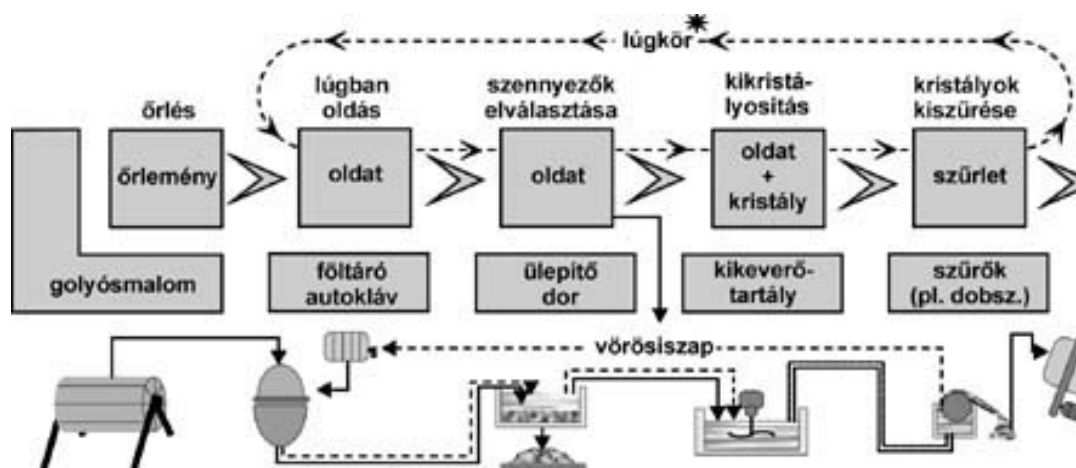
Vörösiszap

A vörösiszap a timföldgyártás (Bayer-eljárás 4. ábra) mellékterméke. A timföldgyártási technológia egyik lépése a bauxit lúgos – tömény NaOH-dal történő – feltárása. Sajnos a technológia tökéletlensége folytán a vörösiszapban sok NaOH marad vissza, amely erősen

bázikussá teszi ezt az anyagot. Ez alapvetően meghatározza a vörösiszap tulajdonságait és viselkedését.

A szárított vörösiszap hulladék átlagos összetétele az alábbiak szerint alakul: 10% izzítási veszteség, 15 – 18% Al_2O_3 , 24 – 45% Fe_2O_3 , 3 – 11% TiO_2 , 5 – 20 % SiO_2 , 5 – 12 % Na_2O , 1 – 3% CaO , 1% alatti mennyiségben gallium és ritkaföldfémek oxidjai is jelen vannak. Meg kell jegyezni, hogy egyetlen vörösiszapszemcse reprezentálja az egész mintát [65].

A keletkezett hulladék fajlagos mennyisége igen jelentős, nagyjából megegyezik a technológiában előállított timföld (alumínium-oxid) mennyiségével. Ez nagyrészt a hazai bányákból származó bauxit minősége miatt van így, ami azt jelenti, hogy 1 tonna alumínium gyártásakor 0,5 – 1,5 tonna vörösiszap keletkezik. Hazánkban 4 millió tonnára tehető az évente képződő vörösiszapmennyiség. Veszélyes hulladéknak (II. kategóriájú) minősül, melyet zagytereken tárolnak. Timföldgyártást hazánkban 1934 óta Mosonmagyaróváron, 1943 óta Ajkán és 1952 évtől kezdődően Almásfüzitőn végeztek. A vörösiszap lerakása a timföldgyárak közelében kialakított és a termelési igényeknek megfelelő ütemben bővített ún. vörösiszap – téren, –kazettán, – tározón, a jelenleg hatályos jogszabályok terminológiája szerint lerakón történt. Ajkán és Mosonmagyaróváron üzemel vörösiszap-lerakó, de vörösiszap lerakása jelenleg kizárólag Ajkán történik. A mosonmagyaróvári lerakón a kádkő – gyártás hulladékát helyezik el. A különböző lerakókon évtizedek alatt felhalmozott vörösiszap mennyiségét a 6. függelékben tüntettem fel részletesen.



4. ábra. A bauxitfeltárás folyamata, Bayer – eljárás

2.5. Szénsalak és vörösiszap további felhasználása

Az említett ipari melléktermékeket az építőanyag készítésénél többnyire csak adalékként használják fel (7. táblázat). Ezt későbbiekben a radiológiai minősítésnél is figyelembe kell venni, mivel a javasolt határértékek a késztermékre vonatkoznak.

Mivel ezeket a melléktermékeket az építőipar számításba veszi, mint lehetséges nyersanyag, fontos megvizsgálni mind az építőanyagokra vonatkozó törvényi szabályozás alapjait, mind pedig a rájuk vonatkozó sugárvédelmi követelményeket.

7. táblázat. Építési kerámiáknál ajánlott keverési arányok

Jel	Különböző kerámiák összetétele (wt%)		Hivatkozás*			
	<i>Vörösiszap</i>	<i>Agyag</i>				
B ₁	5	95	[50]			
B ₂	10	90	[50]			
B ₃	15	85	[50]			
B ₄	20	80	[50]			
B ₅	50	50	[50]			
B ₆	100	-	[47]			
Különböző cementek összetétele (wt%)						
	<i>Mész(lime)</i>	<i>vörösiszap</i>	<i>Bauxit</i>	<i>Gipsz</i>	<i>Pernye</i>	
C ₁	65	10	-	-	25	[66]
C ₂	65	25	-	-	10	[66]
C ₃	50	15	35	-	-	[66]
C ₄	50	35	15	-	-	[66]
C ₅	47,5	15	30	7,5	-	[66]
C ₆	47,5	30	15	7,5	-	[66]

*[47] Newton, 1993; [50] Sglavo és mtsai, 2000; [66] Singh és mtsai, 1997

3. A radon

A lakosság természetes sugárterhelésének (3,1 mSv/év-OSSKI), több mint fele a radontól és bomlástermékeitől származik (1,3 mSv/év). Az utóbbi érték magas radon koncentrációjú helyeken számolva jóval magasabb is lehet, ezáltal előtérbe került a radonprobléma, és annak megoldása.

A radonnak tulajdonítható megbetegedésekre már magának a radonnak a megismerése előtt felfigyeltek. Ismert a szász Ércheység északi lejtőin (Schneeberg-ben) elhelyezkedő ezüsbányákban dolgozó fiatal bányászok körében szokatlanul magas, tüdőbaj okozta halálozási arány, melyet már a 16. században is megfigyeltek, és ezt a betegséget a későbbiekben el is nevezték “schneebergi tüdőbaj”-nak. 1879-ben Haerting és Hesse azonosította ezt a betegséget a tüdőrákkal.

Miután 1901-ben Dorn felfedezte a rádiumemanációt, megkezdődtek az első radonmérések a schneebergi bányákban. A méréseket Elster és Gietel végezték, melyek eredményeként a bányák levegőjében magas radon-aktivitáskoncentrációt mutattak ki. A mérések alapján szoros összefüggést tételeztek fel a tüdő-megbetegedések és a bányákban jelenlévő magas radon-koncentrációjú levegő tartós belégzése között, amit az ezt követő években végzett újabb mérések is megerősítettek [72]. A további dozimetriai vizsgálatok és sugárbiológiai kutatások során, az 50-es években William F. Bale és munkatársai figyeltek fel arra, hogy a betegség kialakulásában nem is elsősorban a radon, hanem rövid felezési idejű bomlástermékei játszanak fontos szerepet [73].

Cohen összegezte a különböző országokban lévő urán- és más ércbányákban dolgozó bányászoknál megfigyelt tapasztalatokat. Minden esetben, nem csak az uránbányáknál, kiemelkedően magas tüdőrák előfordulást talált [74].

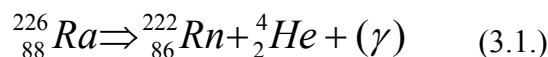
Több esetben viszonylagosan alacsonyabb radon szinteknél is kimutatható volt a betegség fokozott előfordulása [75].

A jelenség súlyát érzékelteti, hogy egyedül az USA-ban évi 14000 halálesetet írnak a radon számlájára (a becslés 7000 és 30000 közé teszi az értéket) [75, 76]. Más szerzők szerint a becsült szám 5000 és 10000 közé tehető [77]. Amerikai kutatók, állatkísérletek eredményeire [78], valamint különböző bányászok és alacsonyabb radon-koncentrációjú helyeken élő – dolgozó lakosok közti összehasonlító vizsgálatokra támaszkodva, hosszabb távon az alacsonyabb radon szinteket is kockázatosnak találták. Erre alapozva ésszerűnek ítélték a bányászok esetében előforduló radonszintek és kockázat extrapolációját “civil” lakosok esetére [79]. Van, aki azt vallja, hogy minden mérhető radonszint egészségügyi kockázatot rejt [79].

Más szerzők viszont azt hangsúlyozzák, hogy van egy küszöb, amely alatt káros hatás nem mutatható ki, tehát az extrapoláció nem jogos [80]. Olyan felméréssel is találkozhatunk, mely arra utalhat, hogy egy bizonyos szint alatt nagyobb a rákos megbetegedések kockázata, mint egy ennél kicsit magasabb, de nem túl magas szintnél [81]. Megállapítható, hogy e kérdésben még jelentős a bizonytalanság [82]. Ez az alacsony dózisok problémája (lásd. 1.2.3. fejezet).

3.1. A radon és bomlástermékei

A radon közvetlenül a talajban és a kőzetekben lévő rádiumból alfa-bomlással keletkezik, ezért mennyiségét elsősorban az anyag ^{226}Ra aktivitás – koncentrációja határozza meg [26].



Ahol:

$\Rightarrow \quad ^4_2\text{He}$: alfa részecske

$\Rightarrow \quad \gamma$: a bomlást kísérő gamma – sugárzás

A radon színtelen, szagtalan, a levegőnél jóval nagyobb sűrűségű ($9,73 \text{ kg/m}^3$) nemesgáz. Fagypontja alá hűtve azonban foszforeszkál előbb sárga, majd narancsos színben. 1900-ban fedezték fel, ám nem volt nagy jelentősége addig, míg ki nem derült róla, hogy radioaktív. A földkérgi eredetű radionuklidok három bomlási sorának mindegyikében képződik radon. A radon fizikai paramétereit a 8. függelékben összegeztem.

o ^{222}Rn izotóp, a tulajdonképpeni *radon* a ^{238}U radioaktív család (az ún. urán-sor) tagja.

o A ^{220}Rn a ^{232}Th családból (tórium-sor) származik, innen a neve: *toron*.

o A ^{219}Rn a ^{235}U család (aktino-urán-sor) tagja, melynek neve *aktinon*.

Ezeknek a bomlási soroknak az atomjai sok természetes anyagban megtalálhatók, így a kőzetek, a talaj és az építőanyagok felszínéről a levegőbe kerülnek. A legjelentősebb az ^{238}U bomlási sorába (Függelék 3.) tartozó ^{222}Rn (radon), amelynek radioaktív felezési ideje 3,82 nap. Ez az idő elég arra, hogy a talaj felső rétegéből vagy az építőanyagból egy része kidiffundáljon a levegőbe, ahol a körülményektől függően feldúsulva a lakosság természetes eredetű sugárterhelésének meghatározó komponense lehet. A tórium radioaktív bomlása során (Függelék 4.) keletkező, 55 másodperces felezési idejű ^{220}Rn (toron) hozzájárulása ehhez a sugárterheléshez csak akkor jelentős, ha a légtérhez közeli rétegben (pl. talajfelszínen, vakolatban) magas a ^{232}Th koncentráció. Ezekhez képest az expozícióhoz a ^{219}Rn (aktinon) hozzájárulása elhanyagolható, igen rövid 3,9 másodperces felezési ideje (nincs ideje kidiffundálni a kőzetből), valamint a természetes uránban található igen kis koncentrációja miatt ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 0,00725$).

A radon bomlási sorában több rövid felezési idejű radionuklid található, ezek az úgynevezett radon-bomlástermékek vagy leányelemek. Ezek a nuklidok a polónium, az ólom és a bizmut radioizotópjai. A bomlási sorban mind béta-, mind alfa-sugárzó radioizotópok találhatók. (Függelék 3-4.)

A ^{222}Rn stabil ^{206}Pb -vé bomlik nyolc alfa- és hat béta részecske kibocsátásával, ahogy ez a Függelék 4.-ben látható. Az első négy radon-bomlástermék, a ^{218}Po (RaA), a ^{214}Pb (RaB), a ^{214}Bi (RaC) és a ^{214}Po (RaC') rövid életidejű termékek együttes fizikai felezési idejük kisebb, mint 30 perc. A ^{210}Pb a radonsorozat tulajdonképpeni záróeleme, a maga 22,3 éves fizikai felezési idejével és kis fajlagos aktivitásával [83]. A három radonizotóp legfontosabb tulajdonságait a 8 táblázat tartalmazza.

8. táblázat. A három radonizotóp legfontosabb tulajdonságai

Bomlási sor	^{238}U	^{232}Th	^{235}U
Anyaelem és felezési idő	^{226}Ra ; 1602 év	^{224}Ra ; 3,64 nap	^{223}Ra ; 11,4 nap
Leányelem és felezési idő	^{222}Rn ; 3,82 nap	^{220}Rn ; 55,6 s	^{219}Rn ; 3,9 s
Stabil végmag	^{206}Pb	^{208}Pb	^{207}Pb

Ismertek még a radon mesterséges radioaktív izotópjai is, ezek közül a ^{215}Rn , a ^{216}Rn , a ^{217}Rn , és a ^{218}Rn megtalálható az ^{227}U , az ^{228}U , az ^{229}U és a ^{230}Pa radionuklidok bomlási sorában [84]. A radon és rádium meghatározásához nem tekinthetünk el a bomlási sor elemei között lévő radioaktív egyensúly mértékétől. A méréseink során a szekuláris egyensúly beálltát kell megvárunk, így a következő fejezetben ezt fogom tárgyalni.

3.2. Radioaktív egyensúlyok

3.2.1. A szekuláris egyensúly

A radioaktív magok bomlásánál előfordulhat, hogy a termék ugyancsak radioaktív, tehát a stabilizálódás több, a legegyszerűbb esetben, két lépésben megy végbe. A kiindulási izotóp, az anyaelem átalakul egy másik radioaktív izotóppá, a leányelemmé, amely tovább bomlik. Így a leányelem a további bomlás során belőle létrejövő elem szempontjából anyaelemnek is tekinthető. Ez a helyzet a három természetes radioaktív bomlási sor esetén is, ahol az egymásból keletkező radioaktív izotópok száma a tizet is meghaladhatja. A sorozaton belül az anyaelem a leányelemeivel radioaktív egyensúlyban van.

Abban az esetben, ha két bomlás követi egymást.

$$N_A \xrightarrow{\lambda_A} N_B \xrightarrow{\lambda_B} N_C \quad (3.2.)$$

Az N_A mennyiségű anyaelem egy része λ_A valószínűséggel N_B leányelemmé alakul át, ami λ_B bomlási állandóval jellemezhető sebességgel bomlik tovább.

Vagyis bizonyos idő elteltével az anyaelem és a leányelem aktivitása meg fog egyezni.

$$A_A = \lambda_A \cdot N_A = A_B = \lambda_B \cdot N_B \quad (3.3.)$$

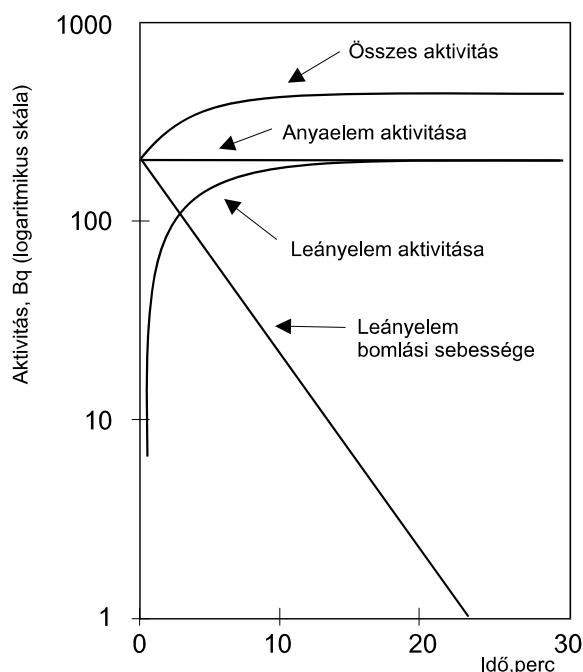
Ez az ún. szekuláris egyensúly, melynek aktivitásviszonyait a 4. ábra szemlélteti.

Ha azonban a bomlási sor kettőnél több radioaktív leányelemet tartalmaz, akkor az egyenlet az alábbiak szerint módosul:

$$N_i = N_{A,0} \cdot \sum C_k \cdot \exp(-\lambda_i \cdot t) \quad (3.4.)$$

ahol:

- o N_i : a sor i-edik tagjának nuklidszáma,
- o C_k : a bomlási állandókból számítható konstans,
- o λ_i : a sor i-edik tagjának bomlási állandója (1/s)



4. ábra A szekuláris egyensúly aktivitásviszonyai az idő függvényében

3.3. A radon- és bomlástermékeinek egészségügyi hatásai

A földből kiáramló radon a szabad levegőn gyorsan eloszlik és felhígul. Magas radonszintek ott jelentkezhetnek, ahol a radon jól körülhatárolt légtérbe kerül, ilyenek például a bányák, barlangok, aluljárók, lakások, házak. A radonnak és bomlástermékeinek egészségkárosító hatása elsősorban a légzési útvonalon alakulhat ki. A radon aránylag jól oldódik a vérben, így a belégzés során a véráramba kerülve a test minden részébe eljut. A különböző szövetekben különböző mértékben oldódik. Pl. a zsírszövetben a belélegzett levegőének 7 – szerese is lehet

a radon koncentráció, mivel a zsírban sokkal jobban oldódik mint a vízben [86]. Egy idő után azonban beáll az oldódási egyensúly, így a szervezet radontartalma állandó marad [87]. Ily módon növeli az egész testre vonatkozó belső sugárterhelést, de ez elhanyagolható a tüdőben kifejtett hatásához képest.

A bomlástermékek keletkezésük után nagyon rövid időn belül kötődnek felületekre, tehát például a falakra, a bútorokra és aeroszol részecskékre. Az aeroszol részecskékre tapadt bomlástermékek – elsősorban a ^{218}Po és a ^{214}Po – belégzéskor a hörgők elágazásainál ezek falára rakódhatnak, ott megtapadva alfa-részecskékkal bombázzák a hörgőhám leginkább sugárérzékeny, osztódó sejtrétegét. Az alfa-részecskék hatótávolsága levegőben 3 – 9 cm (cm – ben kb. megegyezik az energiájával MeV-ban), szilárd anyagokban mikrométernyi. Az érzékeny tüdősejtek éppen ebbe a tartományba esnek.

Amint azt az 1. Függelékben láttuk, az alfa-sugárzás viszonylagos biológiai hatékonysága mintegy 20 – szor nagyobb, mint a röntgen–, gamma– vagy béta – sugárzásé, azaz ugyanaz az abszorbeált energia 20 – szor nagyobb biológiai hatást válthat ki. Ennek oka a sűrűn ionizáló sugárzások esetében a rövidtávon belüli nagy energiaátadás. Az energiaátadás hatására a sejtek elpusztulhatnak vagy – rosszabb esetben – mutáns sejtek keletkezhetnek. A mutáns sejtek könnyen rák előtti állapotba kerülhetnek, majd egyéb káros hatásokra (vegyszerek, dohányzás) rákos sejtekre osztódhatnak. A hörgőrák kialakulásáért tehát kizárólag a radon nem tehető felelőssé, viszont elmondható, hogy magas radonkoncentráció esetén a radon és leányelemeinek hosszú időn át történő belégzése megnöveli a betegség kialakulásának a kockázatát [88].

3.4. Zárt terek problémája, radonszintek

A radonaktivitás-koncentrációk a bányákban, alagutakban, fürdőkben akár öt nagyságrendű eltéréseket is mutathatnak. Barlangokban is meglehetősen nagy radonkoncentrációk alakulhatnak ki. A földalatti vasutak folyosóin is mérhető megemelkedett radonszint, annak ellenére, hogy az értékeket itt nyilvánvalóan csökkenti a szellőztetés. Tehát ilyen helyeken oda kell figyelni az esetlegesen magas radonkoncentrációkra.

Mivel a radontól származó sugárterhelés az ember természetes sugárterhelésének igen jelentős hányadát adja, ezért fontos ismernünk a bennünket körülvevő környezet radonszintjét.

A környezet radonszintjére egyik jellemző mennyiség a radon levegőben mért aktivitás koncentrációja, illetve az EEC, ami az egyensúlyi ekvivalens koncentráció. Egyensúlyi ekvivalens koncentráció a radonnak az az aktivitáskoncentrációja, amelynél a radon radioaktív egyensúlyban van a rövid felezési idejű bomlástermékeivel, s amelyeknek

ugyanakkora a potenciális alfaenergia – koncentrációja, mint a kérdéses nem egyensúlyi keveréké. Egysége: Bq/m³. Másképp fogalmazva, ha a radon bomlása során minden bomlástermék mindvégig a levegőben maradna, akkor ezek egyenlő aktivitással lennének jelen. Ezt a keveréket nevezik egyensúlyi ekvivalens koncentrációnak.

A radon aktivitáskoncentrációjának mérése levegőben jól bevált módszerekkel kivitelezhető. Az ember légzőszervi expozíciója azonban a rövid felezési idejű bomlástermékektől származik, amelyet potenciális alfaenergia-koncentráció fejez ki. Ez utóbbi mennyiség csak jóval körülményesebben határozható meg azokból a hosszú időtartamú mérésekből, amelyekkel a helyiségek radon aktivitáskoncentrációját szokták mérni, ezért a radon aktivitáskoncentrációból egy megfelelő egyensúlyi tényező segítségével adható meg a potenciális alfaenergia-koncentráció.

$$F = \frac{EEC}{C_{Rn}} \quad (3.5.)$$

ahol:

- ⇒ F: egyensúlyi tényező
- ⇒ EEC: egyensúlyi ekvivalens koncentráció [Bq/m³]
- ⇒ C_{Rn}: Radon aktivitáskoncentráció [Bq/m³]

Az egyensúlyi tényező (F) azonban változik az idővel és több környezeti tényezőtől is függ, ezért az egyensúlyi tényező valamilyen átlagával szoktak számolni.

Potenciális alfa-energián azon alfa-részecskék energiaösszegét értjük, melyek a radon bomlási sorában lévő nuklid ²¹⁰Pb-má való bomlása során szabadul fel. Egységei: MeV, J. Potenciális alfa-energia koncentráció az egységnyi levegő térfogatban jelen lévő nuklidok potenciális alfa-energiájának összege. Egysége: J/m³. Az egyensúlyi tényező megadható a levegőben lévő radon EEC-jának és aktivitáskoncentrációjának hányadosaként is. Átlagértéke lakásokban 0,4-nek vehető, szabad levegőn közelít egyhez 0,8 körüli érték.

A sugárterhelés számításához az ICRP 65 kiadványban különböző irányszámokat találunk. A benntartózkodás meghatározásához megadták az úgynevezett tartózkodási tényezőt. Az épületekben való tartózkodást 0,8-ben, míg a szabadban tartózkodást 0,2-ben állapították meg. A 0,8-as benntartózkodási tényező évenként 2000 óra munkahelyi és 5000 óra lakáson belüli (vagy 7000 óra lakáson belüli) tartózkodást jelent.

A kiadvány adatai szerint egységnyi radonkoncentráció által előidézett éves sugárterhelés munkahelyen 4,45 · 10⁻² (mJ h m⁻³) / (Bq h m⁻³), lakásban 1,56 · 10⁻² (mJ h m⁻³) / (Bq h m⁻³), és 1 mJ h m⁻³ radon bomlástermékektől származó sugárkárosodás dolgozók esetén 1,43 mSv, népesség esetén pedig 1,1 mSv effektív dózissal felel meg [61].

3.4.1. Beavatkozási szintek

A beavatkozási szintet a jogszabály [36] a következőképpen definiálja: Az elkerülhető egyenérték dózissnak vagy effektív dózissnak az az értéke, amely elérésekor a beavatkozási intézkedéseket számításba kell venni. Az elkerülhető dózis vagy származtatott érték kizárólag arra a besugárzási útvonalra vagy útvonalakra vonatkozik, amelyre vagy amelyekre az intézkedés irányul.

Amióta a radonproblémával komolyabban kezdtek foglalkozni, mindig vita tárgyát képezte az, hogy milyen radonszint minősül károsnak, mely körülmények között tekinthetők a későbbiekben ismertetésre kerülő beavatkozási lehetőségek ajánlottnak vagy éppen kötelezően végrehajtandónak. Ez az 1. fejezetben említett alacsony szintű sugárzások biológiai hatásai problematikához kapcsolódik (lásd. 1.2.3. fejezet).

Az ICRP 65 az országoknak 200 és 600 Bq/m³ radonaktivitás-koncentráció közti cselekvési szintet ajánl lakásokban, és 1000 Bq/m³ – t munkahelyeken. A BSS – 95 [89] alapján a cselekvési szint 200 – 600 Bq/m³ között mozog. Egyes országokban különböző cselekvési szinteket határoztak meg, pl. Csehországban 200 Bq/m³-t, az USA-ban 148 Bq/m³ – t (4 pCi/l), stb. [75, 76].

Az USA-ban, Svédországban és néhány más országban külön cselekvési szintet írnak elő régi épületekre, ennél lényegesen alacsonyabbat új épületekre. Az Egészségügyi Világszervezet hivatalos ajánlásában sem egy konkrét érték, hanem egy sáv szerepel, amelyből az országok kiválaszthatják a nekik megfelelő cselekvési szintet az ALARA-elvnek megfelelően. Nem képezheti azonban vita tárgyát az, hogy 1000 Bq/m³ fölött mindenütt be kell avatkozni.

3.4.2. Radonforrások

A radon túlnyomó része a talajban és kőzetekben található rádiumból keletkezik, ennek következményeként az atmoszférába jutó radon legnagyobb része a talajból származik. Az atmoszférába jutó radon forrásait láthatjuk a 9. függelékben. A ²²²Rn különösen laza talaj esetén, akár 1-3 méter mélységből is kiáramolhat a nyomás- és a koncentráció-különbség hatására, hiszen nemesgáz lévén nem alkot vegyületeket. Az átlagos kiáramlást 0,022 Bq/m²s – nak vehetjük, ennek mértéke azonban sok paramétertől (mint például a légnyomás, a talajnedvesség vagy a hóval fedettség) függ [90].

A második legjelentősebb radonforrás a magas ²²⁶Ra koncentrációjú építőanyag. Az építőanyagok radionuklid-koncentrációira különféle szabványok vonatkoznak (5. fejezet).

Jelentős radonforrás lehet a talajvíz is. A talajvíz behatol az urántartalmú kőzetek pórusaiba és kioldja a radon egy részét. A radon parciális nyomása a mélyebben fekvő kőzetek pórusaiban igen nagy lehet, ezért fordulhat elő az, hogy a kútvezetekben és a forrásokban nagy a radonkoncentráció. A természetes radonforrások között tartjuk számon még a tengerek felső rétegeit. Az emberi tevékenység következtében csak elenyésző mennyiségben jut radon a légterbe. Ilyen tevékenység például az "uránipar" vagy a széntüzelésű erőművek működése. Meg kell említeni még a földgázt is, mint lehetséges radonforrást.

3.4.3. Radon az épületekben

Természetes, hogy a zárt terek közül azon épületek radonkoncentrációja fontos a leginkább számunkra, ahol időnk legnagyobb részét töltjük el, ilyen a lakóhely és a munkahely. Az 1970-es években már néhány országban (USA, Anglia, Svédország) készültek nagyobb volumenű felmérések a lakások radonkoncentrációjára vonatkozóan. Ezekből a vizsgálatokból az derült ki, hogy a radonszint rendkívül széles tartományban mozog: néhány Bq/m^3 -tól egészen több ezer Bq/m^3 -ig [90, 91].

Magyarországon a lakótéri radon vizsgálatát 1978-ban *Tóth Árpád*, majd 1981-ben *Bozóky László* már javasolták. Az első szélesebb körű lakótéri radonvizsgálatról 1988-ban számoltak be *Somogyi Gy.*, *Nikl I.*, *Csige I.* és munkatársai. Ez a felmérés 122 magyarországi lakótér 1,5 éves nyomdetektoros mérését tartalmazta, melynek eredményeként a radon éves átlagos aktivitáskoncentrációjának középértékére 55 Bq/m^3 -t kaptak [92]. Egy újabb, 998 lakásra kiterjedő felmérés szerint, a magyarországi radonszint súlyozott középértéke 107 Bq/m^3 [93].

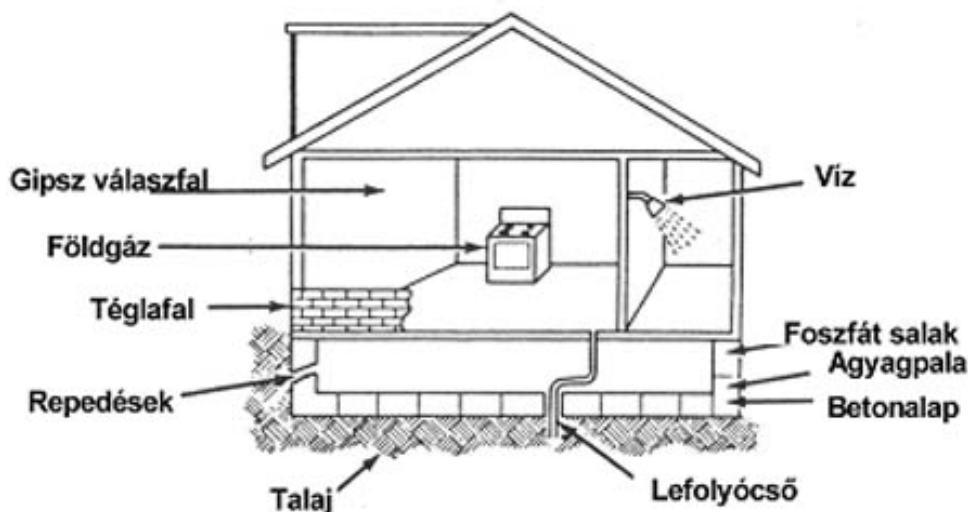
A *RAD Lauder Labor* munkatársainak Tóth Eszter vezetésével 1994 és 1998 között végzett mérései szerint a tízezernél kisebb lélekszámú településeken a radonszint népesség-nagyságcsoporthoz viszonyított átlaga 128 Bq/m^3 . Ez a nyomdetektoros felmérés több mint tízezer lakótérre terjedt ki, viszont a kiválasztás szempontjai tudatosan a magasabb értékű helyek felderítését szolgálták, így pl. emeletes házak nem szerepeltek benne. Így valószínűsíthető, hogy ez az érték felette van a teljes lakosságra vonatkozó átlagnak [94].

Kisebb számú, de értékes információkat szolgáltató méréseket végeztek az AEKI, a Mecseki Uránbánya és a Veszprémi Egyetem munkatársai is.

Néhány helyen különösen magas radon koncentrációk fordulnak elő a talajból való kiáramlásnak köszönhetően. A legismertebb ilyen hely Magyarországon Mátraderecske [95].

A belső terek, lakások radonforrásai a következők lehetnek (5. ábra):

- radonkiáramlás az épület alatti talajból,
- radonkibocsátás az építőanyagokból,
- radonfelszabadulás a vezetékes vízből illetve a földgázból,
- radonbeáramlás a külső levegőből a szellőzés révén.



5. ábra Lakóház lehetséges radonforrásai

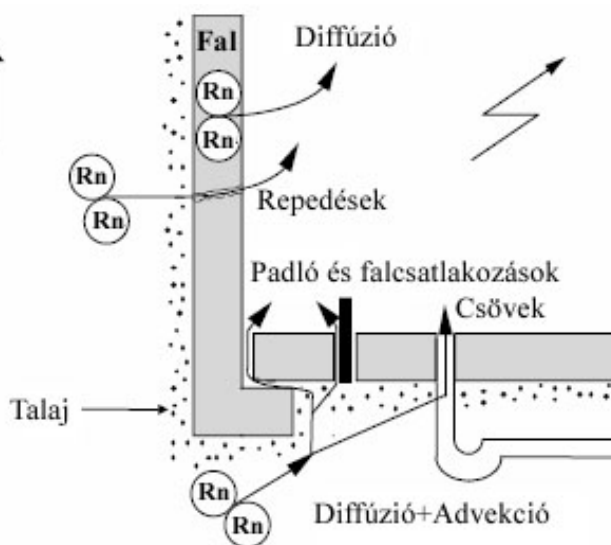
Rendszerint átlagos radonkoncentráció esetén, az első kettő forrás a legjelentősebb, amint erre a 9. táblázatban is rámutatok.

9. táblázat. Radonforrások megoszlása az épületen belül

Radonforrás	Megoszlás [%]
Földgáz	3,9
Víz	5,2
Külső levegő	13
Építőanyag + talaj	77,9

A vízből és a földgázból származó radonhányad csak akkor jelentős, ha azok radontartalma szokatlanul nagy [72]. A külső levegőből származó radon pedig csak ott jelent növekményt, ahol sem a talajból, sem az építőanyagból nem áramolhat be számottevő mennyiség (pl. uránipari meddők közelében). A talajból a radon az épületekbe a padló résein és egyéb

repedéseken keresztül a nyomás- vagy koncentrációkülönbség hatása révén kerülhet be (6. ábra).



6.ábra. A radon lakótérbe történő bejutásának lehetséges útvonalai

A radonnak a talajból az épületbe való bejutását elsősorban az alábbi tényezők befolyásolják:

- a talaj rádiumtartalma,
- a talaj emanációs tényezője,
- a talaj permeabilitása,
- a talaj porozitása,
- a talaj nedvességtartalma,
- a nyomáskülönbség,
- a talajgázok esetleges áramlása
- a szigetelés,
- a hőmérséklet.

A radon oldódik a vízben. A felhasználásra kerülő vizek radonkoncentrációjának világátlaga 10^3 Bq/m^3 . A vízből a radon diffúzióval, melegítés vagy aprózódás (zuhanyozás) hatására jut ki a légtérbe. A földgáz felhasználása során (pl. főzés) a benne található radon kijutva a légtérbe hozzájárul a sugárterhelés megnövekedéséhez.

Fontos hangsúlyozni a szellőztetés jelentőségét. Kellő szellőztetés hiányában a radon “bedúsul”. Ez egyértelműen kimutatható a mérsékelt övi területeken, ahol a téli (zárt ajtós, ablakos) radonszint messze felülmúlja a melegebb időszakokban tapasztalható értékeket. A lakótér különböző helyiségei között is nagy lehet a radonkoncentráció különbség. Ha az épület alá van pincézve, akkor a pincében alakul ki a legnagyobb koncentráció, majd kisebb a földszinten, az első emeleten, pedig gyakran már ennél is jóval kisebb. Elmondható az is, hogy ha a víz radonkoncentrációja magas, akkor az abból származó radonszint a fürdőben a

legnagyobb, a konyhában kevesebb, a szobában pedig elhanyagolható. Egy átlagos lakásban a radon koncentrációjának pillanatnyi értéke nagyjából két nagyságrenden belül változhat az időjárási tényezőktől és a lakók tevékenységétől függően [96, 97]. A klímaberendezés használata szintén sajátos viszonyokat teremt [98].

Az építkezéseknél használt anyagok egy részének (salakok, vörösiszap, foszfogipsz) rádiumkoncentrációja magas értékeket mutathat (lásd. 2. fejezet), az ezek felhasználása során a lakótér légterébe jutó radon is jelentős lehet. Ez nagymértékben függ az építőanyag ^{226}Ra koncentrációja mellett, annak emanálóképességétől és az exhalációtól.

3.5. A radon kijutása a légterbe (emanáció és exhaláció)

3.5.1. A radontranszport klasszikus elmélete

A radon migrációs folyamatát fizikai szempontból három szakaszra bonthatjuk:

- a radonizotóp keletkezése közvetlen anyaeleme, a rádium α -bomlása útján,
- a keletkezett radonizotóp kijutása a szemcse belsejéből a szemcseközi térbe,
- végül a tényleges migráció folyamata a pórustérben.

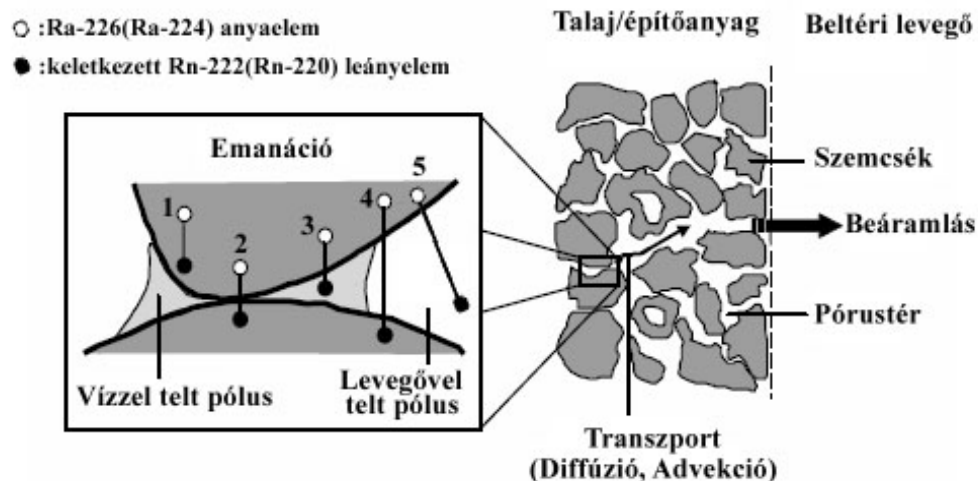
Az első két folyamat a radon mindhárom izotópja tekintetében hasonlóképpen megy végbe. A tényleges migráció lehetősége azonban a toron és különösen az aktinon esetében rendkívül korlátozott rövid felezési idejük következtében [99].

A radon kiszabadulása a kőzetekből

Ahhoz, hogy a szilárd anyagban levő rádium atomokból keletkező radon a légterbe kerülhessen, a keletkező radon atomoknak először ki kell jutni a szemcsék közötti pórusokba. Természetesen nem fog a keletkezett teljes radonmennyiség kijutni a pórustérbe, hanem csak annak egy része (durván 1-20 %-a), és csak ez a hányad lesz képes a további migrációra.

Amikor a radon közvetlen anyaeleme, a rádium megfelelő izotópja α -részecske kibocsátása útján elbomlik, a felszabaduló energia egyrészt az α -részecske, másrészt a keletkező radonizotóp mozgási energiájaként jelenik meg. Az utóbbi energia (az α -rész energiájának 1-2 %-a, mely a kémiai kötési energia 10^4 - 10^5 szerese is lehet) elegendő arra, hogy a radon kimozduljon keletkezési helyéről, és a közegben egy bizonyos utat megtegyen (*Szilárd-Chalmers* effektus).

A visszalökődési úthossz erősen függ a közeg sűrűségétől, ahol a bomlás végbemegy. Ez kőzetben a néhányszor tíz nanométeres, levegőben a néhányszor tíz mikrométeres nagyságrendbe esik. A 7. ábra bemutatja a radon kijutási lehetőségeit a pórustérbe. A közetszemcsék közötti teret pórusvíz és/vagy levegő tölti ki.



7. ábra. A radon pórustérbe jutásának lehetséges módjai

Az ábrán az látható, hogy a kilökődést követően milyen lehetőségek adódnak a radon mozgását illetően.

1. A visszalökődő radon a szemcse belsejében marad, amennyiben a bomlás a szemcse felszínétől a visszalökődési úthossznál nagyobb mélységben következik be, vagy a radon a szemcse belseje felé mozdul el. Ugyanis a szilárd anyagokban a radon 20-70 nm mélységből képes emanálódni, de ha az út, amit a szemcsén belül meg kell tennie ahhoz, hogy kijusson onnan, ennél hosszabb, akkor elveszíti kinetikus energiáját, és még a szemcsén belül lefékeződik.
2. A radon kijut ugyan a szemcse felszínére, de - mivel van még mozgási energiája - folytatja útját a szomszédos szemcsében.
3. A szemcséből kijutó radon a pórusvízben fékeződik le, ahol a visszalökődési úthossz valamivel hosszabb ugyan, mint a közetszemcsében, de lényegesen rövidebb, mint a levegőben. Ezután könnyen kidiffundálhat a pórusok levegővel töltött részeibe.
4. A radon a póruslevegőbe érkezik, ahol az úthossza nagy, ezért nagy valószínűséggel becsapódik a szomszédos szemcsébe.
5. A kilökődő radon mag a pórus levegőjében fékeződik le.

Az **1.** esetben a radonnak gyakorlatilag nincs esélye arra, hogy a pórustérbe jusson. Diffúzióval elvileg kijuthat, de nagy valószínűséggel előbb elbomlik.

A **3.** és **5.** esetben a radon kijutott a pórustérbe, és ott is maradt. A radonnak ez a része adja a közetek emanálásának a direkt-visszalökődési hányadát.

A **2.** és a **4.** szituációkban a radon a szomszédos szemcsékbe hatolt be, útja során elroncsolva, meggyengítve az oda vezető utat. Ezeknek az atomoknak van esélyük arra, hogy az útvonalukon, diffúziós úton visszafelé haladva mégiscsak kijussanak a szemcséközi térbe, ill.

kiszabadulhatnak a roncsolt utat kitöltő vízben való oldódása útján is. Ezek adják az emanáció indirekt-visszalökődési hányadát.

A pórustérbe kijutott és a szemcsében keletkezett radonatomok számának hányadosát *emanációs tényezőnek* (ε) nevezzük.

$$\varepsilon = \frac{\text{Rn pórustérbe kijutott}}{\text{Rn szemcsében keletkezett}} = \frac{\text{Rn pórustérbe kijutott}}{C_{\text{Ra}}} \quad (3.6.)$$

Az emanációt befolyásoló legfontosabb tényezők:

- Szemcseméret: nagyobb méretű szemcsék esetén több bomlás történik a már említett 20-70 nm-nél nagyobb mélységben, így az emanáció kisebb.
- Nedvességtartalom: a pórusközi víz lassítja a maradékmagot, így olyan részecskék is a pórusközi térben maradhatnak, melyek mozgási energiájukat tekintve a lassító hatás nélkül átjutnának egy másik szemcsébe. A pórusok közötti nedvesség tehát növeli a direkt kijutások számát. A jelenlévő víz azonban oldja a radongáz egy részét, valamint a radon diffúzióját is gátolja. Tehát a nagy mennyiségű víz gátolja az exhalációt, viszont a kapillárisokban jelenlevő mennyiség elősegíti az emanációt.
- Porozitás: minél porózusabb egy anyag, annál nagyobb az egységnyi tömegre jutó felület, és annál nagyobb az esély arra, hogy a rádium α -bomlásakor keletkező radon kijut a szemcséből.
- Rádium-eloszlás: az emanációt az is befolyásolja, hogy a ^{226}Ra eloszlása mennyire homogén, illetve lokálisan (a szemcsék felületén) mennyire halmozódik fel. [33]
- Sűrűség: a kérdéses anyag sűrűségétől függően 20-70 nm lehet az a távolság amit a radon képes "áttörni".

A kialakuló telítési radon aktivitáskoncentráció ($C_{\text{Rn,max}}$) a pórustérfogatban a következő képlet szerint alakul:

$$C_{\text{Rn-max}} = \varepsilon \cdot \rho \cdot A_{\text{Ra}} \cdot \frac{1}{p} \quad (3.7.)$$

ahol:

- o A_{Ra} : a ^{226}Ra fajlagos aktivitása [Bq/kg]
- o ρ : a száraz anyag sűrűsége [g/cm³]
- o p : az effektív porozitás

Az effektív porozitás nem más, mint az egymással összefüggő pórustérfogat aránya a teljes térfogathoz viszonyítva.

A radon transzportja a pórustérben

A kőzetek pórusterébe kijutott radon mozgását a továbbiakban két fizikai folyamat határozza meg:

1. A koncentráció-különbség által hajtott diffúzió és
2. A pórusokat kitöltő közeg – folyadék vagy gáz vagy mindkettő – mozgása, amely magával viszi a radont.

Amennyiben a póruskitöltő közeg nyugalomban van, a diffúzió a transzport meghatározó tényezője. Ezt a diffúziós modell írja le.

Amennyiben a diffúziótól eltekintünk és csak a póruskitöltő közeg mozgásával számolunk, azt filtrációs modellnek nevezzük. Mindkét folyamattal számol az ún. diffúziós – filtrációs radontranszport modell.

3.5.2. Exhaláció

Az exhaláción azt a folyamatot értjük, melynek során a radon a kőzetek pórusteréből a szabadba azaz a légtérbe jut.

Az exhaláció sebessége radonra az alábbi módon határozható meg egynemű, végtelen vastagságú közeg (mint például a talaj) felszínén:

$$J_0 = I \cdot C_{Rn} \cdot \lambda_{Rn} \quad (3.8.)$$

ahol:

- o I: diffúziós távolság,
- o C_{Rn} : radon térfogati koncentrációja,
- o λ_{Rn} : bomlási állandó.

Az időjárás változása hatással bír a felszínközeli rétegekben a radon eloszlására és az kialakult aktivitáskoncentrációra. Ha emelkedik a hőmérséklet, a radon feláramlása a talajból a felszínre nagyobb mértékű lesz, de lecsökken, ha magas vagy növekszik a légnyomás, ha nagy a légkör nedvességtartalma, vagy ha sok csapadék hullott. A gyenge esőzés nincs hatással az exhalációra, mert ez a talajnak csak egy vékony felszíni rétegét nedvesíti.

Általában alacsonynak mondható a aktivitáskoncentráció a száraz időszakban, de figyelembe kell venni hogy ha agyagos talajról van szó akkor az a csapadékszegény időjárás hatására megrepedezik, és a repedések mentén viszont megnő a kiáramlás Ezzel ellentétben az

aktivitáskoncentráció értéke magasabb a nedves időszakban, viszont a kiáramlás mértéke kisebb [100].

Az exhaláció évszakos ingadozását vizsgálva az elmondható, hogy mértéke nyáron kb. kétszer akkora, mint télen. Ez visszavezethető arra, hogy a talaj nedvességtartalma télen magasabb, mint nyáron. Fagyott talaj pedig gyakorlatilag nem exhalál.

A radon koncentráció változását a talajlevegőben és az atmoszférában is vizsgálták, amelyből megállapították a ^{222}Rn koncentráció átlagos napi és éves alakulását. Ebből kiderült hogy a napi ingadozásra a hullámforma jellemző: maximuma reggel 4 és 6 óra között, minimuma délután 2 és 4 óra között van. Ennek egyik oka valószínűleg a talajban kialakuló hőmérséklet – különbség hatására létrejövő áramlások.

Az éves alakulást nézve a radon koncentráció maximális értéke az őszi hónapokra tehető, a minimális pedig a tavasz végi és a nyár eleji időszakra. Csekély az évszakos változás olyan területeken ahol soha nincs hó, és a hőmérséklet egész évben fagypont fölött van. Ennek oka feltételezhetően az, hogy a mélyebb talaj rétegekben a nedvességtartalom viszonylag állandó [101].

A radon koncentrációnak a magasságtól való függését vizsgálva megállapítható, hogy az a levegőben a talajfelszíntől számított magasság növekedésével általában csökken. A földfelszíntől mért 0,1-3 km magasságban $3,7 - 0,37 \text{ Bq/m}^3$ között változik a radon koncentráció. Ennél magassabban a koncentráció kevesebb mint $0,37 \text{ Bq/m}^3$ [102].

4. Jogi szabályozás, radiológiai minősítés nemzetközi és hazai helyzete

4.1. NORM anyagokra vonatkozó szabályozás

A NORM anyagok csoportjába elég széles körből értünk anyagokat és ipari tevékenységet egyaránt. A NORM anyagok ellenőrzésének és szabályozásának nemzetközi tervezetét az alábbiakban foglaltam össze.

A legtöbb EU tagállamban és néhány más országban is az 1 mSv/év effektív dózistöbbletet tekintik az irányadónak a NORM iparra vonatkozóan. Előírják milyen szabályozást szükséges bevezetni azokon a helyeken, ahol ezt az éves dózist elérik. A tapasztalat azt mutatja az 1 mSv/év korlát segítségével alapvetően meg lehet határozni, mely iparágaknak kell a NORM szabályozás alá tartozniuk. A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (IAEA) megállapítja azt is, hogy abban az esetben, ha a felhasznált anyagok aktivitáskoncentrációja nem haladja meg az 1 Bq/g – ot, nem szükséges további szabályozás. Abban az esetben sem, ha ezt az aktivitásszintet ugyan eléri az anyag, de a dózistöbblet alatta marad az 1 mSv/év nek. A

legtöbb NORM feldolgozónak konkrét cselekvési tervre lenne szüksége, hogy a szabályozásokban foglaltakat mi módon hajtsa végre [58].

A szabályozó szervnek a felelőssége, hogy meghatározza, mely természetes sugárforrásoknak kell a hatósági ellenőrzésbe beletartozni [103]. Sajnos erről nincs további útmutatás a Basic Safety Standards – ben (BSS). Az EU-n belül sem alakult ki egységes álláspont vagy konszenzus ezen anyagok szabályozását tekintve. Megfigyelhető, hogy egyes országokban a kritériumrendszer túl szigorú, míg néhányban túl engedékeny. Sok éves nemzetközi szintű egyeztetés eredményeként született 2004-ben az “IAEA Safety Guide RS-G-1.7 on Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance” kiadvány [104]. Ebben az útmutatóban ajánlást találhatunk arra, mely esetekben nincs szükség sugárvédelmi kontrollra. A következő kritériumok teljesülése esetén nem jelentenek jelentős sugárvédelmi kockázatot: 1 Bq/g alatt az urán és tórium bomlási sorára, míg 10 Bq/g alatt a ^{40}K -re vonatkoztatva. Sajnos ezek az értékek nem kötelező jellegűek, bár több szabványban és irányelvben is szerepelnek. Néhány helyen – például az építőanyagoknál – akkor is szükséges a sugárvédelmi kontroll ha az aktivitáskoncentrációk megfelelnek a fenti követelményeknek. Megállapíthatjuk, hogy nemzetközi szinten sincs egységesen kialakult álláspont a NORM anyagok szabályozásával kapcsolatban. Azt azonban meg kell jegyezni, hogy a 15 régi EU tagországban a különböző dokumentumok alapján ajánlásokat, illetve törvényi rendeleteket alkottak.

Ilyen például Görögország és Dánia, ahol a RP122 II-es fejezet alapján szabályozzák a szilárd NORM hulladékok kezelését. Dániában az érintett vállalatoknak az anyagmérleggel és a radiológiai mérésekkel kapcsolatos dokumentációkat a vizsgáló szervek számára állandóan elérhetővé kell tenni a hatékony sugárvédelmi ellenőrzés érdekében. Az országok többségében (Németország, Hollandia, Finnország, Svédország, Anglia) feltérképezték mely iparágak termelnek nagy mennyiségben NORM anyagokat [103].

10. táblázat. NORM anyagokra vonatkozó szabályozás helyzete az EU-ban

Van szabályozás	Szabályozás előkészítési fázisban	Nincs szabályozás
Németország, Görögország, Luxemburg, Hollandia, Anglia, Finnország	Belgium, Dánia, Spanyolország, Írország, Olaszország, Ausztria, Franciaország, Svédország	Portugália

4.2. Építőanyagokra vonatkozó szabályozás és radiológiai minősítési rendszerek

A termék radioaktív koncentrációja nem haladhatja meg az alábbi építőanyagok természetes radioaktivitására vonatkozó sugárvédelemi EU irányelv [15] adatainak megfelelő Földkéregi eredetű átlag értékeket (11. táblázat).

11. táblázat. Az Európai Unióban használt építőanyagok átlagos és maximális aktivitáskoncentrációja

Építőanyag	Átlagos aktivitáskoncentrációk (Bq/kg)			Maximális aktivitáskoncentrációk (Bq/kg)		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Beton	40	30	400	240	190	1600
Gázbeton és könnyített beton	60	40	430	2600	190	1600
Vályogtégla	50	50	670	200	200	2000
Mészhomok tégla	10	10	330	25	30	700
Természetes építőkövek	60	60	640	500	310	4000
Természetes gipsz	10	10	80	70	100	200
Foszfogipsz	390	20	60	1100	160	300
Habosított kohósalak	270	70	240	2100	340	1000
Porszén hamu (tégla)	180	100	650	1100	300	1500
Agyag (világátlag)	50	50	670			

A különböző nemzeti, illetve nemzetközi ajánlások az építőanyagok radionuklid koncentrációjára vonatkozóan korlátokat állapítottak meg [15, 16]. Az építőanyagok alkalmazhatóságának megállapítása érdekében radiológiai szempontok alapján minősítéssítik őket.

Az építkezésnél felhasználható anyagokat sugárvédelmi szempontból a radionuklid koncentrációkkal arányos mennyiségek, ún. indexek segítségével lehet minősíteni. Ezek az indexek alapvetően származtatott korlátokat jelentenek, és általában az építőanyagokban található izotópok aktivitáskoncentrációját veszik figyelembe.

A bomlások során kilépő γ -fotonok különböző, de az illető radioaktív elem koncentrációjával arányos γ -dózisteret hoznak létre. A dózisteret nagymértékben befolyásolhatja az anyagréteg

vastagsága, elhelyezkedése, egyéb árnyékoló anyagok, stb. Így az egyes országokban használatos indexek kisebb mértékben eltérhetnek egymástól.

4.2.1. Rádiumekvivalens (Ra_{eq}) index

Sok országban elterjedten használják a rádium ekvivalens indexet (Ra_{eq}). Ennél gyakorlatilag az egységnyi ^{226}Ra és leányelemei által okozott dózisteljesítményhez viszonyítják a ^{232}Th és leányelemei, illetve a ^{40}K által okozott dózisteljesítményt, és így összegzik. Az így kapott összegre vonatkoztatva adják meg a korlátokat [105].

Ezt a minősítési rendszert, a volt Szovjetunióban és Magyarországon is használták, sőt egyes arab illetve ázsiai országokban ma is használják.

$$Ra_{eq} = C_{Ra-226} + 1,26 \cdot C_{Th-232} + 0,086 \cdot C_{K-40} \quad (4.1.)$$

Ahol a C aktivitáskoncentrációk Bq/kg egységben szerepelnek.

Az ajánlott alkalmazások és határértékek:

- I. Házépítésnél: $Ra_{eq} < 370$
- II. Ipari építkezésnél: $Ra_{eq} < 740$
- III. Út-, és vasútépítésnél: $Ra_{eq} < 2200$
- IV. Talajkiegyenlítésnél: $Ra_{eq} < 3700$
- V. Tilos bármilyen célra felhasználni: $Ra_{eq} > 3700$

A súlyozótényezők az eltérő építési szokások miatt kissé eltérhetnek a fenti értékektől. Így pl. Jordániában az alábbi összefüggés alapján számolhatják a Ra_{eq} értékét:

$$Ra_{eq} = C_{Ra-226} + 1,43 \cdot C_{Th-232} + 0,077 \cdot C_{K-40} \quad (4.2.)$$

Feltételezik, hogy 10 Bq/kg ^{226}Ra , 7 Bq/kg ^{232}Th és 130 Bq/kg ^{40}K azonos γ -dózist ad. Ezt az indexet számításba lehet venni a sugárzás veszélyességének becslésekor. Építőanyagok esetén a Ra_{eq} -nek kevesebbnek kell lennie 370 Bq/kg-nál [106, 107].

4.2.2. H – index

Használják még az ún. külső veszélyességi indexet (external hazard index: H_{ex}). A hazai szénérőművi pernyék minősítésére korábban az alábbi H indexet – H vagy $I_{\gamma,r}$ – alkalmazták [108].

$$H(I_{\gamma,r}) = \frac{C_{Ra-226}}{150} + \frac{C_{Th-232}}{100} + \frac{C_{K-40}}{1500} \leq 1 \quad (4.3.)$$

4.2.3. A gamma index

Legelterjedtebben azokat az indexeket használják, amelyeknél a limit 1. Ezeknél a számolás az alábbi képlettel történik [37].

$$I = \frac{C_{Ra-226}}{I_{Ra-226}} + \frac{C_{Th-232}}{I_{Th-232}} + \frac{C_{K-40}}{I_{K-40}} \quad (4.4.)$$

Ahol C(x) az adott izotóp mért aktivitáskoncentrációja Bq/kg-ban. I(x) egy fix paraméter Bq/kg egységben, melynek értéke, mint a 12. táblázatból is kiderül, országoként jelentősen eltérhet.

12. táblázat. Néhány európai országban használatos I(x) paraméter

Ország	I _{Ra-226} [Bq/kg]	I _{Th-232} [Bq/kg]	I _{K-40} [Bq/kg]
Ausztria	1000	670	10000
Finnország	300	200	3000
Luxemburg	350	250	5000
Norvégia	300	200	3000
Svédország	(1000)	(700)	(10000)

Az egyre szigorodó és komplex minősítést biztosító előírások közül meg kell említeni a Finnországban elsősorban szűrési céllal bevezetett aktivitás indexet [109].

4.2.4. A finn aktivitás-index (I_i)

-Lakásépítésnél felhasználható anyagok esetén

$$I_1 = \frac{C_{Ra-226}}{300} + \frac{C_{Th-232}}{200} + \frac{C_{K-40}}{3000} \leq 1 \quad (4.5.)$$

-Utak, járulékos épületek esetén

$$I_2 = \frac{C_{Ra-226}}{700} + \frac{C_{Th-232}}{500} + \frac{C_{K-40}}{8000} + \frac{C_{Cs-137}}{2000} \leq 1 \quad (4.6.)$$

-Talajfeltöltésnél

$$I_3 = \frac{C_{Ra-226}}{2000} + \frac{C_{Th-232}}{1500} + \frac{C_{K-40}}{20000} + \frac{C_{Cs-137}}{2000} \leq 1 \quad (4.7.)$$

Az utóbbi indexek a mesterséges eredetű ¹³⁷Cs szennyezettséggel is számolnak, mely jelenleg Európában elsősorban a 60'-as évek légköri robbantásai és a csernobili nukleáris baleset

következményeként található egyes építőanyagokban. A finn szabályozás szerint minden olyan esetben, ahol a fentiek nem teljesülnek, csak további, alapos, minden szempontra kiterjedő vizsgálat alapján lehet dönten a felhasználhatóságról.

Azon anyagoknál, melyek a dózisteljesítményben növekedést okoznak, három szintet szoktak vizsgálni. Az építőanyagok radionuklid tartalmának világátlagát veszik alapul (ez a jellemző szint), és ennek kétszeresénél (I. kiemelt szint) valamint négyszeresénél (II. kiemelt szint) vizsgálják a sugárterhelés növekedését [110].

Erre a két szintre az alábbi értékekkel számolnak: 1000-2000 Bq/kg ^{40}K , 100-200 Bq/kg ^{226}Ra és ^{232}Th . A három legfontosabb nuklid közelítőleg a következő arányban járul hozzá az emberek külső sugárterheléséhez: $^{40}\text{K} : ^{226}\text{Ra} : ^{232}\text{Th} = 1 : 10 : 15$.

Elfogadott egy ún. sugárzási index, ami a három nuklid aktivitás hányadosainak az összege, a nevezőket pedig úgy választják, hogy azok tükrözzék a dózist és a tagok összege egy legyen. A jelölés szerint: C_K , C_{Ra} , C_{Th} a ^{40}K , ^{226}Ra és ^{232}Th aktivitásai Bq/kg-ban.

A kifejezések:

1. A jellemző szintre:

$$\frac{C_K}{1500} + \frac{C_{Ra}}{150} + \frac{C_{Th}}{100} = 1 \quad (4.8.)$$

2. Az első kiemelt szintre vonatkozó kifejezés:

$$\frac{C_K}{3000} + \frac{C_{Ra}}{300} + \frac{C_{Th}}{200} = 1 \quad (4.9.)$$

3. A második szintre vonatkozó:

$$\frac{C_K}{6000} + \frac{C_{Ra}}{600} + \frac{C_{Th}}{400} = 1 \quad (4.10.)$$

4.2.5. A rádium index

Több országban (pl. Ausztria, Finnország, Németország, Luxemburg) az I index mellett a ^{226}Ra koncentrációra vonatkozólag külön határértéket állapítanak meg, hogy ezzel elkerüljék a ^{226}Ra leányelemének a ^{222}Rn gáznak az esetleges feldúsulását az épületekben [17-19].

A rádium index a helyiség légterébe kerülő radongáz és bomlástermékeinek koncentrációját is igyekszik figyelembe venni. Ettől függ ugyanis a belső sugárterhelés mértéke. A radon és bomlástermékeinek koncentrációját egyebek mellett az építőanyagokban lévő ^{226}Ra koncentrációja (C_{Ra}), valamint az építőanyag emanációs tényezője (E) határozza meg. Az $E \cdot C_{Ra} = (C_{Ra})_{\text{eff}}$ mennyiséget effektív rádium-koncentrációnak nevezzük, ami nem más, mint az egységnyi tömegű mintából illetve építőanyagból kidiffundáló radonnal bomlási

egyensúlyban lévő rádium mintabeli radionuklid-koncentrációja. Az emanációs tényező, ami a minta relatív radonkibocsátó képességét jellemzi, építőanyag-fajtánként más és más.

A nemzetközi gyakorlatban az építőanyagok $(C_{Ra})_{eff}$ értékét 22 Bq/kg határértékben korlátozzák.

A svédországi gyakorlatban alkalmazott kritérium:

$$I_{Ra} = \frac{C_{Ra}}{200} \leq 1 \quad (4.11.)$$

A svédországi szabályozás szerint a gamma-indexre és a rádium-indexre vonatkozó kritériumot minden lakó- és középületre alkalmazni kell. Az új lakóépületek helyiségeiben a radon és bomlástermékeinek koncentrációja nem haladhatja meg a 70 Bq/m³, az átépített helyiségekben a 200 Bq/m³, a régi helyiségekben, pedig a 400 Bq/m³ értéket.

Az emberi tevékenység által megnövekedett természetes eredetű radionuklidok koncentrációja az ebből eredő dóziszjárulék szabályozását indokolja.

1. Sugárvédelmi tervezés esetén a lakosság éves egyéni effektív dóziszjáruléka

- a természetes radionuklidok külső gamma-sugárzástól, és az épületanyagoktól eredően legfeljebb 1 mSv,
- utak, feltöltések stb. esetén legfeljebb 0,1 mSv,
- a radon és leányelemeinek belégzéséből eredően, pedig legfeljebb 3 mSv lehet.

2. A sugárbiztonsági követelményekből kiindulva az irányadó tervezési határértékeket szabályozza.

a) Épületek anyagaira a következő feltételeknek kell teljesülnie:

$$I = \frac{C_{Ra-226}}{300} + \frac{C_{Th-232}}{200} + \frac{C_{K-40}}{3000} \leq 1 \quad (4.12.)$$

ahol:

- ⇒ I az aktivitás – index,
- ⇒ C_{K-40} , C_{Ra-226} ill. C_{Th-232} pedig a közvetlen beépítésre kerülő anyag ^{40}K , ^{226}Ra ill. ^{232}Th aktivitás – koncentrációjának – az építőanyag-felhasználás tömege szerint súlyozott – átlagértéke Bq/kg egységben.

b) Utak, terek és ehhez hasonló célú szerkezetek esetén az A_i aktivitás-index értéke legfeljebb 5 lehet.

4.2.6. Osztrák szabvány

Az osztrák standard (ÖNORM S5200- építőanyagok radioaktív-anyag tartalmára vonatkozó nemzeti szabvány) a gammasugárzó radionuklidok mellett számításba veszi a ^{222}Rn emanációt is. A szabványnak akkor felel meg egy építőanyag, amennyiben az alábbi kritériumot teljesíti:

$$A_I = \frac{C_{Ra-226}}{1000} (1 + 0.15 \varepsilon \rho d) + \frac{C_{Th-232}}{600} + \frac{C_{K-40}}{10000} \leq 1 \quad (4.13.)$$

ahol:

- o C_x : adott izotóp aktivitáskoncentrációja (Bq/kg)
- o ε : emanációs tényező
- o ρ : az anyag sűrűsége (kg/m³)
- o d : az anyag vastagsága-”falvastagság”(m)

A képletből is kiderül, hogy ez a minősítési rendszer több paramétert vesz figyelembe, mint a fentebb tárgyalt EU-s, és a radonemanációt is figyelembevevő svéd ajánlás. Hozzá kell tenni, hogy ebben az esetben több mérésre van szükség az alkalmazhatóság meghatározásának érdekében [111].

4.2.7. Építőanyagok radioaktív koncentrációjára vonatkozó EU ajánlás

Az építőanyagokban található természetes radionuklidoktól származó külső sugárterhelés mértékének jellemzésére az Európai Bizottság ajánlása bevezette az ún. aktivitáskoncentráció indexet [15]:

$$I = \frac{C_{Ra-226}}{300} + \frac{C_{Th-232}}{200} + \frac{C_{K-40}}{3000} \leq 1 \quad (4.14.)$$

13. táblázat Dóziskorláthoz tartozó I aktivitásindexek

Dóziskorlát (mSv/év)	0,3	1
Nagy mennyiségben használt anyagok (beton, tégl, stb.)	$I \leq 0,5$	$I \leq 1$
Felületi, kis mennyiségben használt anyagok (cserép, stb.)	$I \leq 2$	$I \leq 6$

Az ajánlás szerint – 1 mSv dózishatárérték esetén – nagy mennyiségben alkalmazott építőanyagok (pl. beton, tégl) esetén az $I \leq 1$ feltételnek, egyéb anyagokra (pl. fa, cserép) az $I \leq 6$ feltételnek kell teljesülnie. A plusz dózist a külszíni sugárterheléshez viszonyítják.

4.3. Magyar helyzet

Az 1960-ban született Építésügyi Minisztériumi rendelet [57] – mely ma már hatályon kívül van – megtiltotta a magas rádiumkoncentrációjú szénsalakok építőanyagként történő felhasználását. Ezt sajnos a lakosság a magánérős építkezéseken nem vette figyelembe és csak a központilag épített lakásoknál, építőanyag-gyártásnál tartották be. Jelenleg nincsen törvényi erejű szabályozás az építőanyagok tekintetében. Ezt a hiányosságot mielőbb pótolni kell. Ez az elkövetkező évek nagy feladata a hazai sugárvédelmi szakemberek számára. Mind az építőanyagok radiológiai minősítése, mind a beltéri radon aktivitáskoncentráció lakossági szabályozásában tapasztalt hiányosságok ezt megkövetelik.

Az építőanyagokkal kapcsolatban egy környezetbarát minősítési rendszert hoztak létre, melynek az a lényege, hogy különböző jogszabályok alapján kategorizálják őket.

A minősítő-tanúsító rendszer jogi alapja a 29/1997.(VIII.29.) Környezetvédelmi- és Területfejlesztési Minisztériumi rendelet [112], illetve a A környezet védelmének általános szabályairól szóló 1995.évi LIII.törvény [113]. A környezetbarát termék teljesüléséhez szükséges néhány feltételt ezekben a jogszabályokban találjuk meg:

Ahhoz, hogy egy terméket-építőanyagot környezetbarátnak lehessen nevezni, a fenti jogszabályokban rögzített előírások mellett a sugárvédelmi követelményeknek is meg kellene felelni. Tehát a különböző gamma sugárzó izotópok aktivitáskoncentrációjára, illetve a beltéri radon-koncentrációra vonatkozó kívánalmaknak is teljesülni kell. Mivel Magyarországon nincsen erre vonatkozó előírás, ezért ezt a hiányosságot mihamarabb pótolni kell.

4.4. Nemzetközi ajánlások a lakások radonszintjére

Az IBSS ajánlása szerint a lakóterekben lévő radontól eredő krónikus sugárterhelésre vonatkozó optimált cselekvési szint a $200\text{--}600 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ éves radonkoncentráció átlagok tartományába esik [115].

Az európai uniós ajánlás a cselekvési szint tartományára $200\text{--}400 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ koncentrációkat javasol [116]. A tartomány értékeinek értelmezéséhez az EU 90/143/EURATOM ad további támpontot [117]. Az épületek tervezésénél, szabványok létrehozásánál felhasználható tervezési szint $10 \text{ mSv}\cdot\text{év}^{-1}$ (az ajánlás feltételezései esetén $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ éves radonkoncentráció eredményez ilyen nagyságú dózist). Sajnos ez nem veszi figyelembe az egyensúlyi faktorból eredő korrekciót.

Az EU tagállamainak döntő többségében a nemzeti szabályozásban az előbbi értékek szerepelnek, általában ajánlott szintként (14. táblázat).

14. táblázat. Radon cselekvési szintek néhány európai országban [116].

Új építésű lakóépületekre	
100	Oroszország, Szlovákia, Csehország
150	Luxemburg, Németország
200	Dánia, Észtország, Finnország, Nagy Britannia, Írország, Görögország, Ausztria, Lengyelország, Spanyolország
300	Lettország
Meglévő lakóépületekre	
150	Írország
200	Nagy Britannia, Csehország, Szlovákia
200/400	Dánia, Norvégia, Oroszország, Svédország, Fehéroroszország, Svájc, Görögország, Németország, Franciaország
300/600	Lettország
400	Ausztria, Belgium, Szlovénia

Néhány esetben kötelező radon cselekvési szintek vannak érvényben. Ez Finnországban csak az újonnan épített épületekre vonatkozik, míg a meglévő lakásokra az ajánlott értéket veszik figyelembe.

4.5. A radonkérdés hazai jogi szabályozásának tervezett szakmai koncepciója

A kérdéskör jogi szabályozásánál az atomtörvényből kell kiindulni [36]. Eszerint a szabályozásnak a radonkoncentráció lakó- és középületekben „elfogadható” szintjének megállapításán túl ki kell terjednie az építőanyagok és alapanyagok, továbbá az építési területek sugárvédelmi szempontból való korlátozására is.

Ennek megfelelően a tervezet főbb megállapításai a következők:

- a radonkoncentráció éves átlagára vonatkozó cselekvési szint meglévő épületeknél 400 Bq/m^3 , új épületeknél 200 Bq/m^3 ;
- a talajgáz radonkoncentrációjának 10 kBq/m^3 alatti értéke esetén az épület tervezésénél nincs szükség külön szempontok érvényesítésére, 10 és 50 kBq/m^3 között egyszerű tervezési óvintézkedésekre, míg 50 kBq/m^3 felett összetett tervezési óvintézkedésekre van szükség;

- c) az építőanyagok természetes radionuklid-koncentrációjánál a 4.2.7. fejezet szerinti I indexnek 1-nél kisebb értéke mellett, a radontól származó potenciális sugárterhelés korlátozására az alábbi követelmény teljesítése is szükséges:

$$C_{Ra} < 150 Bq / kg$$

A szakmai koncepció tárcaközi egyeztetésénél felmerült, hogy az építésügyi hatóság engedélyezési munkájának támogatásához szükséges azon területek azonosítása, amelyek esetében az építési terület felmérése indokolt. Ehhez egy ún. országos radontérkép létrehozása szükséges. Ezt a munkát a már rendelkezésre álló adatok feldolgozásával és geológiai, talajmorfológiai ismeretek felhasználásával lehetne a legcélszerűbben elvégezni.

A rendelet előírásainak gyakorlati érvényesítéséhez ugyancsak szükséges a tervezők és az engedélyező hatóság részére megfelelő részletességű útmutatók kidolgozása, továbbá lakossági tájékoztató anyagok elkészítése is [118].

5. Radioanalitikai és anyagszerkezeti vizsgálatok

Munkám során a radioaktív sugárzások detektálása két módszerrel történt. A gamma spektrometriai méréseket HPGe félvezető detektorral, míg a radonemanációs vizsgálatokat a szcintillációs detektorcsaládba tartozó Lucas cella segítségével végeztem.

A porozitásvizsgálatok és a fajlagos felület meghatározása higanyos poroziméterrel történt. A termogravimetriás méréseket derivatográf segítségével hajtottam végre, míg a sűrűség meghatározása a piknométeres módszer alapján történtek.

5.1. Radionuklidok koncentrációjának meghatározása

A laboratóriumi gamma spektrometriai mérések szcintillációs illetve manapság inkább félvezető detektorokkal történnek [85, 119]. A dozimetriai szempontból fontos gamma sugárzó radionuklidok mérése rutin radioanalitikai eljárásnak minősül. A minták előkészítése nem időigényes és könnyen kivitelezhető feladat. A radioaktív sugárzások mérésére alkalmas detektorokat, a kölcsönhatásokon alapuló működési jelleg alapján gázionizációs, szcintillációs, félvezető és egyéb detektorokat különböztetünk meg. Méréseim során félvezető detektorral dolgoztam, ezért a következőkben részletesen kifejtem a mérés technikáját.

5.1.2. Félvezető detektorok

A félvezető detektorokat napjainkban már dózisméréseknél is alkalmazzák, de gyakorlati felhasználása a γ -spektrometriában a legjelentősebb. Félvezető detektorokkal a γ -sugárzásnak mind intenzitását, mind spektrális eloszlását meg tudjuk mérni. Intenzitás mérésekor a félvezető detektorok alkalmazása nem jelent számottevő előnyt az ionizációs kamrával, GM-számlálóval, szcintillációs detektorokkal szemben.

A legkorszerűbb szcintillációs detektorokhoz viszonyítva azonos sugárzásra a félvezető detektorok felbontása egy nagyságrenddel jobb, ami lehetőséget nyújt valamennyi γ -sugárzó radioaktív komponens meghatározására.

A félvezető detektor lényegében szilárd ionizációs kamrának tekinthető. Egyik előnye az, hogy nagy sűrűsége miatt a detektálandó részecske kisebb detektortérfogatban tudja leadni az energiáját. Egy töltéshordozó pár keltéséhez hozzávetőlegesen egy nagyságrenddel kisebb energia szükséges (germániumban 2,8 eV, szilíciumban 3,6 eV), mint a gázionizációs, és mintegy harmincszor kisebb, mint egy szcintillációs detektorban. Ez azt jelenti, hogy azonos mértékű energialeadás mellett jóval több töltéshordozó keletkezik, ami javítja a mérési statisztikát, így a felbontást is.

A töltéshordozókat itt is, úgy, mint a gázionizációs detektoroknál, elektromos tér segítségével gyűjtik össze az elektródokon [85].

A keletkezett töltéshordozók mennyisége a beérkező sugárzás energiájával arányos lesz, így a félvezető detektorok alkalmasak energiaszelektív mérésre.

A félvezető detektorok alkalmazása a γ -spektrometriában nagyon elterjedt. Ennek oka, hogy a félvezető detektort spektroszkópiai célokra használva nagyon jó energiafelbontás érhető el (összehasonlításképpen: a legkorszerűbb szcintillációs detektornál azonos sugárzásra a felbontás egy nagyságrenddel rosszabb). Hátrány, hogy igen érzékeny és jó minőségű (ún. töltésérzékeny) erősítőberendezés szükséges a néhány mV-os impulzusok feldolgozására. A félvezető detektorokat a méréshez alacsony hőmérsékleten kell tartani, a spontán töltéshordozók által keltett zaj csökkentése céljából és hogy jó felbontású spektrumokat kapjunk. Ez rendszerint alacsony hőmérsékleten (kb. -200°C) történik. A gyakorlatban a félvezető detektorokat folyékony nitrogénnel, vagy elektromos áram segítségével hűtik le az üzemi hőmérsékletre.

A detektort vákuumkamrában helyezik el, ahol igen nagy ($< 10^{-5}$ torr) vákuumot kell biztosítani, hogy a detektor felületén ne legyenek kondenzált részecskék. Tokozásához

alumínium vagy berillium használatos. Újabban az alacsony háttér és az alacsony induló energiaszint biztosítása céljából karboepoxi tokozást is alkalmaznak.

A HPGe (HP: high purity; nagy tisztaságú) félvezető detektorral mért gammaspektrumon alapuló módszer alkalmazása a legkedvezőbb. A nagy tisztaságú (max. 10^{10} szennyező atom/cm³) félvezető kristály teljes térfogatában intrinsic tulajdonságú, tehát itt a teljes térfogatban lejátszódó kölcsönhatások során leadott energia hasznosul. Mivel aránylag nagy térfogatú kristályokat lehet előállítani, megfelelő számlálási hatások (30-50%) érhető el. A tokozástól függően 15 keV-től 10 MeV-ig alkalmas a γ -sugárzás vizsgálatára, a sugárenergia meghatározására.

A detektorok energiafelbontása a gamma fotonok által keltett töltéshordozók számának statisztikus ingadozásától függ. A felbontást a ⁶⁰Co-izotóp 1332 keV-os csúcsára szokták megadni, értéke 2 keV körüli. Ez sokkal jobb, mint a szcintillációs detektoroké, így összetett spektrumok kiértékelésére is alkalmasak.

A hatásfokot a 76x76 mm-es NaI(Tl) szcintillációs kristályra vonatkoztatva adják meg általában a ⁶⁰Co izotóp 1332 keV-os csúcsán. A hatásfok nagymértékben energiafüggő, kis energiáknál a detektor típusa szerint (n vagy p) nagy eltérést tapasztalunk.

A sokcsatornás analízátorral felvett spektrum lehetővé teszi számunkra a vizsgálandó minta teljes analízisét, így valamennyi izotóp komponens gamma-spektrumának egyidejű, egymástól független mérését.

Az ²³⁸U sorban a γ sugárzás a ²²⁶Ra és leányelemei bomlásakor keletkezik, így az építőanyagok minősítésénél sok esetben a ²²⁶Ra koncentrációját szokták megadni.

Minőségi elemzés

Az erősítést úgy kell megválasztanunk, hogy a mérni kívánt legnagyobb energiájú gamma-foton által keltett jel még a mérési tartományba essen.

A spektrumon láthatjuk, hogy különböző csatornában eltérő számú jel van. Az egyes csúcsok helyének megfelelő energia, s ezek alapján az ismeretlen radionuklidok azonosítása érdekében, a spektrométert az adott beállítás (nagyfeszültség, erősítés) mellett kalibrálni kell.

Az energia kalibrációt ismert radionuklidokkal – s így ismert energiájú gamma-fotonokat sugárzó –, etalonokkal végezzük. A csúcsok helye és energiája ismeretében meghatározzuk a csatornaszám-energia összefüggést. Ezek után már egy ismeretlen minta minőségi elemzése is elvégezhető. A spektrum alapján meghatározzuk az energiákat, majd táblázatból megkeressük a hozzá tartozó radionuklidokat. Összetett spektrumoknál az azonosítást segítheti a gamma-fotonok hozamának ismerete is.

Mennyiségi meghatározás

Egy radioaktív készítmény, minta aktivitását relatív vagy abszolút módszerrel határozhatjuk meg.

A *relatív módszer* akkor használható, ha a meghatározandó mintának megfelelő összetételű (azonos izotópokat tartalmazó), közel azonos mátrixú és sűrűségű, ismert aktivitású mintánk van, valamint a mérési geometria is azonos. Ismert aktivitású mintával meghatározzuk az egységnyi aktivitás által kiváltott csúcsterületet, majd az ismeretlen aktivitású minta megfelelő csúcsát kiválasztva, a csúcsterületeket összehasonlítva számoljuk az aktivitást (Az értékeket azonos időtartamra és tömegre kell vonatkoztatni.).

Az *abszolút módszernél* bármilyen izotópból álló, de az egész energiatartományt átfogó ismert aktivitású mintára, etalonra van szükségünk. Ezzel az etalonnal határozzuk meg a detektor hatásfokának energiafüggését, a mérendő mintával közel azonos geometriában (távolság, mintatartó, árnyékolás stb.).

Mivel számos esetben a radioaktív bomlás többféle módon lehetséges, többféle részecske, kvantum keletkezhet, az egyes hozamoknak megfelelő valószínűséggel, ilyen esetben többféle energiájú sugárzásból több aktivitás is számolható. Az így kapott aktivitás értékeket – mérés bizonytalanságát figyelembe véve – súlyozottan lehet átlagolni.

5.2. A radon detektálásának módszerei

A radon és leányelemeinek radioaktivitása egyrészt megkönnyíti, másrészt viszont bonyolítja a radon detektálását. Megkönnyíti azért, mert a radon és bomlástermékei alfa – , béta – és gammasugárzás detektálása útján egyaránt kimutathatók. Nehezíti viszont azért, mert igen körülményesen különíthető csak el a radon sugárzása saját leányelemeinek és más radioaktív bomlási sorok termékeinek (pl. toron) sugárzásától.

A radondetektálás módszereit többféleképpen csoportosíthatjuk. Így lehet fizikai alapon (alfa-, béta- vagy gammasugárzás mérése), mérés technikai alapon (pillanatnyi mintavétel, integrális mérés), a mérőműszer oldaláról (Lucas cella, aktív szén módszer, nyomdetektor stb.).

Az emanációs mérésekhez általam alkalmazott radondetektálási módszert a következő bekezdésben tárgyalom.

5.2.1. Szcintillációs cella

A szcintillációs cella, mely Lucas cellaként ismert, széles körben elterjedt a radon mérésére, mivel a módszer egyszerű és megbízható eredményt ad. Alfa sugárzás mérésére gyakran használt szcintillátor a kevés ezüsttel aktivált cink – vagy kadmiumszulfid [74].

A Lucas – cella lényegében nem más, mint egy kamra, amelynek a belső felületére vékony cink – szulfid réteget visznek fel.

A belső falat elérő α -sugárzás hatására a ZnS(Ag) – rétegben fényfelvillanás történik, amit a kamrával összeköttetésben álló fotoelektronsokszorozó elektromos jellé alakít át. Az impulzusok feldolgozását pedig az elektronikus egységek (erősítő, diszkriminátor, számláló, stb.) végzik.

A Lucas-cellával való radon-mérés hátránya, hogy a leányelemek kontaminációja miatt a cella ismételt felhasználása csak a lecsengés ideje után lehetséges, vagy pedig előre meg kell határozni a lecsengés időbeli lefutását. Ezen kívül a ZnS – réteg felületén megkötődött hosszú felezési idejű radon leánytermék (^{210}Pb) kontaminációja miatt a ZnS-réteg időnkénti cseréje is szükséges. Az emanációs mérések során ezt a fajta detektor használtam.

5.3. A vizsgált anyagok morfológiai szerkezetének tanulmányozása

A pórusos anyagokat a pórusaik mérete szerint szokták csoportosítani, ugyanis rengeteg anyagi tulajdonságukat épp ez határozza meg. Pórusméret alapján a következő csoportokról beszélhetünk:

1. Mikropórusos anyagok – atom és molekula pórusok: 2 nm alatti pórusméret. A pórusok az atomok illetve ionok közti távolságok, a kristályrácsbeli távolságok, illetve az oldószer molekuláinak a helyei száradás után.
2. Mezopórusos anyagok:
 - a) Molekulaaggregátum pórusok: 2 – 10 nm-es pórusméret. A pórusok micellák, vagy folyadékkristály alakzatok. A pórusokban lévő molekulák kölcsönhatásba lépnek a pórusok falával.
 - b) Folyadékfázisú pórusok: 2 – 50 nm-es pórusméret. A pórusok fázis – szeparáció révén jönnek létre. Kapilláris kondenzáció lép fel.
3. Makropórusos anyagok – térbeli pórusok: 50 nm feletti pórusméret (akár 1 mm). A pórusok gázzárványok, üregek, a részecskék közti űr. A molekulák közti kölcsönhatások hasonlóak a síkfelületeken történőkhöz a pórusok nagy mérete miatt.

A különböző anyagok (pl. vörösiszap, salak) emanációját nagymértékben befolyásolhatja azok szerkezete, morfológiája. Ennek jó jellemzője a pórustérfogat és a fajlagos felület. Ezek meghatározásához a pórusokban adszorbeálódó gázok elméletét használhatjuk.

5.3.1. A fajlagos felület

Minél nagyobb a külső nyomás, annál nagyobb pórusok telítődnek a gázok (gőzök) molekuláival. Kis nyomáson csak a kapillárkondenzáció jelensége figyelhető meg, míg nagy nyomásokon a nagyobb méretű pórusok is telítődnek. A folyamat azonban csak addig tart, míg a nyomásviszonyok ki nem egyenlítődnek.

Abban az esetben viszont, amikor a külső nyomás elkezd csökkenni, az adszorpcióval ellentétes folyamat, a deszorpció játszódik le. Ekkor elsőként a legnagyobb méretű pórusokból fog eltávozni a deszorbeált anyag, és a folyamat itt is csak addig tart, míg a nyomásviszonyok ki nem egyenlítődnek.

Hengeres pórusok esetében a Kelvin-egyenlet segítségével kiszámítható, hogy az adott relatív nyomáson milyen méretű pórusok töltődnek fel kondenzátummal [120]:

$$r_k = - \frac{2 \cdot V_0 \cdot \sigma \cdot \cos \phi}{R \cdot T \cdot \ln \frac{p}{p_0}} \quad (5.1.)$$

ahol:

- ⇒ V_0 : a folyékony adszorptívum móltérfogata a mérés hőmérsékletén (m^3/kmol),
- ⇒ σ : a felületi feszültség (N/m),
- ⇒ R : az egyetemes gázállandó ($\text{J/mol} \cdot \text{K}$),
- ⇒ r : a Kelvin-rádiusz (m),
- ⇒ ϕ : a nedvesedési szög.

Az adszorbens felületét vizsgálva megkülönböztetünk külső és belső felületet. A külső felület a szilárd anyag geometriai méretéből adódik, míg a belső, a szilárd anyagban jelenlévő pórusok felületéből. Általában a belső felület két-három nagyságrenddel nagyobb, mint a külső felület.

Ha ismert a felület monomolekulás borításához szükséges adszorptívum mennyisége, illetve egy adszorptívum molekula felületigénye, akkor kiszámítható az adszorbens felülete. Az adszorptívum mennyisége egyrétegű adszorpció esetén a Langmuir izoterma egyenlettel, míg többrétegű adszorpció esetén a Brunauer-Emmett-Teller által levezetett egyenlettel (BET-egyenlet) határozható meg. Az adszorbens felületét az anyag egységnyi térfogatára vagy tömegére vonatkoztatják, és fajlagos felületnek nevezik.

Langmuir izoterma egyenlet [120]:

$$\Theta = \frac{bp}{1 + bp}, \quad (5.2.)$$

ahol:

- ⇒ p: a nyomás (Pa),
- ⇒ b: az adott körülményekre vonatkozó állandó.

BET-egyenlet:

$$\frac{x}{v(1-x)} = \frac{1}{v_m C} + \frac{x(C-1)}{v_m C} \quad (5.3.)$$

ahol:

- ⇒ v: az adszorbatum teljes mennyisége,
- ⇒ v_m : a teljes felület monomolekulás borításához szükséges adszorptívum,
- ⇒ C, x: konstansok.

5.3.2. Pórustérfogat

A pórusok összes térfogata meghatározható a közel telítési nyomáson adszorbeálódott fajlagos gáztérfogat átszámításával, folyadék térfogattá:

$$V_p = V_a \cdot b \quad (5.4.)$$

ahol:

- ⇒ V_p : a pórustérfogat (cm^3 folyadék N_2/g),
- ⇒ b: a sűrűség konverziós faktor ($1,5468 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^3$ folyadék N_2/cm^3 gáz N_2).

A pórustérfogat Barrett, Joyner és Halenda (BJH) elmélete alapján számolható ki az 1,7 és 300 nm közötti átmérőjű pórusokra. A BJH-elmélet feltételezi, hogy:

1. A pórusok henger alakúak.
2. A pórusok falán egy fizikailag adszorbeált réteg helyezkedik el, a pórusok belső része pedig kondenzátummal van feltöltve.

A hengeres pórusok sugara – a BJH-elméletből kiindulva – két részből tevődik össze:

$$r_p = r_k + t \quad (5.5.)$$

ahol:

- ⇒ r_p : az aktuális pórus sugár (nm),
- ⇒ r_k : a kondenzátummal töltött belső (Kelvin-) pórus sugár (nm), ami a Kelvin – egyenlet segítségével számolható ki,
- ⇒ t: a fizikailag adszorbeálódott molekularéteg vastagsága (nm).

5.4. Termikus analízis

Hevítés hatására az anyagokban fizikai és kémiai átalakulások mennek végbe. A termikus módszerek a hő hatására lejátszódó átalakulási folyamatok vizsgálatára alkalmasak [121].

Ez az egyik legelterjedtebb anyagvizsgálati módszer a különféle szilárd minták, közetek és ásványok vizsgálatára. Általában csak kiegészítő módszerként használják az XRD és IR vizsgálatokkal együtt. Arra nyújt felvilágosítást, hogy hőmérsékletváltozásokra hogyan reagál a szerkezet.

A mérés során valamilyen szilárd minta fizikai paraméterének (tömeg, energia, stb.) változását, mint a hőmérséklet függvényét vizsgáljuk. A tömegváltozással járó átalakulási folyamatok vizsgálatára a termogravimetriás (TG) módszerek alkalmasak.

A termikus módszerek szempontjából a minta hőtartalom változása (ΔH) alapvető fontosságú. Hő hatására olyan átalakulások mehetnek végbe, amelyek stabilisabb kristályszerkezet, vagy alacsonyabb energiájú állapot kialakulásával járnak. Ilyen átalakulás lehet módosulátváltozás, olvadás, kémiai reakció, stb. Az átalakulás hőmérsékletének, entalpiaváltozásának meghatározása a differenciáltermoanalízis (DTA) segítségével történik.

Az esetek nagy részében a legegyszerűbb termikus módszerek (TG, DTA, stb.) önállóan a vizsgált rendszerről nem szolgáltatnak elegendő információt, ezért több mérési eljárás egyidejűleg kell alkalmazni.

5.4.1. Termogravimetria

Termogravimetria alkalmazása során a vizsgált minta tömegének változását a hőmérséklet függvényében regisztráljuk. Az eredményként kapott tömegváltozás-hőmérséklet görbe minőségi és mennyiségi információkat szolgáltat a mintában kezdetben jelenlévő, ill. a hőbomlás során keletkező vegyületek összetételéről, termikus stabilitásáról. A TG görbe felvételére alkalmas berendezés a termomérleg, amely egy speciálisan kialakított analitikai mérleg.

5.4.2. Derivatív termogravimetria

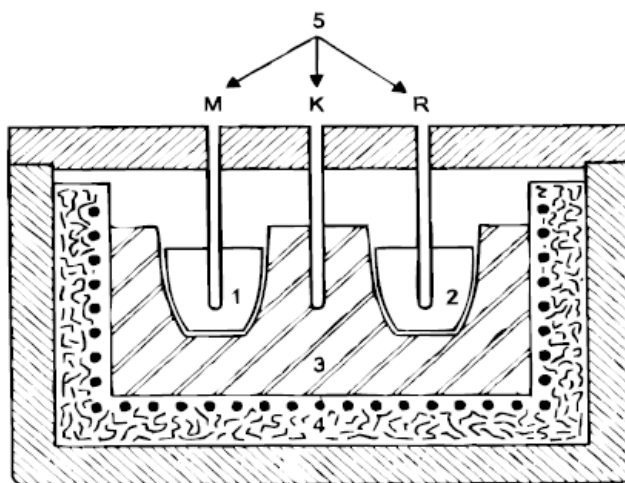
A TG görbe értékelése nehézséget okoz, ha az egymást követő lépcsők átlapolnak. Ilyenkor a kisebb hőmérsékleten meginduló bomlásfolyamat még nem fejeződött be, amikor egy másik, nagyobb hőmérsékleten bekövetkező reakció már elkezdődik. Az átlapolás gyakran olyan mértékű, hogy a TG görbén a két folyamat gyakorlatilag nem különböztethető meg. Ezért a TG görbe mellett annak deriváltját (DTG) is regisztrálja a készülék.

A DTG módszer lehetővé teszi a kis tömegváltozással járó és egymást szorosan követő reakciók megfigyelését. A reakcióra jellemző hőmérséklet értékek a DTG görbén könnyen és pontosan kijelölhetők, amely elősegíti az átalakulási folyamatok biztonságosabb azonosítását és a görbék mennyiségi kiértékelését.

5.4.3. Differenciál – termoanalízis

Differenciál – termoanalízis során a vizsgált mintát egy inert mintával együtt egyenletes sebességgel hevítjük /vagy hűtjük/ és közben a minta és az inert anyag hőmérsékletének különbségét mérjük. A hőmérsékletkülönbséget a minta, az inert anyag vagy a kemencetér hőmérsékletének függvényében lehet regisztrálni.

A hőmérséklet – változtatás során a minta és az inert anyag hőmérséklete között jelentkező különbségek a mintában lejátszódó endoterm vagy exoterm hőszínezetű reakcióknak, átalakulásoknak tulajdoníthatók. Ezek lehetnek pl: fázisátalakulások, kristályszerkezet változások, disszociációs, dehidratációs reakciók, bomlásreakciók, oxidációs és redukciós folyamatok, stb. Differenciál-termoanalitikai, vagy rövidített nevén DTA módszerrel a mintában bekövetkező, mérhető entalpiaváltozással járó folyamatok tanulmányozhatók. A következő, 8. ábrán egy DTA készülék elvi sémája látható. A minta hőmérsékletét [T_M] az inert anyag (pl. Al_2O_3) hőmérsékletéhez [T_R] képest két, a mintába és az inert anyagba ágyazott, egymással szembekapcsolt termoelem méri. A szembekapcsolt termoelemek szabad sarkain mért termofeszültség a hőmérsékletkülönbséggel arányos, és ennek regisztrálásával a DTA görbéhez jutunk. Endoterm átalakulás esetén a DTA csúcs lefelé, exoterm reakció esetén felfelé irányul.



8. ábra. DTA-berendezés kemencéjének vázlata; 1 – mintatartó tégely, 2 – referencia inert minta tégelye, 3 – fém tégelytartó, 4 – fűtőellenállások és hőszigetelő réteg, 5 – termoelem berendezések (M: minta, K: kemence hőmérsékletének mérése, R: referencia)

A minőségi értékelés a DTA görbe csúcshőmérsékletének, a mennyiségi értékelés a görbe alatti terület nagyságának meghatározásával lehetséges.

A fentiek ismeretében a DTA görbe szélső értékeinek helye (a hőmérséklet/idő tengelyen), a görbék alakja a szilárd anyag azonosítására, többalkotós rendszerek esetén az egyes alkotók kimutatására, míg a görbe alatti területek nagysága mennyiségi értékelésre használható fel. Ezek a módszerek minden olyan anyag vizsgálatára alkalmasak, amelynek alkotói a vizsgált hőmérséklet tartományban entalpiaváltozással járó átalakulást szenvednek.

A DTA módszer alkalmazható agyagok – agyag tulajdonságú anyagok, ásványok vizsgálatára, fázisdiagramok felvételére, fázisátalakulások, polimorf átalakulások követésére.

5.4.4. Szimultán módszerek

Az alapvető termikus módszerek egymagukban adott probléma megoldásához gyakran nem szolgáltatnak elegendő információt, így ezek egyidejű kombinációját használják. A két klasszikus termoanalitikai módszer, a differenciál – termoanalízis és a termogravimetria egyidejű alkalmazásának megvalósítása volt az első komplex termoanalitikai módszer: a derivatográfia. A derivatográf egyidejűleg regisztrálja a vizsgált minta tömegének változását (TG), a tömegváltozás sebességét (DTG), az entalpiaváltozással arányos DTA görbét és a minta hőmérsékletét (T). Miután a kísérleti körülmények a regisztrált görbék esetében azonosak, azok egymással összehasonlíthatók. A derivatográfias módszer lehetőséget biztosít a pontos tömegmérés mellett a tömegváltozással nem járó folyamatok vizsgálatára is, és a mérési eredmények komplex értékelését teszi lehetővé.

II. Kísérleti rész

Munkám során megvizsgáltam a hazai bauxit, a feldolgozásnál keletkezett melléktermék, azaz a vörösiszap valamint a szénbányászat melléktermékeként felhalmozódott mészt, továbbá néhány téglagyártás során használt agyagminta radionuklid koncentrációját.

A kapott radionuklid koncentráció értékek, valamint az említett szakirodalomban található keverési arányok figyelembevételével radiológiai szempontból minősítettük a melléktermékeket. Ehhez az EU által is javasolt aktivitáskoncentráció indexet (I) vettük alapul.

Ezt követően a minták radonemanációs tényezőjét majd az emanáció csökkentésének lehetőségeit vizsgáltam a különböző paraméterek függvényében. Meghatároztam az emanáció szempontjából fontos fizikai paramétereket, mint például a sűrűséget, pórustérfogatot és fajlagos felületet. Termikus vizsgálatokat végeztem annak érdekében, hogy kiderítsem történtek-e jelentős anyagszerkezeti változások a mintákban és ezek befolyásolhatják-e az emanálóképességet.

6. Mintavétel

Az alábbiakban a vizsgált minták eredetét, a mintavételezés módját, és a laboratóriumi minta-előkészítést mutatom be.

Bauxit

Három magyarországi bauxitbányában (Csordakút, Fenyőfő, Halimba) fejtett mintákat vizsgáltam. Összesen 46 bauxitmintát vettem a kitermelt bauxithányókról. A mintákat első lépésben aprítottam, hogy beleférjenek a mérőedénybe.

Vörösiszap

A mintákat (> 60 db) az ajkai és almásfüzitői timföldgyár lerakóin gyűjtöttem be, a lerakók felszínén, különböző mélységekben (100 – 200 cm) illetve néhány esetben közvetlenül a Dorr ülepítőkből.

Szénsalak, pernye

A salakminták épületekbe töltő – ill. szigetelőanyagként beépített salakokból, illetve azon salakhányókról származnak, ahonnan az építés során felhasználták.

Tatabányán a beépítésre került salak többnyire az “erőművi” salakhányóról, míg Ajkán a beépített salakból származott. Ahol lehetőség volt rá az épületbe beépített salakokból vett mintákból dolgoztam.

A pernyék a tiszaujvárosi, ajkai, pécsi, tatabányai hőerőművek porleválasztóiból származtak.

Szénmeddő

A meddő mintákat (összesen 30 db) Ajka környékén található meddőhányókról gyűjtöttük. Ez a meddőként emlegetett anyag, a szén mészkőtartalmából keletkezik a maradék szén öngyulladása során. A CaCO_3 – tartalmából égetett-mész keletkezett. Ezt a mészen dús anyagot építési habarcs készítésére használták fel.

6.1. Mintaelőkészítés

A mintákat először levegőn, majd $105\text{ }^\circ\text{C}$ – on tömegállandóságig szárítottam, szükség esetén homogenizáltam és porítottam.

Frakcionálás

A salak és vörösiszapmintákat Edmund Bühler KS 15 – B típusú rázógéphez kapcsolt szitasorral szemcseméret szerint 10 frakcióra szitáltam, majd piknométeres módszerrel meghatároztam az egyes frakciók sűrűségét.

A különböző minták ^{226}Ra koncentrációja mellett meghatároztam az emanáló – képességüket, fajlagos felületüket és a póruseloszlásukat.

7. Radiológiai vizsgálatok

7.1. Gamma spektrometriai módszerek

A mintákban a gamma sugárzó radionuklidok aktivitáskoncentrációját gamma spektrometriai mérésekkel határoztam meg.

A természetes radioaktivitású építőanyagok és adalékok bonyolult szerkezetű energiaspektrumának felvételéhez a megfelelő detektálási hatások mellett a jó energia felbontás is alapvető. Ezért a mérésekhez félvezető detektort használtunk.

Mintaelőkészítés

Az előzetesen kiszárított, ismert tömegű szilárd mintát egy 600 cm^3 térfogatú, alumínium Marinelli edénybe bemértem. A mérőedény belsejét a minta betöltése előtt polietilén fóliával burkoltam be a későbbi szennyeződés elkerülése végett. A betöltés során a Marinelli-edény

teljes térfogatát kitöltöttem mintával, majd az anyagot rázogatóssal tömörítettem, hogy a későbbi mozgatóssal ne változzon a mérési geometria. Az edény menetes részét teflonszalaggal tekertem be, hogy légmentes lezárást érjek el. Ezután a lezárt Marinelli edényt – az alj és a tető csatlakozásánál – kívülről ragasztósszalaggal körbetekertem és rögzítettem.

7.1.1. A gammaspektrometriai mérés folyamata és eszközei

A méréseket 30 napos tárolás – a ^{226}Ra és a leánytermékei között a szekuláris egyensúly beállta után – Eurisys EGNC 20-190-R gyártmányú n-típusú HPGe detektorral (hatásfok: 20%; energia febontás: 1,8 keV a ^{60}Co 1332,5 keV csúcsánál) egy alacsony háttérű ólomkamrában végeztem el. A detektorhoz egy Tennelec PCA-ME 8192-csatornás analízátor csatlakozott.

Az ólomtorony egy alacsony háttérű kamra, mely arra alkalmas, hogy a laboratórium természetes háttérsugárzásának zavaró hatását árnyékolja, csökkentse. Az ólomtorony 10 cm vastagságú félköríves ólomdarabokból áll, belső felületén 1 cm vastag vasbéléssel. Fedele görgők segítségével mozgatható. A minta behelyezése felülről történik, s a detektor alulról nyúlik az ólomtoronyba.

A mérési időt 40 – 80000 s között állítottam be, az adott minta aktivitásának függvényében. A háttér mérését ultra tiszta desztillált vizet tartalmazó Marinelli edénnyel 200 000 s mérési idővel végeztem. A γ – spektrum kiértékelése PC – MCA alapszoftverrel, relatív módszerrel történt [85].

A radioaktív feltételezésével a különféle nuklidok koncentrációját a leányelemek γ – csúcsai alapján, a következő módon határoztam meg. A ^{226}Ra mennyiségi kiértékelésnél a ^{214}Pb 295,2 és 351,9 keV-es, valamint a ^{214}Bi 609,3 és 1120,3 keV – es csúcsával számoltam. A spektrumban ezek mellett sok kis valószínűségi csúcs is megjelenik, amelyeket az izotópok azonosításánál figyelembe vettem.

A ^{232}Th aktivitásának meghatározására elsősorban az ^{228}Ac 911,1 keV – es és a ^{208}Tl 2614,6 keV – es γ fotonját használtam. A 2614,6 keV-es csúcs előnye, hogy más nagyobb energiájú γ vonal már nem zavarja, hátránya, hogy a nagy energiának kicsi a detektálási hatásfoka [122, 123].

A ^{40}K izotópot pedig közvetlenül az 1460,8 keV – es csúcsa alapján mértem [39, 40, 41].

7.1.2. Mérőrendszer kalibrálása

Energia kalibráció

A minták mérése előtt, minden esetben kalibráltam a mérőrendszer energiaskáláját. Az energiakalibrációhoz ^{241}Am , ^{60}Co és ^{137}Cs izotópokat használtam. Az erősítést úgy állítottam be hogy a spektrumban a 2614,6 keV – es csúcs még jól kiértékelhető legyen. Ez alapján a minták spektrumainak fotocsúcsaihoz a megfelelő energiaértéket rendeltem hozzá. Ezután vörösiszapot tartalmazó minta gammaspektruma alapján a nagyobb energiáknál is pontosítottam az energiakalibrációt.

Hatásfok kalibráció, mennyiségi kiértékelés

A minták radionuklid koncentrációját az úgynevezett relatív módszerrel számoltam ki, úgy, hogy az ismert aktivitáskoncentrációjú vörös salak illetve vörösiszap etalon spektrumát viszonyítottam a minta spektrumához. Az etalonok aktivitáskoncentrációját nemzetközi körméréssel határozták meg. A mintának és az etalonnak azonos mérési körülmények között felvett adott nuklidhoz tartozó csúcsok alatti területek háttérkorrigált arányaiból számoltam ki az alábbiak szerint :

$$A_M = \frac{I_M - I_H}{I_E - I_H} \cdot A_E \quad (7.1.)$$

ahol:

- ⇒ I_M : A mintából származó adott izotóp adott csúcsához tartozó intenzitás (cps).
- ⇒ I_E : Az etalontól származó adott izotóp adott csúcsához tartozó intenzitás (cps).
- ⇒ I_H : A háttérből származó adott izotóp adott csúcsához tartozó intenzitás (cps).
- ⇒ A_E : az etalonban mért nuklid aktivitáskoncentrációja (Bq/kg).

A relatív módszer előnye, hogy az etalonnal közel azonos sűrűség és összetétel miatt, az önabszorpció és a gamma foton szóródásából eredő mátrixhatás közel azonos. Az etalonok radionuklid koncentrációit az alábbi, 15. táblázatban láthatjuk [124, 125].

15. táblázat. Mérésekhez használt etalonok aktivitáskoncentrációi

Aktivitáskoncentráció [Bq/kg]						
	^{214}Bi	^{214}Pb	^{228}Ac	^{208}Tl	^{40}K	^{235}U
Salak	2377±175	2383±216	113±10,8	92,6±7,6	383,4±20,7	132,3±14,8
Vörösiszap	431,4±28,7	443,7±41,5	268,4±11,1	248,7±23,5	-	15,7±2,8

A mérések relatív hibája, a kérdéses radionuklidtól és az aktivitástól függően, 3 – 10% között változott, de minden esetben kisebb mint 10% [126].

7.1.3. Hibaszámolás

A mérés hibájának a nettó impulzusszám szórását adjuk meg, az impulzusszám százalékában kifejezve, a következő egyenlet szerint:

$$\sigma_N = \sqrt{N + 2N_H} \quad (7.2.)$$

és:

$$\sigma_R = \frac{\sigma_N}{N} \cdot 100 \quad (7.3.)$$

ahol:

- ⇒ σ_r : a relatív hiba értéke [%],
- ⇒ σ_N : a nettó impulzusszám szórása,
- ⇒ N : a minta háttérrel csökkentett impulzusszáma,
- ⇒ N_H : a háttér impulzusszáma.

7.2. Radonemanációs mérések

A radon emanációjának mérését ún. direkt módszerrel végeztem, ami az emanált radon mennyiségének meghatározásán alapul [127]. A mérés alapvetően négy részből áll:

1. A minták előkészítése,
2. A radon átszívása a Lucas – cellába,
3. Az átszívott radon mennyiségének meghatározása.
4. A mérőrendszer kalibrálása

A mérések során a radonemanáció változását vizsgáltuk a szemcseméret, hőkezelés és különféle adalékanyagokkal történt hőkezelés függvényében.

7.2.1. A minták előkészítése

A minták előkészítése a szárítást és hőkezelést foglalta magában.

Szárítás

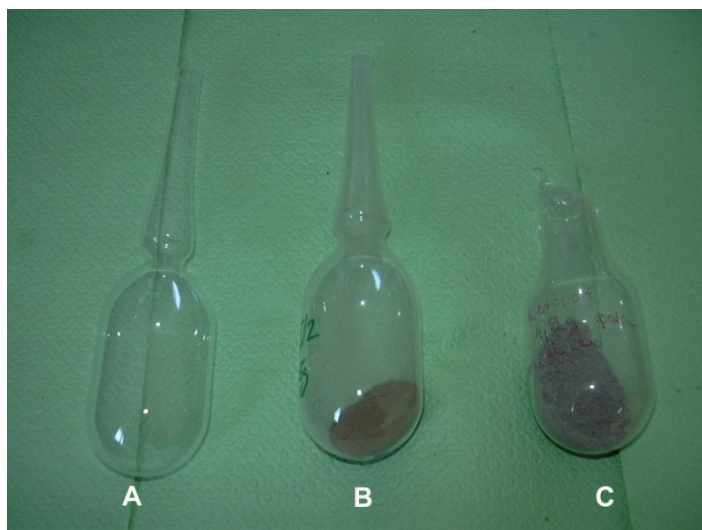
A mintákat először szobahőmérsékleten szárítottam, majd vákuum-szárítószekrényben 2 – 3 órán keresztül 60 °C – on kezeltem, a nedvességtartalom eltávolítása céljából. Ezután kb. 50 cm³ térfogatú üvegampullákba töltve, meghatároztam a tömegüket, majd ismét a vákuum-szárítószekrénybe tettem és legalább egy órán keresztül ott tartottam őket, a mintákban még esetlegesen lévő nedvességnymok eltávolítása miatt. Ezt követően megszüntettem a

vákuumot, CaCl_2 – al töltött szárítócsövön keresztül lelevegőztettem a szárítószekrényt és az ampullák forrasztásáig az ampullák nyakát a levegőtől parafilmmel lezártam.

Hőkezelés

A vörösiszap mintákat különböző hőmérsékletű kezeléseknek vettem alá. A különböző mintákat az alábbi módon kezeltem: $100\text{ }^\circ\text{C}$ – os kezdőhőmérséklettől kiindulva $100\text{ }^\circ\text{C}$ – os lépésekkel emelve egészen $1000\text{ }^\circ\text{C}$ – ig változtattam a hőmérsékletet.

Miután a megfelelően beállított hőmérsékleten a mintákat hőkezelttem, exikkátorban hagytam őket kihűlni. Ezután a mintatartó ampullákba (9. ábra) töltve, meghatároztam a tömegüket. Ezután 1 órára vákuum-száritószekrénybe tettem, majd leforrasztottam őket.



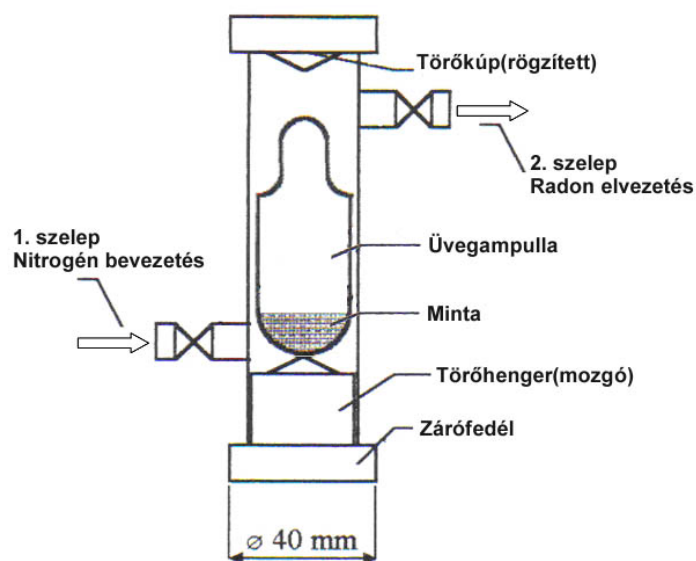
9. ábra A mintatartó üvegampulla(A. Üres, B. Mintával töltve, C. leforrasztva)

A kezelések után minden üvegampullába zárt mintát minimum egy hónapra eltettem, hogy a mintákban lévő ^{226}Ra és a keletkező ^{222}Rn között beállhasson a szekuláris egyensúly.

7.2.2. A radonmérés folyamata és eszközei

A radon átszívása a Lucas-cellába

A törőcella mindkét vége menettel van ellátva, melyekre egy-egy zárófedelet lehet felcsavarni. A törőcella egyik oldalát lezáró fedél belseje kúpos kiképzésű, továbbá a cellában található egy henger is, melynek egyik oldala szintén kúpos kialakítású. A hengernek egyrészt a térfogatkitöltésben, másrészt a mintatartó ampulla összetörésében van fontos szerepe. A törőcellán található még két szelep is, melyek közül – az ampulla feltörését követően – az egyikre (1 – es szelep) a nitrogénes ballon, a másikra (2 – es szelep) pedig a Lucas – cella kapcsolható rá. A törőcella felépítését a 10. ábra mutatja be.

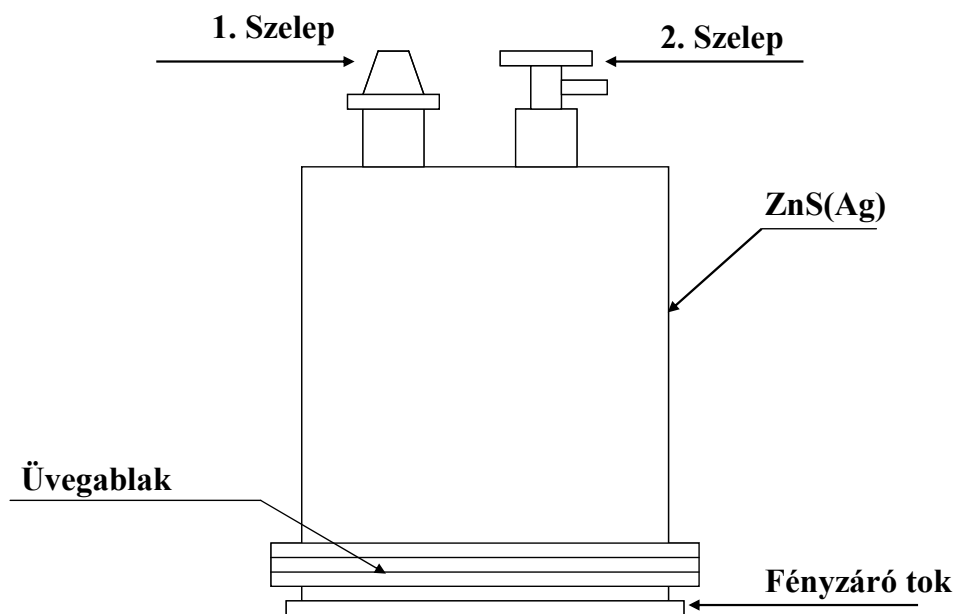


10. ábra. A törőcella felépítése

A törőcella térfogata $227,3 \text{ cm}^3$ melyből a törőhenger térfogata $46,5 \text{ cm}^3$ -t azaz a törőcella hasznos térfogata $180,8 \text{ cm}^3$.

Minden salakminta esetében a mintatartó ampullát a törőcellába helyeztem, lezártam, majd egy erőteljes rázó mozdulattal feltörtem.

Az erőteljes rázó mozdulat hatására a mintatartó ampulla a két törőkúphoz csapódik és összetörve, az ampullából az emanált radon a törőcellába jut. A törőcellából a radont NY 420 jelű, 1 dm^3 -es Lucas – cellába szívattam át, amit a 11. ábra mutat be.



11. ábra. A Lucas – cella

A Lucas – cellát az átszívás előtt kivákuumozva kapcsoltam rá a törőcella 2 – es szelepeére, míg az 1 – es szelephez a nitrogénes ballont csatlakoztattam. A szelepek nyitásával a törőcellában lévő gázt, és az átöblítésre szolgáló nitrogént szakaszosan a Lucas – cellába szívtam. Az emanált radon Lucas – cellába való átszívásának sémája 10. függelékben található.

Az átszívás után a radonkamrát 3 órára félretettem, hogy a radon és rövid felezési idejű leányelemei között beállhasson a szekuláris egyensúly.

Az átszívott radon mérése

A 3 órás várakozási idő leteltével a Lucas – cellát egy fénytől elzárva tartott EMI gyártmányú fotoelektronsokszorozóhoz illesztettem, ami egy NP420P jelű egycsatornás amplitúdó-analizátorral állt összeköttetésben. Az integrális üzemmódba kapcsolt analizátoron három párhuzamos, 1000 s – os mérést végeztem. A mérőegység vázlatos felépítését a 11. függelékben láthatjuk. A kivákuumozott cellák háttérét is a fent említett mérési idővel megmértem.

A mérések befejeztével a Lucas – cellát 2 – 3-szor kivákuumoztam, majd nitrogén-gázzal átöblítettem, végül ismét kivákuumoztam. Ezzel eltávolítottam a Lucas – cellából az átszívás során oda bejutott radont. Az időközben a radon bomlása során keletkezett és a falhoz tapadt bomlástermékek lebomlása céljából a cellát egy napig állni hagytam.

A Lucas – cella kalibrálását Genitron EV 03209 kalibrációs kamra és PYLON Model 2000 A passzív radon – forrás segítségével végeztem.

7.2.3. A mérőrendszer kalibrálása

Áthajtási hatásfok

Az átviteli hatásfok meghatározását nagy emanációs tényezőjű salakmintával végeztem a fent leírtak szerint. Itt az átszívást további két kivákuumozott Lucas – cellával is megismételtem és a 3 cellába összesen áthajtott radon mennyiségét tekintettük 100 %-nak. Az áthajtási hatásfok vizsgálatot ötször elvégeztem, s ezek alapján a továbbiakban az átlaggal számoltam.

Számlálási hatásfok

A Lucas – cellák számlálási hatásfokát Genitron EV03209 típusú 210,5 dm³ térfogatú kalibrációs kamrában ismert aktivitáskoncentrációjú radongázzal határoztam meg. A radonkoncentrációt 105 kBq $\pm$ 4% ²²⁶Ra aktivitású PYLON RN 2000A típusú emanációs forrással a kívánt aktivitáskoncentrációra állítottam be. A szcintillációs cellát előzetesen

kivákuumoztam, majd a szűrőn keresztül átszívam a radontartalmú levegőt. A 3 órás várakozás után a fotoelektronsokszorozóval 3 x 1000 s-ig mértem az intenzitást, majd az eredmények ismeretében kiszámoltam az adott cella számlálási hatásfokát.

7.2.4. Számolás

A rendszer paramétereinek ismeretében a bemért mintákból keletkezett radongáz aktivitását, majd az emanáció mértékét az alábbi összefüggésekkel számoltam:

$$A_{Rn} = \frac{(B - H)}{\eta_t \cdot \eta_c \cdot S \cdot 3} \quad (7.4.)$$

ahol:

- ⇒ A_{Rn} a bemért mintából keletkezett radon aktivitása (Bq)
- ⇒ B bruttó intenzitás (cps)
- ⇒ H háttér intenzitás (cps)
- ⇒ η_t átszívási (v. átviteli) hatásfok
- ⇒ η_c a Lucas – cella számlálási hatásfoka
- ⇒ S a három órás várakozás alatti bomláskorrekciós tényező
- ⇒ „3” az egy radon bomlást követő alfa részecskék száma egyensúly esetén

Az adott minta ^{226}Ra koncentrációját az előző részben leírtak alapján HPGe detektorral határoztuk meg. Az emanációs tényezőt az alábbi összefüggéssel számoltuk.

$$\varepsilon = \frac{A_{Rn-222}}{A_{Ra-226}} \quad (7.5.)$$

ahol:

- ⇒ A_{Rn-222} : a bemért mintából az üvegampullában keletkezett ^{222}Rn aktivitása (Bq).
- ⇒ A_{Ra-226} : az üvegampullába bemért minta ^{226}Ra aktivitása (Bq).

8. Kiegészítő vizsgálatok

8.1. Fajlagos felület és pórustérfogat vizsgálatok

A különböző mintáknál (salak, vörösiszap) célszerűnek mutatkozott a fajlagos felület és a pórustérfogat meghatározása az emanációra való hatásuk megállapítása érdekében.

100 nm alatti pórusok vizsgálata

A vizsgálatoknál Micrometics gyártmányú ASAP 2000 típusú készüléket használtam. A különböző szemcseméretű salakmintákból 1 – 2 g mennyiséget mintatartó edénybe mérve, 1000 °C – on vákuumban ($P < 100 \text{ Pa}$) felületkezeltam a felületeken kötött gázok, gőzök eltávolítása céljából.

A mérés során a cseppfolyós nitrogén hőmérsékletén a mintában lejátszódó nitrogéngáz adszorpció – deszorpció folyamatok izotermáit vettem fel. A fajlagos felület megadása a BET elmélet alapján történt. Az így számolt felületértékeket a pórusugár függvényében ábrázolva kaptam a pórustérfogat- és pórusfelület eloszlási görbéket. A készülék kalibrálása ASAP Silico-alumina tablettával történt, melynek a fajlagos felülete $198 \text{ m}^2/\text{g}$.

100 nm feletti pórusok vizsgálata

A vizsgálatoknál SMH6 típusú higanyos porozimétert használtam. 1 – 5 g salakmintát bemérve szobahőmérsékleten levákuumoztam ($P < 0,1 \text{ Hgmm}$). A mérőedényt higannyal feltöltve a nyomás függvényében (0 – 1000 bar tartományban) a kapillárisban mértem a higanyszint csökkenését. Az adatokból számoltam a pórustérfogat eloszlását.

8.2. Termogravimetriás mérések

A derivatográfiás felvételek MOM Derivatograph berendezés segítségével készültek. Az egyenletes felfűtés érdekében a fűtési sebességet $10 \text{ }^\circ\text{C}/\text{perc}$ értékre állítottuk be. A bemért anyag mennyisége 300 – 700 mg között változott. A mintákat nagy kémiai ellenállóságú korund mintatartóba helyeztük, és statikus levegő atmoszférában végeztük el a mérést.

8.3. Sűrűségmérés

A szilárd mintáink sűrűségét piknométeres módszerrel [128, 129] határoztam meg. A piknométer egy néhány cm^3 térfogatú üvegedény, melynek dugója vékony kapillárisban folytatódik, azért, hogy folyadékkal – jelen esetben desztillált vízzel – pontosan azonos térfogatra tudjuk feltölteni. A sűrűség meghatározásához egy ismert sűrűségű folyadékra van szükség.

A mérés alapja visszavezethető a tömegmérésre, amelyet analitikai mérlegen végeztem el. A szilárd anyag sűrűségének meghatározása a szilárd anyag tömegének és térfogatának meghatározásából és ezek hányadosának kiszámításából áll.

A mérés a következő módon történik. Először megmértem az üres és kiszáritott piknométer tömegét (m_1), majd betöltöttem a szilárd anyagot, lehetőleg annyit, hogy az szinte teljesen megtöltsen. Újra megmértem a tömeget (m_2), ezután jelig töltöttem a piknométert desztillált vízzel és egy újabb tömegmérést hajtottam végre (m_3). Az utolsó lépésben csak desztillált vízzel töltöttem fel a piknométert és annak is megmértem a tömegét (m_4).

A kapott adatokból a következő, egyszerű számítással meghatározható a szilárd anyag sűrűsége:

$$\rho = \frac{m_2 - m_1}{m_4 + m_2 - (m_1 + m_3)} \times \rho_f \quad (8.1.)$$

ahol:

- ⇒ m_1 :üres és kiszáritott piknométer tömege
- ⇒ m_2 :piknométer tömege a szilárd mintával
- ⇒ m_3 :piknométer tömege a szilárd mintával és desztillált vízzel feltöltve
- ⇒ m_4 :piknométer tömege desztillált vízzel
- ⇒ ρ_f :referenciafolyadék(itt: desztilláltvíz) sűrűsége adott hőmérsékleten

A sűrűség értékekből következtethetünk az anyag porozitásának mértékére is. A porozitás az anyagban lévő nyitott- és zárt pórusok összessége. Minél kompaktabb az anyag, minél kevesebb porozitás van benne, annál nagyobb a sűrűsége. Ha a mért sűrűségi értékeket az elméleti sűrűségi értékekhez viszonyítjuk, akkor megkapjuk a porozitás nagyságát.

III. Mérési eredmények

9. Előkészítő mérések eredményei

9.1. Szemcseméret eloszlás

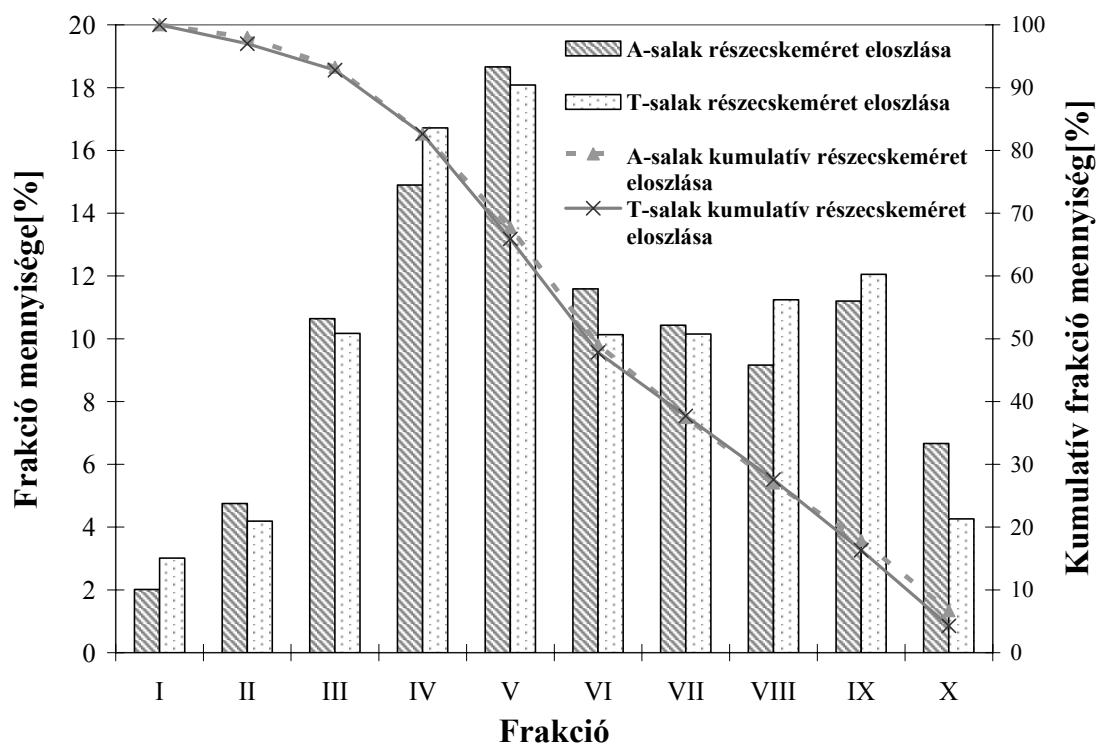
Salak

A két fajta (ajkai – „A” és tatabányai – „T”) salak minták jelölését és szemcseméret tartományát az 16. táblázatban tüntettem fel.

16. táblázat. A salak minták jelölése és szemcseméret tartománya

Jel	Szemcseméret tartomány [mm]	Jel	Szemcseméret tartomány [mm]
I.	0 – 0,063	VI.	1,6 – 2,8
II.	0,063 – 0,09	VII.	2,8 – 5
III.	0,09 – 0,12	VIII.	5 – 8
IV.	0,12 – 0,63	IX.	8 – 15
V.	0,63 – 1,6	X.	> 15

Az „A” és „T” jelű salakok szemcseméret eloszlása a 12. ábrán látható.



12. ábra Az „A” és „T” salak szemcseméret eloszlása

Megfigyelhetjük, hogy a két salak szemcseméret eloszlása szinte teljesen megegyezik [130].

Vörösiszap

Szitálással a vörösiszap szemcséket a rendelkezésre álló technikával nem lehetett több frakcióra elválasztani. Mivel a minták több mint 99% – a $0,090 - 0,063 \mu\text{m}$ tartományba esett, így ezt a frakciót használtam fel a későbbiekben méréseimhez.

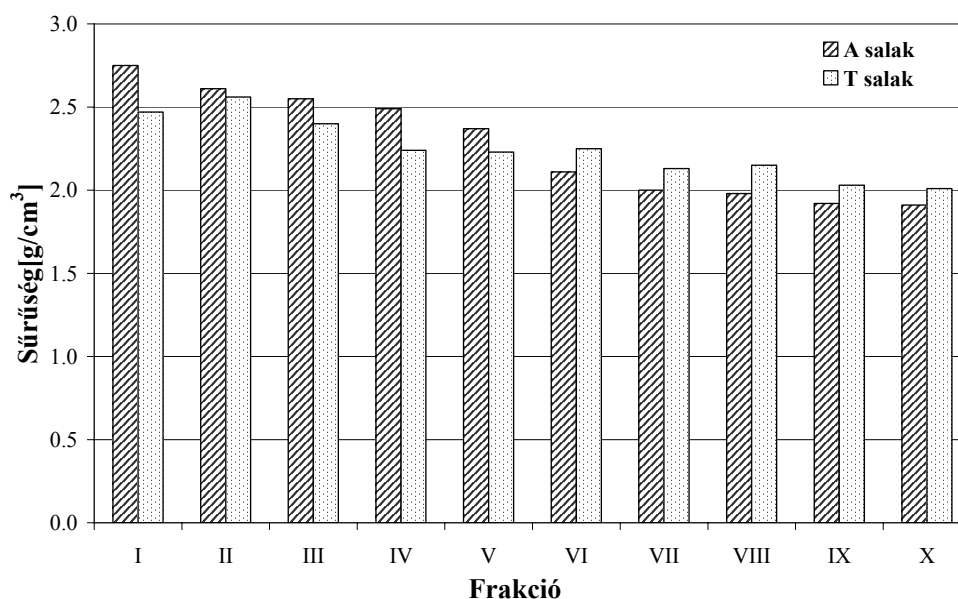
Pernye

Hasonlóan a vörösiszapnál tapasztaltakhoz, a különböző pernyeminták esetén sem lehetett több frakciót elkülöníteni. A finom porszerű, szürkészínű anyag 99% – ka a szitálás során a $63\mu\text{m}$ – es frakció alatt gyűlt össze.

9.2. Sűrűségmérés

Sűrűség eloszlás

Az A és T salak frakciók sűrűségének eloszlása a 13. ábrán látható.

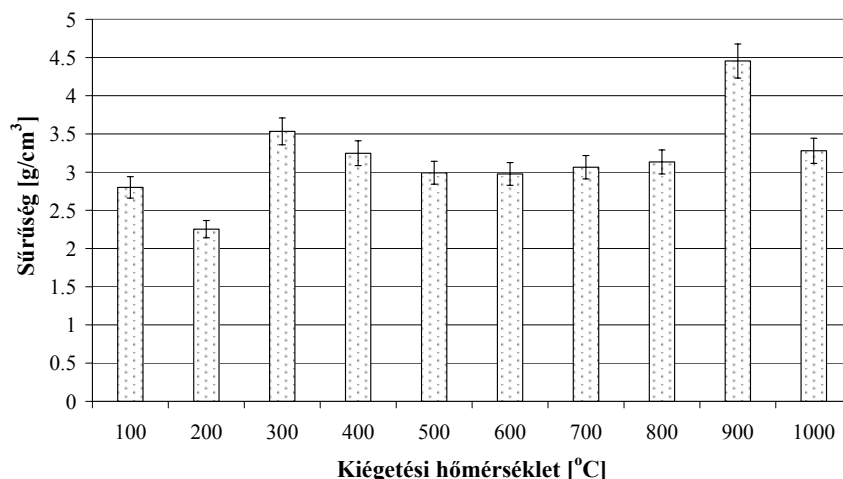


13. ábra Az „A” és „T” salak frakciók sűrűsége

A két salak esetén nincs jelentős eltérés az egyes frakciók sűrűsége közt, így várhatóan közel azonos mélységből tud a radon kilökődni. Az ábrán az is látható, hogy a szemcseméret növekedésével a sűrűség csökken, tehát a nagyobb szemcséknél a kissé mélyebben keletkezett radon atomok is a pórustérbe juthatnak. A sűrűség csökkenését a nagyobb méretű frakcióknál valószínűleg a makropórusok megjelenése okozza.

Vörösiszap

A légszáraz vörösiszapminták átlagos sűrűsége $2,82 \text{ g/cm}^3$ ($2,80 - 2,91 \text{ g/cm}^3$). Megvizsgáltam a sűrűség változását a kezelésnél alkalmazott hőmérséklet függvényében, az eredményt a következő (14. ábra) diagramon ábrázoltam.

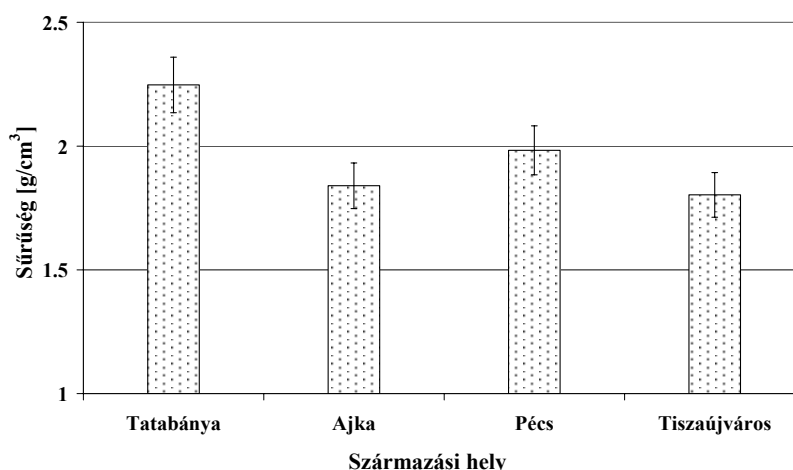


14. ábra. Vörösiszap sűrűségének változása, a kiegyetési hőmérséklet függvényében

A sűrűség ilyen jellegű alakulása az irodalmi adatok alapján azzal magyarázható, hogy a vörösiszapban a kiegyetési hőmérséklettel változik a fázisok összetétele és a kristálystruktúra különböző a szemcséken belül [131].

Pernye

A megvizsgált pernyeminták sűrűsége az alábbiak szerint alakult (15. ábra).



15. ábra. Különböző eredetű pernyeminták sűrűsége

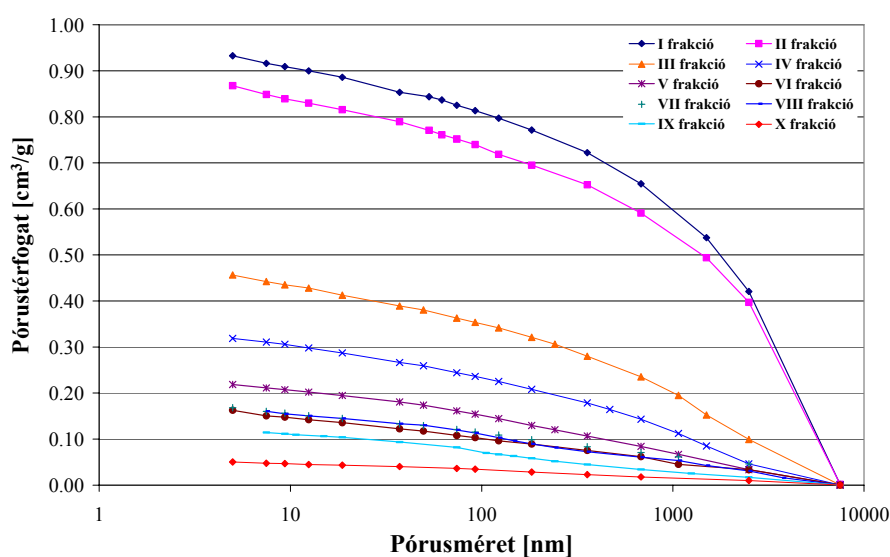
A pernye minták átlagos sűrűsége: $1,97 \text{ g/cm}^3$ ($1,803 - 2,247 \text{ g/cm}^3$). A sűrűségek közti eltérések alapvető oka, hogy az egyes erőművekben a szén előkezelése és a tüzelési

hőmérséklete eltérő. A Tatabányán a szenet apróra őrlik és magasabb hőmérsékleten fluidizációs eljárással égetik el, ráadásul a kazánban is hosszabb ideig tartózkodik. Így a kiégés tökéletesebb, jobban zsugorodik az anyag, ellentétben a többi erőműből származó pernyével, ahol rostélytüzelést alkalmaznak.

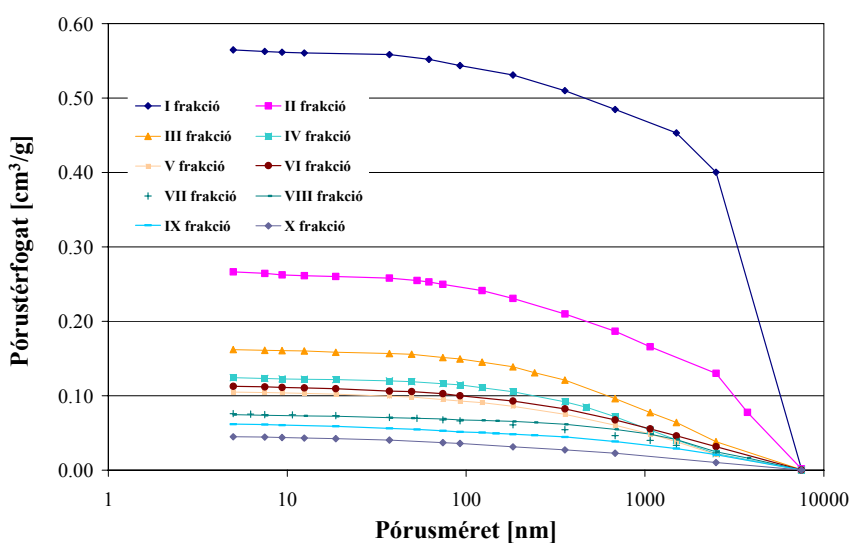
10. Felületi paraméterek mérési eredményei

10.1. Fajlagos felület-pórustérfogat

Az „A” és „T” salak különböző frakcióinál 5 – 7500 nm közt mért pórustérfogat eloszlást a következő ábrákon (16. és 17. diagram) tüntettem fel [130].



16. ábra „A” salakminta pórustérfogat eloszlása



17. ábra „T” salakminta pórustérfogat eloszlása

Az ábrákból látható, hogy a szemcseméret növekedésével a pórustérfogat jelentősen csökken mindkét salakminta esetén. A pórustérfogat az „A” salak esetén nagyobb.

A 5 – 7500 nm közti pórustérfogat és fajlagos felület értékeit a 17. táblázatban foglaltam össze.

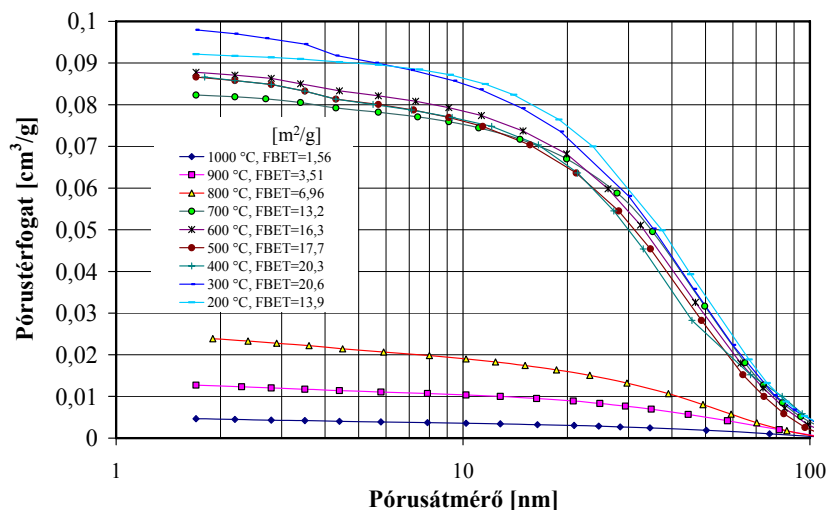
17. táblázat Salakminták fajlagos felületének és pórustérfogatának változása a frakciók szerint

Frakció	A salak		T salak	
	Pórustérfogat [cm ³ /g]	Fajlagos felület [m ² /g]	Pórustérfogat [cm ³ /g]	Fajlagos felület [m ² /g]
I.	0,933	53,6	0,5648	3,65
II.	0,868	48,0	0,2665	2,73
III.	0,457	37,7	0,1620	2,04
IV.	0,319	24,4	0,1243	1,58
V.	0,219	21,4	0,1049	1,00
VI.	0,163	23,8	0,1126	0,97
VII.	0,168	20,9	0,076	0,54
VIII.	0,161	10,6	0,0729	0,17
IX.	0,114	10,9	0,0618	0,22
X.	0,005	7,55	0,0449	0,14

Látható, hogy „A” salak esetén a fajlagos felület, illetve a pórustérfogat jelentősen meghaladja a „T” salak esetén mért értékeket. Az „A” és „T” salak frakcióinak 5 – 7500 nm közti pórustérfogata és fajlagos felülete jelentősen eltér. Ezzel megmagyarázható az emanációs tényezők közti eltérés, mivel közel azonos rádiumkoncentráció esetén a nagyobb felületről több radon képes bejutni a pórustérbe. A szemcseméret növekedésével a fajlagos felület értékek mindkét salak esetén csökkennek. A pórustérfogatokban viszont nem tapasztalunk ekkora mértékű eltérést.

Vörösiszap

A vörösiszap minta pórustérfogat eloszlása a 18. ábrán látható [132].



18.ábra Vörösiszap mezopórustérfogat eloszlása

A különböző hőmérsékleten kiégetett vörösiszapminták pórustérfogatai a salakmintákhoz képest jóval kisebbek. Ez köszönhető többek között az anyagok belső struktúrája közötti különbségnek is. A 18. ábrán szembejövő a 700 és 800 °C közötti „olló” megjelenése. Ezt azzal magyarázhatjuk, hogy a vörösiszapban jelentős nem csak póru szerkezeti, hanem anyagszerkezeti – átkristályosodási folyamatok is lejátszódnak. Ezt alátámasztják a termogravimetriás (28. ábra) mérések eredményei is.

11. Radiológiai mérések és minősítések

11.1. A vizsgált anyagok radionuklid koncentrációja

A gamma-spektrometriai mérési eredményeket összegezve a vizsgált anyagok ^{226}Ra , ^{232}Th és ^{40}K aktivitáskoncentrációjának minimum és maximum értékeit, illetve ezek átlagát a 18. táblázatban foglaltam össze [133 – 136]. Itt tüntettem fel az agyag és az általunk nem vizsgált gipsz irodalomban található világátlagát is, mivel a későbbi számításoknál ezt is figyelembe kellett vennem.

18. táblázat. A minták ^{226}Ra , ^{232}Th és ^{40}K átlagos koncentrációja és a minimum-maximum értékek.

Minta	Átlagos aktivitáskoncentráció (min. – max.) (Bq/kg)		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Bauxit	419 (132-791)	256 (118-472)	47 (10-82)
Vörösiszap	347 (225-568)	283 (219-392)	48 (5-101)
Mész (Lime)	1187 (358-2686)	33 (9-73)	185 (61-369)
Agyag	39 (32-53)	59 (41-75)	688 (518-843)
Pernye	511 (132-855)	107 (30-194)	462 (87-906)
Salakok			
Ajka	1962 (578-2893)	42 (16-81)	198 (45-386)
Tatabánya	1912 (843-2407)	83 (50-119)	352 (257-468)
Várpalota	298 (160-523)	40 (37-48)	273 (227-333)
Gipsz (világátlag)	10	10	80
Agyag (világátlag)	50	50	670

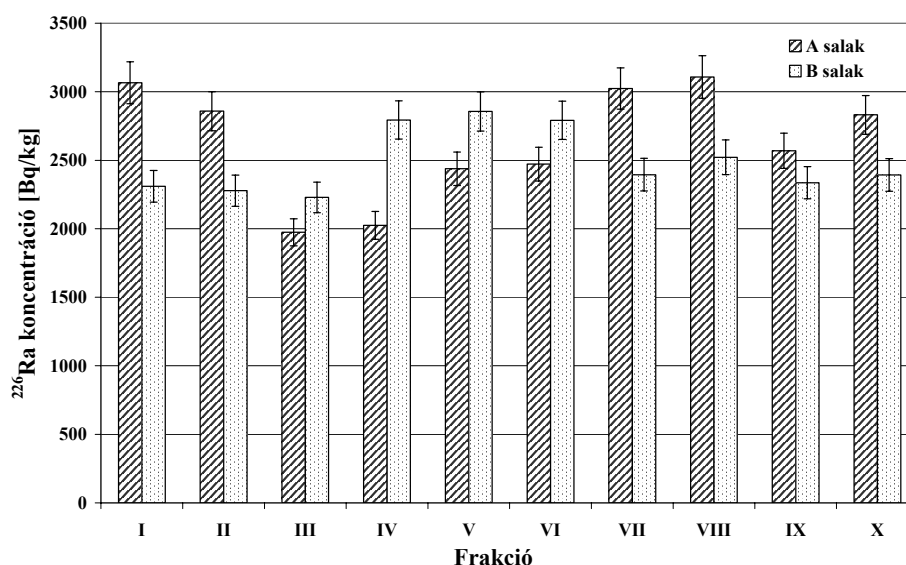
A vizsgált magyarországi bauxitmintákban a világátlaghoz hasonlóan viszonylag magas a radionuklidok aktivitáskoncentrációja. A bauxitban található természetes eredetű radionuklidok a kémiai feldolgozás során a vörösiszapba kerülnek.

Ennek következtében a vörösiszapok ^{232}Th és ^{226}Ra koncentrációja jelentősen (5 – 7 – szerezsen) meghaladja az építőanyagok radionuklid koncentrációjának világátlagát (50 – 50 Bq/kg) (UNSCEAR, 1993), ugyanakkor azt is megállapíthatjuk, hogy a ^{40}K koncentrációja jelentősen alatta marad a világátlagnak (^{40}K 500 Bq/kg). Az irodalmi adatokkal összehasonlítva, csak a ^{226}Ra aktivitáskoncentráció bizonyult magasabbnak, a ^{40}K és a ^{232}Th jóval alatta marad ennek [137].

A szén meddőből keletkezett égetett mész ^{232}Th és ^{40}K koncentrációja alacsony, a ^{226}Ra koncentrációja viszont igen magas értékek között változik, ami valószínűleg az elégetett szén eocén eredete és a speciális geokémiai körülmények okozta magas urán-rádium tartalmával magyarázható.

A pernyékre és a salakokra is megállapíthatjuk, hogy bennük a különféle természetes eredetű radionuklidok feldúsulva találhatók meg. A dúsulás mértékét elsősorban az égetési technológia és a hamutartalom határozza meg, de elérheti az egy nagyságrendet is. Ez az építőipari felhasználásuk (cementgyártás) során komoly sugárvédelmi problémát okozhat. A

részletes vizsgálatok alá vetett ajkai („A”) és a tatabányai („T”) salakminták szemcseméret szerinti ^{226}Ra aktivitáskoncentrációját a 19. ábrán tüntettem fel.



19. ábra. „A” és „T” salak frakciók ^{226}Ra koncentrációja

Mint látható a salakok ^{226}Ra koncentrációja magas (1974 – 3100 Bq/kg), jelentősen meghaladja az agyagok, építőanyagok ^{226}Ra koncentrációját (50 Bq/kg). Az egyes frakciók mennyiségével súlyozott átlagos ^{226}Ra koncentráció a két salak esetében a következőképpen alakult. „A”-salak: 2526 Bq/kg, „T”-salak: 2568 Bq/kg, megállapítható hogy közel egyforma az aktivitáskoncentráció.

A vizsgált agyagmintákban a ^{232}Th és ^{40}K aktivitáskoncentrációja kismértékben, de meghaladja az agyagokban mért világátlag értékeket.

11.2. Radiológiai minősítés

A minták radiológiai minősítése építőipari felhasználás szempontjából a különböző keverési arányok figyelembevételével az alábbi indexek felhasználásával történt:

„I” aktivitásindex

Az adott minták radionuklid koncentrációjából a 4.14. egyenlet segítségével számolt I index értékeket a következő táblázatban (19. táblázat) mutatom be [135, 136].

19. táblázat. A vizsgált minták aktivitáskoncentrációiból számolt I értékek

Minta	I. érték		
	Min.	Max.	Átlag
Bauxit	1,22	4,62	2,69
Vörösiszap	2,09	4,42	2,58
Mész	2,01	9,05	4,18
Agyag	0,48	0,83	0,65
Pernye	0,62	4,12	2,39
Szénsalak	2,15	6,92	4,23

Látható, hogy az átlagértékek alapján ezek az anyagok, az agyag kivételével, nagy tömegben közvetlenül nem használhatók fel az építkezéseken.

Korábbi, a dolgozatban nem szereplő mérések alapján kimutattuk [135] hogy ezeket a szénsalakokatt töltő szigetelő anyagként felhasznált lakóépületekben a gamma dózis megnövekedett. A plusz sugárterhelés meghaladja az 1 mSv/év korlátot, esetenként a 3 mSv/év értéket is eléri [126, 135, 138]. A salak egyes szakemberek (OSSKI) állásfoglalása alapján nem számít nagy mennyiségben felhasznált anyagnak (nem veszi körbe a bentlakót) így itt az $I \leq 6$ kritérium teljesülése esetén fenn kellene állni, hogy a sugárterhelés kisebb, mint 1 mSv/év. Az I érték kritériumának teljesülése esetén is a méréseink ennek ellentmondanak, tehát megállapíthatjuk hogy ez a szabályozás is hiányos, nem elegendő kis és nagy mennyiségben használt kategória meghatározása, köztes értékre is korlátot kellene szabni (Ugyancsak itt említem meg, hogy ezen salakok beépítése esetén az épületekben a radonkoncentráció több mint egy nagyságrenddel is eltért. A dózis néhány esetben megközelítette a 20 mSv/év értéket.).

Az építési kerámiák gyártásánál a szakirodalom által javasolt adagolást (2.5. fejezet 7. táblázat) és a mért átlagos koncentrációkat figyelembe véve az 20-21. táblázatban feltüntetett „I” aktivitásindex értékeket kaptam.

20. táblázat. A téglakeverékek „I” aktivitásindex értékei az általunk mért aktivitáskoncentrációk figyelembevételével

Téglakeverékek „I” aktivitásindex értékei			
Jel	min	max	átlag
B ₁	0,55	0,78	0,75
B ₂	0,62	0,95	0,85
B ₃	0,69	1,11	0,94
B ₄	0,75	1,27	1,04
B ₅	1,16	2,25	1,62
B ₆	1,85	3,89	2,59

A szilárdsági-mechanikai ellenállóság szempontjából optimális (vörösiszap 20%, agyag 80%) keverési arány mellett az aktivitásindex $I = 1.04$. Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy az átlag éppen a határérték körüli, tehát a vörösiszap minták esetleges ilyen célú felhasználása esetén meghaladnánk az 1 mSv/év-re vonatkozó korlátot.

Az építkezéseken relatíve kis mennyiségben felhasználásra kerülő cementek esetén a dóziskorláttól függően az $I \leq 2$ illetve $I \leq 6$ korlátnak kell teljesülnie.

A vizsgált minták átlagértékei alapján a cementekre vonatkozó „I” aktivitásindexek a 20. táblázatban láthatók.

21. táblázat. Cementkeverékek „I” aktivitásindex értékei

Cementkeverékek „I” aktivitásindex értékei			
Jel	Min	Max	Átlag
C ₁	2,42	7,94	3,31
C ₂	1,85	7,67	3,50
C ₃	1,27	7,06	3,42
C ₄	1,43	6,83	3,40
C ₅	1,19	6,63	3,19
C ₆	1,31	6,46	3,18

Az átlagértékek tekintetében csak az 1 mSv/év – re érvényes ajánlást sikerül betartani, és ez mindegyik keverék esetén teljesül. Mivel a szénmeddőből keletkezett égetett mész ²²⁶Ra aktivitáskoncentrációja nagyon magas, ezért megvizsgáltam, hogy a normál (azaz a világtáblának megfelelő) radionuklid koncentrációjú mész használata esetén hogyan alakulnak az I aktivitásindex értékei (22. táblázat).

22. táblázat. Cementkeverékek „I” aktivitásindex értékei a gipsz és a mész aktivitásának világátlagával számolva.

Cementkeverékek „I” aktivitásindex értékei			
Jel	Min	Max	Átlag
C ₁	0,89	1,10	0,97
C ₂	0,97	1,48	1,16
C ₃	1,09	2,63	1,62
C ₄	0,93	2,41	1,60
C ₅	0,87	2,38	1,48
C ₆	0,99	2,21	1,47

Nagyon jól látható, hogy az így kapott értékek alapján mindegyik termék teljesítene a szigorúbb 0,3 mSv/év-re vonatkozó előírást is. A meddő, azaz a keletkezett égetettmész habarcs készítésére, az 1 mSv/év dóziskorlát esetén gamma dozimetriai szempontból felhasználható mivel csak kis mennyiségben kerül felhasználásra.

Rádiumekvivalens

A radionuklid koncentrációk alapján a 4.1. egyenletbe behelyettesítve kiszámolt rádiumekvivalens értékeket az alábbi, 23 – 25. táblázatokban tüntettem fel.

23. táblázat A vizsgált minták aktivitáskoncentrációiból számolt rádiumekvivalens értékek

	Átlag	Min	Max
Bauxit	745	281	1392
Vörösiszap	708	501	1071
Mész	1245	375	2810
Agyag	173	128	220
Pernye	686	177	1177
Salak			
Ajka	2032	602	3028
Tatabánya	2047	928	2597
Várpalota	372	226	612

24. táblázat. A téglakeverékek rádiumekvivalens értékei az általunk mért aktivitáskoncentrációk figyelembevételével

Téglakeverékek rádiumekvivalens értékei			
Jel	min	max	átlag
B ₁	147	263	200
B ₂	165	305	227
B ₃	184	348	253
B ₄	203	390	280
B ₅	315	646	441
B ₆	501	1071	708

25. táblázat. Cementkeverékek rádiumekvivalens értékei

Cementkeverékek rádiumekvivalens értékei			
Jel	Min	Max	Átlag
C ₁	508	2227	1051
C ₂	455	2212	1055
C ₃	523	2052	980
C ₄	404	1988	982
C ₅	339	1916	924
C ₆	372	1868	918

Az értékek alapján látható, hogy ez a minősítési rendszer is közel hasonló eredményekhez vezet, mint az I – aktivitásindex. A vizsgált anyagok átlagos rádiumekvivalens indexei azt mutatják, hogy önállóan – az agyag kivételével – nem lehetne ezeket lakóépületek építésénél nagy mennyiségben felhasználni, sőt még az ipari létesítmények létesítésénél is körültekintően kell eljárni.

Az 50% – os keverési aránynál ugyan a vörösiszaptéglák rádiumekvivalens index maximuma meghaladja a házépítésekre vonatkozó limitet, ez alatt viszont minden további korlátozás nélkül alkalmazható lenne lakóház építésére is. A radontól eredő kockázatot a későbbiekben tárgyalom.

A cementek néhány esetben ipari építkezéseknél szóba jöhetnének, de az átlagértékeket megvizsgálva arra a következtetésre jutunk, hogy a felhasználásukból eredő sugárvédelmi kockázat nagy lenne. Meg kell jegyezni, hogy ugyan az építkezés során a cement felhasználása mennyiségét tekintve sokkal kisebb, mint a tégláké, de így is kerülni kell alkalmazásukat.

Az elemzésnél meg kell jegyezni, hogy a szakirodalomban nem egyértelmű, mi számít kis, illetve nagy mennyiségben felhasznált anyagnak. Többen a padló alá betöltött salakot is kis mennyiségűnek tartják, mivel nem vesz körbe bennünket. A téglák közti habarcsban lévő mészhhoz viszonyítva viszont elenyésző mennyiségű. Így nem tűnik ésszerűnek az azonos minősítés alkalmazása.

11.3. Ajánlás az építőanyagok radiológiai minősítésére

Az RP – 112 ajánlás kiegészítőjeként egy rádiumindexhez hasonló minősítési index bevezetését tartanám szükségesnek. A hazai építőanyagok minősítése, a rádiumaktivitáskoncentráció és az emanációtényező figyelembevételével az alábbiak szerinti meghatározása lenne helytállóbb.

$$I_{Ra} = \frac{C_{Ra}}{15} \cdot \varepsilon \leq 1, \text{ vagy } I_{Ra} = C_{Ra} \cdot \varepsilon \leq 15 \quad (11.1)$$

ahol:

⇒ C_{Ra} : ^{226}Ra aktivitáskoncentráció [Bq/kg]

⇒ ε : Emanációs tényező

A fenti formula pontosabb, mint az Európai Unió ajánlás, mivel nem csak a külső gammadózisból, hanem a radontól származó kockázatot is figyelembe veszi. A megfelelő szakmai fórumokon javasolni fogom ennek bevezetését.

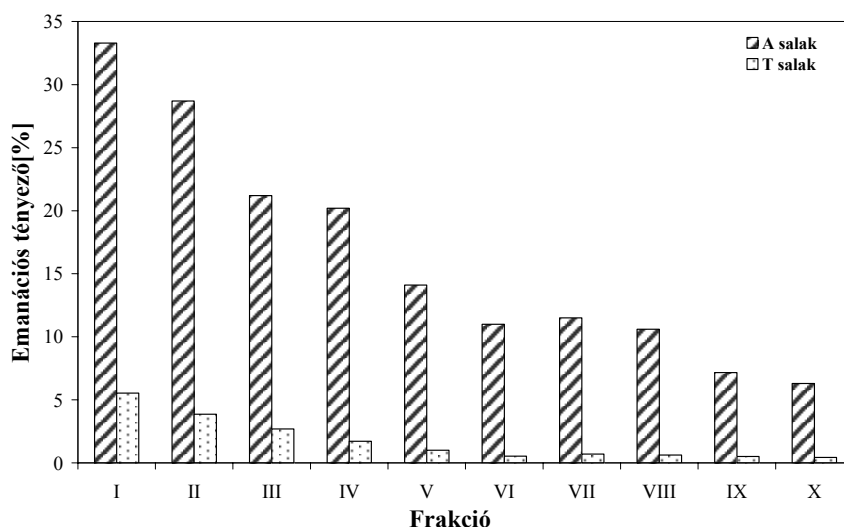
11.4. Radonemanációs mérések eredményei

Átszívatósi hatásfok

A kísérleti részben leírt módszernél az átszívatósi hatásfok az 5 mérési sorozat átlag eredményeként $99,7 (\pm 0,2 \%)$ %-nak adódott az első Lucas cellába. Így a továbbiakban csak 1 cellába szívtam át a töröcellából a radont és a $99,7 \%$ – os áthajtási hatásfokkal számoltam.

Salakminták emanációja

Az „A” és „T” salak szemcsefrakcióinak emanációs tényezőit a 20. ábrán tüntettem fel [130].



20. ábra. Emanációs tényező változása a salakfrakciók függvényében

Az emanációs tényező a szemcseméret növekedésével csökken. Látható, hogy az A salak esetén az emanációs tényező sokkal nagyobb, mint T salak esetén. Az egyes frakciók mennyiségével súlyozott átlagos emanációs tényező kb. 10 – szerez eltérést mutat ($A = 14,3\%$; $T = 1,35\%$). Ez az eltérés már magyarázatot ad arra, hogy azonos ^{226}Ra tartalmú salakok esetén miért különbözik a lakásokban mért átlagos radonkoncentráció. Hogy ennek a jelenségnek mi lehet a bővebb szerkezettani magyarázata, arra a mért paraméterek összevetésével igyekszem magyarázatot adni.

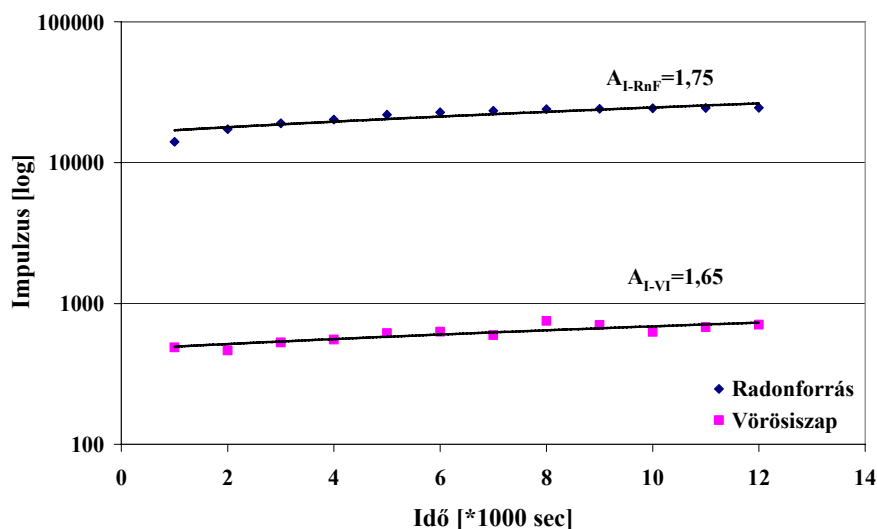
Mint ahogy azt a korábbiakban azt (12 – 13. ábra) láttuk, az „A” és „T” salak szemcseméret eloszlása és a szemcsefrakciók sűrűsége közel megegyezik. Ebből az következik, hogy megközelítőleg azonos emanációt kellene kapnunk a két minta esetében. A méréseim alapján nem ezt tapasztaltam, így kijelenthetjük, hogy az eltérő emanáció kialakításában, nem a sűrűség és nem az eltérő szemcseméret eloszlás játssza a főszerepet. Tehát azt állapíthatjuk meg, hogy ennek a két paraméternek a hatásával számolni kell ugyan, de jelen esetben nem olyan jelentősek, más tényezők hatása jobban dominál ebben az esetben.

A salakok ^{226}Ra koncentrációja is közel azonos, így ez sem befolyásolhatja ilyen nagymértékben a radonkibocsátást.

Ezek után megvizsgáltam a felületi paraméterek és az emanáció közti összefüggést, melyet a következő fejezetben tárgyalok.

Vörösiszapminták emanációja

A különböző eredetű vörösiszapminták átlagos emanációs tényezője 6 – 22% között változott. Az átlagos emanációs tényező 16,4% – nak adódott, ami magas értéknek mondható [139]. Ahogy azt a korábbiakban láttuk, a vörösiszapban a rádium mellett a tórium is feldúsul. Felmerült az a gondolat, hogy a magas emanációs együttható mellett a radonemanáció mellett a toronemanációnak is köszönhető, illetve a leányelemei zavarhatják a mérést. Ezért fontosnak tartottam megvizsgálni, hogy a toronemanáció mennyiben befolyásolja a radonemanációs méréseket. Ezt úgy vizsgáltam, hogy egy tiszta radonforrásból a radont a Lucas cellába átszivattam, és 1000 másodperces mérésekkel lemértem az impulzusszámot, majd az ugyan így vizsgált vörösiszapminta impulzusszámával hasonlítottam össze (21. ábra). Amennyiben a görbék lefutása a leányelemek felépülésének függvényében megegyezik, akkor azt állapíthatjuk meg, hogy a toronnak nem volt abban az esetben jelentős befolyásoló hatása.



21. ábra. A radon és leányelemek közötti egyensúly felépülése vörösiszap minta és ^{222}Rn forrás esetén

A mérések alapján látható, hogy a két görbe lefutása hasonló, ráadásul a 3 óra elteltével mért impulzusszámok és a kezdeti impulzusszámok aránya (A_I) is közel megegyezik a vörösiszapminta és a radonforrás esetén. Ha a toron zavaró hatással lenne a mérésre, akkor ez az arány a toronos minta esetén szignifikánsan nagyobbak kéne lenni. A görbe alakja, lefutása más jellegű lenne. Meg kell említeni még, hogy a toron és leánytermékei között 3 óra alatt nem áll be az egyensúly. Így a fentiek alapján kijelenthetjük, hogy ebben az esetben a nagy emanációs tényezőt nem a magas toron zavaró hatása okozza. Ennek tisztázása érdekében további mérések szükségesek még, melyek a jövőbeli feladataim közé tartoznak.

Pernye minták emanációja

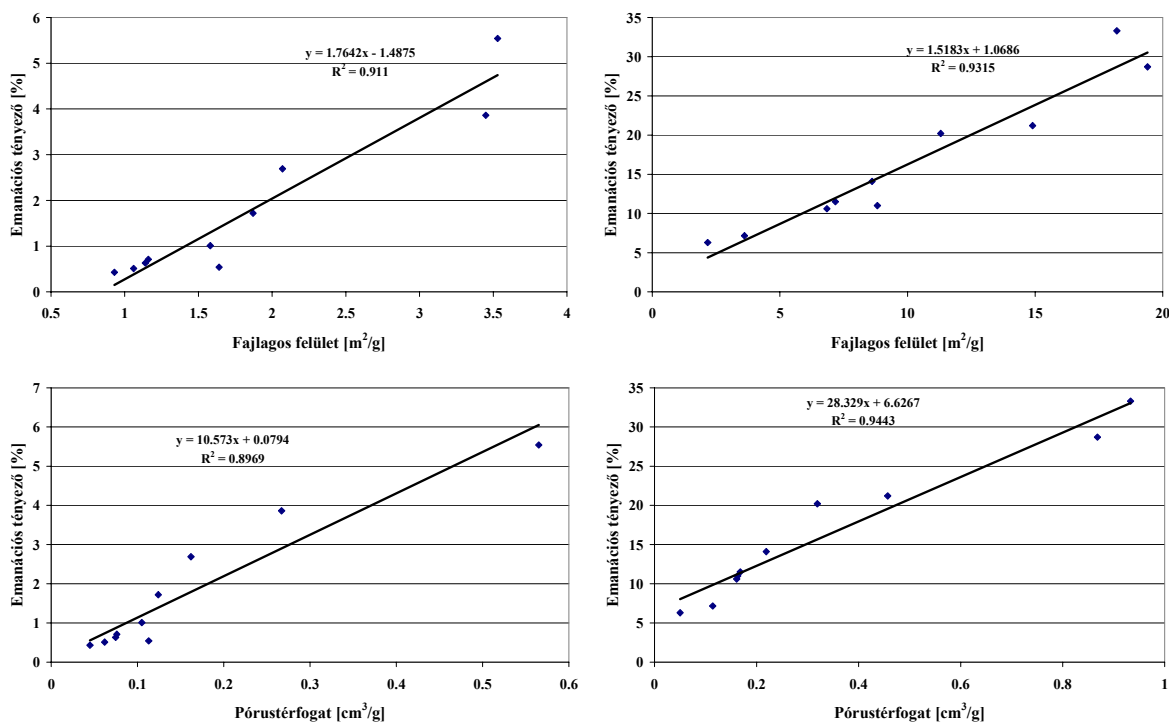
A pernyeminták emanációja 0,5 – 8 % között változott, ami az irodalmi értékek többségével jó egyezést mutat, igaz néhány esetben magasabbnak bizonyult annál [140].

26. táblázat. Pernyeminták emanációs tényezője

Származási hely	<i>Ajka</i>	<i>Pécs</i>	<i>Tatabánya</i>	<i>Tiszaújváros</i>
Emanációs tényező [%]	8	2	0,5	1,3

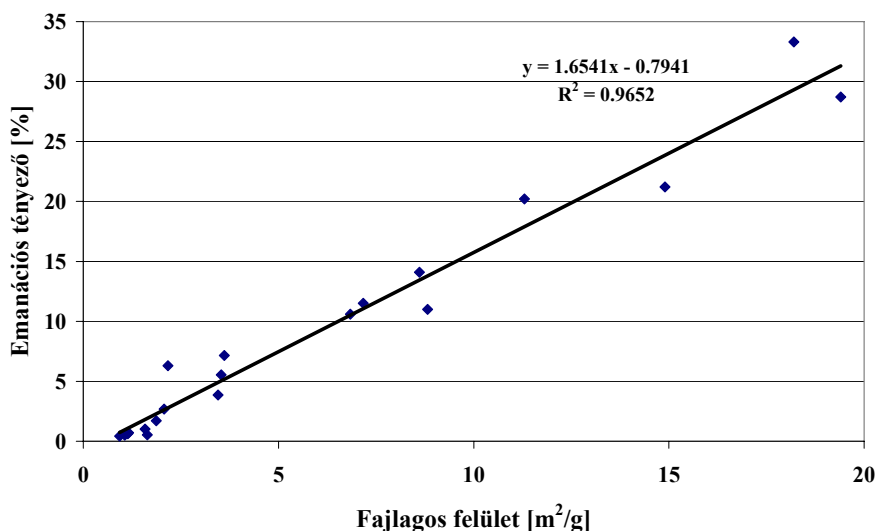
11.4.1. Az emanációt befolyásoló paraméterek elemzése

Az „A” és „T” salakminták szemcséken belüli póruseloszlása, fajlagos felülete jelentősen eltér. A következő diagrammokon (22 – 23. ábra) a salakminták emanációs tényezőjének változását ábrázoltam a pórustérfogat és a fajlagos felület függvényében.



22. ábra. „A” és „T” – salak emanációs tényezőjének változása a fajlagos felület és pórustérfogat függvényében

Megfigyelhető, az adott salakmintáknál a fajlagos felület és a pórustérfogat befolyásolja az emanáció mértékét, tehát ezek nem függetlenek egymástól. Ahhoz, hogy az emanáció felülettől való függését jobban szemügyre vehessük, ugyanazon diagrammon (23. ábra) ábrázoltam a két salak („A” és „T” – salak) emanációs tényezőit a fajlagos felület függvényében.



23. ábra. „A” és „T” – salak emanációs tényezőjének változása a fajlagos felület függvényében

Látható az a tendencia, ahogy a fajlagos felület csökkenésével egyenes arányban az emanálóképesség is csökken, a salak minőségétől függetlenül.

A megfigyelésem alapján látjuk, hogy a szakirodalomban fellelhető jelentős ellentmondás, – miszerint a szénsalak építőanyagként történő felhasználása egyes esetekben egyáltalán nem, máshol jelentős mértékben okoz radonkoncentráció növekedést az épületekben – feloldható, mivel mindkét állítás igaz lehet. Az eredmény annak a függvénye, hogy az égetés során keletkezett salak felületi tulajdonságai, és ezen keresztül a radonemanáló képessége milyen. A különböző felületi tulajdonságú salakok kialakulásának okait további vizsgálatokkal tervezzük tisztázni.

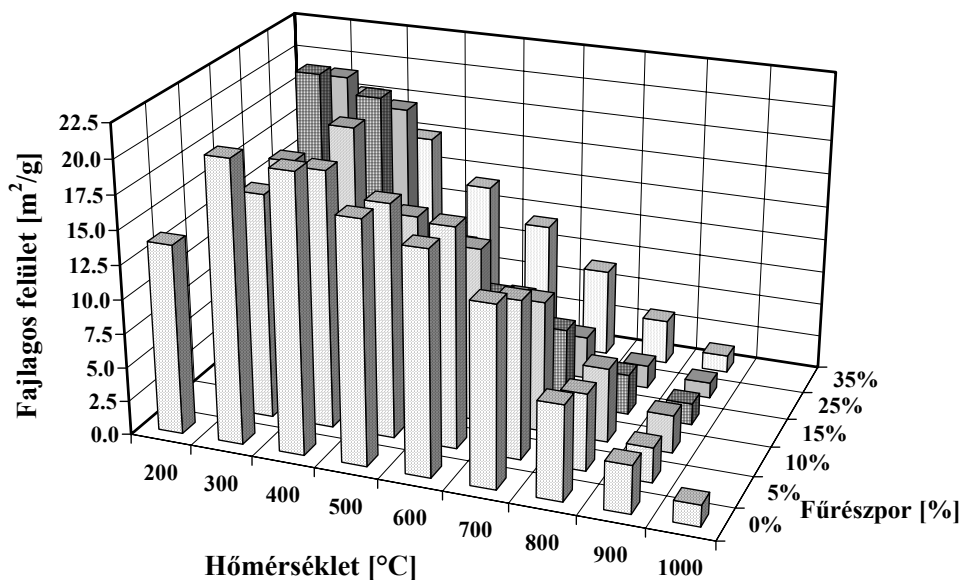
11.4.2. Emanáció változása a hőkezeléssel

Az építőanyagok a megfelelő fizikai tulajdonságukat a kiégetés során nyerik el. Ez széles hőmérséklettartományban történhet, attól függően, mi lesz a későbbi felhasználás célja.

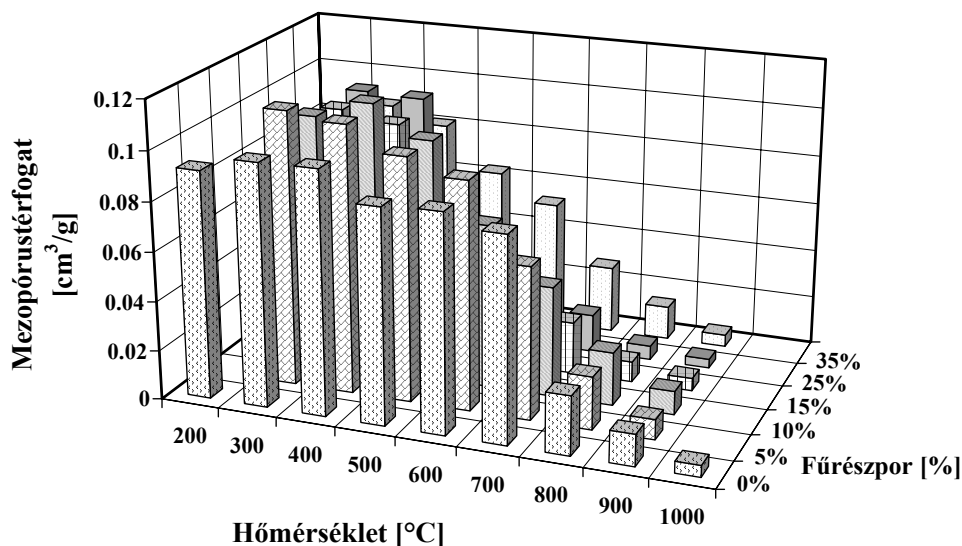
Ahogy azt az előzőekben láttuk, bizonyos vörösiszap (< 20%)/agyag keverékek megfelelnek a sugárvédelmi követelményeknek, így alkalmasak lennének építőipari felhasználásra. Ezért a vörösiszap mintáknál hőkezelést is alkalmaztam annak érdekében, hogy az emanációs tényező és az azt befolyásoló paraméterek hőfokfüggését megvizsgáljam. Mivel a téglák kiégetésénél sok esetben alkalmaznak adalékot (pl. fűrészpport), hogy a téglák porózusak maradjanak, kísérleteimet is fűrészpport adagolásával végeztem.

IV. Mérési eredmények értékelése

Az emanációs tényező értékét, mint korábban rámutattam, a fajlagos felület és pórustérfogat nagysága is jelentősen befolyásolhatja. A következő, 24 – 25. ábrákon, nyomon követhetjük, hogy a vörösiszap esetén különböző hőkezelések során, miként változik mindez.



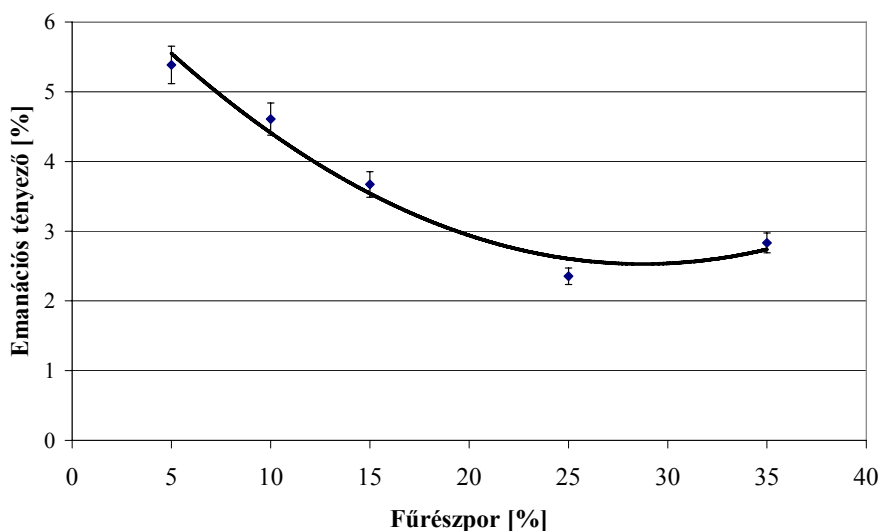
24. ábra Vörösiszap/fűrészpor keverék fajlagos felületének változása a hőkezelés függvényében



25. ábra Vörösiszap/fűrészpor keverék mezopórustérfogatának változása a hőkezelés függvényében

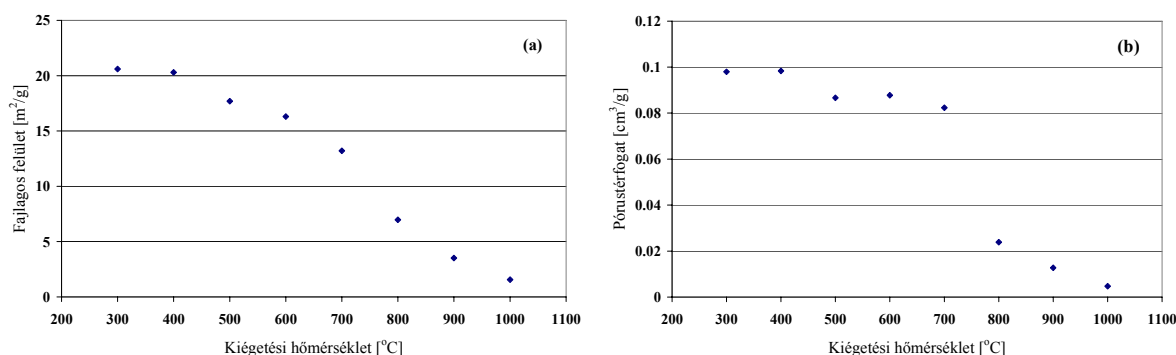
Amint látható, a fajlagos felület a kiégetési hőmérséklettel, míg a mezopórustérfogat a hozzáadott fűrészpor mennyiségével tendenciaszerűen fordítottan arányos. Ezzel a

összhangban változik a minták emanációs képessége is. Igaz, 25% fűrészpor mennyiség fölött a pórustérfogat ismét növekszik. Ennek okát eddig nem sikerült kiderítenem, de feltételezhető, hogy a fűrészpor égése során visszamaradt hamu, hozzájárulhat ehhez a növekményhez. A 26. ábrán az emanációs tényező változását figyelhetjük meg, a hozzáadott fűrészpor mennyiségének tükrében.

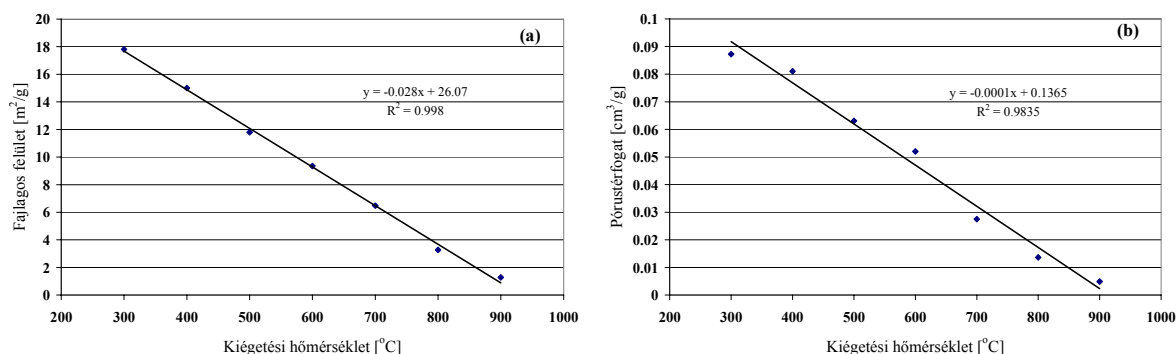


26. ábra. Emanációs tényező változása az adalékanyag arányának függvényében

Ahogy azt látni lehet, a vörösiszap emanálóképessége az adalékanyag mennyiségének növelésével csökken. Ez a tendencia adott összetétel – 25% fűrészpor – fölött már nem folytatódik tovább, nem tudunk szignifikáns csökkenést elérni az emanációs tényezőben, így ez lehet az optimum. A következő ábrákon a fajlagos felület és a pórustérfogat változását követhetjük nyomon az adalékanyagmentes vörösiszap és a 25% fűrészport tartalmazó vörösiszapminták esetén.



27. ábra. Adalékanyagmentes vörösiszap fajlagos felület és a pórustérfogat változása a kiégetési hőmérséklet függvényében



28. ábra. Vörösiszap – fűrészpor (25%) keverék fajlagos felület és a pórustérfogat változása a kiegészési hőmérséklet függvényében

A fenti ábrákat megvizsgálva fontos megállapításokat tehetünk. A fajlagos felület és a pórustérfogat is egyaránt csökken a kiegészési hőmérséklet növelésével. Az esetek többségében lineárisan, de a 27.b. ábrát ha tekintjük, akkor feltűnhet, hogy a pórustérfogat a hőmérséklettel nem követi ezt a tendenciát.

Ezeknek a változásoknak a hő hatására lejátszódó anyag strukturális és kristályszerkezeti átrendeződése lehet az oka. Hogy erről pontosabban megbizonyosodjunk a termikus vizsgálatok sietnek segítségünkre, melyek alátámasztják az előbbi feltételezésemet.

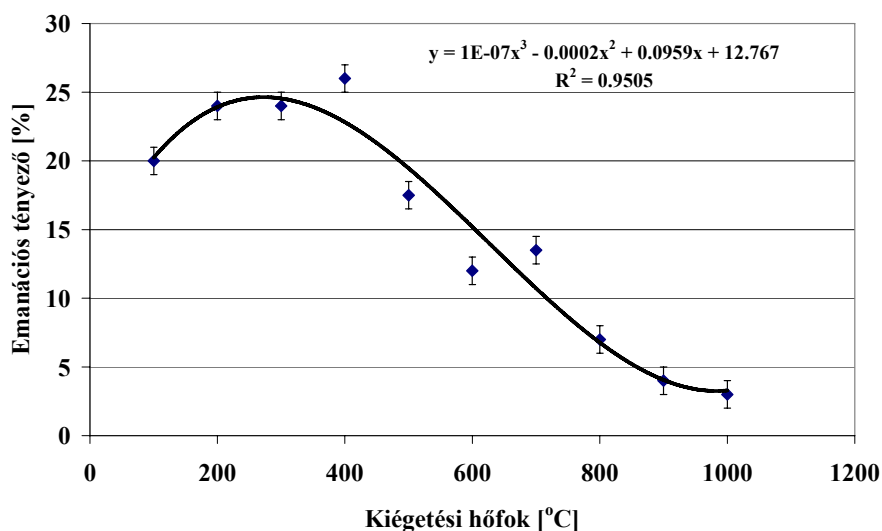
Megfigyelve a 27.b. ábrát a folyamat 2 szakaszra bontható. 300 – 700 °C, majd 800 – 1000 °C. mindkét rész lineárisnak mondható, de a pórustérfogat meredeken csökken 700 °C után. Ez a jelenség a termikus vizsgálatok (30.ábra) alapján jelentős szerkezeti átalakulás következménye.

Emanációs tényező és a pórustérfogat – fajlagos felület kapcsolata

Megállapíthatjuk, hogy a kiegészési hőmérséklet növelésével és az adalékanyag hozzáadásával a vörösiszapminták emanációja jelentősen (az eredetihez képest ötödére) csökkent. Ez sugárvédelmi szempontból fontos lehet a későbbi felhasználás szempontjából.

Kiegészési hőmérséklet és az emanációs tényező kapcsolata

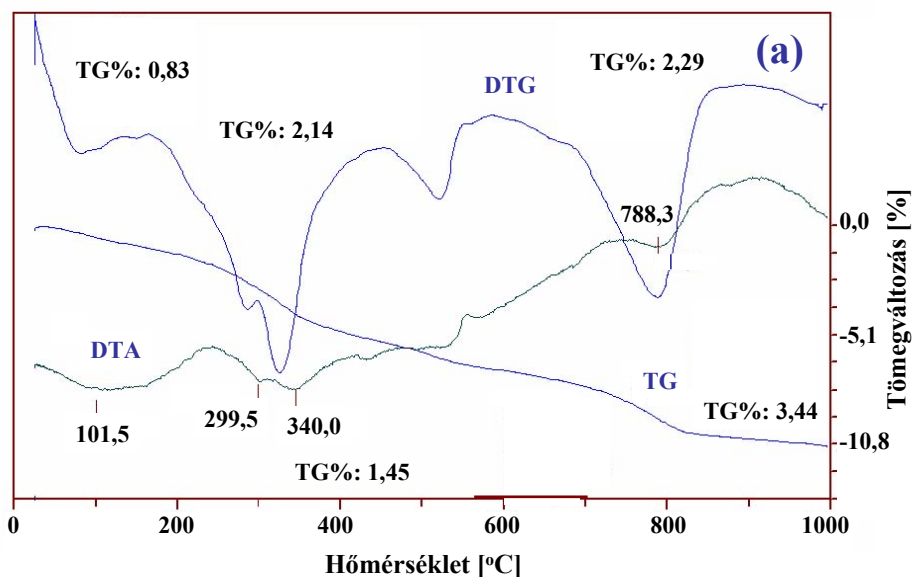
Következő lépésben a vörösiszapot 300 – 1000 °C közötti hőmérséklettartományban égettük ki, és vizsgáltuk az emanáció változását, mely a következő 29. ábrán látható.



29. ábra. Emanációs tényező kégetési hőmérsékletfüggése

Az irodalomban [141, 142] említett égetett agyagtermékekben – építőanyagokban az emanációs tényező széles tartományban változik, mellyel jó egyezést mutatnak az általam vizsgált minták.

A változás okainak kiderítése céljából DTG vizsgálatokat végeztem (30. ábra). A többi minta termikus diagramja a függelékben található (Függelék 12.).



30. ábra Vörösiszap termogravimetriás mérési eredménye

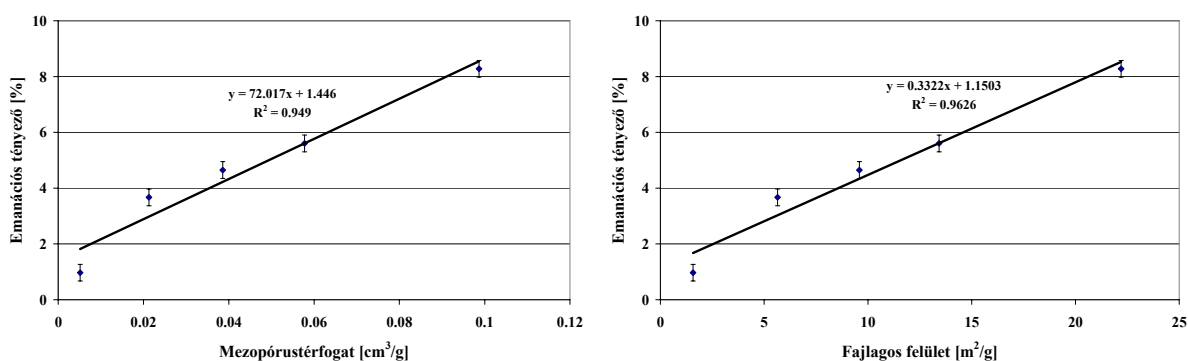
Ahogy a DTG – DTA görbe jellegzetes pontjait összevetjük az előbb említett diagrammal, már magyarázatot kaphatunk erre a változásra is. Több olyan hőmérsékleti tartományt különböztethetünk meg a termikus vizsgálat görbéin, ahol belső anyagszerkezeti átalakulás játszódik le.

Az alacsony hőmérsékleti régiókban (100 – 300 °C) a szemcsék közti pórusvíz gőzként távozik, megnő a pórustérfogat, így több radon tud emanálódni, illetve kidiffundálni a pórusközi térbe.

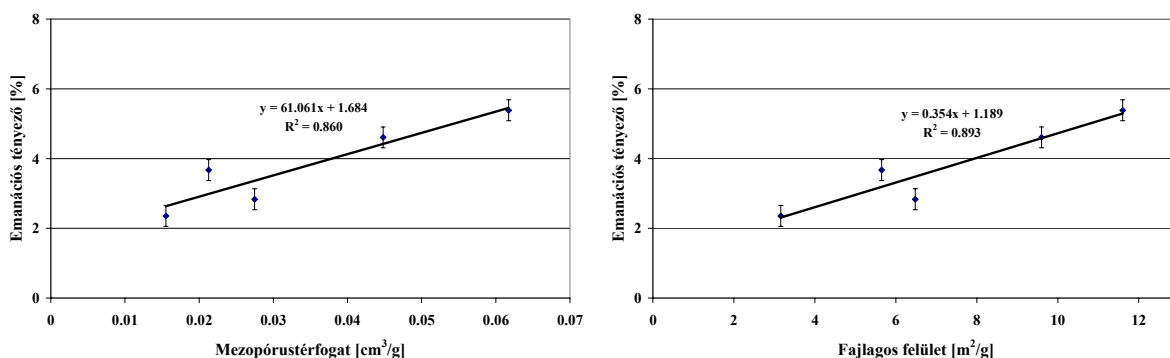
Az 500 – 1000 °C-os tartományban jelentősen csökken az emanációs tényező, ami egyrészt a vörösiszap szerkezetének átalakulásával magyarázható, másrészt 900 – 1000 °C-on már elkezdődik az anyag üvegesedése. Ennek következtében a szabad pórusok bezáródnak, tehát kisebb eséllyel juthat ki a radon a nyitott pórustérbe. Az emanációs tényező 1000 °C felett beáll egy állandó szintre, ami annak köszönhető, hogy már csak a szemcsék felszínén található rádiumból keletkező radon képes kijutni a légtérbe.

Adalékanyag-emanációs tényező kapcsolata

Az építőiparban gyakran adalékanyagokat kevernek az égetett agyagtermékekbe különböző arányban (5% – 40%) attól függően, milyen tulajdonságú terméket szeretnének kapni. Ezek az adalékok általában fűrészpor, vagy műanyaggyöngyök lehetnek. Kísérleteim során fűrészport kevertem (5 – 35%) a vörösiszaphoz, ezt égettem ki a korábban említett hőmérséklettartományban. Meg kell jegyezni, hogy 1000°C – nál a minta az üvegesedés következtében már beleolvadt az izzítóedénybe. A következő ábrákon (31 – 32. ábra) az emanációs tényező változását láthatjuk a fajlagos felület és a pórustérfogat függvényében. Először a kiégetési hőmérsékletet rögzítve (700 °C) különböző adalékanyagmennyiség mellett, majd az adalékanyag mennyiségét rögzítettem 15 % – os kiindulási fűrészpor esetén különböző kiégetési hőmérsékleten vizsgáltam az emanációs tényező változását a pórustérfogat – és fajlagos felület függvényében.



31. ábra. Az emanációs tényező, fajlagos felület és a mezopórus közötti összefüggés (15% fűrészpor)

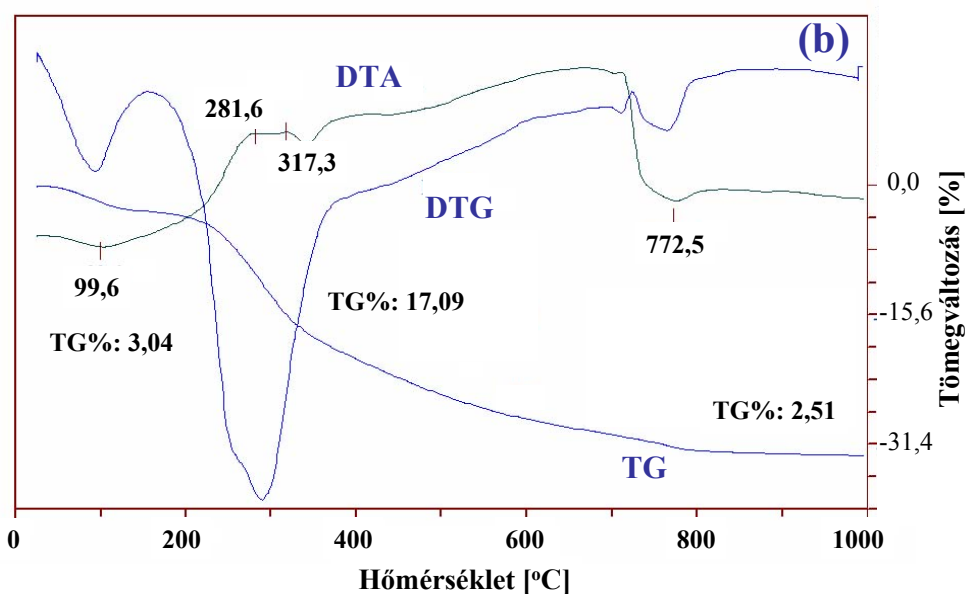


32. ábra. Az emanációs tényező, fajlagos felület és a mezopórus közötti összefüggés (700 °C)

A fenti ábrákból megállapítható, hogy a vörösiszap emanáció tényezőjére a fajlagos felület és a mezopórustérfogat eloszlása jelentős befolyással bír. A felület csökkenésével a radon kisebb valószínűséggel jut ki a pórusokba, ami az emanáció csökkenéséhez vezet. Az adalékanyag hozzáadásával is csökkenhet az anyag emanálóképessége. Ennek az lehet a magyarázata, hogy a hő hatására a fűrészpor elég, így lokálisan nagyobb hő szabadul fel. Ez a szabad pórusok bezáródásához vezethet – mintegy csapdába ejtve a radont –, mely gátolhatja a radon nyitott pórusközi térbejutását. Láthatjuk, hogy a hozzákevert adalékanyagoknak is fontos szerep juthat az emanációs tényező csökkenésében. Ezt a későbbiekben mindenképpen szem előtt kell tartani.

Termogravimetriás mérések

Annak érdekében, hogy igazoljuk az anyagszerkezetében bekövetkező változásokat, a termogravimetriás mérések kiértékelése jelenthet segítséget (33. ábra).



33. ábra. A fűrészporral kevert vörösiszap minta termogravimetriás görbéi

A 34. ábrán a 25% kiindulási fűrészpórt tartalmazó vörösiszap derivatográfus görbéje látható. Összehasonlítva az adalékanyagmentes vörösiszap termogravimetriás görbéjével megállapítható, hogy az anyagszerkezeti átalakulások minden esetben már pár fokkal korábban játszódnak le. Ugyanakkor itt is a változások négy nagyobb lépcsőben következnek be, tehát az adalékanyagoknak a folyamatok minőségére nincs hatása, csak a bekövetkezési hőmérsékletére. Mindegyik vörösiszap/agyag keverék esetén azt a tendenciát lehet felfedezni, hogy az átalakulási folyamatok már jóval alacsonyabb hőmérsékleten lejátszódnak, azaz a görbe balra tolódik, illetve a folyamatok négy szakaszban következnek be.

A termikus vizsgálatok eredményei az irodalmi [143] adatokkal jó egyezést mutatnak. A DTG-görbe azt mutatja, hogy több lépésben történik a minta súlyvesztése.

Az első lépcsőben – ami a 20 – 105 °C tartományban következik be – a teljes tömegének kevesebb, mint 1% – át (0,83 %) veszíti el. Ebben a fázisban a fizikailag kötött pórusvíz eltávozik az anyagból.

A következő jelentős súlyvesztés 105 – 350 °C között észlelhető, amikor a közölt hő már elegendő a kémiai kötött víz távozásához (a tömegvesztés 2,14%).

A harmadik szakaszban (350 – 790 °C) a súlyvesztés nagy valószínűséggel a CO₂ eltávozásának köszönhető, ami a kalcit – komponens bomlása következtében szabadul fel (tömegvesztés 3,74 %).

V. Összefoglalás

A munkám során néhány NORM anyag (bauxit, mész, vörösiszap, salak) építőipari felhasználhatóságának minősítési lehetőségeit vizsgáltam radiológiai szempontból. Ez egyrészt a radionuklid tartalom, illetve ezektől származó gamma dózis, másrészt a ^{226}Ra radionuklidból keletkező radon potenciális sugárterhelésének elemzésére terjedt ki. A gamma – spektrometriai mérések alapján rámutattam, hogy a minták ^{226}Ra és ^{232}Th aktivitáskoncentrációi széles tartományban változtak (^{226}Ra : 132 – 2893 Bq/kg, ^{232}Th : 16 – 472 Bq/kg), jellemzően többszöröse volt az építőanyagokban mérhető világtálynak (50 – 50 Bq/kg).

Ezért ezeket az ipari melléktermékeket (bizonyos szénsalakok, szénmeddő, vörösiszap) – közvetlenül nagy mennyiségben – építőipari alapanyagként radiológiai szempontból nem célszerű felhasználni, illetve felhasználás előtt minősíteni kell őket.

A vörösiszap korlátozott mennyiségben – 20% alatt – építőipari adalékként a jelenlegi sugárvédelmi EU ajánlások alapján felhasználható, azaz 15% keverési arányig a vörösiszap téglagyártás során adalékanyagként megfelel. A szilárdsági szempontból optimálisnak tartott 20% – os vörösiszap keverési aránynál azonban az „I” – index kismértékben meghaladja az EU direktívában foglalt határértéket ($I = 1,04$), így a vörösiszap felhasználhatósága kérdéses, illetve az előzetes minősítés ebben az esetben is elengedhetetlen. Ennél nagyobb keverési arány radiológiai szempontok alapján nem ajánlott.

A cementek esetén az $I \leq 6$ kritérium minden adagolási aránynál teljesül. Amennyiben nem a magas ^{226}Ra – tartalmú szénmeddőből keletkezett meszet használjuk fel adalékként, az $I \leq 2$ kritérium azaz 0,3 mSv/év dózistöbbletnek megfelelő előírást is sikerül tartani.

Salakok építőipari felhasználása esetén az EU ajánlásban szereplő kis és nagy mennyiségben használt anyagok kategória nem elégséges, túl nagy tartományt fog át így a dóziskorlát kritérium nem minden esetben teljesül. Továbbá a legtöbb esetben csak a gamma dózistöbbleten alapul a minősítés, így nagy emanációs faktorú és relatíve nagy ^{226}Ra koncentrációjú építőanyagok esetén jelentős radonkoncentrációk alakulhatnak ki. Emiatt mindenképpen szükség van az építőanyagok radon kibocsátó képességének meghatározására, illetve korlátozására, vagy pedig a ^{226}Ra koncentrációra vonatkozó újabb kiegészítő határérték (megfelelően alacsony) bevezetése. Tehát a jelenleg alkalmazott építőipari anyagok radiológiai minősítésére vonatkozó szabályozási rendszer nem egyértelmű, hiányosságokat is tartalmaz. Ennek pontosítása érdekében irányelveket dolgoztam ki a hazai építőanyagok radiológiai minősítésének megalkotásához, mely figyelembe veszi a radontól származó

kockázatot is. Ez esetben a rádiuaktivitáskoncentrációnak és az emanációs tényező szorzatának kell teljesíteni az ajánlást., azaz 150 Bq/kg-os ^{226}Ra aktivitáskoncentráció mellett maximálisan 10 %-os emanálóképesség esetén lehetne az anyagot felhasználni. Ezáltal jobban meg lehet becsülni a felhasználni kívánt építőanyagtól eredő potenciális dózistöbbletet.

Cement készítéséhez a vörösiszap – és a szénmeddőből keletkezett mész is felhasználható. A szigorúbb dóziskorlát (0,3 mSv/év) figyelembe vétele esetén a vörösiszap is felhasználható, de az itt található mész már nem. Az esetlegesen felhasználni kívánt termékeket itt is radiológiai szempontból minden esetben ellenőrizni kell. A vörösiszap minták radonemanáló képessége nagy, így felhasználása esetén a gamma – dózis növekedés mellett a radonkoncentráció emelkedésére is számítani lehet.

Ennek ellenére elmondható, hogy a magyarországi vörösiszap az átlagos radionuklid tartalom miatt kis mennyiségben felhasználható a téglagyártásnál (pl. színezőanyagként).

Az emanációs tényező alakulását megfigyelve néhány esetben érdekes tapasztalatokhoz jutottunk. Salakok radonemanáló képessége között akár nagyságrendnyi eltérés („A”-salak = 14,3 %; „T”-salak = 1,35%) is lehet, annak ellenére, hogy közel azonos a sűrűségük és a ^{226}Ra aktivitáskoncentrációjuk („A”-salak: 2526 Bq/kg, „T”-salak: 2568 Bq/kg), is. Ez jelentősen eltérő módon befolyásolja építőipari hasznosításukat.

Fentiek ismeretében megállapítottam, hogy a salakok emanációja közti jelentős eltérést elsősorban nem a szemcseméret eloszlás illetve sűrűség különbség, hanem a fajlagos felület illetve a mikropórus eloszlás közti különbség okozza.

Vörösiszapokkal végzett mérések alapján összefüggést mutattam ki a mezopórustérfogat, fajlagos felület, adalékanyag mennyisége és az emanációs tényező között. A magasabb hőmérsékleten történő kezelés és az adalékanyag hozzáadása során csökken a fajlagos felület, mikro - és makro pórusok mennyisége és ezzel párhuzamosan az emanáló képesség is. A vörösiszap építőipari felhasználása esetén, a magasabb hőmérsékleten történő kiégetéssel a radonemanáló képesség, ezzel a radonkockázat is jelentősen csökkenthető.

A vörösiszapminták emanációs tényezőjének vizsgálatakor megállapítottam, hogy a kiégetési hőmérséklettel párhuzamosan a minták mikrostruktúrája oly módon alakul át, hogy csökken az anyag fajlagos felülete és mezopórustérfogat is. Ezzel a folyamattal összhangban alakul a vörösiszap emanálóképessége, mely a hőkezelés során a kiindulási érték (20%) töredékére csökken (4%).

Az 500-1000 °C-os tartományban jelentősen csökken a vörösiszap emanációs tényezője, ami egyrészt az anyag szerkezetének átalakulásával magyarázható, 900-1000 °C-on pedig el kezd üvegesedni. Így a szabad pórusok bezáródnak, kisebb lesz a radon nyitott pórustérbe történő

kijutásának valószínűsége. Az emanációs tényező 1000 °C felett beáll egy állandó szintre, mivel csak a szemcsék felszínén található rádiumból keletkező radon képes kijutni a légterbe. Az adalékanyag (fűrészpor) megfelelő arányban történő alkalmazásával is nagymértékben csökkenthető a vörösiszap emanációs tényezője a kiégetés során. Radiológiai szempontból az optimális égetési hőmérséklet 900 °C, míg a hozzáadott fűrészpor mennyisége 25 %.

Az eredmények alapján az építőanyaggyártás során a technológiai paraméterek (kiégetési hőmérséklet, adalékanyag mennyisége) helyes megválasztásával elérhetjük, hogy az emanációs tényezőt, azaz a radontól származó egészségügyi kockázatot jelentősen csökkentjük.

VI. Irodalomjegyzék

- [1] UNSCEAR, 2000. Sources and effects of ionizing Radiation- United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York.
- [2] Karangelos, D.J., Petropoulos, N.P., Anagnostakis, M.J., Hiniš E.P., Simopoulos, S.E., 2004. Radiological characteristics and investigation of the radioactive equilibrium in the ashes produced in lignite-fired power plants. *J. Environ. Radioactiv.* 77, 233–246.
- [3] Mazzilli, B., Palmiro, V., Saueia, C., Nisti, M. B., 2000. Radiochemical characterization of Brazilian phosphogypsum. *Journal of Environmental Radioactivity*; 49, 113-122.
- [4] Somlai, J., Jobbágy, V., Németh, Cs., Gorjánác, Z., Kávási, N., Kovács, T., 2006. Radiation dose from coal slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary. *Radiat. Prot. Dosim.* 118, 82-87. [S5].
- [5] Hewamanna, R., Sumithrarachchi, C. S., Mahawatte, P., Nanayakkara, H. L. C., Ratnayake, H. C., 2001. Natural radioactivity and gamma dose from Sri Lankan clay bricks used in building construction. *Applied Radiation and Isotopes*; 54, 365-369.
- [6] Kumar, A., Kumar, M., Singh, B., Singh, S., 2003. Natural activities of ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K in some Indian building materials. *Radiation Measurements*; 36, 465-469.
- [7] Yu, K. N., Guan, Z. J., Cheung, T., Cheung, T. T. K., Lo, T. Y., 2000. Light weight concrete: ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K contents and dose reduction assessment. *Applied Radiation and Isotopes*; 53, 975-980.
- [8] Tzortzis, M., Tsertos, H., Christofides, S., Christodoulides, G., 2003. Gamma radiation measurements and dose rates in commercially-used natural tiling rocks (granites). *Journal of Environmental Radioactivity*; 70, 223-235.
- [9] Sglavo, V. M., Campostrini, R., Maurina, S., Carturan, G., Monagheddu, M., Budroni, G., Cocco, G., 2000. Bauxite 'red mud' in the ceramic industry. Part 1: thermal behaviour. *Journal of the European Ceramic Society*; 20, 235-244.
- [10] Tsakiridis, P.E., Agatzini- Leonardou, S., Oustadakis P. 2004. Red mud addition in the raw meal for the production of Portland cement clinker, *Journal of Hazardous Materials* 116, 1-2, 103-110.
- [11] Brunori, C., Cremisini, C., Massanisso, P., Pinto V., Torricelli, L., 2005. Reuse of a treated red mud bauxite waste: studies on environmental compatibility, *Journal of Hazardous Materials*, 117, 1, 55-63.
- [12] Rutherford, P. M., Dudas, M. J., Arocena J. M., 1996. Heterogeneous distribution of radionuclides, barium and strontium in phosphogypsum by-product, *Science of The Total Environment*, 180, 3, 201-209.
- [13] Papp, Z., 1998. Estimate of the annual per capita surplus dose due to the elevated indoor exposure to ^{222}Rn progeny caused by the use of slag and spoil of uranium rich coal for building purposes in Ajka town, Hungary. *Health Physics*, 74, 393-397.
- [14] Cosma, C., Ristoiu, D., Cindea, C., Ramboiu, S., 2001. Season and building material influence on indoor radon concentration in houses from Transylvania, *Physica*, XLVI, 1, 39-45.
- [15] EC, 1999. Office European Commission Report on Radiological Protection Principles concerning the natural radioactivity of building materials, Radiation Protection 112, for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- [16] Risica, S., 1998. Legislation on radon concentration at home and at work, *Radiation Protection Dosimetry*, 78, 1, 15-21.
- [17] Stoulos, S., Manolopoulou, M., Papastefanou, C., 2003. Assessment of natural radiation exposure and radon exhalation from building materials in Greece. *Journal of Environmental Radioactivity* 69, 225–240.

- [18] 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 track detectors in the environment of Brahmaputra Valley, Assam, Indian Radiation Measurement; 36, 431–434.
- [19] Åkerblom, G., 1999. Radon Legislation and National Guidelines. Swedish Radiation Protection Institute. SSI Report, 99-18. ISSN 0282-4434.
- [20] Strong, K.P., Levins, D.M., 1982. Effect of moisture content on radon emanation from uranium ore and tailings. Health Physics 42, 1, 27-32.
- [21] Morawska, L., Phillips, C.R., 1993. Dependence of the radon emanation coefficient on radium distribution and internal structure of the material. Geochimica Cosmochimica Acta 57, 1783–1797.
- [22] Rutherford, P.M., Dudas, M.J., Arocena, J.M., 1995. Radon emanation coefficients for phosphogypsum by-product. Health Physics 69, 513-520.
- [23] Garver, E., Baskaran, M., 2004. Effects of heating on the emanation rates of radon-222 from a suite of natural minerals. Applied Radiation and Isotopes 61, 1477–1485.
- [24] Simopoluos, S., Leonidou, D., 1986. On the emanation of radon into pores of a solid material. Atomenergie-Kerntechnik 49, 1-2. 105-106.
- [25] Semkow, T.M., 1990. Recoil-emanation theory applied to radon release from mineral grains. Geochimica Cosmochimica Acta. 54, 425–440.
- [26] Kanyár B., Somlai J., Szabó D. L.: Környezeti sugárzások, radioökológia, Veszprémi Egyetem, Radiokémia Tanszék, Veszprém, 1996.
- [27] International Commission on Radiological Protection, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Oxford , Pergamon Press, ICRP Publication No. 60; 1991.
- [28] Cohen, B. L., 1990. A test of the linear no threshold theory of radiation carcinogenesis, International Journal of Environmental Research and Public Health 53, 193-200.
- [29] Köteles Gy., Tóth E. Gondolatok az ionizáló sugárzás kis dózisainak hatásáról, Fizikai Szemle, 394-400, 1999/11.
- [30] Tóth, E., Lázár, I., Selmeczi, D., Marx, Gy., Lower Cancer Risk in Medium High Radon, Pathology Oncology Research, 4/2 1998.
- [31] Lázár, E. Tóth: Lower Cancer Risk in Medium High Radon, Konferencia előadás, IRPA Regional Congress on Radiation Protection, Budapest, Aug. 1999.
- [32] Kondo, S., 1993. Health Effects of Low-Lewel Radiaion, Kinki University Press Osaka, Japan and Medical Physiscs Publishing , Madison, WI USA.
- [33] Adam, H. Scientific Principles of the Health Treatments in Badgastein and Bad Hofgastein, Flatscher, J. J. Cure and Tourism Administration, Badgastein, 1991.
- [34] Sughara, T., Sagan, L. A., Ayoma ,T., Low Dose Irradiation and Biological Defense Mechanisms, Elsevier Publishers, Amsterdam, 1992.
- [35] Nikl, I., 1996. The radon concentration and absorbed dose rate in Hungarian dwellings, Radiation Protection Dosimetry; 67, 225-228.
- [36] 16/2000. (VI. 8.) EüM rendelet az atomenergiáról szóló 1996. évi CXVI. törvény egyes rendelkezéseinek végrehajtásáról.
- [37] Malanca, A., Pessina, V., Dallara, G., Luce, C. N., Gaidolfi, L., 1995. Natural radioactivity in building materials from the Brazilian state of Espírito Santo Applied Radiation and Isotopes, 46, 12, 1387-1392.
- [38] Chen, C. J., Lin, Y. M., 1996. Assessment of building materials for compliance with regulations of ROC, Environment International, 22, 1, 221-226.
- [39] Kovler, K., Haquin, G., Manasherov, V., Ne'eman, E., Lavi N., 2002. Natural radionuclides in building materials available in Israel, Building and Environment, 37, 5, 531-537.

- [40] Shukla, V. K., Ramachandran, T. V., Chinnnaesakki, S., Sartandel S. J., Shanbhag, A. A., 2005. Radiological impact of utilization of phosphogypsum and fly ash in building construction in India, International Congress Series, 1276, 339-340.
- [41] Reijnders, L., 2007. Cleaner phosphogypsum, coal combustion ashes and waste incineration ashes for application in building materials: A review Building and Environment, 42, 2, 1036-1040.
- [42] Makweba, M. M., Holm, E., 1993. The natural radioactivity of the rock phosphates, phosphatic products and their environmental implications The Science of The Total Environment, 133, 1-2, 99-110.
- [43] Hull, C. D., Burnett, W. C., 1996. Radiochemistry of Florida phosphogypsum, Journal of Environmental Radioactivity, 32, 3, 213-238.
- [44] Dueñas, C., Liger, E., Cañete, S., Pérez, M., Bolívar, J. P., 2007. Exhalation of ²²²Rn from phosphogypsum piles located at the Southwest of Spain (In Press), Journal of Environmental Radioactivity.
- [45] Deng, W., Tian, K., Zhang, Y., Chen, D., 1997. Radioactivity in zircon and building tiles, Health Physics, 73, 2, 369-372.
- [46] Wang, Z., Steinhausler, F., 1996. Elevated indoor exposure in chinese carbon brick and cave dwellings, Health Physics, 71, 3, 37-377.
- [47] Newton, P., 1993. Making Bricks with Red Mud in Jamaica IDRC Reports, 21, 2.
- [48] Kara, M., Emrullahoglu, Ö. F., 2000. BCR - From Byproduct To Brick: Using Red Mud Waste as a Construction Material. Ceramic Industry. 8.
- [49] Kolesnikova, M. P., Saigofarov, S. S., Nikonenko, E. A., Kalinichenko, L. L., Kochneva, T. P., Surkova, N. A., 1998. The Use of Red Mud for Brick Coloring, Glass and ceramics, 55, 3-4, 70-71.
- [50] Sglavo, V. M., Maurina, S., Conci, A., Salvati, A., Carturan, G., Cocco, G., 2000. Bauxite “red mud” in the ceramic industry. Part 2: production of clay-based ceramics. Journal of the European Ceramic Society; 20, 245-252.
- [51] Wiklund. The Revision of the EURATOM Basic Safety Standards with Regard to Natural Radiation Sources. Vth International Symposium on Naturally Occurring Radioactive Material, Sevilla, 19-22 March 2007.
- [52] Bem, H., Wieczorkowski, P., Budzanowski, M., 2002. Evaluation of technologically enhanced natural radiation near the coal-fired power plants in the Lodz region of Poland, Journal of Environmental Radioactivity, 61, 2, 191-201.
- [53] Mishra, U. C., 2004. Environmental impact of coal industry and thermal power plants in India, Journal of Environmental Radioactivity, 72, 1-2, 35-40.
- [54] Blaton-Albicka, K., Pensko, J., 1981. Assesment of radon exhalation rates in dwellings in Poland, Health Physics, 41, 548-551.
- [55] Bódizs, D., Gáspár, L., Keömle, G., 1993. Radioactive Emission from Coal Fired Power Plants, Periodica Polytechnica Serial Physics 1, 87-99.
- [56] 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 and Nuclear Chemistry, 207, 2, 437-443.
- [57] 26/1960 számú ÉM utasítás.
- [58] Shaw, P., Natural radiation and NORM: Defining the challenge IBC’s 3rd International Conference on Natural Radiation and NORM, 5-6 March , London, 2007.
- [59] Vandenhove H., Paridaens J. and Vanmarcke H., ‘European sites Contaminated by residues from the ore extraction and processing industries including a case study for Flanders’, IBC 2nd International Conference on Natural Radiation and NORM, 22-23 April, London, 2002.
- [60] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1982 (UNSCEAR 1982), Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, Report to the General Assembly, with annexes,

- United Nations, New York, 1982, Annex C, Technologically modified exposures to natural radiation. 108-113.
- [61] Martin, A., Mead, S. Wade, B.O., Materials containing natural radionuclides in enhanced concentrations, EUR 17625, EC DG-Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, 1997.
 - [62] Smith, K.R., Crockett, G.M., Oatway, W.B., Harvey, M.P., Penfold, J.S.S., Mobbs S.F., Radiological Impact on the UK Population of Industries Which Use or Produce Materials Containing Enhanced Levels of Naturally Occurring Radionuclides: Part I: Coal-fired Electricity Generation, NRPB-R327, NRPB, 2001.
 - [63] Pontedeiro, E.M., Heilbron P.F.L., Cotta, R.M., 2007. Assessment of the mineral industry NORM/TENORM disposal in hazardous landfills, Journal of Hazardous Materials, 139, 3, 31, 563-568.
 - [64] Bányászati és kohászati Lapok. Bányászat 2006/6.szám.
 - [65] Hind, A.R., Bhargava, S.K., Grocott, S.C., 1999. The surface chemistry of Bayer process solids: a review. Colloid. Surface. A. 146, 1-3, 359-374.
 - [66] Singh, M., Upadhyay, S.N., Prasad, P.M., 1996. Preparation of special cements from red mud. Waste. Manage. 16, 665-670.
 - [67] European Commission, 'Effluent and dose control from European Union NORM industries Assessment of current situation and proposal for a harmonised Community approach' Radiation Protection No 135, European Commission, 2003.
 - [68] Scholten, L.C., Dort, A.M., Steen, J. van der., 1996. Approaches for regulating management of large volumes of waste containing natural radionuclides in enhanced concentrations, KEMA report, 40059-NUC 95-5354, Arnhem.
 - [69] European Commission, 'Practical Use of the Concepts of Clearance and Exemption – Part II Application of the Concepts of Exemption and Clearance to Natural Radioactive Sources', Radiation Protection No 122, European Commission, 2001.
 - [70] Klaus Coy. Consequences of NORM, International Conference on Natural Radiation and NORM, 5-6 March, London, 2007.
 - [71] Kovács, T., Bodrogi, E., Dombovari, P., Somlai, J., Nemeth, Cs., Capote, A., Tarján, S., 2004. ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Po concentrations of bottled mineral waters in Hungary and their committed effective dose, Radiation Protection Dosimetry, 108 2, 175-181.
 - [72] Köteles Gy., Radon a környezetünkben; Fizikai Szemle; 233-240, 1994/6.
 - [73] Bale, W. F., Shapiro, J. V., 1956. Radiation dosage to lungs from radon and its daughter products; Proceedings of the International Conference on the Peaceful Uses of the Atomic Energy, New York, United Nations, 1956, v. 13, pp. 233-236.
 - [74] Cohen, B. L., 1979. Radon: characteristics, natural occurrence, technological enhancement, and health effects, Prog. Nuc. Energy, 4, 1-24.
 - [75] U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 402-93-008; Air Radiation (6604-J), A physician's guide to radon 1993
 - [76] U.S. Environmental Protection Agency (EPA) 402-K92-001; Air Radiation (ANR-464), A citizen's guide to radon 1993.
 - [77] National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP) Report No. 103 Control of Radon in Houses, 1989
 - [78] Cross, F. T., Evidence of lung cancer from animal studies, in Radon and its decay products in indoor air, Wiley-Interscience, New York, 1987.
 - [79] Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation, Health Risks of Radon and Other Internally Deposited Alpha Emitters, BEIR-IV Report, National Academy Press, Washington DC., 1988.
 - [80] Beir, I., 1972. The effects of populations of exposures to low levels of ionizing radiation, (Biological Effects of Ionizing Radiation) National Academy of Science Press, Washington, D.C.

- [81] Wei, L., Zha, Y., Tao, Z., He, W., Chen, D., Yuan, Y., 1990. Epidemiological investigation of radiological effects in high background radiation areas of Yangjiang, China, *J. Radiat. Res.* 31, 119-136.
- [82] Abelson, P. H., Uncertainties about health effects of radon, *Science*, 250, 353, 1990.
- [83] Cothorn, C. R., Smith, Jr. J. E., *Environmental Radon*, Environmental Science Research, Plenum Press, New York and London, 1987.
- [84] Virágh E., Zöld E.: *Radioaktív szennyeződések hatása a környezetre*, Budapesti Műszaki Egyetem Mérnöki Továbbképző Intézete, Budapest, 1980.
- [85] Nagy L. Gy.: *Radiokémia és izotóptechnika*, Tankönyvkiadó, Budapest 1989.
- [86] UNSCEAR, 1982. *Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects - United Nations Scientific Committee on the effects of Atomic Radiation*, UNSCEAR 1982 Report to the General Assembly with Scientific Annexes, United Nations, New York.
- [87] Al-Azmi, D., Karunakara, N., 2006. Determination of radon concentration in soil gas by gamma-ray spectrometry of olive oil, *Radiation Measurements*, 42, 3, 486-490.
- [88] Neuberger, J. S., Mahnken, J. D., Mayo, M. S., Field, R. W., 2006. Risk factors for lung cancer in Iowa women: Implications for prevention, *Cancer Detection and Prevention*, 30, 2, 158-167.
- [89] *International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources*, Safety Series 95.
- [90] Marley, F., 2001. Investigation of the influences of atmospheric conditions on the variability of radon and radon progeny in buildings, *Atmospheric Environment*, 35, 31, 5347-5360.
- [91] Kávási, N., Kovács, T., Németh, Cs., Szabó, T., Gorjánác, Z., Várhegyi, A., Hakl J., Somlai, J., 2006. Difficulties in radon measurements at workplaces, *Radiation Measurements*, 41, 2, 229-234.
- [92] Somogy, Gy., Nikl, I., Csige, I., 1989. Radon aktivitáskoncentrációjának mérése és a belégzésből eredő sugárterhelés meghatározása hazai lakások légterében, *Izotóptechnika, Diagnosztika*; 32/4; 177-183.
- [93] Nikl, I., 1996. The radon concentration and absorbed dose rate in Hungarian dwellings, *Radiation Protection Dosimetry*; 67; 225-228.
- [94] Tóth E. Radon a magyar falvakban, *Fizikai Szemle*, 44-49, 1999/2
- [95] Tóth, E., Deák, F., Gyurkócsa, Cs., Kasztovszky, Zs., Kuczi, R., Marx, Gy., Nagy, B., Oberstedt, S., Sajó-Bohus, L., Sükösd, Cs., Tóth, G., Vajda, N., 1996. Peculiar radon spot in Hungary, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 213, 317-330.
- [96] Papp Z., Daróczy S. Radontól származó sugárterhelés Ajkán; *Fizikai Szemle*, 248-250 1997/8
- [97] Yu, K. N., Young, E. C. M., Li, K. C., 1996. A study of factors affects indoor radon properties, *Health Physics*, 71, 2, 179-184.
- [98] Yu, K. N., Guan, Z. J., Liu, X. W., Young, E. C. M., Stokes, M. J., Cheung, T., 1995. Mitigation of indoor radon hazard by air conditioning, *Journal of Radiological Protection* 15, 1, 67-71.
- [99] Sasaki, T.; Gunji, Y., Okuda, T., 2004. Mathematical Modeling of Radon Emanation, *Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY*, 41, 2, p. 142-151.
- [100] Rehman, S., Matiullah, Rehman, S., Rahman, S., 2006. Studying ^{222}Rn exhalation rate from soil and sand samples using CR-39 detector, *Radiation Measurements*, 41, 6, 708-713.
- [101] Baykara, O., Dogru, M., 2006. Measurements of radon and uranium concentration in water and soil samples from East Anatolian Active Fault Systems (Turkey), *Radiation Measurements*, 41, 3, 362-367.
- [102] Tuccimei, 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, 2, 254-263.

- [103] Wymer, D. Managing exposure to NORM - consensus or chaos, Vth International Symposium on Naturally Occurring Radioactive Material, Sevilla, 19-22 March 2007.
- [104] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance, Safety Standards Series No. RS-G-1.7, IAEA, Vienna (2004).
- [105] Tóth Á. A lakosság természetes sugárterhelése, Akadémiai Kiadó Budapest., 1983.
- [106] Krisuk, E. M., Tarasov, S. I., Shamov, V. P., An study on radioactivity of building materials, Leningrad Research Institute for Hygiene, 1971.
- [107] J. A. H. Khatibeh, A. Maly, N. Ahmad, Matiullah, 1997. Natural radioactivity in jordanian construction materials, Radiation Protection Dosimetry, 69, 2, 143-147.
- [108] Szabó I.: Az Ajkai Hőerőmű pernyéjének környezeti hatása. Fizikai Szemle 1992/2.
- [109] Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety ST. 12.2: The Radioactivity of Construction Materials, Fuel Peat and Peat Ash, Helsinki 1994.
- [110] Report by Group of Experts of the OECD Nuclear Energy Agency: Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials, International Atomic Energy Agency Library, May. 1979.
- [111] Bossew, P., 2003. The radon emanation power of building materials, soils and rocks. Applied Radiation and Isotopes, 59, 5-6, 389-392.
- [112] 29/1997.(VIII.29.) KTM(Környezetvédelmi- és Területfejlesztési Minisztérium) rendelet.
- [113] 1995.évi LIII.törvény A környezet védelmének általános szabályairól.
- [114] 1995.évi LVI.törvény A környezetvédelmi termékdíjról, továbbá egyes termékek környezetvédelmi termékdíjáról.
- [115] Recommendations for the Implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards Directive (BSS) concerning Significant Increase in Exposure due to Natural Radiation Sources (Radiation Protection 88, European Commission, 1997).
- [116] Synott H., Fenton D., 2005. An Evaluation of Radon Reference Levels and Radon Measurement Techniques and Protocols in Europe Countries (ERRICCA 2).
- [117] Commission Recommendation of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon (90/143/EURATOM).
- [118] Kerekes A., Kocsy G, 2006. A radonkérdés jogi szabályozása Magyarországon, III. Magyar Radon Fórum, konferenciakiadvány, 91-97.
- [119] Kanyár B., Somlai J., Szabó D. L.: A sugárzások elleni védelem dozimetriai és hatástani alapjai, Veszprémi Egyetem Radiokémia Tanszék, Veszprémi Egyetemi Kiadó 1996
- [120] Liszi J.: Fizikai kémia, Veszprémi Egyetem, Fizikai Kémia Tanszék, 207–215 Veszprém, 1993.
- [121] Kristóf János: Analitikai kémia II-egyetemi jegyzet, Veszprém, 1999.
- [122] Garcia-Talavera, M., Laedermann, J.P., Decombaz, M., Daza, M.J., Quintana, B., 2001. Coincidence summing corrections for the natural decay series in gamma-ray spectrometry. Applied Radiation and Isotopes. 54, 769-776.
- [123] Charewicz, W.A., Zebrowski, A., Walkowiak, W., Borek, B., 2000. A modified method for the determination of radioactive isotopes in building raw and construction materials with multichannel gamma spectrometry. Nukleonika. 45, 243–247.
- [124] FVM REH körvizsgálatok OÉVI Radiokémiai Osztály Belső kiadvány, 1997
- [125] FVM REH körvizsgálatok OÉVI Radiokémiai Osztály Belső kiadvány, 1999/1
- [126] Somlai J., Kanyár B., Lendvai Z., Németh Cs., Bodnár R.: Az Ajka környékén építőanyagként felhasznált szénbányameddő és szénsalak radiológiai minősítése. Magyar Kémiai Folyóirat. 103.(2) 84-88. (1997).

- [127] Somlai, K., Tokonami, S., Ishikawa, T., Vancsura, P., Gáspár, M., Jobbágy, V., Somlai, J., Kovács, T., 2007. ^{222}Rn concentrations of water in the Balaton Highland and in the southern part of Hungary, and the assessment of the resulting dose. *Radiation Measurements*, 42, 491–495. [S4].
- [128] Általános- és Szervetlen Kémiai Tanszék: Általános kémiai laboratóriumi gyakorlatok, Veszprém, 1979.
- [129] Tomolya K. - Gácsi Z. - Tadeus P., 2002. Szilícium-karbid szemcsékkel erősített alumínium mátrixú kompozit porkohászati előállítás és vizsgálata. *Anyagok Világa*, III. évfolyam 2. szám.
- [130] Somlai, K., Jobbágy, V., Kovács, J., Somlai, J., Németh, Cs., Kovács, T., 2007. Connection between radon emanation and some structural properties of coal slags as building material, *Radiation Measurements*. [S1].
- [131] Park, S. J., Jun, B.R., 2005. Improvement of red mud polymer-matrix nanocomposites by red mud surface treatment, *Journal of Colloid and Interface Science*, 284, 1, 204-209.
- [132] Jobbágy, V., Somlai, J., Kovács, J., Szeiler, G., Kovács, T., 5th International Symposium on Naturally Occurring Radioactive Material 2007 mar. 19-22. Seville-Spain. The Dependence of Radon Emanation from Red Mud on Heat Treatment, *Proceedings*,: 58. (Editors: R. Garcia-Tenorio, G. Manjon)
- [133] Jobbágy, V., Várhegyi, A., Somlai, J., Kávási, N., Kovács, T., 2005. Radiological aspects of bauxite-mining. *Environment & Progress*, 3, 211-217. [S7].
- [134] V. Jobbágy, J. Somlai, G. Szeiler, T. Kovács XVIth International ICSOBA Symposium, 2005 nov.27.-nov.30. Nagpur-India, Possibilities of the utilization of industrial by-products (red mud) in the building industry and their qualification in the aspects of radiology, *Proceedings*, 303-306. (Editor: A. K. Nandi)
- [135] Somlai, J., Jobbágy, V., Németh, Cs., Gorjanacz, Z., Kavasi, N., Kovacs, T., 2006. Radiation dose from coal slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary *Radiation Protection Dosimetry*, 118, 82-87.
- [136] Somlai, J., Jobbágy, V., Kovács, J., Tarján, S., Kovács, T., Radiological aspects of the usability of red mud as building material additive, *Journal of Hazardous Material* (2007), doi:10.1016/j.jhazmat.2007.05.004. [S2].
- [137] Akinci, A., Artir, R., Characterization of trace elements and radionuclides and their risk assessment in red mud. *Mater Charact* (2007), doi:10.1016/j.matchar.2007.02.008
- [138] J. Somlai, M. Horváth, B. Kanyár, Z. Lendvai, Cs. Németh: Radiation hazard of coal-slags as building material in Tatabánya town (Hungary). *Health Physics* 75.(6) 648-651 (1998).
- [139] Jobbágy, V., Oláh, A., Somlai, J., Szeiler, G., Kovács, T., 2nd International Conference on Radioactivity in the Environment, 2005. October 2-6. Nice-France, Radiological examinations of the Almásfüzitő (Hungary) Alumina Factory and the application possibilities of red mud in the building industry, *Proceedings*, 532-536.
- [140] Kovler, K., Perevalov, A., Steiner, V., Metzger, L. A., 2005. Radon exhalation of cementitious materials made with coal fly ash: Part 1 e scientific background and testing of the cement and fly ash emanation *Journal of Environmental Radioactivity*, 82, 321-334.
- [141] El Afifi, E. M., Hilal, M. A., Khalifa, S. M., Aly, H. F., 2006. Evaluation of U, Th, and emanated radon in some NORM and TENORM samples *Radiation Measurements*, 41, 627 – 633.
- [142] Sahoo, B. K., Nathwani, D., Eappen, K. P., Ramachandran, T. V., Gaware, J. J., Mayya, Y.S., Estimation of radon emanation factor in indian building materials, *Radiation Measurements* (2007), doi:10.1016/j.radmeas.2007.04.002.
- [143] Liu, Y., Lin, C., Wu, Y., Characterization of red mud derived from a combined Bayer Process and bauxite calcination method, *J. Hazard. Mater.* (2007), doi:10.1016/j.jhazmat.2006.12.015.

Publikációs tevékenység

Folyóirat cikkek

- [S1.] Somlai, K., **Jobbágy, V.**, Kovács, J., Somlai, J., Németh, Cs., Kovács, T., 2007. Connection between radon emanation and some structural properties of coal slags as building material, *Radiation Measurements* (elfogadva). IF=0,915
- [S2.] Somlai, J., **Jobbágy, V.**, Kovács, J., Tarján, S., Kovács, T., 2007. Radiological aspects of the usability of red mud as building material additive, *Journal of Hazardous Material*, doi:10.1016/j.jhazmat.2007.05.004. IF=1,855
- [S3.] Kávási, N., Németh, Cs., Kovács, T., Tokonami, S., **Jobbágy, V.**, Várhegyi, A., Gorjánác, Z., Vigh, T., Somlai, J., 2007. Radon and Thoron parallel measurements in Hungary, 2006. *Radiation Protection Dosimetry*, 123, 2, 250–253. IF=0,446.
- [S4.] Somlai, K., Tokonami, S., Ishikawa, T., Vancsura, P., Gáspár, M., **Jobbágy, V.**, Somlai, J., Kovács, T., 2007. ^{222}Rn concentrations of water in the Balaton Highland and in the southern part of Hungary, and the assessment of the resulting dose. *Radiation Measurements*, 42, 491–495. IF=0,915.
- [S5.] Somlai, J., **Jobbágy, V.**, Németh, Cs., Gorjanacz, Z., Kavasi, N., Kovacs, T., 2006. Radiation dose from coal slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary *Radiation Protection Dosimetry*, 118, 82-87. IF=0,446.
- [S6.] Bodrogi, E., Kovács, T., **Jobbágy, V.**, Somlai, J., 2005. Application of MnO_2 -coated discs in case of the measurement of ^{226}Ra with alpha-spectrometric method. *Radioprotection*, 40, 833-837.
- [S7.] **Jobbágy, V.**, Várhegyi, A., Somlai, J., Kávási, N., Kovács, T., 2005. Radiological aspects of bauxite-mining. *Environment & Progress*, 3, 211-217.
- [S8.] Kovács, T., Bodrogi, E., Somlai, J., **Jobbágy, V.**, Dombovári P., Németh, Cs., 2005. Naturally occurring alpha emitting radionuclides in drinking water (Hungary) and assessment of dose contribution due to them. *International Congress Series*, 1276, 371-372.
- [S9.] Kovács, T., Bodrogi, E., Somlai, J., **Jobbágy, V.**, Patak, G., Németh, Cs., 2003. ^{226}Ra and ^{222}Rn concentrations of spring waters in Balaton upland of Hungary and the assesment of resulting doses. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 258, 1., 191-194. IF= 0,472
- [S10.] Kávási N., Somlai J., Szabó T., Várhegyi A., Hakl J. , Kovács T. , Gorjanác Z., **Jobbágy V.**, 2003. A radontól származó sugárterhelés meghatározásának és korlátozásának nehézségei föld alatti munkahelyeken. *Magyar Geofizika*, 44, 1, 30-33.

Konferenciakiadványban megjelent cikkek

Nemzetközi konferencia-kiadvány

- [1] **Vth International Symposium on Naturally Occurring Radioactive Material**, 2007. március 19-22. Seville-Spanyolország. The Dependence of Radon Emanation from Red Mud on Heat Treatment (V. Jobbágy, J. Somlai, J. Kovács, G. Szeiler, T. Kovács) **szóbeli előadás**
- [2] **Environment&Progress International Symposium**, 2006. október 28-29. Kolozsvár-Románia. Utilization facilities of building industry by-products (red mud) and their radiological qualification (Jobbágy, V., Somlai, J., Kávási, N., Szeiler G., Kovács T.) **szóbeli előadás**
- [3] **XVIth International ICSOBA Symposium**, 2005. nov.27.-30. Nagpur-India. Possibilities of the utilization of industrial by-products (red mud) in the building industry and their qualification in the aspects of radiology (V. Jobbágy, J. Somlai, G. Szeiler, T. Kovács) **szóbeli előadás**
- [4] **2nd International Conference on Radioactivity in the Environment**, 2005. október 2-6. Nice-Franciaország. Radiological examinations of the Almásfüzitő (Hungary) Alumina Factory and the application possibilities of red mud in the building industry (V. Jobbágy, A. Oláh, J. Somlai, G. Szeiler, T. Kovács) **poszter**
- [5] **ECORAD 2004**, September 6-10, 2004. Aix En Provence-Franciaország. Application of MnO₂ coated disks in the case of the measurement of ²²⁶Ra with alfa-spectrometric method (E. Bodrogi, T. Kovács, V. Jobbágy, J. Somlai) **poszter**
- [6] **6th International Conference on High Levels of Natural Radiation and Radon Areas**, September 6-10, 2004, Osaka- Japan. Naturally occurring alpha emitting radionuclides in drinking water (Hungary) and assessment of dose contribution due to them (T. Kovács, E. Bodrogi, J. Somlai, V. Jobbágy, P. Dombovári, Cs. Németh) **poszter**
- [7] **The 33rd Annual Meeting of the European Society for Radiation Biology**, European Radiation Research, August 25-28, 2004. Budapest- Hungary. Applicability of industrial by-products in building industry and their radiologically qualification (V. Jobbágy, J. Somlai, G. Szeiler, T. Kovács) **poszter**
- [8] **10th International Students Conference on environment Protection and Rural Development**, July, 7-9, 2004. Mezőtúr-Hungary. Determination of uranium concentration of the water samples from the outskirts of the former uranium mine (P. Dombovári., V. Jobbágy., E. Bodrogi., G. Szeiler) **szóbeli előadás**
- [9] **10th International Students Conference on environment Protection and Rural Development**, July, 7-9, 2004. Mezőtúr-Hungary. Radiological examinations of Industrial By-products (V. Jobbágy, E. Bodrogi, P. Dombovári, G. Szeiler) **szóbeli előadás**
- [10] **4th European Conference on Protection Against Radon at Home and at Work**, 28 June-2 July, 2004. Prague –Czech Republic. Miners' radiation exposure in the subsurface Bauxite-mining (V. Jobbágy, J. Somlai, A. Várhegyi, T. Kovács) **szóbeli előadás**
- [11] **XIV International Symposium ICSOBA**, Aluminium Industry within World Economy: Problems and trends of development June, 15-18. 2004. Saint Petersburg-Russia. Radiological aspects of Bauxite-mining and processing (T. Egyházy, J. Somlai, T. Kovács, A. Várhegyi, V. Jobbágy, N. Kávási) **poszter**
- [12] **6th International Conference on Food Physics and Dairy Sciences**, May 22-26. 2004. Pécs-Hungary. Radioactivity of natural origin of drinking waters in Hungary and the effective dose originating from their consumption (E. Bodrogi, T. Kovács, P. Dombovári, V. Jobbágy, J. Somlai, P. Vancsura, P. Rozmanitz) **szóbeli előadás**

- [13] **The Impact of Physical and Bio-Geo-Chemical Factors on the Sustainable Development**, May, 15-16. 2004. Simleu Silvaniei- Romania. Bauxite-mining and processing in view-point of radiology (V. Jobbágy, J. Somlai, T. Egyházy, T. Kovács, A. Várhegyi, N. Kávási) **szóbeli plenáris előadás**

Hazai konferencia-kiadvány

- [1] **IV. Magyar Radon Fórum**, 2007. április 26. Veszprém. Radontól származó sugárterhelés az uránbánya és ércfeldolgozó rekultivációja során (Várhegyi A., Gorjánác Z., Somlai J., Kovács T., Jobbágy V., Tokonami S., Ishikawa T.) **poszter**
- [2] **IV. Magyar Radon Fórum**, 2007. április 26. Veszprém. Radonkoncentráció a légcseré függvényében – modellkísérlet (Jobbágy V., Szabó P., Horváth E., Somlai J., Kovács T., Mészáros A., Kávási N., Németh Cs.) **poszter**
- [3] **A KÖRNYEZETI ÁRTALMAK ÉS A LÉGZŐRENDSZER XVI. ORSZÁGOS KONFERENCIA** 2006. október 17-18. Hévíz. Radonkoncentráció a „Tapolcai Tavas-barlangban”, (Somlai J., Kávási N., Várhegyi A., Szabó P., Jobbágy V., Kovács T., Kopek A.) **szóbeli előadás**
- [4] **III. Magyar Radon Fórum**, 2006. április 26. Veszprém. Vörösiszapok radonemanációja (Jobbágy V., Somlai J., Kovács J., Kovács T.) **szóbeli előadás**
- [5] **A KÖRNYEZETI ÁRTALMAK ÉS A LÉGZŐRENDSZER XV. ORSZÁGOS KONFERENCIA** 2005. október 19-21. Hévíz. Radonkoncentráció a "Tapolcai tavasbarlangban" (Kávási Norbert, Szabó Péter, Várhegyi András, Jobbágy Viktor, Kovács Tibor, Somlai János) **szóbeli előadás**
- [6] **Magyar Radon Fórum**, 2004. december 7. Veszprém. Lakások eladása-vásárlása radon veszélyeztetett területeken (Jobbágy V., Somlai J., Kovács T., Kávási N., Gorjánác Z.) **szóbeli előadás**
- [7] **A Környezeti Ártalmak és a Légzőrendszer XIV. Országos Konferenciája**, 2004. október 20-21. Hévíz. Vörösiszapok építőipari felhasználásának lehetőségei sugárvédelmi szempontból, radiológiai minősítésük (Jobbágy V., Somlai J., Kovács T., Dombovári P., Szeiler G., Kovács J., Egyházy T.) **szóbeli előadás**
- [8] **Őszi Radiokémiai Napok**, 2004. október 13-15. Eger. Aeroszol részecskékhez kötött radon leányelem aktivitások nuklid specifikus meghatározása (Katona Tünde, Kanyár Béla, Kávási Norbert, Jobbágy V., Somlai J., Kovács T.) **szóbeli előadás**
- [9] **A KÁRPÁT-MEDENCE ÁSVÁNYVIZEI**, 2004. július 29-31. Csíkszereda-Románia. Magyarországi palackozott ásványvizek- és a balatonfelvidéki forrásvizek ^{222}Rn , ^{210}Po és ^{210}Pb aktivitáskoncentrációjának meghatározása és a fogyasztásukból eredő dózisterhelés (Jobbágy V., Kovács T., Bodrogi E., Dombovári P., Somlai J., Szeiler G.) **poszter**
- [10] **A KÁRPÁT-MEDENCE ÁSVÁNYVIZEI**, 2004. július 29-31. Csíkszereda-Románia. Balatonfelvidéki forrásvizek és a Magyarországon palackozott ásványvizek ^{238}U ^{226}Ra és összes alfa-béta aktivitás koncentrációjának meghatározása, fogyasztásukból eredő dózis becslése (Dombovári P., Kovács T., Bodrogi E., Jobbágy V., Somlai J., Szeiler G.) **poszter**
- [11] **XXIX. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam**, 2004. május 4-6. Balatokenese. Radon-leányelem aktivitások nuklidspecifikus meghatározása az aeroszol minták összes-alfa és béta típusú mérésekkel (Katona T., Kanyár B., Kovács T., Kávási N., Jobbágy V.) **szóbeli előadás**
- [12] **XXIX. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam**, 2004. május 4-6. Balatokenese. Rekultivált uránbánya meddők környékén vett vízminék urán aktivitás-koncentrációjának, valamint $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ arány meghatározása (Dombovári P., Jobbágy V., Kovács T., Somlai J.) **szóbeli előadás**
- [13] **ERRICCA nemzetközi konferencia**, 2003. december 4. Veszprém. Radon vizsgálata munkahelyeken (Jobbágy Viktor, Somlai János, Kávási Norbert, Kovács Tibor, Gorjánác Zorán, Várhegyi András) **szóbeli előadás**
- [14] **Környezeti ártalmak és légzőrendszer**, 2003. október 20-22. Hévíz. Sugárterhelés becslése dél-alföldi forrásvizek összes alfa-béta aktivitásából (Dombovári P., Somlai J., Kovács T., Jobbágy V., Vancsura P., Rozmanitz P., Németh Cs.) **szóbeli előadás**

Szakmai tudományos előadások

- [1] **XXXI. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam**, 2006. május 9-11. Keszthely. Hőkezelés hatása a vörösiszap radonemanáló képességére (Jobbágy V., Somlai J., Kovács J., Szeiler G., Kovács T.) **szóbeli előadás**
- [2] **XXXI. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam**, 2006. május 9-11. Keszthely. Munkavégzők radontól származó sugárterhelésének becslése különböző munkahelyeken (Kávási N., Kovács T., Somlai J., Dombóvári P., Jobbágy V., Vigh T., Nagy K.) **poszter**
- [3] **ICSOBA Magyar Nemzeti Bizottság- XXXIII. Tisztújító Ülés**, 2004. november 17. Budapest Vörösiszap építőipari hasznosításának radiológiai vonatkozásai (*Somlai János, Jobbágy Viktor, Szeiler Gábor, Kovács Tibor, Tarján Sándor*) **szóbeli előadás**(magyar nyelvű). TP:4
- [4] **XXIX. Sugárvédelmi Továbbképző Tanfolyam**, 2004. május 4-6. Balatonkenese. Bauxitok és vörösiszapok építőipari alkalmazásának lehetőségei és radiológiai minősítésük (Jobbágy V., Dombóvári P., Kovács T., Somlai J.) **szóbeli előadás**
- [5] **XXVIII. Sugárvédelmi továbbképző tanfolyam**, 2003. május 6-8. Mátrafüred. Magyarországi cigaretták Po-210 koncentrációja (Bodrogi E., Kovács T., Prágai M., Jobbágy V., Somlai J.) **szóbeli előadás**

VII. FÜGGELÉK

Függelék 1.

Az egyenérték dózist meghatározó súlytényezők az ICRP-60 szerint

Sugárzásfajták és energiatartományok	A sugárzás súlyozó faktora W_R
Röntgen és gamma-sugárzás	1
Elektronok, müonok	1
Neutronok (energia)	
< 10 keV	5
10 keV – 100 keV	10
100 keV – 2 MeV	20
2 MeV – 20 MeV	10
> 20 MeV	5
Protonok (energia) > 2 MeV	5
Alfa-részecskék, nehéz magok, hasadási termékek	20

Függelék 2.

Szöveti súlyozó tényezők az effektív dózis meghatározásához (összegük = 1)

Szövet, szerv	Szöveti súlyozó tényező, W_T
Ivarszervek	0,20
Vörös csontvelő, vastagbél, tüdő, gyomor	0,12
Hólyag, mell, máj, nyelőcső, pajzsmirigy	0,05
Bőr, csontfelszín	0,01
Összes többi együtt	0,05

Függelék 3.

^{238}U bomlási sora és jellemzői

Izotóp	Felezési idő	Sugárzás	Energia (MeV)
^{238}U	$4,49 \cdot 10^9 \text{ y}$	alfa 1	4,149
		alfa 2	4,196
$^{234\text{m}}\text{Th}$	24,1 d	béta 1	0,100
		béta 2	0,101
		béta 3	0,193
$^{234\text{m}}\text{Pa}$	1,17 min	béta	2,29
^{234}U	$2,48 \cdot 10^5 \text{ a}$	alfa 1	4,722
		alfa 2	4,774
^{230}Th	$7,71 \cdot 10^4 \text{ a}$	alfa 1	4,621
		alfa 2	4,688
^{226}Ra	1602 a	alfa	4,785
^{222}Rn	3,82 d	alfa	5,490
^{218}Po	3,05 min	alfa	6,003
^{214}Pb	26,8 min	béta 1	0,69
		béta 2	0,75
		gamma 1	0,295
		gamma2	0,325
^{214}Bi	19,8 min	béta 1	1,51
		béta 2	1,55
		béta 3	3,28
		gamma 1	0,6094
		gamma 2	1,1204
		gamma 3	1,7647
^{214}Po	162 μs	alfa	7,6871
^{210}Pb	22,3 a	béta 1	0,017
		béta 2	0,061
^{210}Bi	5,01 d	béta	1,1610
^{210}Po	138 d	alfa	5,3045
^{206}Pb	stabil		

Függelék 4.

^{232}Th bomlási sora és jellemzői

Izotóp	Felezési idő	Sugárzás	Energia (MeV)
^{232}Th	$1,405 \cdot 10^5 \text{ a}$	alfa 1	3,953
		alfa2	4,012
^{228}Ra	5,75 a	béta	0,055
^{228}Ac	6,13 h	béta 1	1,125
		béta 2	1,18
		béta 3	1,752
		gamma 1	0,3385
		gamma 2	0,9111
		gamma 3	0,9689
^{228}Th	1,913 a	alfa 1	5,341
		alfa 2	5,423
^{224}Ra	3,64 d	alfa	5,686
^{220}Rn	55,6 s	alfa	6,288
^{216}Po	0,15 s	alfa	6,778
^{212}Pb	10,64 h	béta 1	0,332
		béta 2	0,571
		gamma	0,239
^{212}Bi	60,55 min	alfa 1	6,051
		alfa 2	6,090
		béta	2,246
^{212}Po	0,305 μs	alfa	8,784
^{208}Tl	3,07 min	béta	1,797
		gamma 1	0,583
		gamma 2	2,615
^{208}Pb	stabil		

Függelék 5.

Egyes országok építőanyagaira jellemző átlagos aktivitáskoncentrációk

Ország	Anyag	Átlagos fajlagos aktivitás (Bq/kg)		
		^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
Németország	Gránit	1299	100	80
	Hagyományos tégl	673	59	67
	Foszfogipsz	96	592	<16
	Vörös iszap tégl	337	281	233
	Szálló hamu	721	211	129
Norvégia	Tégl	1058	104	62
Svédország	Alunittartalmú beton (1947-75)	770	1295	67
	Alunittartalmú beton (1975 után)	529	333	28
	Tégl	962	96	127
Nagy-Britannia	Gránit	1106	89	81
	Foszfogipsz (üledékes ércből)	41	629	18
	Természetes gipsz	141	22	7
Egyesült Államok	Foszfátos talajfeltöltés (Florida)	-	740	-
	Foszfogipsz (Florida)		1221	10

Függelék 6.

Magyarországi vörösiszaptározók (2004. május)

Mosonmagyaróvár

A lerakó jelölése	Területe (ha)	A lerakott vörösiszap mennyisége (tonna)	Vörösiszap elhelyezés ideje	Jelenlegi helyzet
I.	12	828.000	1934-1960	Lefedve, monitorozva
II.	10,5	1.315.000	1960-1972	Lefedve, monitorozva
III./a.	17	4.360.000	1972-2001	Lefedve, monitorozva
III./b.	8			Lefedve, monitorozva
IV/a.	13,5	1.368.000	1986-1998	Lefedve, monitorozva
V/1	4,7	180.000	2001-2002.05.30.	Lerakóként működik

Ajka

A lerakó jelölése	Területe (ha)	A lerakott vörösiszap mennyisége (tonna)	Vörösiszap elhelyezés ideje	Jelenlegi helyzet
I.	3,8	280.800	1943-1968	Lefedve, monitorozva
II.	3,6	347.600	1943-1968	Lefedve, monitorozva
III.	3,5	410.800	1943-1968	Lefedve, monitorozva
IV.	3,3	442.400	1943-1968	Lefedve, monitorozva
V.	3,3	537.200	1943-1968	Lefedve, monitorozva
V/A.	1,8	280.800	1943-1968	Lefedve, monitorozva
VI-VII.	38	7.110.000	1967-1974	Lefedve, résfallal körülvéve, monitorozva
VIII.	41	8.250.000	1971-1997	Lefedve, résfallal körülvéve, monitorozva
IX.	49	10.699.000	1980-2004	Üzemel, monitorozva
X.	20	1.120.000	1998-2012	Üzemel, monitorozva

Almásfüzitő

A lerakó jelölése	Területe (ha)	A lerakott vörösiszap mennyisége (tonna)	Vörösiszap elhelyezés ideje	Jelenlegi helyzet
I-II.	13,5	711.000	1952-1986	Lefedve, monitorozva
III.	17,2	1.580.000	1952-1986	Lefedve, monitorozva
IV.	12,3	948.000	1952-1986	Lefedve, monitorozva
V.	14,7	1.264.000	1952-1986	Lefedve, monitorozva
VI.	35,7	2.844.000	1952-1986	Lefedve, monitorozva
VII.	74	5.135.000	1952-1986	Lefedve 40%-ban, monitorozva
VIII.	28	7.900.000	1986-1996	Lefedés engedélyezése tart, monitorozva

Függelék 7.

Radionuklidok aktivitáskoncentrációi ivóvizekben (UNSCEAR 2000- Annex B)

<i>Koncentráció mBq/kg</i>									
Ország	<i>U-238</i>	<i>Th-230</i>	<i>Ra-226</i>	<i>Pb-210</i>	<i>Po-210</i>	<i>Th-232</i>	<i>Ra-228</i>	<i>Th-228</i>	U-235
Észak Amerika									
USA	0,3-77	0,1	0,4-1,8	0,1-1,5		0,05	0-0,5		0,04
Ázsia									
Kína	0,1-700		0,2-120			0,04-12			
India	0,09-1,5								
Európa									
Finnország	0,5-150 000		10- 49000	0,2-21000	0,2-7600		18-570		
Franciaország	4,4-930		7-700			0-4,2			
Németország	0,4-600		1-1800	0,2-200	0,1-200				
Olaszország	0,5-130		0,2-1200						
Lengyelország	7,3	1,4	1,7-4,5	1,6	0,5	0,06			
Románia	0,4-37		0,7-21	7-44	7-44	0,04-9,3			
Svájc	0-1000		0-1500				0-200		0-50
Spanyolország	3,7-4,4		<20-4000						
Anglia			0-180	40-200					
Referencia	1	0,1	0,5	10	5	0,05	0,5	0,05	0,04

Függelék 8.

A radon fizikai és atomi tulajdonságai

Általános	
Név, vegyjel, rendszám	Radon, Rn, 86
Csoport	Nemesgázok
Periódus, mező	VIIIA, p
Szín	Színtelen
Atomtömeg	(222) g/mol
Elektronszerkezet	$[Xe] 4f^{14} 5d^{10} 6s^2 6p^6$
Elektronok héjanként	2, 8, 18, 32, 18, 8
Atomi tulajdonságok	
Kristályszerkezet	köbös lapközéppontos
Oxidációs állapotok	0
Elektronegativitás	nincs adat (Pauling skála)
Ionizációs energia (1.)	1037 kJ/mol
Atomsugár (számított)	120 pm
Kovalens sugár	145 pm
Fizikai tulajdonságok	
Halmazállapot (szobahőmérsékleten)	gáz
Olvadáspont	202 K (-71 °C, -96 °F)
Forráspont	211.3 K (-61.7 °C, -79.1 °F)
Sűrűség:	9.73 g/l
Oldékonyság vízben (20°C-on)	22.2 ml/100 ml
Párolgáshő	18.10 kJ/mol
Hőkapacitás (25 °C-on)	20.786 J/(mol·K)

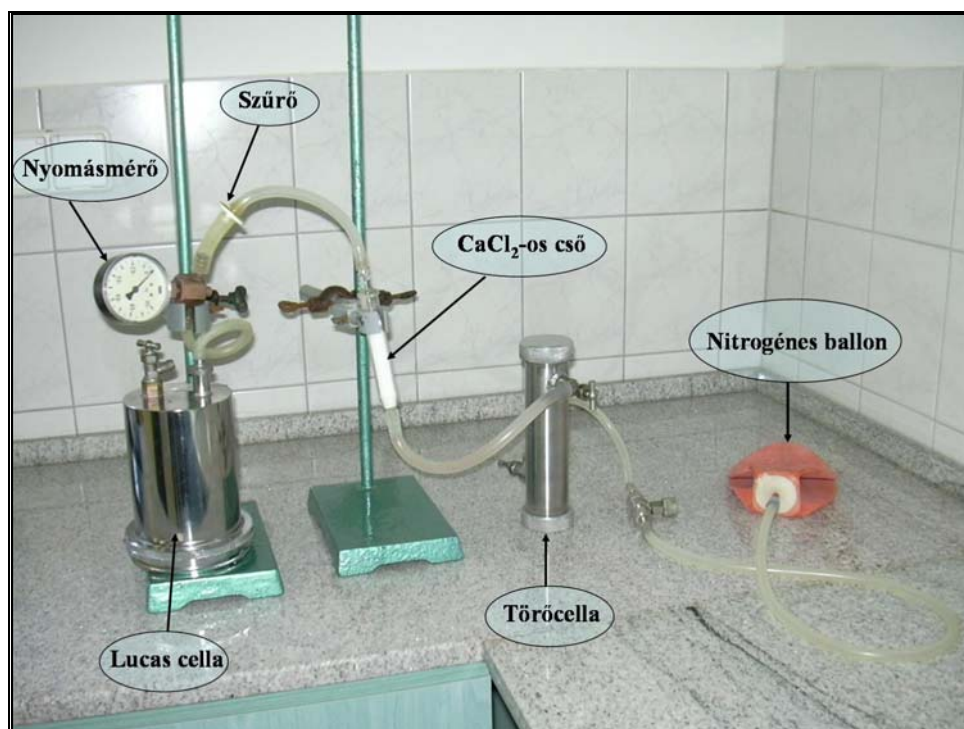
Függelék 9.

Az atmoszférába jutó radon eredetének százalékos megoszlása

Forrás	Atmoszférába kerül (Bq/év)	Megoszlás[%]
Talaj	$7,4 \cdot 10^{19}$	79
Talajvíz	$1,85 \cdot 10^{19}$	19,7
Óceánok	$1,11 \cdot 10^{18}$	1,18
Foszfát-maradványok	$1,11 \cdot 10^{17}$	0,12
Urán-meddő, zagy	$7,4 \cdot 10^{16}$	$7,9 \cdot 10^{-2}$
Szén maradványok	$7,4 \cdot 10^{14}$	$7,9 \cdot 10^{-4}$
Természetes gáz	$3,7 \cdot 10^{14}$	$3,95 \cdot 10^{-4}$
Szénégetés	$3,7 \cdot 10^{13}$	$3,95 \cdot 10^{-5}$

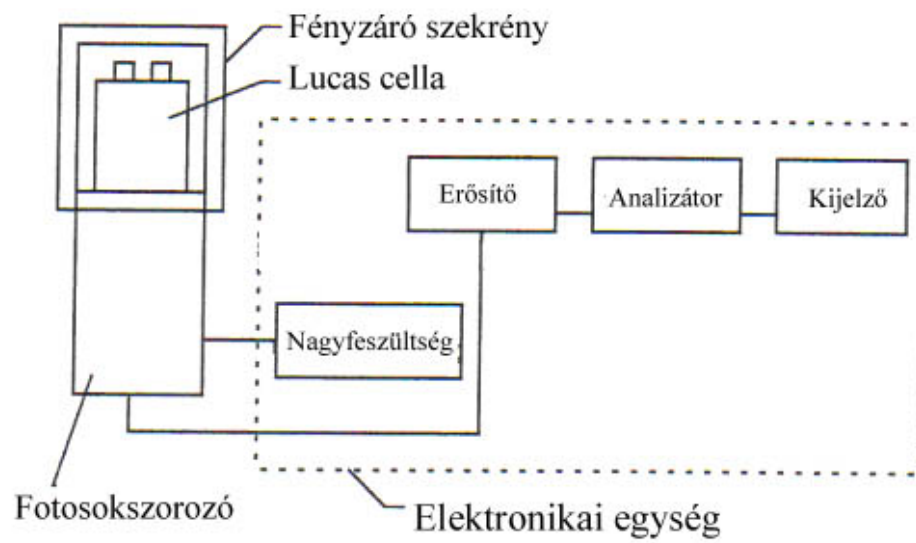
Függelék 10.

A radon – átvitel folyamatának egységei



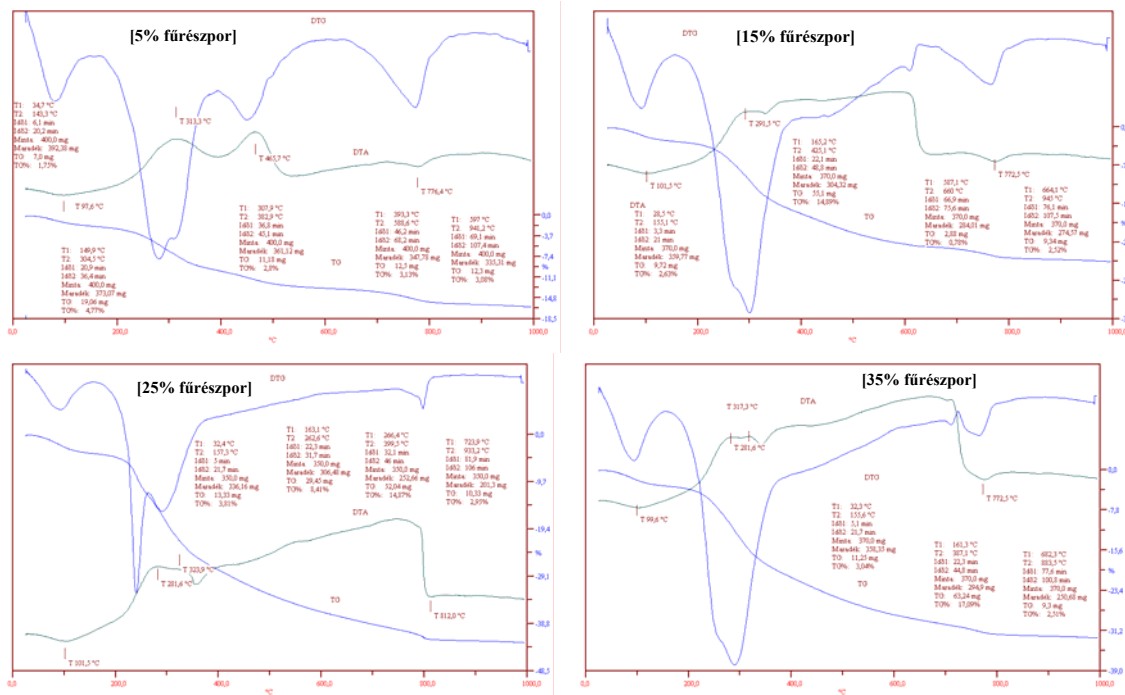
Függelék 11.

A radonemanációs mérőrendszer felépítése



Függelék 12.

A fűréssporral kevert vörösiszapminták termogravimetriás vizsgálatának eredményei



VIII. Tézisek

1. NORM anyagok építőipari alkalmazhatósága.

- 1.1. Egyes hazai ipari melléktermékeket, hulladékokat (bizonyos szénsalakok, szénmeddő, vörösiszap) nagy mennyiségben építőipari alapanyagként radiológiai szempontból nem célszerű felhasználni, illetve felhasználás előtt radiológiai szempontból minősíteni kell őket.
- 1.2. A vörösiszap korlátozott mennyiségben – 20% – alatt építőipari adalékként a jelenlegi EU ajánlások alapján radiológiai szempontból felhasználható.
- 1.3. Megállapítottam hogy a jelenleg alkalmazott építőipari anyagok radiológiai minősítésére vonatkozó szabályozási rendszer nem kielégítő. Az EU ajánlásban a kis és nagy mennyiségben használt anyagok kategória nem elégséges, túl nagy tartományt fog át így a dóziskorlát kritérium nem minden esetben teljesül. Továbbá a legtöbb esetben csak a gamma dózistöbbleten alapul a minősítés, így nagy emanációs faktorú és relatíve nagy ^{226}Ra koncentrációjú építőanyagok esetén jelentős radonkoncentrációk alakulhatnak ki. Emiatt mindenképpen szükség van az építőanyagok radon kibocsátó képességének meghatározására, illetve korlátozására, vagy pedig a ^{226}Ra koncentrációra vonatkozó újabb kiegészítő határérték (megfelelően alacsony) bevezetése.
- 1.4. Ajánlást dolgoztam ki az építőanyagok radiológiai minősítésére, mely figyelembeveszi a radontól eredő kockázatot is.

2. Emanáció

- 2.1. Salakoknál közel azonos ^{226}Ra koncentráció esetén is jelentős, akár nagyságrendnyi eltérés is lehet a radonemanáló képességük között. Ez jelentősen eltérő módon befolyásolja építőipari hasznosításukat.
- 2.2. A salakok emanációja közti jelentős eltérést elsősorban nem a szemcseméret eloszlás illetve sűrűség különbség, hanem a fajlagos felület illetve a mikropórus eloszlás közti különbség okozza.
- 2.3. Vörösiszapokkal végzett mérések alapján összefüggést mutattam ki a mezopórustérfogat, fajlagos felület, adalékanyag mennyisége és az emanációs tényező között. Belátható, hogy a magasabb hőmérsékleten történő kezelés és az adalékanyag hozzáadása során csökken a fajlagos felület, mikro és makro pórusok mennyisége és ezzel párhuzamosan az emanáló képesség is. A vörösiszap építőipari felhasználása esetén, a magasabb hőmérsékleten történő kiégetéssel a radonemanáló képesség jelentősen csökkenthető.
- 2.4. A kiégetés során az 500-1000 °C-os tartományban jelentősen csökken az emanációs tényező, ami egyrészt a vörösiszap szerkezetének átalakulásával magyarázható, 900-1000 °C-on az anyag üvegesedése kezdődik el. Így a szabad pórusok bezáródnak, kisebb a radon nyitott pórustérbe történő kijutásának valószínűsége. Az emanációs tényező 1000 °C felett beáll egy állandó szintre, mivel csak a szemcsék felszínén található rádiumból keletkező radon képes kijutni a légterbe.
- 2.5. Radiológiai szempontból az optimális égetési hőmérséklet 900 °C, míg a hozzáadott fűrézpor mennyisége 25 %.

IX. Theses

1. NORM materials' building industrial applicability.

- 1.1. It is not reasonable to use some Hungarian industrial by-products, wastes (some types of coal slag, coal tailings, red mud) in large quantities as building industry base materials from a radiological aspect, and they should be classified from a radiological aspect before use.
- 1.2. Red mud can be used in a limited quantity – 20% - as building industry additive from a radiological aspect on the basis of current EU recommendations.
- 1.3. It was found out that the regulatory system concerning the radiological classification of building materials used is actually not satisfactory. The category materials used in small and large amounts within the EU recommendation is insufficient, it covers a range too large, so the dose limit criterion is not fulfilled in each case. Furthermore, in most cases the classification is only based on the extra gamma dose, therefore, in case of building materials with high emanation factors and relatively high ^{226}Ra concentration, rather high radon concentration values may occur. Therefore, it is in any way necessary to determine and limit the radon emanation capacity of building materials, or to introduce a new auxiliary limit value (appropriately low) concerning the ^{226}Ra concentration.
- 1.4. A recommendation has been elaborated for the radiological classification of building materials, which also takes the risk originating from radon into consideration.

2. Emanation

- 2.1. In case of slag types with almost identical ^{226}Ra concentration, the difference between their radon emanating capacity can be significant, even an order of magnitude. This influences their building industry use in rather different ways.
- 2.2. The significant difference between the emanating capacity of different slag types is not primarily caused by the grain size distribution or the difference in density, but the difference between the specific surface and the micro-pore distribution.
- 2.3. On the basis of measurements carried out on samples of red mud a relationship was found between the mesopore volume, specific surface, the amount of the additive, and the emanation factor. It is apparent that the specific surface, the quantity of micro and macro pores, and, at the same time, the emanation capacity are decreasing during processing on a higher temperature and during adding the additive. In case of red mud used in building industry, the radon emanating capacity can significantly be reduced by burning on a higher temperature.
- 2.4. During burning the radon emanation factor significantly decreases in the range between 500 and 1000 °C, which, on the one hand, can be explained by the modification of the red mud structure, at 900-1000°C the material starts to vitrify. Free pores close, and the probability of radon getting out to the open pore space becomes small. The emanation factor becomes steady over 1000°C, as only radon originating from radium located on the surface of the grains can get into the open air.
- 2.5. The optimal burning temperature from a radiological aspect is 900 °C, while the amount of added sawdust is 25 %.

Köszönetnyilvánítás

Egy újabb mérföldkőhöz elérkezve, szeretném megragadni az alkalmat, hogy azoknak hálámat fejezzem ki, akik nélkül nem juthattam volna el idáig.

Meg kell köszönjem a segítséget témavezetőmnek Dr. Somlai Jánosnak, Dr. Kovács Tibornak, továbbá a Radiokémia Tanszék oktatóinak és munkatársainak.

Köszönöm Dr. Kovács Józsefnek, Fülöp Tamásnak és Solymár Károlynak minden segítséget.

Köszönet illeti a Pannon Egyetem Anyagtudományok – és Technológiák Doktori Iskoláját – Dr. Mink János vezetésével –, akik emberileg és szakmailag is példaként állhatnak Egyetemünk tudományos műhelyei előtt.

Köszönettel tartozom szüleimnek, nagyszüleimnek, testvéreimnek, azaz a CSALÁDOMnak. Az ő támogatásuk és áldozatuk nélkül egy tapodtat sem jutottam volna előre a tudomány rögzös útján.

Köszönetet kell kifejeznem barátaimnak – Rencsikémnek, Budai Zsoltnak (Buzsó), Horváth – Ráksi – Krisztiánnak, Nagy Misi(Rocco), Lukács „Luky” Laci, akik elviselnek és mindig megbízható támaszként állnak mellettem.

Külön köszönöm:

- ☼ Kedvenc zenekaraimnak, hogy zenélésre adták a fejüket.
- ☼ A magyar sportolóknak, akik diadalai büszkeséggel tölthettek el.
- ☼ A székesfehérvári Red-Blue Devils szurkolótáborának kitartásukért („SOHA NE ADD FEL!”).
- ☼ A FITT SE Kyokushinkai szakosztálynak.
- ☼ A Twin Peaks megalkotóinak, lakóinak és minden szereplőnek.

Köszí még: Szega, Pedro, Ájverszon, KincsesZoli, Kovács Zsuzsa és a pénteki kosaras csapat, Hajnalka, Zsoltika, és mindazoknak, akiket nem említettem, de hozzátettek egy kis darabkát életem kirakójához.

Köszönöm mindannyijuknak, OSU!

Veszprém, 2007 ősze.

Jobbágy Viktor