

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2014

Pia Vesterbacka (toim.)

Strålningsövervakning av miljön i Finland
Årsrapport 2014
Surveillance of Environmental Radiation in Finland
Annual Report 2014

Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Vuosiraportti 2014

Pia Vesterbacka (toim.)

Strålningsövervakning av miljön i Finland

Årsrapport 2014

Surveillance of Environmental Radiation in Finland

Annual Report 2014

Taitto/Layout:

Samu Inkinen

Säteilyturvakeskus/Strålsäkerhetscentralen/Radiation and Nuclear Safety Authority

ISBN 978-952-309-267-9 (pdf)

ISSN 2243-1896

VESTERBACKA Pia (toim.). *Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2014. STUK-B 190. Helsinki 2015. 109 s. + liitteet 4 s.*

Avainsanat: säteilyvalvonta, ulkoinen säteily, ilma, laskeuma, vesi, maito, elintarvikkeet, ihminen, sisäilman radon

Esipuhe

Ympäristön säteilyvalvontaa tehdään, jotta viranomaisilla ja kansalaisilla on reaaliaikainen tieto elinympäristön radioaktiivisuudesta ja sen säteilysuojelullisesta merkityksestä. Ohjelma on suunniteltu siten, että sen avulla voidaan havaita radioaktiivisuuden muutokset ympäristössä ja reagoida muutoksiin sekä arvioida ihmisen saamia säteilyannoksia ja suunnitella ja neuvoa toimenpiteitä annosten pienentämiseksi. Säteilyvalvontaohjelman avulla ylläpidetään asiantuntemusta ja valmiutta reagoida nopeasti ja oikein poikkeaviin säteilytilanteisiin.

Tämä raportti sisältää yhteenvedon ympäristön säteilyvalvonnan tuloksista vuonna 2014 sekä vertailuja aikaisempien vuosien tuloksiin. Ympäristön säteilyvalvontaan kuuluu keinotekoisien säteilyn ja keinotekoisien radioaktiivisten aineiden valvonta ympäristössä. Luonnonsäteily ja luonnon radioaktiiviset aineet kuuluvat valvontaohjelman piiriin kaudella 2014–2017, koska valtaosa väestön säteilyaltistuksesta saadaan luonnonsäteilystä. Vuodesta 2014 lähtien luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksia on määritetty talousvedestä, pintavedestä, maidosta ja elintarvikkeista. Luonnon radioaktiivisten aineiden tulokset raportoidaan vuoden 2017 vuosiraportoinnin yhteydessä. Lisäksi ohjelmaan kuuluu 5–10 vuoden välein tehtäviä aihekohtaisia selvityksiä. Säteilyturvakeskus (STUK) on varautunut myös lainsäädännön muutoksiin, joilla STUKin roolia ydinvoimalaitosten ja kaivosten ympäristön säteilyvalvonnassa vahvistetaan.

Suomessa valtakunnallisesta ympäristön säteilyvalvonnasta vastaa Säteilyturvakeskus. Valvontavelvoite perustuu STUKista annettuun asetukseen ja säteilyasetukseen. Myös Euroatom-sopimus velvoittaa Euroopan Unionin jäsenmaita valvomaan jatkuvasti radioaktiivisuuden tasoja ilmassa, vedessä ja maaperässä. STUKin lisäksi myös Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat omilla havaintoasemillaan säteilyn esiintymistä ympäristössä. Säteilyturvakeskuksen Ympäristön säteilyvalvonta ja valmius -osasto (VALO), on FINAS-akkreditointipalvelun akkreditoima testauslaboratorio T167 (akkreditointistandardi EN ISO/IEC 17025:2005) testausalana *Säteilyturvallisuuksitestaus ja siihen liittyvä ympäristönäyteenotto*. Lähes kaikki STUKin tekemät ympäristön säteilyvalvontaan liittyvät analyysit on tehty akkreditointivaatimusten mukaisesti.

Säteilyturvakeskuksen yhteistyökumppanit ympäristön säteilyvalvonnassa keräävät ja toimittavat näytteitä analysoitaviksi, osallistuvat ihmisten säteilymittauksiin tai vastaavat keräysasemien toiminnasta. Säteilyturvakeskus kiittää hyvästä yhteistyöstä ulkoisen säteilyn valvontaverkon asemien hoitajia sekä seuraavia yhteistyökumppaneita: Puolustusvoimat, Ilmatieteen laitos, Arktinen keskus, Kaakkois-Suomen rajavartiosto, Lapin rajavartiosto, Kotkan pelastuslaitos, Kaakkois-Suomen ELY-keskus, Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus, Lapin ELY-keskus, Varsinais-Suomen ELY-keskus, Oulun Vesi, Turun vesilaitos, Valio Oy, HUS Helsingin ja Uudenmaan sairaanhoitopiiri/Kätilöopiston sairaala/Ravioli, Tampereen yliopistollinen (keskus)sairaala, Lapin keskussairaala, Helsingin seudun ympäristöpalvelut, Helsingin Yhteislyseo, Hatanpään yläaste ja lukio, sekä Rovaniemen koulutoimi/Korkalovaaran yläaste ja Lyseonpuiston lukio. Säteilyvalvonnan sidosryhmille tehdyt kyselyt ovat osoittaneet, että sidosryhmät ovat varsin tyytyväisiä säteilyvalvonnan toteutukseen ja tulosten raportointiin.

Raportin tarkoituksena on antaa tietoa ympäristön säteilytilanteesta Suomessa kaikille asiasta kiinnostuneille. STUK toimittaa säännöllisesti valvontatietoja myös Euroopan komissiolle ja tämä raportti on yhteenveto komissiolle toimitetuista tiedoista. Raportti on myös löydettävissä Säteilyturvakeskuksen kotisivuilta osoitteessa: www.stuk.fi.

VESTERBACKA Pia (red.). *Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2014. STUK-B 190. Helsingfors 2015. 109 sidor + 4 sidor bilagor.*

Nyckelord: strålningsövervakning, yttre strålning, luft, nedfall, vatten, mjölk, livsmedel, människa, radon i inomhusluften

Företal

Huvudsyftet med övervakningen av strålning i miljön är att ge myndigheter och befolkningen realtidsinformation om strålningen i livsmiljön och dess betydelse för strålskyddet. Programmet är upplagt så att man med hjälp av det kan upptäcka förändringar av radioaktiviteten i miljön och reagera på dessa samt uppskatta de strålningsdoser som människor utsätts för och planera och ge råd om hur doserna kan minskas. Med hjälp av programmet för strålningsövervakning upprätthålls expertis och beredskapen att snabbt och korrekt reagera på avvikande strålningssituationer.

Rapporten innehåller ett sammandrag av resultaten från 2014 års strålningsövervakning samt några jämförelser med tidigare år. Övervakningen av strålning i miljön innefattar övervakning av artificiell strålning och artificiella radioaktiva ämnen i miljön. Naturlig strålning och naturliga radioaktiva ämnen hör till övervakningen inom detta program i perioden 2014–2017, eftersom den största delen av befolkningens strålningsexponering kommer från den naturliga strålningen. Från år 2014 har naturliga radioaktiva ämnen bestämts i ytvatten, dricksvatten, mjölk och livsmedel. Resultaten för de naturliga radioaktiva ämnena publiceras i samband med årsrapporten 2017. I programmet ingår dessutom särskilda projekt som genomförs med 5–10 års mellanrum. Strålsäkerhetscentralen (STUK) har även förberett sig för lagändringar som stärker STUKs roll i övervakningen av strålning i miljön kring kärnkraftverk och gruvor.

I Finland ansvarar Strålsäkerhetscentralen för övervakningen av strålning i miljön på riksnivå. Skyldigheten baserar sig på förordningen om strålsäkerhetscentralen och förordningen om strålskydd. Även Euratomfördraget förpliktar medlemsländerna i Europeiska unionen att fortlöpande övervaka radioaktivitetsnivåerna i luft, vatten och jordmån. Förutom STUK övervakar också Meteorologiska institutet och Försvarmakten förekomsten av strålning i miljön vid sina egna mätstationer. Strålsäkerhetscentralens avdelning Miljöövervakning av strålning och beredskapsenhet (VALO) är testlaboratorium T167 och har ackrediterats av Ackrediteringstjänsten FINAS (ackrediteringsstandarden EN ISO/IEC 17025:2005). Laboratoriets testområde är *Strålsäkerhetstester och miljöprovtagning i samband med detta*. Nästan alla analyser med anknytning till övervakningen av strålning i miljön som STUK gör är utförda enligt ackrediteringskraven.

Strålsäkerhetscentralens samarbetspartner inom övervakningen av strålning i miljön samlar in prov och lämnar in dem för analys, deltar i helkroppsmätningar och sköter mätstationernas verksamhet. Strålsäkerhetscentralen vill rikta ett tack för ett gott samarbete till dem som sköter stationerna för övervakning av den yttre strålningen samt till följande samarbetspartner: Försvarmakten, Meteorologiska institutet, Arktiskt centrum, Gränsbevakningen i sydöstra Finland, Gränsbevakningen i Lappland, Räddningsverket i Kotka, NTM-centralen i Sydöstra Finland, NTM-centralen i Norra Österbotten, NTM-centralen i Lappland, NTM-centralen i Egentliga Finland, Oulun Vesi, Åbo vattenverk, Valio Oy, Helsingfors och Nylands sjukvårdsdistrikt HNS/Barnmorskeinstitutets sjukhus/Ravioli, Tammerfors universitetssjukhus (centralsjukhus), Lapplands centralsjukhus, Helsingforsregionens miljötjänster, gymnasieskolan Helsingin Yhteislyseo, högstadie- och gymnasieskolan Hatanpään yläaste ja lukio och skolväsendet i Rovaniemi/högstadieskolan Korkalovaaran yläaste och gymnasieskolan Lyseonpuiston lukio. Enkäter riktade till intressentgrupperna inom strålningsövervakning har visat att grupperna har varit mycket nöjda med hur strålningsövervakningen har genomförts och hur resultaten har rapporterats.

Syftet med denna rapport är att förmedla kunskap om strålningsläget i miljön i Finland för alla intresserade. STUK lämnar regelbundet uppgifter om övervakningen till Europeiska kommissionen och denna rapport är ett sammandrag av de uppgifter som sänts till kommissionen. Rapporten finns även på Strålsäkerhetscentralens hemsida på adressen www.stuk.fi.

VESTERBACKA Pia (ed.). *Surveillance of environmental radiation in Finland. Annual report 2014.* STUK-B 190. Helsinki 2015. 109 pp. + Appendices 4 pp.

Key words: Radiation surveillance, external radiation, airborne radioactivity, deposition, water, milk, foodstuffs, human body, radon in indoor

Preface

The main goal of the surveillance of environmental radioactivity is to always be aware of the levels of artificial radiation in the environment to which the public is exposed. Another goal is to detect all significant changes in the levels of environmental radiation and radioactivity. Compliance with the basic safety standards laid down for the protection of health of the general public against dangers arising from ionising radiation can be ensured with environmental radiation surveillance. The running of surveillance programmes on a continuous basis also maintains and develops competence and readiness to respond to radiological emergencies.

This report summarises the results of environmental radiation surveillance in 2014. The report also contains some comparisons with results from the previous years. Surveillance of environmental radiation contains surveillance of artificial radiation and artificial radioactive elements in the environment. Natural radiation and natural radioactive elements are associated with the surveillance programme during years 2014–2017, although the major part of the public exposure to radiation is caused by natural radiation. From year 2014, natural radioactive elements are determined from surface water, drinking water, milk and foodstuffs. Results are reported as part of the 2017 annual reporting. In addition, the programme is developed to include thematic investigations every few years. Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) has also prepared legislative changes aiming to strengthen STUK's role in the control of radiation in the environment of nuclear power plants and mines.

Surveillance of environmental radioactivity in Finland is one of STUK's official duties. This duty is based on the decree enacted on STUK and the Radiation Decree. The Euratom Treaty also lays down an obligation of continuous monitoring of the levels of radioactivity in the air, water and soil in the European Union member states. In Finland, the Finnish Meteorological Institute (FMI) and the Defence Forces also monitor environmental radiation at their own stations. Environmental Radiation Surveillance (VALO) at STUK, from 2015 the Department for Environmental Radiation Surveillance and Emergency Preparedness (VALO), is a testing laboratory T167 accredited by FINAS (Finnish Accreditation Service) under standard EN ISO/IEC 17025:2005. The fields of testing are "*Test of radiation safety and related environmental sampling*". Almost all analyses in the radiation surveillance programme are made in accordance with the accreditation requirements.

STUK's partners in the surveillance of environmental radioactivity collect and deliver environmental samples for laboratory analyses, or they participate in whole-body counting. STUK would like to express its gratitude to the following partners for the successful co-operation: Defence Forces, Finnish Meteorological Institute, Arctic Centre, the Centre for Economic Development, Transport and the Environment (ELY Centre) of Southeast Finland, the ELY Centre of North Ostrobothnia, the ELY Centre of Lapland, the ELY Centre of Southwest Finland, Southeast Finland Frontier Guard District, Lapland Frontier Guard District, the Rescue Centre of Kotka, the water supply plants of Oulu and Turku, Valio Ltd., the Hospital District of Helsinki and Uusimaa/Kätilöopisto Maternity Hospital/Ravioli, Tampere University Central Hospital, Lapland Central Hospital, Helsinki Region Environmental Services Authority, the secondary school of Helsingin yhteislyseo, the secondary school of Hatanpää in Tampere, and the secondary school of Korkalovaara and Lyseonpuisto in Rovaniemi. Surveys conducted among the environmental radiation surveillance stakeholders have shown that the stakeholders are satisfied with the surveillance programme and reporting of the results.

The report aims to provide information on the levels of environmental radioactivity in Finland to all interested parties. STUK also submits monitoring data to the European Commission on a regular basis, and this report is a summary of the results delivered to the Commission. The report is also available at STUK's website www.stuk.fi.

Sisällysluettelo

ESIPUHE	3
1 YHTEENVETO	9
2 ULKOINEN SÄTEILY	15
3 ULKOILMAN RADIOAKTIIVISET AINEET	21
4 ULKOILMAN KOKONAISBEETA-AKTIIVISUUS	28
5 LASKEUMAN RADIOAKTIIVISET AINEET	32
6 PINTAVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	37
7 JUOMAVEDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	41
8 MAIDON RADIOAKTIIVISET AINEET	45
9 ELINTARVIKKEIDEN RADIOAKTIIVISET AINEET	50
10 RADIOAKTIIVISET AINEET IHMISESSÄ	58
11 JÄTELIETTEEN RADIOAKTIIVISET AINEET	64
12 RADIOAKTIIVISET AINEET ITÄMERESSÄ	68
13 SISÄILMAN RADON	73
14 ERILLISHANKKEET	94
LIITE 1 IONISOIVAAN SÄTEILYYN LIITTYVIÄ KESKEISIÄ SUUREITA JA NIIDEN YKSIKÖITÄ STUK-B-SARJAN JULKAISUJA	

Innehållsförteckning

FÖRETAL	4
1 SAMMANDRAG	11
2 EXTERN STRÅLNING	17
3 RADIOAKTIVA ÄMNEN I UTELUFTEN	22
4 TOTAL BETAAKTIVITET I UTELUFT	29
5 RADIOAKTIVA ÄMNEN I NEDFALL	33
6 RADIOAKTIVA ÄMNEN I YTVATTEN	38
7 RADIOAKTIVA ÄMNEN I DRICKSVATTEN	42
8 RADIOAKTIVA ÄMNEN I MJÖLK	46
9 RADIOAKTIVA ÄMNEN I LIVSMEDEL	52
10 RADIOAKTIVA ÄMNEN I MÄNNISKOKROPPEN	60
11 RADIOAKTIVA ÄMNEN I AVFALLSSLAM	65
12 RADIOAKTIVA ÄMNEN I ÖSTERSJÖN	69
13 RADON I INOMHUSLUFTEN	80
14 SÄRSKILDA PROJEKT	100
BILAGA 1 JONISERANDE STRÅLNING, DESS VIKTIGASTE STORHETER OCH DERAS ENHETER STUK-B-RAPPORTER	

Contents

PREFACE	5
1 SUMMARY	13
2 EXTERNAL RADIATION	17
3 AIRBORNE RADIOACTIVE SUBSTANCES	23
4 GROSS BETA ACTIVITY OF GROUND-LEVEL AIR	30
5 RADIONUCLIDES IN DEPOSITION	34
6 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN SURFACE WATER	39
7 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN DRINKING WATER	43
8 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN MILK	47
9 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN FOODSTUFFS	54
10 RADIOACTIVITY IN MAN	61
11 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN WASTEWATER SLUDGE	66
12 RADIOACTIVE SUBSTANCES IN THE BALTIC SEA	70
13 RADON IN INDOOR AIR	87
14 THEMATIC INVESTIGATIONS	105
APPENDIX 1 IONISING RADIATION, THE KEY PARAMETERS AND THEIR UNITS	
STUK-B REPORTS	

1 Yhteenveto

Tämä raportti on kansallinen yhteenveto ympäristösäteilyn valvonnan tuloksista Suomessa vuonna 2014. Tuloksia raporttiin ovat toimittaneet Säteilyturvakeskuksen lisäksi myös Ilmatieteen laitos ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuudesta ja Puolustusvoimien teknillinen tutkimuslaitos ulkoilman radioaktiivisista aineista yhdeltä valvonta-asemalta.

Ympäristön säteilyvalvontaohjelma sisältää ulkoisen annosnopeuden jatkuvan ja automaattisen monitoroinnin, ulkoilman radioaktiivisten aineiden ja kokonaisbeeta-aktiivisuuden monitoroinnin sekä radioaktiivisen laskeuman, pinta- ja juomaveden, jätelietteen, maidon ja elintarvikkeiden radioaktiivisuuden säännöllisen analysoinnin. Lisäksi ohjelmaan sisältyy ihmisen kehossa olevien radioaktiivisten aineiden analysointi sekä sisäilman radonin monitorointi. Tämä raportti sisältää myös yhteenvedot Itämeren radioaktiivisuusvalvonnan tuloksista ja ympäristön säteilyvalvontaan kuuluvien osajohelmien aihekohtaisista selvityksistä.

Vuoden 2014 tulokset osoittavat, että ympäristössä olevat keinotekoiset radioaktiiviset aineet ovat pääosin peräisin vuoden 1986 Tšernobylin onnettomuudesta ja ilmakehässä 1950- ja 1960-luvuilla tehdyistä ydinkokeista. Näiden lisäksi vuonna 2014 poikkeavia havaintoja tehtiin Kotkasta kerätyistä näytteistä. Maaliskuussa havaittiin vähäinen määrä radioaktiivista hiukkasmaista ^{131}I :tä, syyskuussa ^{54}Mn :ää sekä useaan eri otteeseen ^{60}Co :tä. Elokuussa kerätystä näytteestä havaittiin vähäisiä määriä kuutta eri radioaktiivista nuklidia (^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{95}Zr ja ^{95}Nb). Kaikkia näitä havaittuja keinotekoisia nuklideja syntyy ydinvoimalaitoksissa niiden käytön aikana. Jodi-131:ä tuotetaan lisäksi lääketieteelliseen käyttöön. Tritiumpitoisuudet vuonna 2014 olivat

pieniä, yleensä 1–4 Bq/l. Jätelietteessä havaittiin Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa ^{137}Cs :a ja sairaalanuklideja. Radionuklideja käytävien sairaaloiden syöpäklonikoiden ja isotooppi-osastojen potilaiden eritteet kulkeutuvat jätevesipuhdistamoon ja näkyvät siten jätelietteissä.

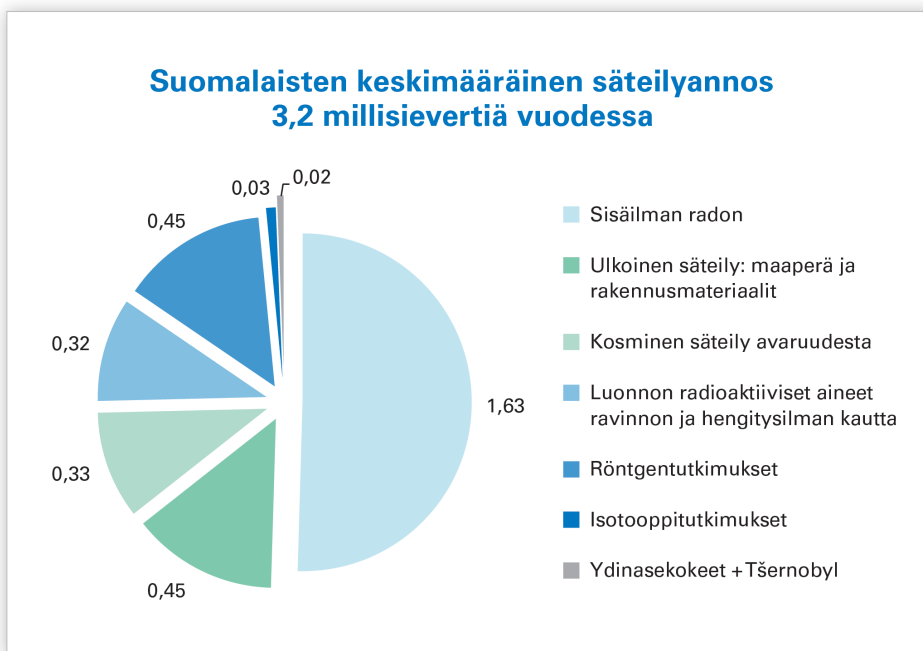
Sisäilman radonin pääasiallinen lähde on maaperän uraanipitoinen kiviaines. Korkeita radonpitoisuuksia esiintyy niissä asunnoissa, joiden perusrakenteet eivät ole riittävän tiiviitä estämään radonpitoisen maaperän huokosilman pääsyn sisätiloihin. Sosiaali- ja terveysministeriön vuonna 1992 asettama enimmäisarvo 400 Bq/m³ ylittyy arviolta 53 000 suomalaisessa pientaloasunnossa ja 8 000 kerrostalohuoneistossa. Tehokkaimmin radonia torjutaan rakennusvaiheen toimenpiteillä, eli rakentamalla alapohjarakenteet tiiviiksi ja asentamalla lattialaatan alle radonputkisto.

Aihekohtaiset erillisselvitykset liittyivät lannoitteiden, rakennusmateriaalien, puutavaran ja ulkoilman radonin määrittämiseen. Lannoitteissa radioaktiivisten aineiden pitoisuudet olivat niin pieniä, etteivät ne lisänneet viljelymaan luonnollista radioaktiivisuutta. Rakennusmateriaalien valvonta on tärkeää, koska toiminnanharjoittajien lähettämässä näytteissä noin 30 %:ssa ja kallioperäisistä kivinäytteissä lähes joka toisessa näytteessä esiintyy aktiivisuusindeksin ylitys. Puutavaran radioaktiivisuus on pieni, eikä kotimaisen puutavaran käyttöä ei tarvitse rajoittaa puuaineksen cesiumpitoisuuksien takia. Ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuudet olivat välillä 4–13 Bq/m³. Pitoisuudet olivat oletuksen mukaisesti hyvin pieniä verrattuna sisäilman ^{222}Rn -pitoisuuksiin ja ne jäivät selvästi alle sisäilmalle asetettujen ohjearvojen (200 ja 400 Bq/m³).

Suomalaiset saavat eri säteilylähteistä vuoden aikana keskimäärin noin 3,2 millisievertin (mSv) säteilyannoksen. Valtaosa tästä säteilyannoksesta (noin 2,7 mSv) aiheutuu luonnon radioaktiivisista aineista ja kosmisesta säteilystä. Ympäristön keinokeisten radioaktiivisten aineiden aiheuttama säteilyaltistus vuonna 2014 oli merkityksettömän pieni kokonaissäteilyaltistukseen verrattuna, keskimäärin noin 0,02 mSv. Tämä on alle 1 % väestön kokonaissäteilyaltistuksesta. Kuva 1.1 esittää

suomalaisen keskimääräisen säteilyannoksen eri lähteet.

Vuoden 2014 tulokset osoittavat myös, että vuoden aikana ympäristöön ei tapahtunut sellaisia radioaktiivisten aineiden päästöjä, joilla olisi säteilyuojelullista merkitystä ihmisen terveydelle tai ympäristölle Suomessa.



Kuva 1.1. Suomalainen saa ionisoivasta säteilystä keskimäärin 3,2 millisievertin säteilyannoksen vuodessa.

1 Sammandrag

Denna rapport är ett nationellt sammandrag av övervakningen av strålning i miljön i Finland 2014. Resultat som redovisas i rapporten kommer förutom från Strålsäkerhetscentralen, även från Meteorologiska Institutet – den totala betaaktiviteten i utomhusluften – och från en mätstation vid Försvarsmaktens tekniska forskningsinstitut – radioaktiva ämnen i utomhusluften.

Programmet för övervakning av strålning i miljön omfattar fortlöpande automatisk övervakning av den externa dosraten, övervakning av radioaktiva ämnen och den totala betaaktiviteten i utomhusluften samt regelbunden analys av radioaktivt nedfall och radioaktivitet i yt- och dricksvatten, avloppsslam, mjölk och livsmedel. I programmet ingår dessutom analys av radioaktiva ämnen i människokroppen och radon i inomhusluften. Denna rapport innehåller också ett sammandrag av övervakningen av radioaktiviteten i Östersjön och fyra särskilda projekt.

Resultaten för år 2014 visar att de artificiella radioaktiva ämnena i miljön härrör främst från olyckan i Tjernobyl år 1986 och från kärnvapenprov i atmosfären på 1950- och 1960-talet. Utöver dessa gjordes avvikande upptäckter under år 2014 i prov insamlade i Kotka. I mars upptäcktes en lite mängd ^{131}I i partikelform, i september ^{54}Mn samt vid flera tillfällen ^{60}Co . I ett prov från augusti upptäcktes små mängder av sex olika nuklider (^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{95}Zr och ^{95}Nb). Dessa konstgjorda isotoper uppstår alla i kärnkraftverk. Jod-131 produceras dessutom för medicinskt bruk. Under 2014 var tritiumhalterna låga, vanligtvis 1–4 Bq/l. I avloppsslam upptäcktes ^{137}Cs som härrör

från olyckan i Tjernobyl och sjukhusnuklider. Sekret från patienter vid cancerkliniker och isotopavdelningar vid sjukhus som använder radionuklider överförs till avloppsreningsverket och syns således i avloppsslammet.

Radon i inomhusluften härstammar huvudsakligen från uranhaltigt stenmaterial i marken. Höga radonhalter förekommer i de bostadslägenheter, vars grundkonstruktion inte är tillräckligt tät för att förebygga att radonhaltig jordluft tränger in i huset. Det maximala värdet 400 Bq/m³ som social- och hälsovårdsministeriet bestämde 1992 överskreds i uppskattningsvis 53 000 småhus och i 8 000 höghuslägenheter i Finland. Det effektivaste sättet att bekämpa radon är genom åtgärder under byggtiden; genom att bygga en tät konstruktion i det nedre bjälklaget och montera ett radonrörverk under golvplattan.

De särskilda projekten behandlar fastställandet av gödsel, byggmaterial, virke och radon i utomhus. I alla gödningsmedel som undersöktes var halterna av radioaktiva ämnen så små att de inte förhöjde odlingsmarkens naturliga radioaktivitet. Kontroll av byggmaterial är viktig eftersom cirka 30% av proverna som operatörerna skickade samt nästan vartannat stenprov från berggrunden överskrider aktivitetsindexet. Användningen av inhemska trävaror behöver inte begränsas på grund av träets cesiumhalt. Radonhalterna i utomhusluften varierade mellan 4 och 13 Bq/m³. Halterna var som antaget mycket små jämfört med radonhalterna i inomhusluften och de hamnade klart under de riktvärden som satts för inomhusluften (200 och 400 Bq/m³).

Finländarnas stråldos från olika strålningskällor är årligen i medeltal 3,2 millisievert (mSv). Huvuddelen av denna dos (cirka 2,7 mSv) härrör från naturliga radioaktiva ämnen och från den kosmiska strålningen. Artificiella radioaktiva ämnen stod år 2014 för en obetydligt liten del av bestrålningen jämfört med den totala stråldosen, i genomsnitt cirka 0,02 mSv. Detta är mindre än en procent av den totala stråldosen

som befolkningen utsätts för. Bild 1.1 visar olika källor av den genomsnittliga totala stråldosen som finländarna utsätts för.

Resultaten för 2014 visar också att det under året inte inträffade några sådana utsläpp av radioaktiva ämnen i miljön som skulle ha haft någon betydelse för strålskyddet av människor eller miljön i Finland.

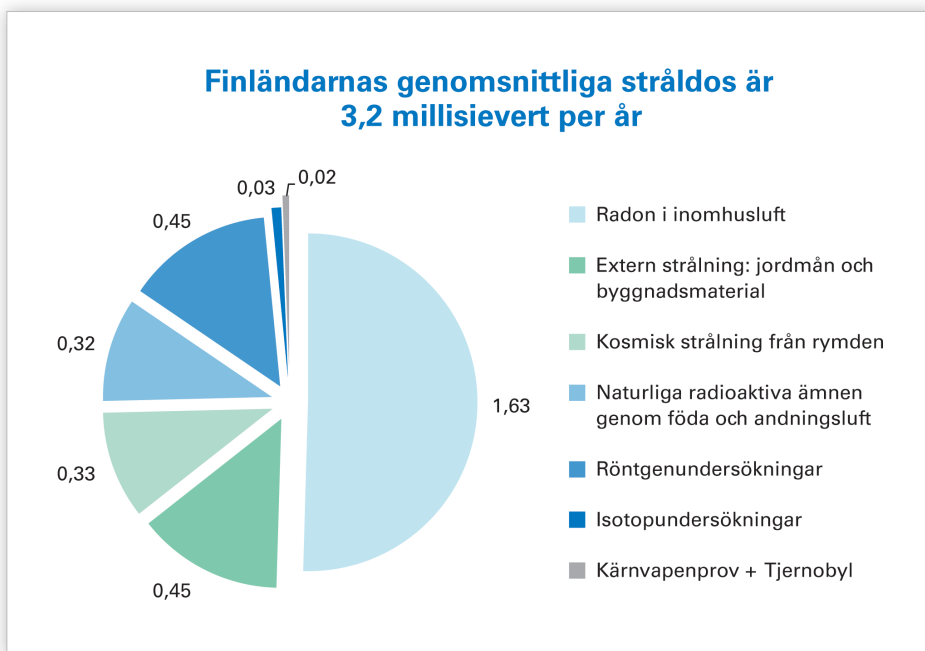


Bild 1.1. En finländare får i genomsnitt en stråldos på 3,2 millisievert från joniserande strålning.

1 Summary

This report is the national summary of the results obtained in the surveillance of environmental radioactivity in Finland in 2014. The Finnish Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK) has produced most of the results, but the Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces Research Institute of Technology have also submitted results for this report on the gross beta activity in outdoor air and on the airborne radioactive substances, respectively.

The surveillance programme on environmental radioactivity covers continuous and automated monitoring of external dose rate in the air, regular monitoring of radioactive substances and gross beta activity in outdoor air, radioactive substances in deposition, in surface and drinking water, in sludge from the wastewater treatment plant in Helsinki, in milk, foodstuffs, and in the human body. This report also contains a summary of the results of the monitoring of radioactivity in the Baltic Sea, monitoring of radon in indoor air and results from four thematic investigations.

The results for 2014 show that the artificial radionuclides observed in the environment originate from the 1986 Chernobyl accident and from atmospheric nuclear tests performed in the 1950s and 1960s. In addition to these, very small amounts of short-lived artificial radioisotopes in outdoor air were detected a few times in Finland. These detections were made from samples collected in Kotka. In March a small quantity of particulate ^{131}I was detected, in September ^{54}Mn and on several occasions small quantities of ^{60}Co . A sample collected in August contained small amounts of six different isotopes (^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{95}Zr and ^{95}Nb). All of the detected artificial isotopes

are produced at nuclear power plants. Iodine-131 is also used in medicine. Tritium concentrations in 2014 remained minor, most usually 1–4 Bq/l. In waste sludge, cesium-137 from the Chernobyl accident and radionuclides from hospital were observed. Secretions from patients at cancer wards and isotope wards at hospitals using radionuclides migrate to waste water treatment plants and were detected in waste sludge.

The main source of radon in indoor air is the rock material containing uranium in soil. High radon levels occur in homes, the foundations of which are not sufficiently well-sealed to prevent the access of radon-carrying soil air. It is estimated that the maximum concentration of 400 Bq/m³ set in 1992 by the Ministry of Social Affairs and Health is exceeded in 53,000 Finnish houses and 8,000 blocks of flats. Radon is most effectively prevented by measures taken at the construction stage: by building the base floor structures leaktight and by installing radon piping under the ground slab.

Thematic investigations covered radioactivity determinations of fertilizers, building materials, timber and outdoor radon. The main findings are that in all the examined fertilizers, the concentrations of radioactive substances were so low that they do not actually increase the natural radioactivity of farmland. Control of building materials is important because approximately 30% of the samples sent by the operators and almost every second sample from the bedrock stone samples exceeded the activity index. There is no need to limit the use of domestic timber due to caesium concentrations. The radon concentrations of outdoor air varied from 4 to 13 Bq/m³. As hypothesized, the concentrations were very low

compared to the radon concentrations of indoor air, and were clearly below the limit values set for indoor air (200 and 400 Bq/m³).

The average annual dose of Finns, received from different radiation sources, is about 3.2 millisievert (mSv). The majority of this annual dose (some 2.7 mSv) is caused by natural radioactive substances and cosmic radiation. The exposure to radiation of artificial radionuclides in the environment in 2014 was insignificant compared

with the total annual dose, some 0.02 mSv. This is less than 1% of the total radiation exposure of the population. Figure 1.1 shows the different sources of the average radiation dose of a Finn.

The results also show that in 2014 there were no such environmental releases of radioactive substances which would have harmful effects in radiation protection view on people or the environment in Finland.

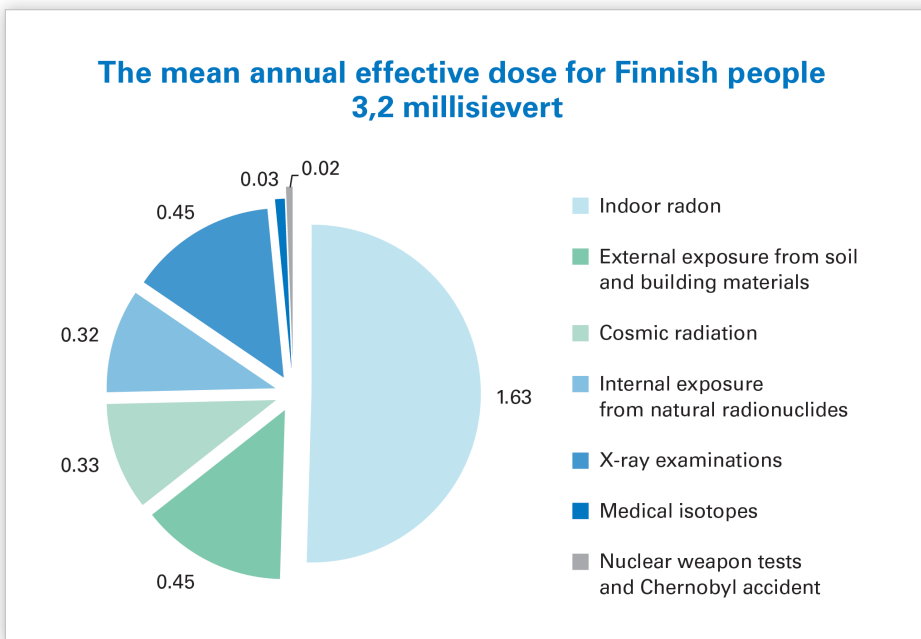


Fig 1.1. A Finn gets annually about 3.2 millisievert dose from ionizing radiation.

2 Ulkoinen säteily

Suomessa ulkoisen säteilyn annosnopeutta valvotaan reaaliaikaisella ja kattavalla mittausasemaverkolla. Tähän STUKin ylläpitämään automaattiseen Uljas-valvontaverkkoon kuuluu 255 Geiger-Müller (GM) -antureilla varustettua mittausasemaa (kuva 2.1). Osa asemista on varustettu myös LaBr_3 -spektrometreilla. Verkkoon on lisäksi liitetty ydinvoimalaitosten hallinnoimat laitosten ympäristössä sijaitsevat GM-antureilla varustetut mittausasemat. Ilmatieteen laitos ja puolustusvoimat seuraavat annosnopeutta omilla havaintoasemillaan. Lisäksi kunnilla on valmiudet ulkoisen säteilyn manuaaliseen valvontaan. Kuvassa 2.2 on esimerkki valvonta-aseman säteilyanturista.

Tulosten keruu

Kaikki mittausverkon tulokset talletetaan säteilyvalvonnan tietojärjestelmään USVAan, jonka keskuslaitteisto sijaitsee STUKin tiloissa. Automaattiset mittausasemat lähettävät tuloksensa heti niiden valmistuttua USVAan, USVAN varajärjestelmään (Ilmatieteen laitoksen tiloissa) sekä paikalliseen hätäkeskukseen. Tietoliikenne keskuslaitteiston ja asemien välillä hyödyntää viranomaisille tarkoitettua VIRVE-radioverkkoa.

Hälytysten käsittely

Alin hälytysraja on 0,4 mikrosievertiä tunnissa tai säteilyn annosnopeuden nouseminen yli 0,1 mikrosievertiä tunnissa suuremmaksi kuin edellisten seitsemän vuorokauden annosnopeuden keskiarvo. Tieto jonkin aseman hälytyksestä ja ympäröivien mittausasemien havaitsemista säteilytasoista on käytettävissä heti paitsi STUKissa myös siinä hätäkeskuksessa, jonka alueella asema sijaitsee. Hälytyksen syyn selvittäminen alkaa välittömästi.

Säteilyannos

Suomessa luonnon taustasäteily vaihtelee välillä 0,05–0,30 mikrosievertiä tunnissa. Alueellinen vaihtelu annosnopeuksissa johtuu uraanin ja toriumin pitoisuuseroista kallio- ja maaperässä. Lumi- ja jääkerros vaimentaa maaperästä tulevaa säteilyä. Paikallista ja lyhytaikaista nousua annosnopeudessa saattaa aiheuttaa sade, joka tuo radonia ja sen hajoamistuotteita lähemmäksi maanpintaa.

Vuoden 2014 aikana valvontaverkon yksi GM-anturi hälytti seitsemän kertaa. Hälytykset aiheutuivat mittausaseman läheisyydessä tehdyistä hitsausaamojen tarkastuksista. STUK oli yhteydessä hälytykset aiheuttaneeseen toiminnanharjoittajaan. Toiminnanharjoittaja muutti menettelytapojaan, minkä seurauksena hälytykset loppuivat. Lisäksi kaksi LaBr_3 -spektrometrillä varustettua mittausasemaa hälyttivät kerran. Toisen tapauksen hälytyksen aiheutti luultavasti anturin läheisyydessä oleskellut isotooppihoitoa saanut henkilö ja toinen tapaus aiheutui radiolääkeaineita valmistavan laitoksen toiminnasta.

Maaperässä olevista keinotekoisista radioaktiivisista aineista (lähinnä Tšernobyl-laskeumasta) aiheutui suomalaisille vuonna 2014 keskimäärin 0,012 millisievertin suuruinen ulkoisen säteilyn annos. Tämä on vähemmän kuin yksi kolmas-kymmenesosa maaperän ja rakennusmateriaalien sisältämien luonnon radioaktiivisten aineiden aiheuttamasta keskimääräisestä ulkoisen säteilyn vuosiannoksesta.

Tulosten välittäminen eteenpäin

STUK toimitti vuonna 2014 jatkuvasti kaikkien 255 mittausaseman yhden tunnin annosnopeustiedot julkisille www-sivuilleen (www.stuk.fi). Kahdeksan mittausaseman koko vuoden mittaus-tulokset on esitetty kuvassa 2.3.

STUK ylläpitää palvelinta, josta erikseen sovitut ulkopuoliset käyttäjät (Euroopan komissio, Itämeren maiden neuvoston jäsenvaltiot; ks. kuva 2.4) voivat halutessaan hakea Suomen säteilytietoja.

Yhteistyökumppanit

STUKin keskeiset yhteistyökumppanit valtakunnallisessa ulkoisen säteilyn valvonnassa ovat Hätäkeskuslaitos, paikalliset pelastusviranomaiset, sisäasiainministeriö, puolustusvoimat ja Ilmatieteen laitos.

Yhteyshenkilö: Kaj Vesterbacka, Säteilyturvakeskus (kaj.vesterbacka@stuk.fi)

2 Extern strålning

Den externa stråldosraten i Finland övervakas i realtid med ett heltäckande mätstationsnät. I Strålsäkerhetscentralens automatiska övervakningsnät (bild 2.1) ingår 255 mätstationer som försetts med GM-detektorer. En del av stationerna har också en LaBr_3 -spektrometer. Därtill är GM-mätstationerna kring de inhemska kärnkraftverken anslutna till nätet. Även Meteorologiska institutet och försvarsmakten följer med den externa strålningsraten med sina egna mätstationer, och i kommunerna finns det beredskap i att manuellt övervaka extern strålning. Ett exempel av en detektor vid en mätstation visas i bild 2.2.

Registrering av mätvärdena

Alla mätvärdena sätts in i stråltillsynens datasystem USVA, vars centraldatorer finns på Strålsäkerhetscentralen. De automatiska mätstationerna förmedlar resultaten kontinuerligt till USVA, dess reservsystem (på Meteorologiska institutet) och den lokala nödcentralen. Datatrafiken mellan centralsystemet och mätstationerna sker via myndigheternas radionät VIRVE.

Hantering av alarm

Den lägsta larmgränsen i nätet är 0,4 mikrosievert i timmen men larmet genereras också i fall att dosraten överstiger medelvärdet under de sju senaste dygnen med 0,1 mikrosievert i timmen. Om strålningsnivån på någon mätstation överstiger larmgränsen, så vet både STUK och de lokala räddningsmyndigheterna genast om alarmet och även om strålningsnivåer på de näraliggande andra mätstationerna. Utredningen av orsaken till alarmet inleds omedelbart.

Stråldos

Bakgrundsstrålningen i Finland varierar mellan 0,05 och 0,30 mikrosievert i timmen. Lokalt kan bakgrundsstrålningen vara större om det finns uran och torium i berget eller i jordmånen. Snö och is dämpar strålningen uppåt från marken. En lokal och kortvarig höjning i doshastigheten kan orsakas av regn som för radon och dess

sönderfallsprodukter närmare jordytan.

Under år 2014 larmade övervakningsnätets en GM-detektor sju gånger. Varje larm orsakade på grund av användningen av industriell radiografi i närheten av mätstationen. STUK kontaktade företag och larmen slutade. Därtill larmade spektrometernätet två gånger. Den första larm var uppenbarligen förorsakat av en person som hade fått radioisotopbehandling. Den andra larm var förorsakat av ett företag som produceras radioisotoperna för radioisotopbehandling.

Artificiella radionuklider i jordmånen (härstammande främst från Tjernobyli-olyckan) orsakade år 2014 i medeltal en stråldos på 0,012 millisievert till finländarna. Detta är mindre än en trettiondedel av den årliga externa dos, som naturliga radionuklider i jordmån och byggnadsmaterial orsakar.

Förmedling av mätvärdena

Under år 2014 visade Strålsäkerhetscentralen kontinuerligt en timmes mätvärden från alla 255 mätstationer på sina offentliga www-sidor (www.stuk.fi). Mätvärdena från åtta stationer finns i bild 2.3.

Strålsäkerhetscentralen upprätthåller en server, där vissa andra parter (såsom Europakommissionen och medlemsländer i Östersjörådet; se bild 2.4) kan avläsa uppgifter om strålningen i Finland.

Samarbetspartner

Strålsäkerhetscentralens viktiga partner inom övervakningen av extern strålning är Nödcentralsverket och lokala räddningstjänstmyndigheter, inrikesministeriet, försvarsmakten och Meteorologiska institutet.

Kontaktperson: Kaj Vesterbacka,
Strålsäkerhetscentralen (kaj.vesterbacka@stuk.fi)

2 External radiation

Finland has an automatic nationwide monitoring network for external dose rate, which consists of 255 stations equipped with GM tubes (Fig. 2.1). Some stations include also a LaBr₃ spectrometer. The maintenance and development of the network are carried out by STUK. The monitoring stations situated around the domestic nuclear power plants and administrated by the power companies are also connected to the network. The Finnish Meteorological Institute and the Defence Forces have their own monitoring stations. In addition, the municipalities maintain readiness for performing manual radiation measurements in the case of an emergency. An example of a radiation detector is shown Figure 2.2.

Data collection

All measurement results are stored in the data management system (USVA) of radiation surveillance, the central hardware of which is located in the facilities of STUK. Automatic monitoring stations send data continuously to USVA and its back-up system (at the Finnish Meteorological Institute), and to the local emergency response centre. The data communication between the central equipment and the stations uses the wireless VIRVE network of the authorities.

Handling of alarms

An alarm is generated either if the dose rate at a monitoring station exceeds 0.4 microsieverts per hour or if it exceeds the average value during the previous seven days by 0.1 microsieverts per hour. Both STUK and the local authorities receive an alarm message and have also immediately access to the radiation levels at the other stations close to the alarming station. Activities finding the cause of the alarm will be started immediately after the alarm is given.

Radiation dose

The background radiation in Finland ranges from 0.05 to 0.30 microsieverts per hour. The regional variation in dose rates depends on the differences of uranium and thorium concentrations in bedrock and soil. The snow and ice attenuate the radiation

from the ground.

During the year 2014 dose rate levels higher than normal background radiation were observed seven times. All cases were caused by the same monitoring station. The reason was found to be industrial radiography carried out close to a monitoring station. STUK contacted the company doing the radiography and alarms were stopped. In addition, the spectrometer network generated two alarms. The one was presumably caused by a person who had received radioisotope therapy and the second one was caused by a facility making radioactive substances for radioisotope therapy.

The major part of the radiation dose from external radiation is caused by natural radioactivity in the soil and by cosmic radiation. In 2014 artificial radionuclides in the soil were estimated to cause an average dose of 0.012 millisieverts per capita in Finland. This is less than one thirtieth of the annual external dose due to natural radioactivity in the soil and in construction materials.

Delivering of data

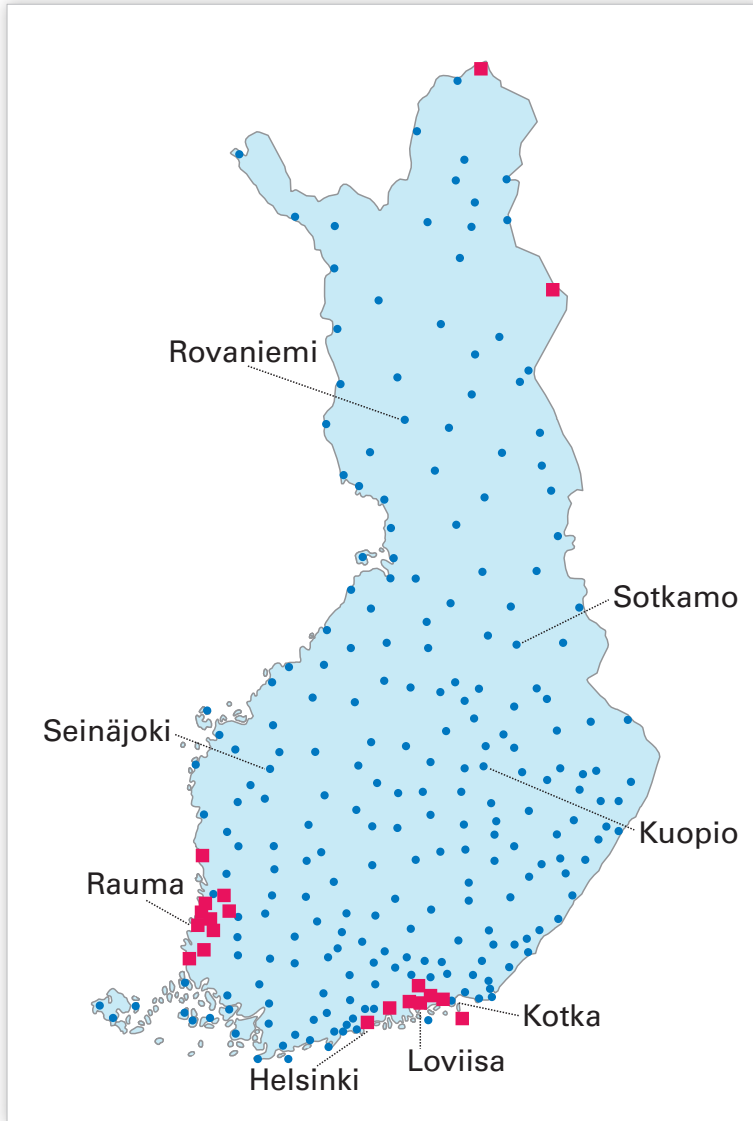
In 2014 one-hour monitoring data from all the 255 stations were continuously available on the public home pages of STUK (www.stuk.fi). The whole-year data from eight of the stations are shown in Fig. 2.3.

STUK maintains a server that can be accessed by authorised other parties (like the European Commission and the member countries of the Council of the Baltic Sea States; see Fig. 2.4) whenever they are interested in the Finnish radiation data.

National co-operation partners

The most important co-operation partners of STUK within the monitoring of external radiation are the Emergency Response Centre Administration and local emergency response centres, Ministry of the Interior, Defence Forces and Finnish Meteorological Institute.

Contact person: Kaj Vesterbacka, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaj.vesterbacka@stuk.fi)



Kuva 2.1. Ulkoisen säteilyn valvontaverkon automaattiset mittausasemat. Punaiset neliösymbolit kuvaavat asemia, joilla on GM-anturin lisäksi LaBr_3 -spektrometri. Kuvassa nimettyjen asemien mittaustulokset on esitetty kuvassa 2.3.

Bild 2.1. Automatiska mätstationer i nätet för extern strålning. Röda kvadrater representerar stationer som har både en GM-detektor och en LaBr_3 -spektrometer. På bilden namnges de mätstationer, vars mätvärden finns i bild 2.3.

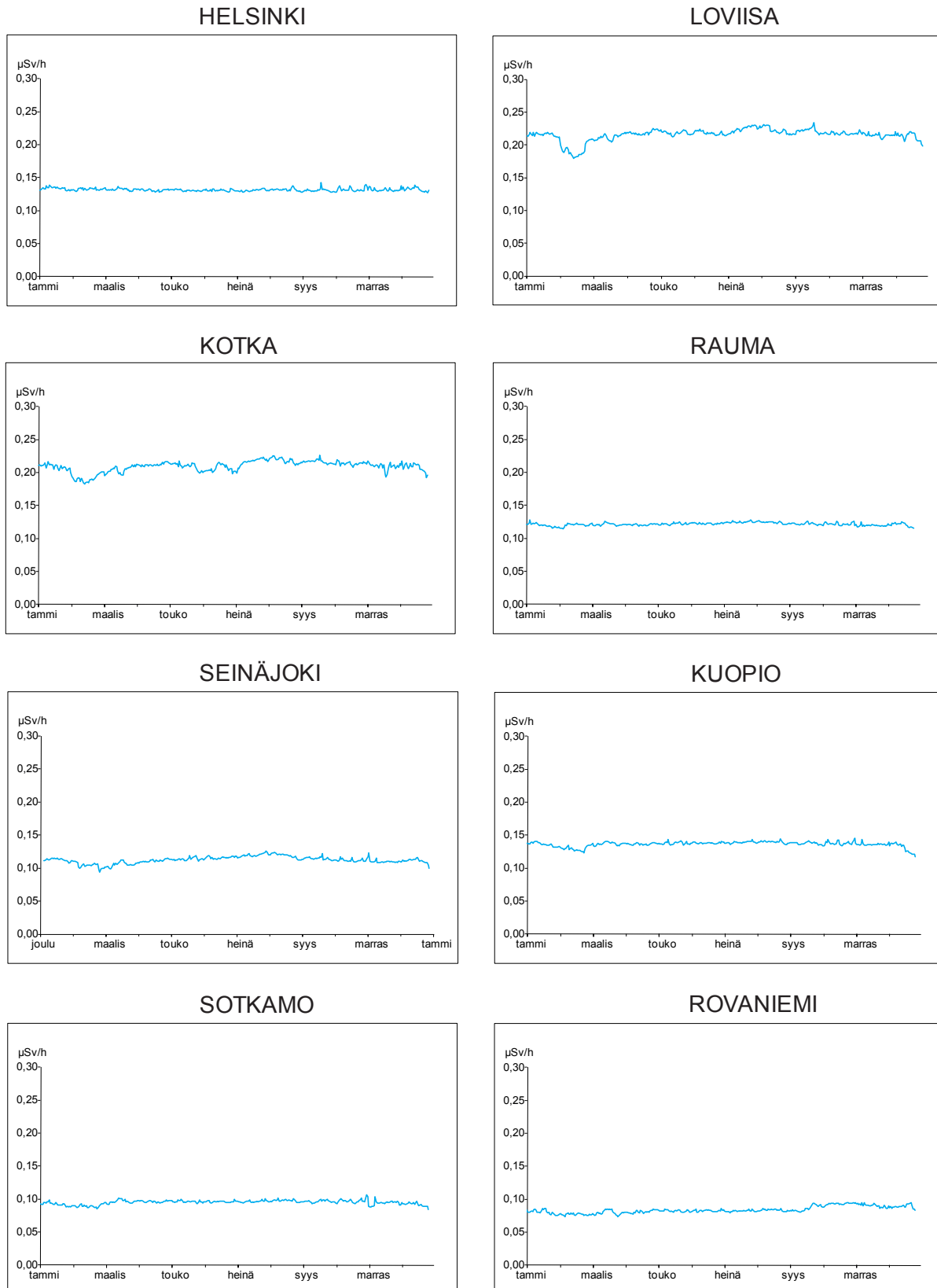
Fig. 2.1. Automatic dose-rate monitoring stations. Red squares indicate stations that have both a GM detector and a LaBr_3 spectrometer. The locality names refer to stations whose results are shown in Fig. 2.3.



Kuva 2.2. Ulkoisen säteilyn valvontaverkon mittausaseman anturit Merikarvialla.

Bild 2.2. Detektorer vid mätstationen Sastmola i övervakningsnätet för extern strålning.

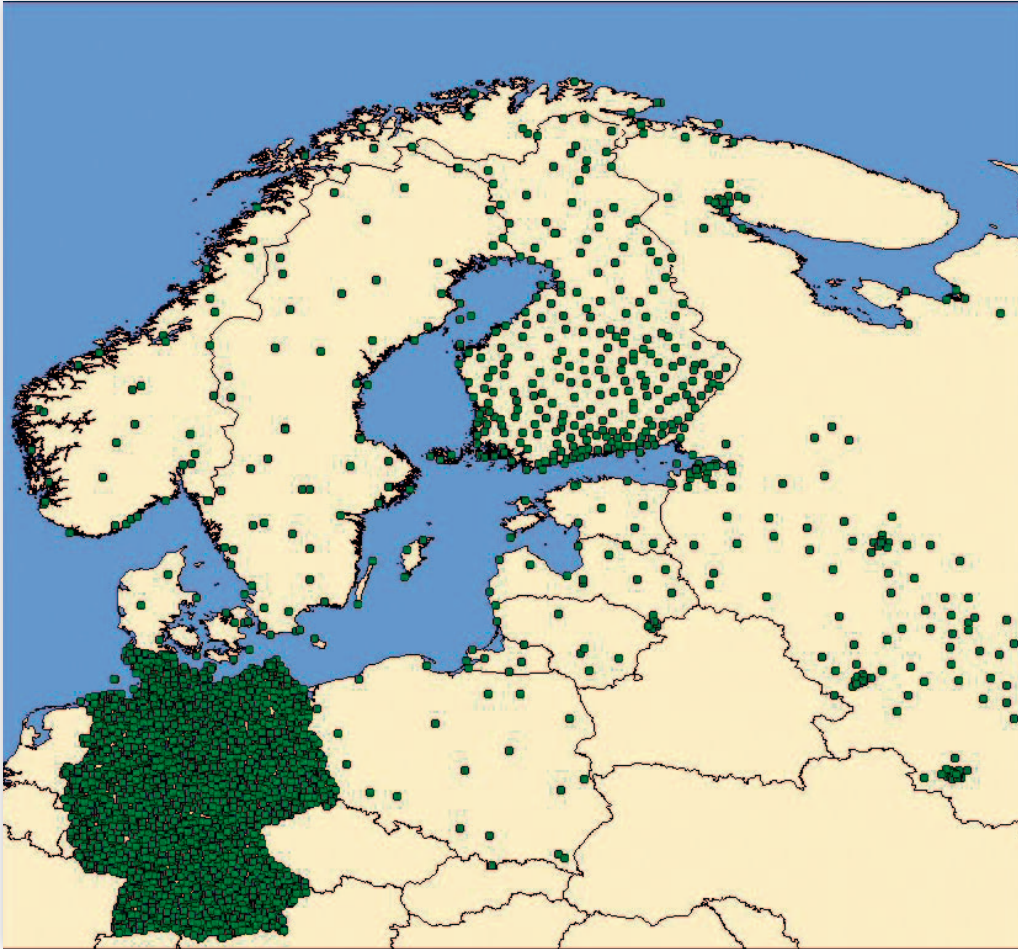
Fig. 2.2. Detectors of the automatic dose-rate monitoring station at Merikarvia.



Kuva 2.3. Ulkoisen säteilyn annosnopeus ($\mu\text{Sv/h}$) kahdeksalla mittausasemalla vuonna 2014.

Bild 2.3. Externa dosrater ($\mu\text{Sv/h}$) vid åtta mätstationer år 2014.

Fig. 2.3. Observed radiation levels ($\mu\text{Sv/h}$) at eight monitoring stations in 2014.



Kuva 2.4. Itämeren maiden neuvostoon kuuluvien valtioiden ulkoisen säteilyn valvontaverkkojen automaattiset mittausasemat. Huom! Islanti ei näy kuvassa lainkaan ja Venäjän alueen asemista kartalla on esitetty vain läntisimmät.

Bild 2.4. Automatiska mätstationer i näten för extern strålning av medlemsländer i Östersjörådet. Observera att Island fattas på kartan och att bara de västligaste ryska mätstationer visas på bilden.

Fig. 2.4. Automatic dose-rate monitoring stations of the member countries of the Council of the Baltic Sea States. Note that Iceland is not shown on the map at all and only the westernmost Russian stations are displayed.

3 Ulkoilman radioaktiiviset aineet

STUK valvoo pintailman radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia kahdeksalla ja Puolustusvoimat yhdellä paikkakunnalla (kuva 3.1). Molempien ydinvoimalaitosten ympäristössä – Loviisassa ja Olkiluodossa – on neljä voimayhtiöiden valvonta-asemaa. Yhteenvedo voimalaitosten ympäristön säteilyvalvonnasta julkaistaan raporttisarjassa STUK-B.

Näytteiden keräys

Ulkoilman sisältämiä radioaktiivisia aineita valvotaan pumpaamalla suuria määriä ilmaa radioaktiiviset aineet pidättävien suodattimien läpi. Lasikuitusuodatin kerää radioaktiivisia aineita sisältävät hiukkaset ja aktiivihiilisuodatin pidättää kaasumaisen radioaktiivisen jodin. Näytteet kerätään tehtävää varten suunnitelluilla kerääjillä (kuva 3.2). Osassa kerääjiä on lasikuitusuodattimeen kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva LaBr_3 -spektrometri. Kerääjässä olevalla spektrometrillä voidaan havaita suodattimelle kertyvät keinotekoiset radioaktiiviset aineet jo näytteen keräyksen aikana, jos aineiden pitoisuus ulkoilmassa on tarpeeksi suuri.

Kerääjien suodattimet vaihdetaan yksi tai kaksi kertaa viikossa kerääjän mallista riippuen ja lähetetään STUKin laboratorioon Helsinkiin analysoitaviksi. STUKilla on myös Kuopiossa suodattimien mittaamiseen tarvittava laitteisto, jolla aseman suodattimet mitataan paikan päällä ja tulokset analysoidaan Helsingissä. STUKin toimipisteessä Helsingissä on automaattilaitteisto joka kerää, käsittelee ja analysoi suodattimen sekä raportoi tulokset automaattisesti. Laite vaihtaa suodattimen vuorokauden välein.

Näytteiden käsittely ja mittaus

Laboratoriossa tehtävällä mittauksella suodattimista voidaan havaita hyvin pienet määrät radioaktiivisia aineita. Suodattimet mitataan gammaspektrometrillä ja spektristä tunnistetaan suodattimeen pidättyneet radionuklidit. Radioaktiivisten aineiden havaitsemisraja ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) on nuklidikohtainen ja riippuu mm. suodatetusta ilmamääräs-

tä, näytteen sisältämistä muista radioaktiivisista aineista, näytteen iästä, mittaussajasta, ilmaisimen havaitsemistehokkuudesta ja taustasuojasta (taulukko 3.1). Havaitsemisrajat ovat tyypillisesti alle miljardisosia siihen aktiivisuuspitoisuuteen nähden, joka aiheuttaisi väestön suojaustoimenpiteitä. Osassa kerääjiä oleva, suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta mittaava, LaBr_3 -spektrometri ei herkkyytensä puolesta riitä korvaamaan suodattimien laboratorioanalyysijä.

Tulokset

Taulukossa 3.2 on esitetty vuoden 2014 aikana tehdyt poikkeavat keinotekoisien radioaktiivisten aineiden havainnot. Vuoden 2014 poikkeavat havainnot tehtiin Kotkasta kerätyistä näytteistä. Maaliskuussa havaittiin vähäinen määrä radioaktiivista hiukkasmaista ^{131}I :tä, syyskuussa ^{54}Mn :ää sekä useaan eri otteeseen ^{60}Co :tä. Elokuussa kerätyistä näytteistä havaittiin vähäisiä määriä kuutta eri radioaktiivista nuklidia (^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{95}Zr ja ^{95}Nb). Kaikkia näitä havaittuja keinotekoisia nuklideja syntyy ydinvoimalaitoksissa niiden käytön aikana. Jodi-131:ä tuotetaan lisäksi lääketieteelliseen käyttöön.

Kuvissa 3.3 ja 3.4 on esitetty ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden keskiarvo näytteenkeräysjaksoilla havaintoasemittain. Keväisin havaitaan tyypillisesti muita vuodenaikoja suurempia pitoisuuksia ^{137}Cs :ää, joka johtuu maasta nousevan pölyn mukana kulkeutuneesta vanhasta laskeumasta. Kuvassa 3.5 on esitetty ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden kuu-kausikeskiarvot pitkällä aikavälillä Helsingin seudulta. Keinotekoisien radioaktiivisten aineiden määrät ulkoilmassa ovat olleet erittäin pieniä, eikä niillä ole ollut säteilysuojelullista merkitystä ihmisille. Vuonna 2014 suomalaiset saivat ulkoilman keinotekoisista radioaktiivisista aineista keskimäärin noin 0,0000001 mSv säteilyannoksen.

Yhteyshenkilö: Jani Turunen, Säteilyturvakeskus (jani.turunen@stuk.fi)

3 Radioaktiva ämnen i uteluften

Strålsäkerhetscentralen övervakar halten av luftburna radioaktiva ämnen nära jordytan på åtta orter och försvarsmakten på en ort i Finland (bild 3.1). Nära kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto har kraftbolagen fyra mätstationer, vars resultat rapporteras i Strålsäkerhetscentralens rapportserie STUK-B.

Insamling av prov

Radioaktiva ämnen i uteluften övervakas genom att stora mängder luft pumpas genom ett filter, varvid de radioaktiva ämnena fastnar i filtret. Ett glasfiberfilter fångar partiklar som kan innehålla radioaktiva ämnen, och ett filter av aktivt kol fångar radioaktiv jodgas. Proven samlas in med en aerosolsamlare som planerats enkom för detta ändamål (bild 3.2). En del av dessa aerosolsamlare har en LaBr_3 -spektrometer som mäter radioaktiviteten i glasfiberfiltret. Ifall halten av radioaktiva ämnen i luften är tillräckligt stor, så kan spektrometern upptäcka dessa medan filtret ännu är i bruk.

Filtren byts ut en eller två gånger i veckan beroende på aerosolsamlarmodellen och sänds till Strålsäkerhetscentralens laboratorium i Helsingfors för att analyseras. Filtren från Kuopios mätstation mäts på plats och resultaten skickas till Helsingfors för analys. I Helsingfors har Strålsäkerhetscentralen utrustning som automatiskt samlar in, hanterar och analyserar filtrena samt rapporterar resultaten. Apparaturen byter filter en gång per dygn.

Hantering och mätning av proven

Med hjälp av noggranna mätningar i laboratorier kan ytterst små mängder radioaktiva ämnen som fastnat i filtren observeras. Filtren mäts med en gammaspektrometer och radionukliderna identifieras utgående från spektrumet. Observationsgränsen uttrycks i $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ och beror bl.a. på vilken nuklid det gäller, hur stor mängd luft som passerat filtret, andra radioaktiva ämnen i provet, provets ålder, mättiden, detektorns

känslighet samt skyddet mot bakgrundsstrålning (tabell 3.1). Observationsgränserna är i allmänhet under en miljarddel av den koncentrationsnivå som skulle föranleda åtgärder för att skydda befolkningen. Mätssystemen, som finns i en del av aerosolsamlarna och som övervakar halten av radioaktiva ämnen i filtren medan dessa ännu är i bruk, är inte tillräckligt känsliga för att ersätta laboratorieanalyser.

Mätresultat

Avvikande upptäckter av konstgjorda radioaktiva ämnen i uteluften under år 2014 presenteras i tabell 3.2. Alla avvikande upptäckter under år 2014 gjordes i prov insamlade i Kotka. I mars upptäcktes en lite mängd ^{131}I i partikelform, i september ^{54}Mn samt vid flera tillfällen ^{60}Co . I ett prov från augusti upptäcktes små mängder av sex olika nuklider (^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{95}Zr och ^{95}Nb). Dessa konstgjorda isotoper uppstår alla i kärnkraftverk. Jod-131 produceras dessutom för medicinskt bruk.

I bild 3.3 och 3.4 visas medeltalskoncentrationen av ^{137}Cs periodvis för varje mätstation. Under våren mäts vanligtvis högre halter av ^{137}Cs p.g.a. gammalt nedfall som följer med damm som stiger upp från marken. Bild 3.5. presenterar månadsmedeltal av ^{137}Cs -koncentrationen i Helsingforsregionen under en längre tidsperiod. Halten av konstgjorda radioaktiva ämnen i uteluften har varit mycket låg och har inte utgjort någon hälsorisk. År 2014 fick finländarna i medeltal en stråldos på ca 0,0000001 mSv från konstgjorda radioaktiva ämnen i uteluften.

Kontaktperson: Jani Turunen,
Strålsäkerhetscentralen (jani.turunen@stuk.fi)

3 Airborne radioactive substances

STUK operates eight sampling stations for nationwide monitoring of airborne radioactive substances. The Defence Forces has one station (Fig. 3.1). In addition, four samplers are located around each of the nuclear power plants in Loviisa and Olkiluoto. Their results are reported in STUK-B report series.

Sampling

Sampling is performed by filtrating large amounts of air. Airborne radioactive particles are deposited on glass fibre filters whereas charcoal filters are used to trap gaseous iodine. Sampling is performed using specially designed samplers (Fig. 3.2). Some of the samplers have been equipped with a LaBr₃-spectrometer to monitor activity depositing on the filter. These spectrometers enable the detection of artificial radioactivity during sample collection if the activity in the outdoor air is high enough.

The filters are changed once or twice a week depending on the sampler type and are sent to STUK laboratory in Helsinki for analysis. In the Kuopio monitoring station STUK has on-site equipment for filter measurements. These measurements are analysed in Helsinki. The sampler at the STUK offices in Helsinki is robotic: sampling, filter processing, analysis and reporting are done automatically with a one day filter change interval.

Sample treatment and analysis

Small quantities of radioactive material can be detected in the samples in laboratory analysis. Filters are measured using a high-resolution gamma-ray spectrometer and different radionuclides are identified from the measured spectrum. Nuclide-specific minimum detectable concentrations ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) depend on the filtered air volume, on the activity of other radionuclides in the sample, on the measuring time and the decay time before the measurement, detection efficiency and the background shield (Table 3.1). Detection limits are typically a billion times smaller than

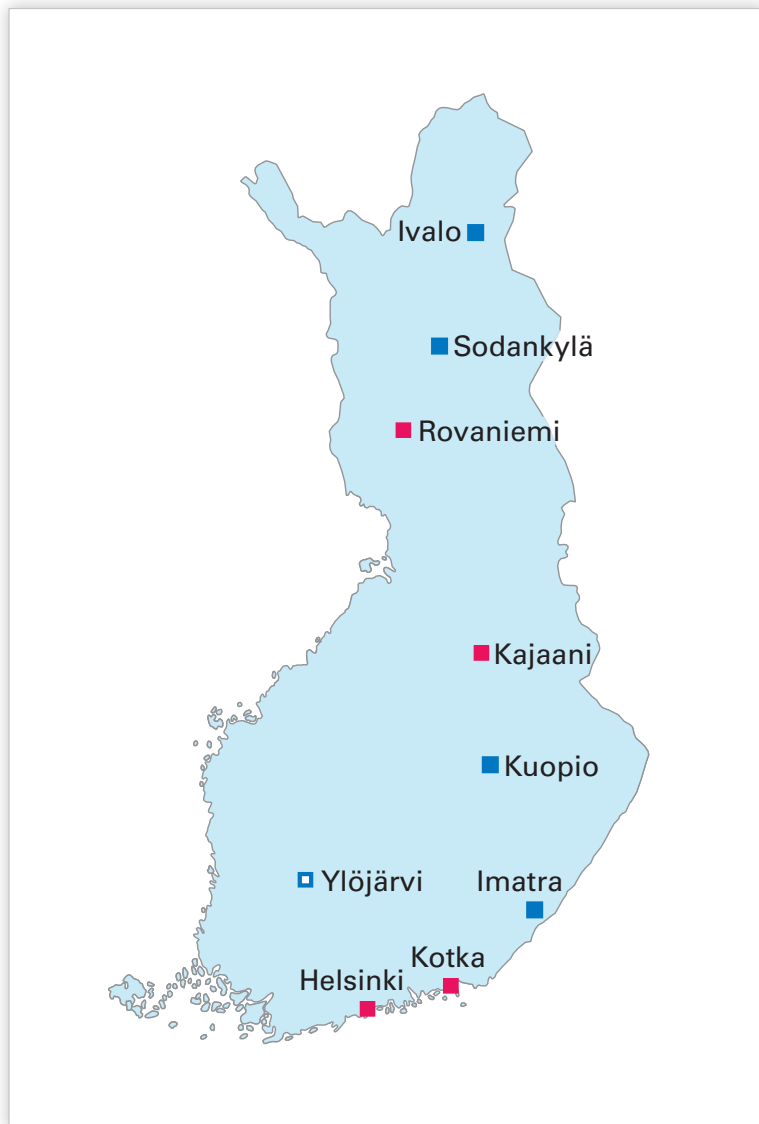
the concentrations which may lead to protective actions being taken. The sampler spectrometers monitoring activity depositing on the filter are not sensitive enough to substitute for filter laboratory analysis.

Results

Detected unusual artificial radioactivity in 2014 is listed in Table 3.2. These detections were made from samples collected in Kotka. In March a small quantity of particulate ¹³¹I was detected, in September ⁵⁴Mn and on several occasions small quantities of ⁶⁰Co. A sample collected in August contained small amounts of six different isotopes (⁵⁴Mn, ⁵⁹Fe, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁹⁵Zr and ⁹⁵Nb). All of the detected artificial isotopes are produced at nuclear power plants. Iodine-131 is also used in medicine.

The average values of ¹³⁷Cs activity concentrations in outdoor air during the sampling periods at the monitoring stations are shown in Figures 3.3 and 3.4. In the spring time bigger than usual quantities of ¹³⁷Cs are typically detected. This is due to old fallout in the dust rising from the ground. Figure 3.5 shows the long-time trend of monthly average of ¹³⁷Cs activity concentration in the Helsinki area. Airborne artificial radioactive substances were estimated to cause a radiation dose of about 0.0000001 mSv per capita in Finland in 2014.

Contact person: Jani Turunen, Radiation and Nuclear Safety Authority (jani.turunen@stuk.fi)



Kuva 3.1. Ulkoilman ja laskeuman sisältämien radioaktiivisten aineiden monitorointiasemat. Puolustusvoimat ylläpitää Ylöjärven asemaa ja analysoi hiukkaskeräajan näytteet. STUK ylläpitää muita asemia ja analysoi niiden näytteet. Kuvassa punaisella merkityillä asemilla on suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva laitteisto.

Bild 3.1. Mätstationer för radioaktiva ämnen i uteluft och nedfall. Försvarsmakten har en station i Ylöjärvi och analyserar luftproven. Strålsäkerhetscentralen upprätthåller de övriga stationerna och analyserar proven från dem. De med röd färg märkta stationerna har utrustning som mäter radioaktiviteten i filtren medan dessa ännu är i bruk.

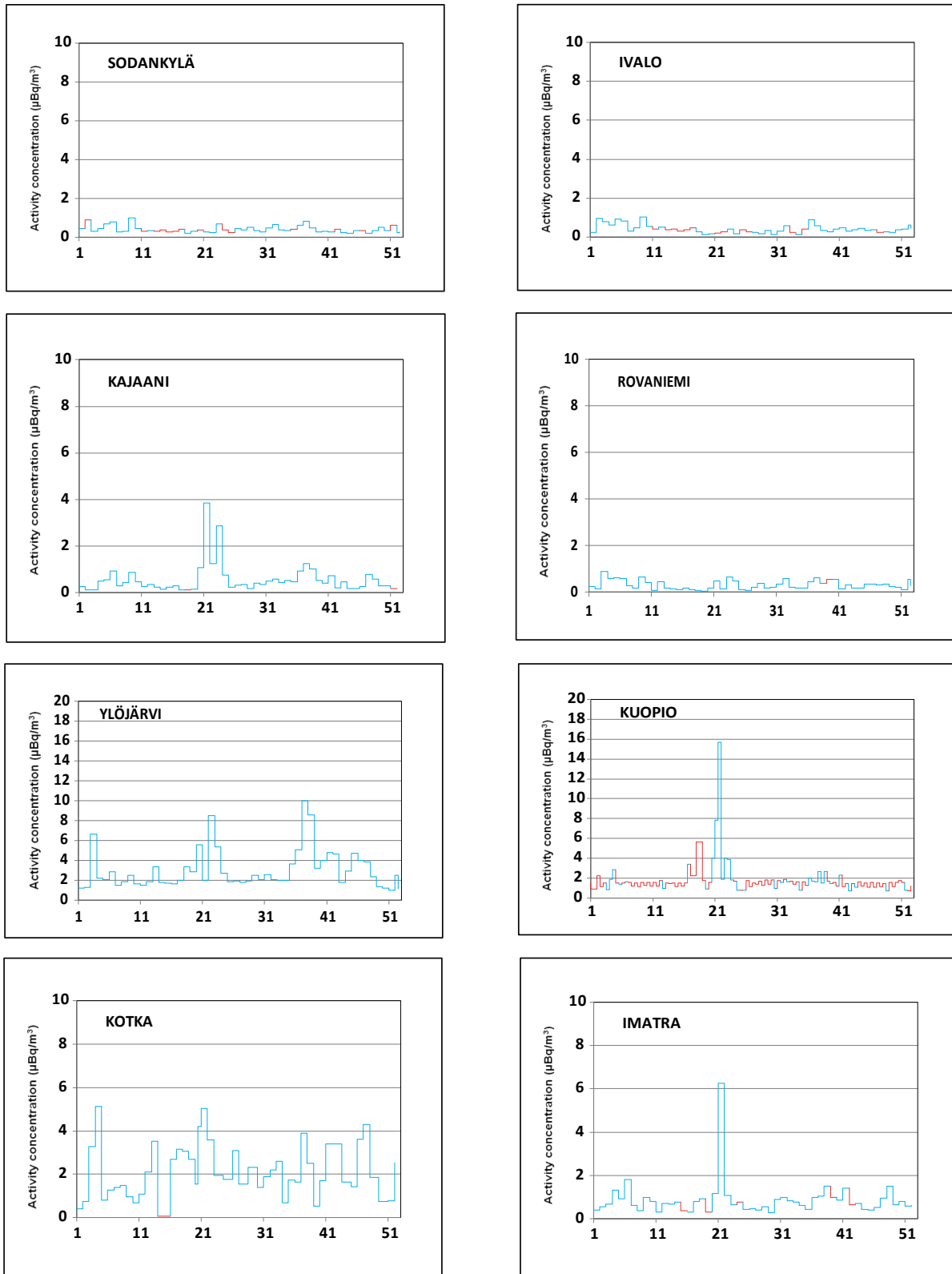
Fig. 3.1. Sampling locations for airborne radioactive substances and deposition. The Defence Forces operate the station at Ylöjärvi and perform sample analysis. STUK operates and analyses samples from the other stations analysis. The stations marked with red are equipped with on-line filter monitoring.



Kuva 3.2. Rovaniemen monitorointiaseman hiukkaskeräjä.

Bild 3.2. Aerosolsamlaren i Rovaniemi.

Fig. 3.2. Air sampler at Rovaniemi monitoring station.



Kuva 3.3. ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuuksien (µBq/m³) viikkokeskiarvot ulkoilmassa eri valvonta-asetilla vuonna 2014. Punaisella värillä merkityillä jaksoilla ¹³⁷Cs ei ole havaittu ja kuvaan merkitty lukuarvo on puolet havaitsemisrajasta. Keväällä ¹³⁷Cs-pitoisuuksissa esiintyy keskimääräistä suurempia arvoja maan pinnalta kohoavan pölyn vuoksi.

Bild 3.3. Veckomedeltal av ¹³⁷Cs-koncentrationer (µBq/m³) i uteluften på olika mätstationer år 2014. Under perioderna märkta med rött har inget ¹³⁷Cs upptäckts och värdet i tabellen motsvarar hälften av observationsgränsen. På våren förekommer högre ¹³⁷Cs-koncentrationer på grund av damm från jordytan.

Fig. 3.3. Weekly averages of airborne ¹³⁷Cs activity concentrations (µBq/m³) at different monitoring stations in 2014. During the periods marked with red ¹³⁷Cs was not observed and the value shown in the graph is half of the detection limit. During the spring time there is an increase in ¹³⁷Cs levels due to resuspension of dust.

Taulukko 3.1. Hiukkaskerääjien virtausnopeudet, näyteenvaihtotiheydet sekä eräiden radionuklidien tyypilliset havaitsemisrajat. Lisäksi taulukkoon on merkitty onko asemalla suodattimelle kertyvää radioaktiivisuutta monitoroiva laitteisto.

Tabell 3.1. Luftflödet genom filtret, provtagningsfrekvenserna samt typiska observationsgränser för några radionuklider. Tabellen berättar även om stationen mäter filtrena medan dessa ännu är i bruk.

Table 3.1. Monitoring station flow rates, sampling frequencies and typical detection limits for selected radionuclides. The table also show if the station is equipped with on-line filter monitoring.

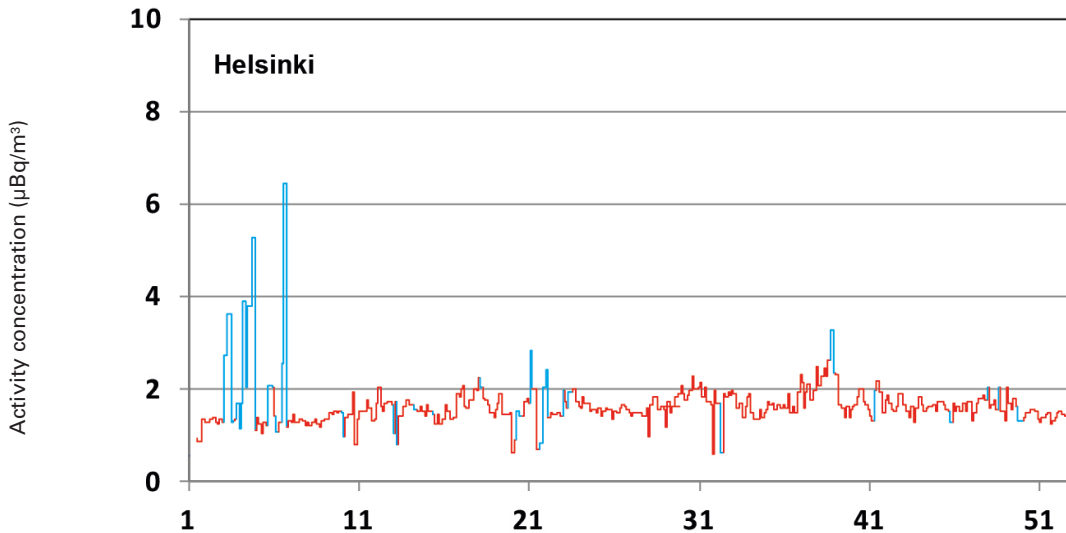
Site	Flow rate (m ³ h ⁻¹)	Sampling frequency (per week)	Typical detection limit (µBq/m ³)			Sampling with on-line monitor
			¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	
Helsinki	700	7	1,2	1,2	1,4	yes
Kotka	850	1	0,1	0,2	0,4	yes
Imatra	150	2	0,4	0,4	0,7	no
Ylöjärvi	150	2	0,3	0,3	0,5	no
Kuopio	150	2	0,3	0,4	0,8	no
Kajaani	850	1	0,2	0,1	0,4	yes
Rovaniemi	850	1	0,2	0,2	0,6	yes
Sodankylä	150	2	0,5	0,5	1,4	no
Ivalo	150	2	0,3	0,3	0,6	no

Taulukko 3.2. Hiukkaskeräysasemilla vuonna 2014 tehdyt poikkeavat keinotekoisien radioaktiivisten aineiden havainnot.

Tabell 3.2. Observationer av de atypiska artificiella radionukliderna i uteluften år 2014.

Table 3.2. Observations of unusual artificial radionuclides in outdoor air during the year 2014.

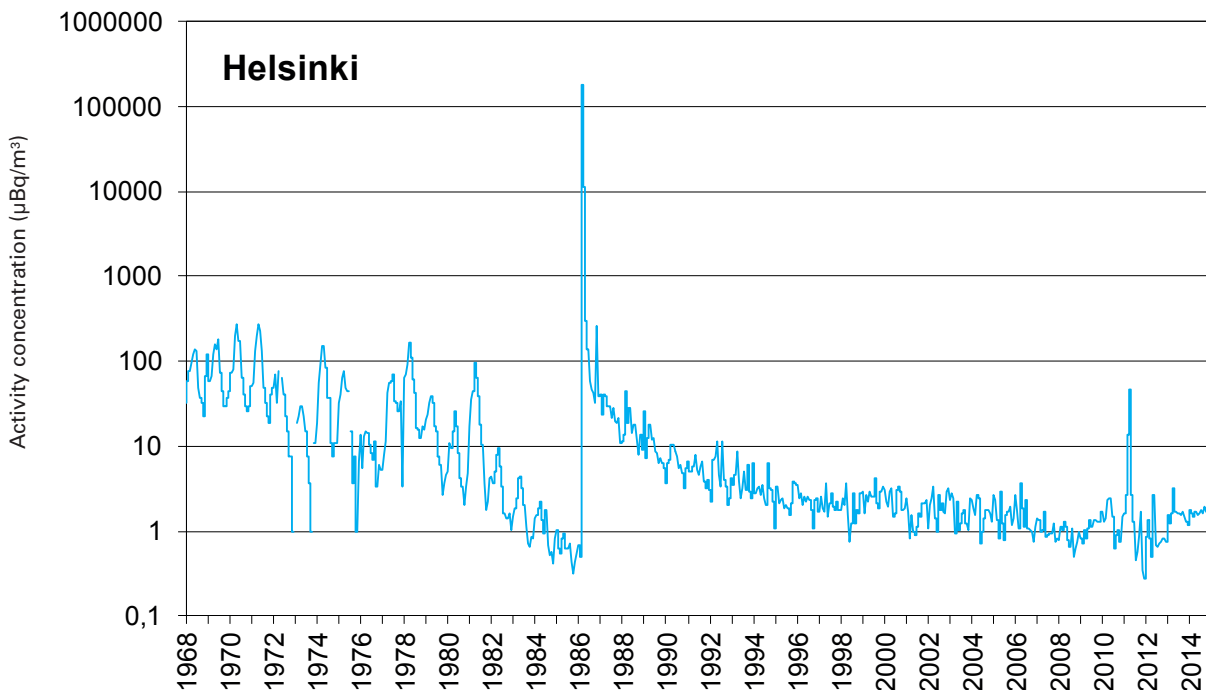
Site	Nuclide	Sampling period	Average concentration µBq/m ³ (one sigma uncertainty %)
Kotka	Co-60	24.2.–3.3.	0.25 (11)
Kotka	I-131	24.3.–31.3.	0.39 (21)
Kotka	Co-60	13.5.–19.5.	0.12 (15)
Kotka	Co-60	23.6.–30.6.	0.17 (11)
Kotka	Co-60	28.7.–4.8.	0.36 (8)
Kotka	Mn-54	4.8.–11.8.	2.1 (6)
	Fe-59		1.0 (5)
	Co-58		0.48 (6)
	Co-60		1.6 (5)
	Zr-95		0.14 (14)
	Nb-95		0.37 (8)
Kotka	Co-60	2.9.–9.9.	0.11 (13)
Kotka	Mn-54	15.9.–22.9.	0.10 (26)
Kotka	Co-60	17.11.–25.11.	0.20 (11)



Kuva 3.4. Ilman ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) vuorokausikeskiarvot Helsingissä vuonna 2014. Punaisella värillä merkityllä jaksolla ^{137}Cs :ää ei ole havaittu, kuvaan merkitty lukuarvo on puolet havaitsemisrajasta.

Bild 3.4. Dagliga medelvärden av ^{137}Cs -koncentration ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) i uteluft i Helsingfors år 2014. Under de röda perioderna observerades inget ^{137}Cs och resultaten i bilden är hälften av motsvarande observationsgräns.

Fig. 3.4. Daily averages of airborne activity concentration of ^{137}Cs ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in Helsinki in 2014. No ^{137}Cs was observed during the periods marked with red and the value shown in the graph is half of the detection limit.



Kuva 3.5. Ilman ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuden ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) kuukausikeskiarvot Helsingin seudulla vuosina 1968–2014. Ennen Tšernobylin onnettomuutta (v. 1986) esiintyvä ^{137}Cs on peräisin ilmakehässä tehdyistä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvassa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Fukushima Dai-ichin ydinvoimalaitosonnettomuus näkyy piikkinä vuoden 2011 alussa.

Bild 3.5. Luftburna ^{137}Cs -koncentrationer ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) i Helsingforsregionen år 1968–2014. Före Tjernobyli olyckan år 1986 härstammade ^{137}Cs från kärnvapenprov i atmosfären. Årstidsvariationerna som framgår ur bilden är typiska för detta gamla nedfall. Fukushima Dai-ichi olyckan syns i början av 2011.

Fig. 3.5. Airborne activity concentrations of ^{137}Cs ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in Helsinki in 1968–2014. Before the Chernobyl accident in 1986, ^{137}Cs originated from atmospheric nuclear weapon tests. The regular seasonal fluctuation seen in the figure was typical for this old deposition. Fukushima Dai-ichin accident is seen as a peak at the beginning of year 2011.

4 Ulkoilman kokonaisbeeta-aktiivisuus

Ilmatieteen laitos on seurannut pintailman kokonaisbeeta-aktiivisuutta vuodesta 1959. Vuonna 2014 toiminnassa oli kahdeksan viikkonäytteitä keräävää asemaa (kuvat 4.1 ja 4.2).

Näytteiden keräys

Näytteet kerätään imemällä ulkoilmaa suodattimien läpi. Suodattimet vaihdetaan maanantaiaamuisin kello 8 Suomen talviaikaa. Keräinlaitteistossa käytetään kahta suorakaiteen muotoista paperitai lasikuitusuodatinta, joiden koko on 120 mm × 140 mm. Viikossa suodatettu ilmamäärä paperisuodattimilla on noin 800 m³ ja lasikuitusuodattimilla noin 4 000 m³.

Näytteiden mittaus

Aerosolinäytteiden kokonaisbeeta-aktiivisuus mitataan noin viisi päivää keräyksen lopettamisen jälkeen, jolloin ²²²Rn:n lyhytikäiset tytärnuklidit ovat hajonneet ²¹⁰Pb:ksi ja ²²⁰Rn:n tytärnuklidit pysyväksi ²⁰⁸Pb:ksi. Näin ollen mitattu kokonaisbeeta-aktiivisuus koostuu ²¹⁰Pb:stä sekä mahdollisista keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Mittaukset tehdään automaattisella alfa/beeta-

analysaattorilla, jossa ilmaisimina käytetään verrannollisuuslaskureita.

Tulokset

Kuvassa 4.3 on esitetty ulkoilman pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden viikottaiset pitoisuudet viidellä seuranta-aseamalla vuonna 2014. Kolmen aseman havaintoja ei ole mukana asemilla esiintyneiden teknisten ongelmien takia. Käyrät kuvaavat lähinnä ²¹⁰Pb:n aktiivisuuspitoisuutta pintailmassa. Koska ilmakehän ²¹⁰Pb on peräisin maaperästä ilmakehään siirtyneestä ²²²Rn:sta, riippuu ²¹⁰Pb:n pitoisuus suursäätilanteesta eli ilmamassojen stabiilisuudesta ja alkuperästä. Korkeimmat pitoisuudet ovat mantereellisissa ilmamassoissa ja pienimmät merellisissä ja arktisissa ilmamassoissa. Vuoden 2014 aikana ei seurantaohjelman puitteissa havaittu poikkeuksellista kokonaisbeeta-aktiivisuutta ilmassa.

Yhteyshenkilö: Jussi Paatero, Ilmatieteen laitos
(jussi.paatero@fmi.fi)

4 Total betaaktivitet i uteluft

Meteorologiska institutet har mätt total betaaktivitet i luft nära markytan sedan år 1959. På åtta stationer samlades aerosolprov varje vecka under året 2014 (bilder 4.1 och 4.2).

Provtagning

Proven tas genom att luften sugas genom filter. Filtren byts varje måndag klockan 8 enligt finländsk vintertid. I apparaten används två rektangelformiga filter, som består av papper eller glasfiber och som har dimensionen 120 × 140 mm. Luftmängden är ca 800 m³ i veckan genom pappersfiltret och ca 4 000 m³ i veckan genom glasfiberfiltret.

Mätning av proven

Aerosolprovets totala betaaktivitet mäts ca fem dagar efter det proven har tagits, varvid de kortlivade dotternukliderna till ²²²Rn har blivit ²¹⁰Pb och dotternukliderna till ²²⁰Rn har blivit stabilt ²⁰⁸Pb. Den uppmätta totala betaaktiviteten består sålunda av ²¹⁰Pb och eventuell konstgjorda radioaktiva ämnen. Mätningarna utförs med en automatisk alfa/beta-analysator med proportionalitetsräknare.

Mätresultat

I bild 4.3 visas koncentrationer av långlivad betaaktivitet på fem bevakningsstationer under året 2014. Observationer från tre stationer visas inte på grund av tekniska problem på stationer. Kurvorna visar närmast halten av ²¹⁰Pb i luften nära marken. Eftersom atmosfärens ²¹⁰Pb kommer från ²²²Rn i marken, varierar halten av ²¹⁰Pb i takt med väderläget i stort, det vill säga luftmassornas stabilitet och ursprung. De högsta halterna finns i kontinentala luftmassor och de minsta i luft som rört sig ovanför hav eller arktiska områden. Någon exceptionellt hög betaaktivitet kunde inte observeras under året 2014.

Kontaktperson: Jussi Paatero, Meteorologiska institutet (jussi.paatero@fmi.fi)

4 Gross beta activity of ground-level air

The Finnish Meteorological Institute (FMI) has been monitoring the gross beta activity of aerosol particles since 1959. Weekly aerosol samples were collected at eight stations in 2014 using filter sampling (Figures 4.1 and 4.2).

Sample collection

The filters of the samplers operating on a weekly cycle are changed every Monday at 06 UTC. The sampling equipment uses two rectangular paper or glass fibre filters with a filtering area of 120 mm × 140 mm. The weekly air volumes are 800 m³ and 4,000 m³ for paper and glass fibre filters, respectively.

Measurements

The gross beta activity content of the filters are measured five days after the end of sampling when the short-lived radon (²²²Rn) daughters have decayed to ²¹⁰Pb and the thoron (²²⁰Rn) daughters have decayed to stable ²⁰⁸Pb. Therefore the measured gross beta activity consists of ²¹⁰Pb and possible artificial beta emitters. The measurements are carried out with an automatic alpha/beta analyser equipped with proportional counters as detectors.

Results

The observed gross beta activity concentrations at five monitoring stations in 2014 are presented in Figure 4.3. The observations of three stations are not presented due to technical problems at the stations. The curves are essentially records of the concentration of ²¹⁰Pb, the long-lived daughter nuclide of the radioactive noble gas ²²²Rn which enters the atmosphere by diffusion from the ground. Concentration of ²¹⁰Pb depends mainly on the stability and origin of the air masses at the site. The highest concentrations are associated with continental air masses. By contrast, the lowest concentrations are associated with maritime and Arctic air masses because in these areas there are practically no sources of radon. No exceptional beta activity in outdoor air was detected in 2014 within the FMI's monitoring programme.

Contact person: Jussi Paatero, Finnish Meteorological Institute (jussi.paatero@fmi.fi)



Kuva 4.1. Seuranta-asemat vuonna 2014.

Bild 4.1. Bevakningsstationerna under året 2014.

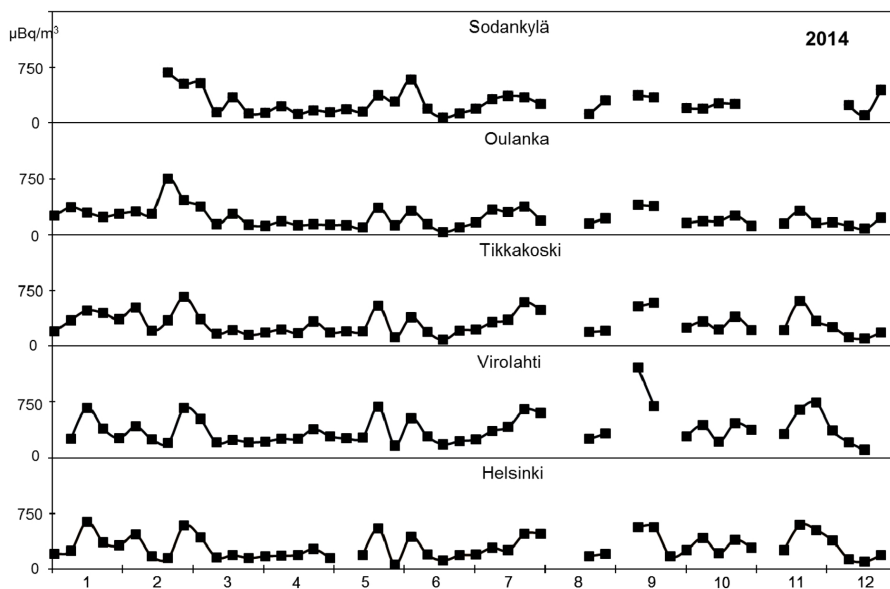
Fig. 4.1. Monitoring stations in 2014.



Kuva 4.2. Sodankylän seuranta-asema.

Bild 4.2. Bevakningsstation i Sodankylä.

Fig. 4.2. Monitoring station at Sodankylä.



Kuva 4.3. Aerosolin pitkäikäisen beeta-aktiivisuuden pitoisuudet ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) vuonna 2014.

Bild 4.3. Koncentrationer ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) av långlivad betaaktivitet i aerosoler år 2014.

Fig. 4.3. Concentrations of aerosolbound long-lived gross beta activity ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) in 2014.

5 Laskeuman radioaktiiviset aineet

Radioaktiivisella laskeumalla tarkoitetaan pölynä tai sadeveden mukana maahan ja veteen laskeutuneita radioaktiivisia aineita. Laskeumanäytteiden analysointi antaa tietoa eri puolille maata tulevien radioaktiivisten aineiden määrästä ja on lähtökoh- ta selvityksille ja tutkimuksille, jotka käsittelevät radioaktiivisten aineiden kulkeutumista maa- ja vesiympäristössä.

Näytteiden keräys

Laskeumanäytteitä kerätään jatkuvasti samoilla yhdeksällä paikalla kuin ilmanäytteitä (kuva 3.1). Näytteen keräysjakso on tavallisesti yksi kuukausi. Laskeumanäytteet kerätään ruostumattomasta teräksestä valmistetulla laitteella, jonka keräysala on 0,07 m². Laite ei erota sateen mukana tullutta märkää laskeumaa ja kuivaa laskeumaa toisistaan, vaan kerää ne yhteen. Talviajan näytteiden keruun helpottamiseksi laitteessa on lämmitys- vas- tus, mikä pitää näytteen sulana ja varmistaa sen, että kaikki keräysastiaan satanut lumi tulee mu- kaan näytteeseen.

Näytteiden käsittely ja analysointi

¹³⁷Cs näytteet yhdistetään neljännesvuosinäytteiksi ja ⁹⁰Sr näytteet puolivuosinäytteiksi. Näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja- aineiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpi- hapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäännökset tu- hitetaan. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiivi- set aineet analysoidaan gammaspektrometrisesti tuhitetusta näytteestä. Strontium erotetaan näyt- teestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ⁹⁰Sr määritetään tytärnuklidinsa ⁹⁰Y:n kautta matalataustaisella verrannollisuus- laskurilla.

Kahden aseman sadevesinäytteistä määrite- tään ¹³⁷Cs lisäksi myös ³H-pitoisuudet. Näytteet tislataan ja ³H mitataan nestetuikespektrometril- la.

Tulokset

Vuoden 1986 jälkeen laskeumanäytteissä havaitut ¹³⁷Cs ja ⁹⁰Sr ovat peräisin pääasiassa Tšernobylin onnettomuudesta. Laskeuman mukana tulleet ra- dioaktiiviset aineet liikkuvat paikallisesti, ja pieni osa niistä joutuu uudelleen ilmaan.

Taulukossa 5.1 on esitetty ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr- laskeumat vuonna 2014. Kuukausilaskeumat eri paikkakunnilla olivat pienet, useilla asemil- la alle havaitsemisrajan. Yleisimmin käytetyillä mittausajoilla ¹³⁷Cs:n havaitsemisraja on noin 0,1 Bq/m²/3 kk. Havaitsemista voidaan parantaa pidentämällä mittausaikaa. ⁹⁰Sr:n havaitsemisraja on noin 0,03–0,05 Bq/m²/6 kk.

Kuvassa 5.1 on ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Helsingin seudulla vuodesta 1960 alkaen ja ku- vassa 5.2 on ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-laskeumat Rovaniemen seudulla vuodesta 1972 alkaen. Ennen vuotta 1986 havaitun laskeuman radioaktiiviset aineet ovat peräisin ilmakehään tehdyistä ydinasekokeista. Tälle laskeumalle on tyypillistä kuvissa näkyvä vuodenaikaisvaihtelu. Sadeveden tritiumpitoisuu- det vuonna 2014 olivat pienet, yleensä 1–4 Bq/l (kuva 5.3).

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

5 Radioaktiva ämnen i nedfall

Med radioaktivt nedfall avses radioaktiva ämnen som fallit ner på marken eller i vattnet som dammkorn eller i form av regn. Genom att analysera nedfallsprov får man uppgifter om mängden av radioaktiva ämnen på olika håll i landet. Dessa uppgifter är en utgångspunkt för forskning och avveckling om vandringen av radioaktiva ämnen i marken och i vattendrag.

Provtagning

Nedfallsprov insamlas fortlöpande på samma nio orter där man tar luftprov (bild 3.1). Provtagningen pågår vanligtvis en månad åt gången. Nedfallsproven tas med en apparat av rostfritt stål med en uppsamlingsyta på 0,07 m². Apparaten skiljer inte på torrt nedfall och vått nedfall som kommit med regn, utan proven slås ihop. På vintern underlättas provtagningen av ett uppvärmningsmotstånd i apparaten, vilket håller provet i smält form och garanterar att all snö som faller på provkärlet kommer med i provet.

Hantering och analys av proven

¹³⁷Cs-proven sammanslås kvartalsvis och ⁹⁰Sr-proven halvårsvis. Man tillsätter stabilt strontium och cesium som bärare och proven försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. De radioaktiva ämnen som ger gammastrålning analyseras med gammaspektrometer ur de föraskade proven. Strontium avskiljs från proven med extraktionskromatografi, varefter mängden ⁹⁰Sr bestäms genom att mäta dotternukliden ⁹⁰Y i en proportionalitetsräknare med låg bakgrundsstrålning.

I regnvattenprov från två stationer bestäms utöver ¹³⁷Cs, även ³H. Proven destilleras och ³H-halten mäts med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr som man sett i nedfallsproven efter 1986 härrör huvudsakligen från Tjernobylylockan. De radioaktiva ämnen som kommit med nedfallet rör sig lokalt och en liten del av dem hamnar på nytt i luften.

I tabell 5.1 visas nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr år 2014. Det månatliga nedfallet på de olika orterna var små, vid många mätstationer under detektionsgränsen. Med de vanligaste mättiderna blir detektionsgränsen för ¹³⁷Cs 0,1 Bq/m²/tre månader. Detektionsmöjligheterna kan förbättras genom att förlänga mättiden. Detektionsgränsen för ⁹⁰Sr är ungefär 0,03–0,05 Bq/m²/sex månader.

Bild 5.1 visar nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Helsingforsregionen från och med år 1960 och bild 5.2 visar nedfallet av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i Rovaniemiregionen från och med år 1972. Nedfallet före år 1986 härrör från kärnvapenprov i atmosfären. Typiskt för detta nedfall är årstidsvariationerna som framgår av bilden. I övrigt var tritiumhalterna låga år 2014, vanligtvis 1–4 Bq/l (bild 5.3).

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa,
Strålsäkerhetscentralen (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

5 Radionuclides in deposition

Radioactive substances can be deposited as dry deposition or as wet deposition with rain. The analyses of deposition samples provide information on the regional distribution of deposited radionuclides and establish a basis for research and disquisition concerning the transfer of radioactive substances in terrestrial and aquatic environments.

Sampling

Deposition samples are collected continuously at nine sites, which are the same sites as for air sampling (Fig. 3.1). The usual sampling period is one month. The sampling collectors are made of stainless steel with a surface area of 0.07 m². The deposition samplers do not separate wet and dry deposition, but are collected together. In order to facilitate sampling in wintertime, there is a light heating resistor inside the collector that melts the snow and ice accumulated in the funnel thus ensuring it is included in the sample.

Pre-treatment and analyses

¹³⁷Cs are determined in the quarterly combined samples and ⁹⁰Sr in the semi-annual combined samples. Known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and the samples are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, and the residues are ashed. The ashed samples are analysed for gamma-emitting radionuclides with gamma spectrometers. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and thereafter ⁹⁰Sr is determined via its daughter nuclide ⁹⁰Y, measured with a low background proportional beta counter. In addition to ¹³⁷Cs, concentrations of ³H are determined in rainwater samples from two stations. The samples are distilled and then measured with liquid scintillation spectrometry.

Results

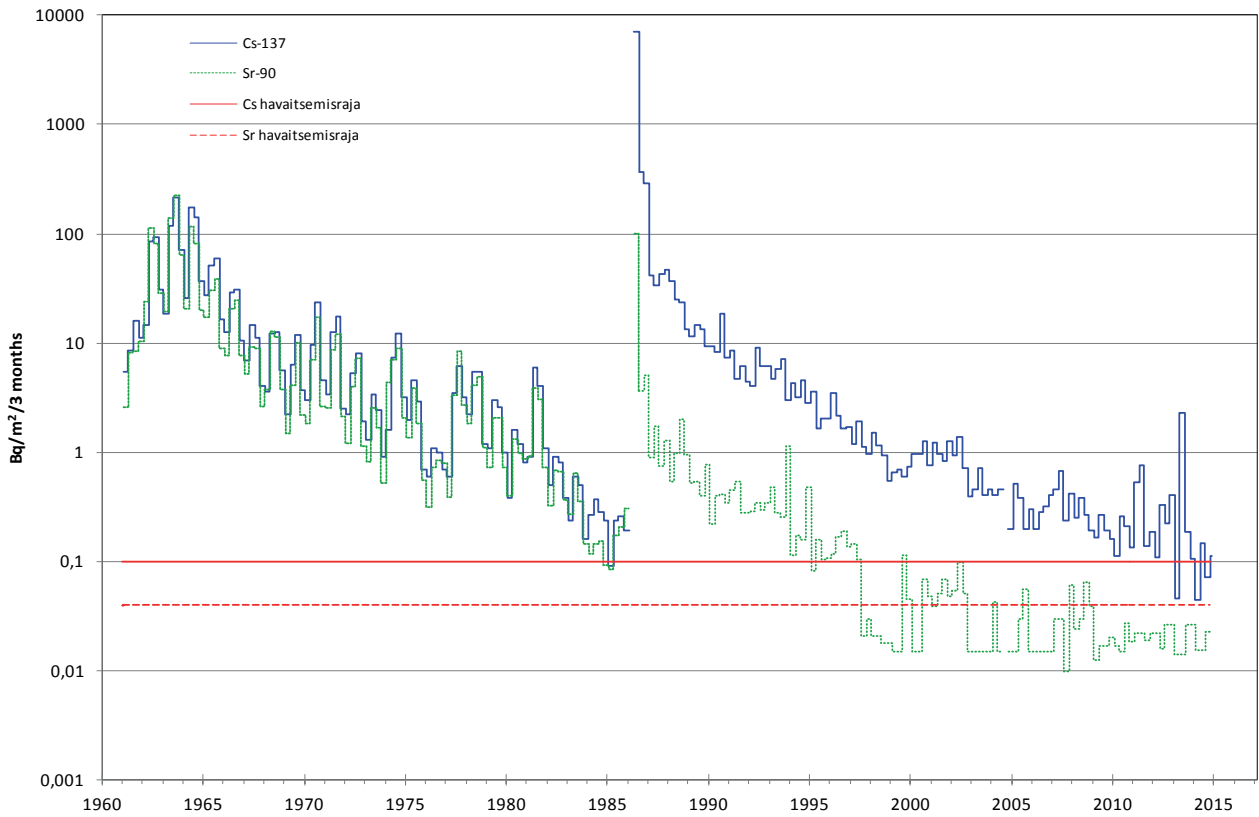
The amounts of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr observed in the deposition samples after 1986 originate mainly from the Chernobyl accident. The deposited radionuclides circulate locally, and a small amount ends up back in the air.

Table 5.1 shows the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in 2014. The monthly depositions at the different sites were low, and at some stations were below the detection limit. The most commonly used counting times give ¹³⁷Cs a detection limit of approximately 0.1 Bq/m²/3 months. The detection limit can be lowered using longer counting times. The detection limit of ⁹⁰Sr is approximately 0.03–0.05 Bq/m²/6 months.

Figure 5.1 presents the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Helsinki area since 1960 and figure 5.2 presents the depositions of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the Rovaniemi area since 1972. As the figure 5.1 illustrates, before 1986 the regular seasonal fluctuation is typical of this stratospheric deposition.

In 2014, the concentrations of tritium in rainwater were low, typically 1–4 Bq/l (Fig. 5.3).

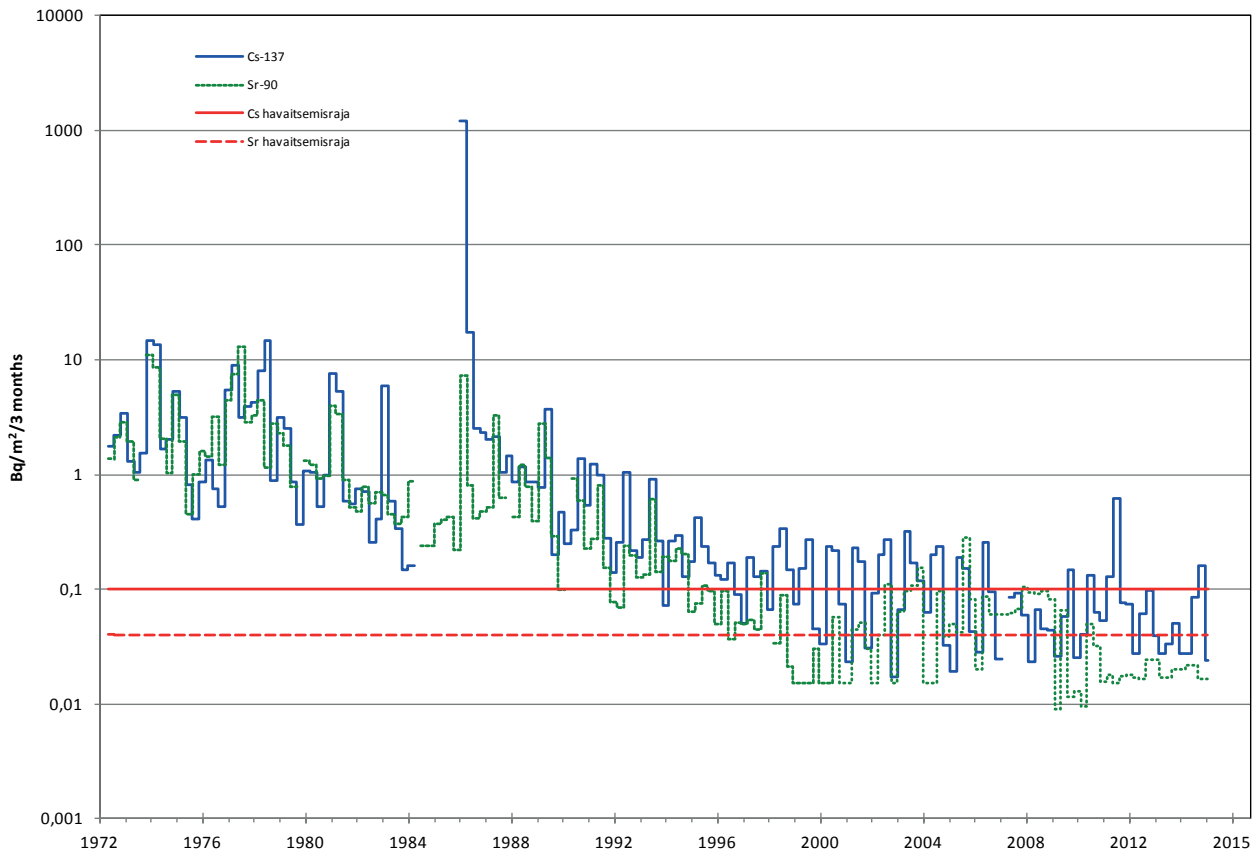
Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)



Kuva 5.1. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -laskeumat ($\text{Bq}/\text{m}^2/3$ kuukautta) Helsingin seudulla 1960–2014.

Bild 5.1. Nedfall av ^{137}Cs och ^{90}Sr ($\text{Bq}/\text{m}^2/3$ månader) i Helsingforsregionen, 1960 till 2014.

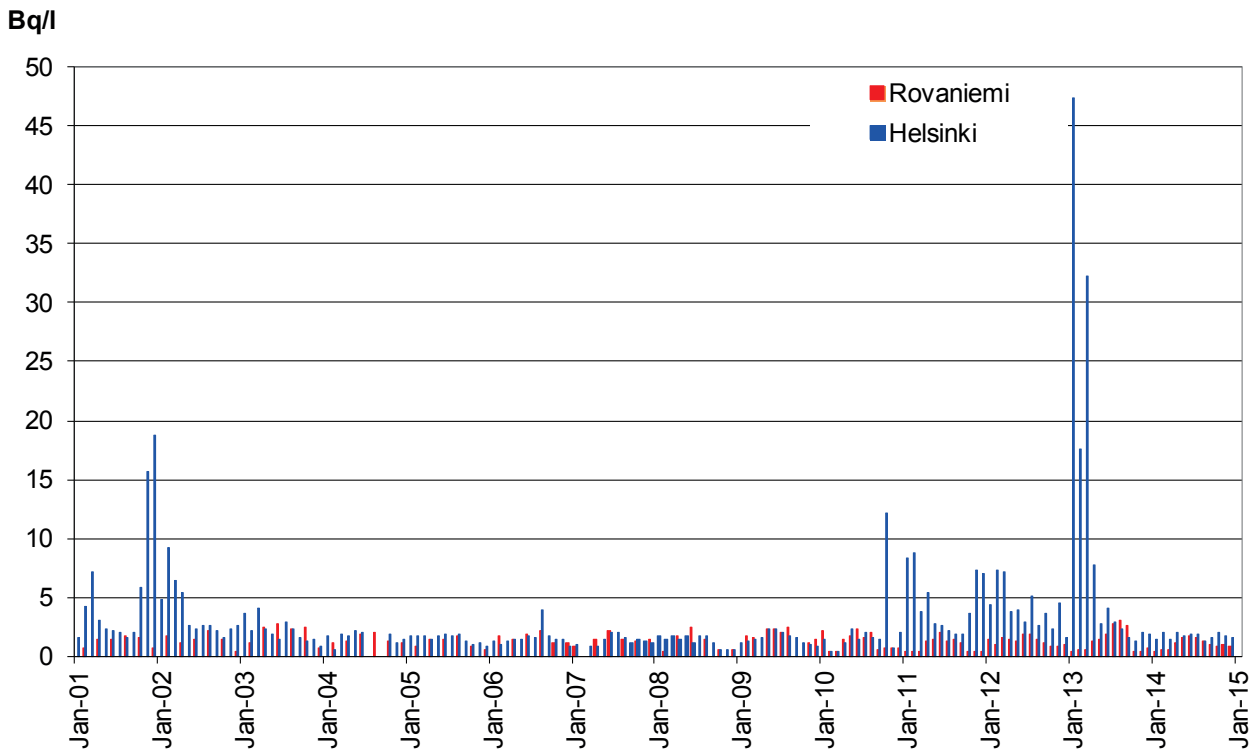
Fig. 5.1. Depositions of ^{137}Cs and ^{90}Sr ($\text{Bq}/\text{m}^2/3$ months) in the Helsinki area, 1960–2014.



Kuva 5.2. ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -laskeumat ($\text{Bq}/\text{m}^2/3$ kuukautta) Rovaniemellä 1972–2014.

Bild 5.2. Nedfall av ^{137}Cs och ^{90}Sr ($\text{Bq}/\text{m}^2/3$ månader) i Rovaniemi, 1972 till 2014.

Fig. 5.2. Depositions of ^{137}Cs and ^{90}Sr ($\text{Bq}/\text{m}^2/3$ months) in Rovaniemi, 1972–2014.



Kuva 5.3. Tritiumpitoisuudet (Bq/l) Helsingin ja Rovaniemen sadevesinäytteissä 2001–2014.

Bild 5.3. Halter av tritium (Bq/l) i regnvatten i Helsingfors och i Rovaniemi, 2001 till 2014.

Fig. 5.3. Activity concentrations (Bq/l) of tritium (³H) in rainwater in Helsinki and Rovaniemi, 2001–2014.

Taulukko 5.1. ¹³⁷Cs- laskeumien neljännesvuosisummat ja ⁹⁰Sr-laskeumien puolivuosisummat eri paikkakunnilla vuonna 2014 (Bq/m²).

Tabell 5.1. Nedfall av ¹³⁷Cs under kvartalen och hela året 2013 och ⁹⁰Sr under halvåret och hela året 2014 på olika orter (Bq/m²).

Table 5.1. Quarterly and annual depositions of ¹³⁷Cs and semi-annual and annual depositions of ⁹⁰Sr at various stations in 2014. (Bq/m²).

	¹³⁷ Cs				⁹⁰ Sr	
	1 st	2 nd	3 rd	4 th	1 st and 2 nd	3 rd and 4 th
Helsinki	<0.1	0.1	<0.1	0.1	<0.03	<0.05
Imatra	<0.1	0.3	0.1	0.1	<0.04	<0.04
Ivalo	<0.1	0.1	0.1	<0.1	<0.05	0.1
Kajaani	0.1	0.4	0.2	0.1	0.05	0.09
Kotka	0.2	0.5	0.4	0.4	0.05	0.1
Kuopio	0.1	0.5	0.2	0.1	<0.04	<0.04
Rovaniemi	<0.1	<0.1	0.2	<0.1	<0.04	<0.03
Sodankylä	<0.1	0.1	<0.1	<0.1	<0.05	<0.04
Ylöjärvi	0.2	1.4	0.6	0.3	<0.04	<0.09

6 Pintaveden radioaktiiviset aineet

Analysoimalla säännöllisesti pintaveden radioaktiivisia aineita saadaan tietoa niiden ajallisesta käyttäytymisestä. Eri vesistöalueilta otetut näytteet antavat kuvan radionuklidien alueellisesta vaihtelusta.

Näytteenotto

Pintavesinäytteitä otetaan kaksi kertaa vuodessa neljän suuren joen, Kymijoen, Kokemäenjoen, Oulujoen ja Kemijoen, suista (kuva 6.1). Näytteenottokuukaudet ovat touko- ja lokakuu.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa näytteisiin lisätään stabiilia strontiumia ja cesiumia kantaja-aineksiksi, ja näytteet tehdään happamiksi typpihapolla. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla kuiviin, jonka jälkeen ne tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä määritetään ^{137}Cs ja mahdolliset muut gammanuklidit gammaspektrometrisesti (kuva 6.2). Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, ja ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Tšernobylin laskeuman epätasainen alueellinen jakautuminen sekä ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n erilainen käyttäytyminen vesiympäristössä näkyy edelleen pintavesien tuloksissa. Toisin kuin Tšernobyllaskeuma, ydinkoelaskeuma jakautui Suomeen lähes tasaisesti. Ydinkoelaskeuman vaikutukset näkyvät yhä Pohjois-Suomen joissa.

Kymijoessa ^{137}Cs -pitoisuudet ovat edelleen korkeammat kuin ^{90}Sr -pitoisuudet, koska sen valuma-alueelle keväällä 1986 tullut ^{137}Cs -laskeuma oli huomattavasti suurempi kuin sinne tullut ^{90}Sr -laskeuma. Sen sijaan Kemijoessa, jonka valu-

ma-alueelle ^{137}Cs :a tuli huomattavasti vähemmän kuin Kymijoen alueelle, vedestä nopeammin vähenvän ^{137}Cs :n pitoisuudet ovat jo pienemmät kuin hitaammin vedestä poistuvan ^{90}Sr :n.

Vuonna 2014 Kymijoen ^{137}Cs -pitoisuudet olivat miltei 20-kertaisia ja ^{90}Sr -pitoisuudet noin 3-kertaisia Kemijoen vastaaviin pitoisuuksiin verrattuna (kuva 6.1). Keväällä 2014 Kymijoen ^{137}Cs -pitoisuudet olivat korkeampia kuin Kokemäenjoen, vaikka Tšernobylin laskeuman vaikutuksesta ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuudet nousivat Kymi- ja Kokemäenjoissa lähes yhtä paljon. ^{137}Cs -pitoisuus Kokemäenjoessa oli syksyllä 2014 korkeampi kuin vuonna 2013. Vuonna 2014 Oulujoen ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelivat välillä 2,3–2,9 Bq/m³, jotka ovat normaalitasoa Oulujoessa (kuva 6.1).

Vuonna 2014 ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet olivat samaa tasoa kuin vuonna 2013 Kemijoessa ja Kymijoessa.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

6 Radioaktiva ämnen i ytvatten

Genom att regelbundet analysera radioaktiva ämnen i ytvattnet får man information om förekomsten av dessa ämnen i vattenmiljön under olika tidpunkter. Prover från olika vattendrag ger en bild av radionuklidernas regionala variation.

Provtagning

Ytvattenprov tas två gånger om året vid mynningen av fyra stora älv; Kymmene älv, Kumo älv, Ule älv och Kemi älv (bild 6.1). Proven tas i maj och oktober.

Hantering och analys av proven

I laboratoriet tillsätts strontium- och cesiumbärare till proven och proven försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs med gammaspektrometer (bild 6.2). Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter mängden ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halten av radioaktiva ämnen i ytvattnet visar den ojämna regionala fördelningen av nedfallet från Tjernobyli samt att ^{137}Cs och ^{90}Sr beter sig olika i vattenmiljö. Till skillnad från Tjernobylnedfallet fördelade sig nedfallet från kärnvapenprov nästan jämnt över hela Finland. Dess påverkan syns fortfarande i resultaten från älvarna i norra Finland.

Eftersom nedfallet av ^{137}Cs på Kymmene älvs avrinningsområde år 1986 var betydligt större än motsvarande nedfall av ^{90}Sr , är halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv fortfarande högre än halterna av ^{90}Sr . I Kemi älv däremot, på vars avrinningsområde nedfallet av ^{137}Cs var betydligt mindre än i Kymmene älv, är halterna av ^{137}Cs redan nu lägre

än halterna av ^{90}Sr , som försvinner långsammare från vatten än ^{137}Cs .

År 2014 var halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv nästan tjugofaldiga och halterna av ^{90}Sr nästan trefaldiga jämfört med motsvarande halter i Kemi älv (bild 6.1). På våren 2014 var halterna av ^{137}Cs i Kymmene älv högre än i Kumo älv, trots att aktivitethalterna av ^{137}Cs på grund av Tjernobylnedfallet steg ungefär lika mycket i Kymmene älv och Kumo älv. På hösten 2014 var ^{137}Cs -halten i Kumo älv högre än år 2013. ^{137}Cs -halterna i Ule älv varierade mellan 2,3 och 2,9 Bq/m³, vilket är normal nivå i Ule älv (bild 6.1). År 2014 var halterna av ^{137}Cs och ^{90}Sr ungefär lika som år 2013 i Kemi älv och i Kymmene älv.

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa,
Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

6 Radioactive substances in surface water

The continuous analysis of radioactive substances in surface water produces information on the temporal behaviour of radionuclides in aquatic environments. Samples taken from different water systems show the regional variation in the concentrations of radionuclides.

Sampling

Samples of surface water are taken twice a year from the mouths of four major rivers in Finland, Kymijoki, Kokemäenjoki, Oulujoki and Kemijoki (Fig. 6.1). Sampling is done in May and October.

Pre-treatment and analyses

In the laboratory, known amounts of Sr and Cs carriers are added to the samples, and are acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps, after which the dry residues are ashed. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples (Fig. 6.2). Strontium is separated by an extraction chromatographic method, and ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

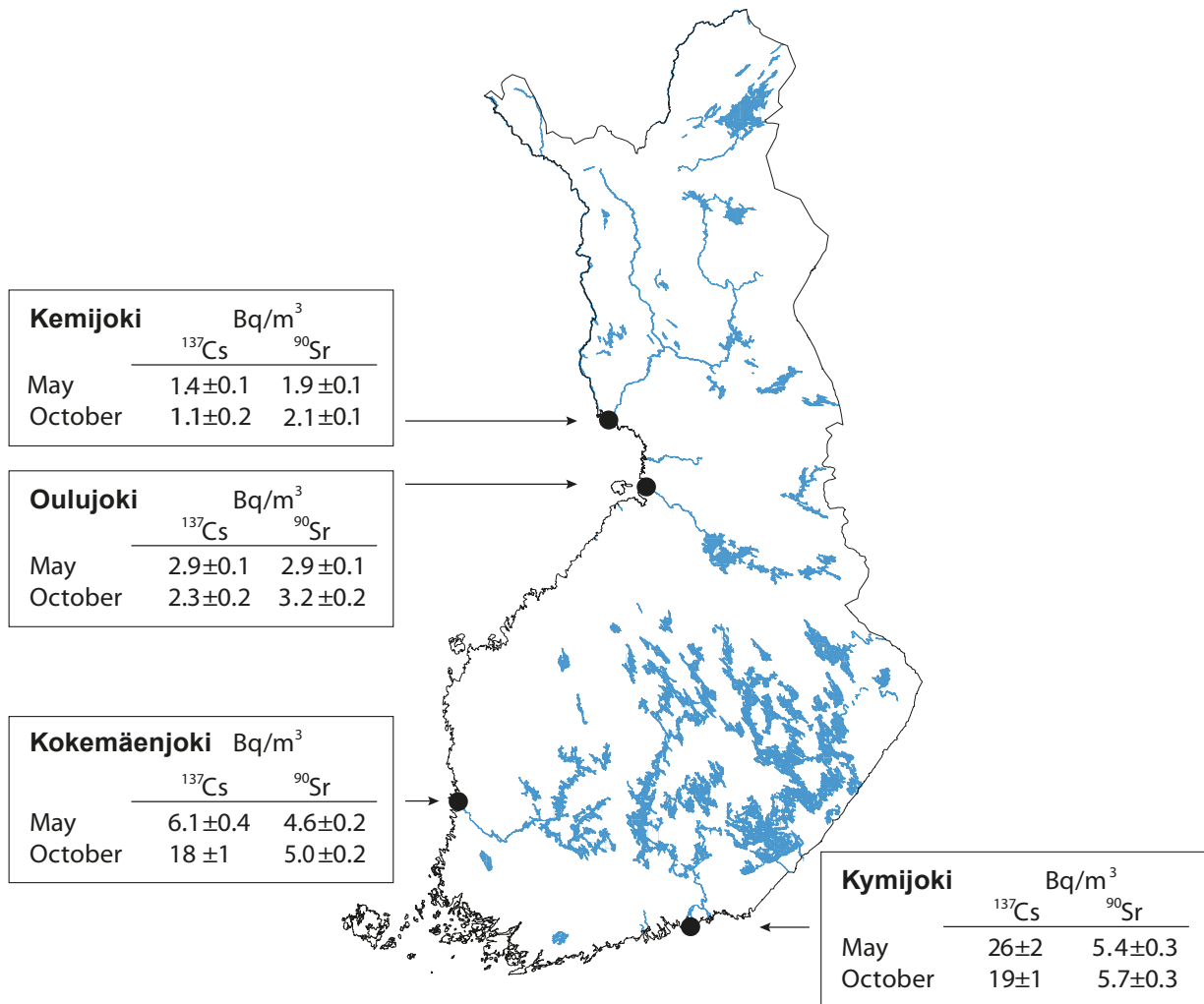
The results of the surface water analyses show the uneven regional distribution of the Chernobyl fallout and the different behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in an aquatic environment. The fallout from nuclear weapon tests was quite evenly distributed throughout Finland. Its traces are still observed in the river water from northern Finland.

The ^{137}Cs deposition in spring 1986 in the catchment area of the River Kymijoki was considerably higher than the ^{90}Sr deposition. Therefore, the concentration of ^{137}Cs in the water of this river is still higher than that of ^{90}Sr in spite of the

faster decrease of ^{137}Cs . On the other hand, concerning the River Kemijoki, the ^{137}Cs deposition to its catchment area was considerably smaller than to the catchment area of River Kymijoki, and the concentrations of the quickly removing ^{137}Cs are already lower there than those of ^{90}Sr that remains better in the water phase than ^{137}Cs .

The activity concentrations of ^{137}Cs in Kymijoki were almost twenty times higher and the concentrations of ^{90}Sr three times higher than the respective contents in Kemijoki (Fig. 6.1). In spring 2014, the ^{137}Cs concentration in the River Kymijoki was higher than in the River Kokemäenjoki, even though the activity concentrations increased almost as much in the both rivers due to the Chernobyl accident. In autumn 2014, the ^{137}Cs concentration in the River Kokemäenjoki was higher than in year 2013. In 2014, the activity concentrations of ^{137}Cs in the River Oulujoki varied between 2.3–2.9 Bq/m³, which are normal level in Oulujoki (Fig. 6.1). In 2014, the levels of ^{137}Cs and ^{90}Sr were about the same as in 2013 in the Kemijoki and Kymijoki.

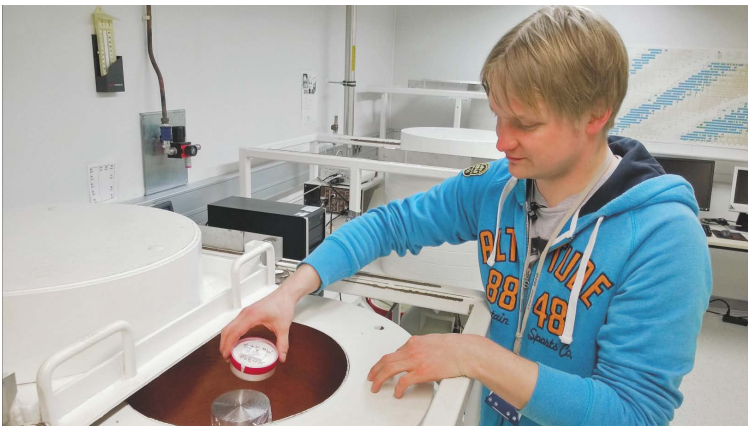
Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)



Kuva 6.1. Pintaveden näytteenottoaikat ja näytteiden ¹³⁷Cs- ja ⁹⁰Sr-pitoisuudet (Bq/m³) vuonna 2014.

Bild 6.1. Provtagningsplatser för ytvatten samt halter av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr (Bq/m³) år 2014.

Fig. 6.1. The sampling sites of surface water and the activity concentrations of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr (Bq/m³) in 2014.



Kuva 6.2. Näytteen mittaaminen gammaspektrometrillä.

Bild 6.2. Mätning av provet med gammaspektrometer.

Fig. 6.2. Measurement of the sample with a gamma spectrometer.

7 Juomaveden radioaktiiviset aineet

Juomaveden radioaktiivisuutta seurataan, jotta voidaan arvioida ihmiselle keinotekoisesta radioaktiivisuudesta juomaveden kautta aiheutuvaa säteilyaltistusta. Valvontaohjelman näytteistä analysoidaan keinotekoiset radioaktiiviset aineet, joita esiintyy yleensä vain pintavedestä tehdyssä juomavedessä. Juomaveden ^{137}Cs ja ^{90}Sr ovat peräisin pääosin Tšernobyl-laskeumasta ja tritium (^3H) ilmakehässä suoritetuista ydinasekoikeista. Suuremman säteilyaltistuksen Suomessa aiheuttavat talousvesissä esiintyvät luonnon radioaktiiviset aineet, joiden enimmäispitoisuuksille vesilaitosten jakamassa vedessä on asetettu enimmäisarvot sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa 461/2000 ja Säteilyturvakeskuksen ohjeessa ST 12.3.

Näytteenotto

Juomavesinäytteet otetaan kaksi kertaa vuodessa, keväällä ja syksyllä, Helsingin, Oulun, Rovaniemen, Tampereen ja Turun vesijohtovedestä (kuvat 7.1 ja 7.2).

Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteistä otetaan ensin osanäytteet ^3H :n aktiivisuuspitoisuuden määrittämistä varten. Loppuosaan näytteitä lisätään strontium- ja cesiumkantajat ja ne tehdään typpihapolla happamiksi. Näytteet konsentroidaan haihduttamalla lämpölamppujen alla ja haihdutusjäännökset tuhitetaan. Tuhitetuista näytteistä analysoidaan ^{137}Cs gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä. ^3H määrittämistä varten näyte tislataan epäpuhtauksien poistamiseksi. ^3H määritetään mittaamalla tislattu näyte nestetuikespektrometrillä.

Tulokset

Kaikkien näytteiden ^{90}Sr - ja ^{137}Cs -pitoisuudet olivat pienet vuonna 2014 vaihdellen välillä alle 0,0001–0,013 Bq/l (taulukko 7.1).

Turussa ja Rovaniemellä kaikkien näytteiden ^{137}Cs -pitoisuudet olivat alle havaitsemisrajan. Havaitsemisraja ^{137}Cs :lle on noin 0,0002–0,0006 Bq/l ja ^{90}Sr :lle noin 0,0001 Bq/l. Paikkakuntien väliset radionuklidien pitoisuuserot johtuvat sekä erilaisesta Tšernobyl-laskeumasta alueilla että raakavetenä käytettyjen pinta- ja pohjavesien määristä. Tampereen raakavesi sisältää sekä pinta- että pohjavettä. Rovaniemellä käytetään yksinomaan pohjavettä. Helsingissä ja Oulussa juomavesi on lähes kokonaan pintavettä. Syksystä 2012 lähtien Turussa juomavesi on ollut tekopohjavettä.

Näytteiden ^3H -pitoisuudet olivat joko alle havaitsemisrajan tai hieman havaitsemisrajan yläpuolella 1,2–1,3 Bq/l, ja siis paljon pienempiä kuin Euroopan neuvoston direktiivissä (98/83/EY) talousveden ^3H :lle asetettu enimmäisarvo 100 Bq/l (taulukko 7.1).

Säteilyannokset

Juomaveden ^3H :sta, ^{90}Sr :sta ja ^{137}Cs :sta yhteensä aiheutuva säteilyannos vaihteli välillä 0,00002–0,0002 mSv eri paikkakunnilla vuonna 2014; Oulussa ja Tampereella se oli noin 0,0001 mSv, Rovaniemellä 0,00002 mSv ja Turussa 0,00003 mSv. Oulun juomavedestä saatu annos oli noin puolet Helsingin annoksesta, mutta noin kolminkertainen Turun vedestä saatuun annokseen verrattuna. Helsingissä ^3H :n osuus juomaveden aiheuttamasta säteilyannoksesta oli vain 6 %, loppuosa aiheutui lähes saman verran ^{90}Sr :sta ja ^{137}Cs :sta. ^3H :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Rovaniemellä, noin 70 % ja ^{90}Sr :n osuus säteilyannoksesta oli suurin Tampereella, noin 70 %. Arviossa on juomaveden kulutukseksi oletettu 2 litraa päivässä.

Laskuissa on käytetty annosmuuntokertoimia, jotka on esitetty Säteilyturvakeskuksen säteilyturvallisuusohjeessa ST 7.3.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

7 Radioaktiva ämnen i dricksvatten

Man övervakar radioaktiviteten i dricksvatten för att kunna beräkna hur stor strålningsexponering dricksvatten utgör. Ur proven i detta övervakningsprogram analyseras artificiella radioaktiva ämnen som i allmänhet endast förekommer i dricksvatten som består av ytvatten. Cesium (^{137}Cs) och strontium (^{90}Sr) i dricksvatten härrör huvudsakligen från nedfallet efter olyckan i Tjernobyl och tritium (^3H) härrör från kärnvapenprov i atmosfären. Den största strålningsexponeringen av hushållsvatten i Finland orsakas dock av naturliga radioaktiva ämnen, för vilka Social- och hälsovårdsministeriet och Strålsäkerhetscentralen har satt gränsvärden (Förordning 461/2000, Strålskyddsdirektiv 12.3).

Provtagning

Dricksvattenprov tas två gånger om året, på våren och på hösten, ur vattenledningarna i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och i Åbo (bild 7.1 och 7.2).

Hantering och analys av proven

Ur proven tar man först delprov för att bestämma halten av ^3H . Till resten av provet tillsätts Sr- och Cs-bärare och provet försuras med salpetersyra. Proven koncentreras genom att låta dem indunsta under värmelampa, varefter de föraskas. Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs med gammaspektrometer. Strontium avskiljs ur provet med extraktionskromatografisk metod och halten av ^{90}Sr mäts med vätskescintillationsspektrometer. För att bestämma tritium destilleras provet så att orenheter avlägsnas. Halten av ^3H bestäms genom att mäta det destillerade provet med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halterna av ^{90}Sr och ^{137}Cs i alla dricksvattenprov var låga år 2014 och de varierade mellan under 0,0001 och 0,013 Bq/l (tabell 7.1). I Åbo och i Rovaniemi var halterna av ^{137}Cs under detektionsnivån. Detektionsnivån för ^{137}Cs

var cirka 0,0002–0,0006 Bq/l och cirka 0,0001 Bq/l för ^{90}Sr . Skillnaderna mellan halterna i dricksvatten på olika orter beror på skillnader i Tjernobylnedfallet samt på att mängderna ytvatten och grundvatten i råvattnet är olika. Råvattnet för dricksvatten i Tammerfors innehåller både ytvatten och grundvatten. I Rovaniemi används enbart grundvatten. I Helsingfors och Uleåborg är dricksvattnet nästan helt och hållet ytvatten. Från och med hösten 2012 är dricksvattnet i Åbo nytt konstgjord grundvatten.

Halterna av ^3H var antingen under detektionsnivån eller 1,2–1,3 Bq/l och låg alltså mycket under gränsvärdet enligt Europarådets direktiv (98/83/EG) som anger gränsvärdet 100 Bq/l för tritium i hushållsvatten (tabell 7.1).

Stråldoser

Den sammanlagda stråldosen orsakad av ^3H , ^{90}Sr och ^{137}Cs i dricksvatten varierade mellan 0,00002–0,0002 mSv på olika orter år 2014; i Uleåborg och i Tammerfors var dosen cirka 0,0001 mSv, i Rovaniemi 0,00002 mSv och i Åbo 0,00003 mSv. Dosen från dricksvattnet i Uleåborg var ungefär hälften av dosen i Helsingfors men ungefär trefaldig jämfört med dosen i Åbo. I Helsingfors orsakade ^3H cirka 6 procent av dosen; resten var orsakad nästan jämnt av ^{137}Cs och ^{90}Sr . Andelen av ^3H av dosen var störst i Rovaniemi, cirka 70 procent och andelen av ^{90}Sr var störst i Tammerfors, cirka 70 procent. Dricksvattenkonsumtionen har antagits vara två liter per dygn.

I beräkningarna har man använt doskonversionskoefficienter som presenteras i Strålsäkerhetscentralens Strålskyddsdirektiv 7.3.

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa,
Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

7 Radioactive substances in drinking water

Drinking water is monitored to estimate the internal radiation dose people receive from artificial radionuclides via drinking water. Artificial radionuclides, which are normally found in drinking water comprised of surface water, are analysed in this monitoring programme. Cesium (^{137}Cs) and strontium (^{90}Sr) observed in drinking water mainly originate in the Chernobyl deposition, whereas tritium (^3H) originates in the deposition from atmospheric nuclear weapon tests. Most radiation exposure via drinking water in Finland comes from natural radionuclides in the ground water. The action limits of the maximum concentrations of natural radionuclides are issued by the Ministry of Social Affairs and Health (Degree 461/2000) and by STUK (ST Guide 12.3).

Sampling

Drinking water samples are collected twice a year, in the spring and autumn. Samples are taken from tap water in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and in Turku (Fig. 7.1 and 7.2).

Pre-treatment and analysis

First, a subsample is taken from the samples for ^3H analysis. Known amounts of Sr and Cs carriers are added to the rest of the samples, which are then acidified with nitric acid. The samples are concentrated by evaporating them under infrared thermal lamps and by ashing the dry residues. Gamma-emitting radionuclides are analysed with gamma spectrometers on the ashed samples. Strontium is separated by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer. The samples for ^3H analysis are distilled until dry to remove any impurities. ^3H is determined by measuring the distilled samples with a liquid scintillation spectrometer.

Results

Activity concentrations of ^{90}Sr and ^{137}Cs in all the samples were low in 2014, varying from below

0.0001 to 0.013 Bq/l (Table 7.1). In Turku and in Rovaniemi, the activity concentrations of ^{137}Cs in all samples were below the detection limit. The detection limits for ^{137}Cs were approximately 0.0002–0.0006 Bq/l and for ^{90}Sr 0.0001 Bq/l. The differences between the sites are due to differences in Tšernobyl deposition in the areas and the divergent amounts of surface and ground water used as raw water. The raw water of Tampere consists of both surface and ground water. In Rovaniemi raw water is drawn exclusively from ground water. In Helsinki and Oulu, drinking water is drawn almost entirely from surface water. Since autumn 2012, the drinking water in Turku has been man-made ground water.

The activity concentrations of ^3H were below or slightly over the detection limit 1.2–1.3 Bq/l (Table 7.1), thus being well below the limit of 100 Bq/l that has been set for ^3H in household water by the European Commission Regulation (98/83/EY).

Radiation doses

The radiation dose induced by ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in drinking water varied between 0.00002–0.0002 mSv at the various sites in 2014; in Oulu and in Tampere, the doses were approximately 0.0001 mSv and in Rovaniemi 0.00002 mSv and in Turku 0.00003 mSv. The radiation dose received via drinking water in Oulu was approximately half that in Helsinki but three times higher than the dose in Turku. In Helsinki the contribution of ^3H to the dose was 6%, the rest was caused equally by ^{137}Cs and ^{90}Sr . The contribution of ^3H to the dose was highest in Rovaniemi (about 70%), and that of ^{90}Sr was highest in Tampere (about 70%). The consumption of drinking water is assumed to be 2 litres per day.

The calculations were made using dose conversion factors given in the Regulatory Guides on radiation safety (ST Guide 7.3).

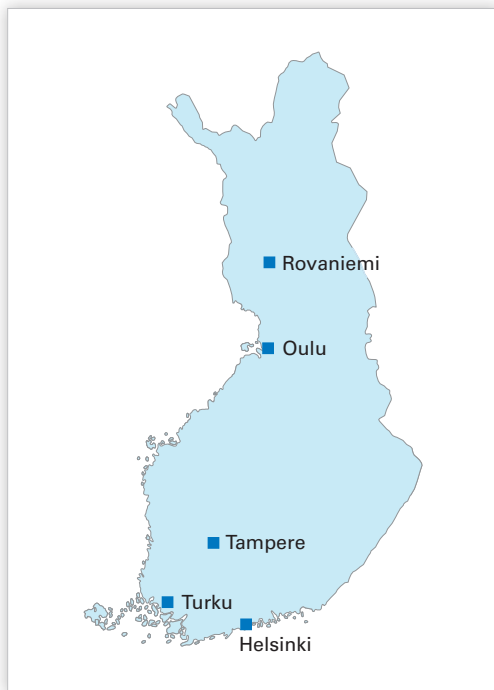
Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Taulukko 7.1. Juomaveden ^3H -, ^{90}Sr - ja ^{137}Cs -pitoisuudet (Bq/l) Helsingissä, Oulussa, Rovaniemellä, Tampereella ja Turussa.

Tabell 7.1. Halter av ^3H , ^{90}Sr och ^{137}Cs i dricksvatten (Bq/l) i Helsingfors, Uleåborg, Rovaniemi, Tammerfors och Åbo.

Table 7.1. The concentrations of ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in drinking water (Bq/l) in Helsinki, Oulu, Rovaniemi, Tampere and Turku.

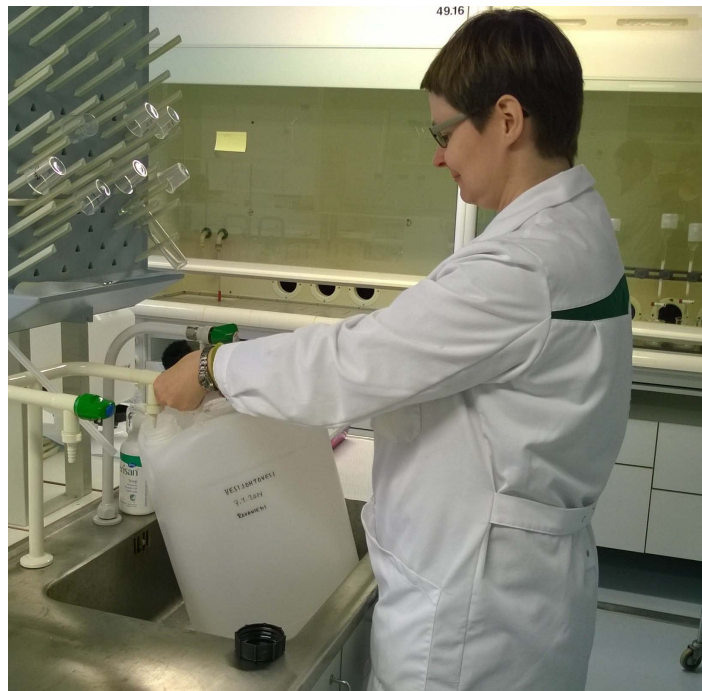
City	Sampling date	^3H , Bq/l	^{90}Sr , Bq/l	^{137}Cs , Bq/l
Helsinki	9.4.2014	<1.1	$0.005 \pm 5\%$	$0.011 \pm 5\%$
	13.10.2014	<1.1	$0.006 \pm 5\%$	$0.013 \pm 6\%$
Oulu	8.4.2014	<1.1	$0.003 \pm 5\%$	$0.003 \pm 9\%$
	13.10.2014	<1.1	$0.003 \pm 5\%$	$0.003 \pm 10\%$
Rovaniemi	7.4.2014	<1.1	<0.0001	<0.0002
	15.10.2014	1.3 ± 0.4	$0.0003 \pm 21\%$	<0.0004
Tampere	10.4.2014	<1.1	$0.003 \pm 5\%$	$0.002 \pm 12\%$
	12.10.2014	<1.1	$0.006 \pm 5\%$	$0.003 \pm 9\%$
Turku	8.4.2014	<1.1	<0.0001	<0.0006
	13.10.2014	1.2 ± 0.3	$0.001 \pm 7\%$	<0.0003



Kuva 7.1. Juomaveden näytteenottoaikkakunnat.

Bild 7.1. Provtagningsorter för dricksvatten.

Fig. 7.1. The sampling sites for drinking water samples.



Kuva 7.2. Juomavesinäytteet otetaan suoraan vesijohtovedestä.

Bild 7.2. Dricksvattenprov tas direkt från vattenledning.

Fig. 7.2. Drinking water samples are taken straight from tap water.

8 Maidon radioaktiiviset aineet

Tämä valvontaohjelma antaa kuvan maidon radioaktiivisuustasosta ja maidon kautta aiheutuvasta säteilyannoksesta. Ihmisten eniten käytämät elintarvikkeet ovat maataloustuotteita. Ravintoketjussa ympäristössä olevat radioaktiiviset aineet siirtyvät tehokkaasti rehun kautta maitoon. Maidon kulutus on runsasta, joten maidon radioaktiivisten aineiden seuranta on tärkeää. Säteilyvalvontaohjelman meijerit on valittu sellaisilta paikkakunnilta, että saadaan mahdollisimman kattava kuva Suomessa tuotetun maidon radioaktiivisten aineiden pitoisuuksista. Paikkakunnat edustavat myös erilaisia laskeumatasoja.

Näytteenotto

Näytteet kerätään meijereistä, jotka sijaitsevat Joensuussa, Jyväskylässä, Oulussa, Riihimäellä ja Seinäjoella (kuva 8.1). Viikoittain kerättävät näytteet pakastetaan ja yhdistetään STUKissa analysointia varten.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Näytteet konsentroidaan haihduttamalla (kuva 8.3) ja tuhitetaan ennen niiden analysointia. Tuhitetuista yhdistetyistä näytteistä määritetään ^{137}Cs -pitoisuus gammaspektrometrisesti. Strontium erotetaan näytteestä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrilla.

Tulokset

Meijerimaidon ^{137}Cs :n ja ^{90}Sr :n alueelliset aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) vuonna 2014 on esitetty neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvoina taulukossa 8.1. Meijerimaidon ^{137}Cs -pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,2–1,6 Bq/l. Maidon ^{137}Cs -pitoisuudet olivat korkeimmat niillä alueilla, joille tuli eniten Tšernobylin onnettomuudesta johtuvaa laskeumaa. Kuvassa 8.2 on esitetty maidon keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien. Näytteenottoalueet ovat vaihdelleet eri aikoina.

Maidon ^{137}Cs -pitoisuudet ovat jo lähes samaa tasoa kuin ennen Tšernobylin ydinvoimalaitosonnettomuutta. Havaitut pitoisuudet ovat alle tuhannesosan siitä toimenpidetasosta ja elintarvikekaupan raja-arvosta (1 000 Bq/l), jota sovelletaan Euroopan unionin alueella säteilyonnettomuuden jälkeisessä tilanteessa (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Maidosta aiheutuva säteilyannos vuonna 2014 oli 0,0006–0,0020 mSv, josta ^{90}Sr :n osuus oli runsas kymmenesosa. Arviossa on oletettu maidon kulutukseksi 140 litraa vuodessa henkilöä kohti (Maatilatilastollinen vuosikirja 2008).

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

8 Radioaktiva ämnen i mjölk

Detta program för strålningsövervakning ger en bild av radioaktivitetsnivån i mjölk och stråldosen som fås via mjölk. Jordbruksprodukter är de livsmedel som befolkningen använder mest. I näringskedjan förflyttar sig radioaktiva ämnen i miljön mycket effektivt via foder till mjölk. Eftersom mjölkkonsumtionen är hög, är det viktigt att övervaka radioaktiva ämnen i mjölk. Mejerierna i programmet för strålningsövervakning har valts ut på sådana orter att man får en tillräckligt täckande bild över radioaktivitetshalterna i mjölken som produceras i Finland. Orterna representerar också olika nedfallsnivåer.

Provtagning

Proven tas vid mejerier i Joensuu, Jyväskylä, Uleåborg, Riihimäki och Seinäjoki (bild 8.1). Proven samlas in varje vecka och fryses ner. Proven sammanslås för analys i STUK.

Hantering och analys av proven

Proven indunstas under värmelampa (bild 8.3) och föraskas innan analysen. Bestämningen av ^{137}Cs och ^{90}Sr görs ur prov som slagits samman. Halten av ^{137}Cs bestäms med gammaspektrometer. Strontium avskiljs först med extraktionskromatografisk metod, varefter halten av ^{90}Sr mäts med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

I tabell 8.1 presenteras de regionala års- och kvartalsmedeltalen av ^{137}Cs - och ^{90}Sr -halterna i mejerimjölk (Bq/l) år 2014. ^{137}Cs -halten i mejerimjölk varierade mellan 0,2–1,6 Bq/l. Halterna av ^{137}Cs i mjölken var högre på de områden där nedfallet efter Tjernobylyolyckan var som störst. I bild 8.2 visas halterna av ^{137}Cs sedan 1960-talet i mjölk som producerats i södra Finland. Provtagningsområdet har varierat vid olika tider.

Halterna av ^{137}Cs i mjölk är idag nästan på samma nivå som innan Tjernobyl kärnkraftsolyckan. De observerade halterna är mindre än en tusendel av den åtgärdsnivå och det gränsvärde för livsmedelshandeln (1 000 Bq/l) som tillämpas i Europeiska unionen efter en strålningsolycka (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

Stråldosen som orsakades av mjölk år 2014 var 0,0006–0,0020 mSv, varav ^{90}Sr utgjorde en andel på drygt 10 procent. Den uppskattade mjölkkonsumtionen var 140 liter per år och person (Lantbruksstatistisk årsbok 2008).

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa,
Strålsäkerhetscentralen (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

8 Radioactive substances in milk

The monitoring programme provides information about radioactivity concentration levels in milk produced in Finland. Milk is also monitored in order to estimate the internal radiation dose for people via milk. Agricultural produce forms the greatest part of people's overall consumption of foodstuffs. Grass is an efficient collector of atmospheric contaminants, and radionuclides in the food chain are rapidly transferred through cattle feed to milk. Since milk is consumed in high amounts, it is important to monitor the levels of radioactive substances in it. The sampling sites represent different levels of deposition.

Sampling

The samples are collected from Finnish dairies in Joensuu, Jyväskylä, Oulu, Riihimäki and Seinäjoki (Fig. 8.1). The weekly samples from each sampling site are frozen. The samples are then bulked together for ^{137}Cs and ^{90}Sr analyses in STUK.

Pre-treatment and analysis

The bulked samples are evaporated under infrared thermal lamps (Fig. 8.3) and ashed before the analysis. The concentration of ^{137}Cs is determined by gamma spectrometric measurements. Strontium is separated by an extraction chromatographic method and thereafter ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in dairy milk (Bq/l) by sampling site in 2014 are presented as quarterly and annual means in Table 8.1. The concentration of ^{137}Cs in milk varied between 0.2–1.6 Bq/l. The concentrations were highest in the areas with the highest deposition after the Chernobyl accident. Figure 8.2 presents concentrations of ^{137}Cs in milk produced in southern Finland since the 1960s. The sampling sites have changed throughout the years.

^{137}Cs contents in milk are nearly at the same level as before the deposition caused by the Chernobyl accident. The concentrations of ^{137}Cs observed are about one-thousandth of the action level and the maximum permitted level (1,000 Bq/l), which must be applied within the European Union after a radiation accident (87/3954/Euratom, 89/2218/EEC).

In 2014, the radiation dose received through milk was 0.0006–0.0020 mSv. About 10% of this radiation dose was due to ^{90}Sr . The annual consumption of milk in this dose estimate was assumed to be 140 litres per capita (Yearbook of Farm Statistics 2008).

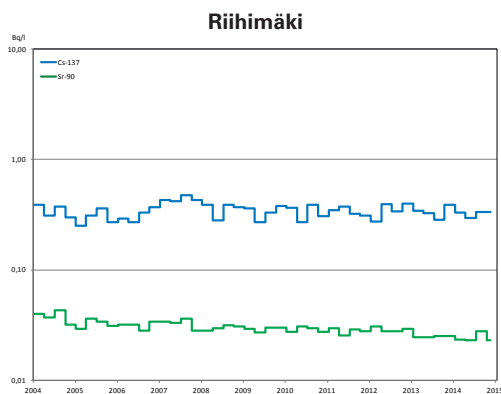
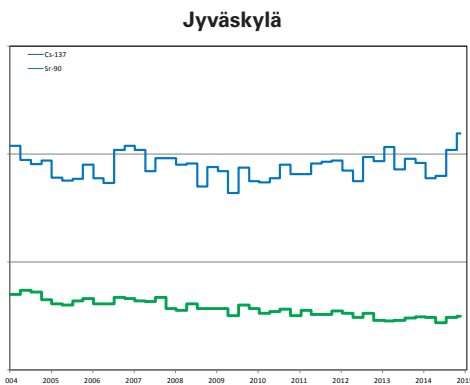
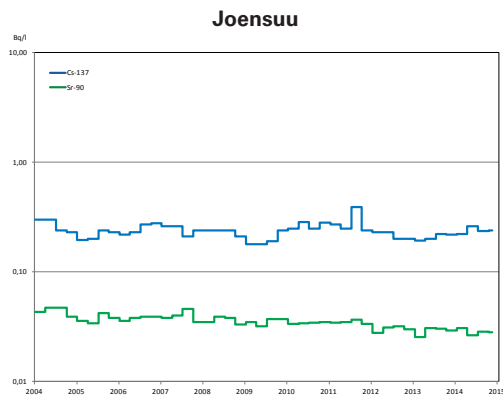
Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Taulukko 8.1. ¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n aktiivisuuspitoisuudet (Bq/l) maidossa vuonna 2014, neljännesvuosi- ja vuosikeskiarvot.

Tabell 8.1. ¹³⁷Cs- och ⁹⁰Sr-halter (Bq/l) i mjölk år 2014, kvartals- och årsmedeltal.

Table 8.1. The concentrations of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr (Bq/l) in milk in 2014, quarterly and annual means.

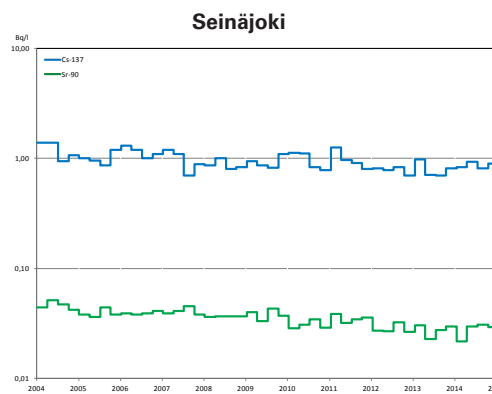
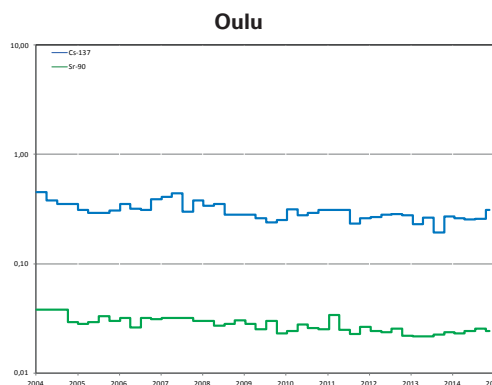
Site	1.1. – 31.3.		1.4. – 30.6.		1.7. – 30.9.		1.10. – 31.12.		1.1. – 31.12.	
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Joensuu	0.22	0.031	0.26	0.027	0.24	0.029	0.24	0.028	0.24	0.029
Jyväskylä	0.60	0.031	0.63	0.028	1.10	0.031	1.56	0.031	1.04	0.030
Oulu	0.26	0.023	0.25	0.024	0.26	0.025	0.31	0.024	0.27	0.024
Riihimäki	0.33	0.023	0.29	0.023	0.34	0.028	0.33	0.023	0.32	0.024
Seinäjoki	0.83	0.022	0.93	0.030	0.81	0.031	0.90	0.029	0.88	0.028

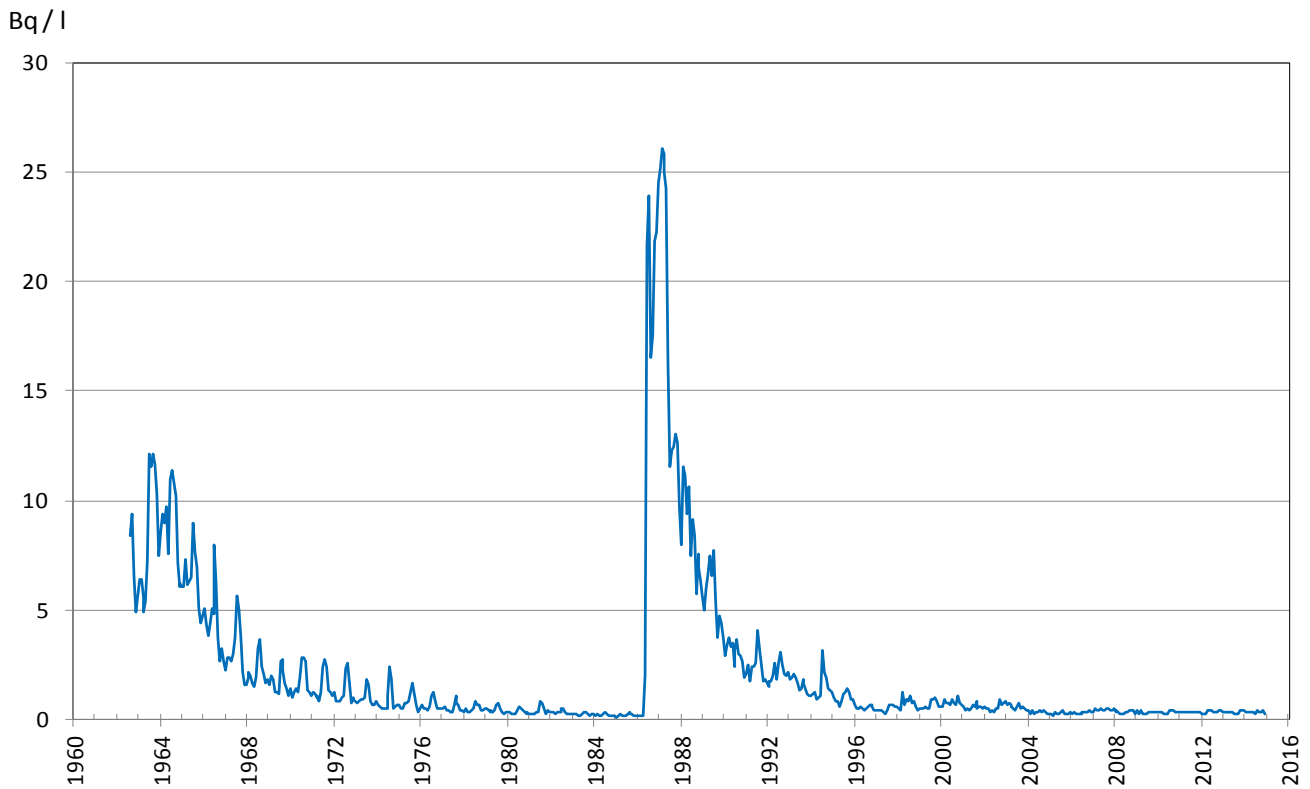


Kuva 8.1. Maitonäytteiden keräyspaikkakunnat ja ¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n aktiivisuuspitoisuudet maidossa (Bq/l) vuodesta 2004 lähtien.

Bild 8.1. Provtagningsorter för mjölk och ¹³⁷Cs- och ⁹⁰Sr-halter (Bq/l) i mjölk sedan 2004.

Fig. 8.1. The sampling sites of milk and areal concentrations of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr (Bq/l) in milk since 2004.





Kuva 8.2. Maidon keskimääräinen ^{137}Cs -pitoisuus (Bq/l) Etelä-Suomessa tuotetussa maidossa vuodesta 1960 lähtien.

Bild 8.2. Genomsnittlig halt av ^{137}Cs i mjölk (Bq/l) som producerats i södra Finland sedan 1960.

Fig. 8.2. ^{137}Cs in milk (Bq/l) in Southern Finland since 1960.



Kuva 8.3. Maitonäytteiden konsentroidi haihduttamalla.

Bild 8.3. Avdunstning av mjölkprov.

Fig. 8.3. Evaporation of milk samples.

9 Elintarvikkeiden radioaktiiviset aineet

Elintarvikenäytteiden radioaktiivisuusmittausten tavoitteena on hankkia tietoa radionuklidien saannista ruoan kautta. Samalla saadaan arvio väestön päivittäisestä ravinnon kautta saamasta säteilyaltistuksesta.

9.1 Yhden viikon ateriat

Yhden viikon aterioiden keinotekoisien radioaktiivisuuden valvonnalla saadaan kuva suurkeittiöiden ruoan radioaktiivisuustasosta sekä suurkeittiöiden ruokaa käyttävien henkilöiden ruoasta saamasta säteilyannoksesta. Näytteiden radioaktiivisuutta valvotaan keräämällä yhden viikon ajalta päivittäiset kiinteät ruoka-annokset. Juomat kerätään vain yhdeltä päivältä. Koko vuorokauden aterioiden analysointi yksittäisten elintarvikkeiden sijasta antaa suoraan saannin, jossa on jo huomioitu ruoan valmistuksen vaikutukset ja kulutustekijät.

Näytteenoton paikkakunnat ovat Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa (Helsinki, Tampere ja Rovaniemi) edustaen suurimpia asutuskeskuksia ja elintarvikkeiden käytön alueellisia eroja. Samoilta paikoilta otetaan samaan aikaan myös juomavesinäytteet suoraan vesijohtovedestä.

Näytteenotto

Näytteet kerätään syksyllä, jolloin uuden sadon tuotteet ovat mukana. Näytteenottoaikoina ovat sairaaloiden suurkeittiöt (kuva 9.1). Näytteet sisältävät vuorokauden kaikki ateriat mukaan lukien juomat ja leivät. Ruoka- ja juomanäytteet kerätään erikseen. Aterioiden vuorokauden energiasisältö on noin 8300–9200 kJ.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Vuorokauden kiinteät ruokanäytteet yhdistetään yhdeksi näytteeksi, joka kuivataan ja homogenisoidaan. Kuivatuista vuorokausinäytteistä määritetään ^{137}Cs gammaspektrometrillä mittauksella. Cesiummäärityksen jälkeen vuorokausinäytteet tuhitetaan ja yhdistetään ^{90}Sr :n analysointia varten viikkonäytteeksi. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, jonka jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

Vuorokauden juomat yhdistetään yhdeksi näytteeksi, haihdutetaan lämpölamppujen alla ja tuhitetaan. Tuhitetuista vuorokausinäytteistä analysoidaan ^{137}Cs ja ^{90}Sr . ^{137}Cs määritetään gammaspektrometrillä mittauksella. Strontium erotetaan näytteistä ekstraktiokromatografisella menetelmällä, minkä jälkeen ^{90}Sr mitataan nestetuikespektrometrillä.

Tulokset

Päivittäisen ravinnon ^{137}Cs - ja ^{90}Sr -pitoisuudet ovat pieniä, koska ruoan raaka-aineena käytetyt maataloustuotteet ovat lähes puhtaita radioaktiivisista aineista. Tulosten vaihtelut johtuvat lähinnä näytteenottopäivän dieetin ja ruoan alueellisen alkuperän vaihteluista. Vuonna 2014 ^{137}Cs -pitoisuudet ruoassa olivat 0,07–1,0 Bq/kg ja juomissa 0,2–0,3 Bq/l. Päivittäinen cesiumin saanti ruoan kautta vaihteli välillä 0,1–1,3 Bq/d ja juomien kautta 0,2–0,4 Bq/d. Cesiummääritysten epävarmuus oli 5–15 % ja strontiummääritysten 6–8 %. Aluekohtaiset tulokset on esitetty taulukoissa 9.2 ja 9.3. Suurkeittiöiden ruokaa käyttävien ruoasta saama säteilyannos oli vuonna 2014 alle 0,005 mSv, josta ^{137}Cs :n osuus oli noin 90 %.

Ruoan ^{137}Cs -pitoisuus voi olla huomattavasti korkeampi, mikäli ravinto sisältää runsaasti luonnontuotteita, sillä metsämarjoissa, järvikalassa, sienissä ja riistassa on vielä Tšernobylin onnettomuudesta peräisin olevaa radioaktiivista cesiumia.

9.2 Kaupan elintarvikkeet

Syksyllä 2014 hankittiin kaupan elintarvikkeita elintarvikeliikkeistä samoilta paikkakunnilta kuin sairaaloiden vuorokausiruokanäytteet. Näytteiksi valittiin luonnonvaraista riistaa, kalaa ja luonnontuotteita ^{137}Cs -pitoisuuksien määrittämistä varten (kuva 9.2). Näiden mittausten tulokset ovat taulukossa 9.1.

Mitatuista sieninäytteistä yhden suppilovahverosieninäytteen ^{137}Cs -pitoisuus ylitti raja-arvon 600 Bq/kg, jota suositellaan noudatettavaksi, kun saatetaan markkinoille luonnonvaraista riistaa, metsämarjoja ja -sieniä sekä järvikaloja (EU-suositus 2003/274/Euratom). Tuoreita, kuivattuja tai suolattuja sieniä liottamalla tai keittämällä vedessä ennen ruoaksi valmistamista saadaan 80–90 prosenttia ^{137}Cs :sta poistettua. Sienien kuivaaminen ilman liotusta ei vähennä ^{137}Cs :n määrää. Lisätietoa käsittelymenetelmistä, joilla voidaan vähentää sienten radioaktiivista ^{137}Cs :a, löytyy Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilta.

Luonnontuotteita mitataan myös tutkimus- ja tiedotustarkoituksessa. Eri elintarvikkeiden ^{137}Cs -pitoisuuksista on yksityiskohtaisempaa tietoa Säteilyturvakeskuksen verkkosivuilla osoitteessa www.stuk.fi.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

9 Radioaktiva ämnen i livsmedel

Målet för radioaktivitetsmätningar i livsmedel är att erhålla uppgifter om intaget av radionuklider via födan. På samma gång fås en uppskattning av den dagliga stråldos som befolkningen får via födan.

9.1 En veckas måltider

Detta övervakningsprogram ger en bild av radioaktivitetsnivån i maten från storkök samt den stråldos som de som äter mat från storkök får. Artificiella radioaktiva ämnen i livsmedel övervakas genom att samla in dagportioner av fast föda under en vecka. Drycker samlas under endast en dag. Genom att analysera mat och dryck från ett helt dygn i stället för enstaka livsmedel får man direkt det intag, där faktorer i tillagningen och konsumtion av maten redan beaktats.

Provtagningsorterna ligger i södra, mellersta och norra Finland och de representerar de största bosättningscentra samt de regionala skillnaderna i användningen av livsmedel (Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi). På samma orter tas samtidigt också dricksvattenprov direkt från vattnet i ledningsnätet.

Provtagning

Tidpunkten för provtagningen är på hösten, så att produkterna från den nya skörden finns med. Proven tas i storkök i sjukhus (bild 9.1). Proven innefattar dygnets alla måltider inklusive drycker och bröd. Prov av mat och dryck uppsamlas skilt. Energiinnehållet för måltiderna under ett dygn är cirka 8 300–9 200 kJ.

Behandling och analys av proven

De fasta proven av födan för ett dygn sammanslås till ett prov som torkas och homogeniseras. Ur de torkade dygnsproven bestäms ^{137}Cs med gammaspektrometri. Efter bestämning av ^{137}Cs -halten föraskas proven och sammanslås till veckoprov för analys av ^{90}Sr . Strontium avskiljs med extraktionskromatografi, varefter halten av ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Dryckerna från ett dygn sammanslås till ett prov, indunstas under värmelampor och föraskas. Ur de föraskade proven analyseras ^{137}Cs och ^{90}Sr . ^{137}Cs -halten bestäms gammaspektrometriskt. Strontium avskiljs extraktionskromatografiskt, varefter halten av ^{90}Sr bestäms med vätskescintillationsspektrometer.

Resultat

Halterna av ^{137}Cs och ^{90}Sr i den dagliga födan är låga, eftersom de lantbruksprodukter som används som råvaror är nästan fria från radioaktiva ämnen. Variationerna i mätresultaten beror främst på kosthållningen på provtagningsdagen och på att råvarornas regionala ursprung varierar. År 2014 var ^{137}Cs -halterna i maten 0,07–1,0 Bq/kg och i dryckerna 0,2–0,3 Bq/l. Det dagliga intaget av cesium via maten varierade 0,1–1,3 Bq/d och via drycker 0,2–0,4 Bq/d. Bestämningen av ^{137}Cs hade en osäkerhet på 5–15 procent och bestämningen av ^{90}Sr en osäkerhet på 6–8 procent. De regionala mätresultaten finns i tabell 9.2 och i tabell 9.3. Under 2014 förorsakade storköken en stråldos på under 0,005 mSv åt konsumenterna. Ungefär 90 procent av denna dos berodde på ^{137}Cs .

Halten av ^{137}Cs i maten kan vara betydligt högre om födan innehåller rikligt med naturprodukter, eftersom skogsbär, insjöfisk, svamp och vilt ännu innehåller radioaktivt cesium som härstammar från Tjernobylyolyckan.

9.2 Livsmedel i butiker

Under hösten 2014 skaffades livsmedel från livsmedelsbutiker på samma orter där matproven från ett dygn hämtats från storkök i sjukhus. Till proven valdes vilt fisk och naturprodukter för att bestämma halterna av ^{137}Cs (bild 9.2). Resultaten från dessa mätningar finns i tabell 9.1.

Halten av ^{137}Cs i proven översteg gränsvärdet 600 Bq/kg i ett trattkantarellprov. Detta gränsvärde rekommenderas att tillämpa på ^{137}Cs i vilt, vilda bär, vilda svampar och insjöfiskar som säljs på marknaden (EU-rekommendation 2003/274/Euratom). Genom att blötlägga eller koka färska, saltade eller torkade svampar i vatten kan 80–90 procent av cesiumet avlägsnas. Torkning utan blötläggning sänker inte ^{137}Cs -halten i svamp. Mera information om metoder för att sänka halten av radioaktivt ^{137}Cs i svampar finns på Strålsäkerhetscentralens webbsida.

Naturprodukter mäts också för forskning och informationssyften. Mer specifika detaljer om halterna av ^{137}Cs i olika livsmedel finns på Strålsäkerhetscentralens webbsida www.stuk.fi.

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa,
Strålsäkerhetscentralen (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

9 Radioactive substances in foodstuffs

The aim of the foodstuffs monitoring programme is to obtain information about the intake of radionuclides through ingestion for estimating internal doses.

9.1 One week diet

The monitoring programme typifies the level of artificial radioactivity in food of institutional kitchens and gives estimation of internal doses received by ingestion. The artificial radioactivity levels in foodstuffs are monitored by collecting daily meals of solid food over one week in the institutional kitchens in hospitals. Drinks are collected only once a week for one day. An analysis of the whole mixed diet samples rather than the main components of diet gives the intake in which the consumption and food processing are already included.

The sampling sites are located in southern, central and northern Finland, representing the main population centres and regional differences in the consumption of foodstuffs (Helsinki, Tampere and Rovaniemi). Drinking water samples, taken directly from running tap water, are also collected at the same sites.

Sampling

The diet samples are collected once a year. The sampling time is autumn in order to include the products of the new crop in the sampling. The sampling sites comprise institutional kitchens in hospitals (Fig. 9.1). The samples consist of all the meals of a day, including drinks and bread. Food and drink samples are collected separately. The daily energy content of meals totals is approximately 8,300–9,200 kJ.

Pre-treatment and analysis

The solid food samples collected during a day are combined into one sample, which is dried and homogenised. The ^{137}Cs of the dried daily samples is determined by gamma spectrometric measurement. After ^{137}Cs has been determined, the samples are ashed and combined into weekly samples for ^{90}Sr analysis. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

The drinks collected during a day are evaporated under infrared thermal lamps and ashed. ^{137}Cs is determined by gamma spectrometric measurement from the ashed drink samples. Strontium is separated from the samples by an extraction chromatographic method, after which ^{90}Sr is measured with a liquid scintillation spectrometer.

Results

The concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in daily meals are low because the agricultural products used as raw material are almost free of artificial radionuclides. The variation in the results is caused by the differences in the types of meals that were prepared on the sampling dates and in the regional origins of raw materials. The concentrations of ^{137}Cs in the solid food in 2014 ranged from 0.07–1.0 Bq/kg, and in the drinks from 0.2–0.3 Bq/l. The daily intakes of ^{137}Cs via food varied between 0.1–1.3 Bq/d, and via drinks from 0.2–0.4 Bq/d. The determination of ^{137}Cs gave an uncertainty of 5–15% and the determination of ^{90}Sr that of 6–8%. The regional results are given in Table 9.2 and in Table 9.3. The average internal radiation dose received through food from the

institutional kitchens in 2014 was less than 0.005 mSv, and 90% of which is due to ^{137}Cs .

Radioactive concentrations may be considerably higher in food containing a lot of natural produces (wild berries, freshwater fish, wild mushrooms and game).

9.2 Foodstuffs on the market

In the autumn of 2014, the foodstuffs on the market were acquired from grocery shops in the same cities as the daily diet samples from institutional kitchen in hospitals. Wild game, wild berries, wild mushrooms and fish were chosen as samples in order to determine concentrations of ^{137}Cs (Fig. 9.2). The results of these measurements are presented in Table 9.1.

In the analysed samples, the concentration of ^{137}Cs in one mushroom sample (*Cantharellus tubaeformis*) was higher than the maximum permitted level, 600 Bq/kg, recommended to be respected when placing wild game, wild berries, wild mushrooms and lake fish on the market (Commission recommendation 2003/274/Euratom). Soaking or cooking removes up to 80–90% of ^{137}Cs contents in fresh, dried or salted mushrooms. Drying without soaking does not reduce the ^{137}Cs contents of the mushrooms. More information about the pre-treatment methods of mushrooms can be found at STUK's website.

Natural products are also monitored for the purposes of research and media. More detailed information about the concentrations of ^{137}Cs in various foodstuffs can be found at STUK's website, www.stuk.fi.

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Taulukko 9.1. ¹³⁷Cs-pitoisuudet (Bq/kg) elintarvikeliikkeistä hankituissa näytteissä vuonna 2014.

Tabell 9.1. ¹³⁷Cs i prov som köpts i livsmedelsbutiker år 2014.

Table 9.1. ¹³⁷Cs in the samples purchased from food shops in 2014.

Elintarvike	Livsmedel	Foodstuff	¹³⁷ Cs, Bq/kg (number of samples)					
			Helsinki		Tampere		Rovaniemi	
hirvenliha	älgkött	venison	–	–	17	(1)	2.5–6	(2)
poronliha	renkött	reindeer meat	160	(1)	–	–	1.6–130	(5)
metsämarjat	skogsbär	wild berries	2.8–165	(20)	3.5–120	(13)	1.5–35	(17)
sienet	svampar	mushrooms	2.5–350	(11)	12–690	(6)	59–99	(2)
järvi- ja jokikala	insjöfisk	freshwater fish	3–29	(6)	9–140	(9)	0.2–22	(7)
murtovesi- ja merikala	brack- och havsfisk	brackfish water and marine fish	10–12	(3)	3.5–22	(6)	18–22	(2)
kasvatettu kala (meri- ja sisävesiallas)	odlad fisk (havs- och insjöbassäng)	farmed fish (sea and freshwater basin)	0.2–0.4	(3)	0.4–0.5	(2)	0.2–4	(4)

Taulukko 9.2. ¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n saanti ruoasta vuonna 2014.

Tabell 9.2. Intag av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i maten år 2014.

Table 9.2. The intake of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr via ingestion in 2014.

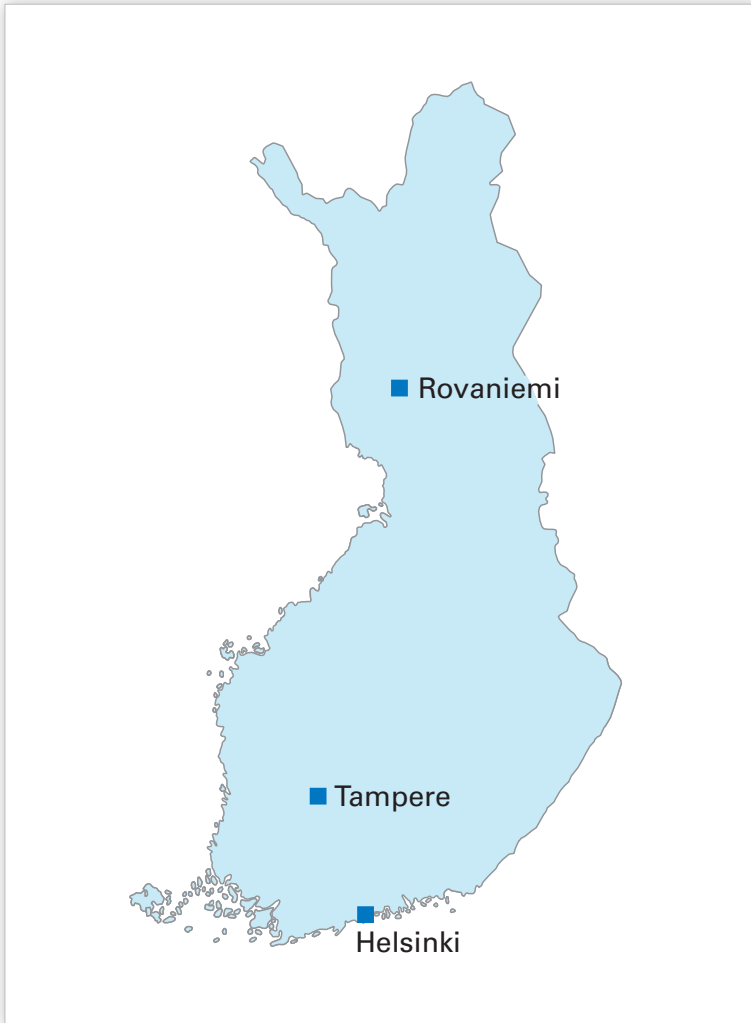
Site	Sampling date	¹³⁷ Cs (Bq/d) meal	⁹⁰ Sr (Bq/week) meal
Helsinki	6.10.2014	0.11	0.49
	7.10.2014	0.26	
	8.10.2014	0.25	
	9.10.2014	0.17	
	10.10.2014	0.15	
	11.10.2014	0.24	
	12.10.2014	0.15	
	Rovaniemi	6.10.2014	
7.10.2014		1.11	
8.10.2014		0.58	
9.10.2014		0.52	
10.10.2014		0.46	
11.10.2014		0.13	
12.10.2014		0.23	
Tampere		6.10.2014	0.79
	7.10.2014	0.19	
	8.10.2014	0.76	
	9.10.2014	0.77	
	10.10.2014	0.10	
	11.10.2014	1.32	
	12.10.2014	1.24	

Taulukko 9.3. ¹³⁷Cs:n ja ⁹⁰Sr:n päivittäinen saanti juomasta vuonna 2014.

Tabell 9.3. Daglig tillförsel av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i dryckerna år 2014.

Table 9.3. The daily intake of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr via drinks in 2014.

Site	Sampling date	¹³⁷ Cs (Bq/d) drinks	⁹⁰ Sr (Bq/d) drinks
Helsinki	8.10.2014	0.30	0.02
Rovaniemi	8.10.2014	0.39	0.03
Tampere	12.10.2014	0.21	0.02



Kuva 9.1. Elintarvikkeiden keräyspaikkakunnat.
Bild 9.1. Provtagningsorter för födoämnen.
Fig. 9.1. The sampling sites for diet samples.



Kuva 9.2. Ahven (*Perca fluviatilis*).
Bild 9.2. Abborre (*Perca fluviatilis*).
Fig. 9.2. European perch (*Perca fluviatilis*).

10 Radioaktiiviset aineet ihmisessä

Ihminen saa radioaktiivisia aineita elimistöön hengittämällä tai ravinnon mukana. Nämä aineet ovat joko luonnollista alkuperää tai keinotekoisesti tuotettuja. Näistä gammasäteilyä lähettäviä aineita voidaan mitata suoraan ihmisen kehosta. Mittaukset tehdään ns. kokokehomittauslaitteistoilla, joista toinen on kiinteästi asennettuna laboratorioon Helsingissä ja toinen on kuorma-autoon rakennettu. Kiinteästi asennettu mittauslaitteisto otettiin käyttöön vuonna 1965 ja liikkuva yksikkö kymmenen vuotta myöhemmin.

Mittaukset

Kiinteä mittauslaitteisto on sijoitettu 80 tonnia painavaan rautahuoneeseen. Paksujen rautaseinien tarkoituksena on vaimentaa ympäristöstä tulevaa taustasäteilyä. Liikkuva yksikkö painaa noin 2,5 tonnia, kuvat 10.1.a ja 10.1.b. Helsingin ulkopuoliset mittaukset tehdään yleensä liikkuvalla yksiköllä. Mittauslaitteistoon kuuluu mittaustuoli, johon mitattava henkilö asettuu ja edessä olevat gamma-säteilyä havaitsevat ilmaisimet. Mitattava aktiivisuusmäärä on yleensä pieni ja siksi ympäristöstä tulevan taustasäteilyn vaimentamiseksi tuoli on tehty lyijystä ja säteilyilmaisimien ympäröity lyijyvaipalla.

Kokokehomittauksessa ihmiseen ei kohdistu säteilyä. Mittaus perustuu kehossa olevien radioaktiivisten aineiden hajotessaan lähettämän gammasäteilyn havaitsemiseen. Tällä hetkellä yleisin Suomessa väestön kokokehomittauksissa havaittu keinotekoinen radioaktiivinen aine on ^{137}Cs .

Mitattavat ihmisryhmät

Suomessa on vuodesta 1965 lähtien seurattu helsinkiläistä vertailuryhmää. Vuodesta 1999 alkaen on tämän ryhmän lisäksi mitattu Helsingistä, Tampereelta (2001 alk.) ja Rovaniemeltä kouluympäristöstä valittuja ryhmiä. Näiden neljän ryhmän tulosten perusteella arvioidaan suomalaisten samaa säteilyannos keinotekoisista radioaktiivisista aineista. Tampere edustaa Suomessa Tšernobylin onnettomuuden aiheuttaman korkeimman las-

keuman aluetta.

Helsingin, Tampereen ja Rovaniemen kouluryhmät koostuvat vapaaehtoisista oppilaista ja opettajista. Koulut on valittu siksi, että samassa mitauspaikassa on eri-ikäisiä henkilöitä. Mitattavilta kysytään lyhyesti ruokavaliosta ja tiettyjen runsaasti radioaktiivista ^{137}Cs :a sisältävien elintarvikkeiden kulutuksesta.

Tulokset

Mittaustulokset ovat kuvassa 10.2. Kuvassa oleviin tuloksiin sisältyvät vain aikuisten (yli 14-vuotiaiden) mittaustulosten mediaanit. Tässä yhteydessä mediaani on parempi tunnusluku kuin keskiarvo, koska otokset ovat pieniä, jolloin yksittäiset huomattavan suuret tai pienet tulokset painottuvat liikaa (ks. kuva 10.2).

Lasten eli alle 15-vuotiaiden tuloksista voidaan todeta, että kehossa oleva ^{137}Cs -aktiivisuus oli yleensä alle 100 Bq. Myös alle havaitsemisrajan olevia tuloksia oli suhteellisesti enemmän kuin aikuisissa. Tämä sopii hyvin yhteen aikaisemmissa tutkimuksissa saatujen tulosten kanssa. Mittaustulosten vuotuinen vaihtelu johtuu kaupasta ostettujen ja luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden aktiivisuuspitoisuuksien suurista eroista sekä luonnosta kerättyjen elintarvikkeiden satunnaisesta käytöstä.

Helsingissä mitattiin 39 henkilöä. Suurin mitattu ^{137}Cs -aktiivisuus kehossa oli 570 Bq ja alle havaitsemisrajan (noin 50 Bq) jäi 22 kpl mitatuista henkilöistä. Vastaavasti Tampereella mitattiin 35 henkilöä, suurin mitattu ^{137}Cs -aktiivisuus kehossa oli 1330 Bq ja alle havaitsemisrajan jäi 7 kpl mitatuista henkilöistä. Rovaniemellä mitattiin 44 henkilöä, suurin mitattu ^{137}Cs -aktiivisuus kehossa oli 540 Bq ja alle havaitsemisrajan jäi 7 kpl mitatuista henkilöistä.

Kuvassa 10.3 on esitetty keskimääräinen ^{137}Cs -aktiivisuus helsinkiläisen vertailuryhmän jäsenissä 1960-luvun puolivälistä lähtien. Kuvassa erottuvat selvästi ilmakehässä suoritettujen ydinkokeiden ja Tšernobylin ydinonnettomuuden

vaikutukset kehossa olevaan ^{137}Cs -aktiivisuuteen.

Kehossa olevan ^{137}Cs :n aiheuttaman säteilyannoksen arvioitiin vuonna 2014 jääneen alle 0,01 mSv/henkilö, eli alle 0,3 % suomalaisen keskimääräisestä vuosittaisesta säteilyannoksesta, noin 3,2 mSv.

Yhteyshenkilö: Jussi Huikari, Säteilyturvakeskus
(jussi.huikari@stuk.fi)

10 Radioaktiva ämnen i människokroppen

Människan får i sig radioaktiva ämnen genom att andas in dem eller med födan. Dessa ämnen är antingen av naturligt ursprung eller artificiella. De ämnen som emitterar gammastrålning i människokroppen kan mätas direkt med helkroppsmätning. Strålsäkerhetscentralen har två utrustningar för detta: den ena är fast installerad i laboratoriet i Helsingfors och den andra är installerad i en lastbil. Den fasta helkroppsmätaren togs i bruk år 1965 och den mobila tio år senare.

Mätningar

Helkroppsmätaren i laboratoriet har placerats i ett järnrum som väger 80 ton. De tjocka järnväggarna ska absorbera den bakgrundsstrålning som kommer från omgivningen. Den mobila enheten väger cirka 2,5 ton, bilder 10.1.a och 10.1.b. Mätningar utanför Helsingfors görs vanligtvis med denna utrustning. Mätutrustningen består av en stol för testpersonen och detektorer framför stolen. Aktiviteten som mäts är vanligtvis liten och för att skärma av bakgrundsstrålningen från omgivningen är stolen tillverkad av bly och detektorn har en blymantel.

Vid helkroppsmätning utsätts testpersonen inte för strålning. Mätningen går ut på att detektera den gammastrålning som radioaktiva ämnen i kroppen emitterar vid sitt sönderfall. För närvarande är ^{137}Cs det vanligaste artificiella radioaktiva ämnet som upptäcks vid helkroppsmätningar.

Människogrupper som undersöks

I Finland har man sedan år 1965 utfört mätningar på en referensgrupp av Helsingforsbor. Från och med år 1999 har man dessutom utfört mätningar på tre grupper från skolmiljöer i Helsingfors, Rovaniemi och Tammerfors (fr.o.m. 2001). På basis av resultaten från mätningarna på dessa fyra grupper beräknar man den stråldos som finländarna i genomsnitt får från artificiella radioaktiva ämnen. Tammerfors representerar området med det största nedfallet från Tjernobylyckykan i Finland.

Skolgrupperna i Helsingfors, Tammerfors och Rovaniemi består av frivilliga elever och

lärare. Skolorna har valts för att inkludera olika åldersgrupper på samma mätplats. Personerna intervjuas kortfattat om matvanor samt om deras konsumtion av vissa livsmedel som innehåller rikligt med radioaktivt ^{137}Cs .

Resultat

Resultaten visas på bild 10.2. Endast medianen av mätvärdena för vuxna personer (över 14 år) har tagits med. I detta sammanhang är medianen en bättre parameter än medeltalet eftersom samplet är litet och enstaka avvikande stora eller små resultat inverkar för mycket (se bild 10.2).

Om barns resultat (under 15 år) kan det konstateras att ^{137}Cs aktiviteten i kroppen vanligtvis låg under 100 Bq. Fall under detekteringsgränsen förekom relativt sett oftare bland barn än bland vuxna. Detta stämmer väl överens med resultat från tidigare undersökningar. Årsvariationen i mätresultaten beror på de stora skillnaderna i aktiviteten i inhandlad mat och livsmedel som samlats i naturen samt på att livsmedel som samlas i naturen används sporadiskt.

I gruppen från Helsingfors utfördes mätningar på 39 personer, i den från Rovaniemi 44 och i den från Tammerfors 35 personer. I Helsingfors var den högsta uppmätta ^{137}Cs aktiviteten i kroppen 570 Bq och 22 personer låg under detekteringsgränsen (ung. 50 Bq). Rovaniemi var de motsvarande värdena 540 Bq och 7 personer och i Tammerfors 1330 Bq och 7 personer.

Bild 10.3 visar kroppsinnehållet av ^{137}Cs som medelvärde för män och kvinnor i referensgruppen från Helsingfors mätt årligen sedan 1960-talets mitt. Inverkan av kärnvapenprov i atmosfären och av Tjernobylyckykan på ^{137}Cs aktiviteten i kroppen ses tydligt i bilden.

År 2014 uppskattades ^{137}Cs i människokroppen i medeltal förorsaka en stråldos på cirka 0,01 mSv per person eller mindre än 0,3 procent av den totala stråldosen på cirka 3,2 mSv som finländarna årligen får.

Kontaktperson: Jussi Huikari,
Strålsäkerhetscentralen (jussi.huikari@stuk.fi)

10 Radioactivity in man

Radioactive substances enter the human body via breath or in foodstuffs. These substances are either of natural or of artificial origin of which gamma ray emitters can be measured directly using a dedicated whole body counter. There are two such counters in use at STUK. One is a permanently installed system in the laboratory and the other one is a mobile system. The stationary system was installed in 1965 and the mobile system ten years later.

The measurements

The stationary system is installed inside an 80-tonne iron room. The thick iron walls are there to reduce the environmental background radiation. The mobile unit weighs about 2.5 tonnes and is installed on a truck (Figures 10.1a and 10.1b). This mobile system is used in measurements away from Helsinki. The mobile system includes a lead chair for the person to be measured and in front of that a lead shielded gamma ray detector. The amount of radioactive substances to be measured is usually small, therefore, the lead shielding is necessary in order to reduce the background radiation from the environment

The measurement itself does not cause any additional exposure to radiation. The measurement is based on detection of gamma radiation emitted by the radioactive substances in the body. Today, ^{137}Cs is the most common artificial radionuclide detected in these measurements.

Groups of people to be measured

A reference group from Helsinki has been monitored since 1965. The groups from Helsinki and Rovaniemi have been followed since 1999 and in 2001 a group from Tampere was added (for a map, see Fig. 9.1). These groups include volunteer children and teachers from local schools where different age groups are easily available. The measured persons were interviewed for information on eating habits and consumption of certain foodstuffs known to contain rather high concentrations of ^{137}Cs . Based on the results of these measurements, the internal radiation dose for the people from artificial radioactive substances can be estimated.

Results

The medians on the measurement results are presented for the adults (older than 14 years) in Helsinki, Rovaniemi and Tampere in Figure 10.2. The median better suits the purpose than the mean value because, when groups measured are small, a single large or small result gets too much weight (see Fig. 10.2). Some children below 15 years age were measured and their body contents were usually below 100 Bq. In addition, there were relatively more results among children below detection limit than among adults. This result agrees well with results from our earlier studies.

In the Helsinki group in 2014, there were 39 measurements. The highest content was 570 Bq and 22 persons were below the detection limit of 50 Bq. Corresponding values in Tampere were 35 persons in measurement, the highest content was 1330 Bq and 7 persons were below the detection limit and in Rovaniemi there were 44 persons in measurement, the highest value being 540 Bq and 7 persons were below detection limit.

Figure 10.3 shows the mean ^{137}Cs activity in the Helsinki reference group measured since 1965. The influence of the atmospheric nuclear weapons tests and of the Chernobyl accident on the body caesium content is clearly visible.

The mean internal radiation dose from ^{137}Cs in 2014 was estimated at 0.01mSv/person, or less than 0.3% of the total mean annual radiation dose 3.2 mSv.

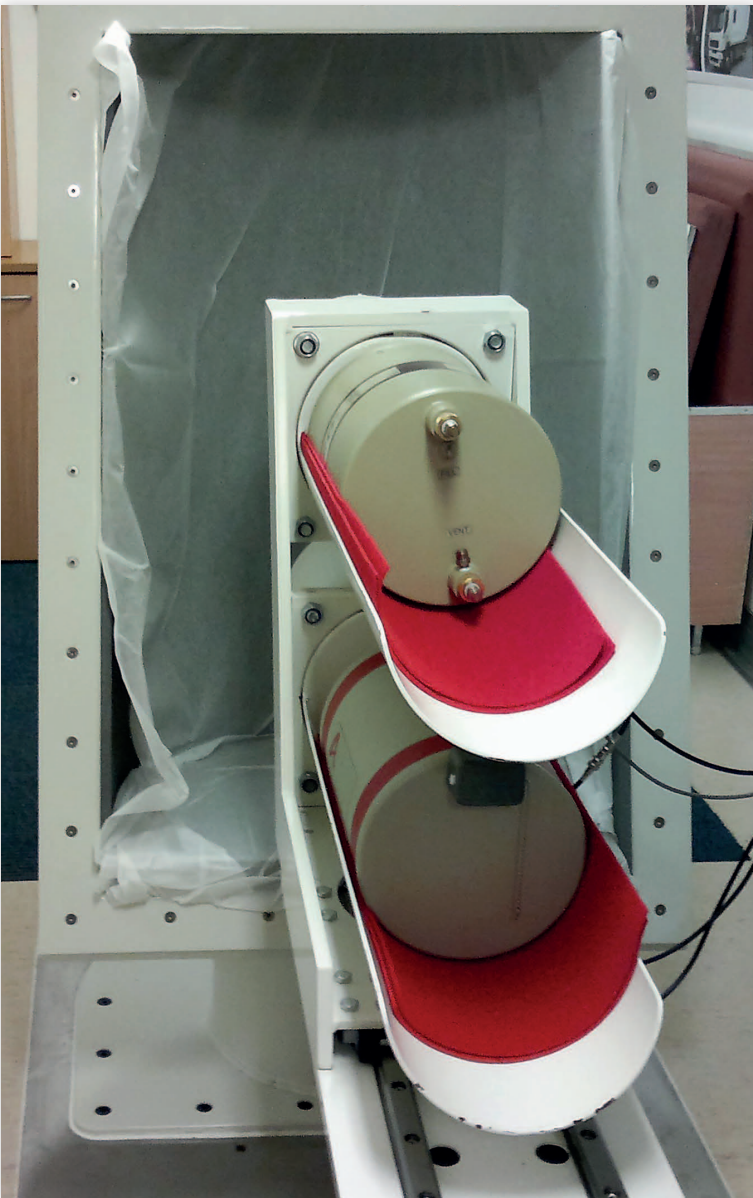
Contact person: Jussi Huikari, Radiation and Nuclear Safety Authority, (jussi.huikari@stuk.fi)



Kuva 10.1a. Kokokehomittauksissa käytettävä liikkuva laboratorio.

Bild 10.1a. Det mobila laboratoriet som används för helkroppsmätningar.

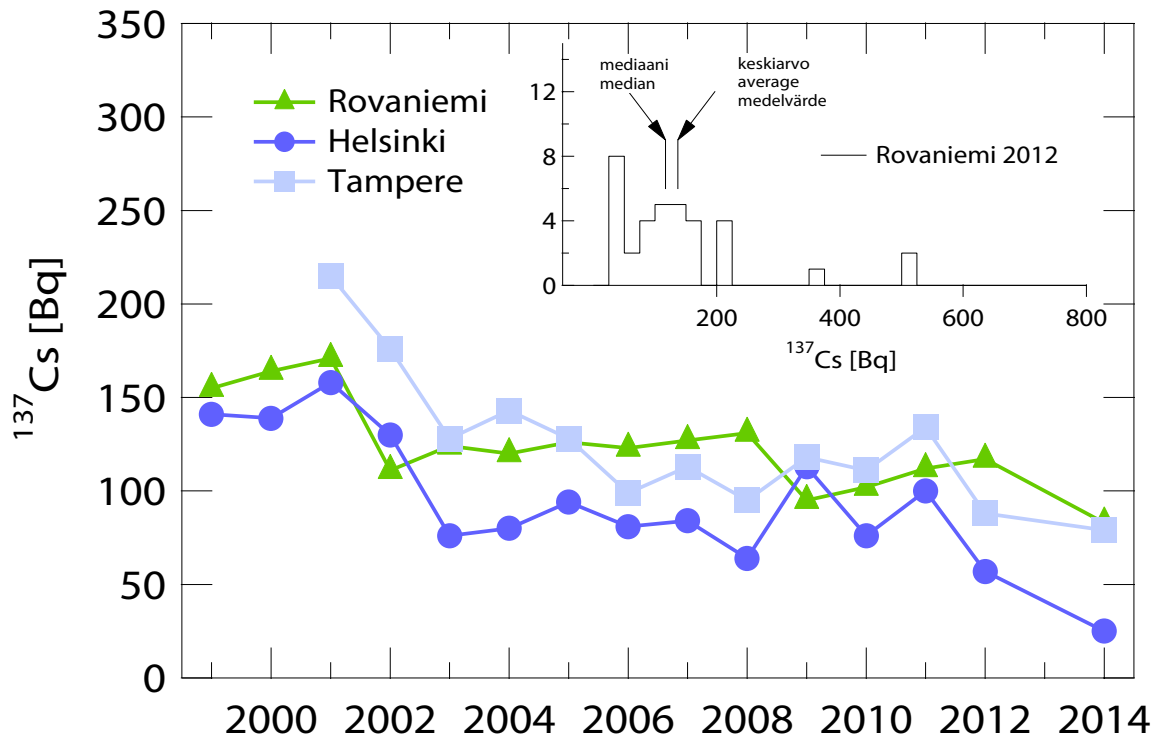
Fig 10.1a. The mobile laboratory used in the whole-body measurements.



Kuva 10.1b. Liikkuvan laboratorion taustasuoja ja ilmaisimet.

Bild 10.1b. Mätningstol i det mobila laboratoriet.

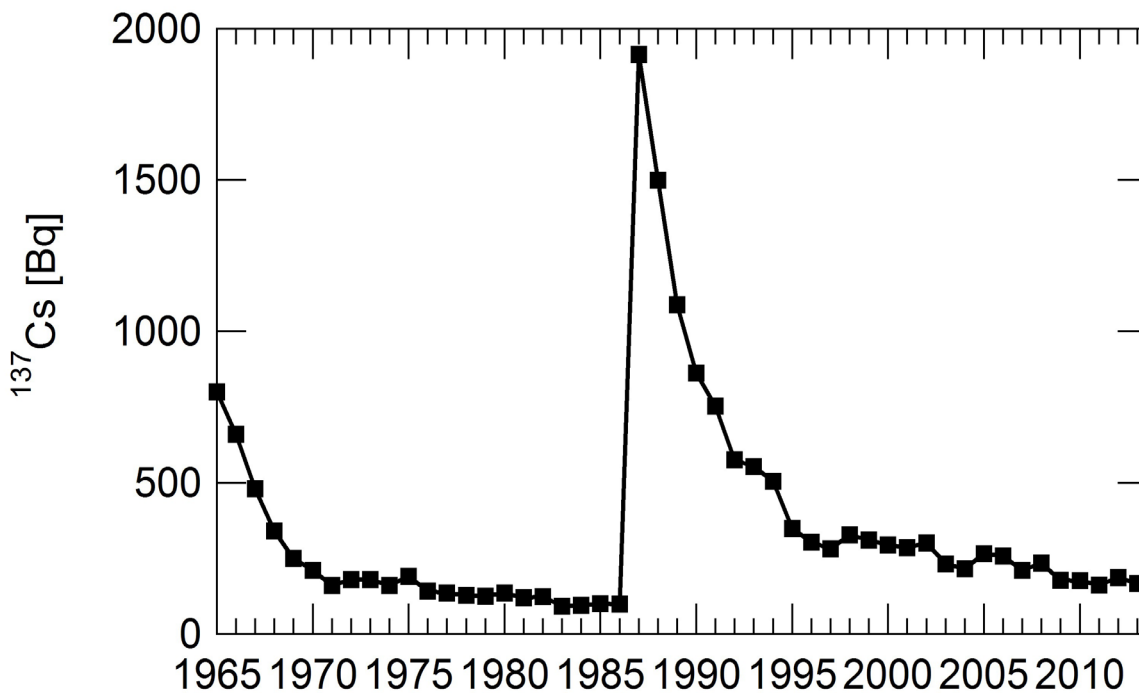
Fig 10.1b. The background shield and detectors of the mobile unit.



Kuva 10.2. Kehossa oleva ^{137}Cs -aktiivisuus (Bq). Ryhmissä on mukana kaikki yli 14-vuotiaat, jotka kävivät mittauksessa. Varsinaisen kuvan sisällä olevassa histogrammissa on Rovaniemen jakauma vuodelta 2012.

Bild 10.2. Kroppsinnehållet av ^{137}Cs (Bq) för kvinnor och män. I grupperna ingår alla personer äldre än 14 år som mättes. Histogrammet innanför figuren visar fördelningen av resultaten från skolmätningarna i Rovaniemi 2012.

Fig 10.2. The ^{137}Cs body content (Bq) as a median for women and men. All persons older than 14 years are included in the groups. The inserted histogram shows the distributions of the measurement result for the Rovaniemi group 2012.



Kuva 10.3. Kehossa oleva ^{137}Cs -aktiivisuus (Bq) keskiarvona helsinkiläisessä vertailuryhmässä (mitattu vuosittain vuodesta 1965 lähtien).

Bild 10.3. Kroppsinnehållet av ^{137}Cs (Bq) som medelvärde i referensgruppen i Helsingfors mätt årligen sedan 1965.

Fig 10.3. Body content of ^{137}Cs (Bq) as the mean in the Helsinki reference group measured annually since 1965 at STUK.

11 Jätelietteen radioaktiiviset aineet

Ympäristön säteilyvalvontaohjelmaan otettiin vuonna 2009 mukaan Helsingin Viikinmäen jätevesipuhdistamon lietteet, joista seurataan lähinnä keinotekoisien radionuklidien esiintymistä. Monet ympäristöön kulkeutuneet radionuklidit voidaan havaita jätevedenpuhdistamon lietteestä, sillä puhdistusprosessissa lietteeseen rikastuu monia jätevedessä olevia radionuklideja. Viikinmäen jätevedenpuhdistamon lietteessä havaitaan radionuklideja, jotka ovat peräisin mm. Tšernobylin onnettomuudesta, lääkinnällisestä radioisotooppien käytöstä sekä luonnosta. Tutkimalla lietteitä saadaan myös tietoa radionuklidien kulkeutumisesta ympäristössä.

Viikinmäen jätevedenpuhdistamo otettiin käyttöön vuonna 1994 (kuva 11.1). Siellä puhdistetaan paitsi Helsingin myös Vantaan itä- ja keskiosien, Keravan, Tuusulan, Järvenpään, Sipoon, Mäntsälän eteläosan ja Pornaisen jätevedet. Vuonna 2014 puhdistamon kokonaisvirtaama oli noin 261 000 m³ vuorokaudessa. Kuivattua jätevesilietettä syntyi vuonna 2014 noin 64 400 tonnia.

Näytteenotto

Jätevedenpuhdistamon raakalietteestä ja mädätetystä kuivatusta lietteestä otetaan neljä kertaa vuodessa näytteet, joista analysoidaan gammasäteilyä lähettävät radionuklidit. Näytteenottokuukaudet ovat helmi-, touko-, elo- ja marraskuu ja molemmat näytteet otetaan samana päivänä. Vuonna 2014 näytteitä ei otettu elokuussa.

Näytteiden käsittely ja analysointi

Laboratoriossa raakaliete kuivatetaan lämpökaapissa ja jauhetaan. Muuta esikäsittelyä näytteelle ei tehdä. Gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan jauhetuista näytteistä gammaspektrometrisesti.

Mädätetystä kuivatusta lietteestä gammasäteilyä lähettävät radioaktiiviset aineet analysoidaan ilman esikäsittelyä. Mittaus tehdään mahdollisimman nopeasti sen jälkeen, kun näyte on saapunut laboratorioon lyhytikäisten nuklidien toteamiseen. Kuiva-ainemääritys tehdään mittauksen jälkeen.

Tulokset

Radionuklideja käyttävien sairaaloiden syöpäklonikoiden ja isotooppiosastojen potilaiden eritteet menevät Viikinmäen puhdistamoon. Hoitoja annetaan yleensä vain tiettyinä päivinä, joten päästöt jätevesiin jakautuvat ajallisesti epätasaisesti. Tästä johtuen sairaalanuklidien pitoisuudet lietteessä vaihtelevat suuresti.

Sairaaloissa käytettäviä radionuklideja ovat ¹³¹I, ¹⁵³Sm, ¹⁷⁷Lu ja ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs on peräisin Tšernobylin onnettomuudesta ja ²³⁸U on vedessä luonnollisesti esiintyvä radioaktiivinen aine. Jätelietteen gamma-aktiivisten radionuklidien pitoisuudet raakalietteessä vuonna 2014 on esitetty taulukossa 11.1 ja kuivatussa lietteessä taulukossa 11.2.

Yhteyshenkilö: Kaisa Vaaramaa,
Säteilyturvakeskus (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

11 Radioaktiva ämnen i avfallsslam

I programmet för övervakning av strålning i miljön tog man år 2009 med slammet från Viksbacka avloppsreningsverk i Helsingfors. Man ska undersöka främst förekomsten av artificiella radionuklider i slammet. I slammet från avloppsreningsverket kan man upptäcka många radionuklider som släppts ut i miljön, eftersom slammet från avloppsvattnet berikas med dessa under reningsprocessen. I slammet från Viksbacka avloppsreningsverk har man upptäckt radionuklider som härrör bland annat från Tjernobylolyckan, användningen av radioisotoper inom medicin och från naturen. Genom att undersöka slammet får man också information om radionuklidernas förflyttning i miljön.

Viksbacka avloppsreningsverk togs i bruk år 1994 (bild 11.1). Här behandlas avloppsvatten förutom från Helsingfors även från östra och mellersta Vanda, Kervo, Tusby, Träskända, Sibbo, södra Mäntsälä och Borgnäs. År 2014 var reningsverkets totala flöde cirka 261 000 m³ per dygn. Under 2014 uppstod det cirka 64 400 ton torkat avloppsvattenslam.

Provtagning

Fyra gånger per år tar man prov från avloppsreningsverkets råslam och rötade torkade slam och analyserar radionukliderna som emitterar gammastrålning. Provtagningsmånaderna är februari, maj, augusti och november. Båda proven tas på samma dag. År 2014 samlades proven inte in i augusti.

Hantering och analys av proven

I laboratoriet torkas råslammet i ett värmeskåp och mals. Någon annan förbehandling görs inte med provet. De radioaktiva ämnen som sänder gammastrålning i de malda proven analyseras med gammaspektrometer.

De radioaktiva ämnena som finns i det rötade slammet och som sänder gammastrålning analyseras utan förbehandling. För att observera de kortlivade radionukliderna görs mätningen så snabbt som möjligt efter att provet anlät till laboratoriet. Bestämning av torrsubstansen görs efter mätningen.

Resultat

Exkret från patienterna på cancerkliniker och vid isotopavdelningar i sjukhus där man använder radionuklider går till reningsverket i Viksbacka. Behandlingarna ges oftast bara på vissa dagar så utsläppen i avloppsvattnet fördelas tidsmässigt ojämnt. Till följd av detta finns det stora variationer i halterna av sjukhusnuklider i slammet.

På sjukhus används radionukliderna ¹³¹I, ¹⁵³Sm, ¹⁷⁷Lu och ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs härrör från Tjernobylolyckan och ²³⁸U är ett radioaktivt ämne som förekommer naturligt i vatten. Halterna av gammaaktiva radionuklider i avfallsslammet år 2014 presenteras i tabell 11.1 (råslam) och i tabell 11.2 (torkat slam).

Kontaktperson: Kaisa Vaaramaa,
Strålsäkerhetscentralen (*kaisa.vaaramaa@stuk.fi*)

11 Radioactive substances in wastewater sludge

In 2009, the programme for the surveillance of environmental radiation was expanded to monitor the occurrence of mainly artificial radionuclides in sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki. Sludge is a sensitive indicator of radionuclides that enter the environment since many radionuclides in wastewater are enriched during the water treatment process. Sludge from the Viikinmäki wastewater treatment plant has been found to contain radionuclides that originate, for instance, in the Chernobyl accident, medical use of radioisotopes and natural sources. Investigating sludge also provides useful information about the transfer of radionuclides in the environment.

The Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki was commissioned in 1994 (Fig. 11.1). The plant processes the wastewater of Helsinki, eastern and central parts of Vantaa, Kerava, Tuusula, Järvenpää, Sipoo, southern part of Mäntsälä and Pornainen. In 2014, about 261,000 m³ of wastewater per day flowed through the plant. The plant produced 64,400 tonnes of dried waste sludge in 2014.

Sampling

Samples of undigested sludge and dewatered sludge from the wastewater treatment plant are collected four times a year and analysed for gamma-emitting radionuclides. Samples are collected in February, May, August and November. Both types of samples are collected on the same day. The samples were not collected in August in 2014.

Pre-treatment and analyses

In the laboratory, the samples of undigested sludge are dried in a drying oven and ground

into powder. The samples are not pre-treated in any other way. The samples are then analysed gamma-spectrometrically for gamma-emitting radioactive substances.

The samples of dewatered sludge are analysed for gamma-emitting radioactive substances without any pre-treatment. Measurements are carried out as soon as possible after the samples have arrived in the laboratory in order to detect any short-term nuclides. The percentage of dry material in the samples is determined after the measurements.

Results

The Viikinmäki wastewater treatment plant processes excretion from patients who have been treated with radioactive isotopes. Treatments are usually given only on certain weekdays so the emission of radionuclides into wastewater is distributed unevenly regarding the time. As a result, the concentrations of such radionuclides in the sludge vary a great deal.

Radionuclides used in hospitals include ¹³¹I, ¹⁵³Sm, ¹⁷⁷Lu and ²⁰¹Tl. ¹³⁷Cs derives from the Chernobyl accident, while ²³⁸U is a natural radioactive substance that can be found in water. The concentrations of gamma-emitting radionuclides in undigested sludge and dewatered sludge in 2014 are presented in Tables 11.1 and 11.2, respectively.

Contact person: Kaisa Vaaramaa, Radiation and Nuclear Safety Authority (kaisa.vaaramaa@stuk.fi)

Taulukko 11.1. Gammasäteilyä lähettävät radionuklidit Viikinmäen jätevedenpuhdistamon raakalietteessä Bq/kg kuivapainoa kohden vuonna 2014.

Tabell 11.1. Gammastrålande radioaktiva ämnen i råslammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq/kg torr vikt år 2014.

Table 11.1. Gamma-emitting radionuclides in undigested sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq/kg dry weight in 2014.

Sampling date	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu	²⁰¹ Tl	²³⁸ U
10.2.2014	2400 ± 8%*	4.9 ± 9%	15 ± 15%	2900 ± 6%	35 ± 17%	330 ± 12%
8.5.2014	44600 ± 4%	4.2 ± 9%	—	13700 ± 5%	64100 ± 14%	210 ± 14%
3.11.2014	2500 ± 6%	4.3 ± 8%	—	1600 ± 6%	28 ± 15%	200 ± 13%

*one sigma uncertainty

Taulukko 11.2. Gammasäteilyä lähettävät radionuklidit Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kuivatussa lietteessä Bq/kg kuivapainoa kohden vuonna 2014.

Tabell 11.2. Gammastrålande radioaktiva ämnen i det torkade slammet från Viksbacka avloppsreningsverk Bq/kg torr vikt år 2014.

Table 11.2 Gamma-emitting radionuclides in dewatered sludge in the Viikinmäki wastewater treatment plant Bq/kg dry weight in 2014.

Sampling date	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹⁵³ Sm	¹⁷⁷ Lu	²⁰¹ Tl	²³⁸ U
10.2.2014	440 ± 4%*	6.5 ± 5%	11 ± 8%	1300 ± 4%	10 ± 16%	540 ± 5%
8.5.2014	270 ± 4%	1.7 ± 5%	—	180 ± 4%	6.6 ± 9%	160 ± 6%
3.11.2014	700 ± 4%	6.3 ± 4%	—	380 ± 4%	8.7 ± 14%	400 ± 5%

*one sigma uncertainty

Kuva 11.1. Viikinmäen jätevedenpuhdistamo Helsingissä.

Bild 11.1. Viksbacka avloppsreningsverk i Helsingfors.

Fig. 11.1. Viikinmäki wastewater treatment plant in Helsinki.



12 Radioaktiiviset aineet Itämeressä

Kaikki Itämeren maat ovat ratifioineet Helsingin sopimuksen eli Itämeren merellisen ympäristön suojelusopimuksen. Helsinki-komissio (HELCOM) koordinoi kansainvälistä yhteistyötä, joka huolehtii sopimuksen täytäntöönpanosta. Komission suosituksessa 26/3 on määritelty ohjelma, jonka avulla valvotaan radioaktiivisten aineiden esiintymistä, kulkeutumista ja määrää Itämeressä. Kaikki Itämeren rantavaltiot osallistuvat valvontaan omalla osuudellaan. Suomen osuutena on ottaa vuosittain reilut sata näytettä Itämeren vedestä, pohjasedimenteistä, kaloista ja muista eliöistä, analysoida niissä olevat radioaktiiviset aineet ja raportoida tulokset komission tietokantaan. Säteilyturvakeskus vastaa Suomen osuudesta ohjelmassa. Tuloksista laaditaan yhteisraportteja määrääjain. Lisäksi STUK ylläpitää päästörekinisteriä, johon kaikkien Itämeren piirissä toimivien ydinvoimalaitosten radioaktiivisten aineiden päätöt raportoidaan vuosittain.

Näytteenotto

Merivesi-, pohjasedimentti-, kala- ja muiden eliönäytteiden (kuten levät ja pohjaeläimet) näytteenottopisteet on esitetty kuvassa 12.1. Näytteet otetaan vuosittain tutkimusalue Arandalla, sekä rannikon läheisyydessä STUKin tai paikallisten näytteenottajien toimesta.

Tulokset

Itämeri on ollut intensiivisen radioekologisen tutkimuksen kohteena jo 1950-luvun lopulta alkaen. Tšernobylin ydinvoimalaitoksessa 1986 tapahtunut onnettomuus lisäsi edelleen siihen kohdistunutta radioekologista mielenkiintoa, sillä Itämeri oli kaikkein eniten laskeumaa saanut merialue maapallolla.

Tšernobylin laskeuma jakautui hyvin epätasaisesti Itämeren valuma-alueelle; eniten laskeumaa kertyi Selkämeren ja itäisen Suomenlahden alueille. Vuosien kuluessa Tšernobyli-cesiumin levinnei-

syyskuva on muuttunut jokien tuoman cesiumin, vesimassojen sekoittumisen, merivirtojen ja sedimentoitumisen vaikutuksesta. Cesiumia on kulkeutunut virtausten mukana Suomenlahdelta ja Pohjanlahdelta varsinaiselle Itämerelle, ja edelleen Tanskan salmien kautta Pohjanmerelle.

Vuonna 2014 pinnan läheisessä vesikerroksessa mitattiin ^{137}Cs :ää 14–32 becquereliä kuutiometrisessä vedessä (Bq/m^3). Vaikka ^{137}Cs -pitoisuudet merivedessä ovat laskeneet huippuvuosista (kuva 12.2), Itämeri on yhä yksi maailman saastuneimmista merialueista ^{137}Cs :n suhteen. Merivedestä mitatut tritiumpitoisuudet vaihtelivat $<0,9$ – $9,9$ becquereliä litrassa (Bq/l). Suurimmat tritiumpitoisuudet mitattiin ydinvoimalaitosten välittömässä läheisyydessä.

Suurin osa Itämereen tulleesta radioaktiivisesta cesiumista on vajonnut pohjasedimentteihin. Sedimentin pintakerroksessa ^{137}Cs -pitoisuus vaihteli 110 – 520 Bq/kg . Pohjasedimenteissä ^{137}Cs :n kokonaismäärät pinnasta noin 30 cm syvyyteen olivat itäisen Suomenlahden ja Selkämeren havaintopaikoissa $27\,300$ – $27\,700$ becquereliä neliömetrillä (Bq/m^2). Muissa Itämeren alueen havaintopaikoissa kokonaismäärät vaihtelivat välillä 840 – $5\,100$ Bq/m^2 . Itämeren pohjaan arvioidaan olevan varastoituneena $2,2 \times 10^{15}$ Bq (2,2 terabecquereliä) ^{137}Cs :ää, josta yli puolet on sitoutuneena Selkämeren pohjasedimentteihin.

Vuonna 2014 cesiumin pitoisuudet vaihtelivat Suomen rannikoilta pyydetyissä hauissa 9 – 17 becquereliä kilossa (Bq/kg) ja olivat silakoissa korkeimmillaan $4,4$ Bq/kg (kuva 12.3). Itämeren kaloista suomalaisille aiheutunut sisäisen säteilyannos oli alle $0,0005$ mSv vuonna 2014.

Yhteyshenkilö: Tarja K. Ikäheimonen,
Säteilyturvakeskus (tarja.ikaheimonen@stuk.fi)

12 Radioaktiva ämnen i Östersjön

Alla Östersjöländer har ratificerat Helsingforskonventionen, Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö. Helsingforskommissionen (HELCOM) koordinerar det internationella samarbetet som ser till att konventionen verkställs. HELCOMs rekommendation 26/3 definierar programmet för övervakning av förekomst, transport och mängder av radioaktiva ämnen i Östersjön. Alla Östersjöländer deltar i övervakningen med sina egna nationella program. I Finlands andel ingår tagning av ungefär hundra prov på havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota, analysering av radioaktiva ämnen i proverna och rapportering av resultaten till HELCOMs databas. STUK är ansvarigt för Finlands andel i programmet. Resultaten publiceras regelbundet i gemensamma rapporter. Därtill upprätthåller STUK ett utsläppsregister, i vilket parterna rapporterar årliga utsläppsdata från alla de kärnanläggningar som är i drift i Östersjöområdet.

Provtagning

Provtagningsplatserna för havsvatten, bottensediment, fisk och annan biota visas i bild 12.1. Proven tas årligen på det finska forskningsfartyget Aranda samt i kustområdena av STUKS personal eller andra lokala provtagare.

Resultat

Östersjön har sedan 1950-talets slut varit föremål för intensiva radioekologiska undersökningar. Olyckan i Tjernobyl år 1986 ökade dess radioekologiska intresse ytterligare, då Östersjön var det havsområde globalt sett som påverkades mest av Tjernobylnedfallet. Nedfallet fördelades mycket ojämnt i Östersjöns avrinningsområden; områdena kring Bottenhavet och östra Finska viken mottog mest nedfall. Under årens lopp har spridningsbilden av Tjernobylcesium förändrats något till följd av cesiumutsläpp med älvar,

blandning av vattenmassorna, havsströmmar och sedimentationsprocesser. Cesium har transporterats med havsströmmarna från Finska viken och Bottenhavet till den egentliga Östersjön och vidare ut i Nordsjön genom de danska sunden.

År 2014 varierade halterna av ^{137}Cs i ytvattnet från 14 till 32 becquerel per kubikmeter vatten (Bq/m^3). Även om ^{137}Cs -halterna i havsvattnet har minskat med tiden efter olyckan i Tjernobyl (bild 12.2), är Östersjön fortfarande världens mest förorenade havsområde vad gäller ^{137}Cs . Tritiumhalterna i havsvatten varierade $<0,9$ – $9,9$ becquerel per liter (Bq/l). De högsta tritiumhalterna var observerat nära kärnkraftverkar.

Merpart av ^{137}Cs har sjunkit ner botten sediment. I sediments ytskikt ^{137}Cs halterna varierade 110 – 520 Bq/kg . I bottensedimenten var totalmängderna av ^{137}Cs från ytan till cirka 30 centimeters djup $27\,300$ – $27\,700$ becquerel per kvadratmeter (Bq/m^2) vid provtagningsstationerna i östra Finska viken och Bottenhavet. Vid de andra stationerna i Östersjön varierade totalmängderna från 840 till $5\,100$ Bq/m^2 . Den totala mängden ^{137}Cs i Östersjöns botten uppskattas vara cirka $2,2 \times 10^{15}$ Bq (2,2 terabecquerel). Över hälften av detta är bundet i Bottenhavets sediment.

År 2014 varierade cesiumhalterna i gäddor som fiskats längs den finska kusten 9 – 17 Bq/kg . I strömmingar var cesiumhalten som högst $4,4$ Bq/kg (bild 12.3). Den interna stråldos som finländare fick från Östersjöfiskar år 2014 uppskattades vara mindre än $0,0005$ mSv.

Kontaktperson: Tarja K. Ikäheimonen,
Strålsäkerhetscentralen (tarja.ikaheimonen@stuk.fi)

12 Radioactive substances in the Baltic Sea

All Baltic Sea countries have ratified the Helsinki Convention, the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area. The Helsinki Commission (HELCOM) coordinates international co-operation focusing on the implementation of the Convention. Recommendation 26/3 of the HELCOM defines the programme for monitoring the occurrence, transport and amounts of radionuclides in the Baltic Sea. All the Baltic Sea countries contribute to the monitoring with their own national programmes. The Finnish contribution consists of about 100 annual samples from seawater, bottom sediments, fish and other biota, the analysis of radioactive substances and the reporting of the results to the HELCOM database. STUK is responsible for the Finnish part of the programme. The results are published in joint reports regularly. In addition, STUK maintains a Discharge Register, to which the Contracting Parties annually report discharge data from all nuclear facilities operating in the Baltic Sea area.

Sampling

The sampling stations or areas for seawater, bottom sediments, fish and other biota are shown in Fig. 12.1. The samples are taken annually on board the Finnish Research Vessel Aranda or in the coastal areas by the staff of STUK or other local people.

Results

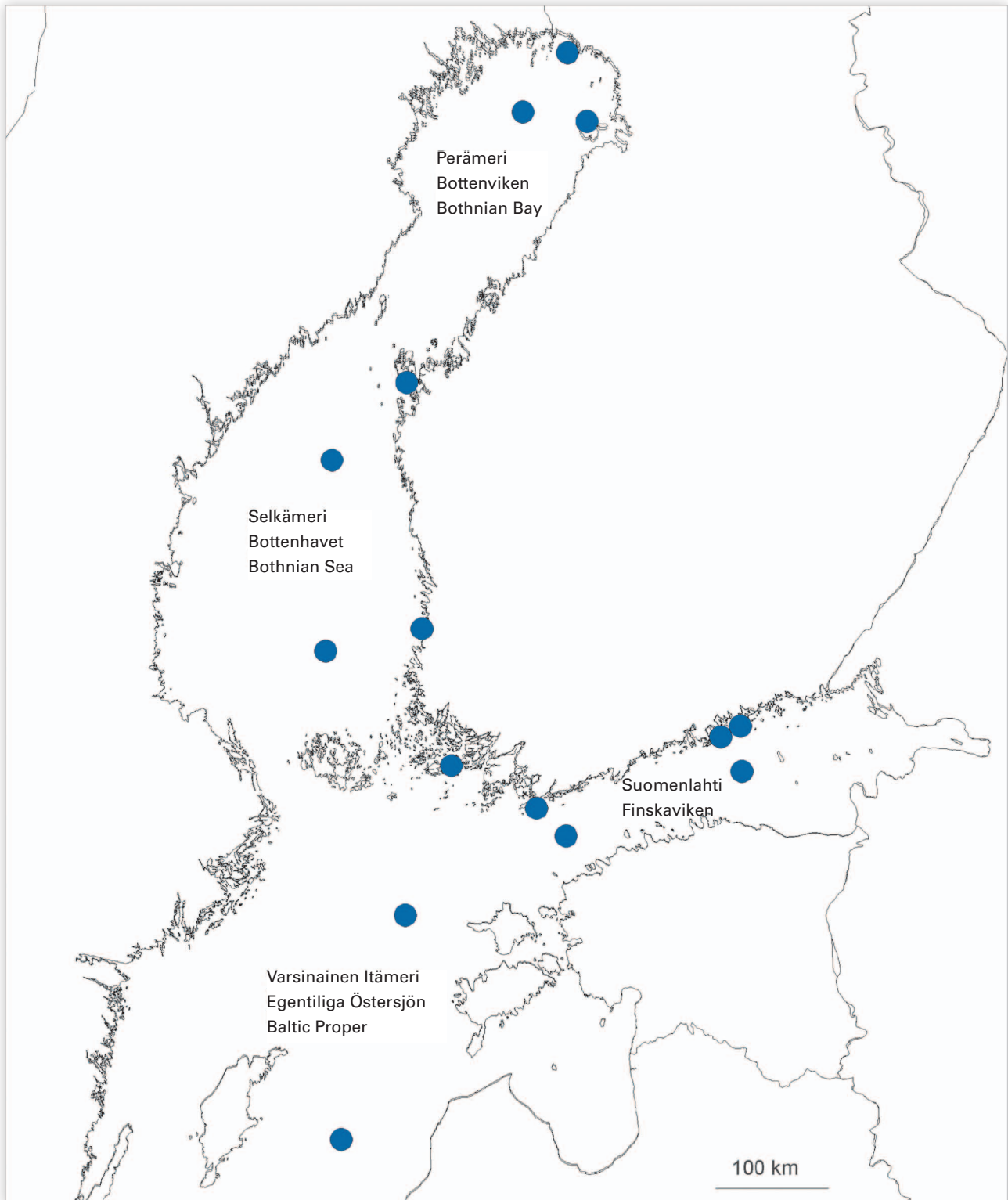
Since the late 1950s, the Baltic Sea has been an object of intensive radioecological studies. The accident at the Chernobyl NPP in 1986 further increased its radioecological interest because the Baltic was the marine area most affected by the Chernobyl fallout. The fallout from Chernobyl was very unevenly dispersed in the drainage area of the Baltic Sea; the areas of the Gulf of Bothnia and the eastern part of the Gulf of Finland

received most of deposition. In the course of time, the distribution pattern of the Chernobyl-derived cesium has somewhat changed as a consequence of river discharges, the mixing of water masses, sea currents and sedimentation processes. Cesium has been transported by sea currents from the Gulf of Finland and the Gulf of Bothnia into the Baltic Proper and further out from the Baltic Sea through the Straits of Denmark.

In 2014, the ^{137}Cs concentrations of surface water varied from 14 to 32 becquerel per cubic metre (Bq/m^3). Even though the ^{137}Cs concentrations in seawater have decreased with time (Fig. 12.2), the Baltic Sea is still the most contaminated sea in the world with respect of ^{137}Cs . Tritium concentrations in sea water varied $<0,9\text{--}9,9$ (Bq/l). The highest tritium concentrations were measured in vicinity of nuclear power plants.

Most of the ^{137}Cs present in the Baltic Sea has buried in the bottom sediments. In the surface layer of sediment the ^{137}Cs concentration varied $110\text{--}520$ Bq/kg . The total amounts of ^{137}Cs in bottom sediments were $27\ 300\text{--}27\ 700$ Bq/m^2 at the sampling stations of the eastern Gulf of Finland and the Bothnian Sea. At the other stations in the Baltic Sea, the amounts of cesium were clearly smaller: $840\text{--}5\ 100$ Bq/m^2 . According to a recent evaluation, the total inventory of ^{137}Cs in the Baltic Sea sediments was about 2.2×10^{15} Bq (2,2 tera becquerel), and more than half of this was bound in the seabed of the Gulf of Bothnia. In 2014, the cesium concentrations varied $9\text{--}17$ Bq/kg in pikes caught on Finnish coasts (Fig. 12.3) while in Baltic herrings they were $4,4$ Bq/kg at maximum. The internal radiation dose from Baltic Sea fish to Finnish people was estimated to be less than $0,0005$ mSv in 2014.

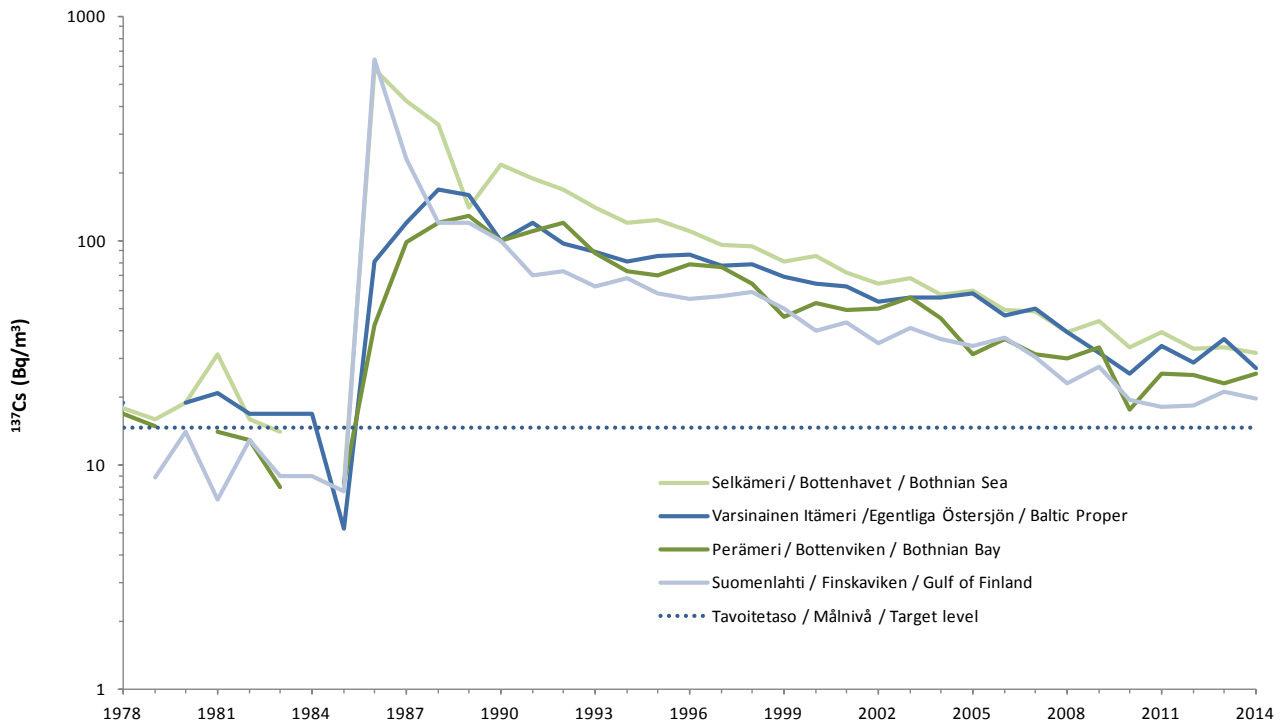
Contact person: Tarja K. Ikäheimonen, Radiation and Nuclear Safety Authority (tarja.ikaheimonen@stuk.fi)



Kuva 12.1. Näytteenottopisteet merivedelle, pohjasedimentille, kaloille ja muulle biotalle.

Bild 12.1. Provtagningsplatserna för havsvatten, botten sediment, fisk och annan biota.

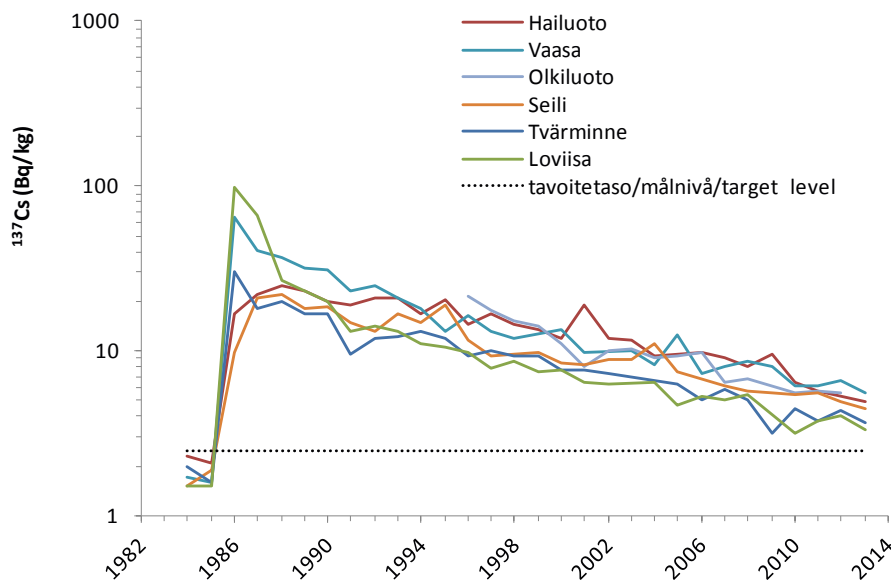
Fig. 12.1. Sampling stations and areas for sea water, bottom sediment, fish and other biota.



Kuva 12.2. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus (Bq/m^3) merivedessä vuosina 1980–2014.

Bild 12.2. ^{137}Cs -halter (Bq/m^3) i ytvatten år 1980–2014.

Fig. 12.2. Activity concentration of ^{137}Cs (Bq/m^3) in seawater during 1980–2014.



Kuva 12.3. ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg) Itämerestä pyydystetyssä silakassa 1984–2014.

Bild 12.3. ^{137}Cs -halter (Bq/kg) i fisk (strömmingar) i Östersjön år 1984–2014.

Fig. 12.3. Activity concentration of ^{137}Cs (Bq/kg) in fish (herring) in the Baltic Sea during 1984–2014.

13 Sisäilman radon

Sisäilman radonin pääasiallinen lähde on maaperän uraanipitoinen kiviaines. Korkeita radonpitoisuuksia esiintyy niissä asunnoissa, joiden perusrakenteet eivät ole riittävän tiiviitä estämään radonpitoisen maaperän huokosilman pääsy sisätiloihin. Radonkorjauksiin löytyy tehokkaita keinoja.

Sosiaali- ja terveysministeriön asettama enimmäisarvo 400 Bq/m^3 ylittyy arviolta 53 000 suomalaisessa pientaloasunnossa ja 8 000 kerrostalohuoneistossa. Koko Suomen pientaloasunnoista on mitattu alle 10 %, mutta korkean radonin kunnissa mitattuja asuntoja on yli 20 %.

Tehokkaimmin radonia torjutaan rakennusvaiheen toimenpiteillä; rakentamalla alapohjarakenteet tiiviiksi ja asentamalla lattialaatan alle radonputkisto. Nykyään yli puoleen uusista rakennuksista tehdään radontorjuntatoimenpiteitä. Korkeiden radonpitoisuuksien alueilla rakennuslupaviranomaiset vaativat yleensä radontorjuntatoimenpiteitä. Radontorjuntaan kuuluu kuitenkin myös radonpitoisuuden mittaaminen ja tarvittaessa radonputkiston aktivoiminen, mitkä jäävät useimmiten tekemättä.

Radonpurkkimittaukset

Radonmittauskaudella 1.11.2013–30.4.2014 välisenä aikana tehtiin Suomessa yli 10 600 radonpurkkimittausta, joista 33 % ylitti uusien asuntojen enimmäisarvon 200 Bq/m^3 ja 14 % ylitti olemassa olevien asuntojen enimmäisarvon 400 Bq/m^3 . Mittauksista merkittävä osa tehtiin radontalkoiden yhteydessä.

Vuonna 2014 Säteilyturvakeskuksen radonpurkeilla mitattiin kaikkiaan noin 8 900 pientaloasuntoa (taulukko 13.1). Useissa Suomen kunnissa radonpitoisuuden 200 Bq/m^3 ylitykset ovat yleisiä. (Kuva 13.1)

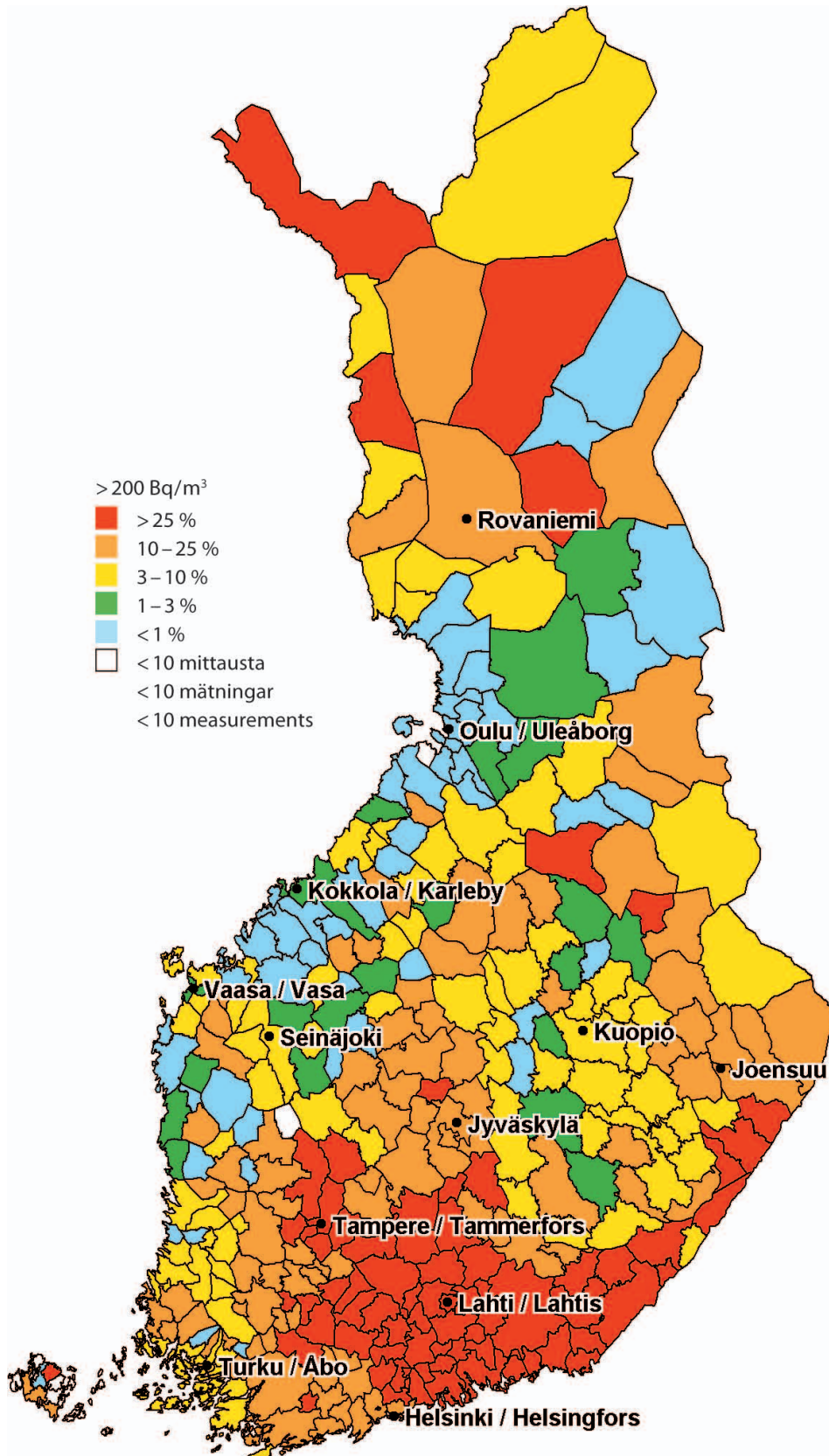
Taulukko 13.1. Säteilyturvakeskuksen radonpurkeilla vuonna 2014 mitatut pientaloasunnot maakunnittain (mukana myös ne mittaukset, joiden mittausjakso on päättynyt vuoden 2014 aikana).

Maakunta	Asuntoja	Keskiarvo, Bq/m ³	Yli 200 Bq/m ³ , osuus	Yli 300 Bq/m ³ , osuus	Yli 400 Bq/m ³ , osuus	Yli 1000 Bq/m ³ , osuus
Ahvenanmaa	31	159	26 %	19 %	10 %	0 %
Etelä-Karjala	379	156	23 %	13 %	6 %	1 %
Etelä-Pohjanmaa	103	70	2 %	2 %	2 %	1 %
Etelä-Savo	221	107	12 %	6 %	2 %	1 %
Kainuu	116	112	15 %	6 %	5 %	1 %
Kanta-Häme	256	230	35 %	21 %	15 %	3 %
Keski-Pohjanmaa	42	64	0 %	0 %	0 %	0 %
Keski-Suomi	236	155	14 %	10 %	6 %	1 %
Kymenlaakso	1162	356	63 %	38 %	25 %	5 %
Lappi	190	102	13 %	5 %	3 %	0 %
Pirkanmaa	704	236	38 %	26 %	18 %	2 %
Pohjanmaa	106	58	3 %	0 %	0 %	0 %
Pohjois-Karjala	422	145	17 %	9 %	5 %	1 %
Pohjois-Pohjanmaa	183	76	4 %	3 %	2 %	1 %
Pohjois-Savo	191	75	4 %	3 %	2 %	0 %
Päijät-Häme	747	338	53 %	34 %	24 %	6 %
Satakunta	126	128	15 %	9 %	5 %	1 %
Uusimaa	3367	190	25 %	13 %	8 %	1 %
Varsinais-Suomi	286	122	12 %	5 %	2 %	1 %
Yhteensä	8868	151	20 %	12 %	7 %	1 %

¹Lohja, Siuntio, Vihti, Karjalohja, Nummi-Pusula ja Karkkila, Hanko, Inkoo ja Raasepori

²Asikkala, Hartola, Heinola, Hollola, Hämeenkoski, Kärkölä, Lahti, Myrskylä, Nastola, Orimattila, Padasjoki, Pukkila ja Sysmä, tuloksista 95 % valmiit

Kuva 13.1. Radonpitoisuuden 200 Bq/m³ ylitykset mitatuissa pientaloasunnoissa.



Ilman radonia -kampanjat

Sosiaali- ja terveysministeriön tukemia Ilman radonia -kampanjat, vuonna 2014 nimellä Radontalkoot, pidetään yhteistyössä kuntien kanssa. Radonkampanjoiden tavoitteena on lisätä kansalaisten radonmittaus ja -korjausaktiivisuutta. Kampanjoissa tarjotaan alueen asukkaille alueellista radontietoa. Kampanjaohjelmaan kuuluu myös alueiden radonkorjaustilanteen seuranta sekä radonkorjauskoulutuksen järjestäminen yrityksille ja kuntien viranomaisille. Kampanja-alueen terveystarkastajien käyttöön tuotetaan raportti mittauskohteista ja mittaustuloksista.

Vuoden 2014 aikana radontalkoissa lähetettiin talkookutsuja 92 285 kotitalouteen ja tilauksia tehtiin 1 502 (osallistumisaktiivisuus 1,6 %). Radonmittauksia tehtiin talkoissa yhteensä 2 558 (1,7 mittauspurkkia/tilaus). Radontalkoot pidettiin vuonna 2014 Helsingissä ja Päijät-Hämeessä. Vuoden 2013 syksyllä radontalkoot pidettiin Länsi-Uusimaalla sekä Eteläkärjessä ja tulokset saatiin vuoden 2014 aikana.

Radonkorjauskoulutus yrityksille, kiinteistöalan ammattilaisille ja viranomaisille järjestettiin 20.3.2014 STUKissa. Tilaisuuteen osallistui 32 henkilöä. Asukasilta järjestettiin STUKissa, Helsingissä 27.8.2014. Tilaisuuteen osallistui 30 henkilöä. Asukasiltan kutsuttiin erityisellä kirjeellä asukkaat, joiden mittaustulos ylitti 200 Bq/m³. Kaikkiaan lähetettiin 390 kutsua (222 kirjettä ja 168 sähköpostia).

STUKin www-sivuilta löytyy yksityiskohtaista tietoa radonkampanjoista.

Radonkorjausmenetelmien tehokkuus

Korjausmenetelmien tehokkuutta tutkittiin kyselyn avulla. Kysely lähetettiin 1885 asukkaalle syyskuussa 2012. Vastaanottajiksi valittiin Säteilyturvakeskuksen radonmittaustietokannasta sellaiset henkilöt, jotka ovat radonmittauksen yhteydessä vuosina 2001–2011 ilmoittaneet teh-

neensä radonkorjauksen. Lopullisessa aineistossa oli yhteensä 496 asuntoa.

STUKin tekemien korjauskyselyjen perusteella arvioidaan, että ainakin 30 % korjausrajan (400 Bq/m³) ylittäneistä asunnoista korjataan. Korjausmenetelmien ja niiden yhdistelmien tehokkuuksia on esitetty taulukossa 13.3. Radonimuri on yleisin ja tehokkain korjausmenetelmä. Sitä oli käytetty 284 korjauskohteessa. Näistä noin puolessa oli jo rakentamisen aikana asennettu radonputkisto, joka aktivoitiin puhaltimella korjauksen yhteydessä, jolloin radonpitoisuus on pienentynyt keskimäärin 80 %. Radonimuri on pienentänyt radonpitoisuutta keskimäärin 70 %. Vaikeimmissa kohteissa, joissa radonin lähtöpitoisuus ollut suuri, radonimurin lisäksi oli tehty tiivistyksiä tai parannettu ilmanvaihtoa. Alenamaprosentit ovat kuitenkin samaa luokkaa pelkällä radonimurilla. Pelkästään ilmanvaihtoa oli parannettu 64 kohteessa ja pelkästään vuotokohtien tiivistyksiä 17 kohteessa. Näissä radonpitoisuus on pienentynyt keskimäärin alle 200 Bq/m³ eli 30 %.

Taulukossa 13.4 korjauskohteet on ryhmitelty ennen korjausta ja korjauksen jälkeen mitatun radonpitoisuuden mukaan. Korjauksen tehneistä 77 % (253/327) on päässyt alle 400 Bq/m³ enimmäisarvon, radonputkiston aktivoineista jopa 94 % (94/100). Näiden lisäksi 168 oli tehnyt radonkorjauksen vaikka radonpitoisuus oli ennen korjausta ollut alle 400 Bq/m³.

Uusintamittauksilla (145 kpl) tutkittiin miten radonpitoisuus on muuttunut korjauksen jälkeisinä vuosina. Korjauksen jälkeinen mittaus on tehty 2001–2012 ja uusintamittaukset tehtiin 11/2012–5/2013. Pitoisuudet ovat kasvaneet hie-man korjauksen jälkeen (mediaani 32 Bq/m³) (kuva 13.2). Radonpitoisuuden kasvu korreloi lievästi korjauksesta kuluneeseen aikaan. Jos kyseessä oli iso muutos (>300 Bq/m³), syynä on useimmissa tapauksissa ollut radonimurin rikkoutunut puhallin.

Taulukko 13.2. Yhteenveto radontalkoissa mitattujen asuntojen radonpitoisuuksista. Päijät-Hämeen talkoista ei ole vielä kaikkia radonpitoisuustuloksia käytettävissä.

	Länsi-Uusimaa ja Eteläkärki ¹	Helsinki	Päijät-Häme ²
keskiarvo	157	158	316
Yli 1000 Bq/m ³	8	10	54
Yli 400 Bq/m ³	46	82	271
Yli 300 Bq/m ³	95	131	417
Yli 200 Bq/m ³	208	251	668
Talkookutsuja jaettiin	45386	40121	52164
Talkoisiin osallistui (taloutta/purkkia)	709/1116	611/1073	891/1485
Osallistumisaktiivisuus (% kutsutuista)	1,6 %	1,5 %	1,7 %

¹Lohja, Siuntio, Vihti, Karjalohja, Nummi-Pusula ja Karkkila, Hanko, Inkoo ja Raasepori

²Asikkala, Hartola, Heinola, Hollola, Hämeenkoski, Kärkölä, Lahti, Myrskylä, Nastola, Orimattila, Padasjoki,

Taulukko 13.3. Keskimääräiset radonpitoisuudet ennen ja jälkeen radonkorjauksen ja keskimääräiset radonpitoisuuden alenemat eri radonkorjausmenetelmille ja niiden yhdistelmille.

Radonkorjausmenetelmä (N)	Ennen (Bq/m ³)	Jälkeen (Bq/m ³)	Alenema (Bq/m ³)	Alenema (%)
Radonputkisto aktivoitu (113)	590	95	495	81
Radonimuri (39)	886	212	675	72
Radonkaivo (13)	1271	239	1032	73
Ilmanvaihdon parantaminen (63)	549	358	191	32
Vuotokohtien tiivistäminen (17)	511	353	157	31
Muut yksittäiset menetelmät (50)	512	248	264	51
Radonputkisto akt. + tiivistys (27)	777	127	650	82
Radonimuri + ilmanvaihdon parant. (17)	1243	254	989	78
Radonimuri + tiiv. + IV parant. (24)	1323	321	1002	74
Tiivistys + ilmanvaihdon parant. (40)	525	316	209	36
Muut yhdistelmät (93)	951	295	657	58
Yhteensä (496)	746	239	507	61

Radonpitoisuuden mittausaktiivisuudet korkean ja matalan radonin kunnissa

STUK suosittelee radonmittausta kaikkialla Suomessa, mutta radonriskiviestintä on aktiivisinta ja ihmisten kiinnostus suurinta alueilla, joilla sisäilmasta on mitattu korkeita radonpitoisuuksia. Koko Suomen pientaloasunnoista on mitattu vain 8 %, mutta korkean radonpitoisuuksien kunnissa (keskiarvo yli 300 Bq/m³) mitattujen osuus on 23 %. Joissakin kunnissa lähes puolet pientaloasunnoista on mitattu.

Matalan radonpitoisuuden alueilla esiintyy kuitenkin paikallisesti korkeampia radonpitoisuuksia. Näiden pinta-alaltaan pienten alueiden tunnistamista usein vaikeuttaa vähäinen mittaus-
ten määrä. Suomesta löytyy noin 126 000 pientaloasuntoa, jotka sijaitsevat sellaisessa 1 x 1 km ruu-

dussa, jonka keskiarvo on mittausten perusteella yli 300 Bq/m³. Näistä suurin osa (n. 72 000 kpl) sijaitsee kunnissa, joiden kuntakeskiarvo on alle 300 Bq/m³. Mittausaktiivisuus korkearadonruuduissa on ollut noin 30 % silloin kun kuntakeskiarvo ylittää 300 Bq/m³, mutta vain noin 20 %, kun kuntakeskiarvo on alle 300 Bq/m³. (Taulukko 13.5)

Yhteyshenkilö: Päivi Kurttio, Säteilyturvakeskus
(paiivi.kurttio@stuk.fi)

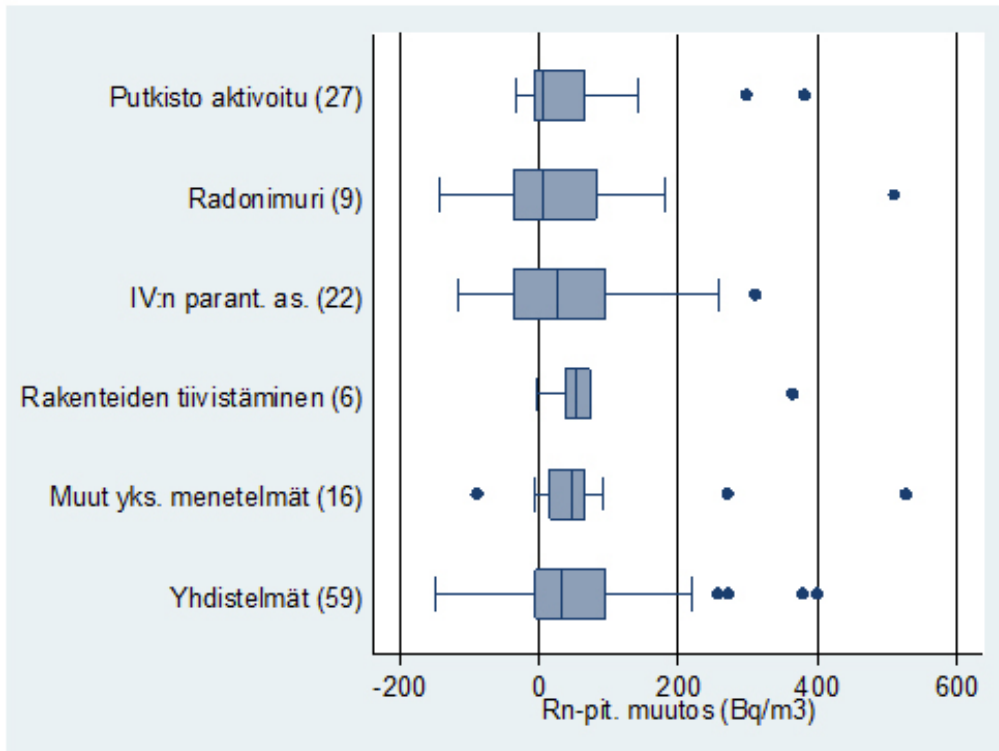
Taulukko 13.4. Korjauskohteiden lukumäärät ryhmiteltynä ennen korjausta ja korjauksen jälkeen mitatun radonpitoisuuden mukaan.

²²² Rn ennen korjausta (Bq/m ³)	Radonpitoisuus korjauksen jälkeen (Bq/m ³)					Yht.
	<100	100–199	200–399	400–599	600–	
1000-	16	17	16	15	16	80 (25 %)
600 – 999	42	25	19	21	8	115 (35 %)
400 – 599	45	31	42	12	2	132 (40 %)
Yhteensä	103 (31 %)	73 (22 %)	77 (24 %)	48 (15 %)	26 (8 %)	327

Taulukko 13.5. Radonmittausaktiivisuus kunta- ja ruutukohtaisesti. Kunnat ja 1 km² ruudut on luokiteltu radonkeskiarvon mukaan (yli tai alle 300 Bq/m³). Ruutukeskiarvo ei ole tiedossa, jos ruudussa ei ole tehty yhtään mittausta.

Kuntakeskiarvo, Bq/m ³	Ruutukeskiarvo, Bq/m ³	Ruutuja	Pientaloasuntoja	Mitattu
Yli 300	Ei tiedossa	3333	9468	0 %
Yli 300	Yli 300	1333	54607	31 %
Yli 300	Alle 300	2098	54377	20 %
Alle 300	Ei tiedossa	73349	314626	0 %
Alle 300	Yli 300	2375	71695	19 %
Alle 300	Alle 300	20337	897683	8 %
Yhteensä		102825	1402456	8 %

Kuva 13.2. Radonpitoisuuden muutos korjauksen jälkeisen mittauksen ja uusintamittauksen välillä. Korjauskyselyn tärkeimmät tulokset on viety stuk.fi-sivuille.



13 Radon i inomhusluften

Inledning

Radon i inomhusluften härstammar oftast från uranhaltigt stenmaterial i marken. Höga radonhalter förekommer i de bostadslägenheter, vars grundkonstruktion inte är tillräckligt tät för att förebygga att radonhaltig jordluft tränger in i huset. Det finns effektiva metoder för radonsanering.

Det maximala värdet 400 Bq/m³ som social- och hälsovårdsministeriet bestämt överskrids i uppskattningsvis 53 000 småhusbostäder och i 8 000 höghuslägenheter i Finland. Man har mätt knappt 10 procent av alla småhusbostäder i hela Finland, men i kommuner med hög radonhalt har man mätt över 20 procent av bostäderna.

Det effektivaste sättet att bekämpa radon är genom åtgärder under byggtiden; genom att bygga en tät konstruktion i det nedre bjälklaget och montera ett radonrörverk under golvplattan. Numera vidtas radonbekämpande åtgärder i över hälften av alla nya byggnader. I områden med hög radonhalt kräver bygglovmyndigheten ofta

radonbekämpande åtgärder. Till radonbekämpning hör dock även mätning av radonhalten och vid behov aktivering av ett radonrörverk, åtgärder som oftast försummas.

Radonmätning

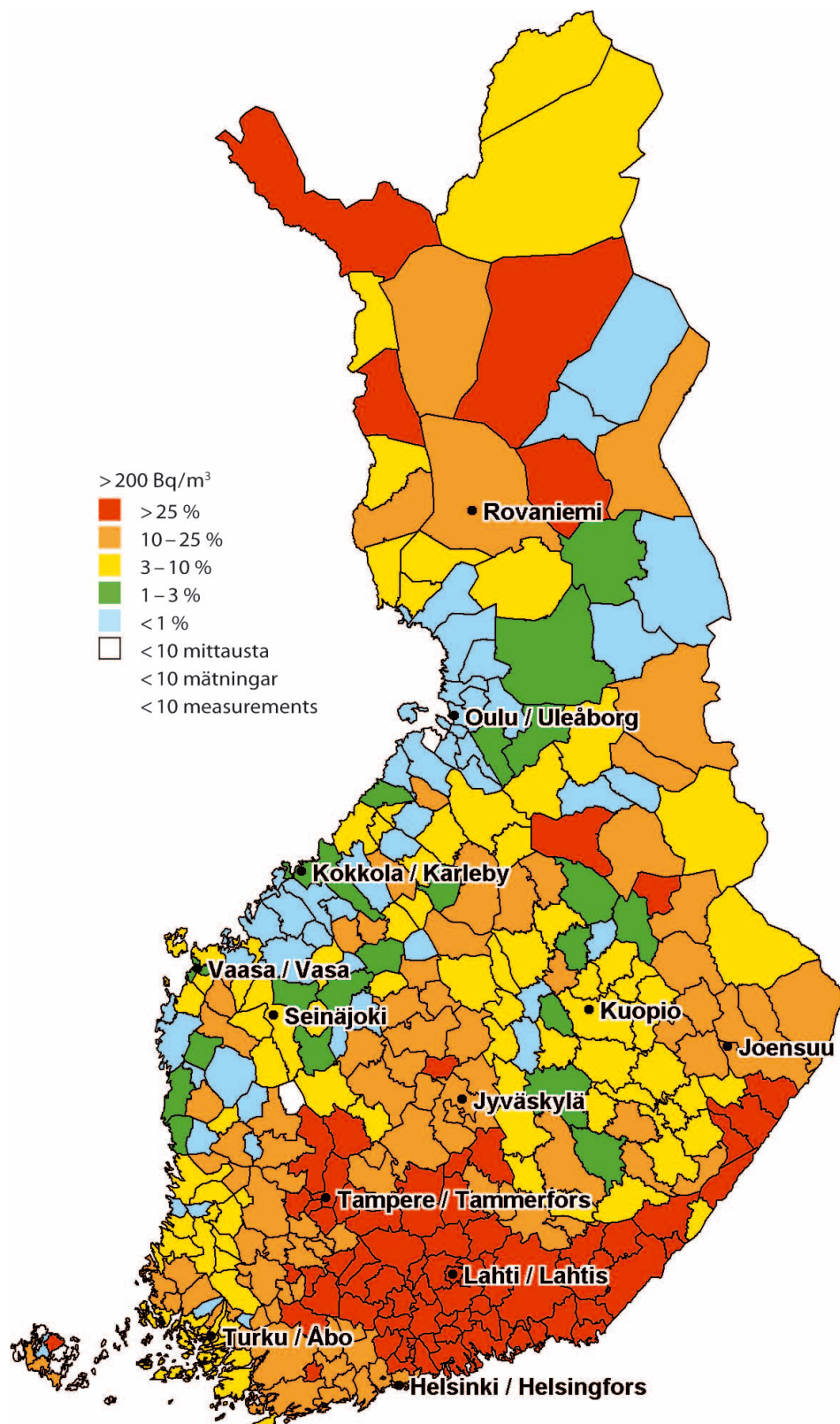
Under radonmätningsperioden 1.11.2013– 30.4.2014 utförde man i Finland över 10 600 radonmätningar, varav 33 procent överskred det maximala värdet 200 Bq/m³ för nya bostäder och 14 procent överskred det maximala värdet 400 Bq/m³ för befintliga bostäder. En betydande del av mätningarna utfördes i samband med radontalko. Utifrån STUK:s enkätundersökning om sanering uppskattar man att åtminstone 30 procent av bostäderna som överskrider saneringsgränsen (400 Bq/m³) saneras.

År 2014 mättes totalt cirka 8 900 småhusbostäder (tabell 13.1) med Strålsäkerhetscentralens radonburkar. I flera kommuner i Finland är överskridningar av radonhalten 200 Bq/m³ vanliga. (Bild 13.1)

Tabell 13.1. Småhusbostäder där man utfört mätningar med Strålsäkerhetscentralens radonburkar under 2014 per landskap (inklusive de mätningar vars mätperiod avslutades under 2014).

Landskap	Bostads- lägenheter	Medeltal, Bq/m ³	Mer än 200 Bq/m ³ , andel	Mer än 300 Bq/m ³ , andel	Mer än 400 Bq/m ³ , andel	Mer än 1 000 Bq/m ³ , andel
Åland	31	159	26 %	19 %	10 %	0 %
Södra Karelen	379	156	23 %	13 %	6 %	1 %
Södra Österbotten	103	70	2 %	2 %	2 %	1 %
Södra Savolax	221	107	12 %	6 %	2 %	1 %
Kajanaland	116	112	15 %	6 %	5 %	1 %
Egentliga Tavastland	256	230	35 %	21 %	15 %	3 %
Mellersta Österbotten	42	64	0 %	0 %	0 %	0 %
Mellersta Finland	236	155	14 %	10 %	6 %	1 %
Kymmenedalen	1162	356	63 %	38 %	25 %	5 %
Lappland	190	102	13 %	5 %	3 %	0 %
Birkaland	704	236	38 %	26 %	18 %	2 %
Österbotten	106	58	3 %	0 %	0 %	0 %
Norra Karelen	422	145	17 %	9 %	5 %	1 %
Norra Österbotten	183	76	4 %	3 %	2 %	1 %
Norra Savolax	191	75	4 %	3 %	2 %	0 %
Päijänne-Tavastland	747	338	53 %	34 %	24 %	6 %
Satakunta	126	128	15 %	9 %	5 %	1 %
Nyland	3367	190	25 %	13 %	8 %	1 %
Egentliga Finland	286	122	12 %	5 %	2 %	1 %
Totalt	8868	151	20 %	12 %	7 %	1 %

Figur 13.1. Andelen över 200 Bq/m³ i de mätta småhusbostäderna.



Radontalko

Radontalko stöds av social- och hälsovårdsministeriet och har hållits i samarbete med talkokommuner. Målet med radontalko är att öka medborgarnas aktivitet inom radonmätning och -sanering. På ett radontalko erbjuds de boende i området regional information om radon. I talkoprogrammet ingår även uppföljning av situationen i regionen i fråga om radonsanering och ordnande av radonsaneringsutbildning för företag och kommunala myndigheter. För hälsoinspektörerna i talkoområdet framställs en rapport om mätobjekt och -resultat. På radontalkot erbjuds man talkoinbjudan till 92 285 hushåll, vilket ledde till 1 502 beställningar (deltagaraktivitet 1,6 procent). Sammanlagt 2 558 radonmätningar utfördes på talkot (1,7 mätburkar/beställning).

Radontalko hölls år 2014 i Helsingfors och Päijänne-Tavastland. På hösten 2013 hölls

radontalko i Västra Nyland och Sydspetsen. Resultaten erhöles år 2014.

Utbildning i radonsanering för företag, yrkesmän inom fastighetsbranschen och myndigheter anordnades den 20 mars 2014 på STUK. 32 personer deltog vid tillställningen. Den 27 augusti 2014 anordnades en invånarkväll på STUK i Helsingfors. 30 personer deltog vid tillställningen. Till invånarkvällen inbjöds med separat brev de boende vars mätresultat överskred 200 Bq/m³. Sammanlagt 390 inbjudningar skickades (222 brev och 168 e-postmeddelanden).

På STUK:s webbsida om radontalko finns detaljerade resultat från talkon http://www.stuk.fi/sateilytietoa/sateily_ymparistossa/radon/radonkampanjat/fi_FI/kampanjat/.

Tabell 13.2. Sammanfattning av radonhalterna i de bostadslägenheter där man gjorde radonmätningar vid radontalkon. Alla resultat för radonhalterna är ännu inte tillgängliga för talkot i Päijänne-Tavastland.

	Västra Nyland och Sydspetsen ¹	Helsingfors	Päijänne-Tavastland ²
Medeltal	157	158	317
Mer än 1 000 Bq/m ³	8	10	54
Mer än 400 Bq/m ³	46	82	265
Mer än 300 Bq/m ³	95	131	408
Mer än 200 Bq/m ³	208	251	651
Talkoinbjudan delades ut till	45386	40121	52164
I talkon deltog (hushåll/burkar)	709/1116	611/1073	891/1485
Deltagaraktivitet (procentandel av de inbjudna som deltog)	1,6 %	1,5 %	1,7 %

¹ Lojo, Sjundeå, Vichtis, Karislojo, Nummi-Pusula och Högfors, Hangö, Ingå och Raseborg

² Asikkala, Gustav Adolfs, Heinola, Hollola, Hämeenkoski, Kärkölä, Lahtis, Mörskom, Nastola, Orimattila, Padasjoki, Buckila och Sysmä, 92 procent av resultaten klara

Radonsaneringsmetodernas effektivitet

Saneringsmetodernas effektivitet undersöktes med hjälp av en enkät. I september 2012 skickades enkäten till 1 885 boende. Till mottagare valdes personer från Strålsäkerhetscentralens radonmätningss databas som i samband med radonmätningen åren 2001–2011 hade uppgett att de utfört radonsanering. I det slutliga materialet

fanns sammanlagt 496 bostäder.

Effekten av saneringsmetoderna och kombinationer av dem presenteras i tabellen 13.3. Radonsug är den vanligaste och effektivaste saneringsmetoden. Den hade använts i 284 saneringsobjekt. I ungefär hälften av dessa hade man redan under uppförandet installerat ett radonrörverk, som aktiverades med en fläkt i

Tabell 13.3. Genomsnittliga radonhalter före och efter radonsanering och genomsnittlig sänkning av radonhalten för olika radonsaneringsmetoder och kombinationer av dem.

Radonsaneringsmetod (N)	Före (Bq/m ³)	Efter (Bq/m ³)	Minskning (Bq/m ³)	Minskning (%)
Radonrörverk aktiverat (113)	590	95	495	81
Radonsug (39)	886	212	675	72
Radonbrunn (13)	1271	239	1032	73
Förbättring av ventilation (63)	549	358	191	32
Tätning av läckor (17)	511	353	157	31
Andra enskilda metoder (50)	512	248	264	51
Radonrörverk akt. + tätning (27)	777	127	650	82
Radonsug + förbättring av ventilation (17)	1243	254	989	78
Radonsug + tätn. + förbättr. av vent. (24)	1323	321	1002	74
Tätning + förbättring av ventilation (40)	525	316	209	36
Andra kombinationer (93)	951	295	657	58
Totalt (496)	746	239	507	61

Tabell 13.4. Antal saneringsobjekt grupperade före saneringen och enligt den mätta radonhalten efter saneringen.

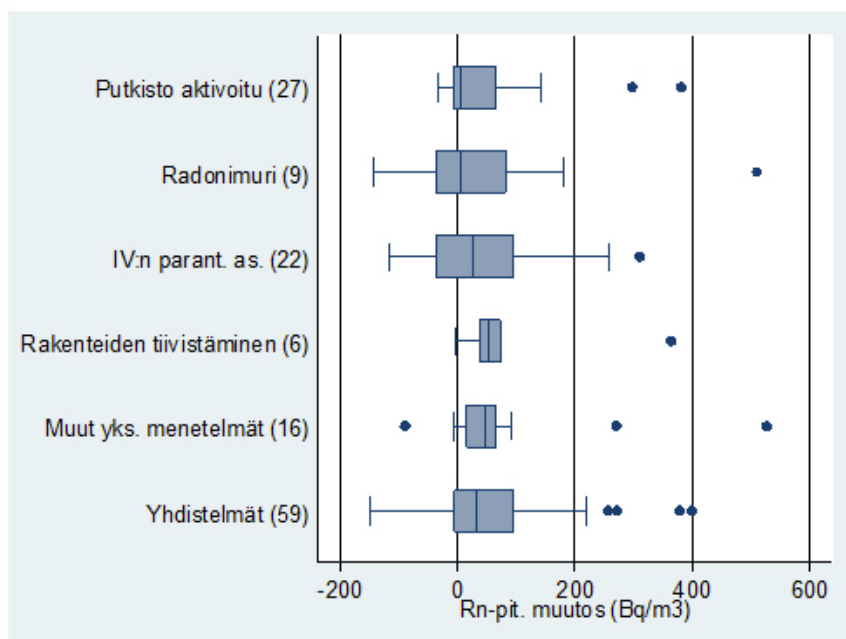
²²² Rn före sanering (Bq/m ³)	Radonhalt efter sanering (Bq/m ³)					Tot.
	< 100	100–199	200–399	400–599	600–	
1000-	16	17	16	15	16	80 (25 %)
600 – 999	42	25	19	21	8	115 (35 %)
400 – 599	45	31	42	12	2	132 (40 %)
Yhteensä	103 (31 %)	73 (22 %)	77 (24 %)	48 (15 %)	26 (8 %)	327

samband med saneringen, vilket ledde till att radonhalten minskade i genomsnitt med 81 procent. Radonsugen har minskat radonhalten i genomsnitt med 72 procent. I svårare objekt, där utgångshalten för radon var hög, hade man utöver radonsugen även gjort tätningar eller förbättrat ventilationen. Procenttalet sjönk dock lika mycket med endast radonsug. Endast ventilationen hade förbättrats i 64 objekt och endast tätning av läckor hade gjorts i 17 objekt. I dem hade radonhalten minskat i genomsnitt till under 200 Bq/m³, dvs. med 30 procent.

I tabell 13.4. har saneringsobjekten grupperats före saneringen och enligt den mätta radonhalten efter saneringen. Av de sanerade objekten har 77

procent (253/327) hamnat under det högsta värdet 400 Bq/m³, av dem som aktiverat radonrörverk upp till 94 procent (94/100). Dessutom hade 168 utfört radonsanering även fast radonhalten före saneringen var under 400 Bq/m³.

Med upprepade mätningar (145 st.) undersökte man hur radonhalten hade förändrats åren efter saneringen. Mätningen efter saneringen utfördes 2001–2012 och upprepade mätningar utfördes 11/2012–5/2013. Halterna har ökat något efter saneringen (median 32 Bq/m³) (bild 13.2). Den ökade radonhalten korrelerar svagt med tiden som förflutit efter saneringen. Om det var fråga om en stor förändring (>300 Bq/m³), har orsaken i många fall varit en trasig fläkt i radonsugen.

Bild 13.2. Förändring av radonhalten mellan mätningen efter sanering och den upprepade mätningen.

Aktiviteter för mätning av radonhalten i kommuner med hög och låg radonhalt

STUK rekommenderar radonmätningar i hela Finland, men kommunikationen om radonrisker är mest aktiv och intresset störst i områden där man har mätt höga radonhalter i inomhusluften. Av småhusbostäderna i hela Finland har man mätt endast 8 procent, men i kommuner med hög radonhalt (medeltalet högre än 300 Bq/m³) är andelen mätta bostäder 23 procent. I vissa kommuner har man mätt nästan hälften av småhusbostäderna.

I områden med låg radonhalt förekommer dock högre radonhalter lokalt. Identifieringen av dessa till ytan små områden försvåras ofta av det ringa antalet mätningar.

I Finland finns cirka 126 000 småhusbostäder

som ligger i en ruta på 1 x 1 km vars medeltal utifrån mätningarna är över 300 Bq/m³. Av dem ligger den största delen (cirka 72 000) i kommuner vars medeltal är under 300 Bq/m³. Mätningensaktiviteten i rutorna med hög radonhalt har varit 31 procent då medeltalet för kommunen överskrider 300 Bq/m³, men endast 19 procent då medeltalet för kommunen är under 300 Bq/m³. (Tabell 13.5)

Kontaktperson: Päivi Kurttio,
Strålsäkerhetscentralen (päivi.kurttio@stuk.fi)

Tabell 13.5. Radonmättningsaktiviteter per kommun och ruta. Kommuner och rutor på 1 km² har klassificerats enligt radonmedeltalet (över eller under 300 Bq/m³). Medeltalet för rutan är inte känt om inga mätningar har utförts i rutan.

Medeltal för kommunen, Bq/m ³	Medeltal för rutan, Bq/m ³	Kvadrater	Småhusbostäder	Mätta
Över 300	Ingen information	3333	9468	0 %
Över 300	Över 300	1333	54607	31 %
Över 300	Under 300	2098	54377	20 %
Under 300	Ingen information	73349	314626	0 %
Under 300	Över 300	2375	71695	19 %
Under 300	Under 300	20337	897683	8 %
Yhteensä		102825	1402456	8 %

13 Radon in indoor air

Introduction

The primary source of radon in indoor air is the rock material containing uranium in the soil. High radon concentrations occur in homes the foundations of which are not sufficiently well-sealed to prevent the entry of radon-carrying soil air. There are effective methods for radon mitigation.

It is estimated that the reference value of 400 Bq/m³ set by the Ministry of Social Affairs and Health is exceeded in 53,000 Finnish detached or semi-detached dwellings and 8,000 flats. Less than 10% of the detached and semi-detached dwellings in Finland have been measured, but the corresponding percentage in areas with high radon levels is over 20%.

Radon is most effectively prevented by measures taken at the construction stage: building the base floor structures leaktight and installing radon piping under the flooring tiles. Today, over half of new buildings undergo radon mitigation measures. In areas with high radon concentrations, building permit authorities usually require radon mitigation measures to be performed. However,

radon prevention also includes the measurement of radon concentrations and, if needed, the activation of radon piping, which are often neglected.

Radon measurements

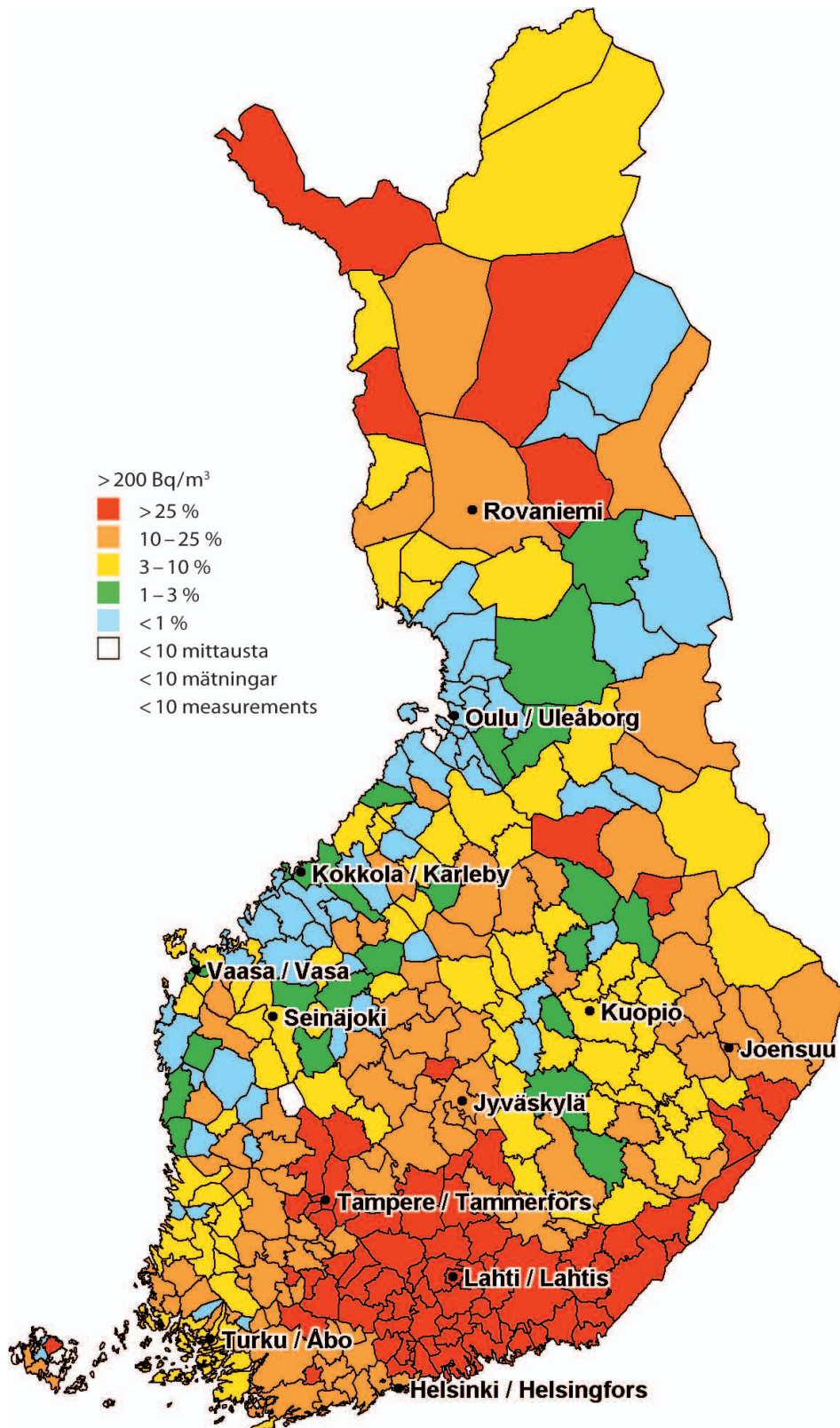
During the radon measurement period between 1 November 2013 and 30 April 2014, over 10,600 radon measurements were performed; 33% of the measurement results exceeded the reference value for new buildings, 200 Bq/m³, and 14% exceeded the reference value for existing buildings, 400 Bq/m³. A significant number of the measurements were performed in conjunction with the radon campaign. Based on STUK's sample surveys, it is estimated that at least 30% of the dwellings that exceeded the reference value (400 Bq/m³) will undergo mitigation measures.

In 2014, STUK's radon measurements were carried out in approximately 8,900 detached or semi-detached dwellings in total (Table 13.1). In several Finnish municipalities, radon concentrations exceeding 200 Bq/m³ are common. (Figure 13.1)

Table 13.1. STUK's radon measurements of detached or semi-detached dwellings in 2014 by region (including measurements of monitoring periods that ended in 2014).

Province	Dwellings	Average, Bq/m ³	Over 200 Bq/m ³ , proportion	Over 300 Bq/m ³ , proportion	Over 400 Bq/m ³ , proportion	Over 1,000, Bq/m ³ , proportion
Åland	31	159	26%	19%	10%	0%
South Karelia	379	156	23%	13%	6%	1%
South Ostrobothnia	103	70	2%	2%	2%	1%
South Savonia	221	107	12%	6%	2%	1%
Kainuu	116	112	15%	6%	5%	1%
Kanta-Häme	256	230	35%	21%	15%	3%
Central Ostrobothnia	42	64	0%	0%	0%	0%
Central Finland	236	155	14%	10%	6%	1%
Kymenlaakso	1162	356	63%	38%	25%	5%
Lapland	190	102	13%	5%	3%	0%
Tampere Region	704	236	38%	26%	18%	2%
Ostrobothnia	106	58	3%	0%	0%	0%
North Karelia	422	145	17%	9%	5%	1%
North Ostrobothnia	183	76	4%	3%	2%	1%
North Savonia	191	75	4%	3%	2%	0%
Päijät-Häme	747	338	53%	34%	24%	6%
Satakunta	126	128	15%	9%	5%	1%
Uusimaa	3367	190	25%	13%	8%	1%
Southwest Finland	286	122	12%	5%	2%	1%
Total	8868	151	20%	12%	7%	1%

Figure 13.1. Proportion exceeding 200 Bq/m³ in houses measured.



Radon campaigns

The radon campaigns supported by the Ministry of Social Affairs and Health has been carried out in co-operation with volunteering municipalities. The aim of radon campaigns is to increase radon measurement and repair activity among citizens. In radon campaigns, local residents are offered local radon information. The campaign also includes the monitoring of the local radon mitigation situation

and the organisation of radon mitigation training for companies and municipal authorities. A report on measurement locations and results is produced for the use of health inspectors in the campaign area. The radon campaigns offered campaign invitations to 92,285 households, and 1,502 orders were placed (participation rate 1.6%). A total of 2,558 radon measurements were carried out during the campaign (1.7 measurements/order).

Table 13.2. Summary of the radon concentrations in dwellings measured in radon campaigns. The radon concentration results from the radon campaign in Päijät-Häme are not yet available in their entirety.

	Western Uusimaa and Southpoint	Helsinki	Päijät-Häme
average	157	158	317
Over 1,000 Bq/m ³	8	10	54
Over 400 Bq/m ³	46	82	265
Over 300 Bq/m ³	95	131	408
Over 200 Bq/m ³	208	251	651
Number of invitations distributed	45386	40121	52164
Number of participants in the campaign (households/canisters)	709/1116	611/1073	891/1485
Participation rate (% of participants among invited households)	1,6%	1,5%	1,7%

The voluntary radon mitigation was carried out in Helsinki and Päijät-Häme in 2014. In autumn 2013, radon campaign was organised in Western Uusimaa and Southpoint (Eteläkärki), and the results were received in 2014.

Radon mitigation training for businesses, real estate professionals and authorities was organised at STUK on 20 March 2014. There were 32 participants. A residents' evening was organised at STUK in Helsinki on 27 August 2014. There were 30 participants. Persons whose measurement result was over 200 Bq/m³ were invited to the residents' evening with a special invitation letter. A total of 390 invitations were sent out (222 letters and 168 e-mails).

The detailed results of the work are available on STUK's radon campaigns website at http://www.stuk.fi/sateilytietoa/sateily_ymparistossa/radon/radonkampanjat/fi_FI/kampanjat/.

Effectiveness of radon mitigation methods

The effectiveness of radon mitigation methods was investigated with a survey. The survey was sent to 1,885 citizens in September 2012. Using STUK's radon measurement database, the participants were chosen among those who reported having carried out radon mitigation in conjunction with radon measurement between 2001 and 2011. The final material included a total of 496 dwellings.

The efficiency of radon mitigation methods and their combinations is presented in Table

Table 13.3. Average radon concentrations before and after radon mitigation, and average reductions in radon concentration with different mitigation methods and their combinations.

Radon mitigation method (N)	Before (Bq/m ³)	After (Bq/m ³)	Reduction (Bq/m ³)	Reduction (%)
Radon piping activated (113)	590	95	495	81
Sub-slab suction (39)	886	212	675	72
Radon well (13)	1271	239	1032	73
Improved ventilation (63)	549	358	191	32
Sealing of leakages (17)	511	353	157	31
Other methods (50)	512	248	264	51
Radon piping act. + sealing (27)	777	127	650	82
Sub-slab suction + ventilation impr. (17)	1243	254	989	78
Sub-slab suction + sealing + vent. impr. (24)	1323	321	1002	74
Sealing + ventilation impr. (40)	525	316	209	36
Other combinations (93)	951	295	657	58
Total (496)	746	239	507	61

Table 13.4. Numbers of mitigation sites grouped based on the radon concentration measured before and after the mitigation.

²²² Rn before mitigation (Bq/m ³)	Radon concentration after mitigation (Bq/m ³)					Total
	< 100	100–199	200–399	400–599	600–	
1,000–	16	17	16	15	16	80 (25%)
600–999	42	25	19	21	8	115 (35%)
400–599	45	31	42	12	2	132 (40%)
Total	103	73 (22 %)	77 (24 %)	48 (15 %)	26 (8 %)	327

13.3. Sub-slab suction is the most common and most efficient mitigation method. It was used at 284 mitigation sites. Approximately half of the sites had radon piping, which had been installed during construction; the piping was activated during the mitigation project, decreasing the radon concentration by 81% on average. Sub-slab suction decreased radon concentrations by 72% on average. At the most difficult sites with high initial radon concentration, sub-slab suction was supplemented with sealing or improved ventilation. However, equivalent reduction percentages were achieved with sub-slab suction alone. There were 64 sites where only the ventilation was improved and 17 sites where only leakages were sealed. At these sites, the radon concentration decreased, on average, to below 200 Bq/m³, or by 30%.

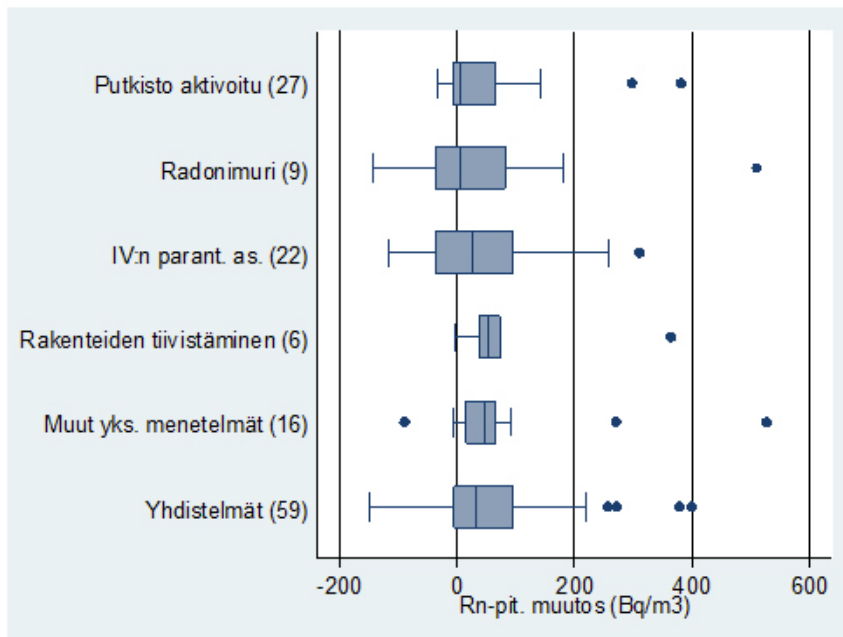
Table 13.4. shows the mitigation sites grouped based on the radon concentration measured before and after the mitigation. Results below the maximum value of 400 Bq/m³ were achieved at 77% (253/327) of all the mitigation sites and at up to

94% of the sites where radon piping was activated (94/100). In addition, radon mitigation was carried out by 168 households whose radon concentration was already under 400 Bq/m³.

Follow-up measurements (145 pcs) were taken to investigate how radon concentrations changed in the years after the mitigation. The post-mitigation measurements were taken in 2001–2012 and the follow-up measurements between November 2012 and May 2013. Concentrations have increased slightly after the mitigation (median 32 Bq/m³) (Figure 13.2). There is a weak correlation between the increase in radon concentration and the time that has passed since the mitigation. In case of a major change (> 300 Bq/m³), the cause was usually a broken sub-slab suction fan.

The most important results of the mitigation survey are available at stuk.fi.

Figure 13.2. Change in radon concentration between the post-mitigation measurement and follow-up measurement.



Radon concentration measurement activity at municipalities with high and low radon levels

STUK recommends radon measurement everywhere in Finland, but communication about radon hazards is the most active and people are the most interested in it in areas where high radon concentrations have been measured in indoor air. Only 8% of Finland's detached or semi-detached dwellings have been measured but, in municipalities with high radon concentrations (average over 300 Bq/m³), 23% of dwellings have been measured. In some municipalities, almost half of detached or semi-detached dwellings have been measured.

However, higher radon concentrations also occur locally even in areas with low radon levels. Recognising these small areas is often difficult due to the small number of measurements. There are approximately 126,000 detached or semi-detached

dwellings in Finland that are located within a 1x1 km square with an average of 300 Bq/m³ based on measurements. Most of them (approx. 72,000) are located in municipalities with a municipal average of under 300 Bq/m³. The measurement activity in squares with high radon levels has been 31% when the municipal average exceeds 300 Bq/m³, but only 19% if the municipal average is under 300 Bq/m³. (Table 13.5.)

Contact person: Päivi Kurttio, Radiation and Nuclear Safety Authority (paivi.kurttio@stuk.fi)

Table 13.5. Radon measurement activity by municipality and map square. Municipalities and map squares of 1 km² classified based on average radon concentration (over or under 300 Bq/m³). The map square average is not known if no radon measurements have been carried out within the map square.

Municipal average, Bq/m ³	Map square average, Bq/m ³	Map squares	Number of detached or semi-detached dwellings	Radon measured
Over 300	Not known	3333	9468	0%
Over 300	Over 300	1333	54607	31%
Over 300	Under 300	2098	54377	20%
Under 300	Not known	73349	314626	0%
Under 300	Over 300	2375	71695	19%
Under 300	Under 300	20337	897683	8%
Total		102825	1402456	8%

14 Erillishankkeet

Vuosittain toteutettava ympäristön säteilyvalvontaohjelma antaa yleiskuvan säteilytilanteesta Suomessa, mutta sen avulla ei voida kattavasti arvioida ympäristön turvallisuutta, koska se ei anna riittävää tietoa radioaktiivisten aineiden pitoisuuden ja sitä kautta altistuksen vaihtelusta tai erityisryhmien altistuksesta. Valvontaohjelman tuloksia täydennetään hyvin suunnattujen osaohjelmien avulla, joissa tuotetaan yksityiskohtaisempaa, ajantasaista tietoa suomalaisten kannalta tärkeimmistä säteilyaltistuksen lähteistä. Vuosina 2013–2015 toteutetaan yhteensä seitsemän erillistä osaohjelmaa, joista tähän mennessä on valmistunut neljä osaohjelmaa. Kaikkien valmistuneiden osaohjelmien raportit ovat luettavissa Säteilyturvekeskuksen [www-sivulla](http://www.sivulla).

Lannoitteiden radioaktiivisuus

Lannoitteita valmistetaan teollisesti orgaanisista materiaaleista tai maankuoren mineraaleista. Niissä esiintyy vaihtelevia pitoisuuksia radioaktiivisia aineita. Nämä radioaktiiviset aineet voivat olla joko ihmisen toiminnassa syntyneitä aineita

(esim. Tšernobylin ydinlaitosonnettomuus) tai luonnossa normaalisti tavattavia radioaktiivisia aineita (kalium-40 sekä uraani- ja toriumsarjan radioaktiiviset aineet). Monissa teollisissa prosesseissa radioaktiiviset aineet voivat rikastua joko tuotteeseen, sivutuotteeseen tai jätteeseen. Siksi myös lannoitteiden radioaktiivisuutta valvotaan. Aiemmin lannoitteita oli tutkittu kattavammin 1982–1983.

Lannoitteiden radioaktiivisuus mitattiin 45 näytteestä. Kaikissa tutkituissa lannoitteissa radioaktiivisten aineiden pitoisuudet olivat niin pieniä, etteivät ne juuri lisää viljelymaan luonnollista radioaktiivisuutta. Maanparannusaineiden ja kasvualustojen radionuklidipitoisuudet olivat samaa suuruusluokkaa tai pienempiä kuin viljelymaan luonnollinen radioaktiivisuus. Lannoitteiden käsittelystä ei arvioida aiheutuvan toimenpidearvon ylittävää ylimääräistä ulkoisen säteilyn annosta.

Osaohjelman raportti löytyy osoitteesta: <https://www.julkari.fi/handle/10024/125548>.

Yhteyshenkilö: Tuukka Turtiainen,
Säteilyturvakeskus (tuukka.turtiainen@stuk.fi)

Taulukko 14.1. Lannoitteiden radioaktiivisuuspitoisuuksia. N_s viittaa näytteiden lukumäärään, N_a radionuklidin analyysien lukumäärään, $N_{<LOD}$ havaitsemisrajan alittaneiden näytteiden lukumäärään, 'LOD range' havaitsemisrajan vaihteluväliin sekä 'Min–Max' havaitsemisrajan ylittävien pitoisuuksien minimi–maksimi

	Suure	Epäorgaaniset lannoitteet	Orgaaniset lannoitteet	Maanparannusaineet	Kasvualustat
^{238}U (Bq/kg)	NS / N_a	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	30	7	2	0
	LOD range	10–50	22–40	20–20	–
	Min–Max	56–120	–	22–38	14–14
^{228}Ra (Bq/kg)	NS / N_a	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	22	2	0	0
	LOD range	0,6–5	0,7–0,7	–	–
	Min–Max	1,0–34	0,67–6,2	5,8–15	14–21
^{226}Ra (Bq/kg)	NS / N_a	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	13	2	0	0
	LOD range	0,4–2	0,3–0,6	–	–
	Min–Max	0,52–41	0,36–3,8	4,0–15	12–15
^{210}Pb (Bq/kg)	NS / N_a	32 / 19	7 / 4	4 / 3	2 / 1
	$N_{<LOD}$	15	2	2	1
	LOD range	2–10	2–2	10–10	10–10
	Min–Max	3,4–12	5,7–5,9	28–28	–
^{40}K (Bq/kg)	NS / N_a	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	1	0	0	0
	LOD range	3	–	–	–
	Min–Max	358–11 400	330–2310	31–150	410–530
^{137}Cs (Bq/kg)	NS / N_a	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	31	3	0	0
	LOD range	0,1–0,9	0,2–1,5	–	–
	Min–Max	0,82–0,82	0,26–8,5	27–76	2,0–3,5

Rakennusmateriaalien radioaktiivisuus

Rakennusmateriaalien radioaktiivisuuspitoisuuksia selvitettiin 52:sta valmistajalta ja maahantuojalta pyydetystä näytteestä. koottiin yhteen tulokset vuosina 2007–2013 maahantuojien ja valmistajien tilaamista mittauksista (534 näytettä). Näytteet koostuivat erilaisista kiviaineksista (mm. hiekka, sora ja kalliomurske), mutta myös muista sekalaisista rakennusmateriaaleista. Toiminnanharjoittajien tilaamat mittaukset kohdistuivat näytteisiin, joissa epäiltiin kohonneita pitoisuuksia.

Näytteistä määritettiin uraanin ja toriumin (^{238}U ja ^{232}Th) hajoamissarjoihin kuuluvien radioaktiivisten aineiden sekä kaliumin radioaktiivisen isotoopin (^{40}K) aktiivisuuspitoisuudet. Myös keino-tekkoisten radioaktiivisten aineiden – käytännössä vain ^{137}Cs -pitoisuudet määritettiin, jos niitä havaittiin käytetyllä gammaspektrometrillä analyysimenetelmällä.

Kiviainesten aktiivisuuspitoisuudet vaihtelevat huomattavasti eri puolilla Suomea, mutta myös samalla alueella vaihtelut ovat merkittäviä. Rakennusmateriaalien radioaktiivisuudelle asetetun toimenpidearvon mahdollista ylitymistä arvioitiin aktiivisuusindeksin avulla. Aktiivisuusindeksi lasketaan materiaaleista mitatuista radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksista. Jos aktiivisuusindeksi on 1 tai pienempi, materiaalille ei aseteta radioaktiivisuuden vuoksi käyttörajoituksia. Jos aktiivisuusindeksin arvo on suurempi kuin 1, toiminnanharjoittajan on

selvityksin osoitettava, että kyseiselle materiaalille asetettu toimenpidearvo ei ylity. 17 %:lla valmistajilta ja maahantuojilta pyydetystä näytteistä aktiivisuusindeksin I_1 arvo oli suurempi kuin 1 (taulukko 14.2). Toiminnanharjoittajien tilaamissa mittauksissa ylityksiä oli 28 %. Kallioperäisistä kiviaineteistä lähes joka toisella aktiivisuusindeksin arvo oli suurempi kuin 1.

Radioaktiivisimmat kiviainekset ovat usein kivilaatuja, joista valmistetaan esimerkiksi pöytäta-soja tai rakennuslaattoja. Koska esim. pöytäta-soon tarvitaan materiaalia paljon vähemmän kuin rakennuksen seiniin, jää näistä aiheutuva altistus pieneksi ja toimenpidetaso ei ylity vaikka aktiivisuuspitoisuudet materiaalissa ovat suuria.

Kiviaineksia, joilla aktiivisuusindeksin I_1 arvo ylittää arvon 1, käytetään esimerkiksi täyttöma-terialina tai betonin valmistuksessa yhdessä vähemmän radioaktiivisia aineita sisältävien kiviainesten kanssa, jolloin lopputuotteesta aiheutuva säteilyaltistus jää riittävän pieneksi. Jos aktiivisuuspitoisuudet ovat suuria, materiaalia voidaan käyttää talonrakentamisen sijasta esim. katujen rakentamiseen.

Osaohjelman raportti löytyy osoitteesta: <https://www.julkari.fi/handle/10024/125749>.

Yhteyshenkilö: Antti Vainonen,
Säteilyturvakeskus (antti.vainonen@stuk.fi)

Taulukko 14.2. Selvitystä varten hankitut rakennusmateriaalinäytteet, joiden aktiivisuusindeksi $I_1 > 1$.

Rakennusmateriaali	$I_1 > 1$ lkm	mitatut näytteet lkm	% mitatusta näyteryhmästä
Kaikki	9	52	17
kotimainen	8	34	24
Elementtilaatta	1	3	33
Masuunikuona	1	1	100
Rakennuskivi	6	11	55
maahantuotu	1	18	5,6
Masuunihiekka	1	1	100

Puutavaran radioaktiivisuus Suomessa

STUK tutki puutavaran (mänty, kuusi, koivu) sisältämiä radioaktiivisia aineita vuosina 2013–2014. Edellisen kerran valtakunnallinen puutavaran radioaktiivisuustutkimus oli tehty 1990-luvulla. Puuaineksen ^{137}Cs -pitoisuus vaihteli välillä 0.1–97 Bq/kg puun alkuperäkunnasta riippuen (taulukko 14.3).

^{137}Cs -pitoisuuden vaihtelu puulajien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Kuoressa pitoisuus vaihteli 10–766 Bq/kg puulajista ja laskeuma-alueesta riippuen. Säteilyannos puutalossa asumisesta on erittäin pieni: puutavaran sisältämän radioaktiivisen ^{137}Cs :n lähettämä gammasäteily voi maksimissaan aiheuttaa 0,03 millisievertin vuotuisen annoksen. Kotimaisen puutavaran käyttöä ei tarvitse rajoittaa puuaineksen ^{137}Cs -pitoisuuksien takia.

Puutavara sisälsi Tšernobylin ydinvoimalaonnettomuuden laskeumasta vuodelta 1986 peräisin olevaa radioaktiivista ^{137}Cs , joka kulkeutuu pitkällä aikavälillä maaperästä puustoon ravinteiden ja veden mukana. Kulkeutumiseen vaikuttavat metsikön kasvuolosuhteet, erityisesti maalaji. ^{137}Cs säilyy metsän ravinnekierrossa kymmeniä, jopa satoja vuosia, toisin kuin maatalousympäristössä, jonka ravinnekierrosta se poistuu huomattavasti nopeammin. Näin ollen metsät ja metsän tuotteet saastuvat pitkäaikaisesti laskeuman ^{137}Cs :ta, ja voivat aiheuttaa ulkoista ja sisäistä säteilyaltistusta metsien ja metsäntuotteiden käyttäjille jopa satojen vuosien ajan. Radioaktiivisen ^{137}Cs :n lisäksi

puutavarassa on luonnon radioaktiivisia aineita, joita ovat uraanin ja toriumin hajoamissarjoihin kuuluvat radioaktiiviset aineet sekä kaliumin radioaktiivinen isotooppi ^{40}K .

Saha- ja vaneriteollisuus toimittivat projektia varten näytteet puutavaran vastaanoton yhteydessä. Vaneritehtaita otettiin mukaan tutkimukseen, jotta saatiin näytteitä koivusta. Näytteitä saatiin 59 kunnasta pääasiassa Etelä- ja Keski-Suomesta, alueilta, joihin tuli eniten Tšernobyl-laskeumaa. Näin saatiin selville ^{137}Cs :n maksimipitoisuudet puutavarassa. Näytteet olivat tyvitukkien latvoista sahattuja kuorellisia, noin 2 cm paksuisia puukiekkokoja, joita oli yhteensä 413. Analysoitavia näytteitä oli 83, koska yksi analysoitava näyte sisälsi viisi puukiekkoa. Koostenäytteiden avulla saavutettiin näytteiden parempi edustavuus (yksi analysoitava näyte edusti yhtä tukkuuormaa). Kuoret irrotettiin omiksi näytteikseen. Näytteistä mitattiin ^{137}Cs sekä luonnon radioaktiiviset aineet (^{40}K , ^{226}Ra ja toriumsarjan gamma-aktiiviset aineet). Mittaustulokset laskettiin 80 %:n kuiva-ainepitoisuutta kohti, jolloin tulokset vastaavat rakennuspuun pitoisuuksia.

Osaohjelman raportti löytyy osoitteesta: <https://www.julkari.fi/handle/10024/126810>.

Yhteyshenkilö: Pia Vesterbacka
Säteilyturvakeskus (pia.vesterbacka@stuk.fi)

Taulukko 14.3. Kuoritun puuaineksen ^{137}Cs -pitoisuudet (Bq/kg 80 %:n kuiva-ainepitoisuutta kohti) puun alkuperäkuntien laskeuma-alueilla (suluissa näytemäärät).

Puulaji	^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuus (Bq/kg) eri laskeuma-alueilla*				
	Alue 1	Alue 2	Alue 3	Alue 4	Alue 5
Mänty	0.8–3.1 (8)	0.6 (1)	0.1–16.5 (4)	1.7–28.3 (11)	25.9–96.8 (6)
Kuusi	-	3.9–6.3 (3)	2.4–15.0 (8)	2.7–36.6 (11)	2.6–39.2 (9)
Koivu	-	0.2–2.3 (2)	0.4–7.3 (8)	6.3–21.5 (7)	2.4–26.3 (5)

* Laskeuma-alueet löytyvät STUKin [www-sivulta](http://www.stuk.fi).

Radon (^{222}Rn) ulkoilmassa

Hankkeen tavoitteena oli mitata aiempaa tarkemmin ulkoilman ^{222}Rn :n tyypillisiä taustapitoisuuksia erilaisten kivilajien ja maalajien alueilla Suomessa. Näitä tietoja tarvitaan esimerkiksi kaivosten ja kaivosjätealueiden radiologiseen vaikutusarviointiin sekä vertailuarvoiksi kaivosten radiologisiin perustilaselvityksiin. ^{222}Rn -mittaukset tehtiin STUKin radonpurkeilla.

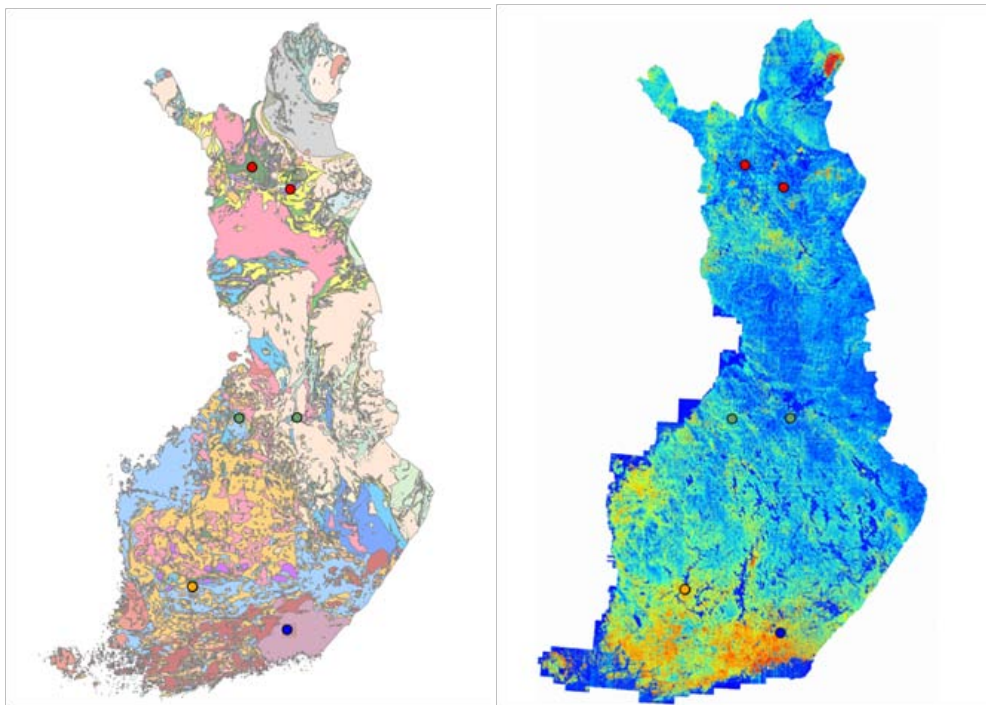
Mittauspisteiden paikat valittiin karttatarkastelun perusteella (kallioperäkartta, maaperäkartta, topografia, uraanipitoisuuskartta). Mittaukset tehtiin eri puolilla Suomea korkean ja matalan ^{222}Rn -pitoisuuden alueilla sekä erilaisten kallio- ja maaperien alueilla (Kuva 14.1).

Mittauksissa pystyttiin havaitsemaan, että korkean ^{222}Rn -pitoisuuden alueilla ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuudet olivat korkeampia kuin matalan ^{222}Rn -pitoisuuden alueilla. Lisäksi voitiin erottaa, että puolen metrin korkeudelta mitatut ^{222}Rn -pitoisuudet olivat suurempia kuin metrin korkeu-

della tehdyissä mittauksissa, mikä kertoo menetelmän hyvästä herkkyydestä ja soveltuvuudesta ulkoilman pienten ^{222}Rn -pitoisuuksien mittaamiseen.

Ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuudet olivat välillä 4–13 Bq/m³. Keskimääräinen ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuus tässä saatujen mittausten perusteella mittaussajakohdalla oli 9 Bq/m³ (SD 4 Bq/m³). Pitoisuudet olivat oletuksen mukaisesti hyvin pieniä verrattuna sisäilman ^{222}Rn -pitoisuuksiin ja ne jäivät selvästi alle sisäilmalle asetettujen ohjearvojen (200 ja 400 Bq/m³).

Alueilla, joissa on mitattu korkeita sisäilman ^{222}Rn -pitoisuuksia Tampereen Pispalanharjulla ja Kaakkois-Suomen rapakivigraniittialueella, ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuudet olivat korkeammat (molemmilla alueilla min-max 11–15 Bq/m³, keskiarvo 13 Bq/m³) kuin matalan ^{222}Rn -pitoisuuden alueilla Pohjanmaalla (6–11 Bq/m³, 8 Bq/m³) ja Lapissa (3–7 Bq/m³, 5 Bq/m³) (Taulukko 14.4). Kittilän vihreäkivivyöhykkeellä ja Sodankylän karbonaatti/



Kuva 14.1. Ulkoilman ^{222}Rn -mittauspisteet kallioperäkartalla ja aeroradiometrisellä uraanikartalla. Uraanikartalla pulssimäärä kasvaa järjestyksessä sininen-vihreä-keltainen-punainen. Mittauspisteet etelästä pohjoiseen: Kouvola, Tampereen Pispalanharjun alaosa ja yläosa, Haapavesi, Kajaani, Sodankylä, Kittilä. (Kartta-aineistot: hakku.gtk.fi)

turve-alueella ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuudet olivat alhaisimmat, kuten oli syytä odottaa maa- ja kallioperän tunnettujen uraanipitoisuuksien perusteella.

Ulkoilman ^{222}Rn :a mitattiin yhdessä jaksossa, joka kesti 5–6 kuukautta (147–182 päivää) huhtilokakuussa 2014. Mittausajanjakso ei sisältänyt talvikuukausia, jolloin aikaisempien STUKin mitausten mukaan ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuudet ovat noin 30 % keskimääräistä matalampia. Tämän perusteella tässä selvityksessä mitatuissa kohteissa koko vuoden ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuuksien vuosikeskiarvo olisi siis noin 6 Bq/m^3 .

Osaohjelman raportti löytyy osoitteesta:
<https://www.julkari.fi/handle/10024/125547>.

Yhteyshenkilö: Päivi Kurttio, Säteilyturvakeskus
(paivi.kurttio@stuk.fi)

Taulukko 14.4. Ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuudet puolen vuoden mittausajanjaksona eri alueilla.

Ulkoilman ^{222}Rn -pitoisuus (Bq/m^3)					
	Keskiarvo	StdDev	Min	Max	N
Korkean ^{222}Rn-pitoisuuden alue	13	1	11	15	26
1. Pispalanharjun alaosa	13	1	11	14	8
2. Pispalanharjun yläosa	13	1	12	15	8
3. Kouvola	13	2	11	15	10*
Matalan ^{222}Rn-pitoisuuden alue	7	2	3	11	32
4. Haapavesi	7	1	6	8	8
5. Kajaani	10	2	7	11	8
6. Kittilän vihreäkivivyöhyke	4	1	3	6	8
7. Viiankiaapa, Sodankylä	5	2	3	7	8
Yhteensä	9	4	3	15	58

* Kohteessa testattiin uudenlaista radonpurkkien sadesuojaa, jonka vuoksi mittauksia oli enemmän.

14 Särskilda projekt

Radioaktivitet i gödningsmedel

Gödningsmedel tillverkas industriellt av organiska ämnen eller mineraler i jordskorpan. I gödningsmedel finns varierande halter av radioaktiva ämnen. Dessa radioaktiva ämnen kan vara antingen ämnen som uppkommit i människans verksamhet (t.ex. kärnkraftverksolyckan i Tjernoby) eller naturliga radioaktiva ämnen (kalium-40 samt radioaktiva ämnen i uran- och toriumserien). I många industriella processer kan de radioaktiva ämnena ackumuleras i antingen produkten, biprodukten eller avfallet. Därför övervakas även radioaktiviteten i gödningsmedel. Åren 1982–1983 undersöktes gödningsmedel mer omfattande.

Man mätte radioaktiviteten i gödningsmedel ur 45 prov. I alla gödningsmedel som undersöktes var halterna av radioaktiva ämnen så små att de knappast ökar odlingsmarkens naturliga radioaktivitet. Radionuklidhalterna i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat var i samma storleksklass som eller mindre än odlingsmarkens naturliga radioaktivitet. Hantering av gödningsmedel uppskattas inte orsaka någon extra dos till följd av extern strålning som överskrider åtgärdsvärdet.

Delprogrammets rapport finns på adressen: <https://www.julkari.fi/handle/10024/125548>.

Kontaktperson: Tuukka Turtiainen, Strålsäkerhetscentralen (tuukka.turtiainen@stuk.fi)

Tabell 14.1. Halter av radioaktivitet i gödningsmedel. N_s avser antal prov, N_A antal analyser av radionuklider, $N_{<LOD}$ antal prov som underskrider observationsgränsen, 'LOD range' observationsgränsens variationsbredd samt 'Min–Max' minimum-maximum för halterna som överskrider observationsgränsen.

Storhet		Oorganiska gödningsmedel	Jordförbättringsmedel	Odlingssubstrat	Odlingssubstrat
²³⁸ U (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	30	7	2	0
	LOD range	10–50	22–40	20–20	–
	Min–Max	56–120	–	22–38	14–14
²²⁸ Ra (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	22	2	0	0
	LOD range	0,6–5	0,7–0,7	–	–
	Min–Max	1,0–34	0,67–6,2	5,8–15	14–21
²²⁶ Ra (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	13	2	0	0
	LOD range	0,4–2	0,3–0,6	–	–
	Min–Max	0,52–41	0,36–3,8	4,0–15	12–15
²¹⁰ Pb (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 19	7 / 4	4 / 3	2 / 1
	$N_{<LOD}$	15	2	2	1
	LOD range	2–10	2–2	10–10	10–10
	Min–Max	3,4–12	5,7–5,9	28–28	–
⁴⁰ K (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	1	0	0	0
	LOD range	3	–	–	–
	Min–Max	358–11 400	330–2310	31–150	410–530
¹³⁷ Cs (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	31	3	0	0
	LOD range	0,1–0,9	0,2–1,5	–	–
	Min–Max	0,82–0,82	0,26–8,5	27–76	2,0–3,5

Radioaktivitet i byggnadsmaterial

Halterna av radioaktivitet i byggnadsmaterial undersöktes i prover från 52 tillverkare och importörer. Resultaten sammanfördes åren 2007–2013 från de mätningar som importörerna och tillverkarna hade beställt (534 prov). Proven bestod av olika stenmaterial (bland annat sand, grus och bergkross), men även av andra blandade byggnadsmaterial. Mätningarna som verksamhetsutövarna hade beställt begränsades till prov i vilka man misstänkte ökade halter.

I proven fastställdes aktivitetshalterna för radioaktiva ämnen som ingår i sönderfallskedjorna för uran och torium (^{238}U och ^{232}Th) samt aktivitetshalterna för den radioaktiva isotopen av kalium (^{40}K). Även för konstgjorda radioaktiva ämnen – i praktiken fastställdes endast ^{137}Cs -halterna, om sådana observerades med den använda gammaspektrometriska analysmetoden.

Aktivitetshalterna för stenmaterial varierar märkbart i olika delar av Finland, men variationerna är stora även i ett och samma område. Ett eventuellt överskridande av åtgärdsvärdet som satts för radioaktiviteten för byggnadsmaterial undersöktes med hjälp av aktivitetsindex. Aktivitetsindex beräknas utifrån aktivitetshalterna för radioaktiva ämnen som mätts i material. Om aktivitetsindex är 1 eller mindre sätts inga användningsbegränsningar med tanke på radioaktiviteten för materialet. Om aktivitetsindexet är större än 1, ska verksamhetsutövaren med hjälp av utredning

visa att åtgärdsvärdet för materialet ifråga inte överskrider. I 17 procent av proven från tillverkarna och importörerna var värdet för aktivitetsindex I_1 större än 1 (Tabell 14.2). I mätningarna som beställts av verksamhetsutövarna var överskridningarna 28 procent. I nästan vartannat stenprov från berggrund var värdet för aktivitetsindex större än 1.

De mest radioaktiva stenmaterialen är ofta stensorter av vilka man tillverkar till exempel bordsskivor eller byggnadsplattor. Eftersom det går åt mycket mindre material till en bordsskiva än till byggnadsväggar, blir exponeringen som orsakas av dem liten och åtgärdsnivån överskrider inte även fast aktivitetshalterna i materialet är stora.

Stenmaterial, i vilka värdet för aktivitetsindex I_1 överskrider 1, används till exempel som fyllnadsmaterial eller i tillverkningen av betong tillsammans med stenmaterial som innehåller mindre radioaktiva ämnen, varav strålningsexponeringen i slutprodukten blir tillräckligt liten. Om aktivitetshalterna är stora kan materialet användas i stället för i husbyggande i till exempel byggande av vägar.

Delprogrammets rapport finns på adressen: <https://www.julkari.fi/handle/10024/125749>.

Kontaktperson: Antti Vainonen,
Strålsäkerhetscentralen (antti.vainonen@stuk.fi)

Tabell 14.2. Prov på byggnadsmaterial för utredning vars aktivitetsindex $I_1 > 1$.

Byggnadsmaterial	$I_1 > 1$ antal	antal prover som mätts	% av provggruppen som mätts
Alla	9	52	17
inhemsk	8	34	24
Elementplatta	1	3	33
Masugnsslagg	1	1	100
Byggnadssten	6	11	55
importerad	1	18	5,6
Masugnssand	1	1	100

Radioaktivitet i trävaror i Finland

Åren 2013–2014 undersökte STUK förekomsten av radioaktiva ämnen i trävaror (furu, gran, björk). Tidigare på 1990-talet gjordes en riksomfattande undersökning om radioaktiviteten i trävaror. Halten av cesium-137 i trävaror varierade mellan 0,1 och 97 Bq/kg beroende på vilken kommun träet kom från (Tabell 14.3). Den varierande cesiumhalten mellan träslagen var statistiskt sett inte signifikant. I barken varierade halten mellan 10 och 766 Bq/kg beroende på träslag och nedfallsområde. Stråldosen till boende i trähus är mycket liten: gammastrålningen från det radioaktiva cesiumet i trävaror kan orsaka en årlig dos på maximalt 0,03 millisievert. Användningen av inhemska trävaror behöver inte begränsas på grund av träets cesiumhalt.

Trävaror innehöll radioaktivt cesium (^{137}Cs) som kom från nedfallet från kärnkraftverksolyckan i Tjernobyl år 1986. Cesium (^{137}Cs) sprids på lång sikt från jordmånen till trädbeståndet via näringsämnen och vatten. Spridningen påverkas av skogens växtförhållanden, särskilt jordmånen. Radiocesiumet finns kvar i skogens näringskretslopp i tiotals, eller upp till hundratals år, till skillnad från jordbruksmiljön i vars näringskretslopp det försvinner betydligt snabbare. Således förorenas skogen och skogsprodukter under lång tid med radiocesium från nedfallet och kan utsätta de som använder skogen och skogsprodukter för extern och intern strålningsexponering i upp till hundratals år. I

trävaror finns förutom radioaktivt cesium även naturliga radioaktiva ämnen, vilka är radioaktiva ämnen som ingår i sönderfallskedjorna för uran och torium samt den radioaktiva isotopen av kalium (^{40}K).

För projektet lämnade såg- och fanerindustrin prov i samband med mottagningen av trävaror. Fanerfabriker togs med i undersökningen för att man skulle få prov från björk. Man fick prov från 59 kommuner i huvudsak i södra och mellersta Finland, områden som fick mest nedfall från Tjernobyl. På så sätt fick man reda på de maximala halterna av ^{137}Cs i trävaror. Proven bestod av cirka 2 cm tjocka träskivor med bark som sågats från rotstockens krona. Antalet träskivor var 413. Antal prov som skulle analyseras var 83, eftersom ett prov innehöll fem träskivor. Med hjälp av samlade prov fick man en bättre representativitet för proven (ett prov som skulle analyseras representerade en timmerlast). Barken avlägsnades till egna prov. Av proven mättes ^{137}Cs samt naturliga radioaktiva ämnen (kalium-40, radium-226 och gammaaktiva ämnen i toriumserien). Mätresultaten beräknades per 80 procent torrsubstans, då resultaten motsvarar halterna i byggträ.

Delprogrammets rapport finns på adressen: <https://www.julkari.fi/handle/10024/126810>.

Kontaktperson: Pia Vesterbacka,
Strålsäkerhetscentralen (pia.vesterbacka@stuk.fi)

Tabell 14.3. Halterna av cesium-137 (Bq/kg per 80 procent torrsubstans) i barkat trä i nedfallsområden i kommuner där träet kom från (antal prov inom parentes)

Träslag	Cesium-137 -halt (Bq/kg) i olika nedfallsområden*				
	Område 1	Område 2	Område 3	Område 4	Område 5
Furu	0.8 – 3.1 (8)	0.6 (1)	0.1 – 16.5 (4)	1.7 – 28.3 (11)	25.9 – 96.8 (6)
Gran	-	3.9 – 6.3 (3)	2.4 – 15.0 (8)	2.7 – 36.6 (11)	2.6 – 39.2 (9)
Björk	-	0.2 – 2.3 (2)	0.4 – 7.3 (8)	6.3 – 21.5 (7)	2.4 – 26.3 (5)

*Nedfallsområden www.stuk.fi

Radon i utomhusluft

Målet med projektet var att noggrannare mäta de typiska bakgrundshalterna av radon i utomhusluften i områden med olika stenarter och jordmån i Finland. Dessa uppgifter behövs till exempel vid radiologiska konsekvensbedömningar av gruvavfallsanläggningar samt som jämförelsevärden i radiologiska utredningar av gruvornas naturliga tillstånd. Radonmätningarna utfördes med STUK:s radonburkar.

Platserna för mätningarna valdes utifrån en kartgranskning (berggrundskarta, jordmånskarta, topografi, karta över uranhalter). Mätningarna utfördes i olika delar av Finland i områden med hög och låg radonhalt samt i områden med olika bergarter och jordmån (Bild 14.1).

Av mätningarna kunde man upptäcka att i områden med hög radonhalt var radonhalterna i utomhusluften högre än i områden med låg radonhalt. Dessutom kunde man urskilja att radonhalterna som hade mätts på en halv meters höjd var högre än i de mätningar som hade utförts på en meters höjd, vilket berättar om metodens goda känslighet och lämplighet för mätning av låga radonhalter i utomhusluften.

Radonhalterna i utomhusluften varierade mellan 4 och 13 Bq/m³. Den genomsnittliga radonhalten i utomhusluften utifrån dessa mätningar vid mätningstidpunkten var 9 Bq/m³ (SD 4 Bq/m³). Halterna var enligt antagandet mycket små jämfört med radonhalterna i inomhusluften och de hamnade klart under de

riktvärden som satts för inomhusluften (200 och 400 Bq/m³).

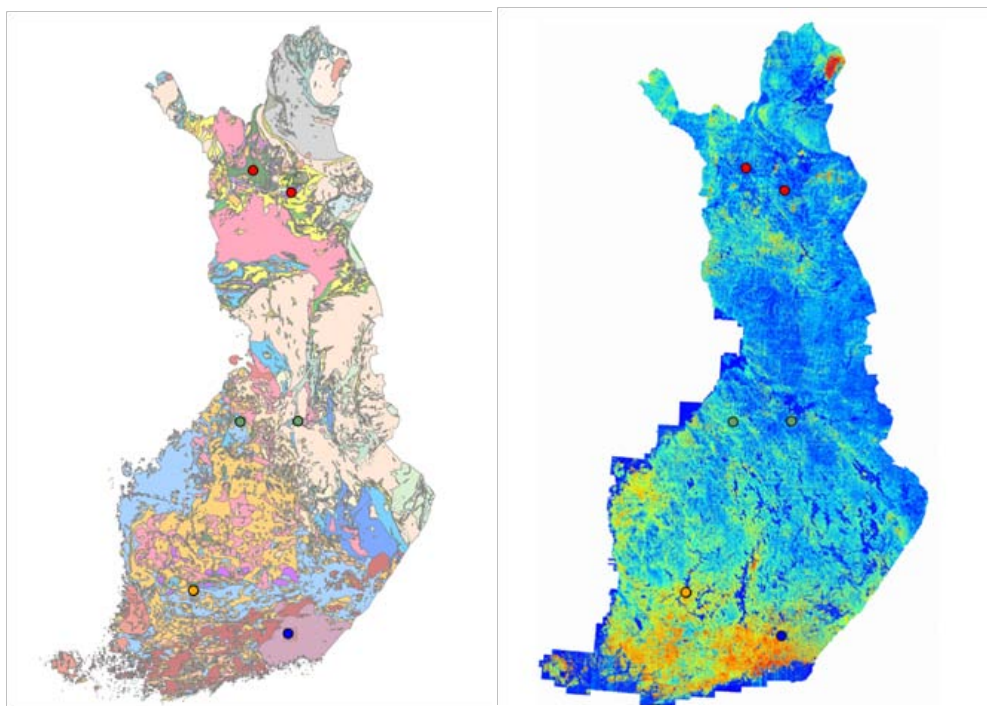
I områden där man har mätt höga radonhalter i inomhusluften i Pispalanharju i Tammerfors och på rapakivigranitområdet i sydöstra Finland, var radonhalterna i utomhusluften högre (i båda områdena min.-max. 11–15 Bq/m³, medeltal 13 Bq/m³) än i områdena med låg radonhalt i Österbotten (6–11 Bq/m³, 8 Bq/m³) och Lappland (3–7 Bq/m³, 5 Bq/m³) (Tabell 14.4). I grönstenszonen i Kittilä och karbonat-/torvområdet i Sodankylä var radonhalten i utomhusluften lägre, vilket var väntat utifrån de kända uranhalterna i jordmånen och berggrunden.

Radonhalten i utomhusluften mättes under en sammanhängande period på 5–6 månader (147–182 dagar) under april–oktober 2014. Mätperioden omfattade inga vintermånader, då radonhalterna i utomhusluften enligt STUK:s tidigare mätningar är cirka 30 procent lägre än i genomsnitt. På basis av detta är alltså det årliga medeltalet för radonhalten i utomhusluften på de platser som mätts i denna utredning cirka 6 Bq/m³.

Delprogrammets rapport finns på adressen: <https://www.julkari.fi/handle/10024/125547>.

Kontaktperson: Päivi Kurttio,
Strålsäkerhetscentralen (päivi.kurttio@stuk.fi)

Bild 14.1. Punkter för mätning av radonhalten i utomhusluften på berggrundskartan och den aeroradiometriska urankartan. På urankartan växer antalet pulsar i ordningen blå-grön-gul-röd. Mätpunkter från söder till norr: Kouvola, den nedre och övre delen av Pispalaharju i Tammerfors, Haapavesi, Kajana, Sodankylä, Kittilä. (Kartografiskt material: hakku.gtk.fi)



Tabell 14.4. Radonhalter i utomhusluften under en halvårsperiod i olika områden.

Radonhalt i utomhusluften (Bq/m ³)					
	Medeltal	StdDev	Min.	Max.	N
Område med hög radonhalt	13	1	11	15	26
1. Nedre delen av Pispalaharju	13	1	11	14	8
2. Övre delen av Pispalaharju	13	1	12	15	8
3. Kouvola	13	2	11	15	10*
Område med låg radonhalt	7	2	3	11	32
4. Haapavesi	7	1	6	8	8
5. Kajana	10	2	7	11	8
6. Grönstenszonen i Kittilä	4	1	3	6	8
7. Viiankiaapa, Sodankylä	5	2	3	7	8
Totalt	9	4	3	15	58

* I objektet testades ett nytt slags regnskydd i radonburkarna, varför mätningarna var fler.

14 Thematic investigations

Radioactivity of fertilisers

Fertilisers are manufactured industrially from organic materials or minerals of the earth's crust. They contain varying levels of radioactive substances. These radioactive substances are either created by human activities (such as the Chernobyl nuclear power plant accident) or they can occur in nature (potassium-40 and radioactive substances in the uranium and thorium series). Radioactive substances may be enriched into a product, by-product or waste in many industrial processes. For this reason, the radioactivity of fertilisers is also monitored. Previously, fertilisers were comprehensively studied in 1982–1983.

Fertiliser radioactivity was measured in 45 samples. In all the examined fertilisers, the concentrations of radioactive substances were so low that they do not really increase the natural radioactivity of farmland. The radionuclide concentrations of soil conditioners and substrates were at a similar level or smaller than the normal radioactivity of farmland. Handling fertilisers is not considered to cause an extra external radiation dose that exceeds the action level.

The sub-programme report is available at: <https://www.julkari.fi/handle/10024/125548>.

Contact person: Tuukka Turtiainen,
Radiation and Nuclear Safety Authority
(tuukka.turtiainen@stuk.fi)

Table 14.1. Radioactivity concentrations of fertilisers. N_s refers to the number of samples, N_A to the number of radionuclide analyses, $N_{<LOD}$ to the number of samples that were below the detection limit, 'LOD range' to the detection limit's range of variation, and 'Min–Max' to the minimum and maximum concentrations exceeding the detection limit.

	Quantity	Inorganic fertilisers	Organic fertilisers	Soil conditioners	Substrates
²³⁸ U (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	30	7	2	0
	LOD range	10–50	22–40	20–20	–
	Min–Max	56–120	–	22–38	14–14
²²⁸ Ra (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	22	2	0	0
	LOD range	0,6–5	0,7–0,7	–	–
	Min–Max	1,0–34	0,67–6,2	5,8–15	14–21
²²⁶ Ra (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	13	2	0	0
	LOD range	0,4–2	0,3–0,6	–	–
	Min–Max	0,52–41	0,36–3,8	4,0–15	12–15
²¹⁰ Pb (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 19	7 / 4	4 / 3	2 / 1
	$N_{<LOD}$	15	2	2	1
	LOD range	2–10	2–2	10–10	10–10
	Min–Max	3,4–12	5,7–5,9	28–28	–
⁴⁰ K (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	1	0	0	0
	LOD range	3	–	–	–
	Min–Max	358–11 400	330–2310	31–150	410–530
¹³⁷ Cs (Bq/kg)	NS / N_A	32 / 32	7 / 7	4 / 4	2 / 2
	$N_{<LOD}$	31	3	0	0
	LOD range	0,1–0,9	0,2–1,5	–	–
	Min–Max	0,82–0,82	0,26–8,5	27–76	2,0–3,5

* There were more measurements at the site due to the testing of a new rain shield for radon canisters.

Radioactivity of construction materials

The radioactivity concentrations of construction materials were examined using 52 samples that were requested from manufacturers and importers. The results of measurements commissioned by importers and manufacturers in 2007–2013 (534 samples) were compiled. The samples consisted of various rock aggregates (such as sand, gravel and crushed rock) and other miscellaneous construction materials. The measurements commissioned by the operators focused on samples that were suspected to have high concentrations.

The samples were used to determine the activity concentrations of radioactive substances in the uranium and thorium (^{238}U and ^{232}Th) decay series and the radioactive isotope of potassium (^{40}K). The concentrations of artificial radioactive substances – in practice, only ^{137}Cs – were determined if detected with the utilised gamma spectrometer analysis method.

The activity concentrations of rock aggregates vary significantly in different parts of Finland, but there are also great variations within the same region. The exceeding of the action level set for the radioactivity of construction materials was evaluated using the activity index. The activity index is calculated from the radioactive substance activity concentrations measured in the materials. If the activity index is 1 or lower, no limitations for use are set for the material due to radioactivity. If the activity index is over 1, the operator must demonstrate with reports that the action level set for the material is not exceeded. In 17% of

the samples requested from manufacturers and importers, the activity index I1 value was over 1 (Table 14.2). In measurements commissioned by operators, 28% samples exceeded the value. One in two rock samples originating from bedrock had an activity index value exceeding 1.

The most radioactive rock aggregates are often those that are used to make countertops or building slabs, for example. Because a countertop requires much less material than the wall of a building, for example, the dose it causes remains small and the action level is not exceeded despite high activity concentrations in the material.

Rock aggregates with an activity index I1 value exceeding 1 are used as filler or in concrete mixing together with rock containing less radioactive substances, which sufficiently reduces the radiation exposure caused by the end product. If the activity concentrations are high, the material can be used for street construction, for example, instead of house construction.

The sub-programme report is available at: <https://www.julkari.fi/handle/10024/125749>.

Contact person: Antti Vainonen, Radiation and Nuclear Safety Authority (antti.vainonen@stuk.fi)

Table 14.2. Construction material samples acquired for the investigation with an activity index of $I_1 > 1$.

Construction material	No. of samples where $I_1 > 1$	No. of measured samples	% of the measured sample group
All	9	52	17
domestic	8	34	24
Element slab	1	3	33
Blast-furnace slag	1	1	100
Building stone	6	11	55
imported	1	18	5,6
Granulated blast-furnace slag	1	1	100

Radioactivity of timber in Finland

STUK examined the radioactive substances contained by timber (pine, spruce, birch) in 2013–2014. The previous national timber radioactivity study was carried out in the 1990s. The caesium-137 concentration varied from 0.1 to 97 Bq/kg depending on the timber's municipality of origin (Table 14.3). There was no statistically significant variation in the caesium concentrations of different wood species. The concentration in the bark varied from 10 to 766 Bq/kg depending on the type of wood and fallout area. The radiation dose caused by living in a wooden house is extremely small; the gamma radiation from the radioactive caesium in the timber can cause, at a maximum, an annual dose of 0.03 mSv. There is no need to limit the use of domestic timber due to caesium concentrations.

The timber contained radioactive caesium (^{137}Cs) from the fallout of the Chernobyl nuclear power plant accident in 1986. In the long term, caesium (^{137}Cs) is transferred from the soil to the growing timber through the uptake of nutrients and water. The transfer is affected by the growth conditions of the forest stand, particularly the soil type. Radiocaesium stays in the forest's nutrient cycle for decades, even centuries, in contrast to agricultural environments, where it exits the nutrient cycle much more quickly. Consequently, forests and forestry products are contaminated on a long-term basis by the radiocaesium of the fallout, and may cause external and internal radiation exposure to users of forests and forestry

products for centuries. In addition to radioactive caesium, timber also contains naturally occurring radioactive substances, which include radioactive substances in the uranium and thorium decay series and the radioactive isotope of potassium (^{40}K).

The sawmill and plywood industries submitted samples for the project in conjunction with the reception of timber. Plywood mills were included in the study in order to obtain samples of birch. Samples were received from 59 municipalities in Southern and Central Finland, which experienced the most Chernobyl fallout. This helped reveal the maximum concentrations of ^{137}Cs in timber. The samples were in the form of 413 wood discs approximately 2 cm thick sawn from the tops of butt logs. Since each sample for analysis contained five wood discs, there were a total of 83 samples for analysis. The composite samples helped achieve better representativeness (each sample for analysis represented one log load). The bark was removed for separate samples. The samples were measured for ^{137}Cs and naturally occurring radioactive substances (potassium-40, radium-226 and gamma active substances in the thorium series). The measurement results were calculated for the solids content of 80% to correlate the results with the construction timber concentrations.

The sub-programme report is available at: <https://www.julkari.fi/handle/10024/126810>.

Contact person: Pia Vesterbacka, Radiation and Nuclear Safety Authority (pia.vesterbacka@stuk.fi)

Table 14.3. Caesium-137 concentrations in debarked timber (Bq/kg for 80% solids content) in the fallout areas of the timber's municipality of origin (number of samples in parentheses)

Wood	Caesium-137 concentration (Bq/kg) in different fallout areas*				
	Area 1	Area 2	Area 3	Area 4	Area 5
Pine	0.8–3.1 (8)	0.6 (1)	0.1–16.5 (4)	1.7–28.3 (11)	25.9–96.8 (6)
Spruce	–	3.9–6.3 (3)	2.4–15.0 (8)	2.7–36.6 (11)	2.6–39.2 (9)
Birch	–	0.2–2.3 (2)	0.4–7.3 (8)	6.3–21.5 (7)	2.4–26.3 (5)

* Fallout areas www.stuk.fi

Radon in outdoor air

The objective of the project was to measure more accurately than before the typical background concentrations of radon in the air in areas around Finland with different rock and soil types. This information is needed for the radiological impact assessment of mines and mining waste, for example, and as comparison values for the radiological baseline studied of mines. The radon measurements were carried out using STUK's radon detectors.

The locations of measurement points were chosen based on map analysis (bedrock map, soil map, topography, uranium concentration map). The measurements were conducted in different parts of Finland in areas with high and low radon concentrations and different bedrock and soil types (Figure 14.1).

With the measurements, it was possible to discover that, in areas with high radon indoor concentration, the radon concentrations of outdoor air were higher than in areas with low radon indoor concentration. In addition, it was possible to discern that radon concentrations measured at the height of half a metre were higher than those measures at the height of one metre, which indicates the sensitivity and suitability of the method for measuring low radon concentrations in outdoor air.

The radon concentrations of outdoor air varied from 4 to 13 Bq/m³. Based on these measurements, the average radon concentration of outdoor air at the time of measurement was 9 Bq/m³ (SD 4 Bq/m³). As hypothesised, the concentrations were very low compared to the radon concentrations of indoor air, and were clearly below the limit values set for indoor air (200 and 400 Bq/m³).

In areas where high radon concentrations of indoor air have been measured, Pispalanharju Ridge in Tampere and the rapakivi granite area in Southeast Finland, the radon concentrations of outdoor air were higher (in both areas, min–max 11–15 Bq/m³, average 13 Bq/m³) than in the areas with low radon concentrations in Ostrobothnia (6–11 Bq/m³, 8 Bq/m³) and Lapland (3–7 Bq/m³, 5 Bq/m³) (Table 14.4). The radon concentrations of outdoor air were lowest in the Kittilä greenstone belt and Sodankylä's carbonate/peat area, as

can be expected based on the known uranium concentrations of the soil and bedrock type.

The radon in outdoor air was measured for a continuous period of 5–6 months (147–182 days) in April–October 2014. The monitoring period did not include the winter months during which, based on previous measurements by STUK, the outdoor air radon concentrations are approximately 30% lower than average. Based on this, the annual average of the radon concentrations of outdoor air at the locations measured in this study would be approximately 6 Bq/m³.

The sub-programme report is available at: <https://www.julkari.fi/handle/10024/125547>.

Contact person: Päivi Kurttio, Radiation and Nuclear Safety Authority (paivi.kurttio@stuk.fi)

Figure 14.1. The outdoor air radon measurement points on the bedrock map and aeroradiometric uranium map. On the uranium map, the pulse rate increases in the order blue–green–yellow–red. The measurement points from south to north: Kouvola, top and bottom of Pispalanharju Ridge in Tampere, Haapavesi, Kajaani, Sodankylä, Kittilä. (Maps: hakku.gtk.fi)

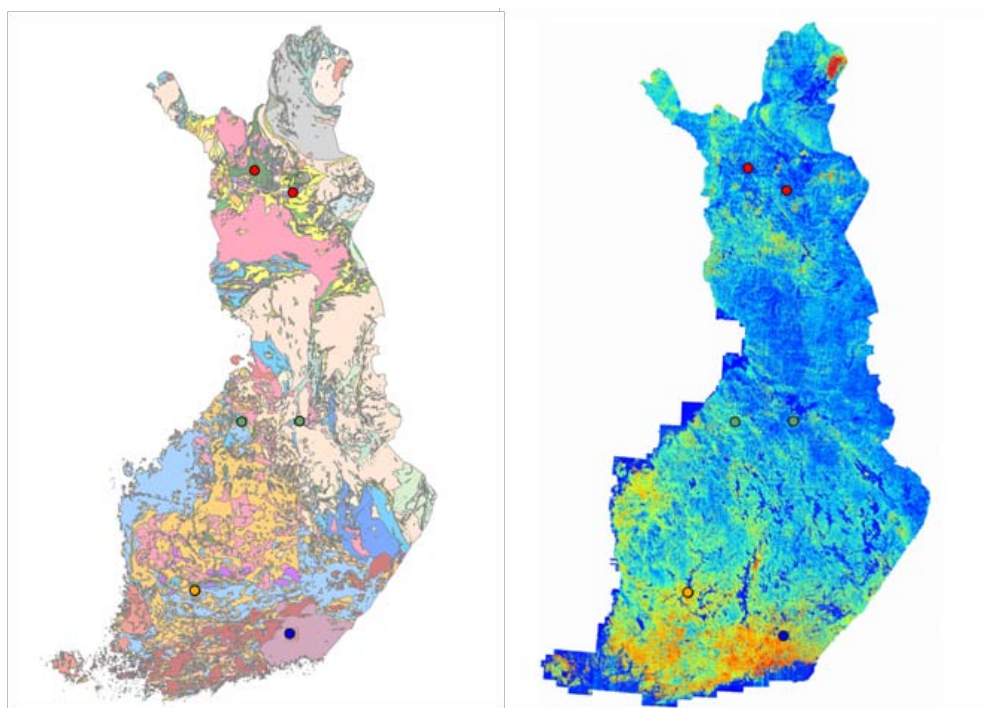


Table 14.4. Outdoor air radon concentrations during a 6-month monitoring period in different areas.

Outdoor air radon concentration (Bq/m ³)					
	Average	StdDev	Min	Max	N
Area with high radon concentration	13	1	11	15	26
1. Bottom of Pispalanharju Ridge	13	1	11	14	8
2. Top of Pispalanharju Ridge	13	1	12	15	8
3. Kouvola	13	2	11	15	10*
Area with low radon concentration	7	2	3	11	32
4. Haapavesi	7	1	6	8	8
5. Kajana	10	2	7	11	8
6. Grönstenszonen i Kittilä	4	1	3	6	8
7. Viiankiaapa, Sodankylä	5	2	3	7	8
Totalt	9	4	3	15	58

* There were more measurements at the site due to the testing of a new rain shield for radon canisters.

LIITE 1

Ionisoivaan säteilyyn liittyviä keskeisiä suureita ja niiden yksiköitä

Aktiivisuus

Aineen radioaktiivisuutta määrällisesti kuvaava suure on aktiivisuus, jonka yksikkö on becquerel (Bq). Lähteen tai aineen aktiivisuus on 1 Bq, kun siinä tapahtuu keskimäärin yksi radioaktiivinen hajoaminen sekunnissa.

Aktiivisuuspitoisuus

Mitattaessa radioaktiivisten aineiden aktiivisuutta tilavuus- tai painoyksikköä kohden kaasuisissa, nesteissä tai kiinteissä aineissa käytetään suuretta aktiivisuuspitoisuus, jonka yksikkö voi olla Bq/m³, Bq/l tai Bq/kg.

Säteilyannos

Säteilyannoksella tarkoitetaan yleisesti sitä energiamäärää, jonka säteily jättää kohdeaineeseen sen painoyksikköä kohti. Tässä raportissa käytettävällä säteilyannoksella tarkoitetaan kuitenkin ns. **efektiivistä säteilyannosta**, joka kuvaa sitä terveysriskiä (lähinnä syöpäriskiä), jonka ihmiseen kohdistuva säteily aiheuttaa. Efektiivisen annoksen yksikkö on sievert (Sv). 1 Sv vastaa noin 5 % todennäköisyyttä saada elinaikana säteilystä aiheutunut syöpä. Käytännössä käytetään sievertin tuhannesosaa, millisievert (mSv) tai sievertin miljoonasosaa, mikrosievert (µSv). Jos ihminen saa mistä tahansa säteilylähteestä 1 mSv efektiivisen säteilyannoksen, on hänellä noin 0,005 % todennäköisyys saada tästä aiheutuva syöpä elinaikanaan. Koska suomalaisia on noin 5,4 miljoonaa ja heidän keskimääräinen ionisoivasta säteilystä saama annos on 3,2 mSv vuodessa, tarkoittaa se, että ionisoiva säteily aiheuttaa Suomessa noin 900 syöpätapausta vuosittain.

Puoliintumisaika

Koska radioaktiivinen aine hajoaa itsestään toiseksi alkuaineeksi, sen määrä jatkuvasti pienenee, ellei sitä synny lisää jonkin toisen radioaktiivisen aineen hajoamistuotteena tai ellei sitä synnytetä keinoitekoisesti. Jokaisella radioaktiivisella aineella on oma keskimääräinen nopeutensa, jolla se hajoaa. Puoliintumisajalla tarkoitetaan sitä aikaa, joka kuluu radioaktiivisen aineen määrän (ja samalla aktiivisuuden) vähenemiseen puoleen alkuperäisestä.

BILAGA 1

Joniserande strålning, dess viktigaste storheter och deras enheter

Aktivitet

Mängd av ett radioaktivt ämne beskrivs med dess aktivitet. Aktivitetens enhet är becquerel (Bq). Ämnets aktivitet är 1 Bq, när det händer i genomsnitt ett radioaktivt sönderfall per sekund.

Aktivitetskoncentration

Mängd av ett radioaktivt ämne i gaser, vätskor eller fasta ämnen uppges som en aktivitetskoncentration, vilkens enhet kan vara Bq/m³, Bq/l eller Bq/kg.

Stråldos

Stråldos betyder den mängd energi som strålning lämnar i målmaterialet per viktenhet. Stråldos, som används i denna rapport, betyder dock den så kallade **effektiva dosen**, vilket indikerar den hälsorisk (främst risken för cancer), som strålningen orsakar på människor. Enheten för effektiv dos är sievert (Sv). 1 Sv motsvarar cirka 5% risk för att få cancer från strålning under livstid. I praktiken används tusendels sievert, millisievert (mSv), eller miljondels sievert, mikrosieverts (µSv). Om en person får 1 mSv effektiv dos från en strålkälla, har han/hon ungefär 0,005% sannolikhet att få cancer under sin livstid. Eftersom det finns ungefär 5,4 miljoner finnar och deras genomsnittliga stråldos från joniserande strålning är 3,2mSv per år, betyder det att joniserande strålning orsakar i Finland årligen ungefär 900 cancerfall.

Halveringstid

Eftersom det radioaktiva ämnet av sig själv sönder ned till andra element, dess mängd kontinuerligt minskas, om det inte är en sönderfallsprodukt av ett annat radioaktivt ämne eller om det inte skapas konstgjort. Varje radioaktivt ämne har sin egen genomsnittliga sönderfallshastighet. Halveringstid betyder den tid som förflyter när den mängd radioaktivt ämne (och därmed aktivitet) minskar till hälften av den ursprungliga mängden.

APPENDIX 1

Ionising radiation, the key parameters and their units

Activity

Quantity of a radioactive material is described by its activity. The unit of activity is becquerel (Bq). Activity of a radioactive material is 1 Bq, when there happens, as an average, one radioactive decay per second.

Activity concentration

Quantity of a radioactive material per unit volume or weight of gases, liquids or solids is given in general as an activity concentration. Concentration unit can be Bq/m³, Bq/l or Bq/kg.

Radiation dose

Radiation dose refers generally to the amount of energy left by radiation in the target material per its unit weight. In this report the radiation dose means, however, the so-called **effective dose**, which indicates the health risk (mainly the risk of cancer) caused by radiation on humans. Unit of effective dose is sievert (Sv). 1 Sv corresponds to about 5% likelihood to get a radiation induced cancer. In practice thousandth of sievert, millisieverts (mSv), or millionth of sievert, microsievert (µSv), are used. If a person receives 1 mSv effective dose from any source of radiation, he/she has approximately of 0.005% probability of getting a cancer as the result of this dose during his/her lifetime. Since there are some 5.4 million inhabitants in Finland and their average dose from ionizing radiation is 3.2 mSv per year, it means that ionizing radiation causes in Finland some 900 cancer incidents annually.

Half-life

Since the radioactive substance decays naturally to another element, its amount declines continuously, if it is not a decay product of other radioactive substance, or if it is not created artificially. Each radioactive substance has its own average speed at which it decays. Half-life means the time during which the amount of radioactive substance (and thus the activity) lessens to half of the original amount.

STUK-B-sarjan julkaisuja

STUK-B-rapporter

STUK-B reports

STUK-B 192 Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 1/2015.

STUK-B 191 Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2014.

STUK-B 190 Vesterbacka P (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2014. – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2014. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2014.

STUK-B 189 Pastila R (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2014.

STUK-B 188 Julin S (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 3/2014.

STUK-B 187 Kainulainen E (toim.). Ydinenergian käytön turvallisuusvalvonta. Vuosiraportti 2014.

STUK-B 186 Okko O (ed.). Implementing nuclear non-proliferation in Finland. Regulatory control, international cooperation and the Comprehensive Nuclear-Test-Ban Treaty. Annual report 2014.

STUK-B 185 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 4/2014.

STUK-B 184 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 3/2014.

STUK-B 183 Pirinen M (toim.). Seulontamamografiatoiminta Suomessa vuonna 2013

STUK-B 182 Klemettilä E (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 2/2014.

STUK-B 181 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 2/2014.

STUK-B 180 Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. 5th Finnish National Report as referred to in Article 32 of the Convention.

STUK-B 179 Weltner A (toim.). Varautuminen säteilytilanteisiin ja poikkeavat tapahtumat. Kolmannesvuosiraportti 1/2014.

STUK-B 178 Pastila R. (ed.) Radiation practices. Annual report 2013.

STUK-B 177 Kainulainen E (toim.). Ydinturvallisuus. Neljännesvuosiraportti 1/2014.

STUK-B 176 Kainulainen E (ed.). Regulatory oversight of nuclear safety in Finland. Annual report 2013.

STUK-B 175 Pastila R (toim.). Säteilyn käyttö ja muu säteilylle altistava toiminta. Vuosiraportti 2013.

STUK-B 174 Vesterbacka P (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2013. – Strålningsövervakning av miljön i Finland. Årsrapport 2013. – Surveillance of Environmental Radiation in Finland. Annual Report 2013.

STUK-B-raportit STUKin verkkosivuilla:

http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/fi_FI/valvontaraportit/

STUK-B-rapporter på STUKs hemsidor:

http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/sv_FI/valvontaraportit/

STUK-B reports on STUK's home pages:

http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/en_GB/valvontaraportit/



Laippatie 4, 00880 Helsinki
Puh. (09) 759 881, fax (09) 759 88 500
www.stuk.fi

ISBN: 978-952-309-267-9 (pdf)
ISNN: 2243-1896