

Radon asuntojen säteilysuojeluongelmana

Radon on radioaktiivinen jalokaasu, jota esiintyy normaalissa ulkoilmassa hyvin pieninä pitoisuuksina. Radonin radioaktiiviset hajoamistuotteet ovat raskaita metalliatomeja, jotka ilmassa herkästi kiinnittyvät pölyhiukkasiin ja ilman molekyyliin. Radioaktiivisina aineina radon ja varsinkin sen nk. lyhytikäiset hajoamistuotteet ovat ilmassa suurina pitoisuuksina vahingollisia hengityselimille. Kun suuri ihmisjoukko hengittää säännöllisesti usean vuoden ajan radonpitoista ilmaa, kasvaa tässä joukossa riski sairastua keuhkosityöpään. Suhteellisen suuria radonin ja sen tytäraineiden pitoisuuksia ilmassa voi esiintyä esim. kaivoksissa ja muissa maanalaisissa tiloissa, joihin radonia diffundoituu kallioperästä tai kulkeutuu pohjaveden välityksellä. Asuntojen huoneilmaan radonia joutuu etupäässä rakennusmateriaaleista ja pohjavedestä niissä taloissa, joissa radonpitoista pohjavettä käytetään talousvetenä. Syväporakaivojen vedestä huoneilmaan vapautuva radon on osoittautunut erityisongelmaksi nimenomaan meillä Suomessa, kun taas rakennusmateriaalien radioaktiivisuus on suurimpana ongelmana Ruotsissa.

joamissarjan ainoa kaasumainen alkua-ine ja sen puoliintumisaika on 3,8 vuorokautta. Kuvassa 1 on esitetty uraani-radiumsarja hieman yksinkertaistettuna.

Jokainen kuutiometri tavallista maata tai kallioperää sisältää likimain 70 kBq¹⁾ radiumia. Tämä hajoaa vakionopeudella radoniksi ja ylläpitää siten likimain 70 kBq radonpitoisuutta kuutiometrissä maata. Koska radon on jalokaasu, jolla on suhteellisen pitkä puoliintumisaika, voi osa syntyvästä radonista irtautua paikasta, jossa sitä on syntynyt ja kulkeutua ilmatilaan tai liueta pohjaveteen. Tyyppillinen radonin kulkeutumisenopeus ilmakehään on noin 70 Bq/h maanpinnan neliometriä kohti. Radon laimenee ilmakehään niin, että normaalisti radonpitoisuus ulkoilmassa on välillä 1—15 Bq/m³.

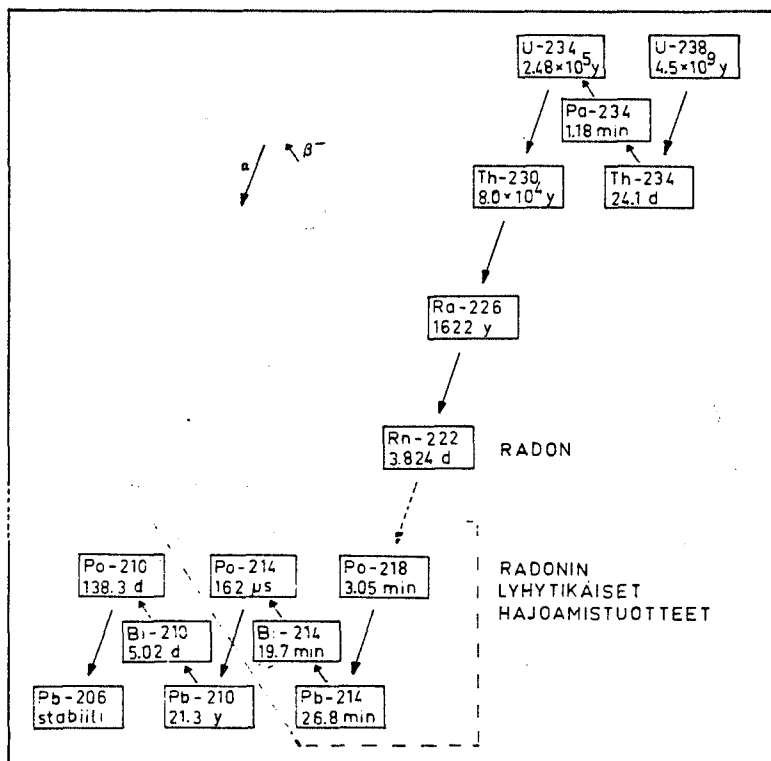
Radon hajoaa nk. lyhytikäisiksi hajoa-

Luonnon radioaktiivisuus ja radon

Maa- ja kallioperä sisältävät kaikkialla radioaktiivisia aineita, mutta niiden pitoisuudet ovat yleensä niin pieniä, että niistä ei sellaisenaan katsota olevan terveydellistä haittaa. Luonnollisesti löytyy myös alueita, joissa radioaktiivisuuspitoisuudet ovat epätavallisen korkeita ja tästä syystä näillä alueilla nk. luonnollinen taustasäteily on poikkeuksellisen voimakasta.

Maaperän luonnollisen radioaktiivisuuden pääkomponentit ovat kaliumin isotooppi ⁴⁰K ja radioaktiivisiin uraani- ja toriumsarjoihin kuuluvat aineet. Tämän kirjoituksen kannalta tärkein on uraanisarja, johon kuuluu 17 eri jäsentä ja joka päättyy loppu isotooppiin ²⁰⁶Pb. Lähes 100 % uraanisarjan aiheuttamasta gammasäteilystä on peräisin radiumista ja sen jälkeläisistä. Radium hajoaa alfa-

hajoamisen kautta ²²²Rn:ksi, jota kutsutaan lyhyesti vain radoniksi. Se on ha-



Kuva 1. Radioaktiivinen uraani-radiumsarja hieman yksinkertaistettuna.

1) Tässä kirjoituksessa käytetään aktiivisuuden SI-yksikköä Bq (becquerel) = yksi ytimen hajoaminen sekunnissa. Muunnoskerroin vanhaan aktiivisuuden yksikköön Ci (curie) on seuraava:

1 Bq = 27,03 · 10⁻¹² Ci

mistuotteiksi ^{218}Po (RaA), ^{214}Pb (RaB), ^{214}Bi (RaC) ja ^{214}Po (RaC) (suluissa ovat näistä nuklideista käytetyt vanhat nimitykset), joiden kaikkien puoliintumisaikat ovat lyhyempiä kuin 30 min. Tämän vuoksi tilassa, jossa ei ole ilmanvaihtoa, syntyy noin kolmen tunnin kuluessa radonin ja sen hajoamistuotteiden välillä radioaktiivinen tasapainotila. Tällöin radonin ja sen hajoamistuotteiden aktiivisuudet ovat yhtä suuret. Normaalisti sisätiloissa tätä tasapainotilaa ei täysin saavuteta.

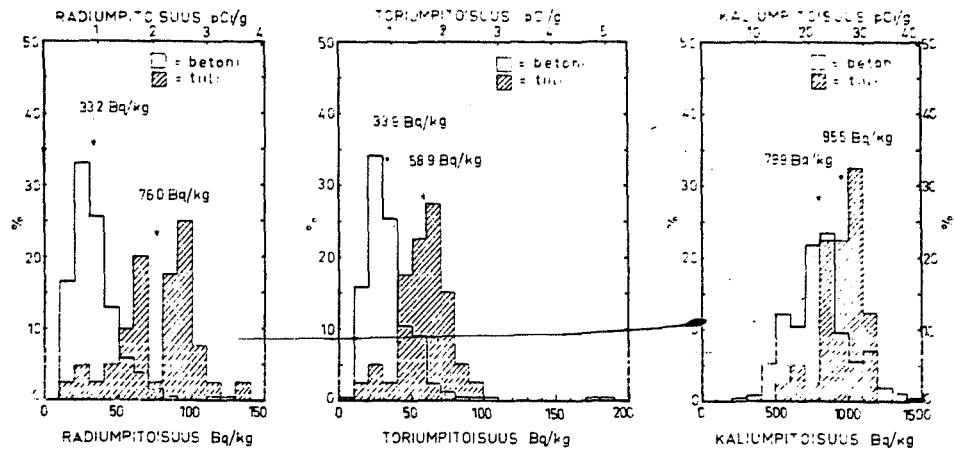
Radonin hajoamistuotteilla on taipumus kiinnittyä ilmassa oleviin erilaisiin molekyyleihin ja pölyhiukkasiin sekä materiaalien pintoihin. Huoneilmassa vain noin 10 % ^{218}Po -atomeista on vapaina kiinnittymättöminä atomeina. Lyhytikäisistä hajoamistuotteista viimeinen hajoaa pitkäikäiseksi lyijyn isotoopiksi ^{210}Pb (RaD). Pitkän puoliintumisaikan vuoksi ^{210}Pb :n aktiivipitoisuus ilmassa on merkityksellömän pieni lyhytikäisten hajoamistuotteiden aktiivipitoisuuteen verrattuna, eikä sillä ole radonmittausten kannalta merkitystä.

Rakennusmateriaalien radioaktiivisuus

Rakennusmateriaalien radioaktiivisuuden yhteydessä täytyy tarkastella erikseen materiaaleista lähemmän gammasäteilyn aiheuttamaa ulkoista säteilytystä ja toisaalta huoneilmaan erittyvän radonin ja sen hajoamistuotteiden keuhkoille aiheuttamaa sisäistä säteilytystä. Ulkoisen säteilyrasituksen arvioimiseksi määritetään materiaaleista niiden ^{226}Ra -, ^{232}Th - ja ^{40}K -pitoisuudet. Sisäisen säteilyrasituksen selvittämiseksi mitataan radonin erittymisnopeuksia materiaaleista huoneilmaan, huoneiston ilmanvaihtonopeuksia ja radonin ja sen hajoamistuotteiden pitoisuuksia huoneilmassa. Lisäksi tarvitaan tietoa hajoamistuotteiden kiinnittymisestä ihmisen hengityselimiin.

Ensimmäiset rakennusmateriaalien radioaktiivisuustutkimukset tehtiin Ruotissa jo 1950-luvulla, ja siellä tutkimukset ovat keskittyneet yleisesti käytettyyn kevytbetoniin (nk. blä ytlong), jonka runkoaineena on korkean radiumpitoisuuden omaava alunaliuske [12]. 1970-luvulla maailmanlaajuinen mielenkiinto on kohdistunut erilaisten teollisuusjätteiden ja teollisuuden sivutuotteiden käyttöön rakennusmateriaaleina. Korkean radiumpitoisuuden omaavaksi sivutuotteeksi on useissa maissa osoittautunut fosforihappoteollisuuden sivutuotteena syntyvä kipsi. Ongelmana on juuri materiaalien korkea radiumpitoisuus, koska se voi lisääntyneen ulkoisen säteilytyksen lisäksi aiheuttaa huoneilmaan kohonneen radonpitoisuuden.

Säteilyturvallisuuslaitoksella on suoritettu järjestelmällisiä rakennusmateriaalien radioaktiivisuusmäärittäyksiä vuodes-



Kuvat 2a — 2c. ^{226}Ra -, ^{232}Th - ja ^{40}K -pitoisuuksien jakautumat suomalaisessa betonissa ja tiilissä.

ta 1977 lähtien [13]. Betonin ja tiilen osalta tuloksia voidaan pitää edustavina, muiden materiaalien kohdalla tulokset ovat vähäisen näytemääränsä vuoksi vain suuruusluokka-arvioita. Kuvissa 2a — 2c on esitetty ^{226}Ra -, ^{232}Th - ja ^{40}K -pitoisuuksien suhteelliset frekvenssijakautumat suomalaisessa betonissa ja tiilissä. Betonin osalta suurin osa tuloksista on saatu mittaamalla erikseen kiviaineksen ja sementin pitoisuudet ja käyttämällä kiviaineksen, sementin ja veden sekoitussuhteina 79:14:7.

Kiviainenäytteet — hiekkaa, soraa tai sepeliä — hankittiin ympäri maata betonitehtaiden käyttämistä soranotto-paikoista. Tiilinäytteitä hankittiin 23 tiilitehtaalta 1 — 4 näytettä/tehdas. Vertailun vuoksi mainittakoon, että maailmanmarkkinoilla aktiivisimpien sivutuotekipsien radiumpitoisuudet ovat noin 600 — 1 200 Bq/kg ja Ruotissa ja jonkin verran myös Ahvenanmaalla käytetyn ytlong-kevytbetonin radiumpitoisuus on noin 1 300 Bq/kg.

Radonia erittyvä rakennusmateriaaleista

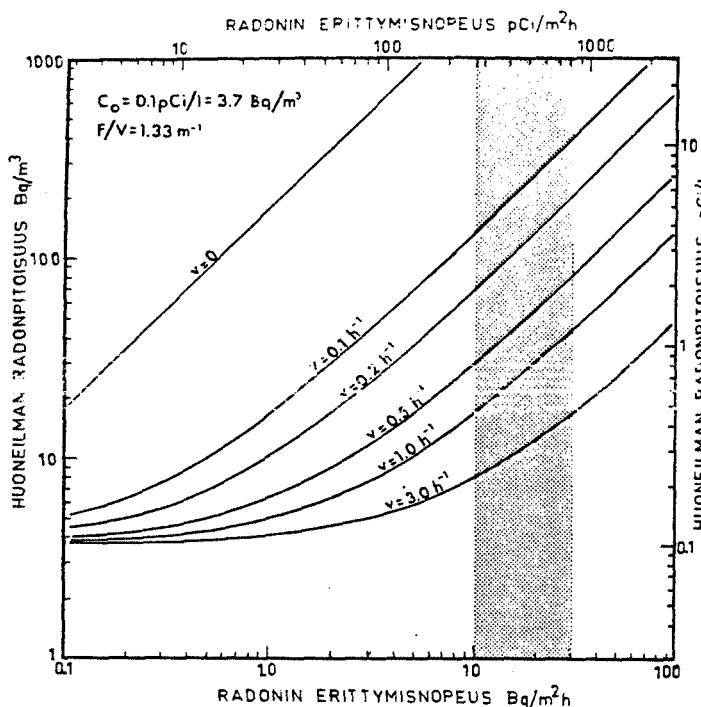
Rakennusmateriaaleissa oleva ^{226}Ra muodostaa hajotessaan jatkuvasti radonia, josta osa pääsee irtautumaan materiaalien huokosiin ja niistä edelleen huoneilmaan. Koska radiumin puoliintumisaika on noin 1 600 vuotta, on se näin ollen rakennusmateriaaleissa pysyvä radongeneraattori. Radonin erittymisnopeus materiaalista on suoraan verrannollinen materiaalin radiumpitoisuuteen, mutta verrannollisuuskertoimen on täytin materiaali-kohtainen. Se riippuu materiaalin tiheydestä, huokoisuudesta, nk. radonin emanaatiotekijästä ja diffuusiokertoimesta materiaalista ja myös materiaalin paksuudesta. Huokoisuudella tarkoitetaan materiaalin huokoisen tilavuuden suhdetta sen koko tilavuuteen ja emanaatiotekijällä tarkoitetaan sitä osaa materiaalissa syntyvästä radonista, joka pääsee irtautumaan materiaalin huokosiin.

Tähän mennessä on suoritettu muutamia radonin erittymisnopeuden mittausta suoraan materiaalelementeistä [13]. Näiden mittausten mukaan normaalipaksuisesta (18 — 20 cm) pintakäsittelemättömästä betonielementistä radonin erittymisnopeus on noin 25 Bq/m²h. Erittymisnopeus siporex-kevytbetonista on noin kymmenesosa betonista mitatuista erittymisnopeuksista. Tulokset osoittavat myös, että radonia erittyy sivutuotekipsistä vähemmän kuin esim. samanpaksuisesta betonista, vaikka kipsin radiumpitoisuus olisi suurempi kuin betonin radiumpitoisuus. Tutkittaessa betonin pintakäsittelyn vaikutusta radonin erittymiseen havaittiin, että normaalit pohja- ja pintatasotteet eivät juuri pienentäneet radonin erittymisnopeutta. Sen sijaan kaksinkertainen maalikerros pienensi erittymisnopeuden noin kolmannekseen.

Huoneiston ilmanvaihtonopeus vaikuttaa ratkaisevasti siihen, kuinka suuren radonpitoisuuden huoneilmaan tietyn suuruinen radonin erittymisnopeus aiheuttaa. Mikäli rakennusmateriaalit ovat ainoa radonlähde asunnossa, voidaan huoneilman radonpitoisuutta tasapainotilanteessa kuvata yhtälöllä:

$$C = C_0 + \frac{E}{V} \cdot \frac{F}{V} \quad (v = 0),$$

missä C_0 on ulkoilman radonpitoisuus, v on ilmanvaihtonopeus (tuloilma on ulkoilmaa), E on radonin erittymisnopeus materiaalien pinta-alayksikköä kohti ja F/V on radonia huoneistoon erittävien materiaalien pinta-alan suhde huoneiston tilavuuteen. Kuvassa 3 on esitetty huoneilman radonpitoisuus radonin erittymisnopeuden funktiona eri ilmanvaihtonopeuksilla. Ulkoilman radonpitoisuus on oletettu vakioksi ja suuruudeltaan 3.7 Bq/m³ (0,1 pCi/l), ja F/V -suhteeksi on otettu 1,33 m⁻¹, joka on laskettu keskiarvo erästä uudesta nelikerroksisesta betonitalosta. Pinta-alassa ovat mukana vain kantavat rakenteet, koska kyseisessä talossa kevyet väliseinät olivat lastulevyä. Yleensäkin uusissa ta-



Kuva 3. Rakennusmateriaaleista huoneilmaan erittyvän radonin erittymisnopeuden vaikutus huoneilman radonpitoisuuteen normaalissa kerrostaloasunnossa eri ilmanvaihtonopeuksilla. Tummennettu alue vastaa betonista mitattuja radonin erittymisnopeuksia.

loissa kevyet seinät on tehty radonia heikosti erittävistä materiaaleista kuten lastulevy, luonnon kipsi tai siporex. Suoritettujen mittausten perusteella voidaan arvioida, että radonin erittymisnopeus betonista vaihtelee välillä 10 — 30 Bq/m²h pintakäsittelystä ja radiumpitoisuudesta riippuen. Tämä alue on merkitty tummennettuna kuvaan 3. Jos siis ilmanvaihtonopeus vaihtelee välillä 0,5 — 1,0 h⁻¹, aiheutuu tästä erittymisnopeudesta betonitaloissa huoneilmaan radonpitoisuus 17 — 84 Bq/m³.

Asunnoissa on suoritettu myös ilmanvaihtonopeuksien ja niitä vastaavien radonin tasapainopitoisuuksien mittauksia. Näiden mittausten avulla voidaan edellisen yhtälön mukaan arvioida materiaalien keskimääräinen radonin erittymisnopeus. Ilmanvaihtonopeus mitataan käyttämällä hiilidioksidia merkki-kaasuna ja seuraamalla infrapuna-analyysaattorilla CO₂-pitoisuuden pienenemistä huoneistossa, kun ulosjohtavat ovet ja ikkunat ovat kiinni. Näin mitattu ilmanvaihtonopeus ei luonnollisestikaan vastaa normaalia asumistilannetta, vaan se kuvaa nimenomaan sitä ilmanvaihtoa, joka tapahtuu ilmanvaihtokanavien kautta ja vuotoina erilaisista raoista. Mittauksia on suoritettu 31 asunnossa, joista 20 oli betonisia kerrostaloasuntoja, 7 oli tiilestä rakennettuja kerrostaloasuntoja ja neljä oli betonisia pientaloja. Mitatut ilmanvaihtonopeudet vaihtelevat talokohtaisesti aika paljon (0,27 — 1,99 h⁻¹) keskiarvon ollessa 0,66 h⁻¹.

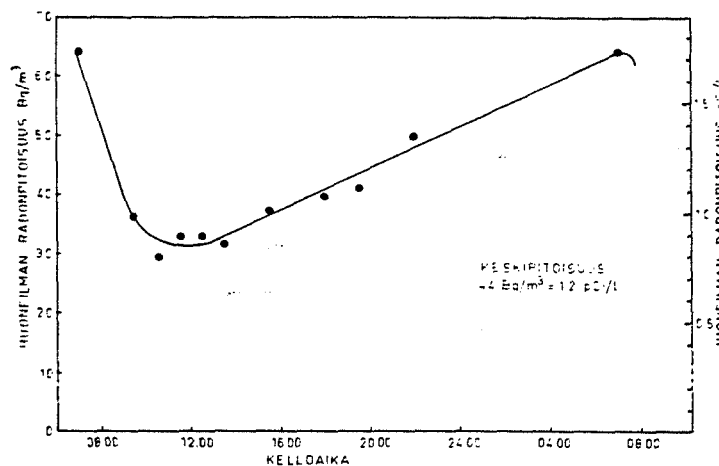
Kerrostalojen keskimääräiseksi radonpitoisuudeksi näissä mittauksissa saatiin 48 Bq/m³. Betoniasunnoissa radonin keskimääräiseksi erittymisnopeudeksi

materiaalien pinta-alayksikköä kohti saatiin 26 Bq/m²h, joka vastaa hyvin laboratoriossa mitattuja erittymisnopeuksia. Vastaavaksi erittymisnopeudeksi tiilelle saatiin 8,5 Bq/m²h.

Toisessa mittaussarjassa [10] mitattiin radonin ja sen hajoamistuotteiden pitoisuuksia asunnoissa normaaleissa asuintilanteissa ympäri vuorokauden kiinnittämättä huomiota ilmanvaihtoon. Mittauksia tehtiin 35 erityyppisessä asunnossa sekä kylmänä että lämpimänä vuodenaikana. Kuvassa 4 on näiden mittausten tuloksista piirretty radonpitoisuuden vaihtelu vuorokauden eri aikoina. Pitoisuudet ovat pienimmillään keskipäivällä, jolloin ikkunoita ja ovia eniten auotaan, ja suurimmillaan pitoisuudet ovat varhain aamulla. Jokainen piste kuvassa on keskiarvo 70 mittauksesta. Kaikkien mittausten keskiarvona saadaan radonpitoisuudeksi huoneilmassa 44 Bq/m³ ja keskimääräiseksi hajoamistuotteiden pitoisuudeksi 13 Bq/m³.

Radonpitoinen pohjavesi radonin lähteenä

Suomessa suoritettujen pohjavesien radonpitoisuusmittaukset [1, 2, 7, 8], joista ensimmäiset tehtiin jo 1960-luvun loppupuolella, ovat osoittaneet, että porakaivosta saatavan veden radonpitoisuus saattaa kohota huomattavan korkeaksi. Suurin mitattu radonpitoisuus vedessä on noin 40 000 kBq/m³. Tämä antoi aiheen pohtia porakaivosta saatavan talousveden vaikutusta asuntojen ilman radonpitoisuuteen. Tämän tutkimiseksi



Kuva 4. Vuorokautinen radonpitoisuuden vaihtelu huoneilmassa asunnossa, jossa ei käytetä radonpitoista pohjavettä talousvetenä.

suoritettiin kesällä 1975 säteilyturvallisuuslaitoksen toimesta ensimmäinen mittaus asunnossa, jossa käytettiin porakaivovettä talousvetenä.

Suoritetut mittaukset osoittivat, että talousvedessä oleva radon saattoi huomattavasti nostaa asunnon radonpitoisuutta. Mittaustuloksista määritettiin nk. siirtokerroin, joka määrittää keskimääräisen hengitysilmän radonpitoisuuden suhteena veden radonpitoisuuteen. Sille saatiin arvo 10⁻⁴, joka on melko karkea ja jota yksittäistapaukseen soveltamalla saattaa johtaa melko kauas todellisesta pitoisuudesta, mutta jota voidaan käyttää lukumääräisesti suureen joukkoon talouksia.

Samoihin aikoihin edellä mainitun tutkimuksen kanssa suoritettiin radonpitoista porakaivovettä talousvetenään käyttävien henkilöiden joukossa nk. sytogeneettinen tutkimus [11], jossa voitiin osoittaa, että näillä henkilöillä oli veren lymfosyyteissä huomattavasti enemmän kromosomimuutoksia kuin verrokkiaineistossa. Kromosomimuutosten ja radonaltistuksen välinen riippuvuus oli kuitenkin lähinnä kvalitatiivinen, koska radonaltistuksen määrittämisen jälkikäteen jollekin ryhmälle on huomattavan hankalaa johtuen mm. erilaisista vedenkäyttötottumuksista, elämänolosuhteista (onko pienten lasten kanssa kotona koko päivän vai käykö työssä kodin ulkopuolella) ja asuntojen tuuletusolosuhteista ja niiden mahdollisista muutoksista. Muutokset veren lymfosyyttien kromosomeissa eivät kuitenkaan ole merkinä alkavasta sairaudesta, vaan ihmisessä on vain pikemminkin "sisäänrakennettu annosilmaisain".

Paremmen kuvan saamiseksi on ilman radonpitoisuuden mittauksia porakaivovettä käyttävissä talouksissa myöhemmin jatkettu. Tällöin on käytössä ollut jatkuvatoiminen radonilmaisain, jonka avulla on mitattu keskimääräinen radonpitoisuus tiloissa, joissa ei käytetä vettä ja lisäksi on otettu kertanäytteitä vedenkäyttötilanteissa.

Kuvassa 5 on esitetty jatkuvatoimisella radonilmaisimella mitattu "tyypillinen" radonpitoisuuden vaihtelu olohuoneessa. Kuvasta ilmenee, että radonpitoisuus kasvaa iltopäivällä, illalla ennen nukkumaanmenoa ja aamulla, eli aikoina, jolloin vettä yleensä käytetään runsaasti. Kuvassa 6 on esitetty radonpitoisuuden kasvu tilanteessa, jossa suihkun läpi on laskettu vettä noin 100 litraa kymmenen minuutin aikana. Kuvasta voi todeta, että ilman radonpitoisuus tällaisessa tilanteessa saattaa lyhyessä ajassa kohota useaan kymmeneen kBq/m^3 .

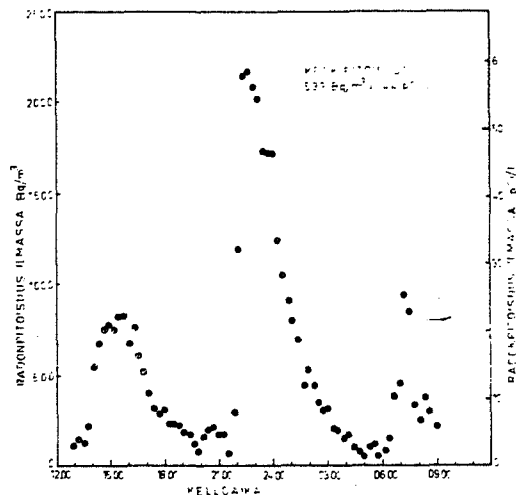
Mittaustuloksista voi myös havaita (tulokset esitetty tarkemmin viitteessä 13), että jos veden radonpitoisuus on luokkaa $4\ 000\ \text{kBq}/\text{m}^3$, nousee ilman radonpitoisuus hetkellisesti vedenkäyttötilanteessa helposti luokkaan $4\ \text{kBq}/\text{m}^3$ ja jopa pitoisuus $40\ \text{kBq}/\text{m}^3$ tulee joskus ylittyä.

Koska pääosa keuhkoille aiheutuvasta annoksesta tulee radonin lyhytikäisistä hajoamistuotteista, on niiden osuus jotenkin arvioitava, jos tunnetaan vain radonpitoisuus. Tähänastisissa arvioissa on radonin lyhytikäisten hajoamistuotteiden ja radonin pitoisuuksien välistä suhdetta kuvattu kertoimella 0,5, joka saatiin eräässä "tavallisten" asuntojen radonpitoisuuteen liittyvässä tutkimuksessa [10].

Viimeisimpänä kehitysvaiheena näissä mittauksissa on otettu käyttöön kannettava dosimetri, joka on suunniteltu uraanikaivosten työntekijöitä varten ja jonka avulla voidaan mitata jollakin aikavälillä henkilön hengittämän ilman keskimääräinen hajoamistuotteiden pitoisuus [13]. Alustavat tulokset ovat melko lailla yhtäpitäviä aiemmin saatujen tulosten kanssa. Mittaussarja on kuitenkin vielä toistaiseksi kesken ja mittauksia pyritään lähitulevaisuudessa voimallisesti jatkamaan.

Radoniin liittyvistä riskeistä ja pitoisuusrajoista

Epäilykset radonin keuhkosityöpää aiheuttavasta vaikutuksesta syntyivät tämän vuosisadan alkupuolella, kun etsittiin selitystä uraanipitoisia malmeja louhineiden kaivostyöntekijöiden suureen keuhkosityöpäkuolleisuuteen. Parilla Keski-Euroopan kaivosalueella suuri osa — Schneebergissä jopa 75 % ja Joachimsthalissa noin 50 % — kaivostyöntekijöiden joukossa sattuneista kuolemantapauksista aiheutui keuhkosityövistä [4,5]. Myöhemmin saatiinkin osoitettua, että radonin ja keuhkosityövän välillä oli selvä syy-yhteys. Vuonna 1951 osoitettiin radonin lyhytikäiset hajoamistuotteet varsinaiseksi keuhkoannoksen aiheuttajaksi ja lisäksi on esitetty, että huomattava osa keuhkojen saamasta annoksesta aiheutuisi nimenomaan pölyhiukkasiin kiinnittymättömistä ^{218}Po -atomeista. Radonin ja sen hajoamistuot-



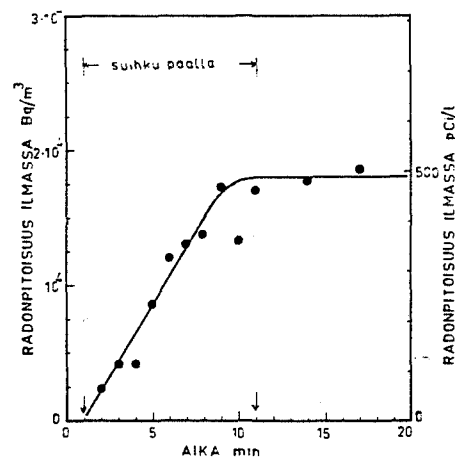
Kuva 5. Tyypillinen radonpitoisuuden vaihtelu olohuoneessa asunnossa, jossa käytetään talousvetenä korkean radonpitoisuuden omaavaa pohjavettä.

teiden pitoisuuksien mainituissa kaivoksissa on arvioitu olleen luokkaa $50\ \text{kBq}/\text{m}^3$.

Vuonna 1947 tehtiin Coloradon uraanikaivoksessa muutamia karkeita radonpitoisuuden mittauksia ja havaittiin, että pitoisuudet olivat samaa luokkaa kuin edellä mainituissa Euroopan kaivoksissa. Lisäksi havaittiin, että muissakin kuin uraanikaivoksissa saattoi radonia esiintyä runsaasti, nimenomaan siten, että pohjavesi toi mukanaan suuria radonmääriä.

Useiden eri kaivostyöntekijäryhmien keskuudessa myöhemmin tehdyt epidemiologiset tutkimukset ovat osoittaneet selvän riippuvuuden keuhkosityövän ja radonin hajoamistuotteista aiheutuvan altistuksen välillä. Sen sijaan asuinympäristössä ei toistaiseksi ole kyetty osoittamaan nimenomaan radonista aiheutuneita keuhkosityöpätapauksia. Tämä johtuu radonaltistuksen pienuudesta ja siitä, että normaalia suuremmalle radonmäärälle altistuneita henkilöitä on kuitenkin melko vähän. Laskennallisesti voidaan saada tulos, jonka mukaan tiettyssä joukossa, tietyn radonaltistuksen johdosta aiheutuu tietty määrä keuhkosityöpätapauksia. Näin on tehty esim. Ruotsissa, mutta tällöin on jouduttu siirtämään kaivosolosuhteissa tehdyistä tutkimuksista saadut riskikertoimet joko sellaisenaan tai joidenkin lieventävien seikkojen pienentäminä asuinympäristöön. Tällaiset laskut ovat kuitenkin pelkkää spekulointia niin kauan, kunnes selvästi epidemiologisin tutkimuksin voidaan osoittaa riippuvuus keuhkosityövän ja radonaltistuksen välillä myös asuinympäristössä. Kaivosilmahan jo muidenkin ominaisuuksiensa puolesta rasittaa keuhkoja huomattavasti enemmän kuin huoneilma.

Kansainvälisen säteilysuojelutoimikunnan (ICRP) vuodelta 1959 peräisin olevan suosituksen mukaan, johon myös Suomessa käytössä oleva pitoisuusraja perustuu, ilmassa saa olla radonia ja sen kanssa tasapainossa olevia hajoamistuot-



Kuva 6. Radonpitoisuuden kasvu kylpyhuoneessa suihkun aikana, kun vettä, jonka pitoisuus oli $2\ 400\ \text{kBq}/\text{m}^3$, laskettiin 100 litraa kymmenen minuutin aikana.

teita enintään $10\ \text{pCi}/\text{l}$ ($370\ \text{Bq}/\text{m}^3$), kun radonpitoisessa ilmassa oleskeluaika on 168 tuntia viikossa. Meillä käytössä oleva pitoisuusraja on annettu sosiaali- ja terveysministeriön päätöksessä säteily-suojauksesta (594/68) ja kaivosten osalta sitä on täsmennetty kauppa- ja teollisuusministeriön päätöksessä kaivosten turvallisuusmääräyksistä (921/75). Mainittua pitoisuusrajaa sovelletaan vain säteilynalaisista työtä tekeviin henkilöihin. Säteilylähteen vaikutuspiirissä eläviin henkilöihin sovelletaan rajaa, joka on tästä kymmenesosa eli $1\ \text{pCi}/\text{l}$ ($37\ \text{Bq}/\text{m}^3$). Käytännössä kuitenkin tämä vaatimus ei tule täytettyä, koska viimeksi mainittu raja ylitetään jopa suurensa osassa "normaaleja" asuntoja ja sitä voidaan pitää tavoitteena, joka olisi saatavutettava, jos asuinympäristön säteily-suojelu hoidettaisiin yhtä hyvin kuin hallitun säteilykäytön säteilysuojelu. Toistaiseksi ei ole täysin selvää mikä on hyväksyttävä radonpitoisuustaso asuinympäristössä. Parhailaan on käynnissä Suomen, Ruotsin, Norjan ja Tanskan säteilysuojelulaitosten välinen yhteistyö, jossa pohditaan yhteisiä suosituksia asuinympäristön säteilysuojelussa noudatet-

taviksi periaatteiksi. Käsittelyn kohteena ovat sekä rakennusmateriaalien radioaktiivisuuspitoisuudet että huoneilman radonpitoisuus. Ruotsissa on helmikuussa 1979 asetettu komitea, jonka julkaisemassa välimietinnössä ehdotetaan väliaikaisia pitoisuusrajoja asunnoissa suoritettavien vastatoimenpiteiden lähtökohdaksi. Päämääränä on, että lähimmän viiden vuoden aikana ei kenenkään kokonaisaltistus radonin hajoamistuotteille saisi ylittää arvoa $2\ 000\ \text{Bq} \cdot \mu/\text{m}^3$. Tämä merkitsee mm. sitä, että jos hajoamistuotteiden tasapainopitoisuus on yli $1000\ \text{Bq}/\text{m}^3$, toimenpiteisiin on ryhdyttävä kahden vuoden kuluessa. Vastaavasti jos pitoisuus on yli $400\ \text{Bq}/\text{m}^3$, vastatoimenpiteisiin on ryhdyttävä viiden vuoden kuluessa.

Myös mm. Yhdysvalloissa ja Kanadasa on julkaistu rajoitettua käyttöä varten toimenpidetasoja. Niitä ei kuitenkaan voi täysin pitää soveltamiskelpoisina meidän oloihimme, koska ne koskevat vain uraanikaivospaikkakuntia, joilla täytyy ottaa huomioon työperäisen radonaltistuksen tuoma lisä.

Karkean arvion mukaan on maassamme tällä hetkellä käytössä joitakin kymmeniä tuhansia porakaivoja ja vuosittain porataan noin $3\ 000 - 4\ 000$ uutta kaivoa. Kahlos ja Asikainen [9] ovat arvioineet, että porakaivoista talousvetensä saava väestö olisi suuruudeltaan noin $150\ 000$ henkeä. Ongelman laajuutta kuvaa jonkin verran radonpitoisuuksien

jakautuminen eri kaivoista otetuille näytteille. Viitteen 8 mukaan Helsingin seudulla $38\ %$ ja muualla Suomessa noin $8\ %$ porakaivoista on sellaisia, joiden veden radonpitoisuus on suurempi kuin $2\ 000\ \text{kBq}/\text{m}^3$ ja pitoisuuden $4\ 000\ \text{kBq}/\text{m}^3$ ylittää Helsingin seudulla $20\ %$ ja muualla maassa noin $3\ %$ kaikista porakaivoista.

Kahloksen ja Asikaisen tekemän arvion [9] mukaan likimain puolet kaikesta vedestä aiheutuvasta radonaltistuksesta tulee porakaivonkäyttäjien osalle, joiden osuus koko väestöstä on vain noin kolme prosenttia. Vedenkäytöstä aiheutuvan kollektiivisen radonaltistuksen osuus koko kollektiivisesta radonaltistuksesta taas on noin $10\ %$, mutta on huomattava, että ehdottomasti suurimmat yksilöaltistukset tulevat kyllä porakaivoveden käyttäjien osalle.

Lähdeviitteet:

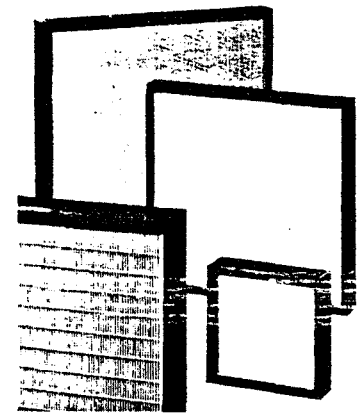
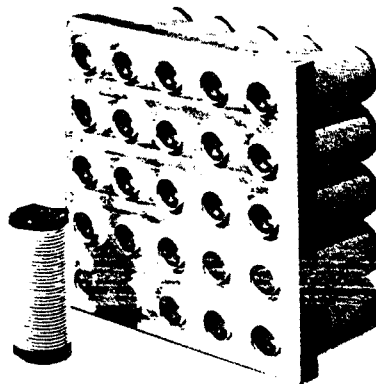
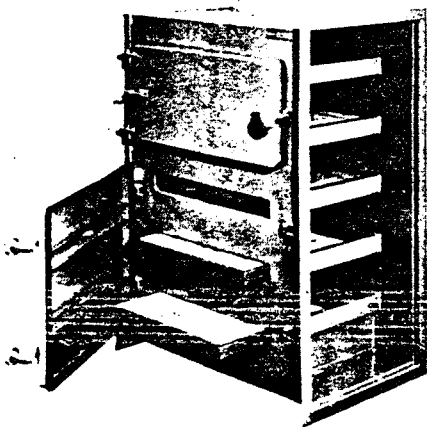
- /1/ Asikainen, M., Kahlos, H.: 1977. Pohja- ja pintavesien luonnollinen radioaktiivisuus Suomessa. Report STL-A24, Säteilyturvallisuuslaitos, Helsinki.
- /2/ Asikainen, M., Kahlos, H.: 1980. Natural radioactivity of drinking water in Finland. Health Physics, painossa.
- /3/ Castrén, O., Asikainen, M., Annanmäki, M., Stenstrand, K.: 1977. High natural radioactivity of bored wells as radiation hygienic problem in Finland. 4th International Congress of the International Radiation Protection Association, Paris, Communication N 397.

tion N 397.

- /4/ Donaldson, A., W.: 1969. The epidemiology of lung cancer among uranium miners. Health Physics, 16, 563 — 569.
- /5/ Holaday, D., A.: 1969. History of the exposure of miners to radon. Health Physics, 16, 547 — 552.
- /6/ Fry, R., M.: 1976. Radon and its hazards. Personal dosimetry and area monitoring suitable for radon and daughter products. NEA specialist meeting, Elliot Lake, Canada.
- /7/ Kahlos, H.: 1969. Radon-222 concentration of some water samples determined with gamma-spectrometric measurements. Report SFL-A14, Säteilyfysiikan laitos, Helsinki.
- /8/ Kahlos, H., Asikainen, M.: 1973. Natural radioactivity of ground water in the Helsinki area. Report SFL-A19, Säteilyfysiikan laitos, Helsinki.
- /9/ Kahlos, H., Asikainen, M.: 1980. Internal Radiation doses from radioactivity of drinking water in Finland. Health Physics, painossa.
- /10/ Mäkeläinen, I., Annanmäki, M.: 1978. Alustava kartoitus asuntojen radonpitoisuudesta. STL-B16, Säteilyturvallisuuslaitos, Helsinki.
- /11/ Stenstrand, K., Annanmäki, M., Rytömaa, T.: 1979. Cytogenetic investigation of people in Finland using household water with high natural radioactivity. Health Physics, 36, 441 — 444.
- /12/ Swedjemark, G.-A.: 1979. Radon in Dwellings in Sweden. Report SSI : 1978 — 013, National Institute of Radiation Protection, Stockholm.
- /13/ Radonpäivät 26.—27. 11. 1979. STL-B-TUTO 6, Säteilyturvallisuuslaitos, Helsinki. ■

DELBAG - CEAG

ILMAN JA KAASUN SUODATTIMET



Exim OY
AB

PL 135, 00181 HELSINKI 18
PUH. 602400 - TLX 12-1232