NORM HULLADÉKOK KEZELÉSÉNEK (DEPONÁLÁS ÉS ÉPÍTŐIPARI FELHASZNÁLHATÓSÁG) RADIOLÓGIAI VIZSGÁLATA

Doktori (PhD) értekezés

DOI:10.18136/PE.2018.688

Pannon Egyetem
Vegyészmérnöki és Anyagtudományok Doktori Iskola

Készítette:
JÓNÁS JÁCINT GÁBOR
okleveles anyagmérnök

Témavezető:
DR. SOMLAI JÁNOS
egyetemi docens

Pannon Egyetem
Radiokémiai és Radioökológiai Intézet
Veszprém
2018

NORM hulladékok kezelésének (deponálás és építőipari felhasználhatóság) radiológiai vizsgálata

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta: Jónás Jácint Gábor

Készült

a Pannon Egyetem Vegyészmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében

Témavezető: Dr. Somlai János

…….

témavezető

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

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

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: …… …… …… igen/nem

…….

bíráló

Bíráló neve: …… ……. …… igen/nem

…….

bíráló

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

Veszprém, …….

a Bíráló Bizottság

elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése ……

Veszprém, …… …….

az EDHT elnöke

Tartalom

Kivonat 7
Abstract 9
Auszug 11
I. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS 13
II. IRODALMI ÖSSZEFOGLALÁS 15
Az embert érő ionizáló sugárzás forrásai 15
Természetes háttérsugárzás 15
Mesterséges sugárzás 17
NORM 17
Ionizáló sugárzások egészségügyi hatásai 18
A radon egészségügyi hatásai 19
Radon felhasználási lehetőségei 20
A radon fizikai tulajdonságai 20
Radonemanáció, radonexhaláció 21
Radonmérési módszerek 24
Talaj gázpermeabilitás 28
Származtatott értékek GRP, RA, ... 29
Felszíni radonexhaláció 30
Szabad levegő radonkoncentráció magassággal való változása különböző növénytársulás esetén 33
Időjárási paraméterek változásának hatása a felszíni radonexhalációra 34
Potenciális radonforrású hulladékok 38
Olafúrási hulladékok 39
Építőanyagok radiológiai minősítésére használt indexek 41
Szénsalak 43
Uránbányászati meddőzagy 44
III. KÍSÉRLETI RÉSZ 47
PYLON RN 2000-A radonforrás vizsgálata 47
AlphaGUARD érzékenysége a radon rövid életű leányelemeire 47
AlphaGUARD érzékenysége toron leányelemeire 47
AlphaGUARD –al végzett toron, radonmérés 48
AlphaGUARD toron belépőcsonk korrekció 49
Szabad levegő radonkoncentráció magassággal változása különböző növénytársulások esetén 50

Szabad levegő radonkoncentráció változása a magassággal integráló mérések 51
Szél, eső hatása a felszíni radonexhalációra és felszínközeli talajgáz radonkoncentrációra 52
Potenciális radonkibocsájtású tározók radiológiai monitoringja 56
Fúróiszaptározó radiológiai monitoringja 56
Szénsalaktározó radiológiai monitoringja 61
Uránipari zagytározó radiológiai monitoringja 65
Talajgáz radonból származó Pb-210 felépülése 69
IV. EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE 73
Pylon RN 2000-A radonforrás vizsgálata 73
AlphaGUARD érzékenysége a radon rövid életű leányelemeire 73
AlphaGUARD érzékenysége toron leányelemeire 74
AlphaGUARD–al végzett toron, radon mérése, illetve radonmentes toronmérés 76
AlphaGUARD toron belépőcsonk korrekció 77
Szabad levegő radonkoncentráció magassággal való változása különböző növénytársulás esetén 80
Szabad levegő radonkoncentráció változása a magasság függvényében integráló mérések 83
Szél hatása a felszíni radonexhalációra 85
Eső hatása a felszíni radonexhalációra 93
Talajgáz radonból származó Pb-210 többlet felépülése 97
Monitoring eredmények 98
Olajfúrási iszaptározó radiológiai monitoringja 98
Fúróiszap építőipari felhasználása esetén kalkulált radiológiai indexek 105
Szénsalaktározó radiológiai monitoringja 110
Szénsalak építőipari felhasználása esetén kalkulált radiológiai indexek 120
Uránipari zagytározó radiológiai monitoringja 122
Uránipari zagytározó fedőrétegének radonvisszatartó képessége 124
Uránipari zagytározó fedőrétegében mért talajgáz radonkoncentráció 127
IRODALOMJEGYZÉK 131
FÜGGELÉK 147
A DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS TÉZISEI 153
THESES OF THE PHD DISSSERTATION 157
THESEN DER PHD DISSERTATION 161
ÉRTEKEZÉS ALAPJÁT KÉPEZŐ TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK JEGYZÉKE 165
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS 169

Kivonat

A szerző a dolgozatban radonmérési módszereket vizsgált, majd három potenciális radonkibocsájtású hulladéktározó radiológiai monitoringját végezte el. A monitoring elvégzéséhez, szükség volt a használatban lévő mérési módszerek fejlesztésére. A méréstechnikai vizsgálatok során a szerző megállapította, hogy az AlphaGUARD radon monitor alkalmas radon és toron mérésére egyaránt. Meghatározta azt a toron leányelemet, amely hosszú távú, vagy magas toronkoncentrációs mérések esetén megnöveli a műszer hátterét, ezért az ismétlődő mérések esetén szükséges kivárni a leányelem lebomlását. Szerző meghatározta a műszer belépőcsonkján lévő és a műszer által kijelzett toronkoncentráció közti arányszámokat különböző térfogatáram esetén. Ezen korrekció nélkül, a valós érték alá mér a műszer. Szerző a radon hosszú életű leányelem mérésének felhasználásával új értékelési lehetőséget mutatott be, mellyel magas radonexhalációjú fedett hulladéktározó, radonvisszatartó képességét jellemezte. Továbbá rámutatott annak hiányosságára is, mely szerint „fiatal" tározók értékelése során korrigálni kell a kialakult Pb-210 többlet értékeket. Terepi mérések során megállapította, hogy a területen kialakult növényzet és a terület elhelyezkedése jelentősen befolyásolja a kialakult szabad levegő radonkoncentráció magassági profilját. Akkumulációs kamrával végzett, felszíni radonexhalációs méréssel vizsgálta az időjárási paraméterek hatását a kamrában mérhető és a ténylegesen érintett területen kialakult radonkoncentráció értékekre. Az eredmények rámutattak, hogy az akkumulációs kamrával végzett, felszíni radonexhaláció mérés nem alkalmas az időjárási paraméterek változásának vizsgálatára. A szerző a tározók monitoringja során az alábbi megállapításokat tette. A rekultivált furóiszaptározó még a rekultiváció előtt sem jelentett radiológiai kockázatot. Az elhelyezett iszap építőipari felhasználása esetén az összes kalkulált raiológiai index alapján alkalmas építőipari felhasználásra. A rekultivált szénsalaktározón emelkedett radonkibocsájtás mérhető, a salak építőipari felhasználása radiológai szempontból nem javasolt. A rekultivált uránipari zagytározó kialakított radongátja jól működik, teljesíti az engedélyekben rögzített radiológiai korlátokat. A fedőrétegben mérhető anomálisan magas talajgáz radonkoncentráció oka nem feltétlen a zagyból származó radon. A zagytározó fedőrétegéhez hasonló, extrém kompakt talajokban anomális talajgáz radonkoncentráció alakulhat ki.

Abstract

The author investigated radon measurement methods, followed by the monitoring of three waste depositories with potential radon emission in the current work. In order to complete the monitoring, the improvement of the currently applied measurement methods became necessary. During the investigation of the measurement techniques the author found that the AlphaGUARD radon monitor can be used for the measurement of radon and thoron both, determined the thoron daughter product concentration that increases the instruments background during long term or high thoron concentration measurements. This makes a waiting period necessary between repeated measurements in order for the daughter elements to decay. The author determined the ratios between the thoron concentration at the inlet of the instrument and the thoron concentration displayed by the instrument at various flow rates. Without considering this correction, the instrument underestimates the true value. The author introduces new evaluation methods using the long-lived radon daughter elements, which he applied to characterise the radon retention capability of a covered waste depository with high radon exhalation. He also pointed out a deficiency, in case of evaluating "young" depositories it is necessary to use correction for the established excess Pb-210 values. He also established that during field measurements the vegetation and placement of the area in question has great influence on the developing height profile of the outdoor radon concentration. He used surface radon-exhalation measurements in accumulation chambers to investigate the effect of various weather parameters on the values measurable in the chamber and compare them to the actual changes in radon concentration on the area in question. The results show that the surface radon-exhalation measurement by an accumulation chamber is not suitable to investigate the changes due to weather parameters. The author made the following statements based on the monitoring of the depositories. The recultivated drilling mud depository didn't pose a radiological risk even before the recultivation. In case of the deposited drilling mud being used in the building industry, all calculated radiological indices show that it is suitable for use as a building material. Elevated radon emissions can be found on the recultivated coal ash depository, the use of the ash in the building industry is not advised. The radon barrier of the recultivated uranium industry slurry depository works well, it is within the radiological limits set in its permits. The origin of the anomalistically high radon concentration measurable in the cover layer is not necessarily the radon originating from the slurry. In extreme compact soils similar to the cover layer of the slurry depository anomalistic soil-gas radon concentrations can occur normally.

Auszug

Im Aufsatz der Autor untersuchte Messmethoden für Radon, und führte das Monitoring von drei potentiellen radonemittierenden Abfallspeicher aus radiologischer Hinsicht durch.
Im Laufe der messtechnischen Untersuchungen stellte der Autor fest, dass das Gerät AlphaGUARD gleichermaβen zur Radon- und Thoronmessungen geeignet ist. Er bestimmte das Toron-Tochterelement, das bei langfristigen Messungen oder bei hohe Thoron-Konzentration die Hintergrund des Gerätes erhöht. Daher ist es nötig, im Falle von wiederholten Messungen zu warten bis das Tocherelement zerfällt. Der Autor bestimmte die Verhältniszahlen für die Thoron-Konzentrationen am Eintrittstutzen des Instrumentes und die durch das Instrument gezeigten Konzentrationen bei verschiedenen Volumenströmen. Ohne diese Korrektion misst das Instrument weniger als der richtige Wert. Der Autor präsentierte eine neue Bewertungsmöglichkeit mit der Verwendung der Messung vom Tochterelement von Radon mit langer Halbwertszeit, mit der er die Radonzurückhaltungsfähigkeit von gedecktem Abfallspeicher mit hoher Radonexhalation charakterisierte. Ferner wies er auch auf seinen Makel hin, demgemäss 80 Jahre zur Erreichung eine >90% Gleichgewicht zwischen Rn-222 und Pb-210 benötigt werden. Daher müssen bei der Bewertung der „jungen" Speicher die enstandenen Pluswerte von Pb-210 korrigiert werden. Während Geländemessungen wies er darauf hin, dass der gegebene Pflanzenwuchs am Gelände sowie die Lage des Geländes das enstandene Radon-Höheprofil der freien Luft wesentlich beeinflussen. Er untersuchte die Wirkung der Wetterparameter auf die im Kammer messbaren und die am gegebenen Gelände tatsächlich entstandenen Radonwerte durch oberflächliche Radonexhalationsmessung mit Akkumulationskammer. Die Ergebnisse zeigten, dass die oberflächliche Radonexhalations-messung mit Akkumulationskammer zur Untersuchung der Änderung der Wetterparameter nicht geeignet ist. Der Autor machte während des Monitorings der Speicher die folgenden Feststellungen. Der rekultivierte Bohrschlammspeicher stellte kein radiologisches Risiko dar nicht einmal bevor der Rekultivation. Der abgelegte Schlamm ist geeignet für den Einsatz in der Bauindustrie anhand der gesamten kalkulierten radiologischen Indices. Auf dem rekultivierten Kohlschlackespeicher kann eine erhöhte Radonemission gemessen werden, ein bauindustrieller Einsatz der Schlacke kann nicht vorgeschlagen werden. Der ausgestaltete Radonwall des rekultivierten uranindustriellen Trübespeicher funktioniert gut. Der Grund für die anomalisch hohe Radonkonzentration des Bodengases im Deckschicht ist nicht unbedingt das aus der Trübe stammende Radon. In extrem kompakten Boden, die der Deckschicht des Trübespeichers ähnlich sind, kann eine anomalische Bodengas-Radonkonzentration enstehen.

I. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS

Munkám során energiatermeléshez kapcsolódó olyan hulladékok kezelését vizsgáltam meg, ahol radonkibocsájtás feltételezhető. Ezen hulladékok kezelésének egy módja a deponálás. Ezeknek a rekultivált hulladék tározóknak a radiológiai monitoringját végeztem el. Majd a hulladék egy másik kezelési módját, az építőipari felhasználást értékeltem radiológiai szempontból. A radonmérésekhez szükséges volt a mérési módszerek fejlesztésére, melyet elvégeztem és a korábban meglévő hiányosságok javítására javaslatot tettem.

II. IRODALMI ÖSSZEFOGLALÁS

Az embert érő ionizáló sugárzás forrásai

Sugárfizikai és sugárbiológiai szempontból megkülönböztetünk ionizáló és nem ionizáló sugárzásokat. Ionizáló sugárzásnak nevezünk minden olyan sugárzást, amely semleges közegben elektromos töltésű részecskéket (ionokat) hoz létre. Az ionizáló sugárzás felosztható részecske, valamint elektromágneses sugárzásra. A részecske sugárzás az atommagból származó, α (alfa), β (béta), p (proton), n (neutron) sugárzás lehet (Gamow 1928). Az elektromágneses sugárzás, a röntgen sugárzás (ami az elektronhéjból származik) és a γ-sugárzás (ami az atom magjából származik). Az ionizáló sugárzás az ionizáló képesség alapján felosztható direkt (α, β, p) és indirekt (γ, n) sugárzásra. A sugárzások hatása az élő szervezetre vizsgálatok fókuszában az ember áll. Az embert élete során, különböző forrásokból érhetik ionizáló sugárzások. Megkülönböztetünk természetes és mesterséges eredetű ionizáló sugárzásokat. Valamint külön tárgyalom a bár természetes eredetű radionuklidok, de emberi tevékenység hatására feldúsuló, ezáltal megnövekedett koncentrációban jelenlévő és emelkedett ionizáló sugárzást okozó NORM–ot (természetben előforduló radioaktív anyag, Naturally Occurring Radioactive Material).

Ionizáló sugárzások csoportosítása:

- természetes,
  - terresztriális,
  - kozmikus,
- mesterséges.

Természetes háttérsugárzás

Természetes háttérsugárzásnak nevezzük összefoglalóan a kozmikus sugárzást, kozmikus sugárzás hatására keletkezett kozmogén radionuklidok bomlásából származó sugárzást és a földkéregben lévő ősi (primodális) természetes eredetű radioizotópok bomlásából származó, terresztriális sugárzást. A teljes háttérsugárzás világátlaga 2,4 $mSv \cdot év^{-1}$, hazánkban 3,1 $mSv \cdot év^{-1}$ (UNSCEAR 2000), mely növekmény elsősorban a radonnak „köszönhető”. Még egy olyan kis országon belül is, mint Magyarország akár kétszeres eltérés is lehet a személyeket érő háttérsugárzás tekintetében, amiben főleg az eltérő geológiai viszonyok és építőanyagok játszanak szerepet.

Terresztriális sugárzás

A primodális radionuklidok, melyek a Föld keletkezése óta jelen vannak, főleg a 3 természetes bomlási sor tagjaiból állnak össze. Meg kell jegyezni, van (volt) egy negyedik természetes bomlási sor, de a Föld kora és a bomlási sorban lévő radionuklidok felezési ideje miatt már elfogyott. Ezek a természetes bomlási sorok egyrészt a tórium sor (Th-232, felezési ideje 14 milliárd év), másrészt az aktínium/urán sor (U-235 felezési ideje 0,71 milliárd év), harmadrészt a rádium/urán sor (U-238, felezési ideje 4,51 milliárd év) sor. A negyedik a neptúnium sor (Np-237, felezési ideje 2,14 millió év) (Függelék 1,2,3). A terresztriális radionuklidok, amik az emberi sugárterhelés jelentős részét adják világátlagban a Földön, a 2.1. táblázatban látható koncentrációban találhatóak meg (UNSCEAR 2008). A terresztriális komponensek okozta gamma-sugárzás levegőben elnyelődve világátlagban 58 $nGy \cdot h^{-1}$ gammadózis-teljesítményt hoz létre (UNSCEAR 2008).

2.1. táblázat: Terresztriális radionuklidok koncentrációi világátlagban

U-238 [$Bq \cdot kg^{-1}$]	Ra-226 [$Bq \cdot kg^{-1}$]	Th-232 [$Bq \cdot kg^{-1}$]	K-40 [$Bq \cdot kg^{-1}$]
33	32	45	412

Kozmikus sugárzás

A kozmikus sugárzást feloszthatjuk eredete és az alkotó részecskék fajtája szerint is. Az emberre számottevő hatással lévő kozmikus sugárzások, a galaktikus kozmikus sugárzás, a szoláris kozmikus sugárzás, valamint a Van Allen övből származó sugárzás (UNSCEAR 2008, Domokos 2000). A tengerszinten a kozmikus sugárzás fő (80%) összetevője a müon, a maradék az elektronok, előfordul benne még proton, gamma-sugárzás és rengetegféle atommag. Meg kell említeni a tengerszintre érkező neutron fluxust is, ami az atmoszféra felső részében keletkezik a nagy energiájú protonok ütközése révén (Florek 1996, Jánossy 1963). A magasság emelkedésével és az egyenlítőtől a sarkok felé haladva növekszik a kozmikus sugárzás (Bouwille és Lowder 1988). Szabad levegőn a kozmikus sugárzás ionizáló komponenseiből származó dózisteljesítmény világátlaga 31 $nSv \cdot h^{-1}$. Ezért világátlagban az éves dózis hozzájárulás 0,27 $mSv \cdot év^{-1}$ (ami a háttérdózis kb. 10%-a). A jelentősebb kozmogén radionuklidok a H-3, Be-7, C-14 és Na-22, de az embert érő ionizáló sugárzáshoz való hozzájárulásuk jelentéktelen (Király 2002).

Mesterséges sugárzás

Az embert érő mesterséges sugárzások forrásai elsősorban orvosi alkalmazásból másrészt a nukleáris ciklussal kapcsolatosan (energiatermelés, egyéb reaktorok), egyéb ipari vagy más eszközökben használt sugárforrásoktól (szintszabályozó, sűrűségmérő, vastagságmérő, hegesztési varrat vizsgáló, tűzjelző, sterilizáló stb.) a kísérleti és „éles" nukleáris robbantásokból, illetve a sugaras és nukleáris balesetekből származnak.

NORM

Az emberi tevékenység során kialakuló sugárforrásoktól származó sugárzás, csak az elmúlt kb. 100 évben éri az emberiséget. A természetes sugárforrások, emberi tevékenység miatt megnövekedett koncentrációja okozta sugárzás, már korábban is okozott egészségkárosítást és halált, pl.: bányákban a megnövekedett radonkoncentráció miatt (Schüttmann 1993). A földkéreg mindig tartalmaz valamilyen mennyiségben természetes eredetű radionuklidokat. Azokat az anyagokat, melyek tartalmazzák a természetben előforduló radionuklidokat, úgymint U-238, Th-232 és K-40 NORM-nak (Naturally Occuring Radioactive Material) nevezzük (Iwaoka 2017, UNSCEAR 2008). Korábban használatos volt a TENORM (Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials) megnevezés is, mely megkülönböztette a NORM-tól, hogy emberi, valamely technológiai tevékenység során nőtt meg a radionuklid-koncentráció az anyagban. TENORM kifejezés jelenleg csak az USA-ban használatos. Minden radionuklid tekintetében van egy NORM határérték (10^3 Bq·kg^{-1} U-238, Th-232 és 10^4 Bq·kg^{-1} K-40 illetően), ami alatt nem szükséges szabályozni (IAEA-1712, NORM V), természetesen a hatályos dózis határértékek betartása mellett. Az átlagos talajok és nyersanyagok jelentősen alacsonyabb radionuklid-koncentrációval bírnak, mint az említett NORM határértékek, de nagyon ritka, extrém esetekben a természetes talajok radionuklid tartalma is meghaladhatja ezeket a határértékeket. Ghiassi-nejad (2002) $4{,}2 \cdot 10^5$ Bq·kg^{-1} Ra-226 koncentrációról, Vasconcelos (2013) $5{,}7 \cdot 10^5$ Bq·kg^{-1} Th-226 koncentrációról számolt be természetes talaj esetén. Emberi, ipari tevékenység során feldúsulhatnak a terresztriális radionuklidok, megközelítve, vagy akár meghaladva a NORM határértéket (Gazineu 2005, IAEA-1712). Az emberiséget körülvevő épített környezet főleg a talajból bányászott anyagokból kerül kialakításra, építésre (beton, tégla, üveg, fém), ezért az építőanyagok szintén tartalmazzák a természetes radionuklidokat. A talajban és épített környezetben lévő radionuklidok okozta gamma-sugárzás, a levegőben és emberben elnyelődve, különböző nagyságú dózist okoz (Quindos 2004, ICRP 60). A terresztriális radionuklidok által okozott, éves külső effektív dózis

világátlaga 0,48 mSv, amiből 0,41 mSv a beltéren elszenvedett (80% épületben való tartózkodás esetén) és 0,07 mSv a kültéren elszenvedett éves dózis (IAEA-SSG-32). A különböző országokban eltérhetnek az életviteli szokások, mint pl. épületben való tartózkodás, de a 80% konzervatívnak tekinthető. Az építőanyagok radiológiai vizsgálatára különös figyelmet kell fordítani, mivel életünk jelentősebb részét töltjük épületekben, továbbá mert az építőanyag radionuklid tartalmát lokális szinten könnyebben szabályozhatjuk, mint a talajokét, vagy a levegőjét. A belső sugárterhelés tekintetében szintén elmondható, hogy az élelmiszer (Calmet 2016, IAEA-TECDOC-1788), levegő (Yamada 2017, Omori 2017), ivóvíz (Kovács 2004) mindig tartalmaz radionuklidokat, melyek a szervezetbe kerülve belső sugárterhelést okoznak. A belső sugárterhelés nagyobb részét, de az összes természetes sugárterhelés közel felét a radon és leánytermékei okozzák (UNSCEAR 2008).

Ionizáló sugárzások egészségügyi hatásai

Az embert érő ionizáló sugárzásról elmondható, hogy valamekkora mértékben mindig éri az emberi szervezetet és az élő környezetet. Az átlagos, vagy kismértékű sugárázások negatív, vagy pozitív élettani hatása nehezen vizsgálható, mivel nem reprezentálható a háttér dózis nélküli kontrol csoport (Mitchell 2015). Tovább nehezíti az értékelést, hogy nincs speciális, csak a sugárzásra jellemző elváltozás vagy biológiai válasz. Ezért statisztikai szempontból sem lehet kimutatni a sugárzás káros hatását, csak egy bizonyos határérték felett (Scott 2003). A sugárzás egészségügyi hatásának értékelésére többféle megközelítés létezik. Ezek a lineáris, LNT (lineáris határérték nélküli, a magasabb dózisoknál tapasztalt sejt szintű válaszokból extrapolál az alacsonyabb dózisoknál várható sejt válaszokra határérték nélkül), a határérték (az LNT-hez hasonlóan a magasabb dózisokból extrapolál, de a határérték alatti dózisokhoz nem kapcsol sejt választ, vagy negatív élettani hatást) és a hormézis (a nulla egyensúlyi pont alatt az ionizáló sugárzás biopozitív hatású, felette pedig negatív). Tehát a hormézis az alacsony dózisokhoz pozitív élettani hatást rendel. A sugárzás okozta negatív élettani hatások vizsgálata, a háttérnél magasabb dózisok esetén többször került vizsgálatra, pl.: sugárterápiás kezelések, nukleáris katasztrófák, uránbányák stb. (Doss 2013, Luckey 2006, Tokonami 2012, Darby 2004). Célszerű a vizsgált radionuklid-koncentrációkat és az általuk kialakult dózisterek egészségügyi kockázat értékelésnél a világátlaghoz, vagy a természetes háttérhez viszonyítani. Az EU BSS (European Union Basic Safety Standards directive) és IAEA (International Atomic Energy Agency) is figyelembe veszi a meglévő sugárzási helyzetet -mint helyi sajátságokat-,

mely szerint a földkérgi (nem emberi tevékenység miatt) radionuklidok emelkedett koncentrációja miatt magasabb dózistér alakulhat ki (EU BSS 2013).

Sugársérülés kialakulása

Direkt ionizáló sugárhatás során, közvetlenül jön létre a molekula sérülése (ilyen sejt lehet a DNS), ebben az esetben a sugárzás elnyelődése, és a keletkezett sérülés ugyanazon a molekulán jön létre. Indirekt hatás során a szervezetben lévő vízből keletkező reaktív szabad gyökök, az élő szervezet makromolekuláiban vagy membránszerkezetében tesznek kárt. Ezért az indirekt hatás során az energia elnyelődés, és az általa kiváltott hatás különböző molekulán jön létre. A sugárzás hatására kialakuló egészségkárosodás, vagy életminőség romlás nem egy lépésben játszódik le. Először fizikai, majd fizikai-kémiai, kémiai-biokémiai és végül biológiai következménye van a sugárzás elnyelődésének élő szervezetben. Továbbá a sejtszintű károsodás következménye a szervezeti szintű károsodás. Az ionizáló sugárzás legfőbb, sejten belüli célpontja a DNS. A dolgozat nem érinti az ionizáló sugárzás szerkezeti anyagokban okozott változásait (Köteles 2002, UNSCEAR 2000, UNSCEAR 2008).

A radon egészségügyi hatásai

Mivel az embert érő sugárdózis több mint fele a radon és leánytermékeitől származik (UNSCEAR 2000), dolgozatom kiemelten foglalkozik a radon mérésével, ezért a radon egészségügyi hatásait külön is megemlítem. Az amerikai (Krewski 2005) és európai (Darby 2004) epidemiológia vizsgálatok kimutatták az összefüggést, az emelkedett beltéri radonkoncentráció, és a tüdőrák kialakulása között. A radon megnöveli a melanóma, a veserák, a leukémia és a Holding kór kialakulásának kockázatát is (Kanyár 2000, Miles és Cliff 1992, Henshaw 1990). A radon elbomlásával keletkezett leánytermékek rövid időn belül kötődnek a felületekre, aeroszol részecskékre. A tapadt bomlástermékek belégzéskor, a hörgők elágazásainál, azok falára rakódhatnak, és a keletkezett alfa-részecskék a hörgőhám leginkább érzékeny sejtrétegét roncsolhatják (Field 2000). Fontos megjegyezni, a toron egészségügyi hatását is mivel az 2.1. táblázat alapján, világátlagban a talaj Th-232 koncentrációja 45 $Bq \cdot kg^{-1}$ magasabb, mint a Ra-226 koncentráció 33 $Bq \cdot kg^{-1}$. Ebből az következik, hogy világátlagban több toron keletkezik, mint radon. A toron rövidebb felezési ideje és rövidebb diffúziós hossza miatt kisebb mértékben jut ki a szabad levegőbe az anyagból, ezért átlagos szabad levegő koncentrációja a radonnál alacsonyabb. Ez megjelenik az éves átlagos dózisok közti

különbségben is. A radontól elszenvedett éves átlagos dózis 1,15 $mSv \cdot év^{-1}$, míg a torontól 0,1 $mSv \cdot év^{-1}$ (UNSCEAR 2008).

Radon felhasználási lehetőségei

A radon egészségügyi hatásai fejezetben részletezett, megannyi káros hatás mellett, a radon felhasználható a talaj, tengerek-óceán és atmoszférikus (akár troposzférikus) folyamatok vizsgálatára is. A radon és vagy leányelemei koncentrációja vagy azok keletkezési sebességének mérésével, az anyaelemek jelenlétére és azok mennyiségére lehet következtetni. Így felhasználható:

- urán-rádium kitermelés során (Card és Bell 1982),
- szénhidrogén lelőhelyek feltérképezésekor (Khattak 2011),
- geotermikus kutatásoknál (Ghose 2003, Malimo 2012),
- földrengések előrejelzésére, szeizmikus mozgások vizsgálatakor (Ge 2014, Wang 2014b),
- ulkánok vizsgálatánál (Neri 2011),
- kormeghatározásra (eső vizek, gleccserek stb. kora) (Greenfield 2008),
- folyó vizek mozgásának vizsgálatakor üledék minták felhasználásával (Simon 2017),
- öld alatti terek, kiterjedésének, kapcsolatának és légcsérjének vizsgálata (Eisenlohr 1995),
- talaj és a levegő közötti légcsere vizsgálatára (Kimbal 1971),
- atmoszféra és troposzféra közti folyamatok vizsgálatára (Baskaran 2011).

A radon fizikai tulajdonságai

A radon a periódusos rendszer VIII. főcsoportjában található nemesgáz. Rendszáma 86. Jele: Rn. A rádiumból, radioaktív bomlás során keletkezik, színtelen, szagtalan nemesgáz, molekulája egyatomos, vegyértéke nulla, levegőnél több mint hétszer nagyobb sűrűségű. A radonnak összesen 36 izotópja van 193-228 tömegszámig, de ezek közül csak 3, ami a természetben folyamatosan keletkezik, a természetes eredetű bomlási sorok egy-egy tagjaként. A Rn-222 (radon) az U-238, a Rn-220 (toron) a Th-232, míg a Rn-219 (aktinon) az U-235 bomlási sorában található.

A radon forrásai

A radon forrásai lehetnek talaj (Kardos 2015), építőanyagok (Sas 2013), vizek (tavak folyók, csapvíz) (Jobbágy 2016), földgáz (Al Masri 2008) stb. és minden ami rádiumot tartalmaz. A talaj esetén a radon, a talajban lévő rádium tartalmú kőzetből emanálódva, majd exhalálódva keletkezik. Mivel nemesgáz, nem lép reakcióba, a talajgázzal együtt feláramlik, feljut a szabad levegőre, ahol eloszlik és felhígul (Várhegyi 2013). A talajban keletkező radon felszínre jutását különböző modellek írják le, az egyik ilyen matematikai alakban az 2.1. egyenlet (Cothern 1987). A felezési idő befolyásolja milyen mélyről képes a felszínre jutni a vizsgált radioaktív gáz (radon mélyebbről, toron jellemzően a felszín közeléből). Építőanyagok rádium és tórium tartalma esetén hasonló a folyamat, az építőanyag felszínén exhalálódó radon és toron a lakótérbe kerül (Omori 2017). Vizek esetén, a megoszlási hányadosnak megfelelően a vízben oldott radon a szabad levegőbe juthat. A víz levegőztetése, buborékoltatása fokozza a radon kiáramlást a folyadékfázisból. Földgáz esetén a gáz elégetése során a hálózati vezetékből kikerül a radon, és a levegőbe jut.

$$\frac{\partial^2 C_{Rn}}{\partial^2 z} + \frac{v}{D_e}\frac{\partial C_{Rn}}{\partial z} - \frac{\lambda}{D_e}C_{Rn} + \frac{K_{em}C_{Ra}\rho_d\lambda}{\eta De} = 0 \qquad (2.1.)$$

ahol:

C_{Rn}: a radonkoncentráció a pórusokban [Bq·m^{-3}]

v: konvektív transzport sebessége [m·s^{-1}]

D_e: effektív diffúziós együttható [m^2·s^{-1}]

K_{em}: emanációs együttható

C_{Ra}: rádiumkoncentráció a talajban [Bq·kg^{-1}]

ρ_d: a talaj száraz sűrűsége [kg·m^{-3}]

η: porozitás

ρ_s: szemcse sűrűség [kg·m^{-3}] (2600-2700)

$\rho_d = \rho_s(1- \eta)$

λ: radon bomlási állandó [s^{-1}]

(Iakovleva 2003)

Radonemanáció, radonexhaláció

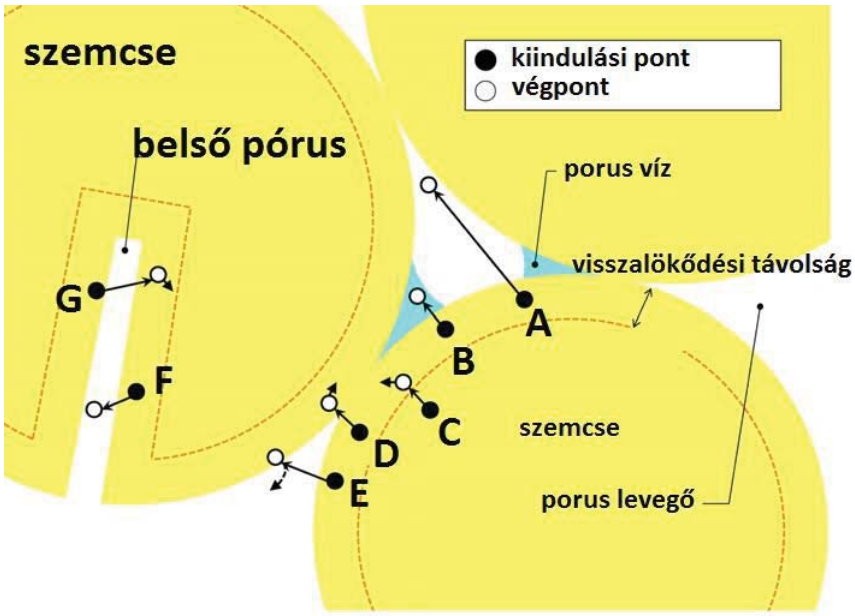
Definíció szerint a radonemanáció, a radon kikerülése a rádiumot is tartalmazó szemcséből a pórusközi térbe (Sakoda 2011). Radon emanációs tényező (EC) pedig a pórusközi térbe

kikerült, és az összes keletkezett radon hányadosa (IAEA 474). A rádium, szemcsén belüli eloszlásának jelentős hatása van az emanációra. Az emanáció függ attól, hogy a rádium a szemcsén belül, a szemcse felületén, vagy homogén oszlik el. Amennyiben a szemcse átmérője 15 μm, vagy annál kisebb, akkor az emanáció szempontjából homogén eloszlásúnak vehetjük a rádiumot szemcsén belül (Greeman 1996). A folyamatot, mely során a radon kijut az anyagból exhalációnak hívjuk. Az exhaláció során, az emanálódot radon kijut a keletkezési helyéről a szabad levegőre. Az időegység alatt egységnyi felületen kijutott radon mennyisége a radonexhaláció (E), amely vonatkoztatható egységnyi tömegre is. A különböző anyagok emanációs tényezői közt akár 5 nagyságrendi eltérés is lehet, a legkisebb a cinknek, a legnagyobbnak pedig a vulkánikus szeneknek van (Nazaroff 1992, Sakoda 2011). Azonos típusú anyagban is nagy (5 nagyságrend) különbségek észlelhetőek az emanációs tényezők között (Eakin 2016, Krupp 2017, Sakoda 2011). A radon bomlásakor a keletkezett 4,871 MeV energia, az alfarész és a radon atom között oszlik meg. Az alfarész tömege jelentősen kisebb, mint a visszamaradt atommagé, ezért az alfarész viszi el az energia nagy részét, a radon atom pedig csak a bomlási energia 1,8%-át (86 kEv) (Szilard és Chalmers 1934, Sakoda 2011, Sas 2013,). Ez az energia nagyobb, mint a rádium atom kristályrácsban lévő kötési energia, ezért a keletkezett radon kiszakad a kristályrácsból. A korábban a kristályrácsban rádium atom, (ami a bomlás után már radon) 86 keV mozgási energiával elmozdul (Rn-220 esetén 103 keV). Ez az energia elegendő, hogy a Rn-222 átlagosan levegőben megtegyen 5300 nm, vízben 77 nm, és 38 nm távolságot szemcsében (IAEA 2013). A távolság, amit a radon, a kinetikus energia hatására az anyagban megtesz (nevezzük visszalökődési távolságnak), függ az anyag sűrűségétől, a kristályszerkezettől és az anyag összetételétől. Ezen visszalökődési távolságok az 2.2. táblázatban láthatóak.

2.2. táblázat: Radon különböző anyagban megtett távolsága rádium bomlása után

Közeg	Sűrűség [g·cm^{-3}]	Távolság [nm] toron	távolság [nm] radon
Levegő	$1{,}6 \cdot 10^{-13}$	60000	53000
Víz	1	87	77
Kvarc (SiO_2)	2,65	38	38

A radon keletkezésének helye és iránya a szemcsén belül jelentősen meghatározza a további életét. Öt elhelyezkedést célszerű megkülönböztetni a rádium szemcsén belüli, eredeti pozícióját tekintve.



2.1. ábra: Radon kinetikus energia hajtotta mozgása szemcsén és pórusokon keresztül

A eset. A rádium a szemcse felületétől a visszalökődési távolságon belül van. A rádium bomlása során az alfarésznek nincs kitüntetett iránya, ezért a visszalökődött, korábban rádiumnak (bomlás után radonnak) sincs meghatározott iránya. Az irányok szempontjából csak az a biztos, hogy a radon és az alfarész egymással közel 180^o zárnak be. Ha a radon a pórus közepe felé, a szemcsétől távolodva indul el, abban az esetben kijut a pórusközi (ez esetben levegővel töltött) térbe. Ha a szemcsén belül megtett útja során a kinetikus energiájának nagy részét elveszítette, akkor a radon ebben a térrészben termalizálódik, energiája nyugalmi tömegére, a sebessége pedig nullára csökken. Ebben az esetben a radon végpontja a pórusközi, levegővel töltött térrészben lesz. Ennek az esetnek a bekövetkezéséhez tehát az szükséges, hogy a radon a bomlás során a pórusközi tér felé induljon el és a szemcse felületétől olyan távolságra legyen, hogy oda éppen kijusson.

B eset Mindenben megegyezik az A esettel, azzal a különbséggel, hogy a radon, a pórusközi, vízzel töltött térben veszíti el a kinetikus energiáját. Az 2.1. ábrán is látható hogy B esetben, a pórustérben rövidebb utat tesz meg a radon, mint A esetben (ugyanakkora távolságot feltételezve a szemcse felülettől). Ennek oka a két közeg sűrűsége közti különbség.

C eset A radon, a visszalökődési távolságon kívülről, a szemcse mélyebb rétegéből indul, a pórusok felé, ezért a radon végpontja a szemcsén belül lesz. Innen további diffúzióval kijuthat a pórusközi térben.

D eset A radon a visszalökődési távolságon belülről indul, de nem a pórusokba jut, hanem egy szemközti szemcsébe csapódik be, és a szemcsében is marad. Ugyanez történik, ha a radon „rossz" irányba a pórus belseje felé indul el.

E eset A radon a visszalökődési távolságon belülről indul, de nem a pórusokba jut, hanem egy szemközti szemcsébe csapódik be. Innen további diffúzióval kijuthat a pórusközi térbe.

F eset. A radon egy belső pórusban termalizálódik. Innen további diffúzióval kijuthat a pórusközi térbe.

G eset A radon egy belső póruson keresztül, ugyanabba a szemcsébe csapódik, és ott is marad.

A radioatkiv gáz diffúzióját anyagon keresztül az 2.2. egyenlet írja le.

$$N = N_0 \exp(-\sqrt{\lambda/D}) \cdot \tag{2.2.}$$

ahol:

N: radonkoncentráció a forrástól x távolságra [Bq·kg^{-1}]

N_0: a kezdeti radonkoncentráció (forráskoncentráció) [Bq·kg^{-1}]

λ: radon bomlási állandó [s^{-1}]

D: diffúziós állandó [m^2·s^{-1}]

A diffúziós hossz L [m] a 2.3. egyenlettel írható le

$$L = \sqrt{D/\lambda} \tag{2.3.}$$

Radonmérési módszerek

A dolgozatban szereplő radonmérések elvégzéséhez három különböző elven működő eszközt használtam szilárdtest nyomdetektor, szcintillációs detektor és ionizációs kamrát.

Szilárdtest nyomdetektorok

Szilárdtest nyomdetektorok mérési elve alapján, a detektor anyagagában (csillám, műanyag, üveg), a nagy energiájú töltött részecskék (alfa sugárzás) sérüléseket okoznak. Ezen sérülések száma arányos, a detektorral érintkező alfarészecskék számával.

Szcintillációs detektor, Lucas cella

A méréseim során használt szcintillációs detektor a Lucas cella, egy fénykilépő ablakkal ellátott belső felületén ZnS(Ag) porréteggel bevont be és kilépő szeleppel ellátott zárt kamra. A bevezetett gázban keletkezett, ionizáló sugárzás hatására létrejövő, cellából kilépő fény fotonokat, a fotoelektron-sokszorozó elektromos jellé alakítja. Az eszközbe épített elektronikus egységek segítségével (erősítő, diszkriminátor, számláló, stb.) a detektált alfabomlásokat, számszerűen jelzi a műszer. A szcintillációs detektorok némelyike alkalmas, de a Lucas cella nem alkalmas spektrum felvételére, ezért a radon és toron, valamint annak alfabomló leányelemeit nem különbözteti meg. A Lucas cella ZnS(Ag) rétege vékony, maximum 20-30 $mg \cdot cm^{-2}$, ami gyakorlatilag csak az α részecskét, protont és hasadási terméket detektálja. Elektronok és a gamma-sugárzás a vékony réteg miatt, csak kevés szcintillált fotont eredményeznek. Az Lucas cellát időközönként kalibrálni szükséges, így a méretéből adódó és az elektronika okozta jelveszteség meghatározható. A kalibrációs faktor használatával, számolható a cellában történt összes alfabomlás.

Ionizációs kamra AlphaGUARD

A radonmérések elvégzéséhez, főként az AlphaGUARD radon monitort (Genitron Instruments) (továbbiakban AlphaGUARD) használtam. A műszer meglévő hiányosságai (melyet lentebb részletezek) ellenére, jól használható terepi és labormérések során egyaránt. Az irodalmi hivatkozások jelentős része, valamint a magyarországi radonmonitoring mérések is, ezen műszer felhasználásával történtek. Ezért az adatok összehasonlíthatósága miatt esett a választás erre a műszerre.

Az ionizációs kamrák általában hengeres kialakítású gáztöltésű detektorok. Nem szükséges speciális töltőgáz, a mérendő gázkeverék is ellátja ezt a funkciót. A mérendő gázkeverék diffúzióval, vagy kényszerárammal jut be a kamrában, ilyen műszer az AlphaGUARD is. Az ionizációs kamra mérési tartománya az un. telítési tartomány, a sugárzás hatására keletkezett ionpárok mind begyűjtésre kerülnek. A létrejött ionok a megfelelő elektróda felé elmozdulnak, ionsokszorozás nem jön létre, a keletkezett jelet a további elektronikai erősítő dolgozza fel. Az AlphaGUARD ionizációs kamrája nem alkalmas spektrum felvételére, ezért a műszerbe épített elektronikai kompenzáció különbözteti meg a radon-toron gázt azok leányelemeitől. Abban az esetben, mikor az exhaláció helyéről (pl. talajgáz mérések, vagy fajlagos exhaláció meghatározása) kényszer áramlással történik a mintavétel, a világátlag Ra-226 és Th-232 koncentrációkat figyelembe véve, a keletkezett toron és radonkoncentráció hasonló nagyságú

lesz. A műszer gépkönyve alapján, a radon hosszú életű Po-210 leányelemét nem diszkriminálja. Annak felépülése esetén, szintén szoftveres háttérkorrekciót lehet végeztetni, vagy a műszert a gyártóval a leányelemektől megtisztíttatni.

Az AlphaGUARD használata esetén, az elmondottak miatt a toron zavaró hatását figyelembe kell venni. Különösen igaz a flow módban történt mérések esetén, úgymint talajgáz radonkoncentráció, vagy laborban történő exhalációs mérések. Diffúziós üzemmódban a sértetlen üvegszálszűrőn keresztül, a mérendő gázkeverék diffúzió útján jut be az ionizációs kamrába. Ennek a diffúziónak megtörténéséhez időre van szükség. Ezért diffúziós üzemmódban nincs lehetőség Rn-220 mérésére. Az AlphaGUARD használható szabad levegő, talajgáz, vizek radonkoncentrációjának meghatározására, valamint exhalációs mérésekre egyaránt. A Phd tanulmányaim megkezdésekor nem volt Rn-222, Rn-220 diszkriminátorral szerelt AlphaGUARD elérhető. Azóta kifejlesztésre és piacra került az AlphaGUARD PQ2000PRO RnTn (Saphymo) ami képes flow módban a Rn-220 és a Rn-222 diszkriminációjára. A Radiokémiai és Radioökológiai Intézet, de a környezetemben lévő intézetek, cégek is a régi, diszkriminátorral nem szerelt típust használták (ez a mai napig nem változott). A toronmentes radonmérés megoldása AlphaGUARD ionizációs kamrával olyan módon kivitelezhető, ha felhasználjuk a két gáz eltérő felezési idejét.

Minden radioaktív keverék esetén igaz, hogy az aktivitások összeadódnak a 2.4. egyenlet szerint.

$$A = \sum_i A_i \tag{2.4.}$$

Két komponens esetén (egymás mellett, függetlenül bomló radioaktív izotópok) az összes aktivitás a 2.5. egyenletnek megfelelően változik:

$$A = A_1 + A_2 = A_{1,0} \exp(-\lambda_1 \cdot t) + A_{2,0} \exp(-\lambda_2 \cdot t) \tag{2.5.}$$

Ha a felezési idők eltérnek egymástól, akkor a gyorsabban bomló izotóp (2) előbb vagy utóbb „eltűnik” a lassabban bomló (1) mellől. Esetünkben ez kényelmesen kivitelezhető a Rn-222 és Rn-220 felezési idejének különbsége miatt. Tehát elég a mérendő gázkeveréket, a gyorsabban bomló izotóp „eltűnéséig” tárolni, hogy azután csak a lassabban bomló izotóp legyen a gázkeverékben. Amennyiben az idő függvényében mérjük az összes aktivitást, akkor az izotópok aktivitása (külön-külön) számolással meghatározható. A Rn-222 és Rn-220 esetén célszerű a nulla időpontban és a rövidebb felezési idejű Rn-220 teljes elbomlása után mérni az összes aktivitást. Az AlphaGUARD ionizációs kamra esetén, az elbomlás történhet a műszeren kívül, vagy belül. A műszeren kívül való elbomlásra jó megoldás, a toronforrástól számított

megfelelően hosszú bevezető cső és a csőtérfogathoz választott alacsony pumpa teljesítmény. Ez esetben a gázkeverék forrása és az AlphaGUARD belépőcsonkja között kell megtörténni, a rövidebb felezési idejű Rn-220 elbomlásának. A műszeren belül történő elbomlás során, a kamrába vezetett gázkeverék (toron + radon) elzárásával megvárjuk, hogy a toron >97% elbomoljon (5 perc). Az aktivitások egyszerű matematikai művelettel (2.6. egyenlet) meghatározhatóak, ezért bizonyos feltételekkel, toronmérésre is alkalmas az AlphaGUARD. Ebben az esetben a kezdeti radon és toron együttes, összes koncentrációból a toron elbomlása utáni „maradék" (figyelembe véve a radon bomlását is) koncentrációt levonva megkapjuk, a bevezetett gáz, ionizációs kamrában kialakult toronkoncentrációját.

$$C_{Rn\text{-}220} = C_{Rn\text{-}220+Rn\text{-}222} - C_{Rn\text{-}222} \qquad (2.6.)$$

ahol:

$C_{Rn\text{-}220}$: az AlphaGUARD ionizációs kamrájában kialakult átlagos toronkoncentráció

$C_{Rn\text{-}220+Rn\text{-}222}$: az AlphaGUARD ionizációs kamrájában kialakult átlagos toron + radon-koncentráció

$C_{Rn\text{-}222}$: a toron lebomlása után (5 perc) mérhető toronmentes radonkoncentráció

Fontos megjegyezni, hogy a legtöbb esetben a toronforrást, (pl.: exhalációs vizsgálatok esetén a talajt) nem az AlphaGUARD ionizációs kamrájába helyezzük, hanem a gázkeveréket pumpa segítségével juttatjuk oda, egy arra alkalmas akkumulációs kamrából. A pumpában és a csőben eltöltött idő alatt, a toronkoncentráció a felezési időnek megfelelően csökken. Ez a csökkenés, a csőparaméterek, a mérőrendszer térfogata és a pumpateljesítmény alapján számolható. Amennyiben magasabb radon-toronkoncentrációval (>50 $kBq \cdot m^{-3}$), vagy hosszabb ideig történik a mérés -korábbi munkáim során- észleltem, hogy szellőztetés után nem csökken le rögtön a műszer háttere. A műszerháttér „lassú" lecsengése alacsony radon-toronkoncentráció méréseknél is okozott gondot.

Toron leányelemek mérése AlphaGUARD segítségével

A toron „rövid" életű leánytermékének a felépülése nem követhető nyomon az AlphaGUARD segítségével mivel számításaim alapján (a bomlási egyenleteket felhasználva) az alfabomló Po-216 kb. 2 s alatt közel egyensúlyba kerül a Rn-220-al, és a legrövidebb integrálási idő 1 perces a műszeren. A hosszabb életű leányterméknek, mint az Pb-212 és Bi-212 már kb. 1,5 nap szükséges az egyensúly beállásához. A Rn-220 leányelemeinek az AlphaGUARD-ba való jutását az alábbi folyamatok csökkentik. A Rn-220 folyamatos

utánpótlása szükséges a leányelemek felépüléséhez. Diff (diffúziós) üzemmódban az üvegszálszűrőn nem jut be a toron az ionizációs kamrába. Csak flow üzemmódban, folyamatos keringetés biztosításával lehet toront vezetni az AlphaGUARD ionizációs kamrájába, de az állandó keringetés miatt az alkalmazott szűrőkön elakadnak a tapadt (és a nem tapadt egy része is) leánytermékek. További leánytermékek tapadhatnak meg az eszközöket összekötő csőszakaszokon, az Alphapumpán, valamint a toronforráson egyaránt. A kitapadást fokozza, hogy a gázkeverék áramlása miatt a súrlódó részecskék polarizálódnak. Ezért feltételezésem szerint, egy olyan gázkeverék esetén, ahol a toron radioaktív egyensúlyban van a leányelemeivel, sem lehet elérni azt, hogy ez az egyensúly az AlphaGUARD ionizációs kamrájában is kialakuljon. Számításokat sem lehet végezni arra vonatkozóan, hogy az ionizációs kamrában mekkora a Rn-220 egyensúlyi faktora, vagy a leányelemek és a Rn-220 aránya. A Rn-220 és vele egyensúlyban lévő leányelemeket csak a szűrők teljes kiiktatása mellett lehetséges bejuttatni az AlphaGUARD ionizációs kamrájába, vagy a Rn-220 forrást a kamrában helyezni. Ez a megoldás a műszer elszennyezését okozná, ezért nem javallt.

Belépőcsonk korrekció

Egyes műszerek a belépőcsonkra számított toronkoncentrációt jelzik ki, míg pl. az AlphaGUARD-nál nincs ilyen kompenzáció. Irodalmi adatok nem állnak rendelkezésre arra vonatkozóan, hogy AlphaGUARD-al végzett toronkoncentráció mérése esetén a műszer által kijelzett érték milyen összefüggésben van a műszer belépőcsonkjára vezetett toronkoncentrációval. Ezért az ionizációs kamrában lévő gázkeverék átlagos toronkoncentrációját tudjuk leolvasni a kijelzőről.

Talaj gázpermeabilitás

Porózus közegek hidraulikus tulajdonságait azok gázpermeabilitásával jellemezhetjük. A talajban emanálódott radon a felszínre áramlik, melynek diffúzióját főleg a talaj porozitása, nedvességtartalma, szemcsemérete (és annak eloszlása) tortuozitása, nyomás viszonyok és még számos paraméter befolyásolja (Johner 2001). A permeabilitás és a porozitás között empirikus összefüggések teremtenek kapcsolatot pl.: 2.7. egyenlet (Costa 2006).

$$k = c\frac{R^2}{8}\frac{p}{\tau} \tag{2.7.}$$

ahol:

k: talaj gázpermeabilitás [m^2]

C: empirikus geometriai paraméter

R: pórusok effektív rádiusza [m]

p: porozitás

τ: tortuozitás

A talajok gázpermeabilitásának mérésére egyszerűen használható eszköz a RADON-JOK permeabilitás mérő (Radon v.o.s) (Szabó 2013b.). A mérés elve a Darcy egyenleten alapul. A talajba levert szondán keresztül 2 liter talajgázt szív fel az eszköz (a szükséges vákuumot egy súly biztosítja), az ehhez szükséges idő (s) stopperral mérhető és az 2.8. egyenlet segítségével meghatározható a talaj gázpermeabilitása.

$$Q = F \cdot \left(\frac{k}{\mu}\right) \cdot \Delta p \tag{2.8.}$$

ahol:

Q: a légáram a szondán keresztül [$m^3 \cdot s^{-1}$]

F: a szonda alak tényezője (m) 2.9. egyenlet

k: a talaj gázpermeabilitása (m^2)

μ: a levegő dinamikai viszkozitása [Pa·s] ($1{,}75 \cdot 10^{-5}$ Pa·s)

*Δ*p: [Pa] a súlyok hatására létrejött nyomás különbség (1 súly 2160 Pa), az a negatív nyomás, amely felszívja a talajgázt a mérés során.

$$F = \frac{2 \cdot \pi \cdot L}{\ln\left(2 \cdot L \cdot \frac{\left(\frac{4D-L}{4D+L}\right)^{\frac{1}{2}}}{d}\right)} \tag{2.9.}$$

ahol:

L: az aktív tér magassága [m]

d: az aktív tér átmérője [m]

D: mélység a talajfelszíntől számítva [m]

további kritérium hogy L>d

A minimálisan detektálható talaj gázpermeabilitás 10^{-14} m^2.

Származtatott értékek GRP, RA,

A GRP (Geogenic Radon Potenciál) és RA (Radon Elérhetőség) használatát az indokolja, hogy a talaj mélyebb rétegeiben kialakuló extrém magas talajgáz radonkoncentráció nem feltétlen okozza a felszíni radonexhaláció, a terület felett kialakuló szabad levegő radonkoncentráció, vagy a területen épített házak emelkedett beltéri radonkoncetrációját

(Neznal 2005). A talajgáz felszínre jutását a talaj gázpermeabilitása jelentősen befolyásolja. A talajgáz radonkoncentráció és permeabilitás együttes meghatározása, a területen létesített épületek beltéri radonkockázatát előre jelezheti (Lindmark 1985). A GRP dimenziómentes számítása az 2.10. egyenlet, az RA számítását pedig az 2.11. egyenlet szerint végezhető el. A talajgáz radononcentráció és talaj gázpermeabilitás mérésekor, a 80 cm mély mintavétel kevésbé érzékeny az időjárási körülmények változására (Neznal 2005). Az időjárás hatása a talajgáz radonkoncentrációra a mélység növekedésével csökken (Neznal 1995, 2004, Szabó 2013b., Kikaj 2016).

$$GRP = \frac{C}{(-lgk)-10} \tag{2.10.}$$

$$RA = \frac{(lgk-10{,}888)}{C-2} \tag{2.11.}$$

ahol:

c: a 80 cm mélyen mért talajgáz radonkoncentráció [Bq·m^{-3}]

k: talaj gázpermeabilitása [m^2]

GRP<10 alacsony kockázat

Amennyiben RA>0,075 alacsony kockázat, RA<0,0214 esetén magas kockázat.

2.3. táblázat: Radonkockázat értékelés talajokon (Neznal 2005)

Kategória	Radonkoncentráció a talajban [kBq·m^{-3}]		
	talaj gázpermeabilitás [m^2]		
	alacsony ($4\cdot10^{-13}$ m^2 >k)	közepes	magas ($4\cdot10^{-12}$ m^2<k)
alacsony kockázat	<30 kBq·m^{-3}	<20 kBq·m^{-3}	<10 kBq·m^{-3}
közepes kockázat	30-100 kBq·m^{-3}	20-70 kBq·m^{-3}	10-30 kBq·m^{-3}
magas kockázat	>100 kBq·m^{-3}	>70 kBq·m^{-3}	>30 kBq·m^{-3}

Felszíni radonexhaláció

A felszíni radonexhaláció (exhaláció fluxus sűrűség) időegység alatt a felszínen felszabaduló- kijutó radon mennyiségét jelenti [Bq·m^{-2}s^{-1}]. A felszíni radonexhaláció mérésének egyik lehetősége az akkumulációs módszer, melynek során egy akkumulációs hordót helyezünk a mérendő területre, a hordó palástját a talajba nyomjuk, és a talajt a hordó kerülete mentén megtömítjük, majd a hordóban növekvő radonkoncentrációt valamely arra alkalmas eszközzel folyamatosan mérjük. Az eszköz kerülhet a hordóba (Somlai 2006, Jónás

2017), vagy a hordó kivezetésein keresztül a hordóval zárt kört alkotva a hordón kívülre (Vaupotic 2010). A hordó és a környezet közötti esetleges nyomáskülönbséget célszerűen ki kell egyenlíteni. Léteznek olyan akkumulációs hordók melyben a radonmérő eszköz is integrálva van. Saegusa (1996) a hordó nyitott felének teljes felületére egy ZnS(Ag) szcintillátort helyezett, a hordóban lévő alfa sugárzó izotópok (Rn-222, Rn-220 és azok leányelemeit) okozta fényfelvillanásokat fotoelektron-sokszorozó segítségével detektálta. Az AlpaGUARD alkalmas az akkumulációs hordóban növekvő radonkoncentráció meghatározására. A hordóba helyezés esetén diff módban szükséges működtetni az AlphaGUARD-ot. A hordóban növekvő koncentrációból, a 2.12. egyenlet segítségével számolható a felszíni radonexhaláció.

$$Exh_{felszín} = \frac{dC}{dt} \cdot \frac{Vk}{A} \qquad (2.12.)$$

ahol:

C: a hordóban lévő gázkeverék radonkoncentrációja [Bq·m^{-3}]

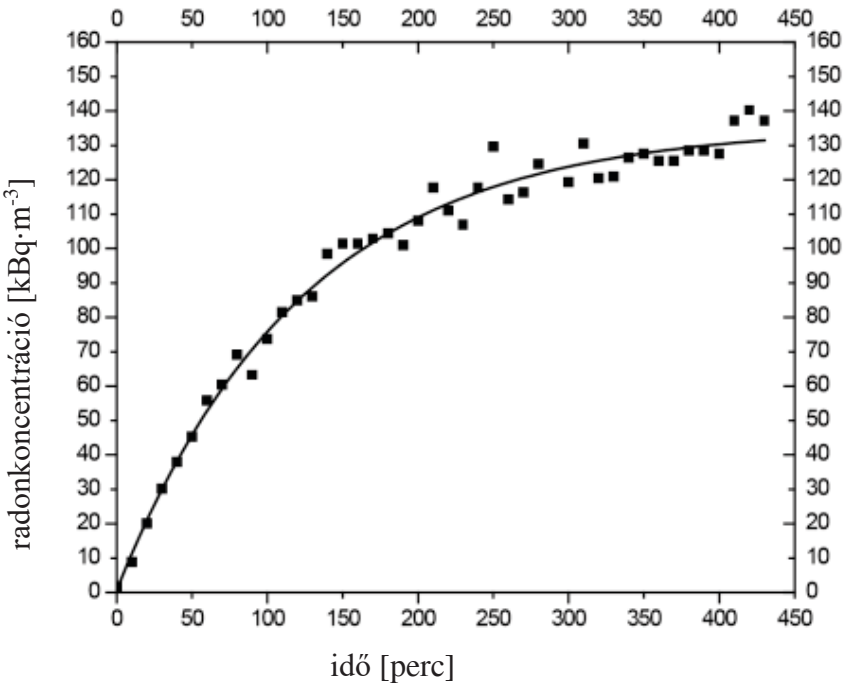
V: a hordó aktív térfogata [m^3]

A: a hordó által elhatárolt, mért felület [m^2]

k: fluxus csökkenés faktor.

dC/dt értékét elegáns, lineáris regresszióval meghatározni, és az akkumuláció lineárisan növekvő periódusából számítani.

A felszíni radonexhalációt akkumulációs módszerrel mérve, állandó forráserősséget feltételezve az akkumulációs kamrában a koncentráció nem egyenletesen nő, hanem egy maximális értékhez tart. A diagram burkoló görbéje telítést mutat amint az 2.2. ábra láthatunk (IAEA 474). A telítéshez szükséges idő 28 nap.



2.2. Akkumulációs hordóval történt felszíni radonexhalációs mérés során a radonkoncentráció telítése a kamrában (IAEA 474)

Mint oly sok esetben, a felszíni radonexhalációt, akkumulációs kamrával mérve is megváltoztatjuk a mérendő mennyiséget. A talaj felöl, állandó radonfluxust feltételezve az exhaláció hajtóereje, a koncentrációkülönbség, csökken. Ezért lineáris, vagy közel lineáris szakaszt, csak a mérés elején találunk. A lineáris szakasz ideje, minden esetben az adott mérés sajátossága, nem célszerű egy egységes intervallumot megadni. Azzal, hogy a vizsgált felület letakarásra kerül a felszíni turbulens keveredés teljesen megszűnik. Ezért a mért felszíni radonexhaláció alacsonyabb érték lesz, mint a tényleges. Egy fluxuscsökkentő faktorral k becsülhető az említett csökkenés, melyet az 2.13. egyenlet segítségével számíthatunk (IAEA 474).

$$k = \left[1 + n \cdot \left({}^{D}/_{D_m}\right)^{0,5}\right]^{-1} \qquad (2.13.)$$

ahol:

n: a vizsgált talaj porozitása

D: a vizsgált terület radon diffúziós együtthatója [$m^2 \cdot s^{-1}$]

D_a: a radon molekuláris diffúziós együtthatója [$m^2 \cdot s^{-1}$]

Szabad levegő radonkoncentráció magassággal való változása különböző növénytársulás esetén

A radonkibocsájtási pont vizsgálatakor, több ok miatt sem elegendő, csak a felszíni radonexhalációt meghatározni, mivel a talajban lévő radonfeláramlás és az exhaláció egyik hajtóereje, a talajgáz és a felszínközeli levegő közötti radonkoncentráció különbsége. Ebből kifolyólag, ha a felszínközeli rétegekben megnő a koncentráció (pl. konvektív keveredés hiánya) akkor ez által csökken az exhaláció hajtóereje, következésképp csökkeni fog az exhaláció is. Másrészt az exhalálódott radon (ahhoz hogy az emberi szervezetbe jusson) az exhaláció után, a felszínközeli (≈0 cm magasság) rétegekből el kell érjen a légzési magasságba. Továbbá, mivel a lakó és életterek célszerűen nem az extrém magas radonexhalációjú területeken alakulnak ki, ezért az ott exhalálódó radonnak, ahhoz hogy a belélegzett radon a reprezentatív csoportban dózist okozzon, el kell jutnia a kibocsájtási ponttól távolabb eső területekre is.

A levegőben lévő szennyező részecskék, radionuklidok (köztük a radon is) akár interkontinentális távolságokat is megtehetnek a kibocsájtás helyétől (amennyiben a felezési idejük erre lehetőséget ad) (Papp 2002, Papp 2003, Mészáros 2016). Mivel a talajgáz és a szabad levegő radonkoncentrációja közti különbség, nagyságrendekkel nagyobb, mint a szabad levegőn mérhető radonkoncentráció különbségek, ezért célszerű megvizsgálni az exhaláció utáni, néhány méteren történt radon vertikális migrációját. A talaj felett elhelyezkedő (alsó 10–100 m) felszínközeli rétegre jellemző, hogy eltekintünk a turbulens áramok magasság szerinti változásától. Itt a szélsebesség közel logaritmikusan nő a magassággal, a szélirány gyakorlatilag nem változik (Arya 2001). A magasabb légrétegek, a szélfordulási réteget (vagy Ekman-réteg) három fő folyamat befolyásolja. Ezek a nyomási gradiens erő, a Coriolis-erő és a vertikális szélnyírás magasság szerinti változásával arányos, turbulens súrlódási erő. További légréteg keveredést okoz, hogy a mélyebb atmoszféra, azaz a felszíni réteg napközben nem stabil, (éjjel stabilabb) (Kataoka 2001). Éjjel megnő a szabad levegő radonkoncentráció, ami feltehetően a radonexhaláció növekedés és a keveredés csökkenése miatt alakul így. A kontinens belsejében, mint ahol Magyarország is elhelyezkedik, kisebb a napszaki ingadozása a szabad levegő radonkoncentrációnak, összehasonlítva tenger vagy óceán partoknál észlelhetővel (Carvalho 1995).

Időjárási paraméterek változásának hatása a felszíni radonexhalációra

A felszínközeli talajgáz radonkoncentrációra és különösen a talajfelszínen észlelhető radonexhalációra erős hatással vannak az időjárási paraméterek változásai (UNSCEAR 2000, Kikaj 2016). A kialakult gyakorlat szerint, a felszíni radonexhalációt nem folyamatos monitoring rendszerrel követik, hanem kampányszerű mérésekkel (Lawrence 2009, Somlai 2006). Az egész éves kibocsájtás meghatározás során az említett időjárás függés miatt célszerű, évente több mérést elvégezni (Bollhöfer és Doering 2016). A felszíni radonexhalációt önkényesen 3 fizikai folyamat eredményeként értékelem. Emanáció a talajban, feláramlás, végül a talaj-szabad levegő transzport. A radonemanáció, az átlagos talajoknál már 50% nedvességtartalomnál eléri a maximumát (Sun és Furbish 1995). A feláramlás jelentősen függ a talajnedvességtől, légköri nyomástól és hőmérséklettől (Ryzhakova 2014, Jean-Louis 1996, Singh 1988). A talajban való feláramlást, elsősorban a radon diffúziós állandója fogja meghatározni, amit a 2.14. és 2.15. egyenlet alapján számíthatunk. A talaj diffúziós állandóját, a talaj pórustartalma és nedvességtartalma fogja igen erősen befolyásolni.

$$D_c = 7 \cdot 10^{-6} \exp[-4 \cdot (S - Sp^2 + S^5)] \qquad \text{(Rogers 1984) (2.14.)}$$

$$D_c = D_0 \cdot p \cdot \exp(-6S \cdot p - 6S^{14p}) \qquad \text{(Rogers 1991) (2.15.)}$$

ahol:

D_c: a radon diffúziós állandója a megadott nedvességtartalom esetén [$m^2 \cdot s^{-1}$]

p: a teljes porozitás

S: vízzel töltött és teljes porozitás hányadosa

Talajban kialakult radonfeláramlást befolyásoló sapka hatás

A radonexhalációs vizsgálat szempontjából kitüntetett szerepe van a talaj felső, néhány cm vastag rétegének. Ugyanis már néhány mm csapadék is megszüntetheti a felszíni radonexhalációt, mivel a talajnedvesség növekedésével, a talaj pórusai részben vízzel telítődnek, normál átlagos talajok esetén akár a teljes szaturációig (Moses 1967, Pearson és Moses 1966). Az esőt követően (az eső elállta után) az exhaláció értéke, a talaj kiszáradása után vissza áll az esőt megelőző értékre, Megumi és Mamuro (1973) mérései szerint 15 mm csapadék után 2 napon belül. Ez a csapadék mennyiség jelentősen függ a talaj típusától. Nagyobb szemcseméretű talajok esetén, a csapadék a mélyebb rétegekbe juthat, nem reked meg, és okoz teljes szaturációt, a felszínközeli talajrétegben. A sapkahatás, ezért jellemzően a fimon szemcsés talajok esetén fordul elő (Nagano 2010). A magyar szakirodalomban nem

találtam fordítást erre a jelenségre, ezért a továbbiakban azt a hatást, amikor a talajok mélyebb rétegéből feláramló talajgáz radon, megreked egy alacsonyabb radon diffúziós állandóval rendelkező felsőbb talajréteg miatt, sapka hatásnak nevezem. A sapka hatás során a „sapka" alatti térrész talajgáz radonkoncentrációjának szükségszerűen meg kell nőnie, összehasonlítva, ezen hatás nélkül kialakult értékkel. A sapka hatás kialakulhat a talajrétegek eltérő tulajdonságai, szemcseméret, annak eloszlása, kompaktálás, eltérő nedvességtartalom, vagy egyéb hatások pl. a felszíni fagyás miatt.

Inverz sapka hatás

A sapka hatás analógiájára, azokat a hatásokat melyek a sapka hatással ellentétesen, a radon feláramló fluxusát növelik, inverz sapka hatásnak nevezem. Ezek többek között, a talaj felső rétegében kialakuló repedések lehetnek, melyek létrejöhetnek a talaj mozgása, a felszín kiszáradása miatt, valamint okozhatják növények gyökerei is, melyek a talajban utat törve csatornákat alakítanak ki. Inverz sapka hatás esetén, a felsőbb réteg radonfluxus (szélső esetben a felszíni exhaláció) növekedése miatt, a mélyebb réteg talajgáz radonkoncentrációja lecsökken, mivel a mélyebb rétegben emanálódott radon, könnyebben a felszínre jut. Ennek oka lehet, a radon diffúziós állandójának a növekedése, vagy a konvektív talajgáz áram megjelenése.

A talaj és levegő közötti gázcsere

Kimball és társa (1971) heptán gázzal vizsgálta a gázcserét, a talaj és a felette elhelyezkedő szabad levegő között. Első megközelítésben, a talaj-levegő gázcsere, a radon esetén is, hasonlóképp kell hogy történjen, mint a vizsgált heptán esetében. A durva szemcsés talajoknál határozott összefüggést találtak a szélsebesség, és a heptán fluxus között (3 $m \cdot s^{-1}$ szélsebesség hatására kétszeresére nőtt a heptán fluxusa). Viszont a finom szemcsés lösznél már ugyanez a hatás nem volt kimutatható. Ezen vizsgálatok 2 cm vastag fedőréteg esetében történtek. A 8 cm vastag talajtakaró esetén a regressziós koefficiens, a gázcsere és szél között már egy nagyságrendet csökkent. Kimball méréseiből azt a következtetést vonom le, hogy csak a talaj felső, néhány cm vastagságának gázcseréjénél van szerepe a szélsebesség változásának. Továbbá meg kell jegyezni, hogy a talajgáz és a szabad levegő kapcsolatát, nem csak a fedőréteg vastagsága jellemzi egyértelműen. Ugyanis azonos vastagság esetén, a különböző talajok tömörsége, nedvességtartalma, eltérő kapilláris kapcsolatot okoz a talaj, és szabad levegő között. Ezért a fedőréteg vastagságával együtt, meg kell határozni a talajparamétereket

is, vagy a talaj gázpermeabilitását. Mivel a permeabilitás a talajnak az a képessége, amely megmutatja, hogy a levegő és más viszkózus folyadékok számára milyen mértékben járható át. Ezért egy tömörebb, nedves, kisebb vastagságú fedőréteg permeabilitása megegyezhet, egy vastagabb, de pórusosabb talaj permeabilitásával. Ezért a permeabilitás jobban jelzi a talaj kapcsolatát a légkörrel a pórusain keresztül, mint a mélység önmagában. Kimball mérései alapján, a légnyomás változása, hasonló eredményeket mutatott, mint a szélsebesség változása. 3 Pa nyomás változás hatására, a durva szemcséjű talajoknál 1-2 nagyságrendet nőtt a vizsgált gáz fluxusa, viszont agyagos lösz esetén csak kétszeresére nőtt. A durva szemcséjű talajoknál várható volt az erősebb összefüggés a gázcsere és időjárási paraméterek változása között, mivel a talaj pórusai jelentik a kapcsolatot, a felszín és a mélyebb rétegek között. A finom szemcsés lösz esetén a talajnedvesség és a tortuozitás miatt, már kis nedvességtartalom hatására is akár néhány cm mélyen, jelentősen lecsökken a kapcsolat a felszíni szabad levegő és a talajgáz között. Ugyanis a pórusokban lévő nedvességtartalom, mint membránokon keresztül érvényesül csak, a felszíni nyomás változása. Meglátásom szerint, a talaj menti szél és a nyomásváltozásnak hasonló hatással kell lennie a gázcserére a (2.16. számú) Bernoulli egyenlet miatt.

$$constans = \rho \cdot g \cdot h + \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot v^2 + p \qquad (2.16.)$$

ahol:

V: az áramló közeg térfogat [$m^3 \cdot s^{-1}$]

ρ: az áramló közeg sűrűsége [$kg \cdot m^{-3}$]

g: nehézségi gyorsulás [$m \cdot s^{-2}$]

h: az áramló közeg magassága [m]

v: az áramló közeg sebessége [$m \cdot s^{-1}$]

p: az áramló közeg nyomása [Pa]

A szélsebesség növekedésével, nem csak a légnyomás csökken, hanem a légrétegek turbulens keveredése is intenzívebbé válik, ami tovább fokozza a gázcserét. Pearson és társa (1965) szintén szignifikáns korrelációt talált, az 50 cm magasságban mért szélsebesség, és a radon felszíni exhalációja között. A felszíni radonexhaláció meghatározást, a felszínre nyitott felével helyezett gyűjtőedényből elszívott gázkeverék radonkoncentráció, Lucas cellával történt mérésével végezte. Kísérleteim során én is hasonlóképpen mértem a felszíni radonexhalációt, azzal a különbséggel, hogy a radonmérő eszközt (AlphaGUARD) a hordó alá helyeztem, és

folyamatosan regisztráltam a radonkoncentrációt, majd a növekményből számítva az exhalációt. Pearson eredményeit értékelve a következő aggályaim merültek fel.

A légköri kondíciók változását, melyek a felszíni exhalációra hatással vannak, önkényesen két részre bontom, egyrészt a mélyebb rétegre gyakorolt hatás, másrészt a felszínközeli hatás. Ezen rétegek pontos mélységének meghatározása jelen helyzetben nem szükséges. Abban az esetben, amikor az említett időjárási paraméterek klimatikus viszonyok, vagy egyéb pl. napszaki változás a mélyebb rétegekre gyakorol hatást, akkor a radonfluxus változás egy nagyobb horizontális kiterjedésű felszínen megjelenik, nevezzük ezt kiterjedt hatásnak. A felszíni radonexhaláció a teljes érintett területen (akár km^2) ha nem is egységesen, de feltehetően azonos irányba fog változni. Ezzel szemben a felszíni, vagy felszínközeli hatásokat befolyásoló folyamatok csak az érintett területen fejtik ki hatásukat, nevezzük lokális hatásnak. A talaj és a szabad levegő közti légcsere változása, csak azon a területen lesz hatással a radonexhalációra, ahol az történik. Ezek a lokális hatások, többek között a turbulens keveredés, nyomás- koncentráció különbség stb. (Farell 1966). Ezen lokális hatásoknak, a horizontális szomszédos, hatással nem érintett területen van valamekkora „átnyúló" hatása. Tehát ha egy ponton változnak az említett hatások, akkor a ponttól néhány cm távolságban, ez a hatás valamekkora felszíni radonexhaláció változást fog okozni. Ez a távolság jelentősen függ a talajparaméterektől. Kimbal kísérleteiben is látható, hogy 8 cm talajtakaró esetén már jelentősen csökkent a felszín feletti klimatikus viszonyok hatása, a heptán exhalációjára (a folyamat vizsgálata szempontjából első megközelítésben irreleváns a gáz minősége). Fontos kihangsúlyozni, hogy ennek az átnyúló hatásnak véges a távolsága. Erre irányuló méréseimet a kísérleti részben ismertetem, melyben azt vizsgáltam, hogy az exhalációs hordón kívüli időjárási paraméterek hogyan hatnak a hordón belül történő exhalációra. A fent elmondottak miatt fordulhat elő, hogy a fellelhető irodalomban az elvégzett mérések különbözősége miatt nem egységes milyen hatással van a talaj radon transzportjára, a klimatikus viszonyok változása. Egyes mérések 50, 75, 100 cm mélyen vizsgálják a klimatikus paraméterek hatását a radontranszportra (Schumann 1992, 1988), míg mások talajfelszínen vagy talaj közeli rétegekben (Pearson, Kimbal). Ezért fordulhat elő, hogy bár a szerzők pontosan leírják a kísérletet és az eredményeket, az olvasóban mégis az az érzés kelhet, hogy a különböző kísérletek eredményi nem koherensek. Pl.: növekvő légnyomás hatására a talajból kiáramló radon felszíni exhalációja csökken, de a talajgáz radonkoncentrációja növekszik, ugyanis a talajban emanálódott radon nem tud a szabad levegőre jutni. Ezért a talajgáz radonkoncentráció növekedés nem feltétlen okozza a felszíni exhaláció, azaz a tényleges radonkibocsájtás növekedését. Erre tipikus példa a „sapka hatás".

Potenciális radonforrású hulladékok

Az ipari tevékenységgel kapcsolatos NORM-ok megjelenése az alábbi iparágakban jellemző (UNSCEAR 2008):

- ércbányászat és olvasztás,
- foszfát ipar,
- szénbányászat és feldolgozás (energiatermelés),
- olaj és gázkitermelés,
- titanium oxid feldolgozás,
- zirkonium kerámia,
- rádium és tórium felhasználás,
- felügyelet alól kikerült sugárforrások,
- a nukleáris ipart külön említem.

A Föld energia felhasználásának eloszlása 2015. és 2016. évben az 2.4. számú táblázatban látható. A Földön a felhasznált energia 90%-át az olaj, gáz, szén és nukleáris energia szolgáltatja. Más statisztikák alapján is hasonló összetételt találunk, minden esetben a foszilis energia hordozók (olaj, szén, gáz) és nukleáris energia adja a fő hozzájárulást az energiatermeléshez (Lior 2010, Coal Facts 2015).

2.4. táblázat: Különböző források %-os hozzájárulása a Föld teljes energiatermeléséhez (BP Statistical Review 2017)

vizsgált év	olaj	szén	gáz	víz	nukleáris	megújuló
2016	33,3	28,1	24,1	6,9	4,5	3,2
2015	33,1	28,9	24,0	6,7	4,4	2,8

A 2.4. táblázat és az ipari NORM-ok felsorolás összevetéséből látható, hogy az energiatermelés fő divíziói, potenciális sugárforrásnak tekinthetőek. Mind a szénipari mind az olajipari és uránbányászati hulladékok is emelkedett Ra-226 koncentrációval rendelkeznek (EU BSS 2013, IAEA 474, Feng 2016, Singh 2015, Xhixha 2015, Bhangare 2014, Hilal 2014, Bakr 2010, UNSCEAR 2008 B, Mathur 2008, Al Saleh 2008, Soudek 2007, Gazineu 2005, Shawky 2001, Markose 1993). Ezért Magyarországon található olajfúráshoz, szén kitermeléshez (és feldolgozás), valamint uránbányászathoz (és feldolgozás) kapcsolódó hulladéklerakókat vizsgáltam meg radonkibocsájtás és gammadózis szempontjából.

Olafúrási hulladékok

Az olaj jelen civilizációnk fő energiaforrását képezi. Az olaj és gáz nem csak az energiaellátásban és a szállításban játszik szerepet, hanem a petrolkémia-ipar nyersanyagként és alapanyagként is felhasználja (IEA 2015, Alessandro 2013, Lior 2010). A 2014 évben 4200 M tonna nyersolajat és 3524 billio m^3 gázt termeltek ki a Földön (IEA 2015). Az olajkitermelésnél keletkező hulladék jellemzően iszap, salak és víz, továbbá sár pala, hamu, stb. melyek az urán és tórium bomlási sor megemelkedett koncentrációja miatt sok esetben NORM nak minősülnek (EU BSS 2013, IAEA 474, UNSCEAR 2008). Akár 1000 tonna NORM hulladék is keletkezik évente olajkutankét (AL Nabhani 2016). Az olajipari hulladékok, radionuklid tartalmában az irodalmi mért értékek alapján, több nagyságrendi eltérés (0-1000 $Bq \cdot kg^{-1}$) is lehet, attól függően, a technológia mely részéből származik az iszap, vagy salak (Xhixha 2015, Hilal 2014, Bakr 2010, Al Saleh 2008, Gazineu 2005, Shawky 2001). Az ilyen jellegű hulladékok megjelenésénél, megnövekedett dózisterek és radionuklid-kibocsájtás várható, ezért radiológiai szempontból vizsgálni, adott esetben monitorozni szükséges.

Fúróiszap tulajdonságai

Az olaj kitermelőkút fúrások során felhasznált segédanyag, a fúróiszap. A fúróiszapot a fúrási lyukba pumpálják és folyamatosan keringetik azért, hogy hűtse és megfelelő kenést biztosítson a fúró fejnek, továbbá szabályozza a fúrási lyukban a nyomást, valmint a fúrás során kitermelt furadékot a felszínre szállítsa. A fúróiszap a salakkal együtt egy szeparátorba kerül, ahol elválasztják a furadéktól azért, hogy az iszap újra felhasználható legyen (Oreshkin 2015, Ukeles 2004). A fúróiszap szuszpenzió, fő összetevőként bentonitot, továbbá nátrium hidroxidot, bárium szulfátátot, csillámot, polimereket és számos egyéb adalék anyagot tartalmaz (Whitaker 2016, Frederick 2011, Growcock 1999).

Fúróiszap deponálás

Az emelkedett radionuklid-tartalmú olajipari hulladékok kezelésének egyik módja, a deponálás. A környezetben elhelyezve, esetlegesen a továbbiakban hasznosítva, hozzájárulhat a lakosság sugárterheléséhez, így az egyéb kémiai vizsgálatok mellett radiológiai szempontból is célszerű megvizsgálni. A tározókban elhelyezett fúróiszap (emelkedett radionuklid-koncentráció esetén) szennyezheti a környezetet és az emberi egészséget. Ezek a káros hatások (minden NORM lerakó esetén is) az alábbi útvonalakon okozhatnak megnövekedett dózist:

- a közelben tartózkodóknál a megnövekedő közvetlen gammadózis,
- a légkörbe kerülő radionuklidok, főleg a radon és leánytermékeinek belégzése,
- radionuklidok kiporzása és azok száraz vagy nedves kiülepedése, melyek szennyezhetik a közelben lévő vizeket és mezőgazdasági területeket, növényekre, vagy az élő vizekbe jutnak és ezzel a táplálékláncba kerülnek,
- a radionuklidok a tározóból való kioldódás során a közelben lévő vizekbe kerülhetnek, vagy a növényzet a gyökerein keresztül veheti fel, a kioldódó radionuklidokat (Carlson 2009, Mljac 1995).

A fent említett szennyezők migrációjának megakadályozására a lerakókat rendszerint bélelik és befedik, majd tájképbe illesztik, valamint a szennyezés, a radionuklidok migrációjának és gammadózis ellenőrzésére hosszú távú monitoring programot dolgoznak ki (Máté 2013, Juhász 2001, Mljac 1996, Mljac 1995). Míg a tározóból származó közvetlen gammadózis a távolsággal fokozatosan csökken, és csak a tározó felületén, közvetlen közelében számottevő, a tározóból kikerülő radionuklidok (radon és leányelemei, valamint aeroszol szemcsék) a tározótól nagyobb távolságban is hatással vannak a környezetre és egészségre (Mészáros 2016).

Fúróiszap felhasználása

A fúrásra már nem alkalmas többször felhasznált fúrási iszap hasznosítására, a deponáláson kívül több más lehetőség is adódik, Föld alatti injektálás, bányák rekultiválása, óceánba való kijuttatás, temetés, építőipari alkalmazás, mezőgazdasági felhasználás stb. (Lirong 2015). A fúróiszapban lévő szennyezőanyagok környezetbe való kikerülésének csökkentésének egy módja, a szilárd formába való alakítás (solidification). Ezáltal a szilárd mátrixban oldhatatlan formába kerülnek a toxikus komponensek, nehézfémek és sók. Ezért a „hulladékból" készült termék már stabilabb, kötött formában tartalmazza, a korábban környezetre veszélyes anyagokat. Erre a leggyakrabban használt kötőanyag a cement. A fúróiszap fő összetevője a bentonit térfogat-növekedése miatt, építőiparban vízzáró beton és szigetelő beton készítésénél használatos. Kiégett radioaktív fűtőanyagok tárolásánál is alkalmazzák, a vízszivárgás megakadályozására. Hasonló módon használják szeméttelepek szigetelésére, valamint szennyezett talaj alá terítve megakadályozza a káros anyagok talajvízbe szivárgását (Whitaker 2016,). Jelentős a felhasználása gátaknál, vagy hulladék tárolóknál, de ott a lakosságnak okozott sugárterhelés elenyésző. A fúróiszap építőipari felhasználása esetén útburkolat stb. készülhet belőle, továbbá egyéb építőipari nyersanyag hozzáadásával és kalcinálással is készíthető tégla

(Oreshkin 2016, Halat 2008). A bentonit használatával csökkenthető a cement felhasználása beton készítésekor (Memon 2012). Gazdaságossági szempontok, az ökológiai lábnyom csökkentése és a lerakók számának, méretének csökkentése miatt egyre nagyobb figyelem övezi a melléktermékek, hulladékok hasznosítását és alkalmazását (Hegedüs 2016, Sas 2015, Somlai 1997a.b.c.,1996)

Építőanyagok radiológiai minősítésére használt indexek

Rádium ekvivalens koncentráció (Ra_{eq}) [$Bq \cdot kg^{-1}$]

A rádium ekvivalens koncentráció a 2.17. egyenlet segítségével számítható

$$Ra_{eq} = C_{Ra-226} + 1{,}43 \cdot C_{Ra-226} + 0{,}077 \cdot C_{K-40} \quad (2.17.)$$

ahol: C_{Ra-226}, C_{Th-232}, C_{K-40} a Ra-226, Th-232 és K-40 koncentráció [$Bq \cdot kg^{-1}$] (Beretka és Mathew 1985).

I index

Építőiparban történt felhasználása esetén, a késztermék összetételének meg kell felelnie az építőipari I-indexnek, ami a 2.18. egyenlet szerint számítható. Az I index a kültéri külső sugárterhelésen felül jelentkező, beltéri külső gamma-sugárzás okozta éves gammadózist határozza meg, olyan épület esetében, amely a vizsgált építőanyag felhasználásával készült. A modell konzervatív. Minden fal, padló és mennyezet betonból készül, a szoba nagysága pedig 3x4x2,5 m, ablak és ajtó nélkül. I≤1 esetén az éves dózis≤1 mSv, I≤0,5 esetén az éves dózis ≤0,3 mSv (RP112, Döse 2016, EU BSS 2013).

$$I = \frac{C_{Ra-226}}{300} + \frac{C_{Th-232}}{200} + \frac{C_{K-40}}{3000} \leq 1 \quad (2.18.)$$

ahol: C_{Ra-226}, C_{Th-232}, C_{K-40} Ra-226 Th-232 és K-40 koncentráció [$Bq \cdot kg^{-1}$].

H indexek

H indexek az épületben való tartózkodás esetén, az építőanyagtól elszenvedett külső és belső sugárterhelés számítására alkalmas. A H indexek az 2.19. és 2.20. egyenletek szerint számíthatóak. A $H_{ex} \leq 1$ esetén az épület okozta külső gamma-sugárzástól származó éves többlet dózis≤1,5 $mSv \cdot év^{-1}$. $H_{in} \leq 1$ esetén a radon és leányelemei okozta belső dózist is figyelembe véve, az építőanyagtól elszenvedett dózis≤1,5 $mSv \cdot év^{-1}$ (Dallou 2017, Ge 2015, Szabó 2013 a., Beretaka és Mathew 1985).

$$H_{ex} = \frac{C_{Ra-226}}{370} + \frac{C_{Th-232}}{259} + \frac{C_{K-40}}{4810} \leq 1 \quad (2.19.)$$

$$H_{in} = \frac{C_{Ra-226}}{185} + \frac{C_{Th-232}}{259} + \frac{C_{K-40}}{4810} \leq 1 \quad (2.20.)$$

Reprezentatív szint Index (RLI)

A gamma-sugárzás reprezentatív szint indexe az 2.21. egyenlettel számolható. RLI≤1 lakás esetén a vizsgált építőanyagtól elszenvedett többletdózis 0,1 mSv·év^{-1}, családi ház esetén pedig 0,03 mSv·év^{-1} az építőanyagtól elszenvedett többletdózis (NEA-OECD).

$$RLI = \frac{C_{Ra-226}}{150} + \frac{C_{Th-232}}{100} + \frac{C_{K-40}}{1500} \leq 1 \quad (2.21.)$$

Activity Utilization Index (AUI)

A vizsgált építőanyag által levegőben okozott gammadózisát adja meg a 2.22. egyenlet alapján számított AUI

$$AUI = \frac{f_u \cdot C_{Ra-226}}{50} + \frac{f_{Th} \cdot C_{Th-232}}{50} + \frac{f_K \cdot C_{K-40}}{500} \leq 2 \quad (2.22.)$$

ahol f_U (0,462), f_{Th} (0,604) és f_K (0,041) a három terresztriális radionuklid hozzájárulása a teljes kialakult gammadózishoz. A biztonságos limit AUI≤2, ebben az esetben az éves effektív dózis <0,3 mSv·év^{-1} (Issa 2015).

Levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény (D_{out}) [nGy·h^{-1}]

Abban az esetben, ha a fúróiszapot töltésnek, vagy kültéri burkolatnak használják, akkor a talaj felső 20 cm ében mért radionuklid tartalmából, az 1 méteren kialakult, levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény, a 2.23. egyenlettel számítható (Quindos 2004).

$$D_{\gamma rout} = (0{,}4551 \cdot C_{Ra-226} + 0{,}5835 \cdot C_{Th-232} + 0{,}0429 \cdot C_{K-40}) \cdot 10^{-3} \quad (2.23.)$$

Beltéri gammadózis-teljesítmény (D_{in},) [nGy·h^{-1}]

Az épület radionuklid tartalmából kalkulált beltéri levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény 3.24. egyenlettel számolható, melynek világátlaga 84 nGy·h^{-1} (UNSCEAR 2000).

$$D_{in} = (0{,}92 \cdot C_{Ra-226} + 1{,}1 \cdot C_{Th-232} + 0{,}081 \cdot C_{K-40}) \cdot 10^{-3} \quad (2.24.)$$

Többlet elnyelt gammadózis

Az épületekben való tartózkodás esetén, az építőanyagban található terresztriális radionuklidoktól elszenvedett, reprezentatív személyt ért többlet elnyelt gammadózis

meghatározást, az IAEA Safety Guide (IAEA-SSG-32) alapján végeztem. A feltételezett modell szoba 2300 kg·m^{-3} sűrűségű betonból készült, a padló 0,3 m vastag, a falak pedig 0,2 m vastagok. Mindegyik indexnél elmondható, hogy egységnyi aktivitás esetén a K-40 hozzájárulása az összes dózishoz egy nagyságrenddel kisebb, mint a Ra-226 vagy Th-232. Ennek oka, hogy a Ra-226 és Th-232 bomlási sorában több sugárzást emittáló radionuklid is keletkezik, míg a K-40 egy lépésben stabil Ar és Ca elemekre bomlik.

Élethosszi rák kockázat (ELCR)

Élethosszi rák kockázat (ELCR) a 2.25. egyenlet segítségével határozható meg.

$$ELCR = AEDE \cdot DL \cdot RF \qquad (2.25.)$$

ahol:

AEDE: éves effektív dózis egyenérték

DL: élethossz (70 év)

RF: halálos rák kockázati faktor [Sv^{-1}], 0,06 lakosságra vonatkoztatva (ICRP 60, Ramasamy 2011)

Szénsalak

Szénsalak tulajdonságai

A szénfeldolgozás során keletkezett meddő és égetési maradékok (hamu, salak, stb.) környezetszennyezése nem elhanyagolható (Papastefanou 2010). A szenek minden esetben tartalmaznak radionuklidokat. Az átlagos terresztriális radionuklid-koncentráció U-238 és Th-232 illetően 20 Bq·kg^{-1} (5-300 Bq·kg^{-1}), de akár 15.000 Bq·kg^{-1} is elérhet urániumot illetően (UNSCEAR 2008). A salakban és hamuban tovább dúsul az urán és rádiumkoncentráció a szénben találhatóhoz képest (Bhangare 2014, Mathur 2008). A szén elégetése során (a hamu gyűjtés történhet száraz, vagy nedves eljárással) keletkező hamu, az elégetett szén akár 5–20 tömeg%-a is lehet. A szénhamut ketté oszthatjuk durva alsó hamu, (5-15 tömeg%) és finom szálló hamuvá (85-95 tömeg%) (Jala 2004, Yao 2015).

Szénsalak felhasználás

A szénsalak legelterjedtebb kezelése a deponálás, lerakókban történő elhelyezés. Azonban a szénsalak valorizációja egyre elterjedtebb. A cementipar már régóta az egyik legnagyobb felhasználója a finom szemcsés szénhamunak (ASTM 2008), azonban számos egyéb felhasználása is ismert. Szénsalakból betontéglát, könnyű betont készítenek (Yao 2015, Wang

2014a., Angjusheva 2013, Somlai 2007). Szintén elterjedt, szénerőműben keletkezett szénsalak felhasználása szigetelőanyagként, vagy falazó blokk készítésénél. Az emelkedett rádium tartalmú salakból épített házakban a gammadózis elérheti az 500-900 $nGy \cdot h^{-1}$ (Somlai 1997a, 1997b, 1997c, 1998). Akár a közvetlen felhasználás akár további feldolgozás esetén figyelembe kell venni ezen égetési termékek (szénsalak szénhamu), esetenként nem elhanyagolható radioktivitását (Feng 2016, Singh 2015, Bhangare 2014, Mathur 2008). A salak esetén a radonexhalációt, a szenek Ra-226 tartalmán kívül, még több más tényező is befolyásolja, pórusméret, fajlagos felület, hamu tartalom, égetési hőmérséklet, morfológia, szemcseméret, méreteloszlás, sűrűség, rádium elhelyezkedése a szemcsén belül, annak homogenitása és a nedvességtartalom (Vaasma 2014, Sas 2012, Somlai 2008). Különösen a magyarországi szénsalakok haladhatják meg a NORM limitet, amit több korábbi felmérés is igazol. Ajka régióban bányászott szenek urán tartalma gyakran 800-900 $Bq \cdot kg^{-1}$, de találtak 2000 $Bq \cdot kg^{-1}$ aktivitásút szenet is (Szalay 1959). Égetés során ez tovább dúsul, így 600-3000 $Bq \cdot kg^{-1}$ Ra-226-ot találtak az ajkai szénsalakban (Jónás 2018, Papp 2002, Somlai 1996)

Uránbányászati meddőzagy

Az uránérc bányászati kitermelés történhet: külfejtés, mélybányászat, In-situ lúgozás, valamint melléktermékként való kinyerés módon. Magyarországon mélyművelésű bányászat folyt. A kitermelt érc feldolgozása hidrometallurgiai módszerekkel, azaz az érc savas vagy alkalikus oldatokkal való kezelésével történt. Ezek főleg klasszikus, vagy perkolációs kilúgozással valósultak meg.

Klasszikus ércfeldolgozás főbb lépései

- ércelőkészítés (törés, megfelelő finomságra való őrlés, gyakran radiometrikus dúsítás),
- feltárás (kénsavas vagy alkalikus feltárás),
- urán kinyerése savas, vagy alkalikus feltárási oldatokból (anioncserélő gyanták vagy extraháló szerek segítségével),
- uránkoncentrátum lecsapása kémiai anyagokkal magas urántartalmú oldatokból, (ammónia, magnézium-oxid, nátrium-hidroxid, hidrogén-peroxid),
- uránkoncentrátum szűrése,
- koncentrátum szárítása és csomagolása,
- hulladékok kezelése (zagykezelés, zagytározás, víztisztítás).

Halmos kilúgzás ércfeldolgozás főbb lépései

- megfelelő méretre való törés,
- oldatgyűjtő rendszerrel ellátott medencékben prizmák vagy halmok formába helyezés,
- uránásvánnyal reagáló oldat cirkuláltása.

Uránipari zagytározó UMTs (uranium mill tailings)

Az urándúsítási maradékok, zagytározókban helyezik el, melyek radioaktivitása alig marad el a kiindulási ércőrlemény aktivitásától, mivel csak az urán került kivonásra a kitermelt ércből. Az urándúsítási technológia kb. 90%-os hatásfokú, a radioaktív egyensúly-eltolódása is hasonló mértékű. A zagy tartalmazza még a technológiai folyamat során adagolt összes kémiai komponenst, a kénsav és sósav mésztejjel közömbösített maradékát, a katalizátorként adagolt mangánércet stb. Az UMTs besugárzási útvonalai megeggyeznek a fúróiszap és szénsalak tározónál ismertetetekkel. További kockázatot jelent a magasabb radionuklid-koncentráció és a felhasznált vegyszer maradék. Ezért az UMTs-t rendszerint valamilyen (víz, talaj) fedéssel látják el. A Ra-226-ból keletkező gamma-sugárzás háttér közeli értékre történő csökkentésére elegendő, néhányszor 10 cm átlagos talajból álló fedőréteg. Fedett zagytározón a gamma-sugárzás intenzitása a 2.26. egyenlet szerint csökken

$$I \approx I_0 \cdot e^{-\mu \cdot h} \tag{2.26.}$$

ahol:
I: sugárzás intenzitás
μ*:* lineáris sugárgyengítési együttható [m^{-1}]
h: anyagvastagság [m]

UMTs felhasználása

Jelenleg az uránipari zagynak nincs elérhető gazdaságos felhasználási alternatívája.

III. KÍSÉRLETI RÉSZ

A dolgozatban felhasznált mérési módszerek, eszközei és egyben tárgyai is a kutatásnak. Mivel egyes esetekben, az eddig rendszeresített mérési módszerek magukban hordoztak hibákat is. Ezen hibák kiküszöbölésére kísérleteket végeztem, mérési és értékelési módszereket fejlesztettem, valamint a feltárt hibákra megoldási javaslatot tettem.

PYLON RN 2000-A radonforrás vizsgálata

A további kísérletek végzéséhez szükséges ellenőrizni, hogy valóban leányelemmentes radont szolgáltat az RN 2000A radonforrás (PYLON) (továbbiakban radon emanátor) melynek aktivitása 105,7+0,4 kBq (Kovács 2012). Az emanátor használatát minden esetben 1 napos „szellőztetés" előzte meg, mely során az emanátorban esetlegesen felépült leányelemeket elválasztottam. Az emanátorból származó gázkeverékben, esetleges lévő tapadt leánytermékeket sartorius midisart 2000 0,45 μm PTFE szűrővel is elválasztottam, majd az előzetesen kivákumozott 300A (Pylon) tipusú szcintillációs Lucas cellába vezettem, és a mérést rögtön megkezdtem. A Lucas cellában történt fény felvillanásokat AB-5 radon monitorral (Pylon) detektáltam.

AlphaGUARD érzékenysége a radon rövid életű leányelemeire

A kísérlet során csak radont (toronmentes) tartalmazó levegő keveréket vezettem az AlpaGUARD ionizációs kamrájában, sartorius midisart 2000 0,45 μm PTFE szűrőn keresztül, az emanátort és a pumpát is kiiktattam valamint az AlpaGUARD ki és beömlőcsonkját lezártam, majd a gázkeverékben történt alfa bomlásokat regisztráltam.

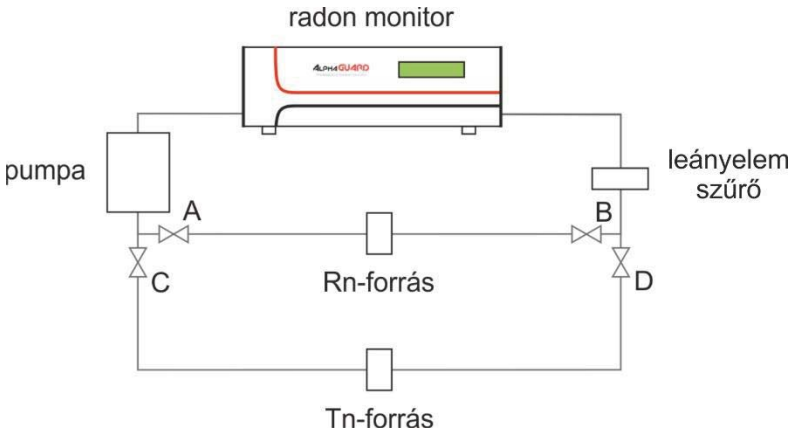
AlphaGUARD érzékenysége toron leányelemeire

Feltételeztem, hogy Bi-212 és-vagy Po-212 toron leánytermékekre érzékeny a műszer. Ennek meghatározását a „lecsengés" dinamikáját vizsgálva kívántam meghatározni. A kísérlet során, toronforrásnak tórium nitráttal ($Th(NO_3)_4x5H_2O$) kevert kerámia golyókat használtam. A golyók egyenként 0,05 g tömegűek, $9{,}6\cdot10^{-2}$ $cm^3\cdot g^{-1}$ pórus tartalommal bírnak, és 2,5 órán át 600°C on történt a kiégetésük (Jobbágy 2010). A toronforrásból pumpa segítségével folyamatosan, egy napon keresztül torondús gázkeveréket vezettem az AlphaGUARD-ba (1 $l\cdot min^{-1}$), zárt körben kötve a toronforrást, leánytermék szűrőt és az AlphaGUARD-ot. Ezután a forrást elzártam, az AlphaGUARD be-és kilépőcsonkját lezártam, és szellőztetés nélkül

hagytam elbomlani a gázkeveréket. A cél az volt, hogy toron leányelemek kerüljenek az AlphaGUARD ionizációs kamrájába, és a felépülés során növeljék a beütéseket. Majd a toron utánpótlás leállítását követően, a toron elbomlása után már csak az alfabomló leánytermék elbomlását kövessem. A csökkenő aktivitásból kalkulált felezési idő alapján meghatározható, a beütést okozó izotóp, vagy annak anyaeleme. Állandó, de kezdetben leányelemmentes toronkoncentrációt feltételezve a toron leányelemeinek a felépüléséhez (>90%) a függelék 5. táblázatban feltüntetett idő szükséges.

AlphaGUARD –al végzett toron, radonmérés

A Rn-220 és Rn-222 elválasztásának a lehetősége az eltérő felezési idők felhasználásával már említésre került. Kísérletet végeztem annak érdekében, hogy igazoljam az AlphaGUARD nem különbözteti meg a Rn-220 és Rn-222 től származó beütéseket. Az alábbi mérőkört állítottam össze (3.1. ábra): Alphapumpa, radonemanátor, toronforrás, leányelem szűrő, Alpha-GUARD. A toronforrás a korábban ismertetett kerámia golyók. Az akkumulációs cellában a radon és toron együttes koncentrációját egy perces integrálási idővel „flow" üzemmódban mértem. A cellában lévő ventilátor és a pumpa kényszeráramlásából adódó keverés miatt homogénnek tekintettem a gázelegyet. Az előzetesen kiszellőztetett, majd nitrogénnel átöblített mérőrendszerben először csak radon-nitrogén keveréket állítottam elő, A-B kör. Az Alphapumpa segítségével radondús gázkeveréket juttattam az AlphaGUARD–ba, majd a radonemanátort ki is iktattam, ezután a gázkeveréket zárt körben cirkuláltattam, hogy a teljes mérőkörben homogén radonkoncentráció alakuljon ki. Ezt követően időszakonként változtattam a gázkeverék toronkoncentrációját (C-D kör) a toronforrás segítségével. A radon-nak a kísérlet alatt nincs utánpótlása, koncentrációja 3,8 napos felezési idejű bomlással csökken, mivel a kísérlet kb. 150 percig tartott ez a csökkenés nem számottevő (1,9%).

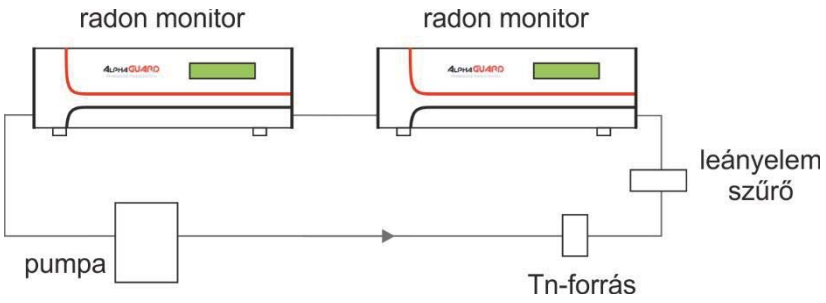


3.1. ábra: Radon, toron mérése AlphaGUARD radon monitorral mérési elrendezés

AlphaGUARD toron belépőcsonk korrekció

Kísérlettel kívántam megállapítani az összefüggést az AlphaGUARD beömlőcsonkjára kötött gázkeverék torontartalma, és a műszer kijelzőjén leolvasott toronkoncentráció között. Felvetésemet arra az egyszerű tényre alapoztam, hogy az ionizációs kamrán áthaladva a gázkeverék torontartalma a bomlási egyenletnek megfelelően csökken. Az AlphaGUARD kamra térfogata 0,64 liter, aktív térfogata pedig 0,54 liter. A rendszeresített és más intézetek által is használt Alphapumpa maximális térfogatárama 1 $l \cdot min^{-1}$ (Saphymo GmbH újabban 2 $l \cdot min^{-1}$ teljesítményre alkalmas pumpát is szerepeltet a termékpalettáján). Dugószerű áramlást feltételezve a kamrába való be és kilépés között 38,4 s idő telik el 1 $l \cdot min^{-1}$ pumpa teljesítményt alkalmazva, 0,5 $l \cdot min^{-1}$ esetén pedig 76,8 s. Ezért a toron 55 s felezési ideje végett, a számottevő bomlást figyelembe kell venni.

Számításaimat, méréssel is ellenőriztem, mivel nem egy másik elven működő műszerrel akartam összemérni az AlphaGUARD toronérzékenységét ezért két azonos típusú műszert használtam. Zárt körbe kötöttem a már ismertetett toronforrást, pumpát, szűrőt és egymás után két azonos típusú AlphaGUARD-ot, majd a forrásba zártam a kört (3.2. ábra). A két AlphaGUARD-ot 1 cm hosszú 3 mm belső átmérőjű szilikon csővel kötöttem össze. Ezen az igen rövid csőszakaszon ($7 \cdot 10^{-5}$ liter) 1 $l \cdot min^{-1}$ esetén, $7 \cdot 10^{-5}$ s az áthaladási idő, és a csőszakasz ki és bemenő toronkoncentráció között 0,9999 az arány. A hőmérsékletet, páratartalmat és nyomást nem szabályoztam, csak a labor klimatikus paramétereit tartottam állandó értéken a kísérlet alatt. Méréseimet elvégeztem „nyitott" mérési elrendezéssel is, amikor a második AlphaGUARD-ból távozó gázkeveréket kiszellőztettem a szabadba.



3.2. ábra: Toron belépőcsonk korrekció megállapítása
AlphaGUARD radon monitorral mérési elrendezés

Szabad levegő radonkoncentráció magassággal változása különböző növénytársulások esetén

Kísérletet végeztem annak érdekében, hogy a radon, magassággal való eloszlásában milyen hatása van a különböző növényzetnek és a tározó tájolásának (szél és nap védettségének). A szabad levegő radonkoncentrációjának magassággal való változását (csökkenését) dC/dh [$Bq \cdot m^{-2}$] a továbbiakban levegő radongradiensnek nevezem. Három (Ajka szénsalak, Zalatárnok fúróiszap, Pécs uránipari zagytározó) vizsgált tározón mértem meg, a radonkoncentráció magasságbeli eloszlását. A kísérletek indoklásához először 1-1 órás integráló mérést végeztem AlphaGUARD műszerrel. A mérések során 10 perces diffúziós módban használtam a műszert. A tározókon -amennyiben volt- különböző növény társulások hatását is megvizsgáltam. A kiválasztott pontokon 0, 50, 100, 150 és 200 cm magasságban mértem a szabad levegő radonkoncentrációját. Két AlphaGUARD műszert használtam paralel módon egy ponton, de különböző magasságban. Minden magasságban 1 órát mérten úgy hogy az első 2 mért értéket nem használtam, mivel a műszer kamrája és a környezet között diffúzióval áll be az egyensúly és ehhez idő szükséges. Genrich (1993) publikációja alapján 20 percen belül >70% ban beáll az egyensúly a szabad levegő radonkoncentráció, és az AlphaGUARD ionizációs kamrájában kialakult koncentráció között. A mérések során a második és harmadik mért radonkoncentrácó érték között <10% volt az eltérés. A méréseket reggel 8 és 11 óra között végeztem.

Terület leírása

A növényzet és elhelyezkedés -szél és napárnyék- mindhárom tározón különböző. A salaktározón négy különböző pontot választottam (a területről készült fényképek a függelék 7,8,9 ábráján láthatóak): 0. pont övárok: ami szél és napárnyékos területet, zárt lombkoronával fedett, magas (1100 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$) felszíni radonexhalációval. 4. pont: alacsonyabb (310 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$) felszíni radonexhalációs terület, sűrű aljnövényzettel és lombkoronával fedett, de kevésbé szélárnyékos, és a naptól sem védett sík terület. 3. pont: a 4. ponttal megegyező, de ritkább aljnövényzettel borított 303 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$ felszíni radonexhalációs terület. 1. pont: magas (810 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$) felszíni radonexhalációval rendelkező terület, növényzet nélkül, széltől és naptól semmilyen formában nem védett, ami a tározó szélén helyezkedik el. A jelzett felszíni radonexhalációk a jelen kísérlettel egy napon kerültek meghatározásra, de nem azonos időpontban. A fúróiszap tározót egy ponttal is elegendő jellemezni, ugyanis az egész területe

sík rendszeresen nyírt, gyengén füves, széltől és naptól nem védett terület. Az uránipari zagytározó az iszaptározóhoz hasonlóan füves felületű, néhány kisebb cserje található rajt, de a legeltetés miatt jellemzően fűfélék borított sík terület, nap és szélárnyék nem alakul ki.

Szabad levegő radonkoncentráció változása a magassággal integráló mérések

Az 1 órás intervallumú mérések után, fél éves integráló szabad levegő radonkoncentráció méréseket is elvégeztem az indokolt helyeken. Mivel az iszaptározón és zagytározón alacsony radongradienst kalkuláltam az AlphaGUARD-al történt radonkoncentráció értékekből, ezért ott nem végeztem integráló méréseket. Az iszap és zagytározón nincs növényzeti, vagy olyan mértékű domborzati különbség mely indokolta volna annak vizsgálatát, továbbá olyan növényzet, amelynek a téli-nyári időszakban lévő lombozata jelentős különbséget mutatna. A füves terület télen ugyanolyan „lombos" mint nyáron, ezért a lombkorona hatásának csak a salaktározó esetében van jelentősége. A fentiek miatt, csak a salaktározón végeztem integráló szabad levegő radonkoncentráció méréseket. Az integráló méréseket CR-39 (Baryotrak) nyomdetektort polipropilén diffúziós kamrába helyezve (NRPB) végeztem. A felhasznált nyomdetektor egy átlátszó polikarbonát (allil-diglikol-karbonát, $C_{12}H_{18}O_7$), hőkezelt műanyag, amely kémiai és fizikai összetételéből adódóan képes alfa-részecskék jelzésére. Az alfa-részecskék által okozott látens nyomok előívása, 90°C-on és 4,5 órán át történő (6,25 M NaOH oldattal) maratással valósul meg. Az előhívott nyomok kiértékelését IDES képfelismerő szoftverrel végeztem.

A kiértékelés után a kapott nyomsűrűség értékéből a radonkoncentrációt a 3.1., 3.2. egyenlettel határoztam meg

Nyomsűrűség meghatározása:

$$nyomsűrűség = \frac{nyomszám}{vizsgált\ terület}\left[\frac{nyom}{mm^2}\right] \tag{3.1.}$$

A vizsgált terület 50,5 mm^2.

Nettó nyomsűrűség:

Az előző pontban kapott nyomsűrűségből levonjuk a háttér detektoron kapott nyomsűrűséget.

Radonkoncentráció meghatározása:

$$C = \frac{kalibrációs\ faktor \cdot nettó\ nyomsűrűség}{expozíciós\ idő}\left[\frac{Bq}{m^3}\right] \tag{3.2.}$$

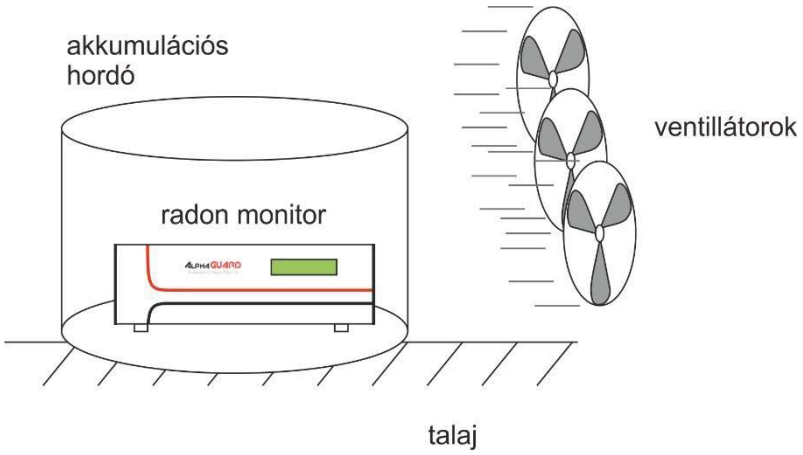
A 160 napos integráló méréseket az AlphaGUARD-al végzett mérések helyén ismételtem meg. A CR-39 detektort dróttal fához, vagy valamilyen tereptárgyhoz rögzítettem a kívánt magasságokban. Minden esetben lógtak az eszközök, ezért az esetleges „falhatás" nem befolyásolta a méréseket. A két időszakot úgy választottam meg, hogy a téli - nyári növényzet hatását vizsgálni tudjam. A növényzet változását egyszerű szemrevételezéssel állapítottam meg. Tehát tavasszal, mikor a növényzet lombosodása megkezdődött április 10. kihelyeztem a CR 39 detektorokat, a lombhullatás (október 1.) kezdetén begyűjtöttem, majd október 10. kihelyeztem az új CR-39 detektorokat és április 1. napon begyűjtöttem őket. A salaktározó esetén a fák lombkoronája ősszel elhullik, és az alacsony (1 méter) lombmagasságú növényzet is elhullatja leveleit. Ezért vártam, a lombos és a lomb nélküli növényzet esetén különbséget, a radonkoncentrációk és a radongradiensek között.

Szél, eső hatása a felszíni radonexhalációra és felszínközeli talajgáz radonkoncentrációra

Felszíni radon exhaláció változása szél hatására

A gyakorlatban elterjedt, felszíni exhaláció mérési módszerénél vizsgáltam meg a szél hatását, a felszíni radonexhalációra. A mérés során talaj felé nyitott 0,114 m^3 űrmértékű és 0,2826 m^2 területű fém hordóval elhatároltam a talaj felületét. A hordót a talajba nyomtam, majd a köríven földdel tömítettem, a hordó alatti elhatárolt térrészben (diff módban, 10 perces integrálási idővel) AlphaGUARD-al mértem a radonkoncentrációt. Napos időben a hordóban lévő levegő felmelegszik, ezáltal megnőhet a nyomása, ami befolyásolja a mérni kívánt felszíni radonexhalációt. Ezt csökkentve, egyrészt egy napernyővel keltettem árnyékot, valamint a kamrán lévő csonkra, egy üres gumilabdát csatlakoztattam ahova a többlet nyomás ki tudott egyenlítődni. A szél változását 3 db egyszerű háztartási ventillátorral reprezentáltam, úgy hogy a ventilátor tengelyek kb. 30 cm magasan voltak a talajtól és azokat közvetlenül a talajra irányítottam. A szél sebességét GM816 (Professional Instruments) anemométerrel mértem. A vizsgálat során az érintett terület kb. 5 m^2, ahol a ventillátorok által keltett szelet homogénnek (±15%) tekintettem. Minden kísérlet esetén 10 percenként ellenőriztem a szélsebességet és annak homogenitását. A szélsebesség változásának hatását nem vizsgáltam, csak a szél és szélmentes állapotot. A ventillátorok által keltett légáram „szél" 5$m \cdot s^{-1}$ nagyságú volt. A szélcsendet 1,25 m magas OSB lapokkal biztosítottam olyan formában hogy az 5 m^2 vizsgált területet elkerítettem, hogy a normál időjárási szél (és annak változása) ne befolyásolja a mérést. Egy mérés egy napig tartott, a kora reggeli órákban nem végeztem mérést. Ennek oka,

hogy a napfelkeltével felmelegedő talajközeli légréteg turbulens mozgása, jelentősen befolyásolja a vizsgált felszíni radonexhalációt (Chambers 2015).



3.3. ábra: A felszíni radonexhaláció változása szél-ventilátor hatására vizsgálat mérési elrendezés

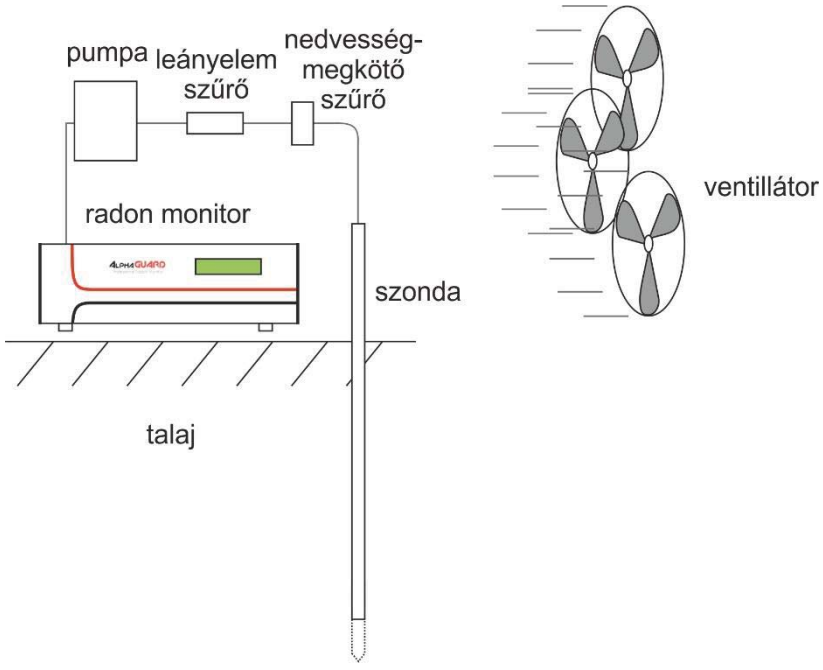
Sekély mélységben mérhető talajgáz radonkoncentráció változása szél hatására

A felszíni radonexhaláció, és szél hatásának vizsgálatához kapcsolódva kísérletet végeztem, a szél és a sekély mélységben (2,3,5 cm mély) mért talajgáz radonkoncentráció kapcsolatának megállapítására (3.4. ábra). A vizsgálatot az exhalációs méresekkel egy területen végeztem. A sekély mélységben végzett talajgáz radonkoncentráció meghatározására nem alkalmas az AlphaGUARD-hoz, vagy más mérőműszerekhez (Rad-7, RTM, stb.) rendszeresített gyári szonda. A gyári szondával már 20 cm-nél kisebb mélységből is aggályos talajgázt venni, mert a szonda palástja ebben az esetben nem tömít eléggé, ezért nem csak a talajgázt, hanem a szabad levegőt is felszívja a pumpa, mivel az leveréskor a szonda kitöri a talajt.

Ezért legyártottam egy sekély mélységben is használható talajgáz mintavevő szondát, továbbiakban „kis szonda”. A kis szonda rozsdamentes acélból készült külső átmérő 6 mm belső átmérő 3,5 mm, a talaj és a cső találkozásánál egy D=40 mm gallért alakítottam ki fából, melyet a talaj felé lágy gumival borítottam. A gallér szerepe egyrészt hogy a szondát függőlegesen tartsa, valamint a gallér alsó részén levő gumi, a cső külső palástja és a talaj között lévő esetleges tömítetlenséget csökkentse. A gallért minden esetben 1 kg tömeggel, azaz 800 Pa nyomással rögzítettem a talajhoz. A mintavételhez szükséges aktív teret (20 mm hosszú és 3,5 mm átmérőjű henger), a szondába helyezett acél pálca, talajba való benyomásával alakítottam ki. A talajgáz mérések során a ventillátorokat közvetlenül a szondára és annak környezetére irányítottam, mivel a szonda nem árnyékolja a ventillátorok által keltett szelet, ezért ez esetben homogénebb volt a talaj feletti szél profil, mint az exhalációs vizsgálatoknál

(max. ± 8%). Az AlphaGUARD-ot 10 perces flow üzemmódban használtam, a pumpa teljesítmény 0,3 $l \cdot min^{-1}$ volt. Mivel folyamatos mérést végeztem ezért a toron zavaró hatását, 5 méter hosszú radonzáró csővel küszöböltem ki. A talajgáz, felszínhez ilyen közeli rétegében a diurnális változás a talaj paramétereitől függően befolyásolja a radon értékeket. Ezért a szeles és szélárnyékos állapotot óránként váltottam. Így az óránkénti változás a diurnális változásra szuperponálódik. Valamint ezen, zavaró hatásokat kiküszöbölendő egy referencia talajgáz szondát is alkalmaztam. A referencia szonda nem volt érintett a szelet reprezentáló ventillátorral. A ventilátor csak a másik szonda (2. szonda) területét érintette. Szélárnyékban az említett napernyőkkel és OSB lapokkal vettem körbe az érintett területet, szeles állapotban pedig a napernyőt megemelve, rendeltetésszerű használattal csak a naptól védtem a területet.

A talaj permeabilitását szintén a kis szondával határoztam meg, a már ismertetett RADON-JOK eszközzel. A RADON-JOK, mélyebb rétegek permeabilitás meghatározására készült, és vastagabb szondához. A számolásokat a saját szondám méreteivel végeztem (mélység, szondaméret, aktív térfogat, alaktényező). A területet ahol a kísérletet végeztem homogénnek tekintettem, a felső 50 cm réteg korábban általam került kialakításra homogén, csernozjom termőtalajból, az alatta lévő réteg pedig dolomitos töltés. Jelenleg füvesített pázsitként funkcionál a hátsó kertben.



3.4. ábra: Sekély mélységben mért talajgáz radonkoncentráció változása szél hatására mérési elrendezés

Csapadék hatása a felszíni radonexhalációra

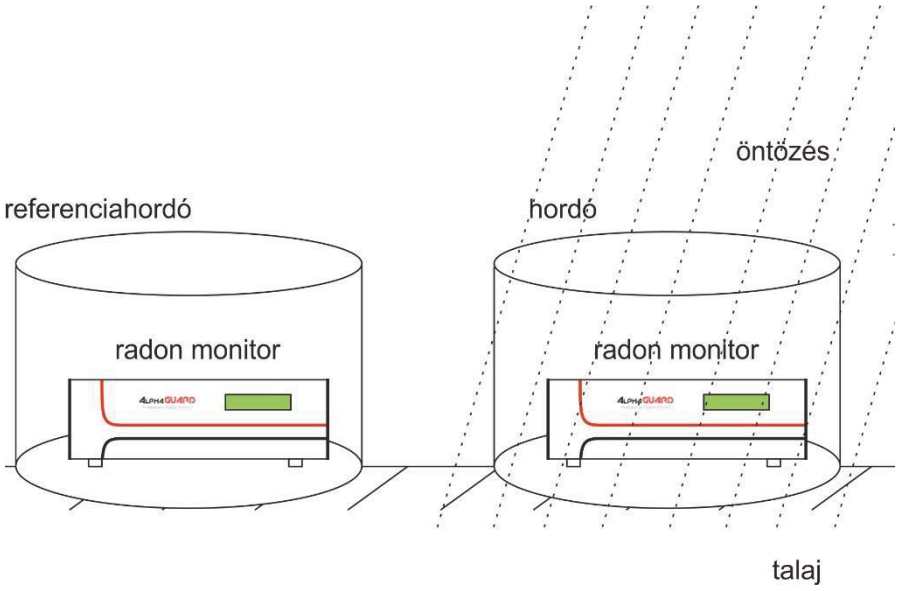
A csapadék hatását (talajnedvesség változás) kívántam megvizsgálni, a felszíni radonexhalációra. Különösen annak akkumulációs hordóval történő mérése esetén. A hipotézis, amit bizonyítani akartam, az hogy a napszaki, vagy szezonális eső hatására bekövetkező klimatikus változás az exhalációs hordóval történő mérésekkel nem követhető. Ennek okai:

- Egyrészt a hordó alatti terület, amelynek a felszíni radonexhalációját mérjük, a takarás végett nem érintkezik az csapadékkal (hasonlóképp a szél vs. exhaláció kísérleteknél elmodottaknál). Természeten, kis mértékű nedvesedés bekövetkezik, a hordó fala alatti területen keresztül. A hordó átmérője 60 cm, ezért eső hatására a vizsgált terület kerületén csak néhány cm nedves körgyűrű fog kialakulni a hordón belül. A méréseim során, a nedvesség front vertikális szivárgása 3 cm volt 10 mm eső esetén.
- Másrészt az exhalációs hordót körülvevő talajnedvesség növekedés esetén, a mélyebb rétegekből feláramló radon, szabad levegőbe való jutása gátolt. Ennek oka a kialakuló alacsonyabb gázpermeabilitás, mivel a talaj pórusai már akár 5 mm eső hatására is vízzel telítődnek (Pearson és Moses 1966). Továbbá az eső előtti száraz állapot miatt kialakult repedések megfelelő mennyiségű eső hatására bezáródhatnak, míg a hordó alatti területen ez nem történik meg. A diffúziós állandó, nedvességtől való függését leíró különböző modellekben, a nulla nedvességtartalom és a szaturációs állapotban lévő talajok, radon diffúziós állandója között, közel négy nagyságrend eltérés mutatkozik.

Az eső, a növekvő talajnedvesség miatt a radon diffúziós hosszának csökkenésével csökkenti a felszínre jutott radon, azaz a felszíni radonexhaláció nagyságát, de ezzel ellentétes hatás a talaj növekvő nedvessége miatt megnövekedett emanációs tényező. Az emanációs tényező változása a nedvességtartalommal, egyes szerzők szerint akár több nagyságrendű is lehet (Menetrez 1996, Sakoda 2011, Sas 2012, IAEA 474) A felszínközeli rétegek emanációs tényezője eső hatására megnő, de normál talajoknál 60% víztelítettség esetén eléri a maximumát. Ez a hatás nem realizálódik az akkumulációs kamrával lefedett felületen, mivel azt nem éri víz.

A kísérlet során előzetesen felmért homogén területen helyeztem el két exhalációs hordót, egymástól 8 méterre, és a hordóban kialakuló radonkoncentrációt, valamint annak változását a már ismertetettek szerint detektáltam. A referencia mérés minden befolyástól mentesen, a napszaki változásnak megfelelően regisztrálja a radonkoncetrációt az akkumulációs-hordóban. A másik hordó környezetének talajnedvességét (5 m^2) változtattam (növeltem), kerti locsoló slaggal öntöztem, 10 $mm \cdot nap^{-1}$ egyenletes elosztásban (2 óránként locsolva). A kísérlet kezdeti

óráiban a két akkumulációs hordót nem befolyásoltam semmilyen mértékben. Ezen kezdeti szakaszban csak azt igazolom, hogy a két hordóval történt mérés, közel azonos radonexhalációt regisztrál. Előfordult olyan eset, hogy a talajfelszín és a hordópalást rossz tömítése miatt nem voltak reálisak a radonkoncentráció értékek, (nem futott párhuzamosan a két hordóban mérhető radonkoncentráció) ezeket a méréseket nem diskutálom. Mivel nem a kialakult koncentrációérték, vagy az abból számított exhaláció meghatározása volt a cél ezért az átlagot vagy mediánt, az ilyen módon elhagyott értékek nem befolyásolták. Az eső hatásának meghatározáshoz szükséges, hogy a két hordó eső nélkül azonos, vagy közel azonos radonexhalációt regisztráljon.



3.5. ábra: A felszíni radonexhaláció változása talajnedvesség változás hatására vizsgálat mérési elrendezés

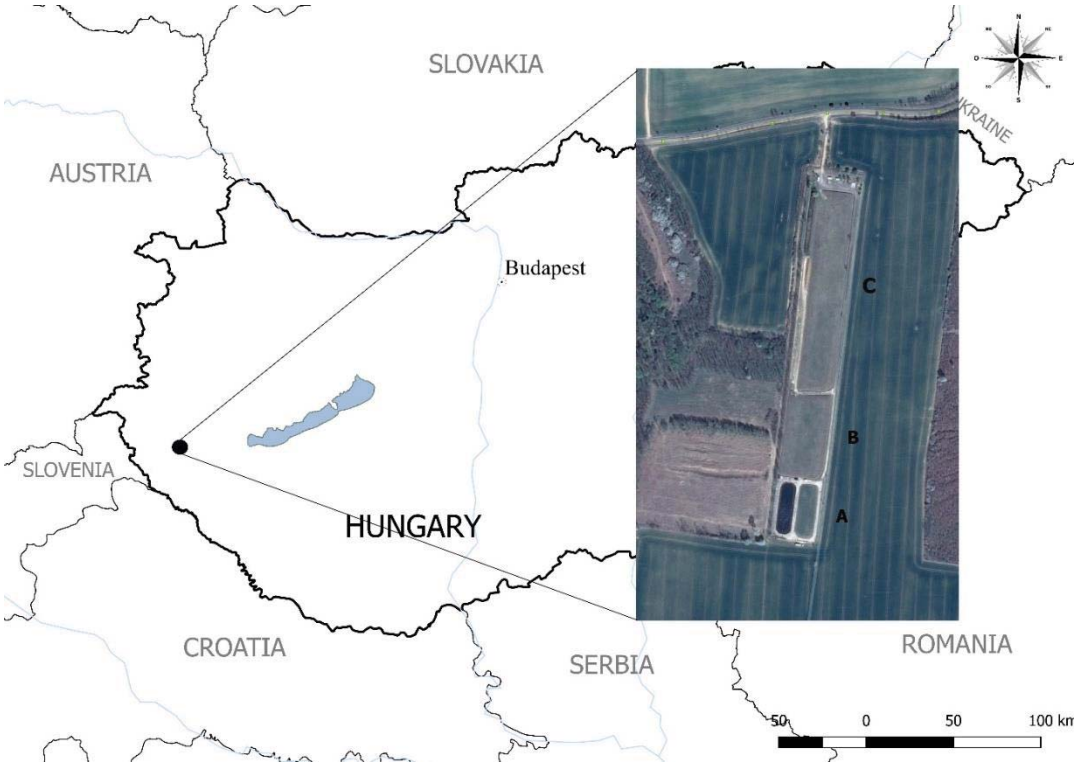
Potenciális radonkibocsájtású tározók radiológiai monitoringja

Fúróiszaptározó radiológiai monitoringja

Terület leírása

A MOL Nyrt. zalatárnoki olaj és gáz fúróiszap hulladéklerakójának monitoringját végeztem el radiológiai szempontból. A tározó Magyarország Zalatárnok falu határától 2 km távolságra helyezkedik el (a tározó GPS koordinátája 46.682781, 16.729705) (3.6. ábra). A területen három tározó található, ezek közül C és B jelű már jelen vizsgálatot megelőzően átlagos radionuklid-koncentrációjú agyaggal fedésre került (ezek esetében csak a fedett állapotot) de a

harmadik A tározót fedetlen és fedett állapotban is megvizsgáltam. Az A tározót, a mintavételt megelőzően 5 évvel nyitották és 3 év alatt folyamatosan került feltöltésre. Mind a három tározóra 1,5 méter agyag fedés került a rekultiváció során. A és B jelű tározó 70x30 m, a C jelű tározó 90x150 m nagyságú, az összes elhelyezett fúróiszap kb. 30.000 m^3. A terület tájba illesztése jól sikerült, a szerviz utakat és kerítést leszámítva nem tűnik ki, a környező mezőgazdasági művelésben lévő területből. A terepen környezeti dózisegyenérték-teljesítményt mértem és levegőben elnyelt gammadózis-teljesítményt számoltam (terresztriális radionuklid-koncentrációból). A levegőben történő radonmigrációt talajgáz radonkoncentráció, felszíni radonexhaláció és szabad levegő radonkoncentráció mérésével ellenőriztem.



3.6. ábra: Zalatárnok olajfúrási iszaplerakó elhelyezkedése

Terepi mérés

Környezeti dózisegyenérték-teljesítmény H*(10) [$nSv \cdot h^{-1}$] mérését 1 méter magasságban, 6150AD-b Dose Rate Meter típusú dózismérővel végeztem (Automess) (kimutatási határ 1,3 $nSv \cdot h^{-1}$). Minden esetben 10 m^2 területen mértem és annak átlagát számoltam. Az A jelű tározón fedett és fedetlen állapotban is megmértem a H*(10)-et 4-4 ponton. Míg a másik két tározón csak fedett állapotban történtek a mérések, minden tározón három ponton, a talajmintavételi pont környezetében. A talaj felső 20 cm-ében mért, átlagos radionuklid-tartalmából számított,

levegőben elnyelt gammadózis-teljesítményt (Dγr) 1 méter magasságban Quindos (2004) szerint a 3.3. egyenlettel számítottam.

$$D_{\gamma \mathrm{r}} = (0{,}4551 \cdot C_{Ra-226} + 0{,}5835 \cdot C_{Ra-226} + 0{,}0429 \cdot C_{K-40}) \cdot 10^{-3} \qquad (3.3.)$$

ahol:

$D_{\gamma r}$: az 1 méteren kalkulált gammadózis-teljesítmény $nGy \cdot h^{-1}$ mértékegységben,

C_{Ra-226}, C_{Th-232} ,C_{K-40} a talajban lévő koncentráció [$Bq \cdot kg^{-1}$].

A számítás során a földkérgi és kozmikus komponens külön-külön került meghatározásra, majd összegzésre. A gammaspektrometriával meghatározott radionuklid-koncentrációkat használtam, a terreszetriális gammadózis-teljesítmény komponens meghatározásához. A kozmikus komponens meghatározásához a 31 $nSv \cdot h^{-1}$ tengerszinten mérhető sugárzást 0,2 km tengerszint feletti magasságot, és Bouwille és Lowder egyenletét használtam fel (UNSCEAR 2008, Bouwille és Lowder 1988). A levegőben lévő, egyéb gammaforrásoktól származó hozzájárulást elhanyagoltam. Meg kell jegyezni, hogy a mért és a kalkulált dózis értékek, bár ugyanazt a teret írják le, de mást jelentenek, és értékükben is eltérnek. A levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény a levegő egységnyi térfogatában elnyelt energia és annak tömegének a hányadosa $J \cdot kg^{-1}$=Gy. A környezeti dózisegyenérték az emberi testben elnyelődő dózismennyiség közelítésére használatos, az ICRU gömbfantomban létrehozott dózismennyiséggel egyenlő. Az ICRU gömbfantom egy 30 cm átmérőjű „szerv egyenlő" műanyag test, melynek sűrűsége 1 $g \cdot cm^{-3}$, összetétele 76,2% oxigén, 11,1% szén, 10,1% hidrogén és 2,6% nitrogén. A nagy áthatoló képességű gamma-sugárzásra a sugárzással szemben 10 mm mélyen létrehozott dózis használatos (IAEA, UNSCEAR). A két mennyiség egymással nem egyenlő, egyértelmű váltószám nem állapítható meg közöttük. Bolygatatlan füves területen 1,23 $Sv \cdot Gy^{-1}$ közelítés használható (Ramzaev 2015). Ez az arány, alacsony 50-200 keV foton energiánál még ennél is magasabb >1,4 (ICRP 74). De a terresztriális radionuklidok és leányelemeik jellemzően ennél magasabb energiájú gammavonalakkal rendelkeznek.

Szabad levegőben mérhető radonkoncentráció

A szabad levegőben mérhető radonkoncentrációt AlphaGUARD PQ2000 (Saphymo) típusú eszközzel határoztam meg. 10 perces diffúziós üzemmódban mértem minden ponton 1 órát, úgy hogy az első két 10 perces értéket nem vettem figyelembe, az utána következő 4 értékből

pedig átlagot számítottam. A műszerkönyv alapján a legkisebb detektálható radonkoncentráció<2 $Bq \cdot m^{-3}$.

Talajgáz radonkoncentráció

A talajgáz radonkoncentrációját Saphymo AlphaGUARD PQ2000 tipusú eszközzel határoztam meg 10 perces flow üzemmódban, a talajgázt a gyári szonda és AlphaPUMP (Genitron Indtruments) pumpával kényszeráramlással juttattam az AlphaGUARD kamrájába 0,3 $l \cdot min^{-1}$ pumpa teljesítményt és 4 méter hosszú radonzáró csövet, nedvesség megkötő $CaCl_2$ granulátum és sartorius midistart szűrőt alkalmaztam. Emellett a toron elválasztására, az alábbi protokolt alkalmaztam (Jónás 2016):

1. a talajgázt 10 percig pumpával felszívom a talajból, hogy az AlphaGUARD kamráját teljesen átöblítse,
2. a szondát leválasztom az AlphaGUARD-ról, be és kilépőcsonkot a szűrőn keresztül zárom, a pumpával pedig keringetem a gázkeveréket,
3. a toronmentes radonkoncentrációt 6 perc után olvasom le.

Neznal (1994) 80 cm mélységben javasolja a talajgáz mintavételt, hogy az időjárási körülmények változása ne zavarja a talajgáz radonkoncentráció meghatározását. Az iszaptározó fedőrétegének alacsony permeabilitása nem tette lehetővé a 80 cm mintavételi mélységet, ezért minden esetben a maximális mélységben vettem a talajgázt, ahol az alkalmazott pumpa még fel tudta szívni a talajgázt (10-30 cm mélység). A talajgáz változása a mélységgel homogén talajban lehet lineáris, vagy nem lineáris, de a talajfelszín felé haladva (egyéb anomáliáktól eltekintve) csökken. Azért hogy komplexebb képet kapjak a terület radonkockázatáról a talaj gázpermeabilitását is meghatároztam, és egyéb származtatott értéket GRP vagy RA számítottam (Neznal 2005).

Felszíni radonexhaláció

A felszíni radonexhaláció meghatározására, a már részletezett mérési elrendezést használtam (Somlai 2006).

Talaj gázpermeabilitás (k)

A talajok gázpermeabilitásának meghatározását, RADON-JOK (Radon v.o.s) eszközzel végeztem a korábban leírtak szerint. A talaj gázpermeabilitását minden esetben a talajgáz mérési mélységében végeztem, a k alakténeyezőt a mélység változással újraszámoltam. A minimálisan detektálható talaj gázpermeabilitás 10^{-14} m^2.

Mintagyűjtés

A mintákat (pontonként 10 kg) fedetlen tározóból négy ponton, egymástól 15 méteres távolságból, két különböző mélységből (20 cm, 40 cm) vettem. A fedett tározókon csak 20 cm mélyről vettem mintát a fedőtalajból (agyagmintát) tározónként három ponton egymástól 20 méteres távolságból (a fedés során használt talajt homogénnek tekintettem, mivel azonos bányából történt a szállítása). A talajmintákat műanyag mintatartókban szállítottam a Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézet laborjába.

Labor mérések

Gammaspektromeriás radionuklid meghatározás

A gyűjtött mintákat tömegállandóságig 105°C–on kiszárítottam, az esetleges növénymaradványokat eltávolítottam, és 0,63 mm szemcsenagyság alá porítottam. Homogenizálás után, radonzáró alumínium Marinelli geometriájú mintatartóba töltöttem, és 30 napot vártam, hogy a Ra-226 és Rn-222 között beálljon a radioaktív egyensúly. A mérést GMX40-76 (ORTEC) típusú HPGe gammaspektrométerrel végeztem. Az alkalmazott mérőrendszer felbontása 1,85 keV 1332,5 keV-nál, a mérési idő 80 000 s volt. A relatív mérést IAEA-326 referenciaanyag felhasználásával végeztem. A K-40 meghatározásához annak (1460 keV) teljesenergiacsúcsát használtam. A Th-232 meghatározásához az Ac-228 (338 és 911 keV), Ra-226 meghatározáshoz az Pb-214 (352 keV) és Bi-214 (609 keV), az Pb-210 meghatározásához annak 47 keV teljesenergiacsúcsát használtam. Az alkalmazott mérési elrendezés minimálisan detektálható aktivitása 2; 2,4; 5; 20; $Bq \cdot kg^{-1}$ Ra-226, Th-232, Pb-210 és K-40 illetően (ISO-11929:2010).

Származtatott értékek GRP RA

A korábban részletezettek szerint meghatároztam a GRP és RA értékeket

Fajlagos radonexhaláció, radonemanáció meghatározása

A fúróiszap és a fedőréteg fajlagos radonexhalációját és radonemanációs tényezőjének megahározását az alábbiak szerint végeztem. A mintákat (szárítás porítás növény maradványok eltávolítása, homogenizálás) előkészítettem. A mintákat egy akkumulációs kamrába zártam, mely üvegből és fém kupakból készült, zárható ki és bevezetőcsonkkal, valamint egy, a kamrában lévő ventillátorral rendelkezik. Az exhalációs periódus megkezdése előtt a kamrát levegővel, majd nitrogénnel átöblítettem, hogy a kamrában a kezdeti radonkoncentráció nulla

legyen. A kamrában a radioaktív egyensúly elérése után (30 nap), a radonkoncentráció meghatározását AlphaGUARD radon monitorral (10 perc flow mód) végeztem. A műszert leányelemszűrőn keresztül zárt körbe kötöttem, az akkumulációs kamrával és Alphapumpával. A toronmentes radonkoncentráció mérésére, a kamrán belüli lebomlást alkalmaztam, mely során a pumpát lekapcsolva megvártam, míg a toron >99% ban elbomlik (10 perc). Ezt követően 4 db 10 perces integrál radonkoncentráció értékből átlagot számoltam. A radonexhalációt a 3.4. egyenlet, az radonemanációs tényezőt pedig 3.5. egyenlet alapján számítottam.

$$Exh = \frac{C \cdot V \cdot \lambda}{m \cdot (1 - \exp(\lambda \cdot t))} \quad (3.4.)$$

$$EC = \frac{V \cdot C_{eqRn-222}}{m \cdot C_{Ra-226}} \quad (3.5.)$$

ahol:

m: a minta tömege [kg]

V: a mérőrendszer teljes térfogata [m^3]

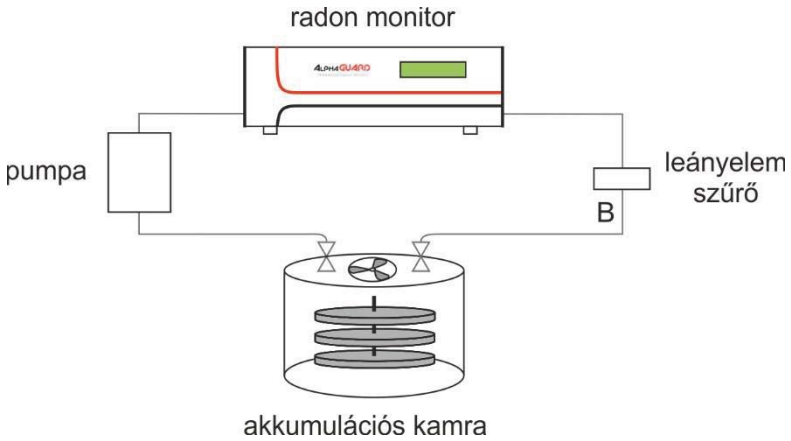
C: a mért radonkoncentráció C_{Rn-222} [$Bq \cdot m^{-3}$]

λ: Rn-222 bomlási állandó [s^{-1}]

t: akkumulációs idő [s]

Ceq_{Rn-222}: a radioaktív egyensúly után mért radonkoncentráció [$Bq \cdot m^{-3}$]

C_{Ra-226}: az m tömegű minta rádiumkoncentrációja [$Bq \cdot kg^{-1}$]



3.7. ábra: Radonemanációs tényező és radonexhaláció meghatározása akkumulációs kamrával mérési elrendezés

Szénsalaktározó radiológiai monitoringja

A remediáiciót követő 20 évben csak szórványos radiologiai vizsgálatok történtek a szénsalaktározón. Azonban 20 év eltelte elegendő időnek tűnik, a remediácio hatásosságának a

vizsgálatára. Ezért a tájképbe illesztett tározó radiológiai kockázatát vizsgáltam. Meghatároztam a tározón és környezetében a környezeti dózisegyenérték-teljesítményt, talajgáz radonkoncentrációt, szabad levegő radonkoncentrációt, radongradienst, geogenic radon potenciált és radon elérhetőséget, valamint meghatároztam a fedőréteg és a szénsalak terresztriális radionuklid-koncentrációját.

Terület leírása

Magyarország Ajkai régióban 1942-1997 között 73,5 Mt szenet bányásztak. 1975–1997 között az itt bányászott szén 73%-át a helyi erőmű égette el, 5%-át a helyben lakó közösség, a többi értékesítésre került más ipari felhasználók részére (Papp 2002). Az ajkai szénbányászat 2004-ben hagyta abba működését, 2004 márciustól pedig az erőmű biomassza üzeműre állt át. Az ajkai szénerőműben a salak és pernye hidraulikus úton zagyként, csőrendszerekben elvezetve kerültek a tározókba, kibocsájtott szürke színű iszap, a technológiai víz elvezetése és kiszáradása után betonszerű kemény anyaggá kötött meg. A helyi ipar több mint fél évszázados energiatermelésének hulladékaként 1986-ig, mintegy 11 millió tonna pernye és salak halmozódott fel (Horváth 2002).

A szénsalak tározó Ajka városon belül található, a legközelebbi lakóháztól kb. 100 méterre GPS koordinátája 47.096340, 17.547073. A tározó kb. 200x500 méter területű és 20 méter magas. A felületén az erózió folyamatos hatása miatt, a finom port a szél, a közelben lévő lakott területre hordta. Ezen por, belélegezve vagy a mezőgazdasági területeken kiülepedve, továbbá felszíni vizeket is elszennyezve környezeti és egészségügyi kockázat növekedést okozott. Ezért a tározót rekultiválták. Anyagi megfontolásból nem háttér közeli aktivitású talajjal való fedést (Gorjanácz 2004, Juhász 2001, Varhegyi 2013, Szerbin 2005) alkalmaztak, hanem egy Magyarországon szabadalmaztatott eljárást. Az ajkai salaktározó kiszáradt és megkötött felszínére legalább 1000 $m^3 \cdot ha^{-1}$ mennyiségű fakéregzúzalékot terítettek el, ezt követően a salakfelületet mélytalajlazítóval 40–50 cm mélységben felszaggatták és a feldarabolt fakérget 20–30 cm mélyen beszántották, elsimították, majd egy téli pihentetés után korán tavasszal 10 000 $db \cdot ha^{-1}$mennyiségű 1–3 éves főfafajokat, továbbá egyéb társfafajokat és elegyfafajokat telepítettek (Horváth 1999). A fedőréteg Ra-226 tartalma és a fedő vastagsága a felszaggatástól függően változhat. A rekultiváció 1992-re befejeződött, a tájba illesztés jól sikerült, a területre jellemző flora és fauna benépesítette és visszafoglalta a területet. A tározó homogén erdős képet nyújt.

A mérési pontokat, amelyek az 3.7. ábrán láthatóak, úgy választottam meg, hogy azok reprezentálják a tározón található különböző felületeket és növénytársulásokat. A tározót a

talaja és növényzete alapján három fő részre osztottam, és kijelöltem a meddőhányó mellett egy háttérnek tekinthető területet, valamint egy távolabb eső erdős területet.

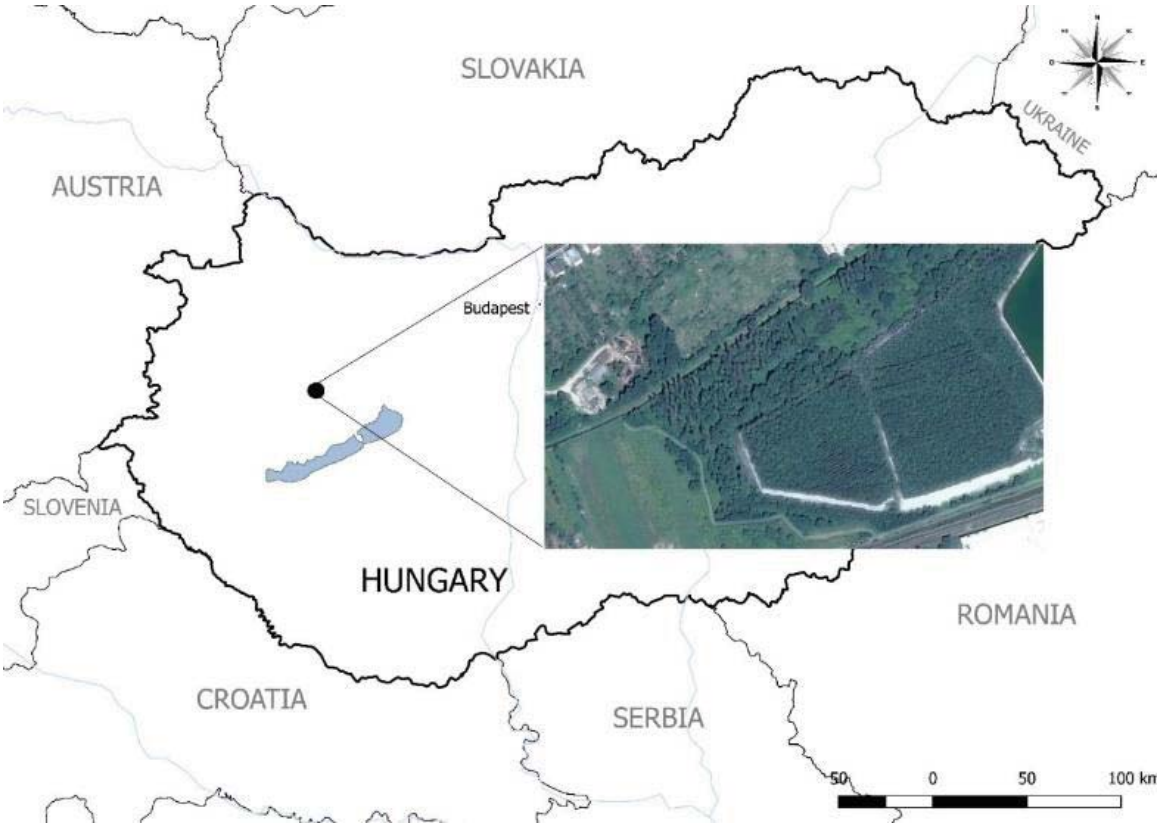
1.övárok: A salaktározó fala és a környezet találkozása, fedőréteggel nem borított rész, ahol a salak felaprózódott. Ennek ellenére a fák már lombosodtak és lombkoronájuk záródott 0. pont. A tározó déli oldalán található jellemzően árnyékos terület.

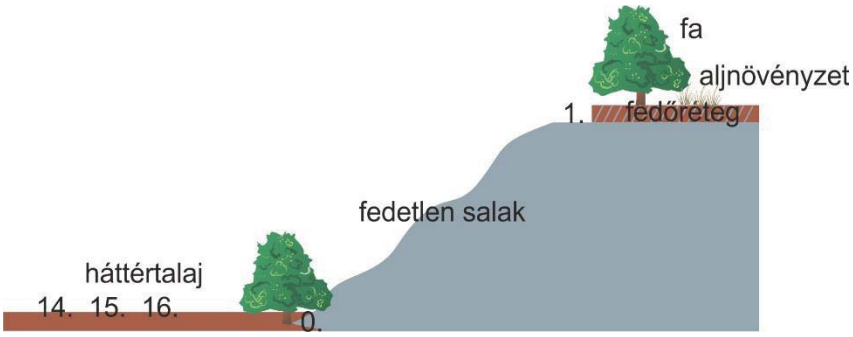
2. rézsű: Fedetlen salak a tározó meredek fala, melynek talaja egyrészt felaprózódott salak mely az övvonalhoz hasonlóan növényzettel fedett. Másik része a tározón körbe futó 3-4 méter magas sávban teljesen fedetlen betonszerű egybefüggő réteg, melyet nem fed növényzet. A rézsű legmagasabb pontja, ahol szintén fedetlen salak található, növényzet nem fedi 1. pont.

3.Fedett terület és növényzettel borított: A tározó több mint 90% ilyen terület. Ezt a területet további három jellegzetes csoportba osztottam, a megjelenő növényzet szerint: szórványos növényzet nyitott lombkoronával: 2., 3., 11. pont, szórványos növényzet zárt lombkoronával: 6, 9. pont, sűrű aljnövényzet zárt lombkoronával: 4., 5., 7., 8., 10., 12., 13. pont.

4. Környező füves terület: 14., 15., 16. pont. Ezeket a pontokat tekintettem háttérnek.

5. A tározótól 8 km távolságra kiválasztottam egy erdős részt (GPS 47.136565, 17.520490) amit háttér erdőnek nevezek.





3.8. ábra: Rekultivált szénsalatározó elhelyezkedése

Terepi mérés

A terepi mérések során a levegőben elnyelt környezeti dózisegyenérték-teljesítmény, szabad levegő radonkoncentráció, talajgáz radonkoncentráció, felszíni radonexhaláció, talaj gázpermeabilitás meghatározás az iszaptározón végzettek szerint történtek.

Minta gyűjtés

A talajmintákat az alábbiak szerint gyűjtöttem, a fedőréteget a növényzet eltávolítása után a felső 5 cm-es rétegből vettem ásó segítségével. A salakmintát, miután ásóval eltávolítottam a fedőréteget minden esetben a salak felső 10 cm-es rétegéből vettem csákány segítségével. A salakból pormintát és egy nagyobb darabot egyben is gyűjtöttem (20x20 cm). A háttér mintát, a tározótól 50 méter távolságban és az erdőben egymástól 20 méter távolságból, bolygatatlan területről, a növényzet eltávolítása után a felső 5 cm-es rétegből ásó segítségével vettem.

Labor mérés

A labor méréseket, radionuklid meghatározás, fajlagos radonexhaláció, radonemanációs tényező a korábbiakban leírtak szerint végeztem. A rekultiváció során a betonszerű megkötött talajt felszántották- felaprózták, valamint a növények gyökérzete és a fagyási degradáció tovább aprította. Ezért egy 8x8x11 cm nagyságú salakdarabnak porítás nélkül meghatároztam az fajlagos radonexhalációját (E) és emanációs tényezőjét (EC), majd ugyanennek a salaknak porítás után újra megmértem ezen értékeit.

Származtatott értékek GRP RA

A korábban részletezettek szerint meghatároztam a GRP és RA értékeket. A szénsalak építőipari felhasználás esetén kalkulált indexeket, a korábban leírtak szerint számítottam.

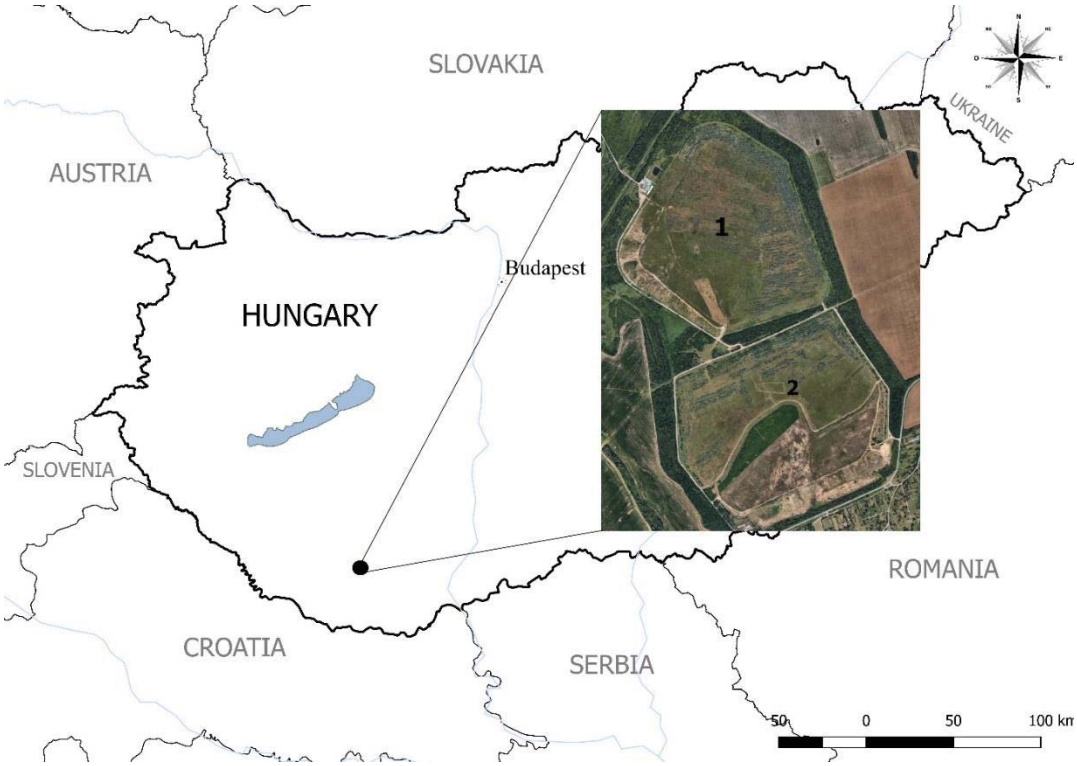
Uránipari zagytározó radiológiai monitoringja

Terület leírása

Magyarországon Pécs mellett, Kővágószőlősön uránérc bányászat és vegyi dúsítás folyt. 1957-ben megalakul a Pécsi Uránércbánya vállalat, és megindul a termelés, a vegyi dúsítómű 1964-ben kezdett működni egészen 1997. 12. 31-ig, amikor egy kormányhatározat értelmében megszűnt a magyar uránérc bányászat és ércfeldolgozás (Nagy 2011). A bányászat megszüntetését követő környezetvédelmi feladatok közül, a két zagytározó (UMTs) a környezetre veszélyt jelentő szennyezőforrás nagysága és tájrendezés kivitelezésének összetettsége tekintetében a legnagyobb feladat volt. A 2000-ben 2175/2000/13. számon kiadott, a tájrendezést engedélyező határozat által jóváhagyott kiviteli munkák befejezése után tervezett ellenőrzéssel, azaz monitoring rendszer működtetésével folyamatosan és időszakosan vizsgálni kell, hogy a teljesülnek-e az OSSKI 1117/96. sz. állásfoglalásai (OSSKI 1991).

A zagytározón elhelyezet zagy, az urán feldolgozási technológiából adódóan jelentős mennyiségű vizet tartalmazott, megjelenésében egy tóhoz volt hasonlítható. A rekultiváció során ezeket a vizeket eltávolították. Rekultiváció előtti állapotában a zagytéri víz oldott U-238 tartalma kb. 0,1 $mg \cdot l^{-1}$, Ra-226 koncentrációja pedig 4–8 $Bq \cdot l^{-1}$ volt. Az átlagos normál talajok 2–4 $g \cdot t^{-1}$ természetes urán (U_{nat}) tartalommal és 25–50 $Bq \cdot kg^{-1}$ Ra-226 koncentrációval jellemezhetők. A többi terresztriális radionuklid, Th-232 bomlási sor radionuklidjai, valamint a K-40 tartalom tekintetében a zagy átlagosnak tekinthető. A zagytározókon elhelyezett összes radioaktivitás az ércdúsító üzem nyilvántartása alapján 1997 év végéig $A=2 \cdot 10^{15}$ Bq, ami 19 millió tonna ércdúsítási meddőzagy. A gammadózis-teljesítmény, a zagytározók vízzel nem borított területén 2000–10 000 $nGy \cdot h^{-1}$ tartományba estek. A Pécs térségére jellemző átlagérték 123 $nGy \cdot h^{-1}$ (Gorjanácz 2006). A tározók belső területén magasabbak voltak az értékek, ami azzal függ össze, hogy a finomabb szemcseméretű frakcióban – ami a tározómedencék centrális részein nagyobb arányban fordul elő – a radioelem tartalom relatíve magasabb.

A területen lévő két zagytározó fedése nem azonos.



3.9 Kővágószőlős uránipari zagytározó elhelyezkedése

3.1. táblázat: Uránipari I jelzésű zagytározó fedési rétegrendje

I zagytározó	
fedőréteg	réteg vastagság [m]]
termő réteg lösz	0,45
tároló réteg lösz	0,45
védőréteg tömörített lösz	0,3
záróréteg tömörített agyag	0,3

3.2.táblázat: Uránipari II jelzésű zagytározó fedési rétegrendje

II zagytározó	
fedőréteg	réteg vastagság [m]
termő réteg lösz	0,3
tároló réteg lösz	0,3
drenázs réteg homok	0,3
védőréteg tömörített lösz	0,3
záróréteg tömörített agyag	0,3

A fedett tározó erdősítése nem sikerült, ezért a tájrendezési terv erózióvédelmi célú gyeptakaró megvalósítására változott. A tározó erdősítése jelentősen befolyásolná a radon és leányelemeinek migrációját. Mivel a fák gyökerei vastagabbak és erősebbek a gyeppel összehasonlítva. Ez a fedőréteg integritását megbontja, abban repedéseket okoz. Ezeken a csatornákon keresztül a talajgáz advektív módon a felszínre juthat, ami nagyságrenddel

nagyobb, mint a diffúzió útján a felszínre jutott radon mennyisége (Lachassagne 2010). A kialakult fák lombozata a már exhalálódott radon további migrációjára van hatással.

Terepi mérés

A terepi méréseket, szabad levegő radonkoncentráció, felszíni radonexhaláció, talajgáz radonkoncentráció, talaj gázpermeabilitás a fúróiszaptározónál leírtak szerint végezetem el. A levegőben elnyelt gammadózis-teljesítményt FH-40 GL-10 (Thermo Scientific) dózis mérővel végeztem.

Talajgáz radonkoncentráció vertikális változásának meghatározása a fedőrétegben

Az uránipari zagytározó esetén nem csak 1 adott mélységben végeztem talajgáz radonkoncentráció meghatározást, hanem egy mélység szerinti változást is megállapítottam. Talajgáz vevő szondákat készítettem, majd azokat a Kővágószőlős ZI és ZII zagytározón telepítettem. A szondák 7 mm belső átmérőjű saválló csövek, különböző hosszméretben, úgy hogy a talajszint fölé 20 cm-el túlnyúljon. A szondákat 2 méteres kör palástján vertem le olyan sorrendben, hogy a 20 cm mély csővel legyen szembe a 40 cm mély, a 60 cm méllyel szemben a 80 cm mély stb. A mérést egyrészt a korábban leírtak szerint végeztem, ott ahol a talaj gázpermeabilitása lehetővé tette a pumpával való mintavételt. A mintavevő cső és az AlphaGUARD műszer összekötését 4 méter hosszú szilikon csővel oldottam meg. A toronmentes radonmérés protokoll csak a sekélyebb mélységben történt mérések esetén volt indokolt. A zagyhoz közel kialakult több száz kBq radonkoncentráció esetén a zagy alacsony tórium tartalma miatt elenyésző az adott mélységben kialakult toronkoncentráció, valamint az alacsony gázpremeabilitású talajok esetén az alacsony mintavételi térfogatáram miatt is csökken vagy nullává válik az AlphaGUARD kamrájába jutó toron. A szondák leverése után a szondába előzetesen behelyezett kúpot egy fém pálca segítségével 5 cm-t kitoltam, így alakult ki a mintavevő tér az adott mélységben. A szonda legyártása során figyelembe vettem, hogy a rendelkezésemre álló, (és más intézetekét is) eszközök csatlakozását meg tudjam oldani, valamint az általam telepített szonda pontosan olyan mintavételi körülményeket biztosítson, mint a műszergyártó cégek által forgalmazott, különös tekintettel a mintavételi tér méretére. A talajgázt AlphaPump pumpával 0,3 $l \cdot min^{-1}$ térfogatárammal szívtam, porszűrő (sartorius midisart 2000 0,45 μm PTFE) és nedvesség megkötő ($CaCl_2$ granulátum) alkalmazásával.

Azokban az esetekben, amikor a pumpateljesítmény nem volt elegendő a talajgáz mintavételre a RADON-JOK segítségével vettem a mintát. A RADON-JOK eszköz 2 literes

gumiharangjával állandó 2160 Pa vákuum alkalmazása mellett felszívtam kb. 1 liter talajgázt, ebben az esetben rövidebb 1 m hosszú csővel kötöttem össze a mintavevő szondát és a RADON-JOK-ot. A rendkívül impermeábilis talajszelvények esetén plusz súlyt (maximum 6 kg alkalmaztam). Majd a talajgázmintát a gumiharangból az előzetesen kivákuumozott 0,272 liter nagyságú Lucas cellába (PYLON) szívtam. A cellákat a radon, és a leányelemei közti radioaktív egyensúly beállta után (3 óra) Pylon AB-5 radon monitorral mértem, és határoztam meg a talajgáz radonkoncentrációját.

Az AlphaGUARD radonmonitor méréshatára 2000 kBq·m^{-3} ezért ezt az értéket meghaladó radonkoncentráció méréséhez a mérendő gázt hígítani szükséges. A higított gázkeverék radonkoncentráció meghatározása után egy egyszerű hígítási egyenlet segítségével számítható ki a talajgáz radonkoncentrációja. A telepített csövek előnye, hogy a telepítés után, az esetleges szonda palást és a talaj között kialakuló rések eltűnnek, „begyógyulnak" a szonda palástja hermetikusan zár. A mintavételi időpontok között a szondákat gumidugóval lezártam, hogy a vizsgált talajréteg ne tudjon kiszáradni. Az esetlegesen a száradás miatt így kialakuló repedések, valamint az hogy a szabad levegőbe exhalál, jelentősen torzították volna a mérés eredményét. A mintavételt mindig úgy végeztem, hogy a talajfelszíntől a kisebb radonkoncentrációtól, a mélyebb rétegben lévő nagyobb radonkoncentráció felé haladtam.

Talaj gázpermeabilitás

A korábban leírtak szerint végeztem a talaj gázpermeabilitás meghatározást. A kalkuláció során a különböző mélységben történt mérés esetén, a RADON-JOK alakténye zője változik, ennek meghatározása minden esetben szükséges.

Mintagyűjtés

Fúrómmagmintákat többféle módon vettem. Első lehetőségként egy csigafúrót használtam, majd egy fúrómagvevő kézi eszközt. Mindkét eszközt a Mecsek-Öko Zrt. biztosította. Elemanalízis esetén a csigafúró megfelelő mintavételt biztosít különösen a tömör „zsíros" agyagos rétegek esetén. Megfelelő fúró kezelés mellett a talajrétegek egymással nem keverednek. 170 cm talaj rétegeinek kiemelése kb. 6 órát vesz igénybe. Viszont a csigafúróval vett talajréteg testsűrűsége nem meghatározható. Ezért alkalmaztam a hengeres talajmintát biztosító mintavevő eszközt. A hengeres mintavétel 170 cm mélységű profil 7-8 órát is igénybe vesz. A homokos talajréteg mintavételnél különösen száraz állapotban mindkét eszköz kifejezett „türelmet"igényel.

Labor mérés

A labor méréseket a fúróiszaptározónál leírtak szerint végeztem, radionuklid meghatározás gammaspektrométerrel, radonemanációs tényező, radonexhaláció meghatározás akkumulációs módszerrel történt.

Porozitás, testsűrűség

A henger alakú gyűjtött mintáknak elvégeztem a száraz és nedves porozitás meghatározását. A függelék 6 képen látszik, hogy a kiemelt fúrómagminták határozott, henger alakkal rendelkeznek ezért a térfogatuk egyszerű tolómérővel meghatározható. A nedves tömeg meghatározás után, 105°C tömegállandóságig való szárítás után, a száraz tömeget is megmértem, így a 3.8., 3.9. képletet használva meghatároztam az adott réteg pórus térfogatát.

$$n_{teljes} = 1 - \frac{\rho_{száraz}}{\rho_{szemcse}} \tag{3.8.}$$

ahol:

$$n_{nedves} = 1 - \frac{\rho_{nedves}}{\rho_{szemcse}} \tag{3.9.}$$

$\rho_{száraz}$: száraz testsűrűség

ρ_{nedves}: nedves testsűrűség

$\rho_{szemcse}$: 2700 kg·m^{-3}

Talajgáz radonból származó Pb-210 felépülése

Abban az esetben, ha a talajban történt radonfeláramlást vagy a szabad levegőben lévő radont, a leányelemek mérésén keresztül akarjuk vizsgálni, figyelembe kell venni, az adott radioaktív egyensúlyra törekvő rendszer vagy objektum korát. Mivel hiába növeljük egy rendszerben az anyaelem mennyiségét, a leányelem mennyisége csak késve, a felezési időknek megfelelően fog felépülni. Ennek magyarázatát egy magas Ra-226 koncentrációjú zagytározó példáján mutatom be. A talajban lévő Pb-210, mint a radon bomlási sorában lévő „viszonylag" hosszú felezési idejű ($T_{1/2}$=22,3 év) radionuklidnak több forrása van.

- Egyrészt a talaj mélyebb rétegeiben lévő magas koncentrációjú Ra-226-ból keletkező és feláramló radon bomlásából származik. Továbbiakban nevezzük feláramló Pb-210-nek. Azzal a megjegyzéssel, hogy ez esetben nem az Pb-210 áramlik, hanem a radon, és csak annak bomlása után lesz belőle Pb-210. A már szilárd fém Pb-210 migrációját ezen értékelés során nem veszem figyelemben, úgy tekintem, hogy a radon bomlása helyén

marad. A mélyebb talajrétegben történő szilárd migrációra a dolgozatban nem történtek mérések, korábban az Pb-210 migrációt, főleg a talajra jutott és a talaj mélyebb rétegei felé történő mozgását vizsgálták (Erel 1998). A talajfelszínre jutó csapadék „Pb-210 kimosó" hatása a talaj mélyebb rétegei felé haladva jelentősen csökken.

- Másrészt a levegőben lévő radon bomlása után keletkező Pb-210 száraz vagy nedves kihullással a talaj felszínére, majd onnan bemosódva mélyebb rétegbe is juthat. Továbbiakban nevezzük kihulló Pb-210, ez esetben valóban a fém Pb-210 hullik ki. A levegőbe (antropogén hatásoktól eltekintve) a radon egyrészt felszíni exhalációval, másrészt a levegőben lévő csekély Ra-226 bomlásával kerül. A levegőben lévő Ra-226, a nagy Ra-226 koncentrációjú hulladék lerakók vagy egyéb ipari környezetben releváns. A talajfelszínre került Pb-210, mélyebb rétegbe való jutása, migrációja 0,2-1,6 $cm \cdot év^{-1}$ (Stille 2011), ami jelentősen függ a talaj típusától és a csapadék mennyiségétől (Xue 2011).
- Harmadrészt a talajban lévő elbomlott, de nem emanálódott radon bomlásából származó Pb-210 és az emanálódott, de a vizsgált térrészben maradt radonból keletkező Pb-210. Továbbiakban nevezzük supported Pb-210-nek.
- Negyedrészt a levegőbe fém Pb-210-ként került szennyeződés, kiporzás, kéményeken, kipufogón keresztül került levegőbe (Andrade 2017, Zhang 2016, Bakar 2014). Továbbiakban nevezzük szilárd kihulló Pb-210-nek. Természetesen a már a levegőben lévő Pb-210, eredetére nem hordoz információt. Tehát a szilárd kihulló és a kihulló Pb-210-et nem lehet megkülönböztetni.

Vizsgáljunk egy magas Ra-226 koncentrációval rendelkező fedett hulladék tározót (pl. uránipari zagytározót) és vegyük a fedés pillanatát 0 időpontnak. A fedést követően az addig a szabadba exhalálódó radon egy része a fedőréteg alatt, vagy abban megreked (de minden esetre csökken a feláramlás), és elkezdődik a zagyból származó radont követő leánylemek felépülése, amit az alábbi folyamatok vezérelnek. A Ra-226 és Rn-222 közötti egyensúly 28 nap alatt >90%-ban beáll, ezért ezt a „késést" a továbbiakban nem veszem figyelembe. Úgy tekintem, hogy az egyensúly „azonnal" kialakul, mivel az egyensúly beálltát hulladék lerakók esetén 20-50 éves skálán vizsgálom. Az említett Ra-226, Rn-222 egyensúly viszonyt csak néhány cm vastagságú talajszelvényre korlátozódhat. Mivel a zagyból felfele áramló radon koncentrációja a fedőrétegben az 2.1. egyenlet szerint változik. Tehát a mélyebb, nagy rádiumkoncentrációjú szelvény nincs feltétlen (általában nincs) radioaktív egyensúlyban a felsőbb talajrétegben mérhető radonnal. A nagy rádiumkoncentrációjú szelvényből (uránipari zagy, salak stb.) diffúzióval jut el a talajfelszínhez közelebbi rétegekbe a radon, ez a diffúziós folyamat szintén

a fedés után kezdődik meg, ezen egyensúly kialakulásához szükséges időt a 3.6. egyenlettel határozom meg (Malki 2012)

$$t_{diff} = \frac{\frac{T_{1/2}}{\ln(2)}}{1+(\frac{\pi L}{l})^2} \quad (3.6.)$$

ahol*:*

$T_{1/2}$*:* a radon felezési ideje 3,8 nap

L: a diffúziós hossz [m]

l: a vizsgált anyagréteg [m] 1 m vettem figyelembe a számításokhoz

D=$10^{-8}$$m^2 \cdot s^{-1}$ diffúziós állandót, azaz L=0,07 m diffúziós hosszt önkényesen egy alacsony értéknek megválasztva, (mivel jelentősen függ a talaj típusától) a diffúziós egyensúly kialakulásához szükséges idő, 1 méteres talajszelvényben t_{diff}<6 nap. Tehát t_{diff}-tszintén nem kell figyelembe venni, abban az esetben, ha a már említett 20-50 éves skálán vizsgáljuk a fedőréteget. A Ra-226 bomlási sorában lévő, Rn-222-t követő leányelemek felépülésének számolására több lehetőség is adódik. Számolásaimat Gaul (2001) alapján, valamint a 3.7., 3.8. bomlási egyenletek alapján végeztem, majd több rendelkezésre álló kalkulátorral (radprocalculator, wise-uranium) ellenőriztem. A Ra-226 bomlási sorában lévő, Rn-222-t követő, rövid felezési idejű radioizotópok egyszerűsíthetik a számolást. Mivel az Pb-210 felezési idejéhez képest szinte azonnal beáll az egyensúly, ezért több éves távlatot vizsgálva elég csak a Ra-226, mint anyaelem, és az Pb-210, mint leányelem egyensúlyát vizsgálni. A leányelem, jelen esetben az Pb-210 mennyisége a 3.7. egyenlettel számolható, abban az esetben, ha a 0 időpillanatban annak mennyisége nulla, és a 3.8. egyenlettel számolható, ha a nulla időpillanatban már jelen van a rendszerben a leányelem. Ha az unsupported Pb-210 mennyiségét kívánjuk meghatározni (feláramlás vagy kihullás esetén) elegendő a 3.7. egyenletet használni annak megállapítására mikor áll be az egyensúly. Mivel a vizsgált talajrészben a Ra-226 és Pb-210 egyensúlyt feltételezem a vizsgált folyamat (kihullás vagy feláramlás) zavaró hatása nélkül. Egy tározó rekultivációja esetén, a magas Ra-226 tartalmú hulladék fedésére használt „inaktív" (háttér aktivitású) anyag, annak kitermelési helyén feltehetően egyensúlyban, vagy egyensúly közeli állapotban volt, Ra-226 és Pb-210 tekintetében.

$$A_b = A_a \frac{\lambda_b}{\lambda_b - \lambda_a}\{1 - exp[-(\lambda_b - \lambda_a) \cdot t]\} \quad (3.7.)$$

$$A_b = A_{a,0} \cdot \frac{\lambda_b}{\lambda_b - \lambda_a} \cdot \{1 - exp[-(\lambda_b - \lambda_a) \cdot t]\} + A_{b,0} \cdot \exp \cdot (-\lambda_b \cdot t) \qquad (3.8.)$$

ahol:

A_{a0} : „a” radionuklid kezdeti aktivitása

λ_a : „a” radionuklid bomlási állandója

A magas Ra-226 tartalmú lerakók fedése során, modell számításokkal határozható meg, a fedőréteg radonvisszatartó képessége. A radonfeláramlás hatását a hosszú életű leányelemek segítségével kívántam vizsgálni. A vizsgálat során méréssel igazolom feltételezésem, mely szerint a feláramló radon megnöveli, a zagy közeli fedőréteg Pb-210 koncentrációját. A talajban kialakuló radonkoncentráció, teljes elzárás, azaz a radon mozgása nélkül a 3.9. egyenlettel számítható.

$$C_{Rn-222} = C_{Ra-226} \cdot EC \cdot \rho \cdot \varepsilon^{-1} \cdot (1 - \varepsilon) \cdot [m \cdot (K_T - 1) + 1]^{-1} \qquad (3.9.)$$

ahol:

C_{Rn-222}: a talaj pórusaiban kialakuló talajgáz radonkoncentráció [Bq·m^{-3}]

C_{Ra-226}: a talaj rádiumkoncentrációja [Bq·kg^{-3}]

EC: radonemanációs tényező

ρ: szemcse sűrűsége [kg·m^{-3}] (2600-2700)

ε: teljes porozitás

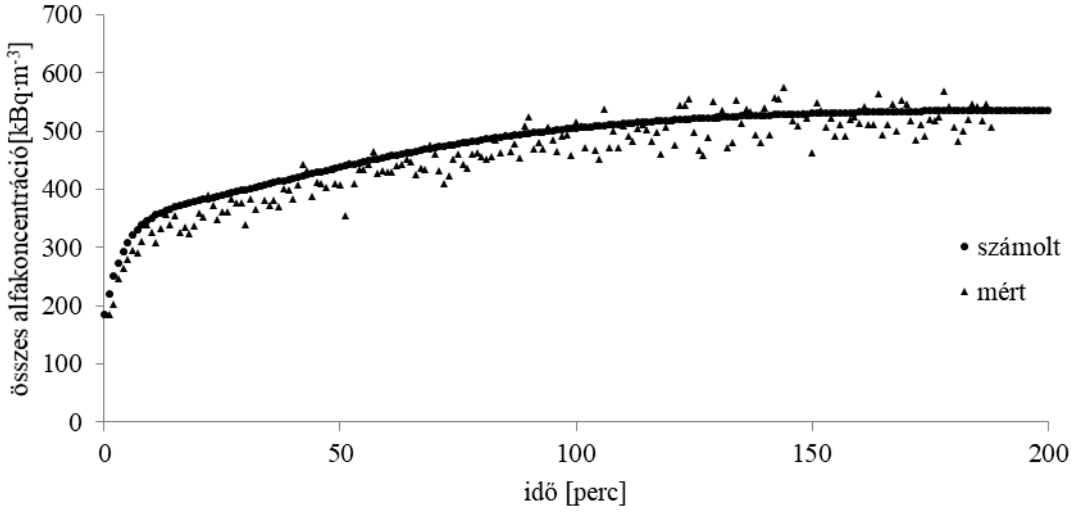
m:vízzel töltött porozitás hányad

K_T: radon megoszlási hányados a víz és levegő között (25°C-on 0,23 míg 0°C-on 0,53)

IV. EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

Pylon RN 2000-A radonforrás vizsgálata

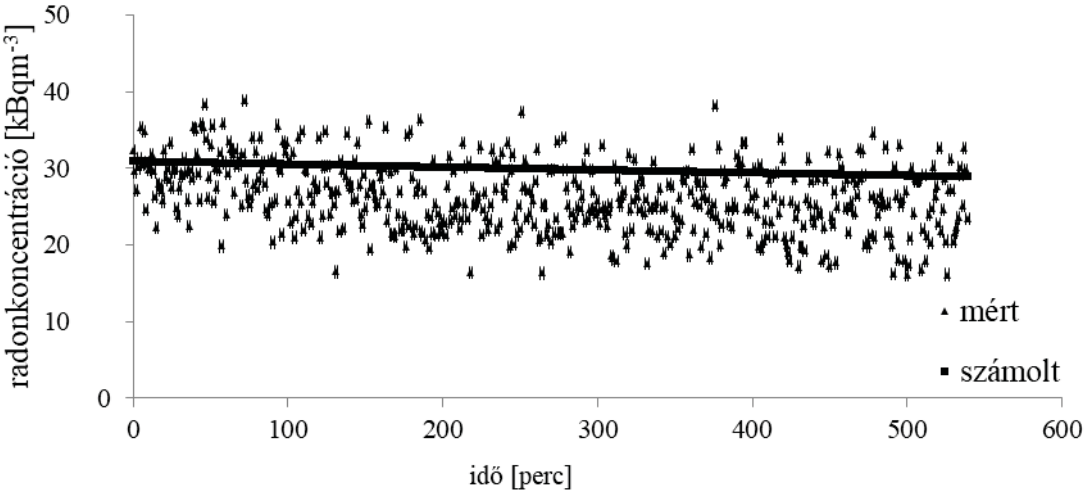
A 4.1. ábrán látható a leányelemmentes radon és leányelemeinek a mért és számolt felépülése Lucas cellában. A Lucas cella az összes alfa beütést detektálja. A számolt és a mért értékek, azaz a görbék lefutása megegyezik. A leánytermékek a cellába való bevezetéskor nincsenek jelen, azt követően már a cellában épülnek fel. Ebből következik, hogy a PYLON RN 2000A-type passive radon source emanátorral az alkalmazott protokoll segítségével leányelemmentes radont állítottam elő. Kísérlettel igazoltam, hogy az alkalmazott protokollal leánytermékmentes radon állítható elő. Valamint látható az emanátorból származó radongáz leányelemeinek Lucas cellában történő felépülése.



4.1. ábra: Leányelemmentes radon felépülése Lucas cellával mérve és a kalkulált felépülés

AlphaGUARD érzékenysége a radon rövid életű leányelemeire

A 4.2. ábrán látható a leányelemmentes radon, mért és számított lebomlása AlphaGUARD-ban. A beütések nem nőnek a 4.1. ábrán látható Lucas cellában történt felépülésnek megfelelően. A mért koncentráció értékek a Rn-222 bomlásának megfelelően csökkennek. A kísérlettel igazoltam, hogy bár az ionizációs kamra működési elvéből adódóan a radon leányelemekre is érzékeny, ezt a műszer szoftveresen kompenzálja, ezért az ionizációs kamrában felépült rövid életű Rn-222 leányelemek a regisztrált koncentráció értékekben nem jelennek meg.



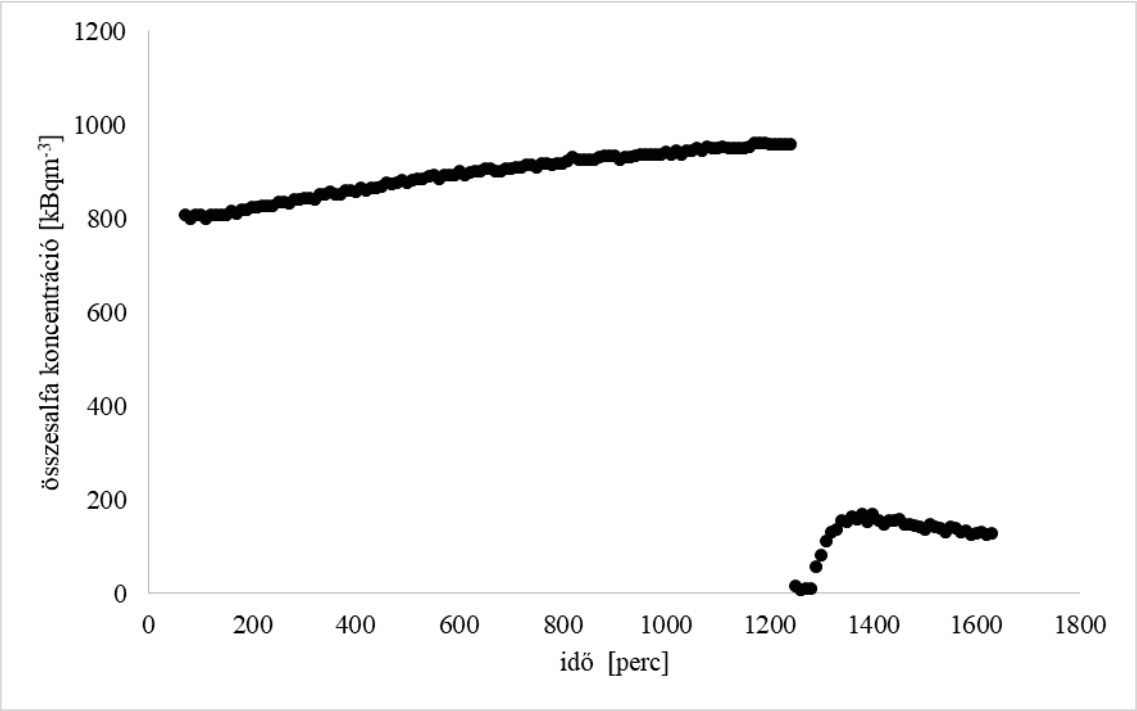
4.2. ábra: Leányelemmentes radon felépülésének hiánya
AlphaGUARD radon monitorral mérve és a kalkulált bomlás

Meg kell jegyezni, hogy az AlphaGUARD a radon bomlási sorában lévő Po-210 alfa bomlására érzékeny, viszont annak felépüléséhez idő kell, 10 óra alatt a tiszta radonból felépült Po-210, 11 nagyságrenddel alacsonyabb koncentrációban van jelen a radonnal összehasonlítva.

AlphaGUARD érzékenysége toron leányelemeire

A toron és annak leányelem felépülése, majd lebomlás AlphaGUARD-ban a 4.3. ábrán látszik, hogy a toronforrás bekapcsolás után a mért koncentráció növekszik. Mivel a toronforrás emanációját befolyásoló tényezőket (hőmérséklet, nedvességtartalom stb.) állandó értéken tartottam, a toronexhaláció változása nem reális (Iskandar 2004). Az AlphaGUARD ionizációs kamrájában a bevezetett Rn-220 homogenizáció, 10 perc alatt >90%-ban megvalósul (a pumpa teljesítményt (1 $l \cdot min^{-1}$), a mérő kör teljes térfogatát (1,8 l) és a kamratérfogatot (0,67 l) figyelembe véve, ideális keveredést feltételezve). Ezért a koncentráció növekedésből megállapítható, hogy valamelyik felépülő leányelem, vagy elemekből származó alfa bomlásterméket detektálja az AlphaGUARD. A gázkeverékben felépülő leányelemeket, a rendszerbe iktatott szűrő és egyéb felületek folyamatosan elválasztják. Ezért a leányelemek csak egy meg nem határozható része jut az AlphaGUARD ionizációs kamrájába, és okoz detektált beütést. Ezért a leánytermékek felépüléséből nem azonosítható bizonyossággal, mi okozza a koncentráció növekedést. A toronforrás lekapcsolása után, a toron a felezési idejének megfelelően elbomlik, ez látszik is az ábrán (pontosabban nem látszik, mert 10 perc alatt az eredeti érték 0,056%-ára csökken). A műszer által jelzett koncentráció szinte nullára csökken. Arra nincs reális magyarázat, hogy az alfa sugárzó izotópok koncentrációja valóban nullára

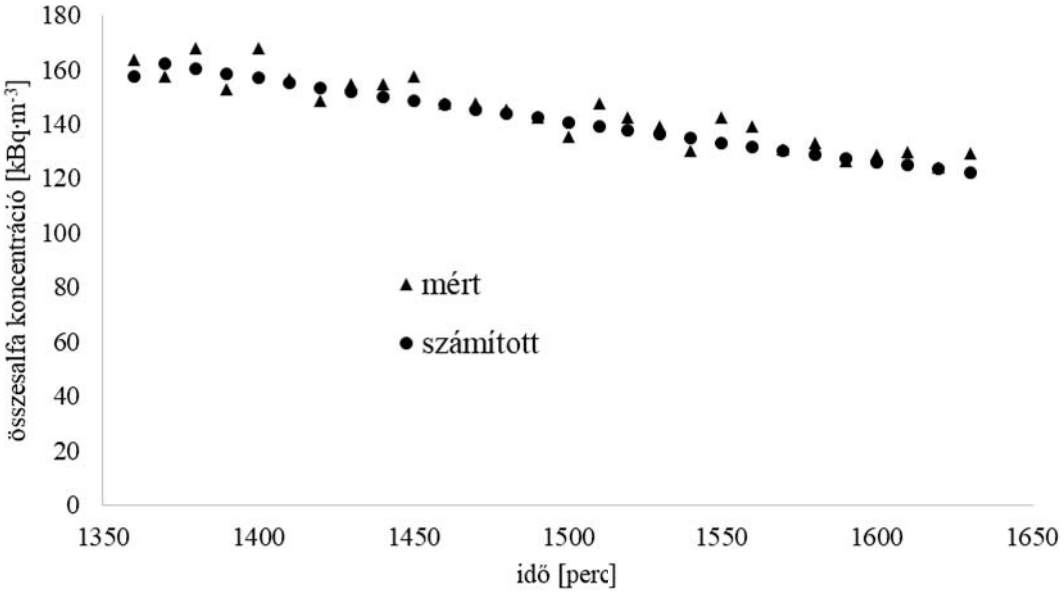
csökken és utána elkezd növekedni. Reálisabbnak tűnik, hogy a műszer valamilyen algoritmus szerint a hirtelen csökkenés miatt torzítja az értékeket. A koncentráció változás dinamikája 1300 perc után igazolja a feltevésemet. Mely szerint, valamelyik toron leányelem vagy elemek felezési idejének megfelelően csökken a műszer által kijelzett koncentráció.



4.3. ábra: Toron leányelemek felépülése és lebomlása AlphaGUARD radon monitorral mérve

A 4.4. ábrán csak az említett csökkenő részt (mely során a toron leányelem bomlik el az AlphaGUARD-ban) és az Pb-212 számított béta bomlását együtt ábrázoltam, így szinte azonos lefutású görbét kapunk. Az Pb-212 természetesen nem okozhat jelet az AlphaGUARD-ban mivel az bétabomló izotóp, csak az őt követő Bi-212 és Po-212. Számításaim alapján a csökkenés, egy 10-11 óra felezési idejű izotópnak felel meg. A 10-11 tartományt azért adtam meg, és nem egy számot, mert a kezdeti koncentráció A_0 nem határozható meg egyértelműen, a mért értéket terhelő hiba miatt. Méréssel igazoltam, hogy az AlphaGUARD PQ2000PRO érzékeny a toron bomlási sorában lévő Pb-212 követő, Bi-212 vagy Po-212 leánytermékére. Az aktivitás nem a Bi-212 vagy Po-212 felezési idejének megfelelően csökken, hanem az Pb-212 felezési idejének megfelelően. A leánytermékek kitapadnak az ionizációs kamra belső felületére, a szellőztetéssel jelentős dekontamináció nem érhető el. Ezért abban az esetben, ha a Rn-220 leánytermék az Pb-212 akár részlegesen, de már felépült az AlphaGUARD

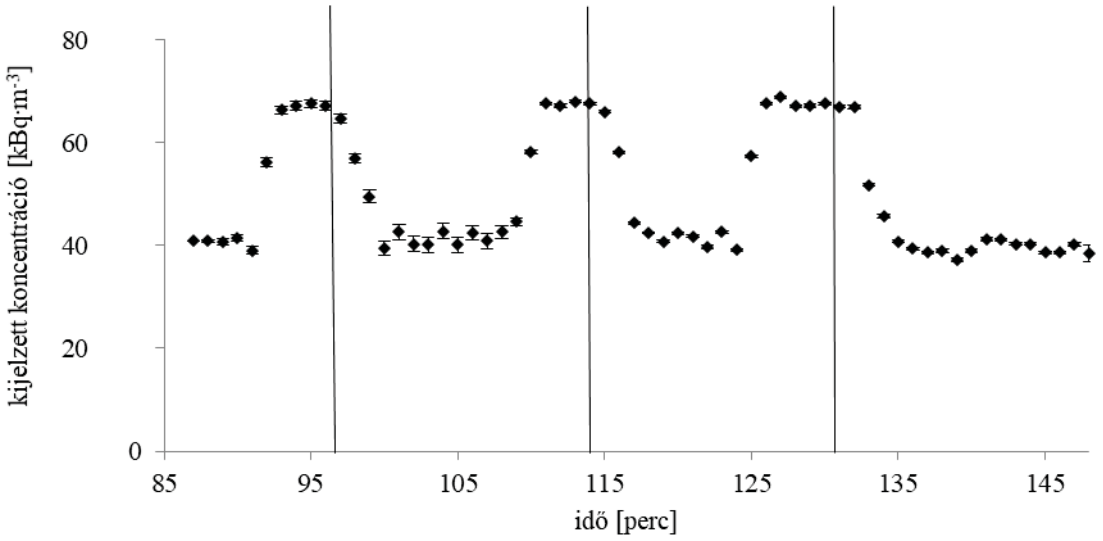
ionizációs kamrájában, szellőztetéssel nem lehetséges lecsökkenteni a műszer hátterét. Ezért szükséges kivárni annak lebomlását.



4.4. ábra: Toron leányelem lebomlása AlphaGUARD radon monitorral mérve és a kalkulált bomlás

AlphaGUARD–al végzett toron, radon mérése, illetve radonmentes toronmérés

A 4.5. ábrán látható az AlphaGUARD által regisztrált koncentráció változása az időben, a toronforrás be- és kikapcsolása közben. A kezdeti néhány mérési pont a radonkoncentrációt jelzi. A toronforrás bekapcsolása után a koncentráció megnő a toronforrásnak megfelelően. A vonalig a toron és radon együttes koncentrációját jelzi a műszer. Majd miután lekapcsoltam a toronforrást, a toron bomlásának megfelelően csökken a koncentráció, míg el nem éri a kezdeti tiszta radonkoncentrációt. Öt perc várakozás után csak a radonkoncentrációját jelzi a műszer.



4.5. ábra: Állandó radon és változó toronkoncentráció mérése AlphaGUARD radonmonitorral

Méréssel igazoltam, hogy az AlphaGUARD PQ2000PRO a leírt protokollal alkalmas toron + radon gázkeverék toronmentes radonkoncentráció mérésére.

AlphaGUARD toron belépőcsonk korrekció

A toronmentes radonmérés, a toron és radon eltérő felezési ideje miatt a toron elbomlásával oldható meg. Ugyanezen ok miatt használják toron mérésre is az AlphaGUARD-ot (Kochowska 2009). Amennyiben az AlphaGUARD-ba vezetett radon + toron gázkeverék a 4.5. ábrán bemutatott protokoll alapján elvégzett mérés során az AlphaGUARD ionizációs kamrájában kialakult átlagos toronkoncentrációt, egy egyszerű kivonás alapján adják meg, a bizonytalan toron leányelem-koncentráció miatt az eredményt feltétellel kell kezelni.

$$C_{Rn-220} = C_{Rn-222+Rn-220} - C_{Rn-222} \quad (4.1.)$$

ahol:

C_{Rn-220}: AlphaGUARD ionizációs kamrájában kialakult átlagos toronkoncentráció

$C_{Rn-220+Rn-222}$: AlphaGUARD ionizációs kamrájában kialakult átlagos toron + radonkoncentráció

C_{Rn-222}: a toron lebomlása után (5 perc) mérhető toronmentes radonkoncentráció

Továbbá fontos megjegyezni, az ionizációs kamrában kialakult toronkoncentráció és a bevezetőcsonknál meglévő toronkoncentráció közötti különbséget. Ugyanis a legtöbb esetben a toronforrást, melynek pl. az exhalációját, emanációját, koncentrációját kívánjuk

meghatározni, nem az AlphaGUARD ionizációs kamrájába helyezzük, hanem a gázkeveréket egy pumpa segítségével juttatjuk oda egy arra alkalmas akkumulációs kamrából, vagy közvetlen a mérendő gázkeverékből. A pumpában és a csőben eltöltött idő alatt a toronkoncentráció a felezési időnek megfelelően csökken. Ez a csökkenés a csőparaméterek és a pumpa teljesítmény alapján számolható. Az elvégzett kísérlet alatt az AlphaGUARD műszerek azonos környezeti paramétereket regisztráltak egymáshoz képest és a kísérlet alatt sem változtak. A kamrában lévő gázkeverék toronkoncentrációja a kamra vízszintes tengelye mentén haladva az 4.3. egyenlet szerint változik, és a görbe lefutása az 4.6. ábrán látható.

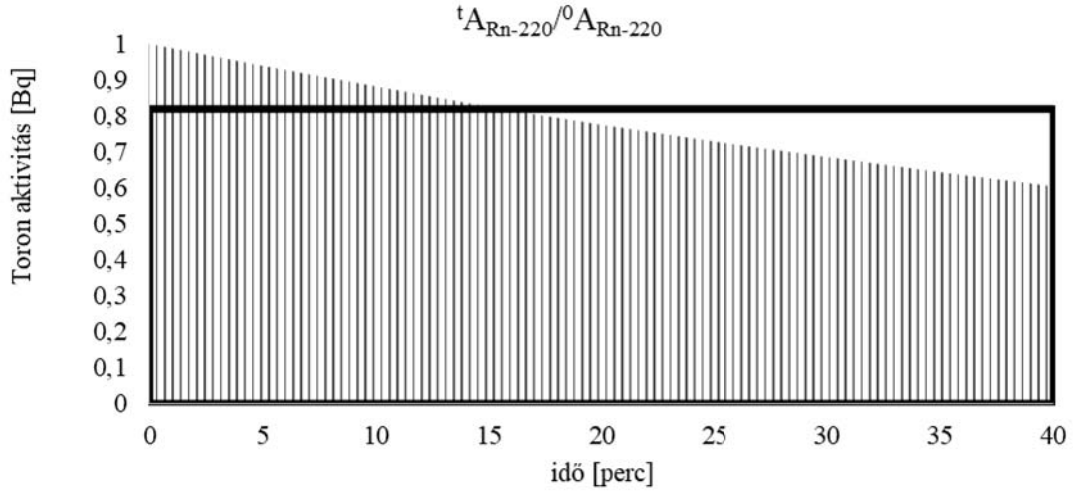
$$ {}^{t}A_{Rn\text{-}220} = {}^{0}A_{Rn\text{-}220} exp(-\lambda \cdot t) \qquad (4.3.) $$

ahol:

${}^{t}A_{Rn\text{-}220}$: a gázkeverékben lévő toron aktivitása az idő (AlphaGUARD tengelyével való párhuzamos elmozdulás) függvényében. Természetesen ugyanez az egyenlet érvényes koncentrációkra is [Bq vagy Bq·m^{-3}].

${}^{0}A_{Rn\text{-}220}$: a gázkeverék kezdeti toronaktivitása a beömlőcsonkon [Bq, vagy Bq·m^{3}]

λ: a toron bomlási állandója [s^{-1}]



4.6. ábra: AlpaGUARD radon monitoron áthaladó gázkeverék toronkoncentrációja

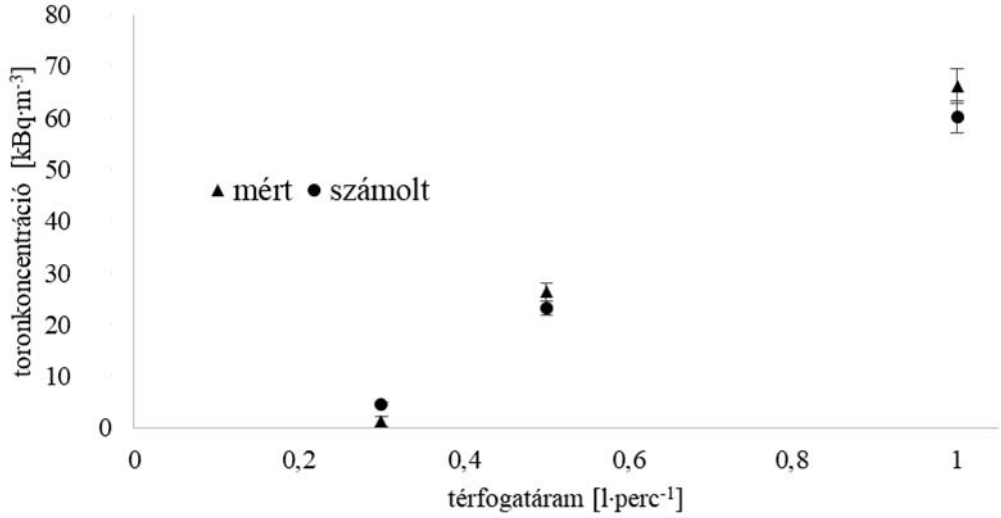
Ha az ${}^{t}A$ függvényt integráljuk 0 és t között (ahol t a gázkeverék áthaladási ideje AlpaGUARD-on a különböző pumpa teljesítmények esetén), majd elosztjuk t-vel, megkapjuk a kijelzőn megjelenő koncentráció értéket.

$$ t_{kijelző} = t^{-1} \cdot \int_0^t A^0_{Rn-220} \cdot \exp(-\lambda t) \qquad (4.4.) $$

A mért és a számolt eredmények összehasonlítása különböző térfogatáram esetén a 4.1. táblázatban látható. A nyitott és a zárt elrendezés során mért koncentrációk azonos eredményt hoztak, azzal a különbséggel, hogy nyitott elrendezés esetén, alacsonyabb toronkoncentrációk alakultak ki. De az arányok és az együtthatók nem változtak.

4.1. táblázat: AlpaGUARD-al történt toronmérés esetén,
korrekciós faktorokkal számolt és a mért értékek, különböző térfogatáram esetén

térfogatáram [l·min^{-1}]	toronkoncentráció [Bq·m^{-3}]			
	mért II	+-	számolt II	+-
0,3	1250	945	4667	303
0,5	26350	1800	23183	1347
1	66200	3300	60209	3152



4.7. ábra: AlpaGUARD radon monitor toron belépőcsonk korrekciós faktorokkal kalkulált és mért koncentráció értékek különböző térfogatáram esetén

A 4.1. táblázatban a második AlphaGUARD-on mért és számolt toronkoncentráció értékek láthatóak. Az 1 l·min^{-1} esetén, a mért és számolt értékek, a hibahatáron belül megegyezőek. 0,5 l·min^{-1} esetén a mért és a számolt értékek közötti különbség 20 Bq·m^{-3}-el haladja meg a hibákat, tehát célszerűen ezt is a hibahatáron belüli egyező értéknek vehetjük. 0,3 l·min^{-1} esetén a mért és számolt értékek közötti különbség már magasabb a hibák összegénél. Ennek oka, hogy a forrásból származó toronkoncentráció (aktivitás) több, mint 2 nagyságrendet csökken, amíg végig ér a zárt (vagy nyitott) hurkon. A hosszú tartózkodási idő alatt, a bomlás statisztikus volta miatt elfogadható a megnövekedett eltérés. Továbbá a toron mérések során célszerű a magasabb

térfogatáramot választani pontosan az előbb ismertetett okból, hogy minél nagyobb aktivitás jusson az ionizációs kamrába a gázkeverékkel. Meghatároztam azokat az együtthatókat (4.1. táblázatban), melyekkel megadható az összefüggés az AlphaGUARD belépőcsonkjára vezetett gázkeverék toronkoncentrációja és a kijelzőn leolvasható toronkoncentráció között különböző térfogatáram esetén. Látható, hogy még maximális Alphapumpa teljesítmény (1 $l \cdot min^{-1}$) esetén is 1,26 az arány. Amely már jelentősen torzíthatja a mért értékeket, amennyiben nem veszik figyelembe, hogy az AlphaGUARD, a kamrában lévő átlagos toronkoncentrációt jelzi ki, nem pedig a belépőcsonkra kötött gázkeverék toronkoncentrációját. A megadott korrekciós számok nem veszik figyelembe sem az AlphaGUARD érzékenységét a toronra, sem az esetleges leányelemek felépüléséből adódó beütéseket, kizárólag az AlphaGUARD-on való áthaladás során elszenvedett bomlásból származó korrekciót.

4.2. AlphaGUARD radon monitor toron belépőcsonk korrekciós faktora különböző térfogatáram esetén

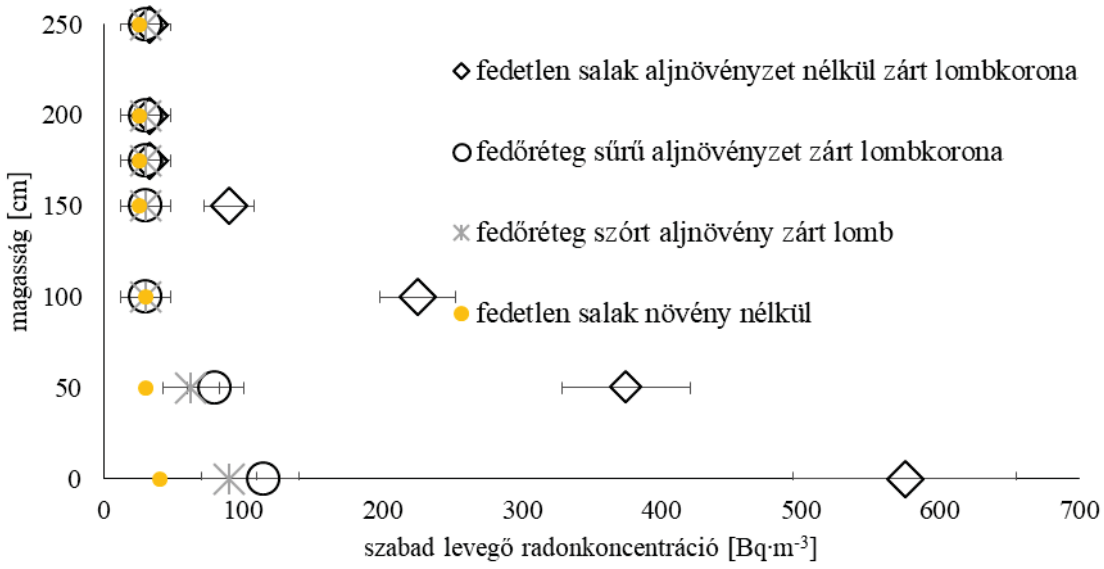
pumpa térfogat [l/min]	$^{0}A/^{lcd}A$
1	1,26
0,5	1,56
0,3	2

Szabad levegő radonkoncentráció magassággal való változása különböző növénytársulás esetén

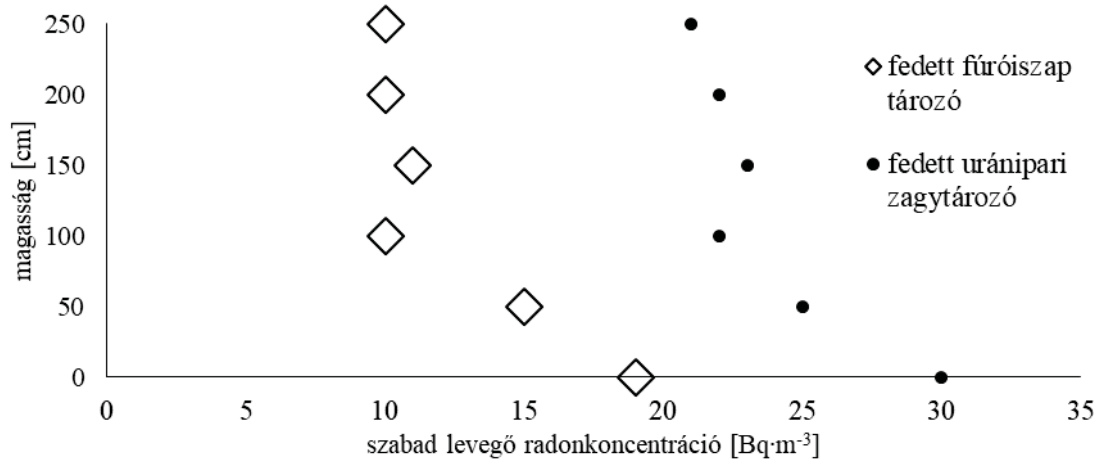
Az ajkai salak tározón mért szabad levegő radonkoncentráció magassággal való változása különböző talaj és növénytársulás esetén a 4.8. ábrán, a zalatárnoki fúróiszap tározón és pécsi uránipari zagytározón pedig a 4.9. ábrán látható. Mindhárom tározón nyári időszakban történtek a mérések. Értékelésként elmondható, hogy a fedetlen szénsalak területén zárt lombú növényzet esetén mért radonkoncentráció értékek erős csökkenést mutatnak, a magasság emelkedésével, a radongradiens 346 $Bq \cdot m^{-2}$. A felszínközeli magas radonkoncentráció és az ebből következő magas radongradiens egyrészt a magas (1100 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$) felszíni radonexhalációs értékek, másrészt a széltől védett elhelyezkedés és a növényzet zárt lombkoronája miatt alakulhatott ki. Harmadrészt tovább növeli a radonkoncentráció gradienst (azaz csökkenti a keveredést) a felszínközeli légréteg nagyobb stabilitása, ami a stabilabb napszaki hőmérséklet miatt alakul ki. Ennek oka, hogy a mérést az övárokban végeztem (tározó déli oldala), ami naptól jobban védett területen helyezkedett el, mint a salaktározó többi vizsgált pontja. Ezért a hajnalban lecsökkent

hőmérséklet, délelőtti emelkedése kisebb mértékű, mint a fák lombjának árnyékával nem védett területeken. Ilyen árnyékban, a levegő konvektív keveredése kevésbé alakul ki, mint a naptól és széltől nem védett területeken. A 4., 3. és 1. pontokon, a diagramon és a táblázaton is látható, hogy kisebb (85, 60, 10 $Bq \cdot m^{-2}$) a radongradiens, a 0. ponton kalkulált radongradienssel összehasonlítva (346 $Bq \cdot m^{-2}$). Ennek oka egyrészt, a szél jobban keveri a felszínközeli levegőt egy „zártabb" területtel összehasonlítva, másodrészt hogy a naptól nem védett területeken, a délelőtt folyamán a levegő felmelegszik, így a légrétegek keveredése miatt a felszínen exhalálódó radon (310, 303, 810 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$, a 4., 3.és 1. pontot illetően) könnyebben eljut a magasabb légrétegbe. A salaktározó 1. pontján látható a legmarkánsabban, hogy a magas felszíni radonexhaláció ellenére sem alakul ki magas radongradiens vagy nő meg a felszínközeli radonkoncentráció, abban az esetben, ha az egyéb hatások, szél, napfény stb. a felszínre került radont elkeveri a magasabb légrétegekbe.

Az iszaptározó és a zagytározó tekintetében elmondható hogy alacsony felszíni radonkoncentráció (19 és 30 $Bq \cdot m^{-3}$) és (9 és 8 $Bq \cdot m^{-2}$) radongradiens figyelhető meg. A terület leírásában már elmondottak miatt alakulhatott ki az alacsony radongradiens. A tározók széltől nem védett, nyílt területen helyezkednek el. Az iszaptározó tekintetében meg kell említeni, hogy a tározók kiterjedés néhány száz méter, ezért a tározón kívülről érkező „friss" levegő is könnyen elkeveredik a tározón exhalálódó radonnal. Az uránipari zagytározó tekintetében ez nem mondható el, mivel azok területe több km^2. Lévén a terület uránbánya és feldolgozóiparként üzemelt, a rekultiváció ellenére kis mértékben, de a háttérnél magasabb szabad levegő radonkoncentráció mérhető a vizsgált területen, és néhány km-es környezetében egyaránt. Mivel nem állt rendelkezésre 4 db AlphaGUARD, hogy egyszerre regisztráljam minden pontban a radonkoncentrációt, ezért a különböző magasságú pontokat a mérési módszerekben leírtak alapján egymás után mértem meg. Ez magába hordoz egy pontosabban meg nem határozott nagyságú hiba lehetőségét. A nappali hőmérséklet emelkedésével a légrétegek intenzívebben keverednek, továbbá a talaj–szabad levegő esetében egy hőmérséklet inverzió alakul ki, a reggeli órákban. Ami a délelőtt folyamán jelentős exhaláció változást és szabad levegő radonkoncentráció változást okoz. Az 1 órás mérések igazolták a hosszú távú integráló mérések indokoltságát.



4.8. ábra: Ajka salaktározón mért szabad levegő radonkoncentráció magasságbeli eloszlása különböző növénytársulások esetén



4.9. ábra: Zalatárnok fúróiszap tározón és Pécs uránipari zagytározón mért szabad levegő radonkoncentráció magasságbeli eloszlása

4.3. táblázat: Kalkulált radongradiens az Ajka salaktározó, Zalatárnok iszaptározó és Pécs uránipari zagytározó esetén

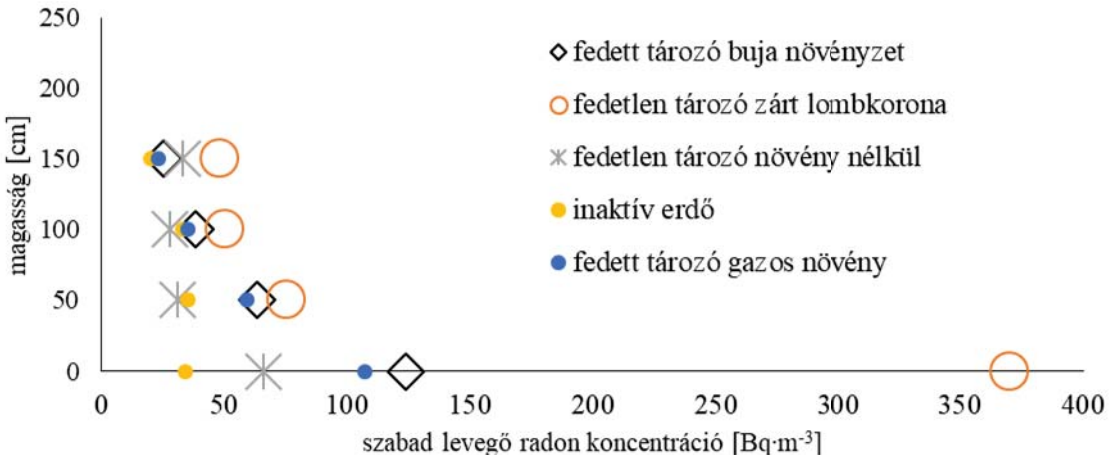
Radon gradiens 0-100 cm [Bq·m^{-2}]	Ajka salak tározó				Zalatárnok iszaptározó	Kővágószölős zagytározó
	fedetlen salak, zárt lombú növényzet 0. pont	fedetlen salak növényzet nélkül 1. pont	fedett salak növényzet 4 .pont	fedett salak növényzet 3. pont	fedett iszap füves	fedett zagy füves
	346	10	85	60	9	8

Szabad levegő radonkoncentráció változása a magasság függvényében integráló mérések

A salaktározón mért szabad levegő radonkoncentráció különböző magasságokban, integráló mérések eredményei a 4.10. ábrán és 4.4. táblázatban láthatóak. Az AlphaGUARD-al történt méréseknél megállapított trend, az integráló mérések esetén is megtalálható. Az övárok esetén 0. pont, ahol széltől és naptól védett területen helyeztem ki a detektorokat magas felszíni radonkoncentráció és radongradiens figyelhető meg. A téli (242 $Bq \cdot m^{-2}$) és nyári (322 $Bq \cdot m^{-2}$) hónapok között különbség figyelhető meg, a radongradiens tekintetében. A fedetlen salak, növényzet nélkül (1. pont), ahol szintén magas a felszíni radonexhaláció, már jelentősen alacsonyabb a felszíni radonkoncentráció és kialakult radongradiens is (27, 33 $Bq \cdot m^{-2}$ téli és nyári időszakot illetően). Ez a pont, a tározó szélén helyezkedik el, ahol a legmagasabb szélsebesség volt mérhető (akár 30 $m \cdot s^{-1}$) és semmilyen növényzet nem borította.

A 3. és 4. ponton, ahol alacsonyabb a felszíni radonexhaláció mint az 1. ponton, mégis magasabb radonkoncentráció és magasabb radongradienst mértem és kalkuláltam (83, 99 a 3. pont esetén és 66, 84 a 4. pont esetén téli illetve nyári időszakban). A háttér területen alacsony radonkoncentráció és radongradiens értékeket mértem (11 és 14 $Bq \cdot m^{-2}$ téli, illetve nyári időszakban). A magas radongradienst a felszínközeli levegő keveredésének hiánya és a magas felszíni radonexhaláció okozza. Az alacsony lombú növényzet esetén, a felszín közelében magasabb radonkoncentrációk alakulnak ki, mint a lomb hiánya esetén. A téli hónapok alatt a növényzet jelentősen gyérebb, mind a fák, mind az aljnövényzet esetén. A salaktározó esetén a lombkorona hiánya nem csak a vertikális keveredést segíti, hanem a horizontális migrációt is növeli. Tehát a lombos növényzet hiánya esetén, a salaktározón exhalálódó radon nagyobb hányada jut a tározó környezetébe. Hasonló hatása van az egyéb okból kialakuló szél és napárnyéknak, amit a 0. ponton a téli időszakban figyelhettünk meg. Ugyanis télen jelenősen alacsonyabb a növényzet takaró hatása, mégis megfigyelhető volt a többi területhez képeset magasabb radongradiens. A lombos fák önmagukban nem elegendőek a magas radonkoncentráció és radongradiens kialakulásához. Ez figyelhető meg a háttér erdőben végzett mérések eredményeit vizsgálva. A háttér erdő területén alacsony (22-40 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$) a felszíni radonexhaláció, valamint a fáknak több méteren kezdődik csak a lombkoronája, emellett aljnövényzet sem jelenik meg. Tehát a fák lombkoronája alatti légréteg keveredése semmilyen módon nem volt gátolt. Valamint sík területen helyezkedett el, ezért a délelőtti napsütés sem volt olyan mértékben árnyékolt, mint a salaktározó 0. pont esetén. A szabad levegő

radonkoncentráció magassággal való függését vizsgálva elmondható, hogy méréseim esetén kimutatható hatása van a kibocsájtási ponton kialakult növényzetnek, a kibocsájtási pont környezetébe való radon kijutására. Ezért amennyiben a cél a magas rádiumtartalmú lerakók esetén, a környezetbe való radonkibocsájtást minél alacsonyabb értéken tartani, akkor célszerű a lerakó felületét lombos (minél alacsonyabb lombú) növényzettel borítani. A salaktározó szélén lévő növényzettel nem fedett rész, intenzív légcsere kapcsolatban áll a környezetével, ezért ott vertikális radongradiens nem volt megfigyelhető. A növényzet kiválasztásának esetén, fontos a minél alacsonyabb magasságban lévő zárt lomb. A magas lombú fák esetén ilyen jellegű radongradienst nem figyeltem meg. Valamint a magasabb légrétegben 150-250 cm már nem volt megfigyelhető radongradiens. Különösen fontos megjegyezni, hogy jelen dolgozat nem vizsgálta, a növényzet gyökereinek hatását a felszíni radonexhalációra, feltehetően ennek a hatása szintén kimutatható. Ezért a növényzet kiválasztásánál ügyelni kell, hogy minél kisebb gyökere legyen a telepített növénynek.



4.10. ábra: Ajka salaktározón mért szabad levegő radonkoncentráció magasságbeli eloszlása különböző növénytársulások esetén integráló mérések

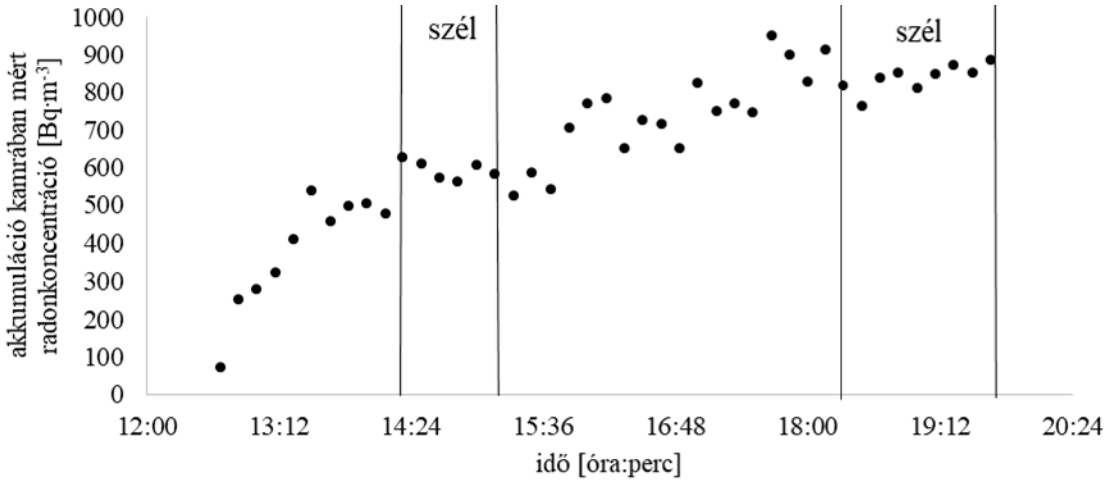
4.4. táblázat: Szabad levegő radonkoncentráció [Bq·m^{-3}] és kalkulált radongradiens [Bq·m^{-2}] az Ajka salaktározón fél éves integráló mérés

Magasság	Háttér erdő		fedetlen salak növényzet nélkül 1. pont		fedetlen salak zárt lombkorona 0. pont		fedett salak aljnövényzet nyitott lomb 3. pont		fedett salak aljnövényzet zárt lombkorona 4. pont	
	Időszak		Időszak		Időszak		Időszak		Időszak	
	tél	nyár	tél	nyár	tél	nyár	tél	nyár	tél	nyár
[cm]	C_{Rn-222} [Bq·m^{-3}]		C_{Rn-222} [Bq·m^{-3}]		C_{Rn-222} [Bq·m^{-3}]		C_{Rn-222} [Bq·m^{-3}]		C_{Rn-222} [Bq·m^{-3}]	
0	33	34	58	66	281	370	104	124	91	107
50	33	35	29	31	43	75	59	63	51	59
100	30	33	30	28	47	50	36	38	32	35
150	22	20	31	33	39	48	21	25	25	23
radon gradiens 0-100	11	14	27	33	242	322	83	99	66	84

Szél hatása a felszíni radonexhalációra

A 4.11. ábrán az akkumulációs kamrában kialakuló radonkoncentráció változása látható szél hatására. A 4.11. ábrán látható, hogy 12:40-kor indult az exhalációs mérés, és szélárnyékban 14:10-ig növekedik a kamrában a radonkoncentráció, majd a ventilátorok bekapcsolásakor 14:20, a radonkoncentráció nem növekszik tovább, ami azt jelenti, hogy az exhaláció csökken. 15:20 és 18:10 között a ventilátorokat kikapcsoltam, ennek eredményeképpen a radonkoncentráció ismét növekedni kezdett, tehát az exhaláció is növekedett. Végül 18:20-kor ismét bekapcsoltam a ventilátort, és a radonkoncentráció növekedésében törés következett be (csökkent), tehát az exhaláció ismét csökkent. A két szélmentes periódusban látható, hogy a szél hatása nélkül az idő előrehaladtával csökken a koncentráció növekedése. Ami annak tudható be, hogy a talajfelszínen lévő légréteg, és a talaj levegővel érintkező rétegében lévő talajgáz egyensúlyba kerül, ezáltal a kamrában telítődik a radonkoncentráció. A telítés hatását minden esetben rövidebb idő után észleltem, mint a korábban publikált 28 nap.
A radonexhaláció változást a ventilátor által keltett szél változásával táblázatos formában is megjelenítem (4.5. táblázat). Az exhaláció számításánál nem vettem figyelemben, sem a visszadiffúziót, sem a tömítetlenségből eredő koncentráció csökkenést, mivel nem az exhaláció tényleges szám szerinti értékét kívántam meghatározni, hanem annak változását. Látható, hogy a kezdeti szélárnyékban 33 mBq·m^{-2}s^{-1} a kalkulált felszíni radonexhaláció, majd a ventilátor bekapcsolásakor nullára csökken, ismételt szélárnyék esetén megnövekszik 17 mBq·m^{-2}s^{-1}-ra, és a ventilátor újbóli bekapcsolásakor lecsökken 6 mBq·m^{-2}s^{-1}-re. A kalkulált nulla exhaláció

estén nem szükséges hogy a tényleges exhaláció valóban nulla legyen, az említett visszadiffúzió, a tömítetlenség és a radon bomlásából adódóan a kamrában kialakuló állandó radonkoncentrációhoz, azaz a kalkulált nulla exhalációhoz is szükséges a radon utánpótlása. Ellenkező esetben a koncentráció nem állandó, hanem csökken. A feltevésem, mely szerint a szél növekedésével megnövekszik az exhaláció, a mérési eredmények első közelítésben nem támasztják alá. A 4.11. ábra és a 4.5. táblázatos ábrázolásból az olvasható ki, hogy a szél növekedésével csökken az exhaláció. Ennek ellenére (vagy éppen ezért), komplexebben értékelve mégis az eredeti felvetésem igazolják a mérési eredmények. A mért felszíni radonexhalációs értékek a hordó alatti területre vonatkoznak, ellenben a hordó által határolt belső területen nem fúj a szél, csak annak közvetlen környezetét éri, ezért az exhalációs hordó által határolt talajrész radonexhalációjára csak a következőképp lehet hatással. A széllel érintett területen a megnövekedett exhaláció elszívja a mélyebb rétegből, vagy akár közvetlenül a mért felület alatti felszínközeli néhány cm-es mélységből a radon gázt. Feltevésem összhangban van Schubert és Schulz (2002) méréseivel, ahol az 5 cm mélységben kialakult talajgáz radonkoncentráció, a szélsebesség növekedésével csökkent. Ennek egyik lehetséges oka, hogy megnövekedik a felszíni radonexhaláció és ezáltal a talajgáz radonkoncentráció lecsökken. Más korábbi kísérletek is azt igazolják, hogy a talaj-levegő gázcsere növekvő szélsebességgel fokozódik (Kimbal 1971). Méréseim alapján és a felvetésem szerint, az akkumulációs hordós mérési elrendezés a szélnek, a felszíni radonexhalációra gyakorolt hatásának vizsgálatára az elmondottak miatt, csak olyan formában alkalmas, ha figyelembe vesszük, hogy a szél hatása az akkumulációs hordóval fedett és mért területre fordítottan fog hatni, mint a széllel érintett területre. Mivel a mért talajrész nem érintett a széllel és a már említett ellenkező hatást fogja jelezni, ezzel korábban téves következtetésekre adhatott okot. Különösen igaz, hogy az akkumulációs hordó alatti talaj, sekély mélységében lévő radon izovonalakat csökkenti a felszíni szél, ha az akkumulációs hordó pereme nem hatol mélyre a talajba.

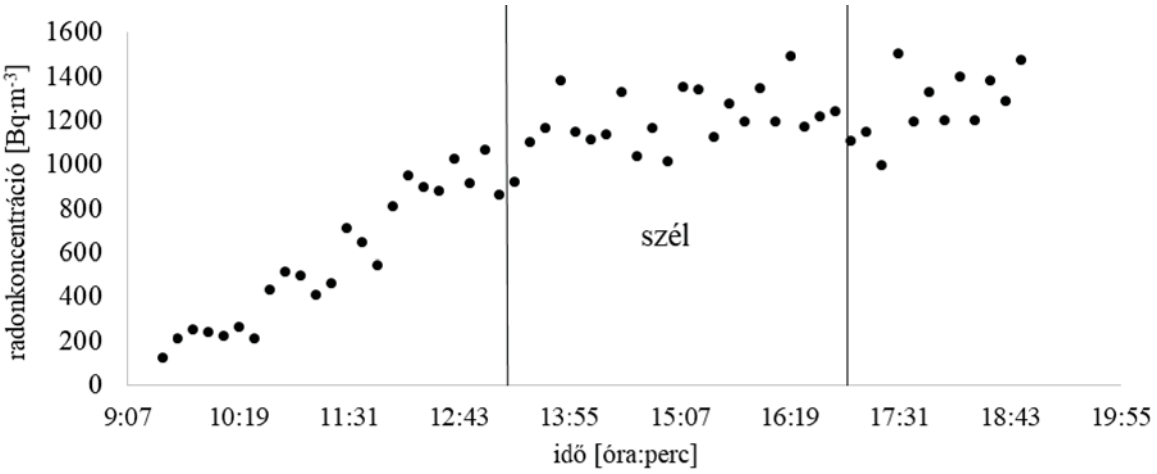


4.11. ábra: Felszíni radonexhalációs mérés során, a kamrában mért radonkoncentráció változás szél hatására

4.5. táblázat: Felszíni radonexhaláció változása 5 $m \cdot s^{-1}$ homogén szélmező hatására

Időszak	Felszíni radonexhaláció [$mBq \cdot m^{-2}s$]	szél
12:30-14:10	33	szélárnyék
14:20-15:10	0	5 $m \cdot s^{-1}$ szél
15:20-18:10	17	szélárnyék
18:20-19:40	6	5 $m \cdot s^{-1}$ szél

A szél és a felszíni radonexhaláció kapcsolatát, egy másik napon is megvizsgáltam melynek eredménye a 4.12. ábrán látható. A ventilátor 13:10-től 17:00-ig üzemelt. Az akkumulációs hordóban kialakuló koncentráció vs. idő függvényre illesztett egyenesesek meredekségei 6155, 1322, 3321 voltak szeles, szélárnyékos és ismételt szélárnyékos időszakot tekintve. A kalkulált felszíni radonexhaláció 28, 6, 18 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ volt szeles, szélárnyékos és ismételt szélárnyékos időszakot tekintve. Az említett értékekből látszik, hogy a ventilátor működése alatt regisztrált koncentráció értékek alacsonyabb radonexhalációt mutatnak, mint a szélárnyékos időszakok. Az akkumulációs hordó körül a megnövekedett radonexhaláció, melyet a ventillátorral keltett szél okoz, csökkenthette le az akkumulációs hordó alatti területen a felszíni radonexhalációt. Az akkumulációs hordóban a koncentráció egy maximum értékhez, telítéshez tart, ezért a növekedés üteme (mely esetünkben a felszíni radonexhaláció) csökken. A kezdeti és a végső szélárnyékos időszak értékeiből látszik, hogy a kamrában növekvő radonkoncentráció értékkel csökken a kalkulált felszíni radonexhaláció.

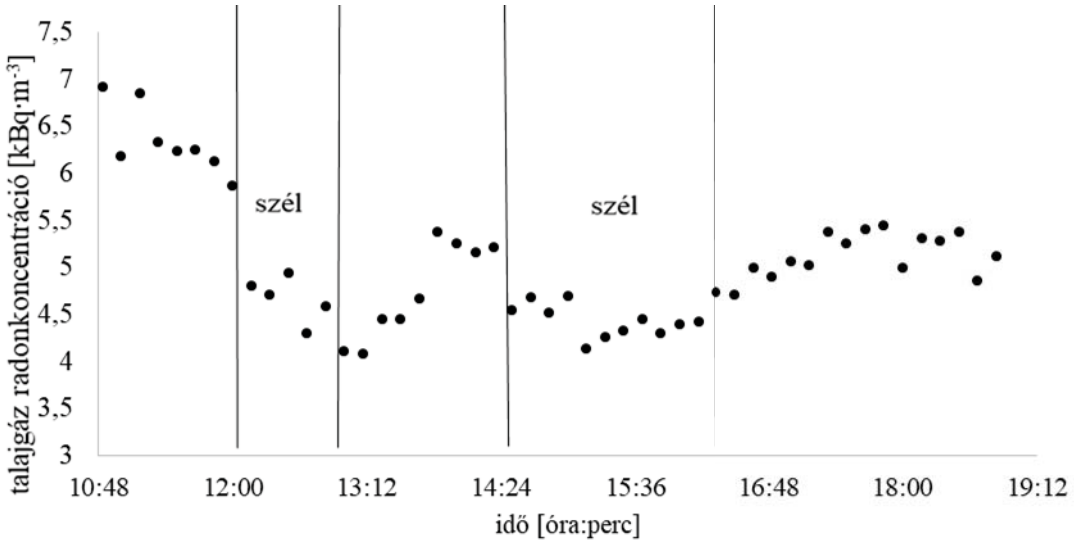


4.12. ábra: Felszíni radonexhalációs mérés során a kamrában mért radonkoncentráció változás szél-ventilátor hatására.

4.6. táblázat: Felszíni radonexhaláció változása 5 $m \cdot s^{-1}$ homogén szélmező hatására

Időszak	Felszíni radonexhaláció [$mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$]	szél
10-13:30	28	szélárnyék
13:30-17:30	6	5 $m \cdot s^{-1}$ szél
17:30-19:20	18	szélárnyék

A 2 cm mélységben történt talajgáz mérések eredményei a 4.13. ábrán láthatóak a táblázatos értékek ábrázolásakor az egyes periódusok átlagértékeit tüntettem fel. A talaj 2 cm mélyen mért gázpermeabilitása (05.13. napon) $k=3{,}5 \cdot 10^{-11}$ m^2 volt. A talajgáz radonkoncentráció változását a különböző periódusokban egy százalékos értékkel jellemeztem, $100 \cdot C1 \cdot (C_1-C_2)^{-1}$, ahol C_1 a vizsgált periódus első, C_2 pedig az utolsó értéke. A 4.13. ábra és 4.7. táblázat alapján elmondható, hogy szélárnyékban (10:40-11:50) 6,4 $kBq \cdot m^{-3}$ átlagos talajgáz radonkoncentrációt mértem, majd 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására (12:00-13:00), az átlagos érték 4,8 $kBq \cdot m^{-3}$-re csökkent, a csökkenés 33% volt. A következő szélcsendes periódusban (13:10-14:20), a talajgáz radonkoncentráció 27%-kal növekedett, az átlagos érték 4,3 $kBq \cdot m^{-3}$ volt. A következő szeles állapotban (14:30-16:20), 9%-kal csökkent a talajgáz radonkoncentráció, 3,8 $kBq \cdot m^{-3}$ átlagos értékre. Az utolsó szélcsendes periódusban, 8%-kal növekedett a talajgáz radonkoncentráció, 4 $kBq \cdot m^{-3}$ átlagos értékre. Az átlagos értékeket vizsgálva, nem olyan szembetűnő az összefüggés a szél és a talajgáz radonkoncentráció értékek között, de a változás egyértelmű összefüggést mutat. Ezen mérések során is igazoltam, hogy a felszínközeli szél hatására, csökken a sekély mélységben mért talajgáz radonkoncentráció.



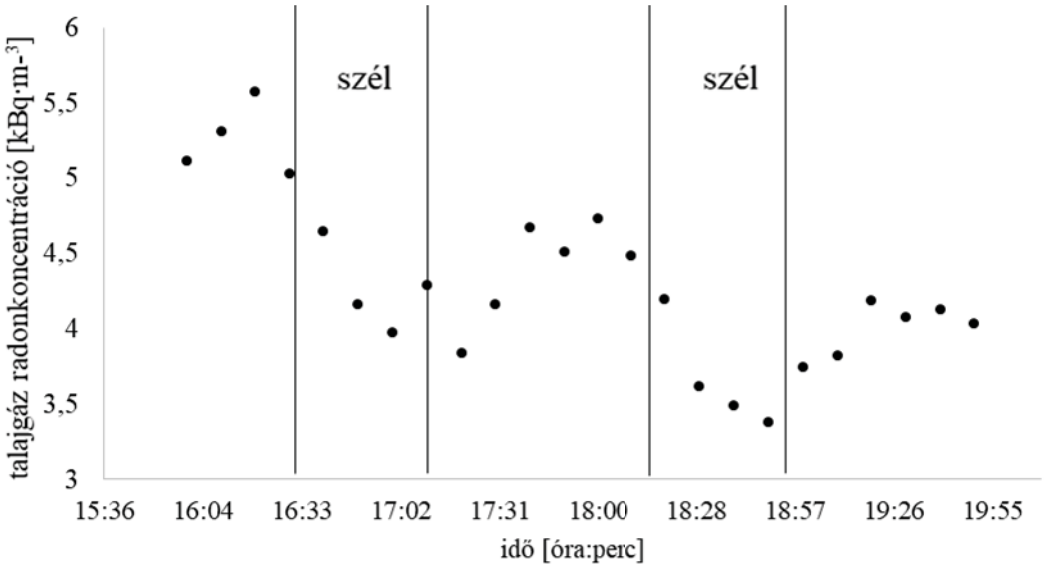
4.13. ábra: Talajgáz radonkoncentráció változás 2 cm mélységben szél hatására

4.7. táblázat: Talajgáz radonkoncentráció változás 2 cm mélységben 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására

idő 05.14	talajgáz radonkoncentráció [$kBq \cdot m^{-3}$]	ΔC[%]	szél [$m \cdot s^{-1}$]
10:40-11:50	6,4		0
12:00-13:00	4,8	-33	5
13:10-14:20	4,3	27	0
14:30-16:20	3,8	-9	5
16:30-18:50	4	8	0

A talajgáz mintavételi mélységét növelve (3 cm) megismételtem a kísérletet, melynek eredményi az 4.14. ábrán és 4.8. táblázatban láthatóak. A 4.14. ábrán és 4.8. táblázatban ábrázolt mérési ciklusban (3 cm mélyen mért talajgáz radonkoncentráció) 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására (16:10-17:00) a (kis mértékű kezdeti emelkedéstől eltekintve) talajgáz radonkoncentráció 25%-ot csökkent, az átlagos érték 4,8 $kBq \cdot m^{-3}$ volt. Szélárnyék esetén (17:10-17:50) 5%-ot növekedett a talajgáz radonkoncentráció, az átlagos érték 4,3 $kBq \cdot m^{-3}$ volt. A következő szeles állapotban (14:30-16:20) 9%-kal csökkent a talajgáz radonkoncentráció, az átlagos érték 3,8 $kBq \cdot m^{-3}$ volt. Az utolsó szélmentes állapotban 8%-kal növekedett a talajgáz radonkoncentráció, 4 $kBq \cdot m^{-3}$ átlagos értékre. Ugyanaz mondható el, mint többi szél vs. talajgáz radonkoncentráció vizsgálatnál, hogy az átlagos értékeket vizsgálva nem olyan szembetűnő az összefüggés a szél és a talajgáz radonkoncentráció értékek között, de a változás egyértelmű összefüggést mutat a talajközeli széllel. Tehát ez a mérési ciklus is igazolta az összefüggést a szél és a sekély mélységben mért talajgáz radonkoncentráció értékei között. Továbbá a kísérlet igazolja a

feltevésem, mely szerint a talajközeli szél megnöveli a felszíni radonexhalációt, ezáltal a talajfelszín közeli sekély mélységben lecsökken a talajgáz radonkoncentráció.



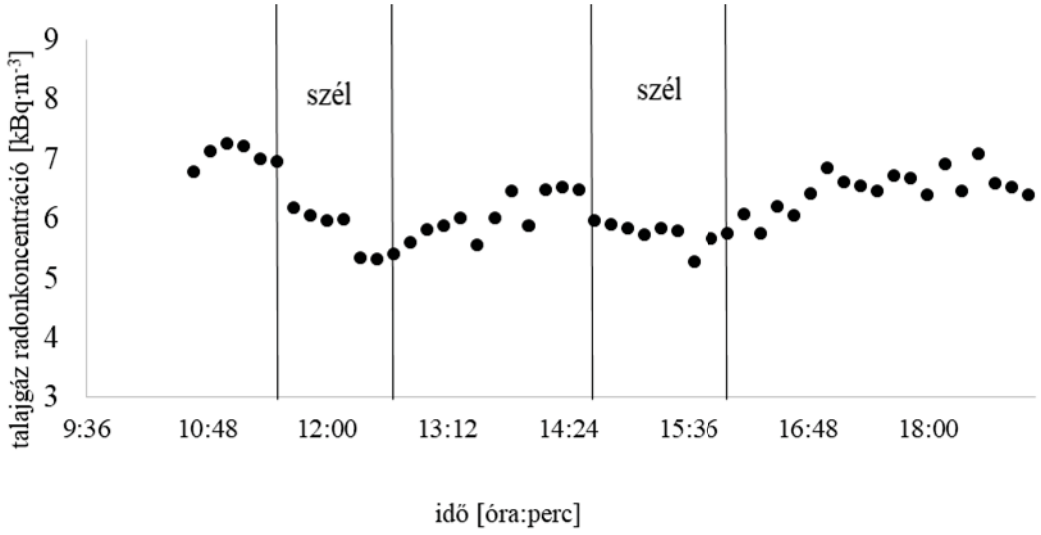
4.14. ábra: Talajgáz radonkoncentráció változás 3 cm mélységben 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására

4.8. táblázat: Talajgáz radonkoncentráció változás 3 cm mélységben 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására

Időszak	talajgáz radonkoncentráció [$kBq \cdot m^{-3}$]	ΔC [%]	szél [$m \cdot s^{-1}$]
16:10-17:00	4,8	-25	5
17:10-17:50	4,3	5	0
18:00-18:50	3,8	-24	5
19:00-19:50	4	8	0

A talajgáz mintavételi mélységet tovább növelve 4 cm-re is elvégeztem a kísérletet, ennek eredményei az 4.15. ábrán és 4.9. táblázatban láthatóak. A kezdeti szélmentes állapotban az átlagos talajgáz radonkoncentráció 7 $kBq \cdot m^{-3}$ volt. 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására (11:30-12:40) a talajgáz radonkoncentráció 23%-ot csökkent, az átlagos érték 5,8 $kBq \cdot m^{-3}$ volt. Szélárnyékban (12:50-14:20) 16%-ot növekedett a talajgáz radonkoncentráció, az átlagos érték 6 $kBq \cdot m^{-3}$ volt. A következő 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására (14:30-16:00) 13%-kal csökkent a talajgáz radonkoncentráció, az átlagos érték 5,8 $kBq \cdot m^{-3}$ volt. Az utolsó szélárnyékos állapotban 5%-kal növekedett talajgáz radonkoncentráció, 6,2 $kBq \cdot m^{-3}$ átlagos értékre. A kettő és három cm mélyen történt méréseknél elmondottak itt is érvényesek. A felszínközeli szél lecsökkenti a sekély mélységben mért talajgáz radonkoncentrációt. A mért talajgáz értékek magasabbak, mint a kettő vagy három cm

mélységben mért értékek, és még ebben a mélységben is kimutatható a felszínen keltett szél hatása.



4.15. ábra: Talajgáz radonkoncentráció változás 4 cm mélységben 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására

4.9. táblázat: Talajgáz radonkoncentráció változás 4 cm mélységben 5 $m \cdot s^{-1}$ szél hatására

időszak	talajgáz radonkoncentráció [$kBq \cdot m^{-3}$]	ΔC [%]	szél [$m \cdot s^{-1}$]
10:40-11:20	7		0
11:30-12:40	5,8	-23	5
12:50-14:20	6	16	0
14:30-16:00	5,8	-13	5
16:10-19:00	6,2	5	0

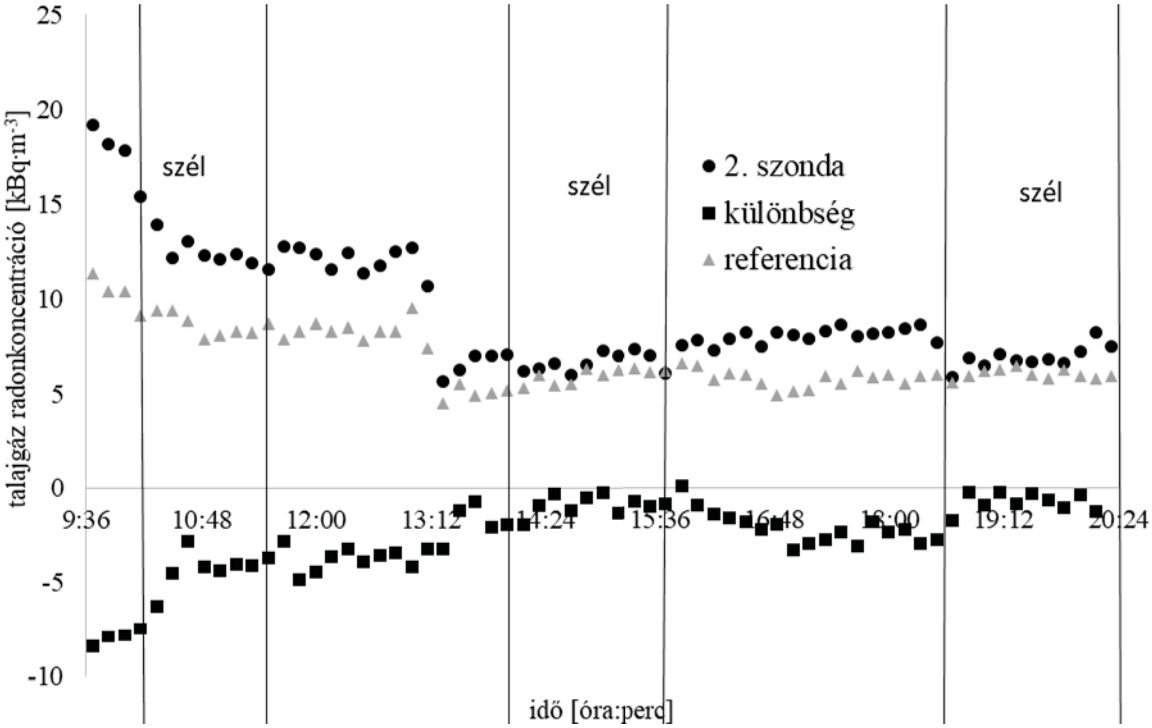
Az elméleti bevezetőben részletezettek szerint a radon emanációra nincs hatással a szél, légköri nyomás vagy egyéb a kísérlet alatt változó klimatikus paraméter. Az emanációt jelentősen befolyásoló nedvességtartalom változástól a kísérletek során eltekintettem. A nedvességtartalom trendszerű változásának hatását, a kísérletre kiküszöbölve tekintem, a szeles és szélmentes állapotok egymás után többszöri változásával. Ugyanis amennyiben a napközben kiszáradó talaj hatással van a radon értékekre, erre a változásra szuperponálódva a szél hatása még értékelhető. Hasonlóképpen nem vettem figyelembe a folyamatos elszívás miatt kialakuló, esetleges nedvesség csökkenést. Az eredmények igazolják a feltevésem, mely szerint a felszínközeli szél, megnöveli a felszíni radonexhalációt ezáltal a talajfelszín közeli rétegében lecsökken a talajgáz radonkoncentráció.

Szél hatásának vizsgálata a talajgáz radonkoncentrációra referencia szonda alkalmazásával

A mérés kezdetén (4.16. ábra és 4.10. táblázat) a mintavétel során 1 l·min^{-1} pumpa teljesítményt alkalmaztam, ami miatt az AlphaGUARD-ba nem csak a radon, hanem a toron is bejutott, 13:30-kor csökkentettem a pumpa teljesítményt 0,3 l·min^{-1}-re. 13:30 után az AlphaGUARD-ba már csak a talajgáz radon jutott, mert a toron az 5 m hosszú mintavevő csőben elbomlott. Az azonos talaj és vizsgálati mélység ellenére jelentős eltérés látható a két szondával mért talajgáz radonkoncentráció értékek között. Mindkét szondát 5 cm mélységben telepítettem, de néhány mm eltérés is megváltoztatja a talajgáz radonkoncentráció értéket. Ugyanis a szonda leverésekor elkövetett 1 cm hiba 80 cm mélységben elenyésző, de 3-4 cm mélységben már 20-30% is lehet. Néhány cm mélységben, a talajpórusok kapcsolata a szabad levegővel, jelentősen csökkenthetik, a talajgáz radonkoncentrációt. Ezért ezen pórusok, lokális mérete, tortuozitása, esetleg vízzel való telítettsége jelentősen befolyásolják a mért talajgáz radonkoncentrációt. A szonda palástja, csak 4 cm magasságban tömít a talajhoz „simulva". Ezért kisebb egyenetlenségek a felszínen lévő tömítőgallér ellenére, fals (szabad) levegő szívást eredményezhetnek. A vizsgálat eredményét nem teszi értelmezhetetlenné a két szonda közti kezdeti magas talajgáz radonkoncentráció különbség, mivel annak változását vizsgáljuk.

A ventilátor bekapcsolásakor, azaz 5 m·s^{-1} szél megjelenésekor a mért koncentráció 15 kBq·m^{-3} és 9 kBq·m^{-3} volt, a 2. szonda és referencia szondát illetően. A ventilátor bekapcsolása után a 2. szonda értékében jelentős csökkenés észlelhető. 10:20-11:40 a 2. szondával mért radonkoncentráció 17%-ot, a két szonda által mért koncentráció különbség 22%-ot csökkent. Míg a referencia szonda értékei közel állandóak voltak, addig a 2. szonda értékei a szél hatására határozottan csökkentek. A két radonkoncentráció közti átlagos különbség 4 kBq·m^{-3}–re csökkent. A szélmentes periódusban (11:50-13:10) a 2. szondával mért radonkoncentráció kis mértékben 10%-ot növekedett, a referencia érték közel állandó maradt. Az 5 m·s^{-1} szél ismételt megjelenésekor (14:10-15:50) a 2. szondával mért radonkoncentráció 15%-ot, a két szonda által mért koncentráció különbség pedig 106%-ot csökkent. A különbség csökkenése a grafikus ábrázoláson nem jelenik meg olyan markánsan, a különbség 0,9 kBq·m^{-3} átlagértékkel közel nullára csökken. A szélmentes állapotban (16:00-18:30) a 2. szondával mért radonkoncentráció 14%-ot növekedett, a referencia érték közel állandó maradt. A két mért érték közti különbség jelentősen 196%-kal növekedett, az átlagos különbség 2 kBq·m^{-3} volt. Az utolsó szeles periódusban (18:40-20:00) a 2. szondával mért radonkoncentráció 14%-ot, a két szonda által mért koncentráció különbség pedig 77%-ot csökkent, a referencia érték kis mértékben emelkedett. A két szondával mért radonkoncentráció átlagos különbsége 0,7 kBq·m^{-3}–re

csökkent. A kísérletet összefoglalva hasonlók mondhatóak el, mint a korábbi talajgáz vs. szél kísérletek esetén. A talajmenti szél hatására a sekély mélységben mért talajgáz radonkoncentráció értéke csökken.



4.16. ábra: Sekély mélységben mért talajgáz radonkoncentráció változása 5 m·s^{-1} szél hatására, referencia szonda alkalmazásával

4.10 táblázat: Sekély mélységben mért talajgáz radonkoncentráció változása 5 m·s^{-1} szél hatására, referencia szonda alkalmazásával

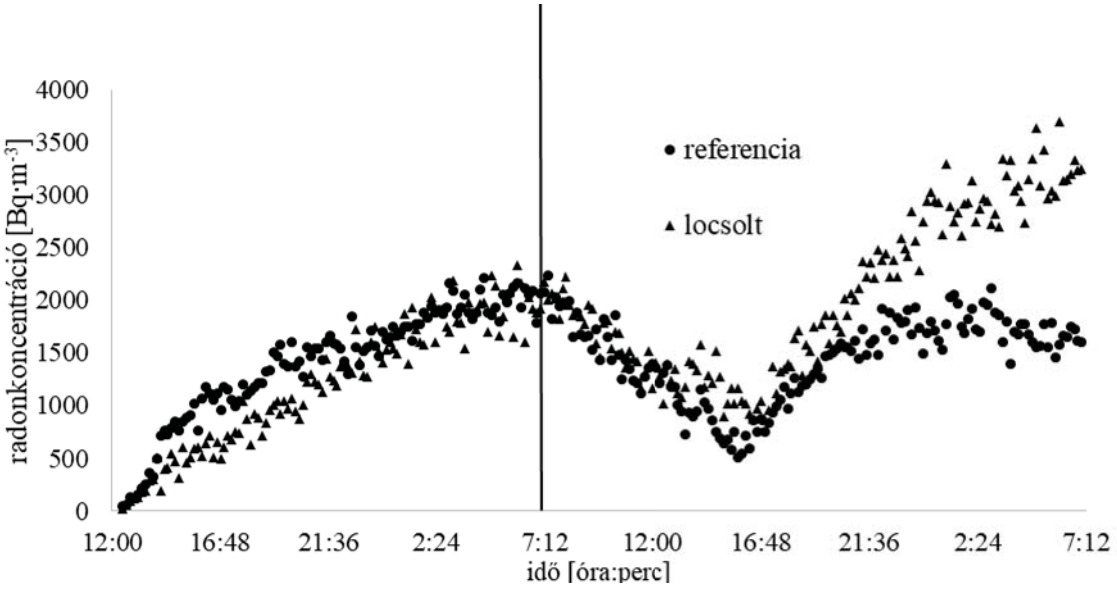
időszak	talajgáz radonkoncentráció [kBq·m^{-3}]	DC[%]	különbség átlag	Dkülönbség [%]	szél [m·s^{-1}]
9:10-10:10	18		7		0
10:20-11:40	13	-17	4	-22	5
11:50-13:10	12	10	3,7	-33	0
14:10-15:50	7	-15	0,9	-106	5
16:00-18:30	8	14	2	196	0
18:40-20:00	7	-14	0,7	-77	5

Eső hatása a felszíni radonexhalációra

Az 4.17. ábrán csernozjom talajon két párhuzamos akkumulációs kamrával történt felszíni radonexhalációs mérés eredményei láthatóak. Az egyik kamra környezetét a jelzett időpontban

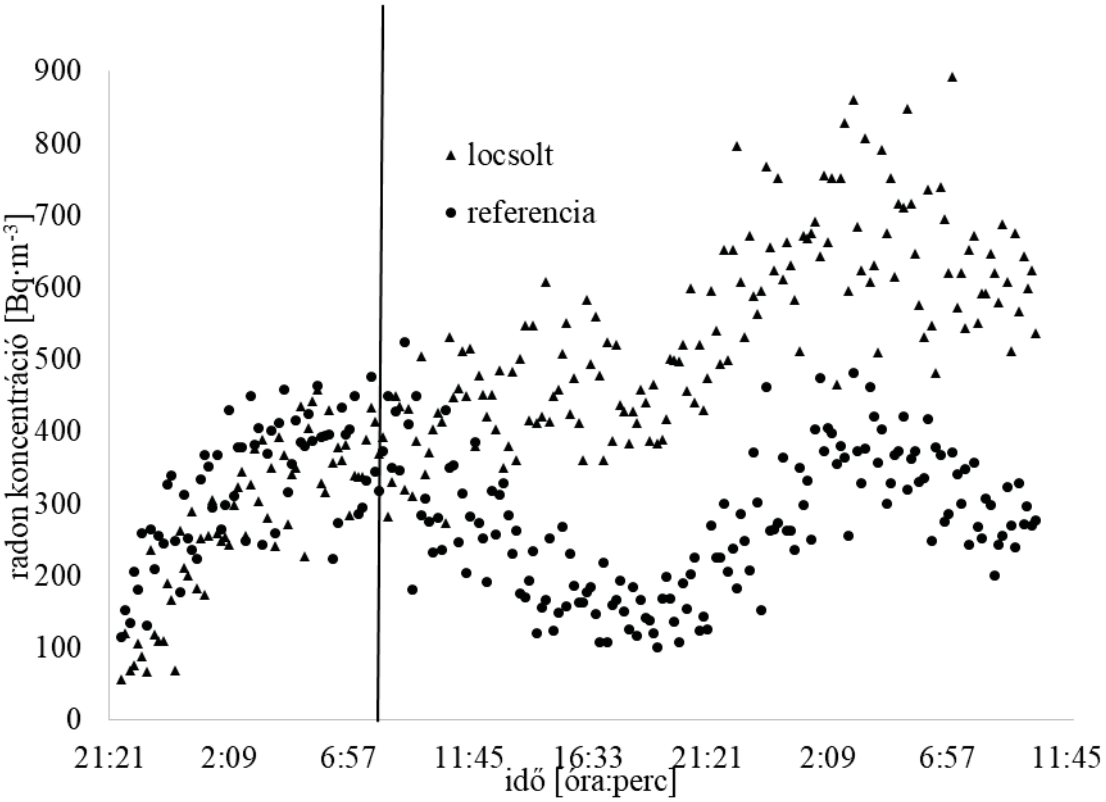
az esőt reprezentálva locsoltam. A 12 órakor indított mérés első napján, a két akkumulációs kamrában közel azonos koncentráció alakult ki. A napszaki változás mindkét kamra esetén hasonló lefutású (a maximumot a hajnali órákban éri el). A hajnali maximum (reggel 6 óra) elérése után 8:30-kor elkezdem a locsolást az egyik kamrát övező területen. Ebben az időszakban (8:30-17:00) mindkét kamrában mért koncentráció csökken, ami azt jelenti, hogy a kamrával fedett területen kalkulált radonexhaláció nulla vagy negatív. De a korábban részletezettek szerint, ebben az időszakban a kamrával nem fedett területen nem nulla vagy negatív a radonexhaláció, csak a felszínközeli talajrétegben kialakult radonkoncentráció és a kamrában lévő koncentráció különbség, a kamrában a látható csökkenést eredményezik. A csökkenő periódusban a két kamrában lefutó csökkenés közt nem olyan szembetűnő a különbség, mint a 17:00 kezdődő növekvő periódusban. A délutáni órákban és este, minden esetben növekvő koncentrációt mértem a déli órákhoz képest, ez jelen kísérlet során is látható. Mindkét kamrában az éjszaka során megnőtt a radonkoncentráció. Az exhalációk mértéke, tehát a függvény meredeksége 20 óráig nem mutat szignifikáns különbséget, viszont 20 óra után, a nem locsolt kamrában megáll a növekedés, míg a locsolt kamrában tovább növekszik a radonkoncentráció, egészen a reggel 6 órai maximum inflexiós pontig. A két kamrában kialakuló maximális koncentráció értékek között kétszeres különbség látható. A kamrában kialakuló radonkoncentráció maximumok közötti különbséget a következő okokkal magyarázom. A locsolás hatására a kamrát körülvevő talaj nedvességtartalma megnő, ezért a talajfelszín közeli rétegében lecsökken a radon diffúziós állandója, ezzel csökken a felszínre érkező, és ott exhalálódó radon mennyisége. Ugyanez nem mondható el a kamrával letakart térrészről, mivel a kamra impermeábilis az esővízre nézve. Ezért nem, vagy csak kis területű körcikk felületen és sekély mélységben nőhet meg a nedvességtartalom. Tehát a locsolt területen a radon egy „sapka” hatás miatt a talajban reked. A megnövekedett talajnedvességű 5 m^2 területről, a talajgáz radon távozhat az 5 méter sugarú körön kívül lévő talajfelszínen keresztül a szabad levegőbe, valamint a nedves talajrészű kör közepén lévő kamrába (ami alatt nem nedvesedett a talaj). Egy valós csapadék esetén, nem csak a kamrát körülvevő 5 méter átmérőjű talajfelszín lesz esővel érintve, hanem a környező teljes talaj felület, ezért nagy gázpermeabilitású és radon diffúziós állandójú talajrészt a feláramlani akaró radon, csak a kamra alatt talál. Tehát a radonexhaláció, az eső áztatta területen gátolt, a kamra alatt pedig növekvő lesz. Kísérlettel bizonyítottam, hogy eső hatására, exhalációs kamrával mért felszíni radonexhaláció kis mértékben növekszik. A kamrában kialakult maximális radonkoncentráció, akár kétszeresére is nőhet. Nem körültekintő diszkutálás esetén, azt a téves következtetést vonhatnánk le, hogy növekvő talajnedvesség esetén növekszik a felszíni radonexhaláció. Ezzel

szemben a szél vs. felszíni radonexhaláció kísérletnél vázolt hipotézis alapján ennek a fordítottja történik. A méréssel nem befolyásolt talajfelszínen, az eső formájában érkező növekvő talajnedvesség hatására, a felszíni radonexhaláció feltehetően csökken.



4.17. ábra: Eső (talajnedvesség növekedés) hatása a felszíni radonexhalációra, akkumulációs kamrával mérve csernozjom talajon

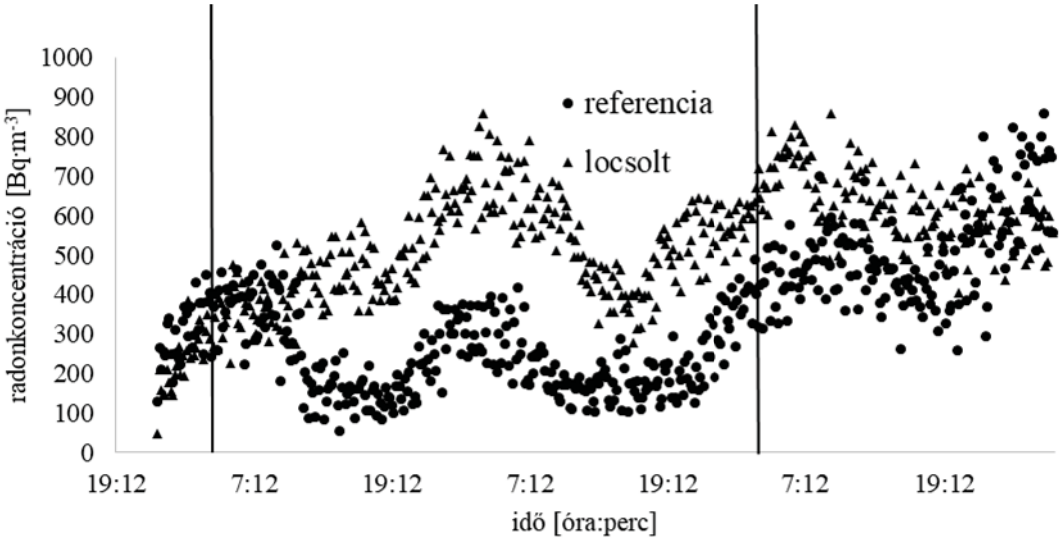
A csernozjom talajon elvégzett kísérletet egy másik típusú talaj, dolomitos murva feltöltésen is elvégeztem, ennek eredményei a 4.18. ábrán láthatóak. Este 21:30-kor indítottam a radonexhalációs mérést, először eső nélkül -azaz azonos talajnedvesség mellett-, majd másnap reggel 9:30-kor elkezdtem locsolni, a locsolt kamra 5 m^2 környezetét, míg a referencia kamra a locsolás nélküli kontrol értéket szolgáltatta. Az éjszaka során a két kamrában hasonló mértékben nőtt a koncentráció, a felszíni radonexhalációk ennek megfelelően egyezőek. A locsolás megkezdése után, határozott különbség látható a délelőtti koncentráció csökkenések között. A locsolt területen nem csökkent a radonkoncentráció, igaz csökkent a meredekség, azaz csökkent a radonexhaláció. A csernozjom talajjal összehasonlítva, alacsonyabb radonexhalációkat mértem. Valamint a maximális radonkoncentráció is alacsonyabb volt. A murvás talaj esetén a hajnali 6 órás maximum után következő, nappali csökkenés esetén, határozottabb különbség látható, a locsolt és nem locsolt kamránál, mint a csernozjom talajnál volt megfigyelhető.



4.18. ábra: Eső hatása a felszíni radonexhalációra akkumulációs kamrával mérve dolomitos feltöltésen

Változatlan feltételekkel murvás, dolomitos feltöltésen megismételtem a kísérletet. A 4.19. ábrán látható mérési ciklus kezdetén a referencia exhalációs kamrát nem locsoltam, de a locsolt kamrát 9:30-tól (első vonal) kezdve locsoltam. A következő nap hajnalban 5:00-tól (második vonal) kb. 15 mm természetes csapadék érkezett, eső formájában, ami mindkét kamrát és annak környezetét megáztatta (a kamra alatti terület nem érintett sem az esővel sem a locsolással). A két kamrában kialakult koncentrációkat egymással összehasonlítva elmondhatjuk, hogy a kezdeti locsolásmentes időszakban, a két kamrában közel azonos (alacsony) radonkoncentrációt, azaz felszíni radonexhalációt mértem. Miután a locsolt kamra környezetét vízzel áztattam, abban magasabb koncentráció alakult ki, ennek oka a kamra alatti területen lévő nagyobb felszíni radonexhaláció. Korábban már tárgyalásra került a napi ciklus szerint változó hajnali maximum. Ebben a mérési ciklusban a locsolt és nem locsolt kamra között kb. kétszeres koncentráció különbség alakult ki, a hajnali órákban a locsolt kamra javára. Az eső okozta talajnedvesség növekedés után, a kontroll kamrában a koncentráció növekedés a korábbi napokhoz képest határozottan megnőtt, míg a locsolt kamrában csak kis mértékben nőtt. Ennek oka, hogy a locsolt kamra környezetében már az eső előtt is megnövekedett talajnedvesség volt jelen, tehát a kamra körül a talaj, közel szaturált állapotban volt. Ezért egy további eső, vagy öntözés már nem csökkentette az radonexhalációt (a kamrában növelte). A napszaki kilengés,

eső előtt és utáni állapotáról elmondható hogy mindkét kamra esetében, az eső áztatta szaturált talajban kevésbé figyelhető meg a napszaki ciklikusság. Ennek feltehetően az az oka, hogy a barometrikus pumpa, a pórusokban kialakuló membránon keresztül kevésbé „rángatja" a mélyebb rétegeket, valamint a hőmérsékleti inverzió hatása is kevésbé érezhető (Csige 2011). Csak a kamra közvetlen környezetében történt locsolás, nem csökkentette a napszaki ciklust, olyan mértékben, mint a természetes csapadék. Ennek egy lehetséges oka, hogy az öntözés esetén csak a kamra környezetét (5 m^2) locsolom, míg az eső a teljes környező talajfelszín és pórus rendszer nedvességtartalmát növeli, így a pórusokban kialakult membránok elzárják a szabadtéri klimatikus viszonyok hatását a talaj mélyebb rétegei felé. Az eső folyamatosan és jelentős mennyiségben esett.



4.19. ábra: Eső hatása a felszíni radonexhalációra akkumulációs kamrával mérve dolomitos feltöltésen

Talajgáz radonból származó Pb-210 többlet felépülése

Egy magas Ra-226 koncentrációjú hulladéklerakón, ami egy méter fedő agyagréteggel van takarva, a Ra-226 és Rn-222 között az egyensúly 28 nap alatt >90%-ban beáll, a feláramló radon egyensúlya pedig <6 nap alatt áll be (Malki 2012). Ez nem azt jelenti, hogy a magas Ra-226 hulladék térrész és a felette lévő fedőrétegben a talajgáz radonkoncentráció egyenlő. Hanem azt, hogy a radonkoncentráció mélységi eloszlását leíró egyenlet szerint kialakuló, felszín felé csökkenő radonkoncentráció, állandósul. A diffúziós egyensúly beálltához szükséges idő, szintén elhanyagolható abban az esetben, ha 20 éves skálán vizsgáljuk a fedőréteget a Rn-222 és hosszú életű leányeleme, az Pb-210 között kialakult egyensúly szempontjából. Ezzel szemben a fedést követő 25 év után, a mért Pb-210 csak 53,6% arányban

van a Rn-222 koncentrációjához képest, a Po-210 aránya csak kis mértékben alacsonyabb 52,9%. Ez azt jelenti, hogy a talajban mért Pb-210 koncentrációtöbblet, csak fele akkora többlet radonkoncetrációt jelez az egyensúlyhoz képest, (egyéb folyamatokat figyelmen kívül hagyva). 10 év alatt ez az egyensúly csak 27%, és 80 év szükséges >90%-os egyensúly eléréséhez. A levegőből való kihullást bonyolítja, hogy míg a feláramlás során csak a Rn-222 áramlik fel, addig a levegőben a radon és leányelem arányát az egyensúlyi faktor határozza meg.

Monitoring eredmények

Olajfúrási iszaptározó radiológiai monitoringja

Az 4.11. táblázatból látható hogy az A jelű fedetlen tározón a környezeti dózisegyenérték-teljesítmény értékek 76 (67-85), ugyanazon tározón fedés után pedig 86 (83-89) $nSv \cdot h^{-1}$. A már fedett B és C jelű tározót csak fedett állapotban mértem meg, mivel annak fedése jelen vizsgálatot megelőzően már megtörtént, ezen értékek a 4.12. táblázatban láthatóak. B tározón 90 (88-91), C tározón pedig 86 (83-89) $nSv \cdot h^{-1}$ környezeti dózisegyenérték-teljesítmény értékek mérhetőek. A mérések során a kiválasztott pontok körüli 10 m^2 területen maximum 10% eltérés volt tapasztalható. Ebből, és az átlagok egymáshoz viszonyított értékéből megállapítható, hogy homogén gammadózis teret okoz, mind az iszap, mind a fedőréteg. Ezzel összhangban van, a gammaspektrometriával meghatározott radionuklid-koncentrációk szintén szűk tartományban való szórása. A mért környezeti dózisegyenérték-teljesítmény értékek fedett és fedetlen állapotban is megegyeznek a magyarországi átlag, levegőben elnyelt gammadózis-teljesítménnyel (70 $nSv \cdot h^{-1}$) (UNSCEAR 2000). Ezért a tározók nem okoznak emelkedett gammadózis teret. Ez a megállapítás összhangban van a gammaspektrometriás mérésekkel, amelyből látható, hogy a gammadózist okozó radionuklidok koncentrációja a fúróiszapban alacsonyabb, mint a földkérgi átlag (a fedőréteg K-40 tartalma kis mértékben, de magasabb, mint a világátlag). A mért környezeti dózisegyenérték-telejsítmény értékek jellemzően kisebbek, mint a kalkulált számított gammadózis-teljesítmény értékek. Néhány korábbi publikáció, a mért gammadózis-teljesítményt csak a terresztriális komponensből kalkulált értékkel hasonlítják össze, és nem veszik figyelembe a kozmikus gammasugárzás hozzájárulását (Norbani 2014). Karunakara (2014) megemlíti a 31 $nGy \cdot h^{-1}$ kozmikus sugárzást, amely hozzájárul a mért, levegőben elnyelt gammadózis-teljesítményhez. Ennek tisztázása a későbbiekben szükséges. Mind a mért környezeti dózisegyenérték-teljesítmény, mind a számított gammadózis-teljesítmény értékek nőttek a fedés során, igaz csak kis mértékben. A

gammadózis-teljesítmény növekedés oka, hogy a mért radionuklid-tartalom magasabb a fedőrétegben, mint a fúróiszapban.

4.11. táblázat: 1 m magasságban mért környezeti dózisegyenérték-teljesítmény és kalkulált levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény értékek, az A jelű tározón fedett és fedetlen állapotban

mintavételi pont	fedetlen		fedett	
	környezeti dózisegyenérték teljesítmény [nSv·h^{-1}]	kalkulált gammadózis teljesítmény [nGy·h^{-1}]	környezeti dózisegyenérték teljesítmény [nSv·h^{-1}]	kalkulált gammadózis teljesítmény [nGy·h^{-1}]
A/1	67±7	94±2	83±8	113±5
A/2	74±7	77±2	89±9	116±6
A/3	85±9	84±2	87±9	116±5
A/4	77±8	79±2	86±9	117±5
A átlag	76 (67-85)	84 (77-94)	86 (83-89)	115 (113-116)

4.12. táblázat: 1 m magasságban mért környezeti dózisegyenérték-teljesítmény és kalkulált levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény értékek a fedett iszap tározókon

mintavételi pont	környezeti dózisegyenérték teljesítmény [nSv·h^{-1}]	kalkulált gammadózis teljesítmény [nGy·h^{-1}]
B/1	90±9	112±4
B/2	88±9	110±4
B/3	91±9	117±4
B átlag	90 (88-91)	113 (110-117)
C/1	83±8	113±4
C/2	89±9	116±4
C/3	87±9	116±4
C átlag	86 (83-89)	115 (113-116)

Az A jelű tározón fedetlen állapotban 11 (9-16) Bq·m^{-3} szabad levegő radonkoncentrációt mértem, a fedés után ezzel közel megegyező 13 (10-16) Bq·m^{-3} értéket mértem. B és C jelű tározó felett csak fedett állapotban végeztem méréseket melyek értékei 16 (13-21) Bq·m^{-3} voltak. A három fedett tározón történ mérések átlag értéke 15 (10-22) Bq·m^{-3}. Az alacsony mért értékek miatt nagyok a relatív hibák. A fedett és fedetlen tározókon mérhető érték megegyezik a 10 Bq·m^{-3} világátlaggal (UNSCEAR 2000). A tározók nyílt területen helyezkednek el, széltől nem védettek. Ezért még háttérnél magasabb felszíni radonexhaláció esetén, sem várható magas szabad levegő radonkoncentráció, mivel a szél és az atmoszférikus réteg mozgása elkeveri az exhalálódott radont (Jonas 2016b). A tényleges radonkibocsájtás meghatározása érdekében végeztem el, a felszíni radonexhaláció, talajgáz radonkoncentráció, talaj gázpermeabilitás

méréseket és GRP meghatározást. A talajban mérhető Ra-226 koncentráció különbség a szabad levegő radonkoncentráció értékekben nem volt megfigyelhető, a levegő keveredés miatt. A talajok eltérő gázpermeabilitása miatt a felszíni radonexhaláció, már egymással közel megegyezőek. A mért világátlaggal azonos szabad levegő radonkoncentráció összhangban van a világátlagnak megfelelő alacsony felszíni radonexhalációval, talajgáz radonkoncentrációval és a talajban mért Ra-226 koncentráció értékekkel.

4.13. táblázat: Szabad levegő radonkoncentráció 1 m magasságban A tározón (fedett és fedetlen állapotban)

mintavételi pont	Szabad levegő radonkoncentráció [Bq·m^{-3}]	
	fedetlen	fedett
A/1	10±10	10±10
A/2	9±10	11±10
A/3	9±10	22±12
A/4	16±11	9±10
A átlag	11 (9-16)	13 (10-22)

4.14. táblázat: Szabad levegő radonkoncentráció 1 méter magasságban B és C tározón (fedett állapotban)

mintavételi pont	Szabad levegő radonkoncentráció [Bq·m^{-3}]
	Fedett
B/1	15±11
B/2	13±10
B/3	19±11
C/1	21±12
C/2	14±11
C/3	13±13
átlag	16 (13-21)

Az A tározó fedés előtt és után történt felszíni radonexhaláció értékei az 4.15. táblázatban, a B és C tározó fedett állapotban mért felszíni radonexhaláció értékek az 4.16. táblázatban láthatóak. A fedetlen tározó felszíni radonexhalációja 9,25 (6-12) mBq·m^{-2}s^{-1}, ami fedés után nőtt 13,5 (5-28) mBq·m^{-2}s^{-1} értékre. Mindkét esetben alacsonyabb, mint a világátlag értéke, ami 18 mBq·m^{-2}s^{-1} (Goto 2008). A széles körben használt és a magassági körrel korrigált világátlag felszíni radonexhaláció érték 30 mBq·m^{-2}s^{-1} (Conen és Robertson 2002). A fedés során kis mértékben, de nőtt a felszíni radonexhaláció. A fedett és fedetlen állapotban történt mérések

eredményeinek összehasonlításakor figyelembe kell venni, hogy nem egyező meterológiai paraméterek mellett történtek a mérések. A felszíni exhaláció nagysága, egyrészt a talajban emaládódott radon mennyiségétől és annak a felszínre jutásától függ. Az emanálódott radon mennyiségét főként a talaj Ra-226 koncentrációja, homogenitása, porozitása, nedvességtartalom, szemcsemérete stb. fogja meghatározni (Kardos 2015, Shiroma 2015, Sakoda 2011, Hosoda 2010). A fúróiszap Ra-226 koncentrációja alacsonyabb, mint a világátlag talajban mérhető, a fedőréteg pedig világátlagnak megfelelő, ezért nem várható magas felszíni radonexhaláció. A talajban emanálódott radon, felszínre jutását számtalan modell írja le. Elsősorban a porozitás, permeabilitása, nedvességtartalom és évszaki változás befolyásolja a radon diffúziós mozgását (Kikaj 2016, Várhegyi 2013, Csige 1995, Rogers 1988, IAEA-474). A méréseim alapján, a fedőtalaj gázpermeabilitása alacsony, $9{,}9 \cdot 10^{-13}$ m^2, a fúróiszapé pedig kicsivel magasabb 10^{-11} m^2. Az alacsonyabb gázpermeabilitás tovább csökkenti a felszínre jutott radon mennyiségét.

4.15. táblázat: Felszíni radonexhaláció A jelű fúróiszap tározón

mintavételi pont	Felszíni radonexhaláció [$mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$]	
	fedetlen	fedett
A/1	6±4	5±4
A/2	10±5	11±5
A/3	12±5	28±7
A/4	9±5	10±5
átlag	9 (6-12)	14 (5-28)

4.16. táblázat: Felszíni radonexhaláció fedett B, C jelű fúróiszap tározón

mintavételi pont	Felszíni radonexhaláció [$mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$]
B/1	20±5
B/2	17±5
B/3	13±5
C/1	11±4
C/2	5±4
C/3	14±5
átlag	13 (5-20)

A 4.17. és 4.18. táblában a fedett és fedetlen tározón mérhető talajgáz radonkoncentráció, talaj gázpermeabilitás és a kalkulált geogenic radon potenciál értékek láthatóak. A fedetlen tározón 0,2 m mélyen a talajgáz radonkoncentráció 6 (3-8) $kBq \cdot m^{-3}$ volt, a talaj gázpermeabilitás $7 \cdot 10^{-12}$-$1{,}3 \cdot 10^{-11} m^2$, a GRP pedig 6 (3-8). Ugyanezen tározón, fedés után a

maximális mélységben 0,225 (0,2-0,3) m, 24 (14-40) kBq·m^{-3} talajgáz radonkoncentráció volt mérhető. A 40 kBq·m^{-3} érték kiugróan magas, a többi fedett tározóval összehasonlítva több mint kétszeres érték. Az A1 pont figyelembe vétele nélkül, a fedett tározókon mérhető talajgáz radonkoncentrációk 15 (4-22) kBq·m^{-3}. Az A1 kiugró értéket, a fedőréteg mélyebb rétegében lévő, magasabb Ra-226 koncentráció okozhatta, vagy egy esetleges fedőtalaj repedés, ami miatt a mélyebb rétegekből is fel tudott áramolni a radondúsabb talajgáz, vagy a korábban említett sapka hatás. A felszínközeli fedőréteg radionuklid-koncentrációja nem mutatott hasonló anomáliát, a fedőréteg vizsgált radionuklid-koncentrációja homogén. A mélyebb rétegben a rendkívül alacsony gázpermeabilitás (<10^{-14} m^2) miatt nem volt lehetséges a talajgáz mintavétel. A talaj gázpermeabilitások 0,2 m mélységben a fedés után a három tározón átlag $9{,}92 \cdot 10^{-13}$ m^2 voltak. A három fedett tározón kalkulált GRP érték 9 (3-21) volt. Az A1 ponton mérhető kiugró magas talajgáz radonkoncentráció a GRP értékben is megjelenik. Az A1 nélkül kalkulált GRP 7,5 (3-12) volt. A GRP<10 alacsony radonkockázatú területnek minősül Neznal (2005) értékelése alapján. Magyarországon történt átfogó felmérés (Szabó 2013b.) átlagosasan 14,1 kBq·m^{-3} talajgáz radonkoncentrációról és GRP 12-ről számol be. Más magyarországi és más országokban történt felmérések, ennél nagyobb értékekről számolnak be Liu (2016) 14,63-369 kBq·m^{-3}, Somlai (2006) átlag 88,8 kBq·m^{-3} talajgáz radonkoncentrációt illetően.

4.17. táblázat: A jelű iszaptározókon mért talajgáz radonkoncentráció, talaj gázpermeabilitás, geogenic radon potenciál, fedetlen és fedett állapotban mérve

	fedetlen				fedett			
	mélység [m]	talajgáz radonkoncentráció [kBq·m^{-3}]	permeabilitás [m^2]	GRP	mélység [m]	talajgáz radonkoncentráció [kBq·m^{-3}]	permeabilitás [m^2]	GRP
A/1	0,2	3±1	$7 \cdot 10^{-12}$	3	0,2	40±3	10^{-12}	21
A/2	0,2	8±1	10^{-11}	8	0,3	14±2	$5 \cdot 10^{-13}$	6
A/3	0,2	7±1	$9 \cdot 10^{-12}$	7	0,2	18±2	$9 \cdot 10^{-13}$	9
A/4	0,2	6±1	10^{-11}	7	0,2	22±2	10^{-12}	11
átlag	0,2	6 (3-8)	10^{-11}	6 (3-8)	0,2	24(14-40)	10^{-12}	12(6-21)

4. 18. táblázat: B, C jelű iszaptározókon mért talajgáz radonkoncentráció, talaj gázpermeabilitás, geogenic radon potenciál

mintavételi pont	fedett B, C fúróiszap tározó			
	mélység[m]	talajgáz radonkoncentráció [kBq·m^{-3}]	permeabilitás [m^2]	GRP
B/1	0,2	15±2	$2\cdot10^{-13}$	5
B/2	0,1	16±2	$2\cdot10^{-12}$	9
B/3	0,2	8±1	$1\cdot10^{-12}$	4
C/1	0,1	14±2	$3\cdot10^{-12}$	9
C/2	0,1	4±1	$3\cdot10^{-12}$	3
C/3	0,1	12±2	$2\cdot10^{-12}$	7
átlag	0,1 (0,1-0-2)	12 (4-16)	$2\cdot10^{-12}$ ($2\cdot10^{-13}$-$3\cdot10^{-12}$)	6 (5-9)

Fedőréteg és fúróiszap radionuklid-koncentrációja

A fedetlen tározóból származó minták (4 ponton, két mélységben) radionuklid tartalma a 4.19. táblázatban láthatóak. A koncentrációk 31 (18-40) Bq·kg^{-1} Ra-226, 35 (33-39) Bq·kg^{-1} Th-232, 502 (356-673) Bq·kg^{-1} K-40-re vonatkozóan Ra_{eq}=121 (96-141) Bq·kg^{-1}. A különböző mélységből vett minták esetén nem figyelhető meg trendszerűség, csapadékkal való kioldódás esetén növekvő mélységgel nőne a Ra-226 koncentráció. Mindegyik radionuklid-koncentráció nagyságrendje megegyezik a világátlaggal vagy a magyarországi talajok átlagával (UNSCEAR 2008, UNSCEAR 2000). A NORM határértékeknél három nagyságrenddel kisebb radionuklid-koncentrációt mértem (IAEA 1712). Korábbi felmérések igazolták, hogy a fúróiszap és salak jelentősen alacsonyabb radionuklid-koncentrációval bír, az olajipari sárral összahasonlítva (Xhixha 2015).

4.19. táblázat: Fúróiszap terresztriális radionuklid-koncentrációja

minta azonosító Fúróiszap	koncentráció [Bq·kg^{-1}]		
	Ra-226	Th-232	K-40
A/1/1	39±2	35±4	582±6
A/1/2	40±3	37±4	632±7
A/2/1	19±2	34±3	392±5
A/2/2	36±2	35±4	673±7
A/3/1	33±2	34±4	417±5
A/3/2	37±2	36±4	595±5
A/4/1	24±2	37±4	356±4
A/4/2	18±2	35±4	368±4
átlag	31 (18-40)	35 (33-39)	502 (356-673)
Világ talaj átlag (UNSCEAR 2008)	32	45	412
Magyar talaj átlag (UNSCEAR 2000)	33	28	370
NORM (IAEA-TECDOC-1712)	10^3	10^3	10^3

A fedőréteg minták radionuklid-tartalma az 4.20. táblázatban látható. A mért koncentrációk 45 (40-51) $Bq \cdot kg^{-1}$ Ra-226, 58 (55-60) $Bq \cdot kg^{-1}$ Th-232 és 651 (620-671) $Bq \cdot kg^{-1}$ K-40-re vonatkozóan. A rádium ekvivalens koncentráció Ra_{eq}=178 (169-186) $Bq \cdot kg^{-1}$. A mért koncentrációk kis mértékben, de magasabbak, mint magyarországi talajok átlagos radionuklid-koncentrációja (UNSCEAR 2000). A magyarországi építőipari agyagok Ra-226 koncentrációjával összehasonlítva 16-105 $Bq \cdot kg^{-1}$, nem mutat eltérést (Sas 2013). Ami várható volt, ugyanis a lerakó közelében kitermelt agyagot használtak a fedéshez. A fúróiszap radionuklid-koncentrációja kis mértékkel, de minden esetben alacsonyabb volt, mint a fedőrétegben mérhető, ezért a fedőtalaj felé irányuló diffúz radionuklid migráció nem várható.

4.20. táblázat: Fúróiszap tározó fedőrétegben mérhető terresztriális radionuklid-koncentráció

fedőréteg mintaazonosító	koncentráció [$Bq \cdot kg^{-1}$]		
	Ra-226	Th-232	K-40
A/1	44±5	57±8	654±8
A/2	47±5	59±9	660±9
A/3	46±4	59±7	668±9
A/4	45±4	58±8	664±13
B/1	44±4	57±7	636±9
B/2	40±5	55±9	660±10
B/3	47±5	61±8	671±9
C/1	43±4	56±8	649±9
C/2	42±4	58±7	620±9
C/3	51±4	60±8	645±9
átlag	45 (40-51)	58 (55-60)	651 (620- 671)
Világ talaj átlag (UNSCEAR 2008)	32	45	414
Magyar talaj átlag (UNSCEAR 2000)	33	28	370

Fúróiszap tározó radiológiai monitoring összefoglalás

Olajfúrásból származó fúróiszaplerakót vizsgáltam radiológiai szempontból fedetlen és fedett állapotban. A fedetlen tározó esetén, a fúróiszap felületétől 1 méteren mért környezeti dózisegyenérték-teljesítmény 76 (67-85) $nSv \cdot h^{-1}$ volt, ami a magyarországi (70 $nSv \cdot h^{-1}$) és világátlagnak (57$nSv \cdot h^{-1}$) (UNSCEAR 2000) megfelelő. Ugyanezen tározón, a fedést követően kis mértékben, de megnőtt a környezeti dózisegyenérték-teljesítmény 86 (83-87) $nSv \cdot h^{-1}$-ra. A másik két fedett tározó esetén 86 (83-89) $nSv \cdot h^{-1}$ és 90 (88-91) $nSv \cdot h^{-1}$ értéket mértem. A fedetlen tározó esetén 9,25 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$ felszíni radonexhalációt mértem, ami fedést követően kis mértékben, de megnőtt. Ez összhangban van a fedőréteg, kis mértékkel, de magasabb radionuklid-koncentrációjával. A fúróiszap alacsony Ra-226 koncentrációja és alacsony

gázpermeabilitás miatt, a talajgáz radonkoncentráció is alacsony volt. A talajgáz radonkoncentráció 19 (4-40) $Bq \cdot m^{-3}$, a talaj gázpermeabilitása pedig $1{,}5 \cdot 10^{-12}$ m^2 volt. A fúróiszap radionuklid-koncentrációja 31, 34, 502 $Bq \cdot kg^{-1}$ volt Ra-226, Th-232 és K-40 vonatkozóan, Ra_{eq} pedig 119 $Bq \cdot kg^{-1}$. Ami a földkérgi átlaghoz hasonló, tehát nem tartalmaz megnövekedett radionuklid-koncentrációt. A tározón mért szabad levegő radonkoncentráció, fedett és fedetlen esetben nem mutatott különbséget, 13 (10-22) $Bq \cdot m^{-3}$ volt. Tehát, sem a fedett, sem a fedetlen tározón nem mérhető megnövekedett dózis. Az eredményként elmondható, hogy a vizsgált fúróiszapot nem szükséges hulladékként kezelni radiológiai szempontból. Szerepet játszhat a NORM-al és egyéb hulladékokkal szembeni averzióban, a kockázat-kommunikáció vagy annak hiánya. A jogszabályokon túl, a hulladék tulajdonosának a döntése hogy a kitermelés és a feldolgozás során keletkezett hulladékot egységesen NORM-nak kezeli vagy szeparálja és csak a valóban határérték feletti vagy környezeti hatással rendelkező frakciót kezeli NORM-nak.

Fúróiszap építőipari felhasználása esetén kalkulált radiológiai indexek

A vizsgált fúróiszap radionuklid-koncenentrációja a 4.19. táblázatban található. A mért értékek átlaga 31 (18-40) $Bq \cdot kg^{-1}$ Ra-226, 35 (33-39) $Bq \cdot kg^{-1}$ Th-232, 502 (356-673) $Bq \cdot kg^{-1}$ K-40 illetően a rádium ekvivalens koncentráció Ra_{eq}=121 (96-141) $Bq \cdot kg^{-1}$ adódott. A mért radionuklid-koncentrációk nagysága megegyezik a világ és a magyarországi talajok átlagával (UNSCEAR 2008, UNSCEAR 2000). A fúróiszap K-40 értéke kis mértékben magasabbak, a talajok világátlagnál 412 $Bq \cdot kg^{-1}$. Viszont a tipikusan építőanyagokhoz felhasznált alapanyagokkal 500 $Bq \cdot kg^{-1}$ megegyező (NEA-OECD). Az indexeknél részletezett okok miatt, a K-40 hozzájárulása, egységnyi koncentráció esetén a levegőben elnyelt gammadózis értékhez, egy nagyságrenddel alacsonyabb, mint a Ra-226 vagy Th-232. Ezért sem figyelhető meg emelkedett érték a számított indexeknél. A mért radionuklid-koncentrációk értékei három nagyságrenddel alacsonyabbak, mint a NORM szabályozási koncentráció értéke (IAEA-TECDOC-1712). A tömegre vetített fajlagos radonexhaláció átlaga 12 (6-17) $mBq \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$ normál, de inkább alacsonynak mondható érték. 750°C-on égetett mangán agyag, vagy 1200°C-on égetett vörös iszap mintáknál számoltak be 10 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$ alatti radonexhaláció értékről (Kovács 2016). Elzain (2014) 12 különféle építőipari nyersanyag radonexhalációját mérte, és 2,8-11,3 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$ értékeket publikált. Normál építőipari agyagok radonexhalációja, akár 271 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$-t is elérheti. A vizsgált olajfúrási iszapminták emanációs tényezője 6 (4-12)%

összehasonlítva korábbi vizsgálatokkal, alacsony értéknek mondható. A 650°C-on égetett mangán agyag radonemanációs tényezője 16% (Kovács 2016), magyarországi agyagminták esetén pedig 8–34% (Sas 2012), olajipari hulladékok salak, sár, iszap radonemanációs tényezője pedig 47 (15-57)% (Al saleh 2008). A mért radonemacációs tényező és radonexhalációs értékek, azok alacsony volta miatt magas hibával terheltek. A konzervatív értékelés esetén, a hibával növelt értékek is alacsonynak mondhatóak. A fúróiszap alacsony radonemanációs tényezőjét, valószínű annak tisztítása-kezelése okozza, amely során, a szemcse felületén lévő Ra-226-ot lemosták**,** továbbá a fúróiszapnak magas a szilikát és alacsony a szerves anyag tartalma. Ez összhangban van Greeman (1999) megfigyelésével, ahol a szemcséket burkoló Ra-226 mennyiségének találták a legnagyobb emanációs tényezőjét. Továbbá a homok, vagy agyag frakcióban alacsonyabb emanációs tényezőt mértek, mint a szervesanyag frakcióban. Az alacsony emanációs tényező és radonexhaláció miatt, a fúróiszap más anyaggal (ami magasabb radonexhalációval bír) keverve, építőipari felhasználás esetén, csökkentheti a késztermék radonexhalációját.

4.21.táblázat: Fúróiszap radonexhalációja és emanációs tényezője

mintaazonosító Fúróiszap	Fajlagos radonexhaláció [$mBq \cdot kg^{-1} \cdot h^{-1}$]	EC [%]
A/1/1	13	5
A/1/2	14,8	5
A/2/1	15,5	12
A/2/2	16,9	7
/3/1	10,1	4
A/3/2	9,7	4
A/4/1	6,1	4
A/4/2	8,3	7
átlag	12	6
Világ talaj átlag	-	5-70

Az indexek értékelése

I index

I index 0,4 (0,4-0,5)<1, ezért teljesíti a hatályos szabályzást. Az építőanyagtól elszenvedett éves dózis<1 mSv. I<0,5 esetén (azaz az általam mért értékeknél) az építőanyagtól elszenvedett éves dózis<0,3 mSv. A vizsgált fúróiszap I indexe hasonló, mint Szabó (2013a) átfogó munkájában, a magyarországi természetes építőanyagok átlagos I indexe (0,35). Viszont csak fele, mint ugyanebben a felmérésben lévő mesterséges építőanyagok átlagos I indexe, ami 0,89.

Egy Európai Uniós felmérés eredménye, -ahol 24 ország 1593 építőipari mintájának határozták meg az I indexét- azt mutatja, hogy a vizsgált téglák 86%-ának 0,5<I<1, a vizsgált betonok 57%-ának pedig 0,5<I<1 (Tresivi 2012). Tehát a tisztán a zalatárnoki fúróiszapból készült építőanyag, az átlagos építőanyagoknál alacsonyabb I index-el rendelkezne. Ez alapján biztonsággal és korlátlanul használható. Az I indexet más, radiológiai indexszel összehasonlítva elmondható, hogy az éves effektív dózis E_{in} értéke 0,5 (0,4-0,6) mSv·év^{-1} magasabb éves dózist jelez, mint az I indexből kalkulált<0,3 mSv. Az IAEA Safety Guide alapján végzett számolás gyerekre megadott 0,3 (0,2-0,5) mSv·év^{-1} megegyezik az I indexből kalkulált éves dózissal.

H indexek

A kalkulált H_{ex}=0,3 (0,3-0,4)<1, H_{in}=0,4 (0,3-0,5)<1, ami azt jelenti, hogy mind a külső, mind a belső sugárterhelés éves dózisa<1,5 mSv·év^{-1}.

Reprezentatív szint Index (RLI)

RLI=0,7 (0,5-0,9)<1 ami azt jelenti, hogy az extra gammadózis, amit a reprezentatív személy elszenved az építőanyagban lévő radionnuklidoktól kisebb mint 0,1 mSv·év^{-1} lakás esetén és kisebb mint 0,03 mSv·év^{-1} családi ház esetén. Tehát ez a legszigorúbb index, de még ebben az esetben sem éri el az egységnyit a tisztán a vizsgált fúróiszapból készült épületek esetén. A többi Index magasabb éves dózist jelez, mint az RLI által megadott 0,1 és 0,03 mSv·év^{-1}.

Activity Utilization Index (AUI)

AUI=0,7 (0,6-0,9)<2. Ami azt jelenti, hogy az éves effektív gammadózis kisebb mint 0,3 mSv·év^{-1}, ez az érték megegyezik, az I index és az IAEA Safety Guide által számolt éves dózissal.

Beltérben elnyelt gammadózis-teljesítmény (D_{in})

D_{in}=108 (85-129) nGy·h^{-1} ami magasabb, mint a lakossággal súlyozott világátlag 84 nGy·h^{-1} (UNSCEAR 2008). Az összes többi index esetében tapasztalható alacsony érték nem állapítható meg. Összehasonlítva az IAEA Safety Guide-al számolt dózissal annak több mint kétszerese. Az IAEA Safety Guide figyelembe veszi az építőanyag árnyékoló hatását is, és csak a többletdózist adja meg, a szabadban való tartózkodáshoz képest, ellentétben a D_{in}-nel.

Kültéren elnyelt gammadózis-teljesítmény (D_{out})

D_{out}=56 (44-67) nGy·h^{-1}, meg kell említeni, hogy D_{out} nem veszi figyelembe a kozmikus sugárzás értékét, ezért a szabadban mért elnyelt gammadózis-teljesítménnyel nem lehet

összehasonlítani. A kültéren elnyelt terresztriális gammadózis lakossággal súlyozott átlagával 59 $nGy \cdot h^{-1}$ megegyező érték (UNSCEAR 2000)

Éves effektív dózis (E_{in}, E_{out})

E_{in}=0,5 (0,4-0,6) $mSv \cdot év^{-1}$, D_{in} ből számoljuk, ezért az ott elmondottak érvényesek.
E_{out}=0,1 $mSv \cdot év^{-1}$,
$E_{teljes}=E_{in}+E_{out}$=0,6 $mSv \cdot év^{-1}$ kis mértékben meghaladja a 0,48 $mSv \cdot év^{-1}$ világátlagot (IAEA-SSG). D_{out}-nál elmondottak itt is érvényesek, az éves effektív dózis nem veszi figyelembe a kozmikus sugárzást. Az embert érő éves sugárterhelés 2,4 $mSv \cdot év^{-1}$-hez képest elenyésző.

Élethosszig tartó rák kockázat (ELCR)

A fúróiszapból számolt átlagos $ELCR_{out}=2,9 \cdot 10^{-4}$, megegyezik a világátlag talajból számolt értékkel $3 \cdot 10^{-4}$ (UNSCEAR 2008). Átlag $ELCR_{in}=2,2 \cdot 10^{-3}$ az $ELCR_{out}$-al összehasonlítva, látható, hogy egy nagyságrenddel magasabb a beltéri kockázat, a 0,8 benntartózkodás miatt, valamint a D_{in} is magasabb, mint D_{out} a falak és a mennyezet okozta sugárzás miatt.

Többlet elnyelt gammadózis-teljesítmény (D_{ex})

A fúróiszap átlagára kalkulált D_{ex}= 35, 40, 45 $nSv \cdot h^{-1}$ felnőtt gyermek és csecsemő esetén. D_{ex} csak a többletdózist jelzi, amit az építőanyag okoz.

Éves effektív többlet dózis (E_{exin})

A fúrószap átlagára kalkulált E_{exin}=0,25; 0,28; 0,32 $mSv \cdot év^{-1}$ felnőtt, gyermek és csecsemő esetén, ami alacsonyabb, mint a 0,41 $mSv \cdot év^{-1}$ beltéren a terresztriális izotópoktól elszenvedett dózis (IAEA SSG).

Radiológiai Indexek építőipari felasználás esetén összefoglalás

A vizsgált olajfúrási iszapról elmondható, hogy építőipari felhasználása esetén emelkedett radiológiai kockázata nincs. A kalkulált indexek, radonexhalációs értékek és dózis mennyiségek alacsonyabbak, mint az átlagos építőanyagokból kalkulált értékek.

4.22. Fúróiszap építőipari felhasználása esetén kalkulált radiológiai indexek

	Minta azonosító	I index	H_{ex}	H_{in}	RLI	AUI	D_{in}	D_{out}	E_{out}	E_{in}	$ELCR_{out}$	$ELCR_{in}$	felnőtt D_{ex},	E_{ex}	gyerek D_{ex},	E_{ex}	csecsemő D_{ex},	E_{ex}
							[nGy·h^{-1}]	[nGy·h^{-1}]	[mSv·y^{-1}]	[mSv·y^{-1}]	·10^{-5}	·10^{-4}	[nSv·h^{-1}]	[mSv·y^{-1}]	[nSv·h^{-1}]	[mSv·y^{-1}]	[nSv·h^{-1}]	[mSv·y^{-1}]
Fúróiszap	A/1/1	0,5	0,4	0,5	0,8	0,8	122	63	0,1	0,7	33	25	45	0,3	52	0,4	58	0,4
	A/1/2	0,5	0,4	0,5	0,9	0,9	129	67	0,1	0,7	34	27	50	0,4	58	0,4	65	0,5
	A/2/1	0,4	0,3	0,3	0,6	0,6	87	45	0,1	0,5	23	18	20	0,1	23	0,2	26	0,2
	A/2/2	0,5	0,4	0,5	0,9	0,8	126	66	0,1	0,7	34	26	48	0,3	55	0,4	62	0,4
	A/3/1	0,4	0,3	0,4	0,7	0,7	102	53	0,1	0,6	27	21	31	0,2	35	0,3	40	0,3
	A/3/2	0,5	0,4	0,5	0,8	0,8	122	63	0,1	0,7	33	25	45	0,3	52	0,4	58	0,4
	A/4/1	0,4	0,3	0,3	0,6	0,7	92	48	0,1	0,5	25	19	24	0,2	27	0,2	31	0,2
	A/4/2	0,4	0,3	0,3	0,5	0,6	85	44	0,1	0,5	23	17	19	0,1	22	0,2	24	0,2
	átlag	0,4	0,3	0,4	0,7	0,8	108	56	0,1	0,6	29	22	35	0,3	40	0,3	45	0,3
	SD	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	19	10	0,0	0,1	5	4	13	0,1	15	0,1	17	0,1
	median	0,5	0,3	0,4	0,7	0,8	111	58	0,1	0,6	30	26	38	0,3	43	0,3	49	0,3
	Világ talaj átlag.	0,5	0,3	0,4	0,7	0,9	112	59	0,1	0,6	30	20	39	0,3	44	0,3	50	0,4
	Magyar talaj átlag.	0,4	0,3	0,4	0,6	0,7	91	47	0,1	0,5	20	20	24	0,2	27	0,2	30	0,2
	NORM	12	9	11	18	22	2830	1467	12	16	630	5557	1995	14	2280	16	2565	18

Szénsalaktározó radiológiai monitoringja

Az ajkai szénsalaktározó rekultiválásakor a porkibocsájtás csökkentése volt a cél, így nem lett meghatározva radiológiai határérték. Ezért az eredmények értékeléséhez a Magyarországon lévő uránipari zagytározó rekultiválásakor meghatározott és engedélyezett sugárvédelmi követelményeke, és irodalmi adatokat használtam. A környezetvédelmi engedély száma:2279-28/1998. A 4.23. táblázatban az uránipari zagytározó kibocsájtási határérték, az ajkai háttér és a kalkulált referencia szintet (CRL) tüntettem fel. A CRL meghatározásához a helyi háttérértékeket használtam, ami magasabb a magyarországi és világátlagnál. A magyarországi kültéren mérhető gammadózis-teljesítmény 70 $nSv \cdot h^{-1}$.(UNSCEAR 2000), a salaktározó környezetében 120 $nSv \cdot h^{-1}$. Az ajkán mért háttér szabad levegő radonkoncentráció 15 $Bq \cdot m^{-3}$, a világátlag 10 $Bq \cdot m^{-3}$ (UNSCEAR 2000).

4.23. táblázat: Uránipari zagytározó radiológiai kibocsájtási határértékei
és az abból kalkulált ajkai referencia érték

	uránipari zagytározó korlát	Ajka háttér	kalkulált Ajka referencia érték (CRL)
levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény [$nGy \cdot h^{-1}$]	Háttér + 200	120	320
Felszíni radonexhaláció [$mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$]	740	35	740
szabad levegő radonkoncentráció [$Bq \cdot m^{-3}$]	Háttér + 20	15	35

A megjelölt pontokon, a felszínen, illetve az 1 m magasságban mért környezeti dózisegyenérték-teljesítmény értékeket a 4.24. táblázatban foglaltam össze. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a fedés többnyire csökkenti a gammadózis-teljesítményt, az átlagérték megfelelő, csak két esetben haladja meg a 320 $nSv \cdot h^{-1}$ CRL értéket.

4.24. táblázat: Környezeti dózisegyenérték-teljesítmény H*(10) 0 és 1 m magasságban a szénsalak tározón és környezetében

fedőtalaj és növényzet típusa	fedő talaj vastagsága [cm]	H*(10) [nSv·h^{-1}]		mintavételi pont
		0m	1m	
		háttér+200=320		CRL
fedetlen salak, zárt lombkorona	0	550	380	0.
fedetlen salak, növényzet nélkül	0	560	370	1.
fedetlen tározó átlag	0	555 (550-560)	375 (370-380)	átlag
szórványos aljnövényzet, zárt lombkorona	40	650	525	9.
	20	400	320	6.
szórványos aljnövényzet nyitott lombkorona	35	290	265	3.
	20	300	270	2.
	45	280	260	11.
sűrű aljnövényzet zárt lombkorona	35	400	360	10.
	38	350	310	5.
	40	360	310	8.
	35	220	200	13.
	50	250	225	12.
	20	250	130	4.
	30	340	305	7.
fedett tározó átlag	34 (20-50)	341 (220-650)	290 (130-525)	átlag
környező füves terület	40	120	120	14.
	40	120	110	15.
	40	120	120	16.
környezet átlag	40	120	117	átlag

A hivatalos meteorológiai adatok alapján a mérések napján szélcsend volt (<10 km·h^{-1} szélsebesség). Az ajkai salaktározón mért szabad levegő radonkoncentráció 4.25. táblázatban látható értékei alapján, a fedetlen tározón, az övvonalon 0 cm magasságban, magas, 600 Bq·m^{-3} értéket mértem, de a légzési magasságban (150 cm-en), ez 100 Bq·m^{-3} értékre csökkent. Ami a csökkenés ellenére magasnak mondható. A salaktározó fedett részein pedig átlagosan 31 (25-35) Bq·m^{-3} értéket mértem, ami kétszeres ugyan a háttéren mért 15 Bq·m^{-3} értéknek, de sugárterhelés szempontjából nem jelentős. Ugyanazon pontban, de különböző magasságokban mérhető szabad levegő radonkoncentráció között jelentős eltérés adódott, amit feltehetően, a különböző növénytársulások okoztak. Ennek igazolására a kísérletet már részletesen ismertettem.

4.25. táblázat: Szabad levegő radonkoncentráció különböző magasságban
a szénsalak tározón és környezetében

Fedőtalaj és növényzet típusa	fedőréteg [cm]	szabad levegő radonkoncentráció [Bq·m^{-3}]			Mintavételi pont
		0 cm	100 cm	150 cm	
		háttér+20=35			CRL
fedetlen salak, zárt lombkorona	0	600	250	100	0.
fedetlen salak, növényzet nélkül	0	50	30	25	1.
fedetlen tározó átlag	0	325 (50-600)	140	63	átlag
szórványos aljnövényzet, zárt lombkorona	40	100	50	30	9.
	20	100	40	30	6.
szórványos aljnövényzet nyitott lombkorona	35	100	30	30	3.
	20	100	30	30	2.
	45	100	30	30	11.
sűrű aljnövényzet zárt lombkorona	35	90	40	30	10.
	38	100	50	36	5.
	40	100	50	35	8.
	35	100	35	25	13.
	50	110	45	30	12.
	20	100	50	35	4.
	30	100	50	35	7.
fedett tározó átlag	34	100 (90-110)	42 (30-50)	31 (25-35)	átlag
környező füves terület	40	25	15	15	14.
	40	25	15	15	15.
	40	25	15	15	16.
környezet átlag	40	25	15	15	átlag

A tározó radonkibocsájtását objektív jellemző érték, a felszíni radonexhaláció. A kockázat értékelésnél mégsem használható unikálisan. Ugyanis évszaki, napszaki és kis túlzással minden meteorológiai paramétertől jelentősen függő értékről beszélünk. A mért értékek eredményiből 4.26. táblázatban látható, hogy felszíni radonexhaláció a két fedetlen mérési pont (0., 1.,) esetén 1100 és 810 mBq·m^{-2}s^{-1}. A fedett területen az átlagos felszíni radonexhaláció 485 (259-850) mBq·m^{-2}s^{-1}, ami alacsonyabb ugyan, mint a 740 mBq·m^{-2}s^{-1} CRL érték, de közel 14-szer nagyobb, mint a tározó környezetében mért átlag 36 mBq·m^{-2}s^{-1} érték.

4.26. táblázat: Felszíni radonexhaláció a szénsalak tározón és környezetében

Fedő és Növényzet típus	fedőréteg [cm]	Felszíni radonexhaláció [$mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$]	Mintavételi pont
		740	CRL
fedetlen salak, zárt lombkorona	0	1100	0.
fedetlen salak, növényzet nélkül	0	810	1.
fedetlen tározó átlag	0	955 (810-110)	átlag
szórványos aljnövényzet, zárt lombkorona	40	850	9.
	20	604	6.
szórványos aljnövényzet nyitott lombkorona	35	303	3.
	20	259	2.
	45	475	11.
sűrű aljnövényzet zárt lombkorona	35	721	10.
	38	690	5.
	40	648	8.
	35	352	13.
	50	327	12.
	20	310	4.
	30	290	7.
fedett tározó átlag	34	485 (259-850)	átlag
környező füves terület	40	42	14.
	40	30	15.
	40	35	16
környezet átlag	40	36 (30-42)	átlag

A salaktározó fedett területén, a salak-fedőréteg határának mélységében, illetve a fedőréteg 20 cm mélységben, valamint a környezeti területen mért talajgáz értékek a 4.27. táblázatban láthatóak**.** A fedett tározón, a salak-fedőréteg határán mért talajgáz radonkoncentráció átlagértéke 83 (49-161) $kBq \cdot m^{-3}$ volt. Az egységesen 20 cm mélységben mért átlag talajgáz radonkoncentráció pedig 61 (41-91) $kBq \cdot m^{-3}$ volt. Ez közel háromszorosa a referencia háttérterületen 20 cm mélységben mért 21 $kBq \cdot m^{-3}$ átlagnak.

4.27. táblázat: Talajgáz radonkoncentráció maximális és egységes 20 cm mélységben szénsalak tározón és környezetében

Fedőréteg és növényzet	fedőréteg [cm]	talajgáz radon [kBq·m^{-3}] max mélységben	talajgáz radon [kBq·m^{-3}] 20 cm mélységben	mérési pont
szórványos aljnövényzet, zárt lombkorona	40	161	91	9.
	20	68	68	6.
szórványos aljnövényzet nyitott lombkorona	35	49	44	3.
	20	65	65	2.
	45	90	51	11.
sűrű aljnövényzet zárt lombkorona	35	110	88	10.
	38	120	67	5.
	40	63	59	8.
	35	70	45	13.
	50	70	47	12.
	20	68	68	4.
	30	59	41	7.
fedett tározó átlag	34 (20-50)	83 (49-161)	61 (41-91)	átlag
környező füves terület	40	27	22	14.
	40	32	20	15.
	40	25	21	16.
környezet átlag	40	28	21	átlag

A 4.28. táblázatból látjuk, hogy a tározón kalkulált átlag GRP érték 4 (2-8) adódott. A gázpermeabilitás GRP, RA, értékeket a maximális mélységben mértem és számítottam. A GRP<10 alacsony kockázati osztálynak számít. Bár a 9. ponton ahol a GRP=8 -azaz alacsony kockázatú–, a felszíni radonexhaláció 850 mBq·m^{-2}s^{-1}, ami meghaladja a 740 mBq·m^{-2}s^{-1} CRL-t. A tározó fedett részein, minden esetben alacsony osztályú GRP kategória adódott, pedig a felszíni exhalaciók megközelítették a CRL-t. Megjegyzendő, hogy az alkalmazott mintavételi mélység nem érte el a 60-80 cm-t. Már korábban említettem, a radonkoncentráció növekedést a mélység függvényében homogén talajban, ezért esetünkben a GRP valószínű alacsonyabb kockázatot jelez, mint a valós. A kalkulált radon elérhetőség RA értékei is a 4.28. táblázatban láthatóak. A tározó fedett részén a radon elérhetőség RA=0,006 (0-0,0125), a hátteret illetően átlag pedig 0,0519. Amennyiben RA<0,076, úgy a terület alacsony radonkockázatúnak minősül, amennyiben RA<0,0214 úgy a terület magas radonkockázatúnak minősül. A kalkulált RA alapján, az összes mért pont a tározón magas radonkockázattal bír és a tározó környezete közepes kockázattal bír. A talajgáz radonkoncentráció és a gázpermeabilitás táblázatos, értékelését elvégezve, a tározó átlagosan magas kockázatú (7., 13. pont közepes kockázatú), a környezet pedig közepes. Tehát a táblázatos értékelésnél közepes kockázatú a háttér, annak

ellenére, hogy a háttér átlag felszíni radonexhaláció értéke 35 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$, csak kis mértékben haladja meg a kalkulált világátlagot, ami 18 $mBq \cdot m^{-2}s^{-1}$ (Masayoshi 2008).

4.28. táblázat: Geogenic radon potenciál, radon elérhetőség és táblázatos radonkockázat értékelés eredménye a szénsalaktározón és környezetében

Fedő és Növényzet típus	fedőréteg [cm]	permeabilitás m^2	GRP <10 alacsony kockázat	RA <0.0214 magas kockázat	tábla értékelés	mintavételi pont
szórványos aljnövényzet, zárt lombkorona	40	$4{,}38 \cdot 10^{-12}$	8	0,003	magas	9.
	20	$7{,}28 \cdot 10^{-12}$	3	0,0038	magas	6.
szórványos aljnövényzet nyitott lombkorona	35	$6{,}84 \cdot 10^{-12}$	2	0,0059	magas	3.
	20	$2{,}12 \cdot 10^{-12}$	3	0,0125	magas	2.
	45	$1{,}8 \cdot 10^{-11}$	4	0,0016	magas	11.
sűrű aljnövényzet zárt lombkorona	35	$4{,}76 \cdot 10^{-12}$	5	0,004	magas	10.
	38	$6{,}18 \cdot 10^{-12}$	6	0,0027	magas	5.
	40	$5{,}21 \cdot 10^{-12}$	3	0,0064	magas	8.
	35	$3{,}13 \cdot 10^{-12}$	3	0,0091	magas	13.
	50	$4{,}1 \cdot 10^{-12}$	3	0,0073	magas	12.
	20	$5{,}98 \cdot 10^{-12}$	3	0,0051	magas	4.
	30	$2{,}73 \cdot 10^{-12}$	3	0,0119	magas	7.
fedett tározó átlag	34	$5{,}89 \cdot 10^{-12}$	4	0,0058	magas	átlag
környező füves terület	40	$6{,}44 \cdot 10^{-13}$	1	0,0523	közepes	14.
	40	$5{,}32 \cdot 10^{-13}$	1	0,0455	közepes	15.
	40	$6{,}04 \cdot 10^{-13}$	1	0,0578	közepes	16.
környezet átlag	40	$5{,}93 \cdot 10^{-13}$	1	0,0519	közepes	átlag

Labor mérések

4.29. táblázat: Szénsalak, fedőréteg és háttértalaj radionuklid-koncentrációja

minta	Ra-226 [$Bq \cdot kg^{-1}$]	Th-232 [$Bq \cdot kg^{-1}$]	K-40 [$Bq \cdot kg^{-1}$]	Pb-210/Ra-226
salak átlag	1997 (1813-2141)	33 (32-34)	56 (52-61)	0,8 (0,8)
fedőréteg átlag	960 (730-1141)	25 (22-31)	103 (92-109)	1,15 (1,1-1,2)
háttér átlag	104 (91-121)	28 (19-36)	376 (341-384)	1,4 (1,2-1,6)

Ra-226 koncentráció eredmények értékelése

A gammaspektrometriás mérések eredményei az 4.29. táblázatban láthatóak. A salak Ra-226 koncentrációja 1997 (1813-2141) $Bq \cdot kg^{-1}$, ami a korábbi ajkai felméréseknek megfelelően, a világátlag salakoknál magasabb (Yao 2015, Bhangare 2014, Papp 2002, UNSCEAR 2000, Man-yin 1995). A fedő Ra-226 koncentrációja 960 (730-1141) $Bq \cdot kg^{-1}$ magyarországi átlagos talajoknál $33Bq \cdot kg^{-1}$-nál 30x nagyobb. A kivitelezés során jelentősen változhatott a fedőréteg Ra-226 koncentrációja, attól függően milyen mélyen szántott bele a salakba a munkagép, és

milyen arányban keveredett a faapríték a salakkal. A kialakult fedőréteg Ra-226 koncentrációja kb. fele a szénsalakban mérhetőnek, ebből arra következtetek, hogy a fedőréteg kialakításakor fele-fele arányban keveredett a felaprított salak és fakéregzúzalék. A salaktározó közvetlen környezetének talajminta vizsgálata alapján (háttérminta) megállapítható, hogy ezeknek a talajoknak a Ra-226 koncentrációja is magasabb 104 (91-121) $Bq \cdot kg^{-1}$, mint a magyarországi átlag $33 Bq \cdot kg^{-1}$ (UNSCEAR 2000). A háttértalajban észlelhető Ra-226 növekmény egyrészt a széntüzelésű erőmű üzemelése során, kéményeken keresztül kibocsájtott és kihullott Ra-226-ból származhat, másrészt a salaktározó lefedés előtti eróziójából, valamint a tározó kis területű, de fedetlen részéről a mai napig szállíthatja a szél az erodálódott salakot.

Pb-210 koncentráció eredmények értékelése

A szénsalak Pb-210 koncentrációja 1547 (1446-1664) $Bq \cdot kg^{-1}$, ami a magas Ra-226 tartalomnak megfelelően a világ más részein lévő szénsalaknál 275 $Bq \cdot kg^{-1}$ (133–428) magasabb (Papastefanou 2010). Ez várható volt, ugyanis az ajkai salak U-238 tartalma magasabb, ezért a bomlási sor összes tagjában magasabb érték várható. A fedőréteg Pb-210 koncentrációja 1110 (820-1301) $Bq \cdot kg^{-1}$, ami a magyarországi átlagos talajoknál 33 $Bq \cdot kg^{-1}$-nál 30x nagyobb. A salaktározó közvetlen környezetének talajminta vizsgálata alapján (háttérminta) megállapítható hogy ezeknek a talajoknak az Pb-210 tartalma 143 (137-151) magasabb, mint a magyarországi átlag uránium tartalomból, egyensúly esetén számolt 33 $Bq \cdot kg^{-1}$ (UNSCEAR 2000).

Pb-210 növekmény az egyensúlyi Ra-226-hoz képest

A salak Pb-210 és Ra-226 arányát vizsgálva, a következő megállapítások tehetők. Az elvégzett mérések alapján a salakban kevesebb Pb-210 található (1547 $Bq \cdot kg^{-1}$), mint a Ra-226-ból számolt egyensúlyi koncentráció (1997 $Bq \cdot kg^{-1}$), az Pb-210/Ra-226 arány 0,77. A szenek elégetése óta kb. 30 év telt el, az Pb-210 felépülése ennyi idő alatt a Ra-226-ból számolt egyensúlyi mennyiségnek kb. 60%-át éri el. Ez azt jelenti, hogy pl. egy 0,8 arányú Pb-210/Ra-226 szénsalakban, 30 év elteltével (hermetikus elzárás esetén) 0,92 arány alakul ki Pb-210/Ra-226 vonatkozásában, 0,9 kezdeti arány esetén pedig 0,96. Tehát nem elég a radioaktív egyensúly eléréséhez -megbomlott egyensúly esetén- a 30 év, de mindenképpen az egyensúly felé halad a rendszer és 30 év alatt megközelíti azt. A szenek elégetése után, az illékonyabb komponensek aránya, mint pl. az Pb-210, a Ra-226 ból számolt egyensúlyhoz képest csökken, mivel az illékonyabb komponensek az atmoszférába távoznak, úgymint a radon 100%-a az Pb-

210 és Po-210 10%-a, és 1%-a a többi radionuklidnak. Az elégetés után Pb-210/Ra-226 arány kb. 0,9 lesz az összes salakra vonatkoztatva (Sahoo 2014). Az Ajkán elégetett szén pontos Pb-210/Ra-226 arányát nem ismerjük. Az Ausztrál, Brazil és Görög szenekben Pb-210/Ra-226 arány közel egységnyi az USA szénben 1,29, a Román szenekben már 1,6. A Brazil szén salakban Pb-210/Ra-226=0,58, a hamuban 2,2 (IAEA 419). A szenek kezdeti Pb-210/Ra-226 arányát>1, és az elégetés utáni 0,9 Pb-210 dúsulási faktort feltételezve, a salakban lévő Pb-210/Ra-226 arány>0,9-re adódik. Fosszilis tüzelőanyagok elégetése után a különböző salakokban mért radionuklid-koncentrációkból az alábbi Pb-210/Ra-226 arányok számolhatóak. A szénsalakban 0,71, a ciklonban leválasztott porban 0,5-0,8, az elektrosztatikus szeparátorokban pedig 1,7 Vaasma (2014) mérései alapján. A Vaasma által közölt eredményekből kiszámolható a salak össztömegére az Pb-210/Ra-226 arány. Elvégeztem az össztömegre való arány számolást, ami a salak össztömegére Vaasma eredményeiből az Észt salakra átlagosan 0,97 adódott. Ezért a továbbiakban feltételeztem, az ajkai szenek elégetése utáni Pb-210/Ra-226 arány>0,9, ami az összes salak mennyiségére vonatkozik. Ezért az irodalom, az egyensúlyi számolások és a mérések alapján feltételezhető, hogy a mért egyensúly eltolódás az elhelyezés óta alakult ki. Tehát egy közel egyensúlyban lévő Pb-210/Ra-226 rendszerből lecsökkent az Pb-210 mennyisége. Feltételezésem alapján, az egyensúly eltolódás, a salakból exhalálódó radon miatt alakulhat ki, mivel az emanálódott radonnak csak egy része bomlik el a salakban, és keletkezik belőle helyben Pb-210. A salak és fedő határán exhalálódó radon egy része már a fedőrétegben vagy azon is áthaladva a szabad levegőn bomlik el. A mért gázpermeabilitás értékekből adódóan a radonfeláramlást kevéssé gátolja a laza szerkezetű fedőréteg. Meg kell jegyezni, hogy a salak több méter vastag betonszerű réteget alkot, a leírt Pb-210 hiányt a salak teljes mélységében méréssel nem igazoltam. A salakmintát, a salak és a fedőréteg határán vettem. A fedőréteg radionuklid-koncentrációk átlagából számolva megállapítható, hogy fedőrétegben Pb-210 többlet alakult ki. Az 4.29. táblázatban látható, hogy Pb-210 1110 $Bq \cdot kg^{-1}$, Ra-226 960 $Bq \cdot kg^{-1}$, az Pb-210 többlet 150 $Bq \cdot kg^{-1}$, az Pb-210/Ra-226 arány pedig 1,15. Ennek a többletnek a magyarázatára több lehetőség is adódik azonban a pontos meghatározás sok nehézséget okoz, mivel a fedő talajban 4 különböző Pb-210 forrást feltételezek.

Az Pb-210 származhat egyrészt a fedőtalajban található Ra-226 bomlásából. A fedőtalaj létrehozásakori Pb-210/Ra-226 arányt nem ismerjük. A fedőtalajt 1991-ben alakították ki, a szénsalak és faapríték felhasználásával. A salakban, az irodalom és a méréseink alapján Pb-210 hiány volt a fedő kivitelezésekor is (Pb-210/Ra-226 arány>0,9), a tározón elhelyezett salakból

exhalálódó és másutt elbomló radon, folyamatosan növelte az Pb-210 hiányt. A bekevert faapríték a fedő Pb-210/Ra-226 arányát nem befolyásolja jelentősen a fa alacsony kb. 10 $Bq \cdot kg^{-1}$ Ra-226 és Pb-210 koncentrációja miatt (Ackers 1985). Tehát valószínű, hogy a fedő kivitelezésekor a fedőrétegben Pb-210 hiány volt jelen a Ra-226-hoz képest. Másrészt származhat az Pb-210 a fedő alatt elhelyezkedő salak Ra-226 bomlásából keletkező és feláramló radonból, ami a fedőrétegben bomlik el, harmadrészt a levegőbe kijutott radon és annak bomlásából keletkező, majd kihulló Pb-210-ből. Negyedrészt a széntüzelésű erőmű üzemelése során a kéményekből származó Pb-210-ből. A területet nem csak a széntüzelésű hőerőmű, de a lakossági széntüzelésből származó Pb-210 is szennyezte. A lakossági kéményekben semminemű leválasztó, vagy füstgáz tisztító berendezés nem csökkentette az Pb-210 kibocsájtást. Természetesen az elégetett szenek mennyisége jelentősen alacsonyabb volt a lakosság esetén és a házakba bevezetett gázfűtéssel tovább csökkent. Az ajkai hőerőműben kibocsájtott füstgázban lévő Pb-210/Ra-226 arányról nem történtek mérések, de a másutt korábban végzett mérések alapján (Sahoo 2014, Tavi 2014) feltételezhetően, az illékonyabb Pb-210 többlet volt jelen a kibocsájtott füstgázokban és a porleválasztás után még gázokban maradó szilárd szemcsékben. A 1997 óta működő elektrosztatikus szeparátoroknak és a folyamatosan fejlesztett szűrőknek köszönhetően a kémények retenciója 99,85%-ra javult, ezáltal a kijutott radionuklid-koncentráció jelentősen csökkent. 2004-től pedig biomassza üzemre állt át az erőmű. Ezért a salaktározó fedőjét, a szenek elégetéséből származó, a kéményeken keresztül kibocsájtott magas Pb-210 csak a 1991-2004 időszakban terhelte.

A háttértalajban az Pb-210 többlet 39 $Bq \cdot kg^{-1}$ az Pb-210/Ra-226 arány pedig 1,4. Egy Pb-210-el szennyezett elzárt rendszer, amiben a mai nap 1,4 az Pb-210/Ra-226 arány a korábban leírt számítás alapján 14 évvel (2004 év óta eltelt idő) ezelőtt 1,6 volt ugyanez az arány. Az Pb-210 többlet okait vizsgálva a következő megállapítások tehetőek. A korábban említett 4 forrás esetén a mélyebb rétegekből feláramló radondús talajgáz hatása elhanyagolható, ugyanis a talajgáz mérések eredményei nem mutatnak anomálisan magas talajgáz radonkoncentrációt és a talaj gázpermeabilitása is alacsonynak mondható $k \approx 6 \cdot 10^{-13}$ m^2 (nevezzük ezt normál talajnak). A kémények kibocsájtásában Pb-210 többletet feltételeztem a már említett illékonyabb Pb-210 volta miatt. A fedőnél tett megállapítások a háttér esetében is érvényesek annyi kiegészítéssel, hogy míg a fedő csak 1991-ben lett létrehozva, a háttértalaj a hőerőmű működésének megkezdése óta szennyeződött Pb-210-zel, a kémények (erőmű és lakossági egyaránt) kibocsájtása által. Az eltolódott Pb-210/Ra-226 arány idővel az egyensúly felé való mozgása a háttér esetében is jelen van. Tehát a 30-40 éve okozott Pb-210 többlet, az egyensúly felé tart. Az idő múlásával, mivel a kémények kibocsájtása lecsökkent és a fedetlen tározó

okozta Pb-210 növekmény megszűnt, ezért az egyensúlyt eltoló hatások megszűnése után folyamatosan az egyensúly felé kellene haladnia a háttér talaj Pb-210/Ra-226 rendszernek. A 4.25. táblázatban látható, hogy a tározón magas szabad levegő radonkoncentráció mérhető, az ebből származó kihulló Pb-210 a mai napig fenntarthatja az Pb-210 többletet. Az Pb-210-et mint retrospektív tracert használják a kihulló Pb-210 mennyiségének, így többek között az urbanizációs hatások vizsgálatára (Begy 2016). A méréseim során tapasztalt Pb-210/Ra-226 változást és a természetes bomlásból származó egyensúly felé való elmozdulást már rövid, esetünkben 25 év elteltével is figyelembe kell venni. Ezért különösen porózus média esetén, amikor a radonexhaláció lehetősége adott, feltétellel kell kezelni a múltra vonatkozó következtetést

Fajlagos radonexhaláció és emanációs tényező, porított salak, salakkocka, fedőréteg és háttér talaj esetén a 4.30. táblázatban látható. A salak és a fedő kb. egy nagyságrenddel nagyobb radonexhalációval rendelkezik, mint a háttér. A salak porítása után megnőtt az radonexhaláció 0,24→0,32 $mBq \cdot kg^{-1}s^{-1}$. Ami a szemcseméret változás és a diffúziós gátlás megszűnésének együttes hatásának eredménye. A salakdarab összetételében és megjelenésében a betonhoz hasonló, a nehéz betonban mérhető radon diffúziós hossz 60 cm (Keller 2001). A porított fedőréteg radonexhalációja 0,26 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$ kis mértékben, de meghaladta a salakdarabok exhalációját 0,24 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$. Az erózió a kivitelezés után is folytatja a betonszerű kötött salak felaprózódását, a fedetlen tározó betonszerű felületét finom porrá alakítja. A fedő kivitelezése során, a fedő anyagában, a korábban betonszerűen megkötött salakot felaprózták és a növények gyökere, állatok a talajban, valamint a fagyás is tovább aprítja a fedőben található korábban egy darabban lévő salakot.

4.30. táblázat: Szén salak, fedőréteg és háttér talaj fajlagos radonexhalációja és emanációs tényezője

	fajlagos radonexhaláció [$mBq \cdot kg^{-1}s^{-1}$]	emanációs együttható [%]
porított salak	0,32 (0,29-0,35)	8 (7,5-9)
porított fedőréteg	0,26 (0,14-0,3)	22 (14-22)
salak kocka	0,24 (0,16-0,34)	5 (4-6)
porított környezet	0,05 (0,03-0,09)	13 (10-14)

Szénsalak építőipari felhasználása esetén kalkulált radiológiai indexek

4.31. táblázat: Szénsalak építőipari felhasználása esetén kalkulált radiológiai indexek

	minta azonosító	I index	H_{ex}	H_{in}	RLI	AUI	D_{in}	D_{out}	E_{out}	E_{in}	ELCR $_{out}$	ELCR $_{in}$	felnőtt D_{ex}, E_{ex}		gyerek D_{ex}, E_{ex}		csecsemő D_{ex}, E_{ex}	
							[nGy·h^{-1}]	[nGy·h^{-1}]	[mSv·y^{-1}]	[mSv·y^{-1}]	*10^{-5}	*10^{-5}	[nSv·h^{-1}]	[mSv·y^{-1}]	[nSv·h^{-1}]	[mSv·y^{-1}]	[nSv·h^{-1}]	[mSv·y^{-1}]
salak	salak minimum	6	5	10	12	17	1707	846	1,0	10	363	3353	1202	8	1374	10	1546	11
	salak átlag	7	6	11	14	19	1878	930	1,1	11	400	3688	1327	9	1516	11	1706	12
	salak maximum	7	6	11	14	19	1916	949	1,2	11	408	3763	1355	10	1550	11	1742	12
	talaj világátlag	0,5	0,3	0,4	0,7	0,9	112	59	0,1	0,6	25	220	39	0,3	44	0,3	50	0,4
	talaj Magyar átlag	0,4	0,3	0,4	0,6	0,7	91	47	0,1	0,5	20	178	24	0,2	27	0,2	30	0,2
	NORM	12	9	11	18	22	2830	1468	2	16	630	5557	1995	14	2280	16	2565	18

I index

Építőipari I index=7, ezért a hatályos szabályzást nem teljesíti, tehát építőanyagként nem használható. Esetleg néhány % adalékként, minimális arányban, a nyersanyaghoz keverve használható. Természetesen a többi indexnél is ugyanez mondható el, hogy minimális adalékként, a konkrét recept után elvégezve az új kalkulációt esetleg használható adalékként. Azt hogy nem célszerű építőanyagként használni, a megnövekedett gammadózis és beltéri radonexhaláció miatt, igazolják azok a felmérések, amelyek az ajkai szénsalakból készült épületekben történtek (Somlai 1997a, b, c, 1998).

H indexek

A kalkulált Hex=6>1, Hin=10>1 tehát nem teljesíti a követelményt, építőanyagként nem használható. Dózis becslést az indexből nem végeztem, csak annyi állapítható meg, hogy mind a külső mind a belső sugárterhelés éves dózisa nagyobb, mint 1,5 mSv·y^{-1}.

Reprezentatív szint Index (RLI)

RLI=12>1, nem teljesíti az építőipari követelményt, építőanyagként nem használható. Dózis becslést az indexből nem végeztem, csak annyi állapítható meg hogy a salakból készült épület esetén, az építőanyagtól elszenvedett többletdózis jelentősen meghaladja a 0,01 $mSv \cdot év^{-1}$ értéket lakás és 0,03 $mSv \cdot év^{-1}$ értéket ház esetén.

Activity Utilization Index (AUI)

AUI=19>2. Ami azt jelenti, hogy az éves effektív gammadózis nagyobb, mint 0,3 $mSv \cdot év^{-1}$, viszont azt jelentősen meghaladja.

Beltérben elnyelt gammadózis-teljesítmény (D_{in})

D_{in}=1878 $nGy \cdot h^{-1}$, ami több mint egy nagyságrenddel magasabb, mint a lakossággal súlyozott világátlag 84 $nGy \cdot h^{-1}$ (UNSCEAR 2008).

Kültéren elnyelt gammadózis-teljesítmény (D_{out})

D_{out}=930 $nGy \cdot h^{-1}$, ami több mint egy nagyságrenddel magasabb, mint a lakossággal súlyozott világátlag 59 $nGy \cdot h^{-1}$ (UNSCEAR 2000).

Éves effektív dózis E_{in}, E_{out}

E_{in}=10 $mSv \cdot év^{-1}$, D_{in}-ből számoljuk, ezért az ott elmondottak érvényesek.

E_{out}=1 $mSv \cdot év^{-1}$,

$E_{total}=E_{in}+E_{out}$=11 $mSv \cdot év^{-1}$, jelentős mértékben meghaladja a 0,48 $mSv \cdot év^{-1}$ világátlagot (IAEA-SSG). Az embert érő 2,4 $mSv \cdot év^{-1}$ dózishoz képest, annak többszöröse.

Élethosszi rák kockázat (ELCR)

A szénsalakból számolt átlagos $ELCR_{out}= 400 \cdot 10^{-5}$, több mint egy nagyságrenddel meghaladja, a világátlag talajból számolt értéket $20 \cdot 10^{-5}$ (UNSCEAR 2008). Az $ELCR_{in}=3688 \cdot 10^{-5}$ az $ELCR_{out}$-al összehasonlítva látható hogy egy nagyságrenddel magasabb, a beltéri kockázat, a 0,8 bentartózkodás miatt, valamint a D_{in} is magasabb, mint D_{out} a falak és a mennyezet okozta sugárzás miatt. Ha reprezentatív személy környezetében minden, ebből az

építőanyagból épült (bár nem nem reális), akkor a két kockázat összeadódik $ELCR_{total}=4088\cdot10^{-5}$. Ez a szám már prefixum nélkül is értelmezhető 0,04, ami azt jelenti, hogy a reprezentatív 25 személyből 1 rákos megbetegedés előfordul, amit az építőanyag okoz.

Többlet elnyelt gammadózis-teljesítmény (D_{ex})

A szénsalak átlagára kalkulált D_{ex}=1327, 1516, 1706 nSv·h^{-1} felnőtt, gyermek és csecsemő esetén. D_{ex} csak a többlet dózist jelzi, amit az építőanyag okoz. Jelentősen meghaladja a magyarországi átlagos talajból készült építőanyagtól elszenvedett 0,2 nSv·h^{-1} elnyelt dózist.

Éves effektív többletdózis (E_{exin})

A szénsalak átlagára kalkulált E_{exin}=8, 10, 11 mSv·év^{-1} felnőtt gyermek és csecsemő esetén, ami több mint egy nagyságrenddel nagyobb, mint a 0,41 mSv·év^{-1} világátlag beltéri építőanyagból származó terresztriális sugárdózis (IAEA SSG).

Uránipari zagytározó radiológiai monitoringja

Az 5.1. táblázatban közölt környezetvédelmi engedélyben rögzített határértékek számításához szükséges a háttérértékek megadása, ami 250 nGy·h^{-1} levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény és 12 Bq·m^{-3} szabad levegő radonkoncentráció. Így a számított határérték 350 nGy·h^{-1} és 32 Bq·m^{-3}.

Uránipari zagytározó levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény

Az uránipari zagytározó felületén 1 m magasságban mért, levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény értékeket a 4.32. táblázatban foglaltam össze. A mért gammadózis-teljesítmény eredmények alapján megállapítható, hogy a fedés alkalmazása, a környezetvédelmi engedélyben rögzített 350 nGy·h^{-1} határértéket nem közelíti meg. A korábban közölt felszínközeli radionuklid-koncentráció értékek, nem is indikáltak magasabb dózist. A 160-170 cm fedőréteg miatt, pedig a zagyban lévő magas Ra-226 koncentráció nem befolyásolja, az 1 méteren mért gammadózis-teljesítményt.

4.32. táblázat: 1 m magasságban levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény a rekultivált uránipari zagytározón

mintavételi pont	levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény [nGy·h^{-1}]				
	2015.02.16.	2015.05.05.	2015.09.16.	2015.12.16.	átlag
ZII/1	88	91	100	96	94
ZII/2	85	88	95	87	89
ZII/3	84	88	100	87	90
ZI/1	89	101	116	97	101
ZI/2	87	91	106	93	94
ZI/3	94	89	125	91	100
átlag	88	91	107	92	95

Uránipari zagytározó szabad levegő radonkoncentráció

Mindkét vizsgált uránipari zagytározó felületén több éven keresztül, évenként több alkalommal történt mérések esetén, az 1 méteren mért levegőben elnyelt gammadózis-teljesítmény értékek 90 és 100 nGy·h^{-1} közé estek. A terület több hektár kiterjedésű, a méréseket mindig a telepített szonda rendszer környezetében végeztem. A mért értékek kis mértékben magasabbak, mint a magyarországi átlag gammadózis-teljesítmény 70 nSv·h^{-1} (UNSCEAR 2000). Ez a kismértékű növekmény, nem a zagyból származik. Ugyanis az 1 méteren mérhető levegőben elnyelt gamma-sugárzást a talaj felső 20 cm rétege határozza meg (Quindos 2004). Extrém magas gamma-sugárzás esetén, természetesen a mélyebb rétegekből származó gamma-sugárzás is hozzájárulhat az 1 méteren mérhető gammadózishoz. De a vizsgált zagytározó esetén a fedőréteg>1,6 m. Ezért a levegőben elnyelt gammadózis csak a fedő radionuklid-tartalma, (kisebb mértékben a kozmikus sugárzás és a levegőben lévő gamma-sugárzó izotópok) fogják meghatározni. A zagytátozó felületén mért szabad levegő radonkoncentráció értékek a 4.33. táblázatban találhatóak, melynek átlaga 1 méter magasan 26 (12-51) Bq·m^{-3} volt. Ami kis mértékben, de magasabb a 10 Bq·m^{-3} világátlagnál (UNSCEAR 2000) és megegyező az ajkai salaktározó fedett részein mért értékkel. Figyelembe véve a zagytározón lévő összes Ra-226 aktivitást, a szabad levegő radonkoncentráció nem mondható magasnak. A fedőréteg felső 65 cm rétegének kis mértékben, de magasabb a Ra-226 koncentrációja, mint a 33 Bq·kg^{-1} világátlag, 46 Bq·kg^{-1} a II és 59 Bq·kg^{-1} az I zagytározó esetén. Továbbá a tározó, széltől semmilyen formában nem védett, nyílt területen helyezkedik el, a tározó felületén exhalálódó radon a levegőben elkeveredik. Tovább erősíti a levegő keveredését, hogy a napsugárzástól sem védett a terület.

4.33. táblázat: Szabad levegő radonkoncentráció 1 méter magasságban az uránipari zagytározón

mintavételi pont	szabad levegő radonkoncentráció [Bq·m^{-3}]				
	2015.02.16.	2015.05.05.	2015.09.16.	2015.12.16.	átlag
ZII/1	12	27	32	12	21
ZII/2	16	35	37	16	26
ZII/3	14	24	25	13	19
ZI/1	19	17	35	36	27
ZI/2	33	28	33	35	32
ZI/3	10	33	51	37	33
átlag	17	27	36	25	26

Uránipari zagytározó felszíni radonexhalációs eredmények

Az uránipari zagytározó felszíni radonexhalációs eredményeket vizsgálva (4.34. táblázat) elmondható, hogy a szeptemberi értékek minden ponton kiugróan magasak. Feltehetően, a nagy szárazság miatt, a fedőréteg nedvességtartalma jelentősen lecsökkent, és abban repedések keletkeztek, amik a mélyebb rétegekig is elérhetnek. A zagyot valószínű nem éri el az említett repedés. Mélyebb rétegű talajgáz radonkoncentráció mérések alkalmával, a tömörített agyag minden esetben vízzel szaturált volt, ezért az agyag plaszticitása miatt annak repedése nem reális.

4.34. táblázat: Felszíni radonexhaláció az uránipari zagytározókon

mintavételi pont	felszíni radonexhaláció [mBq·m^{-2}s^{-1}]				
	2015.02.16.	2015.05.05.	2015.09.16.	2015.12.16.	átlag
ZII/1	6	31	50	15	26
ZII/2	12	43	48	15	30
ZII/3	15	88	136	23	66
ZI/1	6	51	488	43	147
ZI/2	15	25	313	47	100
ZI/3	18	22	152	18	53
átlag	12	43	198	27	70

Uránipari zagytározó fedőrétegének radonvisszatartó képessége

A 4.35.-4.36. táblázatokban közölt mérési eredményeket vizsgálva elmondható, hogy a fedőréteg felső 125 cm rétegének átlagos a radionuklid-koncentrációja. II tározó esetén 43, 42, 660 Bq·kg^{-1}, I tározó esetén 56, 40, 670 Bq·kg^{-1} Ra-226, Th-232 és K-40 illetően (a talajok világátlaga 32, 45, 412). Figyelembe véve, hogy több ezer Bq·kg^{-1} koncentrációjú anyagot takar a fedőréteg, a különbség elenyésző. A zagy felé haladva a fedőréteg Ra-226 koncentrációja növekszik, ennek oka pontosan nem azonosítható. Valószínű, hogy a kivitelezés során is

keveredett a zagy és a fedőréteg. A mintavétel során is akár csak néhány gramm zagy, jelentősen megemeli a fúrómagminta Ra-226 koncentrációját, továbbá mivel a zaggyal érintkező agyagréteg a kivitelezési koncepció szerint, jellemzően egész évben vízzel szaturált, a nedves talajban lévő diffúziót is figyelembe kell venni. A 4.37.-4.38. táblázatokat vizsgálva, ahol csak a Ra-226 és Pb-210 koncentrációkat tüntettem fel a mélység függvényében elmondható, hogy kismértékű Pb-210 többlet mérhető a felszín közelében, ami feltehetően a kihullás eredménye. A világátlagnál magasabb szabad levegő radonkoncentráció, vagy a levegőben lévő Ra-226 és leányelemei, ami kihullással a felszínre kerülnek nem meglepő, hiszen a területen uránbányászat folyt. A tározók fedése a bányászati tevékenység megszűnése után történt, de a területen lévő világátlagnál magasabb uránkoncentráció, emelkedett szabad levegő radonkoncentrációt eredményez, amely száraz vagy nedves kiülepedéssel a felszínen Pb-210 többletet fog okozni. A Ra-226/Pb-210 arány vizsgálatakor fontos megjegyezni, hogy a tározó kora miatt, a radioaktív egyensúly még nem állt be, a feláramló emelkedett radonkoncentráció és az Pb-210 között. A fedőrétegről elmondható, hogy jelenleg a zagytól 30 cm távolságra már Ra-226/Pb-210 egyensúly közeli állapot mérhető. A helyenként tapasztalható Pb-210 hiány oka, hogy a talajban exhalálódó radon felfele áramlik, és nem a vizsgált térrészben bomlik el, hanem a szabad levegőn. Ez az Pb-210 hiány azonban nem figyelhető meg markánsan, összehasonlítva a szénsalaktározónál tapasztalttal. A salaktározónál ugyanis egy rendkívül permeábilis fedőréteg található, ami csak kis mértékben látja el a radongát szerepét, ezért az exhalálódó radon könnyen távozik a fedőrétegen át a felszínre. A zagytározó esetén a fedés során elsődleges cél volt a radongát kialakítása. A rétegrend szemcsemérete és kompaktásága valamint éves átlagos nedvességtartalma úgy alakul, hogy a mélyebb rétegekben a tömörített nedves agyag adja a radongát fő komponensét. A 4.40. táblázatból látszik, hogy a felszínhez közeli rétegek is (kivéve a szivárgó rétegeket), jellemzően tömör, kis pórustartalommal (<0,2) bírnak. Ez a pórustartalom, már alacsony csapadék mennyiség esetén is tovább csökken, mélyebb rétegben jellemzően teljesen szaturál. Tehát elmondható, hogy a rétegrend egésze (nem csak a tömörített agyag) radonzáró funkciót lát el, egy normál talajjal összehasonlítva. Ebből az következik, hogy a radonfeláramlása minden talajrétegben gátolt. A zagy felett közvetlen elhelyezkedő, tömörített agyagban már Pb-210 többlet mérhető, melynek oka a már említett radongát. A zagyból feláramló radon ezen a tömörített agyagrétegen nem tud (vagy csak kis mértékben) áthaladni, az alacsony radon diffúziós állandó miatt (4.40. táblázat) ezért a zagyból származó radon, ebben a tömörített agyagrétegben bomlik el. A bomlás során keletkező Pb-210 többlet mérhető a zagy közeli tömörített agyagrétegben. Emelkedett Pb-210 koncentráció a zagytól csak kis 20-30 cm távolságig mérhető, ebből arra következtetek, hogy a

zagyból származó radon, (éves átlagban) nem jut ennél a mélységnél feljebb. Az őszi szárazságban előforduló néhány napos nedvesség csökkenés és gázpermeabilitás növekmény során, esetleg feláramló radon leányelemei nem jelennek meg Pb-210 többletként, mert az év többi napján a radonfeláramlás gátolt. A feláramlás hiányával, látszólag ellentmondanak a talajgáz radonkoncentráció magas értékei (4.39. táblázat).

4.35. táblázat: II zagytározón vett fúrómagminta radionuklid-tartalma

mélység [cm]	rétegrend	Ra-226 [Bq·kg^{-1}]	+-	Th-232 [Bq·kg^{-1}]	+-	K-40 [Bq·kg^{-1}]	+-
10	lösz	51	12	39	10	567	13
25	lösz	48	12	40	11	680	14
35	lösz	49	12	43	10	668	13
50	lösz	42	11	42	10	673	13
65	lösz	41	10	35	9	597	14
75	homok	19	5	44	10	823	15
90	homok	18	4	65	12	688	14
110	tömörített lösz	60	15	39	10	626	13
125	tömörített lösz	63	16	35	11	620	13
140	agyag	152	38	33	10	760	14
150	agyag	3333	237	41	16	916	25
170	kiegyenlítő réteg	15432	671	65	22	736	43

4.36. I zagytározón vett fúrómagminta radionuklid-tartalma

mélység [cm]	rétegrend	Ra-226 [Bq·kg^{-1}]	+-	Th-232 [Bq·kg^{-1}]	+-	K-40 [Bq·kg^{-1}]	+-
10	lösz	51	13	40	10	631	12
25	lösz	77	19	39	10	635	12
35	lösz	57	141	41	11	672	12
50	lösz	49	12	37	10	685	12
65	lösz	60	15	41	11	674	13
75	lösz	68	17	49	12	613	12
90	lösz	49	12	48	11	681	12
110	lösz	50	12	40	10	784	113
	lösz	44	11	28	9	659	13
125	tömörített agyag	141	35	29	9	714	14
140	tömörített agyag	94	24	37	10	716	13
150	tömörített agyag	937	134	46	13	803	20
170	kiegyenlítő agyag	17491	701	65	25	918	42

4.37. táblázat: II zagytározón Pb-210 többlet különböző mélységben

mélység [cm]	rétegrend	Ra-226 [Bq·kg^{-1}]	+-	Pb-210 [Bq·kg^{-1}]	+-	Pb210/Ra-226	Pb-210 többlet [Bq·kg^{-1}]
10	lösz	51	12	58	17	1,14	7
25	lösz	48	12	49	16	1,02	1
35	lösz	49	12	55	18	1,11	9
50	lösz	42	11	47	17	1,11	5
65	lösz	41	10	43	17	1,04	2
75	homok	19	5	18	11	0,93	-1
90	homok	18	4	27	13	1,50	9
110	tömörített lösz	60	15	48	16	0,79	-12
125	tömörített lösz	63	16	65	16	1,03	2
140	agyag	152	38	165	20	1,09	13
150	agyag	3333	237	3511	280	1,05	178
170	kiegyenlítő agyag	15432	671	18656	1236	1,21	3224

4.38. táblázat: I zagytározón Pb-210 többlet különböző mélységben

mélység [cm]	rétegrend	Ra-226 [Bq·kg^{-1}]	+-	Pb-210 [Bq·kg^{-1}]	+-	Pb210/Ra-226	Pb-210 többlet [Bq·kg^{-1}]
10	lösz	51	13	54	16	1,0	3
25	lösz	77	19	94	18	1,2	17
35	lösz	57	141	56	17	1	-1
50	lösz	49	12	38	15	0,8	-11
65	lösz	60	15	68	18	1,1	7
75	lösz	68	17	85	18	1,3	17
90	lösz	49	12	39	16	0,8	-10
110	lösz	50	12	61	17	1,2	19
120	lösz	44	11	43	17	1	-1
125	tömörített agyag	141	35	159	19	1,1	18
140	tömörített agyag	94	24	166	19	1,8	71
150	tömörített agyag	937	134	1139	91	1,2	202
170	kiegyenlítő agyag	17491	701	19577	1146	1,1	2086

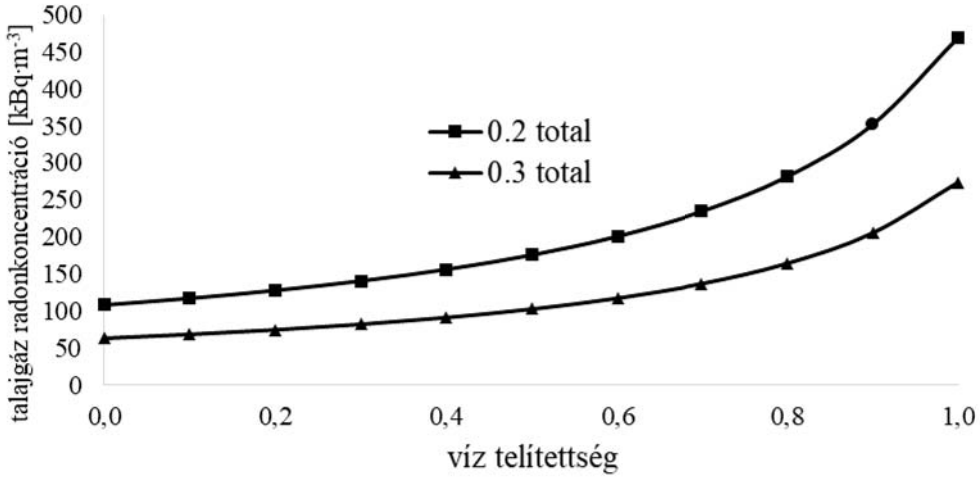
Uránipari zagytározó fedőrétegében mért talajgáz radonkoncentráció

Az uránipari fedett zagytározón mért talajgáz radonkoncentráció értékek a 4.39. táblázatban találhatóak. A 160 és 140 cm mélységben mért értékeket, csak egy alkalommal határoztam meg. Az AlphaGUARD méréshatára 2000 kBq·m^{-3}, ezért az annál magasabb érték meghatározásához hígítást kellett alkalmazni. Az értékeket vizsgálva elmondható, hogy 20 és 40 cm mélyen minden esetben kisebb, mint 20 kBq·m^{-3} volt a talajgáz radonkoncentráció. Viszont 60 cm

mélyen akár 110 kBq·m^{-3} érték is kialakulhat, ami ilyen mélységben magasnak mondható. 100 cm mélység esetén pedig a világátlagnál jelentősen magasabb értékeket mértem (367-600 kBq·m^{-3}). Ezen talajgáz adatokat vizsgálva úgy tűnik, a zagyból származó radonfeláramlását nem sikerül a 150 cm mélyben lévő tömörített agyagnak meggátolnia. Mivel már 80-100 cm mélységben is anomálisan magas, a talajgáz radonkoncentráció, ami feltételezi a fedőréteg hiányosságát. A 4.40. táblázatban feltüntetett porozitás adatok azt mutatják, hogy a fedőréteg nagy tömörséggel és a kis pórustartalommal bír. Ilyen extrém kompakt talajban az 3.9. egyenlettel történt számítások szerint, a 4.20. ábrán feltüntetett talajgáz radonkoncentrációk alakulnának ki, diffúzió nélkül, tehát egy hermetikusan elzárt térrészben (UNSCEAR 2000). Ezen számítás során az alábbi adatokat használtam, 50 Bq·kg^{-1} Ra-226 koncentráció, 0,2 és 0,3 pórustérfogat, 2700 kg·m^{-3} szemcse sűrűség, 0,2 emanációs tényező, 0,23 megoszlási tényező a víz és gáz fázis között (Washington and Rose 1992).

4.39. Táblázat: II tározón mért talajgáz radonkoncentráció és gázpermeabilitás különböző időpontokban

talajgáz radonkoncentráció, talaj gázpermeabilitás								
mélység	2015.02.16.		2015.05.05.		2015.09.16.		2015.12.16.	
	[kBq·m^{-3}]	k[m^2]	[kBq·m^{-3}]	k[m^2]	[kBq·m^{-3}]	k[m^2]	[kBq·m^{-3}]	k[m^2]
20	3	$3\cdot10^{-12}$	11	$7\cdot10^{-14}$	5	$2\cdot10^{-12}$	14	$7\cdot10^{-14}$
40	12	$1\cdot10^{-11}$	19	$2\cdot10^{-14}$	6	$5\cdot10^{-14}$	18	$<5\cdot10^{-14}$
60	110	$9\cdot10^{-12}$	70	$5\cdot10^{-12}$	47	$7\cdot10^{-12}$	39	$6\cdot10^{-12}$
80	40	$1\cdot10^{-11}$	50	$3\cdot10^{-12}$	36	$1\cdot10^{-11}$	64	$3\cdot10^{-12}$
100	410	$<5\cdot10^{-14}$	600	$3\cdot10^{-13}$	126	$3\cdot10^{-13}$	367	$3\cdot10^{-13}$
120	850	$<5\cdot10^{-14}$	800	$<5\cdot10^{-14}$	180	$1\cdot10^{-13}$	436	$<5\cdot10^{-14}$
140	3000	$<5\cdot10^{-14}$	3000	$7\cdot10^{-13}$	3000	$3\cdot10^{-13}$	3000	$7\cdot10^{-13}$
160	8000	$4\cdot10^{-12}$	8000	$5\cdot10^{-13}$	8000	$3\cdot10^{-13}$	8000	$5\cdot10^{-13}$



4.20. ábra: Extrém kompakt talajban kialakuló talajgáz radonkoncentráció teljes elzárás esetén

A 4.40. táblázatban látható extrém kis pórustérfogat miatt, meglepően magas talajgáz radonkoncentrációk alakulhatnak ki. Viszont a tömörített agyagban kialakuló, magas talajgáz radonkoncentráció értékek nem feltétlen jelentik a vizsgált terület magas radonkockázatát. A radonkockázat megállapítására létrehozott mérőszámok (GRP, RA), ezért használják a talajgáz radonkoncentráció mellett a permeabilitás értékeket is. Az 4.40. táblázatban látható alacsony diffúziós hosszok, arra engednek következtetni, hogy a fedőréteg egésze, de különösen a tömörített agyag valóban ellátja a radongát szerepét. Azaz a zagyból származó radon, nem képes a felszínre áramolni. Viszont a fedőréteg saját Ra-226 tartalmából keletkező Rn-222 sem áramlik a felszínre, ebből következően alakulhat ki a magas talajgáz radonkoncentráció. Amennyiben a fedőréteg felső, felszínközeli része mégis kiszárad, ezáltal megnő a porozitása, a mélyebb tömörebb rétegben kialakuló radonkoncentráció (a feláramlás során) a növekvő térfogat miatt felhígul.

4.40. táblázat: Teljes és nedves porozitás, kalkulált radon diffúziós állandó és diffúziós hossz a fedőréteg különböző szelvényeiben

mélység [cm]	rétegrend	teljes porozitás	nedves porozitás	D_{Rn-222} [$m^2 \cdot s^{-1}$]	radon diffúziós hossz [m]
10	lösz	0,33	0,23	$9 \cdot 10^{-8}$	0,21
25	lösz	0,24	0,16	$6{,}2 \cdot 10^{-8}$	0,17
35	lösz	0,40	0,35	$1{,}8 \cdot 10^{-6}$	0,92
50	lösz	0,33	0,25	$4{,}2 \cdot 10^{-7}$	0,45
65	lösz	0,32	0,25	$3{,}4 \cdot 10^{-7}$	0,40
75	lösz	0,32	0,24	$3 \cdot 10^{-7}$	0,38
90	lösz	0,28	0,21	$1{,}5 \cdot 10^{-7}$	0,27
110	tömörített lösz	0,21	0,15	$1{,}3 \cdot 10^{-7}$	0,24
125	tömörített agyag	0,18	0,13	$7{,}1 \cdot 10^{-8}$	0,18
140	tömörített agyag	0,18	0,13	$7{,}1 \cdot 10^{-8}$	0,18
150	tömörített agyag	0,16	0,08	$6{,}9 \cdot 10^{-12}$	0,002
170	kiegyenlítő agyag	0,23	0,18	$6{,}9 \cdot 10^{-7}$	0,57

Az uránipari zagytározó fedésének vizsgálata során meghatároztam a száraz és nedves fúrómag szelvények porozitásait. Az adott szelvény pillanatnyi nedvességtartalmát figyelembe véve meghatároztam a radon diffúziós állandóját, és a hozzá tartozó diffúziós hosszt is. Az eredményekből látható hogy a felszíni rétegek nedves állapotban voltak a mérés során. A nagy kompaktság és alacsony pórustartalom miatt csekély mennyiségű nedvesség tartalom és teljesen szaturáltá teszi a talaajt. A függelékben látható képek alapján elmondható, hogy szemrevételezéssel is tömör, „zsíros” képet adnak. Ez a száraz időszakok (augusztus-

szeptember) alatt változhatnak. Viszont a mélyebb rétegek jellemzően nem száradnak ki (egész évben nedves), a zagytározó üzemelése során inkább a csapadék miatt kialakuló, tározókból származó tisztítandó vizek mennyisége okoz gondot. Az elvégzett mérések eredményeinek felhasználásával, a jövőben a száraz (teljes) porozitást felhasználva, a nedvességtartalom meghatározása is elég, az adott évszaknak és nedvességtartalomnak megfelelő radon diffúziós állandó és diffúziós hossz meghatározásához. Ezt a nedvességtartalmat, akár egy elektromos, leszúrható mobil eszközzel is meg lehet határozni, és nem szükséges ismételt fúrómagminta vétel. A tömörített agyag (radongát), teljes porozitását (0,16-0,18) vizsgálva elmondható, hogy rendkívül kompakt, radonzáró réteget alkot. Az adott nedvességtartalom esetén a diffúziós állandó $6{,}92 \cdot 10^{-12}$ - $7{,}05 \cdot 10^{-8}$ $m^2 \cdot s^{-1}$, a radon diffúziós hossza pedig 0,2-18 cm ezért a zagyból feláramló radon -repedés nélkül- csekély 20 cm vastag agyagrétegen sem halad át. Ennek ellenére, a felszín felé haladva még 60-80 cm mélységben is anomális talajgáz radonkoncentráció értékekeket mértem. Ezt a fedőréteg saját radon exhalációjával magyarázom. A leírt diffúziós hosszak pedig szintén alátámasztják, hogy a talajrétegek kevéssé permeábilisak, a rendkívül kis pórustérfogatban koncentrálódó radon, akár 60-80 cm mélysében is anomálisan magas talajgáz radonkoncentrációt hoz létre.

IRODALOMJEGYZÉK

AL Nabhani, K., Khan, F., Yang, M., 2016.Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials in oil and gas production: A silent killer. Process Saf Environ. 99:237-247.

Alessandro, C., 2013. World Energy Resources. World Energy Council, London. ISBN: 978 0 946121 29 8.

Al-Masr, M.S., Shwiekani, R., 2008. Radon gas distribution in natural gas processing facilities and workplace air environment. Journal of Environmental Radioactivity 99:574-580.

Al-Saleh FS, Al-Harshan G A. 2008. Measurements of radiation level in petroleum products and wastes in Riyadh City Refinery. J. Environ. Radioact 99:1026-1030.

Andrade, R.L.B., Hatje, V., Masqué, P., Zurbrick C.M., Boyle E.A., Santos W.P.C., 2017. Chronology of anthropogenic impacts reconstructed from sediment records of trace metals and Pb isotopes in Todos os Santos Bay (NE Brazil). Marine Pollution Bulletin 125:459–471.

Angjusheva, B., Jovanov, V., Lisichkov, K., Fidanchevska, E., 2013. Optimization of the Process of Production of Ceramics From Waste Coal Ash Case Study: The Influence of the Mechanical Activation. Quality Of Life 4:20-25.

Arya, S.P., , Introduction to Micrometeorology 79. Academic Press 2001, eBook ISBN:9780080489261.

Bakar N. S. A. , Mahmood Z. U. W., Saat A., Ishak A. A., 2014. Anthropogenic airborne depositions of Po-210, Pb-210 and Po-210/Pb-210 in the mosses and surface soils at the vicinity of a coal-fired power. Jurnal Sains Nuklear Malaysia 26:9-17.

Bakr W.F., 2010. Assessment of the radiological impact of oil refining industry. Journal of Environmental Radioactivity 101:237–243.

Baskaran M. 2011. Po-210 and Pb-210 as atmospheric tracers and global atmospheric Pb-210 fallout: a review. J Environ Radioact. 102:500-513.

Beretka J, Mathew P J. 1983. Natural radioactivity of australian building materials, industrial wastes and by-products. Health Phys.48:87-95.

Bhangare, R. C., Tiwari, M., Ajmal, P. Y., Sahu, S. K., Pandit, G. G., 2014. Distribution of natural radioactivity in coal and combustion residues of thermal power plants. J. Radioanal. Nucl. Ch. 300:17-22.

Bollhöfer, A., Doering, C., 2016. Long-term temporal variability of the radon-222 exhalation flux from a landform covered by low uranium grade waste rock. Journal of Environmental Radioactivity 151:593-600.

Bouville, A., Lowder, W.M., 1988. Human Population Exposure to Cosmic Radiation. Radiation Protection Dosimetry 24:293-299.

BP Statistical Review 2017. The Editor BP Statistical Review of World Energy 1 St James's Square London SW1Y 4PD UK.

Calmet, D., Ameon, R., Bombard, A., Brun, S., Byrde, F., Chen, J., és tsai. 2016. International standards on food and environmental radioactivity measurement for radiological protection: Status and perspectives. Radiat Prot Dosimetry 1–8.

Card, J. W., Bell, K., 1982. Collection of radon decay products — a uranium exploration technique. Journal of Geochemical Exploration 17:63-76.

Carlson, C. L., Adriano, D. C., 2009. Environmental Impacts of Coal Combustion Residues. J. Environ. Qual. 22:227-247.

Carvalho, F. P., 1995. Origins and concentrations of Rn-222, Pb-210, Bi-210 and Po-210 in the surface air at Lisbon, Portugal, at the Atlantic edge of the European continental landmass. Atmospheric Environment 29:1809-1819.

Chambers, S., Williams, A.G., Crawford, J., Griffiths, A. D., 2015. On the use of radon for quantifying the effects of atmospheric stability on urban emissions. Atmos. Chem. Phys. 15:1175–1190.

Costa, A., 2006. Permeability-porosity relationship: A reexamination of the Kozeny-Carman equation based on a fractal pore-space geometry assumption. Geophysical Research Letters, 33:L02318.

Csige, I., 2011. A barometrikus pumpa hatása a radon és a toron exhalációjára. Sugárvédelem 1:33-41.

Dallou G.B., Ngoa E.L., Ndjana N.II.J.E., Saïdou, Tchuente S.Y.F., és tsai. 2017. NORM Measurements and Radiological Hazard Assessment in the Gold Mining Areas of Eastern Cameroon. Radiation Environment and Medicine 6: 22–28.

Darby, S., Hill, D., Auvinen A., Barros-Dios, JM., Baysson H., Bochicchio, F.,és tsai, 2004. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. BMJ. Jan 29;330(7485):223. Epub 2004 Dec 21.

Domokos, G., Kövesi-Domokos, Zs., 2000. Részecskebombák a világűrből. Természet világa, Mikrovilág különszám III.

Doss, M., 2013. Linear no-threshold model vs. radiation hormesis. Dose-Response 11:480–497.

Döse M, Silfwerbrand J, Jelinek C. Tragardh J, Isaksson M. 2016. Naturally occurring radioactivity in some Swedish concretes and their constituents - Assessment by using I-index and dose-model. J. Environ. Radioact. 155-156:105-111.

Eakin, M., Brownlee, S.J., Baskaran, M., Barbero, L., 2016. Mechanisms of radon loss from zircon: microstructural controls on emanation and diffusion. Geochimica et Cosmochimica Acta 184:212–226.

Eisenlohr, L., Surbeck, H., 1995. Radon as a natural tracer to study transport processes in a karst system. An example in the Swiss Jura. Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Serie 2, Sciences de la Terre et des Planetes 321:761-767.

Environmental Radon, Edited by C.Richard Cothern, U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. 1987.

Erel. Y., 1998. Mechanisms and Velocities of Anthropogenic Pb Migration in Mediterranean Soils. Environmental Research 78:112-117.

EU BSS 2013. Council Directive 2013/59/Euratom of 5 December 2013, Basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation.

Growcock, F.B., Frederick, T.P, Reece A.R., 1999. Novel Lubricants for Water-Based Drilling Fluids 10.2118/50710-MS.

Farrell, D. A., Greacen, E. L., Gurr, C. G., 1996. Vapor Transfer In Soil Due To Air Turbulence. Soil Science 102:305-313.

Feng, T., Lu, X., 2016. Natural radioactivity, radon exhalation rate and radiation dose of fly ash used as building materials in Xiangyang, Chinam. Indoor Built Environ. 25:626-634.

Field, R.W., Steck, D.J., Smith, B.J., Brus C.P., Fisher, E.F., és tsai. 2000. Residential Radon Gas Exposure and Lung Cancer: The Iowa Radon Lung Cancer Study. American Journal of Epidemiology 11:1091–1102.

Florek, M., Masarik, J., Szarka, I., Nikodemova D., Hrabovcova, H., 1996. Natural neutron fluence rate and the equivalent dose in localities, with Different Elevation and Latitude. Radiation Protection Dosimetry 67:187-192.

Gamow, G. 1928. The quantum theory of nuclear disintegration. Nature 122:805-806.

Gaul W., Underhill D., 2001. A simple calculation for the buildup and decay of radon progeny. Health Phys. 80:616-7.

Gazineu M H P, Araúlo A A, Brandao Y B, Hazin C A, Godoy J M O. 2005. Radioactivity concentration in liquid and solid phases of scale and sludge generated in the petroleum industry. J. Environ. Radioact. 81:47-54.

Gazsó L, Sáfrány G, Köteles Gy: Az ionizáló sugárzás biológiai hatásai ”Sugáregészségtan”(szerk. Köteles György) Medicina, Budapest, p57-112. 2002.

Ge, J., Zhang, J., 2015. Natural radioactivity and radiation hazards of building materials in Anhui Province, China. J Radioanal Nucl Chem. 304:609–613.

Ge, L., Zhao, J., Luo,Y., 2014. The Research on Earthquake Radon Anomalies. Journal of Geoscience and Environment Protection 2:38-40.

Genrich V. 1993. AlphaGUARD PQ2000 / MC50. Multiparameter Radon Monitor Characterisation of its physical properties under normal climatic and severe environmental conditions. Genitron Instruments GmbH, D-60488 Frankfurt, Germany.

Ghiassi-nejad, M., Mortazavi, S. M. J., Cameron, J. R., Niroomand-rad A., Karam, P. A., 2002. Very high background radiation areas of Ramsar, Iran: preliminary biological studies. Health Phys. 82:87-93.

Ghose, D., Paul, D., Sastri, R.C., 2003. Radon as a tracer for helium exploration in geothermal areas. Radiation Measurements 36:375-377.

Gorjanác, Z., Várhegyi, A., Kovács T., Somlai, J., 2006. Population dose in the vicinity of closed Hungarian uranium mine. Radiation Protection Dosimetry 118:448–452.

Gorjanácz, Z., Várhegyi, A., Somlai, J., Kovács, T., Kávasi, N., Németh, Cs., Tokonami, S., 2004. Outdoor Radon Concentration at a Uranium Tailings Site and Its Occupational Radiation Dose, Jpn. J. Health Phys. 39:391-39.

Greeman, D.J., Rose, A.W., 1996. Factors controlling the emanation of radon and thoron in soils of the eastern U.S.A. Chemical Geology 129:1-14.

Greeman, D. .J., Rose, A. W., Washington, J. W., Dobos, R. R., Ciolkosz, E. J., 1999. Geochemistry of radium in soils of the Eastern United States. Applied Geochemistry 14:365-385.

Greenfield, M. B., Ito, N., Iwata, A., Kubo1, K., Ishigaki, M., Komura, K., 2008. Determination of rain age via γ rays from accreted radon progeny. Journal of Applied Physics 104:074912-074912.

Halat Z, Hycanar J J. 2008. Properties and utilization of drilling waste. Gospod Surowcami Min.:24:3/1.

Hegedűs, M., Tóth-Bodroghi, E., Németh, Sz., Somlai, J., Kovács, T., 2016. Radiological Investigation of Phosphate Fertilizers: Leaching Studies. J. Environ. Radioact. 173:34-43.

Henshaw, D.L., Eatough J.P., Richardson R.B., 1990. Radon as a causative factor in induction of myeloid leukemia and other cansers. Lancet 335:1008-1012.

Hilal, M.A., Attallah, M.F., Mohamed, G.Y., Fayez-Hassan, M., 2014. Evaluation of radiation hazard potential of TENORM waste from oil and natural gas production. J. Environ. Radioact. 36:121-126.

IAEA-SSG-32 Protection of the public against exposure indoors due to radon and other natural sources of radiation. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2015.

IAEA-TECDOC-1712. Management of NORM Residues. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2013.

IAEA-TECDOC-1788 Criteria for radionuclide activity concentrations for food and drinking water. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2016.

Iakovleva V.S, Ryzhakova N.K 2003. A method for estimating the convective radon transport velocity in soils. Radiation Measurements 36:389–391.

ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74 // Ann. ICRP. – 1996. – Vol. 26. – No. 3/4.

ICRP 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60. Ann ICRP 21. Oxford: Pergamon Press; 1991.

IEA 2015. World Energy Statistic. International Energy Agency, Paris.

Iskandar, D., Yamazawa, H., Iida, T., 2004. Quantification of the dependency of radon emanation power on soil temperature. Applied Radiation and Isotopes 60:971–973.

Issa S. A. M., Alaseri S. M. 2015. Determination of Natural Radioactivity and Associated Radiological Risk in Building Materials Used in Tabuk Area, Saudi Arabia. Int. J. Sci. Adv. Technol. 82:45-62.

Jala, S., Goyal, D., 2006. Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production review. Bioresour Technol. 97:1136-47.

Jánossy L. Kozmikus sugárzás; Gondolat Kiadó; Budapest; (1963).

Jean-Louis, P., Jean-Claude, B., 1996. Signal processing of soil gas radon, atmospheric pressure, moisture, and soil temperature data: A new approach for radon concentration modeling. Journal of Geophysical Research Atmospheres 101:3157-3172.

Jobbágy, V., and Bety-Denissa, B., 2010. Solid thoron source preparation in a porous mineral matrix. Radiation Protection Dosimetry 1–4.

Jobbágy, V., Altzitzoglou, t., Malo P., Tanner, V., Hult M., 2016. A brief overview on radon measurements in drinking water. Journal of Environmental Radioactivity 173:18-24.

Johner, H.U., Surbeck, H., 2001. Soil gas measurements below foundation depth improve indoor radon prediction. The Science of the Total Environment 272:337-341.

Jónás, J., Somlai, J., Csordás, A., Tóth-Bodrogi, E., Kovács, T., 2018. Radiological survey of the covered and uncovered drilling mud depository. Journal of Environmental Radioactivity 188:30-37.

Juhász,L., Szerbin,P., Lendvai, Zs., Csővári, M., Benkovics, I., és tsai. 2001. Results of pilot studies of environmental restoration of uranium mining tailings ponds in Hungary. Sci. Total. Environ. 272:251–252.

Kardos, R., Gregoric, A., Jonas, J., Vaupotic, J., Kovacs, T., Ishimori Y., 2015. Dependence of radon emanation of soil on lithology. J Radioanal Nucl Chem. 304:1321–1327.

Kanyár, B., 2000 Radiológia és környezeti sugárvédelem (Veszprém 2000).

Kataoka, T., Yunoki, E., Shimizu, M., Mori, T., Tsukamoto, O., 2001. A study of the atmosphericboundarylayer using radon and air pollutantsas tracers. Boundary-Layer Meteorology 101: 131–156.

Khattak, N. U., Asif Khan, M., Nawab A., Abbas, M., 2011. Radon Monitoring for geological exploration: A review. Journal of Himalayan Earth Sciences 44:91-102.

Kikaj, D., Jeran, Z., Bahtijari, M., Stegnar, P., 2016. Radon in soil gas in Kosovo. J. Environ. Radioact. 164:245-252.

Kimball, B. A., and Lemon E. R., 1971. Air Turbulence Effects Upon Soil Gas Exchange. Soil Science Society of America Proceeding 35:16-21.

Király P. (2002): Nagy energiájú helioszférikus részecskék és a kozmikus sugárzás; Meteor Csillagászati évkönyv 2003.

Kovács, T., Sas, Z., Somlai, J., Jobbagy, V., Szeiler, G., 2012. Radiological investigation of the effects of redmud disaster. Radiation Protection Dosimetry 152:76-79.

Kovács, T., Toth-Bodrogi, E., Dombovari, P., Somalai, J., Nemeth, Cs., Capote, A., 2004. U-238, Ra-226 Po-210 concentrations of bottled mineral waters in Hungary and their committed effective dose. Radiat Prot Dosimetry. 108:175-81.

Krewski, D., Lubin JH., Zielinski JM., Alavanja M, Catalan VS., és tsai. 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer, J Toxicol Environ Health A. 69:533-97.

Krupp K., Baskaran M., Brownlee S. J.,2017. Radon emanation coefficients of several minerals: How they vary with physical and mineralogical properties. American Mineralogist 102:1375–1383.

Lachassagne, P., Pinault, J-L., Laporte, P., 2010. Radon 222 emanometry: A relevant methodology for water well siting in hard rock aquifers. Water Resources Research 37:3131-3148.

Lawrence, C. E., Akber R.A., Bollhöfer, A., Martin, P., 2009. Radon-222 exhalation from open ground on and around a uranium mine in the wet-dry tropics. Journal of Environmental Radioactivity 100:1–8.

Lindmark, A. and Rosen, B., 1985. Radon in soil gas- exhalation tests and in situ measurements The Science of the Total Environment 45:397-404.

Lior, N., 2010. Sustainable energy development: the present (2009) situation and possible paths to the future. Energy 35:3976–3994.

Lirong C, Min H, Xuebin J, Hui L, Qiang C, Zhang M, et al. 2015. Pilot tests of microbe-soil combined treatment of waste drilling sludge. Natural Gas Industry B. 2:270-276.

Luckey T.D., 2006. Radiation Hormesis: The Good, the Bad, and the Ugly. Dose Response 4:169–190.

Malimo, S.J., 2012. Use of Radon and Carbon Dioxide in Geochemical Exploration of Menengai and Silali Geothermal Prospects, Kenya. Proceedings of the 4th African Rift Geothermal Conference.

Markose, P.M., Bhat, I.S., Pillai, K.C., 1993. Some characteristics of 226Ra transfer from soil and uranium mill tailings to plants. Journal of Environmental Radioactivity 21:131-142.

Máté, B., Horváth, M.,Somlai, J.,Kovács, T., 2013. Using tobacco plants as biomonitors of contaminated norm areas. J. Radiol. Prot. 33:81-89.

Mathur, A.K., Kumar, R., Mishra, M., Sengupta, D., Prasad, R., 2008. An investigation of radon exhalation rate and estimation of radiation doses in coal andfly ash samples. Appl. Radiat. Isot. 66:401–406.

Megumi, K., Mamuro, T., 1974. Emanation and Exhalation of Radon and Thoron Gases From Soil Particles. Journal of Geophysical Research 79.

Memon, S. A., Arsalan, R., Khan, S., Lo, T. Y., 2012. Utilization of Pakistani bentonite as partial replacement of cement in concrete. Construction and Building Materials. 30:237–242.

Menetrez M.Y., Mosley R.B., Snoddy R., Brubaker S. A.,1996. Evaluation of radon emanation from soil with varying moisture content in a soil chamber. Environment International 22:447-453.

Mészaros, R., Leelossy, A., Kovacs, T., Lagzi I., 2016. Predictability of the dispersion of Fukushima-derived radionuclides and their homogenization in the atmosphere. Nature. 6, 19915. DOI: 10.1038/srep19915.

Miles J.C.H and Cliff, 1992. Dose to lung and other organs from radon and thoron of age. Radiation Protection Dosimetry 41:251-253.

Minkin L., Shapovalov A.S., 2016. Thermo-diffusional radon waves in soil. Sci Total Environ. 565:1-7.

Mitchel R. E. J., 2015. Adaption By Low Dose Radiation Exposure. Dose Response 13(1).

Mljac, L., Križman, M., 1995. Environmental radioactivity due to fly-ash disposal - Results of a monitoring programme. Symposium on radiation protection in neighbouring Slovenia.

Moses H., Ashby, W.C., Borner M.A., 1967. Dewpoint Temperature inversions. Journal of Applied Meterology 7:206-216.

Nagano K., Kojima H., 2010. Effects of Meteorological Factors on Radon Exhalation by Using Radon Transport Model in Soil. Jpn.J.HealthPhys. 45:262-269.

Nagy, É.H., Breitner D., Horváth, Á., Szabós Cs., 2011. Study Of A Passive Radon Mitigation Process And Indoor Radon Concentration's Time Dependence After Mitigation. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 6:143-149.

Nazaroff, W.W., 1992. Radon transport from soil to air. Reviews of Geophysics 30:137-160.

NEA-OECD Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials. Nuclear Energy Agency Paris 1979.

Neri, M., Giammanco, S., Ferrera, E., Zanon, V., 2011. Spatial distribution of soil radon as a tool to recognize active faulting on an active volcano: The example of Mt. Etna (Italy). Journal of Environmental Radioactivity 102:863-70.

Neznal, M., Neznal, M., 2005. Permeability as an important parameter for radon risk classification of foundation soils. Ann Geophys 48,1.

Neznal, M., Neznal, M., Šmarda, J., 1994. Variability of Radon with Depth in Various Soil Profiles. In:Barnet I., (Ed.) Radon investigations in Czechoslovakia. Czech Geol. Survey, Prague 5:55–61.

NORM V. Naturally occurring radioactive material. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2008.

Omori, Y.,Tokonami, S., Sahoo, S. K., Ishikawa, T., Sorimachi, A., Hosoda, M., 2017. Radiation dose due to radon and thoron progeny inhalation in high-level natural radiation areas of Kerala, India. J. Radiol. Prot. 37:111–126.

Oreshkin D V, Chebotaev A N, Perfilov V A, 2015. Disposal of Drilling Sludge in the Production of Building. Procedia Engineer. 111:607–611.

OSSKI, Tanulmány a Mecseki Ércbányászati Vállalat külszíni rekultivációja sugárvédelmi követelményeinek meghatározásáról az ezzel kapcsolatos elméleti és gyakorlati feladatokról (Budapest 1991).

Papastefanou, C., 2010. Escaping radioactivity from coal-fired power plants (CPPs) due to coal burning and the associated hazards: a review. J. Environ. Radioact. 101:517.

Papp, Z., Dezso, Z., 2003. Estimate of the dose-increment due to outdoor exposure to gamma rays from uranium progeny deposited on the soil around a coal-fired power plant in Ajka Town Hungary. Health Phys. 6:709-717.

Papp, Z., Dezső, Z., Daróczy S., 2002. Significant radioactive contamination of soil around a coal-fired thermal power plant. Journal of Environmental Radioactivity 59:191–205.

Pearson, J. E., and. Jones, G. E., 1965. Emanation of Radon 222 from Soils and Its Use as a Tracer. Journal of Geophisical Research 70:5279–5290.

Pearson, J.E., and Moses, H., 1966. Atmospheric Radon-222 Concentration Variation with Height and Time. Argonne National Laboratory, Argonne Ill:175-181.

Quindos L S, Fernandez P L, Rodenas C. 2004. Conversion factors for external gamma dose derived from natural radionuclides in soils. J. Environ. Radioact. 71:139–145.

Ramasamy V, Suresh G, Meenakshisundaram V, Ponnusamy V. 2011. Horizontal and vertical characterization of radionuclides and minerals in river sediments. Applied Radiation and Isotopes 69:184–195.

RP-112. Radiological Protection Principles concerning the Natural Radioactivity of Building Materials. Luxembourg 1999.

Ryzhakova, N.K., 2014. A new method for estimating the coefficients of diffusion and emanation of radon in the soil. J Environ Radioact. 135:63-69.

Saegusa, J., Yamasaki, K., Tsujimoto, T., Yamauchi, T., Shimo, M., 1996. Development of an apparatus for measuring ground exhalation rates of 222Rn and 220Rn. Environ Int. 22:483–490.

Sakoda, A., Ishimori Y., Yamaoka, K., 2011. A comprehensive review of radon emanation measurements for mineral, rock, soil, mill tailing and fly ash. Appl Radiati Isotopes. 69:1422–1435.

Sas Z, Somlai J, Jonas J, Szeiler G, Kovacs T, Gyongyosi Cs., és tsai. 2013. Radiological survey of hungarian clays; radon emanation and exhalation influential effect of sample and internal structure conditions. Radiat Prot Dosim. 58:243-250.

Sas, Z., Somlai, J.,Szeiler, G., Kovacs, T., 2012. Radon emanation and exhalation characteristic of heat-treated clay samples. Radiat. Prot. Dosim. 152:51–54.

Schubert, M., and Schhulz, H., 2002. Diurnal radon variations in the upper soil layers and at the soil-air interface related to meteorological parameters. Health Physics 83:91-6.

Schumann, R.R., Owen, D.E., Asher-Bolinder, S., 1992. Effects of weather and soil characteristics on temporal variations in soil-gas radon concentrations. Geologic controls on radon Special Paper 271:65-72.

Schumann, R.R., Owen, D.E., Asher-Bolinder, S., 1988. Weather factors affecting soil-gas radon concentrations at a single site in the semiarid western U.S. Proc. 1988 E.P.A. symposium on radon and radon reduction technology 2. Publication EPA/600/9- 89/006B. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 3.1-3.13.

Schüttmann, W., 1993. Schneeberg lung disease and uranium mining in the saxon ore mountains (Erzgebirge). American Journal of Industrial Medicine 23:355-368.

Scott, B R.,Walker, D. M., Tesfaigzi Y., Schöllnberger, H., Walker, V., 2003. Mechanistic Basis for Nonlinear Dose-Response Relationships for Low-Dose Radiation-Induced Stochastic Effects. Nonlinearity Biol Toxicol Med. 1:93–122.

Shawky S., Amer H, Nada A. A., Abd El-Maksoud T. M., Ibrahiem N. M. 2001. Characteristics of NORM in the oil industry from Eastern and Western deserts of Egypt. Appl. Radiat. Isot. 55:135-139.

Shiroma, Y., Hosoda, M., Ishikawa, T., Sahoo, S.K., Tokonami, S., és tsa.2015. Estimation of radon emanation coefficient for representative soils in Okinawa, Japan. Radiation Protection Dosimetry 1–4.

Simon H., Kelemen Sz., Begy R. Cs., 2017. Anthropic influences on the sedimentation rates of lakes situated in different geographic areas. Journal of Environmental Radioactivity 173:11-17.

Singh, L.M., Kumar, M., Sahoo B.K, Sapra, B. K., Kumar, R., 2015. Study of natural radioactivity, radon exhalation rate and radiation doses in coal and flyash samples from Thermal Power Plants, India. Physics Procedia 80:120–124.

Singh, M.W., Ramola, R.C, Singh S., 1988. The influence of Meterological Parameters on Soil Gas Radon. Journal Association Exploration Geophysics IX:85-90.

Somlai, J., Kanyár, B., Bodnár, R., Németh, Cs., Lendvai, Z.,1996. Radiation dose contribution from coal-slags used as structural building material, J. Radioanal. Nucl. Chem. 207:437-443.

Somlai, J., Kanyár B., Lendvai, Z., Németh, Cs., Bodnár, R., 1997a. Radiation dose contribution from coal-slag from the Ajka region used as structural building material. Magy. Kem. Foly., 103:515–518.

Somlai, J., Kanyár, B., Lendvai, Z., Németh, Cs., Bodnár, R., 1997b. Radiological qualification of the coal by products used as building material in the region of the city Ajka. Magy. Kem. Foly., 103:84–88.

Somlai, J., Németh, Cs., Lendvai, Z., Bodnár, R., 1997c. Dose contribution from buildings containing coal slag insulation with elevated concentrations of natural radionuclides. J. Radioanal. Nucl. Ch. 218:61–63.

Somlai, J., Horváth, M., Kanyár, B., Lendvai, Z., Németh, Cs., 1998. Radiation hazard of coal-slags as building material in Tatabánya town (Hungary). Health Phys. 75:648–651.

Somlai, J., Gorjanacz, Z., Varhegyi, A., Kovacs, T., 2006. Radon concentration in houses over a closed Hungarian uranium mine. Sci. Total Environ. 367:653–665.

Somlai, J., Kovacs, T.,2007. Radioactivity of coals, coal slags, and the radiation dose originating from their use - the Hungarian situation. STUDIA UNIVERSITATIS BABES-BOLYAI SERIA AMBIENTUM, 1, 1-2, 237-245, ISSN 1843-3855.

Somlai J., Jobbágy V., Somlai K., Kovács J., Németh Cs., Kovács T. 2008. Connection between radon emanation and some structural properties of coal-slag as building material. Radiation Measurements 43:72–76.

Soudek, P., Petrık, P.,Vágner,M., Tykva, R., Plojhar,V., Petrova, S.,Vanek,T., 2007. Botanical surveyand screening of plant species which accumulate 226Ra from contaminated soil of uraniumwaste depot. European Journal of Soil Biology 43:251–261.

Sources and effects of ionizing radiation United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. United Nations New York; 2000.

Sources and effects of ionizing radiation United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. United Nations New York; 2010.

ASTM 2008 Standard C618-08 Standard Specification for Coal Fly Ash and Raw or Calcined Natural Pozzolan for Use in Concrete. ASTM International, West Conshohocken, PA, USA.

Stille P., Pourcelot, L., Granet, M., Pierret, M.-C., Perrone, T., és tsai. 2011. Deposition and migration of atmospheric Pb in soils from a forested silicate catchment today and in the past (Strengbach case; Vosges mountains); evidence from 210 Pb activities and Pb isotope ratios. Chem. Geol. 289:140-153.

Sun, H., Furbish D.J., 1995. Moisture content effect on radon emanation in porous media. Journal of Contaminant Hydrology 3:239-255

Szabó, Zs., Völgyesi, P., Nagy, H. É., Szabó, Cs., Kis, Z., Csorba, O., 2013. Radioactivity of natural and artificial building materials a comparative study. J. Environ. Radioact. 118 64-74.

Szabó, K.Z., Jordan G.,Horváth A.,Szabo C., 2013 b. Dynamics of soil gas radon concentration in a highly permeable soil based on a long-term high temporal resolution observation series. J. Environ. Radioact. 124:74-83.

Szalay, S., Almássy, Gy., Pesty, L., 1959. Magyarország egyes kőszénterületeinek átvizsgálása uranium nyomelőfordulás szempontjából. Atomki közlemények I. 1. 1.

SZILARD, L.,. CHALMERS T. A., 1934. Chemical Separation of the Radioactive Element from its Bombarded Isotope in the Fermi Effect. Nature 134, 462.

Tokonami S., Hosoda M.,Akiba S., Sorimachi A., Kashiwakura I., Balonov M., 2012. Thyroid doses for evacuees from the Fukushima nuclear accident. Scientific Reports. 2:507.

Ukeles, S. D., Grinbaum, B., 2004. Drilling fluids. In: Kirk-Orthmer [ed.]. Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology. Wiley and Sons, Inc. New York.

Vaasma, T.,Kiisk M, Meriste, T.,Tkaczyk A.H., 2014. The enrichment of natural radionuclides in oil shale-fired power plants in Estonia--the impact of new circulating fluidized bed technology. J Environ Radioact. 129:133-9.

Varhegyi, A., Somlai, J., Sas, Z., 2013. Radon Migration Model for Covering U Mine and Ore Processing Tailings. Romanian Journal of Physics 58:298-310.

Vasconcelos, D. C., Patricia, A. L. R., Pereira, C., Oliveira, A. H., Santos, T. O., Rocha, Z., 2013. Modelling Natural Radioactivity in Sand Beaches of Guarapari, Espírito Santo State, Brazil. World Journal of Nuclear Science and Technology. 3:65-71.

Vaupotic, J. Gregoric, A. Kobal, I., Zvab, P. Kozak, K. et al. 2010. Radon concentration in soil gas and radon exhalation rate at the Ravne Fault in NW Slovenia. Nat. Hazards Earth Syst. Sci. 10:895–899

Wang, S., Zhang, C.,Chen, J., 2014a. Utilization of Coal Fly Ash for the Production of Glass-ceramics With Unique Performances: A Brief Review. Journal of Materials Science & Technology 30:1208–1212.

Wang, X., Li, Y., Du, J., Zhou, X., 2014b. Correlations between radon in soil gas and the activity of seismogenic faults in the Tangshan area, North China. Radiation Measurements 60:8-14.

Whitaker, A.,2016. Surface application of a saline-sodic oil & gas drilling waste to winter wheat. Geoderma 274: 97-103.

Xhixha, G., Baldoncini, M., Callegari, I., Colonna, T., Hasani, F., Mantovani. F., et al. 2015. A century of oil and gas exploration in Albania: Assessment of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORMs). Chemosphere 139:30-39.

Xue B., Yao S., 2011. Recent sedimentation rates in lakes in lower Yangtze River basin. Quaternary International 244:248-253.

Yamada, R., Tamakuma, Y., Iwaoka, K., Hosoda, M., Shiroma, Y., Akata, N., és tsai. 2017. Measurement system for alpha and beta emitters with continuous air sampling under different exposure situations. Applied Radiation and Isotopes 126:79-82.

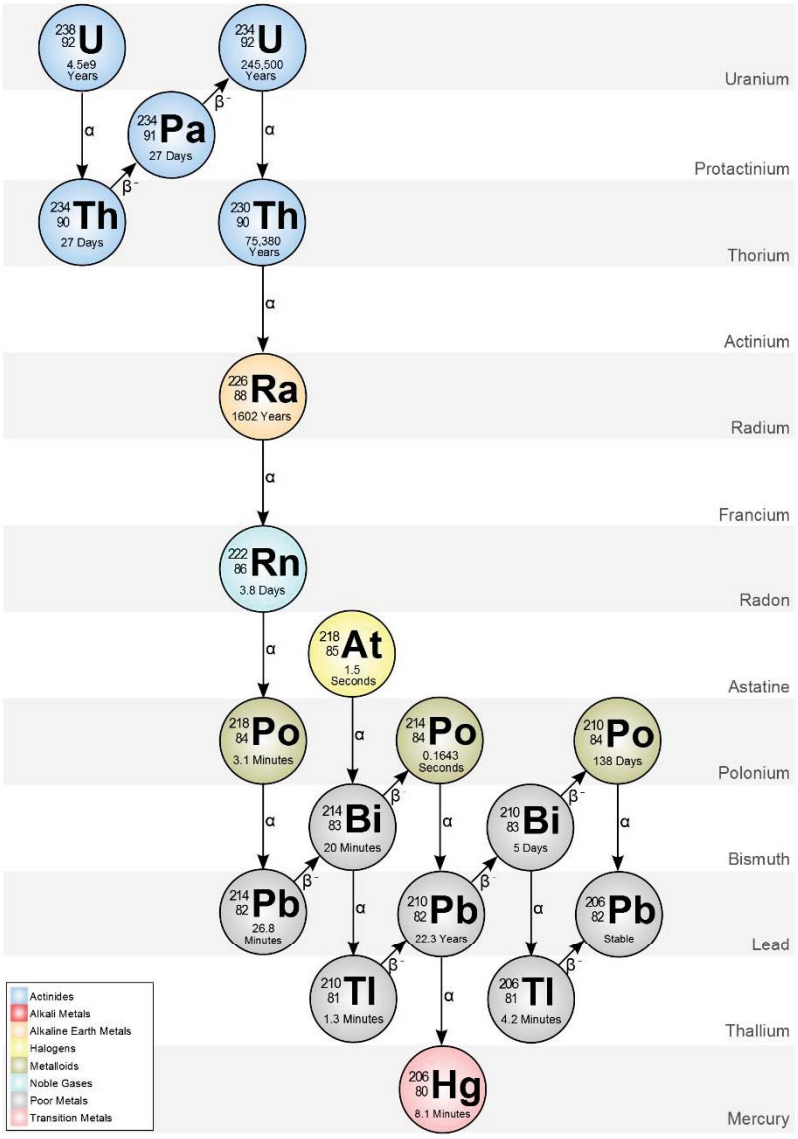
Yao, Z.T., Ji, X.S., Sarker, P.K., Tang, J.H., Ge, L.Q., Xia, M.S., Xi, Y.Q., 2015. A comprehensive review on the applications of coalflyash. Earth-Sci. Rev. 141:105–121.

Wu, Y.Y., Ma, Y.Z., Cui,H.X., Liu, J.X., Sun, Y.R., és tsai. 2014. Radon Concentrations in Drinking Water in Beijing City, China and Contribution to Radiation Dose. Int J Environ Res Public Health. 11:11121–11131.

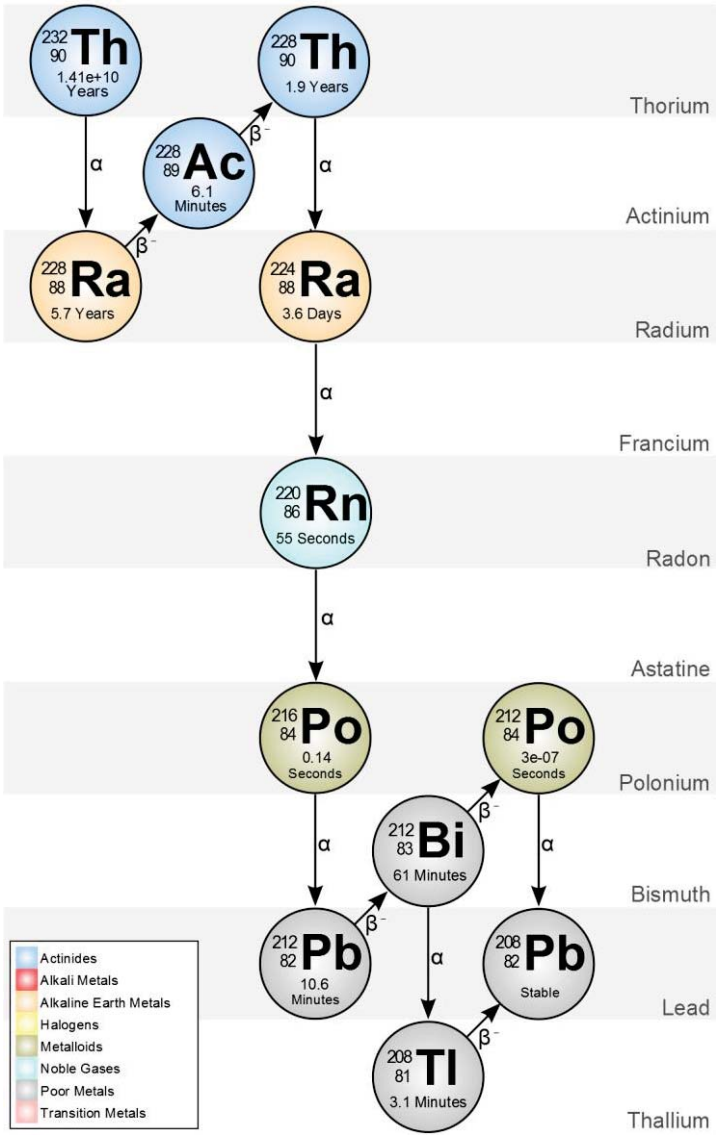
Zhang R., Guan M., Shu Y., Shen L., Chen X., és tsai. 2016. Reconstruction of historical lead contamination and sources in Lake Hailing, Eastern China: a Pb isotope study. Environmental Science and Pollution Research 23:9183–9191.

FÜGGELÉK

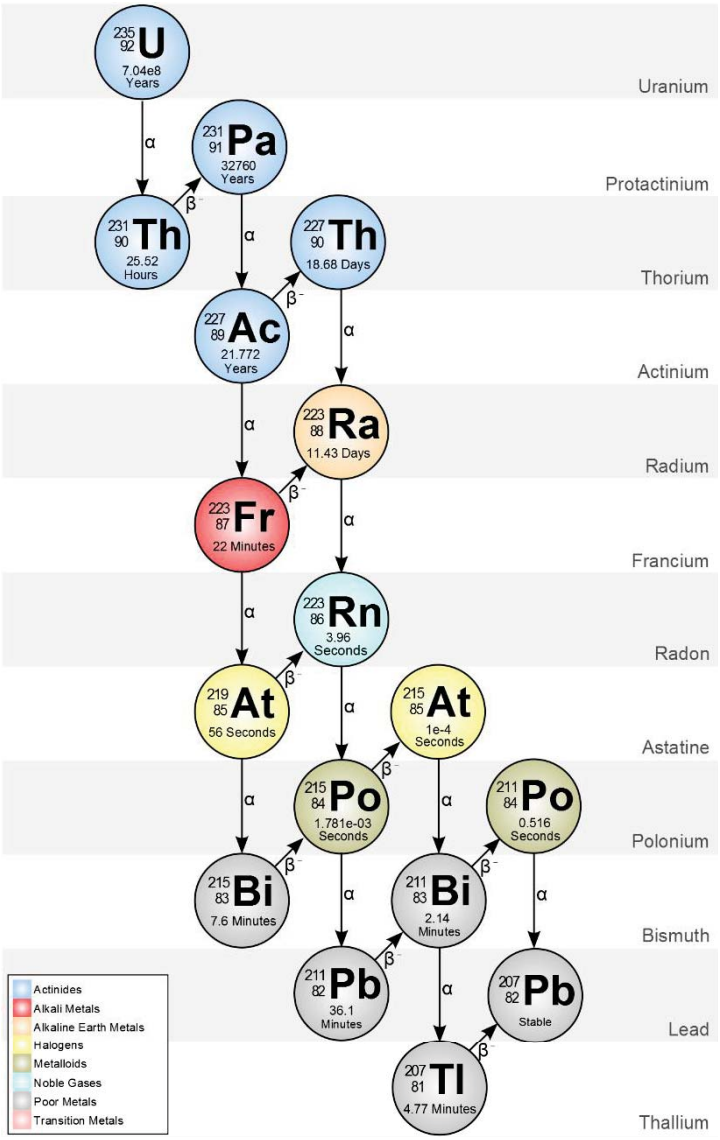
Függelék 1: U-238 bomlási sora



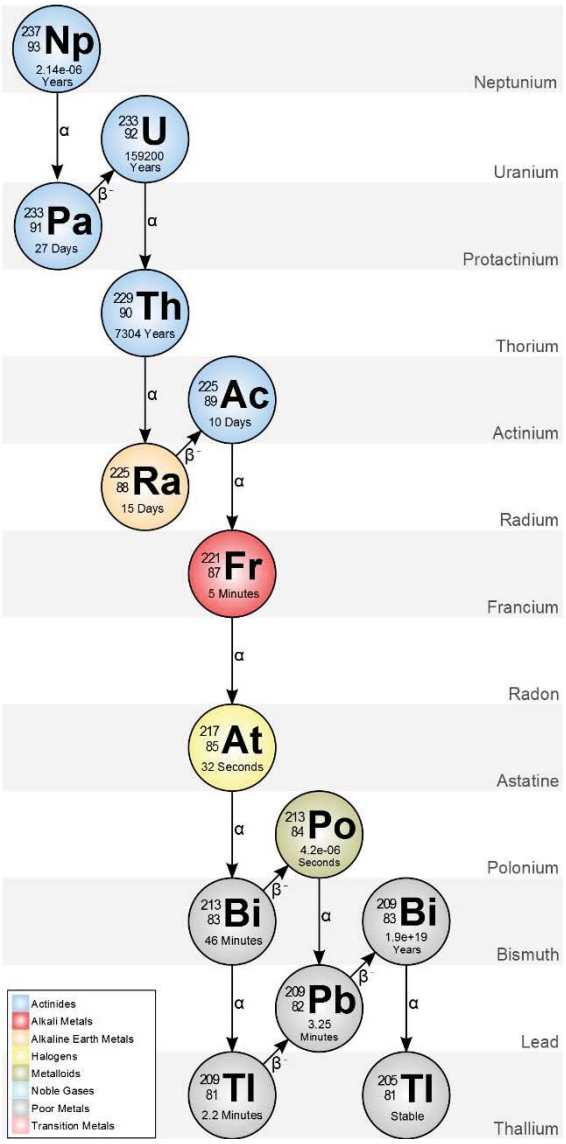
Függelék 2: Th-232 bomlási sora



Függelék 3: U-235 bomlási sora



Függelék 4: Np-237 bomlási sora



Függelék 5. Leányelemmentes toron esetén, a leányelemek >90%-os felépüléséhez szükséges idő

leányelem	egyensúly beállásához szükséges idő
Po-216	2 másodperc
Pb-212	1,5 nap
Bi-212	1,5 nap
Po-212	1,5 nap
Tl-208	1,5 nap

Függelék 6: Uránipari zagytározón vett fúrómagminta

Függelék 7. Ajka salaktározó övárok 0. pont, és a salaktározó fala és a salaktározó széle 1. pont nyári növényzettel

Függelék 8 Ajka salaktározó az övárok 0. pont, és a salaktározó fala és a salaktározó széle 1. pont, téli növényzettel

Függelék 9 Ajka salaktározó fedett részén található sűrű aljnövényzet zárt lombkorona, nyári növényzettel

A DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS TÉZISEI

I AlphaGUARD radon monitor vizsgálata

- AlphaGUARD radon monitorral (AG) történő radon mérése során, figyelembe kell venni a toron zavaró hatását is. Igazoltam, hogy a „korábbi" AG típus, amely még nem rendelkezik toron radon diszkriminátorral, is alkalmas a toronmentes radonmérésre, az általam kidolgozott protokoll segítségével. (Jónás 2014a, 2016a).
- AlphaGUARD-al történő toronmérés esetén, meghatároztam azokat a korrekciós faktorokat, melyek a különböző térfogatáram esetén, összefüggést állapítanak meg az AG belépőcsonkjára vezetett gázkeverék toronkoncentrációja, és a műszer által mért koncentráció között. A korrekciós faktorok 1 $l \cdot perc^{-1}$ esetén 1,3; 0,5 $l \cdot perc^{-1}$ esetén 1,6; és 0,3 $l \cdot perc^{-1}$ esetén már 2.
- Azonosítottam azt a toron leányelemet, ami hosszabb intervallumú mérési ciklus során, megemeli az AG hátterét. Méréseim alapján az AG érzékeny, a toron bomlási sorában lévő, Pb-212 követő, Bi-212 vagy Po-212 lánytermékre. A leánytermékek kitapadnak az ionizációs kamra belső felületére, a szellőztetéssel jelentős dekontamináció nem érhető el. Ezért javaslatom alapján, abban az esetben, ha a Rn-220 leánytermék az Pb-212 akár részlegesen felépült az AG ionizációs kamrájában, ezzel megnövelve a műszer hátterét, szükséges kivárni annak lebomlását.

II Radon értékek, terepi mérési módszerének pontosítása

- Megállapítottam, hogy az akkumulációs kamrával végzett felszíni radonexhalációs vizsgálatok során, az időjárási paraméterek, szél és eső hatása nem érinti a kamrával lefedett területet, csak annak környezetét. Ezért ilyen elrendezésű méréssel nem követhető az időjárás hatása, a felszíni radonexhalációra. Az eső hatására valójában csökkenő felszíni radonexhaláció, a kamrában növeli a radonexhalációt, így a mért felszíni radonexhaláció értékek és az időjárási paraméterek által indikált hatások fordított arányban állnak. Megállapítottam, hogy a talajfelszínen keltett szél megnöveli a felszíni radonexhalációt, és lecsökkenti a sekély mélységben (5 cm) mért talajgáz radonkoncentrációt.
- Kidolgoztam egy értékelési eljárást, a magas radonkibocsájtású tározók rekultivációs fedőréteg radonvisszatartó képességének a vizsgálatára. A tározóban elhelyezett anyagból a szabad levegő felé áramló radon, a radongátként működő talajrétegben megreked, ott elbomlik, és megemelkedik az Pb-210 koncentráció, a Ra-226 koncentrációból számított

egyensúlyhoz képest. Ezért, a többlet Pb-210 koncentrációjával jellemezhető a fedőréteg radonvisszatartó képessége. Megállapítottam, hogy az értékelés során figyelembe kell venni a vizsgált tározó korát. 80 év szükséges >90% egyensúly eléréséhez az Rn-222 és Pb-210 között. Ezért a „fiatal" tározók értékelése során, a felépüléssel korrigálni kell a kialakult Pb-210 többletet. (Jónás 2014a, Jónás 2015b).

- Megállapítottam, hogy a talajfelszínen exhalálódó radon, felszínhez közeli (2 méter) keveredésére jelentős hatása van, a talaj, növénnyel való borítottsága, valamint a szél és napárnyék. Hasonló felszíni exhalációk 1100 ill. 810 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ esetén, a különböző növényzet, valamint szél és napárnyék miatt jelentősen eltérő 346 ill. 10 $Bq \cdot m^{-2}$ radongradiensek alakultak ki. Ezért javaslom, a magas radonkibocsájtású hulladéktározók felszínét sűrű, lehetőleg örökzöld növényzettel borítani. (Jónás 2017a).

III Potenciális radonkibocsájtású tározók értékelése

- Megállapítottam, hogy a Zalatárnoki olaj és gáz kitermelési fúróiszap tározónak, az elvégzett mérések alapján, radiológiai kockázata nincs. A szakirodalom potenciális radiológiai kockázatként azonosította az olajipari fúróiszap hulladékokat. A fedetlen állapotban mért radiológiai értékek a talajok világátlagával megegyező vagy annál alacsonyabbak H*=76 $nSv \cdot h^{-1}$, $C_{Rn\text{-}222}$ 1 m-en=15 $Bq \cdot m^{-3}$, felszíni radonexhaláció=9 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, koncentrációk: 31, 35, 502 $Bq \cdot kg^{-1}$ Ra-226, Th-232 és K-40 re vonatkozóan. (Jónás 2018a).
- Megállapítottam, hogy a Kővágószőlősi vizsgált uránipari zagytározó teljesíti az engedélyekben rögzített radiológiai korlátokat D=95 $nGy \cdot h^{-1}$, $C_{Rn\text{-}222}$ 1 m-en=26 $Bq \cdot m^{-3}$, felszíni radonexhaláció=70 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$. A fedőréteg mért paraméterei felhasználásával megállapítottam, hogy már a tömörített nedves 20 cm agyag is teljesen elzárja a radon, talajfelszín felé irányuló migrációját. A zagytározón, a zagyból feláramló radon bomlásából származó Pb-210 többlet, csak a zaggyal közvetlen érintkező 20 cm agyagrétegben mutatható ki. Magyarázatot adtam arra, miért alakul ki a jól működő radongát ellenére a fedőrétegben mérhető anomálisan nagy talajgáz radonkoncentráció. Ennek oka lehet az extrém kompaktság (száraz porozitás<0,18). Ilyen kompakt talaj, teljes elzárása esetén akár >350 $kBq \cdot m^{-3}$ talajgáz radonkoncentráció is kialakulhat. (Jónás 2014a, 2015b).
- Megállapítottam, hogy az Ajkai szénsalaktározó, az elvégzett mérések alapján emelkedett radonkibocsájtással rendelkezik, különösen a kis területű fedetlen részeken, ahol H*=370-380 $nSv \cdot h^{-1}$, $C_{Rn\text{-}222}$ 1 m-en=30-250 $Bq \cdot m^{-3}$, a felszíni radonexhaláció=955 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$. Fedett tározó esetén, ugyanezen értékek 290 $nSv \cdot h^{-1}$, 42 $Bq \cdot m^{-3}$ és 485 $mBq \cdot m^{-2} s^{-1}$. A

rekultiváció során a betonszerű szénsalak felaprózódása történt (így lehetőséget nyújtott a terület teljes növényesítésére), ez a felaprózódás megnöveli a salak radonexhalációját. A fedőtalaj, faapríték és a felaprózódott salak keverékéből került kialakításra, így összességében fedés során csökkent a fedőréteg Ra-226 koncentrációja és a felszíni radonexhalációja. A betonszerű szénsalak fajlagos radon exhalációja=0,24 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$ és emanációs tényezője=5%, ami a porítás során növekszik 0,32 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$ és 8% értékre.(Jónás 2017a).

IV Jelenleg hulladékként kezelt anyagok építőipari felhasználása radiológiai szempontból

- A kalkulált építőipari indexek alapján megállapítottam, hogy a jelenleg hulladékként kezelt olajipari fúróiszap, radiológiai szempontból korlátlanul használható építőipari alapanyagnak, akár a végleges radionuklid-koncentráció csökkentésére is, mivel az átlagos építőanyagoknál alacsonyabb a radionuklid-koncentrációja és alacsonyabb a radonexhalációja. A szénsalak és uránipari zagy, építőipari felhasználása a kalkulált indexek alapján nem lehetséges. (Jónás 2018b).

THESES OF THE PHD DISSSERTATION

I Investigation of the AlphaGUARD radon monitor

- During radon measurements with the AlphaGUARD radon monitor (AG) the interfering effect of thoron has to be considered. I proved that even the "earlier" AG type, which does not possess a thoron-radon discriminator, is able to be used for thoron free radon measurement with the help of my developed protocol. (Jónás 2014a, 2016a).
- In case of thoron measurements with AlphaGUARD I determined the correction factors that, under different flow rate conditions establish the connection between the concentration in the gas-mixture at the inlet of the AG and the value measured by the instrument. The correction factors are at 1 l min^{-1} 1,3; at 0,5 l min^{-1} 1; and at 0,3 l min^{-1} it is 2.
- I identified the thoron daughter products that increase the background of the AG during longer interval measurement cycles. According to my measurements the AG is sensitive to the Bi-212 or Po-212 daughter product following Pb-212 from the thoron decay chain. The daughter elements deposit on the inner surface of the ionisation chamber and ventilation can't achieve significant decontamination. According to my suggestion, in case the Rn-220 daughter product Pb-212 is even partially built up in the AG's ionisation chamber and increases its background, it is necessary to wait for its decay.

II Improving the accuracy of the obtained values in field radon measurements

- I found that in case of surface radon exhalation measurements with an accumulation chamber, the effects of weather parameters, such as wind and rain do not affect the area covered by the chamber, only its vicinity. Thus with a device with such configuration can't be used to follow the effects of weather on surface radon exhalation. In case of rain the decreasing overall radon exhalation rate increases the radon exhalation rate increase the concentration inside the chamber, reversing the correlation between the measured values and the weather parameters. I identified that wind near the soil surface increases the surface radon exhalation, and decreases the soil radon concentration measured at low (5 cm) depths.
- I developed a method for investigating the radon retention capability of the recultivation cover layer at high radon release depositories. The radon moving upwards from the deposited material to the open air is retained in the soil layer acting as a radon barrier, decays inside the barrier and increases the Pb-210 concentration compared to the equilibrium calculated from the Ra-226 concentration. This makes the radon retention capability of the cover layer

characterisable by the excess Pb-210 concentration. I determined that during the evaluation the age of the investigated depository has to be considered. 80 years are necessary to reach >90% equilibrium between Rn-222 and Pb-210, thus it is necessary to consider build-up of excess Pb-210 during the assessment of "young" depositories. (Jónás 2014a, Jónás 2015b).

- I determined that for the near surface (2 meter) mixing of radon exhaled at the soil surface the plant coverage of the soil, furthermore wind and sun shade have significant effect. In case of similar surface exhalation rates 1100, and 810 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, due to the different foliage as well as differences in wind and sun shade, significantly different radon gradients, 346 and 10 10 $Bq \cdot m^{-2}$ were observed. Accordingly I suggest that depositories with high radon release be covered with dense, preferably evergreen foliage (Jónás 2017a).

III Evaluation of depositories with potential radon release

- I determined that the Zalatárnok depository for drilling mud from oil and gas production has no radiological risk according to the performed measurements. The professional literature recognises drilling mud from the oil industry as a potential radiological disk. The radiological values measured in the uncovered state were equal to or lower than world average values for soil H*=76 $nSv \cdot h^{-1}$, $C_{Rn\text{-}222}$ 1 m-en=15 $Bq \cdot m^{-3}$, surface radon exhalation=9 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, activity concentrations: 31, 35, 502 $Bq \cdot kg^{-1}$ for Ra-226, Th-232, and K-40 respectively (Jónás 2018a).
- I determined that the examined uranium industry slurry depository at Kővágószőlős is within the radiological limits set in its permits D=95 $nGy \cdot h^{-1}$, $C_{Rn\text{-}222}$ 1 m-en=26 $Bq \cdot m^{-3}$, surface radon exhalation=70 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$. Using the measured parameters of the cover layer I concluded that even the compacted 20 cm moist clay completely bars the migration of radon towards the surface. On the slurry depository the excess Pb-210 from the decay of the slurry's up-flowing radon can be found only in the 20 cm clay layer directly in contact with the slurry. I gave an explanation why can an anomalistically high soil-gas radon concentration in the cover layer emerge. The plausible cause can be the extreme compactness (dry porosity<0,18). In case of the complete separation of such compact soils, soil gas concentrations of >350 $kBq \cdot m^{-3}$ can emerge. (Jónás 2014a, 2015b).
- I determined that the Ajka coal ash depository, according to the performed measurements, has elevated radon release, especially on the small uncovered areas, where H*=370-380 $nSv \cdot h^{-1}$, $C_{Rn\text{-}222}$ 1 m-en=30-250 $Bq \cdot m^{-3}$, surface radon exhalation =955 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$. In case of the covered depository the same values are 290 $nSv \cdot h^{-1}$, 42 $Bq \cdot m^{-3}$, and 485 $mBq \cdot m^{-2} s^{-1}$.

During the recultivation the concrete like coal ash fragmented (thus making the covering the total area with foliage possible), and this fragmentation increased the radon exhalation rate of the ash. The covering layer was made from a mixture of wood chips and the fragmented ash, which process lowered the cover layers Ra-226 concentration and exhalation rate. The concrete like coal ash has a specific radon exhalation=0,24 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$, and an emanation coefficient=5%, which increases during pulverizing to 0,32 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$ and 8 %. (Jónás 2017a).

IV The usability of material currently handled as waste in the building industry from a radiological point of view

- Based on the calculated radiological indices I concluded that the drilling mud from the oil industry currently handled as waste can be used in unlimited quantities as raw material for the building industry from a radiological point of view, even for lowering the final radionuclide concentration, because it has less activity concentration than the usual building materials, and a lower radon exhalation rate. The use of coal ash and slurry from the uranium industry is not possible based on the calculated indices. (Jónás 2018b).

THESEN DER PHD DISSERTATION

I. Radonuntersuchung mit AlphaGUARD Monitor

- Bei Radonmessungen mit AlphaGUARD-Radonmonitor (AG) muss die störende Wirkung von Thoron berücksichtigt werden. mit Hilfe meines entwickelten Protokolls habe ich es bewiesen, dass sogar der "frühere" AG-Monitortyp, der noch keinen Thoron-Radon Unterscheider besitzt, zur Thoron-freien Radon-Messung verwendet werden kann. (Jónás 2014a, 2016a).
- Bei Thoronmessungen mit dem AlphaGUARD, habe ich die Korrekturfaktoren ermittelt, die unter verschiedenen Durchflussbedingungen den Zusammenhang zwischen der Konzentration im Gasgemisch am Einlass des AG-Monitors und dem vom Gerät gemessenen Wert herstellen. Die Korrektionswerte liegen bei 1 1 min $^{-1}$ 1,3; bei 0,5 l min^{-1} 1; und bei 0,3 l min^{-1} ist es 2.
- Ich habe die Thoron-Tochterprodukte identifiziert, die den Hintergrund des AG-Monitors während längerer Intervall-Messzyklen erhöhen. Nach meinen Messungen reagiert der AG-Monitor empfindlich auf das Bi-212 oder Po-212 Tochterprodukt, die das Pb-212 aus der Thoron-Zerfallskette folgen. Die Tochterelemente haften sich an der inneren Oberfläche der Ionisationskammer und durch Belüftung kann keine signifikante Dekontamination erreicht werden. Wenn das Rn-220-Tochterprodukt Pb-212 in der AG-Ionisationskammer sich auch nur teilweise aufgebaut und dadurch die Hintergrund vergrößert hat, ist es nach meinem Vorschlag notwendig, der Zerfall des Tochterproduktes abzuwarten.

II. Verbesserung der Präzision bei der erhaltenen Werte bei Radonfeldmessungen

- Ich habe festgestellt, dass in den Fällen von Radonexhalations-Messungen an der Oberfläche mit einer Akkumulationskammer die Auswirkungen von Wetterparametern, wie Wind und Regen keinen Einfluss auf die von der Kammer abgedeckte Oberfläche haben, nur auf deren Umgebung. Mit einer Vorrichtung die solch einer Konfiguration besitzt, können die Auswirkungen des Wetters auf um die Radonexhalation der Oberfläche nicht ermittelt werden. Im Fall von Regen die abnehmende allgemeine Radonexhalation erhöhen die Radonexhalationsrate und die Konzentration in der Kammer, wodurch die Korelation zwischen den gemessenen Werten und den Wetterparametern umgekehrt wird. Ich habe festgestellt, dass Wind in der Nähe der Bodenoberfläche die Radonexhalation der Oberfläche erhöht und die Radonkonzentration im Boden, bei niedrigen (5 cm) Tiefen verringert.

- Ich habe eine Methode zur Untersuchung der Radonretentionsfähigkeit der Rekultivierungsdeckschicht in Depots mit hoher Radonfreisetzung entwickelt. Das Radon, das sich im Speicher abgesetzten Material befindet, bewegt sich nach oben in Richtung Freiluft und wird in der Bodenschicht, die als Radonbarriere dient, zurückgehalten. Es zerfällt innerhalb der Barriere und erhöht deren Pb-210 Konzentration im Vergleich zur Ra-226-Konzentration berechneten Gleichgewicht. Die Radonretentionsfähigkeit der Deckschicht lässt sich durch die überschüssige Pb-210 Konzentration bezeichnen. Ich habe festgestellt, dass bei der Bewertung das Alter der untersuchten Abstellkammer berücksichtigt werden muss. Um > 90% Gleichgewicht zwischen Rn-222 und Pb-210 zu erreichen sind 80 Jahren benötigt, daher ist es notwendig, bei der Bewertung von "jungen" Depots den Aufbau von überschüssigem Pb-210 zu berücksichtigen und diese zu korrigieren. (Jónás 2014a, Jónás 2015b).
- Ich habe festgestellt, dass die oberflächennahe (2 Meter) Vermischung von Radon, welches exhaliert wurde, eine signifikante Wirkung zusammen mit Wind und Sonnenblende auf die Pflanzenbedeckung des Bodens hat. Bei ähnlichen Oberflächenexhalationsraten von 1100 und 810 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, aufgrund der unterschiedlichen Vegetation, sowie unterschiedlichen Wind- und Sonnenwerte, wurden signifikante Unterschiede im Radongradienten, 346 und 10 10 $Bq \cdot m^{-2}$ beobachtet. Dementsprechend schlage ich vor, dass Ablagen mit hoher Radonfreisetzung mit dichter, vorzugsweiser immergrüner Flora bedeckt werden. (Jónás 2017a).

III. Bewertung von Ablagen mit potentieller Radonfreisetzung

- Ich habe festgestellt, dass die Zalatárnok-Lagerstätte für Bohrschlamm, Nebenprodukt für Öl- und Gasproduktion, kein radiologisches Risiko gemäß den durchgeführten Messungen hat. Die Fachliteratur erkennt Bohrschlamm aus der Ölindustrie als potentielles radiologisches Risiko. Die radiologischen Werte die im unbedeckten Zustand gemessenen worden, waren gleich oder niedriger als die Weltmittelwerte für den Boden $H^*=76\ nSv \cdot h^{-1}$, CRn-222 bei 1 m=15 $Bq \cdot m^{-3}$, Oberflächenradonexhalation=9 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, Aktivitätskonzentrationen: 31, 35, 502 $Bq \cdot kg^{-1}$ für Ra-226, Th-232 und K-40. (Jónás 2018a).
- Ich habe festgestellt, dass die untersuchte Lager der Uranindustrie in Kővágószőlős innerhalb der radiologischen genehmigten Grenzen liegt, D=95 $nGy \cdot h^{-1}$, CRn-222 bei 1 m=26 $Bq \cdot m^{-3}$, Oberflächenradonexhalation=70 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$. Anhand der gemessenen Parameter der Deckschicht kam ich zu dem Schluss, dass selbst der verdichtete 20 cm dicke

feuchte Lehm, die Migration von Radon in Richtung Oberfläche vollständig verhindert. Auf der Schlammlager kann der Aufschlämmung des überschüssigen Pb-210 aus dem Zerfall des aufwärts strömenden Radons nur in der 20 cm-Lehmschicht gefunden werden, die direkt in Kontakt mit der Aufschlämmung ist. Ich habe eine Erklärung gegeben, warum eine abnormale hohe Boden-Gas-Radonkonzentration in der Deckschicht auftreten kann. Die plausible Ursache kann die extreme Solidität sein (Trockenporosität<0,18). Bei vollständiger Abriegelung solcher kompakten Böden können Bodengaskonzentrationen von >350 $kBq \cdot m^{-3}$ auftreten. (Jónás 2014a, 2015b).

- Ich habe festgestellt, dass die Ajka-Lagerstätte für Kohlenzinder gemäß den durchgeführten Messungen eine erhöhte Radonfreisetzung aufweist, insbesondere auf den kleinen unbedeckten Gebieten, wo H*=370-380 $nSv \cdot h^{-1}$, CRn-222 bei 1 m=30-250 $Bq \cdot m^{-3}$, Oberflächenradonexhalation=955 $mBq \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ ist. Im Fall der abgedeckten Lagerstätte betragen die Werte 290 $nSv \cdot h^{-1}$, 42 $Bq \cdot m^{-3}$ und 485 $mBq \cdot m^{-2} s^{-1}$. Während der Rekultivierung wurde betonartige Kohlenzinder fragmentiert (wodurch die Bepflanzung der gesamten Fläche möglich wurde), und diese Fragmentierung erhöhte die Radonexhalationsrate der Asche. Die Deckschicht wurde aus einer Mischung von Holzspänen und der fragmentierten Zinder hergestellt, wobei der Prozess die Ra-226-Konzentration und die Exhalationsrate der Deckschichten senkte. Der betonartige wie Kohlenzinder hat eine spezifische Radonexhalation=0,24 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$ und einen Emanationskoeffizienten=5%, der während des Pulverisierens auf 0,32 $mBq \cdot kg^{-1} \cdot s^{-1}$ auf 8% steigt. (Jónás 2017a).

IV. Das Verwenden von Materialien, die derzeit in der Bauindustrie als Abfall behandelt werden, aus radiologischer Sicht betrachtet

- Anhand der berechneten radiologischen Indexen kam ich zu dem Schluss, dass der Bohrschlamm aus der Ölindustrie, der derzeit als Abfall behandelt wird, aus radiologischer Sicht in unbegrenzter Menge als Rohstoff für die Bauindustrie verwendet werden kann, sogar zur Senkung der endgültige Radionuklid-konzentration da es eine geringere Aktivitätskonzentration als die üblichen Baumaterialien hat und eine niedrigere Radon-Exhalation besitzt. Die Verwendung von Kohlenzinder und Schlamm aus der Uranindustrie ist aufgrund der errechneten Indexen nicht möglich. (Jónás 2018b).

ÉRTEKEZÉS ALAPJÁT KÉPEZŐ TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK JEGYZÉKE

Nemzetközi referált folyóiratban megjelent idegen nyelvű publikációk / Publications in foreign languages

- J. Jónás, J. Somlai, A. Csordása, E. Tóth-Bodrogi, T. Kovács 2018a. Radiological survey of the covered and uncovered drilling mud depository. Journal of Environmental Radioactivity 188:30-37.
- J. Jónás, M. Hegedűs, J. Somlai, T. Kovacs 2018b. Applicability of Oil Industry Waste Product in Building Industry from Radiological Point of View. Radiation Environment and Medicine 7:1–9.
- J. Jónás, J. Somlai, E. Tóth-Bodrogi, M. Hegedűs, T. Kovacs 2017a. Study of a remediated coal ash depository from a radiological perspective. Journal of Environmental Radioactivity 173:75-84.
- J. Jónás, Z. Sas, J. Vaupotic, E. Kocsis, J. Somlai, T. Kovács 2016a. Thoron emanation and exhalation of Slovenian soils determined by a PIC detector-equipped radon monitor. Nukleonika 61:379–384.

Egyéb, az értekezéshez nem szorosan kapcsolódó tudományos közlemények

- M. Hegedűs, E. Tóth-Bodrogi, J. Jónás, J. Somlai, T. Kovács 2018. Mobility of Th-232 and Po-210 in red mud, Journal of Environmental Radioactivity 184:71-76
- R. Kardos, A. Gregoric, J. Jonas, J. Vaupotic, T. Kovacs, Y. Ishimori 2015a. Dependence of radon emanation of soil on lithology. J Radioanal Nucl Chem 304:1321–1327.
- Z. Sas, J. Somlai, J. Jónás, G. Szeiler, T. Kovács, Cs. Gyöngyösi, T. Sydó, 2013. Radiological survey of Hungarian clays; radon emanation and exhalation influential effect of sample and internal structure conditions. Romanian journal of physics 58:243-250.
- M. Horvath, J. Jonas, A. Shahrokhi, Sz. Kelemen, R. Begy, T. Kovacs, Results of laboratory intercomparison of Ra-226 measurements in drinking water, V. Terrestrial Radioisotopes in Environment ISBN 978-963-12-5537-9 DOI 10.18428/TREICEP-2016

Konferencia kiadvány teljes szövegű megjelenéssel

- J. Jónás, J. Somlai, A. Várhegyi, T. Kovács 2015b. Mecseki uránbánya rekultivált zagytározójának fedőrétegében a Rn-222, Ra-226 és Pb-210 radionuklidok meghatározása, a mérési paraméterek optimalizálása. Pécsi Tudományegyetem Doktorandusz Önkormányzat 1021-1037, (ISBN 978-963-642-741-2).
- J. Jónás, J. Somlai, Z. Sas, A. Várhegyi, Z. Gorjanácz, T. Kovács 2014a. A mecseki uránbánya két rekultivált zagytározójának összehasonlítása, 222Rn, 226Ra és 210Pb radionuklidok vertikális eloszlásának meghatározása. SPRING WIND 2014, Debrecen, ISBN 978-963-89560-9-5.

Konferencia előadás

- J. Jónás, J. Somlai, A. Csordás, E. Tóth-Bodrogi, T. Kovács, Monitoring of the (covered and uncovered) drilling mud depository from radiological point of view. In Situ Nuclear Metrology as a tool for radioecology, Ohrid, Macedonia, 24 – 28 April 2017.
- J. Jónás, J. Somlai, M. Horváth, G. Bátor, T. Kovács, J. Somlai, Radiological survey and monitoring of special remediated area in Hungary. V. Terrestrial Radioisotopes in Environment: International Conference on Environmental Protection, Konferencia helye, ideje: Veszprém, Magyarország, 2016,05,17-2016,05,20, Veszprém: Social Organization for Radioecological Cleanliness, 2016, p, 48,(ISBN:978-963-12-5537-9).
- J. Jónás, M. Horváth, B. Gergő, T. Kovács, J. Somlai, Effects of cover layer on the radon exhalation of remediated coal ash depository with high Ra-226 content, V. Terrestrial Radioisotopes in Environment ISBN 978-963-12-5537-9 DOI 10,18428/TREICEP-2016.
- M. Horvath, J. Jonas, A. Shahrokhi, Sz. Kelemen, R. Begy, T. Kovacs, Results of laboratory intercomparison of Ra-226 measurements in drinking water, V. Terrestrial Radioisotopes in Environment ISBN 978-963-12-5537-9 DOI 10.18428/TREICEP
- J. Jónás, R. Kardos, Z. Sas, G. Bátor, J. Vaupotic, J. Somlai, T. Kovács, Radon/Thoron emanation and exhalation of Slovenian soil samples determined by simultaneous measurement method using radon monitors. 2nd International Conference Radon in the Environment, Konferencia helye, ideje: Krakkó, Lengyelország, 2015,05,25-2015,05,29, Institute of Nuclear Physics, Polish Academy of Sciences, 2015, p, 97, (ISBN:978-83-63542-44-3).
- A, Shahrokhi, G. Bátor, J Jónás, T, Kovács, Distribution of radioactive materials in the sand samples of coastal areas along the Aegean Sea (Greece) and dose assessment of natural radiation. International Conference Environmental Radioactivity ENVIRA2015, Thessaloniki, Greece, 2015,09,21-2015,09,25,p, 86.
- F. Fábián, J. Jónás, Z. Sas, J. Somlai, T. Kovács, Radiological investigation of deposited oil sludge in Hungary. EU-NORM 2 Symposium, Prague, Czech Republic, June 17 -19, 2014.
- J. Jónás, J. Somlai, Z. Sas, A. Várhegyi, Z. Gorjanácz, T. Kovács, Determination of the locality of the decayed radon originated from mill tailings (UMTs) in different layers of remediated uranium tailing pond. The 9th International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-IX) HIROSAKI, JAPAN 22 - 26 September, 2014.
- J. Jónás, J. Somlai, Z. Sas, A. Várhegyi, Z. Gorjanácz, M. Hegedüs, T. Kovács, Pb-210 VERTICAL DISTRIBUTION IN SOIL. IV, Terrestrial Radionuclides in Environment International Conference on Environmental Protection, Veszprém 2014,05,21-23.
- Z. Sas, R. Kardos, J. Jónás, M. Hegedűs, A. Shahrokhi, J. Somlai, T. Kovács, Simultaneous determination of radon/thoron exhalation of heat-treated red mud mixed clay samples. The 9th International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-IX) HIROSAKI, JAPAN 22 - 26 September, 2014.

- J. Jónás, J. Somlai, Z. Sas, A. Várhegyi, T. Kovács, G. Szeiler, F. Fábián, Uránbánya rekultivációja során alkalmazott talaj fedőréteg vizsgálata, radon és leányelemeinek mérésével. Conference of PhD student Budapest 2013,06,06
- A. Shahrohki, Z. Sas, F. Fabian, J. Jonas, G. Le Quere, T. Vigh, J. Somlai, T. Kovács, Utilization of Manganese clay industrial by-product in building material industry. EU-NORM2 Symposium, Prague, Czech Republic 17-20,06,2014.
- J. Jónás, J. Somlai, T. Kovács, G. Szeiler, A. Várhegyi, Uránbányák rekultivált meddőhányóin alkalmazott fedések hatásosságának vizsgálata radon és leányelemeinek vertikális eloszlását felhasználva. “Környezetbarát anyagok és technológiák" Konferencia és 56, Magyar Spektrokémiai Vándorgyűlés Veszprém 2013 júli 1-3.
- J. Jonas, J. Somlai, T. Kovács, Z. Sas, A. Varhegyi, Z. Gorjanacz: Determination of the locality of the decayed radon originated from mill tailings (UMTs) in different layers of remediated uranium tailing pond. Őszi Radiokémiai Napok, Eger, Hungary (16,10,2013-18,10,2013), ISBN 978-963-9970-42-7
- Z. Sas, J. Somlai, G. Szeiler, J. Jónás,T. Kovács, Radon emanation and exhalation influencing parameters of building materials; effect of heat-treatment on clays. VII. Hungarian Radon Forum and Radon in Environment Satellite Workshop, 2013, pp, 143-149, (ISBN:978-615-5044-91-5)
- Z. Sas, J. Somlai, J. Jónás, G. Szeiler, T. Kovács, Radological survey hungarian clays and radon emanation and exhalation influential effect of sample and internal structure conditions. First East European Radon Symposium, Cluj-Napoca, Romania, 2012,09,02-2012,09,05, Cluj-Napoca: Editura Risoprint, 2012, p, 85, (ISBN:978-973-53-0857-5).
- J. Jónás, A. Várhegyi, J. Somlai, G. Szeiler, T. Kovács, N. Kávási, A radon szempontjából kritikus munkahelyek vizsgálata az egykori mecseki uránbánya telephelyein. VI. Hungarian Radon Forum and Radon in Environment Satellite Workshop, 262 p,(ISBN:978-615-5044-51-9).
- A. Csordas, T. Kovacs, F. Fabian, J. Jonas, Preliminary results from an indoor radon thoron survey, 11th International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping, Prague Czech Republic 2012,09,18-20.
- Z. Sas, J. Somlai, J. Jonas, G. Szeiler, T. Kovacs, Usability of Clay Mixed Red Mud as Building Material in Transdanubian (Hungary) Region. The 27th conference of the Israel Nuclear Societies, Dead Sea, Israel 13,02,2014.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani a támogatásért témavezetőmnek Dr. Somlai Jánosnak, aki lehetőséget adott az út megtalálására és bejárására.

Nehéz felsorolni a Radiokémiai és Radioökológiai Intézet, Anyagmérnöki Intézet minden volt és jelenlegi dolgozóját, valamint hallgatóját egyaránt, akik előmozdították a tanulmányaimat. Köszönöm Margó, Kristóf, Tamás, Éva, KT, Norbi, András, Ricsi, Feri, Dávid, Zoli, Bori, Miki, Gergő, Era, Ditke, Doki, 2 db Anita, Erika, Mási. Továbbá köszönöm a hazai és külföldi egyetemeken, intézetekben szerzett barátok, kollégák segítségét.

Legnagyobb áldozatot feleségem és gyermekeim hozták azzal, hogy a dolgozatra fordított időmet nem velük töltöttem. Remélem hamarosan választ adhatok Dr. Kávási Norbert bíztató szavaira, mely úgy szólt „Azt hiszed a fokozattal olcsóbb lesz a kenyér?”.