

**FAKULTA MATEMATIKY, FYZIKY A INFORMATIKY
UNIVERZITY KOMENSKÉHO V BRATISLAVE**

DIZERTAČNÁ PRÁCA

**VYUŽITIE DETEKTOROV STÔP V PEVNEJ FÁZE
PRI RIEŠENÍ RADÓNOVEJ PROBLEMATIKY**

BRATISLAVA 2003

RNDR.MAGDALÉNA VIČANOVÁ

**FAKULTA MATEMATIKY, FYZIKY A INFORMATIKY
UNIVERZITY KOMENSKÉHO V BRATISLAVE**

DIZERTAČNÁ PRÁCA

**VYUŽITIE DETEKTOROV STÔP V PEVNEJ FÁZE
PRI RIEŠENÍ RADÓNOVEJ PROBLEMATIKY**

Doktorand: **RNDr. Magdaléna VIČANOVÁ**
Ústav preventívnej a klinickej medicíny, oddelenie radiačnej hygieny

Školiteľ: **Doc.RNDr. Karol HOLÝ, CSc.**
Fakulta matematiky, fyziky a informatiky UK, katedra jadrovej fyziky

Bratislava, jún 2003

Rada by som sa poďakovala niekoľkým spolupracovníkom a kolegom za pomoc pri zostavovaní a tvorbe mojej dizertačnej práce a experimentov:

Svojmu školiťovi Doc.RNDr.Karolovi Holému,CSc. za jeho stály záujem a účinnú pomoc počas doktorandského štúdia, za cenné rady pri zostavovaní a písaní dizertačnej práce, a pripomienky, ktoré ma posúvali dopredu.

Svojej vedúcej projektu RNDr.Denise Nikodemovej, PhD., v rámci ktorého som mohla realizovať túto prácu a za jej finančné zabezpečenie. Zároveň jej ďakujem za prečítanie rukopisu a pripomienky.

Svojim súčasným a aj bývalým spolupracovníkom RNDr. Matejovi Ďurčíkovi, PhD. za odbornú pomoc a podporu, Pani Olge Mlynárovej za jej trpezlivosť a pomoc pri tak náročnej metodike. Pani Henriete Grancovej za technickú pomoc, veľkú ochotu a humor, ktorý mi pomáha zvládať ťažké situácie.

Vedúcej oddelenia molekulovej a bunkovej toxikológie ÚPKM, RNDr.Márii Dušinskej,CSc. a jej kolegom za spoluprácu pri experimentoch vyšetrojúcich účinky radónu na biologickom materiáli.

Pracovníkom Štátnych zdravotných ústavov, ktorí nám zabezpečujú rozmiestňovanie detektorov v bytových priestoroch na území SR a pracovníkom Správy slovenských jaskýň sa umožnenie experimentálnych prác v jaskyniach.

Všetkým svojim blízkym, ktorí mi držia palce a ktorým túto prácu venujem.

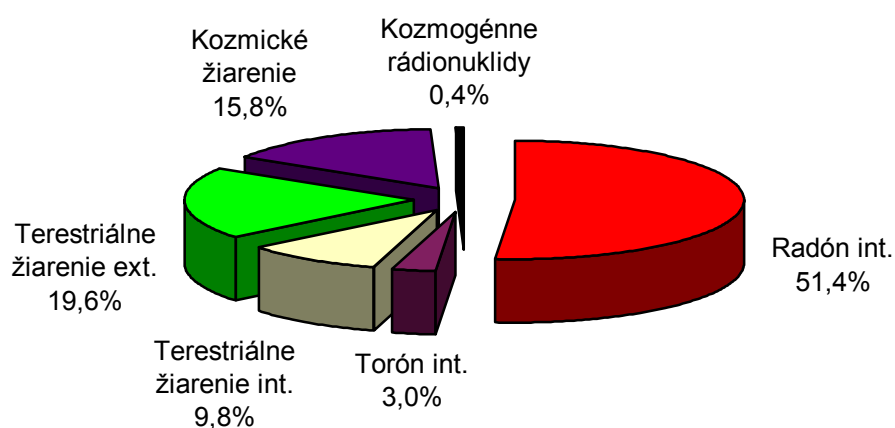
OBSAH

ÚVOD	3
1. CIELE DIZERTAČNEJ PRÁCE	6
2. RADÓN A JEHO DCÉRSKE PRODUKTY	7
2.1. Fyzikálne a chemické vlastnosti	7
2.2. Vybrané špeciálne veličiny a jednotky	8
3. RADÓN A JEHO ÚČINOK NA ĽUDSKÉ ZDRAVIE	12
3.1. Zdravotné účinky	12
3.2. Odhad radiačnej záťaže z expozície radónu a jeho dcérskym produktom	13
3.3. Odhad rizika prídavných úmrtí na Ca pľúc	15
3.4. Legislatívne zabezpečenie ochrany zdravia	18
4. METÓDY MERANIA RADÓNU A JEHO DCÉRSKYCH PRODUKTOV	21
4.1. Spôsoby delenia meradiel	21
4.2. Meranie radónu	21
4.3. Meranie dcérskych produktov radónu	24
5. DETEKTORY STÔP V PEVNEJ FÁZE	26
5.1. Základné poznatky o princípe DSPF	26
5.2. Princíp chemického leptania DSPF	26
5.3. Princíp elektrochemického leptania	28
6. FYZIKÁLNE VLASTNOSTI DSPF A ICH VYUŽITIE V PRAXI	32
6.1. Príprava a spracovanie detektorov	32
6.2. Vyhodnocovanie detektorov	34
6.3. Kalibrácia detektorov	36
6.4. Detekčné vlastnosti DSPF	39
6.5. Stanovenie neistoty merania	42
6.6. Stanovenie koncentrácie radónu a torónu použitím DSPF	44
7. RADÓNOVÁ PROBLEMATIKA V POBYTOVÝCH PRIESTOROCH	52
7.1. Zdroje radónu a jeho výskyt	52
7.2. Celoročné variácie radónu v obytných priestoroch	55
7.3. Výsledky radónového prieskumu vo vybraných krajinách	58
7.4. Výsledky radónového prieskumu v SR	60

7.5 Pobytové priestory so zvýšenou koncentráciou radónu	73
7.6 Odhad radiačnej záťaže obyvateľstva SR z expozície radónu	76
7.7. Výsledky radónového prieskumu vo vybraných kúpeľných strediskách	79
7.8. Výsledky radónového prieskumu v predškolských a školských zariadeniach	80
7.9 Odhad zdravotného rizika obyvateľstva SR z expozície Rn	82
7.10 Radón v pobytových priestoroch SGR	85
8. RADÓNOVÁ PROBLEMATIKA V PRACOVNÝCH PRIESTOROCH	87
8.1. Sledovanie výskytu ²²² Rn a expozície pracovníkov vo vybraných krajinách	87
8.2. Sledovanie výskytu radónu v podzemných pracovných priestoroch	89
8.3 Sledovanie radiačnej záťaže pracovníkov v podzemných priestoroch	93
9. POŠKODENIE DNA V PLŮCNÝCH BUNKÁCH PO EXPOZÍCII RADÓNU DETEKOVANÉ METÓDOU „COMET ASSAY”	101
10. ZHRNUTIE VÝSLEDKOV A DISKUSIA	105
10.1 Fyzikálne vlastnosti DSPF a ich využitie v praxi	105
10.2 Radónová problematika v pobytových priestoroch	107
10.3 Radónová problematika v pracovných priestoroch	108
10.4 Poškodenie DNA z pľúcnych buniek potkanov po expozícii radónu	109
11. ZÁVER	110
ZOZNAM LITERATÚRY	112
ZOZNAM POUŽÍVANÝCH SKRATIEK	121

ÚVOD

Najvýznamnejšia expozícia človeka ionizujúcim žiarením pochádza z prírodných zdrojov, aj keď v súčasnosti k týmto zdrojom pribudli zdroje nové, antropogénne, vytvorené ľudskou činnosťou, ako sú jadrové reaktory, produkty vojenských jadrových skúšok, alebo röntgenové prístroje. Výskumy v celosvetovom merítku v uplynulých rokoch ukázali, že napriek širokému použitiu antropogénnych zdrojov žiarenia, aj v súčasnosti viac ako 80 % radiačnej záťaže obyvateľstva spôsobujú prírodné zdroje žiarenia.^[UN 88] a z nich najvýznamnejším zdrojom je ²²²Rn (viď. obr.1.1).



Obr. 1.1 Ročná efektívna dávka obyvateľstva ionizujúcim žiarením z prírodných zdrojov je 2,4 mSv ako celosvetový priemer.^(UN 93)

Prírodné zdroje ionizujúceho žiarenia začali byť vo významnej miere sledované v čase výrazného rozvoja uránového priemyslu, po 2. svetovej vojne. Epidemiologické štúdie ukázali zvýšený výskyt rakoviny pľúc u pracovníkov uránových baní a ako hlavnou príčinou incidencie tejto choroby bol dokázaný radón a jeho dcérske produkty. V päťdesiatych rokoch sa prijali mnohé hygienické opatrenia pre pracovníkov v podzemí na ochranu expozície radónu a o dvadsať rokov neskôr sa pozornosť preniesla aj na pobytové priestory. Zistilo sa, že v niektorých lokalitách a typoch obytných stavieb sú obyvatelia vystavení vysokej expozícii radónu a jeho dcérsym produktom.^[Tho 92] Preto sa vo svete pristúpilo k meraniam objemových aktivít radónu (OAR), prípadne ekvivalentných objemových aktivít radónu (EOAR) v pobytových priestoroch. Súčasne sa vyvíjali a zlepšovali metódy na meranie koncentrácie radónu a jeho dcérskeho produktov a tiež aj metódy na sledovanie radiačnej záťaže pracovníkov, ktorí sú

vystavení účinkom radónu a jeho dcérskym produktom. V praxi sa najviac osvedčili integrálne dozimetrické metódy vzhľadom k sezónnym a denným variáciám koncentrácie radónu v pobytových a pracovných priestoroch. Z nich pre svoje detekčné vlastnosti, cenovú dostupnosť, možnosť veľkého množstva screeningových meraní najviac vyhovujú detektory stôp v pevnej fáze (DSPF).^[Bu94], napriek tomu, že táto metóda je veľmi pracná a náročná na vyhodnocovanie.

Ochrana pred žiarením je samostatnou vednou disciplínou, ktorej hlavným cieľom je zabrániť neprípustnej radiačnej záťaži populácie. Je to komplexný vedný odbor, ktorý vyžaduje solídnu vedeckú a technickú základňu, ktorá umožní kvantifikovať optimálne riziko poškodenia zdravia, stanoviť prípustné hranice ožiarenia a navrhnúť nápravné opatrenia.

Fyzikálne princípy hrajú významnú úlohu v radiačnej ochrane, keďže tvoria základný pilier popisu zdrojov ionizujúceho žiarenia a nimi vyvolaných interakcií s okolitým prostredím. Odovzdanie energie ionizujúceho žiarenia tkanivu a ľudským orgánom, ako aj zoslabenia žiarenia tienením, sú fyzikálne problémy, ktoré tvoria základ dozimetrie ionizujúceho žiarenia. Napriek rozvoju dozimetrie ionizujúceho žiarenia v posledných desaťročiach, nemožno ešte stále tvrdiť, že všetky problémy súvisiace najmä s dozimetriou prírodných zložiek žiarenia sú vyriešené. Stále aktuálnym zostávajú otázky správneho kvalitatívneho ohodnotenia ožiarenia, ale najmä spôsob interpretácie výsledkov dozimetrických meraní.

Táto skutočnosť nás viedla k rozpracovaniu metódy dozimetrie radónu, pričom hlavnú pozornosť sme venovali integrálnym metódam, ktoré informujú o charaktere ožiarenia po celú dobu expozície.

Vzhľadom k tomu, že radónová problematika je veľmi široká a obsiahla, vyžaduje si jej riešenie multidisciplinárny prístup a spoluprácu odborníkov z rôznych vedných odvetví. Na našom pracovisku prispievame k riešeniu radónovej problematiky v SR hlavne dozimetriou radónu a jeho dcérskych produktov, pri ktorej využitie metódy detektorov stôp v pevnej fáze má svoje významne a nezastupiteľné miesto.

Predkladaná práca nadväzuje na celonárodné riešenie radónovej problematiky v SR a podáva prehľad, ktorý odzrkadľuje jej súčasný stav riešenia v pobytových a v pracovných priestoroch s dosiahnutými experimentálnymi výsledkami.

V prvej kapitole sú stanovené ciele tejto dizertačnej práce. Druhá kapitola sa týka

fyzikálnych a chemických vlastností radónu a sú v nej definované vybrané veličiny, ktoré sa používajú v radónovej problematike. Tretia kapitola sa týka posúdenia vplyvu radónu na zdravie človeka. Podáva prehľad o modeloch používaných na ohodnotenie odhadu radiačnej záťaže a zdravotného rizika obyvateľov a pracovníkov, ktorí sú vystavení expozícii radónu a jeho dcérskym produktom. Sú v nej spomenuté národné legislatívne opatrenia na ochranu zdravia pred účinkami radónu a jeho dcérskych produktov, ktoré sa opierajú o medzinárodné odporúčania. V ďalšej štvrtej kapitole je stručný prehľad metód používaných na detekciu radónu a jeho dcérskych produktov. Princíp metódy detektorov stôp v pevnej fáze (DSPF) je podrobne opísaný v samostatnej piatej kapitole, ktorou končí teoretická časť predkladanej práce.

V šiestej kapitole sú uvedené nami získané poznatky o fyzikálnych a detekčných vlastnostiach DSPF. Podáva spôsob kalibrácie, stanovenia neistoty meraní a využitie DSPF na sledovanie výskytu alfa žiarenia, ktoré emituje radón a torón so svojimi dcérskymi produktmi.

Siedma kapitola je zameraná na výsledky celonárodného screeningu výskytu radónu v pobytových priestoroch na Slovensku. Hovorí o sledovaní celoročných variácií radónu a podáva prehľad pobytových priestorov so zvýšenou koncentráciou radónu. Ďalej sú tu spomenuté aj výsledky z celoslovenského prehľadu výskytu radónu v predškolských a školských zariadeniach a vo vybraných kúpeľných strediskách. Významnou časťou tejto kapitoly, z hľadiska ochrany zdravia, je možný odhad radiačnej záťaže a zdravotného rizika obyvateľstva SR z expozície radónu.

Radónová problematika týkajúca sa pracovných priestoroch je popísaná v ôsmej kapitole. Podáva prehľad celoročných variácií výskytu radónu v jaskynných priestoroch, podáva históriu osobnej dozimetrie a výsledky sledovania radiačnej záťaže pracovníkov v podzemí.

Výsledky poškodenia dezoxiribonukleovej kyseliny v pľúcnych bunkách po expozícii radónu, detekované pomocou metódy „Comet Assay“ sú popísané v deviatej kapitole. Tento experiment sme uskutočnili v spolupráci s oddelením Molekulovej a bunkovej toxikológie Ústavu preventívnej a klinickej medicíny.

Práca sa končí diskusiou získaných výsledkov a v závere zhrnutím jej prínosov pre riešenie radónovej problematiky v Slovenskej republike.

CIELE DIZERTAČNEJ PRÁCE

Pri stanovení cieľov dizertačnej práce sa vychádzalo z potrieb riešenia radónovej problematiky na Slovensku, ale aj z trendov riešenia tejto problematiky pre pobytové a pracovné priestory vo svete. Obecne zahŕňa riešenie radónovej problematiky pre pobytové priestory.^[Sw 85] mapovanie výskytu radónu v pobytových priestoroch s cieľom vyhľadať domy s prekračujúcou zásahovou úrovňou, nájsť zdroj radónu a cesty ktorými vstupuje do interiéru v týchto budovách, navrhnúť a vykonať nápravné opatrenia na zníženie koncentrácie, zabrániť preventívnymi opatreniami výstavbe nových domov s vysokou koncentráciou radónu. Riešenie radónovej problematiky pre pracovné priestory predstavuje sledovanie výskytu radónu a odhadu expozície z radónu a jeho dcérskych produktov u pracovníkov s prijatím následných bezpečnostných opatrení na zníženie priemernej celoročnej OAR pod hranicu $1000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ v pracovnom priestore, alebo znižovanie expozície dĺžkou pobytu v tomto priestore.

Okrem zabezpečenia uvedených problémov úspešné riešenie radónovej problematiky musí byť podporené výskumnou a metodickou činnosťou.

Príspevok mojej práce k riešeniu radónovej problematiky v SR spočíva v overení metodických postupov monitorovania radónu, v ich experimentálnom overení a zavedení najvhodnejšej metódy elektrochemického leptania detektorov stôp v pevnej fáze pre monitorovanie radónu v pobytových a pracovných priestoroch. Z týchto dôvodov boli ciele mojej dizertačnej práce stanovené nasledovne:

- a) Štúdium základných fyzikálnych princípov merania radónu a ich rozpracovanie pre potreby monitorovania vo vnútornom prostredí bytov a v podzemných pracovných priestoroch.
- b) Využitie získaných poznatkov pre mapovanie výskytu ^{222}Rn v pobytových priestoroch SR s cieľom zistenia oblastí s vysokým radónovým rizikom a zhodnotenie nameraných výsledkov v súvislosti s faktormi ovplyvňujúcimi výskyt radónu v pobytovom priestore.
- c) Odhad radiačnej záťaže obyvateľov SR a zhodnotenie rizika z expozície radónu a jeho dcérskym produktom v pobytových priestoroch.
- d) Sledovanie expozície z radónu a jeho dcérskych produktov pracovníkov jaskýň v SR v pracovných priestoroch a zhodnotenie radiačnej záťaže z expozície radónu a jeho dcérskym produktom u návštevníkov jaskýň.

2. RADÓN A JEHO DCÉRSKE PRODUKTY

2.1. Fyzikálne a chemické vlastnosti

Radón (^{222}Rn) je prírodný rádioaktívny plyn, voľne sa nachádzajúci v prírode a ľudskými zmyslami neidentifikovateľný, pretože je bez farby, chuti, vône a zápachu. Radón je dcérskym produktom alfa premeny rádia ^{226}Ra z uránovej (^{238}U) premennej rady. ^{222}Rn sa ďalej premieňa na svoje dcérske produkty, z ktorých najvýznamnejšie sú krátkožijúce (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po), až po stabilný izotop olova ^{208}Pb (viď. tab.č.2.1.1)

Tab.2.1.1 Rozpadová rada ^{238}U [VI 95]

rádionuklid	doba polpremeny	spôsob premeny	emisía častíc		emisía gama	
			[keV]	[%]	[keV]	[%]
^{238}U	$4,47 \cdot 10^9$ r	alfa	4150	33		
			4200	77		
^{234}Th	24,1 d	beta	104	21	63	4
			199	73	92	5
^{234}Pa	1,18 m	beta	2290	98		
^{234}U	$2,45 \cdot 10^5$ r	alfa	4720	28		
			4770	72		
^{230}Th	$8,0 \cdot 10^4$ r	alfa	4620	23		
			4690	76		
^{226}Ra	1 600 r	alfa	4780	94	186	4
^{222}Rn	3,82 d	alfa	5490	100		
^{218}Po	3,05 m	alfa	6000	99		
^{214}Pb	26,8 m	beta	730	100	295	18
					352	35
^{214}Bi	19,7 m	beta	1020	23	609	45
			1510	40	1120	15
			3260	19	1765	15
^{214}Po	164 ms	alfa	7690	100		
^{210}Pb	22,3r	beta	15	81	46	4
			61	19		
^{210}Bi	5,01 d	beta	1160	100		
^{210}Po	138 d	alfa	5300	100		

Radón je chemicky inertný plyn s teplotou varu $-61,8$ °C a s koeficientom rozpustnosti 0,507 vo vode s teplotou 0 °C pri atmosférickom tlaku vzduchu. ^{222}Rn [Wi 90] môže difundovať do iných materiálov ako je voda, vzduch, a preto ho môžeme nájsť vo všetkých prírodných zložkách ako je geologické podložie, podzemné priestory, vo vode,

v ovzduší a tiež aj v ľudských obydlíach. Výskyt radónu v spomínaných prostrediach podlieha denným a sezónnym variáciám, ktoré bolo potrebné v práci zohľadniť (viď kap.7.2)

Významným činiteľom v radónovej problematike sú aerosólové častice. Pri premene radónu vzniká dcérskeho produktu vo voľnej forme, v prevažnej miere (viac ako 90 %) ako kladný ión a zvyšok sú neutrálne atómy s veľkosťou rádovo 1 nm. Ióny môžu byť prichytené na molekuly vodnej pary a iných plynov. Po krátkom čase rádovo 10 až 100 sekúnd sú prichytené na aerosólové častice s veľkosťou rozsahu 10 až 1000 nm. Pri nasledujúcich alfa premenách môžu byť opäť uvoľnené v dôsledku spätného odrazu. Tento proces je pozorovaný hlavne pri alfa premene ^{218}Po zachyteného na aerosól. Vzniknutý izotop ^{214}Pb sa môže uvoľniť v dôsledku získania energie a za krátky čas má vlastnosti voľného iónu alebo neutrálneho atómu. Tento efekt spätného odrazu bol sledovaný pri 80 % premene ^{218}Po .

V prírode sa okrem izotopu radónu-222 vyskytujú aj ďalšie izotopy a to ^{220}Rn (torón) s dobou polpremeny 55 s, ktorý pochádza z tóriového radu ^{232}Th a jeho materským nuklidom je ^{224}Ra . Ďalším izotopom je ^{219}Rn (aktinón) s dobou polpremeny 4 s, ktorý pochádza z premenného radu ^{235}U a jeho materským nuklidom je ^{223}Ra . Všetky izotopy radónu sa premieňajú na dcérske nuklidy alfa premenou.

2.2. Vybrané veličiny a jednotky používané v dizertačnej práci

Objemová aktivita (koncentrácia) c_A [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]

Definícia Objemová aktivita je aktivita vzťahovaná na jednotku objemu materiálu, t.j. veličina charakterizujúca stredný počet rádioaktívnych premien za jednotku času v jednotkovom objeme.

Potenciálna energia E_{pi} [J], [MeV] ^[Po 93]

Definícia: Potenciálna energia žiarenia alfa E_{pi} atómu i-tého krátkodobého dcérskeho produktu radónu je celková energia žiarenia alfa vyžiareného týmto dcérskeho produktom až do premeny na ^{210}Pb .

Potenciálna energia alfa všetkých atómov i-tého rádionuklidu s konštantou premeny λ_i a aktivitou A_i je potom $A_i \cdot E_{pi} / \lambda_i$.

Tab.2.2.1 Potenciálne energie krátko žijúcich dcérskych produktov ^{222}Rn

Poradové číslo	Rádionuklid	Potenciálna energia			
		atómu		jednotky aktivity	
		[MeV]	[pJ]	[MeV/Bq]	[pJ/Bq]
1	^{218}Po (RaA)	13,7	2,19	3624	5,79
2	^{214}Pb (RaB)	7,7	1,23	17833	28,57
3	^{214}Bi (RaC)	7,7	1,23	13108	21,00
4	^{214}Po (RaC')	7,7	1,23	$2 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-4}$

Koncentrácia potenciálnej energie zmesi dcérskych produktov radónu c_E [$\text{J} \cdot \text{m}^{-3}$]

Definícia: Koncentrácia potenciálnej energie ľubovoľnej zmesi dcérskych produktov radónu vo vzduchu je rovná súčtu potenciálnych energií E_{pi} všetkých atómov N_i dcérskych produktov radónu prítomných v jednotke objemu vzduchu.

$$c_E = \sum_i E_{pi} \quad (2.2.1)$$

Ekvivalentná objemová aktivita radónu (EOAR) c_{ekv} [$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$]

Definícia: Ekvivalentná objemová aktivita radónu nerovnovážnej zmesi krátkožijúcich dcérskych produktov radónu vo vzduchu je rovná takej koncentrácii radónu, ktorá je v rovnovážnom stave so svojimi dcérskymi produktmi a ktorých potenciálna alfa energia je rovnaká ako v nerovnovážnej zmesi.

$$c_{ekv} = \sum_i k_{pi} \cdot A_i \quad \text{kde } k_{pi} = \frac{E_{pi}}{\lambda_j} \cdot \left(\sum_j \frac{E_{pj}}{\lambda_j} \right)^{-1} \quad (2.2.2)$$

Rovnovážny faktor vo vzduchu F

Definícia: Rovnovážny faktor je pomer ekvivalentnej objemovej aktivity radónu a skutočnej objemovej aktivity radónu.

$$F = \frac{c_{ekv}}{c_A} \quad (2.2.3)$$

Na hodnotu rovnovážneho faktora vplyva niekoľko činiteľov ako sú vetranie,

vlhkosť vzduchu, atď. a nadobúda hodnoty:^[Sw 85]

- v bytových priestoroch od 0,2 až do 0,7
- v jaskynných priestoroch od 0,3 až do 0,5
- v banských priestoroch od 0,2 až do 0,6.

Expozícia dcérskymi produktmi radónu I_{EOAR} [Bq.h.m⁻³]

Definícia: Expozícia dcérskymi produktmi radónu je stanovená ako časový integrál ekvivalentnej objemovej aktivity radónu vo vzduchu na určitom mieste a v určitom časovom intervale dĺžky T.

$$I_{EOAR} = \int_0^T c_{ekv}(t) \cdot dt \quad (2.2.4)$$

Efektívna dávka E [Sv] ^[IC 90]

Definícia: Efektívna dávka je súčtom ekvivalentných dávok H vo všetkých orgánoch alebo tkanivách vynásobených príslušným tkanivovým váhovým faktorom.

$$E = \sum_T w_T \cdot H \quad (2.2.5)$$

kde w_T je modifikujúci tkanivový faktor pre tkanivo T

H je ekvivalentná dávka [Sv] ktorá je rovná súčinu modifikujúceho radiačného faktora w_R a absorbovanej dávky D [Gy]

Konverzné koeficienty pre prevod koncentrácie latentnej energie a rovnovážnej ekvivalentnej objemovej aktivity radónu a pre prevod expozície radónu sú uvedené v tabuľke 2.2.2.

Tab.2.2.2 Konverzné koeficienty pre rôzne veličiny popisujúce koncentrácie a pre odpovedajúce veličiny opisujúce expozíciu radónu

Faktor	Konverzný koeficient
c_E/c_{ekv}	$5,56 \cdot 10^{-9} \text{ J m}^{-3} / \text{Bq m}^{-3}$
c_{ekv}/c_E	$1,80 \cdot 10^8 \text{ Bq m}^{-3} / \text{J m}^{-3}$
I_{cE}/I_{EOAR}	$5,56 \cdot 10^{-9} / \text{Bq h m}^{-3}$
I_{EOAR}/I_{cE}	$1,80 \cdot 10^8 \text{ Bq h m}^{-3} / \text{J h m}^{-3}$

Vzťah medzi ročnou expozíciou a objemovou aktivitou radónu v bytových priestoroch, alebo na pracovisku môžeme získať z tabuľky 2.2.2. Pre tieto účely

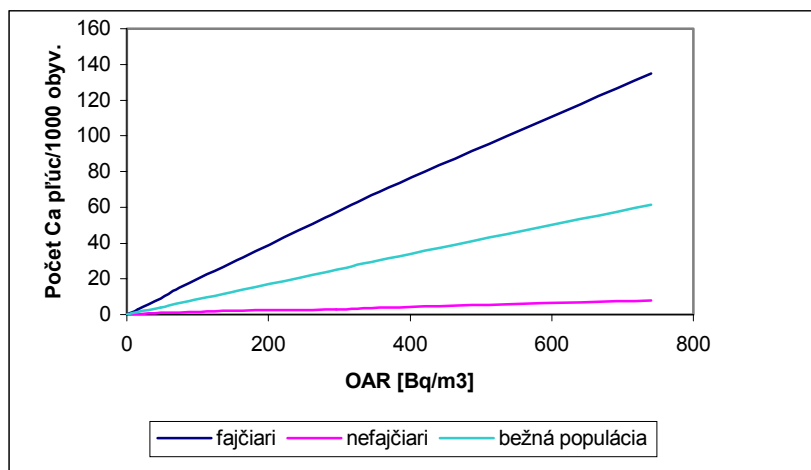
použijeme faktor rovnováhy 0,4 a dobu pobytu 2000 hodín za rok na pracovisku a 7000 hodín za rok pre pobytové priestory. Vychádzajúc z týchto predpokladov nepretržitá expozícia koncentrácie radónu 1 Bq m^{-3} má za následok ročnú expozíciu v pobytových priestoroch $1,56 \cdot 10^{-2} \text{ mJ h m}^{-3}$. Na pracovisku odpovedá danej hodnote expozícia $4,45 \cdot 10^{-3} \text{ mJ h m}^{-3}$ [IC 93].

3. RADÓN A JEHO ÚČINOK NA ĽUDSKÉ ZDRAVIE

3.1 Zdravotné účinky

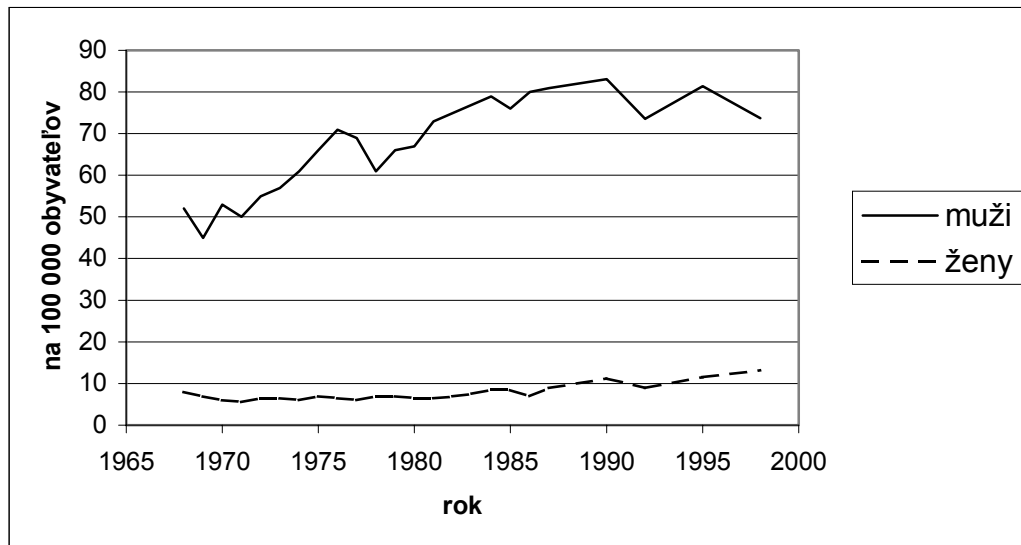
Vzťah medzi expozíciou radónu a nárastom úmrtia na pľúcnu rakovinu bol celosvetovo dokumentovaný na piatich súboroch baníkov v rôznych častiach sveta. Prvý súbor baníkov československých uránových baní k 31.12.1980 zahrňoval 4 043 ľudí, druhá skupina pracovníkov uránových baní v Ontáriu bola sledovaná v rokoch 1955-1981, s celkovým počtom 11 076 baníkov. Ďalšie skupiny baníkov boli sledované v uránových baniach v Colorade (3 347 pracovníkov) a Saskatchewan (1 292 baníkov). Závažný epidemiologický prieskum bol uskutočnený v švédskych baniach na železnú rudu, kde bolo sledovaných 1 292 baníkov, ktorí sa narodili medzi rokmi 1890 až 1919 a pracovali nepretržite aspoň 1 rok v podzemí. Týchto 5 epidemiologických štúdií bolo vedených nezávisle na sebe, pričom sa pravdepodobnosť úmrtia na rakovinu pľúc odhadovala použitím rôznych modelov.^[Ni 95]

Napriek značným rozdielom vo výsledkoch epidemiologických štúdií, každá z nich poukazuje na závislosť medzi nárastom prípadov rakoviny pľúc a kumulatívnou expozíciou dcérsym produktom radónu. Taktiež sa jednoznačne potvrdil synergický efekt medzi expozíciou dcérsym produktom radónu a fajčením,^[Be 96] pričom porovnanie radónového rizika vzniku karcinómu pľúc pri celoživotnej expozícii u fajčiarov a nefajčiarov je na obr. č. 3.1.1.^[Ra 93] Podľa ICRP 65 koeficient vzniku rakoviny pre všeobecnú populáciu je $4,5 \cdot 10^{-10}$ pri expozícii dcérsym produktom radónu $1 \text{ Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$.



Obr.3.1.1 Výskyt rakoviny pľúc u fajčiarov, nefajčiarov a v bežnej populácii^{(Ra}

Štatistické údaje výskytu rakoviny pľúc v SR za posledných 30 až 40 rokov hovoria o výraznom náraste incidencie tohto ochorenia (vid' obr.3.1.2.),^{(He 91), (He 93), (Pl 97)} pričom rakovina pľúc je najčastejším onkologickým ochorením v našej populácii mužov.



Obr.č. 3.1.2 Trendy výskytu rakoviny pľúc na Slovensku v r.1968 až 1998

3.2 Odhad radiačnej záťaže z expozície radónu a jeho dcérskym produktom

Dávka absorbovaná v pľúcnom tkanive sa nedá priamo zmerať, vieme ju však odhadnúť a to buď použitím tzv. dozimetrických modelov, alebo na základe výsledkov epidemiologických štúdií banských pracovníkov.

Dozimetrický model sa využíva v USA a to hlavne Agentúrou pre ochranu životného prostredia (Enviromental Protection Agency – EPA). Tento model bol publikovaný v správe, ktorú v roku 1993 vydala komisia UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). Pri odhade absorbovanej dávky u tohoto dozimetrického modelu je potrebné zahrnúť tri skupiny faktorov a ich rozdiely medzi prostredím baní a pobytových priestorov. Patria sem:

a) Fyzikálne faktory

- veľkostná distribúcia a koncentrácia aktívnych aerosólov
- depozícia aerosólov a voľných dcérskych produktov
- voľná a viazaná frakcia dcérskych produktov radónu

- rovnováha medzi radónom a jeho dcérsymi produktmi

b) Biologické faktory

- tvar a veľkosť dýchacích ciest
- rýchlosť čistenia dýchacieho traktu
- hrúbka citlivého tkaniva
- pohlavie
- vek

c) Výkonnostné faktory

- spôsob dýchania
- rýchlosť dýchania

Výsledkom preverenia tohto modelu je zjednodušený vzťah (3.2.1) na základe ktorého je možné odhadnúť efektívnu dávku z expozície radónu

$$E = (k_1 \cdot c_{Rn} + k_2 \cdot c_{Rn,ekv.}) T \cdot r \quad (3.2.1)$$

kde T je doba strávená v pobytovom priestore, k_1 a k_2 sú konverzné koeficienty a r je redukčný koeficient, ktorý vyjadruje pomer priemernej OAR v pobytovom priestore počas pobytu v ňom a celkovej priemernej OAR. Redukčný koeficient je teda daný vzťahom 3.2.2:

$$r = \frac{c_{Rn,pobyt}}{c_{Rn,celková}} \quad (3.2.2)$$

V našom prípade uvažujeme $r = 1$.

Hodnoty konverzných koeficientov pre stanovenie efektívnej dávky sú z inhalácie radónu $k_1 = 0,17 \text{ nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$ a z inhalácie dcérsych produktov radónu $k_2 = 9,0 \text{ nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$. Pre priemerné celosvetovú hodnotu objemovej aktivity^[UN 93] radónu ($40 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ pre vnútorné prostredie a $10 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ pre vonkajšie prostredie), faktor rovnováhy ($0,4$ pre vnútorné prostredie a $0,6$ pre vonkajšie prostredie) je stanovený odhad ročnej efektívnej dávky obyvateľa nasledovne:

- vnútorné prostredie: $40 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3} \times 0,4 \times 7000 \text{ h} \times 9 \text{ nSv} (\text{Bq h m}^{-3})^{-1} = 1,0 \text{ mSv}$
- vonkajšie prostredie: $10 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3} \times 0,6 \times 1760 \text{ h} \times 9 \text{ nSv} (\text{Bq h m}^{-3})^{-1} = 0,095 \text{ mSv}$

V európskych krajinách a aj v legislatíve SR sa na odhad efektívnej dávky využíva odporúčanie Medzinárodnej komisie pre rádiologickú ochranu ICRP (International Commission on Radiological Protection), vychádzajúce z epidemiologických štúdií v uránových baniach.^[IC 94] Odporúčania ICRP boli publikované v správe č.65 Protection against Radon at Home at Work v r.1994 a nimi odhadnuté konverzné koeficienty prevzala aj Medzinárodná atómová agentúra vo Viedni IAEA (International Atomic Energy Agency), ktorá ich vydala v roku 1996 v publikácii International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Konverzné koeficienty pre odhad efektívnej dávky pre pobytové priestory a pre pracoviská sú v tabuľke 3.2.1

Tab.3.2.1 Konverzné koeficienty

Veličina	Jednotka	Hodnota
expozícia d.p.Rn /Rn F=0,4	mJ h m ⁻³ / Bq h m ⁻³	2,22 10 ⁻⁶
Celoročná expozícia d.p.Rn / jednotku Rn koncentrácie ^{a)}		
pobytové priestory	mJ h.m ⁻³ / Bq m ⁻³	1,56 10 ⁻²
pracovné priestory	mJ h.m ⁻³ / Bq m ⁻³	4,45 10 ⁻³
Efektívna dávka / jednotku expozície d.p. Rn		
pobytové priestory	mSv / mJ h.m ⁻³	1,1
pracovné priestory	mSv / mJ h.m ⁻³	1,4

a) 7000 h za rok pre pobytové priestory a 2000 h za rok pre pracovné priestory

Použitím tohto prístupu k odhadu celoročnej efektívnej dávky z expozície radónu a jeho dcérskym produktom dostávame hodnoty konverzných faktorov:

- $k = 6,0 \text{ nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$ pre pobytové priestory
- $k = 7,9 \text{ nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$ pre pracovné priestory^[IC 93].

V súčasnosti existuje veľké množstvo dozimetrických modelov na odhad efektívnej dávky, resp. rizika vzniku pľúcnej rakoviny z expozície radónu a jeho dcérskym produktom, ktoré vychádzajú z environmentálnych epidemiologických štúdií v rôznych častiach sveta a využívajú výsledky rádiobiologického výskumu. Ich úlohou je spresňovať uvedené konverzné faktory.

3.3. Odhad rizika prídavných úmrtí na rakovinu pľúc

Prognózy možných prídavných úmrtí na rakovinu pľúc v dôsledku celoživotnej expozície radónu sú predmetom mnohých publikácií. Informácia o mechanizme vzniku rakoviny (Ca) pľúc pochádza z biologických štúdií na molekulovej a bunkovej úrovni, ako aj z epidemiologických štúdií. Vznik rakoviny je komplexný viacstupňový proces, ktorého každá časť môže byť ovplyvnená rôznymi ďalšími genetickými faktormi. Medzinárodná komisia pre rádiologickú ochranu sa rozhodla použiť epidemiologické údaje k zavedeniu empirického modelu vzťahu medzi expozíciou a rizikom vzniku rakoviny pľúc a usúdila, že iné dôkazy na molekulárnej úrovni nebude zvažovať. Pre nízke expozície radónu, ktoré sú typické pre pobytové priestory je charakteristické, že jednotlivé bunky pľúcneho epitelu sú zriedkavo zasiahnuté viac ako jednou alfa časticou počas ľudského života. S klesajúcou expozíciou počet buniek zasiahnutých alfa časticami zostáva nezmenený ako pri vyšších expozíciách, ale počet poškodených jadier úmerne klesá. Existujú dôkazy, že aj jedna alfa častica môže spôsobiť značné zmeny v bunke vrátane mutácií a transformácií a aj za predpokladu vysokého stupňa regenerácie bunky má prechádzajúca alfa častica dostatočný potenciál na to, aby spôsobila nenapraviteľné poškodenie bunky. Okrem toho existujú dôkazy, že väčšina rakovinových ochorení má monoklonálny charakter, t.j. že vzniká z poškodenia jednotlivéj bunky. Tieto pozorovania predstavujú základ pre lineárny vzťah medzi dávkou alfa častice a rizikom vzniku karcinómu pri nízkych úrovniach expozícií aj keď pravdepodobnosť že bunka bude zasiahnutá viac ako jednou alfa časticou je veľmi malá a väčšina buniek nie je nikdy zasiahnutá alfa časticou. Na základe týchto úvah komisia prijala lineárny bezprahový model pre vzťah medzi expozíciou radónu a rizikom pľúcnej rakoviny. Okrem úrovne expozície závisí možné riziko poškodenia zdravia od dĺžky pobytu v kontaminovanom prostredí

Pre stanovenie možnej zdravotnej újmy z expozície z radónu v pobytových priestoroch komisia zvolila empirický model založený na analýze údajov zistených u baníkov ako aj z prípadových štúdií vzťahu koncentrácie radónu v pobytových priestoroch ku vzniku Ca pľúc. Obe skupiny zahrňujú fajčiarov aj nefajčiarov. Je treba povedať, že prípadové štúdie sú nepresné zvlášť v dôsledku toho, že počty prídavných prípadov rakoviny pľúc sú malé. Ďalším zdrojom chýb je správne stanovenie expozície a obmedzená schopnosť posúdiť skutočný vplyv fajčenia. Napriek tomu, komisia zahrnula údaje z 8-mich komplexných štúdií. Zavedenie rizikových modelov využíva

výsledky 11-ich štúdií pracovníkov v podzemí, ktoré pokrývajú veľký rozsah banských prostredí a rôznych intervalov pôsobenia radónu, rôznych krajín, rôznych metód zberu ako aj spracovania výsledkov. Komisia tieto údaje analyzovala, považujúc expozíciu radónu za multiplikatívny účinok a definuje prídavné relatívne riziko (ERR – excess relative risk) ako lineárnu funkciu všetkých minulých expozícií radónu. Tento model dovoľuje flexibilne meniť účinok expozície s dĺžkou času, ktorá uplynula od ožiarenia s príkonom expozície a dosiahnutým vekom. Matematické vyjadrenie je dané rovnicou (3.3.1):

$$ERR = \beta(w_{5-14} + \theta_{15-24}w_{15-24} + \theta_{25+}w_{25+})\phi_{vek}\gamma_Z \quad (3.3.1)$$

β predstavuje gradient závislosti medzi expozíciou a rizikom pre predpokladané kategórie modifikujúcich faktorov.

Expozícia v určitom veku je rozdelená do 3-och častí:

Nakoľko latentná doba na možný vznik rakoviny pľúc je minimálne päť rokov, delí sa expozícia na skupiny 5-14, 15-24, 25 a viac rokov. Tieto expozície majú rôznu váhu a to pre θ s indexom 5-14, 15-24, a 25 a viac. Pomocou tohto váhovania sa vypočíta expozícia

$$w = w_{5-14} + \theta.w_{15-24} + \theta.w_{25+} \quad (3.3.2)$$

Riziko je ovplyvnené aj rýchlosťou expozície, čo zohľadňuje parameter γ_Z , ktorý vyjadruje, že účinok určitej úrovne expozície narastá s klesajúcim príkonom efektívnej dávky, ktorý je buď daný dĺžkou expozície, alebo priemernou koncentráciou, pri ktorej bola expozícia obdržaná. ERR tiež klesá s narastajúcim vekom čo vyjadruje parameter ϕ_{vek} . Na základe týchto analýz boli vypracované dva modely rizika označované ako “exposure age concentration” (model zohľadňujúci veľkosť koncentrácie radónu) alebo “exposure age duration” (model zohľadňujúci dĺžku expozície). Tieto modely sa líšia iba parametrom γ_Z , ktorý reprezentuje buď trvanie expozície, alebo priemernú koncentráciu počas doby expozície vid’ tab.3.3.1. Pre ilustráciu uvádzame výsledky hodnotenia zdravotných dôsledkov ožiarenia radónom obyvateľov USA podľa vyššie uvedených modelov publikovaných v BEIR VI. (vid’ tab.3.3.2).

Tab. č.3.3.1 Celoživotné relatívne riziko vzniku Ca pľúc pri celoživotnej expozícii Rn v pobytovom priestore^{a)}

“Exposure age-concentration model”						“Exposure age-duration model”			
Expozícia ^b		Muži		Ženy		Muži		Ženy	
Jhm ⁻³ /r	Bq.m ⁻³	Fajčiar	Nefajčiar	Fajčiar	Nefajčiar	Fajčiar	Nefajčiar	Fajčiar	Nefajčiar
0,00035	25	1,081	1,194	1,089	1,206	1,054	1,130	1,059	1,137
0,00067	50	1,161	1,388	1,177	1,411	1,108	1,259	1,118	1,274
0,00137	100	1,318	1,775	1,352	1,821	1,214	1,518	1,235	1,547
0,00203	150	1,471	2,159	1,525	2,229	1,318	1,776	1,352	1,819
0,00273	200	1,619	2,542	1,694	2,637	1,420	2,033	1,466	2,091
0,00546	400	2,174	4,057	2,349	4,255	1,809	3,053	1,915	3,174
0,01092	800	3,120	7,008	3,549	7,440	2,507	5,058	2,760	5,317

a) stanovené na základe submultiplikatívneho vzťahu medzi fajčením a expozíciou radónu

b) expozícia je reprezentovaná koncentráciou radónu v Bq.m⁻³, ktorá je konštantná za predpokladu, že zdržiavanie v pobytovom priestore je 70% z celkovej doby, a faktor rovnováhy F je 0,4.

Tab.3.3.2 Počet úmrtí na Ca pľúc pre obyvateľov USA (v r.1993) v dôsledku expozície dcérskym produktom radónu v pobytočných priestoroch.

Počet úmrtí na Ca pľúc			
Populácia	Počet úmrtí na Ca pľúc	Expozícia „age concentration model“	Expozícia „age duration model“
Muži ^a			
Spolu	95 400	12 500	8 800
Fajčiari	90 600	11 300	7 900
Nefajčiari	4 800	1 200	900
Ženy ^a			
Spolu	62 000	9 300	6 600
Fajčiari	55 800	7 600	5 400
Nefajčiari	6 200	1 700	1 200
Muži a ženy			
Spolu	157 400	21 800	15 400
Fajčiari	146 400	18 900	13 300
Nefajčiari	11 000	2 900	2 100

a) predpokladá sa že 95 % všetkých Ca pľúc sa objaví u mužov fajčiarov a 90 % Ca pľúc sa objaví u žien fajčiarok.

3.4 Legislatívne zabezpečenie ochrany zdravia

V súlade s Uznesením vlády SR č.729/91 bola v roku 1992 vydaná vyhláška MZ SR č.406/92 Zb. „O požiadavkách na obmedzenie ožiarenia z radónu a ďalších prírodných rádionuklidov“, podrobnosti obsahuje komentár k tejto vyhláške, uverejnený vo Vestníku MZ SR, čiastka 10-12, 1993. Kritériá hodnotenia zakotvené vo vyhláške rozlišujú medzi doterajšou expozíciou, ktorej obmedzenie je možné voľbou a realizáciou vhodných nápravných opatrení a budúcimi situáciami, ktoré je možné podriadiť regulácii už v štádiu rozhodovania a plánovania. Pre existujúcu výstavbu sa odporúčala tzv. zásahová úroveň, umožňujúca aby kompetentné orgány rozhodli o zavedení nápravných opatrení. V prípade výstavby nových pobytových objektov sa využívala tzv. referenčná úroveň, ustanovená najmä pre územia so stredným a vysokým radónovým rizikom. Pre ovzdušie pobytových priestorov vystavených do doby nadobudnutia platnosti Vyhlášky bola stanovená zásahová úroveň priemernej ročnej ekvivalentnej objemovej aktivity radónu $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a pre ovzdušie pobytových priestorov postavených po nadobudnutí účinnosti vyhlášky zásahová úroveň EOAR $100 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

Nový trend požadujúci zahrnutie problematiky prírodných zdrojov žiarenia do legislatívy ochrany pred žiarením, vychádza z odporúčania Medzinárodnej komisie pre rádiologickú ochranu ^(IC 91). V týchto odporúčaniach sa uvádzajú zásahové úrovne objemovej koncentrácie radónu pre pracoviská, ktoré zodpovedajú približne rovnakej efektívnej dávke odporúčanej aj pre objemové aktivity radónu v pobytových priestoroch. V roku 1993 vydané Odporúčania ICRP č.65^(IC 93) obsahujú už detailne spracované odhady rizika vzniku rakoviny pľúc, po ožiarení radónom v bytových priestoroch a na pracoviskách, kde priemerná ročná objemová aktivita radónu v ovzduší na pracovisku nesmie prekročiť $1000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. V prípade prekročenia sa tento pracovný priestor považuje za kontrolované pásmo pracoviska s ionizujúcim žiarením. Pre pobytové priestory sa odporúčajú zásahové úrovne v rozmedzí od $(200 - 600) \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (viď tab. 3.4.1). Zároveň je zdôraznené, že zásahová úroveň je vecou národnej legislatívy a konkrétnej situácie v jednotlivých krajinách.

Tab.3.4.1 Ročná expozícia pre zásahové úrovne $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a $600 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ pre pobytové priestory

Zásahová úroveň (efektívna dávka)	3 mSv	10 mSv
Zásahová úroveň (koncentrácia radónu)	200 Bq.m ⁻³	600 Bq.m ⁻³
Ročná expozícia radónu	1,4 MBq.h.m ⁻³	4,2 MBq.h.m ⁻³
Ročná expozícia d.p.Rn	3,11 mJ.h.m ⁻³	9,33 mJ.h.m ⁻³

Ďalšie zmeny, zakotvené v ICRP 65 sú:

- odporúčaný koeficient rovnováhy sa zmenil z 0.5 na 0.4,
- bolo odporúčané iné poradie ozdravných opatrení, ako sa používalo zatiaľ u nás. Je to predovšetkým podtlakové riešenie v podlaží domov, pretože utesňovanie základov (včítane bariér a náterov) nie je dosť spoľahlivé a vetranie (s prehrievaním prípadne chladením) je prevádzkovo nákladné,
- bol zavedený pojem rizikové územie (radon-prone area) definované ako také územie, kde vo viac ako jednom percente bytového fondu je prekročená zásahová úroveň (u nás sa zatiaľ posudzuje podľa koncentrácie radónu v pôdnom vzduchu a priepustnosti podlažia).

Medzinárodná agentúra pre atómovú energiu vo Viedni^(IB96) vydáva Základné štandardy o ochrane pred žiarením, kde sú uvedené praktické prevody odporúčaní ICRP 65 do národných predpisov členských krajín. V súlade s týmito novými trendmi bola na Slovensku prijatá nová legislatíva - Vyhláška MZ SR č.12/2001 o požiadavkách na zabezpečenie radiačnej ochrany, v ktorej je stanovená odvodená zásahová úroveň objemovej aktivity Rn 500 Bq.m⁻³ v priemere za rok, na obmedzenie ožiarenia obyvateľstva v stavbách s pobytovými priestormi (500 Bq.m⁻³ objemovej aktivity radónu je 200 Bq.m⁻³ ekvivalentnej objemovej aktivity radónu pri faktore rovnováhy 0,4).

Ďalej je v tejto Vyhláške stanovená odvodená zásahová úroveň na vykonanie opatrení na obmedzenie ožiarenia zamestnancov na pracovisku s výskytom radónu v ovzduší ako objemová aktivita radónu na pracovisku 1000 Bq.m⁻³ v priemere za rok. V prípade, že odvodená zásahová úroveň je prekročená viac ako jedenapokrát, hodnotenie ožiarenia zamestnancov sa vykonáva osobným monitorovaním.

4. METÓDY MERANIA RADÓNU A JEHO DCÉRSKÝCH PRODUKTOV

4.1. Spôsoby delenia meradiel

Zvýšený záujem o riešenie radónovej problematiky v životnom prostredí za posledné desaťročia mal za následok rozvoj prístrojov a rôznych metodík pre meranie radónu a jeho krátkodobých dcérskych produktov. Tieto meracie systémy a prístroje môžeme rozdeliť na základe niekoľkých kritérií.^[Hu 95]

Podľa toho čo merajú poznáme dve základné skupiny a to meradlá na určovanie objemovej aktivity radónu a meradlá na určovanie objemových aktivít dcérskych produktov radónu.

Podľa toho, akým spôsobom merajú, rozoznávame kontinuálne meradlo, ktoré meria dlhodobý interval a v pravidelných časových intervaloch sú výsledky uchovávané v pamäti. Naproti tomu integrálne meradlo meria tiež dlhodobý interval ale udáva iba priemernú hodnotu koncentrácie v danom mieste a jednorázové meradlo určí hodnotu koncentrácie v čase odberu.

Meracie systémy môžeme rozdeliť ešte na aktívne a pasívne, podľa toho, či sa do citlivého pracovného priestoru aktívne dostáva radónový plyn cez čerpadlo, alebo len pasívne spontánne difunduje.

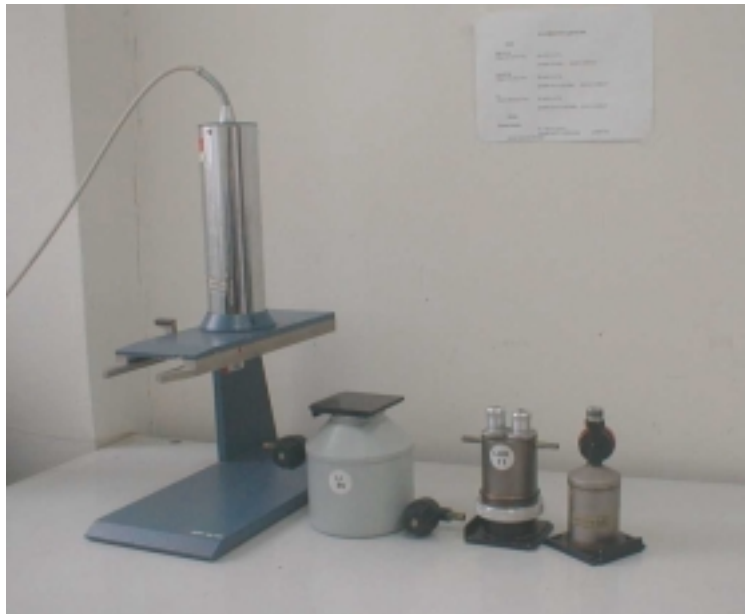
4.2. Meranie radónu

Medzi najpoužívanejšie meradlá radónu patria scintilačné komôrky, ionizačné komory a dvojfiltrová metóda. Tieto metódy môžu pracovať v jednorázovom alebo aj v kontinuálnom spôsobe merania. Pri dlhodobých integrálnych meraniach sa najviac využívajú detektory stôp v pevnej fáze, elektrety a metóda adsorbcie na aktívnom uhlí.

Scintilačné komôrky.

Je to v praxi najčastejšie používaný detektor na stanovenie objemovej aktivity ²²²Rn. Po prvýkrát bola použitá p.Lucassom^[Lu 57] a preto sa môžeme v literatúre stretnúť aj s pomenovaním Lukasové komôrky (Lucass cells). Komôrky môžu byť vyrobené zo skla, kovu alebo plastu s jedným alebo dvoma ventilmi. Na vnútorné steny komôrky je nanosená luminiscenčná látka ZnS(Ag). Do vyvákuovanej komôrky sa načerpá meraná vzorka obsahujúca ²²²Rn. Po dosiahnutí rádioaktívnej rovnováhy medzi ²²²Rn a jeho dcérskymi produktmi (d.p.Rn) sa uskutoční meranie. Scintilačné záblesky vyvolané dopadom alfa častíc na ZnS(Ag) sú zosilnené fotonásobičom a registrované čítacím zariadením. Počet zábleskov je úmerný OAR meranej vzorky. Najpoužívanejšie pracovné

objemy scintilačných komôrok sú od 0,1 do 1 litra. [Be 92] [Ga 88]



Obr.4.2.1 Scintilačné komôrky rôznych objemov s fotonásobičom

Komôrky sa používajú k meraniam hodnôt objemovej aktivity ^{222}Rn vo vzduchu, v pôde, v bytových priestoroch na určenie možných vstupov ^{222}Rn do objektu a tiež aj na meranie ^{222}Rn vo vode.

Ionizačné komory

Ionizačné komory patria medzi najpoužívanejšie detektory ionizujúceho žiarenia. Na meranie ^{222}Rn sa používajú komory prevažne cylindrického tvaru, plnené zmesou radónu a dusíka, ^{90}Co prípadne mnohovláknové komory pracujúce so vzduchovou náplňou. ^{86}K , ^{89}At Princíp tejto metódy spočíva v tom, že ^{222}Rn , ktorý je privedený do pracovného objemu pre premene uvoľňuje alfa častice, ktoré ionizujú plyn. Vzniknuté kladné a záporné ióny sa zachytia na elektródach komory. Tento elektrický náboj je meraný a jeho veľkosť je úmerná OAR.

Dvojfiltróvé metódy.

Základom tejto metódy je presávanie meraného vzduchu cez definovaný objem, kde na vstupe a výstupe sú vysoko účinné filtre. Na prvom filtri sa vychytajú dcérske produkty, ktoré obsahuje vstupujúci vzduch a na druhom filtri dcérske produkty vzniknuté v uzavretom objeme. Koncentrácia ^{222}Rn je úmerná aktivite dcérskych

produktov vychytaných na druhom filtri, ktorý sa vyberie po skončení presávania a meria sa pomocou alfa spektrometrického zariadenia.^[Th 70]

Modifikované dvojfiltrové metódy využívajú namiesto druhého filtra elektrické pole pre vychytávanie ^{218}Po a ^{216}Po na povrchu detektora z pracovného objemu.

Elektrety.

Elektrety pracujú na princípe vybíjania elektrostaticky nabitého disku, ktorý je vyrobený z izolačného materiálu (napr. teflón, parafín). Elektretový disk je umiestnený v komôrke, do ktorej ^{222}Rn preniká cez vhodnú difúznu bariéru.^[Ko 93] Z poklesu hodnoty pôvodného náboja sa vypočíta OAR. tieto prístroje sú vhodné na krátkodobé merania (1 deň až niekoľko týždňov) koncentrácie radónu v ovzduší pobytových miestností.



Obr.4.2.2 Elektret

Absorpcia radónu na aktívnom uhlí.

Princíp tejto metódy spočíva v tom, že v pracovnom priestore, do ktorého cez difúznu bariéru preniká ^{222}Rn je umiestnené aktívne uhlie, na ktorom sa absorbuje. Po ukončení expozície sa množstvo radónu absorbovaného uhlím určuje prostredníctvom jeho dcérskych produktov pomocou gamaspektrometrie.^[Hu 95]



Obr.4.2.3 Meradlo radónu s aktívnym uhlím

Detektory stôp v pevnej fáze.

Integrálna metóda DSPF je najrozšírenejšou metódou pri dlhodobom meraní (1-12 mesiacov) a stanovení priemernej hodnoty OAR (prípadne EOAR) v pobytových priestoroch a tiež aj v osobnej dozimetrii. Vzhľadom na význam tejto metódy pri riešení projektu je jej podrobný opis a princíp zaradený do samostatnej kapitoly č.5.

4.3. Meranie dcérskych produktov radónu

Pri meraní dcérskych produktov ^{222}Rn sa väčšinou používajú aktívne metódy stanovenia koncentrácie. Základ metodiky tvorí presávanie vzduchu cez filter a jeho následné meranie alfa alebo beta aktivity dcérskych produktov vychytaných na filter.

Pri jednorázových alebo opakovaných odberoch sa meranie aktivity filtra uskutočňuje po odobratí vzorky integrálnym spôsobom v čase T_{Sj} od skončenia presávania po dobu T_{Ci} pomocou scintilačného detektora, kde i znamená počet meracích intervalov.

Nevýhodou metódy využívajúcej jeden merací interval je, že dokážeme stanoviť len sumárnu aktivitu dcérskych produktov. ^[Ro 72]

Pomocou metódy využívajúcej dva meracie intervaly dokážeme stanoviť sumárnu objemovú aktivitu dcérskych produktov ^{222}Rn a objemovú aktivitu ^{218}Po .

Najpoužívanejšou metódou je metóda využívajúca tri meracie intervaly. Pomocou nej dokážeme stanoviť koncentráciu troch dcérskych produktov ^{218}Po , ^{214}Pb a ^{214}Po . ^[Th 72]

Najpresnejšou metódou pre stanovenie dcérskych produktov ^{222}Rn je alfa spektrometrická metóda. Pri meraní sa používajú polovodičové detektory s minimálne štvorkanálovým analyzátorom.

Stanovenie dcérskych produktov ^{222}Rn kontinuálnym spôsobom využíva presávanie cez otáčaný alebo posúvaný filter a aktivita vychytaných dcérskych produktov sa meria a stanovuje s využitím polovodičových detektorov. [Bi 84]



Obr.4.3.1 Štvorkanálové meradlo SILENA 4S dcérskych produktov radónu

Vzhľadom k tomu, že merania produktov premeny radónu vo vonkajšej atmosfére ukazujú vysokú koreláciu medzi ^{218}Po a ^{222}Rn , môže sa na stanovenie výskytu radónu vo vonkajšej atmosfére využiť meranie koncentrácie ^{218}Po . Za týmto účelom je na Katedre jadrovej fyziky vyvíjaná veľkoobjemová scintilačná komora na meranie nízkych aktivít radónu vo vonkajšom prostredí. [St 00]

5. DETEKTORY STÔP V PEVNEJ FÁZE

5.1. Základné poznatky o princípe DSPF

Vzhľadom k denným a celoročným variáciám výskytu radónu v pobytovom priestore je dôležité pre čo najpresnejšie stanovenie priemernej koncentrácie radónu použiť dlhodobú integrálnu metódu. Medzi najrozšírenejšie dlhodobé (3-12 mesiacov) integrálne metódy na stanovenie priemernej objemovej aktivity radónu (OAR), prípadne ekvivalentnej objemovej aktivity radónu EOAR v pobytovom priestore patrí metóda detektorov stôp v pevnej fáze (DSPF).

Integrálna metóda detektorov stôp v pevnej fáze DSPF využíva Yangov poznatok,^[Tu 82] že na povrchu niektorých dielektrických látok sa pri ožarovaní nabitými časticami vytvoria drobné poruchy, tzv. latentné stopy. Tieto poruchy sú viditeľné iba v elektrónovom mikroskope. Ukázalo sa, že latentné stopy môžu byť zväčšené chemickým, alebo elektrochemickým leptaním, čo umožní mikroskopické vyhodnocovanie počtu vyleptaných stôp, ako nositeľa informácie ožiarenia. Keďže latentné stopy môžu byť vytvorené iba časticami, ktoré majú energetické straty väčšie ako $1 \text{ MeV.cm}^{-1}.\text{mg}^{-1}$, majú DSPF uplatnenie v dozimetrii rýchlych neutrónov a alfa žiarenia.^[Ša 84] Niektoré typy používaných DSPF sú uvedené v tabuľke č. 5.1.^[Tu 82]

Tab.5.1.1 Niektoré charakteristiky základných typov DSPF

Materiál	Hustota [g.cm ⁻³]	Ioniz. potenciál [eV]	Vzorec
Nitrát celulózy LR-115	1,52	80,2	(C ₆ H ₈ O ₈ N ₂) _n
Polyester	1,41	73,2	(C ₁₀ H ₈ O ₄) _n
Polykarbonát Makrofol E	1,20	69,4	(C ₁₆ H ₁₄ O ₈) _n
Polymer CR-39	1,32	70,2	(C ₁₂ H ₁₈ O ₇) _n

5.2. Princíp chemického leptania DSPF

Pre zviditeľnenie latentnej stopy chemickým leptaním, musí byť splnená podmienka (4.1), t.j. aby rýchlosť leptania v_T pozdĺž latentnej stopy bola väčšia, ako

rýchlosť leptania v_B vlastného neožiareného materiálu detektora. Rýchlosť v_B je závislá na voľbe detekčného materiálu, technológií jeho výroby, uskladnení, leptacom činidle a leptacích podmienkach. Rýchlosť v_T je závislá na náboji, hmotnosti častice a na jej energii.^[Du 87]

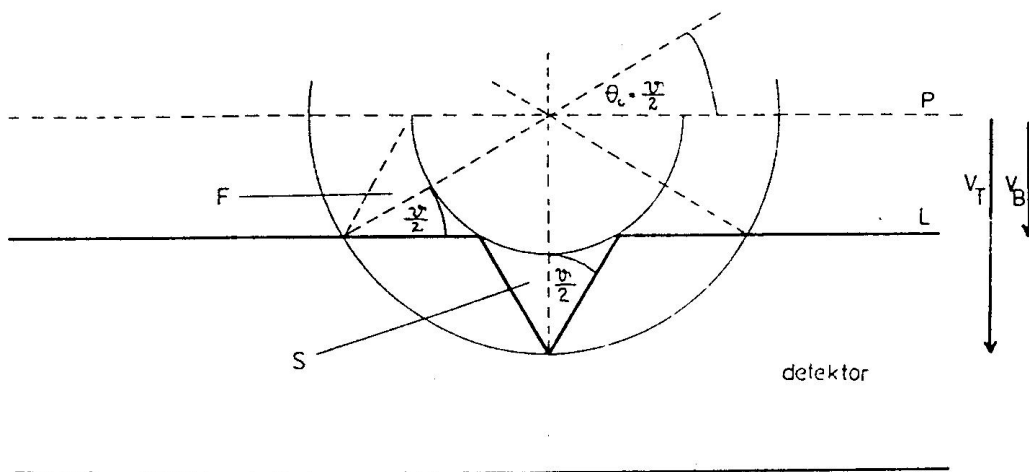
$$\frac{v_T}{v_B} > 1 \quad (5.2.1)$$

Rýchlosť leptania je závislá od množstva faktorov, ako napr. od voľby detekčného materiálu, technológie jeho výroby, leptacieho činidla a leptacích podmienok. Rýchlosť leptania v stope v_T navyše závisí od náboja a hmotnosti častice a od jej rýchlosti (teda energie).

Za ideálnych podmienok (rýchlosti v_B a v_T sú konštantné) majú stopy tvar kužeľa (obr. 5.1). Pre jeho vrcholový uhol ϑ platí vzťah:

$$\sin \frac{\vartheta}{2} = \frac{v_B}{v_T} \quad (5.2.2)$$

Uhol $\Theta_C = \frac{\vartheta}{2}$ je tzv. kritický uhol registrácie. Ak dopadá nabitá častica na povrch detektora pod uhlom menším ako Θ_C , je jej stopa odleptávaná rýchlejšie, ako sa stačí vytvárať (priemet rýchlosti v_T do smeru v_B je menší ako v_B).

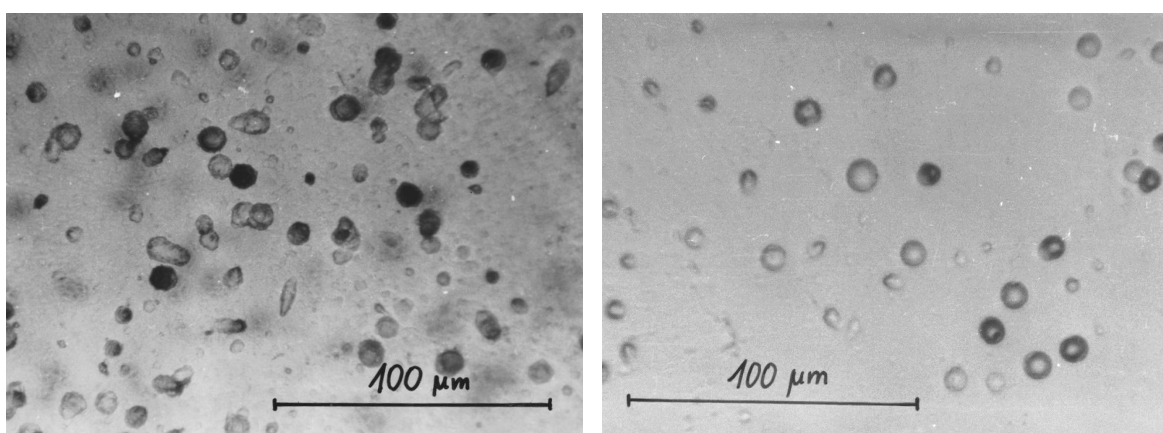


Obr. 5.2.1 Kritický uhol registrácie pre prípad $v_T = 2 \cdot v_B$ ^[Tu 82]

- P – pôvodný povrch detektora
- L – povrch detektora po leptaní
- S – vyleptaná stopa
- ϑ – vrcholový uhol kužeľa stopy
- F – fiktívna poloha stopy častice dopadajúcej na povrch detektora pod kritickým uhlom Θ_C

V reálnych podmienkach sa pozdĺž dráhy mení najmä rýchlosť v_T (v_B je možné považovať za konštantnú). To spôsobuje deformáciu povrchu stopy, takže v skutočnosti má tvar konvexný alebo konkávny podľa toho, či sa s pokračujúcim leptaním rýchlosť v_T zväčšuje alebo znižuje. Ak trvá leptací proces dostatočne dlho, dôjde k tzv. preleptaniu stôp (t.j. leptanie prebieha aj v oblasti, kam už nezasahuje latentná stopa).^[Ša 84]

Keďže častice dopadajúce na detektor sú polyenergetické, a tiež interval uhlov dopadu je široký, vyleptané stopy majú rôzne veľkosti a tvary (obr. 5.2). Najväčšie stopy vznikajú pri kolmom dopade častice na detektor.



Obr. 5.2.2 Vzhľad stôp chemicky leptaných DSPF

Principiálne je možné použiť k vyleptávaniu stôp DSPF ľubovoľné činidlo, ktoré odleptáva materiál detektora (napr. vodný roztok NaOH, KOH). Hrúbka odleptanej vrstvy je približne 6 μm . Táto hrúbka zodpovedá optimálnej optickej situácii (rozlíšiteľnosť stôp) pri vizuálnom mikroskopickom vyhodnocovaní, záleží však od použitých materiálov.

Dôležitým parametrom chemického leptania je teplota. Z tohto dôvodu je potrebné neustále kontrolovať podmienky leptania, pretože čo i len najmenšie teplotné výkyvy môžu spôsobiť podstatnú zmenu veľkosti stôp (napr. pri zmene teploty o 1°C sa plocha stopy mení o cca 15%), čo má za následok významné zmeny citlivosti.^[Tu 82]

5.3. Princíp elektrochemického leptania DSPF

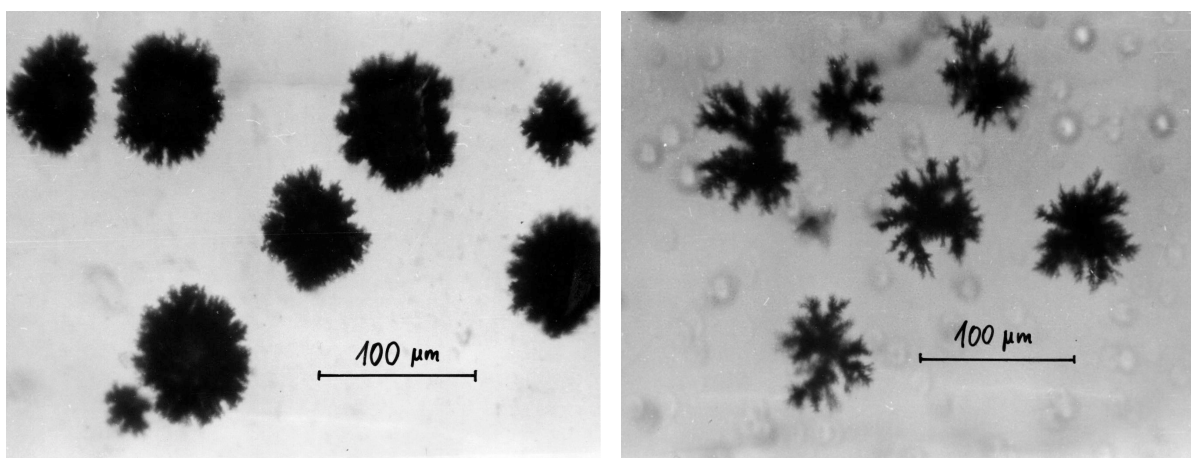
Metóda elektrochemického leptania (ECET - electrochemical etching technique) využíva simultánne pôsobenie chemického leptania a vplyvu striedavého elektrického

poľa. Jej princíp vychádza z toho, že v počiatočnom štádiu leptania má každá stopa približne kužeľový tvar s ostrým hrotom. Pretože je vyplnená elektrolytom (iónovo vodivý leptací roztok), môže dôjsť pri pripojení vonkajšieho elektrického poľa (vlastný detektor tvorí dielektrickú prepážku medzi odlišnými potenciálmi) k vytvoreniu konfigurácie odpovedajúcej elektrickému poľu medzi hrotovou a rovinnou elektródou. Okolo "hrotovej elektródy" (stopy) tak vznikne silne divergentné elektrické pole. Pre ilustráciu pomerov vo vnútri detektora je možné odhadnúť skutočnú intenzitu el. poľa E_{max} na hrote stopy podľa nasledovného vzťahu:

$$E_{max} = 2 \cdot d \cdot E \cdot \left[r \cdot \ln \left(1 + \frac{4 \cdot d}{r} \right) \right]^{-1} \quad (5.3.1)$$

kde E je nominálna intenzita poľa (definovaná ako podiel amplitúdy vloženého napätia a pôvodnej hrúbky detektora), r je polomer zakrivenia hrotu stopy a d je zbytková hrúbka detektora. Pre $r \approx 1 \mu\text{m}$, $d \approx 95 \mu\text{m}$ a $E \approx 40 \text{ kV/cm}$ (situácia zhruba odpovedajúca elektrochemickému leptaniu polyesterov) vychádza $E_{max} \approx 1,3 \text{ MV/cm}$.

Pokiaľ je vonkajšie elektrické pole vytvárané striedavým napätím z pulzného generátora, dochádza k opakovaným vnútorným elektrickým výbojom, ktoré rozrušujú materiál detektora. To umožňuje ďalšie prenikanie elektrolytu do výbojovej dráhy, počet hrotov analogicky fungujúcich rastie a výsledkom je podstatne rozsiahlejšie poškodenie oblasti okolo primárnej stopy ako vplyvom samotného chemického leptania. Takto vzniknuté elektrochemické stopy (obr. 5.4) majú priemer väčší ako chemicky vyleptané stopy (10-krát a viac) a ich kontrast je tiež vyšší, čo uľahčuje ich mikroskopické vyhodnocovanie.



Obr. 5.3.1 Typický vzhľad elektrochemicky vyleptaných stôp v dvoch rôznych detekčných materiáloch

Aby sa stopa elektrochemicky vyleptala, je nutné, aby mala špecifický tvar - ostro kónický až ihlovitý a smerovala čo možno najviac kolmo k povrchu detektora. Materiálové defekty nemôžu za žiadnych podmienok takéto vlastnosti simulovať a preto je k nim metóda elektrochemického leptania selektívnejšia ako chemické leptanie.

Tvorbu elektrochemicky leptaných stôp významne ovplyvňujú nasledovné parametre elektrického poľa:^[Vi 85]

- intenzita elektrického poľa E

S nárastom intenzity hustota stôp (citlivosť) rastie, po určitom čase dochádza k nasýteniu. Zo závislosti citlivosti od intenzity el. poľa je možné určiť optimálnu intenzitu, napr. pre CR-39 je to 25 kV/cm.^[Vi 92]

- frekvencia napäťových impulzov f

Prejavuje sa na kvalite stôp (kontrast, veľkosť), pretože pri vyšších frekvenciách by malo dochádzať k intenzívnejšiemu rozvetveniu stôp v dôsledku tvorby výbojových kanálikov. Citlivosť detektora ovplyvňuje len minimálne, existuje relatívne široké maximum citlivosti v oblasti okolo 5 - 8 kHz.

- tvar impulzov

Tvar impulzov vplyva na citlivosť DSPF, pretože pri rovnakej amplitúde napätia a pri rovnakej frekvencii bude energetický príkon v prípade pravouhlých impulzov vyšší ako u sínusových. Vyššie efektívne napätie pravouhlých impulzov sa prejaví posunom oblasti saturácie smerom k nižším hodnotám, avšak hodnoty saturovanej citlivosti zostávajú rovnaké pre oba priebehy. U sínusových impulzov je oblasť frekvenčnej nezávislosti užšia ako pre pravouhlé impulzy.

Z hľadiska optimálneho elektrochemického leptania je nutné, aby pre intenzitu elektrického poľa, ako aj pre frekvenciu platilo $E \geq E_{\text{sat}}$, $f \geq f_{\text{sat}}$.

Citlivosť detektorov leptaných elektrochemicky je v porovnaní s chemicky leptanými o rád znížená, na druhej strane výhodou elektrochemického leptania je výrazné potlačenie pozadia.^{[Vi 85], [Tu 82]}

Na zviditeľnenie latentných stôp je vhodné voliť metódu elektrochemického leptania v kombinácii s chemickým predleptaním. Úlohou chemického predleptania je popri predleptaní latentných stôp aj vyhladenie povrchu detektora. Odstránením

povrchových defektov sa tak znižuje pravdepodobnosť ich ďalšieho elektrochemického leptania, a tým vytvárania falošných stôp.

Vlastné vyhodnotenie detektorov spočíva v stanovení plošnej hustoty stôp, či už vizuálne, mikroskopom, automaticky, resp. denzitometrickým meraním intenzity svetla prejdeho vyleptanou vzorkou.

Ukazuje sa, že je nevhodné voliť minimálnu veľkosť započítavaných stôp príliš nízko, pretože sa potom ťažko odlišujú od vlastnej štruktúry neleptaného povrchu detektora, čo početnosť podstatne zvyšuje. Na druhej strane príliš vysoká minimálna veľkosť započítateľných stôp vedie k zníženiu ich hustoty, čo sa prejaví ako menšia citlivosť detektora. Preto je nevyhnutné prijať kompromisné riešenie.

K rozdielnym hustotám stôp detektorov spolu exponovaných môžu prispievať tzv. elektrostatické efekty (radón a jeho rozpadové produkty sú pri vzniku elektricky nabitých, t.j. ich správanie môže byť ovplyvňované elektrostatickým poľom, ktoré sa pri manipulácii s detektormi pomerne ľahko vytvára). Testy, ktorým boli podrobené detektory v NRPB ukázali, že štandardná odchýlka hustoty stôp pre skupinu detektorov spolu exponovaných bola 10 – 12%. ^[Ha 96]

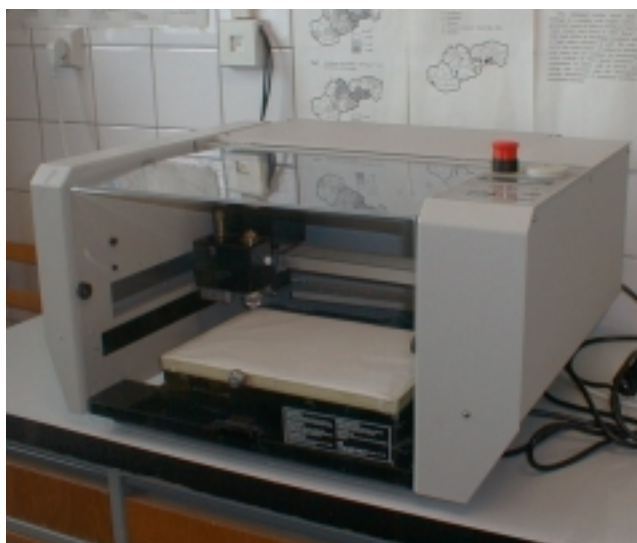
Z hľadiska kontroly kvality CR-39 hrajú podstatnú úlohu efekt starnutia a úniku informácie („aging and fading effect“). Starnutie je definované ako zmena vlastností CR-39 počas skladovania vo vzduchu pred expozíciou radónom. Únik informácie predstavuje stratu signálu počas skladovania vo vzduchu po expozícii. Oba tieto efekty prispievajú k znižovaniu citlivosti detektora. Redukcia citlivosti detektora kontinuálne exponovaného počas 12 mesiacov môže dosiahnuť až 22%. ^[Ha 96]

6. FYZIKÁLNE VLASTNOSTI DSPF A ICH VYUŽITIE V PRAXI

6.1 Príprava a spracovanie detektorov

Naše pracovisko v rámci ochrany zdravia obyvateľstva bolo poverené Uznesením vlády SR č.726/91 a Medzirezortnou koordinačnou komisiou pre riešenie radónovej problematiky pri Ministerstve životného prostredia SR zabezpečením systematického vyhľadávania pobytových priestorov s možnou zvýšenou koncentráciou radónu.

Pre získanie reprezentatívneho celoslovenského prehľadu o výskyte radónu v pobytových priestoroch sme na ÚPKM vypracovali a zaviedli náročnú a pracnú integrálnu metódu merania s využitím detektorov stôp v pevnej fáze, ktoré sú vo svete najviac používané pri celoštátnych screeningoch,^[Re 95] vzhľadom na ich detekčné vlastnosti, cenovú dostupnosť a možnosť jednoduchého umiestnenia v pobytových priestoroch. DSPF kupujeme od výrobcu Pershore Moulding Ltd., UK vo forme fólií veľkosti (18x12)”, t.j. (455 x 304) mm a s hrúbkou 0,5mm. Tieto fólie sú už na našom pracovisku rezané gravírovacím prístrojom Rolland CAMM 2002 (viď obr.6.1.1) a na povrch sa vygravíruje identifikačné číslo detektora, pričom opačná strana sa použije ako citlivá strana na detekciu alfa častíc. Veľkosť narezaných fólií je daná veľkosťou difúzných komôrok, ktoré sa použijú, a to buď na sledovanie výskytu radónu v pobytových priestoroch, v pracovných priestoroch, alebo stanovenie radónu a torónu v ovzduší.



Obr.6.1.1 Gravírovací prístroj Rolland CAMM 2002

Na vyhodnotenie stopových dozimetrov sme použili metódu elektrochemického leptania v kombinácii s chemickým predleptaním.

Podmienky chemického predleptania detekčného materiálu CR-39, vybraného po ukončení expozície z difúzných komôrok, boli nasledovné:

- použitý roztok: 30 % vodný roztok hydroxidu draselného (KOH)
- počet vzoriek súčasne leptaných: cca 30
- minimálne množstvo leptacieho roztoku na 30 detektorov: 600 ml
- doba leptania: 2 hodiny
- teplota roztoku: 70°C

Po ukončení predleptania sa vzorky opláchnu pod tečúcou vodou, kvôli neutralizácii sa nechajú namočené v 5% roztoku kyseliny citrónovej, opláchnu sa v destilovanej vode a voľne na vzduchu vysušia. Takto pripravené detektory sa môžu podrobiť elektrochemickému leptaniu k tomu špeciálne zhotovenej aparatúre (viď obrázok 6.1.2).

Elektrochemické leptanie prebiehalo za nasledovných podmienok:

- použitý roztok: 30% vodný roztok hydroxidu draselného (KOH)
- počet vzoriek naraz leptaných: cca 35
- doba leptania: 4 hodiny
- teplota leptania: izbová, t.j. cca 23°C
- intenzita elektrického poľa: 25 kV/cm
- tvar impulzov: pravouhlé
- frekvencia: 7,8 kHz

Sada vzoriek pripravených na leptanie (cca 35 kusov) sa vodivým gélom nalepí na kovovú platňu tvoriacu spodnú elektródu pripojenú na zdroj striedavého napätia a prikryje izolačnou gumou a plexisklom. Tieto majú v miestach leptaných detektorov otvory, do ktorých sa injektuje elektrolyt 30% KOH. Systém sa prekryje vodivou gumou slúžiacou na vodivé prepojenie hrotových elektród, a nakoniec ďalším izolačným plexisklom s otvormi, do ktorých sa ponoria hrotové elektródy.

Po ukončení leptacieho procesu sa vyleptané detektory opláchnu pod tečúcou vodou, potom v benzínalkohole a voľne na vzduchu sa vysušia. Takto vyleptané

detektory sú pripravené na vyhodnotenie, t.j. stanovenie hustoty stôp a následne výpočet EOAR.



Obr.6.1.2 Aparatúra na elektrochemické leptanie

6.2.Vyhodnocovanie detektorov

Na stanovenie hustoty vyleptaných používame obrazový analyzátor, ktorý pozostáva z nasledovných komponentov (obr. 6.2.1):

- analyzátor obrazu Quantimet 520 od výrobcu Cambridge Instruments Ltd., UK
- mikroskop Diastar
- CCD kamera
- monitor obrazu
- automatický motorizovaný stolík
- osobný počítač

K účelu vyhodnocovania hustoty stôp na detektoroch, ktoré boli exponované v pobytoch priestoroch sme vypracovali programy s pracovným označením „STOP 2“, ktorý používame na stanovenie hustoty stôp na pozad'ových vzorkách a program „STOP 3“ ktorý používame na vyhodnotenie exponovaných vzoriek. Do výstupného súboru sa zapíšeme číslo detektora, číslo table z ktorej pochádza exponovaná vzorka, a hustotu

pozadia so stanovenou neistotou. Tento výstupný súbor sa uloží a neskôr sa prenesie do radónovej databázy k vyhodnoteniu priemernej EOAR.



Obr. 6.2.1 Vyhodnocovacia zostava detektorov stôp v pevnej fáze

Vyleptané detektory sú po štvoriciach umiestňované na počítačom kontrolovaný pohyblivý stolík optického mikroskopu. Stopy sú pozorované objektívom mikroskopu so zväčšením $40\times$. Pri tomto relatívne malom zväčšení jedno vyhodnocovacie pole pokrýva plochu $1,418 \text{ mm}^2$. Mikroskopický obraz je snímaný CCD kamerou, ktorá je pripojená na analyzátor obrazu Quantimet 520 (Q 520). Q 520 spracováva obraz, ktorý sa zobrazuje na monitore. Vyleptané stopy je možné pozorovať na obrazovke ako tmavé škvryny. Počítač sprostredkováva operátorovi možnosť riadenia systému a poskytuje výsledky, t.j. hustoty stôp. Q 520 počíta stopy vo zvolenom počte polí, v našom prípade bolo analyzovaných 16 polí ($0,22696 \text{ cm}^2$). Stopy nie sú akceptované, ak ich veľkosť a tvar, príp. kontrast, nespadá do nastaveného rozpätia kritických hodnôt. Veľkosť stôp, ktoré má analyzátor započítať je nami zadaná v programoch STOP 2 a STOP 3.

Pri vyhodnocovaní vzoriek s vysokou hustotou stôp ohrozuje presnosť merania tzv. efekt prekrytia („overlapping effect“). Útvar vytvorený prekrytím viacerých stôp má väčšinou veľkosť väčšiu ako je horný limit registrácie, a preto nie je započítaný k celkovému počtu stôp, ale je automaticky zamietnutý, čo vedie k redukcii odhadu

expozície. V takomto prípade je na vyhodnocovanie vhodnejšie použiť inú metódu napr. denzitometrickú.

Na výpočet priemernej EOAR zo známej hustoty stôp použijeme vzťah (6.2.1)

$$c_{Rn,ekv.} = \left(\frac{N_{vz}}{k} \right)^{\frac{1}{n}} \frac{1}{t_{exp}}, \quad (6.2.1)$$

kde t_{exp} je doba expozície detektora a k je kalibračný koeficient.

6.3. Kalibrácia detektorov

Kalibrácia detektorov je najvýznamnejšou časťou zhodnotenia experimentálnych výsledkov dizertačnej práce. Nakoľko na Slovensku možnosť overovania radónových veličín chýbala, naše pracovisko sa akreditovalo ako Štátne metrologické stredisko (ŠMS) pre tieto účely. V rámci ŠMS bol vytvorený etalonážny systém EISPP, ktorý je naviazaný na referenčné pracovisko National Radiological Protection Board vo Veľkej Británii.

Kalibračné zariadenie EISPP tvoria tri základné celky, ktoré sú navzájom nezávislé, prenosné a môžu sa tiež používať pre prácu v iných systémov. ^[Ha 85] EISPP sa skladá zo zdroja radónu, pracovnej komory a filtračno-ventilačného zariadenia.

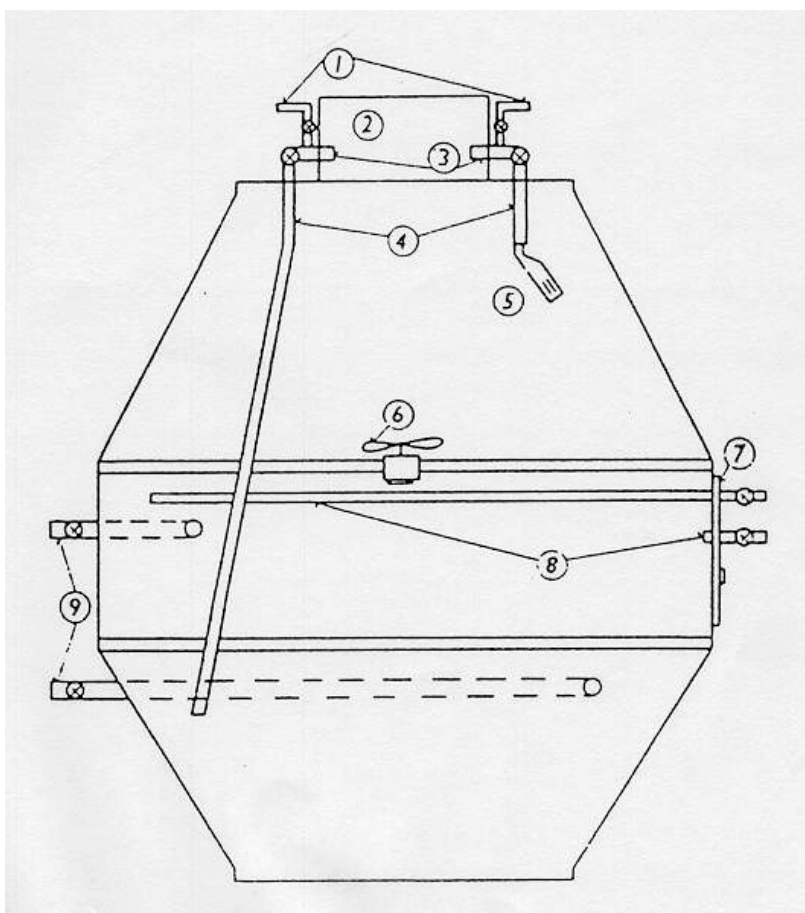
Zdroj radónu tvorí sústava sklenených premývačiek, pričom premývačka s roztokom ^{226}Ra o aktivite 470 kBq je hermeticky uzatvárateľná. Na výstupe radónového generátora sa nachádza aerosólový filter zabraňujúci úniku rádioaktívnych aerosólových častíc. Odber radónu sa môže uskutočňovať jednotlivo, alebo kontinuálne.

Radónová komora EISPP sa skladá z dvoch od seba hermeticky oddelených priestorov, ktoré sú uložené v jednom kovovom plášti (obr..6.3.1) a je prepojený s pracovným prostredím komory cez dva prietokové ventily, čím je vytvorený cirkulačný okruh 3. Ďalšie dva ventily, ktoré slúžia k pripojeniu zariadenia nachádzajúceho sa mimo priestor komory (zdroj radónu, výveva ...) vytvárajú cirkulačný okruh 1. Vnútorý priestor je prepojený s okolím prostredníctvom dvoch nezávislých vývodov, ktoré sú uzatvárateľné prietokovými ventilmi a vytvárajú cirkulačný okruh 2.

K otvoru na čelnej strane je pripevnené zasúvacie zariadenie, pomocou ktorého je možné zasúvať meradlá (DSPF) do pracovného priestoru komory.

Všetky konštrukčné spoje radónovej komory sú hermetické a otvory sú hermeticky uzatvárateľné. Elektrospotrebiče umiestnené v pracovnom priestore sú na sebe nezávislé a ovládateľné zvonku.

Filtračno ventilačné zariadenie sa skladá z dvoch komôrok, ktoré sú zapojené za sebou. Komôrky sú hermeticky izolované a majú prívody a vývody uzatvárateľné prietokovými ventilmi.^[Ha 94]



Obr. 6.3.1 Radónová komora EISPP - prierez

1 - vývody cirkulačného okruhu, 2 - zásobník radónu, 3 - spoločné vývody cirkulačných okruhov 1 a 3, 4 - vývody cirkulačného okruhu 3, 5 - čerpadlo, 6 - homogenizátor, 7 - odberové zariadenie, 8 - vývody odberového cirkulačného okruhu, 9 - vývody cirkulačného okruhu 2.

Citlivosť každej detekčnej platne (viď tab.6.3.1) môže byť rozdielna a preto sa kalibruje každá platňa DSPF CR-39 zvlášť. Výsledkom kalibrácie je závislosť hustoty

stôp od časového integrálu EOAR (I_{EOAR} v kBq.h.m^{-3}), prípadne od OAR. Závislosť hustoty stôp od I_{EOAR} v logaritmickej škále je lineárna a jej matematické vyjadrenie je dané vzťahom (6.3.1)

$$N_{vz} = k \cdot I_{EOAR(OAR)}^n, \quad (6.3.1.)$$

kde N_{vz} je hustota stôp vzorky, ktorá je daná rozdielom nameranej hustoty stôp N_i a hustoty stôp pozadovej vzorky N_p , k a n sú parametre kalibračnej krivky príslušnej platne a $I_{EOAR(OAR)}$ je časový integrál EOAR, resp. OAR.

V tabuľke 6.3.1 sú uvedené koeficienty „ k “ a „ n “ pre niekoľko vybraných platní. Kalibračné a aj pozadové detektory vyberáme tak, aby boli rovnomerne rozdelené z celej plochy platne.

Tab. 6.3.1 Kalibračné koeficienty pre DSPF CR-39

Číslo platne	koeficient k	koeficient n
49	$11,95 \pm 1,86$	$0,83 \pm 0,03$
50	$17,74 \pm 1,88$	$0,78 \pm 0,02$
51	$13,72 \pm 1,79$	$0,80 \pm 0,02$
52	$11,52 \pm 0,86$	$0,84 \pm 0,03$
53	$11,28 \pm 0,85$	$0,85 \pm 0,03$

Detektory kalibrujeme od siedmich do desiatich kalibračných bodov, pričom pre každú expozíciu použijeme 5 detektorov. Pri kalibrácii bola zvolená expozícia I_{EOAR} od cca 20 do cca 8000 kBq.h.m^{-3} .

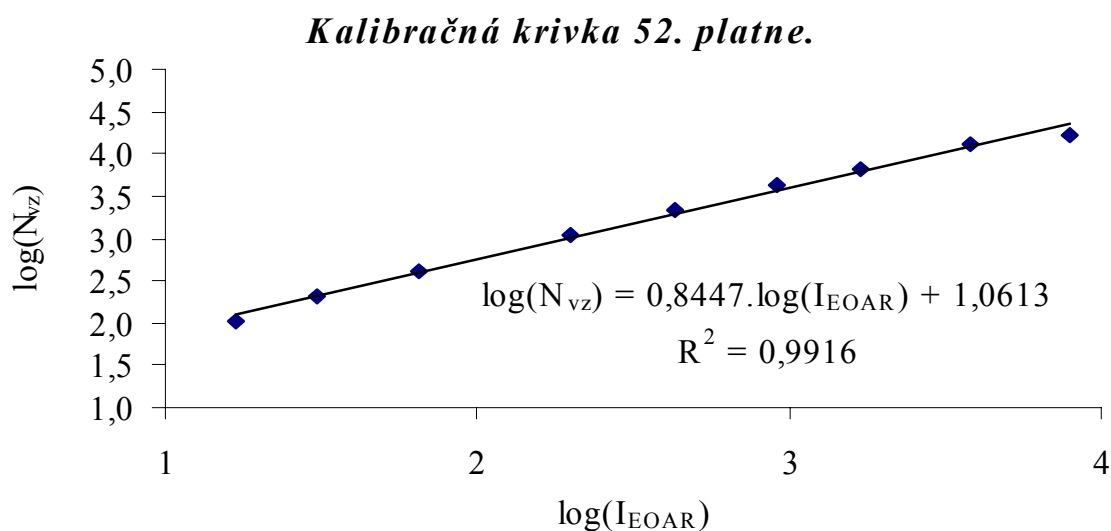
Pre ilustráciu uvádzame podrobnejšie výsledky kalibrácie pre detektorovú platňu s pracovným označením č.52. (viď tab.6.3.2 a obr.6.3.2).

Tab. 6.3.1 Kalibrácia 52. platne

Označenie detektora	Priemerná hustota stôp * $[\text{cm}^{-2}]$	I_{OAR} [kBq.h.m^{-3}]	I_{EOAR} [kBq.h.m^{-3}]
F	145 ± 40	42,4	17,0
E	219 ± 25	77,1	30,8
I	490 ± 76	164,5	65,8
C	1232 ± 110	499,0	199,6
B	2421 ± 118	1074,9	430,0
A	4449 ± 85	2269,3	907,7

D	7170 ± 83	4259,0	1703,6
L	12327 ± 411	9474,4	3789,8
H	18387 ± 363	19904,0	7961,6

* priemerná hustota stôp je stanovená z piatich detektorov
stanovená priemerná hustota stôp 5-ich pozad'ových detektorov je 39 ± 17 [cm⁻²]



Obr. 6.3.2 Kalibračná krivka 52. platne.

6.4. Detekčné vlastnosti DSPF

K vyšetreniu detekčných vlastností detektoru stôp v pevnej fáze typu CR-39 detektora sme v spolupráci s Technickou Univerzitou v Drážďanoch uskutočnili nasledovný experiment. Detektory sme exponovali vo vákuovej komore siedmymi rôznymi energiami alfa častíc a to (5,5; 4,4; 3,9; 3,3; 2,6; 1,4 a 1,0) MeV. Doba ožarovania bola 1800 sekúnd a fluencia alfa častíc 4500 cm⁻². Vyšetrovali sme vplyv rôznych časových integrálov chemického predleptania na odozvu detektoru stôp v pevnej fáze typu CR-39 s následným elektrochemickým leptaním, pričom sme určovali tri nasledovné parametre odozvy detektora:

- odleptanú hrúbku
- citlivosť detektora
- priemer elektrochemicky vyleptanej stopy
- energetickú závislosť.

Výsledky tohto experimentu môžeme vidieť na nasledujúcich obrázkoch 6.4.1-6.4.2 a v tabuľkách č. 6.4.1-6.4.5.

Tab.6.4.1 Sledované parametre DSPF pri 2 hodinovom chemickom predleptaní

Energia [MeV]	Počet stôp [cm⁻²]	Citlivosť'	Priemer stopy [μm]
5,5	3048 ± 179	0,67 ± 0,04	108 ± 7
4,4	2699 ± 144	0,60 ± 0,03	125 ± 18
3,9	2873 ± 198	0,64 ± 0,04	102 ± 12
3,3	2859 ± 15	0,64 ± 0,01	112 ± 18
2,6	2815 ± 110	0,63 ± 0,02	116 ± 9
1,4	78 ± 16	0,02 ± 0,01	118 ± 11
1,0	116 ± 23	0,03 ± 0,01	126 ± 15

Tab.6.4.2 Sledované parametre DSPF pri 4 hodinovom chemickom predleptaní

Energia [MeV]	Počet stôp [cm⁻²]	Citlivosť'	Priemer stopy [μm]
5,5	2925 ± 128	0,65 ± 0,03	124 ± 30
4,4	2610 ± 196	0,58 ± 0,04	94 ± 20
3,9	3186 ± 47	0,71 ± 0,01	99 ± 7
3,3	2496 ± 351	0,55 ± 0,08	116 ± 9
2,6	396 ± 44	0,09 ± 0,01	114 ± 15
1,4	318 ± 310	0,07 ± 0,03	150 ± 33
1,0	120 ± 16	0,03 ± 0,01	148 ± 25

Tab.6.4.3 Sledované parametre DSPF pri 7 hodinovom chemickom predleptaní

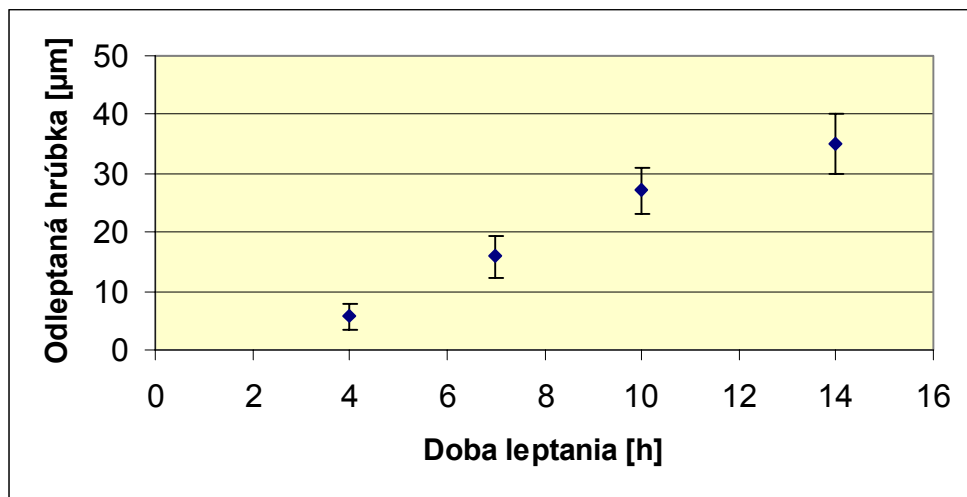
Energia [MeV]	Počet stôp [cm⁻²]	Citlivosť'	Priemer stopy [μm]
5,5	2877 ± 92	0,64 ± 0,02	111 ± 19
4,4	1529 ± 640	0,34 ± 0,14	138 ± 18
3,9	208 ± 28	0,05 ± 0,01	151 ± 26
3,3	154 ± 45	0,03 ± 0,01	153 ± 10
2,6	201 ± 57	0,05 ± 0,01	165 ± 30
1,4	151 ± 58	0,03 ± 0,01	157 ± 20
1,0	199 ± 44	0,04 ± 0,01	168 ± 27

Tab. 6.4.4 Sledované parametre DSPF pri 10 hodinovom chemickom predleptaní

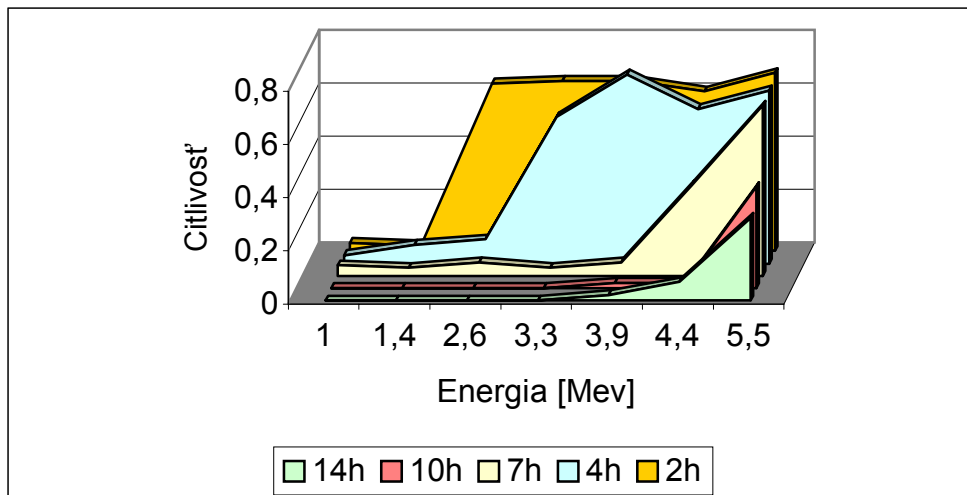
Energia [MeV]	Počet stôp [cm ⁻²]	Citlivosť	Priemer stopy [μm]
5,5	1710 ± 427	0,38 ± 0,09	133 ± 22
4,4	98 ± 29	0,02 ± 0,01	165 ± 18
3,9	86 ± 20	0,02 ± 0,01	164 ± 15

Tab. 6.4.5 Sledované parametre DSPF pri 14 hodinovom chemickom predleptaní

Energia [MeV]	Počet stôp [cm ⁻²]	Citlivosť	Priemer stopy [μm]
5,5	1385 ± 214	0,31 ± 0,05	156 ± 16
4,4	302 ± 109	0,07 ± 0,02	176 ± 27
3,9	105 ± 56	0,02 ± 0,01	182 ± 22



Obr.6.4.1 Závislosť odleptanej hrúbky detektora od doby chemického leptania



6.4.2 Energetická závislosť detektora od doby chemického predleptania

Z hore uvedených tabuliek a obrázkov vidíme lineárnu závislosť odleptanej hrúbky detektora od doby chemického predleptania a taktiež pozorujeme pri energetickej závislosti ako sa s narastajúcou dobou chemického predleptania zvyšuje prah detekcie pre vyššie energie alfa častíc. Ďalej je z tabuliek vidieť, že priemer stopy narastá s klesajúcou energiou alfa častice, ale pri rovnakej energii častice sa zväčšuje s dobou chemického predleptania. Na základe uvedených experimentov sme stanovili 2 hodinovú dobu chemického predleptania ako optimálnu pre detekciu alfa častíc, ktoré sú emitované pri premene radónu a jeho dcérskych produktov.

6.5. Stanovenie neistoty merania

Pre stanovenie neistôt meraní časového integrálu ekvivalentnej objemovej aktivity radónu, prípadne EOAR, sme v predloženej práci použili v súčasnosti platné predpisy MSA 0104/97, MSA 0105/97 a TPM 0051-93, schválené SÚTN.^{[MS 97], [MS 98], [TP 93]} V súlade s týmito predpismi sú základné pojmy definované nasledovne:

Neistota (výsledku merania) je parameter charakterizujúci interval hodnôt okolo výsledku merania, ktoré možno odôvodnene priradiť hodnote meranej veličiny.

Štandardná neistota (označenie u) je neistota vyjadrená hodnotou smerodajnej odchýlky. Štandardné neistoty merania môžeme na základe spôsobu vyhodnotenia rozdeliť na:

1. *štandardné neistoty typu A (označenie u_A)*, ktorých odhady boli získané štatistickou analýzou série nameraných hodnôt, a
2. *štandardné neistoty typu B (označenie u_B)*, odhady ktorých boli získané inými spôsobmi (na základe skúseností, prevzatím z kalibračných listov, z údajov tabuliek fyzikálnych konštánt, z technických údajov výrobcu, atď.).

Kombinovaná štandardná neistota (KŠN), (označenie u_C) je štandardná neistota, ktorá vznikla zlúčením všetkých štandardných neistôt typu A a B podľa zákona šírenia neistôt

$$u_C^2 = u_A^2 + u_B^2. \quad (6.5.1)$$

Rozšírená neistota (označenie U) je neistota charakterizujúca interval okolo hodnoty merania, v ktorom sa skutočná hodnota meranej veličiny nachádza s vyššou konfidenciou (spoľahlivosťou). Platí pre ňu vzťah 6.5.2.

$$U = k_U \cdot u_C \quad (6.5.2)$$

kde k_U je koeficient pokrytia. V prípade normálneho rozdelenia $k_U = 2$ a určená rozšírená neistota merania zodpovedá konfidencnej pravdepodobnosti približne 95 %.

Relatívna štandardná neistota (RKŠN) je daná percentuálnym zastúpením štandardnej neistoty k stanovenej hodnote.

Keďže v prípade stanovenia veličín I_{EOAR} , resp. EOAR použitím DSPF je známa len jedna nameraná hodnota, nedokážeme určiť štandardnú neistotu typu A, a preto musíme použiť vyhodnotenie typu B štandardnej neistoty.

Pre časový integrál ekvivalentnej objemovej aktivity radónu platí vzťah 6.5.3:

$$I_{EOAR} = n \sqrt{\frac{N_{vz}}{k}} \quad (6.5.3)$$

kde $N_{vz} = N_i - N_p$ je hustota stôp vzorky, ktorá je daná rozdielom nameranej hustoty stôp N_i a hustoty stôp pozadovej vzorky N_p , k a n sú parametre kalibračnej krivky príslušnej platne.

Pre stanovenie štandardnej neistoty typu B u_B časového integrálu EOAR platí vzťah 6.5.4:

$$u_B = \pm \sqrt{\sum_{N,n,k} \left(\frac{\partial I_{EOAR}}{\partial N, n, k} \right)^2 \cdot u_{N,n,k}^2} \quad (6.5.4)$$

kde štandardná neistota stanovenia hustoty stôp $u_N^2 = N_i + N_p$

a $u_{n,k}^2$ sú štandardné neistoty kalibračných konštánt n, k (viď kap.6.3)

Po vykonaní parciálnych derivácií dostaneme vzťah (6.5.5), podľa ktorého vypočítame štandardnú neistotu stanovenia I_{EOAR} :

$$u_B = \pm \sqrt{\left(\frac{1}{n \cdot k} \cdot \left(\frac{N_{vz}}{k} \right)^{\frac{1}{n}-1} \right)^2 \cdot (N_i + N_p) + \left(-\frac{1}{n^2} \cdot \left(\frac{N_{vz}}{k} \right)^{\frac{1}{n}} \ln \frac{N_{vz}}{k} \right)^2 \cdot u_n^2 + \left(-\frac{N_{vz}}{n \cdot k^2} \cdot \left(\frac{N_{vz}}{k} \right)^{\frac{1}{n}-1} \right)^2 \cdot u_k^2}$$

Odhad EOAR stanovenej pomocou DSPF určíme zo vzťahu:

$$c_{Rn,ekv.} = \frac{I_{EOAR}}{t_{exp}}, \quad (6.5.6)$$

kde t_{exp} je doba expozície.

Za predpokladu $u_B^2(t_{exp}) = 0$ dostaneme, že štandardná neistota typu B pre stanovenie EOAR je daná podielom štandardnej neistoty typu B pre stanovenie I_{EOAR} a času expozície t_{exp} .

V tabuľke 6.5.1 je bilancia neistôt pri stanovovaní EOAR pomocou DSPF, pričom všetky zdroje neistôt sú typickými predstaviteľmi neistoty typu B.

Tab. 6.5.1 Bilancia zdrojov neistôt typu B pri stanovovaní EOAR pomocou DSPF

Veličina	Hodnota	Jednotka	Relatívna štandardná neistota [%]	Spôsob získania	Rozdelenie pravdepodobnosti
N_i	260 ÷ 4700	cm ⁻²	13 ÷ 3	meranie	normálne
N_p	100 ÷ 500	cm ⁻²	21 ÷ 9	meranie	normálne
k – 52. platňa	11,5169	cm ⁻² Bq ⁻¹ h ⁻¹ m ³	18,49	meranie	rovnorné
n – 52. platňa	0,8447	-	3,48	meranie	rovnorné

Hodnoty relatívnej štandardnej neistoty (RŠN) stanovenia EOAR použitím DSPF sa pohybovali v rozpätí 15 ÷ 28 %, pričom priemerná RŠN bola cca 19 %. Najväčší príspevok k RŠN stanovenia EOAR má neistota určenia parametrov kalibračnej krivky k (16 %) a n (12 %), príspevok neistôt stanovenia hustoty stôp vzorky (2 %), resp. pozadia (4 %), je významne nižší.

6.6. Stanovenie koncentrácie radónu a torónu použitím DSPF

Výskyt izotopu ²²²Rn je v prírodných podmienkach doprevádzaný aj výskytom jeho ďalšieho izotopu ²²⁰Rn, tzv. torónu. Pre presné stanovenie objemovej aktivity ²²²Rn je preto dôležité vybrať takú metódu, ktorá dokáže separovať ²²²Rn od ²²⁰Rn alebo dokáže stanoviť objemové aktivity oboch izotopov.

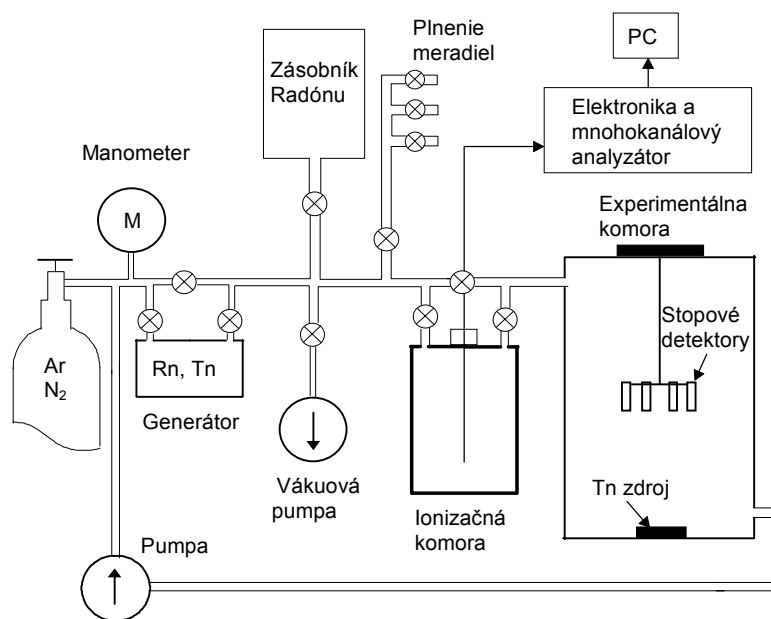
Pre meranie objemovej aktivity torónu (OAT) v pobytových a pracovných priestoroch sme navrhli použitie dvojkomorového dozimetra [⁹⁰So] s využitím detektoru stôp v pevnej fáze typu CR-39. Použili sme metódu, ktorá na diskrimináciu radónu od

torónu využíva rôzne fyzikálne vlastnosti oboch rádioaktívnych plynov. Detekčný materiál vyhodnocujeme tak isto ako pri dlhodobých integrálnych meraniach. Kombináciou rôznych typov difúzných bariér (papier, polyetylén) v dvojkomôrkovom dozimetre bolo dosiahnuté separované meranie jednotlivých rádioizotopov radónu, kde komôrka s papierovou bariérou s hrúbkou 0,15 mm meria objemové aktivity radónu a torónu a komôrka s polyetylénovou bariérou s hrúbkou 0,01 mm alebo 0,05 mm meria len objemovú aktivitu radónu, pretože polyetylénová bariéra slúži na diskrimináciu torónu.

Pre kalibráciu dozimetrov radónu a torónu sa využíva zariadenie pozostávajúce z nasledovných častí (viď obr. 6.6.1.):

- meracia časť - tvorí ju ionizačná komora s objemom 4 l, mnohokanálový analyzátor a elektronická časť alebo scintilačná komôrka s objemom 160 ml spolu s jednokanalovým analyzátorom;
- kalibračná komora - hermeticky uzatvoriteľná a vákuovateľná komora s objemom 10 l;
- plniaca časť - je tvorená vývevou, pracovným plynom pre ionizačnú komoru (Ar alebo N₂) a homogenizačnou pumpou;
- zdroje radónu a torónu - zdroj radónu sa pripája do okruhu medzi meraciu a kalibračnú časť a zdroj torónu sa vkladá do kalibračnej komory.

Kalibrácia dozimetrov v torónovej aktivite prebieha v prietokovom režime a kalibrácia v radónovej aktivite môže prebiehať aj v stacionárnom režime.



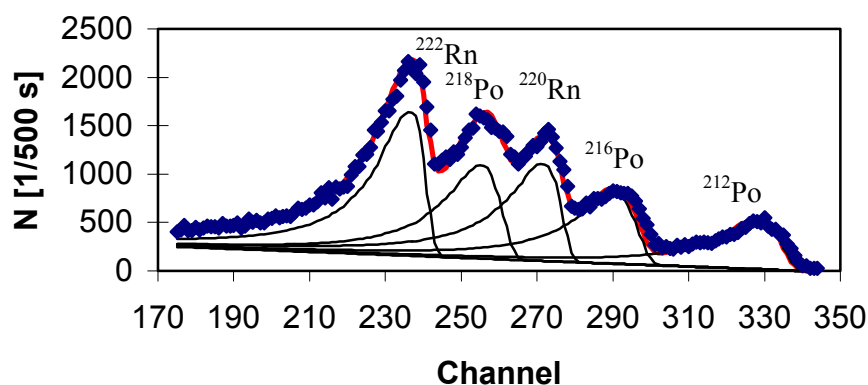
Obr. 6.6.1 Etalonážne zariadenie pre meranie objemových aktivít radónu a torónu

Tab.6.6.1 Kalibračné koeficienty ionizačnej komory pre merania radónu a torónu

Nuklid	Kalibračné koeficienty [%]		
	Radón		Torón
	Stacionárny režim	Prietokový režim	Prietokový režim
Rn	98,1	98,1	98,1
RaA/ThA	45,5	43,7	53,9
RaC/ThC	45,5	43,7	43,7
Celkom	63,1	61,7	76,0*

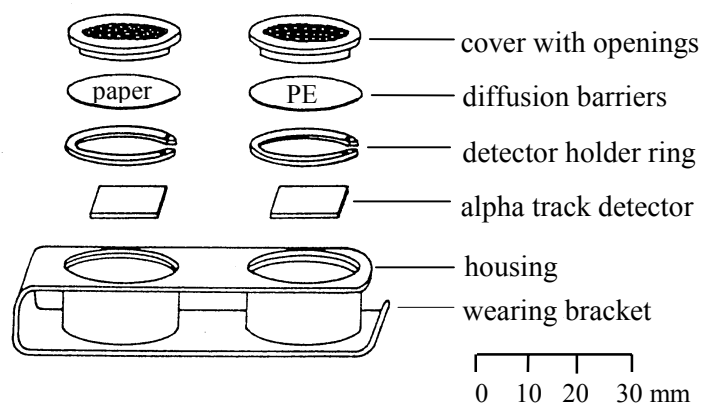
*výpočet je len pre torón a jeho prvý dcérsky produkt

kde RaA je ^{218}Po , RaC je ^{214}Po , ThA je ^{216}Po ThC je ^{212}Po a ^{212}Bi .



Obr. 6.6.2 Alfa spektrum radónu, torónu a ich dcérskych produktov merané ionizačnou komorou spolu s teoretickým rozkladom spektra na jednotlivé píky.

Dvojkomorový dozimeter



Obr.6.6.3 Schéma dvojkomorového dozimetra

Hustota stôp na detektore umiestnenom v difúznej komôrke závisí na difúzii radónu a torónu do komôrky. Táto difúzia je ovplyvnená použitou bariérou a jej difúznymi vlastnosťami. OAR a OAT v difúznej komôrke $c_2(t)$ môžeme zapísať podľa vzťahu: ^[Vi 00]

$$c_2(t) = \frac{c_1 \cdot L}{(\lambda + L) \cdot \cosh\left(\frac{h}{R}\right)} \cdot (1 - e^{-(\lambda+L)t}) \quad (6.6.1)$$

kde

$$L = \frac{\lambda \cdot R \cdot S}{V} \cdot \frac{\cosh\left(\frac{h}{R}\right)}{\sinh\left(\frac{h}{R}\right)} \quad (6.6.2)$$

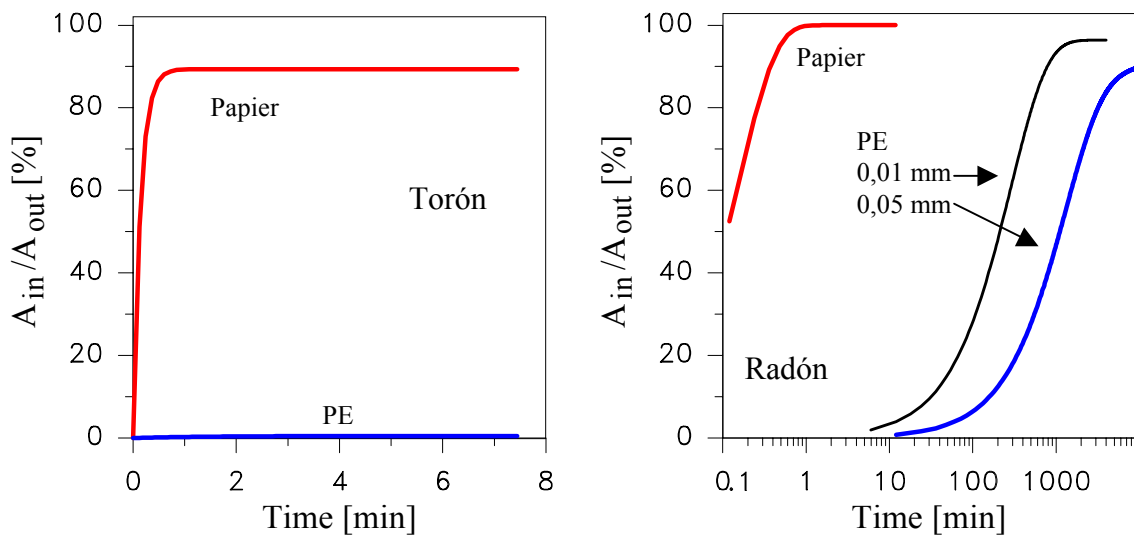
h - hrúbka difúznej bariéry

R - difúzna dĺžka radónu alebo torónu

V - objem komôrky

c_1 – je OAR alebo OAT v meranom priestore.

Nárast OAR a OAT v difúznej komôrke pri použití rôznych difúznych bariér je ukázaný na obr. 6.6.4. Pre zabránenie vstupu torónu do difúznej komôrky je možné použiť PE bariéru s hrúbkou 0,01 mm, alebo 0,05 mm, ktoré môžu zachytiť 99,5% alebo 99,96% torónu.



Obr. 6.6.4 Nárast OAR a OAT v difúznych komôrkach pri použití rôznych difúznych bariér.

Pre výpočet priemerných objemových aktivít radónu a torónu platia vzťahy, ktoré sme odvodili z nasledovných rovníc:

$$N_1 = (c_{Tn} K_T + c_{Rn} K_1) \cdot t_{\text{exp}} \quad (6.6.3)$$

$$N_2 = (c_{Rn} K_2) \cdot t_{\text{exp}} \quad (6.6.4)$$

Potom pre objemovú aktivitu radónu dostávame vzťah 6.6.5

$$c_{Rn} = \frac{N_2}{K_2 \cdot t_{\text{exp}}} \quad (6.6.5)$$

a pre objemovú aktivitu torónu vzťah 6.6.6:

$$c_{Tn} = \frac{N_1 - c_{Rn} \cdot K_1}{K_T} \quad (6.6.6)$$

Substitúciou vzťahu (6.6.5) do vzťahu (6.6.6) dostaneme:

$$c_{Tn} = \frac{N_1 - \frac{N_2}{K_2} \cdot K_1}{K_T} \quad (6.6.7)$$

a ďalšou úpravou dostaneme:

$$c_{Tn} = \frac{N_1 K_2 - N_2 K_1}{K_T K_2 t_{\text{exp}}} \quad (6.6.8)$$

kde:

N_1 = hustota stôp bez pozadia v difúznej komôrke s papierovou bariérou

N_2 = hustota stôp bez pozadia v difúznej komôrke s papierovou a s PE bariérou

$K_1 = 0,00400$ [$\text{cm}^{-2}/\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$]- kalibračný koeficient pre papierovú difúznu bariéru

$K_2 = 0,00277$ [$\text{cm}^{-2}/\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$]- kalibračný koeficient pre spoločnú papierovú a PE bariéru

$K_T = 0,00314$ [$\text{cm}^{-2}/\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$] - kalibračný koeficient pre torón

Testovanie dozimetra bolo uskutočnené expozíciou oddelene v radónovej a torónovej atmosfére pri použití papierovej bariéry (PA) a polyetylénovej (PE) s hrúbkou 0,05 mm. Teoretický pomer hustoty stôp PE/PA na detektoroch pod použitými bariérami je pre radón 0,81 a pre torón 0,007. Experimentálne stanovený pomer PE/PA odpovedá teoreticky odhadnutému pomeru pre radón 0,89 a pre torón 0,005. Porovnaním teoretických a experimentálnych výsledkov je vidieť ich zhodu a tým správnosť výberu použitých difúznych bariér pre daný typ dozimetra.

V praxi sme merania objemových aktivít radónu a torónu uskutočnili v dvoch krasových jaskyniach spolu s meraniami objemových aktivít radónu pomocou scintilačných komôrok. Tieto výsledky sú v nasledovných tabuľkách č.6.6.2-6.6.5.

OCHTINSKÁ ARAGONITOVÁ JASKYŇA:

Tab.6.6.2 Meranie OAR a OAT (24.6.1999 – 30.6.1999) pomocou detektorov stôp v pevnej fáze umiestnených v dvojkomorovom dozimetre (relatívna kombinovaná štandardná neistota merania < 20%)

Miesto popis	OAT [Bq.m⁻³]	OAR [Bq.m⁻³]	Tn/Rn
Hviezdna sieň <i>sintrové jazierko</i>	844	7678	0,11
Mramorová sieň <i>prostredný mramor</i>	3887	5659	0,68
Lono matky Zeme	742	7678	0,10
Hlboký dóm <i>pletivo</i>	924	5466	0,17
Vstupná hala	668	1586	0,42
Pokladňa <i>5 cm od steny</i>	373	2502	0,15

Tab. 6.6.3 Meranie OAR (scintilačné komôrky 25.6.1999)

Miesto	čas	OAR [Bq.m ⁻³]
Mramorová sieň	08:50	7747 ± 349
Sieň veľkej mliečnej cesty	09:00	7323 ± 330
Vchod do jaskyne	09:10	10821 ± 433
Vestibul vchod do tunela	09:20	1942 ± 87
Miestnosť sprievodcov	09:20	683 ± 41

JASKYŇA DRINY

Tab. 6.6.4 Meranie OAR (scintilačné komôrky 24.6.1999)

Miesto	čas	OAR [Bq.m⁻³]
Spojovacia chodba	10:00	950 ± 48
Hájkova sieň	10:15	1308 ± 52
Slonie uši	10:20	933 ± 47
Križovatka	10:30	783 ± 35
Beňovského chodba	10:40	980 ± 64

Tab. 6.6.5 Meranie OAR a OAT (24.6.1999 – 29.6.1999) pomocou detektorov stôp v pevnej fáze umiestnených v dvojkomorovom dozimetre.

Miesto <i>popis</i>	OAT [Bq.m ⁻³]	OAR [Bq.m ⁻³]	Tn/Rn
Spojovacia chodba <i>na stene</i>	58,2	1003	0,06
<i>10 cm od steny</i>	162	865	0,19
Hájkova sieň <i>10 cm od steny</i>	309	953	0,32
Slonie uši <i>rozvodová skriňa</i>	14,1	912,8	0,02
Beňovského sieň* <i>10 cm od steny</i>	33,5	800	0,12
Predajňa <i>priestor za plachtou</i>	897	1048	0,86

*najvyššie položený bod v jaskyni

Rozdiely medzi koncentraciami radónu stanovené DSPF a scintilačnými komôrkami sú spôsobené časom expozície. Scintilačné komôrky nám udávajú okamžitú hodnotu a DSPF ako integrálne meradlo nám udáva priemernú hodnotu OAR počas doby expozície.

V pobytových priestoroch sme merania uskutočnili v 20 miestnostiach po dobu 3 mesiacov, tak, že 1 dozimeter bol umiestnený na stene a druhý 30 cm od steny. Pre nízke koncentrácie radónu a torónu (na úrovni detekčnej hladiny) sa dali vyhodnotiť len 4 dvojice dozimetrov s vyššími koncentraciami.

Stena:

$$\text{OAT} = 9 \pm 2,7 \text{ Bq.m}^{-3} \quad \text{OAR} = 34 \pm 11,3$$

$$\text{Pomer Tn/Rn} \quad 0,24 \pm 0,04$$

30 cm od steny

$$\text{OAT} = 10 \pm 4,0 \text{ Bq.m}^{-3} \quad \text{OAR} = 43 \pm 21,3$$

$$\text{Pomer Tn/Rn} \quad 0,27 \pm 0,10$$

Naše predbežné merania poukazujú na významný výskyt ²²⁰Rn v jaskynných priestoroch a pri odhade radiačnej záťaže jaskynných pracovníkov je potrebné brať do úvahy aj záťaž od torónu a jeho dcérskych produktov.

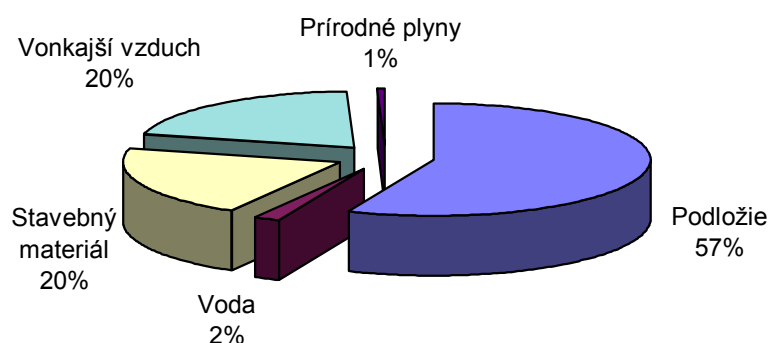
Ďalej bude potrebné uskutočniť ďalšie merania výskytu radónu a torónu vo vybraných pobytových priestoroch s vysokými koncentraciami a dlhšiu dobu. Zatiaľ naše výsledky nepoukazujú na závislosť pomeru koncentrácií torónu a radónu od vzdialenosti od steny, čo môže byť spôsobené aj dobrou ventiláciou a premiešavaním vzduchu v pobytových priestoroch ako aj v jaskyniach.

7. RADÓNOVÁ PROBLEMATIKA V POBYTOVÝCH PRIESTOROCH

7.1. Zdroje radónu a jeho výskyt

Výskyt radónu v obytných priestoroch závisí od charakteru zdroja (pôda, stavebný materiál, voda (viď obr.7.1.1) a ďalších parametrov ako sú:

- konštrukcia stavby (podpivničenie, izolácia, kanalizácia, netesnosti spojov atď.)
- režim bývania (vykurovací a vetrací režim)
- atmosférické a sezónne vplyvy (zrážky, teplota, vietor) ^[Th 95]



Obr.7.1.1 Podiel prísunu radónu do budovy z jednotlivých zdrojov ^[UN 93]

Časovú závislosť koncentrácie radónu v miestnosti môžeme vyjadriť nasledovným vzťahom 7.1.1, pričom pre stacionárne riešenie platí vzťah 7.1.2. ^[UN 82]

$$\frac{dA_{Rn}(t)}{dt} = e \cdot \frac{S}{V} + \frac{A_{RnP}}{V} + A_{RnV} \cdot \lambda_V + A_{Rn}(t) \cdot (\lambda_{Rn} + \lambda_V) \quad (7.1.1)$$

e - plošná exhalačná rýchlosť aktivity radónu zo stien

S - plocha stien

V - objem miestnosti

A_{RnP} - objemová aktivita radónu z iných zdrojov

A_{RnV} - objemová aktivita radónu vo vonkajšom vzduchu

λ_V - ventilačná rýchlosť

λ_{Rn} - konštanta premeny radónu

Pre stacionárne riešenie tejto rovnice v prípade že λ_V je z intervalu $(0,1-3)h^{-1}$ a λ_{Rn} zanedbáme dostaneme vzťah:

$$A_{Rn} = \frac{e \cdot \frac{S}{V} + \frac{A_{RnP}}{V}}{\lambda_V} + A_{RnV} \quad (7.1.2)$$

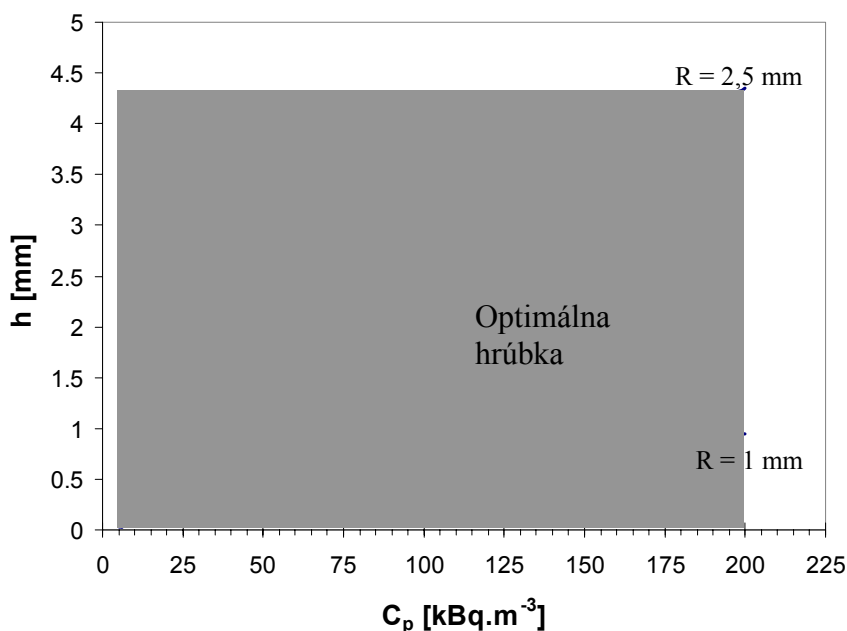
Najvýznamnejším zdrojom radónu v pobytových priestoroch je radón v pôdnom vzduchu, ktorý môže k celkovej aktivite prispievať až 57-imi percentami. Výskyt radónu v pôdnom vzduchu súvisí s množstvom uránu v podlaží a s celkovou geologickou stavbou územia. V Slovenskej republike veľkú časť územia zaberajú jadrové pohoria, ktoré sa vyznačujú zvýšeným množstvom tzv. kyslých uránových hornín.^[Pi 96] Zdroje emanácie radónu môžeme nájsť aj v neogénnych nížinách, kde v dôsledku tektonických zlomov vystupuje radón z hlbších podložných vrstiev. V praxi sa stretávame s hodnotami OAR v pôdnom vzduchu v rozsahu od jednotiek až po stovky $\text{kBq} \cdot \text{m}^{-3}$.

Pred začatím výstavby obytnej budovy je preto vhodné určiť či OAR v pôdnom vzduchu prekračuje odvodенú zásahovú úroveň stanovenú Vyhláškou MZ SR č.12/2001 Z.z. Budovy postavené na území, kde je prekročená odvodенá zásahová úroveň musia byť chránené proti prenikaniu radónu z podlažia protiradónovými nápravnými opatreniami napríklad plynonepriepustnými izolačnými materiálmi. Stanovenie difúzných koeficientov protiradónových bariér robíme aj na našom pracovisku.^[Vi 02] Pre stanovenie optimálnej hrúbky difúznej bariéry použijeme nasledovný vzťah

$$h \geq R \cdot \arcsin h \frac{a_i \cdot R \cdot p \cdot \lambda \cdot C_p \cdot A}{C_{Lim} \cdot V \cdot (\lambda + \lambda_V)}, \quad (7.1.3)$$

kde C_p je OAR v pôdnom vzduchu, p porozita bariéry, R difúzna dĺžka bariéry, A kontaktná plocha budovy a podlažia, V objem kontaktnej časti budovy, λ_V rýchlosť výmeny vzduchu v budove, λ premenová konštanta radónu a a_i je konštanta pre danú priepustnosť podlažia a charakterizuje rýchlosť prísunu radónu do oblasti kontaktu s

budovou. Napríklad hodnoty koeficientu priepustnosti používané v Českej republike sú pre dobre priepustné podlažie $a_1 = 10$, pre stredne priepustné podlažie $a_2 = 4,3$ a pre nízkoopriepustné podlažie $a_3 = 3$. Pri zohľadnení konštrukcie budovy a prípustné hodnoty aktivity ^{226}Ra v stavebných materiáloch je odporúčané aby C_{Lim} bola 10 % zo zásahovej úrovne objemovej aktivity radónu vo vnútorných priestoroch budov.^(Ji 97) Vzhľadom na podobnosť radónovej legislatívy a špecifikácie radónového rizika podlažia je možné použiť tieto koeficienty aj v SR. S prihliadnutím na tieto skutočnosti, oblasť optimálnej hrúbky protiradónovej bariéry stanovenej pre vysoké radónové riziko s $a_1 = 10$, ventilačnú rýchlosť $\lambda_V = 0,3 \text{ h}^{-1}$ a interval difúznej dĺžky R od 1 mm do 2,5 mm je zobrazená na obrázku 7.1.2.



Obr. 7.1.2 Oblasť optimálnej hrúbky protiradónovej bariéry stanovenej pre vysoké radónové riziko, ventilačnú rýchlosť λ_V je $0,3 \text{ h}^{-1}$ a interval difúznej dĺžky R je od 1 mm do 2,5 mm.

Stavebné materiály prispievajú síce podstatne menšou mierou ako radón z podlažia, ale aj tak je potrebné a dôležité sledovať výskyt prírodných rádionuklidov a premeriavať mernú aktivitu ^{226}Ra v stavebných surovinách. Doklad o objemovej aktivite rádia je súčasťou povinného hodnotenia akosti stavebného materiálu a zárukou, aby nedochádzalo k výrobe a k distribúcii zdravotne nevyhovujúcich stavebných výrobkov. V

Českej republike boli zaznamenané prípady, keď v dôsledku použitia stavebného materiálu namerané priemerné celoročné EOAR dosahovali hodnoty tisícky Bq.m⁻³. V Jáchymove boli nájdené budovy s vysoko aktívnou omietkou s požitým pieskom, ktorý bol odpadom pri spracovaní uránovej rudy. Ďalším príkladom sú montované rodinné domy typu START, ^[Th92] v ktorých sa pri výstavbe použila vysoko aktívna ryncholecká škvara.

Najmenšou mierou k výskytu radónu v bytovom priestore prispieva voda. Aby mohol byť vodný zdroj použitý pre domácnosti, nesmie objemová aktivita radónu prekročiť hodnotu 50 kBq.m⁻³ ^[Vy 01].

7.2. Celoročné variácie radónu v bytových priestoroch

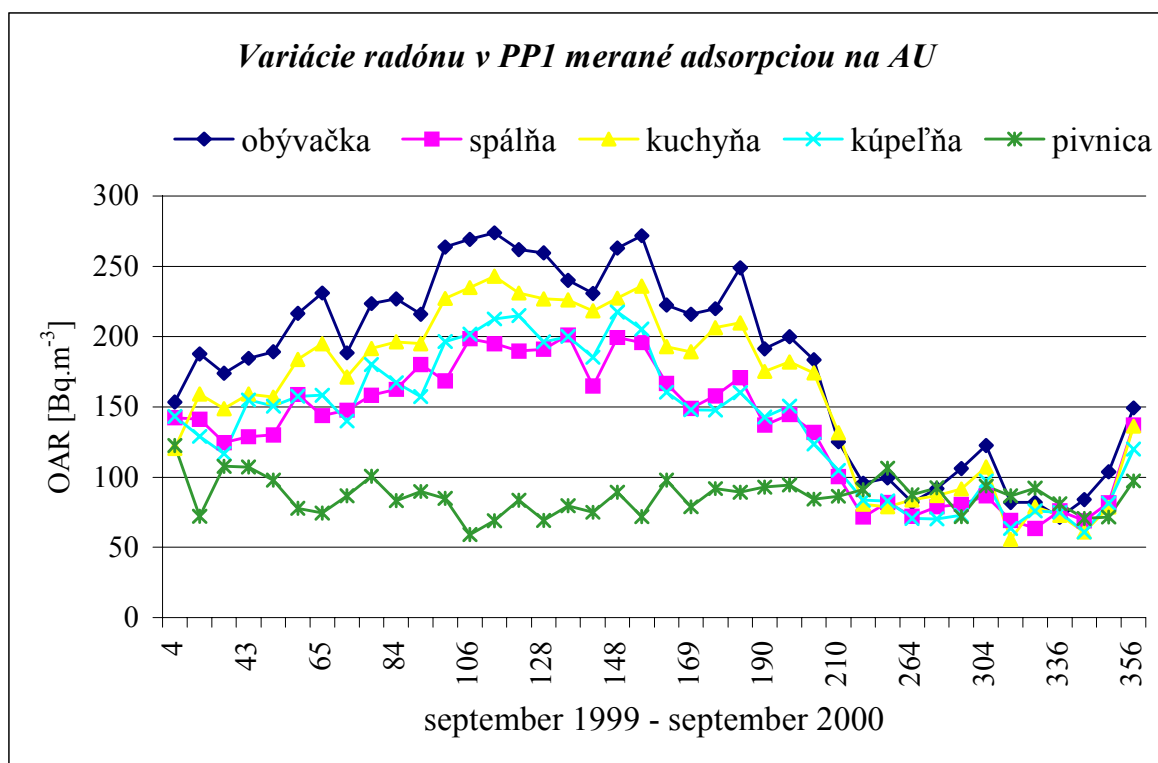
Atmosferické vplyvy a režim bývania spôsobujú variácie koncentrácie radónu v bytovom priestore nielen v priebehu dňa ale aj v priebehu celého roka. Denné variácie radónu ^[Du 96] sa vyznačujú nárastom v skorých ranných hodinách, kedy je najväčší teplotný rozdiel medzi ovzduším v pôde a v budove. Celoročné variácie dosahujú maximum v zimných mesiacoch, keď je znížený vetrací režim, vykurovanie budovy spôsobuje veľký teplotný rozdiel medzi vnútorným a vonkajším prostredím, vzniká podtlak v budove a dochádza k nasávaniu pôdneho vzduchu. V letných mesiacoch je koncentrácia minimálna, pretože je zvýšené vetranie a teplotný rozdiel je podstatne menší. Pomery koncentrácií môžu byť od 2 do 5. ^[Th95] Podobne je to aj v budovách, ktoré nie sú v kontakte s pôdou. ^[Ho 00]

Na sledovanie celoročných variácií radónu v bytovom priestore sme použili krátkodobú integrálnu metódu - meradlo OAR s aktívnym uhlím (AU). Vytipovali sme starší rodinný dom v Bratislave (pracovné označenie PP1), v ktorom sme v prízemných nepodpivničených miestnostiach a v pivnici. Koncentráciu radónu sme stanovovali v týždňových intervaloch. Výsledky sú uvedené na obrázku č. 7.2.1. Zároveň sme s aktívnym uhlím v bytových miestnostiach exponovali aj dlhodobé integrálne meradlo radónu – DSPF typ CR-39, ktoré sme exponovali v šesťmesačnom intervale a to od septembra 1999 do februára 2000 a od marca 2000 do augusta 2000. Výsledné priemerné celoročné hodnoty koncentrácie radónu sme navzájom porovnali (viď tab.7.2.1), pričom

nám vyšla priemerná hodnota koeficientu pomerov hodnôt OAR stanovených AU a DSPF = $0,96 \pm 0,17$.

Tab.7.2.1 Porovnanie celoročných priemerných hodnôt OAR stanovených aktívnym uhlím a DSPF

Miestnosť	OAR \pm STD [Bq.m ⁻³] AU	OAR \pm STD [Bq.m ⁻³] DSPF	AU/DSPF
Obývacia izba	185,3 \pm 63,91	167,5 \pm 40,20	1,11
Spálňa	135,9 \pm 43,24	182,5 \pm 19,98	0,74
Kuchyňa	162,8 \pm 57,48	177,5 \pm 25,13	0,92
Kúpeľňa	141,1 \pm 47,73	131,3 \pm 41,3	1,07
Pomer hodnôt OAR meraných AU/DSPF = $0,96 \pm 0,17$			

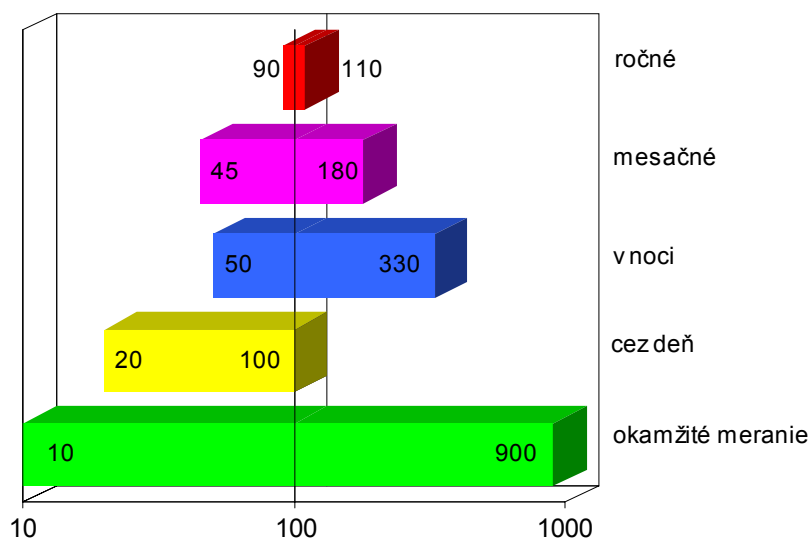


Obr.7.2.1 Variácie radónu stanovené aktívnym uhlím

Z časovej závislosti OAR je zrejmé, že meranie aktívnym uhlím potvrdilo výrazné celoročné variácie v obývaných miestnostiach. Najvyššia hodnota OAR bola nameraná v týždni 6.1. - 12.1.2000 (231 Bq.m⁻³) a najnižšiu koncentráciu radónu sme zaznamenali v týždni 1.8. - 8.8.2000 (68 Bq.m⁻³). Variácie koncentrácie radónu neboli

pozorované v pivnici, kde bola OAR počas celého roka takmer konštantná, čo je spôsobené tým, že v zimnom období nebola táto miestnosť vykurovaná. Ďalej sme na naše výsledky aplikovali model lineárnej faktorovej analýzy,^[Bl 85] aby sme zistili vplyv vybraných klimatických ukazovateľov na úroveň objemovej aktivity radónu. Zistené vplyvy poukázali na silnú závislosť koncentrácie OAR v obývaných miestnostiach na vonkajšej teplote a vlhkosti vonkajšieho vzduchu.^[Se 00]

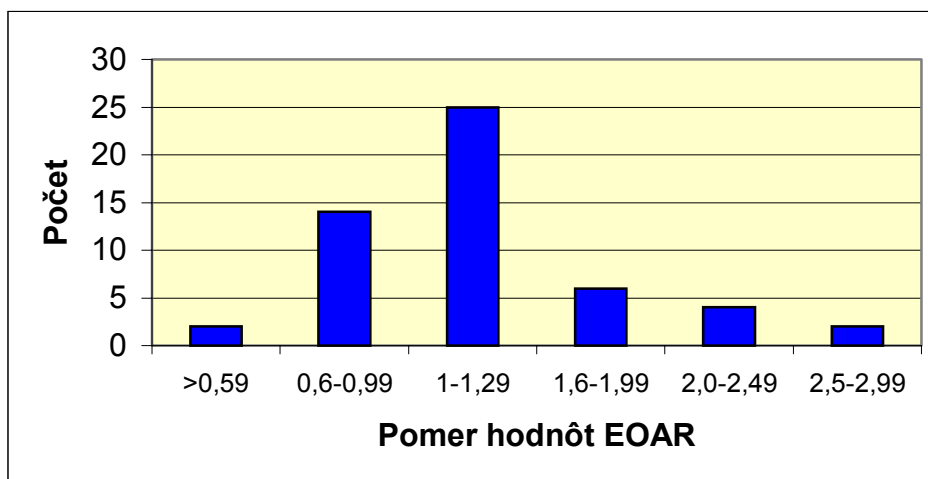
Vzhľadom k denným a hlavne celoročným variáciám výskytu radónu v pobytovom priestore je dôležité pre čo najpresnejšie stanovenie priemernej koncentrácie radónu použiť dlhodobú integrálnu metódu. Na obr.7.2.2 sú uvedené možné namerateľné rozptyly danej koncentrácie radónu 100 Bq.m^{-3} v pobytovom priestore ak použijeme rôzne dlhodobé metódy. Pri ročnej integrálnej metóde môžeme získať interval od 90 do 110 Bq.m^{-3} (t.j. 10% rozptyl) a výsledok stanovenia radónu pomocou okamžitého merania môže byť v intervale už od 10 až do 900 Bq.m^{-3} .



Obr.7.2.2 Rozptyly stanovenia koncentrácie radónu pri použití rôzne dlhodobých metód.^(WHO96)

Na našom pracovisku sme sa rozhodli používať detektory stôp v pevnej fáze typu CR-39 na šesť mesačnú dobu expozície, pričom tri mesiace expozície spadali do vykurovacieho obdobia a tri mesiace do nevykurovacieho obdobia, aby sme v čo najmenšej miere eliminovali klimatické faktory. Za účelom zistenia vplyvu obdobia

expozície sme uskutočnili experiment, kedy sme vo vytypovaných 75 miestnostiach exponovali detektory stôp v pevnej fáze po celý rok 2krát po dobu šesť mesiacov. Prvá expozícia sa uskutočnila v II. polroku 1990 a druhá expozícia v I.polroku 1991. Výsledné hodnoty EOAR v sledovaných 75-ich miestnostiach sme porovnali a výsledky týchto pomerov sú uvedené v histograme na obrázku č.7.2.3. Priemerná hodnota týchto pomerov je $1,28 \pm 0,43$. Minimálna hodnota pomeru je 0,5 a maximálna 2,58.



Obr. 7.2.3 Porovnanie dvoch sérií meraní EOAR v rovnakých miestnostiach za II.polrok 1990 a I.polrok 1991

7.3 Výsledky radónového prieskumu vo vybraných krajinách

Na prelome 70 a 80-tych rokov sa v niektorých vyspelých štátoch pristúpilo k celoplošným screeningovým meraniam objemových aktivít radónu v pobytových priestoroch a k vyhľadávaniu budov s prekračujúcimi zásahovými úrovňami. V týchto krajinách sa v riešení radónovej problematiky pokračuje dodnes až na úroveň znižovania radónového rizika pomocou nápravných opatrení. Porovnanie zistených priemerných a maximálnych hodnôt OAR je zhrnuté do tabuľky 7.3.1

Tab.7.3.1 Prehľad výskytu radónu v pobytových priestoroch vo vybraných krajinách^[UN]

Krajina	Počet obyvateľov (10 ⁶)	OAR [Bq.m ⁻³]	
		Aritmetický priemer	Maximálna hodnota
Alžírsko	28,78	30	140

Egypt	63,27	9	24
Kanada	29,68	34	1720
USA	269,4	46	25
Argentína	35,22	37	211
Chile	14,42	25	86
Paraguay	4,96	28	51
Čína	1232	24	380
Hong-Kong	6,19	41	140
India	944,6	57	210
Indonézia	200,45	12	120
Japonsko	125,4	16	310
Kazachstan	16,82	10	6 000
Malajzia	20,58	14	20
Pakistan	140,0	30	83
Thajsko	58,7	23	480
Arménsko	3,64	104	216
Írán	69,98	82	3 070
Kuwait	1,69	14	120
Sýria	14,57	44	520
Dánsko	5,24	53	600
Estónsko	1,47	120	1 390
Fínsko	5,13	120	20 000
Litva	3,73	55	1 860
Nórsko	4,35	73	50 000
Švédsko	8,82	108	85 000
Rakúsko	8,11		190
Belgicko	10,16	48	12 000
Francúzsko	58,33	62	4 690
Nemecko	81,92	50	>10 000
Írsko	3,55		1 700
Luxembursko	0,41	110	2 500
Holandsko	15,58	23	380
Švajčiarsko	7,22	70	10 000
Anglicko	58,14	20	10 000
Bulharsko	8,47		250
Česko	10,25	140	20 000
Maďarsko	10,05	107	1 990
Poľsko	38,60	41	432
Rumunsko	22,66	45	1 025
Albánsko	3,40	120	270
Chorvátsko	4,50	35	92
Cyprus	0,76	7	78
Grécko	10,49	73	490
Taliansko	57,23	75	1 040
Portugalsko	9,81	62	2 700
Slovinsko	1,92	87	1 330

Španielsko	39,67	86	15 400
Austrália	18,06	11	420
Nový Zéland	3,60	20	90
Medián		46	480
Vážený priemer podľa obyvateľstva		39	1 200

Z tabuľky vidíme veľké rozdiely medzi priemernými a maximálnymi hodnotami OAR u jednotlivých krajín. Štáty ako Austrália, Egypt, Kuvajt a Nový Zéland majú nízke koncentrácie radónu v pobytočných priestoroch vďaka svojej polohe v teplejších oblastiach, kde sú budovy prakticky vetrané po celý rok. Štáty, ktoré sa nachádzajú v oblastiach s chladnejším podnebím a s vykurovacou sezónou majú radónové riziko vyššie a silne závislé od geologického podložia danej krajiny.

Podľa správy UNSCEAR 2000 vážený aritmetický priemer podľa populácie 39 Bq.m^{-3} bol prijatý ako celosvetový aritmetický priemer pre objemovú aktivitu radónu v pobytočných priestoroch. Geometrický priemer OAR je 30 Bq.m^{-3} . K nim zodpovedajúce hodnoty ekvivalentných objemových aktivít sú 16 Bq.m^{-3} (aritmetický priemer) a 12 Bq.m^{-3} (geometrický priemer). Odhad celoročnej priemernej efektívnej dávky na obyvateľa z inhalácie radónu a jeho dcérskych produktov je 1 mSv vo vnútornom prostredí a $0,13 \text{ mSv}$ vo vonkajšom prostredí.

7.4. Výsledky radónového prieskumu v SR

V Slovenskej republike sa začalo s riešením radónovej problematiky v r. 1991, kedy bol Ústav preventívnej a klinickej medicíny v rámci ochrany zdravia obyvateľstva poverený Uznesením vlády SR č.729/91 a Medzirezortnou koordinačnou komisiou pre riešenie radónovej problematiky pri Ministerstve životného prostredia zabezpečením systematického vyhľadávania objektov s možnou zvýšenou ekvivalentnou objemovou aktivitou radónu a vytvorením Štátneho metrologického strediska pre radónové veličiny.

Pre získanie reprezentatívneho celoslovenského prehľadu o EOAR v pobytočných priestoroch, bola na ÚPKM zavedená integrálna metóda merania s využitím detektorov stôp v pevnej fáze typu CR-39, ^[Vi 92] ktorá bola úspešne overená na medzinárodnom zrovnaní pasívnych detektorov radónu (v r.1992), ktoré iniciovali Medzinárodná agentúra pre atómovú energiu vo Viedni spolu s Environmental Protection Agency v USA.

Zároveň s týmto porovnaním sa uskutočnil celosvetový veľkoplošný prieskum výskytu radónu v pobytových priestoroch v približne v 1 promile bytového fondu každej zúčastnenej krajiny, ktorá úspešne obstála v porovnaní integrálnych pasívnych detektorov. Ďalšieho medzinárodného porovnania sme sa zúčastnili v r.1998, ktoré iniciovala Európska únia v spolupráci s National Radiological Protection Board vo Veľkej Británii. Aj na tomto medzinárodnom zrovnaní integrálnych metód používaných na stanovenie koncentrácie radónu, bola naša metóda úspešne overená. [Ho98]

Do tohto obdobia bolo rozmiestnených približne 10 000 detektorov (v jednom byte sa umiestňujú minimálne dva detektory) v náhodne vybraných priestoroch v celej SR. Distribúcia detektorov CR-39 je zabezpečovaná prostredníctvom Štátnych zdravotných ústavov v Bratislave, Banskej Bystrici a v Košiciach. K detektorom je priložený podrobný dotazník, ktorý umožňuje detailné spracovanie screeningových meraní v závislosti od typu stavby, použitých stavebných materiálov a mnohých ďalších parametrov, ktoré ovplyvňujú úroveň OAR a EOAR v pobytových priestoroch. Po polročnej expozícii sa dozimetre s dotazníkmi vrátia k vyhodnoteniu. Výsledky merania EOAR v pobytových priestoroch sú uchovávané v databázovom programe, špeciálne vytvorenom pre túto problematiku, ktorý nám umožňuje spracovávať získané údaje podľa zadaných parametrov. Tento softwer bol vytvorený ešte v čase platnosti Vyhlášky MZ SR č.406/92 Z.z, ktorá definovala zásahovú úroveň v jednotkách ekvivalentnej objemovej aktivity radónu ($200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). Z dôvodu zachovania kompatibility tejto databázy, pokračujeme a uvádzame zistené hodnoty v jednotkách EOAR, napriek tomu, že súčasná Vyhláška MZ SR č.12/2001 uvádza odvodenú zásahovú úroveň v jednotkách objemovej aktivity radónu ($500 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). Pri doporučenom (ICRP 65) koeficiente rovnováhy 0,4 je zachovaná rovnosť medzi týmito jednotkami:

$$200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3} \text{ EOAR predstavuje } 500 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3} \text{ OAR.}$$

Z doterajších meraní EOAR v pobytových priestoroch SR sme získali výsledky z 3657 bytových jednotiek (viď tab.7.4.1), čo predstavuje približne 0,2 % z celkového bytového fondu na Slovensku, pričom návratnosť zozbieraných detektorov je asi 65 %. Zo skúmanej vzorky 409 bytových jednotiek prekračuje hodnotu EOAR $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ [t.j.zásahová úroveň (Z.Ú.) stanovená Vyhláškou MZ SR č.406/92 pre existujúce pobytové priestory] pričom u 380 bytov je potrebné uskutočniť nápravné opatrenia do 10-ich rokov od zisteného stavu a u 29-ich už do troch rokov. Maximálne zaznamenaná

hodnota EOAR bola 1500 Bq.m^{-3} .

Tab.7.4.1. Namerané hodnoty EOAR v pobytových priestoroch v SR

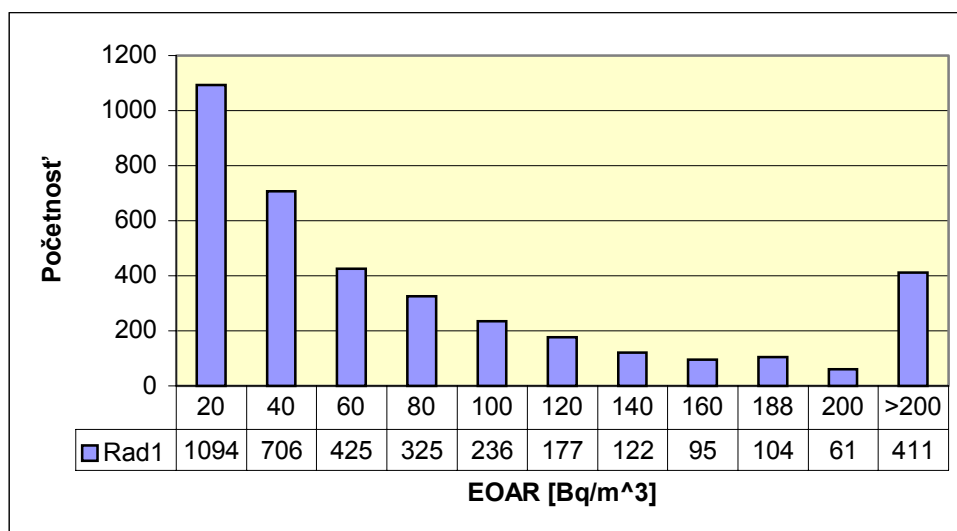
EOAR (Bq.m^{-3})	Počet bytov	Počet bytov (%)	Nápravné opatrenia
< 200	3248	88,8	-
200 - 599	380	10,4	do 10 rokov
600- 2000	29	0,8	do 3 rokov

Aritmetický priemer (A.P.) so štandardnou odchýlkou súboru (STD) EOAR zo skúmanej vzorky je $86 \pm 119 \text{ Bq.m}^{-3}$ a geometrický priemer (G.P.) je $41 \pm 2,2 \text{ Bq.m}^{-3}$, pričom je rozdiel medzi vzorkou rodinných domov (RD), kde aritmetický priemer je $125 \pm 135 \text{ Bq.m}^{-3}$ a geometrický priemer $73 \pm 1,8 \text{ Bq.m}^{-3}$ a vzorkou viacbytových domov (VD), kde aritmetický priemer je $22 \pm 24 \text{ Bq.m}^{-3}$ a geometrický priemer $15 \pm 1,46 \text{ Bq.m}^{-3}$ (viď tab.7.4.2). Tieto rozdiely vo vzorkách medzi rodinnými domami a viacbytovými domami sú graficky znázornené na histogramoch (obr. 7.4.1 a 7.4.2)

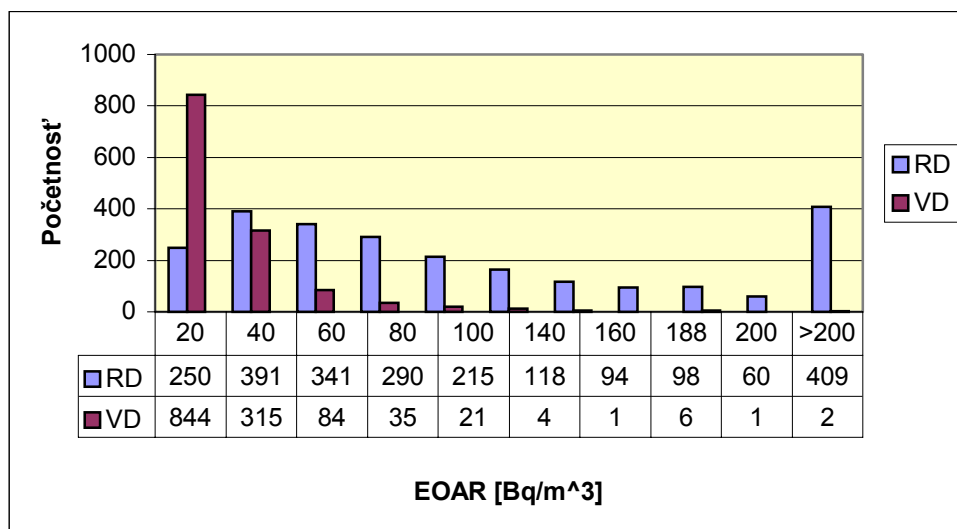
Analýzy podľa typu domu sme na sledovanej vzorke uskutočnili aj pre jednotlivé kraje SR. Ich výsledky sú uvedené v tabuľkách č. 7.4.3 až 7.4.10 a na obrázkoch č. 7.4.3. – 7.4.18. Z uvedených tabuliek a grafov vyplývajú značné rozdiely vo výskyte koncentrácie radónu na sledovanej lokalite. Najnižšie hodnoty EOAR sa nachádzajú v Bratislavskom kraji, kde len 16 pobytových priestorov (t.j. 2,48 % zo sledovanej vzorky) prekračuje hodnotu 200 Bq.m^{-3} . Najvyššie hodnoty EOAR sa nachádzajú v Košickom kraji, kde až 117 pobytových priestorov (t.j. 21,08 % zo sledovanej vzorky) prekračuje hodnotu 200 Bq.m^{-3} . Taktiež značné rozdiely v jednotlivých krajoch vidíme vo vzorkách medzi rodinnými domami a viacbytovými domami. Vo viacbytových domoch sa nachádzajú aritmetické priemery EOAR v rozsahu od 14 Bq.m^{-3} (Bratislavský kraj) do 35 Bq.m^{-3} (Žilinský kraj) a geometrické priemery v rozsahu od 10 Bq.m^{-3} (Bratislavský kraj) do 24 Bq.m^{-3} (Žilinský kraj). V rodinných domoch sú tieto rozsahy značne vyššie. Aritmetické priemery EOAR sú v rozsahu od 75 Bq.m^{-3} (Bratislavský kraj) do 130 Bq.m^{-3} (Košický kraj) a geometrické priemery v rozsahu od 45 Bq.m^{-3} (Bratislavský kraj) do 98 Bq.m^{-3} (Košický kraj).

Tab.7.4.2 Zhodnotenie meraní EOAR v pobytových priestoroch SR podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	2363	125 ± 135	73 ± 1,80	407	17,22 %
V.D.	1294	22 ± 24	15 ± 1,46	2	0,01 %
Všetky	3657	86 ±119	41 ± 2,22	409	11.18 %



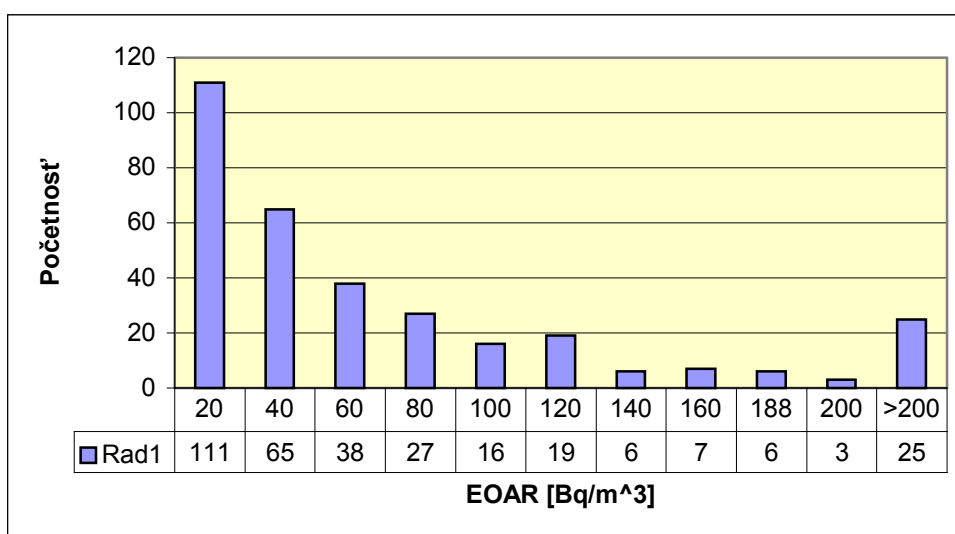
Obr.7.4.1 Histogram zistených hodnôt EOAR v pobytových priestoroch SR



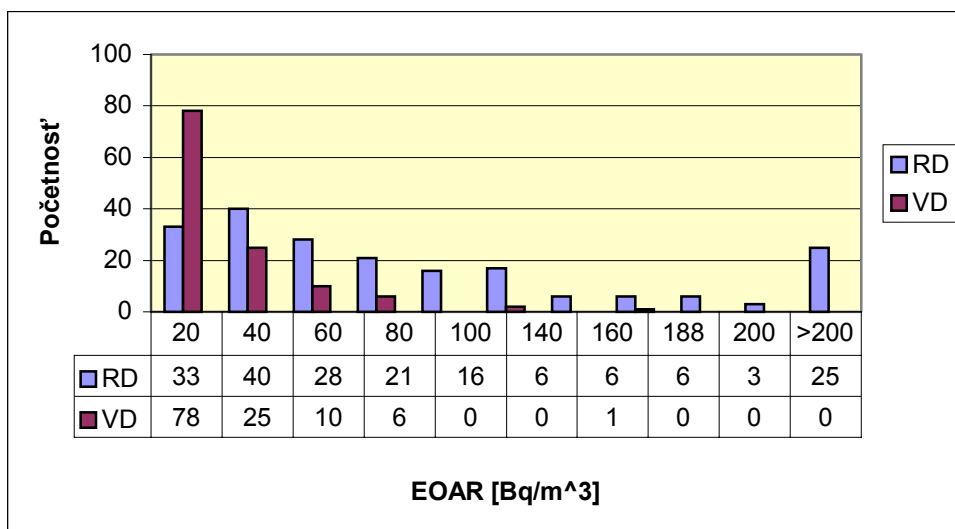
Obr.7.4.2 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD na Slovensku

Tab.7.4.3 Zhodnotenie meraní EOAR v pobytových priestoroch Prešovského kraja podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	201	103 ± 158	53 ± 2,11	25	12,44 %
V.D.	122	23 ± 22	17 ± 1,38	0	0,00 %
Všetky	323	73 ±131	34 ± 2,11	25	7.74 %



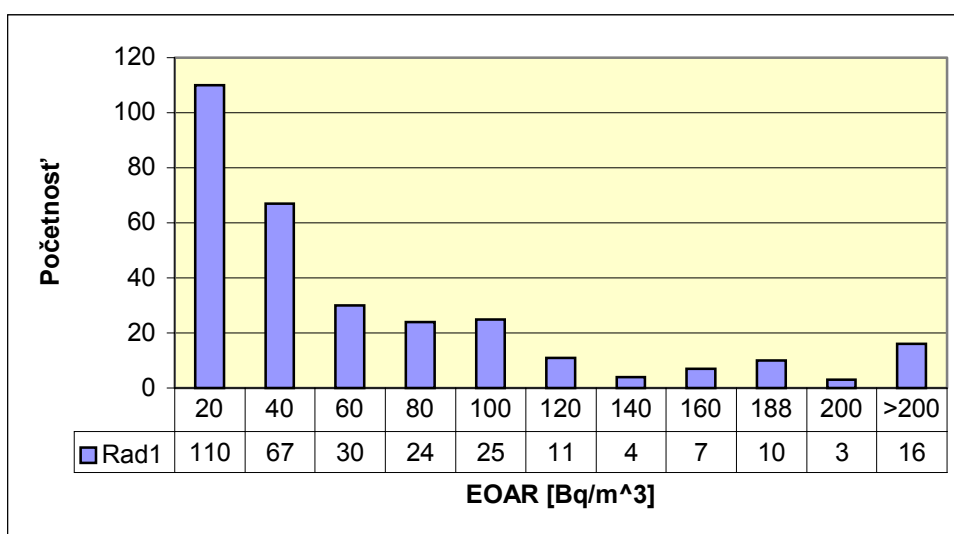
Obr.7.4.3 Histogram zistených hodnôt EOAR v pobytových priestoroch Prešovského kraja



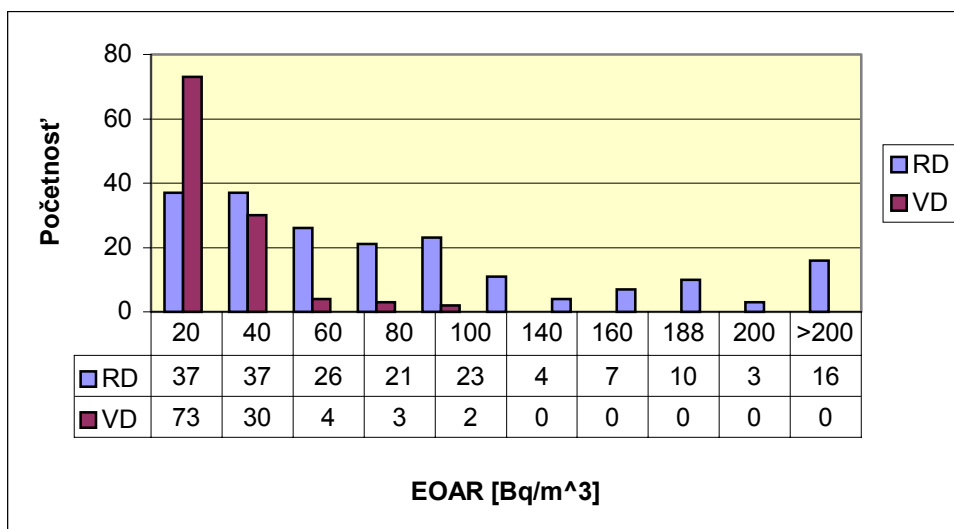
Obr.7.4.4 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD v Prešovskom kraji

Tab.7.4.4 Zhodnotenie meraní EOAR v bytových priestoroch Trnavského kraja podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	195	87 ± 96	52 ± 1,76	16	8,21 %
V.D.	112	18 ± 17	13 ± 1,41	0	0,00 %
Všetky	307	62 ± 84	32 ± 2,02	16	5.21 %



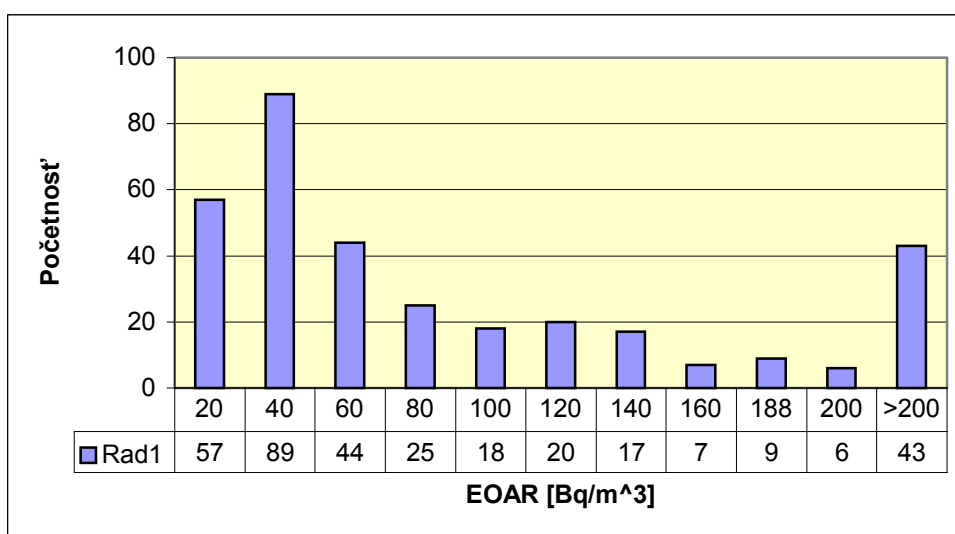
Obr.7.4.5 Histogram zistených hodnôt EOAR v bytových priestoroch Trnavského kraja



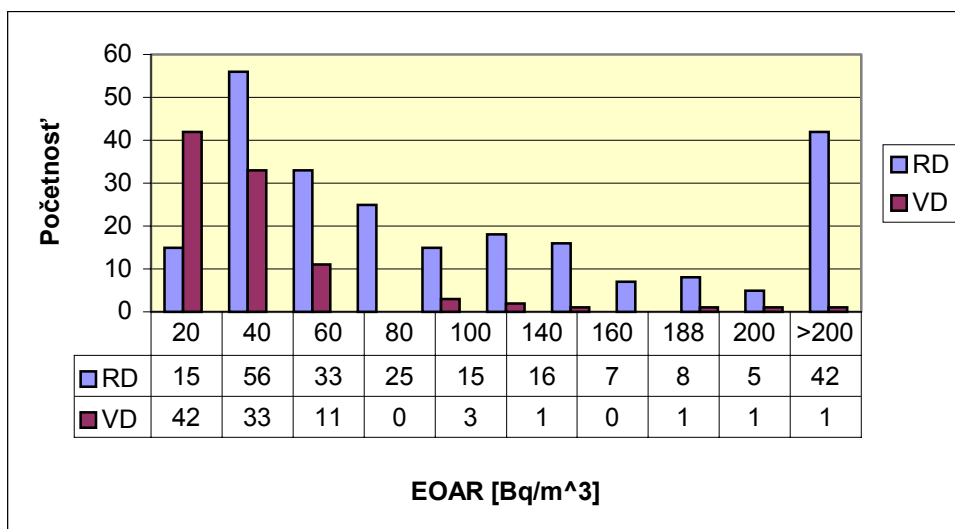
Obr.7.4.6 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD v Trnavskom kraji

Tab.7.4.5 Zhodnotenie meraní EOAR v pobytových priestoroch Žilinského kraja podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	240	112 ± 106	74 ± 1,59	42	17,50 %
V.D.	95	35 ± 38	24 ± 1,42	1	1,05 %
Všetky	335	90 ± 99	53 ± 1,75	43	12.84 %



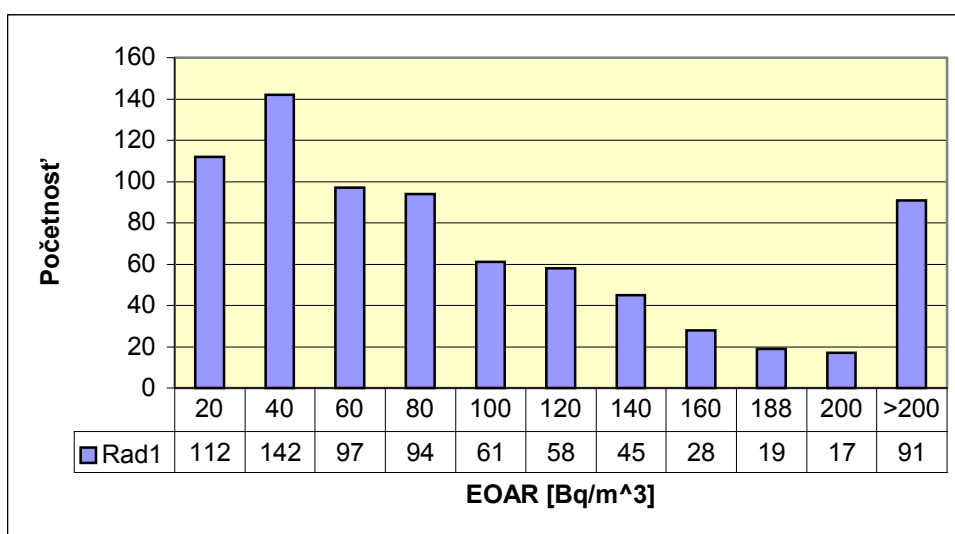
Obr.7.4.7 Histogram zistených hodnôt EOAR v pobytových priestoroch Žilinského kraja



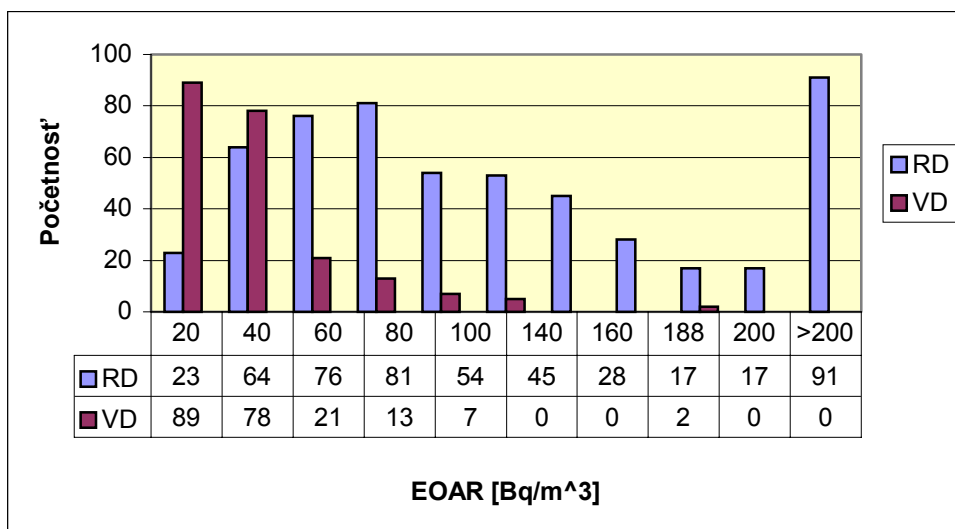
Obr.7.4.8 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD v Žilinskom kraji

Tab.7.4.6 Zhodnotenie meraní EOAR v pobytových priestoroch Banskobystrického kraja podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	549	130 ± 132	88 ± 1,57	91	16,58 %
V.D.	215	31 ± 27	24 ± 1,33	0	0,00 %
Všetky	764	102 ± 121	61 ± 1,78	91	11,91 %



Obr.7.4.9 Histogram zistených hodnôt EOAR v pobytových priestoroch Banskobystrického kraja

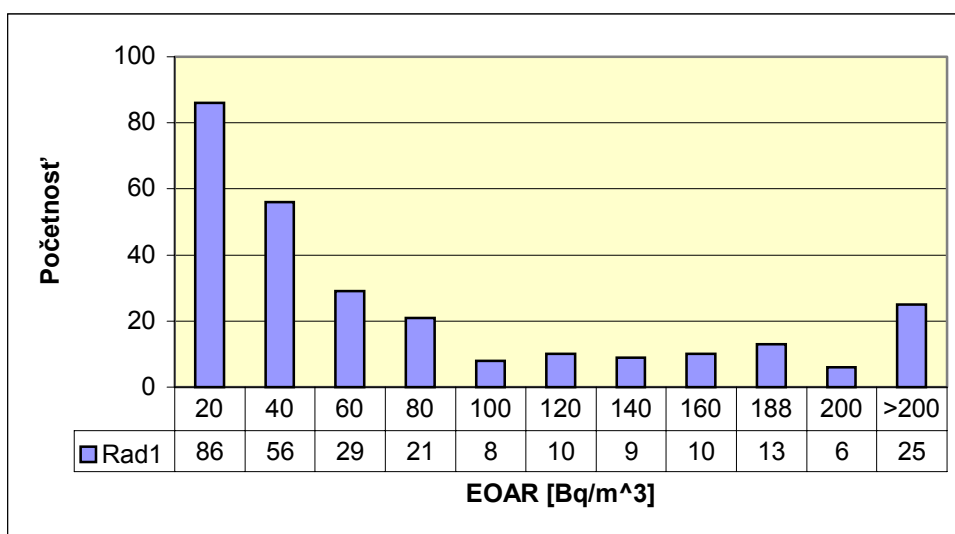


Obr.7.4.10 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD v Banskobystrickom

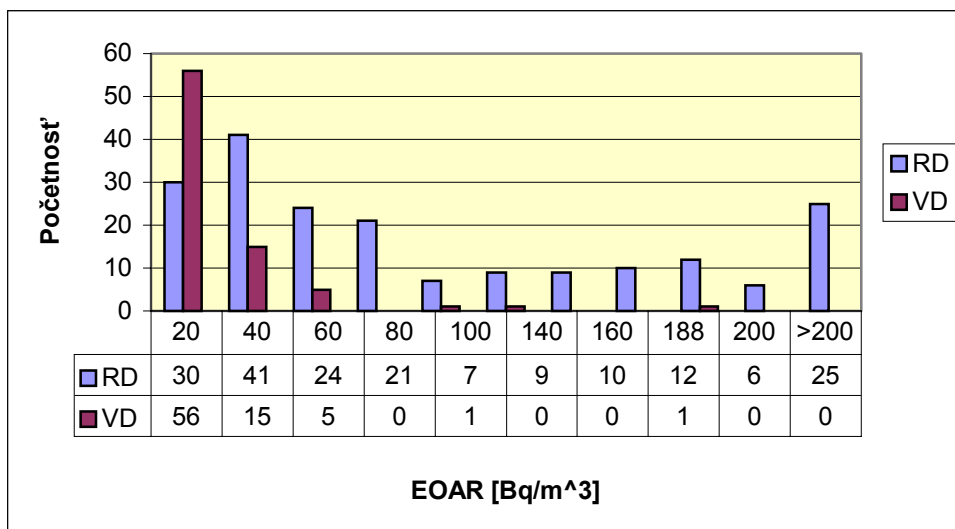
kraji

Tab.7.4.7 Zhodnotenie meraní EOAR v pobytových priestoroch Trenčianskeho kraja podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	194	107 ± 122	61 ± 1,87	25	12,89 %
V.D.	79	20 ± 24	13 ± 1,45	0	0,00 %
Všetky	273	81 ±111	39 ± 2,22	25	9.16 %



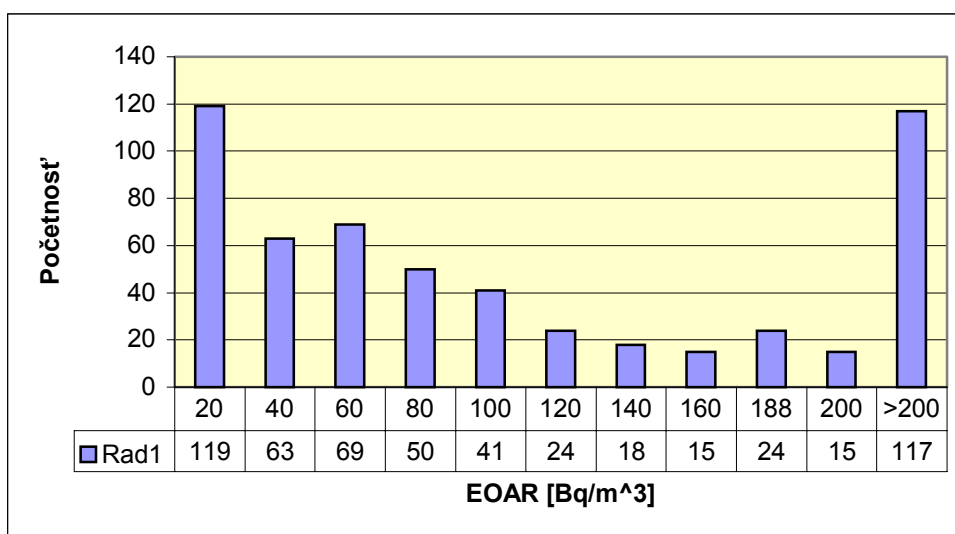
Obr.7.4.11 Histogram zistených hodnôt EOAR v pobytových priestoroch Trenčianskeho kraja



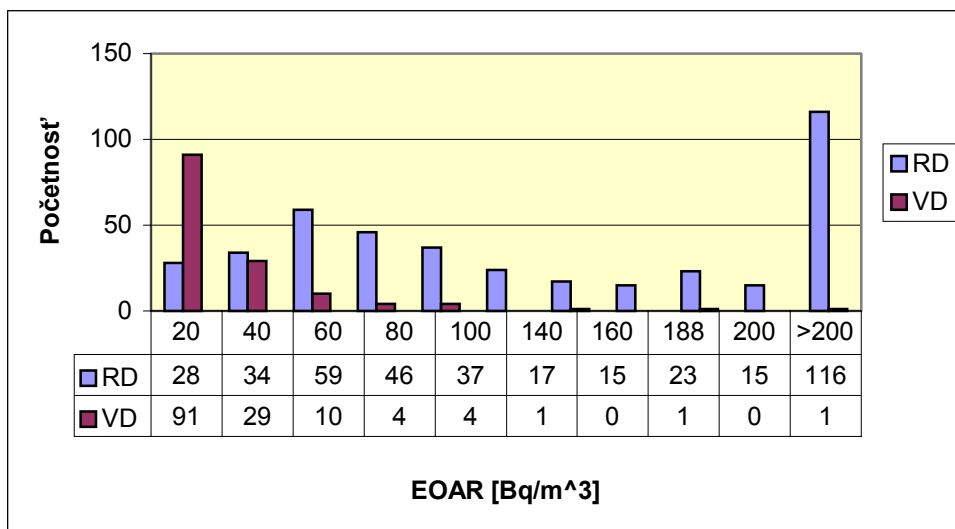
Obr.7.4.12 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD v Trenčianskom kraji

Tab.7.4.8 Zhodnotenie meraní EOAR v bytových priestoroch Košického kraja podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	414	157 ± 148	98 ± 1,81	116	28,02 %
V.D.	141	25 ± 17	17 ± 1,47	1	0,71 %
Všetky	555	123 ±141	62 ± 2,32	117	21.08 %



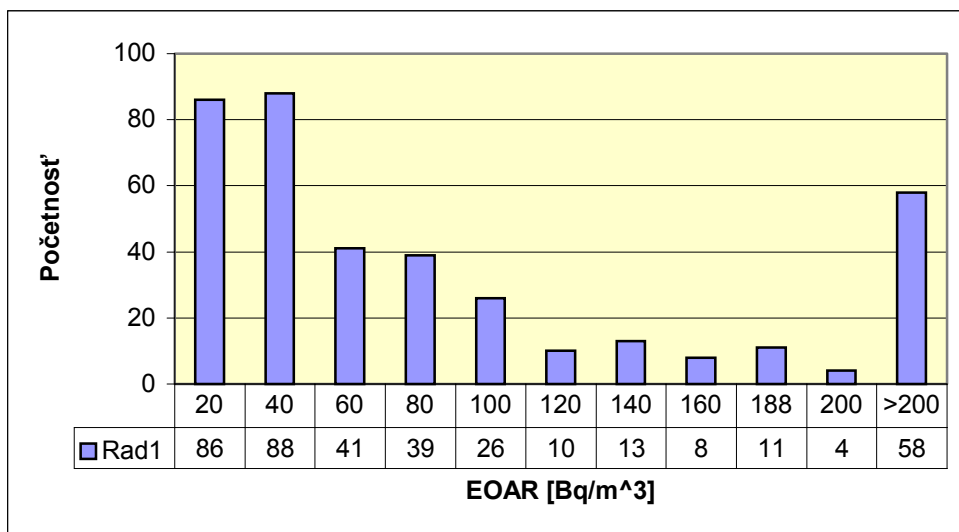
Obr.7.4.13 Histogram zistených hodnôt EOAR v bytových priestoroch Košického kraja



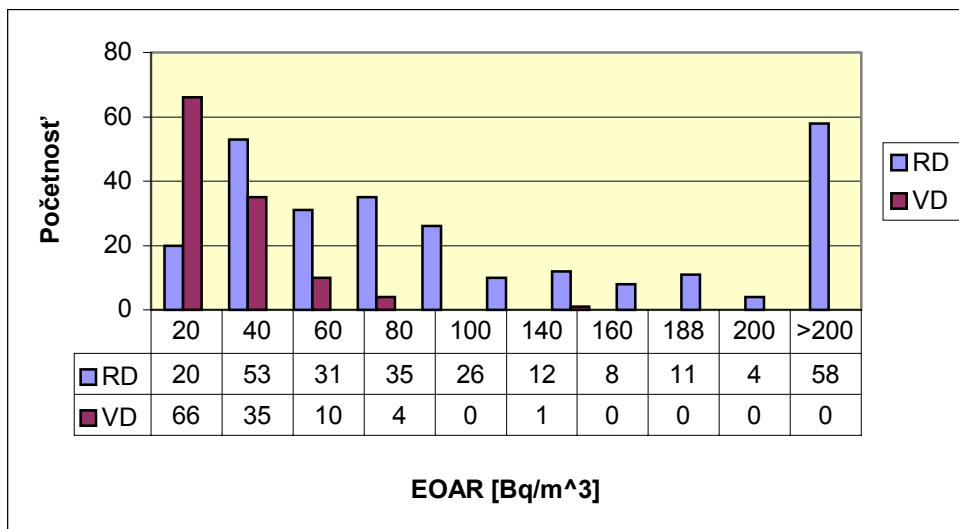
Obr.7.4.14 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD v Košickom kraji

Tab.7.4.9 Zhodnotenie meraní EOAR v bytových priestoroch Nitrianskeho kraja podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	268	130 ± 143	80 ± 1,67	58	21,64 %
V.D.	116	22 ± 18	17 ± 1,33	0	0,00 %
Všetky	384	98 ±130	50 ± 2,00	58	15.10 %



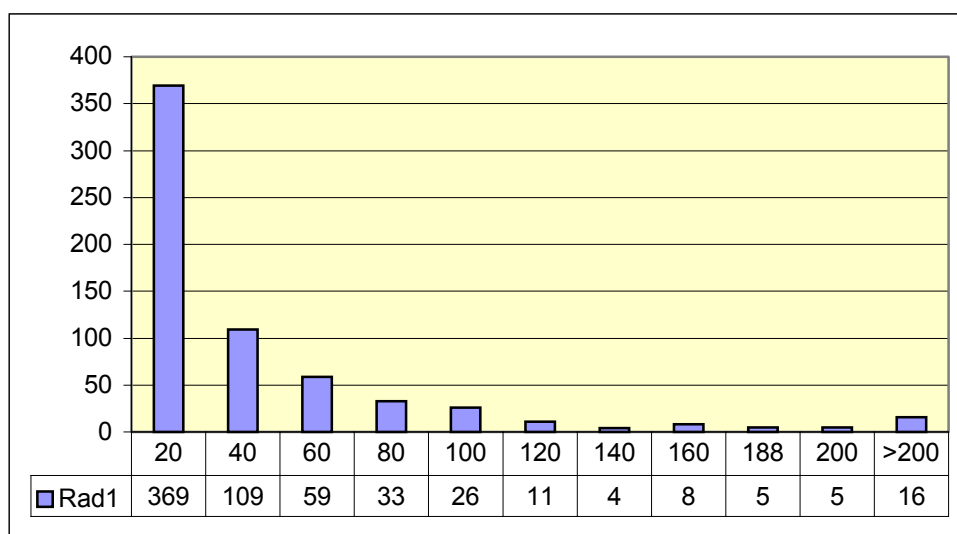
Obr.7.4.15 Histogram zistených hodnôt EOAR v bytových priestoroch Nitrianskeho kraja



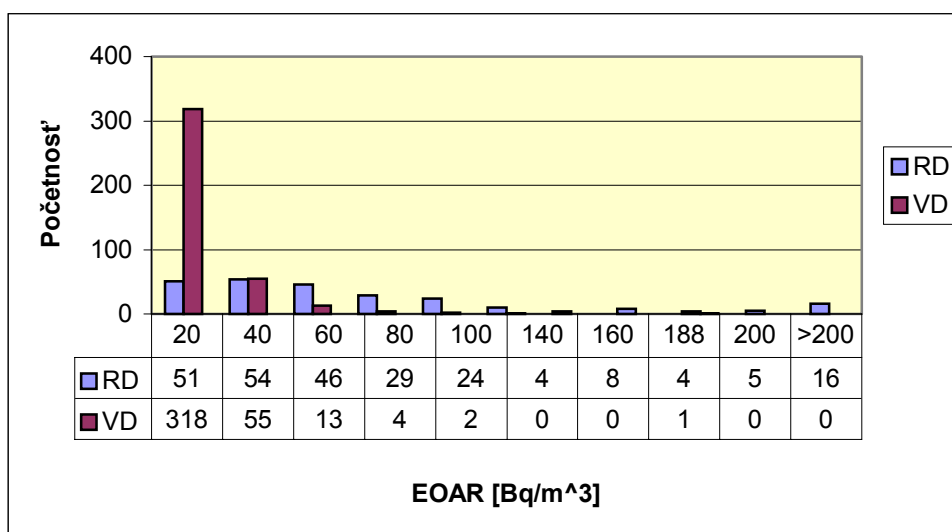
Obr.7.4.16 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD v Nitrianskom kraji

Tab.7.4.10 Zhodnotenie meraní EOAR v bytových priestoroch Bratislavského kraja podľa typu domu

Typ domu	Počet	AP ± STD [Bq.m ⁻³]	GP ± STD [Bq.m ⁻³]	Počet s EOAR>Z.Ú	Počet s EOAR>Z.Ú
R.D.	251	75 ± 98	45 ± 1,68	16	6,37 %
V.D.	394	14 ± 16	10 ± 1,37	0	0,00 %
Všetky	645	38 ± 69	18 ± 1,93	16	2.48 %



Obr.7.4.17 Histogram zistených hodnôt EOAR v bytových priestoroch Bratislavského kraja



Obr.7.4.18 Histogram zistených hodnôt EOAR v RD a VD v Bratislavskom kraji

V tabuľke 7.4.11 je odhad počtu obyvateľov v jednotlivých krajoch SR, ktorí žijú v pobytočných priestoroch s prekračujúcou hodnotou EOAR 200 Bq.m^{-3} podľa rozdelenia pobytočných priestorov na rodinné a viacbytové domy. V tabuľke 7.4.12 je celkový odhad počtu obyvateľov v jednotlivých krajoch vyjadrený aj percentuálne. Náš odhad poukazuje, že na celom území SR približne 445,4 tisíc obyvateľov t.j. 8,25 % z celkového počtu žije v pobytočných priestoroch, v ktorých je prekročená odvodená zásahová úroveň koncentrácie radónu stanovená vyhláškou MZ SR č.12/2001 Z.z.

Tab.7.4.11 Odhad počtu obyvateľov jednotlivých krajoch SR žijúcich v RD a VD s EOAR > 200 Bq.m^{-3}

Kraj	Počet obyvateľov žijúcich			
	Celkom		v bytoch s EOAR > 200 Bq.m^{-3}	
	RD	VD	RD	VD
Bratislavský	140 370	458 645	8 947	0
Banskobystrický	334 127	327 994	55 398	0
Trnavský	325 786	225 217	26 747	0
Košický	347 840	418 172	97 464	2 969
Žilinský	385 209	307 123	67 411	3 224
Nitriansky	426 789	286 633	92 357	0
Trenčiansky	291 760	331 607	37 608	0
Prešovský	428 110	361 858	53 257	0
Spolu	2 679 991	2 717 464	439 185	6 194

Tab. 7.4.12 Odhad počtu obyvateľov jednotlivých krajoch SR žijúcich v pobytočných priestoroch s EOAR > 200 Bq.m^{-3}

Kraj	Počet obyvateľov žijúcich		
	Celkom	v bytoch s EOAR > 200 Bq.m^{-3}	
Bratislavský	599 015	8 947	1,49 %
Banskobystrický	662 121	55 398	8,37 %
Trnavský	551 003	26 747	4,85 %
Košický	766 012	100 433	13,11 %
Žilinský	692 332	70 635	10,20 %
Nitriansky	713 422	92 357	12,95 %
Trenčiansky	605 582	37 608	6,21 %
Prešovský	789 968	53 257	6,74 %
Spolu	5 379 455	445 379	8,25 %

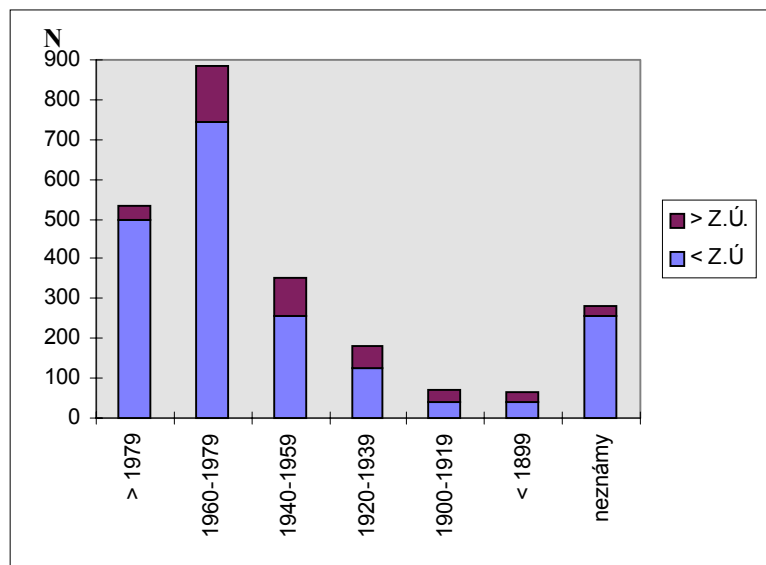
7.5 Pobytové priestory so zvýšenou koncentráciou radónu

Vzhľadom k tomu, že pobytové priestory, ktoré prekračujú Z.Ú. (N = 409) sa týkajú hlavne rodinných domov (N = 407, vid' tab.7.4.1) a len dve bytové jednotky sú z viacbytových domov, zamerali sme sa v súvislosti so stavebnými faktormi, ktoré ovplyvňujú výskyt radónu v pobytovom priestore ďalej už len na rodinné domy. Zistovali sme súvislosť výskytu radónu v rodinných domoch v závislosti na roku výstavby, podpivničenia a podlažia sledovaných miestností.

Rozdelenie zmeranej vzorky R.D. podľa roku výstavby je znázornené na obr.7.5.1 a tab.7.5.1. Z grafu a tabuľky vidíme, že percento bytov prekračujúcich Z.Ú. a vystavených v danom období je vyššie, čím sú rodinné domy staršie, pretože u týchto budov je vyššia pravdepodobnosť poškodenia stavby a hlavne jej izolácie od podlažia.

Tab. 7.5.1 Rozdelenie rodinných domov podľa roku výstavby

Rok výstavby	Počet zmeraných bytov	Počet bytov s EOAR > Z.Ú.	Percento bytov s EOAR > Z.Ú.
> 1979	532	34	6.4
1960 – 1979	886	142	16.0
1940 – 1959	352	95	27.0
1920 – 1939	179	55	30.7
1900 – 1919	68	29	42.6
< 1899	63	23	36.5
neznámy	283	29	10.2

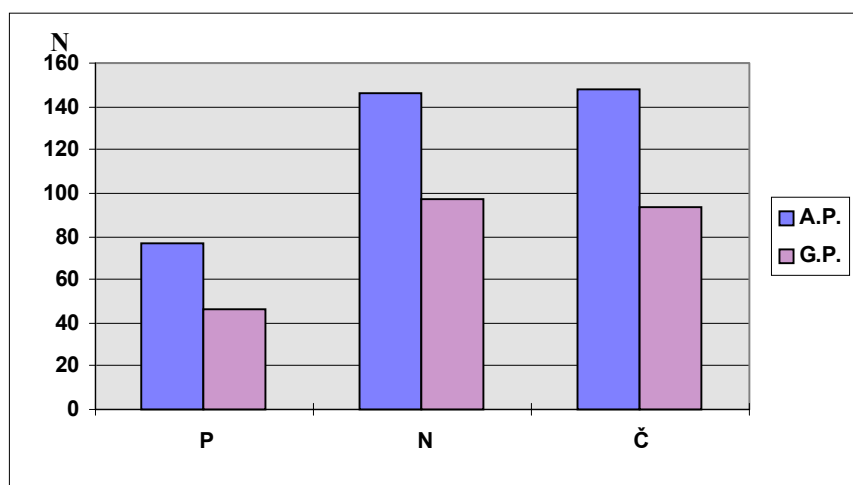


Obr.7.5.1 Rozdelenie rodinných domov podľa roku výstavby

Ďalej naše výsledky ukazujú (viď obr.7.5.2 a tab.7.5.2), že podpivničené R.D. (P) majú nižšie namerané hodnoty EOAR ako rodinné domy, ktoré sú nepodpivničené (N), alebo len čiastočne podpivničené (Č).

Tab.7.5.2 Rozdelenie rodinných domov podľa podpivničenia

	P	N	Č
Počet	827	601	737
A.P. ± STD	77 ± 109	146 ± 138	148 ± 148
G.P. ± STD	46 ± 1,72	97 ± 1,61	93 ± 1,77

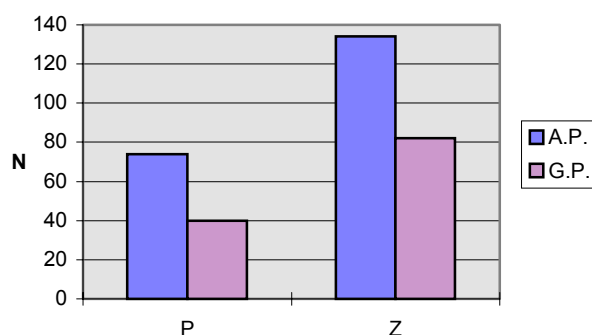


Obr.7.5.2 Rozdelenie rodinných domov podľa podpivničenia

Prízemné miestnosti v rodinných domoch, ktoré sa nachádzajú priamo nad pivnicou (P) majú o polovicu nižšie zistené hodnoty EOAR ako miestnosti umiestnené priamo na podlaží (Z). (viď obr.7.5.3 a tab.7.5.3)

Tab. 7.5.3 Prízemné miestnosti v rodinných domoch podľa podpivničenja

Umiestnenie	Nad pivnicou	Nad zemou
Počet miestností	1206	1341
A.P. ± STD	74 ± 108	134 ± 137
G.P. ± STD	40 ± 1,91	82 ± 1,78

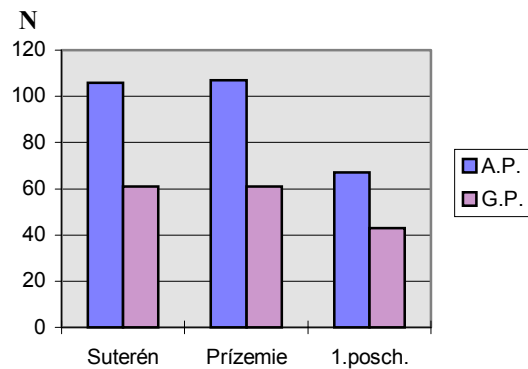


Obr. 7.5.3 Prízemné miestnosti v rodinných domoch podľa podpivničenja

Obr.7.5.4 a tab.7.5.4 ukazujú, že vyššie hodnoty EOAR v rodinných domoch nachádzame v suterénnych a v prízemných miestnostiach ako v miestnostiach na prvom poschodí

Tab.7.5.4 Rozdelenie EOAR v miestnostiach rodinných domov podľa poschodí

Umiestnenie	Suterén	Prízemie	1.poschodie
Počet miestností	133	3237	1118
A.P.± STD	106 ± 138	107 ± 127	67 ± 73
G.P.± STD	61 ± 1,82	61 ± 1,93	43 ± 1,65



Obr.7.5.4 Rozdelenie EOAR v miestnostiach rodinných domov podľa poschodí

Z uvedených tabuliek a grafov nám vyplýva, že najvyššie hodnoty EOAR sa nachádzajú v starších rodinných domoch a to v miestnostiach, ktoré nie sú podpivničené a nachádzajú sa priamo nad zemou a to buď v suteréne, alebo priamo na prízemí.

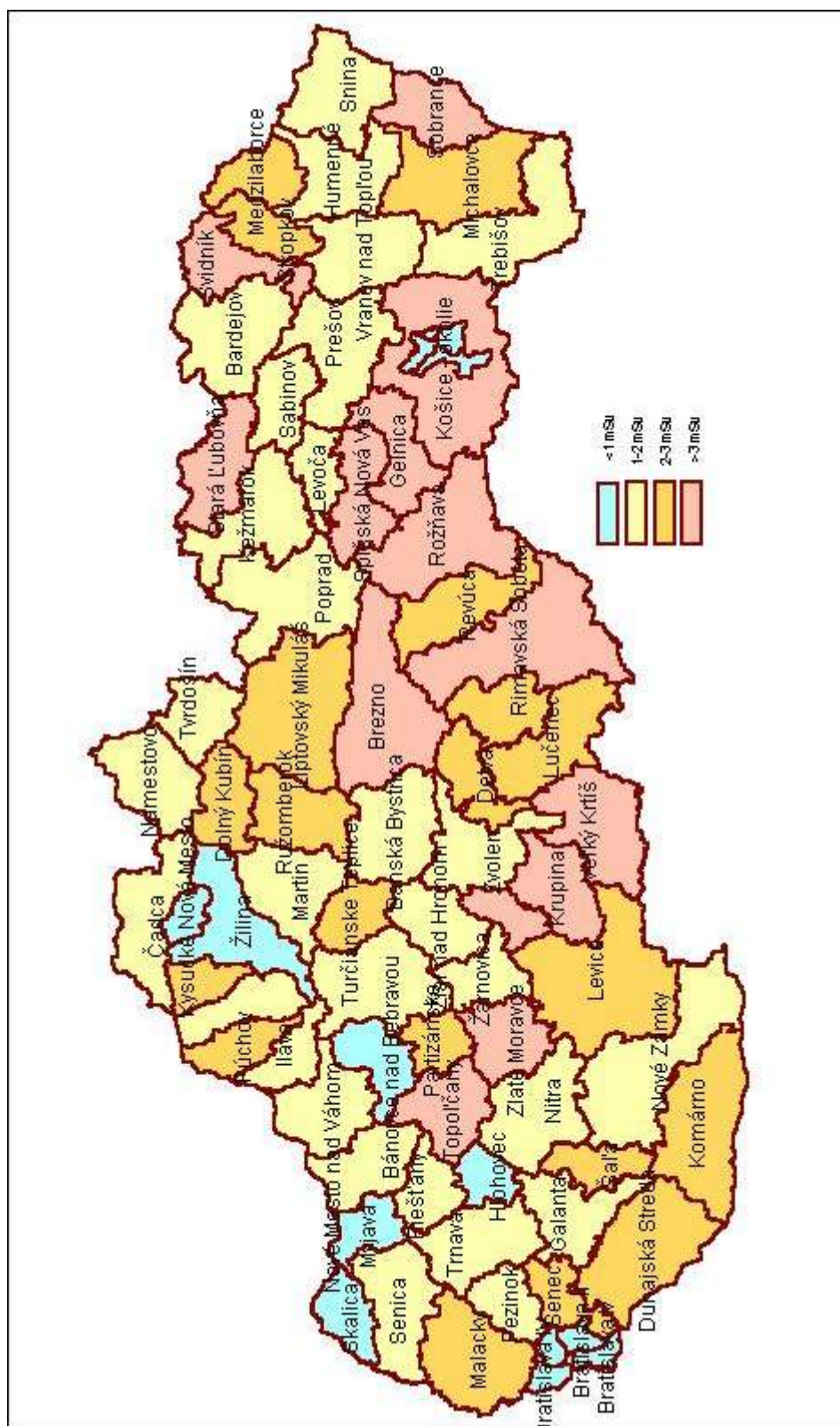
7.6 Odhad radiačnej záťaže obyvateľstva SR z expozície radónu

Pre stanovenie odhadu priemernej ročnej efektívnej dávky obyvateľa SR z radónu používame model odporúčaný Komisiou ICRP (viď kap. 3.2.), ktorý bol odvodený na základe epidemiologických štúdií. Ďalej sme použili výsledky z posledného sčítania ľudu, ktorý uskutočnil Štatistický úrad SR v r.2000 a boli publikované na ich internetovej stránke. Tieto údaje sme použili k výpočtu vážených aritmetických priemerov (AP_v (EOAR)) podľa počtu obyvateľstva žijúceho v rodinných a vo viacbytových domoch v jednotlivých okresoch, v krajoch a v celej SR.^[Vi 96] Z týchto vážených aritmetických priemerov pomocou konverzných koeficientov (tab.3.2.1) počítame odhad radiačnej záťaže obyvateľstva. V tabuľke 7.6.1 sú odhady radiačnej záťaže obyvateľov 20-ich okresov SR s najvyššími hodnotami efektívnej dávky. Radiačná záťaž obyvateľov všetkých okresov SR z expozície radónu a jeho dcérskym produktom v pobytových priestoroch je znázornená graficky na obrázku 7.6.1.

Tab.7.6.1 Okresy s najvyššími priemernými celoročnými efektívnymi dávkami na obyvateľa z inhalácie radónu vo vnútornom prostredí.

Okres	AP_v (EOAR) [Bq.m ⁻³]	E [mSv]
-------	--	------------

Liptovský Mikuláš	60	2,52
Púchov	61	2,56
Partizánske	62	2,60
Komárno	63	2,65
Detva	63	2,65
Ružomberok	66	2,77
Stará Ľubovňa	72	3,02
Svidník	72	3,02
Sobrance	72	3,02
Topoľčany	73	3,07
Spišská Nová Ves	75	3,15
Veľký Krtíš	76	3,19
Brezno	80	3,36
Banská Štiavnica	83	3,49
Košice - okolie	84	3,53
Gelnica	86	3,61
Rimavská Sobota	102	4,28
Zlaté Moravce	104	4,37
Krupina	107	4,49
Rožňava	127	5,33



Obr. 7.6.1 Celoročné priemerné efektívne dávky na obyvateľa z expozície radónu a jeho dcérskym produktom v bytových priestoroch v jednotlivých okresoch SR

Na obrázku 7.6.1 vidíme, že okresov s najnižšou radiačnou záťažou pod 1 mSv je

15 a sú to hlavne okresy Bratislavy (I-V) a okresy Košíc (I-IV), čo je pravdepodobne spôsobené tým, že vyše 70 % obyvateľov v týchto okresoch žije vo viacbytových domoch. Medzi intervalom (1-2)mSv je 30 okresov, medzi intervalom (2-3) mSv je 20 okresov a nad 3 mSv je 14 okresov. Tieto okresy sa nachádzajú hlavne na území východného a niektoré aj na území stredného Slovenska. Keďže za najrizikovejšiu oblasť považujeme Spišsko-Gemerský región (SGR) budeme sa mu v kapitole 7.10. venovať podrobnejšie.

V tabuľke 7.6.2 sú odhadnuté radiačné záťaže obyvateľov v krajoch SR z expozície radónu a jeho dcérskym produktom. Najvyššiu priemernú radiačnú záťaž získa obyvateľ Banskobystrického kraja 2,44 mSv. V Košickom kraji táto hodnota nie je najvyššia (2,23 mSv), ale je až na treťom mieste po Nitrianskom kraji (2,35 mSv), aj keď najvyššie koncentrácie radónu sme našli v okresoch z tejto oblasti. Túto priemernú radiačnú záťaž obyvateľa Košického kraja znižuje už spomínaný značný počet obyvateľov okresov Košice mesto (I-IV), ktorý žijú vo viacbytových domoch (73 350 z 82 408 obyvateľov) s veľmi nízkymi priemernými hodnotami EOAR (9-18).Bq.m⁻³.

Tab. 7.6.2 Celoročné efektívne dávky na obyvateľa z inhalácie radónu vo vnútornom prostredí v jednotlivých krajoch SR

Kraj	AP_v (EOAR) [Bq.m⁻³]	E [mSv]
Bratislavský	21	0,88
Trnavský	35	1,47
Trenčiansky	39	1,64
Nitriansky	56	2,35
Žilinský	41	1,72
Banskobystrický	58	2,44
Prešovský	37	1,55
Košický	53	2,23
SR	43	1,81

Výsledky sledovania radónu v bytovom fonde SR ukazujú, že najviac radónom postihnuté oblasti sú na území východného Slovenska v oblasti Slovenského Rudohoria. Najvyššie hodnoty EOAR boli zaznamenané v starších nepodpivničených rodinných domoch a to hlavne v prízemných miestnostiach. Na základe týchto výsledkov sa môžeme domnievať, že hlavným zdrojom radónu v bytovom fonde SR je radón v

pôdnom vzduchu, ktorý súvisí s množstvom uránu v podloží a s geologickou štruktúrou územia.

7.7. Výsledky radónového prieskumu vo vybraných kúpeľných strediskách

V rámci screeningových meraní výskytu radónu v pobytových priestoroch sme v spolupráci s pracovníkmi Štátneho zdravotného ústavu v Banskej Bystrici uskutočnili aj merania radónu vo vybraných kúpeľných strediskách na území stredného Slovenska (viď obr.7.7.1).



Obr.7.7.1 Mapa s vyznačenými sledovanými kúpeľnými strediskami.

Z tabuľky 7.7.1 vidíme, že najvyššie hodnoty EOAR cca 1000 Bq.m^{-3} boli nájdené v kúpeľoch Sklené Teplice a Lúčky. Priemerná hodnota ekvivalentnej objemovej aktivity radónu zo skúmanej vzorky je 386 Bq.m^{-3} (STD $\pm 383 \text{ Bq.m}^{-3}$) a odhad priemernej celoročnej efektívnej dávky pre pracovníkov kúpeľov je 6,11 mSv. Meraniami prírodnej rádioaktivity sa zistilo, že minerálne vody používané v uvedených kúpeľoch na balneoterapiu nie sú rozhodujúcim zdrojom vysokých koncentrácií radónu v ich vnútornom ovzduší. Nepotvrdila sa jednoznačná závislosť medzi vyššími koncentraciami radónu vo vode a vo vzduchu ^(Go97).

Tab.7.7.1 Namerané hodnoty EOAR vo vybraných kúpeľných budovách.

Kúpele	Miesto	EOAR ± KŠN [Bq.m ⁻³]
Bojnice	Baník	30 ± 8
	Mier	439 ± 162
Brusno	vodoliečba	106 ± 53
Číž	vodoliečba	101 ± 24
	prameň	464 ± 125
Dudince	Rubín	64 ± 9
Korytnica	vodoliečba	96 ± 31
Kováčova	bazén	395 ± 103
	odpočívareň	142 ± 34
Lúčky	vodoliečba	980 ± 274
Nimnica	vodoliečba	32 ± 9
Rajecké Teplice	bazén	90 ± 44
Sliach	vodoliečba	232 ± 58
Sklené Teplice	Spoločenský dom	1180 ± 330
	Ústredný dom	1110 ± 311
	Parenica	838 ± 226
Turčianske Teplice	Modrý bazén	264 ± 145

Vysoké koncentrácie namerané v kúpeľoch Lúčky a Sklené Teplice sú pravdepodobne spôsobené prenikaním radónu z pôdy. Tento predpoklad potvrdzujú aj merania pôdneho radónu v okolí kúpeľov Lúčky a tiež aj výskyt vysokých koncentrácií radónu v bytových jednotkách tejto lokality. V regióne kúpeľného strediska Lúčky bolo zmeraných 21 bytov s priemernými hodnotami EOAR A.P. 138 Bq.m⁻³ (STD±108 Bq.m⁻³) a G.P. 95 Bq.m⁻³ (STD ± 1,35 Bq.m⁻³).

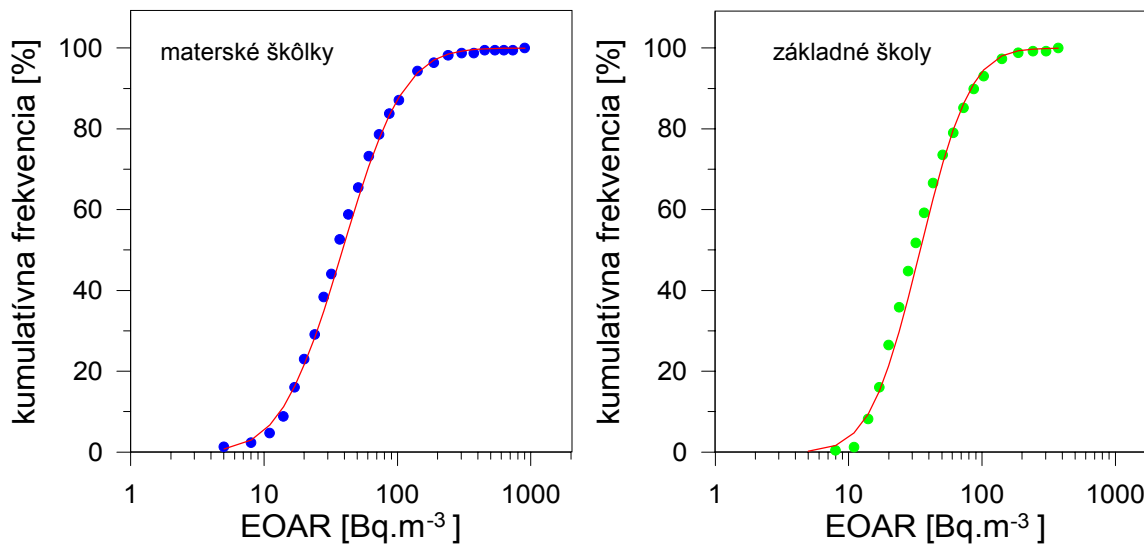
7.8. Výsledky radónového prieskumu v predškolských a školských zariadeniach

Problematike radónu v školách a zníženiu expozície z inhalácie dcérskych produktov radónu sa vo svete venuje veľká pozornosť.^(Py 92, Va 94, Ba 96) Podobne aj v SR sa sme uskutočnili v r.1991-1993 systematický prieskum radónovej situácie v základných a materských školách paralelne s radónovým prieskumom v pobytových priestoroch pomocou detektorov stôp v pevnej fáze typu CR-39.

Z celkového počtu 5965 základných a materských škôl v SR^(St 95) bolo zmeraných

645 objektov, čo predstavuje 10,8 % všetkých škôl a škôlok. Z tohto počtu bolo zmeraných 388 materských a 257 základných škôl. Štatistické výsledky radónového prieskumu sú v tabuľke 7.8.1 a distribúcia nameraných EOAR je na obrázku 7.8.1. Namerané hodnoty EOAR podliehajú lognormálnemu rozdeleniu s parametrami uvedenými v tabuľke 7.8.1. Počet objektov s EOAR vyššou ako zásahová úroveň pre pobytové priestory $200 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ stanovená Vyhláškou MZ SR č. 406/92^(Vy 92) bol zistený v 13-ich škôlkach (3,4 %) a v 3 objektoch základných škôl (1,2 %). V 90 % materských škôlkach bola stanovená EOAR do $114 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a v základných školách do $88 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

Priemerné hodnoty EOAR stanovené pre školské zariadenia sú nižšie ako hodnota stanovená pre všetky pobytové priestory, medzi ktoré patria aj školské zariadenia. Pobytové priestory sú delené na rodinné domy s priemernou EOAR $125 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a viacbytové domy s priemernou EOAR $22 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$. Priemerné hodnoty pre školské zariadenia sú v strede medzi týmito dvomi hodnotami s toho dôvodu, že objekty majú charakter veľkých (viacbytové domy) a tiež malých (rodinné domy) stavieb, hlavne materské škôlky.



Obr. 7.8.1 Kumulatívna početnosť nameraných hodnôt EOAR v materských škôlkach a základných školách: • - nameraná hodnota a — - fitovacia funkcia lognormálneho rozdelenia.

Odhad radiačnej záťaže sme uskutočnili podľa odporúčaní ICRP 65 pre pracovné priestory $k = 7,9 \text{ nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$, pričom sme uvažovali o dobe strávenej v škole (dĺžka vyučovania), ktorá je asi 20 hodín za týždeň, čo v priebehu roka predstavuje asi 800

hodín na základných školách, asi 1000 hodín v materských školách pre žiakov a 1500 hodín pre učiteľov v obidvoch typoch zariadení.

Tab. 7.8.1 Výsledky radónového prieskumu v školách

	Materské škôlky	Základné školy
Celkový počet budov	3482	2483
Počet zmeraných budov	388	257
Aritmetický priemer EOAR [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]	57,5	44,8
STD aritmet. priemeru EOAR [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]	77,4	41,9
Geometrický priemer EOAR [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]	38,6	34,5
STD geom. priemeru EOAR [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]	0,84	0,68
Medián [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]	36	32

Tab.7.8.2 Stanovené efektívne dávky z inhalácie radónu v školách SR

Miesto	EOAR [$\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$]	Ročná efektívna dávka E [mSv]	
		žiaci	učitelia
základné školy	44,8	0,22	0,40
materské škôlky	57,5	0,35	0,52

7.9 Odhad zdravotného rizika obyvateľstva SR z expozície Rn

Pre zhodnotenie zdravotnej újmy obyvateľov SR dôsledku expozície radónu vo vnútornom prostredí bytov sme vypracovali predbežný prognózný multiplikatívny model, ktorého podkladom sú výsledky screeningu ekvivalentných objemových aktivít radónu popísané v predošlých kapitolách. V súlade s modelom BEIR VI, ktorý bol vypracovaný Národnou akadémiou vied USA v r. 1999 a je používaný vo svete pre vyjadrenie zdravotnej újmy (viď tab. 7.9.1), vyjadrujeme zdravotnú újmu pomocou kumulatívneho úmrtia na rakovinu pľúc počas predpokladanej dĺžky života 74 rokov, vo vzťahu k štandardizovanému úmrtiu na rakovinu pľúc za rok na 100 tisíc obyvateľov daného regiónu. Vychádzajúc z údajov o očakávaných a pozorovaných úmrtiach baníkov a z

ekologických štúdií bolo možné odhadnúť pravdepodobnosť úmrtia na Ca pľúc. Pri celoživotnej expozícii radónu 1 Bq.m^{-3} nám tento model dáva nasledovné koeficienty:

Tab. 7.9.1 Celoživotné riziko úmrtia na rakovinu pľúc pri expozícii 1 Bq.m^{-3}

	Fajčiari	Nefajčiari
Muži	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$0,59 \cdot 10^{-4}$
Ženy	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$0,40 \cdot 10^{-4}$

Využitím tohto modelu nám pre slovenskú populáciu, kde je 48 % mužov, 52 % žien a z toho pravidelnými fajčiarmi je 27 % mužov a 13 % žien.^[Be 93] vyšli koeficienty, ktoré sú uvedené v tabuľke 7.9.1.

Tab.7.9.2 Koeficienty celoživotného rizika úmrtia na rakovinu pľúc na 1 Bq.m^{-3} pre slovenskú populáciu.

Skupina	Koeficient
Muži	$1,34 \cdot 10^{-4}$
Ženy	$0,61 \cdot 10^{-4}$
Populácia SR	$0,96 \cdot 10^{-4}$

Na základe týchto koeficientov sme vypočítali počty prídavných úmrtí na Ca pľúc z expozície radónu a jeho dcérskym produktom v bytových priestoroch na 100 000 obyvateľov pre jednotlivé kraje SR a aj pre celé Slovensko (viď tab.7.9.3).

Tab. 7.9.3 Prídavné úmrtia na Ca pľúc na 100 tis. obyvateľov ročne v dôsledku expozície radónu v bytových priestoroch

Oblasť	Muži	Ženy	Populácia
Bratislavský	9,60	4,37	6,87
Trnavský	15,94	7,25	14,42
Trenčiansky	17,75	8,07	12,71
Nitriansky	25,35	11,54	18,16
Žilinský	18,65	8,49	13,36
Banskobystrický	26,26	11,95	18,81
Prešovský	16,84	7,67	12,06
Košický	24,08	10,96	17,25
SR	19,56	8,90	14,00

Pre porovnanie uvádzame podľa Zdravotníckej ročenky SR 2000 počty úmrtí

v Slovenskej populácii na rakovinu pľúc z r.1998 (vid'.tab.7.9.4).

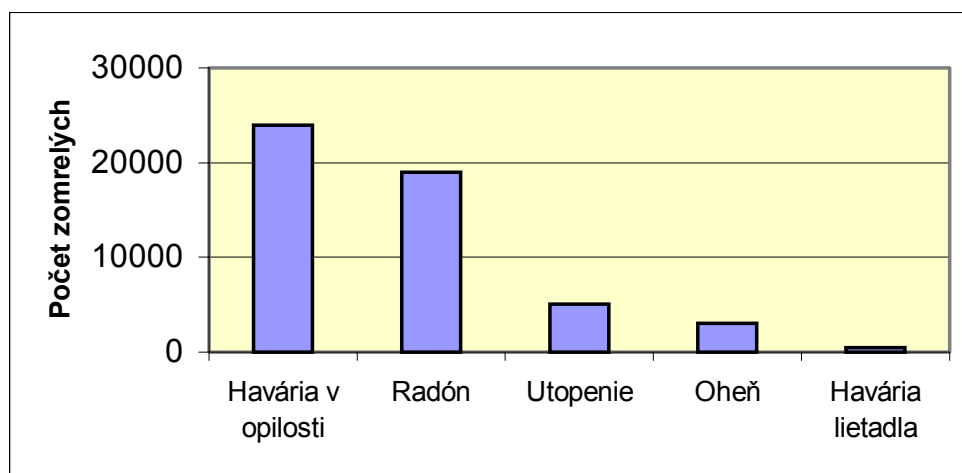
Tab. 7.9.4 Počty úmrtí na Ca pľúc na 100 tis. obyvateľov v SR v r.1998

Oblasť	Muži	Ženy
Bratislavský	60,8	23,6
Trnavský	83,3	14,9
Trenčiansky	67,6	12,1
Nitriansky	85,0	15,3
Žilinský	68,9	10,0
Banskobystrický	86,9	10,9
Prešovský*	-	-
Košický	67,9	15,0
SR	71,9	13,8

* Prešovský kraj nie je uvedený

Zároveň sme zistili úzky vzťah medzi celkovým úmrtím na rakovinu pľúc a prídavným úmrtím na Ca pľúc v dôsledku expozície radónom, v jednotlivých krajoch SR, kde nám vyšiel korelačný koeficient $R = 0,84$ na hladine signifikantnosti $\alpha < 0,01$.

Celkovo nám vychádza, že na rakovinu pľúc v dôsledku ožiarenia radónom v pobytových priestoroch na Slovensku ročne môže zomrieť 755 obyvateľov. Pre porovnanie uvádzame štatistiku obyvateľstva USA, kde ročne sa odhaduje že zomrie cca 19 000 obyvateľov (7,6 prídavných úmrtí na 100 tis. obyvateľov) na expozíciu radónu v pobytových priestoroch. Na obrázku 7.9.1 uvádzame príklady úmrtia na rôzne udalosti. Vidíme, že radón má v tomto „smutnom“ význame značný vplyv.



Obr.7.9.1 Prípady úmrtia pri rôznych udalostiach v USA

7.10 Radón v pobytových priestoroch SGR

Doterajšie výsledky prieskumu výskytu radónu v pobytových priestoroch SR poukazujú na skutočnosť, že oblasť Spišsko-Gemerského regiónu patrí k oblastiam s najvyššími koncentraciami radónu a jeho obyvatelia sú expozíciou radónu najviac zaťažení. V sledovanej oblasti sa nachádza približne 47 555 bytových jednotiek a z toho je doteraz sledovaných len 369, pričom len v tretine obcí bola vyšetrená minimálne jedna bytová jednotka. Pokúsili urobiť odhad radiačnej záťaže obyvateľa SGR z expozície radónu a jeho dcérskym produktom v pobytových priestoroch a tiež sme urobili tento odhad aj v jednotlivých obciach. V tabuľke 7.10.1 sú uvedené „najzaujímavejšie“ obce SGR z dosiaľ realizovaných vyšetrení

Tab.7.10.1. Odhad ročnej radiačnej záťaže obyvateľov vo vybraných obciach SGR.

Obec	Počet bytov EOAR \geq 200 Bq.m ⁻³	A.P. važ. (EOAR) [Bq.m ⁻³]	E [mSv]
Poproč	14	184	7,9
Dobšiná	7	96	4,1
Rožňava + Čučma	26	47	2,0
Hnilec	23	294	12,6
Spišská Nová Ves	3	25	1,1

Z tabuľky č.7.10.1. vidíme, že priemerná ročná efektívna dávka E na obyvateľa z expozície radónu a jeho dcérskym produktom v pobytových priestoroch je značne vysoká v obciach Poproč, Dobšiná a Hnilec. V mestách ako je Spišská Nová Ves a Rožňava (do ktorej spadá aj obec Čučma) je táto priemerná hodnota E nižšia, čo je spôsobené väčším počtom bytových jednotiek vo viacbytových domoch. Napríklad v Rožňave je celkový počet bytov 6490, pričom rodinných domov je 1552 bytových jednotiek a vo viacbytových domoch je 4950 bytových jednotiek. Získané údaje z daného súboru dát nám ukazujú, že v rodinných domoch v Rožňave je priemerná EOAR 235 Bq.m⁻³ a radiačná záťaž obyvateľa RD je 10,1mSv za rok. Zo 47-ich zmeraných RD

v tejto obci nám 26 RD (t.j. až 55%) prekračuje odvodенú zásahovú úroveň. V prípade bytových jednotiek vo viacbytových domoch je priemerná hodnota EOAR iba 17 Bq.m^{-3} a radiačná záťaž obyvateľa VD je 0,7 mSv, pričom ani v jednom prípade sa nezistila hodnota EOAR vyššia ako 60 Bq.m^{-3} . Pre celkovú priemernú radiačnú záťaž na obyvateľa Rožňavy bolo potrebné vypočítať vážený aritmetický priemer EOAR podľa počtu RD a VD (47 Bq.m^{-3}) a z neho urobiť odhad celoročnej efektívnej dávky (2,0 mSv) z expozície radónu a jeho dcérskym produktom v pobytoých priestoroch.

Určovaním vážených aritmetických priemerov EOAR podľa počtu zmeraných a počtu obyvateľov žijúcich v rodinných domoch a viacbytových domoch, v jednotlivých obciach, sme urobili následný odhad radiačnej záťaže z expozície radónu v pobytoých priestoroch obyvateľa SGR. V sledovanej oblasti z celového počtu 47 555 bytových jednotiek bolo vyšetrených len 369 (t.j. 7,8 % z celového bytového fondu) a z nich 117 (33,5% zo sledovaného počtu) prekračuje odvodенú zásahovú úroveň, pričom všetky tieto bytové jednotky boli zo vzorky RD. Odhad váženého aritmetického priemeru EOAR pre sledovanú oblasť je 69 Bq.m^{-3} a odhad celoročnej efektívnej dávky obyvateľa SGR z expozície radónu a jeho dcérskym produktom je 2,9 mSv, čo je 1,6 x vyššia hodnota ako je celoslovenský priemer. Táto hodnota však môže byť aj vyššia po doplnení údajov z realizácie screeningu v ďalších, doteraz nesledovaných obciach daného regiónu.

Ako vidieť z tabuľky 7.10.2 je na základe rizikovej analýzy možné predpokladať 22,4 úmrtí na rakovinu pľúc v dôsledku expozície radónu za rok na 100 tis. obyvateľov SGR, čo predstavuje o 1,6 krát vyššiu hodnotu ako je celoslovenský priemer. Medzi najrizikovejšie okresy SGR patrí Rožňava, kde predpokladáme až 32,0 možných prídavných úmrtí na rakovinu pľúc v dôsledku expozície radónu za rok na 100 tis. obyvateľov.

Tab.7.10.2 Odhad zdravotného rizika z ožiarenia radónom v pobytoých priestoroch

Oblasť	EOAR [Bq.m^{-3}]	E [mSv]	Odhad rizika*
Slovensko	48	1,8	14,0
SGR	69	2,9	22,4
Okr.Spišská N.Ves	64	2,7	20,8
Okr.Košice-okolie	74	3,1	24,0
Okr.Gel'nica	69	2,9	22,4

Okr.Rožňava	100	4,2	32,0
--------------------	-----	-----	------

* predpokladaný nárast úmrtí v dôsledku expozície radónom na 100 000 obyvateľov

8. RADÓNOVÁ PROBLEMATIKA V PRACOVNÝCH PRIESTOROCH

8.1. Sledovanie výskytu ²²²Rn a expozície pracovníkov vo vybraných krajinách

Riešeniu radónovej problematiky v pracovnom prostredí a ochrane zdravia pracovníkov sa začína venovať zvýšená pozornosť začiatkom päťdesiatych rokov, keď nastal rozvoj uránového priemyslu. Došlo k nasadeniu veľkého počtu baníkov do uránových baní a k obavám zodpovedných pracovníkov zo zvýšeného počtu profesionálnych rakovín pľúc. Začalo sa s intenzívnejším vetraním, prebiehali merania výskytu radónu a zavádzali sa metódy osobnej dozimetrie. ^[Tho 92] Neskôr sa pozornosť preniesla aj na neuránové bane a jaskyne.

V súčasnosti mnohé krajiny majú prijaté legislatívne opatrenia na ochranu pracovníkov, ktoré naväzujú na medzinárodné odporúčania. ^[BS96] V publikovanej literatúre sa u jednotlivých krajín môžeme stretnúť s veľkými rozdielmi pozornosti, ktorá je venovaná k riešeniu danej problematiky a ochrane zdravia. Súvisí to samozrejme s vyspelosťou a finančnými možnosťami toho ktorého štátu, prípadne banskej spoločnosti.

Veľká Británia je krajina, v ktorej sa radónovej problematike venuje značná pozornosť. Napríklad, kým v r.1981 pracovníci rudných baní obdržali celoročnú dávku 26mSv (u niektorých pracovníkov táto hodnota prekročovala 50 mSv) o desať rokov neskôr expozícia pracovníkov bola podstatne nižšia. Štúdia z r.1991 ^[Di 91] podáva prehľad celoročných expozícií radónu a jeho dcérskym produktom u pracovníkov z 30-ich rudných baní, zo 140-ich súkromných uhoľných baní a z 80-ich štátnych uhoľných baní. Priemerná celoročná dávka u všetkých baníkov bola 1,3 mSv. Najvyššie priemerné hodnoty dosahovali pracovníci v rudných baniach 14 mSv, potom v súkromných uhoľných baniach 5 mSv a najnižšie 0,95 mSv v štátnych uhoľných baniach.

Austrálska štúdia z 1994 roku zahrňovala 2173 banských pracovníkov čo reprezentuje 80 % všetkých baníkov. ^[He 94] Priemerná celoročná efektívna dávka zo všetkých baní bola odhadnutá v rozsahu od 1,4 do 1,0 mSv pričom 0,4 mSv získali pracovníci v niklových baniach a 4,2 mSv pracovníci v uhoľných baniach.

V rokoch 1970 - 1993 boli sledované expozície u rumunských baníkov v neuránových baniach. Hodnoty osobných celoročných efektívnych dávok sa pohybovali v rozmedzí od 0,77 mSv (soľné bane) do 60,21 mSv (barytové bane). ^[Sa 95]

V Slovinsku sa sledoval výskyt radónu v bani na ťažbu ortuti, v olovej bani a v 6-ich uhoľných baniach. Najvyššie koncentrácie radónu 77000 Bq.m⁻³ sa našli v ortuťovej bani, v olovej bani boli namerané hodnoty okolo 1000 Bq.m⁻³ a najnižšie priemerné OAR 500 Bq.m⁻³ boli zaznamenané v uhoľných baniach s maximálne nameranou hodnotou 655 Bq.m⁻³. ^[Ko 90]

Egyptskí výskumníci ^[Hu 96] sledovali dávkovú záťaž u pracovníkov v troch fosfátových baniach, nachádzajúcich sa vo východnej púšti. Boli namerané veľmi vysoké maximálne celoročné efektívne dávky (1. baňa 121 mSv, 2. baňa 116 mSv a 3. baňa 65 mSv) v dôsledku zlého ventilačného systému a slabej ochrany pracovníkov.

V krasových jaskyniach je situácia s ochranou pracovníkov iná, pretože tu nemôže byť zavedený zvýšený ventilačný systém, keďže by dochádzala k narúšaniu krasových útvarov. V tomto prípade sa odporúča pre pracovníkov znižovanie počtu hodín strávených v jaskynných priestoroch.

Slovinsko je krajina s veľkým množstvom krasových jaskýň. Medzi najznámejšie a najväčšie patrí jaskyňa Postojna. Celoročné merania objemovej aktivity radónu potvrdili sezónne variácie, keď minimálne hodnoty OAR niekoľko stoviek Bq.m⁻³ boli namerané v zimných mesiacoch a maximálne hodnoty niekoľko tisíc Bq.m⁻³ boli zaznamenané v letných mesiacoch. Turisti počas 80 minútovej návštevy môžu obdržať efektívnu dávku v rozsahu od 60 μSv do 185 μSv. V jaskyni sa nachádzajú miesta, neprístupné verejnosti, kde pracovník môže byť exponovaný príkonom E až 15 mSv.h⁻¹ ^[Ko 88]. Priemerné celoročné E, ktoré zamestnanci tejto jaskyne dostávajú sú okolo 45 mSv. ^[Jo 95] V jaskyni Vilenica, boli tiež potvrdené sezónne variácie radónu a priemerná celoročná hodnota OAR bola 980 Bq.m⁻³. Návštevníci sú exponovaní príkonom efektívnej dávky od 10 μSv.h⁻¹ do 40 μSv.h⁻¹ ^[Jo 96].

Vo Veľkej Británii sa pracovníci NRPB zaoberali meraním objemových aktivít radónu v jaskyniach (v turistických aj neturistických) a v starých opustených baniach. Premerali 9 turistických jaskýň v 44 rôznych bodoch. Priemerná hodnota OAR zo všetkých bodov bola 7260 Bq.m⁻³ a maximálna nameraná hodnota 30000 Bq.m⁻³. V 8-ich neturistických jaskyniach sa meralo v 350 bodoch. Priemerná zistená hodnota OAR bola 10000 Bq.m⁻³ a maximálna až 310000 Bq.m⁻³. V piatich opustených baniach zo 17 meracích bodov bola priemerná hodnota OAR 12000 Bq.m⁻³ a maximálna koncentrácia radónu 80000 Bq.m⁻³.

V niekoľkých krasových jaskyniach v Maďarsku, ktoré sa využívajú na speleoterapiu zisťovali radiačnú záťaž pacientov a zdravotníckeho personálu. Výsledky ukázali, že 5 až 10 % pacientov obdrží efektívnu dávku vyššiu ako 5 mSv a celoročná D_E u speleoterapeutov sa pohybuje v rozsahu od 15 do 40 mSv. ^[Cs 95]

Ďalšie krasové jaskyne v ktorých sa sledoval výskyt radónu sú na území Moravského krasu v ČR. Priemerná nameraná hodnota bola 1235 Bq.m⁻³ zo 60-ich meracích bodov s maximálne zaznamenanou hodnotou 21000 Bq.m⁻³ ^[Bu 90].

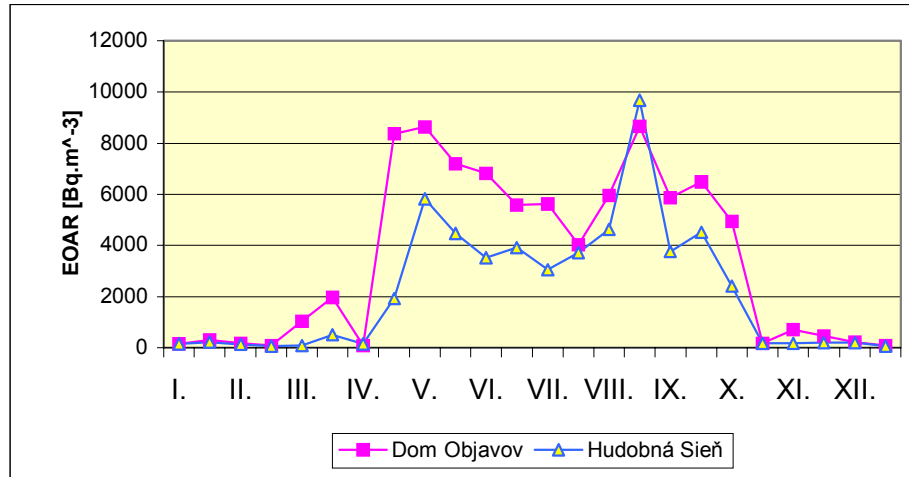
V jaskyniach v Grécku a vo Švajčiarsku boli namerané vysoké priemerné objemové aktivity radónu okolo 25000 Bq.m⁻³, pričom maximálna hodnota v gréckych jaskyniach bola 88000 Bq.m⁻³ ^[Pa 86] a vo švajčiarskych 40000 Bq.m⁻³ ^[Su 90].

8.2. Sledovanie výskytu radónu v podzemných pracovných priestoroch

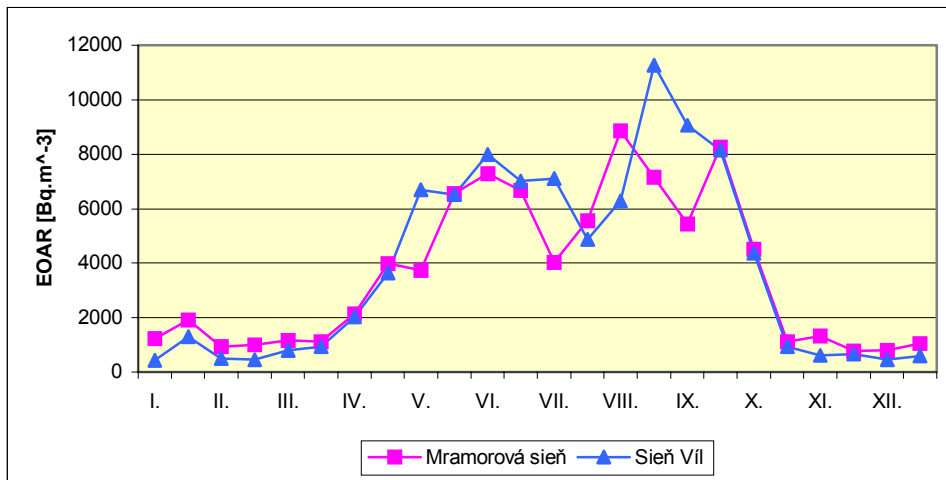
Na našom pracovisku sme sa začali venovať výskytu radónu v jaskynných priestoroch koncom r.1992, keď nás Ministerstvo kultúry SR, pod ktoré vtedy Správa slovenských jaskýň spadala, požiadalo o spoluprácu. Vyšetrovali sme sezónne variácie výskytu radónu pomocou DSPF v desiatich turistických krasových jaskyniach.^[Vč 94] a v dvoch ľadových jaskyniach. Výsledky z tohto prieskumu sú zhrnuté v tabuľke č.8.2.1 a vybrané grafy sezónnych variácií radónu v Belianskej, Gombaseckej, a Ochtinskej aragonitovej jaskyne sú na obrázkoch č.8.2.1 až 8.2.3.

Tab.č.8.1 Namerané hodnoty EOAR v krasových jaskyniach

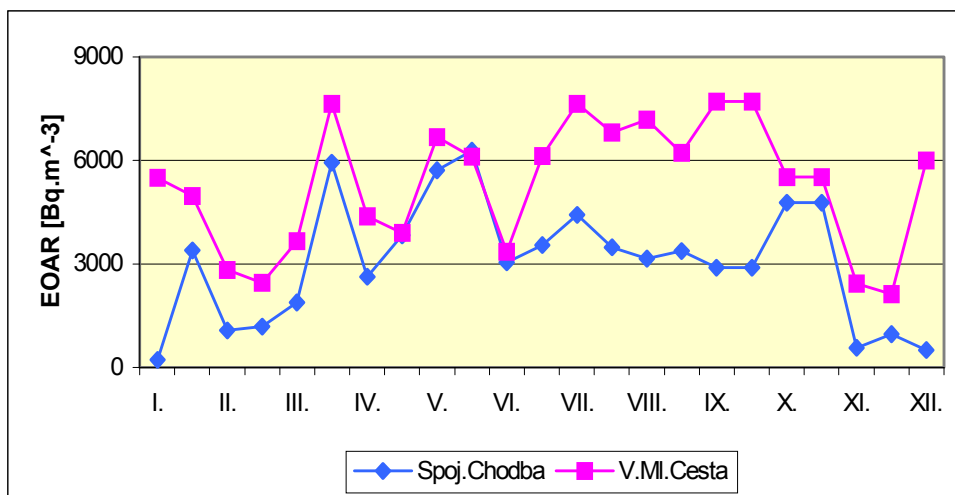
JASKYŇA Miesto	EOAR min. [Bq.m ⁻³]	EOAR max. [Bq.m ⁻³]	EOAR priemer [Bq.m ⁻³]
BELIANSKA			
Dom objavov	79	8644	4014
Hudobná sieň	59	9679	2752
BYSTRANSKA			
Križovatka	136	10578	5785
Liečebňa	345	6749	1778
DEMÄNOVSKÁ-SLOBODY			
Speleoliečebňa	149	4222	2140
Rázcestie	137	5867	2330
DOMICA			
Majkov Dóm	226	3342	1390
Dom indických pagód	270	3672	1502
DRINY			
Chodba Svätoplukova	298	1991	1016
Chodba Beňovského	240	1538	926
GOMBASECKÁ			
Mramorová sieň	771	8861	4183
Sieň víl	424	11280	4617
HARMANECKÁ			
Riečisko	462	10295	4801
Bludný dom	2188	10210	5043
JASOVSKÁ			
Dom netopierov	162	1733	795
Veľký dom	97	1438	733
OCHTINSKÁ ARAGONITOVÁ			
Spojovacia chodba	102	6292	3029
Veľká Mliečna cesta	2131	7713	5010
VAŽECKÁ			
Zrútený dom	491	9407	5319
Kostnica	502	9022	4899



Obr.8.2.1 Celoročné variácie radónu v Belianskej jaskyni

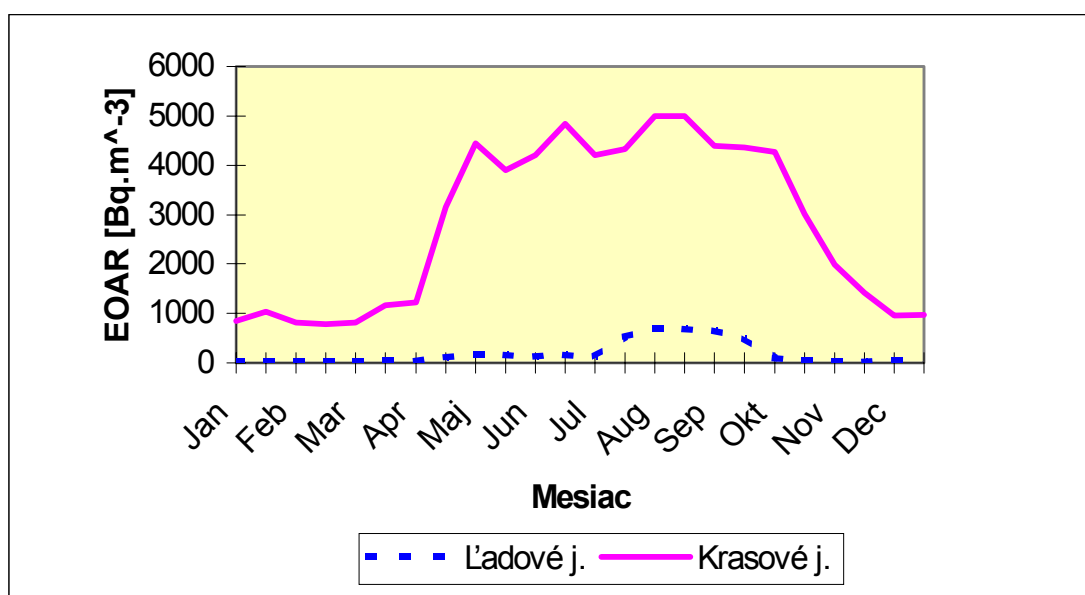


Obr.8.2.2 Celoročné variácie radónu v Gombaseckej jaskyni



Obr.8.2.3 Celoročné variácie radónu v Ochtinskej aragonitovej jaskyni

Merania sa uskutočnili v období od začiatku októbra 1992 do konca septembra 1993. V každej jaskyni sa vybrali dve miestnosti kde boli umiestnené holé (bez difúznej komôrky) DSPF typu CR-39 a výmena detektorov prebiehala dvakrát za mesiac. Všetky merania sú zhrnuté do obrázku 8.2.4, na ktorom môžeme pozorovať priebeh celoročných variácií výskytu radónu v krasových a v ľadových jaskyniach. V ľadových jaskyniach sú tieto koncentrácie podstatne nižšie, čo je spôsobené ľadovou pokrývkou na stenách, ktorá obmedzuje difúziu radónu z geologického podložia do prostredia jaskyne. Predpokladáme, že tieto celoročné variácie sú spôsobené teplotnými rozdielmi v ovzduší vnútra jaskyne (7 °C -9 °C po celý rok) a teplotou vo vonkajšom prostredí, kedy v lete bývajú najvyššie teploty. Na obrázkoch 8.2.1. a 8.2.2 vidíme, že dve maximá sa dosahovali v horúcich mesiacoch ako je máj a jún, v júli vidieť zníženie koncentrácie, čo bolo spôsobené studeným a daždivým počasím a ďalšie maximum bolo v auguste, kedy sú v našej zemepisnej šírke dosahované najvyššie teploty (33-35) °C. Nie v každej jaskyni boli zaznamenané takéto výrazné celoročné variácie, napr. Ochtinská aragonitová jaskyňa má iný priebeh (viď. obr. 8.2.3). Sezónne variácie radónu sú veľmi málo výrazné, čo je pravdepodobne dôsledkom jednak jej malého objemu (je to najmenšia jaskyňa) a umelo zníženej ventilácie pre ochranu vzácnych aragonitových útvarov.



Obr.8.2.4 Celoročné variácie výskytu radónu v jaskyniach

Najvyššie úrovne koncentrácie radónu sme našli v Belianskej, Gombaseckej, Važeckej a Harmaneckej jaskyni a najnižšie úrovne sme zaznamenali v ľadových jaskyniach a v Jasovskej jaskyni. V neskoršom období sme uskutočnili aj okamžité merania objemovej a ekvivalentnej objemovej aktivity radónu v dvoch jaskyniach a v bani Hodruša Hámre. (viď tabuľky 8.2.2-8.2.4) Merania objemovej aktivity radónu

uskutočňujeme scintilačnými komôrkami a merania ekvivalentnej objemovej aktivity radónu meradlom SILENA 4S.

Tab. 8.2.2 Krátkodobé merania koncentrácie radónu vo Važeckej jaskyni (september 1996)

Miesto	OAR (Bq.m ⁻³)	EOAR (Bq.m ⁻³)	F
Vstupná hala	2803 ± 168	1221 ± 147	0.44
Zrútený dom	4998 ± 250	1532 ± 184	0.31
Jazierková sieň	9734 ± 482	4360 ± 480	0.45
Húsková sieň	10938 ± 511	4280 ± 471	0.39
DÓM	14914 ± 746		
Kostnica	12765 ± 638	2922 ± 351	0.23

Tab.8.2.3 Krátkodobé merania OAR v Belianskej jaskyni (júl 1995)

Miesto	OAR (Bq.m ⁻³) 18.7.1995	OAR (Bq.m ⁻³) 22.7.1995
Rázcestie	608 ± 43	699 ± 49
Dóm objaviteľov	1030 ± 65	1163 ± 72
Zbojnícka sieň	1314 ± 118	1393 ± 155
Hudobná sieň	1494 ± 120	1388 ± 111
Dom trosiek	1010 ± 81	1263 ± 99

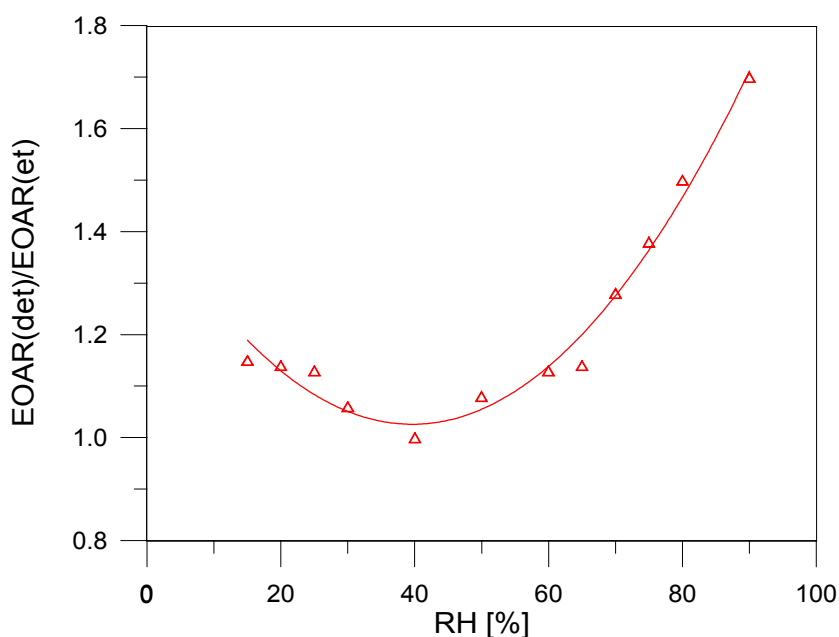
Tab.8.2.4 Krátkodobé merania OAR v bani Hodruša Hámre (jún 1996)

Miesto	OAR (Bq.m ⁻³)	EOAR (Bq.m ⁻³)	F
NAD U-1	256 ± 21	59 ± 14	0,23
U2	254 ± 21	178 ± 27	0,69
U3 východ	159 ± 13	67 ± 13	0,42
MA – U3	263 ± 18		
V2Š za dverami	10854 ± 511	3190 ± 311	0,29
14. obzor	110 ± 10		
8. obzor	29 ± 5		
stroj. jama	157 ± 13	68 ± 14	0,43
signal majster 1	< 20		

Namerané hodnoty z tabuliek 8.2.2 až 8.2.4 ukazujú vysoké radónové koncentrácie v jaskyniach, nad 1000 Bq.m⁻³, okrem jedného miesta v Belianskej jaskyni a podstatne nižšie objemové aktivity radónu v bani Hodruša – Hámre, kde z deviatich meracích bodov iba jeden presahoval hodnotu OAR 1000 Bq.m⁻³. Tento merací bod bol

vybratý v tej časti bane, ktorá nie je odvetrávaná a slúži len ako odvodňovacia šachta.

Vzhľadom na vysokú vlhkosť v jaskynných priestoroch (cca 90 %), sme zisťovali vplyv vlhkosti ovzdušia na odozvu holej (bez difúznej komôrky) DSPF typu CR-39. Experimenty sa uskutočnili v radónovej komore, kde je prirodzená vlhkosť cca 40%. Sledovali sme odozvu detektora CR-39 v pomere ku EOAR v stanovenú etalónom. Z obrázku 8.2.5 vidíme závislosť CR-39, ktorej odozva je nadhodnotená pri nižších aj vyšších hodnotách vlhkosti prostredia ako je v kalibračnej radónovej komore. V súvislosti na túto závislosť sme pri kalibrácii detektorov simulovali vysokú vlhkosť v kalibračnej radónovej komore.



Obr. 8.2.5. Závislosť odozvy CR-39 od vlhkosti v ovzduší

8.3 Sledovanie radiačnej záťaže pracovníkov v podzemných priestoroch

Na základe našich meraní výskytu radónu v podzemných priestoroch sme v roku 1995 začali s vyšetrením expozície radónu a jeho dcérsym produktom u trinástich stálych pracovníkov vo vybraných siedmich krasových jaskyniach s najvyššími koncentraciami radónu, a pribrali sme k nim aj vzorku baníkov z troch rudných baní v SR. Osobný dozimeter pozostáva z detektora stôp v pevnej fáze typu CR-39, ktorý je umiestnený v difúznej komôrke (vid' obr. 8.3.1). Prehľad pracovísk a počtu pracovníkov je v tabuľke č.8.3.1. Osobné efektívne dávky u baníkov ^[Be 96] boli sledované od mája 95 do januára 96 v mesačných intervaloch a u jaskyniarov sme sledovali dávkovú záťaž hlavne v turistickom období od mája do novembra v rokoch 1995, 1996 ^[Vi 97]. V sledovaní expozície u baníkov v r.1996 sa ďalej nepokračovalo, pretože manažment

týchto baní neprejavil záujem o ďalšie merania.

Tab.8.3.1 Rozdelenie sledovania radiačnej záťaže z expozície radónu na jednotlivých pracoviskách

Číslo pracoviska	Názov pracoviska	Počet sledovaných pracovníkov
1	Vážecká jaskyňa	3
2	Ochtinská aragonitová jaskyňa	2
3	Bystrianska jaskyňa	1
4	Harmanecká jaskyňa	1
5	Demänovská jaskyňa Slobody	3
6	Belianska jaskyňa	2
7	Gombasecká jaskyňa	1
8	Talcum-Magnezit Hnúšťa	20
9	Železoručné bane Siderit, Nižná Slaná	100
10	Slov.banská spol., Hodruša-Hámre	10



Obr.8.3.1 Osobný dozimeter na sledovanie expozície radónu

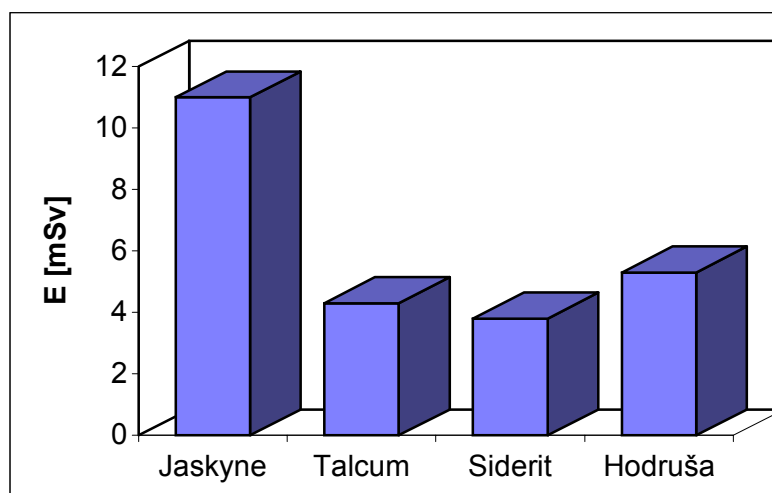
Vyhodnocovanie integrálneho osobného dozimetra spočíva v stanovení expozície, t.j. časového integrálu objemovej aktivity radónu (vzťah 8.3.1)

$$I_{OAR} = \int_0^T c_A(t).dt \quad (8.3.1)$$

Pri stanovení časového integrálu pasívneho osobného dozimetra v pracovnom priestore I_{OS} je potrebné poznať jeho expozíciu v priestore uloženia mimo pracovnej doby I_{KON} a preto s osobnými dozimetrami zasielame aj cestovný pozad'ový dozimeter a výslednú expozíciu vypočítame podľa vzťahu 8.3.2.

$$I_{OS} = I_{DOZ} - I_{KON} \cdot \left(1 - \frac{T_{OS}}{T}\right) \quad (8.3.2)$$

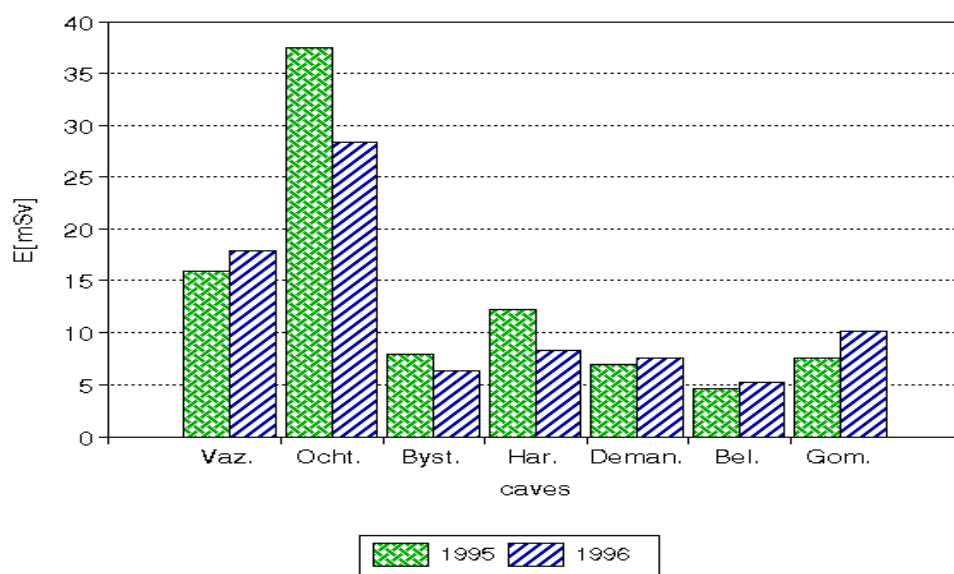
kde I_{DOZ} je celková expozícia dozimetra za čas T a T_{OS} je doba expozície v pracovnom priestore. Expozície dozimetrov I_{DOZ} a I_{KON} stanovíme podľa vzťahu (8.3.1).



Obr. 8.3.2 Priemerná efektívna dávka pracovníka na rôznych pracoviskách

Výsledky odhadu priemernej celoročnej efektívnej dávky na jednotlivých pracoviskách sú na obr.č.8.3.2. Z grafu je zrejmé, že pracovníci jaskýň sú exponovaní podstatne vyššími efektívnymi dávkami (priemerná $E=14,5$ mSv/rok) ako pracovníci v baniach, kde táto hodnota nepresahuje 6 mSv za rok. Na obr.8.3.3 sú znázornené priemerné ročné E v jednotlivých siedmych jaskyniach za roky 1995 a 1996. Najvyššie hodnoty E sa dosiahli v Ochtinskej aragonitovej jaskyni (37,5 mSv) a najnižšie v Belianskej jaskyni (4,5 mSv). Získané celoročné efektívne dávky u jaskyniarov v roku 1996 sú podobné ako v r.1995. Najvyššie hodnoty E sa opäť dosiahli v Ochtinskej aragonitovej jaskyni 25,7 mSv a najnižšie v Belianskej jaskyni 5,1 mSv.

Rozdielnosť v dosiahnutí celoročných efektívnych dávok u baníkov a jaskyniarov je spôsobená hlavne dodržiavaním bezpečnostných predpisov týkajúcich sa vetrania v banských priestoroch a nemožnosti zvýšiť koeficient vetrania v jaskynných priestoroch z dôvodu zachovania celistvosti krasových útvarov.



Obr. 8.3.3 Priemerná celoročná efektívna dávka sprievodcov jaskýň

Na základe odporúčaní pracovníkov Štátneho zdravotného ústavu v Banskej Bystrici sa od r.1998 prešlo k sledovaniu radiačnej záťaže vo všetkých krasových jaskyniach spadajúcich pod Správu slovenských jaskýň v Liptovskom Mikuláši. Osobnému monitorovaniu podliehali všetci stáli pracovníci (turistickí sprievodcovia) a osobný dozimeter bol v každej jaskyni pridelený aj brigádnikovi. Sledované obdobie začínalo v marci, kedy sa začína turistická sezóna pre väčšinu jaskýň. V tabuľke 8.3.2 sú počty sledovaných pracovníkov a brigádnikov v jednotlivých jaskyniach a v tabuľke 8.3.3 sú počty sledovaných ľudí v jednotlivých mesiacoch. Pre ilustráciu uvádzame roky 98 a 99.

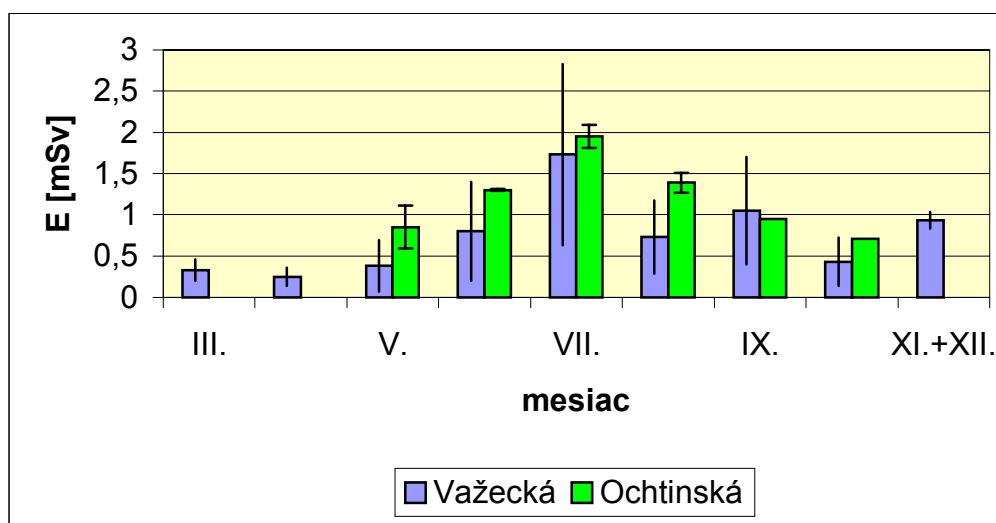
Tab. 8.3.2 Počty sledovaných ľudí (pracovníkov a brigádnikov) v jednotlivých jaskyniach

NÁZOV JASKYNE	Počet ľudí
Važecká jaskyňa	4
Ochtinská aragonitová jaskyňa	3
Demänovská jaskyňa Slobody	11
Bystrianska	4
Gombasecká jaskyňa	3
Harmanecká jaskyňa	3
Jaskyňa Driny	3
Belianska jaskyňa	6
Jaskyňa Domica	4

Jasovská jaskyňa	3
Celkom	44

Tab. 8.3.3 Počty sledovaných ľudí v jednotlivých mesiacoch.

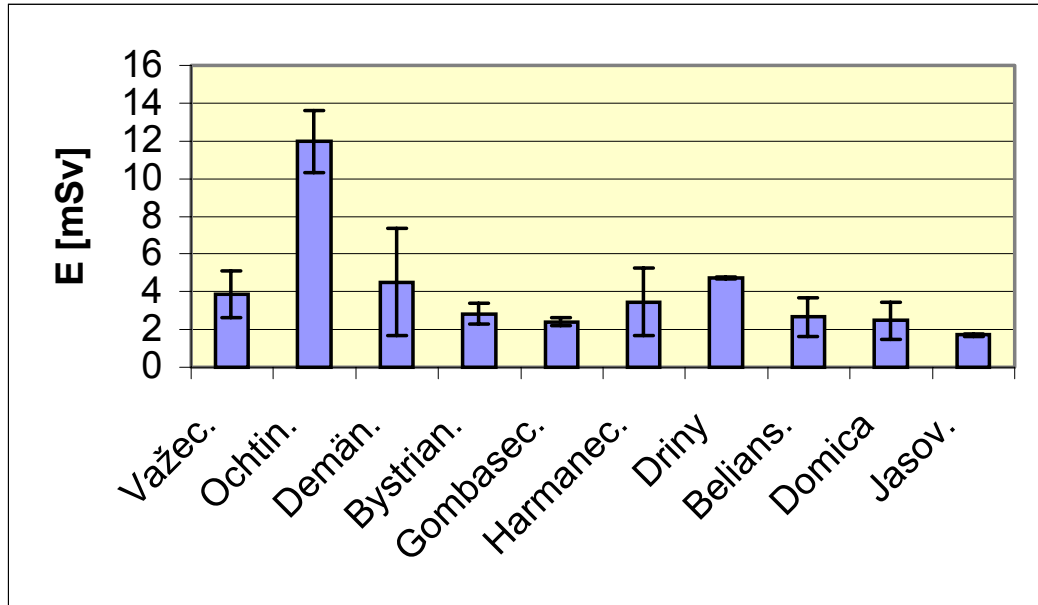
Rok	1998	1999
Mesiac	Počet ľudí	Počet ľudí
Marec		3
Apríl	33	30
Máj	32	32
Jún	34	39
Júl	38	39
August	40	35
September	29	29
Október	27	29
November	28	27
December	26	26



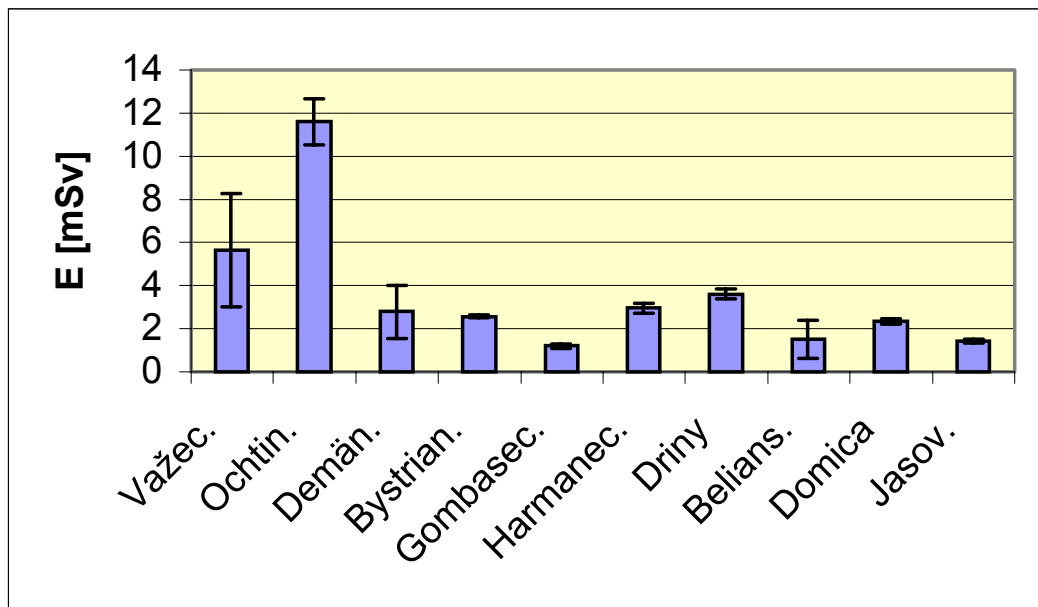
Obr.8.3.4 Priemerné efektívne dávky pracovníkov za jednotlivé mesiace

Na obrázku 8.3.4 sú znázornené priemerné efektívne dávky z expozície radónu pracovníkov z Ochtinskej aragonitovej a z Važeckej jaskyne, za jednotlivé mesiace. Najvyššiu radiačnú záťaž z expozície radónu dostávajú pracovníci v letnom turistickom období, kedy majú najviac odpracovaných hodín v jaskyni a koncentrácie radónu dosahujú svoje najvyššie hodnoty. Na obrázkoch 8.3.5 a 8.3.6 sú znázornené priemerné

celoročné efektívne dávky turistických sprievodcov jaskýň v r. 1998 a 1999 za jednotlivé krasové jaskyne.



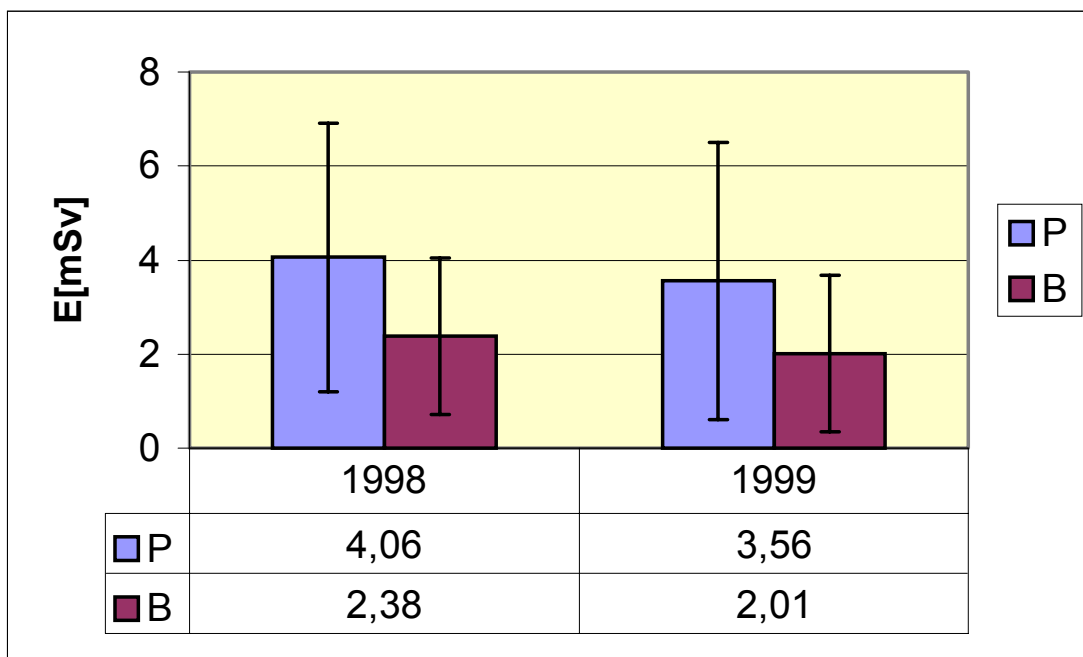
Obr. 8.3.5 Priemerná celoročná efektívna dávka jaskynných pracovníkov v r.1998



Obr. 8.3.6 Priemerná celoročná efektívna dávka jaskynných pracovníkov v r.1999

Najvyššia radiačná záťaž z expozície radónu bola zaznamenaná v Ochtinskej aragonitovej jaskyni v mesiaci august 1998 $E = 4,08$ mSv a celoročná $E = 13,62$ mSv

1999 u stáleho pracovníka a 6,28 mSv v r.1998 u brigádnika. Na obrázku 8.3.7 vidíme rozdiel medzi priemernou radiačnou záťažou stálych pracovníkov jaskýň a brigádnikov, ktorí sa zamestnávajú ako turistický sprievodcovia na krátke letné obdobie, od 4 do 12 týždňov. Nakoľko sú títo brigádnici najviac vyťažení, v letnom období majú podstatne viacej odpracovaných hodín v jaskyniach ako stáli pracovníci, sú ich efektívne dávky za krátke obdobie dosť významné. Z toho dôvodu pracovníci Odboru ochrany zdravia pred ionizujúcim žiarením Štátneho zdravotného ústavu v Banskej Bystrici nariadili od r.2000 osobné monitorovanie každého brigádnika. V r. 2000 vstúpil do platnosti zákon č.470/2000 Z.z., ktorý je novelou zákona č.272/1994 Z.z. o ochrane zdravia ľudí, a v januári r.2001 vyhláška MZ SR č.12/2001 na základe ktorých sú priestory jaskýň klasifikované ako pracoviská so zdrojmi ionizujúceho žiarenia so zvýšeným výskytom prírodných zdrojov žiarenia a podliehajú osobnému monitorovaniu pracovníkov.



Obr.8.3.7 Priemerné celoročné efektívne dávky stálych pracovníkov (P) a brigádnikov (B) v jaskyniach.

Osobné monitorovanie pracovníkov jaskýň viedlo k tomu, že sa jednak získala informácia o radiačnej záťaži z expozície radónu, a jednak viedlo k jej postupnému znižovaniu. Napríklad u najviac exponovaných stálych pracovníkov Ochtinskej aragonitovej jaskyne za znížila radiačná záťaž až o polovicu. Kým v r. 1995 bola na

úrovni 35 mSv, tak v rokoch od 1998 až 2002 je na úrovni od (11-15) mSv. V letnom období pracovníci pracujú v priestoroch jaskyne len zriedkavo a pracovná činnosť turistických sprievodcov je prenesená na brigádnikov. Brigádnici (jedná sa väčšinou o študentov nad 18 rokov) v tejto jaskyni dostávajú radiačnú záťaž na úrovni od (6-10) mSv, ale v ďalších rokoch nie je predpoklad, že budú pracovať na pracovisku so zvýšeným výskytom prírodných zdrojov ionizujúceho žiarenia.

Pre návštevníkov jaskýň sme urobili odhad radiačnej záťaže. Vychádzali sme z odhadnutej priemernej objemovej aktivity radónu $7760 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a z dĺžky pobytu v jaskyni 1 h. Pomocou konverzných koeficientov odporúčaných v ICRP 65 sme vypočítali priemernú efektívnu dávku $E = 24 \mu\text{Sv}$.

Napriek vysokým aktivitám radónu má ovzdušie v jaskyniach veľmi blahodárny účinok pre choroby dýchacích ciest. Je to spôsobené vysokou vlhkosťou, mineralizáciou ovzdušia a prítomnosťou záporných iónov. Pri liečebnom procese treba zväžiť prínos liečebného pobytu a poškodenia zdravia účinkom radónu.

9. POŠKODENIE DNA V PLŪCNYCH BUNKÁCH PO EXPOZÍCII RADÓNU DETEKOVANÉ METÓDOU „COMET ASSAY“

V poslednom desaťročí sa zvýšil význam *in vitro* štúdií v inhalačnej toxikológii, čo umožňuje porovnať bunkovo špecifické typy odpovedí. Z toxikologického hľadiska sú významné najmä tieto pľúcne bunky - alveolárne makrofágy (AM) a epiteliálne bunky typu II (EB II.) AM sú voľne žijúce bunky s fagocytujúcou aktivitou, dôležitou pri ochrane pľúc. EB typu II hrajú rozhodujúcu úlohu v zachovávaní funkčnej integrity alveolárnej hladiny.

Inhalovaný radón môže v dýchacom trakte prechádzať mukóznymi membránami buniek, bronchami a ďalšími pľúcnymi tkanivami. Energia ionizujúceho žiarenia vznikajúca pri premene radónu a jeho dcérskych produktov ovplyvňuje bronchiálne epiteliálne bunky, čo môže viesť k za spusteniu procesu karcinogenézy.

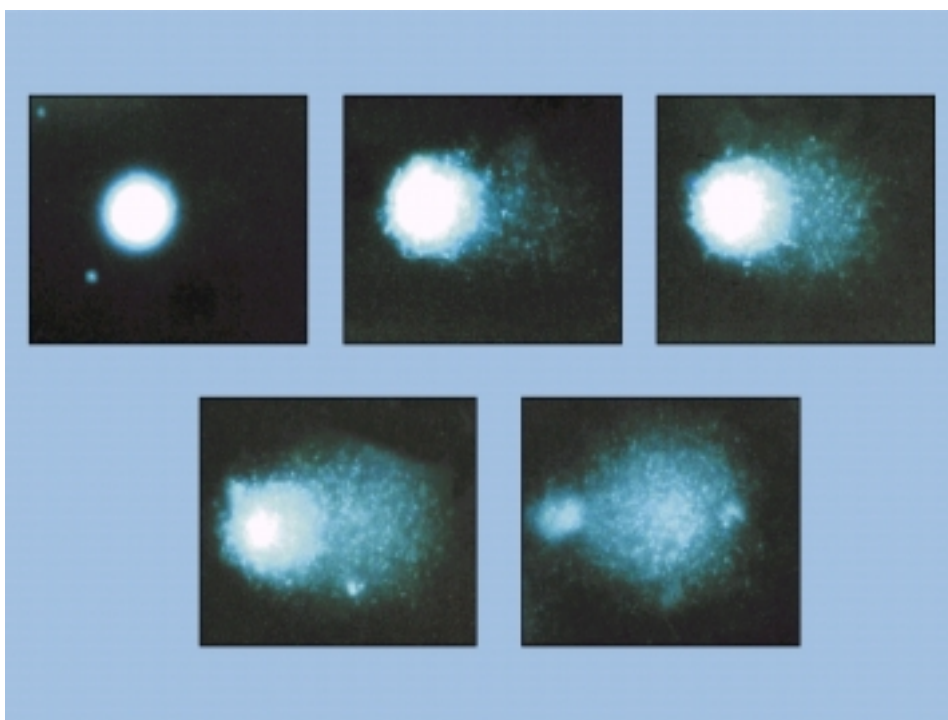
Zistilo sa, že expozícia radónu v kombinácii s fajčením zvyšuje individuálne riziko rakoviny u profesionálne exponovaných baníkov. V tabuľke 9.1 sú nami zistené ročné expozície radónu v pobytových a pracovných priestoroch SR.

Tab.9.1 Priemerné ročné expozície radónu obyvateľstva a pracovníkov v SR

Miesto	^{222}Rn [Bq.m ⁻³]	Čas [h]	Expozícia [MBq.h.m ⁻³]
Pobytové priestory	108	7000	0,76
Bane	710	2000	1,42
Kúpele	965	2000	1,93
Jaskyne	7680	400	3,07

Zdravotné účinky radónu a jeho dcérskych produktov sme sledovali na bunkách AM a EB II, izolovaných z pľúc potkana *in vitro*. Zamerali sme sa na detekciu potencionalného genetického poškodenia alveolárnych makrofágov a epiteliálnych buniek typu II, hlavne na stanovenie zlomov a oxidačných poškodení dezoxyribonukleovej kyseliny (DNA). Použili sme pomerne novú progresívnu metódu Comet assay. Princíp metódy spočíva v odvinutí poškodenej DNA z dvojzávitnice a následnou elektroforézou lýzovaných bunkových jadier. Záporne nabité konce poškodenej DNA sú ťahané v elektrickom poli k anóde, vytvárajúc kométy. (viď. obr. 9.1) Táto metóda umožňuje merať priame zlomy DNA. My sme použili modifikovanú

metódu, ktorou možno merať aj oxidačné poškodenie DNA, so špecifickými enzýmami, ktoré natrávia DNA v mieste poškodenia. Endonukleáza III detekuje oxidizované pyrimidíny a apurinické/pyrimidické (AP) miesta a formamypyrimidín glykozyláza (FPG proteín) stanovuje 8-oxoguaninu, otvorený imidazolový kruh a tiež AP miesta.^[Co96]



Obr. 9.1 Vznik kométy poškodenej DNA cicavčích buniek

Čerstvo izolované bunky AM a EB typu II. boli exponované po dobu 60 minút. Expozícia radónu bola stanovená $1,26 - 2,45 \text{ MBq.h.m}^{-3}$.

Bunky boli izolované z pľúc samcov potkanov kmeňa Albino Wistar (Velaz, Praha, Česká republika). AM boli izolované bronchoalveolárnou lavážou a centrifugované podľa Myrvika a kol.^[My 61] EB typu II boli izolované metódou podľa Richardsa a kol. a Hoeta a kol. a kultivované ako je popísané v predchádzajúcej práci^[Dš96].

Porovnali sme in vitro odpovede AM a EB typu II na expozičnú radónu a jeho dcérskych produktov. Bunky boli exponované radónom 42 hodín po ich izolácii. Oba typu buniek boli pokryté rovnakou tenkou vrstvou kultivačného média a následne exponované radónom v komore z nehrdzavejúcej ocele s objemom $0,004 \text{ m}^3$. Ako zdroj radónu sme použili dva tekuté zdroje ^{226}Ra s aktivitou 420 kBq alebo 107 kBq. Do expozičnej

komory sme preniesli radón pomocou 20 ml injekčnej striekačky na začiatku expozície. Doba expozície bola 60 minút. Zároveň sme s bunkami umiestnili do expozičnej komory aj DSPF typu CR-39 v difúznej komôrke. Citlivá plocha detektora bola pokrytá tou istou vrstvou kultivačného média ako aj exponované bunky. Radónová koncentrácia c_{Rn} v expozičnej komore bola meraná pomocou scintilačných detektorov Lucassového typu. Expozíciu radónu v komore sme vypočítali podľa vzťahu 9.1

$$I_{OAR} = c_{Rn} \cdot T_{exp} \quad (9.1)$$

kde T_{exp} je čas expozície.

Koncentrácia radónu pod médiom bola nižšia než v expozičnej komore a závisela na difúznych vlastnostiach média. Pomer koncentrácie radónu v komore a v médiu bol stanovený pomocou DSPF a hodnoty sú v rozpätí 0,04 – 0,08. DSPF boli vyhodnotené elektrochemickým leptacím procesom (viď kap. 6.1). Koncentrácia radónu v komore ako aj koncentrácia radónu stanovená v bunkách pod médiom je uvedená v tabuľke č.9.2.

Tab. 9.2 Stanovené hodnoty OAR a expozície OAR

T_{exp} [h]	c_{Rn} [MBq.m ⁻³]	Expozícia [MBq.h.m ⁻³]	
		v komore	pod médiom
1.11	15.13	16,77	1,26
1.04	47.65	49,64	2,45

Hladina endogénnych zlomov DNA u neexponovaných buniek bola vyššia v EB typu II ako v AM, podobne, ako sme zistili v minulosti [Dš 96]. Naproti tomu, oxidizované bázy sú prítomné v DNA AM ale nie v EB typu II. Toto zistenie pravdepodobne odráža vysokú metabolickú aktivitu makrofágov (spojenú s oxidačným stresom) a ich obrannú úlohu. Indukcia poškodenia DNA radónom a jeho dcérskymi produktmi bola stanovená buď hneď alebo po 24 hodinách po expozícii. Zlomy DNA boli signifikantne zvýšené hneď po ožiarení EB typu II. V exponovaných vzorkách sme stanovili takmer dvojnásobok zlomov DNA (50% DNA v chvoste po 1,26 M Bq.h.m⁻³ radónovej expozícii a 53,4 % DNA v chvoste po expozícii 2,45 MBq.h.m⁻³) oproti kontrole. Tento účinok bol silnejší , keď sme bunky kultivovali ďalších 24 hodín po expozícii. Expozícia radónu 2,45 MBq.h.m⁻³ mala toxický účinok, väčšina buniek uhynula. Radón a jeho

dcérske produkty emitujú väčšinou alfa častice ale tiež beta častice a gama žiarenie, ktoré všetky môžu atakovať DNA buď priamo alebo pomocou voľných radikálov. V prípade EB typu II sme zistili len limitovaný počet oxidizovaných báz. Oproti tomu v AM neboli indukované takmer žiadne zlomy. Okamžite po expozícii radónom sme stanovili 14,4% DNA v chvoste v porovnaní s 12,2% DNA v chvoste u kontrol. Podobný účinok bol zistený u buniek kultivovaných 24 hodín po expozícii. Na druhej strane sme našli dvakrát vyššie množstvo oxidizovaných purínov (18,53% DNA v chvoste) a tiež pyrimidínov (6,9% DNA v chvoste) v porovnaní s endogénnou hladinou poškodení DNA. Tento účinok bol opäť silnejší, keď sme kultivovali bunky 24 hodín po expozícii.^[Va 99]

Naše *in vitro* experimenty potvrdili, že radón indukuje poškodenia genetického materiálu a že izolované pľúcne bunky sú mimoriadne vhodný bunkový model pre zistenie možného rizika vzdušných kontaminantov v prostredí.

10. ZHRNUTIE VÝSLEDKOV A DISKUSIA

Hlavnou úlohou tejto práce bolo vyšetriť fyzikálne a detekčné vlastnosti detektorov stôp v pevnej fáze typu CR-39 a zavedenie a využitie tejto dlhodobej integrálnej metódy pri riešení radónovej problematiky na Slovensku. Tento radónový program a využitie dlhodobých integrálnych metód je zameraný na ochranu zdravia obyvateľstva a pracovníkov v podzemných priestoroch pred nadmernou expozíciou radónu a jeho dcérskych produktov.

V súlade s anotovanými cieľmi dizertačnej práce bola táto koncepcia riešená v nasledovných ucelených celkoch:

- Sledovanie detekčných vlastností detektorov stôp v pevnej fáze typu CR-39 pri elektrochemickom leptaní a študovanie možnosti ich použitia v dozimetrii radónu.
- Využitie DSPF pri celonárodnom screeningu výskytu radónu v pobytových priestoroch a zhodnotenie výsledkov z hľadiska radiačnej ochrany.
- Vyšetrenie výskytu radónu v podzemných jaskynných priestoroch a zavedenie osobnej dozimetrie pracovníkov na pracoviskách so zvýšeným výskytom prírodných rádionuklidov s využitím DSPF. Zhodnotenie radiačnej záťaže pracovníkov a návštevníkov jaskýň.
- Sledovanie poškodenia DNA z pľúcnych buniek potkanov po expozícii radónu.

10.1 Fyzikálne vlastnosti DSPF a ich využitie v praxi

Pri vyšetrovaní detekčných vlastností DSPF typu CR-39 sme sledovali odozvu detektora na sedem rôznych monoenergetických častíc (od 1 MeV do 5,5 MeV) pričom sme vyšetrovali vplyv rôznych časových integrálov chemického predleptania detektora CR-39 s následným elektrochemickým leptaním. Sledovali sme tri parametre odozvy detektora a to odleptanú hrúbku, citlivosť detektora, priemer elektrochemicky vyleptanej stopy a energetickú závislosť. Výsledky nám poukázali na priamo lineárnu závislosť odleptanej hrúbky detektora od doby predleptania. Taktiež pozorujeme pri energetickej závislosti ako s narastajúcou dobou chemického predleptania sa zvyšuje prah detekcie pre vyššie energie častíc alfa. Ďalej sme dokázali, že priemer stopy narastá s energiou alfa častice, ale pri danej energii sa priemer stopy zväčšuje s dobou chemického predleptania.

Naše výsledky nám potvrdili, že leptateľný interval stopy energetickejšej častice leží hlbšie pod povrchom detektora ako menej energetickej častice a doba chemického predleptania 2h sa ukázala ako optimálna pre detekciu častíc alfa v intervale energií od (1,0 - 5,5)MeV.

Kalibráciu detektorov CR-39 uskutočňujeme v Štátnom metrologickom stredisku pre radónové veličiny, ktoré je autorizované Úradom pre normalizáciu, metrologiu a skúšobníctvo SR v Bratislave na overovanie radónových veličín. Vzhľadom k tomu, že každá platňa môže mať inú citlivosť, kalibráciu vykonávame u každej platne. Výsledkom kalibrácie je závislosť hustoty stôp od časového integrálu, ktorá je v logaritmickej škále lineárna, nakoľko kalibračná krivka so zvyšujúcou sa hodnotou expozície nadobúda nasýtený tvar. Tento jav je typický pre elektrochemické leptanie detektorov stôp v pevnej fáze, pretože u vysokého počtu latentných stôp dochádza k znižovaniu citlivosti. Tento pokles spôsobuje vzájomné pôsobenie elektrických polí okolo jednotlivých stôp. Dochádza tu k vzájomnému rušeniu antiparalelných zložiek intenzít elektrického poľa. Môžeme povedať, že za určitých podmienok sa elektrochemické stopy na niektorých latentných stopách nemusia vytvoriť. Stopy si pri elektrochemickom leptaní navzájom konkurujú. Dochádza pritom k tomu, že niektoré stopy, ktorých charakteristiky by pri menšom počte latentných stôp umožnili ich vytvorenie, pri vysokom počte latentných stôp sa vytvoria tie elektrochemicky vyleptané stopy, ktoré majú tieto charakteristiky výhodnejšie.

Tento fakt poklesu citlivosti na expozícii alfa časticami treba brať do úvahy pri stanovení hornej medze expozície, kde sa najviac prakticky vyhodnotiteľné hustoty stôp pohybujú okolo $4 \cdot 10^3$ stôp na cm^{-2} . Dolná hranica expozície je daná dvojnásobkom počtu stôp pozadia.

Kombináciu rôznych typov bariér využívame na separáciu radónu a torónu, ktoré sa navzájom v prírode spolu vyskytujú. Naše experimenty nám potvrdili vhodnosť použitia DSPF typu CR-39 s polyetylénovou a papierovou filtračnou bariérou, pričom polyetylénovú bariéru používame na separáciu torónu, ktorý sa vo významnej miere vyskytuje v jaskynných priestoroch a môže prispievať k radiačnej záťaži pracovníkov.

10.2 Radónová problematika v bytových priestoroch

Vyšetrovanie výskytu radónu v bytovom priestore v týždňových intervaloch pomocou krátkodobého meradla radónu na báze aktívneho uhlia nám potvrdilo celoročné variácie. S využitím lineárnej faktorovej analýzy sme zistili závislosť koncentrácie radónu na klimatických ukazovateľoch ako sú teplota a vlhkosť. Porovnaním celoročnej priemernej hodnoty OAR stanovenej pomocou detektoru s aktívnym uhlím a DSPF nám vyšla zhoda v pomere $0,96 \pm 0,17$.

Celonárodným screeningom výskytu radónu sme zistili, že Slovensko so svojou priemernou EOAR $43 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ patrí ku krajinám so zvýšeným výskytom radónu v bytových priestoroch. Pričom sú hlavne postihnuté rodinné domy, kde až 17 % prekračuje odvodenu zásahovú úroveň. Náš odhad je, že približne 445 tisíc obyvateľov SR (t.j. 8,25 % obyvateľstva SR z celkového počtu) žije v bytových priestoroch, v ktorých je prekročená odvodená zásahová úroveň koncentrácie radónu stanovená vyhláškou MZ SR č.12/2001 Z.z. Prehľad bytových priestorov prekračujúcich odvodenu zásahovú úroveň EOAR nám ukázal, že najvyššie hodnoty EOAR sa nachádzajú v starších rodinných domoch a to v miestnostiach, ktoré nie sú podpivničené a nachádzajú sa priamo nad zemou a to buď v suteréne, alebo priamo na prízemí. Z týchto výsledkov predpokladáme, že pravdepodobne hlavným zdrojom radónu v bytových miestnostiach na Slovensku je radón nachádzajúci sa v pôdnom vzduchu. Tento predpoklad nám potvrdzuje aj umiestnenie týchto priestorov v rámci okresov a krajov SR, kde vidíme ich rozmiestnenie v oblastiach s vysokým výskytom kyslých uránových hornín a v oblastiach s dlhoročnou intenzívnou banskou činnosťou, ako aj ťažbou rudných surovín, (napr. Spišsko-Gemerský región, Banská Štiavnica)

Celoslovenský prieskum poukázal aj na zvýšený výskyt radónu v predškolských a v školských zariadeniach, kde budovy základných škôl majú charakter viacbytových budov a v materských škôlkach, pričom niektoré z nich majú charakter rodinných domov. Zistené priemerné hodnoty EOAR $44,8 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (základné školy) a $57,5$ (pre materské školy) nám potvrdzujú tento rozdiel v charaktere budov.

Prieskum radónu v ovzduší kúpeľných budov na území stredného Slovenska poukázal na jeho zvýšený výskyt, pričom v niektorých prípadoch sa prekročila hodnota OAR $1000 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ a priemerná hodnota OAR je $965 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

Odhad radiačnej záťaže nám ukázal, že najnižšiu záťaž majú obyvatelia veľkých miest, kde nad 70% obyvateľov žije v panelových viacbytových domoch. Priemerná celoročná efektívna dávka obyvateľa SR je 1,8 mSv z inhalácie radónu v pobytovom priestore. Najvyšší odhad priemernej radiačnej záťaže na obyvateľa je zaznamenaný v okresoch Rožňava 5,33 mSv, Krupina 4,49 mSv, Zlaté Moravce 4,37 mSv, Rimavská Sobota 4,28 mSv, Gelnica 3,61 mSv a Košice okolie 3,53 mSv. Najhoršia situácia je v rodinných domoch meste Rožňava, kde obyvateľ môže získať ročne priemernú efektívnu dávku 10,1 mSv a v obci Hnilec, kde je priemerná ročná radiačná záťaž obyvateľa 12,6 mSv.

Použitím výsledkov celonárodného screeningu výskytu radónu v pobytoých priestoroch a modelu BEIR VI pre odhad zdravotného rizika sme vypočítali počty možných prídavných úmrtí na Ca pľúc ročne z expozície radónu na 100 tisíc obyvateľov pre SR a jednotlivé kraje. Pre Slovensko nám vyšlo 14,00 prídavných úmrtí na 100 tis. obyvateľov, pričom pre mužskú populáciu, kde je až 27 % fajčiarov je tento prírastok 19,56 úmrtí ročne na 100 tisíc mužov. Porovnaním našich údajov týkajúcich sa možných prídavných úmrtí na Ca pľúc a skutočným úmrtím na Ca pľúc v jednotlivých krajoch SR sme zistili úzky vzťah, potvrdený korelačným koeficientom $R = 0,84$.

Odhady radiačnej záťaže a počtu možných prídavných úmrtí obyvateľstva SR z inhalácie radónu v pobytoých priestoroch môžu byť zaťažené nepresnosťou, ktorá je dôsledkom nemožnosti vyšetriť všetky existujúce pobytové priestory. Naša vyšetovaná vzorka bola zameraná hlavne na rodinné domy v dôsledku odhalenia čo najvyššieho počtu pobytoých priestorov s prekračujúcou zásahovou úrovňou EOAR. Ďalšiu nepresnosť vnáša metóda merania EOAR, a konzervatívny prístup samotných modelov [La 97].

10.3 Radónová problematika v pracovných priestoroch

Sledovanie výskytu radónu v krasových a v ľadových jaskyniach pomocou DSPF typu CR-39 nám jednak potvrdil celoročné variácie radónu, ale hlavne jeho vysoké

koncentrácie v období hlavnej turistickej sezóny, kde tieto hodnoty OAR prekračujú 1000 Bq m⁻³. Tieto vysoké koncentrácie radónu v krasových jaskyniach nám potvrdili aj krátkodobé merania OAR a EOAR pomocou scintilačných lukasových komôrok a meradla dcérskych produktov radónu SILENA 4S. Nárast výskytu radónu v letnom období pravdepodobne spôsobuje teplotný rozdiel medzi vnútorným priestorom jaskýň a teplotou vo vonkajšom prostredí. Zistenie tejto závislosti malo zásadný význam pre organizáciu radiačnej ochrany pracovníkov.

Zavedenie osobnej dozimetrie pracovníkov v podzemných priestoroch jaskýň poukázalo na vysokú radiačnú záťaž z inhalácie radónu. Najvyššie hodnoty celoročnej efektívnej dávky dosahujú pracovníci Ochtinskej aragonitovej jaskyne, ktorá sa nachádza v oblasti Spišsko-Gemerského regiónu a to od 10 mSv do 35 mSv v závislosti od roku expozície.

Odhad radiačnej záťaže návštevníkov jaskýň je na úrovni 24 µSv a neohrozuje zdravie turistov.

10.4 Poškodenie DNA z pľúcnych buniek potkanov po expozícii radónu

Experiment zameraný na sledovanie poškodenia DNA v pľúcnych bunkách potkanov nám potvrdil, že radón indukuje poškodenia genetického materiálu a nami použité pľúcne bunky AM a EB typu II sú vhodným biologickým materiálom.

11. ZÁVER

Výsledky dizertačnej práce rozšírili naše doterajšie poznatky o výskyte radónu v pobytočných a v pracovných priestoroch na Slovensku. Záverom sa pokúsim o zhodnotenie prínosov jednotlivých častí práce:

- Rozšírila som poznatky o fyzikálnych a detekčných vlastnostiach detektorov stôp v pevnej fáze typu CR-39 a ich možnosť využitia v dozimetrii radónu, jednak ako meradla výskytu radónu v ovzduší alebo osobného dozimetra pracovníkov vystavených expozícii radónu. Detektory stôp v pevnej fáze typu CR-39 sa osvedčili ako integrálne dozimetre vzhľadom k sezónnym a denným variáciám koncentrácie radónu v pobytočných a pracovných priestoroch, napriek tomu, že táto metóda detekcie radónu je veľmi pracná a náročná na vyhodnocovanie. Príspevok tejto práce k riešeniu radónovej problematiky v SR spočíva v overení metodických postupov monitorovania radónu a zavedení najvhodnejšej metódy elektrochemického leptania DSPF pre monitorovanie radónu v pobytočných a pracovných priestoroch. Ďalším príspevkom je nami navrhnutý model využitia DSPF s použitím rôznych typov difúzných bariér na stanovenie výskytu radónu a torónu v ovzduší. Jednotná kalibrácia v ŠMS, analýza neistôt merania a úspešná účasť na medzinárodných porovnaniach prispeli k spresneniu merania koncentrácie radónu a skvalitnili nami používanú metodiku a stanovené výsledky.
- Celonárodný screening výskytu radónu v pobytočných priestoroch poukázal na jeho zvýšený výskyt v starších rodinných domoch, ktoré sú nepodpivničené a miestnosti sú v priamom kontakte s podlažím bez kvalitnej izolácie. Taktiež nám tento prieskum poukázal na jednotlivé oblasti Slovenska, kde sa nachádzajú vyššie hodnoty koncentrácie radónu. Tento poznatok poukazuje na fakt, že pravdepodobne hlavným zdrojom radónu je radón v pôdnom vzduchu a preto je potrebné dôslednejšie uplatňovanie Vyhlášky MZ SR č. 12/2001 Z.z. v praxi, kde sa v §14 hovorí o obmedzovaní ožiarovania radónom pri výstavbe stavieb s pobytočnými priestormi a postupe stanovenia OAR v pôdnom vzduchu pred výstavbou. Odhad radiačnej záťaže a zdravotného rizika obyvateľstva SR z expozície radónu nám podáva ucelený pohľad na radónovú problematiku pobytočných priestoroch a možnosť znižovania radiačnej záťaže ako aj počtu možných prídavných úmrtí na Ca pľúc obyvateľstva SR.
- Sledovanie výskytu radónu v jaskynných priestoroch viedlo k zavedeniu osobnej dozimetrie turistických sprievodcov jaskýň. Osobná dozimetria nám poskytuje

informáciu o radiačnej záťaži jednotlivých pracovníkov, čo vedie k ďalším opatreniam na znižovanie zdravotného rizika pracovníkov na pracoviskách so zvýšeným výskytom prírodných zdrojov žiarenia..

Táto dizertačná práca podáva vcelku ucelený prehľad riešenia radónového programu v Slovenskej republike, pri ktorom metóda použitia detektorov stôp v pevnej fáze má svoje významné miesto. Napriek tomu, nemôže úplne zodpovedať všetky nastolené otázky radónového prieskumu v SR. O výsledky tejto práce by sme sa chceli naďalej opierať pri našej vedecko-výskumnej činnosti a v ďalšom období sa chceme zamerať na:

- Využitie dvojkomorového dozimetrického systému na sledovanie radiačnej záťaže pracovníkov v podzemí z expozície radónu a torónu
- Rozšírenie databázy sledovaných pobytových priestorov
- Na ciele vyhl'adávanie pobytových priestorov so zvýšeným výskytom radónu
- Zavedenie osobnej dozimetrie a zníženie radiačnej záťaže z expozície radónu u pracovníkov v kúpeľných strediskách a iných možných pracoviskách s výskytom prírodných zdrojov žiarenia
- Využitím metódy „Comet assay“ sledovať poškodenie DNA z expozície radónu na troch úrovniach *in vitro*, *in vivo* a v populačnej štúdií. Zároveň chceme porovnať experimentálne výsledky s teoretickým mikrodozimetrickým modelom.

ZOZNAM LITERATÚRY

- Ad 97** Adámik, J., Vladár, M.: "Čo by mal vedieť lekár o účinkoch ionizujúceho žiarenia." Medicínsky monitor, 2/97 str.28-30
- At 89** Benutzerhandbuch Atmos 12D, Genitron Instr., 1989
- Ba 91** Barnet, I.: Radonové riziko z podlôží. Radonová problematika v bytech, Ostrava (1991).
- BD 92** The Basic Dates about Slovak Republic and Districts. Statistic Institute of Slovak Republic, Bratislava, 1992.
- Be 92** Beláň, T. a kol.: "Investigation of radionuclide variations in the Bratislava air." Rure Nuclear Process, World Scientific 1992, pp 345
- Be 93** Beniaková, J., Bronis, M.: "The Occurrence of Smoking Habit and Attitudes Slovak Inhabitants to Smoking." International seminar Smoking or Health, Book of Proceedings, Bratislava, 1993.
- Be 96** Beňo, M. a kol.: Priebežná správa o plnení prác na projekte "Výskum laboratórnych ukazovateľov adaptability ľudského organizmu na expozíciu malými dávkami ionizujúceho žiarenia s ohľadom na radónové riziko baníkov" 1996
- Bi 84** Bigu, J., Raz, R., Golden, K., Dominguez, P.: Nuclear Instr. and Methd. in Physics Research, 225, 399, 1984
- Bi 86** Bigu, J.: Nuclear Instruments and Methods in Physics Research A251, 366 (1986).
- Bl 85** Blahuš, P.: Faktorová analýza a její zobecnění. SNTL, Praha 1985
- Bm 96** Bem, H., Domanski, T., Bakir, Y.Y., Al-Zenki, S.: "Indoor radon levels in Kuwait houses." IRPA 9 1996 International Congress on Radiation Protection, Proceedings, Vol 2, pp 101-103, Vienna, Austria, April 1996
- Bo 94** Bochicchio, F.: "Scenario of radon indoors in Italy and regulatory policy." International Conference Healthy Building 95, Book of proceedings, pp 653-654, Milano, September 1995
- BS 94** International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. Saf. Series No. 115-1, IAEA, 1994.
- BS 96** Basic Safety Standards for the Protection of the Health of Workers and the General Public against the Dangers arising from Ionizing Radiation. EURATOM, Brussel 1996.

- Bu 90** Burian, I., Stelcl, O.: "Radon and its daughters products in the touristic caves of the Moravian Karst", International Conference of Anthropogenic Impact and Environmental changes in Karst. Proceedings, Prague, Czechoslovakia, 1990
- Bu 94** Burian, I.: Disertační práce, 1994
- Bu 96** Burian, I.: "Use of SSNTD for radon measurement in the Czech Republic." IRPA 9 1996 International Congress on Radiation Protection, Proceedings, Vol 2, pp 34, Vienna, Austria, April 1996
- Ca 84** Castrén, O.K., Winquist, I., Mäkeläinen: "Radon measurements in Finnish Houses." Radiat.Prot. Dosim. 7: 333-336, 1984
- Co 90** Collé, R., Hutchinson, J., Unterwegen, M.: J.Res.Natl.Inst.Stand. Technol. 95, 155, 1990
- Co 96** Collins, A. R., Dušinská, M., Gedik, C.M., Štetina, R.: Oxidative damage to DNA: do we have a reliable biomarker? Environ. Health perspect., 104 Suppl. 3, 1996, 465-469
- Cs 95** Csige, I., Hunyadi, I., Gécsy, G., Hakl, J.: "Radon Exposures in Caves in Hungary", Symposium on radiation protection in Neighbouring Countries in central Europe, Book of Abstracts, Portorož, Slovenia, September 1995
- Di 91** Dixon, D., Page, D., Bottom, A.: "Estimates of Dose from radon Daughters in UK Mines", Radiation Protection Dosimetry, Vol. 36 No 2/4 pp 137-141, 1991
- Di 96** Dixon, D.: "Exposure to Radon in caves and Abandoned Mines", IRPA 9 1996 International Congress on Radiation Protection, Proceedings, Vol. 4, pp 678-680, Vienna, Austria, April 1996
- Du 87** Durrani, S.A., Bull, R.K.: Solid State Nuclear Track Detection, Pergamon Press, 1987
- Du 94** Ďurčík, M., Havlík, F., Vičanová, M., Nikodemová, D.: "Metodiky prospekcie v bytoch. Vnútna klíma budov. legislatíva, meracie metódy a prístroje. Tatranská Lomnica 1994, str.139-143
- Du 96** Ďurčík, M., Havlík, F., Vičanová, M., Nikodemová, D.: "Stanovenie radónového rizika v materských a základných školách." Bezpečná práca, roč.27, č.4., 1996 str.152-156
- Du 97** Ďurčík, M., Havlík, F., Vičanová, M., Nikodemová, D. Radon risk assessment in Slovak kindergartens and basic schools. Radiat. Prot. Dosim., 71, 1997, č. 3, s. 201-206.
- Du 98** Ďurčík, M.: Dizertačná práca, 1998

- Dš 96** Dušinská, M., Kovačiková, Z., Vallová, B., Collins, A.R.: Responses of alveolar macrophages and epithelial type II cells to oxidative DNA damage caused by paraquat. *Carcinogenesis*, 19, 5, 1998, 809-812
- EI 91** Electrochemical Etching System for Radon and neutron Dosimetry, Kernforschungszentrum Karlsruhe, 1991
- EPA 92** "National Residential Radon Survey", Summary Report, EPA US, Washington, D.C., 1992
- Gr 95** Green, M., Kendal, G., Miles, J.: "Domestic exposure to radon in the UK." *Radiological Protection Bulletin*, No.161, January 1995, pp 7-11
- Ga 88** Gastand, H., Gellerman, R.: *Appl.Radiat.Iso.*, Vol 39, No.9, 1015, 1988
- Go 97** Gombala, E., Ďurec, F., Blazseková, M., Vičanová, M.: Radón v ovzduší kúpeľov stredoslovenského regiónu. In: *Rádioaktivita v životnom prostredí. Spišská Nová Ves 1997*, nestr.
- Ha 85** Havlík, F., Patzeltová, N.: Zlepšovacie návrh č.23/1985, Výskumný ústav preventívneho lekárstva, Bratislava, 1985
- Ha 86** A.F.Hafez and G.Somogyi: *Nuclear Tracks* 12, 697 (1986).
- Ha 93** Havlík, F., Ďurčík M., Nikodemová D.: Štátne metrologické stredisko pre radónové veličiny, I. radónová komora a etalonážny systém EISPP, *Bezpečnosť jadrovej energie* 1 (39), 1993, č.3, str.107-111.
- Ha 94** Havlík, F.: Dizertačná práca, 1994
- Ha 95** Havlik, F., Ďurčík, M., Nikodemová, D., Vičanová, M.: ANRI, No.1 (1995).
- Ha 96** Hardcastle, G.,D., Howarth,c.,B.: *NRPB Etched – track Detectors for Area Monitoring of Radon*, Oxon, 1996
- He 91** *Health Statistic Cancer 1989*, UZSI, Praha, 1991.
- He 93** *Health Statistics Yearbook of the Slovak Republic*, UZIS, Bratislava, 1993
- He 94** Hewson, G., Ralph, M.: "An Investigation into Radiation exposures in Underground Non-uranium mines in Western Australia, *J-Radiol-Prot.* 14/4 pp 359-370 1994
- Ho 98** C.B.Howarth, S.P.Naismith, J.C.Miles: Results of the 1998 European Commission intercomparison of passive radon detectors, EUR 00000EN (1998).

- Ho 00** Holý, K., Stanys, T., Bosá: Výsledky kontinuálneho monitorovania ^{222}Rn a jeho produktov premeny vo vnútornom ovzduší., 2. Banskoštiavnické dni 2000 Zborník prednášok, str.96-107
- Hu 95** Hulka, J.: "Měřící metody v radónovom programu" Konference radonový program v ČR, Jihlava, únor 1995, str.78-85
- Hu 96** Hussein, A., Hussein, I., Abd-El-Hady, M.: "Occupational Radiation Exposure in Some Egyptian Phosphate Mines", IRPA 9 1996 International Congress on Radiation Protection, Proceedings, Vol 4, pp 427-429, Vienna, Austria, April 1996
- IC 90** Recommendation of the International Commission on Radiological Protection, Publ.60, Annals of ICRP, Vol.21, No.13, 1990, London, Pergamon Press.
- IC 93** Protection against Radon 222 at Home and at Work. Publ. 65, Annals of ICRP, Vol. 23, No. 2, 1993.
- Il 95** Ilič,R., Križman, M., Skvarč, J., Jeran, Z.: "A National Survey of Indoor Radon Concentrations in Dwellings in Slovenia." Symposium on Radiation Protection in Neighbouring Countries in Central Europe, Book of Abstracts, Portorož, September 1995
- Ji 97** Jiránek, M.: Determination of Radonproof Insulation Effectiveness and Method of its Design. Proc. of the European Conference on Protection against Radon at Home and at Work, 105, Praha (1997).
- Jo 96** Jovanič, P.: "Radon Measurements in the Cave Vilenica", IRPA 9 1996 International Congress on Radiation Protection, Proceedings, Vol 2, pp 98-100, Vienna, Austria, April 1996
- Ka 86** Katase, A., Matsumoto, Y., Nagao, Y.: Revue.Sci.Instrum. 57 (5) 1986
- Ke 91** Kenawy, M.A., Morsy, A.A.: "Measurements of environmental radon-222 concentration in indoor and outdoors in Egypt. " Nucl.Tracks Radiat.Meas. 19: 343-345, 1991
- Km 93** Komentár k Vyhl. 406/92 Zb., Vestník MZ SR, čiastka 12-13, 1993.
- Ko 88** Kobal, I., Ančík, M., Škofljanec, M.: "Variation of ^{222}Rn Air Concentration in Postojna Cave" Radiation Protection Dosimetry Vol 25 No 3, pp 207-211, 1988
- Ko 90** Kobal, I., Vaupotič, J., Burger, J., Stropnik, B.: "Radon Concentrations in the Air of Slovene (Yugoslavia) Underground Mines", Environment International, Vol 16, pp 171-173, 1990
- Ko 93** Kotrappa, P., Dempsey, J., Stieff, L.: Rad.Prot.Dos. 47, 461, 1993

- La 91** Langroo, M.K., Wise, K.N., Duggleby, J.G.: "A nation-wide survey of radon and gama radiation levels in Astralian homes." Health Phys. 61: 753-761, 1991
- La 97** Lagarde, F.: Residential radon and lung cancer in Sweden: Risk analysis accounting for random error in the exposure assessment. Helth Physics, february 1997, Volume 72, Number 2
- Le 84** Létourneau, E.G., McGregor, R.G., Walker, W.B.: "Designed and interpretation of large survey for indoor exposure to radon daughters. Radiat.Prot.Dosim., 7: 303-308, 1984
- Lu 57** Luccas, H.: Rev.Sci.Instrum., 28, 1957, 689
- Ma 92** Matolín, M.: "Radioaktivita hornín", Konference Opatření proti radonu, Sborník přednášek, listopad 1992, Jihlava, str.14-22
- MS 97** MSA 0104-97, Vyjadrovanie neistôt merania pri kalibrácii., SNAS Bratislava, 1997
- MS 98** MSA 0104/D1-98 Dodatok k MSA 0104-97 Vyjadrovanie neistôt merania pri kalibrácii., SNAS Bratislava, 1998
- My 61** Myrvik, Q.N., Laeke, E.S., Farris, B.: Studies on pulmonary alveolar macrofages from the normal rabbit: A technique to procure them in a high state of purity. J.Immunol., 86, 1961, 128-132
- Ni 95** Nikodemová, D., Vičanová, M., Ďurčík, M. Havlík, F.: "Hodnotenie vplyvu radónu na zdravie obyvateľov SR." Pracovný seminár organizovaný v rámci Roka ochrany európskej prírody, Bratislava, marec 1995, str. 79-82
- Ni 96** Nikl, I.: "Indoor radon concentration and gama dose in Hungarian dwellings." IRPA 9 1996 International Congres on Radiation Protection, Proceedings, Vol 2, pp 122-124, Vienna, Austria, April 1996
- Ni 02** Nikodemová, D., Pinter, I., Vičanová, M.: The potential health risk of Slovak population exposed to indoor radon in the Spišsko-Gemersky region. In: Radon investigations in the Czech Republic IX and the sixth international workshop on the geological aspects of radon risk mapping. Prague 2002, s. 96-98.
- Pa 96** Papastefanou, C., Manolopoulou, M., Savvides, E., Charlambous, S.: "Natural radiation dose in Petralona Cave", Health Phys., Vol.50,pp 281-286, 1986
- Pe 94** Pershagen, G. Akerblom, G.S, Swedjemark G.A.: "Residential Radon Exposure and Lung Cancer in Sweden." New English Journal Medicine 330, (1994), 159.
- Pi 96** Pinter, I. a kol.: "Results of soil air radon measurements in the locality Banská Štiavnica and their validation by longterm indoor radon measurements." The

Third International Workshop on the Geological Aspects of Radon Risk Mapping. Book of Proceedings, Prague 1996, pp 141-145.

- Pl 97** Pleško, I., Obšitniková, A., Vlasák, V.: "Vývoj registrácie a incidencie zhubných nádorov na Slovensku." *Medicínsky monitor*, 2/97, str.1-8
- Po 93** Porstendolfer, J.: "Properties and Behavior of Radon and Thoron and Their Decay Products." Fifth International Symposium on the Natural Radiation Environment, Tutorial sessions, Luxembourg, 1993, pp73-154
- Pu 85** Put, L.W., Meijer, R.J., Hogeweg, B.: "Survey of Radon Concentrations in Dutch Dwellings." *Sci.Total Environ.* 45: 441-448,1985
- Qu 91** Quindos, L.S., Fernandez, P.L., Soto, J.: "Exposure to natural sources of radiation in Spain." International Conference on the Implications of the New ICRP Recommendation on Radiation Protection Practices and Interventions, Salamanca, 1991
- Ra 89** Rannou, A., Tymen, G.: "Les resultats des campagnes de mesure de radon et facteurs explicatif." Exposition au Radon dans les Habitations - Aspects Technique et Sanitaires. SFRP, Paris, 1989
- Ra 93** Radon - the Health Threat with a Simple Solution. A physician's guide, EPA USA, Washington D.C. September 1993
- Re 95** Results of the 1995 European Commission intercomparison of passive radon detectors. Report, Office for Official Publications of the European Communities Luxembourg, 1996
- Ro 72** Rolle, R.: *Health Phys.*, 22, 233, 1972
- Ro 88** Robertson, M.K., Randle, M.W., Tucker, L.J.: "Natural radiation in New Zeland Houses. *NRL* 1988/6, 1988
- Sa 91** Sarenio, O., Guhr, A.: "A passive individual dosimeter for integrating measurements of the radon daughter product contents in air." *Nucl.Tracks Radiat. Measur.*, Vol. 19, No. 1-4, pp 395-400, 1991
- Sa 95** Sandor, G., Dinca, G., Peic, T.: " The Assessment of Exposure to Radon in Romanian Non-uranium Mines", Symposium on radiation protection in Neighbouring Countries in Central Europe, Book of Abstracts, Portorož, Slovenia, September 1995
- Se 00** Sedláčková, K., Vičanová, M., Krnáč, Š.: Variations of radon concentrations in a family house relating to a climatic conditions. In: XXIII. days of radiation protection. Jáchymov 2000, s. 24-25.

- St 92** Strand, T.B., Grenn, B.M.R., Lomas, P.R.: "Radon in Norwegian dwellings." Radiat.Prot.Dosim. 45: 503-508, 1992
- St 91** Statens Institut for Strahlenghygiejne. Natural radiatin in Danisch homes. Riso, Denmark, 1987
- Su 90** Surbeck, H.: " Radon-222 transport from soil to Karst Caves by Percolation Water", International Congres of Hydrogeology, Proceedings pp 394-355, 1990
- Su 91** Surbeck, H., Volkle, H.: "Radon in Switzerland." International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, Book of Proceedings, Philadelphia, 1991
- St 00** Stanys, T.: Projekt dizertačnej práce: Vývoj vysokocitlivých detekčných systémov radónu a testovanie modelov jeho správania sa v životnom prrostedí
- Sw 93** Sweedjemark, G.A., Mellander, H., Mjones, L.: "Radon Levels in Swedish Housing Stock." International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Book of Proceedings, Helsinky, 1993
- Ša 84** Šáro, Š.: Detekcia a spektrometria žiarenia alfa a beta. Vydavateľstvo Alfa, Bratislava 1984
- Th 70** Thomas, J.W., Clare, P.: Health Phys. 18, 113, 1970
- Th 72** Thomas, J.W.: Health Phys. 23, 783, 1972
- Th 92** Thomas, J.: "Problematika domu START", Konference Opatření proti radonu, Sborník přednášek, listopad 1992, Jihlava, str.110-118
- Tho 92** Thomas, J.: "Vliv radonu na zdraví člověka", Konference Opatření proti radonu, Sborník přednášek, listopad 1992, Jihlava, str.95-109
- Th 95** Thomas, J.: "Příčiny přítomnosti radonu v domech." Konference radonový program v ČR, Sborník přednášek, Jihlava, únor 1995, str.125-129
- TP 93** Technický predpis metrologický: Stanovenie neistôt pri meraniach. TPM 0051-93, SMÚ Bratislava 1993
- Tu 82** Turek K.: Kandidatská disertační práce, 1982
- UN 82** UNSCEAR-Report 1982: Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects United Nations, New York, 1982.
- UN 88** UNSCEAR-Report 1988: Sources, Effects and Risk of Ionizing Radiation. United Nations, New York, 1988.

- UN 93** UNSCEAR-Report 1993: Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations, New York, 1993.
- UN 00** UNSCEAR – Report 2000 Sources and effects of Ionizing Radiation, Vol 1, United Nations, New York 2000
- Va 91** Vanmarke, H. Studicentrum voor Kernenergie, Mol, Belgium. Communication to the UNSCEAR secretariat, 1991
- Va 99** Vallová, B., Kováčiková, Z., Ďurčík, M., Vičanová, M., Tátrai, E., Dušinská, M.: DNA damage in lung cells after radon exposure detected by the comet assay. Neoplasma, 46, 1999, Suppl., s. 83-84.
- Vč 94** Vičanová, M., Nikodemová, D., Ďurčík, M., and Havlík, F.: "Measurements of Rn-222 in Slovak caves", 25-th International Symposium Radiation Protection Physics, Book of Abstracts, Dresden, Germany, September 1994
- Vč 96** Vičanová, M., Ďurčík, M.: Consideration of demographic data at indoor radon investigation in Slovakia. In: XX. days of radiation hygiene. Jáchymov 1996, s. 112.
- Vč 97** Vičanová M., Ďurčík M., Nikodemová, D.: "Indoor Radon Exposure of Slovak Population" European Conference Protection against Radon at Home and at Work, Book of Proceedings, Prague, Jun 1997
- Vč 99** Vičanová, M.: The survey of dwellings with increased radon levels in Slovakia. In: Radon in the living environment. Athens 1999, s. 152-153.
- Vč 00** Vičanová, M.: Personal monitoring of tour guides in show caves during the years 1998 and 1999. In: XXIII. days of radiation protection. Jáchymov 2000, s. 76.
- Vi 92** Vičanová, M., Nikodemová, D., Streubel, G., Lewitz, J.Ch.: "Vyšetovanie detekčných vlastností detektorov stôp v pevnej fáze typu CR-39 pre využitie v dozimetrii alfa žiarenia." XVI. rádiohygienické dni. Štrbské pleso 1992, str.11
- Vi 93** Vičanová, M., Nikodemová, D.: "Screening of Indoor Radon in Slovakia." 17th radiation hygiene days. Jáchymov 1993
- Vi 94** Vičanová, M., Nikodemová, D., Ďurčík, M., and Havlík, F.: "Results of Measuring Indoor Radon In Slovakia", The 5th Conference Indoor Air of Buildings, Vysoké Tatry, 29-30 November 1994.
- Vi 95** Vičanová, M., Nikodemová, D., Ďurčík, M., Havlík, F.: "Indoor radon concentrations in hot spots locations of Slovakia." International Conference Healthy Buildings 95, Book of Proceedings, pp715-720, Milano, September 1995

- Vi 96** Vičanová, M., Ďurčík, M.: Consideration of demographic data at indoor radon investigation in Slovakia. In: 20th Days of Radiation Hygiene, Conference, Jáchymov, 1996.
- Vi 97** Vičanová M., Ďurčík M., Nikodemová, D.: "Sledovanie výskytu radónu v podzemných pracovných priestoroch a odhad individuálnej záťaže pracovníkov" Bezpečná hygiena práce
- Vi 99** Vičanová, M., Ďurčík, M., Nikodemová, D.: Radon exposure in Slovak dwellings and workplaces. In: IRPA regional congress on radiation protection in Central Europe. Budapest 1999, s. 176.
- Vi 00** Vičanová, M., Ďurčík M.: The determination of radon and thoron concentrations in the air by application of SSTD CR-39. In: 20 th Internat.confrence on Nuclear track in solids. Portorož 2000, s 78-79
- Vi 02** Vičanová, M.: Stanovenie difúzných parametrov protiradónových bariér. In: IV. Banskoštiavnické dni 2002. Vývoj v rádioenvironmentalistike a jadrovej energetike. Banská Štiavnica 2002, s. 7.
- VI 95** Vlček, J.: "Některé základní pojmy, veličiny a jednotky používané v radónovém programu" Konference Radónový program v ČR, Zborník přednášek, Jihlava, únor 1995, str.56-66
- VI 96** Vladár, M., Nikodemová, D., Gomola, I., Vičanová, M., Fojtík, M.: "Monitoring of natural radioactivity in Slovakia." J.Radioanal.Nucl. Chem., 209, 1996, pp325-330
- Vy 92** Vyhláška MZ SR o požiadavkách na obmedzenie ožiarenia z radónu a ďalších prírodných rádionuklidov, 406/92 Zb., jún 1992.
- Vy 01** Vyhláška MZ SR o požiadavkách na zabezpečenie radiačnej ochrany, 12/2001, Z.z. január 2001.
- Wi 90** Wilkening, M.: "Radon in the Environment", Elsevier, Amsterdam 1990
- Za 94** Zákon NR SR č.272/1994 Z.z. o ochrane zdravia ľudí v znení neskorších predpisov
- Za 96** Zákon NR SR č.290/1996 Zb.z.

NAJPOUŽÍVANEJŠIE SKRATKY

radón	rádioizotop ^{222}Rn
torón	rádioizotop ^{220}Rn
dpRn	dcérske produkty radónu
OAR	objemová aktivita radónu
EOAR	ekvivalentná objemová aktivita radónu
I_{OAR}	časový integrál objemovej aktivity radónu
I_{EOAR}	časový integrál ekvivalentnej objemovej aktivity radónu
F	faktor rovnováhy
MŠ	materská škola
VD	viacbytový dom
RD	rodinný dom
AP	aritmetický priemer
GP	geometrický priemer
ZÚ	zásahová úroveň
E	efektívna dávka
KŠN	kombinovaná štandardná neistota merania
RKŠN	relatívna kombinovaná štandardná neistota merania
STD	smerodajná odchýlka
K	kalibračný koeficient
N	počet impulzov
T	doba merania, expozícia
BSS	Basic Safety Standards
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
EPA USA	Environmental Protection Agency USA
NRPB	National Radiological Protection Board, UK