

Puutavaran radioaktiivisuus Suomessa

Ympäristön säteilyvalvonnan toimintaohjelma

Virve Vetikko, Tuukka Turtiainen, Ari-Pekka Leppänen, Meerit Kämäräinen

Säteilyturvakeskus
PL 14
00881 Helsinki
www.stuk.fi

Lisätietoja
Meerit Kämäräinen
meerit.kamarainen@stuk.fi
puhelin 09 759 88 468

ISBN 978-952-309-265-5 (pdf)

Sisällys

Tiivistelmä.....	1
1 Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa	2
2 Johdanto	2
3 Aineisto ja menetelmät.....	4
3.1 Näytteenotto	4
3.2 Näytteiden analysointi.....	7
3.3 Tulosten käsittely	8
4 Tulokset.....	8
4.1 Puuaineksen ¹³⁷ Cs:n, ⁴⁰ K:n, toriumsarjan ja ²²⁶ Ra:n aktiivisuuspitoisuudet.....	8
4.2 Kuoren ¹³⁷ Cs:n ja ⁴⁰ K:n aktiivisuuspitoisuudet.....	12
4.3 Säteilyannos puutalossa asumisesta.....	13
5 Johtopäätökset.....	15
Kiitokset.....	16
Kirjallisuus	16
Liite 1: Cesium-137:n käyttäytyminen metsäekosysteemissä	18
Liite 2: Tutkimusjulkaisut puun cesiumista.....	19

Tiivistelmä

Puutavaran sisältämän radioaktiivisen cesiumin lähettämä gammasäteily voi maksimissaan aiheuttaa 0,03 millisievertin vuotuisen annoksen hirsitalossa asuville. Luonnon radioaktiivisuudesta johtuva ulkoisen gammasäteilyn aiheuttama annos puutalossa asuville on kertaluokkaa pienempi. Kotimaisen puutavaran käyttöä ei tarvitse rajoittaa puuaineksen ^{137}Cs -pitoisuuksien takia.

Puutavara sisältää pääasiassa Tšernobylin ydinvoimalaonnettomuuden laskeumasta vuodelta 1986 peräisin olevaa radioaktiivista cesiumia (^{137}Cs). Cesiumia (^{137}Cs) kulkeutuu pitkällä aikavälillä maaperästä puustoon ravinteiden ja veden otossa. Lisäksi puussa on vähäisessä määrin luonnon radioaktiivisia aineita, joita ovat uraanin ja toriumin (^{238}U ja ^{232}Th) hajoamissarjoihin kuuluvat radionuklidit sekä kaliumin radioaktiivinen isotooppi (^{40}K). Projektin avulla saatiin ajantasainen tilannekuva cesium-137:n aktiivisuuspitoisuuksista kotimaisessa puutavarassa. Valituista näytteistä määritettiin myös edellä mainitut luonnon radioaktiiviset aineet.

Metsäteollisuus toimitti projektia varten näytteet puutavaran vastaanoton yhteydessä. Näytteitä saatiin 59 kunnasta pääasiassa Etelä- ja Keski-Suomesta, alueilta, joihin tuli eniten Tšernobyl-laskeumaa. Tutkittavat puulajit olivat kuusi, mänty ja koivu. Kuoritun puuaineksen ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuus vaihteli välillä 0,1 – 97 Bq/kg (80 %:n kuiva-ainepitoisuutta kohti) riippuen puun alkuperäkunnan laskeuman aktiivisuudesta. Pitoisuuksien hajontaa selittää osaltaan se, että metsien kasvuolosuhteet vaikuttavat cesiumin kertymiseen puuhun. Siten pitoisuus voi vaihdella samassakin kunnassa. Cesiumpitoisuuden vaihtelu puulajien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Kuoressa pitoisuus oli 10 – 766 Bq/kg (80 % k.p.) puulajista ja laskeuma-alueesta riippuen. Puutavarassa mitatuissa luonnon radionuklidipitoisuuksissa ei havaittu oletusarvoista poikkeavia tuloksia.

Säteilyturvakeskuksessa toteutettiin vuosina 2013 – 2014 projekti ”Puutavaran radioaktiivisuus Suomessa”. Projekti oli osa STUKin ympäristön säteilyvalvontaohjelmaa. Tarve projektin käynnistämiseksi oli ilmeinen, sillä edellisen kerran valtakunnallinen puutavaran radioaktiivisuustutkimus oli tehty 1990-luvulla.

1 Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa

Ympäristön säteilyvalvonta muodostuu vuosittain toteutettavasta jatkuvasta ohjelmasta, kerran strategiakaudella toteutettavista osa-ohjelmista sekä ydinvoimalaitosten ja kaivosten ympäristön säteilyvalvonnasta.

Jatkuvassa ohjelmassa valvotaan muun muassa ulkoista säteilyä ja elintarvikkeita. Mittaustulokset löytyvät Säteilyturvakeskuksen (STUK) internetsivuilla: <http://www.stuk.fi>.

Jatkuva valvonta antaa yleiskuvan säteilytilanteesta Suomessa.

Jatkuvan valvonnan tuloksia täydennetään osa-ohjelmien avulla. Niissä tuotetaan yksityiskohtaisempaa tietoa suomalaisten kannalta tärkeimmistä säteilyaltistuksen lähteistä. Osa-ohjelmia toteutetaan 5–10 vuoden välein. Osa-ohjelmista kerrotaan tarkemmin STUKin internetsivuilla.

Tämä raportti koskee puutavaran radioaktiivisuuspitoisuuksia Suomessa.

2 Johdanto

Säteilyturvakeskuksessa toteutettiin vuosina 2013 – 2014 projekti ”Puutavaran radioaktiivisuus Suomessa”. Projekti oli osa STUKin ympäristön säteilyvalvontaohjelmaa. Tarve projektin käynnistämiseksi oli ilmeinen, sillä edellisen kerran valtakunnallinen puutavaran radioaktiivisuustutkimus oli tehty 1990-luvulla. Projektin avulla saatiin ajantasainen tilannekuva Tšernobyln laskeuman cesium-137:n aktiivisuuspitoisuuksista kotimaisessa puutavarassa.

Tšernobylin ydinvoimalaitoksessa tapahtui 26.4.1986 historiamme pahin ydinreaktorionnettomuus, jonka seurauksena vapautui valtava määrä radioaktiivisia aineita voimalaitoksen ympäristöön ja ilmakehään. Säteilyannoksen kannalta tärkeimmät vapautuneet radioaktiiviset aineet olivat jodi-131, cesium-134 ja cesium-137 sekä vähemmässä määrin strontium-90 ja plutonium (Lehto, 2006).

Tšernobyln laskeuman radionuklidit vaikuttivat merkittävästi metsäekosysteemeihin Euroopassa. Metsäympäristössä säteilyaltistuksen kannalta merkittävin nuklidi on ¹³⁷Cs, sillä sen aktiivisuus metsäympäristössä ja metsän tuotteissa on merkittävää pitkällä aikavälillä. Laskeumaa välittömästi seuranneina vuosina myös ¹³⁴Cs:n aktiivisuus oli huomattavaa. Metsissä muiden radionuklidien, kuten ⁹⁰Sr:n ja plutoniumin isotooppien merkitys ihmisen altistuksen kannalta on vähäisempi, lukuun ottamatta suhteellisen pientä aluetta Tšernobylin 30 km:n suljetulla vyöhykkeellä ja sen ympäristössä. Näin ollen suurin osa tehdyistä ympäristöselvityksistä liittyy ¹³⁷Cs:n käyttäytymisen arviointiin ja ¹³⁷Cs:n aiheuttamiin annoksiin (UNSCEAR, 2011).

Onnettomuuden seurauksena merkittäviä määriä radioaktiivisia aineita päätyi Valko-Venäjän, Venäjän federaation ja Ukrainan sekä esimerkiksi Suomen, Ruotsin ja Itävallan metsiin. ¹³⁷Cs-laskeuma vaihteli paikoitellen yli 10 megabecquerelistä neliometrillä useiden Länsi-Euroopan maiden 10 – 50 kilobecquereliin neliometrillä. Metsät edustavat näissä maissa paitsi merkittävää taloudellista pääomaa myös keskeistä sosiaalisen ja kulttuurisen toiminnan osaa. Joissakin tapauksissa tällainen toiminta on vähentynyt ¹³⁷Cs-pitoisuuksiin liittyvien rajoitusten vuoksi.

Aikaisemmat tutkimukset, jotka liittyivät ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden globaaliin laskeumaan, ovat osoittaneet, että radionuklidien poistumisnopeus metsäekosysteemeissä luonnollisten prosessien kautta on erittäin pieni. ¹³⁷Cs:n nettopoistumisnopeus Tšernobylin laskeuman saastuttamissa metsissä on ollut alle 1 % vuodessa. Radiocesiumin kiertokulku metsäekosysteemeissä on dynaaminen prosessi, jossa tapahtuu kaksisuuntaista kulkeutumista ekosysteemin biotisten ja abiotisten komponenttien välillä, sekä vuodenajoinnalla pidemmällä aikavälillä.

Puuntuotanto on yksi potentiaalisesti merkittävä ihmiseen kohdistuva altistustie. Radiocesiumin kulkeutuminen maaperästä puuainekseen on kuitenkin melko vähäistä: siirtokerroin vaihtelee

välillä 0.0003 – 0.003 m²/kg (Bq kg⁻¹ per Bq m⁻²). Puun käyttö huonekaluihin tai rakennusmateriaalina ei todennäköisesti aiheuta merkittävää säteilyaltistusta. Paperinvalmistuksen yhteydessä muodostuu nestemäisiä ja kiinteitä jätteitä, joihin radiocesium rikastuu. Jätteiden käsittely voi aiheuttaa työntekijöille säteilyaltistusta.

Puunpoltto voi aiheuttaa ongelmia radioaktiivisen tuhkan loppusijoituksen kannalta. Biopoltto-aineteknologian nousu on viime vuosina lisännyt radioaktiivisen tuhkan määrää Pohjoismaissa. Radiocesiumin aktiivisuuspitoisuus tuhkassa on 50 – 100 -kertainen puuhun verrattuna. Polttopuun kotitarvekäyttö ei yleensä aiheuta merkittävää säteilyaltistusta.

Maankuori sisältää pieniä määriä luonnon radioaktiivisia aineita. Niitä on ollut maankuoressa aina ja pitkistä puoliintumisajoista johtuen niiden määrää voidaan maankuoressa pitää melko vakiona. Merkittävimmät luonnonnuklidit ovat uraani (²³⁸U) ja sen hajoamistuotteet, torium (²³²Th) ja sen hajoamistuotteet sekä kaliumin radioaktiivinen isotooppi ⁴⁰K. Uraanin ja toriumin hajoamistuotteilla tarkoitetaan noin 30 radioaktiivista ainetta, jotka muodostuvat, kun niiden lähtöaineet hajoavat puoliintumisaikansa mukaisesti. Siksi puhutaan yleensä uraanin ja toriumin hajoamissarjoista.

Puut, kuten kaikki kasvit, tarvitsevat ravinteita. Ravinteiden otto tapahtuu juuriston avulla. Samalla puuhun siirtyy myös radioaktiivisia aineita. Radioaktiivisten aineiden siirtyminen puuhun riippuu siirtyvän aineen kemiallisista ominaisuuksista sekä maaperän fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista. Maaperän luonnon radioaktiivisista aineista kasveihin siirtyy tehokkaimmin kaliumin lisäksi lyijy (²¹⁰Pb), polonium (²¹⁰Po) sekä radiumin isotoopit (²²⁶Ra ja ²²⁸Ra). Kasveissa, joiden elinikä on pitkä, voi esiintyä myös toriumin isotooppia ²²⁸Th. Valtaosa kasvien sisältämästä ²²⁸Th:sta on kuitenkin syntynyt kasviin siirtyneestä ²²⁸Ra:sta, sillä aktinoidien siirtyminen kasveihin juuriston kautta on erittäin heikkoa. Aktinoidien kemialliset ominaisuudet selittävät myös sen, miksi kasveissa on tyypillisesti erittäin vähän hajoamissarjojen lähtöaineita uraania ja toriumia. Luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuutta puussa/siirtymistä puuhun on tutkittu vähän (poikkeuksena kalium, jota on aina vakiomäärä luonnon kaliumista) eikä esim. IAEA:n tekninen raportti 472 (2010) anna siirtokertoimia kuin cesiumille ja strontiumille. Siksi tässä valvontahankkeessa mitattiin myös gamma-aktiivisten luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuudet valikoidussa aineistossa.

Luonnon radioaktiiviset aineet on huomioitu rakennusmateriaalien valvonnassa, koska rakennusmateriaaleista lähtevä gammasäteily on tyypillisesti niistä peräisin. Valvonnassa käytetään apuna indeksiä, jonka laskennassa tarvitaan ²³²Th, ²²⁶Ra ja ⁴⁰K:n pitoisuudet. Indeksä on kuitenkin puutavaran osalta harhaanjohtava, sillä puutavara ei juuri sisällä ²³²Th:a. Myöskään uraanin ja toriumin hajoamissarjojen ei voida olettaa olevan tasapainossa toisin kuin kivitavaran, jonka valvontaan indeksi on tarkoitettu. Tämän vuoksi tässä raportissa arvioidaan laskennallisesti puutavaran luonnon radioaktiivisista aineista koituva säteilyannos esimerkki puutalon asukkaille.

Tämän tutkimuksen päätavoitteena oli uuden tiedon tuottaminen kotimaisen puutavaran ¹³⁷Cs:n aktiivisuuspitoisuuksista 2010-luvulla sekä puutavarasta ihmiselle aiheutuvan säteilyannoksen arviointi.

3 Aineisto ja menetelmät

3.1 Näytteenotto

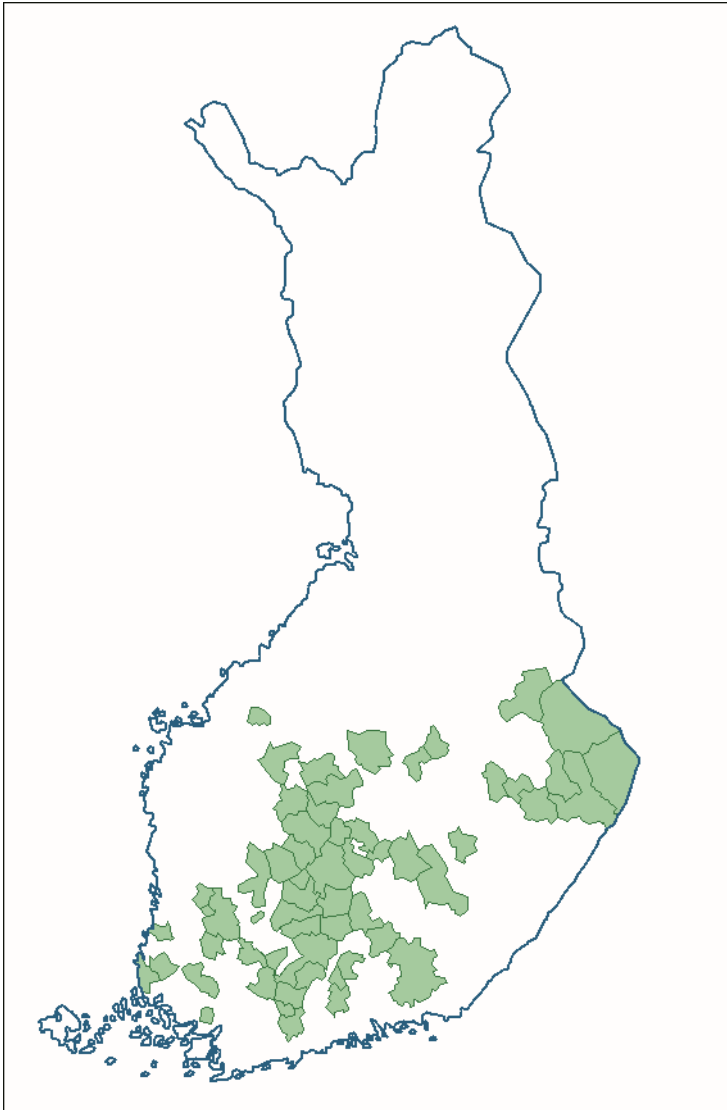
Metsäteollisuus toimitti projektia varten näytteet syksyllä 2013. Näytteenotto tehtiin samalla menetelmällä kuin 1990-luvun tutkimuksessa (Rantavaara, 1996), jotta saatiin vertailukelpoisia näytteitä. Näytteenotto kohdistettiin niin sanotulle päälaskeuma-alueelle Etelä- ja Keski-Suomeen, jotta saatiin selville ¹³⁷Cs:n maksimipitoisuudet. Yksi tutkimukseen osallistuva yritys valittiin lievän laskeuman alueelta Itä-Suomesta koko vaihteluvälin selvittämistä varten. Näytteiden mukana pyydettiin tieto puulajista ja puun alkuperäkunnasta. Näytteitä saatiin yhteensä 59 kunnasta. Näytteiden alueellinen alkuperä on esitetty kuvassa 1. Tšernobyl-laskeuman ¹³⁷Cs-aktiivisuus on esitetty kuvassa 2.

Tutkittavat puulajit olivat kuusi, mänty ja koivu riippuen sahan tai vaneritehtaan käyttämistä puulajeista. Vaneritehtaita otettiin mukaan tutkimukseen, jotta saatiin näytteitä koivusta. Näytteet otettiin puutavaran vastaanoton yhteydessä suoraan kuormista. Näytteet olivat tyvitukkien latvoista sahattuja kuorellisia, noin 2 cm paksuisia puukiekkkoja. Yksi analysoitava näyte edusti yhtä tukki kuormaa, ja muodostui viidestä eri puusta sahatusta kiekosta. Koostenäytteiden avulla saavutettiin näytteiden parempi edustavuus. Viiden puukiekkon nippuja oli yhteensä 82, lisäksi yksi nippu sisälsi kolme puukiekkkoa. Siten yksittäisiä kiekkoja oli yhteensä 413.

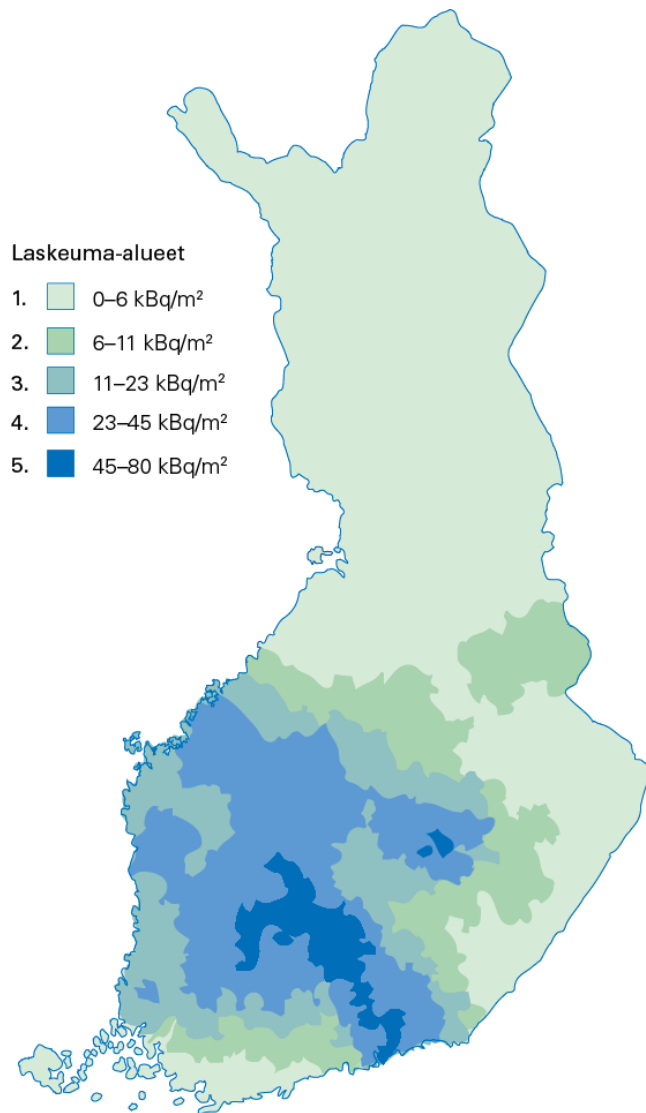
Näytteiden jakauma puulajeittain ja laskeuma-alueittain on esitetty taulukossa 1.

Taulukko 1. Näytteiden jakauma puulajien ja ¹³⁷Cs:n laskeuma-alueiden mukaan. Suluissa on näytetty, kuinka monesta näytteestä analysoitiin puuaineksen lisäksi kuorikerros.

Puulaji	Näytemäärät eri laskeuma-alueilla					
	Alue 1	Alue 2	Alue 3	Alue 4	Alue 5	Yhteensä
Mänty	8	1	4	11 (1)	6 (4)	30 (5)
Kuusi	-	3	8	11	9 (5)	31 (5)
Koivu	-	2	8	7 (2)	5 (3)	22 (5)
Yhteensä	8	6	20	29 (3)	20 (12)	83 (15)



Kuva 1. Puunäytteiden alkuperäkunnat. Näytteet ovat viideltä sahalta ja kahdelta vaneritehtaalta.



Kuva 2. ¹³⁷Cs-laskeuma Tšernobylin ydinvoimalan onnettomuudesta vuonna 1986 (Arvela ym, 1990). Esitetyt lukuarvot ovat kuntakohtaisia keskiarvoja. Radioaktiivisesta hajoamisesta johtuen laskeuman aktiivisuus on vuonna 2015 noin puolet tästä.

3.2 Näytteiden analysointi

STUKin laboratoriossa puukiekoista mitattiin yksitellen halkaisija ja paksuus ja punnittiin tuorepaino (taulukko 2). Näytteet esikäsiteltiin siten, että puukiekoista irrotettiin puukolla kuori ja nila omaksi näytteeksi. Puuainesosat pakastettiin ja kuoret ja nilat kuivattiin (105 °C, 16 h, kuiva-aineprosentin määrittäminen).

STUK teetti näytteiden haketuksen ja jauhatuksen Teknologian tutkimuskeskus VTT:llä tarjouskilpailun perusteella. Pakastetut puukiekot sulatettiin STUKin laboratoriossa ennen toimitusta VTT:lle. VTT:llä puuaines- ja kuorinäytteet kuivattiin puhdistetussa kuivauskaapissa yön yli 70 °C:ssa. Ensimmäisessä näyte-erässä havaittiin irtolikaa, joka poistettiin ennen kuivausta. Jokainen kuiva puukiekkopilkottiin kirveellä pienemmiksi palasiksi ennen jauhatusta. Puukiekot jauhettiin Kamas Industries AB:n hakkurilla Kvarn BAH3-30, jossa käytettiin 2 mm seulalevyä. Kuorinäytteet jauhettiin analyyssimyllyllä Fritsch Pulverisette 19, jossa käytettiin 1 mm reikäkoolla varustettua seulalevyä. Hakkuri ja analyyssimylly puhdistettiin ennen jokaista näytettä paineilmalla, kostealla pyyhkeellä ja imurilla kontaminaation estämiseksi. Myös käytetyt näyteastiat puhdistettiin pyyhkimällä ja paineilmalla jokaisen näytteen jauhatusta varten. Jauhetut näytteet toimitettiin muovipusseihin ja pahvilaatikoihin pakattuna STUKille (Lahtinen, 2014).

Taulukko 2. Kuorellisten puukiekkojen halkaisija, paksuus ja paino (puukiekot mitattu yksittäin).

	Keskiarvo	Minimi	Maksimi
Halkaisija (cm)	24	15	36
Paksuus (cm)	2,5	0,5	6,1
Tuorepaino (g)	911	112	3117

Gammaspektrometriset radionuklidimääritykset tehtiin käyttäen STUKin akkreditoitua menetelmää (FINAS, T167/M04/2003, Gammaspektrometria, Sisäinen ohje VALO 4.5, Sisäiset menetelmät: STUK-VALO-4, Modifioitu IEC 61452:1995 (International standard IEC 61452, 1995). Kaikista puuainesnäytteistä sekä valituista kuorinäytteistä (15 kpl) mitattiin ¹³⁷Cs:n ja ⁴⁰K:n aktiivisuuspitoisuus. Mittauksen jälkeen määritettiin näytteiden kuiva-ainepitoisuus (105 °C, 16 h). Valituista kymmenestä puuainesnäytteestä mitattiin lisäksi tuhittamalla ²²⁶Ra ja toriumsarjan gamma-aktiiviset aineet (400 – 450 °C, tuhkaprosentin määrittäminen).

Mittauksissa näyte laitettiin 500 ml kokoiseen Marinelli-astiaan, joka asetettiin ilmaisimen päälle. Mittauksiin käytettiin HPGe puolijohdespektrometrejä, jotka oli sijoitettu 6” paksun lyijysuojan sisälle. HPGe-ilmaisimen suhteellinen tehokkuus oli 30-50 % ja puoliarvonleveys 1,7-1,9 keV 1332 keV:n kohdalla. Mittausaika vaihteli 5 tunnista 65 tuntiin näytteen aktiivisuudesta riippuen. Tuhitetut näytteet laitettiin tilavuudeltaan 100 ml ja halkaisijaltaan 72 mm olevaan purkkiin. Purkki laitettiin edelleen alumiiniseen vakuumpussiin, joka vakumoitiin. Vakumoinnin jälkeen purkkia seisotettiin vähintään 3 viikkoa, jotta puuaineksessa olevat Rn-222 tytärnuklidit saavuttavat tasapainon. Varsinaiset tuhittettujen näytteiden gammaspektrometriset mittaukset suoritettiin edellä kuvatulla tavalla mittausajan ollessa 21-27 tuntia. Gammaspektrien analysoinnissa ja aktiivisuuspitoisuuden määrittämisessä käytettiin ympäristönäytteiden spektrien käsittelyä varten kehitettyä GAMMA-ohjelmaa (Sinkko, 1981; Klemola ja Leppänen, 1997). Aktiivisuuspitoisuuksien määrittämisessä käytettiin seuraavia gammapiikkejä:

^{137}Cs	661,7 keV
^{40}K	1460,8 keV
^{226}Ra	295,2 keV (^{214}Pb), 351,9 keV (^{214}Pb), 609,3 keV (^{214}Bi), 1120,3 keV (^{214}Bi), 1764,5 keV (^{214}Bi)
Toriumsarja	338,3 keV (^{228}Ac), 911,2 keV (^{228}Ac), 583,2 keV (^{208}Tl), 2614,5 keV (^{208}Tl).

^{226}Ra :n ja toriumsarjan kohdalla tulos laskettiin useasta piikistä käyttäen kustakin piikistä saatua aktiivisuutta painottaen sitä varianssin käänteisluvulla painotettua keskiarvoa. Tulosten kokonaisepävarmuus (1σ) muodostuu pääasiassa mittalaitteiston kalibroinnin epävarmuudesta ja mittauksen tilastollisesta epävarmuudesta. Pienien aktiivisuuspitoisuuksien kohdalla mittausten tilastollinen epävarmuus on hallitsevin epävarmuuden lähde. Eri nuklidien epävarmuudet olivat seuraavat:

^{137}Cs	4 – 27 % (keskiarvo 6 %)
^{40}K	5 – 41 % (keskiarvo 17 %)
Toriumsarja	13 – 97 % (keskiarvo 34 %)
^{226}Ra	6 – 14 % (keskiarvo 8 %).

3.3 Tulosten käsittely

Mittaustulokset laskettiin 80 %:n kuiva-ainepitoisuutta kohti ottaen huomioon myös puun kuivatuksessa haihtuneen veden. Tyypillinen kuiva-ainepitoisuus kuivatuksen jälkeen oli 96-98 %. Näin saadut tulokset vastaavat rakennuspuun pitoisuuksia. Pitoisuudet korjattiin radioaktiivisen hajoamisen suhteen siten, että ne vastaavat pitoisuutta näytteenottopäivänä. Cesiumpitoisuuden vaihtelua tutkittiin varianssianalyysillä käyttäen Statgraphics-ohjelmistoa.

4 Tulokset

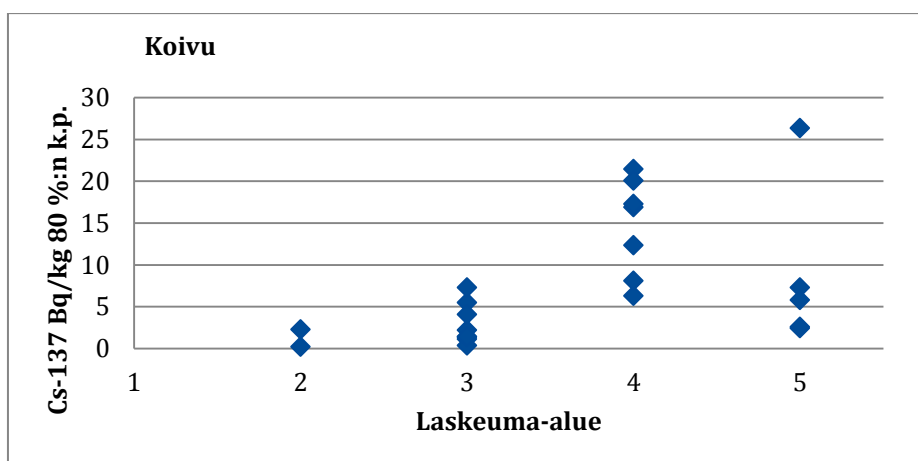
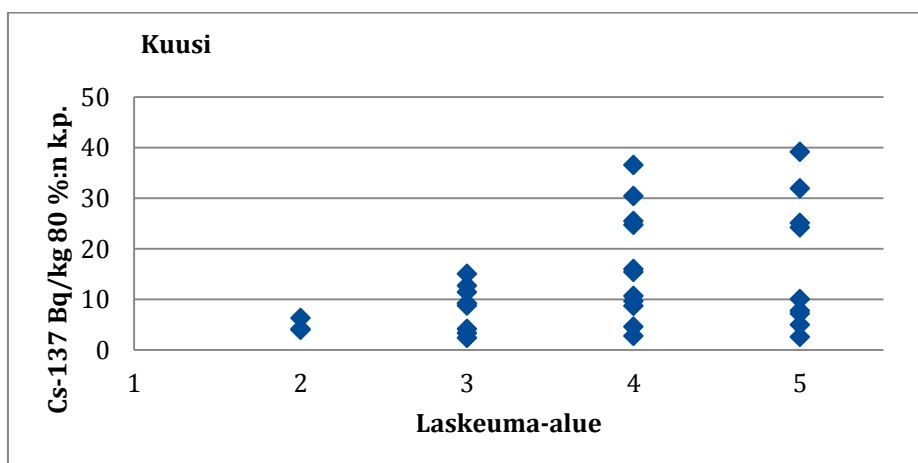
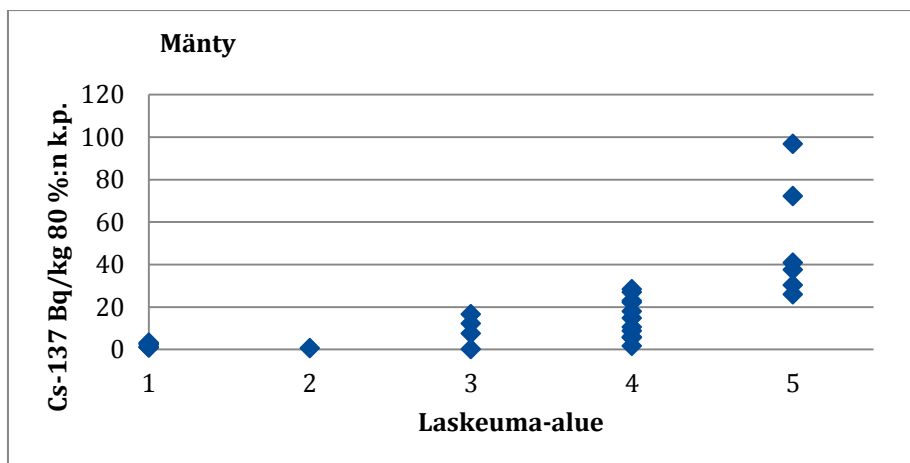
4.1 Puuaineksen ^{137}Cs :n, ^{40}K :n, toriumsarjan ja ^{226}Ra :n aktiivisuuspitoisuudet

Kuoritun puuaineksen ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuus vaihteli välillä 0,1 – 97 Bq/kg (80 %:n kuiva-ainepitoisuutta kohti) riippuen puun alkuperäkunnan laskeuman aktiivisuudesta (taulukko 3, kuva 3). Cesiumpitoisuuden vaihtelu puulajien välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää (ANOVA, p-arvo = 0.0711).

Laskeuma-alue vaikutti puuaineksen ^{137}Cs -pitoisuuteen tilastollisesti merkitsevästi (ANOVA, p-arvo < 0.0001). Pitoisuuksien hajontaa selittää osaltaan se, että metsikön kasvuolosuhteet kuten maan viljavuus vaikuttavat radiocesiumin kulkeutumiseen puuhun. Näin ollen puun cesiumpitoisuus voi vaihdella metsikkökohtaisesti samassakin kunnassa.

Taulukko 3. Kuoritun puuaineksen ^{137}Cs :n, ^{40}K :n, toriumsarjan ja ^{226}Ra :n aktiivisuuspitoisuudet puulajeittain kaikilla laskeuma-alueilla. Pitoisuudet on annettu 80 %:n kuiva-ainepitoisuutta koh-
ti.

Puulaji	^{137}Cs Bq/kg	^{40}K Bq/kg	Toriumsarja Bq/kg	^{226}Ra Bq/kg
Koko aineisto				
Havaintojen määrä	83	82	10	10
Keskiarvo	13	11	0.11	0.41
Mediaani	8.1	9.9	0.10	0.38
Keskihajonta	16	4.1	0.06	0.28
Minimi	0.1	5.4	0.05	0.12
Maksimi	97	30	0.20	1.02
Mänty				
Havaintojen määrä	30	30	5	5
Keskiarvo	17	9.3	0.07	0.19
Mediaani	9.6	8.9	0.06	0.16
Keskihajonta	22	2.2	0.03	0.08
Minimi	0.1	5.8	0.05	0.12
Maksimi	97	14	0.11	0.30
Kuusi				
Havaintojen määrä	31	30	5	5
Keskiarvo	14	9.3	0.16	0.63
Mediaani	9.7	9.0	0.15	0.52
Keskihajonta	11	2.7	0.05	0.23
Minimi	2.4	5.4	0.09	0.46
Maksimi	39	15	0.20	1.02
Koivu				
Havaintojen määrä	22	22	-	-
Keskiarvo	7.8	15		
Mediaani	5.6	14		
Keskihajonta	7.7	4.7		
Minimi	0.2	9.9		
Maksimi	26	30		



Kuva 3. Puuaineksen ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuus puulajeittain eri laskeuma-alueilla.

Maaperässä esiintyy ihmisen tuottamien radioaktiivisten aineiden lisäksi luonnon radioaktiivisia aineita. Näistä merkittävimmät ovat kaliumin radioaktiivinen isotooppi ^{40}K sekä uraanin ja toriumin muodostamat hajoamissarjat. Luonnon kaliumista on 0,0117 % isotooppia ^{40}K , joka on beta-aktiivinen aine ja joka lähettää myös gammasäteilyä. Uraani- ja toriumsarja kattavat noin 30 radioaktiivista ainetta, joissa lähtöaineena on joko uraani (^{238}U) tai torium (^{232}Th). Sarjassa olevat aineet edustavat eri alkuaineita ja eri säteilylajeja. Tehokkaimmin näistä alkuaineista kasvillisuuteen siirtyvät radium, lyijy ja polonium.

Luonnon radioaktiivisia aineita kulkeutuu siis puuhun veden ja ravinteiden oton yhteydessä. Taulukosta 3 näemme, että uraanisarjaan kuuluvaa ^{226}Ra -isotooppia esiintyy noin kolme kertaa enemmän kuusipuussa kuin männyssä. Koska näyte-aineisto oli hyvin pieni (5 näytettä kustakin puulajista), tulokset antavat siis vain viitteitä, että radium kertyisi kuusipuuhun tehokkaammin kuin mäntyyn.

^{226}Ra :n puoliintumisaika on pitkä, 1600 vuotta ja tämän vuoksi se ei ehdi hävitä puuaineksesta puun elinkaaren aikana. Toriumsarjaan kuuluvan ^{228}Ra :n puoliintumisaika on selvästi lyhyempi, 5,75 vuotta. Hajotessaan se tuottaa toriumin isotooppia ^{228}Th , joka havaittiin gammaspektrometrisissä mittauksissa. Suoraan toriumsarjan mittaustuloksista ei kuitenkaan voida päätellä puuaineksen ^{228}Ra -pitoisuutta, sillä aktiivisuustasapainon muodostumiseen kuluu useita vuosia ja ravinteiden siirtyminen puuhun ja translokaatio puussa jatkuvat puun koko elinkaaren ajan.

Luonnon radioaktiivisten aineiden siirtymisestä puuainekseen on vähän julkaistua tutkimustietoa. Kaikilla kasveilla aktinoidien (uraani ja torium) juuriotto on kuitenkin tunnetusti heikkoa. Štok ym. (2011) tutkivat uranikaivoksen jätealueiden päällä kasvaneiden mäntyjen ja kuusien (ikä 9 – 13 vuotta) radioaktiivisuutta ja havaitsivat, että ^{238}U - ja ^{230}Th -pitoisuudet olivat männyn puuaineksessa 25 ja 40 mBq/kg (kp.). Kuusen puuaineksessa vastaavat pitoisuudet olivat 16 ja 134 mBq/kg (kp.). Maaperän radionuklidipitoisuuksista (559 Bq/kg ^{238}U , 3930 Bq/kg ^{230}Th) voidaan laskea uraanin siirtokertoimeksi männylle $2,5 \cdot 10^{-5}$ ja $1,6 \cdot 10^{-5}$ kuuselle. Toriumin siirtokertoimeksi saadaan männylle $1,0 \cdot 10^{-5}$ ja $3,4 \cdot 10^{-5}$ kuuselle. Koska Suomen maaperän keskimääräinen ^{238}U -pitoisuus on noin 41 Bq/kg ja ^{232}Th -pitoisuus 46 Bq/kg, voimme olettaa, että havupuiden puuaineksen uraani- ja toriumpitoisuudet ovat vain millibecquerelin luokkaa kilogrammassa kuivaa puuainesta (Koljonen, 1992).

Radiumin isotooppien juuriotto sitä vastoin oli kohtalaista Štok ym. (2011) tutkimuksessa. ^{226}Ra -pitoisuudet männyssä ja kuusessa olivat keskimäärin 4 ja 110 Bq/kg (kp.). Maaperän ^{226}Ra -pitoisuudesta (8630 Bq/kg) lasketut siirtokertoimet olivat $4,8 \cdot 10^{-4}$ männylle ja $1,3 \cdot 10^{-2}$ kuuselle. Suomessa maaperän ^{226}Ra -pitoisuus on samaa luokkaa kuin ^{238}U :n, joten nuoren männyn ja kuusen ^{226}Ra -pitoisuuksien voidaan olettaa olevan vastaavasti 20 ja 500 mBq/kg (kp.). Ravinteiden siirtymiseen vaikuttavat kuitenkin voimakkaasti kasvupaikan ravinneolosuhteet ja miten liukoisessa (bio-saatavassa) muodossa ravinteet ovat. Lisäksi luonnon radionuklidien konsentraatio maaperässä vaihtelee maalajeittain tyypillisesti yhden kertaluokan vaihteluvälillä, joten tässä hankkeessa mitatut arvot ovat samankaltaisia kirjallisuuden perusteella tehtyjen arvioiden kanssa.

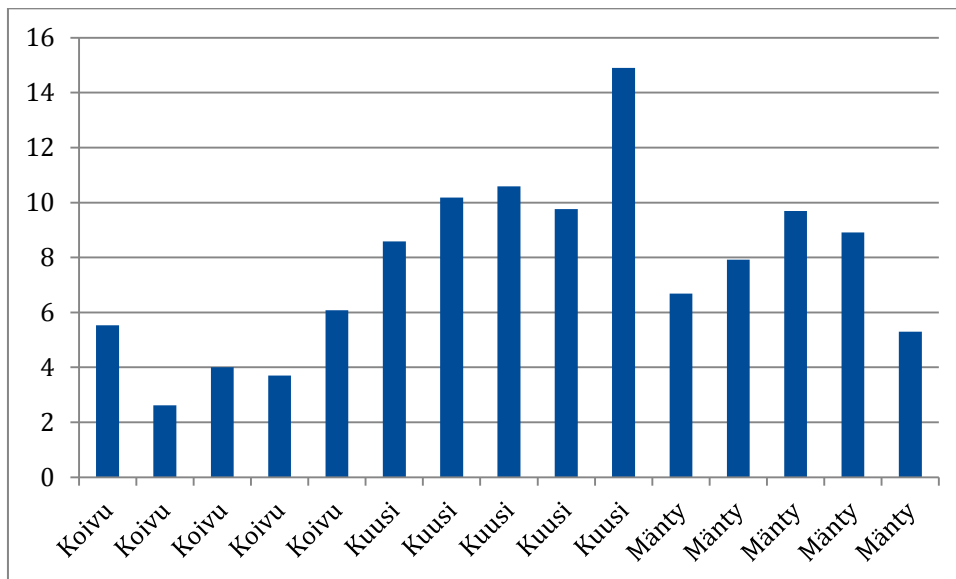
^{40}K :n aktiivisuuspitoisuuden voi muuntaa kaliumpitoisuudeksi kertoimella 33 mg/Bq. Puunäytteiden kaliumpitoisuuden keskiarvo oli 11 Bq/kg, joka vastaa arvoa 360 mg/kg (kuivassa puussa arvoa 450 mg/kg). Mitatut kaliumpitoisuudet ovat yhtäpitävä kirjallisuudessa raportoitujen arvojen kanssa.

4.2 Kuoren ¹³⁷Cs:n ja ⁴⁰K:n aktiivisuuspitoisuudet

Kuoren ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuus vaihteli välillä 10 - 766 Bq/kg puulajista ja puun alkuperäkunnasta riippuen (taulukko 4). Suurimmat pitoisuudet havaittiin männyssä, pienimmät koivussa. Kuoren ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuus oli 3-15-kertainen puuainekseen verrattuna, koivulla 3-6-kertainen, havupuilla 5-15-kertainen (kuva 4).

Taulukko 4. Kuoren ¹³⁷Cs- ja ⁴⁰K-aktiivisuuspitoisuudet puulajeittain laskeuma-alueilla 4 ja 5. Pitoisuudet on annettu 80 %:n kuiva-ainepitoisuutta kohti.

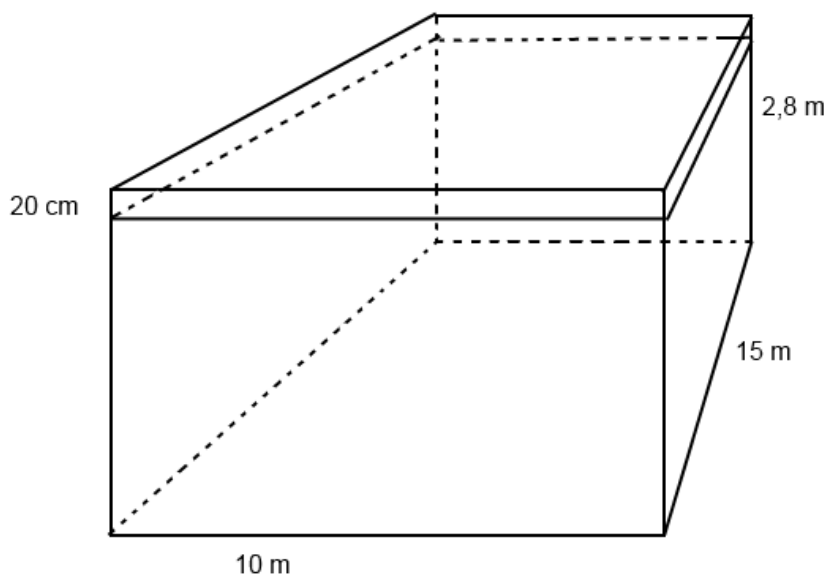
Puulaji	¹³⁷Cs Bq/kg	⁴⁰K Bq/kg
Mänty		
Havaintojen määrä	5	5
Keskiarvo	399	48
Mediaani	251	46
Keskihajonta	286	15
Minimi	120	34
Maksimi	766	72
Kuusi		
Havaintojen määrä	5	5
Keskiarvo	170	61
Mediaani	107	59
Keskihajonta	119	11
Minimi	74	48
Maksimi	336	77
Koivu		
Havaintojen määrä	5	5
Keskiarvo	43	39
Mediaani	35	42
Keskihajonta	26	11
Minimi	10	20
Maksimi	69	48



Kuva 4. Kuoren ja puuaineksen ^{137}Cs -aktiivisuuspitoisuuksien suhde eri puulajeilla laskeuma-alueilla 4 ja 5.

4.3 Säteilyannos puutalossa asumisesta

Ulkoisen gammasäteilyn aiheuttamaa annosta puutalossa asuville arvioitiin laatimalla laskennallinen mallitalo. Tyypillisen hirsitalon pinta-ala on 150 m^2 ja tavallisin hirren paksuus on 204 mm (tiedot saatu puhelimesta hirsitalojen toimittajalta). Näillä perusteilla laadittiin laskennallinen hirsitalo (kuva 5). Asunnon lattia oli kauttaaltaan lankkulattiaa (paksuus 3 cm) ja katto oli paneeloitu $1,5 \text{ cm}$ paksuisella puupaneelilla $2,6$ metrin korkeudella.



Kuva 5. Laskennassa käytetyn puutalon dimensiot. Hirsiseinién paksuus oli $20,4 \text{ cm}$, puulattian paksuus 3 cm ja kattopaneelin (korkeudella 260 cm) paksuus $1,5 \text{ cm}$. Laskennan yksinkertaistamiseksi taloon ei laadittu ikkunoita eikä kattopaneelin lisäksi muita kattorakenteita.

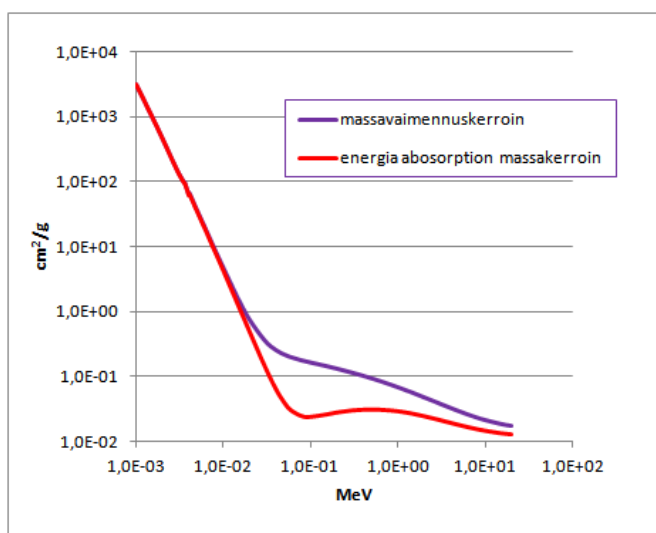
Ilmakerma (absorboitunut annos ilmassa) laskettiin WinMat -tietokoneohjelmalla, joka perustuu Markkasen huonemalliin ja Materia-koodiin (Markkanen, 1995). Ohjelma operoi kolmiulotteisessa karteesisessä koordinaatistossa (x -, y - ja z -akselit) ja laskee ilmakerman homogeenisille ker-

roksille, jotka voidaan sijoittaa mallintamaan talon lattiaa, seiniä ja kattoa. Ohjelma mahdollistaa kahden päällekkäisen kerroksen asettamisen säteilyn vaimentumisen arvioimiseksi. Sironta huomioidaan kertymätekijällä, joka lasketaan Berger–Seltzerin yhtälöllä, joka on laajennettu kattamaan kaksi päällekkäistä kerrosta.

Puun kuivatiheytenä käytettiin arvoa 500 kg/m^3 , joka on tyypillinen männyn kuivatiheys. Ympäristössä, jossa ilman suhteellinen kosteus on 40 %, on puun kosteusprosentti n. 10 % (Holmberg ja Sandberg, 1997). Näin ollen laskuissa käytettiin tiheyden arvoa 556 kg/m^3 .

Kuivan puun alkuainekoostumuksena käytettiin seuraavaa: C (50 %), O (42 %), H (6 %), N (1 %), Ca (0,7 %), K (0,3 %). Kun osuudet muunnetaan puun 10 %:n kosteudelle, saadaan huonekosteaan puun alkuainekoostumukseksi: C (45 %), O (46,7 %), H (6,5 %), N (0,9 %), Ca (0,63 %), K (0,27 %). Kunkin alkuaineen gammasäteilyn massavaimennuskertoimien ja energia-absorption massakertoimien perusteella laskettiin ko. kertoimet huonekostealle puulle (NIST Standard Reference Database 126) (Kuva 6).

Ilmakerma muunnettiin efektiiviseksi annokseksi olettamalla isotrooppinen geometria, ts. kehoon kohdistuu säteilyä joka suunnasta yhtä paljon. Tätä geometriaa käytetään usein asunnoissa arvioitavalle efektiiviselle annokselle. Cesium-137:n gammalle muuntokerroin oli $0,69 \text{ Sv/Gy}$ (ICRU, 1998).



Kuva 6. Gammasäteilyn massavaimennus- ja energia-absorption massakertoimet puulle.

Laskuissa oletettiin, että kaikissa puurakenteissa cesium-137 -pitoisuus oli 100 Bq/kg (Talukko 5). Tämä pitoisuus aiheuttaa laskennallisessa talossa efektiivisen annosnopeuden, joka on keskimäärin 5 nSv/h . Arviossa ei huomioitu puurakenteiden aiheuttamaa luonnon taustasäteilyn vaimentumista eikä talossa ollut ikkunoita, joten tältä osin laskenta yliarvioi annosnopeutta. Toisaalta, laskennalliselle talolle ei laadittu kattorakenteita, joten täältä osin laskenta aliarvioi annosnopeutta. Joka tapauksessa laskentamme antaa tässä suuruusluokan, jonka cesium-137 puurakenteissa voi aiheuttaa.

Taulukko 5. Laskennalliset efektiiviset annosnopeudet puutalossa, 1 m korkeudella lattiasta, kun kaikkien puurakenteiden Cs-137 -pitoisuus on 100 Bq/kg.

		Arviointipisteen x-koordinaatti (seinä 10 m)				
		1 m	3 m	5 m	7 m	9 m
Arviointipisteen y-koordinaatti (seinä 15 m)	14 m	6 nSv/h	5 nSv/h	5 nSv/h	5 nSv/h	6 nSv/h
	7,5 m	5 nSv/h	3 nSv/h	3 nSv/h	3 nSv/h	5 nSv/h
	1 m	6 nSv/h	5 nSv/h	5 nSv/h	5 nSv/h	6 nSv/h

Sisätiloissa oleskeluajaksi vuodessa käytetään 7000 tuntia. Eli 100 Bq/kg cesium-137:ää puurakenteissa aiheuttaa arviolta 0,03 mSv:n suuruisen efektiivisen annoksen vuodessa. Suurin mitattu puun cesium-137 -pitoisuus oli 97 Bq/kg. Cesiumin aiheuttama efektiivinen annos vuodessa on tällöin n. 0,03 mSv, joka jää selvästi alle toimenpidearvon 1 mSv vuodessa (Ohje ST 12.2).

Vastaava laskenta tehtiin myös isotoopeille ^{40}K ja ^{226}Ra . Puutavarassa esiintyvä ^{40}K aiheuttaa noin neljäsosan siitä ilmakehästä, jonka sama pitoisuus ^{137}Cs :ää aiheuttaa. Koska puutavaran suurin mitattu ^{40}K -pitoisuus oli 30 Bq/kg, on ^{40}K :n aiheuttama annos puutalossa asuvalle korkeintaan 0,003 mSv vuodessa, kun annoskonversiona käytetään arvoa 0,74 Sv/Gy.

^{226}Ra lähettää gammasäteilyä ja tuottaa useita gamma-aktiivisia tytärnuklideja. Tästä johtuen sen aiheuttama ilmakehäpitoisuusyksikköä kohti on noin kolminkertainen verrattuna ^{137}Cs :ään, jos oletetaan, että kaikki tytärnuklidit pysyvät kiinni puurakenteessa (^{226}Ra :n tytärnuklidi on kaasumainen radon, joka vapautuu osittain sisäilmaan). Koska suurin mitattu ^{226}Ra -pitoisuus oli vain noin 1 Bq/kg, muodostuu ^{226}Ra :n aiheuttamaksi efektiiviseksi annokseksi enimmillään vain noin 0,001 mSv vuodessa, kun annoskonversiona käytetään arvoa 0,70 Sv/Gy.

Puutavaran cesium-137 -pitoisuudet ovat tulosten perusteella koko Suomessa niin pienet, ettei puurakenteisissa taloissa tapahdu toimenpidearvon 1 mSv/v ylityksiä. Luonnon radioaktiivisista aineista aiheutuva efektiivinen annos on merkityksetön.

5 Johtopäätökset

Metsien radiocesiumjakauma muuttuu yhä erittäin hitaasti, ja puutavaran ^{137}Cs -pitoisuudet eivät merkittävästi muutu tulevaisuudessa. Pitoisuuksia vähentää lähinnä cesiumin radioaktiivinen hajoaminen, joka vastaa 2,3 %:n vähennystä vuosittain. Puutalon asukkaille cesium-137:stä aiheutuva säteilyannos on koko Suomessa alle toimenpidearvon, joka on 1 mSv vuodessa. Luonnosta peräisin olevat radioaktiiviset aineet aiheuttavat merkityksettömän pienen säteilyannoksen.

Kotimaisen puutavaran käyttöä ei tarvitse rajoittaa puuaineksen ^{137}Cs -pitoisuuksien takia. Puutavaran ^{137}Cs -pitoisuuksia on kuitenkin syytä seurata esimerkiksi seuraavien 10 – 20 vuoden aikana ainakin laskeuma-alueella 5, kunnes hakkuuvaiheessa olevan puuston pitoisuuksien väheneminen on näytemittauksin osoitettu.

Kiitokset

Saha- ja vaneriteollisuus toimittivat projektia varten näytteet puutavaran vastaanoton yhteydessä. Näytteiden hankinnan organisoivat tutkija Virve Vetikko STUKista ja puutuoteteollisuusasiantuntija Saija Korpijaakko Metsäteollisuus ry:stä. Yhteydenotoista sahoille ja vaneritehtaille vastasivat Saija Korpijaakko ja toimitusjohtaja Kai Merivuori Suomen Sahat ry:stä. Yhteensä seitsemän yritystä vastasi myönteisesti osallistumiskutsuun.. STUK teetti näytteiden haketuksen ja jauhatuksen Teknologian tutkimuskeskus VTT:llä tarjouskilpailun perusteella. Palveluvastaavana toimi erikoistutkija Panu Lahtinen VTT:ltä.

Näytteiden esikäsittelystä ja gammaspektrometrisista radionuklidimäärityksistä vastasivat laboriomestari Tuula Korttinen, tutkimusassistentti Hannele Koukkula, erikoistutkija Ari-Pekka Leppänen ja erikoistutkija Seppo Klemola STUKista.

Kiitämme kaikkia projektiin osallistuneita henkilöitä hyvästä yhteistyöstä.

Kirjallisuus

Arvela H, Markkanen M, Lemmelä H. Mobile survey of environmental gamma radiation and fall-out levels in Finland after the Chernobyl accident. *Radiation Protection Dosimetry* 32 (No 3); 1990. 177-184.

Calmon P, Thiry Y, Zibold G, Rantavaara A, Fesenko S. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: A review. *Journal of Environmental Radioactivity* 2009, 100 (9), pp. 757-766.

Fesenko SV, Soukhova NV, Sanzharova NI, Avila R, Spiridonov SI, Klein D, Lucot E, Badot P-M. Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs by forest trees following the Chernobyl accident. *Radiat Environ Biophys*; 2001; 40; pp. 105-113.

Fogh CL, Andersson KG. Dynamic behavior of ^{137}Cs contamination in trees of the Briansk region, Russia. *The Science of the Total Environment*; 2001; 269; pp. 105-115.

Goor F, Thiry Y. Processes, dynamics and modeling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations. *The Science of the Total Environment*; 2004; 325; pp. 163-180.

Holmberg H, Sandberg D. Structure and properties of Scandinavian Timber. HoS Grenarna HB: Stockholm, 1997.

IAEA Technical Reports Series No. 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Wien: 2010, IAEA.

ICRU. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection Against External Radiation. ICRU Report 57. ICRU: Bethesda, 1998.

Klemola S, Leppänen A. GAMMA-97 – Gamma-Ray Spectrum Analysis Programme. Documentation and User's Manual. STUK, Helsinki; 1997.

Koljonen T (toim.). Suomen geokemian atlas: Osa 2: Moreeni. Helsinki: Punamusta, 1992.

Lahtinen P. Puukiekkujen ja kuorinäytteiden jauhatus. Luottamuksellinen asiakasraportti. Teknologian tutkimuskeskus VTT. 2014, 9 s.

Lehto J. 20 vuotta Tshernobylin ydinonnettomuudesta – Ympäristö-, terveys- ja sosioekonomiset vaikutukset. Teoksessa Ikäheimonen T.K. Ympäristön radioaktiivisuus Suomessa – 20 vuotta Tshernobylistä. Symposium Helsingissä 25.-26.4.2006. STUK-A217. Helsinki 2006, 223 s.

Markkanen M. Radiation dose assessments for materials with elevated natural radioactivity, Report STUK-B-STO 32. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 1995.

McGee EJ, Synnott HJ, Johanson KJ, Fawaris BH, Nielsen SP, Horrill AD, Kennedy VH, Barbayiannis N, Veresoglou DS, Dawson DE, Colgan PA, McGarry AT. Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*; 2000; 48; pp. 59 – 78.

NIST Standard Reference Database 126. [<http://www.nist.gov/pml/data/xraycoef/>]. Viitattu 15.4.2015.

Nylén T, Plamboeck AH, Boson J. Temporal variations of ¹³⁷Cs in Scots pine. Teoksessa: Strand P, Brown J, Jolle T (toim.). International Conference on radioecology and environmental radioactivity, 15 – 20 June 2008, Bergen, Norway. Proceedings, pp. 274 – 277.

Ohje ST 12.2. Rakennusmateriaalien ja tuhkan radioaktiivisuus. STUK: Helsinki, 2010.

Plamboeck AH. Uptake of radionuclides with focus on cesium. Teoksessa: Vetikko V, Rantavaara A, Aro L, Plamboeck AH, Strålberg E (toim.). NKS-B FOREST Seminar, Helsinki, 7–8 October 2008. Proceedings. NKS-189. Roskilde, Denmark: Nordic Nuclear Safety Research; 2009.

Rantavaara A. Puutavaran radioaktiivisuus. STUK-A133. Helsinki; Säteilyturvakeskus; 1996.

Saxén R, Hänninen R, Ilus E, Sjöblom K-L, Rantavaara A, Rissanen K. Radioaktiiviset aineet ja ravinto. Teoksessa Pöllänen R. (toim.). Säteily ympäristössä. Säteilyturvakeskus, 2003. s. 202 – 243.

Sinkko K. Gammasppektrien tietokoneanalyysi näytemittauksissa. Licensiaattitutkielma, Helsingin yliopisto. Helsinki; 1981.

Steiner M. Dynamics of radionuclides in forest ecosystems. *Kerntechnik* 2004, 69, 5-6, pp. 227-232.

Strebl F, Gerzabek MH, Bossew P, Kienzl K. Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand. *The Science of the Total Environment*; 1999; 226; pp. 75 – 83.

Štok M, Smodiš B & Eler K. Natural radionuclides in trees grown on a uranium mill tailings waste pile. *Environ Sci Pollut Res* 2011, 18, 819–826.

Thiry Y, Goor F, Riesen T. The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Journal of Environmental Radioactivity*; 2002; 58; pp. 243 – 259.

UNSCEAR, 2011. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2008 Report. Volume II: Effects. Annex C. Radiation exposures in accidents. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

Yoshida S, Watanabe M, Suzuki A. Distribution of radiocesium and stable elements within a pine tree. *Radiation Protection Dosimetry*; 2011; Vol. 146, No. 1-3, pp. 326 – 329

Liite 1: Cesium-137:n käyttäytyminen metsäekosysteemissä

Laskeuman mukana metsään tullut radiocesium säilyy metsäekosysteemin ravinnekierrossa kymmeniä, jopa satoja vuosia, toisin kuin maatalousympäristössä, jonka ravinnekierrosta se poistuu huomattavasti nopeammin. Tämä johtuu mm. siitä, että helppoliukoinen cesium pysyy kauan metsämaan eloperäisessä pintakerroksessa ja on kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Maatalousmaassa cesium kiinnittyy savihiukkasiin ja siirtyy siten huonommin kasveihin. Lisäksi maatalousmaan lannoitus ja kyntö vähentävät cesiumin siirtymistä kasveihin (Saxén ym, 2003). Metsät ja metsän tuotteet kontaminoituvat pitkäaikaisesti laskeuman radiocesiumista, ja siten voivat aiheuttaa ulkoista ja sisäistä säteilyaltistusta metsien ja metsäntuotteiden käyttäjille jopa satojen vuosien ajan.

Laskeuman radionuklidien kulkeutumista metsäekosysteemissä voidaan kuvata seuraavasti: ilmakehässä olevat radionuklidit siirtyvät ilmasta puun latvuston pinnoille kuiva- tai märkälaskemuana. Neulasten tai lehtien pinnoilta osa nuklideista absorboituu pintakerrosten läpi sisempiin solukoihin. Latvustosta radionuklideja poistuu useiden prosessien kautta: kuivalaskeumaa poistuu esimerkiksi tuulen mukana, märkälaskemuana latvuston läpi satavan veden mukana ja sadeveden runkoyalunnan mukana. Karikkeen mukana puusta poistuu neulasissa, lehdistä, oksissa ja kuoressa olevia radionuklideja. Metsämaahan radionuklidit päätyvät sekä suoraan kuiva- ja märkälaskemuasta että mainittujen puun poistumisprosessien kautta. Maavedessä liukoisena olevat radionuklidit ovat kasveille ja puille käyttökelpoisessa muodossa, ja niitä siirtyy kasvien juuriin veden ja ravinteiden otossa. Juuriotto on vallitseva kulkeutumisreitti pitkällä aikavälillä. Puun sisäiseen ravinnekiertoön päätyneet radionuklidit siirtyvät puun eri osien välillä puun ravinnedynamiikan mukaan. Esimerkiksi uusien neulasten kasvaessa puu kerää niihin ravinteita ja niiden mukana cesiumia. Toisaalta ennen vanhojen neulasten karisemista osa niiden sisältämistä ravinteista (ja cesiumista) siirtyy talteen puun muihin osiin (Calmon ym, 2009; Steiner 2004).

Radionuklidien kulkeutumisdynamiikassa voidaan erottaa kaksi vaihetta: 1) varhaisvaihe, joka kestää 4-5 vuotta, ja jota luonnehtii radionuklidien nopea jakaantuminen puiden ja maaperän välillä, sekä 2) hitaiden muutosten vaihe, jota luonnehtii juurioton merkitys puun aktiivisuustasolle.

Pitkällä aikavälillä metsämaa on radionuklidien pääasiallinen varasto, ja juuriotto hallitsee radionuklidien kertymistä puubiomassaan. Juuriottoon vaikuttaa useita bioottisia ja abiottisia tekijöitä, kuten maalaji, maan kosteusolot, puulaji ja metsän puulajisuhteet sekä metsän ikä. Näin ollen radiocesiumin kertyminen puustoon vaihtelee alueellisesti kasvuolosuhteiden mukaan, ja kertymisessä voi siten olla eroja metsätyyppien välillä.

Liite 2: Tutkimusjulkaisut puun cesiumista

Näyttemittauksiin perustuvia tietoja puun ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuuksista Tšernobyl-laskeuman alueella on esitetty taulukossa 1. Aikaisempi yhteenveto puun cesiumpitoisuuksista vuoteen 1994 mennessä on annettu raportissa STUK-A133 (Rantavaara, 1996).

Taulukko 1. Puun ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuuksia eri maissa Tšernobyl-laskeuman alueella.

Valtio Maalaji ¹³⁷ Cs-laskeuma (kBq/m ²)	Puulaji Puun ikä	Puun osa	¹³⁷ Cs (Bq/kg kuiva- ainetta kohti)	Laskeuman ikä (vuosina) Näytteenottovuosi	Viite
Ruotsi Hiekkapodsoli Humuskerros 10 cm 54	Kuusi Mänty Koivu 100 v.	Puuaines Kuori	100 – 200 330 – 570	6 v. 1992	McGee ym. 2000
Ruotsi Regosoli 23 ± 9 (86-04-29)	Mänty 30 – 60 v. (1986)	Puuaines Kuori	1. 50 1500 2. 63 360 3. 120 500	1. 1 v. 1987 2. 10 v. 1996 3. 20 v. 2006	Nylén ym. 2008
Ruotsi Regosoli 136 (injektoitu Cs- 134)	Mänty 40 – 70 v.	Puuaines Kuori	63 360	10 v. 1996	Plamboeck ym. 2000
Itävalta dystric cambisol ^a 46 (Huom. referenssi- päivä oli 86-05-01, ei näytteenottopäi- vä)	Kuusi 60 – 70 v.	Puuaines Kuori	66 (keskiarvo) 264 (keskiarvo) (Huom. referenssi- päivä oli 86-05-01, ei näytteenotto- päivä)	10 v. 1996	Strebl ym. 1999
Valko-Venäjä Hiekkapodsoli	Mänty 26 – 33 v.	Puuaines Kuori	noin 1000 – 20 000 noin 8000	12 v. 1998	Yoshida ym. 2011
Valko-Venäjä dystric cambisol ^a 1746	Mänty 17 v.	Puuaines Sisäkuori Ulkokuori	6100 40 100 19 500 (Huom. referenssi- päivä oli 26.4.1986, ei näyt- teenottopäivä)	15 v.	Goor & Thiry 2004

a) Alkuperäisessä julkaisussa käytetty nimitys, ei suomenkielistä vastinetta.

Taulukko 1 (jatkoa). Puun ¹³⁷Cs-aktiivisuuspitoisuuksia eri maissa Tšernobyl-laskeuman alueella.

Valtio Maalaji ¹³⁷ Cs-laskeuma (kBq/m ²)	Puulaji Puun ikä	Puun osa	¹³⁷ Cs (Bq/kg kuiva- ainetta kohti)	Laskeuman ikä (vuosina) Näytteenottovuosi	Viite
Valko-Venäjä Turvepodsoli 1. 1462.1 ± 116.7 2. 1103.9 ± 228.3	Mänty 1. 17 v. 2. 58 v.	Puuaines Sisäkuori Ulkokuori	1. 4164 4164 9406 2. 2810 32033 8305 (Huom. referenssi- päivä oli 26.4.1986, ei näyt- teenottopäivä)	12 v. 1998	Thiry ym. 2002
Venäjä Hiekkamaa 2. 4200 ± 2200 (tehty syväkyntö) 3. 2950 ± 60 4. 1041 ± 4 5. 1200 ± 300	1. Koivu 10 v. 2. Mänty 10 v. 3. Mänty 45 v. 4. Mänty 21 v. 5. Tammi 13 v.	Kuori ja puuaines yhdistettynä -II- -II- -II- -II-	1. 44 - 52 2. 310 – 410 3. 4900 – 5700 4. 230 – 780 5. 1830	11 v. 1997	Fogh & Anders- son 2001
Venäjä 1. Soddy-podzolic loamy sand soil ^a 800 – 2300 ± 500 2. Humic podzolic gley loamy sand ^a 890 – 2850 ± 500 3. Turvemaa (humic- peat) 1000 – 1800 ± 280 1. Humic podzolic gley loamy sand ^a 890 – 2850 ± 500 2. Soddy-podzolic loamy sand soil ^a (tehty syväkyntö 50 v. aiemmin) 1600 ± 420	1. Mänty 50 v. 2. Mänty 55 v. 3. Mänty 30 v. 1. Koivu 40 v. 2. Koivu 35 v.	Puuaines	1. 1000 - 3500 2. 700 - 4500 3. 2000 – 20 000 1. 1000 – 10 000 2. 90 - 2000	10 – 12 v. 1996 - 1998	Fesenko ym. 2001

a) Alkuperäisessä julkaisussa käytetty nimitys, ei suomenkielistä vastinetta.

McGee ym. (2000) laativat näytemittauksiin perustuen ¹³⁷Cs:n inventaarin noin 100-vuotiaalle kuusi- ja mäntyvaltaiselle metsikölle Keski-Ruotsissa vuonna 1992. Sen mukaan puusto sisälsi 7 % metsikön cesiumin kokonaismäärästä. Tutkimuksessa ei havaittu eroa ennen ja jälkeen Tšernobyl-laskeuman kasvaneen puuaineksen aktiivisuudessa. Tämä viittaa siihen, että radiocesium siirtyy maaveden mukana juuriin ja kulkeutuu sen mukana rungon kuolleessa xyleemisolukossa (puuaineksessa). Näin ollen juuriotto on pitkällä aikavälillä havupuiden merkittävin saastumis- mekanismi. Havupuilla ¹³⁷Cs-pitoisuus puun eri osissa väheni seuraavasti: oksat > neulaset > kuo-

ri > puuaines. Cesiumin vertikaalinen migraatio maaperässä ei näyttänyt merkittävästi vähentävän kasveille käyttökelpoisen cesiumin määrää maassa.

Nylén ym. (2008) tutkivat Pohjois-Ruotsissa mäntymetsikön ^{137}Cs -jakaumaa vuosina 1987, 1996 ja 2006. Tutkimuksessa havaittiin, että cesiumin kokonaismäärä puissa kasvoi tilastollisesti merkitsevästi vuodesta 1987 (kokonaismäärästä 3 % puustossa) vuoteen 2006 (15 %). Syynä oli sekä puuston biomassan kasvu että juurioton lisääntyminen.

Plamboeck ym. (2000) tutkivat kenttäolosuhteissa merkkiainetekniikkaa käyttäen ^{134}Cs :n ja ^{22}Na :n kulkeutumista maaperästä puuhun. Tutkimuksessa puolet koeruuduista oli katettu sadeveden tulon estämiseksi ("kuivatetut" koeruudut) ja puolet koeruuduista käsiteltiin kasteluviedellä, jotta voitiin tutkia maaperän kosteuden vaikutusta puiden cesiumin ottoon. Tutkimuksessa havaittiin, että vuoden kuluttua ^{134}Cs :n lisäämisestä maaperään oli kasteluilla koeruuduilla enemmän ^{134}Cs :ää puuaineksessa, kuoressa ja neulasissa verrattuna kuivatettuihin koeruutuihin. Injektoidun cesiumin juuriotto humuksesta ja kivennäismaan pintakerroksesta (0-10 cm) kasvoi eksponentiaalisesti veden oton kanssa.

Strebl ym. (1999) määrittivät ^{137}Cs :n jakauman yksittäiselle puulle kuusivaltaisessa metsikössä vuonna 1996. Tämän sekä aluskasvi- ja maanäytteiden perusteella tehtiin koko metsikön cesiuminventari. Tutkimuksessa havaittiin, että yli 95 % metsikön cesiumin kokonaismäärästä oli maaperässä, kun taas puusto sisälsi vain noin 3 % cesiummäärästä ja aluskasvillisuus 0.5 %. Tutkimuksessa on virheellisesti käytetty referenssipäivänä päivämäärää 1.5.1986 vaikka olisi pitänyt käyttää näytteenottopäivää. Näytteenotto on tehty vuosina 1996 – 1997, jolloin cesiumin jakauma puussa on ollut aivan erilainen kuin tuoreella laskeumalla 1.5.1986. Esimerkiksi juuriottoa ei ole esiintynyt toukokuussa 1986, kun taas 1996 – 1997 se on ollut vallitseva kulkeutumismekanismi. Toisaalta näytteenottoaikana ei ole enää voitu havaita laskeuman alkuvaiheen jakaumaa, mikä on ollut vallitseva vuonna 1986. Näin ollen tulokset kuvaavat cesiumin jakaumaa näytteenottoaikana 1996 – 1997, eivät referenssipäivänä esiintynyttä jakaumaa.

Yoshida ym. (2011) määrittivät ^{137}Cs :n, stabiilin cesiumin ja kaliumin jakauman yksittäiselle männylle Valko-Venäjällä vuonna 1998. Suurimmat cesiumpitoisuudet havaittiin puun jälsikeroksessa. Tutkimuksessa ei havaittu cesiumpiikkiä vuoden 1986 vuosirenkaassa. Stabiilin cesiumin ja kaliumin jakauma runkokuussa oli samankaltainen kuin ^{137}Cs :n.

Goor ja Thiry (2004) tutkivat Valko-Venäjällä kolmessa eri-ikäisessä mäntyvaltaisessa metsässä ^{137}Cs :n jakaumaa puissa ja ^{137}Cs :n kulkeutumisprosesseja. Näyttemittauksiin perustuen he arvioivat cesiumin virtoja metsäekosysteemin eri osien välillä, ja hyödynsivät tätä tietoa cesiumdynamiikan mallintamisessa ajan funktiona. Mallinnus osoitti, että nuorissa metsissä kontaminaatio saavuttaa maksimin 25 vuoden kuluttua laskeumasta, jonka jälkeen cesiummäärien kasvu tasaantuu. Runkopuun maksimi saavutetaan nuorissa metsissä 15 vuoden kuluttua laskeumasta, jonka jälkeen cesium vähenee hitaasti lähinnä radioaktiivisen hajoamisen kautta. Vanhemmissa metsiköissä mallinnus osoitti, että cesiummäärä olisi tasainen. Tutkimuksessa on suhteutettu 37- ja 57-vuotiaiden metsiköiden aktiivisuuspitoisuudet 17-vuotiaan metsikön pitoisuuksiin, mutta tätä ei ole selitetty riittävän tarkasti. Tästä johtuen taulukossa 1 on annettu vain 17-vuotiaan metsikön tulokset. Tutkimuksessa on virheellisesti käytetty referenssipäivänä päivämäärää 26.4.1986 eikä näytteenottopäivää. Tulokset eivät siis kuvaa cesiumin jakaumaa vuonna 1986, koska näytteenotto on tehty 1990-luvulla.

Thiry ym. (2002) tutkivat ^{137}Cs :n, kaliumin ja kalsiumin vertikaalista ja horisontaalista jakaumaa runkokuussa kahdessa mäntyvaltaisessa metsikössä Valko-Venäjällä. Lisäksi tutkimuksessa arvioitiin puuaineksen ja kuoren ^{137}Cs -määrät biomassojen ja ^{137}Cs :n aktiivisuuspitoisuuksien perusteella. Tulokset osoittivat, että runkopuu on biomassan suuren kertymisensä takia cesiumin merkittävä varasto pitkällä aikavälillä. Puuaineksen cesiumpitoisuus ei vaihdellut sen mukaan, miltä korkeudelta näyte oli otettu. Ulkokuoressa pitoisuus suureni näytteenottokorkeuden mukaan. Sisäkuoren pitoisuudessa ei ollut selkeää trendiä korkeuden mukaan nuoremmassa metsikössä,

mutta vanhemmassa metsikössä pitoisuus pieneni korkeuden mukaan. Tutkimuksessa havaittiin myös, että nuoremman metsikön (näytteenottohetkellä 17-vuotias metsikkö) puuaineksen ^{137}Cs -määrä oli peräisin juuriotosta, kun taas vanhemman metsikön puuaineksen ^{137}Cs -määrästä juurioton osuus oli vain 48 %. Tutkimuksessa on virheellisesti käytetty referenssipäivänä päivämäärää 26.4.1986 eikä näytteenottopäivää.

Fogh ja Andersson (2001) havaitsivat, että ^{137}Cs :ää oli kulkeutunut runkopuun uloimmista kerroksista puun sisäosiin, eikä vuoden 1986 vuosirenkkaassa ollut havaittavaa cesiumpiikkiä. Näin ollen ^{137}Cs oli lähes tasaisesti jakaantunut puuainekseen. Nuorempien puiden ^{137}Cs -pitoisuus oli pienempi kuin vanhempien puiden. Lisäksi he arvioivat, että ^{137}Cs :n kertyminen puuainekseen tulee jatkumaa Brianskin alueen metsissä.

Fesenko ym. (2001) analysoivat ^{137}Cs :n kertymistä puustoon ja siihen vaikuttavia tekijöitä. Cesiumin kertyminen puuhun oli suurinta turvemaalla, mutta kivennäismaiden välillä ei ollut eroa. Cesiumin kertymiseen vaikuttavat mm. ^{137}Cs :n ja puiden juurten jakauma maassa sekä ^{137}Cs :n käyttökelpoisuus eri maakerroksissa.

Edellä esitetyt puun ^{137}Cs :n mittaustulokset eivät ole suoraan sovellettavissa Suomen olosuhteisiin, koska ^{137}Cs :n kertyminen maaperästä puuhun vaihtelee metsien kasvuolosuhteiden, erityisesti maalajin, ja metsien rakenteen mukaan. Lisäksi paikkakohtaiset aktiivisuuspitoisuudet eivät välttämättä kuvaa tuotantokäyttöön tarkoitettujen puun pitoisuuksia.