

EUROAKADEEMIA
Keskkonnakaitse teaduskond

Mariliis Samberk

**SISEÕHU RADOONIUURING EESTI ERINEVATES
LASTEKODUDES**

Magistritöö

Juhendaja: Lia Pahapill,
Eesti Mereakadeemia

Tallinn 2011

SISUKORD

Resümees.....	4
Summary.....	6
Lühendite loetelu.....	8
Jooniste loetelu.....	9
Tabelite loetelu.....	10
Sissejuhatus.....	11
1. RADOON JA SELLE OHTLIKKUS.....	13
1.1 Ioniseeriv kiirgus.....	13
1.2 Radooni tekkimine ja füüsikalised omadused.....	15
1.3 Radooniuuringud.....	15
1.3.1 Radooni avastamise ajalugu.....	15
1.3.2 Radooniuuringud Eestis.....	16
1.3.3 Geoloogilised uuringud.....	18
1.3.4 Radooniuuringud töökohtades.....	20
1.4 Radoonist põhjustatud terviserisk.....	23
1.5 Radooni sattumine hoonesse.....	25
1.5.1 Radoon pinnasest.....	26
1.5.2 Radoon pinnaseõhus.....	28
1.5.3 Radoon veest.....	29
1.5.4 Radoon ehitusmaterjalidest.....	30
1.6 Radoon hoonesse sattumise vähendamise meetodid.....	31
1.6.1 Radooni tõkestusmeetmed uute hoonete ehitusel.....	31
1.6.2 Radoonitaseme vähendamine olemasolevates hoonetes.....	34
1.7 Radoonisaduse normeerimisest.....	36
1.7.1 Radooniga arvestamine üld- ja detailplaneeringutes ning keskkonnamõju hindamises.....	40
1.8 Radooni mõõtmine.....	41
1.8.1 Aktiivne ja passiivne meetod.....	41
1.8.2 Radooni mõõtmine pinnases.....	42
1.8.2 Plastdetektorid.....	43
1.8.3 Plastdetektorite keemiline töötlemine.....	43

2. MATERJAL JA METOODIKA.....	45
2.1 Uuritavate objektide valik.....	45
2.1.1 Mõõtekohtade valik lasteasutuste.....	45
2.2 Radooni sisalduse mõõtmise kontrollimine ja andmete kogumine.....	46
2.3 Ankeetide analüüs.....	47
2.4 Metoodika puudused ja ettepanekud paremaks uuringuks.....	48
3. MÕÕTMISTULEMUSTE ANALÜÜS.....	50
3.1 Üldine ülevaade mõõtmistulemustest.....	50
3.2 Radoonist põhjustatud efektiivdoosid.....	52
3.3 Radoonist põhjustatud efektiivdoosid Euroopas.....	54
Kokkuvõte.....	57
Tänuõnad.....	58
Kasutatud kirjandus.....	59
Lisad.....	62
Lisa 1. Uraani- 238 ja tooriumi -232 radioaktiivse lagunemise rida.....	62
Lisa 2. Radooniriski kaardid.....	63
Lisa 3. Radooni tõkestusmeetmed.....	65
Lisa 4. Radooni mõõtmisel kasutatav aparatuur.....	69
Lisa 5. Uuring „Radoonitasemed Eesti erinevates töökohtades“.....	71

Siseõhu radoonisisaldus Eesti erinevates lastekodudes

Mariliis Samberk

Resümee

Siseõhu radoon on üks olulisemaid elanikkonna ioniseeriva kiirguse allikaid, mis tekitab maailma rahvastiku kiirgusdoosist 43% (UNSCEAR, 1993).

Radooni probleem hoonete siseõhus tekkis päevakorda möödunud sajandi 50-60ndatel aastatel, kui USA kaevanduspiirkonna elamutes mõõdeti suuri radoonisisaldusi. Eelnevalt oli seostatud kõrgemaid radoonitasemeid ja sellest tingitud sagenenud kopsuvähi juhte enam allmaakaevandustega. Nüüd selgus, et kõrgenenud radoonirisk võib olla ka maapealsetes hoonetes ja elamutes. Eelmise sajandi 70-nendatel aastatel maailma tabanud energiakriis tõi kaasa vajaduse tõsta hoonete soojapidavust, millega enamasti kaasnes ka õhuvahetuse vähendamine ning sisekliima kvaliteedi halvenemine. Radoonisisaldused hoonetes suurenesid.

Eestis alustati radooniuuringutega 1990-datel aastatel. Suurem osa mõõtmistest keskendus elamutele. Viimastel aastatel on tähelepanu koondatud töökohtadele ja lasteasutustele.

Lapsed on võrreldes täiskasvanutega tundlikumad keskkonnatingimuste kahjulikele mõjudele, seepärast pööratakse ka enamikus riikides tähelepanu radoonikontsentratsioonide vähendamisele lasteasutustes. Lastekodud, kus lapsed viibivad rohkem aega, kui teistes lasteasutustes, on erilise tähelepanu all. Ka Eesti lastekodud peaksid olema haaratud regulaarsetesse radoonimõõtmistesse.

Magistritöö eesmärgiks on anda ülevaade radoonist, selle ohtlikkusest ja viia läbi radooniuuring Eesti lastekodudes.

Eesmärgi täitmiseks püstitati järgmised ülesanded: otsida kirjandusest informatsiooni radooni ja tema esinemise kohta Eestimaa pinnases ja hoonetes, teostada

radoonisisalduse mõõtmised Eesti lastekodudes, analüüsida saadud tulemusi ja arvutada neis radoonist põhjustatud efektiivdoosid.

2011. aasta kütteperioodil tehtud radoonimõõtmistest selgus, et kõigis uuringus osalenud lastekodudes olid radoonitasemed madalad, jäädes allapoole meil siseõhu standardis kehtestatud piirnormi 200 Bq/m³.

Kõige suurem radoonisisaldus mõõdeti SA Kivistiku Lastekodus, kus detektorid registreerisid tulemuseks 68 Bq/m³ ja 42 Bq/m³. Vastavalt suurim arvutuslik efektiivdoosi väärtus saadi samast lastekodust ja see oli 1,1 mSv/a.

Indoor radon measurements in different Estonian orphanages

Mariliis Samberk

Summary

Indoor air radon is one of the main ionizing radiation source for population, which generates 43% radiation doze of world population (UNSCEAR, 1993).

Problem with indoor air radon gain prominence 50s/60s in the last century while radon content was measured in buildings located in the US mining area. Previously were higher radon levels and radon caused lung cancer cases more associated with underground minigs. Now it is clear that higher radon risk can be also in houses and building on the ground. Energy crisis that appeared 70s in the last century entailed need to raise buildings insulation, which mostly reduced ventilation and indoor climate quality. Radon contents in buildings increased.

Researches about radon in Estonia started in 1990s. Major part of measurements were focused on homes. Recently the attention has focused to the work places and children's institutions. Children are more sensitive to harmful environmental conditions than adults, due to that reducing radon concentration is focused on children's institutions in many countries. Orphanages, where children spend more time than children in any other institution, gain special attention. Orphanages in Estonia should also be involved in regular radon surveys.

This master thesis purpose is to give an overview about radon, it's hazardousness and conduct radon survey in Estonian orphanages.

To gain the purpose, following tasks were set: to search information from literature about radon and it's appearance in Estonia ground and buldings, accomplish radon content measurements in Estonian orphanages, analyse received data and compute effectice doses.

Radon measurements in 2011 heating period appeared that all orphanages which participated in current study had low radon levels, remaining below indoor standard limit 200 Bq/ m³.

Highest radon concentration was measured in SA Kivistiku Lastekodu, where detectors registered 68 Bq/m³ and 42 Bq/m³ as a result. According to effective dose calculation, the highest amount was from the same orphanage, which was 1,1 mSv/a.

Lühendite loetelu

UNCEAR – Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni Aatomikiirguse Mõjude
Teaduskomitee

Rn- radoon

U-uraan

Th- toorium

Bq/m³- bekerelli kuupmeetri kohta

ICRP- Rahvusvaheline Kiirguskaitse Komisjon

WHO – Maailma Tervishoiuorganisatsioon

mSv- millisiivert

mSv/a – millisiivertit aasta kohta

Jooniste loetelu

Joonis 1. Alfa-, beta- ja gammakiirguse läbivuse võrdlus erineva tihedusega takistustest ((Clavensjö, Åkerblom, 1994).....	14
Joonis 2. . Radoonist tingitud kopsuvähi risk suitsetajale ja mittedsuitsetajale (Mjönes jt, 2002).....	24
Joonis 3. Radooni sattumine hoonesse (Radoon).....	26
Joonis 4. Eesti skemaatiline geoloogiline läbilõige (Petersell, 2008).....	27
Joonis 5. Radooni ekshalatsioon pinnases (Porstendörfer, 1993).....	28
Joonis 6. Aasta keskmised kiirgusdoosid looduslikest kiirgusallikatest Euroopa riikides (Green jt, 1993).....	55

Tabelite loetelu

Tabel 1. Olmeveest ruumi eralduva radooni ligikaudne protsentuaalne osa (EVS 840:2009).....	29
Tabel 2. Radooni hoonesse sattumise vältimise meetmed olenevalt pinnase radoonisisaldusest (EVS 840:2009).....	32
Tabel 3. Uuritavate lasteasutuste valik.....	47
Tabel 4. Radoonisisaldused uuringus osalenud lastekodudes.....	50
Tabel 5. Radoonist põhjustatud efektiivdoosid lastekodudes.....	53
Tabel 6. Aasta keskmised radooni kontsentratsioonid Põhjamaade eluruumides (Naturally...,2000).....	56

Sissejuhatus

Siseõhuradoon, kui üks peamisi elanikkonna ioniseeriva kiirguse allikaid kuulub Eestis enamlevinud terviseohtlike keskkonnategurite hulka. Senised radooniuuringud (Pahapill, 2004; Tänavsuu, 2008; Petersell, 2008) on näidanud, et radoonitasemetelt meie majades kuulub Eesti kindlalt „viie Euroopa rikkama riigi hulka“ ja seda suuresti tänu aluskorras olevale uraanirikkale diktüoneemakildale.

Radooni puhul on tegemist lõhnatu ja värvitu gaasiga, mis ei osale keemilistes reaktsioonides, on õhust ligi 7,7 korda raskem ja tahkestub alles temperatuuril $-71\text{ }^{\circ}\text{C}$. Radoon pärineb looduslikust uraani- või tooriumirea radioaktiivsest lagunemisest.

Inimorganismi satub radoon peamiselt sissehingatava õhuga. Radoon võib oluliselt mõjutada inimese tervist, olles teiseks kopsivähki haigestumise riskifaktoriks suitsetamise järel.

Terviseriski arvestades on radooni kontsentratsioonid kõige olulisemad hoonete siseõhus, välisõhus ta hajub atmosfääris ning kontsentratsioonid on tavaliselt vaid 10-30 Bq/m³ (ICRP,1993). Siseõhu radoonisisaldused ületavad sageli kümneid ja isegi sadu kordi välisõhu sisaldusi (Pahapill, 1999).

Siseõhu kvaliteedil on inimese tervise seisukohalt oluline roll, sest me viibime siseruumides olenevalt aastaajast isegi kuni 90% ööpäevast. Tähtsaimateks siseõhu kvaliteeti ja radooni kontsentratsiooni mõjutavateks teguriteks on ventilatsioon, elamisharjumused, materjalide emissioonid ning maapind, millele on hoone ehitatud. Kõiki neid faktoreid tuleks arvestada radooni mõõtmistulemuste hindamisel ning kõrgema kontsentratsiooni puhul leevendusmeetmete valimisel.

Enam kui 20 aastat toimunud süstemaatiliste radooniuuringute tulemusena on Eestis välja selgitatud radooniohtlikumad piirkonnad ja koostatud esialgne radooni riskialade kaart (Petersell jt, 2005), alates 2000. aastast eksisteerib meie riigis ka ehitusstandard ehitavate hoonete radoonitasemele – 200 Bq/m³ (EVS 840:2009). Uurimistöo toimub peamiselt kahes valdkonnas: ühelt poolt geoloogilised uuringud pinnaseõhu

radoonisisalduse selgitamiseks ja teisalt radooni aktiivsuskontsentratsioonide mõõtmised hoonetes. Tänapäevaks enam kui 2000-es majas tehtud mõõtmised hõlmavad peamiselt elamuid, vähem töökohti ja lasteasutusi. Samas peaksid lasteasutused olema erilise tähelepanu all, sest laste organism on tavaliselt tundlikum kahjulike keskkonnatingimuste suhtes. Radooniprobleemi meie lasteasutustes käsitleti 2005. aastal Tallinna Ülikoolis kaitstud magistritöös radooniohtlike alade lasteasutuste kohta (Pesur, 2005), milles vaadeldi koole ja lasteaedu ning Eesti Mereakadeemias valminud lõputöös radoonist Tallinna lasteaedades (Preiman, 2009). Eraldi lastekodudele, kus lapsed viibivad enamuse ajast, pole seni uuringut pühendatud. Osaliselt kajastati radoonimõõtmisi meie lastekodudes 2010. aastal Eesti Mereakadeemias kaitstud lõputöös radoonist Eesti erinevates tööpaikades (Vait, 2010). Samas tundub töö autorile, et lastekodud peaksid olema haaratud regulaarsetesse radoonimõõtmistesse.

Magistritöö eesmärgiks on anda ülevaade radoonist, selle ohtlikkusest ja viia läbi radooniuuring Eesti erinevate piirkondade lastekodudes.

Eesmärgi täitmiseks püstitati järgmised ülesanded: otsida kirjandusest informatsiooni radooni ja tema esinemise kohta Eesti pinnases ja hoonetes, teostada radooni mõõtmised Eesti lastekodudes, analüüsida saadud tulemusi ja arvutada radoonist põhjustatud efektiivdoosid.

2011. aasta jaanuarist aprillini toimusid antud magistritöö raames radoonisisalduse mõõtmised Eesti lastekodudes. Kokku osales uuringus 27-es lastekodu, detektorid saadi tagasi 21-st lastekodust ning uuringuks kasutati andmeid 15-nest asutusest.

Magistritöö on jaotatud kolmeks peatükiks, millest esimene annab ülevaate radoonist, selle tekkest ning ohtlikkusest, teine peatükk tutvustab materjali ja meetodikat ning kolmandas peatükis on analüüsitud radooni mõõtmistulemusi Eesti lastekodudes.

Töö teostumisele aitasid oluliselt kaasa järgmiste autorite kirjatööd: Bertil Clavensjö ja Gustav Åkerblom, Lia Pahapill, Valter Petersell, Endel Jõgioja, Evelyn Pesur.

1. RADOON JA SELLE OHTLIKKUS

1.1 Ioniseeriv kiirgus

Ioniseerivaks kiirguseks nimetatakse vabanenud aatomiosakeste ja gammakvantide voogu. Kiirguskaitse seisukohalt on ioniseeriv kiirgus see, mis on võimeline tekitama bioloogilises koes ionipaare (Kiirguskaitse sõnastik...,1997).

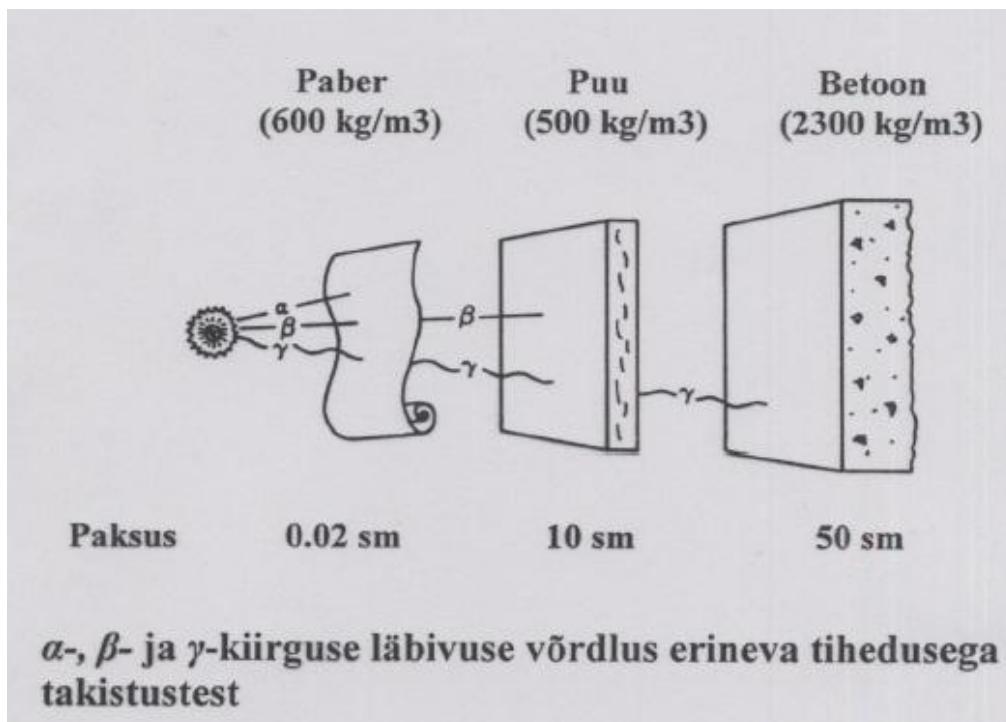
Meid ümbritsev maailm koosneb aatomitest, mis omakorda sisaldavad aatomituuma ja selle ümber tiirlevaid elektrone. Mõnedel aatomituumadel on võime iseeneslikult laguneda. Seda protsessi, kus lagunemise käigus tekivad uued tuumad ja vabanevad suure energiaga osakesed nimetatakse radioaktiivsuseks.

Radioaktiivsel lagunemisel tekib peamiselt kolme liiki ioniseerivat kiirgust: alfa-, beeta- ja gammakiirgus.

Alfakiirgus koosneb positiivselt laetud osakestest: kahest prootonist ja kahest neutronist. Alfaosakesed omavad väga suurt energiat, neelduvad kiiresti ja on suhteliselt rasked. Alfakiirgusel on väga lühike levimisvahemik. Ta võib õhus levida 5 cm kaugusele, paber on talle läbimatu. Valdav enamus alfakiirgusest peatatakse inimese välisnahakihi poolt, mis koosneb peamiselt surnud rakkudest (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Beetakiirgus on suure energiaga elektronide voog. Beetakiirgus on suurema läbimisvõimega kui alfakiirgus. Elektronide neelamiseks on vaja mitme millimeetri paksust plassmasslehte. Beetakiirgus on kõige kahjulikum inimkehale siis, kui radioaktiivaine asub inimkeha sees (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Gammakiirgus ehk gammakvantide voog on väga suure läbimisvõimega ja neid suudab peatada alles 5 cm paksune seatinakiht või poolemeetiline betoonkiht. Gammakiirgus on elektromagnetiline kiirgus, mis on sama tüüpi kui röntgenkiirgus (Clavensjö, Åkerblom, 1994).



Joonis 1. Alfa-, beta- ja gammakiirguse läbivuse võrdlus erineva tihedusega takistustest (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Ioniseeriva kiirgusega võime kokku puutuda mitmel erineval viisil. Ioniseeriv kiirgus võib tekkida nii looduses uraani lagunemisel maapinnases kui ka inimtegevuse tagajärjel. Sellest tulenevalt võib ioniseerivat kiirgust liigitada looduslikuks ja tehislilikuks (Kiirgus..., 2006).

Kolm peamist loodusliku tekkega ioniseerivat kiirgust on: kosmiline kiirgus, maapealne kiirgus, mis tuleneb radioaktiivsetest elementidest maapõuest (raadium, uraan jne). Kolmandaks looduslikuks ioniseeriva kiirguse allikaks on radooni lagunemisproduktid õhus ning erinevad radionukliidid, mis esinevad looduslikult toidus ja ka joogivees (Kiirgus..., 2006).

1.2 Radooni tekkimine ja füüsikalised omadused

Radoon on looduslik radioaktiivne gaas, mis eraldab lagunemisel ioniseerivat kiirgust. Radoon (Rn) tekib looduses uraani (U) ja tooriumi (Th) radioaktiivsel lagunemisel (Lisa 1, Joonis 1, Joonis 2). Radoonil on kolm isotoopi – radoon- 222(²²²Rn) ehk radoon, radoon -220(²²⁰Rn) ehk toroon ja radoon-219 (²¹⁹Rn) ehk aktioon.

Radooni puhul on tegemist lõhnatu ja värvitu inertgaasiga, mis on õhust ligi 7,7 korda raskem ja tahkestub temperatuuril $-71\text{ }^{\circ}\text{C}$. Gaasiline olek teeb radooni eriliseks teiste uraani ja tooriumi rea elementide seas andes talle liikuvuse.

Radooni poolestusaeg on 3,82 päeva Majade siseõhu Rn peamiseks ja üldiseks allikaks on majaalune pinnas. Sõltuvalt radooni migratsiooni võimalustest pinnasest majade siseõhku ei peaks elamurajoonide pinnases Rn sisaldus maapinnast 1 m sügavusel pinnaseõhus ületama $50\ 000\ \text{Bq}/\text{m}^3$ (Petersell jt, 2004).

Inimorganismi satub radoon peamiselt hingamisel. ²²²Rn lagunemisel tekkivad tütar nukliidid poloonium-218, plii-214, vismut-214 ja poloonium-214 on metallide ioonid, mis sissehingamisel kinnituvad kopsukoe pinnale. Suure lagunemisenergia tõttu ongi nemad peamised kiirgusdoosi põhjustajad (ICRP, 1993).

Radionukliidide aktiivsuse ühikuks on bekerell (Bq), mis vastab ühele lagunemisele sekundis. Radoonisisalduse mõõtmisel õhus kasutatakse eriaktiivsuse mõõtühikut Bq/m^3 . Aktiivsuskontsentratsioonil $1\ \text{Bq}/\text{m}^3$ laguneb ühe sekundi jooksul ühes kuupmeetrilises õhus üks radooniaatom.

1.3 Radooniuringud

1.3.1 Radooni avastamise ajalugu

Saksa arst ja loodusuurija Parcelsus juhtis juba 16. sajandil tähelepanu hõbedakaevurite kopsuhaigustele Schneebergis Saksamaal. Haiguse, mida hiljem

hakati kutsuma „Schneebergi haiguseks“, sagedus tõusis 17. ja 18. sajandil nii kõrgele, et kaevandustes hakati eelistama lahtiste hõbeda-, vase- ja koobaltikaevanduste kasutamist. 1879. aastal tunti haigus ära kopsuvähina (WHO, 1997).

Schneebergis korraldatud uurimised aastal 1902, näitasid radooni esinemist suurtes kogustes. Sellest ajast on pärit ka väide, et radooni kontsentratsioon ja kopsuvähki haigestumine on omavahel seotud. 1920-ndail aastail leidis see väide kinnitust täpsemates uurimustes Schneebergis ja teistes kaevandustes, näiteks Böömimaal, kust pärinesid ka mineraalid, mida kasutas oma uurimustes Marie Curie. Uurimistulemused ei olnud siiski piisavad üldise heakskiidu saamiseks, sest osa teadlasi kirjutasid kopsuvähi tekke teiste tegurite arvele (Preiman, 2009).

1907. aastal toonitas Nobeli preemia laureaat E. Rutheford, et me kõik hingame iga päev radooni sisse. Alles 1956. aastal (Rootsis) tehti esimesed majade siseõhus sisalduva radooni mõõtmised aga nende käigus mõnedes hoonetes saadud suured mõõtmistulemused ei leidnud peaaegu üldse rahvusvahelist kajastust. Paljudes riikides korraldatud süstemaatilised uurimused elamutes ja ühiskondlikes hoonetes näitasid alles kakskümmend aastat hiljem, et radooni leidub kõikjal ning, et saadava kiirguse hulk võib olla väga suur - võrreldav kaevandustes mõõdetuga (WHO, 1997).

Esimest korda kasutati röntgenkiirgust meditsiinilises diagnostikas vähem, kui kuus kuud pärast selle avastamist 1895.aastal. Niisiis mõisteti kiirguse kasulikkust väga vara, sellega koos selgus aga ka kiirguse võimalik ohtlikkus arstide ja kirurgide jaoks, kes 1900. aastate alguses said teadmatuses kiirguse üledoose (Kiirgus...,2006).

1.3.2 Radooniuuringud Eestis

Eestis tõusis radooniprobleem huviorbiiti seoses nn „Sillamäe juhtumiga“ aastal 1988, kui ilmnes juuste väljalangemine Sillamäe lasteaialastel, mille põhjusena kahtlustati uraanirikkast pinnasest pärinevat radooni. 1988-ndaks aastaks oli radooniprobleemi uuritud Soomes, Rootsis ja USA-s. 1990. aastal kehtestati tolleaegses Nõukogude

Liidus, kuhu kuulus ka Eesti NSV, ajutised piinormid radoonikontsentratsioonidele majades (uutes 100 Bq/m³ ja olemasolevates majades 200 Bq/m) (Pahapill, Rulkov 2004).

Aastail 1989-1990 tegeldi siseõhu radooniprobleemiga tollase Eesti Teadusliku Uurimise Instituudi ehitusfüüsika osakonnas. Selles ajavahemikus tehti mõõtmisi enam kui 400 majas, millest 90% olid elamud ja 10% lasteasutused (Pahapill, Rulkov 2004).

Iseseisva Eesti esimestest aastates algas Eesti-Rootsi koostöö ioniseeriva kiirguse valdkonnas, kus ühe projektina käivitus ka Eesti-Rootsi radooniuuringute programm. Programm võimaldas tänu Rootsi-poolsele abiprogrammile Eestil osta siseõhu radoonikontsentratsioonide määramiseks mõõtekompleksi, mis kasutas Euroopas tunnustatud ja laialdaselt kasutatavat uuringumetoodikat (Pahapill, Rulkov, 2004).

Aastatel 1994-1998 läbi viidud radoonimonitooringus (Riikliku Keskkonnaseire Programmi alamprogramm) tehti uuringud 700 majas, peamiselt elamutes. Mõõtmistulemuste aritmeetiline keskmine oli 102 Bq/m³. 65% majadest jäi radoonitase alla 100 Bq/m³ ja 3 % ületas 800 Bq/m³ (Pahapill, 2004).

1998-2001 viidi läbi radooniuuring 515 juhuslikult valitud majas üle Eesti. Selle uuringu käigus saadi keskmiseks radoonisisalduseks ruumides 103 Bq/m³ ning neid tulemusi kasutati Eesti valdade radoonikaardi koostamisel ja Eesti elanike radoonist saadava kiirgusdoosi arvutamiseks (Pahapill, 2001).

Aastatel 2002-2004 kogus Kiirguskeskus koostöös Rootsi Kiirguskaitse Instituudiga, Rootsi ja Eesti Geoloogiakeskusega projekti "Radoon majades" raames radooniriski kaardi algmaterjale ning teavitas ka elanikkonda radooniga seotud probleemidest. Selle projekti ühe tulemusena valmis "Eesti radooniriski kaart". (Peteresell jt, 2004), millel peatutakse lähemalt geoloogilisi uuringuid käsitlevas osas. Radooniriski kaardist tuleks lähtuda uute majade ehitamisel, aga kindlasti ka vanade renoveerimisel.

Projekti “Radooni kaardi lõpetamine“ – radoon hoonete siseõhus piirkondades, kus andmed radoonitasemete kohta puuduvad” eesmärk oli määrata radooni sisaldus piirkondades, kus seni läbi viidud uuringute käigus pole mõõtmisi teostatud ning millele kohta radoonitasemete andmed puudusid (hinnanguliselt 48 valda ja linna). Projekti raames mõõdeti igas uurimata vallas ja linnas radoonisisaldust umbes 10 elumajas ning 1-2 lasteasutuses.

Projekti käigus töötati välja olemasolevate hoonete radoonisisalduse Kiirguskeskuse poolset soovitusi. Lisaks loodi elektrooniline andmebaas, kuhu kanti antud uuringu ning sellele eelnevate radooniuuringutega kogutud andmed. (Tänavsuu, Lust, 2008).

Ülevaate radooni sisaldustes Eesti elamutes valdade kaupa annab lisas olev joonis (Lisa 2, Joonis 1) (Radooniohu...).

2005. aastal valminud uurimustöö “Joogivee radioaktiivsusest põhjustatud terviseriski hinnang”, üldiseks eesmärgiks oli anda hinnang elanike terviseriskile, mis on põhjustatud radioaktiivse joogivee tarbimisest ning analüüsida olukorda ja teha ettepanekuid edasiste tegevuste kavandamiseks. Joogivee tarbimisest põhjustatud elanikudoosi komponendi hindamisel leiti, et EL direktiivi 98/83/EC käsitlese järgi saab kambrium-vendi vett tarbiv täiskasvanud inimene 730 l joogivee aastasest tarbimisest oodatava efektiivdoosi 0,02-0,95 mSv, mis moodustab keskmisest elaniku kogudoosist kuni 34%.

Analüüsi tulemusel leiti, et elaniku kogudoos jääb vahemikku 1,5-6,7 mSv/a. Siia on arvestatud keskmine radoonist põhjustatud efektiivdoos. Piirkonniti võib ühe või teise kiirgusallika osakaal kogudoosis olla erinev (Joogivee...,2005).

1.3.3 Geoloogilised uuringud

Radooni sisalduse laialdane, kuid kaudsel meetodil uuring Eesti pinnases ja aluspõhja kivimites algas 1958. aastal riikliku geoloogilise kaardistamise (mõõtkavas 1 : 200 000) käigus uraaniotsingute suunana. Uuringu tulemisena selgitati pinnases ja

puuraukudes välja aluspõhja kivimite loodusliku gammakiirguse tase (Petersell jt, 2004).

Rn , Th ja K sisalduse sihipärane uuring algas Eesti pinnases 1958. aastal, kui alustati Eesti mulla plaanipärasest geoloogilist kaardistamist (Petersell jt, 2004).

Pinnaseõhus määrati radoonisisaldust otsemõõtmiste käigus esimest korda 1993 aastal (Naumov..., 1993).

Süsteematilised radooni sisalduse uuringud algasid Eesti pinnaseõhus 2000. a koostöös Rootsi ja Eesti Kiirguskeskuse ning Rootsi Geoloogiateenistusega.

Ajavahemikus 2001 kuni 2004 koostati ja avaldati trükis "Eesti radooniriski kaart" mõõtkavas 1:500000 (Lisa 2, Joonis 2) (Petersell jt. 2004), 566 uuringupunkti alusel, mis sisaldab seletuskirja, graafilisi lisasid, kus on toodud Eesti pinnaste radoonisisaldused ja looduskiirgus. Seletuskirjast selgub, et kõrge ja eriti kõrge Rn sisaldusega alad esinevad Põhja-Eesti klindivööndis: vahetult diktüoneemakilda ja fosforiidi avamuste piires, astangute vahelistel ja nende all esinevatel nõrgalt mere suunas kaldu tasastel aladel, kuid samuti reas kohtades klindipealsetel tasastel aladel kuni 5-15 km laiuses lubajkiiviplatoo vööndis.

Põhja-Eesti klindivööndis paiknevad nii linnad (Tallinn, Maardu, Kunda, Sillamäe, Narva) ja asulad (Ülgase, Püssi, Varja, Toila jt.) kui ka külad ja üksikud talumajad. Selles vööndis ületab Rn sisaldus pinnaseõhus 1 m sügavusel maapinnast enam kui 50%-s vaatluspunktides soovitusliku piirväärtuse kuni 8-kordselt, üksikjuhtudel kuni 42-kordselt.

Kõrge Rn sisaldusega alasid esineb samuti Ida- ja Lõuna-Eestis, kuid sagedamini Lõuna-Eestis Devoni kivimite levilal – Luunja, Põlva, Tsooru, Taagepera, Viljandi jt piirkondades. Viimastele on iseloomulik, et intensiivne täiendav radooni migratsioon pinnase ülemisse kihti toimub kohati sügavamatest (>1.2-1.5 m). kihtidest.

Normaalse Rn sisaldusega alad valdavad Lääne-Eestis ja Lääne-Eesti saartel. Nendes piirkondades ületab Rn sisaldus pinnaseõhus lubatu ainult üksikutes punktides (Kärdla ringstruktuur, Rapla piirkond jt) tavaliselt kohalike jääjärvede aleuriitide ja savide levilatel. (Petersell jt, 2004).

Alates 2004.a toimuvad radooniriski uuringud juhuslike tellimustöödena. Tellijateks on : omavalitsused, kinnisvaraarendavad firmad, ettevõtted ja kruntide valdajad ning alates 2007. a samuti Keskkonnaministeerium.

Lisaks eelpoolmainitud kaardile on koostatud:

2005.–2006. a Ida-Virumaa Rn-riski kaart mõõtkavas 1:200 000,

2004.–2005. a Viimsi valla Rn-riski kaart mõõtkavas 1:50 000.

2008. a. Harjumaa Rn-riski kaart mõõtkavas 1:200 000.

Alates 2004. aastast on Rn-riski uuringud täiendavalt tehtud enam kui 50 kinnistul, millede pindala jääb tavaliselt <0,5 km² (ligi 700 uuringupunkti).

1.3.4 Radooniuringud töökohtades

Ohtlik radoon võib laialt levida ka paljudes töökohtades. Enamasti hõlmab see töökohti maa-all, nagu metrood, tunnelid, kaevandused, suletud kaevandused (turismiobjektina), ja veekeskused. Suurem osa töökohtadest asub siiski maa peal. Kuid ka poed, tehased, koolid ja kontorid on mõjutatud radoonist.

Ehitistes, kus on kõrge radooni tase, pääseb radoon majadesse maapinnast pärineva gaasina imbudes ning tungides ehitistesse läbi põranda pragude. Selline gaasi sisseimbumine tekib, sest majad on kergelt alarõhulised võrreldes ümbrusega. Alarõhk tekib omakorda, sellest, et õhk maja sees on soojem kui väljas, eriti mõõduka temperatuuriga ja külmades piirkondades. Enamus ehitusmaterjale sisaldab ise natuke radooni, kuid teatud tüüpi ehitusmaterjalid võivad olla olulised siseõhuradooni allikateks.

Radooni tase võib olla kõrge põhjavees, eriti aladel, kus esineb graniiti. Kõrge radoonitase võib olla ka pesumajades ja restoranide köökides, selletõttu, et kasutatakse põhjavett. Enamik munitsipaalveevärgist võtab oma vee pinnaveekogudest ja kuna need toituvad peamiselt vihmaveest, siis sel puhul ei teki probleeme kõrgete

radoonitasemetega. Üldiselt on kokkupuude radooniga eespooltoodud töökohtades väike, kuid see võib suur olla veepumbajaamades, mis peaksid olema pideva monitooringu all.

Eestis 2005-2006 aastal läbiviidud uuringu käigus mõõdeti radoonitaset 208 lasteasutuses (Pesur, 2006). Uuringuks valiti sellised piirkonnad, kus elamutes oli varasemalt tuvastatud kõrget radoonisisaldust. Peamiselt on radooniohtlikud Põhja-Eesti, kohati ka Lääne-Virumaa ning Tartumaa. Kokku uuriti 30 valla ja linna 208 lasteasutuse hoonet. Antud uuring viidi läbi kütteperioodil, kuid jäi mõnes piirkonnas osaliselt ka koolivaheajale, mil ruume reaalselt ei kasutatud. Uuringu eesmärgiks oli: määrata radoonikontsentratsioon lasteasutuste siseõhus.

Mõõtmistulemused:

- uuringu käigus tuvastati, et peaaegu pooltes lasteasutustes ületab radoonisisaldus standardis sätestatud piirväärtust;
- keskmine radoonisisaldus oli lubatud piirväärtusest kõrgem 66 hoones;
- 36 hoones oli probleeme ühes või mitmes mõõdetud ruumis;
- radoonisisaldus vastas nõuetele 106 hoones;
- suurimad ületamised tuvastati Ida-Virumaal, kuid ka Harjumaal ning Lääne-Virumaal oli kõrgeid sisaldusi. Tartumaal olid tulemused üldjuhul madalamad. (Pesur, 2006).

2008. aastal valmis lõputöö „Radoon maapealsetes töökohtades Eestis“. Uuringusse kaasati 47 töökohta. Töö eesmärgiks oli juhtida tähelepanu radooniprobleemile Eesti maapealsetes töökohtades, tutvustada antud probleemi olemust ning Kiirguskeskuse mõõtmistulemuste alusel arvutada radoonist saadavad efektiivdoosid vaatlusalustel töökohtadel. Mõõtmistulemuste käigus tehti kindlaks, et üle pooltes antud töö käigus uuritavates töökohtades on keskmine radoonitase kõrgem kui meil normiks määratud 200Bq/m^3 . Eriti kõrged olid radooni kontsentratsioonid Vihula, Vaivara ja Tapa vallas, kus näidud küündivad isegi üle 1000Bq/m^3 .

Ilmnes ka seaduspärasus majade vanuste, milledes asuvad töökohad, ja radoonisisalduste vahel. Aastatel 1950-1980 ehitatud majades on kõrgemad radoonis sisaldused kui neile eelnevatel ja järgnevatel aastatel ehitatud majadel. See viitab ehitus kultuuri iseärasustele. (Virak, 2008).

2009 aasta uurimuses „Siseõhu radoonisisaldused Tallinna lasteasutustes“ (Preiman, 2009), oli vaatluse all 34 Tallinna lasteaeda, millest 28 kohta saadi ja analüüsiti tulemused.

Keskmine radoonisisaldus oli 77 Bq/m^3 . Kõige madalam mõõdetud tulemus oli 13 Bq/m^3 Kadrioru lasteaias. Üksikutes ruumides kahes lasteaias saadud tulemused ületavasid 200 Bq/m^3 . Üks neist tulemustest saadi Mustamäe lasteaiast, kus radoonisisaldus ühes ruumis oli 264 Bq/m^3 , teine lasteaiast Lasnamäel, mille ühes ruumis radooni kontsentratsioon oli 251 Bq/m^3 . Ülejäänud lasteasutuste radoonisisaldused vastasid kehtestatud normile. (Preiman, 2009).

2010. aastal koostas Kertu Vait uurimustöö „Radooniuuring Eesti erinevates töökohtades“ (Vait, 2010). Uuringus oli vaatluse all 32 asutust üle Eesti, neist 2 kaevandust, 7 veepuhastusjaama, 9 veekeskust ja 14 lastekodu.

Kaevandustest saadud tulemused olid madalad. Maksimaalseks tulemuseks oli 290 Bq/m^3 , kuid kaevandustele ei kehti hoonete siseõhu radooninorm ja seda võib lugeda heaks tulemuseks.

Veekeskuste keskmine radoonisisaldus oli 85 Bq/m^3 . Kõige madalam mõõdetud tulemus 45 Bq/m^3 saadi Pärnu veekeskusest Estonia ja kõige kõrgem tulemus 127 Bq/m^3 Pärnu veekeskusest Sõprus.

Lastekodudes mõõdetud tasemed jäid enamuses normi piiridesse, kuid esines üksikuid ületamisi Tapa, Tilsa, Tartu, Narva-Jõesuu, Nõmme ja Maarjamäe lastekodudes. Keskmine radoonisisaldus oli 140 Bq/m^3 . Madalaim tulemus oli 57 Bq/m^3 Viljandi lastekodus. Kõrgeim tulemus - 432 Bq/m^3 , saadi Maarjamäe lastekodust (Vait, 2010).

1.4 Radoonist põhjustatud terviserisk

Inimese poolt saadava kiirgusdoosi võib tinglikult jagada kaheks: looduslikest ja tehislimest kiirgusallikatest põhjustatuks. Erineva suurusega kiirgusdoosid, mida saavad keha erinevad osad, võivad mõjuda inimese tervisele erineval ajal erinevalt (Kiirgus..., 2007).

Üks levinumaid looduskiirgusest tulenevaid terviseriske on tingitud radoonist.

Terviseriski seisukohalt on oluline radooni lagunemine lühiealisteks tütarisotoopideks (polonium-218, plii-214, vismut-214, polonium-214). Need on radioaktiivsed metalliioonid, mis kinnituvad õhus leiduvate tolmu- jm osakeste külge või mitmesugustele pindadele: seintele, kardinale jne. Tänu omadusele kinnituda ruumiõhus olevale aerosoolile on radooni tütarproduktide hulk õhus sama radoonisisalduse korral tolmuses ja suitsuses ruumis suurem kui puhtas. Radoon ja tema tütarproduktid emiteerivad peamiselt alfa-kiirgust. Organismis jätkub radooni ning selle tütarproduktide edasine lagunemine, mille tulemusena vabaneb alfa-kiirgus. Alfa-kiirguse läbitungimisvõime on küll väike, kuid selle suhteline tervisekahjulikkus ehk kiirgusfaktor on 20 korda suurem kui gamma-kiirgusel. Väliskeskkonnast pärinev kiirgus jääb pidama peamiselt surnud rakkudest koosnevas naha välispinnas. Elusrakkusid võib alfa-kiirgus kahjustada siis, kui kiirgav nukliid satub kaitseta epiteeli rakkudele bronhides ja kopsu alveoolides (Vait, 2010).

Õhuga sisse hingatud radoonist ja tütarproduktidest vabanev alfa-kiirgus võib põhjustada hingamisteedes ja kopsus vähki.

Radooni peetakse teiseks kopsuvähi tekitajaks suitsetamise järel. Tuleb rõhutada suitsetamise ja radooni kumulatiivset mõju. Lisaks suitsu enda mõjule, lisandub suitsu osakestele kinnitunud radooni tütarproduktide poolt eraldatav kiirgus ning radoonist pärinev kiirgus.

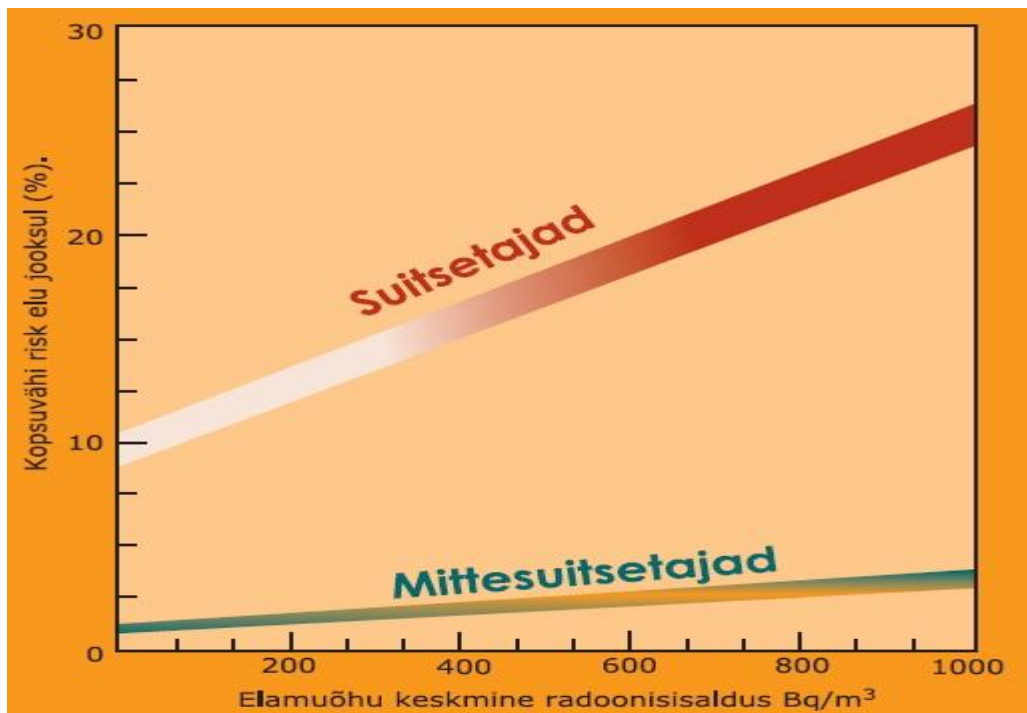
Euroopas ja Põhja-Ameerikas viimastel aastakümnetel elanikkonna hulgas läbi viidud meditsiinilised uuringud tõestavad kopsuvähi ja kõrge radooni kontsentratsiooni

vahelist seost. Selgunud on nüüdseks ka suitsetamise ja radooni sünergism kopsuvähi tekkel.

Seetõttu, et varasemate epidemioloogiliste uuringute käigus ei eristatud suitsetajaid ja mitte-suitsetajaid, oli keeruline vastata küsimusele, milline on ainult radoonist põhjustatud kopsuvähi risk. Rootsis avaldati 2003. aastal sealse Karolinska Instituudi epidemioloogilise uuringu tulemused, mis haarasid enda alla 436 kopsuvähi juhtu patsientidel, kes polnud kunagi suitsetanud (kontrollgrupp 1650 inimest).

Rootsi teadlased väidavad nimetatud uuringu põhjal, et siseõhu radoon põhjustab aastas keskmiselt 18% kõigist kopsuvähijuhtudest nende riigis, millest omakorda 90% on seotud suitsetamisega ja 10% juhtudest on tegemist üksnes radoonist põhjustatud kopsuvähiga (Mjõnes., 2002).

Ülevaate radoonist tingitud kopsuvähki haigestumise riskiga suitsetajale ja mitesuitsetajale annab alloleva joonis.



Joonis 2. Radoonist tingitud kopsuvähi risk suitsetajale ja mitesuitsetajale (Mjõnes, jt, 2002).

Kopsuvähk on Eestis sagedasemaks vähisurma põhjuseks moodustades neist 21%. Eesti Vähiregistri andmeil registreeritakse meil keskmiselt 700 uut kopsuvähijuhtu aastas. Küsimusele, mitu uut haigusjuhtu võiks põhjustada radoon elamutes on püütud vastata tuginedes riikliku uuringu käigus saadud näitajatele erinevate radoonikontsentratsioonide statistilisest jaotusest meie elamutes ja Karolinska Instituudi epidemioloogilisele uuringule radoonist tuleneva kopsuvähi riski kohta. Uuringust selgub, et radoon meie kodudes põhjustab 12% ehk ligikaudu 90-100 uut kopsuvähijuhtu aastas, millest omakorda 87% moodustab see osa (32%) elanikkonnast, kes suitsetab ja kõigest 13% langeb mittesuitsetajate arvele (Pahapill, Rulkov, 2004).

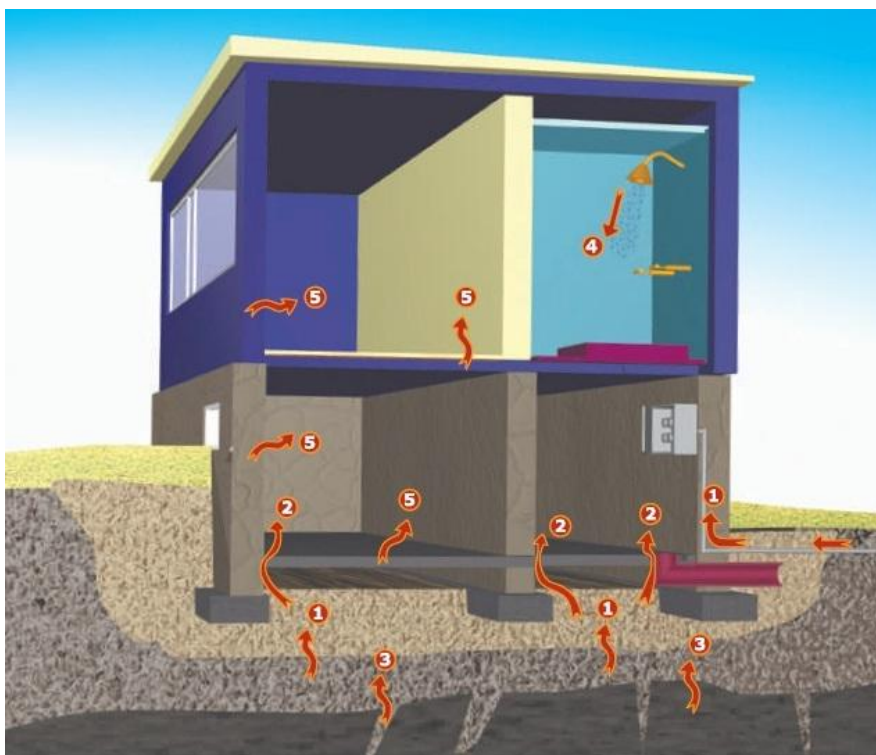
1.5 Radooni sattumine hoonesse

Radooni levik pinnasest on peamiseks põhjuseks radooni olemasoluks ehitistes (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Peamiselt satub radoon hoonesse pinnasest ehitise alt ja ümber, ehitismaterjalidest ning joogiveest (Joonis 3). Pinnasest tuleb radoon tubadesse koos ventileeritava õhuga (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Kütteperiood on Eestis pikk. Sell ajal on ukсед ja aknad hoonetes hästi suletud ja ruumide ventileerimisel (ka ahjude kütmisel) tõmmatakse ruumidesse rohkem majaalust õhku, mis on kontaktis pinnasega. Talvel, kui maa külmub ja pinnaseõhu väljapääs välisõhku on takistatud, loob hoonealune külmumata pinnas head võimalused pinnaseõhu liikumiseks majja. Kaasa aitab asjaolu, et tavaliselt valitseb majades alarõhk.

Soojal aastaajal hoitakse majades uksi ja aknaid rohkem lahti, mille tulemusena õhutatakse rohkem ja radoonitase ruumides väheneb.



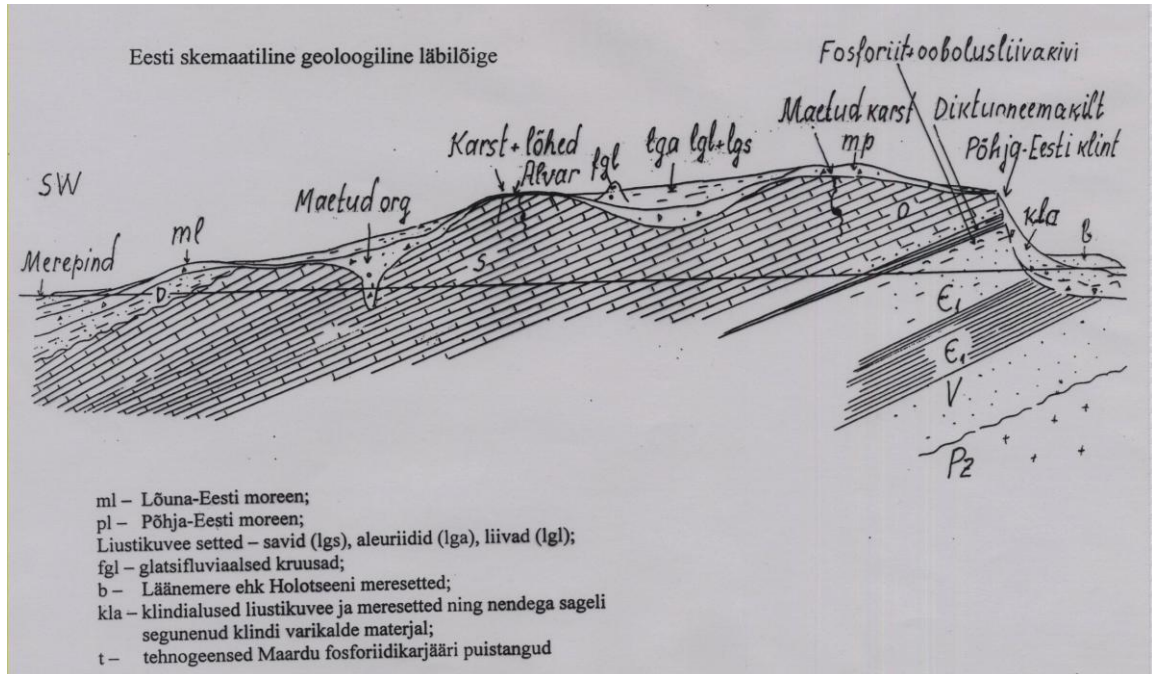
Joonis 3. Radooni sattumine hoonesse (Radoon...).

1. Maapind hoone all ja ümber
2. Täitepinnas
3. Aluspõhi
4. Kraanivesi
5. Ehitusmaterjal

1.5.1 Radoon pinnasest

Eesti paikneb Ida-Euroopa settelava loodeosas Fennoskandia (Balti) kilbiga piirneval alal. Selle piirkonna geoloogilisest arengust on tingitud siinse maakoore jagunemine kolmeks üksteisel lasuvatest, kivimiliselt oluliselt erinevast kivimikompleksist: Protosolisest kristalsest aluskorrast, sellel lasuvatest Vendi ja Paleosoikumi settelistest aluspõhja kivimitest ja neid katvatest pudedatest Kvaternaari setetest ehk

pinnakattest (Petersell jt, 2004). Ülevaate Eesti skemaatilisest geoloogilisest läbilõikest annab Joonis 4.



Joonis 4. Eesti skemaatiline geoloogiline läbilõige (Petersell, 2008).

Pinnase mineraalset ja keemilist koostist mõjutavad kristalse aluskorra kivimid avanevad vahetult pudedate Kvaternaari setete all Soome lahe kesk- ja lõunaosas, Lõuna- ja Kesk-Soomes ning samuti ka Läänemere põhjas ja teistel Fennoskandia kilbi aladel (Petersell jt, 2004).

Vahetult aluskorra murenenud pinnal lasuvad Vendi ja Kambriumi savid, aleuriidid ja liivakivis. Kvaternaari setete hulgas on esikohal kindlasti mandrijää liustikusetted-moreen ja Balti jääpaisjärve, kohalike jääjärvede ning vooluvete savid, aleuriidid ja liivad, harva ka kruusad (Petersell jt, 2004).

1.5.2 Radoon pinnaseõhus

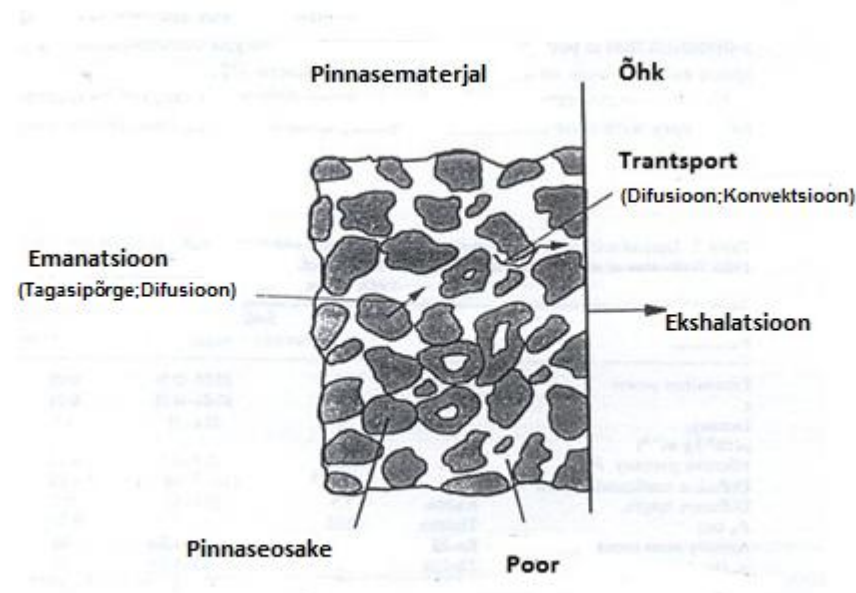
Eesti pinnaseõhus määrati Rn sisaldus esimestes üksikpunktides 1995. aastal koostöös Rootsi Kiirguskaitse Instituudi teadlastega. Saadud määrangute alusel ulatus Sillamäe linna territooriumi pinnaseõhus Rn sisaldus kuni 2500 k Bq/m³ (Petersell jt, 2004).

Radoonisisaldust pinnaseõhus liigitatakse pinnaste radooniohtlikkuse astme määramisel järgmiselt:

- 1) madal tase – radoonisisaldus pinnaseõhus alla 10 000 Bq/m³ (10 kBq/m³)
- 2) keskmine tase – radoonisisaldus pinnaseõhus 10 000 – 50 000 Bq/m³
- 3) kõrge tase – radoonisisaldus pinnaseõhus üle 50 000 Bq/m³ (üle 50 kBq/m³)

Rn sisaldus pinnaseõhus ei ole püsiv, vaid varieerub suurtes piirides. Mida parem on pinnase aeratsioon, seda kiiremini imigreerub Rn õhku ja seda väiksemaks jääb mõõdetav sisaldus (Petersell jt, 2004).

Radooni ekshalatsiooni pinnases illustreerib joonis 6.



Joonis 5. Radooni ekshalatsioon pinnases (Porstendörfer, 1993).

Radooni sisaldus pinnaseõhus on maksimaalne maapinnast ligikaudu 2 m sügavusel ja sügavamal. Mida lähemale maapinnale, seda intensiivemalt toimub pinnaseõhu aereerumine ja radooni migreerumine õhku (Petersell jt, 2004).

1.5.3 Radoon veest

Vees kujuneb radoon nii otse vees lahustunud kui ka veekihti moodustavates kivimites leiduva raadiumi radioaktiivsel lagunemisel (Petersell, 2008).

Radooni võib eralduda ka kraaniveest (Radoon...). Normaalne radoonisisaldus joogivees on 10-100 Bq/l (EVS 840:2009).

Radooni sisaldus põhjavees määratakse ära raadiumi sisaldusega pinnases, aluspõhjas ja veest (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Olmeveest ruumi siseõhku eralduva radooni kohta annab informatsiooni järgnev tabel (Tabel 1) (EVS 840:2009).

Vee kasutusviis	Olmeveest ruumi eralduv radoon %
Dušš	60-70
Vann	30-50
WC	30
Käsipesu	90
Pesumasin	90-95
Puhastusvesi	90
Lauavesi	95
Joogivesi	10-45

Tabel 1. Olmeveest ruumi eralduva radooni ligikaudne protsentuaalne osa (EVS 840:2009).

Efektiivdoos veest on joogiveena kasutatava põhjavee radionukliidide sisaldusest tulenev inimese organites või kudedes neeldunud kiirgusenergia summa vee joomisest 2 liitrit ööpäevas ühe aasta jooksul, lubatud piirsisalduseks on Eestis kehtestatud 0,1 mSv/aastas (Veepuhastuse OÜ).

Üldiselt on Eesti majapidamises kasutatav olmevesi vähese radoonisisaldusega ega kujuta ohtu meie tervisele (Radoon...).

Radooniohtlikkusest lähtudes tuleks aga probleemi korral nõuda vee kasutusala piiramist või veest kõrge radoonisisaldusega õhu eemaldamist (EVS 840:2009).

1.5.4 Radoon ehitusmaterjalidest

Teatud kogus radooni eraldub hoonetesse ka ehitusmaterjalidest (betoonist, tellistest, tuhaplokkidest jne) (EVS 840:2009). Üheks suurimaks radoonisisaldusega ehitusmaterjaliks peetakse põlevkivi baasil valmistavat kergbetooni (Clavensjö, Åkerblom, 1994). Teisest küljest on betoon väga heaks radoonitõkkeks kõrgenenud radoonisisalduse vähendamiseks siseruumides ja hoonetes (EVS 840:2009). Ruumide siseehituses kasutatav graniit sisaldab sammuti suuremat radoonitaset kui mõni muu ehitusmaterjal (Radoon...).

Viimastel aastatel väga populaarsed poorsetest materjalidest (nt väikeplokid) vundamendid ja seinad tuleks ehitada selliselt, et radoon ei satuks majaanulusest pinnasest pooride ja plokkidevaheliste vuukide kaudu seintesse, kust see võib edasi siseruumidesse tungida. Selle ohutusnõude eiramine on ilmselt üle 1000 Bq/m³ ulatuva radoonikontsentratsiooni peapõhjus mitmetes Tallinna ümbruse uues majas (Pahapill, 2005).

Norras tehtud radooniuringute põhjal väidetakse, et seal on majade keskmise radoonitaseme tõus viimastel aastakümnetel põhjustatud just poorsest materjalist ehitusplokkide laialdane kasutamine nii vundamentideks kui ka seinteks ning hoonete tihendamine energia kokkuhoiuks (Jensen jt, 2004).

Suurenenud raadiumikontsentratsioone Eestis toodetud ehitusmaterjalides ei ole täheldatud (Pahapill jt).

1.6 Radooni hoonesse sattumise vähendamise meetodid

Radoonil ei ole võimalik hoonetesse koguneda kui toimub piisav hoonete õhutamine. Hoonete ventilatsioon on sageli puudulik, sest külmema kliimaga piirkondades ehitatakse hooned nii, et nad peaksid sooja ja ei laseks tuult läbi. Puuduliku ventilatsiooni tõttu võib aga hoonete siseruumides radooni kontsentratsioon tõusta kümneid kordi suuremaks kui väljas (Kiirgus...,2006).

Kui uus hoone planeeritakse ehitada radooniohtlikule alale, või on olemasolevas hoones avastatud riskantne radooniprobleem, tuleb sellele leida õige lahendus, et vältida kõrge radoonisisaldusest tingitud ülemäärast kiirgust (EVS 840:2009).

Järgnevalt peatutakse peamistel meetmetel radooniriski vähendamiseks nii uutes, ehitatavates kui ka juba olemasolevates hoonetes.

1.6.1 Radooni tõkestusmeetmed uue hoone ehitusel

Eestis on radooniohu peamiseks allikaks pinnasest pärinev radoon. Sellest tulenevalt keskendutakse peamiselt ehituslikele meetmetele, et tõkestada pinnasest imbuva radooni sattumist ehitusmaterjalidesse või hoonetesse (EVS 840:2009).

Radoonitõkke kasutamise vajalikkuse määramiseks tuleb lähtuda antud tabelist (Tabel 2). Tabelis esitatakse meetmed radooni hoonesse sattumise vältimiseks võrreldes pinnase radooniohtlikust.

Pinnase radoonisisalduse tase	Pinnase radoonisisaldus Bq/m³	Meetmed radooni hoonesse sattumise vältimiseks
Madal	Alla 10000	Tavaline hea ehituskvaliteet
Normaalne	10000-50000	Tavaline hea ehituskvaliteet, maapinnale rajatud Betoonplaadi ja vundamendi liitekohtade, pragude ja läbiviikude tihendamine, maapinnast kõrgemal asuva põrandaaluse tuulutus
Kõrge	50000-250000	Tarindite radoonikindlad lahendused (õhutihedad esimese korruse tarindid ja /või alt ventileeritav betoonpõrand või maapinnast kõrgemal asuva põrandaaluse sundventilatsioon
Ülikõrge	Üle 250000	Eriti hoolikas ehituse teostus, kompleksed radoonikaitse meetmed

Tabel 2. Radooni hoonesse sattumise vältimise meetmed olenevalt pinnase radoonisisaldusest (EVS 840:2009).

Hoone rajamisel madala või normaalse radoonisisaldusega pinnale aitab kõrgenenud radoonisisaldust ruumis vältida hea ehituskvaliteet. Ehitus peaks tagama, et hoone ehitamisel kasutatav ehitusmaterjali (betoon) ei tekiks praod. Selline ennetamine on radooni sisseimbumise vältimise kohapealt väga oluline (EVS 840:2009).

Kõrgema radoonisisaldusega pinnasel, tuleb kasutada erinevaid meetmeid, et vältida radooni sattumist siseruumidesse. Sellises olukorras tuleb betoonplaat katta vastavate materjalidega, mis tõkestavad radooni sisseimbumist. Materjalidena võib kasutada: radoonikilet, teatud liiki membraane ja maatrikseid (EVS 840:2009).

Radoonikile on tavalisest ehituskilest veidi paksem, ning selle paigaldamise mehhanism erinev. Radoonitõkkena kasutatava kilel tuleb teipida kõik kile jätkukohad ja kile peab ulatuma üle vundamendiäärte, et radoon ei saaks hoonetesse siseneda seinte kaudu (Lisa 3, Joonis 1) (Kilekeskus). Keldriga hoone puhul tuleb kogu vundament valada justkui kilekotti ja kile otsad on vaja tuua maapinnast kõrgemale (Kilekeskus).

Betooni valamisel kilele tuleb olla ettevaatlik, sest kui kile on purunenud või vigastatud, ei täida ta oma eesmärki. Kilel on oht puruneda ka hoone vajumisel või nihkumisel (Kilekeskus).

Hoonele ehitatud hüdroisolatsioonisüsteem võib korrektse paigalduse korral olla efektiivne radoonitõke. Hüdroisolatsiooni ühe komponendina kasutatakse membraane. Sarnaselt radoonikilele paigaldatakse membraanid keldrita maja puhul üle vundamendiplaadi ning keldriga hoone puhul ümber otseselt radooni ning niiskusega kokkupuutuva tsooni. Membraanide kasutamine on küll kallim kuid tõhusam kui radoonikile (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Lisaks eelmainitud meetodile kasutatakse pindande kaitsmiseks ka mitut liiki maatrikseid (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Alarõhumeetod

Alarõhu meetodi puhul imetakse maja alt radoonirikas õhk ära ning tekitatakse maja alla alarõhk (Lisa 3, Joonis 2). Ventileerimisel tuleks arvestada temperatuuri langusega ning maapinnal külmumisega talvekuudel. Antud süsteemi efektiivsus on väga raske ennustada, kuna see sõltub pinnase aeratsioonist ning ehitise kvaliteedist (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Õhkpadja meetod

Õhkpadja meetodi puhul pumbatakse hoonest võetav õhk maja alla, et tekitada sinna nn õhkpadid (Lisa 3, Joonis 3). Radooni sisseimbumine on välistatud, kui põrand on ilma pragudeta ning õhutihe. Õhkpadja meetod on efektiivsem kui alarõhu meetod, õhkpadja meetod tõstab majaaluse õhu temperatuuri. Sellest tulenevalt on välistatud ka pinnase külmumine (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Põrandaalune ventileerimine

Põrandaaluse ventileerimise meetodil kasutatakse kahte erinevat süsteemi: loodusliku ja mehhaanilise tõmbega ventileerimine (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Põrandaaluse ventileerimine loomuliku tõmbega on rakendatav keldrita hoone puhul. Meetodi puhul paigaldatakse hoonesse toru, mille kaudu majaalune õhk juhatakse välja (Lisa 3, Joonis 4) (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Põrandalused ventilatsioonitorud

Majaalusest pinnasest radooni eemaldamise tõhusamaid mooduseid on põrandaaluse ventileerimine põranda all paiknevate ventilatsioonitorude kaudu (Lisa 3, Joonis 5). Põranda alusesse poorsesse kihiti paigaldatakse ventilatsioonitorude süsteem, mis on ühendatud kas hoones või väljaspool hoonet paikneva püstikuga. Püstik varustatakse spetsiaalsete ventilatsioonitorudega (Jõgioja, 2004).

Radoonikaev

Veel üheks radooni vähendamise võimaluseks hoones on rajada radoonikaev (Lisa 3, Joonis 6). Radoonikaevu paigaldamine on võimalik vaid hea ja paksu aeratsiooniga pinnase puhul. Selleks võib olla näiteks liiv või kruus. Radoonikaev paigaldatakse väljapoole maja ning peaaegu täielikult maa alla, välja jääb vaid toru ots (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Radoonikaevude asukohavalikul ning ventileerimise määra valiku tegemiseks arvestada järgnevaga:

- 1) pinnase läbilaskvus;
- 2) maja asukoht - saab paigaldada ka näiteks kahe maja vahele, siis saavad kasu mitu naabrit;
- 3) ka ümbritsevaga, nt aed, sest kaevata tuleb kuni 4 m sügavusele, kuna vastasel juhul võib radoonirikas õhk majja tungida;
- 4) kivisele pinnasele pole radoonikaevu paigaldamine tihti võimalik ega mõttekas (Pesur, 2006).

1.6.2 Radoonitaseme vähendamine olemasolevates hoonetes

Kõiki eelpool nimetatud radooniohutu hoone ehitamise meetmeid ei ole aga võimalik rakendada olemasolevate hoonete radoonitaseme vähendamiseks.

Hoone asumisel radooniohtlikul alal, tuleks eelnevate mõõtmistega välja selgitada radooni tase eluruumides ja radooni ruumi sattumise kohad.

Elamutes tehtud uuringud näitavad, et õhk tungib hoonesse peamiselt põranda alt esimese korruse ruumidesse põhiliselt seinte ja põranda nurkade, seinas paiknevate pistikupesade ning põrandat läbivate torude läbiviikude kaudu (Jõgioja, 2004).

Ventilatsiooni paigaldamine olemasolevasse hoonesse

Lihtsaim viis tõsta ventilatsioonimäära olemasolevas hoones, on olemasolev ventilatsioonisüsteem üle vaadata ning korrastada. Loomuliku ventilatsiooni puhul on võimalik see vahetada mehhaanilise ventilatsiooni vastu. Ventilatsiooni paigaldamise ja kasutamise puhul tuleb arvestada, et liiga tugev õhuvool ning tõmme võib intensiivistada radooni imbumist hoone alt, ning põhjustada ruumides soovitud vastupidise efekti. Seetõttu on soovitatav ka peale ventilatsiooni paigaldamist radoonisisaldust mõõta (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Vundamendi ja keldri põranda tihendamine

Vähendamaks radooni sisaldust siseruumides tuleb radooni imbumine pragude ning lõhede kaudu sulgeda.

Põranda võib katta radooni mitteläbilaskvate materjalidega (Lisa 3, Joonis 7). Seina ning põranda vahelisele alale võib paigaldada elastse katte, mis liikumisel, aga ka soojuse ja külma mõjul paigale jääb. Silikoontäidete kasutamisel tuleb arvestada, et neid ei tohi kasutada elektrikaablite ja elektrijuhtmetega seonduvate aukude täitmiseks. Seinte ülevärvimisest võib olla lekkekohtade vähendamisel kasu, kuid kui aluspinnases on praod, ei ole värvimine lahenduseks. Põranda ning seinte katmine vähendab ka ehitusmaterjalidest pärinevat radooni (Clavensjö, Åkerblom, 1994).

Keldri sein ja põranda liitekohtade tihendamine

Radoon võib pinnasest eluruumidesse sattuda ka põrandatarindeid läbivate pragude kaudu. Lisas antud joonisel (Lisa 3, Joonis 8), on näidatud väliseina ja põranda nurga

tihendamine. Selleks protseduuriks freesitakse põranda nurka soon, mis täidetakse elastse vuugitaittega ja kaetakse nurgikuga (Jõgioja, 2004).

1.7 Radoonisisalduse normeerimisest

Enamikes Euroopa riikides on kehtestanud radooni piirväärtused elamutele ja töökohtadele. Riigiti on need erinevad ja jäävad vahemikku 150 Bq/m^3 – 1000 Bq/m^3 sõltuvalt sellest, kas tegemist on olemasolevate või planeeritavate hoonetega, elu- või tööruumidega.

Põhjamaades (Taani, Soome, Island, Norra ja Rootsi) soovitatakse tegutsemistasemeks nii olemasolevates elamutes kui ka maapealsetes töökohtades 400 Bq/m^3 , 200 Bq/m^3 aga uurimistasemena olemasolevatele ja soovitatava ülemise piiritasemena uutele hoonetele (Naturally..., 2000).

Vastavalt Eesti standardile EVS 840:2009 “Radooniohutu hoone projekteerimine” peab hoonete elu-, puhke- ja tööruumides aasta keskmine radoonisisaldus olema väiksem kui 200 Bq/m^3 ning gammakiirguse intensiivsus alla $0,5 \mu\text{Sv/h}$. Lähtudes standardist tuleb rakendada radoonitõkestusmeetodeid kui pinnase õhu radoonisisaldus on kõrge või ülikõrge.

Rahvusvaheline Kiirguskaitse Komisjon (ICRP) soovib võtta tarvitusele meetmed siseõhu radooni vähendamiseks nii elu- kui ka tööruumides. ICRP väljaanne nr 103 soovib kõrgeimaks piirväärtuseks elumajadele 600 Bq/m^3 ning töökohtadele 1500 Bq/m^3 (Tänavsuu, Lust, 2008).

Euroopa Liidu direktiivis 96/29 EURATOM on väljatoodud, et ioniseeriva kiirguse kiiritus võib viia inimese tervist kahjustavate efektideni. Direktiiv toob esile nõuded, töötajate ja üldsuse kaitseks ioniseeriva kiirguse eest. Komisjon märgib, et kõigi kiirguskaitsega seotud probleemide juhul tuleb lähtuda erinevat liiki riskide suhtelisest osakaalust.

Kiirgusega kokkupuutuvate töötajate efektiivdoosi piirmäär on 100 millisiivertit (mSv) viie järjestikuse aasta jooksul, kusjuures ühe aasta efektiivdoos ei tohi ületada 50 mSv. Liikmesriigid võivad määrata aastadoosi suuruse. (Nõukogu direktiiv, 96/29/EURATOM).

Keskkonnaameti kiirgusosakonna (kiirguskeskuse) poolt on välja töötatud piinormid ja tegutsemistasemed ehitusplaneeringutes olemasoleva ja uue hoone jaoks.

Soovitav on jagada ehitised kaheks: elukohad ja töökohad. Tiheda kasutusega töökohad nagu lasteasutused (koolid, lasteaiad, lastekodud jne), haiglad, vanglad käsitletakse sarnaselt elukohaga.

Piirmäär on spetsiifilises kiirgustegevuses kasutava suuruse väärtus, mida ei tohi ületada Kiirguskaitstes kehtivad määrad: esmased piirmäärad, teisesed piirmäärad, tuletatud piirmäärad, sanktsioneeritud piirmäärad ja ekspulsatsiooni piirmäärad (Kiirguskaitse sõnastik, 1997).

Tegutsemistasemed on doosikiiruse või aktiivsuse kontsentratsiooni tase, mille ületamise puhul tuleb pidev- või avakiiriruse olukorras rakendada korrektiiv- või kaitsetegevusi (Kiirguskaitse sõnastik, 1997).

Soovitused uue hoone projekteerimisel või vana hoone radooniohutumaks muutmisel:

1. Hoone projekteerimisel lähtuda, et radooni kontsentratsioon siseõhus ei ületaks taset 200 Bq/m³

2. Kui olemasolevas eluhoones radooni kontsentratsioon on vahemikus 400 Bq/m³ kuni 600

Bq/m³, siis on soovitatav rakendada kergemaid ja vahekulukaid radoonitõkestusmeetodeid

3. Elukohtades on radoonitõkestusmeetmed õigustatud kui radooni kontsentratsioon ületab 600 Bq/m³

4. Töökohtadel on radoonitõkestusmeetmed õigustatud kui radooni kontsentratsioon ületab 1000 Bq/m³

EV Standardis 840:2009 „Radooniohutu hoone projekteerimine“ (EVS 840:2009) on ära määratud ka radooniohtlikud alad Eestis

Eesti Geoloogiakeskuse andmeil võib radoonioht elamutes esineda järgmistes Eesti piirkondades:

Tallinnast lääne pool

- 1) Pakri poolsare kirdekaldal kuni Kersaluni;
- 2) Klooga ümbruses;
- 3) Lohusalu poolsaarel kuni Põhja-Eesti paekaldani;
- 4) Laulasmaa ja Türisalu vahelisel alal paeastangust mere poole;
- 5) Vääna jõe orus paeastangute vahel;
- 6) Paeastangualusel alal Tiskrest kuni peastangu ristumiseni Paldiski maanteega, kuni kilomeetri laiusel ribal;

Tallinnas

- 7) Alal, mis ulatub Harku järvest lõunas ja kagus kuni peastanguni;
- 8) Mustamäe nõlvaalusel kuni Rahumäeni, kuni kilomeetri laiusel ribal;
- 9) Põhja pool Rahumäe ja Liiva raudteejaamade vahelist joont kuni kahe kilomeetri laiusel ribal, mis ulatub Balti jaamani, Toompea kungas välja arvatud;
- 10) Ida pool Lilleküla ja Järve raudteejaamade vahelist joont kuni endise tsellulooditehaseni;
- 11) Paekalda-alusel alates endisest tselluloositehasest kuni peastangu ristumiseni Vana-Narva maanteega, kuni poole kilomeetri laiusel ribal;
- 12) Marrjamäelt ida pool paikneval paeastangualusel kuni kilomeetri laiusel ribal;
- 13) Pirita jõe orus alates Nehatust kuni botaanikaaiani;
- 14) Pirita jõe orust ida pool paikneval paeastangualusel, kuni kahe kilomeetri laiusel ribal;

Tallinnast ida pool

- 15) Viimsi poolsaare keskosas (tuumikus) Mähest põhja pool;
- 16) Maardu linnas ja Kallaveres koos ümbruskonnaga;
- 17) Põhja pool Vana-Narva maanteed, alates Jõelähtmest kuni Jagala jõeni kuni nelja

kilomeetri laiusel ribal;

18) Paeastangualusel ida pool Jagala jõge, kuni kilomeetri laiusel ribal, mis ulatub kuni punktini

19) Mõlemal pool Vana-Narva maanteed (kuni poole kilomeetri laiusel ribal lõuna ja kuni kilomeetri laiusel ribal põhja pool), alates paekalda mahasõidust ida pool Jägala jõge kahe kilomeetri pikkusel lõigul kuni mereni;

20) Punktist 19 kuni Kolgano paeastangu all ja sealt edasi kuni Võsuni mattunud paeastangu all kuni poole kilomeetri laiusel ribal;

21) Võsu joonest kuni Selja jõeni, liivaalade piirist lõunas kuni paeastangu või järsakuni (mattunud paeastanguni), kuni kilomeetri laiusel ribal;

22) Selja jõe mattunud orus kuni 100 meetri laiusel ribal;

23) Selja jõest kuni Kunda jõeni liivaalade piirist lõuna pool kuni paeastangu või järsakuni, kuni kilomeetri laiusel ribal;

24) Kunda jõe mattunud orus kuni 500 meetri laiusel ribal;

25) Kunda jõest kuni Pada jõeni kitsal ribal paeastangu all;

26) Pada jõest ida pool merepoolse paeastangu all kuni Kalvini, kuni 200 meetri laiusel ribal;

27) Pada jõest ida pool maapoolse paeastangu all piki Tallinn-Narva maanteed kuni Purtse jõeni, kuni 300 meetri laiusel ribal;

28) Purtse asulast kuni Aa rannani looklev, kuni poole kilomeetri laiusel ribal;

29) Toilas, Pühajõe suudmealast lääne pool umbes 1 km² suurusel alal;

30) Pühajõe mattunud orus lõuna pool raudteed, umbes 1 km² suurusel alal;

31) Voka piirkonnas kuni 2 km² pindalaga merega rööbiti asuval alal;

32) Sillamäe linna all (paiguti);

33) Paeastangualusel kuni poole kilomeetri laiusel ribal Peeterristilt kuni Narva jõeni.

1.7.1 Radooniga arvestamine üld- ja detailplaneeringutes ning keskkonnamõju hindamises

Keskkonnaministeeriumi ettekandes, mis on koostatud Dagmar Heringase poolt, on välja toodud meetmed radooniga arvestamisest üld- ja detailplaneeringutes ning keskkonnamõju hindamises.

Üldplaneeringu koostamisel saab radooniriski avaldumise kaardi abil planeerida ja määrata üldiseid maakasutamistingimusi. Kuna detailplaneeringu üheks eesmärgiks on (PLS § 9lg 2 punkt 8) keskkonnatingimuste seadmine planeeringuga kavandatu elluviimiseks ja vajaduse korral ehitiste määramine, mille ehitusprojekti koostamisel on vaja läbi viia keskkonnamõju hindamine, siis on kasulik kui teave radooniriskiga alade kohta on eelnevalt teada ja sellega osatakse arvestada.

Kohalikud omavalitsused, kui kohaliku planeerimisalase tegevuse korraldajad ning kohalike olude kõige paremad tundjad, peaksid radooniriskiga kõige enam kursis olema. Alati on võimalus konsulteerida Keskkonnaministeeriumi, Kiirguskeskuse või Geoloogiakeskusega. Tähelepanu probleemi võimalikkusele võivad pöörata ka planeerijad, projekteerijad, planeeringute kooskõlastajad, arendajad ja tellijad.

Kui taotletakse tegevusluba või algatatakse detailplaneering, mille juures tuleb keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse (KeHJS) alusel läbi viia KMH või KSH ning kui tegu on kõrge radooniriskiga valla või linnaga, saab käsitleda radooniriski teemat ka mõju hindamisel ja leida vajalikud leevendusmeetmed radooniriski vähendamiseks.

Kui KMH või KSH läbiviimise kohustus puudub, kuid KeHJS kohustab algatamist või algatamata jätmist kaaluma, tuleb kaalutusotsuse tegemisel arvestada KMH puhul § 6 lõikes 3 ning KSH puhul § 33 lõigetes 4 ja 5 esitatud kriteeriume. Eelpool lõigetes nimetatud kriteeriumid aitavad otsustajal otsust motiveerida ja põhjendada. Kriteeriume analüüsides on võimalik välja selgitada näiteks mõju võimalikkus, kestus, sagedus ja pöördumus; oht inimese tervisele või keskkonnale, sealhulgas õnnetuste esinemise võimalikkus; mõju suurus ja ruumiline ulatus.

Radooniriskiga arvestamine üldplaneeringu koostamisel loob eelduse kvaliteetsete detailplaneeringute ja ehitusprojektide valmimiseks, kuid eeskätt tagab vajalikud meetmed inimese tervise kaitseks (Heringas).

1.8 Radooni mõõtmine

1.8.1 Aktiivmeetod ja passiivne ehk alfajälg meetod

Radooni mõõtmiseks kasutatakse peamiselt kahte meetodit: aktiivmeetodit ja passiivset ehk alfajälg meetodit.

Aktiivmeetod on lühiajaline ja toimub radoonimonitoriga. Aktiivmeetodi korral paigaldatakse hoonesse 2-4 päevaks radoonimonitor AlfaGuard (Lisa 4, Joonis 1), mis jälgib radooni kontsentratsiooni muutumist ajas. Aparaat registreerib iga kümne minuti järel keskmisi tulemusi ja hiljem on võimalik mõõteandmete põhjal saada arvutiprogrammiga graafik radooni sisalduse kõikumistest hoone siseõhus mõõteperioodi jooksul (Keskkonnaamet).

Kuigi aparaat mõõdab pidevalt, iseloomustavad siiski saadud tulemused vaid hetkeolukorda ja annavad infot radooniprobleemi esinemise või puudumise kohta hoone siseõhus (Keskkonnaamet).

Passiivne meetod toimub tavaliselt kahe detektoriga ja on pikaajaline. Antud meetodi korral paigaldatakse mõõdetavale objektile kaheks kuuks kaks detektorit.

Eestis kasutatakse rahvusvaheliselt tunnustatud passiivset meetodit, mille käigus kasutatakse CR-39 (Lisa 4, Joonis 2) tüüpi plastdetektoreid.

Passiivset meetodit kasutatakse peamiselt kütteperioodil, kuna siis on soodustatud radooni majja imbumine ning saadav tulemust on usaldusväärsem. Väljundparameetrina leitakse mõõteperioodi keskmine radoonisisaldus. Meetod on usaldusväärne, kuna näitab pika mõõtmisperioodi keskmist tulemust (Keskkonnaamet).

Lisaks eelnimetatud kahele mõõtmismeetodile kasutatakse radooni mõõtmiseks ka elektermeetodit. Elektermeetodil kasutatakse detektoreid, milles on umbes 700 voldini laetud tablett (Lisa 4, Joonis 3). Kui radoon ja tema tütreid emiteerivad alfaosakesi, siis tablett kogub laengu, mis tekib õhu neutraliseerimisel. Sõltuvalt detektorite valmistajapoolsetest nõuetest, varieerub mõõteperioodi pikkus antud meetodil varieerub mõnest päevast mõne kuuni (Radooniohu...).

1.8.2 Radooni mõõtmine pinnases

Pinnases on võimalik radooni sisaldust mõõta gamma-spektromeetriga ja enamomeetri Markus 10-ga.

Markus 10-ga mõõdetakse pinnaseõhus faktiliselt olemasoleva Rn sisaldus Markusega saadud tulemused on normaaltingimustes 5 kuni 15% väiksemad U (Ra) sisalduse järgi arvutatutest (Petersell, 2008).

Gamma-spektromeetriga mõõdetakse pinnases U (Ra) sisaldus ja selle järgi arvutatakse pinnaseõhus kujunev Ra-ga tasakaalus oleva Rn sisaldus järgneva valemi abil:

$$C_{\max} = A \cdot e \cdot \bar{\rho} \cdot (1 - p)^{p-1} \quad (\text{Clavensjö, Åkerblom, 1994}),$$

kus C_{\max} – Rn maksimaalne kujunev sisaldus, kBq/m³;

A – U (Ra) sisaldus, Bq/kg;

e – Rn emanatsiooni faktor (koefitsient);

$\bar{\rho}$ – kompaktne mahukaal (erikaal), kg/m³ ja p – poorsus.

1.8.2 Plastdetektorid

Antud magistritöö raames korraldatavas radoonimõõtmises kasutati passiivset meetodit. Mõõtmisele saadeti igale uuritsale objektile 2-4 detektorit. Kasutati CR-39 tüüpi plastikmaterjalist detektorid asuvad spetsiaalse piluga varustatud kaitsekarbis (d=2,5 cm; h=5,5 cm) (Keskkonnaamet).

Plastdetektoreid on väga lihtne paigaldada ning nad ise ei kiirga ja on seega väga ohutud.

Radooni lagunemisel tekkiv alfakiirgus tekitab plastiktükile jäljed, mis tuleb mõõteperioodi lõpus töödelda keemiliselt ning analüüsida elektroonilise mikroskoobi ja spetsiaalse arvutiprogrammi abil (Keskkonnaamet).

1.7.3 Plastdetektorite keemiline töötlus

Peale detektorite eksponeerimist hoones valmistatakse detektorid ette söövitamisprotsessiks. Selleks võetakse detektori plastiktükid konteinerist välja ja asetatakse spetsiaalsesse tarvikusse. Tarvik on plastikust hoidja, kus on 12 pesa 12 detektori jaoks ning mis on varustatud perfektse sobivuse ja kinnitusega.

Söövitamiseks valmistatakse ette söövitamisvann, kuhu lisatakse läbi täiteaugu destilleeritud vesi ja tahke naatriumhüdroksiid. 4 liitrisse destilleeritud vette lahustati 1 kg NaOH-d. Lahus tehakse valmis nelja 1 liitrilisse anumasse. Peale ettevalmistusprotsesse lõppu, pannakse söövituskarussell koos slaididega söövituskambrisse. Söövitusprotsess kestab 4,5 tundi. Seejärel lastakse söövitamislahus välja ja neutraliseerimis lahus lisatakse söövituskambrisse. Neutraliseerimislahusesse lisatakse 200 ml 15 % äädikat ja 4 liitrit destilleeritud vett. Pärast neutraliseerimist loputatakse söövituskambrit veel 4 liitri destilleeritud veega.

Peale loputus protsessi võetakse söövituskarussell söövituskambrist välja ja jäetakse ööpäevaks kuivama.

Analüüsimiseks eemaldatakse slaidid koos detektoritega söövituskarussellist ja sisestatakse automaat mikroskoopi. Mikroskoop loendab jäljed kokku ja arvutab radoonikontsentratsiooni väärtused ning salvestab need andmebaasi. Mikroskoopi juhib arvutiprogramm. Tavaliselt teostatakse vähemalt kaks mõõtmist mikroskoobiga ja kui peaks tekkima mingi segadus andmete loendamise, on võimalik slide lugeda ka käsitsi programmiga.

Mõõtmise täpsuse kindlustamiseks tehakse kalibreerimiskontrolle.

Mõõtemääramatuseks loetakse $\pm 15\%$.

Kasutatud mõõtmistehnika võimaldab võrrelda uuringus saadud andmeid ka teiste Euroopa riikidega.

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1 Uuritavate objektide valik

Uuritavate lasteasutuste all mõistetakse antud magistritöös lastekodusid, kus nii lapsed kui töötajad veedavad enamuse oma ajast. Antud lõputöö raames teostati pikaajaline ehk passiivne radoonimõõtmise Eesti erinevates lastekodudes.

Uuringu käigus saadeti informatsioon toimuva radoonimõõtmise kohta laiali 37-messe Eesti lastekodusse. Uuringus osales 27 lastekodu, kellest detektoreid saatsid tagasi 21 lasteasutust. Antud magistritöös kasutati 15 lastekodu mõõtmistulemusi.

2.1.1 Mõõtekohtade valik lasteasutustes

Antud uuring nägi ette, et detektorid paigaldatakse hoonetesse asutuste ruumide arvu järgi, mis oli eelnevalt kokkulepitud asutuse juhatajaga. Sellest tulenevalt paigaldati igasse hoonesse 2 detektorit.

Uuring oli suunatud eelkõige lastele ja seega oli soovitatav detektorid paigaldada keldri- või esimese korruse ruumidesse, kus lapsed kõige rohkem aega veedavad. Üldlevinud meetodika radoonisisalduse määramisel näeb ette, et detektorid paigaldatakse võimalikult maapinna lähedal olevatesse ruumidesse. Tavaliselt on radoonisisaldus neis ruumides suurem, kui kõrgemal asuvates ruumides. Mõõdetavateks kohtadeks olid enamasti laste eluruumid, õppeklassid ja kontoriruumid.

Käesoleva uuringu käigus sooviti määrata radoonisisaldus ära eelkõige neis ruumides, kus viibivad lapsed. Kõik lastekodude töötajad neid söövitusi ei järginud.. Lisaks laste ruumidele, paigaldati detektorid ka töötajate kabinetidesse. Sellise käitumise põhjuseks võiks ühest küljest olla töötajate huvi ka enda tervise vastu ja teisest küljest

kartus, et detektorid lastele liigset huvi võivad pakkuda. Kahes lastekodus ka nii juhtus ja 2 detektorit lastetubades läksid kaduma.

2.2 Radooni sisalduse mõõtmise korraldamine ja andmete kogumine

Siseõhu radooniuring toimus Eesti lastekodudes jaanuar-aprill 2011 aastal.

Uuringus osalenud lastekodud on välja toodud allolevas tabelis (Tabel 3). Radooniuring viidi läbi 27-mes Eesti lastekodus, millest tagasi saadeti detektorid 21 lastekodust. Tulemused oli võimalik saada vaid 15-nes asutuses. 6 Tallinna lastekodude üksuse detektorid viibisid pärast mõõteperioodi lõppu liiga kaua väliskeskkonnas ja pikema arutluse põhjal Keskkonnaameti Kiirgusosakonnaga selgus, et nende tulemuste saamine oleks liialt ebatäpne.

Uuringu käigus väljavalitud lastekodude juhatajatele saadeti informeeriv kiri, mis teatas asutuse valikuksotumist radooniuringul (Lisa 5, Tabel 1). Lastekodu juhatajalt nõusoleku saamisel saadeti igasse asutusse vastavalt 2-4 detektorit koos paigaldamisjuhendi (Lisa 5, Tabel 2) ja ankeediga (Lisa 5, Tabel 3), mis tuli täita asutuse juhatajal.

Nr.	LASTEASUTUSED
1	Viljandi Lasteabi- ja Sotsiaalkeskus
2	Pärnu Pereabikeskus
3	Tallinna Laste Turvakeskus
4	Tallinna Peeteli koguduse lastekodu
5	MTÜ Noorte Kodupaik
6	Palivere Laste- ja Noortekodu
7	Haiba Lastekodu
8	Valga Lastekodu „Kurepesa“
9	Maidla Lastekodu
10	MTÜ Vahtramägi- Mäe- kodu
11	Elva Väikelastekodu
12	Tartu Kristlik Noortekodu
13	Kivistiku Lastekodu SA
14	Koeru Perekodu
15	Järvamaa Lasteabikeskus

Tabel 3. Uuritavate lasteasutuste valik.

Uuringu lõppedes aprilli kuus 2011. aastal , tuli asutuse juhatajal detektorid toimetada Keskkonnaameti Kiirgusosakonda, kus toimus edasine detektorite töötlemine ja analüüsimine.

2.3 Ankeetide analüüs

Antud magistritöös kasutati ankeetide analüüsis rahvusvaheliselt tunnustatud seoseid ning eeldusi. Näiteks maja vanuse puhul eeldati, et vanemate hoonete ehituslikud konstruktsioonid on radoonile vähem vastupidavad kui alles ehitatud hoonete konstruktsioonid. Samuti arvati materjalide puhul, et betoon ning paneelplokk on paremad radooni tõkestajad kui näiteks puit või kergkruusast ehitusplokk. Arvestati ka näiteks sellega, hoonealuse pae- ning kruusapinnase puhul on suurem tõenäosus kõrgeenenud radoonisisaldusele ruumis, kui savipinnase puhul. (Clavesnjö and Åkerblom 1994).

Parema mõõtmistulemuste saamiseks saadeti lastekodudesse koos detektorite juhenditega ka ankeet (Lisa 5, Tabel 2), mis tuli täita asutuse juhatajal või töötajatel, kes vastutasid antud uuringu eest. Selliseid ankeete on kasutatud ka eelnevates uuringutes, nii Eestis kui ka mujal maailmas. (WHO, 2009).

Ankeedis on käsitletud hoone erinevaid ehituslike parameetreid: hoone ehitusaasta, maja tüüp ning olukord, aluspõhi, millel hoone asub, keldri olemasolu jne

Ankeetide analüüsimisel selgus, et SA Kivistiku Lastekodu asub hoones, mis on ehitatud 1938. aastal. Sellest võis tingitud olla ka Kivistiku Lastekodu kõrgem radoonitase võrreldes teiste uuritavate lasteasutustega.

Uuringu käigus selgus, et hoonete ehitusaastad jäid vahemikku 1452 kuni 2007. Kõige varem ehitatud hoones asub Maidla Lastekodu ja kõige hiljem on ehitatud Tallinna Laste Turvakeskuse Nõmme tee hoone 2007. aastal.

Akende vahetus on tehtud kõikides uuritavates lastekodudes peale: Viljandi Lasteabi- ja Sotsiaalkeskuse, Maidla Lastekodu, Järvamaa Lasteabikeskuse ja Tartu Kristliku Noortekodu.

2.4 Metoodika puudused ja ettepanekud paremaks uuringuks

Pärast detektorite ning ankeetide tagastamist ja saadud tulemuste informatsiooni analüüsimist avastati mõned ebakorrektsused, mida järgnevatel uuringutel oleks võimalik vähendada või vältida.

Ilmnes, et mõnest piirkonnast ei tagastatud detektoreid peale eksponeerimise lõppu õigeaegselt, või jäeti üldse tagastamata. Seetõttu jäi detektorite kogumise ning tagastamise vahele pikem paus.

Detektoreid ei tagastata üheaegselt ja neid ei suleta hermeetilistesse pakenditesse. Seega toimub pidevalt õhu uuenemine detektoris ning detektor nii öelda jätkab mõõtmist. Sellega kaasneva vea vähendamiseks võiks kasutada sellist võtet: kui

esimesed detektorid saavad, võetakse pakenditest välja veel mõned võrdlusdetektorid, mida säilitame samas kohas, kus tagasijõudnud detektoreid, registreerides ühtlasi tagasijõudmise aja.

Kõikide detektorite tagasijõudses söovitame ka võrdlusdetektorid. Hilisemal analüüsil on näha, kui palju oli foon ja kui palju lisandus meie hoiukohas olnud võrdlusdetektoritele esimeste saabumisaja ning söovitamisaja vahele jäänud aja jooksul jälgi, mille kaudu on omakorda võimalik välja arvutada, kui palju lisandus suvalisele mõõtedetektorile selle aja jooksul, mis ta meie hoiukohas viibis.

Kontrolldetektoreid võiks saata ka igasse uuringus osalevasse asutusse vahetult enne mõõteperioodi lõppu, et kindlaks määrata see foon mis võiks lisanduda detektoritele selle aja jooksul kui neid transporditakse andmete kogumispaika. Kontrolldetektor tuleks pakendist välja võtta täpselt mõõteperioodi lõpul ja panna kinni kohe uuesti ning kasutades sama tehnikat mis teiste detektoritega. Tänu sellele saaks peake detektorite töötlemist ja mõõtmist teada, mis võiks olla protsent, mille mõõtedetektor võib saada väliskeskkonnas viibides.

Ehituslikke parameetreid uuriv ankeet oli lastekodude töötajate jaoks kohati liiga spetsiifiline, mistõttu ei osatud küsimustele vastata. Samuti on oht, et sellisel juhul vastati ka valesti, mida on väga aeganõudev kontrollida.

3. MÕÕTMISTULEMUSTE ANALÜÜS

3.1 Üldine ülevaade mõõtmistulemustest

Radooni taset on soovitatav mõõta kütteperioodil, kuna siis on soodustatud radooni majja imbumine ning saadav tulemus peegeldab olukorda kõige usaldusväärsemalt. Mõõtmise ajal ei ole vajadust oma tavapärast eluviisi muuta - inimesed võivad elada oma igapäevast elu ning kasutada ruume harjumuskohaselt.

Eesti radoonisisalduse standard EVS 840:2009 näeb ette, et radoonisisaldus ruumides peab olemas väiksem, kui 200 Bq/m³. Antud töös lähtutakse hinnangu andmisel nimetatud piirväärtusest.

Eesti erinevate lastekodude radoonisisaldused 2011. aasta kütteperioodil on toodud alljärgnevas tabelis (Tabel 4) . Tabelisse on lisatud ka lastekodu ehitusaasta.

Lasteasutused	Radoonisisaldus, Bq/m³	Maksimum tase, Bq/m³	Hoone valmimis-aasta
Viljandi Lasteabi- ja Sotsiaalkeskus	< 10	< 10	1902
Viljandi Lasteabi- ja Sotsiaalkeskus	< 10		1994
Pärnu Pereabikeskus	< 10	<10	2004
Pärnu Pereabikeskus	< 10		2004
Tallinna Laste Turvakeskus	< 10		1959
Tallinna Laste Turvakeskus	30	30	2003
Tallinna Laste Turvakeskus	< 10		2007
Tallinna Laste Turvakeskus	20		1960
Tallinna Peeteli koguduse lastekodu	< 10	< 10	1938
Tallinna Peeteli koguduse lastekodu	< 10		1938
MTÜ Noorte Kodupaik	< 10	< 10	1953

MTÜ Noorte Kodupaik	< 10		1953
Palivere Laste- ja Noortekodu	< 10		1890
	20	20	1890
Haiba Lastekodu	< 10	< 10	1999
Valga Lastekodu „Kurepesa“	< 10	< 10	1963
Valga Lastekodu „Kurepesa“	< 10		1963
Maidla Lastekodu	34	34	1452
Maidla Lastekodu	< 10		1452
MTÜ Vahtramägi-Mäe- kodu	< 10	< 10	1959
MTÜ Vahtramägi-Mäe- kodu	< 10		1959
Elva Väikelastekodu	< 10		1924
Elva Väikelastekodu	< 10	< 10	1924
Tartu Kristlik Noortekodu	< 10	< 10	1920
Tartu Kristlik Noortekodu	< 10		1920
Kivistiku Lastekodu SA	68	68	1938
Kivistiku Lastekodu SA	42		1938
Koeru Perekodu	< 10	< 10	1995
Koeru Perekodu	< 10		1995
Järvamaa Lasteabikeskus	49	49	Andmed puuduvad
Järvamaa Lasteabikeskus	42		Andmed puuduvad

Tabel 4. Radoonisisaldused uuringus osalenud lastekodudes.

Mõõtmistulemuste analüüsimisel selgus, et ükski lastekodu ei ületanud Eesti Standardis kehtestatud piirnormati 200 Bq/m³ kohta.

Enamus mõõdetavatest radoonitasemetest Eesti lastekodudes jäid 10 Bq/m³ piiresse, kuid esines ka erandeid.

Kõige suurem radoonisisaldus mõõdeti SA Kivistiku Lastekodus, kus detektorid registreerisid tulemused vastavalt 68 Bq/m³ ja 42 Bq/m³.

Kõrgem radoonitase mõõdeti ka Järvamaa Lasteabikeskuses, kus suurim mõõdetud radoonisisaldus oli 49 Bq/m³ ja Tallinna Laste Turvakeskuses (maksimaalne tulemus- 30 Bq/ m³), jäädes siiski piirnormi piiresse.

Üldiselt püsisid lastekodude mõõdetud keskmised radoonisisaldused 10 Bq/m³ piires (Lisa 5, Tabel 4).

10 Bq/m³ ületasid 5 uuringus osalenud lastekodu: Tallinna Laste Turvakeskus, Palivere Laste- ja Noortekodu, Maidla Lastekodu, SA Kivistiku Lastekodu ja Järvamaa Lasteabikeskus.

3.3 Radoonist põhjustatud efektiivdoosid

Looduskiirgusest põhjustatud efektiivdoos jääb üldjuhul vahemikku 2,4-4 mSv/a (milliSiivertit aastas). Looduslik kiirgus koosneb peamiselt kahest komponendist: radoonist ning gammakiirgusest. Eestis elumajades tehtud uuringute alusel võib Eesti keskmiseks radoonist tingitud efektiivdoosiks pidada 1 mSv aastas.

Radoonisisalduste ümberarvutamiseks potentsiaalseks aastaseks efektiivdoosideks kasutati antud töös ICRP üleminekuseoseid (ICRP, 1993). Efektiivdoosid arutati välja keskmiste radoonisisalduste järgi uuringus osalenud lastekodudes (Lisa). Oluline on määratleda mitu tundi aastas keskmiselt laps või lastekodu töötaja lasteasutuses viibib.

Lastekodude efektiivdoose arvutades kasutati samu üleminekukoefitsiente, kui elamute puhul: 0,021 mSv/a 1 Bq/m³ kohta (8760 tundi/aastas).

Uuringus osalenud lastekodude efektiivdoosid on arvatud allolevas tabelis (Tabel 5).

Kõik uuringus osalenud lastekodude efektiivdoosid ei ületanud loodusliku efektiivdoosi. Suurima efektiivdoosi sisaldusega oli SA Kivistiku Lastekodu, kus mõõdetud efektiivdoos oli 1,115 mSv 8760 tunni kohta aastas.

Kokkuvõtlikult võib öelda, et Eesti lastekodude olukord vaadates efektiivdoose on hea, kuna kõik uuringus osalenud lastekodud jäid alla loodusliku efektiivdoosi piiri.

Nr	Lasteasutused	Efektiivdoos (mSv) 8760 tunni kohta aastas
1	Viljandi Lasteabi- ja Sotsiaalkeskus	0,21
2	Pärnu Pereabikeskus	0,21
3	Tallinna Laste Turvakeskus	0,525
4	Tallinna Peeteli koguduse lastekodu	0,21
5	MTÜ Noorte Kodupaik	0,21
6	Palivere Laste- ja Noortekodu	0,315
7	Haiba Lastekodu	0,21
8	Valga Lastekodu „Kurepesa“	0,21
9	Maidla Lastekodu	0,462
10	MTÜ Vahtramägi- Mäe- kodu	0,21
11	Elva Väikelastekodu	0,21
12	Tartu Kristlik Noortekodu	0,21
13	Kivistiku Lastekodu SA	1,155
14	Koeru Perekodu	0,21
15	Järvamaa Lasteabikeskus	0,95

Tabel 5. Radoonist põhjustatud efektiivdoosid lastekodudes.

Efektiivtooside arvutamine SA Kivistiku Lastekodu näitel:

SA Kivistiku Lastekodu keskmine radoonisisaldus oli 55 Bq/m³.

Keskmine radoonisisaldus: 55 Bq/m³

Üleminekukoefitsent: 0,021 mSv/a

Arvutus teostati järgmiselt:

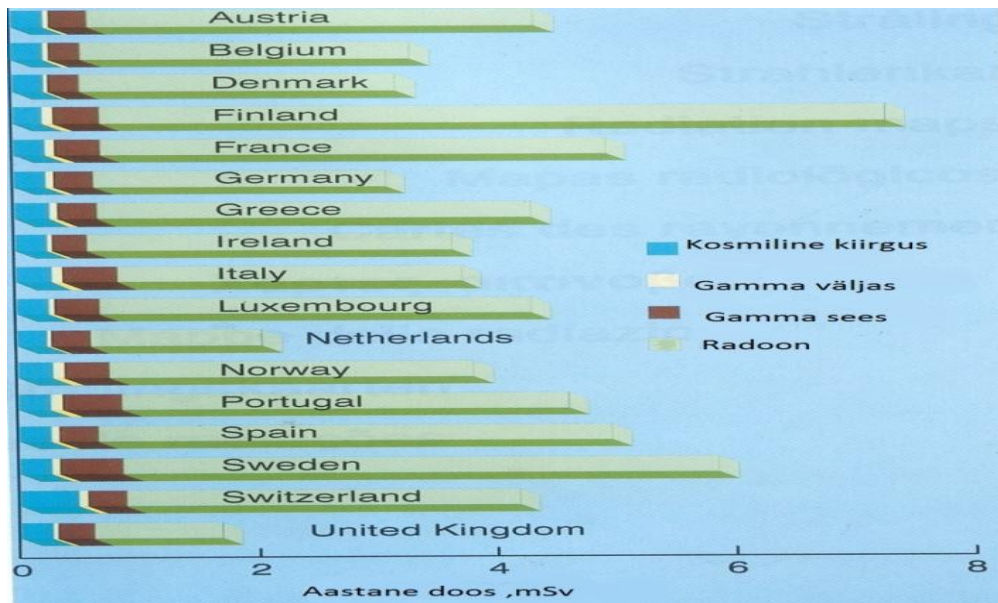
$$55 \times 0,021 = 1,115$$

SA Kivistiku lastekodu efektiivdoos oli 1,115 mSv 8760 tunni kohta aastas.

3.2.1 Radoonist põhjustatud efektiivdoosid Euroopas

Radoonist põhjustatud efektiivdooside selgitamiseks on tehtud Euroopas laiaulatuslikke uuringuid.

Jooniselt (Joonis 6), mis annab ülevaate Euroopa maade aastase looduskiirgusest saadavate efektiivdoosi kohta, on näha, et kõige suurema osakaaluga on radoon. Antud jooniselt puuduvad endised nn sotsialismileerimaad nagu näiteks: Poola, Tšehhi Vabariik jne. Radooniuuringute jätkumisega on Norras radoonitase majades võrreldes alloleva joonise aluseks olevate andmetega tõusnud - aasta keskmine radooni sisaldus Norra eluruumides on 89 Bq/m³ (Jensen jt, 2004).



Joonis 6. Aasta keskmised kiirgusdoosid looduslikest kiirgusallikatest Euroopa riikides (Green jt, 1993).

Antud joonisele võiks lisada veel mitmeid sotsiaalmaid nagu näiteks: Poola, Tsehhi Vabariik jne (Tabel 6). Radoonisisaldus on tõusnud ka Norras. (Jensen jt, 2004). Kõrgeim radoonitase Norra korterites on mõõdetud 4000 Bq/m^3 ja Soomes 6600 Bq/m^3 (Naturally...,2000).

Eluruumide arv riikide kaupa 1998	Möödetud eluruumide arv ja protsent	Aritmeetiline keskmine Bq/m ³	Geomeetriline keskmine Bq/m ³	Hinnanguline arv ja protsent 200-400 Bq/m ³	Hinnanguline arv ja protsent > 400 Bq/m ³	Möödetud maksimaalne väärtus Bq/m ³				
Soome										
Kõik eluruumid	2.4 M	3,074	0.14%	123	84	159,000	9%	66,000	3.6%	
Korterid	1.1 M	903	0.09%	82	63	9,000	1%	7,000	0.8%	6,600
Ühepere elamud	1.3 M	2,171	0.18%	145	98	150,000	13%	59,000	5.0%	33,000
Rootsi										
Kõik eluruumid	4.0 M	1,360	0.034%	108	56	260,000	6.5%	140,000	3.3%	
Korterid	2.1 M	646	0.031%	75	40	100,000	4.8%	90,000	2.4%	
Ühepere elamud	1.9 M	714	0.038%	141	78	160,000	8.4%	50,000	4.7%	84,000
Taani										
Kõik eluruumid	2.16 M	496	0.02%	47	37	40,000	2%	4,000	<0.2%	
Korterid	0.93 M	148	0.02%	19	18	0	0%	0	0%	110
Ühepere elamud	1.23 M	348	0.03%	68	52	40,000	3%	5,000	<0.4%	1,200
Norra										
Kõik eluruumid	1.85 M	7,525	0.41%	75	45	85,000	4.5%	45,000	2.5%	
Korterid	0.2 M	944	0.38%	41	30	3,500	1.4%	1,500	0.6%	4,000
Ühepere elamud	1.65 M	6,581	0.41%	80	50	81,500	5.1%	43,500	2.7%	65,000
Island										
Kõik eluruumid	0.11 M	18								26
Korterid	0.07 M									
Ühepere elamud	0.04 M									

Tabel 6. Aasta keskmised radooni kontsentratsioonid Põhjamaade eluruumides (Naturally...,2000).

Uuringute põhjal on selgunud, et Tšehhi Vabariik on üheks kõrgeima keskmise radoonisisaldusega riik maailmas. Kõrge radoonitase tuleneb Tšehhi Vabariigis aluskivimitest ning sellest, et seal esineb palju uraanirikkaid kivimeid, graniiti (Miskova, Barnet, 2002).

Poolas on kõige suurema radoonisisaldusega alad Lõuna- Poolas Sudety mäe ümbruses. Sellel alal ületab 50% kodudest soovitava piirmäära 200 Bq/m³ (Ford, 1999).

Kokkuvõte

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli anda ülevaade radoonist, selle ohtlikkusest ja siseõhu radoonisisalduse mõõtmistulemustest Eesti lastekodudes.

Eesmärgi täitmiseks püstitati järgmised ülesanded: otsida kirjandusest informatsiooni radooni ja tema esinemise kohta Eesti pinnases, hoonetes ning ehitusmaterjalides, teostada radooni mõõtmised Eesti lastekodudes ning analüüsida saadud tulemusi ja arvutada radoonist põhjustatud efektiivdoos.

Magistritöö eesmärkide täitmisel selgus, et mitte üheski uuringus osalenud lastekodude siseõhu radoonitase ei ületanud Eesti siseõhu standardis ära määratud piirnormati 200 Bq/m^3 . Kõige kõrgem oli radoonitase SA Kivistiku Lastekodus, kus mõõdetud keskmine tulemus 55 Bq/m^3 jäi lubatud piirnormati sisse.

Kõik uuringus osalenud lastekodude efektiivdoosid ei ületanud loodusliku efektiivdoosi. Suurima efektiivdoosi sisaldusega oli SA Kivistiku Lastekodu, kus mõõdetud efektiivdoos oli $1,115 \text{ mSv}$ 8760 tunni kohta aastas.

Ettepanekuid: teostada igaaastaselt kütteperioodil radoonimõõtmisi Eesti lastekodudes, laiendada mõõtmisi ka kõikidele lasteaedadele. Pikkemaperioodiliste radoonisisalduse uuringute jätkamisega saaks ülevaate radooniolukorrast kõigis meie lasteasutustes selleks, et tagada tervislik elukeskkond meie tulevastele põlvedele.

Tänuõnad

Suurimad tänuõnad minu magistr töö juhendajale Lia Pahapillile, kes oli suurepäraseks juhendajaks ja abistajaks vajaliku kirjandusmaterjali kogumisel. Meeldiva koostöö eest tänan Keskkonnaameti Kiirgusosakonda, kes võimaldas teostada radoonimõõtmisi ja lubas kasutada selleks uuringuks vajaminevat aparatuuri. Eraldi sooviks ära märkida kiirgusseire peaspetsialisti Alar Polt'i, tänu kellele oli võimalik teostada radooniuuringuid Eesti lastekodudes ja hilisemat detektorite keemilist töötlemist. Parima koostöö ja meeldiva suhtumise eest tänan kõiki Eesti lastekodusid, kes olid nõus uuringus osalema. Tänan oma perekonda ja kaastudengeid, kes suutsid säilitada positiivse suhtumise ja andsid inspiratsiooni lõputöö kirjamiseks.

Kasutatud kirjandus

Clavensjö, B, Åkerblom, G. 1994. *The Radon Book Measures against radon*. The Swedish Council for Building Research. Sweden.

Ford, A. M. 1999. *A Study of indoor radon in Poland*. Symposia Papers Presented Before the Division of Environmental Chemistry American Chemical Society.

Green, B. M. R., Hughes, J. S., Lomas, P. R. 1993. *Natural sources of ionizing radiation in Europe*. Commission Of The European Communities.

EURATOM. *Communication from the Commission concerning the implementation of Council Directive 96/29/*.

Eesti Standard EVS 840:2009. 2009. *Radooniohutu hoone projekteerimine*. Eesti Standardikeskus.

Kiirguskaitse sõnastik. 1997. Eesti Kiirguskeskus. Tartu.

Heringas, D. *Radooniga arvestamine üld- ja detailplaneeringutes ning keskkonnamõju hindamistes*. Keskkonnaministeerium [veebimaterjal] http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=964094/radon_PL_KSH_KMH.pdf [02.05.2011]

IAEA. 2003. *Radiation Protection against Radon in Workplaces other than Mines*. No. 33.

ICRP The International Commission on Radiological Protection. 1993. *Protection Against Radon-222 at Homes and at Work*. Pergamon.

Jensen, C.L., Strand, T., Ramberg, G., Ruden, L., Ånestad, K. 2004. *The Norwegian Radon Mapping and Remediation Program. Proc. of the IRPA Congress held in Madrid*.

Joogivee Radioaktiivsusest Põhjustatud Terviseriski Hinnang. 2005. Tallinn.

Jõgioja E. 2004. *Radooniohutu elamu*. Tallinn. AS Aktaprint.

Keskkonnaamet. Kiirgusosakond. [veebimaterjal] <http://www.kiirguskeskus.ee/index.php?leht=uudised&uudis=97> [15.03.2011].

Kiirgus, inimene ja keskkond. 2006. Kiirguskeskus.

Kilekeskus. [veebimaterjal] <http://www.kilekeskus.ee/> [20.03.2011].

Laughlin, M. J. 2010 Overview of radon measurement techniques. IAEA regional workshop on reducing risk from indoor radon. Geneva.

Miksova, J., Barnet, I. 2002. *Geological support to the National Radon Programme (Czech Republic)*. Bulletin of the Czech Geological Survey.77.1.

Mjönes L., Falk R. 2002. *Cancer Risks from Radon in indoor Air and Drinking Water in Sweden. Seventh International Symposium on Natural Radiation Environment*. Rhodes, Greece.

Naturally occurring Radioactivity in the Nordic Countries. 2000. – Recommendations. The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Norway and Sweden.

Naumov, B., Puura, V., Karise V. i dr., Radonovyi faktor radiatsionnogo fona v naselennyh punktah Severnoj Estonii (Ekologiceskij aspekt). – Eesti TA Toim., Geoloogia. 1993.

Nõukogu direktiiv 96/29/EURATOM, 13. mai 1996, millega sätestatakse põhilised ohutusnormid töötajate ja muu elanikkonna tervise kaitsmiseks ioniseerivast kiirgusest tulenevate ohtude eest.

Pahapill, L. 1999. *Radoon hoonetes*. Tallinn. Tõravere Trükikoda.

Pahapill, L., Rulkov A. 2004. *Radoon majades*. Tallinn.

Pahapill, L. 2005. *Radoonist meie majades peaksime rohkem teadma*. Keskkonnatehnika nr 4.

Pahapill, L., Rulkov, A., Rajamäe, R., Åkerblom, G., Kiirguskeskus, Eesti Rootsi Kiirguskaitse Instituut. *Radoon Eestimaa elamutes*. Riikliku uuringu tulemused.

Petersell, V. 12.02.2008. *Radoonist Eestimaa pinnases*. Tallinn. Eesti Geoloogiakeskus.

Pesur, E. 2006. *Radoon radooniohtlike alade lasteasustustes*. Tallinn. Magistritöö.

Petersell, V., Åkerblom G., Ek B.-M., Enel M., Möttus V., Täht K. 2004. *Eesti Radooniriski Kaart*. Tallinn.

Porstendörfer, J. 1993. *Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air*. Germany.

Preiman, O. 2009. *Siseõhu radoonisisaldused Tallinna lasteasutustes*. Tallinn. Eesti Mereakadeemia. Lõputöö.

Radoon – looduslik risk sinu tervisele. Kiirguskeskuse teabematerjal. Kiirguskeskus.

Radooniohu arvestamine ehitusplaneeringutes ning olemasolevates hoonetes. Kiirguskeskus.

Tänavsuu, K., Lust M. 2008. *Radooni kaardi lõpetamine – radoon hoonete siseõhus piirkondades, kus andmed radoonitasemete kohta puuduvad*. Tallinn.

UNSCEAR. 1993. Sources and effects on ionizing radiation.

Vait, K. 2010. *Radooniuuring Eesti erinevates töökohtades*. Tallinn. Eesti Mereakadeemia. Lõputöö.

Virak, S. 2008. *Radoon maapealsetes töökohtades Eestis*. Tallinn. Eesti Mereakadeemia. Lõputöö.

Veepuhastuse OÜ. [veebimaterjal] <http://www.biopuhastus.ee/index.php> [18.03.2011].

WHO. 1997. Maailma Tervishoiuorganisatsiooni Euroopa Regionaalbüroo. Radoon.

World Health Organization. 2009. WHO Handook on Indoor Radon.

Lisad

Lisa 1. Uraani -238 ja tooriumi -232 radioaktiivse lagunemise rida

Isotoop	Poolestusaeg	Radiatsiooni tüüp	Märkused
Uraan-238 (U)	4.5×10^9 aastat	α	Metall
Toorium-234 (Th)	24.1 päeva	β	Metall
Proktaanium-234 (Pa)	1.17 minutit	β	Metall
Uraan-234 (U)	2.24×10^5 aastat	α	Metall
Toorium-230 (Th)	8.0×10^4 aastat	α	Metall
Raadium-226 (Ra)	1620 aastat	α	Metall
Radoon-222 (Rn)	3.82 päeva	α	Gaas
Poloonium-218 (Po)	3.05 minutit	α	Metall
Plii-214 (Pb)	26.8 minutit	β, γ	Metall
Vismut-214 (Bi)	19.7 minutit	β, γ	Metall
Poloonium-214 (Po)	1.6×10^{-4} sekundit	α	Metall
Plii-210 (Pb)	21.3 aastat	β	Metall
Vismut-210 (Bi)	5.01 päeva	β	Metall
Poloonium-210 (Po)	138.4 päeva	α	Metall
Plii-206 (Pb)			Metall

Joonis 1. Uraani -238 radioaktiivse lagunemise rida (ICRP, 1993).

Isotoop	Poolestusaeg	Radiatsiooni tüüp	Märkused
Toorium-232 (Th)	1.41×10^{10} aastat	α	Metall
Raadium-228 (Ra)	5.76 aastat	β	Metall
Aktinoon-228 (Ac)	6.13 tundi	β, γ	Metall
Toorium-228 (Th)	1.91 aastat	α, γ	Metall
Raadium-224 (Ra)	3.66 päeva	α, γ	Metall
Radoon-220 (Rn)	55.6 sekundit	α	Gaas, tuntud toroonina
Poloonium-216 (Po)	0.15 sekundit	α	Metall
Plii-212 (Pb)	10.64 tundi	α, β, γ	Metall
Vismut-212 (Bi)	60.6 minutit	β, γ	Metall
Poloonium-212 (Po)	3.4×10^{-7} sekundit	α	Metall
Tallium-208 (Tl)	3.05 minutit	β, γ	Metall
Plii-208 (Pb)			Metall

Joonis 2. Toorium- 232 radioaktiivse lagunemise rida (ICRP, 1993).

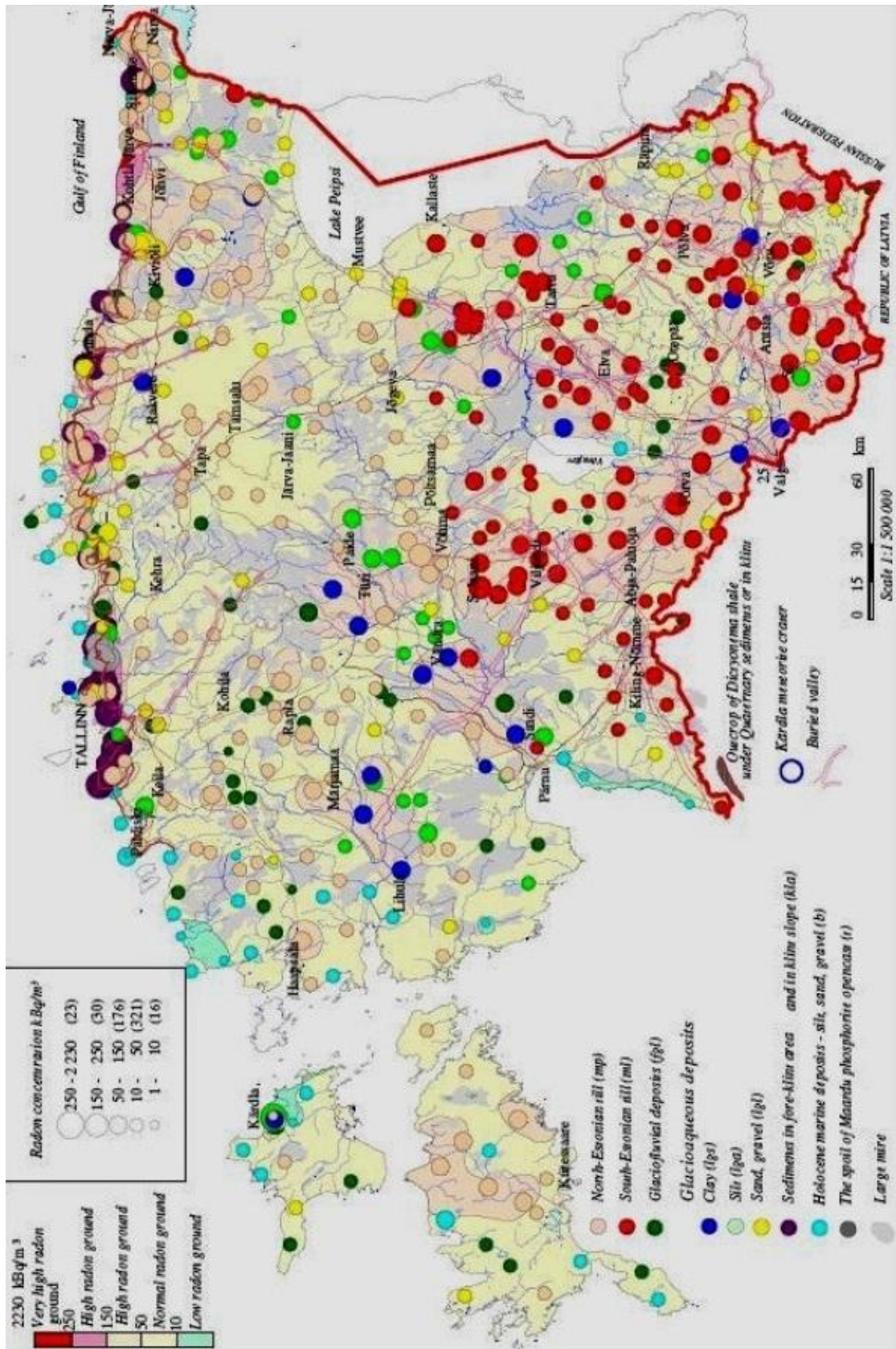


Foto 2. Eesti radooniriski kaart (Petersell, 2008).

Lisa 3. Radooni tõkestusmeetmed



Foto 1. Radoonikile paigaldamine hoone vundamendile (Kilekeskus).

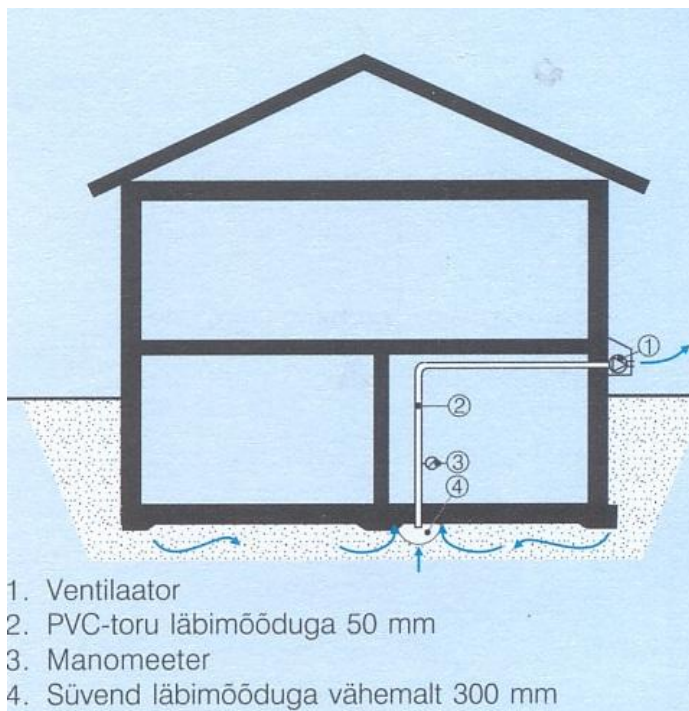


Foto 2. Hoonealuse ventileerimine alarõhumeetodil (Jõgioja, 2004).

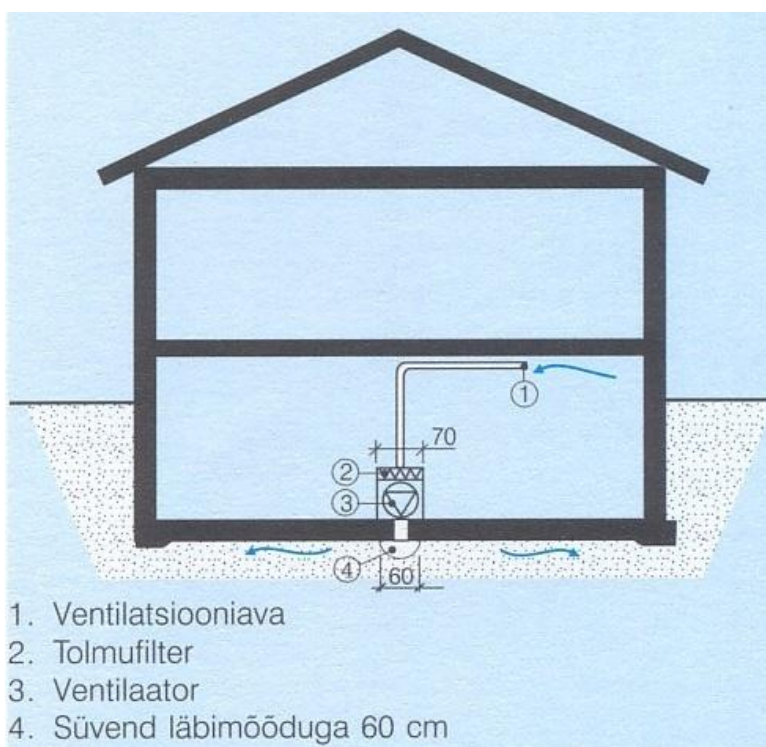


Foto 3. Hoonealuse ventileerimine õhkpadjameetodil (Jõgioja, 2004).

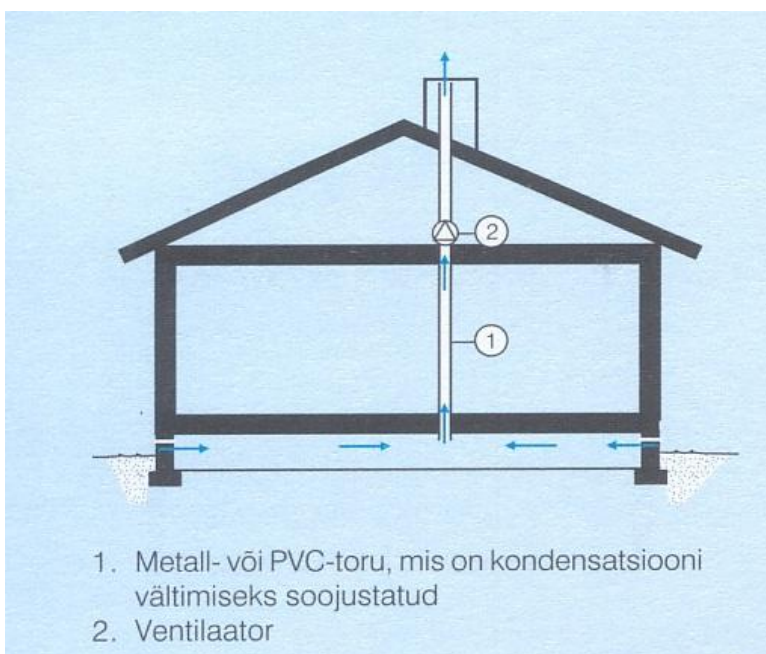


Foto 4. Põrandaaluse ventileerimine (Jõgioja, 2004).

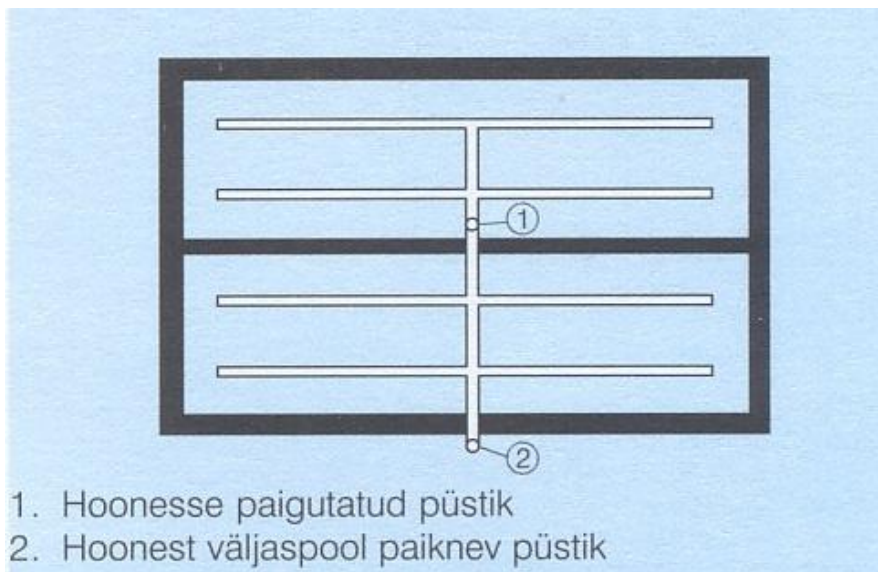


Foto 5. Ventilatsioonitorude paigutuse süsteem (Jõgioja, 2004).

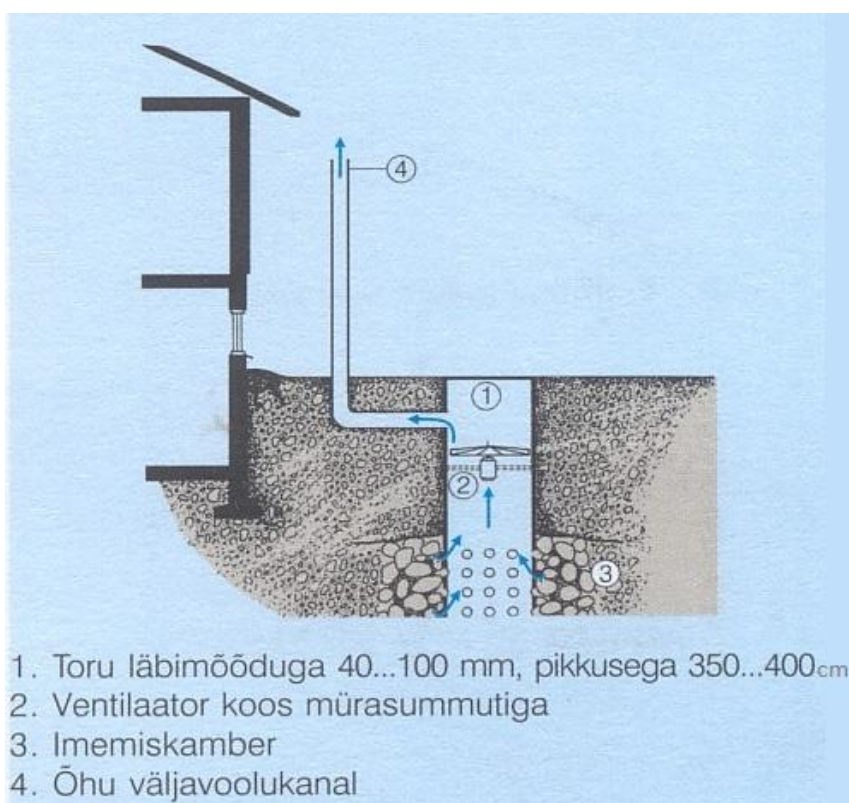


Foto 6. Radoonikaevu süsteem (Jõgioja, 2004).

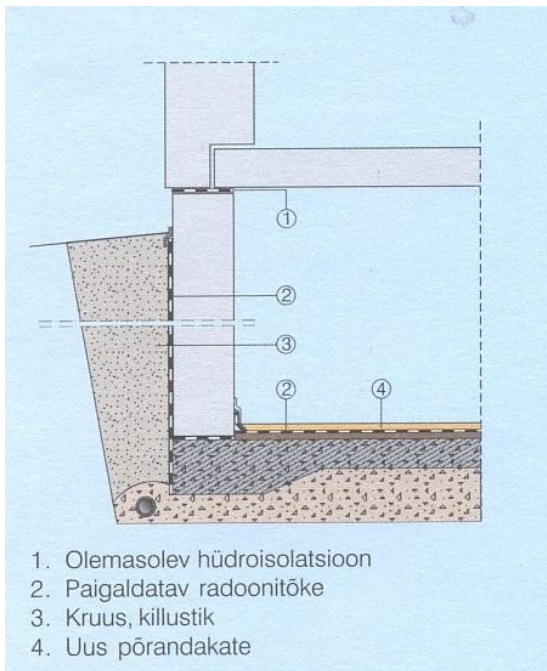


Foto7. Vundamendi ja keldri põranda tihendamine (Jõgioja, 2004).

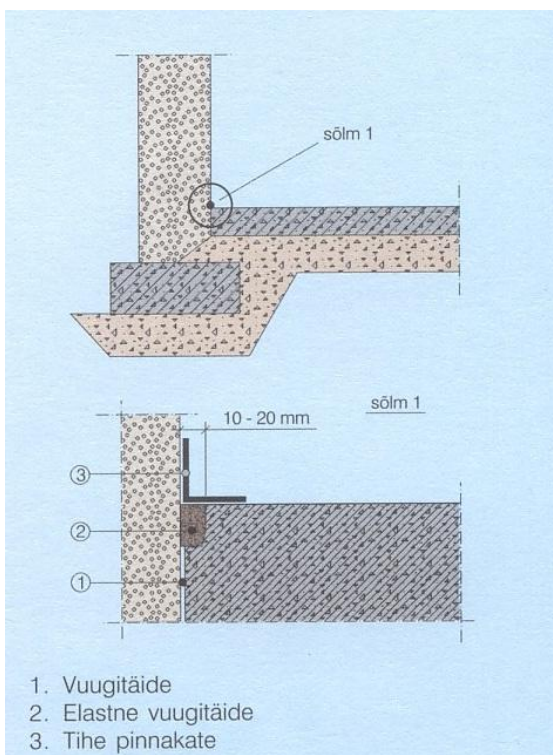


Foto 8. Keldri seina ja põranda liitekohta tihendamine (Jõgioja, 2004).

Lisa 4. Radooni mõõtmisel kasutatav aparatuur

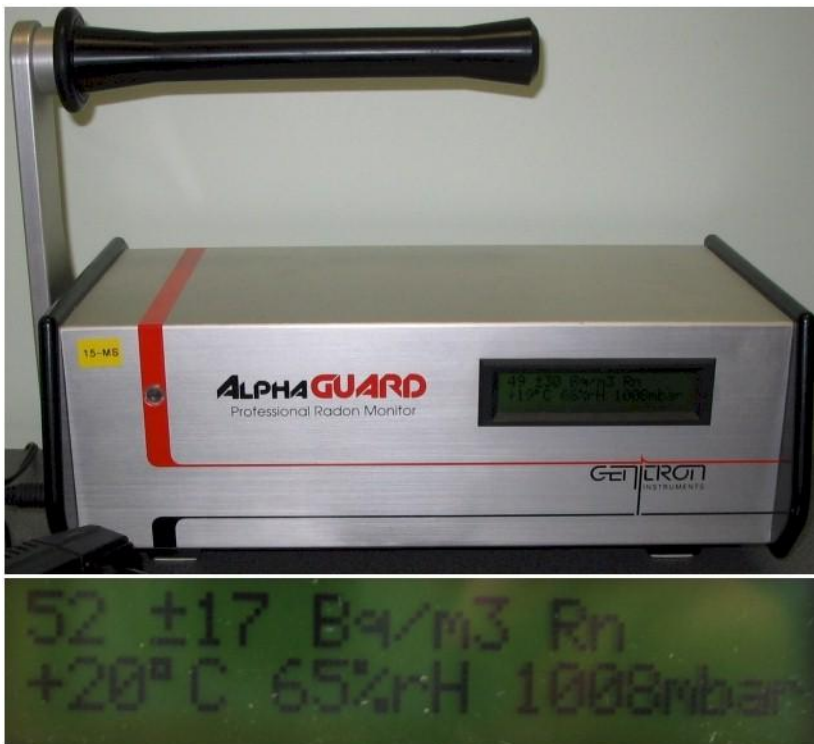


Foto1. Aktiivsel meetodil kasutatav radoonimonitor AlphaCuard (Keskkonnaamet).



Foto2. Passiivsel meetodil kasutatavad plastdetektorid CR-39 tüüpi (Keskkonnaamet).



Foto 3. Elekteretmeetodil kasutatav detektor (Laughlin, 2010).

Lisa 5. Uuring “Radoonitasemed Eesti erinevates töökohtades.”

Lugupeetud asutuse juhataja,

Teie asutus on kaasatud Keskkonnaameti kiirgusosakonna poolt läbi viidavasse uuringusse „Radoonitasemed Eesti erinevates töökohtades”.

Radoon on maapõuest pärit looduslik radioaktiivne gaas, mis suurendab kopsuvähi riski.

Vastavalt EL direktiivile on iga liikmesriik kohustatud välja selgitama töökohad, kus radoonist põhjustatakse töötajatele kiirguskaitse seisukohalt oluline kiiritusdoos ning rakendama meetmeid selle vähendamiseks. Käesoleva uuringu eesmärgiks ongi välja selgitada, millistes töökohtades ja kas üldse radoon probleemiks on.

Töökohad on erilise tähelepanu all just seetõttu, et seal töötavad inimesed veedavad väga suure osa oma päevast antud asutuses ning kokkupuude radooniga võib olla suur, kuigi töötajaskond ei pruugi sellest üldse teadlik olla. Töötervishoiu ja tööohutuse seaduse § 3 lõikes 2 on toodud nõuded, et töökeskkonnas toimivad füüsikalised, keemilised, bioloogilised, füsioloogilised ja psühholoogilised tegurid ei või ohustada töötaja ega muu töökeskkonnas viibiva isiku elu ega tervist

Käimasoleva uuringuga on hõlmatud lastekodud ja vanglad üle Eesti ning Sisekaitseakadeemia, uurimus vältab 2 kuud (jaanuar – märts).

Uuringu läbiviimiseks palume Teie heatahtlikku kaasabi. Selleks palume Teil paigaldada postipakiga saabuvad radoonidetektorid vastavalt koos detektoritega saabuvale juhendile ning pärast mõõteperioodi lõppu detektorid postiga Keskkonnaameti kiirgusosakonda tagasi saata. Detektorid võib ka isiklikult kohale tuua Kiirgusosakonda Kopli 76.

Lähipäevil tuleb Teile väike postisaadetis, mis sisaldab fooliumpakikeses kuni 4 radoonidetektorit, ankeeti mõõdetava töökoha ehituslike andmete kohta ja juhendit detektorite paigaldamiseks ning infovoldikut radooni kohta.

Tabel 1. Uuringu „Radoonitasemed Eesti erinevates töökohtades kirja näidis.

ANKEET

Asutuse nimetus:

Mõõdetava objekti aadress:

(maakond, vald, linn/alev/küla, aadress, indeks)

Kontaktisik:

(nimi, telefon, e-mail)

Valikvastuste korral palun tõmmake õigetele variantidele joon alla.

Hoone valmimisaasta:

Maja tüüp: ühepereelamu, ridamaja, korrusmaja, paneelmaja, muu:

Objekti olukord: renoveeritud, kapremont, muu:

Asukoht: tasasel maal, kallakul, künka peal, orus

Aluspõhi: paas, liiv või kruus, savi

Veevarustus: tsentraalne veevarustus, oma kaev, veevärk põhjaveega, veevärk pinnaveega

Seinamaterjal: puu, tellis, betoon, laudtäidis, väikeplokk, paneel, muu:.....

Küttesüsteem: tsentraalne keskküte, elektriküte, oma keskküte, ahjuküte, muu:

Õhuvahetus: loomulik, väljatõmbeventiil, üldventilatsioon, muu:.....

Ventilatsioon töötab keskmiselt: tundi ööpäevas

Õhuvahetuse efektiivsus valdaja hinnangul: hea, keskmine, halb

Akende tüüp: puit, plastik, muu:

Aknad vahetati viimati:

Vundamendi materjal:

Vundamendi tüüp:

Kelder: jah, ei, osaline

Keldri põranda materjal:

Keldri seinte materjal:

Keldri lae materjal:

Esimese korruse põranda materjal:

Esimese korruse seina materjal:

Kas keldri ja esimese korruse vahel on otseühendus (nt avaused, torud)? Jah, ei

Selgitus:

Esimese korruse põranda pindala: m²

Detektori nr	Mõõtmise alguskuupäev	Mõõtmise lõppkuupäev	Mõõtmise koht (kontoriruum, elutuba, õppeklass vm)

Tabel 2. Kiirguskeskuse ankeet

Radooni mõõtedetektori kasutamine

1. Detektor kujutab endast plasttopsi paigutatud spetsiaalset kiletükikest, millele õhus leiduva radooni radioaktiivsel lagunemisel tekkivad osakesed jätavad oma jäljed. Detektor ise mingeid radioaktiivseid või keemiliselt aktiivseid aineid ei sisalda.
2. Palun täitke detektoritega kaasasolev **ankeet**. **Mõõtmise alguskuupäevaks** märkige detektorite **pakendist väljavõtmise kuupäev**. Detektorid võtke kotikesest välja mõõdetavas ruumis. Hoidke originaalpakend alles. **Detektori numbri leiata pakendilt**. Ärge detektorit ennast avage. Detektor on konstrueeritud nii, et teda sulgev kork ei ole õhutihe. Ruumi õhk pääseb detektorisse korgi vahelt.
3. Detektori paigaldamiseks tuleb valida koht, kus inimesed viibivad pikka aega. Pole otstarbekas paigaldada detektoreid koridori, WC-sse, vannituppa jne. Elumajas pange detektorid elutuppa ja magamistuppa. **Märkige ankeedil milline detektor millisesse ruumi paigutati**.
4. Detektori asukoht toas peaks olema selline, kus seda ei liigutata ega kaeta esemetega ja mis ei asu otse akna või ukse juures. Pole hea paigaldada detektorit ventilatsiooniava, radiaatori või muu soojusallika lähedusse. Jälgige, et detektorit ei "paigutaks ringi" koristaja, väikelapsed ja lemmikloomad.
5. Sobiv koht on näiteks kapipealne kõrgusega 1-2 m, kuhu midagi muud tavaliselt ei asetata. Soovitav oleks panna detektor kapi esiservale, et vältida juhuslikku kukkumist kapi taha.
6. Aeg-ajalt kontrollige, et detektorid oleks alles oma esialgses asukohas ja poleks kaetud mõne esemega.
7. Peale detektorite paigaldamist elage tavapärasel tööelul. Ärge tuulutage tube rohkem või vähem kui tavaliselt, sundventilatsiooni olemasolul kasutage seda tavapäraselt.
8. Mõõtmisperioodi (2 kuud) lõppemisel asetage detektorid Teile väljastatud alumiiniumiga kaetud plastkotikesse või äärmisel juhul kahekordsesse kilekotti. Üritage kotike **õhukindlalt** sulgeda, näiteks kleplindiga.
9. **Märkige ankeedile mõõtmise lõppkuupäev** ja saatke või tooge detektorid koos ankeediga tagasi Keskkonnaameti kiirgusosakonda aadressil Kopli 76, 10416 Tallinn.

Tabel 3. Radooni mõõtedetektori kasutamisk juhend (Keskkonnaamet).

Nr	Lasteasutused	Keskmine radoonisisaldus (Bq/m³)
1	Viljandi Lasteabi- ja Sotsiaalkeskus	<10
2	Pärnu Pereabikeskus	<10
3	Tallinna Laste Turvakeskus	25
4	Tallinna Peeteli koguduse lastekodu	<10
5	MTÜ Noorte Kodupaik	<10
6	Palivere Laste- ja Noortekodu	15
7	Haiba Lastekodu	<10
8	Valga Lastekodu „Kurepesa“	<10
9	Maidla Lastekodu	22
10	MTÜ Vahtramägi- Mäe- kodu	<10
11	Elva Väikelastekodu	<10
12	Tartu Kristlik Noortekodu	<10
13	Kivistiku Lastekodu SA	55
14	Koeru Perekodu	<10
15	Järvamaa Lasteabikeskus	45,5

Tabel 4. Keskmised radoonisisaldused uuringus osalenud lastekodudes