

ANNOSKAKKU 2004 - SUOMALAISTEN KESKIMÄÄRÄI- NEN EFEKTIIVINEN ANNOS

M.Muikku, H.Arvela, H.Järvinen, H.Korpela, E.Kostiainen,
I.Mäkeläinen, E.Vartiainen, K.Vesterbacka

Tässä raporttisarjassa esitetyt johtopäätökset ovat tekijöiden johtopäätöksiä, eivätkä ne välttämättä edusta Säteilyturvakeskuksen virallista kantaa.

ISBN 952-478-049-6 (nid.)

ISBN 952-478-050-x (pdf)

ISSN 0781-1705

Dark Oy, Vantaa, 2005

Myynti:

STUK – Säteilyturvakeskus

PL14, 00881 Helsinki

Puh. (09) 759881

Faksi (09) 75988500

MUIKKU Maarit, ARVELA Hannu, JÄRVINEN Hannu, KORPELA Helinä, KOSTIAINEN Eila, MÄKELAINEN Ilona, VARTIAINEN Eija, VESTERBACKA Kaj. Annoskakku 2004 - Suomalaisen keskimääräinen efektiivinen annos. STUK-A211. Helsinki 2005, 63 s.

Avainsanat Efektiivinen annos, väestö, ionisoiva säteily

Tiivistelmä

Suomalaiset altistuvat niin luonnollisista kuin keinotekoisista lähteistä peräisin olevalle ionisoivalle säteilylle. Tässä raportissa päivitetään tiedot suomalaisten vuosittain saamasta keskimääräisestä efektiivisestä annoksesta. Raportissa on myös selvitetty, miten efektiivinen annos on arvioitu sekä ilmoitettu eri tekijöiden aiheuttamien annosten vaihteluvälit.

Vuonna 2004 suomalaisten saama keskimääräinen efektiivinen annos oli 3,7 millisieverttiä (mSv). Yli puolet tästä säteilyannoksesta, 2,0 mSv on peräisin huoneilman radonista. Annosmääritys perustuu suomalaisten asuntojen keskimääräiseen radonpitoisuuteen, joka vuosina 1990-1991 suoritettun otantatutkimuksen mukaan on 120 Bq/m³. Korkeimmat huoneilman radonin yksittäiselle ihmiselle aiheuttamat annokset voivat nousta jopa muutama sataan millisieverttiin vuodessa.

Runsas neljännes suomalaisten vuotuisesta efektiivisestä annoksesta, 1,1 mSv aiheutuu luonnon taustasäteilystä. Kehoon nielemällä tai hengittämällä joutuneet luonnolliset radioaktiiviset aineet aiheuttavat tästä 0,36 millisievertin annoksen. Ulkoisesta taustasäteilystä aiheutuva annos tulee maaperästä sekä rakennusmateriaaleista ja on keskimäärin 0,45 mSv/a. Ulkoisen säteilyn annosnopeus sisällä asunnoissa selvitettiin asuntojen keskimääräisen radonpitoisuuden määrittämisen yhteydessä 1990-1991. Ulkoisen säteilyn annosnopeuden määrittäminen perustuu vuosina 1978-1982 suoritettuihin gammamittauksiin. Luonnon taustasäteilyyn kuuluu myös avaruudesta peräisin oleva kosminen säteily, josta suomalaiset saavat noin 0,33 mSv:n annoksen vuodessa.

Säteilyn lääketieteellinen käyttö aiheuttaa suurimman keinotekoisista lähteistä peräisin olevan annoksen. Isotooppitutkimuksista aiheutuva keskimääräinen annos suomalaista kohti oli 0,03 mSv vuonna 2003. Uusi arvio perustuu Säteilyturvakeskuksen vuonna 2003 tekemään selvitykseen radiolääkkeiden käytöstä Suomessa. Röntgentutkimuksista suomalaisille vuosittain aiheutuva efektiivinen annos on viimeksi määritetty 1990-luvun puolivälissä. Tällöin keskimääräiseksi annokseksi saatiin noin 0,5 mSv vuodessa.

Tshernobylin onnettomuutta seuranneesta laskeumasta aiheutuva keskimääräinen annos oli 0,02 mSv vuonna 2004 eli alle prosentti suomalaisten vuosittain saamasta efektiivisestä annoksesta. Suurin osa sekä ulkoisen että sisäisen säteilyn annoksesta aiheutuu pitkäikäisestä radioaktiivisesta cesium-isotoopista ¹³⁷Cs. Noin neljäsosa vuotuisesta annoksesta aiheutuu ruuan mukana nautitusta ¹³⁷Cs:sta ja loput ulkoisesta säteilystä. Arvio ulkoisen säteilyn aiheuttamasta annoksesta perustuu vuosina 1986-1987 ajoneuvoon sijoitetuilla jatkuvasti toimivilla Geiger-Mueller -mittarilla ja gammaspektrometrillä suoritettuihin mittauksiin. Sisäisen säteilyn aiheuttama annos arvioidaan sekä suorien ihmismittausten perusteella että elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuuksien avulla. Vuonna 2004 korkeimmat ¹³⁷Cs-määrät mitattiin paljon luonnontuotteita (järvikala, riista, metsämarjat, sienet) nauttivista keskisuomalaisista.

MUIKKU Maarit, ARVELA Hannu, JÄRVINEN Hannu, KORPELA Helinä, KOSTIAINEN Eila, MÄKELAINEN Ilona, VARTIAINEN Eija, VESTERBACKA Kaj. The mean effective dose for Finns - Review 2004 (abstract in English). STUK-A211. Helsinki 2005, 63 pp.

Keywords effective dose, population, ionising radiation

Abstract

The Finnish population is exposed to ionising radiation from number of sources, both natural and man-made. In this report the updated mean annual effective dose for Finnish people is presented together with the methods used in the dose estimation. The minimum and maximum values of the doses from different sources of ionising radiation are also reported.

In 2004, the mean effective dose for a Finn was 3.7 millisievert (mSv). More than half of the dose, 2.0 mSv, is from indoor radon exposure. The dose from indoor radon is estimated using the mean radon concentration in Finnish dwellings (120 Bq/m^3) determined in a random sampling study in 1990-1991. Individual annual doses from radon may reach a few hundred millisieverts.

Roughly one fourth of the annual effective dose, 1.1 mSv, is caused by the natural background radiation. The internal dose from ingestion and inhalation of terrestrial radionuclides is 0.36 mSv. The estimated annual effective dose due to external radiation from the ground and materials of construction is 0.45 mSv. The dose rate inside Finnish dwellings was determined in 1990-1991, at the same time as the mean radon concentration. The dose outdoors is based on the gamma-ray measurements done in 1978-1982. Cosmic radiation also contributes to the natural background radiation which causes annually an effective dose of 0.33 mSv in Finland.

Medical uses of radiation account for the largest man-made contribution to the overall total. The estimated mean dose to a Finn from diagnostic nuclear medicine procedures was 0.03 mSv in 2003. The new estimation is based on the study of the usage of diagnostic nuclear medicine in Finland done by the Radiation and Nuclear Safety Authority in 2003. The mean annual effective dose from medical x-rays has been determined the previous time in the middle of 1990s. The result of the review was 0.5 mSv/a.

The mean annual dose from the Chernobyl fallout was estimated to be 0.02 mSv in 2004. This is less than one percent of the total annual dose for a Finn. Most of both external and internal dose is due to the long-lived radionuclide ^{137}Cs . About one fourth of the dose is caused by ingested ^{137}Cs and the rest by external radiation. The annual dose from the external radiation was estimated using the results of the measurements done in 1986-1987 with a Geiger-Mueller counter and gamma-spectrometer placed in a mobile vehicle. Internal dose was estimated using both the results of whole-body measurements and average radionuclide concentrations of foodstuffs. The highest ^{137}Cs contents were measured from the people who consume much foodstuff of wild origin (fresh water fish, game, forest berries, mushroom) in the central Finland.

Sisällysluettelo

Tiivistelmä	3
Abstract	5
1 Johdanto	8
2 Luonnolliset säteilylähteet	10
2.1 Sisäilman radon	10
2.2 Ulkoinen taustasäteily	16
2.2.1 Maaperän ja rakennusmateriaalien radioaktiiviset aineet	16
2.2.2 Kosminen säteily	22
2.3 Sisäinen säteilyaltistus	24
2.3.1 Kalium-40	25
2.3.2 Uraani- ja toriumsarjan nuklidit elintarvikkeissa	25
2.3.3 Uraani- ja toriumsarjan nuklidit talousvedessä	26
3 Säteilyn lääketieteellinen käyttö	32
3.1 Sosiaali- ja terveysministeriön asetus säteilyn lääketieteellisestä käytöstä	32
3.2 Röntgentutkimukset	32
3.3 Isotooppitutkimukset	33
4 Tshernobyl ja ydinasekokeet	36
4.1 Ulkoisen säteilyn aiheuttama annos	36
4.2 Sisäisen säteilyn aiheuttama annos	39
4.2.1 Sisäisen säteilyn aiheuttama annos suorien ihmis- mittausten avulla	39
4.2.2 Sisäisen säteilyn aiheuttama annos arvioituna ravinnon kautta	43
5 Johtopäätökset	46
LIITE 1 Annosmäärityksessä käytettävät suureet ja termit	50
LIITE 2 Sisäisen säteilyn aiheuttaman annoksen määrittäminen	53
LIITE 3 Tshernobylin onnettomuudesta suomalaisille aiheutunut vuosittainen annos	58
LÄHDELUETTELO	59

1 Johdanto

Ihminen altistuu elämänsä aikana sekä luonnollisista että keinotekoisista lähteistä peräisin olevalle ionisoivalle säteilylle. Tätä altistumista kuvataan efektiivisellä annoksella.

Efektiivinen annos kuvaa ionisoivan säteilyn ihmisen terveydelle aiheuttamaa haittaa. Säteilyn haittavaikutukset voidaan jakaa kahteen ryhmään: deterministisiin ja stokastisiin. Deterministisiä vaikutuksia voi syntyä vakavissa säteilyonnettomuuksissa tai sädehoidon yhteydessä, ja ne ovat seurausta hyvin suuresta kerta-annoksesta. Deterministisiä vaikutuksia voivat olla mm. säteily sairaus, säteily palovamma ja sikiövaurio. Stokastiset vaikutukset taas voivat aiheutua miten pienestä annoksesta tahansa. Annosta kertyy koko elämän ajan, ja vaikutuksen todennäköisyys kasvaa annoksen mukana. Parhaiten tunnetaan säteilyn aiheuttama syöpäriski. Tietomme riskin suuruudesta perustuvat epidemiologisiin tutkimuksiin, joista tärkein on Hiroshiman ja Nagasakin atomipommien räjäytyksessä eloonjääneiden seurantatutkimus. Näissä kaupungeissa pommien putoamisen aikana olleiden henkilöiden annokset on voitu arvioida sen perusteella, mikä oli heidän sijaintipaikkansa etäisyys pommin putoamispaikkaan. Joukossa on sekä suuren että suhteellisen pienen annoksen saaneita. Perinnölliset haitat tunnetaan paljon huonommin, mutta niidenkin aiheuttamille haitoille voidaan esittää yläarvio.

Suomalaisten vuosittain saama keskimääräinen efektiivinen annos esitetään raportissa annoskakkuna ja se auttaa suhteuttamaan ionisoivan säteilyn terveyshaittoja muiden tekijöiden aiheuttamiin haittoihin. Efektiivinen annos on melko karkea mitta eikä sen perusteella voida arvioida yksittäisen henkilön riskiä, joka on tyypillisesti hyvin pieni. Suuren ihmisjoukon saamat annokset voidaan kuitenkin laskea yhteen, jolloin saadaan kyseisen väestön kollektiivinen annos. Sen avulla voidaan arvioida syöpään sairastuvien määrää. Se on laskennallinen suure eikä säteilystä aiheutuneita syöpätapauksia voida millään keinolla erottaa muista syöpätapauksista.

Suurin osa suomalaisten vuosittain saamasta efektiivisestä annoksesta aiheutuu luonnollisista säteilylähteistä. Ne voidaan jakaa karkeasti neljään ryhmään: kosminen säteily, maaperän ja rakennusmateriaalien radionuklideista aiheutuva ulkoinen säteily, ihmisen sisään ruuan, juoman ja hengitys ilman mukana joutuneet radionuklidit sekä sisäilman radon. Näistä kahta ensimmäistä voidaan pitää luonnon taustasäteilynä. Kosmisesta säteilystä ja maaperän radionuklideista saatuun annokseen ei juuri voi vaikuttaa. Sisätiloissa ja talousvedessä esiintyvien luonnon radionuklidien aiheuttamaan annokseen sen sijaan voidaan vaikuttaa. Radon aiheuttaa ylivoimaisesti suurimman luon-

nollisen säteilyaltistuksen niin Suomessa kuin yleensä maailmassa.

Ihmisen toiminnoissa syntyviä tai käytettäviä radioaktiivisia aineita kutsutaan keinotekoisiksi radioaktiivisiksi aineiksi riippumatta siitä, ovatko ne alun perin olleet luonnon radionuklideja vai ydinreaktion tai muun toiminnan avulla syntyneitä. Keinotekoisia radioaktiivisia aineita on vapautunut ympäristöön ja pieniä määriä niitä vapautuu edelleenkin. Suomalaisten kannalta keinotekoisista säteilyn lähteistä - säteilyn lääketieteellinen käyttö pois lukien - eniten säteilyaltistusta ovat aiheuttaneet ydinasekokeet sekä vuonna 1986 tapahtunut Tshernobylin onnettomuus.

Radioaktiivisia aineita ja ionisoivaa säteilyä käytetään hyväksi lääketieteessä sekä diagnostisissa tutkimuksissa että sädehoidoissa. Tutkimuksissa käytetään röntgensäteilyä sekä sisäisesti annettavia radioaktiivisia aineita. Käytettäessä säteilyä lääketieteessä ihminen altistetaan säteilylle, koska hänen katsotaan hyötyvän siitä terveydellisesti.

Tähän raporttiin on koottu tietoa suomalaisten vuosittain saamaan efektiiviseen annokseen vaikuttavista tekijöistä. Raportissa on myös selvitetty, miten efektiivinen annos on arvioitu sekä ilmoitettu eri tekijöiden aiheuttamien annosten vaihteluvälit.

2 Luonnolliset säteilylähteet

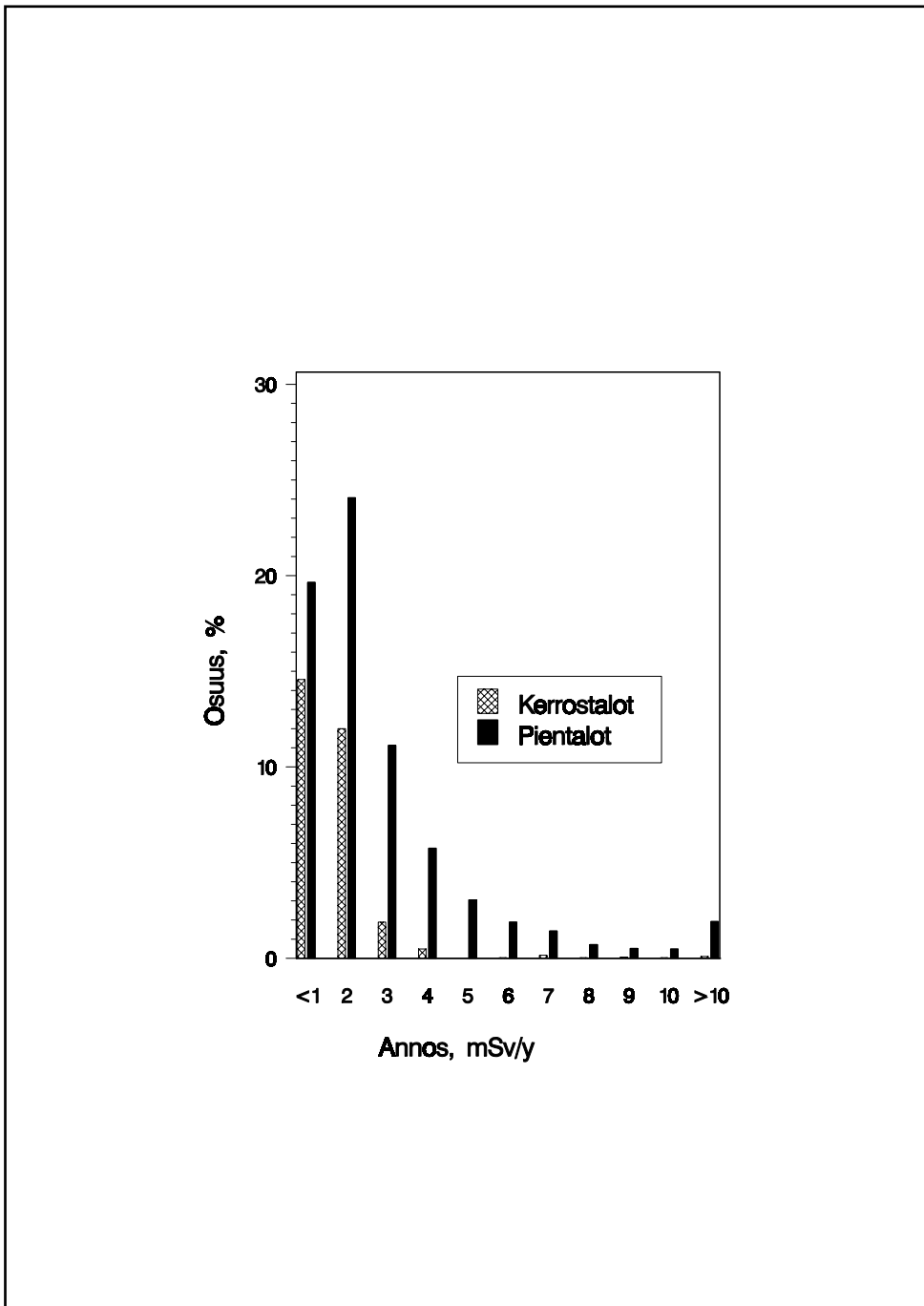
21 Sisäilman radon

Huoneilman radonista aiheutuvan annoksen määrittäminen perustuu vuosina 1990-1991 suoritettuun yksinkertaiseen väestötantaan pohjautuvaan tutkimukseen (Arvela et al. 1993, Arvela 2002). Tutkimuksessa oli mukana 3074 asuntoa, joista 2071 oli pientaloja (rivi- ja omakotitalot) ja 903 kerrostaloja. Radonpitoisuus vuoden aikana selvitettiin kahdella puolen vuoden mittauksella. Puolen vuoden mittausaikaa käytettiin toisaalta tarvittavien mittausten määrän pienentämiseksi ja toisaalta, jotta saatiin tietoa myös lämmityskauden ja kesäajan radonpitoisuuksien vaihtelusta. Mittaukset suoritettiin STUKin alfajälkimenetelmään perustuvaan radonmittauspurkkia käyttäen.

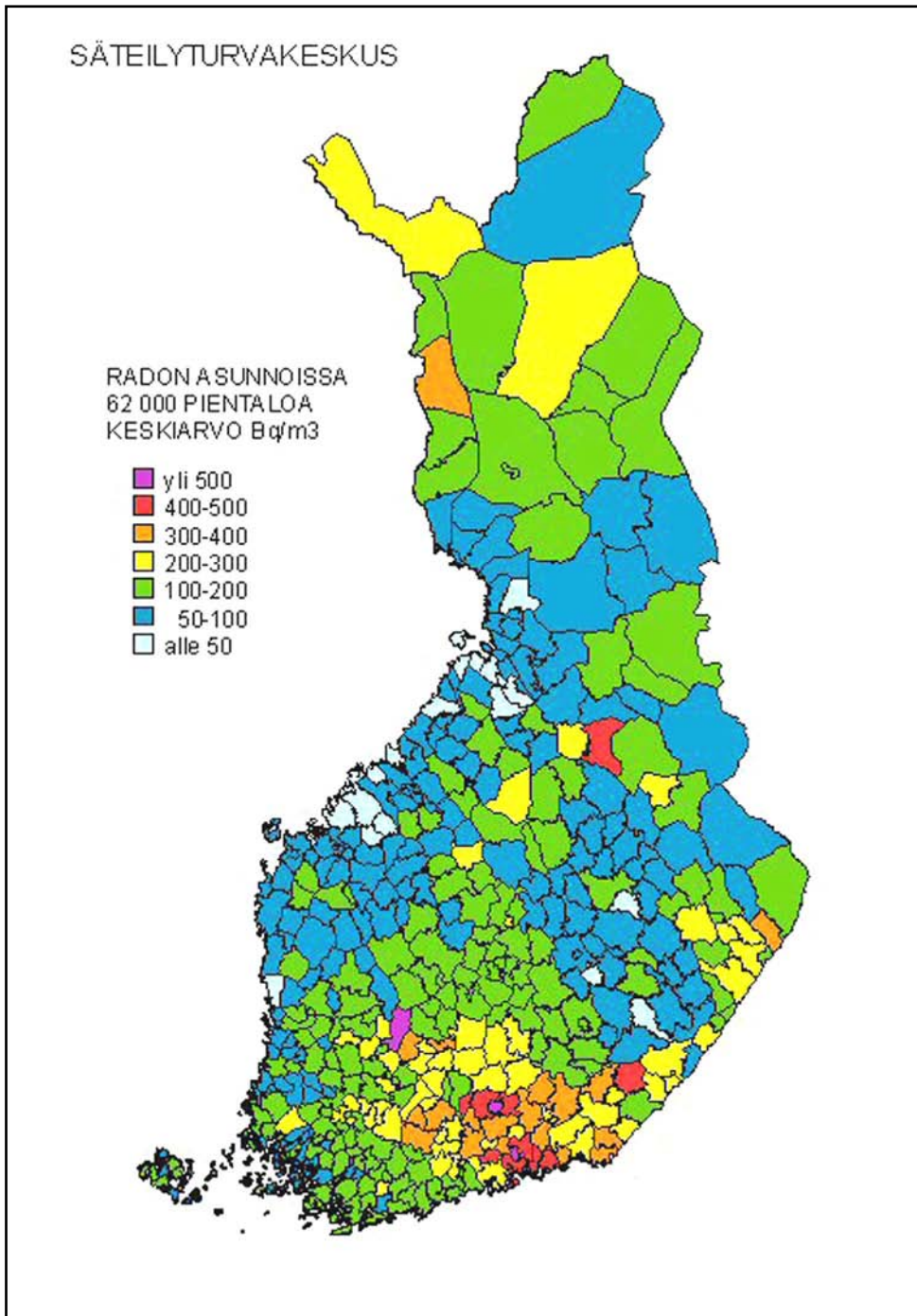
Suomessa on noin 2 600 000 asuntoa, joista 1 390 000 on pientaloja (erillispien- ja rivitaloja 1 040 000 ja rivitaloasuntoja 350 000) ja 1 150 000 kerrostaloasuntoa (vuoden 2003 tilastojen mukaan). Vaikka kerrostaloasuntojen määrä on 44% kaikista asunnoista, väestöstä asuu kerrostaloissa vain noin kolmannes. Tilanne ei ole oleellisesti muuttunut otannan suoritusajankohdan jälkeen.

Tulostenkäsittelyssä kesä- ja talvimittauksista laskettiin kunkin asunnon radonpitoisuuden vuosikeskiarvo painottamalla mittausaikojen pituudella. Läänikohtaisia ja valtakunnallisia tuloksia laskettaessa tuloksia painotettiin kerrostaloissa ja pientaloissa asuvan väestön määrällä. Tällöin saatiin korjattua kerrostaloasukkaiden huomattavasti alhaisemman osallistumisaktiivisuuden vaikutus. Kaikkien pientaloissa tehtyjen mittausten keskiarvo oli 145 Bq/m³ ja kerrostaloissa tehtyjen 82 Bq/m³. Huoneilman radonpitoisuuden asukaskohtaiseksi keskiarvoksi saatiin 120 Bq/m³. Keskeiset tulokset on esitetty taulukoissa 1-3. Tulosten perusteella 5 %:ssa pientaloista radonpitoisuus ylitti suosituksen 400 Bq/m³. Kuva 1 esittää radonin aiheuttaman annoksen jakaumaa pien- ja kerrostaloissa asuvalle väestölle.

Taulukko 4 esittää radonpitoisuuden otantatutkimuksen antamia radonpitoisuuden keskiarvoja eri lääneissä (vanha läänijako). Kuva 2 esittää radonpitoisuuden keskiarvoja Suomen kunnissa. Aineisto ei ole täysin edustava ja yliarvioidut kuntakeskiarvo siellä, missä mittaukset ovat keskittyneet korkeimman radonpitoisuuden alueille.



Kuva 1. Sisäilman radonin aiheuttaman annoksen jakauma pien- ja kerrostaloissa asuvalle väestölle



Kuva 2. Radonpitoisuuden keskiarvo Suomen kunnissa, Säteilyturvakeskuksen radon-tietokanta

Taulukko 1. Asuntojen sisäilman radonpitoisuuden otantatutkimus. Radonpitoisuus asunnoissa.

Asuntotyyppi	Radonpitoisuus Bq/m ³	Radonpitoisuutta vastaava vuosiannos mSv
Pientalot		
min - max	13 - 5250	0,2 - 89
ka	145	2,5
Kerrostalot		
min - max	14 - 6630	0,2 - 113
ka	82	1,4
Kaikki asunnot	120	2,0

Taulukko 2. Asuntojen sisäilman radonpitoisuuden otantatutkimus. Radonpitoisuuden enimmäisarvon ylitykset.

Asuntotyyppi	Enimmäisarvon 200 Bq/m ³ ylitykset, %	Enimmäisarvon 400 Bq/m ³ ylitykset, %	Enimmäisarvon 800 Bq/m ³ ylitykset, %
Pientalot	17,9	5,0	1,4
Kerrostalot	1,6	0,8	0,3
Kaikki asunnot	12,3	3,6	1,0

Taulukko 3. Sisäilman radonin sekä sisällä ja ulkona saatavan gammasäteilyn aiheuttama säteilyannos. Annosrajojen 0,5, 1 ja 10 mSv ylittävän väestönosa prosentteina.

Säteilylähde ja väestöryhmä	Annos mSv			Ylittävän väestönosan osuus %		
	Keski-arvo	min	max	0,5 mSv	1,0 mSv	10 mSv
Sisäilman radon						
- kerrostalot	1,3	0,2	86	96	50	<0,5
- pientalot	2,5	0,2	350 ¹⁾	96	72	3
- kaikki	2,0	0,2	350	96	64	2
Gammasäteily, luonnon lähteet						
- kerrostalot	0,58	0,29	1,0	70	1	-
- pientalot	0,37	0,17	0,83	15	-	-
- kaikki	0,45	0,17	1,0	32	0,3	-
Tshernobyl gamma 1994, koko väestö	0,025	0,001	0,2	-	-	-

¹⁾ Talvimittaus 39 000 Bq/m³, arvioitu vuosikeskiarvo 20 000 Bq/m³.

Taulukko 4. Sisäilman radonpitoisuus pien- ja kerrostaloasunnoissa Suomen lääneissä (1993).

Lääni (vanha läänijako)	Pientalot Radon ka	Kerros- talot Radon ka
	Bq/m ³	Bq/m ³
Ahvenanmaa	93	76
Uusimaa Länsi	171	72
Uusimaa Itä + Kymi Länsi	273	115
Turku	102	60
Kymi Itä	167	71
Häme	242	147
Mikkeli	116	86
Keski-Suomi	158	54
Kuopio	97	48
Pohjois-Karjala	118	73
Vaasa	77	57
Oulu	100	53
Lappi	121	56
Koko maa	145	82

Arvioitaessa sisäilman radonin suomalaisille vuosittain aiheuttamaa efektiivistä annosta käytettiin raportissa ICRP-65 olevaa kerrointa 3,88 mSv/WLM (WLM=working level month) (ICRP 65, 1993). Kansainvälisen säteilysuojelutieteiden tutkimuskeskuksen, ICRP:n (International Commission on Radiological Protection) käyttämä annoskerroin perustuu epidemiologisiin tutkimuksiin, joiden antamaa riskiä on käytetty hyväksi annosta arvioitaessa. Asunnon huoneilman radonpitoisuuden ja WLM-yksikön välinen yhteys on $6,27 \cdot 10^7$ WLM per $(Bq \cdot h \cdot m^{-3})$. Tasapainosuhteen on oletettu olevan 0,4. Kotona oleskelun ajaksi oletettiin 7000 h/vuosi. Tällöin keskimääräiseksi vuosittaiseksi efektiiviseksi annokseksi saatiin

$$3,88 mSv / WLM \cdot 120 Bq / m^3 \cdot 6,27 \cdot 10^{-7} WLM / (Bq \cdot h \cdot m^{-3}) \cdot 7000 h / a = 2,0 mSv / a \quad (1)$$

Taulukot 1 ja 3 esittävät eri asuntotyypeissä saatavaa annosta sekä annokset 0,5, 1 ja 10 mSv ylittävän väestömäärän osuutta. Otantatutkimuksen aineiston perusteella suurin annos oli 113 mSv.

Suomen radonkartastossa (Voutilainen et al. 1997) ilmoitettujen pientalojen radonpitoisuuksien perusteella maksimiannokseksi saadaan 350 mSv/a. Kyseessä on harjulla sijaitsevassa asunnossa talvella mitattu pitoisuus $39\,000 Bq/m^3$. Kohteessa arvioitu vuosikeskiarvo on $20\,000 Bq/m^3$.

Uusi otantatutkimus toteutetaan vuosina 2005-2006, jonka jälkeen uusi annosarvio on saatavilla.

22 Ulkoinen taustasäteily

Ihmiseen kohdistuu jatkuvasti ionisoivaa ulkoista säteilyä, jonka lähteinä ovat maaperässä ja rakennusmateriaaleissa olevat radioaktiiviset aineet tai säteilyä, joka on peräisin avaruudesta. Ulkoisen säteilyn kannalta ympäristössä esiintyvät luonnollista alkuperää olevat radionuklidit voidaan jakaa kahteen ryhmään:

1. Maaperän alkuperäiset eli primordiaaliset radionuklidit. Niiden puoliintumisaika on niin pitkä, että ne sekä niiden radioaktiiviset tytärynuklidit ovat edelleen havaittavissa.

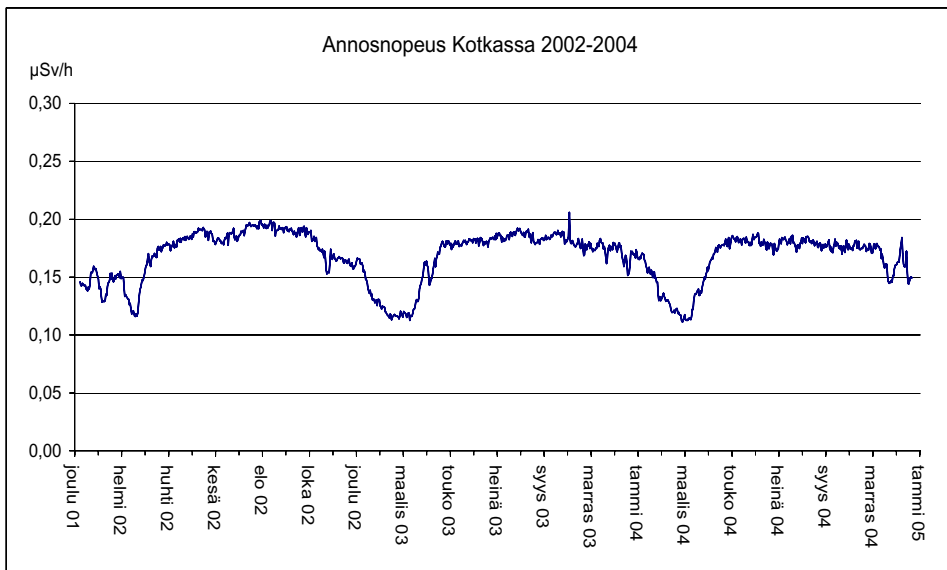
2. Kosmisen säteilyn kautta syntyvät radionuklidit. Nämä eivät vaikuta merkittävästi ulkoiseen säteilyyn maan pinnalla (ks. luku 2.2.2 Kosminen säteily).

221 Maaperän ja rakennusmateriaalien radioaktiiviset aineet

Tärkeimmät luonnon ulkoisen gammasäteilyn lähteet ovat alkuperäisnuklidit ^{40}K (kalium), ^{232}Th (torium) ja ^{238}U (uraani), joita esiintyy kaikissa maalajeissa. Näiden kolmen nuklidin puoliintumisajat ovat miljardeja vuosia, minkä vuoksi

niitä on vielä jäljellä näinkin kauan maapallon syntymisen jälkeen. Uraani ja torium hajoavat monen vaiheen kautta stabiileiksi alkuaineiksi. Niillä on useita gammasäteilyä lähettäviä tytärnuklideja, joista merkittävimpiä ovat ^{238}U -sarjan lyhytikäiset nuklidit ^{214}Bi ja ^{214}Pb .

Luonnon taustasäteily voi vaihdella paikallisesti melkoisesti, mutta vaihtelua esiintyy myös ajallisesti. Selvästi havaittava vuodenaikaisvaihtelu on pääosin seurausta maanpintaa talvisin peittävän veden, lumen ja jään maaperästä tulevaa säteilyä vaimentavasta vaikutuksesta (Kuva 3). Ulkoisen säteilyn voimakkuuteen vaikuttaa myös vähäisessä määrin radonin hajoamistuotteiden aktiivisuuspitoisuuden vaihtelu maaperässä ja ilmassa. Sateet voivat aiheuttaa voimakkaan muutoksen ulkoisen säteilyn annosnopeuteen, sillä sade huuhtoo radonin hajoamistuotteita maan pinnalle. Sateen aiheuttamat lyhytaikaiset vaihtelut ovat suuruudeltaan alle $0,1 \mu\text{Sv/h}$.

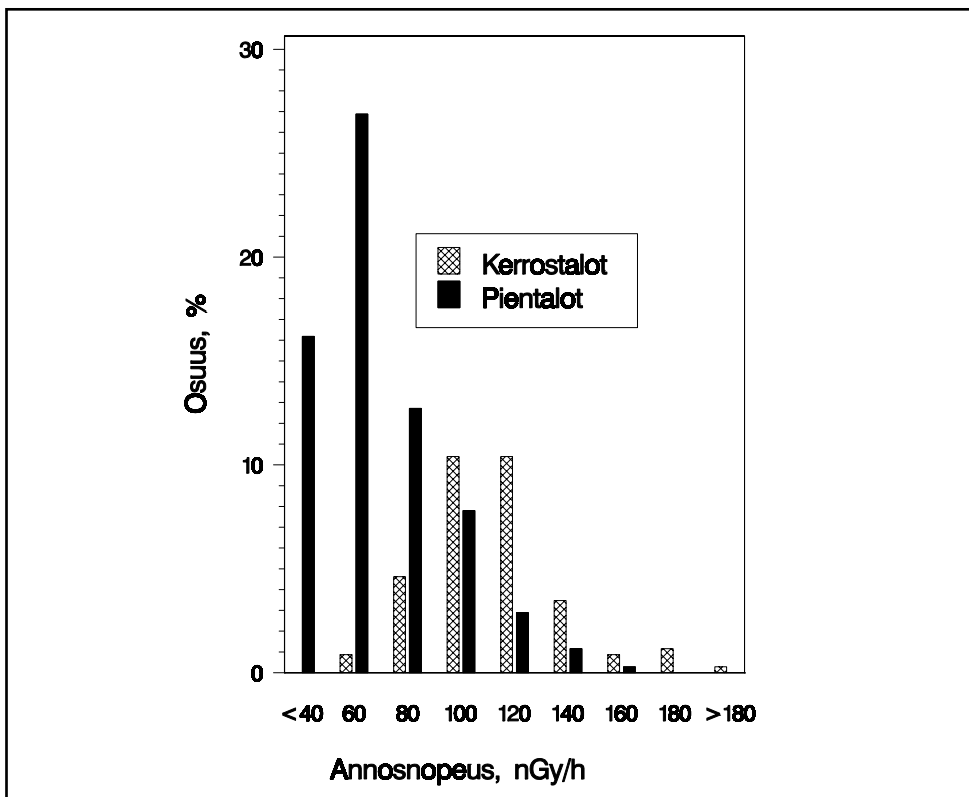


Kuva 3. Annosnopeuden vaihtelua Kotkan säteilymittausasemalla

Taustasäteily sisällä

Huoneilman radonista aiheutuvan vuosittaisen annoksen määrittämisen yhteydessä 1990-1991 selvitettiin myös ulkoisen säteilyn annosnopeus 350 asunnossa (Arvela et al. 1995). Tutkimukseen osallistuneet asunnot poimittiin satunnaisesti radontutkimukseen osallistuneiden asuntojen joukosta. Puoli vuotta kestäneet mittaukset suoritettiin TLD-dosimetrien avulla. TLD-dosimetri oli kiinnitetty radonmittauspurkkiin, joka sijaitsi olo- tai makuuhuoneessa.

Keskeiset tulokset on esitetty taulukossa 5. Pientaloissa ja kerrostaloissa ulkoisen säteilyn annosnopeuden keskiarvot olivat 58 ja 101 nGy/h. Keskimääräiseksi annosnopeudeksi suomalaisessa asunnossa saatiin 73 nGy/h. Arvoista on jo vähennetty kosmisen säteilyn osuus, 32 nGy/h. Lisäksi arvoista on vähennetty Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevan laskeuman aiheuttama annosnopeus, joka vaihteli välillä 0,1-19 nGy/h keskiarvon ollessa 3 nGy/h. Vähennystä suoritettaessa huomioitiin erityyppisten rakennusten suojausvaikutus.



Kuva 4. Ulkoisen säteilyn annosnopeuden jakauma pien- ja kerrostaloasunnoissa

Taulukko 5. Ulkoisen gammasäteilyn kartoitus asunnoissa ja ulkona

Oleskelupaikka	Annosnopeuden havaintoväli, nGy/h	Annosnopeuden keskiarvo nGy/h
Sisällä		
Annosnopeus pientaloissa	22 - 144	58
Annosnopeus kerrostaloissa	45-184	101
Kaikki asunnot	22-184	73 (väestöpainotettu)
Ulkona		
Annosnopeuden keskiarvo kunnissa	45 - 139	71
Annosnopeus lääneissä (1993)	54-98	71 (väestöpainotettu)

Laskettaessa ulkoisen taustasäteilyn aiheuttamaa vuosittaista efektiivistä annosta käytettiin annosmuuntokerrointa $0,7 \text{ Sv/Gy}$ (UNSCEAR 1993). Jos oletetaan ihmisten viettävän 80% ajastaan sisällä ja 20% ulkona, saadaan keskimääräiseksi vuosittaiseksi sisätiloissa saatavaksi efektiiviseksi annokseksi

$$73 \text{ nGy/h} \cdot 8760 \text{ h} \cdot 0,8 \cdot 0,7 \text{ Sv/Gy} = 0,36 \text{ mSv} \quad (2)$$

Vanhan läänijaon mukaiset keskiarvot on esitetty taulukossa 6.

Taustasäteily ulkona

Ulkoisen säteilyn annosnopeuden määrittäminen ulkona perustuu vuosina 1978-1982 suoritettuihin gammamittauksiin (Lemmelä 1984) sekä tulosten myöhempään analysointiin (Arvela et al. 1995). Mittaukset suoritettiin ajoneuvoon sijoitetulla jatkuvasti toimivalla ionisaatiokammionla. Tutkimus tehtiin yhteensä 15 000 km matkalla. Annosnopeudet koko maan alueella on määritetty 410 mittausosuuden perusteella. Koordinaateiksi on valittu näiden tieosuuksien keskipisteet. Maantiekartoituksessa näin saadut mittauspisteet jakautuvat epäsäännöllisesti. Koko maan kattavalle alueelle annosnopeustasot laskettiin interpoloimalla säteilytasot ruudukolle, jossa yksi ruutu oli kootaan $8 \times 8 \text{ km}$. Näistä ruudukon arvoista saatiin Suomen 458 kunnan (vuonna 1993) keskimääräiset ulkoiset annosnopeudet sekä väestömäärällä painotetut annosnopeudet lääneittäin. Läänikohtaiset arvot vaihtelivat välillä $54-98 \text{ nGy/h}$ koko maan keskiarvon ollessa 71 nGy/h . Mittaukset on suoritettu ennen Tshernobylin onnettomuutta vuonna 1986.

Ulkona oleskelun aikana saatava taustasäteilyn aiheuttama vuosittainen efektiivinen annos saadaan määritettyä samoin kuin yllä. Kun ihmisen oletetaan oleskelevan ulkona 20% ajasta, vuosittainen efektiivinen annos on

$$71nGy/h \cdot 8760h \cdot 0,2 \cdot 0,7Sv/Gy = 0,09mSv \quad (3)$$

Kun huomioidaan sekä ulkona että sisätiloissa oleskelu, ulkoisen taustasäteilyn aiheuttamaksi vuosittaiseksi keskimääräiseksi efektiiviseksi annokseksi saadaan

$$0,36mSv + 0,09mSv = 0,45mSv \quad (4)$$

Taulukko 6. Ulkoisen gammasäteilyn aiheuttama annosnopeus sisätiloissa ja ulkona Suomen lääneissä (vanha läänijako) sekä Tshernobyl-laskeuman aiheuttama annosnopeus ulkona 1991.

Läänit (vanha läänijako)	Sisällä, pien- talo nGy/h	Sisällä, kerros- talo nGy/h	Ulkona nGy/h	Ulkona Tshernobylin onnettomuus, gammasäteily 1991 nGy/h	Oleskelu- ajoilla painotettu annos Pientalot mSv	Oleskelu- ajoilla painotettu annos Kerrostalot mSv
Ahvenanmaa 1)	71	113	85	2,1	0,45	0,66
Uusimaa, länsi	76	108	79	2,8	0,47	0,63
Uusimaa, itä + Kymen länsi	68	153	98	11,4	0,45	0,87
Turku-Pori	59	95	70	12,0	0,38	0,55
Kymen itä	69	105	85	2,8	0,44	0,62
Häme	67	102	72	24,5	0,42	0,59
Mikkeli	54	75	65	12,8	0,34	0,45
Keski-Suomi	52	88	57	15,7	0,32	0,50
Kuopio	46	60	54	7,5	0,29	0,36
Pohjois- Karjala	48	78	58	1,5	0,31	0,45
Vaasa	45	89	62	13,0	0,30	0,51
Oulu	43	77	61	1,8	0,29	0,45
Lappi	62	79	59	1,2	0,38	0,46

1) Ahvenanmaan arvot sisällä on saatu skaalamalla annosnopeudesta ulkona (pientalo: 0,84-85nGy/h, kerrostalo: 1,33-85nGy/h) (Arvela 1995).

222 Kosminen säteily

Maan magneettikenttä ja ilmakehä suojaavat maapallon elollisia olentoja avaruudesta tulevalta hiukkassäteilyltä. Siitä huolimatta ihmiset altistuvat kosmiselle säteilylle niin maanpinnalla kuin lentokoneissakin. Altistuksen aiheuttaa kosmisen säteilyn ilmakehässä tuottama sekundäärisäteily.

Ihmiset saavat kosmisesta säteilystä maailmassa keskimäärin 0,38 millisievertin (mSv) suuruisen efektiivisen annoksen vuodessa (UNSCEAR 2000, taulukko 2, sivu 13). Annokseen vaikuttavat auringon aktiivisuus ja asuinpaikan sijainti (lähinnä leveyspiiri ja korkeus) sekä asuinrakennuksista saatava suojus.

Suomi sijaitsee 60. ja 70. leveyspiirin välissä ja suurimman osan väestöä voidaan katsoa asuvan likimain merenpinnan tasolla. Ihmiset viettävät 80 % ajastaan sisällä, minkä vuoksi vuosiannosta laskettaessa on otettava huomioon myös asuinrakennusten rakenteiden säteilyä vaimentava vaikutus. Vaikutus huomioidaan sisällä vietetyn ajan ja ns. suojauskertoimen avulla. Keskimääräinen suojauskerroin on 0,8 (UNSCEAR 2000) eli asuntojen rakenteet vaimentavat kosmisen säteilyn annosnopeuden sisätiloissa keskimäärin 80 prosenttiin ulkona mitatusta kosmisen säteilyn annosnopeudesta.

Kosmisesta säteilystä aiheutuvaa ulkoista säteilyaltistusta arvioitaessa on erikseen huomioitava harvaan ionisoivien varauksisten hiukkasten ja fotonien ja toisaalta tiheään ionisoivan neutronisäteilyn osuus.

Kosmisen säteilyn harvaan ionisoivasta komponentista aiheutuva efektiivisen annoksen nopeus leveyspiirillä 60°-70° on 32 nSv/h (UNSCEAR 2000, taulukko 1, sivu 113). Kun rakennuksen suojauskerroin on 0,8 ja sisätiloissa vietetyn ajan osuus 80 % ja ulkona vietetyn ajan osuus 20 %, voidaan laskea harvaan ionisoivan komponentin aiheuttama efektiivinen annos vuodessa:

$$32 \text{ nSv/h} \cdot 8760 \text{ h/a} \cdot 0,8 \cdot 0,8 = 0,179 \text{ mSv/a sisätiloissa} \quad (5)$$

$$32 \text{ nSv/h} \cdot 8760 \text{ h/a} \cdot 0,2 = 0,056 \text{ mSv/a ulkona} \quad (6)$$

Kosmisen säteilyn tiheään ionisoivasta komponentista (neutronisäteily) efektiivisen annoksen nopeus leveyspiirillä 60°-70° on 10,9 nSv/h (UNSCEAR 2000, taulukko 1, sivu 113). Kun rakennuksen suojauskerroin on 0,8 ja sisätiloissa vietetyn ajan osuus 80 % ja ulkona vietetyn ajan osuus 20 %, voidaan laskea neutronien aiheuttama efektiivinen annos vuodessa:

$$10,9 \text{ nSv/h} \cdot 8760 \text{ h/a} \cdot 0,8 \cdot 0,8 = 0,061 \text{ mSv/a sisätiloissa} \quad (7)$$

$$10,9 \text{ nSv/h} \cdot 8760 \text{ h/a} \cdot 0,2 = 0,019 \text{ mSv/a ulkona} \quad (8)$$

Sekundäärisäteilyn lisäksi kosmisen säteilyn kokemat vuorovaikutukset ilmakehässä saavat aikaan kosmogeenisia radionuklideja, kuten esimerkiksi hiili-14. Ihmiselle näistä radionuklideista aiheutuu hyvin vähän säteilyaltistusta, noin 0,012 mSv vuodessa (UNSCEAR 2000).

Harvaan ionisoivien varauksisten hiukkasten ja fotonien, tiheään ionisoivan neutronisäteilyn sekä kosmogeenisten radionuklidien aiheuttama keskimääräinen efektiivinen annos vuodessa on:

$$(0,179 + 0,056 + 0,061 + 0,019 + 0,012) \text{ mSv/a} = 0,327 \text{ mSv/a} \quad (9)$$

Näin laskettuna suomalaiset saavat kosmisesta säteilystä keskimäärin 0,33 mSv:n suuruisen efektiivisen annoksen vuodessa.

Lentäminen

Matkustajakoneet lentävät noin kymmenen kilometrin korkeudessa, missä kosmisen säteilyn annosnopeus on monikymmenkertainen maanpinnan tasoon nähden. Useimmat lentomatkustajat altistuvat kosmiselle säteilylle vain satunnaisesti ja lyhyitä aikoja kerrallaan, jolloin esimerkiksi vuositasolla lisäys tavanomaiseen säteilyaltistukseen on vähäistä. Sen sijaan lentohenkilöstön altistusajat ovat pidempiä, jopa 800 tuntia vuodessa.

Kosmisesta säteilystä lennon aikana saatu annos riippuu lentoajasta, -korkeudesta ja -reitistä sekä kääntäen verrannollisesti auringon aktiivisuudesta. Lentokoneen rakenteet eivät juurikaan vaimenna kosmista säteilyä.

Mitä korkeammalla lennetään, sitä suurempi on kosmisen säteilyn annoskvivalenttinopeus. Yhdeksän kilometrin korkeudessa se on 3–4 $\mu\text{Sv/h}$ ja 12 km korkeudessa jo kaksinkertainen (6–8 $\mu\text{Sv/h}$). Annoskvivalenttinopeus kasvaa noin 15 prosenttia jokaista 600 metrin nousua kohden 50° suuremmilla leveysasteilla.

Lennettäessä päiväntasaajalta kohti napa-alueita annoskvivalenttinopeus kasvaa 50.–60. leveysasteille asti pysyen tämän jälkeen suhteellisen vakiona. Napa-alueilla tiheään ionisoivan protoni- ja neutronisäteilyn annoskvivalenttinopeus on 3–5-kertainen päiväntasaajaan nähden. Harvaan ionisoivien varauksellisten hiukkasten ja fotonien annoskvivalenttinopeus on noin kaksinkertainen napa-alueilla päiväntasaajaan nähden.

Taulukko 7. (EC Radiation Protection 88, 1997): Lennon aikana saatu efektiivinen annos eräillä lentoreiteillä auringonpilkkuminimin aikana. Efektiivinen annos on laskettu ohjelmallisesti.

Lentoreitti	Lennon kesto (min)	Efektiivinen annos (μSv)
Helsinki–Frankfurt	160	10
Tukholma–Wien	140	8,2
Tukholma–Tokio	605	51
Bryssel–Singapore	675	30
Amsterdam–Vancouver	645	70

Auringonpurkaus voi lyhytaikaisesti nostaa annosnopeutta lentokoneessa. Purkausten aiheuttama lisäys kosmisen säteilyn annosekvivalenttinopeuteen on pitkällä aikavälillä arvioitu olevan noin 3 % 12 kilometrin ja 7 % 18 kilometrin korkeudessa.

Suomalaisille lentomatkustajille aiheutuvaa vuotuista keskimääräistä säteilyaltistusta ei ole arvioitu.

23 Sisäinen säteilyaltistus

Suomalaiset saavat elimistönsä luonnon radioaktiivisia aineita ruuan, juomaveden ja hengitysilman kautta. Luonnon radioaktiivisuudesta kehossa aiheutuva keskimääräinen efektiivinen vuosiannos maailmassa on 0,31 mSv, josta 0,17 mSv tulee ^{40}K :stä ja 0,14 mSv ^{238}U ja ^{232}Th -sarjoista (UNSCEAR 2000). Suomessa käytetään yleisesti talousvetenä pohjavettä, joka sisältää pintavettä enemmän luonnon radionuklideja. Siksi talousveden osuus on syytä tutkia erikseen suomalaisten säteilykuormaa arvioidessa. Näiden arvioiden taustaa on selvitetty tarkemmin seuraavissa kappaleissa.

231Kalium-40

Aikuisissa (ikä > 15) kaliumia on noin 0,18% painosta, josta radioaktiivisen isotoopin ^{40}K osuus on $1,17 \cdot 10^{-4}$. Isotoopin ^{40}K ominaisaktiivisuus on $2,6 \cdot 10^8 \text{ Bq/kg}$ ja annoskerroin $3 \mu\text{Sv/a}$ per Bq/kg . Noin 70-kiloisessa ihmisessä ^{40}K :tä on 14,7 mg ja se aiheuttaa vuodessa noin 0,165 mSv sisäisen säteilyn annoksen. Lapsissa (ikä < 15) kaliumia on enemmän, noin 0,2% painosta ja siitä aiheutuu noin 0,185 mSv annos (UNSCEAR 2000). Kaliumin saanti on tasapainossa sen erittymisen kanssa, joten ravinnon tai juomaveden kaliumpitoisuudella ei ole vaikutusta annokseen.

232Uraani- ja toriumsarjan nuklidit elintarvikkeissa

Suomessa elintarvikkeiden luonnonnuklidipitoisuuksista on olemassa vähemmän tietoa kuin talousveden radionuklideista. Vuonna 2003 tehdyssä pro gradu -tutkielmassa arvioitiin suomalaisten nauttimia luonnonnuklidimääriä hyödyn-tämällä UNSCEARin ilmoittamia keskimääräisiä pitoisuuksia elintarvikkeissa sekä suomalaisten omia kulutustilastoja (Myllymaa 2003). Kansallisten pitoisuusarvioiden saamiseksi STUK on äskettäin käynnistänyt uuden tutkimuksen.

Oman erityisryhmän Suomessa muodostavat Lapin poronhoitajat, jotka saavat poronlihan ja sisäelinten mukana huomattavasti enemmän radonin tytärnuklideja ^{210}Po ja ^{210}Pb kuin keskimääräinen suomalainen. Poronhoitajien keskimääräisestä ruokavaliosta laskien ^{210}Po :n päiväsaanto oli tutkimuksen Kauranen ja Miettinen (1969) mukaan luokkaa 2,5 Bq ja ^{210}Pb :n 0,32 Bq. Polonium-210:n saanto on yli kymmenkertainen verrattuna UNSCEAR 2000:n ilmoittamaan keskimääräiseen saantoon. UNSCEAR 2000:n mukaan ^{210}Po :a ja ^{210}Pb :ä saadaan normaalista ruokavaliosta keskimäärin 0,160 ja 0,082 Bq päivässä.

Taulukoissa 8 ja 9 on esitetty nielemällä ja hengittämällä saaduista uraani- ja toriumsarjojen nuklideista maailmassa keskimäärin aiheutuva efektiivinen annos.

Taulukko 8. Nielemällä saaduista uraani- ja toriumsarjojen nuklideista eri ikäryhmille aiheutuva efektiivinen annos (UNSCEAR 2000)

Ikäryhmä	Vuotuinen annos, mSv
Pikkulapsi	0,26
Lapsi	0,20
Aikuinen	0,11
Ikäpainotettu keskiarvo	0,14

Taulukko 9. Hengittämällä saaduista uraani- ja toriumsarjojen nuklideista eri ikäryhmille aiheutuva efektiivinen annos (UNSCEAR 2000)

Ikäryhmä	Vuotuinen annos, mSv
Pikkulapsi	0,0050
Lapsi	0,0060
Aikuinen	0,0058
Ikäpainotettu keskiarvo	0,0058

233Uraani- ja toriumsarjan nuklidit talousvedessä

Talousvedessä on aina luonnon radioaktiivisia aineita. Ne ovat peräisin maa- ja kallioperän mineraaleista, joista ne liukenevat pinta- ja pohjaveteen. Pohjavesi on paljon pitempään kosketuksissa maa- ja kallioperän kanssa kuin pintavesi, ja siten pohjaveden mineraali- ja myös radionuklidipitoisuudet ovat huomattavasti suurempia kuin pintaveden. Kallioperän pohjavedessä pitoisuudet ovat vielä paljon suurempia kuin maaperän pohjavedessä.

Vesilaitosten jakamasta vedestä noin 60 % on maaperän pohjavettä tai tekopohjavettä ja lähes kaikki muu on pintavettä. Vesilaitokset käyttävät vain harvoin kallioporakaivovettä vesilähteenään, ja silloin on useimmiten kyse pienistä laitoksista. Osa radionuklideista myös poistuu vesilaitoksilla normaalin vedenkäsittelyn yhteydessä (Hämäläinen et al. 2004). Porakaivojen vedessä radionuklidien pitoisuudet ovatkin moninkertaisia verrattuna rengas- tai lähdekaivojen veteen. Suomessa porakaivoveden radionuklidien aktiivisuuspitoisuudet ovat kansainvälisesti verrattuna suuria.

Eniten annosta aiheutuu uraanisarjan nuklideista ^{222}Rn (radon), ^{210}Po (polonium), ^{210}Pb (lyijy), ^{226}Ra (radium) ja uraanin isotoopeista ^{234}U ja ^{238}U . Toriumsarjan nuklideista ainoastaan ^{228}Ra on otettava huomioon annosta arvioitaessa. Sen pitoisuuksia on mitattu Suomessa kuitenkin melko vähän. Tässä on oletettu

^{228}Ra -pitoisuuden olevan sama kuin ^{226}Ra :n pitoisuus. Tämä pitää paikkansa vain keskimäärin; pienillä ^{226}Ra -pitoisuuksilla ^{228}Ra -pitoisuus on yleensä suurempi ja suurilla ^{226}Ra -pitoisuuksilla pienempi kuin ^{226}Ra -pitoisuus. Toriumin isotopit ovat hyvin niukkaliukoisia, ja niiden aiheuttama annos on pieni edellä mainittuihin nuklideihin verrattuna.

Kaasumainen radon (^{222}Rn) aiheuttaa sisäisen säteilyannoksen sekä ruuan ja juoman mukana nautittuna että hengitysilman kautta. Muut veden radionuklidit aiheuttavat säteilyannoksen vain ravinnon ja juomaveden kautta. Talousveden sisältämä radon vapautuu helposti vedenkäytön yhteydessä huoneilmaan, erityisesti vettä kuumennettaessa. Talousvedestä vapautuneen radonin aiheuttamaa annosta ei kuitenkaan ole huomioitu taulukoissa 11 ja 12, vaan se on mukana sisäilman radonin annoksessa.

Taulukko 10. Luonnon radionuklidien pitoisuudet talousvedessä ja eri vesilähteitä käyttävien osuus väestössä (Vesterbacka et al.2004, Mäkeläinen et al. 2001). ²²⁸Ra:n pitoisuus on arvioitu samaksi kuin ²²⁶Ra:n pitoisuus. Keskiarvopitoisuus on saatu painottamalla käyttäjämäärillä.

Radionuklidien pitoisuudet Bq/l	pora-kaivot	rengas-kaivot.	vesilaitokset	keskiarvo
²²² Rn	460	50	27	45,70
²³⁴ U	0,35	0,02	0,02	0,03
²³⁸ U	0,26	0,015	0,015	0,02
²²⁶ Ra	0,05	0,016	0,003	0,01
²²⁸ Ra	0,05	0,016	0,003	0,01
²¹⁰ Po	0,048	0,007	0,003	0,01
²¹⁰ Pb	0,04	0,013	0,003	0,01
Osuus käyttäjistä %:				
	4 %	6 %	90 %	100 %

Taulukko 11. Sisäisesti nautitun juomaveden luonnonnuklidien annosmuuntokerroimet (Sv/Bq) eri-ikäisille henkilöille (National Research Council 1999, Basic Safety Standard 1996).

Nuklidi	Ikä ≤ 1 v	1-2 v	2-7 v	7-12 v	12-17 v	>17 v
²²² Rn	4,0E-08	2,3E-08	1,0E-08	5,9E-09	4,2E-09	3,5E-09
²³⁴ U	3,7E-07	1,3E-07	8,8E-08	7,4E-08	7,4E-08	4,9E-08
²³⁸ U	3,4E-07	1,2E-07	8,0E-08	6,8E-08	6,7E-08	4,5E-08
²²⁶ Ra	4,7E-06	9,6E-07	6,2E-07	8,0E-07	1,5E-06	2,8E-07
²²⁸ Ra	3,0E-05	5,7E-06	3,4E-06	3,9E-06	5,3E-06	6,9E-07
²¹⁰ Po	2,6E-05	8,8E-06	4,4E-06	2,6E-06	1,6E-06	1,2E-06
²¹⁰ Pb	8,4E-06	3,6E-06	2,2E-06	1,9E-06	1,9E-06	6,9E-07

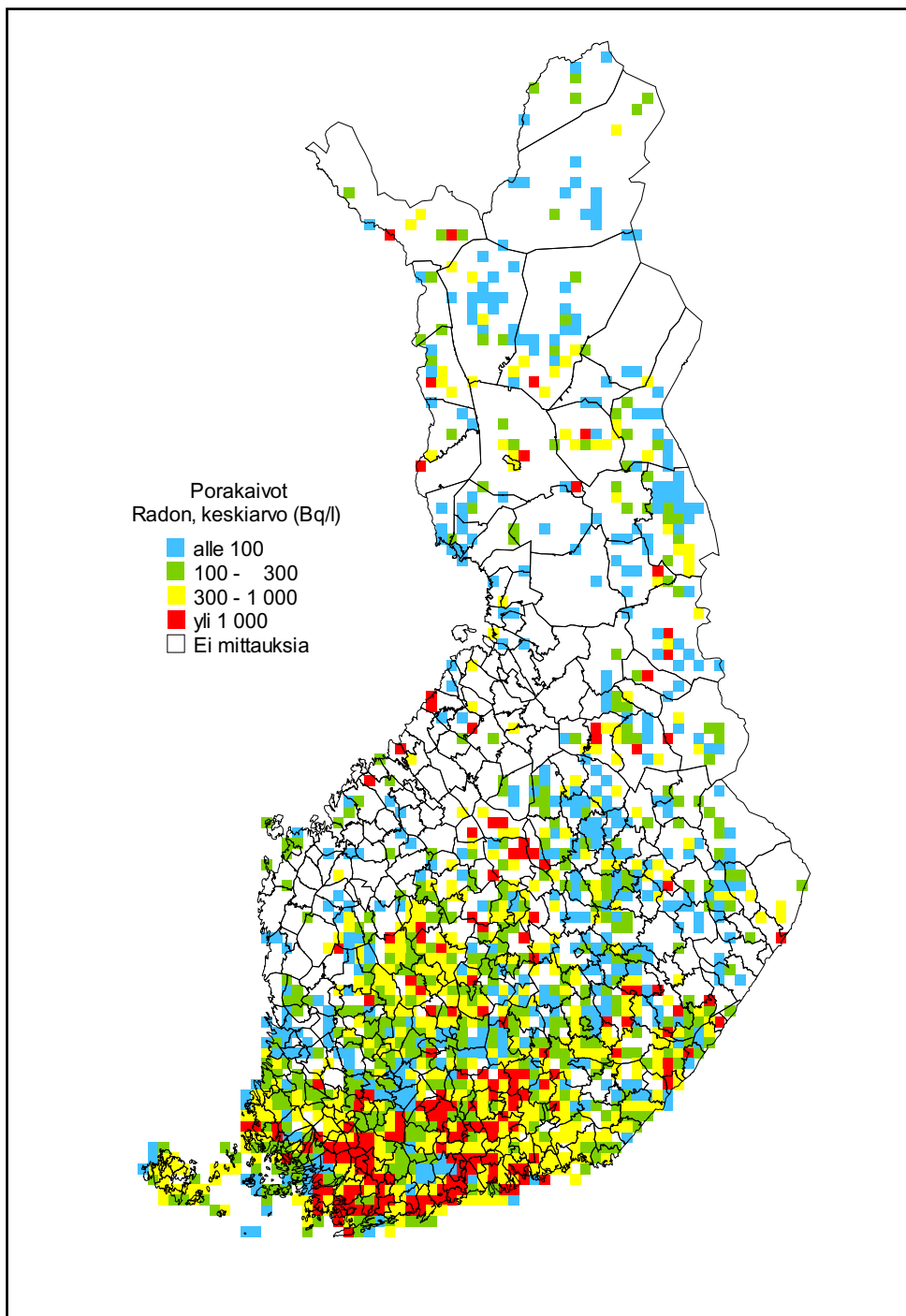
Taulukko 12. Eri-ikäisten suomalaisten talousvedestä ruuan ja juoman kautta saama efektiivinen vuosiannos. Pitoisuudet taulukosta 10 ja muuntokertoimet taulukosta 11. Radonin osalta oletetaan, että kaikki juovat 0,5 l kuumentamatonta vettä päivässä. Muiden nuklidien osalta on oletettu, että alle 7-vuotiaat juovat päivittäin 0,8 l ja muut 2,2 l.

Keskimääräinen talousvedestä saatava annos mSv/a							Ikäpainotettu arvio
	Ikä ≤ 1 v	1-2 v	2-7 v	7-12 v	12-17 v	>17 v	
²²² Rn	3,3E-01	1,9E-01	8,1E-02	4,8E-02	3,4E-02	2,8E-02	3,9E-02
²³⁴ U	3,5E-03	1,2E-03	8,3E-04	1,9E-03	1,9E-03	1,3E-03	1,4E-03
²³⁸ U	2,4E-03	8,5E-04	5,7E-04	1,3E-03	1,3E-03	8,7E-04	9,3E-04
²²⁶ Ra	7,6E-03	1,5E-03	1,0E-03	3,5E-03	6,6E-03	1,2E-03	1,8E-03
²²⁸ Ra	4,8E-02	9,2E-03	5,5E-03	1,7E-02	2,3E-02	3,1E-03	6,0E-03
²¹⁰ Po	3,7E-02	1,3E-02	6,3E-03	1,0E-02	6,3E-03	4,7E-03	5,8E-03
²¹⁰ Pb	1,2E-02	5,2E-03	3,2E-03	7,6E-03	7,6E-03	2,7E-03	3,5E-03
Pitkäikäiset nuklidit yhteensä ¹⁾	1,1E-01	3,1E-02	1,7E-02	4,2E-02	4,7E-02	1,4E-02	1,9E-02
Kokonaisannos	4,4E-01	2,2E-01	9,9E-02	9,0E-02	8,1E-02	4,2E-02	5,8E-02
Pitkäikäisten nuklidien osuus ¹⁾	25 %	14 %	18 %	47 %	58 %	33 %	33 %

¹⁾ muut kuin ²²²Rn

Ikä vaikuttaa voimakkaasti annosmuuntokertoimien arvoihin. Lasten pienempi vedenkulutus ja lapsuusvuosien suhteellisen pieni osuus ihmisen elinkaaresta kuitenkin aiheuttavat, että ikäpainotettu annosarvio on vain noin 30-40% suurempi kuin aikuisen annos. Radium käyttäytyy hieman toisin: Luuhakuisena sen annosmuuntokerroin on kasvuvaiheessa olevilla 7-17-vuotiailla suurempi kuin 2-7-vuotiailla, ja ikäpainotettu annos on 80% suurempi kuin aikuisten annos.

Suomalaisten talousvedestä saamat annokset vaihtelevat vesilähteen mukaan. Kaikille aikuisille käyttäjille keskiarvo on 0,042 mSv vuodessa. Porakaivonkäyttäjien keskimääräinen vuosiannos on 0,400 mSv, rengaskaivon käyttäjän 0,050 mSv ja vesilaitosveden käyttäjän 0,020 mSv. Pelkkää pintavettä jakavan vesilaitoksen käyttäjän annos on vielä paljon pienempi. Suurin arvioitu porakaivonkäyttäjän vuotuinen efektiivinen annos on ollut 70 mSv. Porakaivo-veden pitoisuudessa on alueellista vaihtelua. Yksittäisiä korkeita pitoisuuksia voi silti esiintyä lähes joka puolella Suomessa (Kuva 5).



Kuva 5. Porakaivojen radonpitoisuuden keskiarvot Suomessa.

UNSCEAR 2000:n arvio maailman keskiarvolle juomaveden pitkäikäisistä radioaktiivisista aineista on noin $7 \mu\text{Sv}$ vuodessa (aikuiset). UNSCEAR käyttää vuosikulutukselle arvoa 500 l, kun taas suomalaisissa töissä on käytetty arvoa 803 l. Tämä huomioon ottaen UNSCEARin arvio on vähän yli puolet suomalaisten vastaavaan kulutukseen normeerattuun arvoon $12 \mu\text{Sv}$ verrattuna, mutta se on suurempi kuin vesilaitosvettä käyttäville laskettu vastaava luku $5 \mu\text{Sv}$. Suomalaisten suuremmat annokset johtuvat pohjaveden ja erityisesti kallioporakaivoveden suurista luonnonnuklidipitoisuuksista. Vaikka porakaivoa käyttävien osuus väestöstä on vain 4 %, on heidän osuutensa vedestä aiheutuvasta kollektiivisesta annoksesta noin puolet.

Suomessa radon aiheuttaa yli puolet vedestä saatavasta annoksesta. On arvioitu, että rengaskaivojen veden käyttäjille noin 60 % ja porakaivojen veden käyttäjille noin 75 % annoksesta aiheutuu radonista (Vesterbacka et al. 2004). (Jos ^{228}Ra otetaan huomioon, luvut olisivat 54 % ja 68 %.)

Maailmanlaajuisesti juomaveden radonista aiheutuva annos on pieni verrattuna suomalaisten saamaan annokseen $0,039 \text{ mSv}$. UNSCEAR 2000 arvioi juomaveden radonista aiheutuvan vuotuisen annoksen olevan $0,002 \text{ mSv}$ (ikäpainotettu arvo).

UNSCEAR 2000 ilmoittaa uraani- ja toriumsarjojen aiheuttavan maailmassa keskimäärin sisäisen annoksen $0,140 \text{ mSv}$ vuodessa. Kun talousveden pitkäikäisten aineiden ikäpainotettu osuus on $0,009 \text{ mSv}$, jää elintarvikkeiden osuudeksi maailman keskiarvosta $0,131 \text{ mSv}$. Jos elintarvikkeiden aiheuttamana annoksena käytetään UNSCEARin arvoja, on suomalaisten uraani- ja toriumsarjojen nuklideista saama vuotuinen sisäinen annos elintarvikkeista saatavan annoksen $0,131 \text{ mSv}$ ja talousvesiannoksen $0,058 \text{ mSv}$ summa eli $0,189 \text{ mSv}$.

3 Säteilyn lääketieteellinen käyttö

31 Sosiaali ja terveysministeriön asetus säteilyn lääketieteellisestä käytöstä

Säteilyn lääketieteellisestä käytöstä annetun sosiaali- ja terveysministeriön asetuksen (423/2000) 17 §:ssä säädetään, että röntgentutkimuksista aiheutuvia säteilyannoksia tulee säännöllisesti mitata tai arvioida laskennallisesti. Isotooppitutkimuksissa tulee potilaalle annettava aktiivisuus mitata aktiivisuusmittarilla. Säteilylle altistavia toimenpiteitä koskevien tietojen tallentamisesta säädetään asetuksen 43 §:ssä. Tutkimusmääristä ja säteilyannoksista tulee tehdä erikseen annettavien ohjeiden mukaan yhteenvedot, joiden perusteella laaditaan valtakunnalliset arviot säteilyn lääketieteellisestä käytöstä aiheutuneista säteilyaltistuksista ja niiden kehittymisestä. Nämä ovat toiminnan harjoittajille säädettyjä velvollisuuksia, jotka tulevat takaamaan potilaan säteilyaltistuksen systemaattisen seurannan. STUKin tehtäväksi asetuksessa on säädetty valtakunnallisten arvioiden kokoaminen ja julkaiseminen.

32 Röntgentutkimukset

Röntgentutkimuksista potilaalle aiheutuva efektiivinen annos voidaan laskea potilasannosmittauksista saatujen elinkohtaisten annosten (ekvivalenttien annosten) perusteella käyttäen ICRP:n julkaisemia kudosten ja elinten painotuskertoimia (Liite 1).

Röntgentutkimuksista suomalaisille vuosittain aiheutuva efektiivinen annos on viimeksi määritetty 1990-luvun puolivälissä (Rannikko et al. 1997). Tällöin käytettiin vuoden 1996 tutkimusmääriä, mutta annosmäärityksissä otettiin huomioon vuosien 1993-1996 aikana kerätyt tiedot. Röntgentutkimuksissa suoraan mitattavat pinta-annos (ESD) ja annoksen ja pinta-alan tulo (DAP) sekä laskennallisesti saatavat elinkohtainen annos ja efektiivinen annos määritettiin 1539 potilaalle, jotka osallistuivat 50 erilaiseen röntgentutkimukseen. Elinkohtaisten annosten laskennassa käytettiin kaupallista ohjelmaa ODS-60. Näiden tulosten perusteella röntgentutkimuksista suomalaisille aiheutunut kollektiivinen annos on 2374 manSv, josta saadaan suomalaisen vuosittaiseksi efektiiviseksi annokseksi 0,5 mSv.

Röntgentutkimusten lukumäärät on viimeksi selvitetty vuonna 2000 (Hakanen 2002). Selvityksen mukaan Suomessa tehdään vuosittain hieman alle 4,1 miljoonaa röntgentutkimusta. Tutkimusten määrä väestömäärään nähden on huomattavasti korkeampi kuin esimerkiksi Ruotsissa tai Englannissa, mutta

samaa tasoa kuin keskimäärin terveydenhuollon tason I maissa (UNSCEAR-järjestön 4-tasaisen luokituksen mukaan maat, joissa on vähintään yksi lääkäri tuhatta asukasta kohden) (Hakanen et al. 2003). Käyttäen aikaisemman selvityksen tietoja potilaille aiheutuvista annoksista, tästä voidaan laskea röntgentutkimusten kohderyhmän keskimääräiseksi vuosittaiseksi annokseksi noin 0,6 mSv/potilas.

Säteilyturvakeskuksessa käynnissä olevassa projektin (nk. TUTKA-projektin) tavoitteena on luoda järjestelmä, jolla röntgentutkimuksien lukumäärät ja potilaan säteilyaltistustiedot voidaan systemaattisesti kerätä STUKiin perustettavaan ja ylläpidettävään röntgentutkimusten rekisteriin. Projektin ensimmäisenä vaiheena toteutettiin em. vuoden 2000 tutkimusmäärätietojen keräys. Vuonna 2004 julkaistiin toiminnanharjoittajille tarkoitettu opas röntgentutkimuksista potilaalle aiheutuvan säteilyaltistuksen määrittämiseksi (STUK tiedottaa 1/2004). Perustettavan röntgentutkimusrekisterin avulla voidaan jatkossa säännöllisesti päivittää röntgentutkimuksista väestölle ja kohderyhmälle aiheutuneet efektiiviset annokset.

33Isotooppi tutkimukset

STUK on tehnyt selvityksiä isotooppitutkimuksista ja hoidoista Suomessa vuodesta 1975 lähtien aluksi harvemmin ja vuodesta 1994 lähtien kolmen vuoden välein. Viimeisin selvitys on tehty vuoden 2003 isotooppitutkimuksista ja -hoidoista. Selvityksen tulokset on julkaistu raportissa STUK-B-STO 58 (Korpela 2005). Selvityksen tarkoituksena on isotooppitutkimuksista aiheutuvan kollektiivisen efektiivisen annoksen, isotooppitutkimusten ja -hoitojen lukumäärien ja eri tutkimuksissa ja hoidoissa käytettävien keskimääräisten aktiivisuuksien määrittäminen. Vuonna 2003 pyydettiin erikseen tiedot aikuisten ja lasten (alle 16-vuotiaiden) tutkimuksista ja hoidoista sekä terveille vapaaehtoisille että potilaille tehdyistä tieteellisistä tutkimuksista ja hoidoista.

Vuonna 2003 isotooppitutkimusten määrä oli 45120. Näistä noin 3000 oli lapsille tehtyjä tutkimuksia. Isotooppitutkimusten lukumäärä tuhatta asukasta kohti oli 8,6 vuonna 2003.

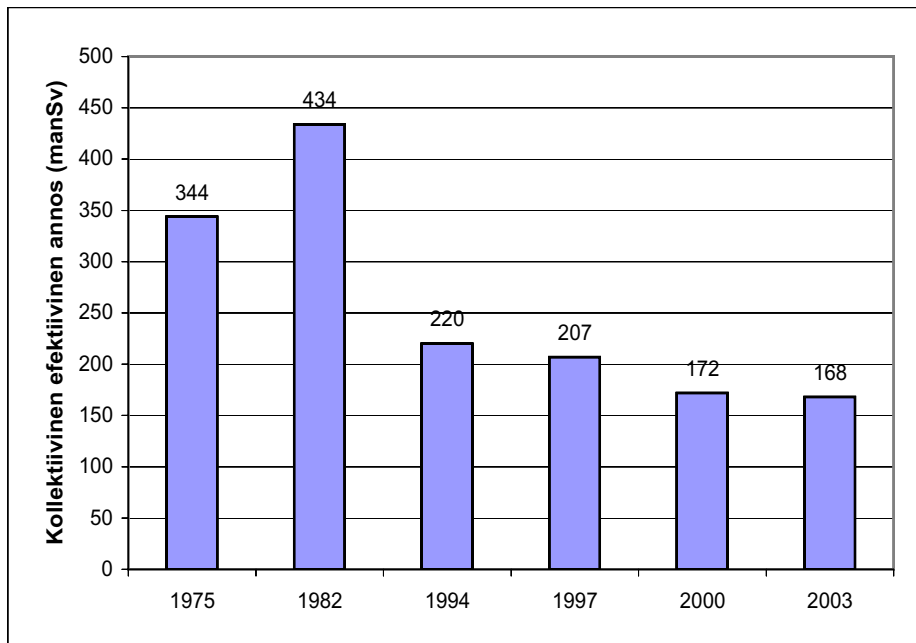
Vuonna 2003 isotooppitutkimuksia tehtiin käyttäen radionuklideja ^{11}C , ^{14}C , ^{15}O , ^{18}F , ^{51}Cr , ^{57}Co , ^{67}Ga , ^{75}Se , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{111}In , ^{123}I , ^{131}I ja ^{201}Tl . Isotooppitutkimuksista 85 % tehtiin $^{99\text{m}}\text{Tc}$:llä ja 94 % tutkimuksista tehtiin radionuklideilla $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{201}Tl , ^{131}I , ^{123}I ja ^{18}F .

Isotooppitutkimuksista aiheutuva sisäinen annos on laskettu käyttäen ICRP:n radioaktiivisille lääkevalmisteille valmiiksi laskemia annosmuuntokertoimia (mSv/MBq). Kertoimet on julkaistu ICRP:n julkaisussa 80 ja sen myöhemmin julkaistuissa liitteissä (addendum). Niille radioaktiivisille lääkevalmisteille, joille

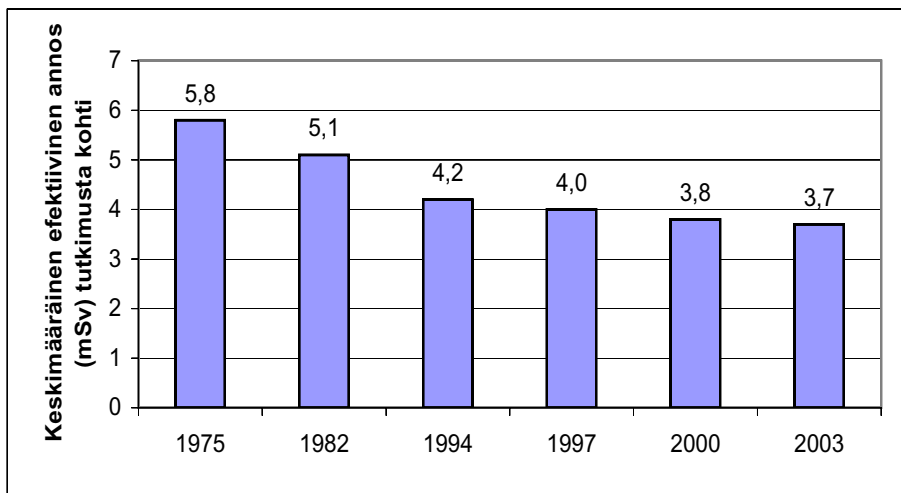
ICRP:n julkaisuissa ei ole annettu kerrointa, on käytetty radioaktiivisen lääkevalmisteen tuoteselosteessa annettua tai kirjallisuudesta saatua kerrointa.

Vuoden 2003 selvityksen perusteella laskettu kollektiivinen efektiivinen annos on aikuisille tehdyistä isotooppitutkimuksista aiheutunut kollektiivinen efektiivinen annos. Lapsille isotooppitutkimuksessa annettava aktiivisuus riippuu lapsen painosta. Lisäksi lapselle aiheutuva efektiivinen annos riippuu lapsen iästä. Edellä mainituista syistä lapsille tehdyistä isotooppitutkimuksista aiheutunutta kollektiivista efektiivistä annosta ei voitu laskea selvityksessä saatujen tietojen perusteella. Isotooppitutkimuksiin tulevien potilaiden tiedetään olevan melko iäkkäitä. Saksalaisten vuonna 2003 tekemän arvon perusteella Saksassa isotooppitutkimuksiin tulevista potilaista 60 % on yli 60-vuotiaita.

Vuonna 2003 isotooppitutkimuksista aiheutunut kollektiivinen efektiivinen annos oli 168 manSv ja tästä aiheutunut keskimääräinen efektiivinen annos kansalaista kohti 0,03 mSv. Keskimääräinen annos isotooppitutkimusta kohti oli 3,7 mSv. Kuvassa 6 on esitetty isotooppitutkimuksista aiheutunut kollektiivinen efektiivinen annos ja kuvassa 7 keskimääräinen efektiivinen annos isotooppitutkimusta kohti vuosina 1975, 1982, 1994, 1997, 2000 ja 2003.



Kuva 6. Isotooppitutkimuksista aiheutunut kollektiivinen efektiivinen annos vuosina 1975–2003.



Kuva 7. Keskimääräinen efektiivinen annos isotooppitutkimusta kohti vuosina 1975–2003.

4 Tshernobylin ja ydinasekokeet

Ilmakehässä on tehty kaikkiaan 512 ydinräjäytystä useilla eri koepaikoilla. Valtaosa näistä kokeista tehtiin vuosina 1945-1963. Viimeiset ydinasekokeet tehtiin vuonna 1980. Osa syntyneistä radioaktiivisista aineista kohosi räjähdysten voimasta ilmakehän ylempiin kerroksiin, josta se vähitellen vuosien kuluessa laskeutui maahan. Eniten laskeumaa tuli 1960-luvun alkupuolella ilmakehässä tehtyjen räjäytysten jälkeen. Säteilyannosten kannalta laskeuman radioaktiivisista aineista tärkeimmät ovat ^{137}Cs ja ^{90}Sr . Niiden esiintymistä maaperässä, elintarvikkeissa ja ihmisissä on seurattu 1960-luvun alkupuolelta lähtien.

Vuonna 1986 huhtikuun lopussa tapahtuneen Tshernobylin onnettomuuden seurauksena ympäristöön päässeitä radioaktiivisia aineita kulkeutui kaikkialle Eurooppaan. Vaurioituneesta reaktorista vapautuneita radioaktiivisia aineita kulkeutui tuulen mukana parissa päivässä Suomeen, joten radioaktiivisia aineita sisältävässä pilvessä oli myös lyhytikäisiä nuklideja. Ilmassa oli mm. jodin (^{131}I , ^{132}I , ^{133}I), telluurin ($^{129\text{m}}\text{Te}$, ^{132}Te), cesiumin (^{134}Cs , ^{136}Cs) ja ruteniumin (^{103}Ru , ^{106}Ru) isotooppeja. Koska radioaktiivinen pilvi oli Suomen yllä vain lyhyen ajan, ihmiset saivat hengitysilmaasta kehoonsa hyvin pieniä määriä radionuklideja ja siten myös hengitysilmassa olleista radionuklideista aiheutunut säteilyannos jäi pieneksi. Samasta syystä myös ulkoisen säteilyn annos jäi pieneksi. Lyhytikäiset radioaktiiviset aineet ovat jo hävinneet luonnosta, mutta pitkäikäisiä radioaktiivisia aineita, kuten ^{137}Cs ja ^{90}Sr , on yhä ympäristössä. Tshernobylin laskeumassa oli kuitenkin erittäin vähän ^{90}Sr :ää, joten sen aiheuttama annos jäi pieneksi. Radioaktiivisten aineiden esiintymistä maaperässä, elintarvikkeissa ja ihmisissä on seurattu onnettomuudesta lähtien.

4.1 Ulkoisen säteilyn aiheuttama annos

Tshernobylin onnettomuudesta peräisin oleva laskeuma nosti ulkoisen säteilyn annosnopeutta ennen kaikkea Etelä-Suomessa. Vuosien 1986-1987 mittausten (Arvela et al. 1990) perusteella Tshernobylin-laskeuman aiheuttama annosnopeuden lisäys Suomen kunnissa vaihteli 1.10.1987 välillä 2,5-188 nGy/h. Mittaukset suoritettiin ajoneuvoon sijoitetuilla jatkuvasti toimivilla Geiger-Mueller-mittarilla ja gammaspektrometrillä. Tutkimus tehtiin yhteensä 19 000 km matkalla, joista 10 000 km matkalla myös gammaspektrometri oli käytössä. Näiden mittausten perusteella saatiin annosnopeuden lisäksi tietoa laskeuman sisältämien radioaktiivisten aineiden, kuten ^{137}Cs , ^{95}Zr ja ^{103}Ru , jakautumisesta Suomessa. Lokakuussa 1986 määritettiin ^{137}Cs :n aktiivisuuskatteen ja annos-

nopeuden väliseksi suhteeksi $290 \text{ kBq m}^{-2} / \mu\text{Sv h}^{-1}$ (syvyysjakauma $\alpha/\rho=0,4 \text{ cm}^2\text{g}^{-1}$). Vuotta myöhemmin suhde oli $410 \text{ kBq m}^{-2} / \mu\text{Sv h}^{-1}$.

Vuonna 1991 arvioitiin uudelleen Tshernobyl-laskeuman aiheuttamaa annosnopeutta käyttäen annosnopeuskerrointa, joka vastaa ^{137}Cs :n relaxaatioisyvyyttä 10 g cm^{-2} (Beck, 1980). Nuklidien ^{134}Cs ja ^{137}Cs aktiivisuuksien suhteena käytettiin arvoa 0,112 (1.9.2001). Näin laskettu ulkoisen annosnopeuden lisäys Tshernobyl-laskeuman takia Suomen kunnissa vaihteli 1.9.1991 välillä 1-61 nGy/h koko maan keskiarvon ollessa 12,2 nGy/h (Taulukko 6). Kun ihmisen oletettiin oleskelevan ulkona 20% ajasta, saatiin Tshernobylin onnettomuudesta peräisin oleva laskeuman aiheuttamaksi annokseksi vuonna 1991

$$12,2 \text{ nGy} / \text{h} \cdot 8760 \text{ h} \cdot 0,2 \cdot 0,7 \text{ Sv} / \text{Gy} = 0,015 \text{ mSv} \quad (10)$$

$$\text{Minimi:} \quad 1 \text{ nGy} / \text{h} \cdot 8760 \text{ h} \cdot 0,2 \cdot 0,7 \text{ Sv} / \text{Gy} = 0,001 \text{ mSv}$$

$$\text{Maksimi:} \quad 61 \text{ nGy} / \text{h} \cdot 8760 \text{ h} \cdot 0,2 \cdot 0,7 \text{ Sv} / \text{Gy} = 0,075 \text{ mSv}$$

Rakennuksien sisällä Tshernobyl-laskeuman aiheuttama annosnopeuden nousu on vähäisempää rakennusten suojaavan vaikutuksen takia. Suojauskerroimia on arvioitu ruotsalaisten tutkimusten perusteella (Arvela et al. 1995). Pientaloissa rakennuksen suojaustekijä on arvioitu mukaan 37%. Suojaustekijä kertoo, että annosnopeuden lisäys sisällä on 37% ulkona vallitsevasta lisäyksestä. Kerrostaloissa suojavaikutus on suurempi nousun ollessa vain 4%. Koko väestölle rakennustyypeillä painotettu suojaustekijä on 26%.

Edellä kuvatun sisällä suoritettujen annosnopeuskartoitusten kohteissa Tshernobylin sisätiloissa aiheuttaman annosnopeuden vaihteluväli oli 0,1-19 nGy/h vuonna 1991 ja keskimäärin annosnopeus oli 3 nGy/h. Tshernobylin onnettomuudesta peräisin oleva laskeuman aiheuttamaksi annokseksi sisätiloissa saatiin

$$3,0 \text{ nGy} / \text{h} \cdot 8760 \text{ h} \cdot 0,8 \cdot 0,7 \text{ Sv} / \text{Gy} = 0,015 \text{ mSv} \quad (11)$$

$$\text{Minimi:} \quad 0,1 \text{ nGy} / \text{h} \cdot 8760 \text{ h} \cdot 0,8 \cdot 0,7 \text{ Sv} / \text{Gy} = 0,0005 \text{ mSv}$$

$$\text{Maksimi:} \quad 19 \text{ nGy} / \text{h} \cdot 8760 \text{ h} \cdot 0,8 \cdot 0,7 \text{ Sv} / \text{Gy} = 0,093 \text{ mSv}$$

Kun huomioidaan oleskelu sekä ulkona että sisätiloissa, Tshernobylin onnettomuudesta peräisin oleva laskeuman aiheuttamaksi vuosittaiseksi ulkoisen säteilyn annokseksi vuonna 1991 saatiin

$$0,015 \text{ mSv} + 0,015 \text{ mSv} = 0,030 \text{ mSv} \quad (12)$$

Tshernobyl-laskeuman ulkoisen säteilyn aiheuttamia efektiivisiä annokset on määritetty edellä vuosina 1986, 1987 (Arvela et al. 1990) ja 1991 (Arvela et al. 1995) suoritettujen mittausten ja arvioiden perusteella. Annosnopeuden käyttäytymistä arvioitiin myöhemmin (Arvela 1992) tutkimalla ydinvoimaloiden ympäristössä mitattujen dosimetriasemien annosnopeustasoja. Tulokset sovitettiin malliin, joka huomioi fysikaalisen puoliintumisen lisäksi aineiden huuhtoutuminen maanpinnalta sekä kulkeutuminen syvenmälle maaperässä (Gale et al. 1964).

Dosimetriasemien tuloksia tarkasteltaessa oletettiin, että annosnopeus lähenee viiden vuoden aikana vakiotasoa ja vähenee sen jälkeen vain hyvin hitaasti. Maaseutu-ympäristössä cesiumin maahan painumisen annosnopeusvaikutukselle saatiin seuraava yhtälö

$$D(t) = D_0 (0,62 e^{-0,693/T1*t} + 0,38) \quad (13)$$

Tässä D_0 on annosnopeus hetkellä $t = 0$ (vuosia). $T1$:lle saatiin arvo 1,22 vuotta. Laskeumasta 38% jää vaikuttamaan pitkäaikaisesti. Kun yhtälöön lisätään radioaktiivisen hajoamisen vaikutus – puoliintumisaika $T_{1/2}$ on 30,2 vuotta ^{137}Cs :lle – ja oletetaan, että viiden vuoden jälkeen annosnopeuden ympäristöpuoliintumisaika on 50 vuotta, saadaan annosnopeudelle seuraava arvio

$$D(t) = D_0 (0,62 e^{-0,693/1,15*t} + 0,38 e^{-0,693/18,8*t}) \quad (14)$$

^{137}Cs :n annosnopeuskerroin D_0 on $2,2 \cdot 10^{-12} \text{ (Gy h}^{-1}\text{)}/\text{(Bq m}^{-2}\text{)}$, joka vastaa 1 mm relaksaatiokyvyttöä.

Liitteessä 3 on esitetty yhtälön perusteella laskettu keskimääräinen ulkoisen säteilyn annos vuosina 1991-2004.

4.2 Sisäisen säteilyn aiheuttama annos

Vuonna 1986 tapahtuneesta Tshernobylin onnettomuudesta sekä 1950- ja 1960-luvuilla ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista peräisin olevasta laskeumasta aiheutuva sisäinen ravinnon kautta saatava annos on määritetty käyttäen hyväksi joko suorien ihmismittausten tuloksia tai elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuuksia.

4.2.1 Sisäisen säteilyn aiheuttama annos kokokehormittausten avulla

Suomessa on 1960-luvulta lähtien seurattu suorien gammaspektrometristen mittausten eli ns. kokokehomittausten avulla väestön altistumista sisäiselle säteilylle. Toiminnan aloitti tutkimustarkoituksessa Helsingin Yliopiston Radiokemian laitos, mutta jo vuonna 1965 valmistui Säteilyfysiikan laitokselle - nykyinen Säteilyturvakeskus - oma laitteisto. Siitä lähtien on laitteistolla vuosittain mitattu laitoksen työntekijöistä muodostettua vertailuryhmää. Vuonna 1968 tehtiin ensimmäinen väestöön kohdistuva otantatutkimus, jonka tulosten perusteella arvioitiin väestön vuotuista säteilyaltistusta. Mittausten avulla on voitu seurata sekä ydinasekokeista että Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevien radioaktiivisten aineiden hidasta poistumista ihmiskehosta.

Pitkällä aikavälillä säteilyannosten kannalta tärkein aine on cesiumin radioaktiivinen isotooppi ^{137}Cs . Suurimmillaan ydinasekokeista aiheutuvat ihmisten ^{137}Cs -määrät olivat 1960-luvun puolivälissä, mutta vielä ennen Tshernobylin onnettomuutta ihmisistä voitiin mitata vielä pieniä määriä ^{137}Cs :ää. Keskimääräiset säteilyannokset olivat muutamia millisievertin kymmenesosia. Suomessa on ihmisryhmä, joille ydinkoelaskeuman cesium aiheutti selvästi suuremman sisäisen säteilyn annoksen kuin muille: Lapin poronhoitajat. He saivat cesiumia ravinnon mukana. Suuri cesiumin aktiivisuus poronhoitajissa johtui siitä, että ravintoketju jäkälä-poro-ihminen rikastaa cesiumia tehokkaasti. Poronhoitajien saamia sisäisen säteilyn annoksia on seurattu suurin kokokehomittauksin vuodesta 1962 lähtien. Vuosina 1955-1985 poronhoitajien ^{137}Cs :stä saama annos oli 13 mSv eli keskimäärin 0,4 mSv:ä vuodessa. Ydinkokeista peräisin olevista muista aineista he saivat yhteensä 0,3 mSv:n annoksen eli 0,01 mSv:ä vuodessa. Nykyään cesiumista poronhoitajille aiheutuva annos on noin 0,03 mSv vuodessa.

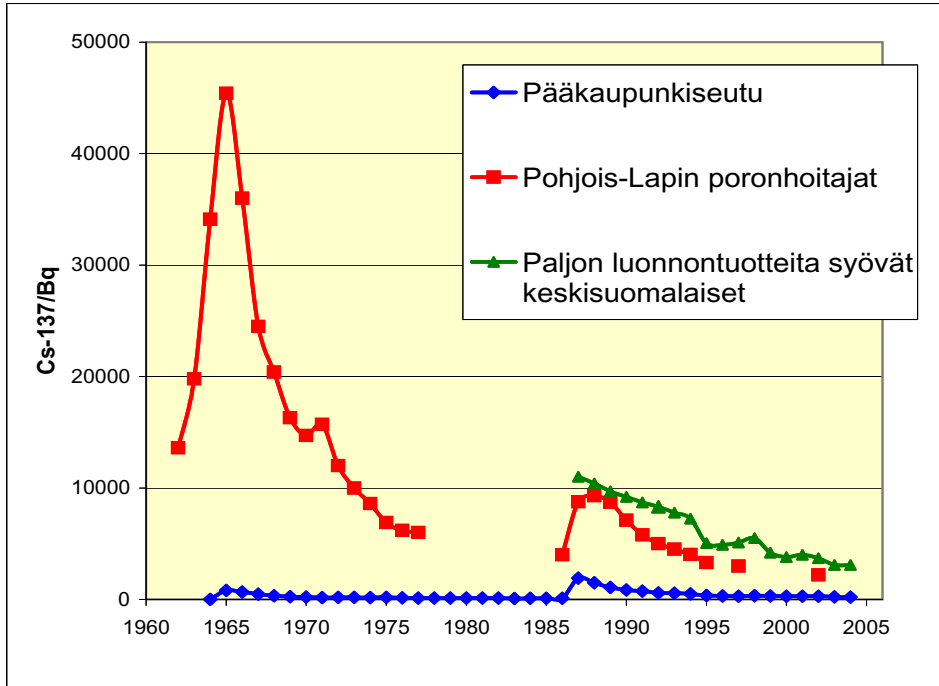
Vuonna 1986 huhtikuun lopussa tapahtuneen Tshernobylin onnettomuuden seurauksena ympäristöön päässeitä radioaktiivisia aineita kulkeutui kaikkialle Eurooppaan. Kokokehomittauksissa havaittiin suomalaisissa sekä ^{137}Cs :ää että lyhytikäisempää cesiumisotoppia ^{134}Cs ensimmäisen kerran kesäkuussa. Tätä ennen havaittiin pieniä määriä lyhytikäisiä radionuklideja, kuten ^{131}I . Loppuvuodesta 1986 valittiin satunnaisotannalla kokokehomittauksiin noin

5000 henkilöä eri puolilta Suomea. Heistä 380 saapui mittaukseen. Mitattavat jaettiin viiteen eri laskeuma-alueita vastaavaan ryhmään. Näin saatiin selville ^{134}Cs - ja ^{137}Cs - pitoisuuksien vaihtelu ihmisissä eri laskeuma-alueilla (Rahola et al. 1987). Vuonna 1988 vastaavanlainen otanta tehtiin Helsingin alueella asuvista henkilöistä. Tällöin mittaukseen saapui 180 henkilöä. Helsingin alue jätettiin ensimmäisestä otannasta pois, koska se kuului vähiten laskeumaa saaneeseen alueeseen, joka oli muutenkin hyvin edustettuna otannassa. Helsingin alueella asuvien henkilöiden cesiumpitoisuuksia selvitettiin mittaamalla Säteilyturva-keskuksen työntekijöistä muodostettua vertailuryhmää.

Satunnaisotannalla otettua ryhmää mitattiin vuosina 1986-1996. Lisäksi mitattiin erityisryhmiä, jotka saivat ruokavaliostaan cesiumia keskimääräistä enemmän. Tällaisia ryhmiä muodostettiin esimerkiksi paljon luonnontuotteita syövästä henkilöistä Tampereelta, Padasjoelta (laskeuma-alue 5) ja Viitasaa-relta (laskeuma-alue 3) sekä Hallan paliskunnan poronhoitajista (Ämmänsaari). Hallan paliskunnan alueelle Tshernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa laskeumaa tuli enemmän kuin Lapin paliskuntien alueelle. Myös 1960-luvulta alkanutta Pohjois-Lapin poronhoitajista koostuvan tutkimusryhmän jäsenten mittaamista jatkettiin (Rahola et al. 1993). Satunnaisotannalla valitut henkilöt ja vertailuryhmä mitattiin Helsingissä. Muut ryhmät on mitattu ko paikkakun- nilla liikkuvaa laitteistoa käyttäen.

Määritettäessä efektiivisen annoksen kertymää annoskertoimina on käytetty $2,5 \cdot 10^6 \text{ Sv per (Bq} \cdot \text{a/kg)}$ ^{137}Cs :lle ja $3,6 \cdot 10^6 \text{ Sv per (Bq} \cdot \text{a/kg)}$ ^{134}Cs :lle (UNSCEAR 1988). Samoja kertoimia käytettiin niin aikuisille kuin lapsillekin. Satunnaisotannalla valittujen väestöryhmien henkilöiden cesiuminpitoisuudet laskettiin yksittäisistä kokokehomittauksista. Tulokset normitettiin ensin vastaamaan vuoden lopun tilannetta. Efektiivisen annoksen kertymät määritettiin kunkin laskeuma-alueen miehille, naisille ja lapsille erikseen. Näistä tulok- sista laskettiin laskeuma-alueen efektiivisen annoksen kertymän painotettu keskiarvo. Painokertoimena käytettiin miesten, naisten ja lasten lukumäärää. Vastaavasti suomalaisten keskimääräinen efektiivisen annoksen kertymä lasket- tiin käyttäen painokertoimena kunkin laskeuma-alueen väestömäärää. Liit- teessä 3 on esitetty yllä kuvatulla tavalla määritetyt suomalaisten keskimää- räisen efektiivisen annoksen kertymät vuosina 1986-1990.

Vuoden 1991 jälkeen keskimääräisen annoksen määrittämisessä on käytetty vertailuryhmän tuloksia. Väestöryhmien mittausten avulla saadun annoksen suhde vertailuryhmän annokseen vuonna 1990 oli 1,25. Vuosina 1991-2000 on koko väestön efektiivisen annoksen kertymä arvioitu kertomalla vertailuryhmän annokset tällä luvulla. Näinä vuosina miesten, naisten ja lasten annokset on saatu käyttäen hyväksi kyseisten ryhmien annosten suhdetta koko väestön annokseen vuonna 1990 (Liite 3).



Kuva 8. ^{137}Cs :n määrä henkilöä kohden Helsingin väestössä edustavassa vertailuryhmässä, Pohjois-Lapin poronhoitajissa sekä paljon luonnontuotteita syövissä keskisuomalaisissa.

Vuosina 2001-2004 suomalaisten keskimääräinen efektiivisen annoksen määrityksessä on käytetty kaikkien sellaisten henkilöiden mittaustuloksia, jotka eivät kuulu mihinkään edellä lueteltuun erityisryhmään. Mitattuja henkilöitä oli vuonna 2004 noin 500, joista noin 330 oli miehiä, 120 naisia ja 50 lapsia. Keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus henkilöä kohden tässä ryhmässä oli 200 Bq (mediaani 140 Bq) ja suurin aktiivisuus oli 1800 Bq. Mikäli henkilössä olevan ^{137}Cs :n aktiivisuus oli alhaisempi kuin laitteiston havaitsemisraja, käytettiin keskiarvoa laskettaessa havaitsemisrajan puolikasta. Tätä laskutapaa tullaan käyttämään jatkossa määrittäessä Tshernobylin onnettomuuden aiheuttamaa sisäisen säteilyn annosta, vaikka mitatussa joukossa on enemmän miehiä kuin naisia ja lapsia ja siten määritetty keskiarvo on hieman todellista suurempi.

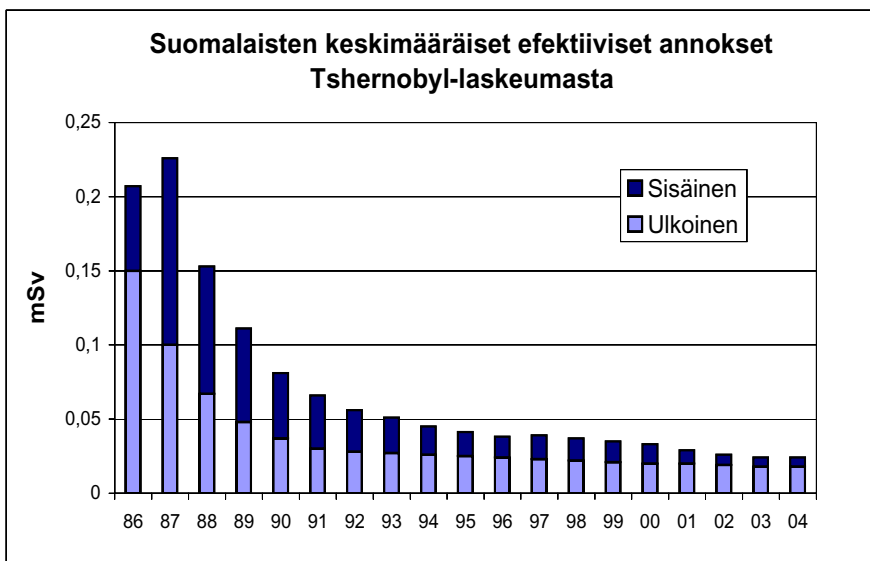
Annosmäärityksessä oletetaan, että ihmisessä olevan ^{137}Cs :n määrä on pysynyt vuoden aikana vakiona. Kun annoskertoimena käytetään ICRP:n

uudempiin malleihin perustuvaa efektiivisen annoksen annosmuuntokerrointa $2,3 \mu\text{Sv}/(\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg})$, saadaan vuonna 2004 suomalaisille keskimääräisestä ^{137}Cs -aktiivisuudesta aiheutuvaksi annokseksi

$$200\text{Bq}/74\text{kg} \cdot 2,3 \cdot 10^{-6} \text{ Sv}/(\text{Bq} \cdot \text{a}/\text{kg}) = 0,006\text{mSv} \quad (15)$$

Kertoimen laskuperusteet on selvitetty liitteessä 2. Vuonna 2004 mitattiin erityisryhmistä vain paljon luonnontuotteita syövästä keski-suomalaisista muodostuva ryhmä. Keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus tämän ryhmän henkilöissä oli 3100 Bq (Kuva 8) aktiivisuuden vaihdella välillä 220 - 13300 Bq. Vuonna 2002 keski-suomalaisryhmän lisäksi mitattiin Pohjois-Lapin poronhoitajista koostuvan ryhmän jäseniä. Keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus tämän ryhmän henkilöissä oli 2100 Bq aktiivisuuden vaihdella välillä 230-7600 Bq.

Vuonna 2004 paljon luonnontuotteita nauttivista keski-suomalaisista mitatun korkeimman ^{137}Cs -määrän aiheuttama annos on $0,47 \text{ mSv}$. Tämän ryhmän keskimäärin saama annos on $0,09 \text{ mSv}$. Vastaavasti vuonna 2002 Pohjois-Lapin poronhoitajista mitatun korkeimman ^{137}Cs -pitoisuuden aiheuttama annos on $0,23 \text{ mSv}$ ja ryhmän keskimäärin saama annos on $0,06 \text{ mSv}$.



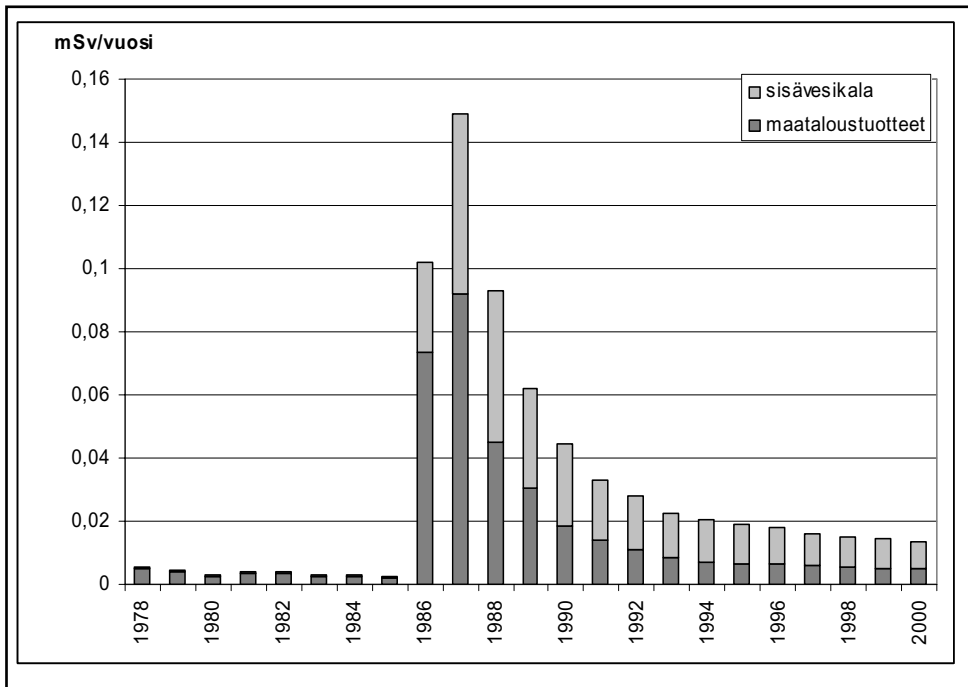
Kuva 9. Tshernobyl-laskeuma: sisäisestä ja ulkoisesta säteilystä aiheutuneet keskimääräiset annokset vuosina 1986-2004.

4.2.2 Sisäisen säteilyn aiheuttama annos arvioituna ravinnon kautta

Sisäisen säteilyannoksen suuruus voidaan laskea elintarvikkeiden kulutuksen ja niiden sisältämien radioaktiivisten aineiden määrien avulla (Liite 2: Sisäisen säteilyn aiheuttaman annoksen määrittäminen, yhtälöt 2.7 ja 2.8). Sisäistä ravinnon kautta saatavaa annosta arvioidessa lähtökohdaksi voidaan käyttää joko yksittäisten elintarvikkeiden kulutusmääriä ja aktiivisuuspitoisuuksia tai päivittäisten aterioiden sisältämiä radioaktiivisten aineiden määriä.

Elintarviketuotannon alueellinen jakautuminen, ravintona käytettävän tuotannon määrä sekä tuontielintarvikkeiden osuus ravinnossa on otettava huomioon koko väestön sisäistä annosta laskettaessa. Eri elintarvikkeiden radioaktiivisuuspitoisuuksien lisäksi saantia laskettaessa on arvioitava myös eri ruuanvalmistusmenetelmien vaikutus radioaktiivisuutta vähentävänä tekijänä. Tilastollisten keskimääräisten kulutuslukujen sekä alueellisten eri elintarvikkeiden mittauksien perusteella laskettujen keskiarvopitoisuuksien avulla määritetään keskivertokuluttajan saama säteilyannos joko tietyllä alueella tai koko maassa. Tällaisessa laskennassa otetaan mukaan ne elintarvikkeet, joita kulutetaan päivittäin tai joiden radioaktiivisuuspitoisuudet ovat niin korkeita, että ne vaikuttavat annokseen pieninäkin kulutusmäärinä. Tässä menetelmässä vaikeutena on luotettavien kulutustietojen saatavuus ja valinta. Saatavilla olevat tilastot on laadittu muita ravintotutkimuksia varten ja siksi niiden elintarvikeryhmittelyjä on vaikea soveltaa radioaktiivisuustutkimuksiin. Eri tilastojen antamat kulutusluvut varsinkin luonnontuotteiden osalta poikkeavat huomattavasti toisistaan. Kotitarvekalastuksen, -sienestyksen ja -marjastuksen määrien arviointi on hankalaa ja vuosittaiset vaihtelut suuria. Myös elintarvikkeiden radioaktiivisuuspitoisuuksien alueellinen vaihtelu hankaloittaa saannin arviointia. Alueellisia arvioita tehtäessä joudutaan usein oletamaan, että alueella käytetään sen sisällä tuotettuja elintarvikkeita.

^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n saantia ravinnon kautta on arvioitu Säteilyturvakeskuksessa 1970-luvun lopulta lähtien vuosittain. Väestön keskimääräisen saannin laskennan pohjana on käytetty ravintotutkimuksista saatuja elintarvikkeiden keskikulutuslukuja sekä koko maan tuotannolla painotettuja radioaktiivisuuden keskipitoisuuksia. Saantia laskettaessa on otettu huomioon ruoan valmistuksen vaikutus radioaktiivisuuspitoisuuksiin. Kuvassa 10 on esitetty keskimääräiset ^{137}Cs :n saannista aiheutuneet vuosiansiokset maataloustuotteista ja sisävesikalasta vuosilta 1978-2000 (Rantavaara, 2002). Laskennassa mukana olevat maataloustuoteryhmät ovat: maito ja maitotuotteet, kananmuna, naudan-, sian-, broilerin-, kanan- ja lampaanliha sekä syötävät sisäelimet, vilja (vehnä, ruis, ohra, kaura), peruna ja juurikasvit, vihannekset, puutarhamarjat ja hedelmät.



Kuva 10. Maataloustuotteiden ja kalan sisältämän ^{137}Cs :n aiheuttama sisäisen säteilyn annos (mSv/vuosi) 1978-2000.

Ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan on sisällytetty vuodesta 1999 alkaen ruoka- ja juomanäytteet koko vuorokauden aterioista kolmen paikkakunnan sairaaloiden suurkeittiöistä (Kostiainen 2001, 2002, 2003, 2004). Näiden mittausten avulla saadaan radioaktiivisen aineiden saanti, jossa on jo huomioitu ruoan valmistus- ja kulutustekijät. Epävarmuutta tässä menetelmässä tulee näytteenottopäivien dieetin vaihteluista. Tästä syystä näytteenotto on pyritty tekemään päivinä, jolloin ruokavalioon ei sisälly luonnosta peräisin olevia elintarvikkeita (järvikalaa, riistan- tai poronlihaa, metsämarjoja tai -sieniä), koska näiden vähäisetkin määrät aiheuttavat heilahteluja ruokanäytteiden ^{137}Cs -pitoisuuksissa. Luonnontuotteita koskeva saantiarvio joudutaan tekemään erikseen, sillä suurtalouskeittiöissä niitä käytetään vähemmän kuin kotitalouksissa. Myös alueelliset erot luonnontuotteiden osalta ovat huomattavasti suuremmat. Suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ^{137}Cs :sta saama säteilyannos on ollut 4-7 $\mu\text{Sv}/\text{a}$ vuosina 2000-2003.

^{90}Sr :n saannista ravinnon kautta saatava säteilyannos oli vuosina 1980-1985 noin 2 μSv vuodessa (STUK-A54, 1987). Tshernobylin onnettomuuden jälkeen ^{90}Sr :stä aiheutuvan säteilyannoksen lisäys oli pieni, vuosiansiokset olivat vuosina 1987-1988 vajaat 3 μSv (Rantavaara 1991). Vuosina 2000-2003 suur-

keittiöiden ruoasta lasketut ^{90}Sr :stä aiheutuneet säteilyannokset olivat keskimäärin $1,3 \mu\text{Sv}$ vuodessa (Kostiainen 2001, 2002, 2003, 2004).

Syksyn 1986 riistanlihan, sienten ja metsämarjojen sisältämästä ^{137}Cs :stä aiheutui keskivertokuluttajalle noin $0,014 \text{ mSv}$:n säteilyannos (Rantavaara 1987, Rantavaara et al. 1991). Metsästä saatavien luonnontuotteiden ^{137}Cs -pitoisuudet ovat vähentyneet hitaasti Tshernobylin onnettomuuden jälkeen, lähinnä vain radioaktiivisen hajoamisen kautta. Riistanlihan, metsämarjojen ja sienten ^{137}Cs :stä aiheutuvan säteilyannoksen vuosittaiseen määrään vaikuttavat satokausien vaihtelut sekä riistanlihan saalismäärät. Keskimääräisiä luonnontuotteiden kulutuslukuja käyttäen näistä tuotteista saadaan edelleen vuosittain vajaan $0,01 \text{ mSv}$:n suuruinen säteilyannos, joka jakautuu suunnilleen tasan eri ryhmien kesken. Tämä annos on samaa suuruusluokkaa kuin järvikalasta aiheutunut annos vuosina 2000 - 2003. Laskennassa kulutusluokina on käytetty metsämarjoille $8,3 \text{ kg}$ ja sienille $1,5 \text{ kg}$ vuodessa (Markkula ja Rantavaara, 1997). Annosarvioon tarvittavat koko maan pitoisuuskeskiarvot marjoille ja sienille on laskettu käyttäen lajikohtaisia siirtokertoimia ja koko maan depositiokeskiarvoa (Arvela et al. 1990). Laskennassa mukana ovat olleet seuraavat sienilajit: rouskut (35 %), suppilovahvero ja mustatorvisieni (20 %), tatit (15 %), keltavahvero (20 %), haperot (5 %) ja muut sienet (5 %) (Markkula ja Rantavaara, 1997). Riistanlihaa koskevaa annosarviota tehtäessä on käytetty Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen vuosittain julkaisemia saalistilastoja. Siirtokertoimia ja riistanhoitopiirien depositioita käyttäen on laskettu piirikohittaiset pitoisuuskeskiarvot, joista saalismäärillä painottaen on saatu koko maan pitoisuuskeskiarvot. Näistä pitoisuuskeskiarvoista kokonaissaanti on laskettu kokonaissaalismääriä käyttäen. Näin laskettuna riistanlihan ^{137}Cs :stä aiheutuva keskimääräinen annos henkilöä kohti on 2000-luvun alussa ollut noin $0,003 \text{ mSv}$ vuodessa. Riistanlihan, kuten muidenkin luonnontuotteiden kulutus jakautuu kuitenkin hyvin epätasaisesti, joten runsaasti näitä tuotteita käyttävän henkilön säteilyannos voi olla yli kymmenkertainen keskivertokuluttajalle laskettuun annokseen verrattuna.

Paljon luonnontuotteita syövien keski-suomalaisen ravintotottumuksia ja ^{137}Cs -saantoa selvitettiin vuosina 1998-2001 suorien ihmismittausten lisäksi myös frekvenssihaastattelun avulla. Tulosten mukaan erot sisävesikalaa, riistan, sienien ja metsämarjojen kulutuksessa aiheuttavat suurta vaihtelua ^{137}Cs -saantoon. Luonnontuotteiden aiheuttamaa säteilyannos laskettiin sekä suorien mittausten että saant selvityksen perusteella. Saantotutkimukseen perustuvat annokset olivat 1,4-kertaisia koko kehomittauksiin perustuviin annosarvioihin verrattuna. Tämä ero on kuitenkin osittain selitettävissä ruoanvalmistuksessa tapahtuvalla ^{137}Cs -hävikillä, jota ei ole otettu huomioon annoksia arvioitaessa (Murto 2001).

5 Johtopäätökset

Suomalaisten vuonna 2004 saama keskimääräinen efektiivinen annos on 3,7 mSv (Kuva 11). Yli puolet suomalaisen saamasta säteilyannoksesta on peräisin huoneilman radonista. Keskimääräinen radonpitoisuus suomalaisissa asunnoissa on 120 becquereliä kuutiometrissä, mistä aiheutuu noin kahden millisievertin säteilyannosta vuodessa. Suomalaisille huoneilman radonista vuosittain aiheutuva annos on lähes kaksinkertainen maailmassa keskimäärin radonista saatavaan annokseen verrattuna (Taulukko 13). Radonpitoisuudet vaihtelevat huomattavasti eri puolilla Suomea. Korkeimmat pitoisuudet on mitattu Uudellamaalla, Kymenlaaksossa ja Hämeessä. Huoneilman radon aiheuttaakin suurimman annoksen näiden alueiden pientaloasujille. Korkeimmat yksittäiselle ihmiselle aiheutuvat annokset voivat nousta jopa muutama sataan millisievertiin vuodessa. Suomalaisten keskimääräistä säteilyannosta vähennettäisiin tehokkaimmin pienentämällä huoneilman radonpitoisuutta.

Luonnon taustasäteily aiheuttaa meille runsaan neljänneksen vuotuisesta säteilyannoksestamme (1,1 mSv). Kehoon joutuneet luonnolliset radioaktiiviset aineet aiheuttavat tästä noin 0,36 millisievertin efektiivisen annoksen. Arvoon on laskettu mukaan myös talousveden luonnonradioaktiivisista aineista aiheutuva annos. Luonnonnuklidipitoisuudet porakaivovesissä voivat olla hyvinkin paljon suuremmat kuin vesijohtoverkostovedessä. Suurin arvioitu porakaivonkäyttäjän vuotuinen efektiivinen annos on ollut 70 mSv. Ulkoisesta taustasäteilystä aiheutuva annos tulee maaperästä sekä rakennusmateriaaleista ja on keskimäärin 0,45 mSv/a suomalaista kohti. Arvot vaihtelevat hieman eri paikkakunnilla (0,17-1 mSv/a). Suurimmillaan ulkoinen säteily on Kaakkois-Suomen rapakivigraniittialueella. Avaruudesta peräisin olevasta kosmisesta säteilystä suomalaiset saavat noin 0,33 mSv:n annoksen vuodessa.

Lääketieteellisistä tutkimuksista suomalaisille aiheutunut annos on pysynyt suurin piirtein samana viimeiset kymmenen vuotta. Suomessa tehdään vuosittain noin 4,1 miljoonaa röntgentutkimusta sekä lisäksi tavanomaisia hammaskuvauksia ja hampaiden panoraamakuvauksia. Kun erilaisista röntgentutkimuksista potilaille aiheutuvat säteilyannokset jaetaan kaikkien suomalaisten kesken, saadaan keskimääräiseksi annokseksi noin 0,5 mSv vuodessa. Yksi keuhkojen röntgenkuvaus aiheuttaa samansuuruisen säteilyannoksen kuin pääkaupunkiseudulla pientalossa asuva saa huoneilman radonista 2-3 viikon aikana. Isotooppitutkimuksista aiheutuva keskimääräinen annos suomalaista kohti oli 0,03 mSv vuonna 2003 (0,04 mSv vuonna 2000). Vuonna 2003 Suomessa tehtiin 45 120 isotooppitutkimusta. Keskimääräinen annos isotooppitutkimusta kohti oli 3,7 mSv (3,8 mSv vuonna 2000).

Tällä hetkellä Tshernobylin onnettomuutta seuranneesta laskeumasta aiheutuva keskimääräinen annos on alle prosentti suomalaisten vuosittain saamasta efektiivisestä annoksesta. Suurin osa sekä ulkoisen että sisäisen säteilyn annoksesta aiheutuu pitkäikäisestä radioaktiivisesta cesium-isotopista ^{137}Cs . Vuonna 1987, vuosi onnettomuuden jälkeen, Tshernobyl -laskeumasta aiheutui suomalaiselle keskimäärin 0,23 mSv efektiivinen annos. Vuoteen 2004 mennessä saatava annos on laskenut arvoon 0,02 mSv vuodessa, josta noin neljäsosa aiheutuu ruuan mukana nautitusta ^{137}Cs :sta ja loput ulkoisen säteilyn annoksesta. Korkeimmat ^{137}Cs -määrät mitataan paljon luonnontuotteita nauttivista keskisuomalaisista. Korkeimman mitatun ^{137}Cs -määrän aiheuttama sisäisen säteilyn annos vuonna 2004 oli 0,5 mSv.

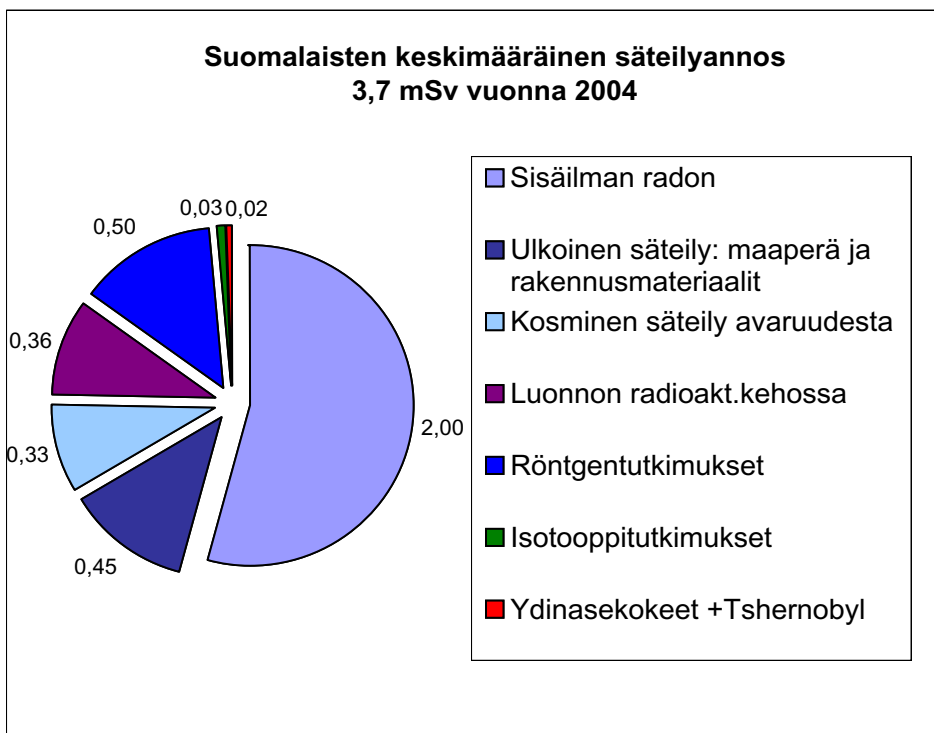
Taulukko 13. Suomalaisten eri lähteistä vuosittain saamat efektiiviset annokset sekä UNSCEAR 2000:n ilmoittamat vastaavat arvot maailmassa keskimäärin.

	Suomi (mSv)	Maailma/UNSCEAR 2000 (mSv)
Sisäilman radon	2,0	1,2
Ulkoinen säteily: maa-perä ja rakennusmateriaalit	0,45	0,48
Kosminen säteily avaruudesta	0,33	0,38
Luonnon radioaktiiviset aineet kehossa	0,36	0,31
Terveydenhuolto		
- röntgentutkimukset	0,50	0,4
- isotooppitutkimukset	0,03	0,03
Ydinasekoheet +Tshernobyl	0,02	0,007
Yhteensä	3,69	2,81

Myös suomalaisten ydinvoimalaitosten päästöjä ympäristöön sekä niistä väestölle aiheutuvia annoksia tutkitaan. Radioaktiivisten aineiden päästöt sekä Loviisan että Olkiluodon ydinvoimalaitoksilta ympäristöön olivat vuonna 2003 huomattavasti alle asetettujen päästörajoiden. Päästörajoiden tarkoituksena on laitosten käytöstä aiheutuvan ympäristön väestön yksilöiden vuotuisen säteilyaltistuksen rajoittaminen selvästi alle valtioneuvoston päätöksessä (395/1991) määritellyn raja-arvon 100 μSv . Päästöjen perusteella laskettu säteilyannos Loviisan ydinvoimalaitoksen ympäristön eniten altistuneelle asukkaalle oli noin 0,05 μSv eli alle 0,1 % asetetusta rajasta. Vastaavasti päästöjen perusteella laskettu säteilyannos Olkiluodon ydinvoimalaitoksen ympäristön eniten altistu-

neelle asukkaalle oli noin $0,04 \mu\text{Sv}$ eli myös alle 0,1 % valtioneuvoston päätöksessä asetetusta rajasta (Tossavainen 2004).

Työssään säteilylle altistuvien henkilöiden säteilyannoksia ei ole huomioitu tässä raportissa. Suomessa seurataan vuosittain noin 11 000 säteilytyössä toimivan henkilön ja noin 2 500 luonnonsäteilylle työssään altistuvan säteilyannoksia. Työssään säteilylle altistuvien henkilöiden annokset julkaistaan vuosittain säteilyn käytön ja muun säteilylle altistavan toiminnan vuosiraportissa (Rantanen 2005).



Kuva 11. Suomalaisten vuonna 2004 saama keskimääräinen efektiivinen annos

Kansainvälinen säteilysuojelutoimikunta ICRP esittää, että 1 Sv efektiivinen annos merkitsee 0,05 suuruista kuolemaan johtavan syövän riskiä väestölle (ICRP 60, 1990). Tämän mukaan 3,7 mSv:n keskimääräinen efektiivinen annos merkitsisi 5,2 miljoonaiselle väestöllemme laskennallisesti noin 1 000 kuolemaan johtavaa syöpää vuodessa. ICRP arvioi myös kokonaishaitan, johon on otettu mukaan painotettuna ei-kuolemaan johtavat syövät ja vakavat geneettiset vaikutukset. Tällöin haitan arvioidaan olevan 0,073 per Sv.

Yli puolet (2 mSv) vuotuisesta kokonaisannoksesta aiheutuu radonista. Muiden lähteiden osuus on yhteensä 1,7 mSv, vastaten laskennallisesti yli 400 syöpäkuolemaa. ICRP:n laskumallista riippumatta on arvioitu, että sisäilman radon aiheuttaa Suomessa noin 100–600 vuotuista keuhkosityöpätapausta. Lukumäärä perustuu epidemiologisista tutkimuksista saataviin riskimalleihin. Niiden perusteella radon lisää keuhkosityöpäriskiä erityisesti tupakoitsijoilla. Jos tupakoinnin yleisyys laskee väestössä, vähenevät samalla radonin aiheuttamat keuhkosityövät, vaikka laskennallinen annosarvio pysyisi samana. Arviota radonin aiheuttamien keuhkosityöpätapausten määrästä pyritään tarkentamaan uusimpien epidemiologisten tutkimustulosten myötä (Darby et al. 2004). Vertailun vuoksi voidaan mainita, että Suomen Syöpärekisterin tilastojen mukaan Suomessa rekisteröitiin vuonna 2001 noin 23 000 uutta syöpätapausta ja 10 000 syöpäkuolemaa.

LIITE 1 ANNOSMÄÄRITYKSESSÄ KÄYTETTÄVÄT SUUREET JA TERMIT

Ekvivalenttiannos

Kudoksen tai elimen T ekvivalenttiannos $H_{T,R}$ on säteilyn painotuskertoimella w_R kerrottu kudoksen tai elimen keskimääräinen absorboitunut annos $D_{T,R}$:

$$H_{T,R} = w_R D_{T,R} \quad (1.1)$$

missä w_R on säteilyn painotuskerroin säteilylaadulle R . $D_{T,R}$ on säteilylaadusta R aiheutuva, kudoksen T keskimääräinen absorboitunut annos.

Jos säteily koostuu useammasta kuin yhdestä, w_R -arvoltaan erilaisesta säteilylaadusta, ekvivalenttiannos H_T on:

$$H_T = \sum_R w_R D_{T,R} \quad (1.2)$$

Ekvivalenttiannoksen yksikkö on Sv. Jäljempänä kudoksesta puhuttaessa tarkoitetaan joko kudosta tai elintä.

Efektiivinen annos

Efektiivinen annos E on kudosten painotuskertoimilla w_T kerrottujen ekvivalenttiannosten H_T summa:

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R} \quad (1.3)$$

Efektiivisen annoksen yksikkö on Sv.

Ekvivalenttiannoksen avulla arvioidaan säteilyn haittavaikutuksia tarkasteltavassa kudoksessa tai elimessä. Efektiivisen annoksen avulla arvioidaan lähinnä säteilyn ihmiselle aiheuttamien satunnaisten haittavaikutusten riskiä. Ekvivalenttiannos ja efektiivinen annos koskevat sekä ulkoista että sisäistä säteilyä.

Ekvivalenttiannoksen ja efektiivisen annoksen laskemisessa tarvittavat w_R - ja w_T -kertoimet on esitetty taulukoissa 1.1 ja 1.2.

Ekvivalenttiannoksen kertymä

Kudoksen T ekvivalenttiannoksen kertymä $H_T(t)$ on kehoon joutuneen radioaktiivisen aineen tälle kudokselle aiheuttama ekvivalenttiannos:

$$H_T(t) = \int_{t_0}^{t_0+\varepsilon} \dot{H}_T(t) dt \quad (1.4)$$

missä $\dot{H}_T(t)$ on ekvivalenttiannosnopeus kudoksessa T hetkellä t ja t_0 on saantohetki. Ekvivalenttiannoksen kertymän yksikkö on Sv. Saantohetkestä laskettava integrointiaika t ilmaistaan vuosina. Jos integrointiaikaa ei ole erikseen mainittu, oletetaan, että se on aikuisille 50 vuotta ja lapsille 70 vuoden ikään asti jäljellä olevien vuosien määrä.

Efektiiivisen annoksen kertymä

Efektiiivisen annoksen kertymä $E(t)$ on kudosten painotuskertoimilla w_T kerrottujen ekvivalenttiannosten kertymien $H_T(t)$ summa:

$$E(t) = \sum_T w_T H_T(t) \quad (1.5)$$

Efektiiivisen annoksen kertymän yksikkö on Sv. Ekvivalenttiannoksen kertymä ja efektiiivisen annoksen kertymä ovat suureita, joilla arvioidaan kehoon joutuneiden radioaktiivisten aineiden aiheuttamaa ekvivalenttiannosta ja efektiiivistä annosta. Kehoon joutunut radioaktiivinen aine voi aiheuttaa altistusta pitkään saannon jälkeen.

Taulukko 1.1. Säteilyn painotuskertoimet w_R eri säteilylaaduille (ICRP 60, 1991).

Säteilylaatu	w_R
Fotonit, kaikki energiat	1
Elektronit ja myonit, kaikki energiat	1
Neutronit, energia	
alle 10 keV	5
vähintään 10 keV ja enintään 100 keV	10
yli 100 keV ja enintään 2 MeV	20
yli 2 MeV ja enintään 20 MeV	10
yli 20 MeV	5
Protonit ^{**} , energia yli 2 MeV	5
Alfahiukkaset, fissionfragmentit, raskaat ytimet	20
* Muut kuin DNA-molekyylin sitoutuneiden ydinten lähettämät Augerin elektronit ** Lukuun ottamatta rekyyliprotoneita	

Taulukko 1.2. Kudosten painotuskertoimet w_T (ICRP 60, 1991). Kertoimet perustuvat kumpaakin sukupuolta tasapuolisesti ja laajaa ikärakennetta edustavaan vertailuväestöön. Säteilyaltistuksen enimmäisarvoja sovellettaessa kertoimia käytetään työntekijöiden ja väestön sekä kummankin sukupuolen efektiivisen annoksen laskemisessa.

Kudos tai elin	w_T
Sukurauhaset	0,20
Punainen luuydin	0,12
Paksusuoli	0,12
Keuhkot	0,12
Mahalaukku	0,12
Virtsarakko	0,05
Rintarauhaset	0,05
Maksa	0,05
Ruokatorvi	0,05
Kilpirauhanen	0,05
Iho	0,01
Luun pinta	0,01
Muut kudokset	0,05

LIITE 2 SISÄISEN SÄTEILYN AIHEUTTAMAN ANNOKSEN MÄÄRITYS

Sisäisestä säteilystä aiheutuva annos johtuu kehon radioaktiivisten aineiden lähettämän säteilyn energian absorboitumisesta elimiin ja kudoksiin. Säteilyannoksen kertyminen jatkuu, kunnes radioaktiiviset aineet ovat erittyneet pois kehosta tai hävinneet radioaktiivisen hajoamisen seurauksena. Radioaktiivisen aineen määrä tietyssä lähde-elimessä riippuu kehoon tulevasta ja kehosta poistuvasta määrästä, nuklidin kulkeutumisesta elimistössä sekä siitä, millä tavalla nuklidin saanti ajallisesti tapahtuu.

Sekä luonnollisten että keinotekoisien radioaktiivisten aineiden lähettämän säteilyn aiheuttama sisäinen säteilyannos voidaan määrittää usealla eri tavalla suorien ja epäsuorien menetelmien avulla.

Suora menetelmä

Suoralla ihmismittauksella pystytään havaitsemaan kehossa mittaushetkellä olevat gamma- tai röntgensäteilyä lähettävät radionuklidit ja selvittämään niiden määrät. Radionuklidien saanti on kuitenkin voinut tapahtua päiviä, kuukausia tai jopa vuosia ennen mittausta. Näin ollen mittauksen tulos ei edusta saantoa, vaan sitä radionuklidin määrää, joka on biologisen erittymisen ja radioaktiivisen hajoamisen seurauksena jäljellä elimistössä. Jos radioaktiivinen aine on saatu nielemällä yhdellä kertaa ja mittaus suoritetaan välittömästi ennen kuin erittymistä ja radioaktiivista hajoamista on ehtinyt tapahtua, mitattu aktiivisuus on sama kuin saanto. Kun hengitetään radioaktiivisia aineita sisältävää ilmaa ja mittaus suoritetaan välittömästi lyhytaikaisen saannin päätyttyä, ei mittauksen tulos vastaa saantoa, koska osa radioaktiivisista aineista on poistunut uloshengitysilman mukana.

Saannon arvioimiseksi tarvitaan siis mittauksen lisäksi tieto siitä, milloin tai millä aikavälillä saanto on tapahtunut. Lisäksi tulisi tietää, missä fysikaalis-kemiallisessa muodossa radionuklidi on saantihetkellä ollut. Aineen olomuoto vaikuttaa siihen osuuteen, joka niellystä tai hengitetystä ainemäärästä siirtyy ruoansulatuselimistöä ja keuhkoista vereen ja muihin kehon nesteisiin. Jos kyseessä on suun kautta tapahtunut kertasaanti, voidaan saanto laskea seuraavasti ,

$$I_j(0) = \frac{q_j(t_m)}{f_1 \cdot R_j(t_m)} \quad (2.1)$$

missä t_m on radionuklidin j saannon ja mittauksen välinen aika, $I_j(0)$ on radionuklidin j saanto (Bq), $q_j(t_m)$ on kehossa hetkellä t_m mitattu nuklidin j

määrä (Bq), $R_j(t_m)$ on radionuklidin j retentiofunktion arvo hetkellä t_m ja f_i on niellystä radioaktiivisesta aineesta ruoansulatuselimistöstä kehon nesteisiin imeytyvä osuus.

Retentiofunktio kuvaa sitä osuutta kehoon hetkellä $t = 0$ imeytyneestä aktiivisuudesta, mikä on jäljellä elimistössä ajan t kuluttua saannosta. Retentiofunktio saadaan seuraamalla kehossa olevan radionuklidin määrän vähenemistä ajan funktiona ja sovittamalla mittauspisteisiin yhden tai useamman eksponenttifunktion summa. Esimerkiksi ^{137}Cs :n retentiofunktio voidaan esittää kahden eksponenttifunktion summana. Aikuisilla ^{137}Cs :n retentiofunktio on

$$R(t) = 0,1 \cdot e^{-\ln 2 \cdot t/2} + 0,9 \cdot e^{-\ln 2 \cdot t/110} \quad (2.2)$$

Yhtälön oikean puolen ensimmäinen termi kuvaa kehosta nopeasti poistuvan ^{137}Cs :n määrää. Saantihetkellä eli hetkellä $t = 0$ kehossa olleesta cesiumista kymmenesosa poistuu biologisen puoliintumisajan ollessa kaksi päivää. Tämä komponentti edustaa sitä ^{137}Cs -määrää, joka kertyy munuaisiin muutamana tunnin kuluessa saannista. Munuaisista ^{137}Cs erittyy virtsaan. Retentiofunktion toinen komponentti kuvaa suhteellisen hidasta erittymistä. Kehoon imeytyneestä määrästä 90 prosenttia siirtyy verestä lihaksistoon ja muihin kudoksiin. Koska tämä komponentti määrää käytännössä, kuinka nopeasti ^{137}Cs poistuu elimistöstä biologisen erittymisen välityksellä, sanotaan ^{137}Cs :n biologisen puoliintumisajan olevan 110 d.

Jos kysymyksessä on jatkuva tasaisella nopeudella suun kautta tapahtuva saanti, joka on alkanut hetkellä $t = 0$ ja jatkunut aina mittaushetkeen t_m asti, voidaan saanto laskea periaatteessa yhtälön 2.1 mukaisesti korvaamalla retentiofunktio $R_j(t_m)$ päivittäiseen saantiin suhteutetulla retentiofunktion jaksolle $0 \dots t_m$ lasketulla integraalilla ja ottamalla huomioon saantipäivien lukumäärä. Lasketaan ensin, mikä on kehoon kertyneen radionuklidin määrä $q(t_m)$, jos päivittäinen saanti on 1 Bq/d ja $f_j = 1$

$$q(t_m)' = \int_0^{t_m} (1 \text{ Bq/d}) \cdot R(t) dt \quad (2.3)$$

Kehoon kertynyttä radionuklidin määrää $q_j(t_m)$ vastaava päivittäinen saanti on silloin laskettavissa yhtälöstä

$$\frac{I_j(\text{päivittäinen})}{q_j(t_m)} = \frac{1 \text{ Bq/d}}{q(t_m)'} \quad (2.4)$$

Jakson $0..t_m$ aikana tapahtunut saanto on $I_j=t_m \cdot I_j(\text{päivittäinen})/f_1$, missä f_1 on kyseessä olevan aineen absorptiokerroin. Jos kehossa olevan nuklidin aktiivisuuden määrittäminen tapahtuu esimerkiksi Δt päivän kuluttua jatkuvan saannin päättymisestä, on mittaustulos korjattava ensin saannin päättymishetkeen jakamalla se retentiofunktion $R(\Delta t)$ arvolla ja laskemalla saanto edellä esitetyllä tavalla.

Kun ^{137}Cs :n ja ^{134}Cs :n aiheuttamia sisäisen säteilyn annoksia laskettiin kokokehomittausten tulosten perusteella Tshernobylin onnettomuuden jälkeen, muunnettiin efektiivisen annoksen kertymän annoskerroin siten, että se antaa efektiivisen annoksen laskettuna ihmisen painolla jaetun aktiivisuuden aikaintegraalin avulla eli yksiköissä Sv/(Bq·a/kg) (UNSCEAR 1988). Tämä on kätevä tapa laskea efektiivinen annos silloin, kun ihmisten cesiummääriä seurataan pitkiä aikoja tietyin väliajoin tehtävin mittauksin. Tarkastellaan esimerkkinä annoskertoimen määrittäystä ^{137}Cs :lle. Oletetaan, että ^{137}Cs :n saanti on 1 Bq vuorokaudessa ja lasketaan saantoa vastaava hajoamisten lukumäärä N_1 aikavälillä $0-t_m$

$$N_1 = \int_0^{t_m} q(t) dt = \int_0^{t_m} \int_0^{t_m} (1 \text{ Bq/d}) \cdot (0,1 \cdot e^{-\ln 2 \cdot t/2} + 0,9 \cdot e^{-\ln 2 \cdot t/110}) dt dt \quad (2.5)$$

Kun saanti on jatkunut vuoden ajan, on $t_m = 365 \text{ d}$ ja integrointi tuottaa tulokseksi $N_1 = 31\,840 \text{ Bq} \cdot \text{d}$ eli $87 \text{ Bq} \cdot \text{a}$, joka on siis 365 Bq :n saannosta aiheutunut hajoamisten lukumäärä kehossa kyseisenä aikana. Vuoden lopussa on kehon sisältämä ^{137}Cs -määrä 129 Bq . Saannin loputtua ^{137}Cs poistuu elimistöstä puoliintumisajan ollessa 110 d ja tästä saannon jälkeisestä osasta aiheutuva aktiivisuuden aikaintegraali on

$$N_2 = 129 \int_0^{\infty} e^{-\ln 2 \cdot t/110} dt = 20440 \text{ Bq} \cdot \text{d} = 56 \text{ Bq} \cdot \text{a} \quad (2.6.)$$

Kehon sisältämän ^{137}Cs :n aikaintegraali on siis $N_1 + N_2 = 143 \text{ Bq} \cdot \text{a}$. Jos oletetaan, että kysymyksessä on 70 kg painava vertailuihminen, saadaan painokiloa kohden $2,04 \text{ Bq} \cdot \text{a/kg}$ ICRP:n mukaan suun kautta saadun efektiivisen annoksen annosmuuntokerroin ^{137}Cs :lle on $1,3 \cdot 10^8 \text{ Sv/Bq}$ (ICRP 72, 1996). Vuoden saannosta (365 Bq) aiheutunut efektiivinen annos on siten $365 \text{ Bq} \cdot 1,3 \cdot 10^8 \text{ Sv/Bq} = 4,7 \mu\text{Sv}$. Nyt siis annos $4,7 \mu\text{Sv}$ vastaa aikaintegraalin arvoa $2,04 \text{ Bq} \cdot \text{a/kg}$. Silloin ^{137}Cs :n annoskerroin on $4,7 \mu\text{Sv}/2,04 \text{ Bq} \cdot \text{a/kg} = 2,3 \mu\text{Sv}/(\text{Bq} \cdot \text{a/kg})$. Arvo on hieman pienempi kuin UNSCEAR 1988:n ilmoittama kerroin, koska nyt laskuissa on käytetty ICRP:n määrittelemää, uudempiin malleihin perustuvaa efektiivisen

annoksen annosmuuntokerrointa (ICRP 72, Basic Safety Standard, 1996). Laskemalla perättäisten mittausten avulla esimerkiksi vuoden aikana kehossa tapahtuneiden hajoamisten määrä yksiköissä Bq·a/kg ja kertomalla se edellä laskettulla kertoimella, saadaan efektiivinen annos laskettua.

Elintarvikkeiden tai juomaveden aktiivisuuspitoisuuteen ja kulutukseen perustuvat annosmääri tykset

Ihmisen kehoon joutuneiden radionuklidien määrä voidaan laskea nautittujen elintarvikkeiden ja juomaveden määristä ja aktiivisuuspitoisuuksista ja siten määrittää epäsuorasti ihmisen saama säteilyannos. Efektiivisen annoksen kertymä saadaan kertomalla nuklidikohtaiset saannot vastaavan ikäryhmän henkilölle määritellyillä annoskertoimilla ja laskemalla näin saadut annokset yhteen

$$E(g) = \sum_j h(g)_{j,s} \sum_f \int_0^T C_{f,j}(t) \cdot M_{f,g}(t) dt \quad (2.7)$$

missä $E(g)$ on efektiivisen annoksen kertymä (Sv) ikäryhmään g kuuluvalla henkilöllä, T on elintarvikkeen f nauttimisaika (d), $C_{f,j}(t)$ on radionuklidin j keskimääräinen aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg) hetkellä t elintarvikkeessa f , $M_{f,g}(t)$ on elintarvikkeen f keskimääräinen kulutus ikäryhmässä g (kg/d) hetkellä t ja $h(g)_{j,s}$ on suun kautta kehoon joutuneelle radionuklidille j efektiivisen annoksen annosmuuntokerroin (Sv/Bq) ikäryhmälle g (Basic Safety Standard, 1996).

Kaavassa detetaan, että integrointiajanjakso $0-T$ on paljon lyhyempi kuin ikäryhmän g ja sitä seuraavan ryhmän välinen ikäero. Jos integrointiaika on ikäeroa pidempi, käytetään vanhemmalle ikäryhmälle annettuja annosmuuntokertoimia.

Jos elintarvikkeiden kulutus ja niiden sisältämien radionuklidien aktiivisuuspitoisuus ovat likimain vakioita aikavälillä $0-T$, voidaan yhtälö 2.7 kirjoittaa muotoon

$$E(g) = \sum_j h(g)_j \sum_f C_{f,j} \cdot M_{f,g} \cdot T \quad (2.8)$$

Elintarvikkeiden avulla suoritettu sisäisen annoksen arviointi soveltuu suurten väkijoukkojen säteilyannosten määrittämiseen. Tällöin voidaan käyttää joko tiettyä aluetta tai koko maata koskevia elintarvikkeiden kulutusarvioita ja aktiivisuuspitoisuuksia. Tiettyä aluetta koskevien annosarvioiden tekoa helpottaa, jos radioaktiivisten aineiden laskeuma on tasainen koko tuotantoalueella ja jos säteilyannosten kannalta merkittävimmät elintarvikkeet tuotetaan ja kulutetaan alueen sisällä. Muussa tapauksessa täytyy ottaa huomioon myös muualta tuotettujen elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuus ja kulutus.

LIITE 3 TSHERNOBYLIN ONNETTOMUUDESTA SUOMALAISILLE AIHEUTUNUT VUOTUINEN ANNOS

Vuosi	Efektiivisen annoksen vuotuinen kertymä, mSv					
	Sisäinen altistus				Ulkoinen altistus	Yhteensä
	Miehet	Naiset	Lapset	Koko väestö	Koko väestö	Koko väestö
1986	0,069	0,043	0,063	0,057	0,15	0,207
1987	0,152	0,110	0,101	0,126	0,1	0,226
1988	0,108	0,077	0,062	0,086	0,067	0,153
1989	0,083	0,054	0,040	0,063	0,048	0,111
1990	0,063	0,036	0,024	0,044	0,037	0,081
1991	0,050	0,030	0,020	0,036	0,030	0,066
1992	0,039	0,023	0,016	0,028	0,028	0,056
1993	0,033	0,020	0,014	0,024	0,027	0,051
1994	0,026	0,016	0,011	0,019	0,026	0,045
1995	0,023	0,013	0,009	0,016	0,025	0,041
1996	0,020	0,011	0,008	0,014	0,024	0,038
1997	0,023	0,013	0,009	0,016	0,023	0,039
1998	0,021	0,012	0,008	0,015	0,022	0,037
1999	0,020	0,011	0,008	0,014	0,021	0,035
2000	0,019	0,011	0,007	0,013	0,020	0,033
2001				0,009	0,020	0,029
2002				0,007	0,019	0,026
2003				0,006	0,018	0,024
2004				0,006	0,018	0,024

Lähdeluettelo

Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H. Mobile survey of environmental gamma radiation and fallout levels in Finland after the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry* 1990; 32 (2): 177.

Arvela H. Private communications, 1992.

Arvela H, Mäkeläinen I, Castren O. Otantatutkimus asuntojen radonista Suomessa. STUK-A108. Helsinki 1993.

Arvela H. Residential Radon in Finland: Sources, Variation, Modelling and Dose Comparisons. STUK-A124. Helsinki 1995.

Arvela H, Hyvönen H, Lemmelä H, Castren O. Indoor and outdoor radiation in Finland. *Radiation Protection Dosimetry* 1995; 59 (1): 25.

Arvela H, Population distribution of doses from natural radiation in Finland, *International Congress series* 2002; 1225: 9.

Basic Safety Standard for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources, *Safety series no 115*, IAEA, Vienna 1996.

Beck H.L. Exposure rate conversion factors for radionuclides deposited on the ground. EML-378 (Environmental measurements laboratory, US Department of energy, New York), 1980.

Darby S, Hill D, Auvinen A, Barros-Dios J M, Baysson H, Bochicchio F, Deo H, Falk R, Forastiere F, Hakama M, Heid I, Kreienbock L, Kreuzer M, Lagarde F, Mäkeläinen I, Muirhead C, Oberaigner W, Pershagen G, Ruano-Ravina A, Ruosteenoja E, Schaffrath Rosario A, Tirmarche M, Tomásek L, Whitley E, Wichmann H E, Doll R. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *British Medical Journal* 2005; 330: 223-226.

Gale H.J, Humpreys D.L.O, Fisher E.M.R, Weathering of ¹³⁷Cs in soil. *Nature* 1964; 4916: 257.

Hakanen A, Järvinen H, Soimakallio S. Trends in radiology in Finland between 1995 and 2000. *European Radiology* 2003; 13 : 2705-2709.

Hakanen A. Radiologisten tutkimusten ja toimenpiteiden määrät vuonna 2000. STUK-B-STO 49. Helsinki, 2002.

Hämäläinen K, Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Arvela H. Vesilaitosten vedenkäsittelyn vaikutus luonnon radionuklidipitoisuuksiin. STUK-A206. Helsinki 2004.

ICRP Publication 60. (Annals of the ICRP Vol. 21 No 1-3, 1991) 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.

ICRP Publication 65. (Annals of the ICRP Vol. 23 No 2, 1993). Protection against radon-222 at home and at work.

ICRP Publication 72. (Annals of the ICRP Vol. 26 No 1, 1996). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5.

ICRP Publication 80. (Annals of the ICRP Vol. 28 No 3, 1998). Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals.

Kauranen P, Miettinen JK, ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb in the arctic food chain and the natural radiation exposure of Lapps, *Health Physics* 1969; 16: 287-295.

Korpela H. Radioaktiivisten lääkevalmisteiden käyttö Suomessa vuonna 2003. STUK-B-STO 58. Helsinki 2005.

Kostiainen E. Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet. In: Mustonen R. (toim.) Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2000. STUK-B-TKO 2. Helsinki 2001:54.

Kostiainen E. Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet. In: Mustonen R. (toim.) Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2001. STUK-B-TKO 3. Helsinki 2002:54.

Kostiainen E. Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet. In: Mustonen R. (toim.) Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2002. STUK-B-TKO 4. Helsinki 2003:60.

Kostiainen E. Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet. In: Mustonen R. (toim.) Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2003. STUK-B-TKO 5. Helsinki 2004: 65.

Lemmelä H. Environmental external radiation in Finland. STUK-B-VALO32. Helsinki 1984.

Markkula M-L, Rantavaara A. Consumption of mushrooms and other wild food products in Finland. Proceedings of the 11th Meeting of the Nordic Society for Radiation Protection and the 7th Nordic Radioecology Seminar, 1997: 371-376.

Murto J. ¹³⁷Cs:n aiheuttama sisäinen säteilyaltistus suomalaisissa ilmakehässä tehtyjen ydinasekoeiden ja Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden jälkeen. Pro gradu-tutkielma, Radiokemian laboratorio, Helsingin yliopisto, 2001.

Myllymaa H. Suomalaisten sisäinen altistus ravinnon ja talousveden luonnon radioaktiivisista aineista. Pro gradu-tutkielma, Radiokemian laboratorio, Helsingin yliopisto, 2003.

Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L, Markkanen M, Arvela H. Talousveden radioaktiivisuusperusteita laatuvaatimuksille. STUK-A182. Helsinki 2001.

National Research Council. Risk Assessment of Radon in Drinking water. Washington D.C, National Academy Press, 1999.

Oksanen P.J. Aviation, Space and Environmental Medicine 1998; 69(7):621.

Rahola T, Suomela M, Illukka E, Puhakainen M, Pusa S. Radioactivity of people in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A64. Supplement 9 to Annual Report STUK-A55. Helsinki 1987.

Rahola T, Suomela M, Illukka E, Puhakainen M, Pusa S. Radioactivity of people in Finland in 1988-1990. STUK-A96. Supplement 8 to Annual Report STUK-A89. Helsinki 1993.

Rannikko S, Karila KTK, Toivonen M. Patient and population doses of x-ray diagnostics in Finland. STUK-A144. Helsinki 1997.

Rantanen E (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2004. STUK-B-STO 57. Helsinki 2005.

Rantavaara A. Radioactivity of vegetables and mushrooms in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A59. Supplement 4 to Annual Report STUK-A55. Helsinki 1987.

Rantavaara A, Nygrén T, Nygrén K, Hyvönen T. Radioactivity of game meat in Finland after the Chernobyl accident in 1986. STUK-A62. Supplement 7 to Annual Report STUK-A55. Helsinki 1987.

Rantavaara A. Radioactivity of foodstuffs in Finland in 1987-88. STUK-A78 Supplement 4 to Annual Reports STUK-A74 and STUK-A89. Helsinki 1991.

Rantavaara A, Saxén R, Kostianen E. Dietary ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in Finland in 1960-2000. In: Pálsson, S.E. (ed.) Summaries of studies carried out in the NKS/BOK-2 project. Technical report. Report NKS-35. Roskilde: NKS secretariat 2002: 10-18.

Recommendations for implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards Directive (BSS) concerning significant increase in exposure due to natural radiation sources. Radiation Protection 88, European Communities, Luxembourg 1997.

STUK-A54. Studies on Environmental Radioactivity in Finland 1984-1985. Annual Report. Helsinki 1987.

STUK Tiedottaa 1/2004. Röntgentutkimuksesta potilaalle aiheutuvan säteilyaltistuksen määrittäminen. Helsinki 2004.

Tossavainen K. (ed.) Regulatory control of nuclear safety in Finland. Annual report 2003. STUK-B-YTO233. Helsinki 2004.

UNSCEAR 1988. Sources, effects and risks of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1988 Report to the General Assembly, with scientific annexes.

UNSCEAR 1993. Sources and effects of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly, with scientific annexes.

UNSCEAR 2000. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes, Volume I: SOURCES, Volume II: EFFECTS.

Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Tarvainen T, Hatakka T, Arvela H. Kaivoveden luonnollinen radioaktiivisuus - otantatutkimus 2001. STUK-A199. Helsinki 2004.

Voutilainen A, Mäkeläinen I, Pennanen M, Reisbacka H, Castren O. Suomen radonkartasto. STUK-A148. Helsinki 1997.