



STUK-A200 / HELMIKUU 2004

# ENERGIATEOLLISUUDESSA SYNTYVÄN PUUNTUHKAN RADIOAKTIIVISUUS JA SEN SÄTEILYVAIKUTUKSET

V. Vetikko, T. Valmari, M. Oksanen, A. Rantavaara, S. Klemola, R. Hänninen

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

ISBN 951-712-799-5 (nid.)

ISBN 951-712-800-2 (pdf)

ISSN 0781-1705

Dark Oy, Vantaa, 2004

Myynti:

STUK – Säteilyturvakeskus

PL 14, 00881 Helsinki

Puh. (09) 759881

Faxi (09) 75988500

VETIKKO Virve, VALMARI Tuomas, OKSANEN Marko, RANTAVAARA Aino, KLEMOLA Seppo, HÄNNINEN Riitta. Energiateollisuudessa syntyvän puun-  
tuhkan radioaktiivisuus ja sen säteilyvaikutukset. STUK-A200. Helsinki  
2004, 99 + 7 s.

**Avainsanat:** puupolttoaineet, tuhka, tuhkan hyötykäyttö, lannoitus,  
säteilyaltistus,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$

## Tiivistelmä

Metsähakkeen ja muiden puupolttoaineiden lisääntyvä käyttö energian-  
tuotannossa voi lisätä tuotettavan tuhkan radioaktiivisuutta, jolloin  
säteilyaltistusta on arvioitava ja tarvittaessa rajoitettava tuhkan käsittelys-  
sä, käytössä ja sijoituksessa. Hankkeessa kehitettiin menettelyä, jolla puu-  
polttoaineita käyttävät laitokset voivat arvioida tuotettavan tuhkan radioak-  
tiivisuutta ja ottaa tarvittaessa huomioon sen aiheuttaman säteilyaltistuksen.  
Tuhkan aktiivisuuden arviointi perustuu tietoihin laitoksen käyttämän  
polttoaineseoksen koostumuksesta ja puupolttoaineen alueellisesta alkupe-  
rästä. Raportissa on myös esitetty, miten maa- ja tierakenteissa tarvittava  
tuhkan säteilyä vaimentava peitemaakerroksen paksuus voidaan määrittää  
tuhkan aktiivisuuden perusteella.

Puun-  
tuhkan sisältämistä radionuklideista säteilyaltistuksen kannalta  
merkittävin on cesium-137, joka on lähes kokonaan peräisin vuonna 1986 ta-  
pahtuneesta Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuudesta. Tutkimuksessa  
otettiin huomioon myös luonnollista alkuperää olevat tuhkan radionuklidit  
kalium-40, radium-226 ja torium-232.

Säteilyaltistuksen kannalta merkittävät polttoaineissa olevat  
radionuklidit päätyvät poltossa tuhkaan. Seospolttoaineiden tuhkat ovat  
yleensä vähemmän radioaktiivisia kuin puupolttoaineiden tuhkat. Hankkees-  
sa selvitettiin polttoaineen hankintakunnan Tshernobyl-laskeuman, polttoai-  
ne-seoksen koostumuksen ja polttotekniikan vaikutusta tuhkan aktiivisuu-  
teen.

Voimalaitoksen henkilökunnan vuosittaiset säteilyannokset olivat arvi-  
on mukaan alle 0,1 mSv. Kokopäivätoimisesti tuhkaa kuljettavat henkilöt saa-  
vat muita työntekijöitä suuremman annoksen, joka kuitenkin alittaa työnteki-

jän säteilyaltistuksen toimenpidearvon 1 mSv vuodessa.

Käytettäessä tuhkaa kadun- tai tienrakentamiseen, maantäyttöön tai maisemarakentamiseen väestön säteilyaltistuksen toimenpidearvo 0,1 mSv/v voidaan alittaa kyseisissä kohteissa peittämällä tuhka maakerroksella. Tarvittavan maakerroksen paksuus riippuu tuhkan aktiivisuudesta ja peitemaan tiheydestä. Jo 10 cm:n paksuinen kerros vaimentaa tuhkan säteilyn kolmasosaan, joten peitemaan käyttö on tehokas tapa välttää säteilyaltistusta.

Metsien hoitosuositusten mukainen tuhkalannoitus pienentää yleensä väestölle ravintoketjujen kautta aiheutuvaa sisäistä säteilyaltistusta siitä, mikä se olisi ilman lannoitusta. Lannoitetuhkan määrät pinta-alayksikköä kohti ovat pieniä ulkoisen säteilyaltistuksen kannalta. Päälaskeuma-alueella Etelä-Suomessa voidaan siksi olettaa väestöön kohdistuvan säteilyaltistuksen vähenevän lannoituksen vaikutusaikana. Myöskään lievimmän laskeuman alueilla väestön säteilyaltistus metsien käytöstä ei lisäännä, jos lannoitteeksi ei viedä suuria määriä <sup>137</sup>Cs-aktiivisuudeltaan tässä tutkimuksessa havaittuja enimmäispitoisuuksia vastaavaa tuhkaa.

VETIKKO Virve, VALMARI Tuomas, OKSANEN Marko, RANTAVAARA Aino, KLEMOLA Seppo, HÄNNINEN Riitta. Radioactivity of wood ash in energy industry and its radiation effects. STUK-A200. Helsinki 2004, 99 pp + Appendices 7 pp. In Finnish.

**Keywords:** wood fuels, ash, ash utilisation, fertilisation, radiation exposure,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$

## Abstract

Project aimed at improving assessment of wood ash radioactivity and facilitating safe handling and use of ash. The effect of origin and composition of wood fuel on variation of radioactive caesium ( $^{137}\text{Cs}$ ) content in ash were examined. Assessment tools were developed to estimate ash radioactivity based on information on characteristics of fuel,  $^{137}\text{Cs}$  deposition at wood procurement area and combustion technique. For the safe use of ash, examples on the sufficient thickness of the soil layer covering radioactive ash has also been given. The resulting information can be used by combustion plants which are responsible for safe handling of ash at the plant and deliver ash to customers for further utilisation. The radiation doses to workers handling ash have been estimated in the project. The effect of ash fertilisation on radiation exposure received from forests has also been assessed. The project has been conducted in co-operation with Finnish energy and forest industries.

All radionuclides that contribute to the human radiation exposure through production of bioenergy end up in ash during combustion. Radiation exposure is mainly due to  $^{137}\text{Cs}$  from the Chernobyl fallout in 1986.  $^{137}\text{Cs}$  is transferred from soil to trees via root uptake. Typical  $^{137}\text{Cs}$  activity found in fly ashes was 1000 – 5000 Bq/kg. Co-combustion of wood and other fuels generally produces ashes of lower activity compared to wood ash. Naturally occurring radionuclides, such as  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{232}\text{Th}$  also contribute to the total radioactivity in ash.

The estimated radiation doses to workers involved in ash handling were clearly lower than the action level 1 mSv/a. Internal radiation dose (from inhaled ash) is minor as compared to external dose from ash located nearby.

There are safety criteria in Finland for the radiation exposure from materials used for land filling, and for road and street construction etc. The handling or use of ash may have to be modified, if the chosen key radionuclides in ash cause doses approaching action levels for workers or members of the public. Materials with higher activity can be used, when shown that the action

level for the public, 0.1 mSv/a, is not exceeded. If necessary, the dose can be effectively reduced by a soil layer on top of the ash. A 10 cm layer of soil reduces the external dose from a large pile of ash to one third.

Ash fertilisation has a clear mitigating effect on the transfer of  $^{137}\text{Cs}$  from soil to trees and other vegetation. This is because potassium in ash reduces the uptake of  $^{137}\text{Cs}$  independent of the origin of caesium. Therefore the reduction is significant also for the  $^{137}\text{Cs}$  accumulated earlier in soil, and the net effect of ash fertilisation is mostly reduction of human radiation doses through use of forest products and stay in forests, when both internal and external radiation are considered.

## Sisällysluettelo

Tiivistelmä	3
Abstract	5
Alkusanat	9
1 Johdanto	11
1.1 Puupolttoaineiden ja puun tuhkan radioaktiivisuus	11
1.2 Säteilyturvallisuusohjeet tuhkan käsittelystä, käytöstä ja sijoituksesta	13
1.3 Puupolttoaineiden käyttömäärät, tuotetut tuhkamäärät ja tuhkan hyötykäyttö	16
1.4 Hankkeen tavoitteet	16
2 Puupolttoaineiden radionuklidipitoisuudet	18
2.1 Johdanto	18
2.2 Näytteenotto, näytteiden käsittely ja analyysit	20
2.3 Gammaspetrometriset radionuklidimääritykset	
21	
2.4 Sahauksen sivutuotteiden radionuklidipitoisuudet	25
2.5 Metsähakkeiden radionuklidipitoisuudet	28
2.6 Hakkuutähdehakkeen koostumuksen vaikutus <sup>137</sup> Cs-pitoisuuteen	32
3 Radionuklidien käyttäytyminen puun poltossa	38
3.1 Johdanto	38
3.2 Tuhkan aktiivisuuspitoisuuden laskeminen	39
3.3 Luonnon radionuklidien pitoisuudet tuhkassa	40
3.4 Tuhkan <sup>137</sup> Cs-pitoisuuden aikavaihtelu	41
3.5 <sup>137</sup> Cs:n jakautuminen lento- ja pohjatuhkaan	46
3.6 <sup>137</sup> Cs:n käyttäytyminen leijupetipoltossa	47
4 Säteilyaltistus tuhkan käsittelystä, käytöstä ja sijoituksesta	52
4.1 Puuntuhkassa esiintyvät radionuklidit	52
4.2 Ulkoisen säteilyn annosnopeuteen vaikuttavia tekijöitä	52
4.3 Ulkoisen säteilyn annosnopeus käytettäessä tuhkaa maarakentamiseen	54
4.4 Säteilyä vaimentavan peitemaakerroksen paksuuden arviointi	56
4.5 Hengityksen kautta saatava säteilyannos	60
4.6 Säteilymittauksia polttolaitoksilla ja tuhkan läjitysalueilla	62
4.7 Työntekijöiden säteilyannosten arviointia	63
4.8 Radionuklidien leviäminen ympäristöön tuhkan	

läjitysalueilta	66
5 Metsien lannoitus puun tuhalla	67
5.1 Metsien tuhkalannoitus Suomessa	67
5.2 Metsien tuhkalannoituksen aiheuttama säteilyaltistus	67
67	
5.3 Tuhkan radionuklidit metsien ainekierrossa	68
5.4 Tuhkan radionuklidien liukoisuus	71
5.5 Tuhkalannoituksen aiheuttama ulkoinen säteily metsissä	78
5.6 Tuhkalannoituksen vaikutus elintarvikkeista saatavaan säteilyannokseen	80
5.7 Tuhkalannoitus ja säteilyaltistuksen rajoittamistarve	81
6 Tuhkan aktiivisuuden sekä tuhkan käsittelyn ja käytön säteilyturvallisuuden arviointi	82
6.1 Puun tuhkan aktiivisuuden arviointi	82
82	
6.2 Seospolttoaineen tuhkan aktiivisuuden arviointi	85
85	
6.3 Tuhkaan poltossa päätyvät aktiivisuutta laimentavat aineet	86
86	
6.4 Säteilyaltistuksen toimenpidearvon toteutuminen tuhkan käsittelyssä	87
6.5 Säteilyä vaimentavan peitemaakerroksen paksuuden arviointi	88
7 Johtopäätökset	90
7.1 Puupolttoaineiden <sup>137</sup> Cs-pitoisuudet	91
7.2 Radionuklidien käyttäytyminen puun poltossa	91
7.3 Työntekijöiden altistuminen tuhkan säteilylle	92
7.4 Tuhkan käsittelyn ja käytön säteilyturvallisuus	93
7.5 Metsien tuhkalannoitus	94
8 Kirjallisuusviitteet	95
LIITE 1	100
LIITE 2	103
LIITE 3	104



## Alkusanat

Tässä raportissa esitellään lopputulokset hankkeesta ”Puupolttoaineiden radioaktiivisuuden vaikutus tuhkan käyttöön”. Hankkeen toteutti Säteilyturvakeskus (STUK) Teknologian kehittämiskeskuksen (TEKES) puuenergian teknologiaohjelmassa vuosina 2001 - 2003.

Hankkeessa analysoitiin säteily- ja radioaktiivisuusmittausten avulla puuntuhkassa olevien radionuklidien aiheuttamaa säteilyaltistusta energian tuotannon ja tuhkan hyötykäytön yhteydessä. Näytemittauksilla selvitettiin tuhkan aktiivisuuden vaihtelua polttoaineen koostumuksen ja hankintapaikkakunnan <sup>137</sup>Cs-laskeuman mukaan. Raportin tarkoitus on palvella toiminnan harjoittajia säteilyturvallisuuden huomioon ottamisessa tuhkan hyötykäytön ja sijoituksen yhteydessä.

Hanketta rahoittivat Tekesin ohella Finergyn ympäristöpoolin kautta Energia-alan Keskusliitto ry Finergy, Fingrid Oyj, Fortum Power and Heat Oy, Helsingin Energia, Kemijoki Oy, Pohjolan Voima Oy, Suomen Kaukolämpö SKY ry, Sähköenergialiitto ry, Teollisuuden Voima Oy, sekä Stora Enso Oyj, UPM-Kymmene Oyj, Oy Metsä-Botnia Ab, M-real Oyj, Myllykoski Paper Oy, Ahlstrom Oyj, Sunila Oy ja Säteilyturvakeskus.

Hankkeen toteutusta valvoi johtoryhmä, johon kuuluivat seuraavat henkilöt:  
 Johtava asiantuntija Jukka Leskelä, puheenjohtaja, Finergy  
 Ympäristöpäällikkö Veera Eskelin, Metsäteollisuus ry (6.6.2001 - 30.4.2002)  
 Tutkimuspäällikkö Kari Luukko, Metsäteollisuus ry (1.5.2002 - 5.5.2003)  
 Asiamies Alina Ruonala-Lindgren, Metsäteollisuus ry (6.5. - 30.6.2003)  
 Erikoistutkija Antti Korpilahti, Metsäteho Oy  
 Tutkimusprofessori Matti Melanen, Suomen ympäristökeskus  
 Ympäristönsuojelupäällikkö Hannu Nurmesniemi, Stora Enso Oyj  
 Biopolttoaineiden hankintapäällikkö Juha Poikola, Pohjolan Voima Oy  
 Teknologia-asiantuntija Asko Vesanto, TEKES  
 Laboratorionjohtaja Riitta Hänninen, STUK, tutkimuksen vastuullinen johtaja. Kokousten sihteerinä toimi tutkija Virve Vetikko STUKista.

Merkittävän panoksen tutkimukselle antoivat tuhka- ja polttoainenäytteitä toimittaneet 16 laitosta ja polttoaineentoimittajaa.

Näyteanalyyseistä STUKissa vastasivat laboratoriomestarit Ulla Välikangas ja Ulla Yli-Arvo, tutkimusapulainen Tuula Korttinen, tutkimusassistentit Ulla-Maija Hanste, Ulla Koskelainen ja Jouni Kainulainen sekä tutkija Eila Kostiainen.

Esitämme hankkeen rahoittaneille organisaatioille ja johtoryhmän jäsenille parhaat kiitokset tutkimuksen tukemisesta. Samoin kiitämme näytteenoton yhteys henkilöitä ja toteuttajia sekä STUKin analyysilaboratorion henkilökuntaa heidän tärkeästä työpanoksestaan.

Helsingissä joulukuussa 2003

Tekijät

# 1 Johdanto

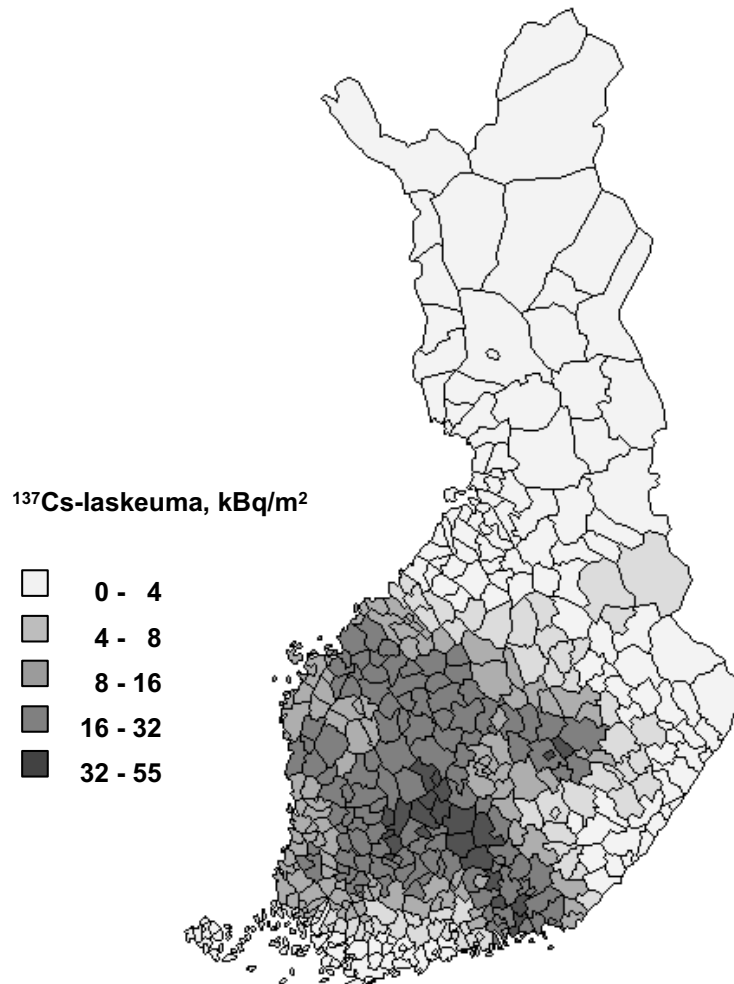
## 1.1 Puupolttoaineiden ja puun tuhkan radioaktiivisuus

Metsähakkeen ja muiden puupolttoaineiden lisääntyvä käyttö energiantuotannossa voi lisätä tuotettavan tuhkan radioaktiivisuutta, jolloin säteilyaltistusta on arvioitava ja tarvittaessa rajoitettava tuhkan käsittelyssä, käytössä ja sijoituksessa. Puuntuhan sisältämistä radionuklideista säteilyaltistuksen kannalta merkittävin on cesium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ , puoliintumisaika 30 vuotta), joka on lähes kokonaan peräisin vuonna 1986 tapahtuneesta Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuudesta. Onnettomuudessa reaktorista ilmakehään vapautuneet radioaktiiviset aineet olivat Suomen yläpuolella pääasiassa 0,5 – 1,5 km:n korkeudessa, josta niitä tuli sateiden mukana maanpinnalle erityisesti 29. - 30.4.1986. Laskeuman määrään vaikutti sekä päästöpilven kulkusuunta että sademäärä. Arvela ym. (1990) kartoittivat Suomeen tulleen laskeuman automittauksilla (19 000 ajokilometriä) vuosina 1986-87. Maahan pidättynyt  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma vaihteli silloin koko maassa välillä 0 - 77 kBq/m<sup>2</sup>. (Radioaktiivisten aineiden laskeuma ilmoitetaan becquereleinä (Bq) neliometriä kohti. Jos neliometrille tullessa laskeumassa tapahtuu yksi  $^{137}\text{Cs}$ -atomin radioaktiivinen hajoaminen sekunnissa, on  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma tällöin 1 Bq/m<sup>2</sup>.)

Onnettomuudesta kuluneiden 17 vuoden aikana  $^{137}\text{Cs}$ :stä on poistunut 32 % radioaktiivisen hajoamisen kautta.  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman alueellinen vaihtelu on esitetty kuvassa 1.1. Laskeuman aktiivisuuden vaihtelu kuntien sisällä on tyypillisesti luokkaa  $\pm 50\%$  (Arvela 2003).

Cesiumia siirtyy maaperästä puuhun vähitellen ravinteiden mukana.  $^{137}\text{Cs}$  pysyy metsien ravinnekierrossa kauan ja vähenee jatkuvasti lähinnä radioaktiivisen hajoamisen kautta. Puuston  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on suurempi nuorisessa metsissä, koska niissä vuoden 1986 laskeuman jälkeen tapahtuneen kasvun osuus kokonaiskasvusta on suurempi kuin vanhoissa metsissä. Vain muutama prosentti  $^{137}\text{Cs}$ :stä poistuu metsästä päätehakkuissa (STUK-A133, 1996). Ravinnekierron mukana  $^{137}\text{Cs}$ :ää kertyy eniten puiden kasvaviin osiin, eli neulasiin, latvuksen yläosaan, nuoriin oksiin ja vuosikasvaimiin.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on pienintä rungon puuaineksessa, varsinkin sydänpuussa.

Jos metsiköiden kasvuolosuhteet ovat muuten samanlaiset, puuston  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuus on verrannollinen paikalliseen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman aktiivisuuteen. Laskeumaa kohti laskettu  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (ns. siirtokerroin) on puun  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden (Bq/kg) ja paikkakunnan  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman (kBq/m<sup>2</sup>) suhde.



**Kuva 1.1** <sup>137</sup>Cs-laskeuma Tshernobylin ydinvoimalan onnettomuudesta vuonna 1986 (Arvela ym. 1990). Esitetyt lukuarvot ovat kuntakohtaisia keskiarvoja. Kuvassa olevat vuoden 2002 lukuarvot ovat radioaktiivisen hajoamisen takia 32 % pienempiä kuin vuonna 1986.

Se oli vuoden 1993 sahatavarassa puuaineksen osalta keskimäärin 1,5 (mänty), 1,3 (kuusi) ja 1,0 (koivu), yksikössä (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>). Kuoren ja nilan osalta vastaavat arvot olivat 5–10 –kertaisia: 12,8 (mänty), 13,8 (kuusi) ja 4,7 (koivu) (STUK-A133, 1996). Rungon puuaineksen vähäisestä tuhkapitoisuudesta johtuen ei <sup>137</sup>Cs-pitoisuus puuaineksen tuhkassa kovin paljon

poikkeaa pitoisuudesta kuoren tuhkassa.

Säteilyaltistuksen kannalta merkittävät polttoaineissa olevat radionuklidit päätyvät poltossa tuhkaan. Polttolaitosten tuottaman puuntuhkan radionuklidipitoisuuksia tutkittiin Suomessa vuosina 1996-1997 (STUK-A177, 2001). Pitoisuudet vaihtelivat huomattavasti sekä laitoksittain että tuhkalajeittain. Kuorikattiloista, sahoilta ja kaukolämpölaitoksilta hankittujen lentotuhkanäytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli keskimäärin 2000 Bq/kg kun polttoaineessa puun osuus oli yli 80 %. Mitattujen 30 lentotuhkanäytteen suurin havaittu pitoisuus oli 5715 Bq/kg. Pohjatuhkien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli keskimäärin 1300 Bq/kg (suurin pitoisuus 3465 Bq/kg). Puun ja turpeen sekapolton lentotuhkassa pitoisuudet olivat keskimäärin 3600 Bq/kg eli korkeampia kuin pelkän puun tuhkassa.

Muut säteilyaltistuksen kannalta merkittävät puun ja turpeen tuhkan radionuklidit ovat luonnollista alkuperää. Kaliumin radioaktiivista  $^{40}\text{K}$ -isotooppia on vakio-osuus 0,0117 % kaikesta luonnon kaliumista. Toriumia ( $^{232}\text{Th}$ ) ja toriumin hajoamissarjoihin kuuluvia aineita esiintyy maaperässä. Radiumia ( $^{226}\text{Ra}$ ) syntyy maaperässä olevan uraanin ( $^{238}\text{U}$ ) hajotessa neljän välivaiheen kautta. Osa voimalaitostuhkassa esiintyvistä luonnon radionuklideista on peräisin petihiekasta tai polttoaineen mukana kattilaan joutuneesta hiekasta.

## 1.2 Säteilyturvallisuusohjeet tuhkan käsittelystä, käytöstä ja sijoituksesta

Elinympäristössä olevista radioaktiivisista aineista aiheutuvaa säteilyaltistusta rajoitetaan säteilyn aiheuttamien haittojen pitämiseksi niin vähäisinä kuin käytännön toimin on järkevää. Säteilyturvakeskus antaa säteilyn käytön ja muun säteilytoiminnan turvallisuutta koskevat yleiset säteilyturvallisuusohjeet (ST-ohjeet) säteilylain (592/1991) 70§:n 2 momentin nojalla. Tuhkan käsittelyä, käyttöä ja sijoitusta koskee ohje ST 12.2 'Rakennusmateriaalien ja tuhkan radioaktiivisuus' (ST 12.2, 2003).

Toiminnan harjoittaja on velvollinen huolehtimaan siitä, että tuhkan käsittelyn, sijoittamisen ja käytön turvallisuustavoitteet saavutetaan eli säteilyannosten toimenpidearvoja noudatetaan. Puun, metsähakkeen, metsäteollisuuden sivutuotteiden, turpeen ja peltobiomassojen poltossa syntyvän tuhkan radioaktiivisuudesta on tarvittaessa tiedotettava tuhkan käyttäjälle.

Ihmisen saaman radioaktiivisen säteilyn aiheuttamaa terveyshaittaa kuvaava suure on efektiivinen annos. Sen yksikkö on sievert (Sv). Keskimääräinen suomalaisen kaikista lähteistä yhteensä saama vuosittainen säteily-

annos on noin 4 millisievertiä (mSv), josta puolet on peräisin sisäilman radonista. Efektiivisen annoksen ja sen aiheuttamien terveysvaikutusten yhteydestä löytyy tietoa esimerkiksi teoksesta Säteilyn terveysvaikutukset (Paile 2002).

Talonrakennustuotantoon käytettävien rakennusmateriaalien gamma-säteilystä aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 1 mSv vuodessa. Toimenpidearvo on talon asukkaalle aiheutuvan säteilyannoksen lisäys maaperän radioaktiivisuudesta aiheutuvaan annokseen. Käytettäessä tuhkaa talonrakennuksessa betonin seosaineena vaaditaan lisäksi, että tuhkassa olevan  $^{137}\text{Cs}$ :n gammasäteilystä aiheutuva säteilyannoksen lisäys on enintään 0,1 mSv vuodessa. Ohjeen ST 12.2 mukaan ehto toteutuu jos seosaineena käytettävän tuhkan  $^{137}\text{Cs}$  aiheuttaa betoniin korkeintaan pitoisuuden 120 000 Bq/m<sup>3</sup>. Suurin hyväksyttävä tuhkan määrä betonissa riippuu siis tuhkan aktiivisuudesta; jos tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuus on 6000 Bq/kg, saa sitä käyttää korkeintaan 20 kg kuutiometriin betonia.

Tuhkan läjityksessä sekä katujen ja teiden rakentamiseen, maan täyttöön tai maisemointiin käytettävien materiaalien gammasäteilystä väestölle aiheutuvan säteilyaltistuksen toimenpidearvo on 0,1 mSv vuodessa. Tuhkan käsittelystä työntekijöille aiheutuvan altistuksen toimenpidearvo on 1,0 mSv vuodessa.

Säteilyannoksen arviointi riippuu monista tekijöistä, kuten altistumisolosuhteista ja altistusajasta. Tämän vuoksi on kehitetty aktiivisuusindeksit erilaisille tuhkan käyttökohteille. Niissä turvallisuusarviointi perustuu materiaalin radioaktiivisuuteen eikä erillisiä annoslaskuja tarvita.

Talonrakennustuotantoon käytettäville valmiille rakennusmateriaaleille aktiivisuusindeksi on

$$I_1 = \frac{C_{\text{Th}}}{200} + \frac{C_{\text{Ra}}}{300} + \frac{C_{\text{K}}}{3000} \quad (1.1)$$

Lisäksi betonin seosaineena käytettävän tuhkan  $^{137}\text{Cs}$  saa aiheuttaa betoniin korkeintaan pitoisuuden 120 000 Bq/m<sup>3</sup>.

Katujen, teiden ja vastaavien kohteiden rakentamiseen käytettäville materiaaleille aktiivisuusindeksi on

$$I_2 = \frac{C_{\text{Th}}}{500} + \frac{C_{\text{Ra}}}{700} + \frac{C_{\text{K}}}{8000} + \frac{C_{\text{Cs}}}{2000} \quad (1.2)$$

Maantäyttöön ja maisemarakentamiseen käytettäville materiaaleille aktiivisuusindeksi on

$$I_3 = \frac{C_{Th}}{1500} + \frac{C_{Ra}}{2000} + \frac{C_K}{20000} + \frac{C_{Cs}}{5000} \quad (1.3)$$

Tuhkan käsittelyssä aktiivisuusindeksi on

$$I_4 = \frac{C_{Th}}{3000} + \frac{C_{Ra}}{4000} + \frac{C_K}{50000} + \frac{C_{Cs}}{10000} \quad (1.4)$$

missä  $C_{Th}$ ,  $C_{Ra}$ ,  $C_K$  ja  $C_{Cs}$  tarkoittavat materiaalista mitattuja torium-232:n ( $^{232}Th$ ), radium-226:n ( $^{226}Ra$ ), kalium-40:n ( $^{40}K$ ) ja cesium-137:n ( $^{137}Cs$ ) aktiivisuuspitoisuuksia yksikössä Bq/kg.

Aktiivisuusindeksit perustuvat erilaisiin oletuksiin altistusajasta ja tuhkan käyttökohteen rakenteesta. Tien- ja kadunrakennusmateriaaleja koskevassa indeksi  $I_2$ :ssa vuosittainen altistusaika on 500 tuntia ja radioaktiivinen materiaali on rakenteessa ylimpänä ilman mitään peittävää kerrosta. Maarakennusmateriaaleja koskevassa indeksi  $I_3$ :ssa vuosittainen altistusaika on 150 tuntia ja materiaali on peittämättä suurena laattana. Tuhkan käsittelyn indeksi  $I_4$ :ssä työntekijöiden vuosittainen altistumisaika on 1500 tuntia (STUK-B-STO32, 1995).

Jos aktiivisuusindeksin arvo on 1 tai pienempi, tuhkan käsittelylle ja käytölle ei ole radioaktiivisuudesta johtuvia rajoituksia. Jos indeksin arvo on suurempi kuin 1, tulee toimenpidearvon (0,1 tai 1 mSv/v) toteutumisesta tehdä erillinen selvitys. Selvitys voi olla esimerkiksi sen osoittaminen, että alueella oleskellaan vähemmän kuin on indeksin oletuksena oleva aika, tai että materiaali peitetään riittävän paksulla maa- tai sorakerroksella, joka vaimentaa säteilyä.

Kappaleessa 1.1 viitattujen raportissa STUK-A177 esitettyjen tuhkien käsittelyindeksin  $I_4$  arvossa oli  $^{137}Cs$ :n osuus yleensä selvästi yli puolet. Suurin havaittu  $I_4$ :n arvo oli 0,81 ja keskimääräinen arvo 0,23. Tällaisten tuhkien käsittely ja sijoitus valvotulle kaatopaikalle eivät siis vaadi erillisiä selvityksiä. Talon-, tien- ja maarakennusmateriaaleja koskevat indeksit  $I_1 - I_3$  ovat tiukempia kuin tuhkan käsittelyn indeksi  $I_4$ . Jos tuchia olisi käytetty sellaiseen tai peittämättä tien- ja kadunrakennukseen, olisi indeksi  $I_2$  ylittänyt toimenpiderajan ( $I = 1$ ) lähes puolessa näytteistä.

### **1.3 Puupolttoaineiden käyttömäärät, tuotetut tuhkamäärät ja tuhkan hyötykäyttö**

Kansallisen metsäohjelman tavoitteena on lisätä metsähakkeen vuosittaista käyttöä 5 miljoonaan kuutiometriin vuoteen 2010 mennessä. Metsähaketta käytettiin vuonna 2002 energiantuotantoon 1,7 miljoonaa kiintokuutiometriä, josta lämpö- ja voimalaitosten osuus oli 77 % ja pientalojen osuus 23 %. Laitosten käyttämästä metsähakkeesta 63 % oli hakkuutähdehaketta, 26 % pienpuuta ja 8 % runkopuuta. Laitokset käyttivät kiinteitä puupolttoaineita kaikkiaan 13,3 miljoonaa kiintokuutiometriä, josta 90 % teollisuuden sivutuottepuuta, kuten puun kuorta ja sahanpurua. (Ylitalo 2003).

Puupolttoaineista syntyy tuhkaa 150 000 – 300 000 tn vuodessa. Arviot puuntuhkan määrästä vaihtelevat, koska puupolttoaineita käytetään usein monipolttoainekattiloissa turpeen, kemiallisen metsäteollisuuden lietteiden ja fossiilisten polttoaineiden ohella. Finergyn tilastoinnin mukaan vuonna 2000 voimalaitoksissa syntyi puu-, turve- ja seostuhkia yhteensä noin 240 000 tonnia.

Bioenergian tuotannossa syntyvä tuhka on jätelain tarkoittamaa jätettä, jonka jätehuollossa pyritään hyötykäyttöön jos se on teknisesti mahdollista ja jos siitä ei aiheudu kohtuuttomia lisäkustannuksia verrattuna muulla tavoin järjestettyyn jätehuoltoon. Suuri osa tuhkasta päätyy metsäteollisuuden läjitysalueille tai kunnallisille kaatopaikoille. Biopolttoaineiden tuhkasta käytettiin vuonna 2000 noin 80 000 tonnia maarakentamiseen, kuten tie- ja kenttärakenteisiin sekä maa- ja kaivostäyttöihin. Tuhkan ravinteiden palauttaminen metsän ravinnekiertoon kestävän kehityksen periaatteiden mukaisesti on lisääntymässä.

### **1.4 Hankkeen tavoitteet**

Voimalaitoksessa muodostuvan tuhkan aktiivisuutta ei yleensä kovin tarkasti tunneta. Tämä voi tarpeettomasti hankaloittaa tuhkan hyötykäyttöä, jos riittävän alhainen aktiivisuus joudutaan jatkuvasti osoittamaan näytemittauksin. Aktiivisuus myös vaihtelee ajan myötä polttoaineseoksen koostumuksen ja puupolttoaineiden hankinta-alueen mukaan. Hankkeen tavoitteena oli kehittää menettelyä, jolla puupolttoaineita käyttävät laitokset voivat arvioida syntyvän tuhkan radioaktiivisuutta ja ottaa tarvittaessa huomioon sen aiheuttaman säteilyaltistuksen tuhkan käsittelyn, varastoinnin ja hyötykäytön yhteydessä. Tuhkan aktiivisuuden arviointi perustuu tietoihin laitoksen käyttämän polttoaineseoksen koostumuksesta ja puupolttoaineen



alueellisesta alkuperästä. Tavoitteena oli myös arvioida, milloin puuenergian tuotannossa voidaan tarvita säteilyn johdosta lisäselvityksiä tai tuhkan aktiivisuusmittauksia, ja miten mittaukset tulisi tehdä.

Tavoitteena oli myös mitata ja arvioida työntekijöiden säteilyaltistusta tuhkan käsittelyn ja hyötykäytön yhteydessä. Säteilyannoksiin vaikuttavia tekijöitä selvitettiin. Tuhkan peittämistä maa- ja tierakenteissa arvioitiin keinona vähentää säteilyaltistusta. Metsien tuhkalannoitusta arvioitiin metsien käytöstä aiheutuvan sisäisen ja ulkoisen säteilyn kannalta. Tutkimuksessa otettiin huomioon säteilyaltistukseen eniten vaikuttavat luonnolliset ja keino-tekoiset radionuklidit, joita esiintyy puupolttoaineissa ja puun tuhkassa. Näitä ovat  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ja  $^{232}\text{Th}$ .

Raportti on tarkoitettu toiminnan harjoittajille ja muille aiheesta kiinnostuneille selventämään tuhkan käsittelyn, käytön ja sijoituksen aiheuttamia säteilyvaikutuksia ja niiden rajoittamista. Hankkeen tuottaman tiedon tarkoitus on palvella puuenergia-alaa tuhkan hyötykäytön suunnittelussa, siten että toimintaan liittyvä säteilyaltistus pysyy asetettuja toimenpidearvoja pienempänä. Raportissa tarkastellaan tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuden arviointia ja tarvetta rajoittaa työntekijän tai väestön säteilyaltistusta tuhkaa käsiteltäessä, sijoitettaessa ja käytettäessä. Esimerkkien tarkoitus on selventää toiminnan harjoittajille  $^{137}\text{Cs}$ :n ja luonnon nuklidien osuutta tuhkan aiheuttamaan säteilyn annosnopeuteen ja säteilyaltistukseen siten, että suuntaa-antava arviointi on mahdollista myös laitosten oman toiminnan osalta.

## 2 Puupolttoaineiden radionuklidipitoisuudet

### 2.1 Johdanto

Metsään laskeumatilanteessa tulevat radioaktiiviset aineet kiinnittyvät aluksi puiden latvuston ja runkojen sekä aluskasvillisuuden pinnoille. Osa laskeuman radionuklideista päätyy suoraan maahan. Oksiston ja runkojen pinnoilta radionuklideja kulkeutuu nopeasti sadeveden mukana maahan, pieni osa nuklideista siirtyy pintasolukoiden läpi puun solukoihin. Radionuklideja poistuu myös karikkeen mukana, ja karikkeen hajotessa ne joutuvat metsän ravinnekiertoon.

Radioaktiivisen laskeuman jälkeen pääosa metsän radiocesiumista on maaperän orgaanisessa aineessa, josta se kulkeutuu hitaasti kivennäismaan pintakerrokseen. Metsäntutkimuslaitoksen koealoilla tutkitun cesiumtaseen mukaan puustossa ja aluskasvillisuudessa oli noin 10 % kivennäismaan metsikön koko cesiummäärästä 11 vuotta laskeuman tulon jälkeen. Turvemaalla puuston ja aluskasvillisuuden osuus metsikön cesiummäärästä oli noin 15 %. NPK- ja PK-lannoitteella käsiteltyjen koealojen puustossa cesiumia oli tätä vähemmän (Aro ym. 2002, Moberg ym. 1999).

Kasvupaikkaolosuhteet, erityisesti maaperässä olevan kasveille käyttökelpoisen  $^{137}\text{Cs}$ :n ja kaliumin määrä vaikuttaa cesiumin kulkeutumiseen ravinteiden mukana maaperästä puustoon. Turvemailla  $^{137}\text{Cs}$ :n siirtymisnopeus puustoon ja aluskasvillisuuteen on suurempi kuin kivennäismailla, ilmeisesti turvemailla yleisestä kaliumin puutoksesta johtuen (Kaunisto ym. 2002). Puulajien välillä cesiumin otossa ei ole suurta eroa (STUK-A133, 1996). Jos metsiköiden kasvuolosuhteet ovat muuten samanlaiset, puuston  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuus on verrannollinen paikalliseen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman aktiivisuuteen.

Puun ravinnekierrossa  $^{137}\text{Cs}$  kulkeutuu kaliumin tavoin puun kasvaviin osiin: neulasiin, vuosikasvaimiin sekä kasvaviin oksiin ja juuriin. Cesiumin kulkeutumisessa puun solukoihin esiintyy samantapaista vuodenaikaisvaihtelua kuin kaliumilla. Esimerkiksi uusiin neulasiin siirtyy cesiumia alkukesän kasvuvaiheessa ja vanhoista neulasvuosikerroista sitä voi poistua (Moberg ym. 1999). Kuoren  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on selvästi suurempi kuin puuaineksen, osittain ravinteita kuljettavan nilakerroksen  $^{137}\text{Cs}$ :n takia. Rungon puuainekseen on puun puhtainta osaa. Puuainekseen  $^{137}\text{Cs}$  kulkeutuu pitkällä ai-

kavälillä ravinteiden mukana maaperästä puun paksuuskasvun myötä. Kasvavissa puissa puuaineksen  $^{137}\text{Cs}$ -sisältö kasvaa eniten, jos pääosa puun paksuuskasvusta tapahtuu laskeuman jälkeen (STUK-A133, 1996). Ruotsissa onkin arvioitu eräällä mäntymetsän koealalla puuston cesiummäärän lähes kaksinkertaistuneen vuodesta 1991 vuoteen 1997 (Moberg ym. 1999). Radioaktiivinen hajoaminen vähentää puuston  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuutta noin 2,3 % vuodessa, joten päätehakkuuseen mennessä nuorten metsien aktiivisuus ehtii vähentyä neljäsosaan (STUK-A133, 1996).

Metsähakkeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus vaihtelee edellä kuvatun mukaisesti riippuen siitä, mistä puun osista hake on tehty.

Tärkeimmät metsähakkeen raaka-ainelähteet ovat taimikoitten pienpuu, ensiharvennuspuu ja suurimpana korjuukelpoisena reservinä uudistushakkuualojen hakkuutähteet (Hakkila ja Fredriksson 1996). Eniten hakkuutähdettä kertyy päätehakkuuvaiheen kuusikoista: Etelä-Suomessa noin  $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  ainespuun kertymän ollessa  $200 - 250 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  (Alakangas 2000). Etelä-Suomen uudistuskypsissä männiköissä ja koivikoissa hakkuutähteeksi jäävä latvusmassa on alle puolet kuusikoiden latvusmassasta (Hakkila 1992). Hakkuutähde koostuu 85 - 90 prosenttisesti elävistä oksista ja neulasista, loppuosa on kuivia oksia ja hukkarunkopuuta (Hakkila ym. 1998). Neulasten osuus hakkuutähteestä on kuusella 25 - 35 % ja männyllä 20 - 25 % (Hakkila ym. 1998).

Hakkuutähteen koostumus vaihtelee hakkuualoittain mm. palstan puulajisuhteiden mukaan. Myös hakkeen tuotantotapa vaikuttaa koostumukseen: Hakkuutähteen korjuu ja hakettaminen tuoreena hakkuun jälkeen tai kestoltaan ja olosuhteiltaan vaihtelevan välivarastoinnin jälkeen aiheuttaa eroa tuotettuun hakkeeseen. Välivarastoinnin aikana hakkuutähteen kuiva-ainemäärä vähenee neulasten ja pienten oksien karistessa kuivumisen myötä. Esimerkiksi kuusen hakkuutähteen neulasosuus väheni vuoden kestäneessä varastoinnissa 28 %:sta välivarastokasassa 19 %:iin ja palstalla 7 %:iin (Nurmi 1999). Toisessa tutkimuksessa havaittiin, että neulasosuus väheni 17 %:iin kun hakkuutähteet olivat kuivuneet palstalla 1 - 2 viikkoa ennen varastokasan tekemistä, ja 11 %:iin kun tähteet olivat kuivuneet palstalla 1 - 3 kuukautta (Hillebrand ja Nurmi 2001). Puuaineksen ja kuoren osuus hakkuutähteessä vastaavasti kasvaa varastoinnin aikana.

Puupolttoaineissa olevat radionuklidit päätyvät poltossa tuhkaan. Puupolttoaineiden tuhkapitoisuudet vaihtelevat siten, että sahanpurun tuhkapitoisuus on 0,4 - 1,1 %, kuusen kuoren 3,4 % ja männyn kuoren 1,8 % (Alakangas 2000). Tuoreen kuusihakkuutähteen tuhkapitoisuus on noin 2,1 % ja kuivan tähteen 1,4 % (Hillebrand ja Nurmi 2001), toisen tutkimuksen mukaan

vastaavasti 2,7 % ja 1,8 % (Hakkila ja Kalaja 1983). Hakkuutähteen kuivuessa sen tuhkapitoisuus aluksi vähenee, mutta voi lisääntyä varastoinnin jatkues- sa orgaanisen aineen hajoamisen seurauksena (Hillebrand ja Nurmi 2001). Suurin tuhkapitoisuus on neulasissa, 4 - 5 % (esim. Nurmi 1999).

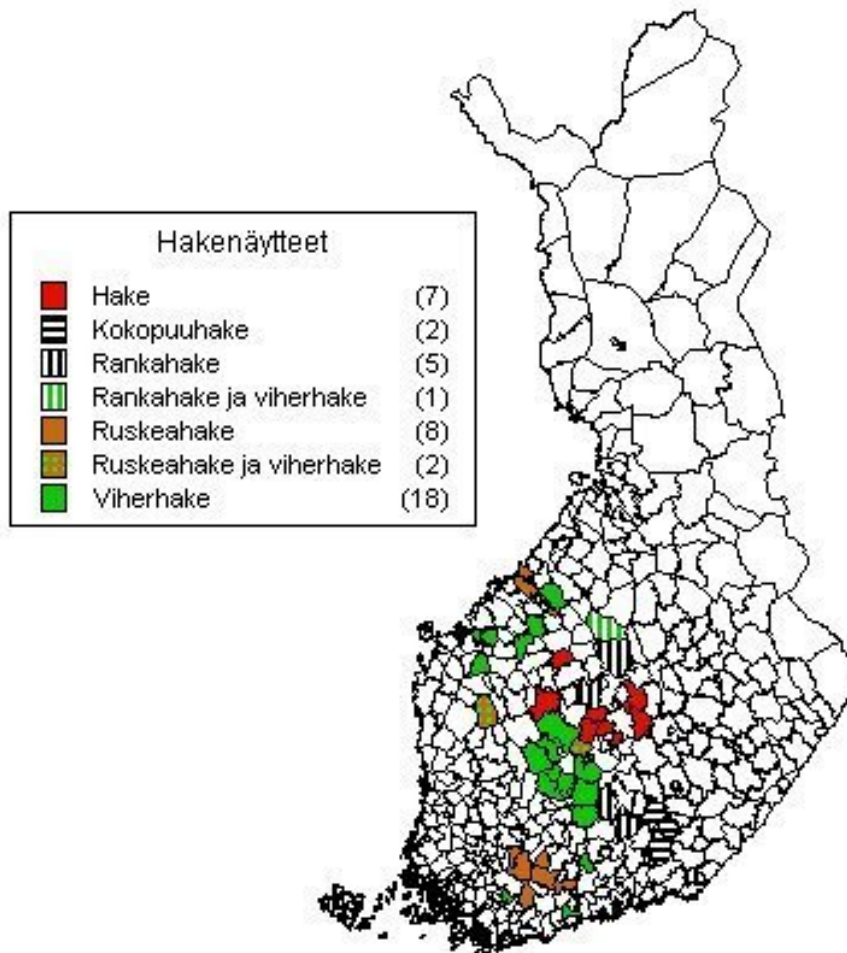
Tavoitteena oli määrittää puupolttoaineiden radionuklidipitoisuuksia ja selvittää <sup>137</sup>Cs-laskeuman vaikutusta pitoisuuksiin. Tutkitut puu- polttoaineet olivat metsähakkeita ja sahauksen sivutuotteita, muut teollisuu- den puuperäiset sivutuotteet rajattiin tutkimuksen ulkopuolelle.

## 2.2 Näytteenotto, näytteiden käsittely ja analyysit

Sahauksen sivutuotteista hankittiin näytteitä kahdelta sahalta, joiden puun- hankinta-alueet sijaitsevat päälaskeuma-alueella. Toinen sahoista tuottaa yk- sinomaan mäntysahatavaraa ja toinen kuusisahatavaraa. Kuori- ja purunäytteille ei ollut mahdollista saada alkuperätietoa kunnan tarkkuudel- la, koska koko puunhankinta-alueelta tulevat tukit lajitellaan sahaukseen läpimitan mukaan, jolloin ne sekoittuvat alkuperän suhteen.

Metsähakenäytteitä hankittiin laskeuma-alueelta polttoaineen toimit- tajilta ja haketta käyttäviltä laitoksilta. Näytteiden alkuperä selvitettiin kun- nan tarkkuudella, jotta hakkeen aktiivisuutta voitiin verrata kuntakohtaisiin <sup>137</sup>Cs-laskeumatietoihin. Hakenäytteiden hankintapaikkakunnat on esitetty kuvassa 2.1. Tieto haketyypistä pyydettiin näytteenottajilta näytteiden muka- na. Pääosa näytteistä oli kuusivaltaisten päätehakkuualojen hakkuutähdehaketta.

Näytteiden <sup>137</sup>Cs- ja <sup>40</sup>K-pitoisuus määritettiin 2,5 litran mittaus- astiassa näytteen saapumiskosteudessa. Näytteiden kuiva-ainepitoisuus määritettiin aktiivisuusmittauksen jälkeen (105°C, 16 h), ja aktiivisuus- pitoisuudet laskettiin kuiva-ainetta kohti. Valituista näytteistä määritettiin tuhkapitoisuus (550°C, 12 tai 16 h) Geologian tutkimuskeskuksessa, ja aktiivisuuspitoisuudet laskettiin tuhkaa kohti.



**Kuva 2.1.** Metsähakenäytteiden hankintapaikkakunnat. Näytteet ovat viideltä eri toimittajalta. Ryhmä "Hake" on yhden laitoksen käyttämää metsähaketta, jota ei ole lisätietojen puuttuessa luokiteltu viher- tai ruskeahakkeeksi. Suluissa on näytteenotto-kuntien määrä.

### 2.3 Gammasektrometriset radionuklidimääritykset

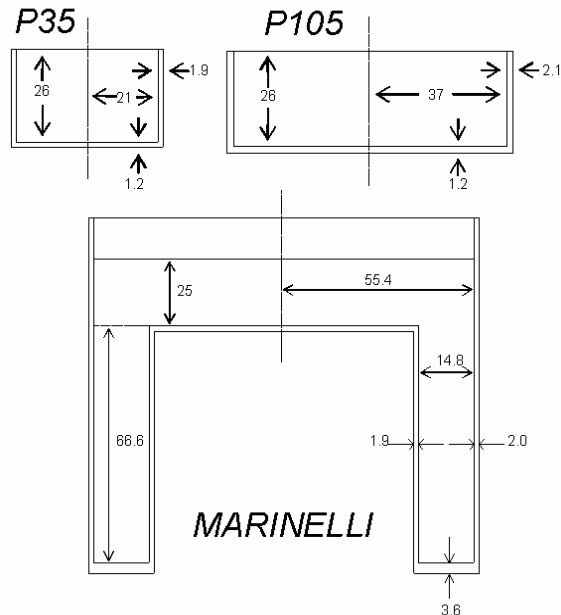
Projektin näytteiden gammasektrometriset analyysit tehtiin soveltaen Säteilyturvakeskuksen akkreditoitua menetelmää (FINAS, T167/M04/2003, Gammasektrometria, Sisäinen ohje TKO 3.1.4, Sisäiset menetelmät: STUK-

TKO-4, Modifioitu IEC 1452:1995 (International standard IEC 1452, 1995).

### Laitteisto

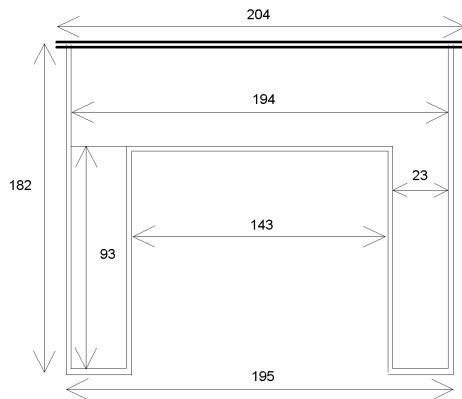
Mittaukset tehtiin Säteilyturvakeskuksen gammaspektrometrian laboratoriossa, jonka suunnittelussa ja rakentamisessa on otettu huomioon alhaisaktiivisten mittausten erikoisvaatimukset. Mittauksiin käytettiin yhteensä 11 alhaistaustaista puolijohdespektrometriä. Monikanava-analysaattorit on säädetty käyttämään 8 192 kanavaa ja spektrit kerättiin energia-alueelta 30 – 2 700 keV. Kaikki ilmaisimet on sijoitettu taustasäteily-suojaan, jonka tehtävänä on mittauksia häiritsevän luonnonsäteilyn vaimentaminen.

Menetelmän käytössä on kolme muovista mittauspurkkia, tilavuudeltaan 35 ml (W), 105 ml (T), 0,5 l (M) (Kuva 2.2). W- ja T-purkeilla näytekorkeus voidaan valita vapaasti välillä 0 – 25 mm, mutta M-purkilla on käytössä vain kalibrointikorkeus. Paras mittausherkkyyys saavutetaan, jos suuri näytemäärä voidaan, mm. konsentroimalla, sijoittaa mahdollisimman pieneen tilavuuteen. Tällöin käytetään näytemäärästä riippuen W- ja T-purkkeja. Jos näytettä ei pystytä konsentroimaan tarpeeksi, pyritään näytteen ja ilmaisimen välistä keskimääräistä etäisyyttä pienentämään. Tätä tarkoitusta varten on kehitetty astia, joka ympäröi sekä sylinterinmuotoisen ilmaisimen vaippaa että päätyä (M, 'marinelli').



Kuva 2.2. W-, T- ja M-purkkien dimensiot, kaikki mitat millimetrejä.

Projektissa analysoitavien puupolttoainenäytteiden mittauksia varten haluttiin ottaa käyttöön suurempi näytetilavuus. Vaikka säteilyn havaitsemistehokkuus laskee nopeasti, kun näytteen keskimääräinen etäisyys ilmaisimesta kasvaa, niin säteilevän aineen suurempi määrä kompensoi tehokkuuden menetyksen tiettyyn tilavuuteen asti. Tutkimalla Marinelli-astiaan sijoitettavan näytemäärän vaikutusta havaittavaan pulssimäärään voitiin nähdä, että maksimi saavutetaan n. 2,5 l:n näytetilavuudella. Näytemäärän kasvattaminen edelleen ei olennaisesti lisää havaittavien kokonaisenergiapulssien määrää. Näytteestä saatavan suuremman pulssimäärän ansiosta voidaan joko mitata pienempiä aktiivisuuksia tarkasti tai vastaavasti käyttää lyhyempiä mittausaikoja. Käyttämällä suurempaa näyteastiaa voidaan myös helpommin mitata esikäsittelemätöntä materiaalia, jolloin säästetään näytteiden käsittelyyn kuluva työaika. Valitun alumiinisen 2,5 l näyteastian (M25) dimensiot on esitetty kuvassa 2.3 (Kinnunen 2002).



**Kuva 2.3.** M25-purkin dimensiot, kaikki mitat millimetreinä.

### Kalibroinnit

Spektrometrien havaitsemistehokkuuden kalibrointi on tehty käyttämällä sertifioituja standardiliuoksia. Kalibrointinuklideina on käytetty yleensä ns. 'single-line'-nuklideja – joko samassa (multigamma) tai erillisissä liuoksissa. Eri tiheyksien ja korkeuksien tehokkuudet saadaan laskemalla kutakin korkeutta vastaavat korjauskertoimet.

Uuden mittauspurkin alustava tehokkuuskalibrointi tehtiin puoli-kokeelliseen, ns. Moensin menetelmään perustuvan tietokoneohjelman avulla (Aaltonen ym. 1994). Menetelmä perustuu siihen, että tietyn mittausgeometrian tunnetusta (kokeellisesti määritetystä) tehokkuudesta

saadaan halutulle geometrialle tehokkuus määrittämällä molempien geometrioiden efektiivisten avaruuskulmien suhde. Tunnettuna tehokkuutena käytettiin M-purkin tehokkuuskalibrointia, joka konvertoitiin suuremmalle tilavuudelle. Tämä laskennallinen kalibrointi verifioitiin vielä mittaamalla standardiliuosta, jossa oli viisi kalibrointinuklidia.

### **Analyysiohjelma**

Gammaskpektrit analysoitiin GAMMA-ohjelmalla, joka on kehitetty Säteilyturvakeskuksessa erityisesti ympäristönäytteiden spektrien käsittelyä varten (Sinkko 1981, Klemola ja Leppänen 1997). Ohjelma etsii spektristä piikit, laskee niiden energiat ja pinta-alat, vähentää taustan ja tunnistuksen jälkeen laskee aktiivisuudet. Laskennassa otetaan huomioon näytteen korkeuden ja tiheyden sekä koincidenssisummautumisen taustasäteilyn vaikutukset tuloksiin.

Käytössä olevan nuklidikirjaston tiedot on päivitetty vastaamaan viitettä Firestone ja Shirley 1996. Mm. luonnon hajoamissarjojen nuklidien puoliintumisaikana käytetään pitkäikäisen emonuklidin puoliintumisaikaa – vastaten tasapainotilannetta.

### **Radionuklidipitoisuuksien laskeminen**

Nuklidien aktiivisuudet määritettiin joko niiden omien gammasiirtymien avulla tai ottamalla tulos tytärnuklidien gammasiirtymistä olettaen, että emo- ja tytärnuklidi ovat sekulaarisessa tasapainossa. Tuhkanäytteitä säilytettiin suljetussa astiassa vähintään kolme viikkoa ennen mittausta  $^{226}\text{Ra}$ :n ja tytärnuklidi  $^{222}\text{Rn}$ :n tasapainon muodostumiseksi.

$^{226}\text{Ra}$ :n ainoa energia (186,1 keV) on gammaintensiteetiltään heikko ja niin lähellä  $^{235}\text{U}$ :n pääpiikkiä, että ilmaisimien energian erotuskyky ei riitä erottamaan piikkejä toisistaan. Jos  $^{235}\text{U}$ :n tulos saadaan laskettua tarpeeksi tarkasti muista piikeistä, voidaan sen osuus vähentää 186 keV piikistä.  $^{235}\text{U}$ :n voimakkaimmat gammapiikit (109 – 205 keV) ovat kuitenkin spektrissä alueella, jota häiritsee suurempien energioiden aiheuttama Compton-jatkumo. Erityisesti näytteen suuri  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuus estää käytännössä  $^{235}\text{U}$ :n muiden kuin pääpiikin havaitsemisen. Kun kyseessä on luonnon uraani (uraani-isotooppien 235 ja 238 suhde 0,72 %),  $^{235}\text{U}$ :n pitoisuus voitaisiin laskea  $^{238}\text{U}$ :n avulla. Useimmissa tapauksissa  $^{238}\text{U}$ :n pitoisuutta ei kuitenkaan pystytä määrittämään, koska sen tai sen tytärnuklidien piikkejä ei esiinny spektrissä. Ainoaksi keinoksi määrittää  $^{226}\text{Ra}$ :n pitoisuus jää tuloksen laskeminen sen hajoamistuotteista  $^{214}\text{Pb}$  ja  $^{214}\text{Bi}$  olettaen, että ne ovat tasapainossa emonuklidinsa kanssa. Radiumpitoisuudet laskettiin gammasiirtymien 295,2 ja 351,9 keV ( $^{214}\text{Pb}$ ) sekä 609,3 ja 1 764,5 keV ( $^{214}\text{Bi}$ ) tulosten keskiarvoina.



Vain kun sekä  $^{226}\text{Ra}$ - että  $^{235}\text{U}$ -pitoisuus olivat tarpeeksi suuria – erityisesti suhteessa  $^{137}\text{Cs}$ :ään, voitiin tulos määrittää sen oman gammasiirtymän avulla.

$^{232}\text{Th}$ :n aktiivisuus saadaan samoin tytärnuklidien pitoisuuksista. Käyttökelpoisin on  $^{228}\text{Ac}$ , jolla on myös runsaasti gammaenergioita. Käytännössä kaikki  $^{232}\text{Th}$ -tulokset on tehty käyttäen  $^{228}\text{Ac}$ :n 911,2 keV:n gammasiirtymää. Tällöin on oletettu, että näiden välillä vallitsee aktiivisuustasapaino. Tästä oletuksesta seuraa useimmiten puun tuhkan tuloksille lievä yliarvio.

$^{40}\text{K}$ :n ja  $^{137}\text{Cs}$ :n tulokset määritettiin käyttäen niiden ainoita gammasiirtymiä, 1 460,8 keV ja 661,7 keV. Tshernobylin laskeumasta peräisin olevan lyhytikäisemmän cesium-isotoopin  $^{134}\text{Cs}$ :n tulokset laadittiin yleensä sen voimakkaimman siirtymän, 604,7 keV, avulla. Vain jos muiden piikkien statistinen epävarmuus oli tarpeeksi pieni, voitiin käyttää useasta piikistä saatua painotettua keskiarvoa.

Kaikki tulokset on korjattu radioaktiivisen hajoamisen suhteen niin, että ne vastaavat näytteenottoaikaa. Tulosten kokonaisepävarmuus (1  $\sigma$ ) muodostuu mittalaitteiston kalibroinnin epävarmuudesta ja mittauksen tilastollisesta epävarmuudesta.  $^{137}\text{Cs}$ -tulosten kokonaisepävarmuus oli tuhkanäytteissä 3 - 5 % ja polttoainenäytteissä 3 - 7 %. Muiden nuklidien mittausepävarmuudet olivat tätä suurempia:  $^{40}\text{K}$ :llä tuhkanäytteissä 3 - 15 % ja polttoainenäytteissä 5 - 25 % sekä tuhkanäytteissä  $^{232}\text{Th}$ :lla 5 - 10 % ja  $^{226}\text{Ra}$ :lla useimmiten 10 %.

## 2.4 Sahauksen sivutuotteiden radionuklidipitoisuudet

Kuori- ja purunäytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet sekä polttoaineessa että tuhkaa kohti laskettuna ovat taulukossa 2.1. Tuhkaa kohti laskettaessa polttoainenäytteestä mitatut pitoisuudet jaettiin laboratoriossa määritetyllä näytteen tuhkapitoisuudella.

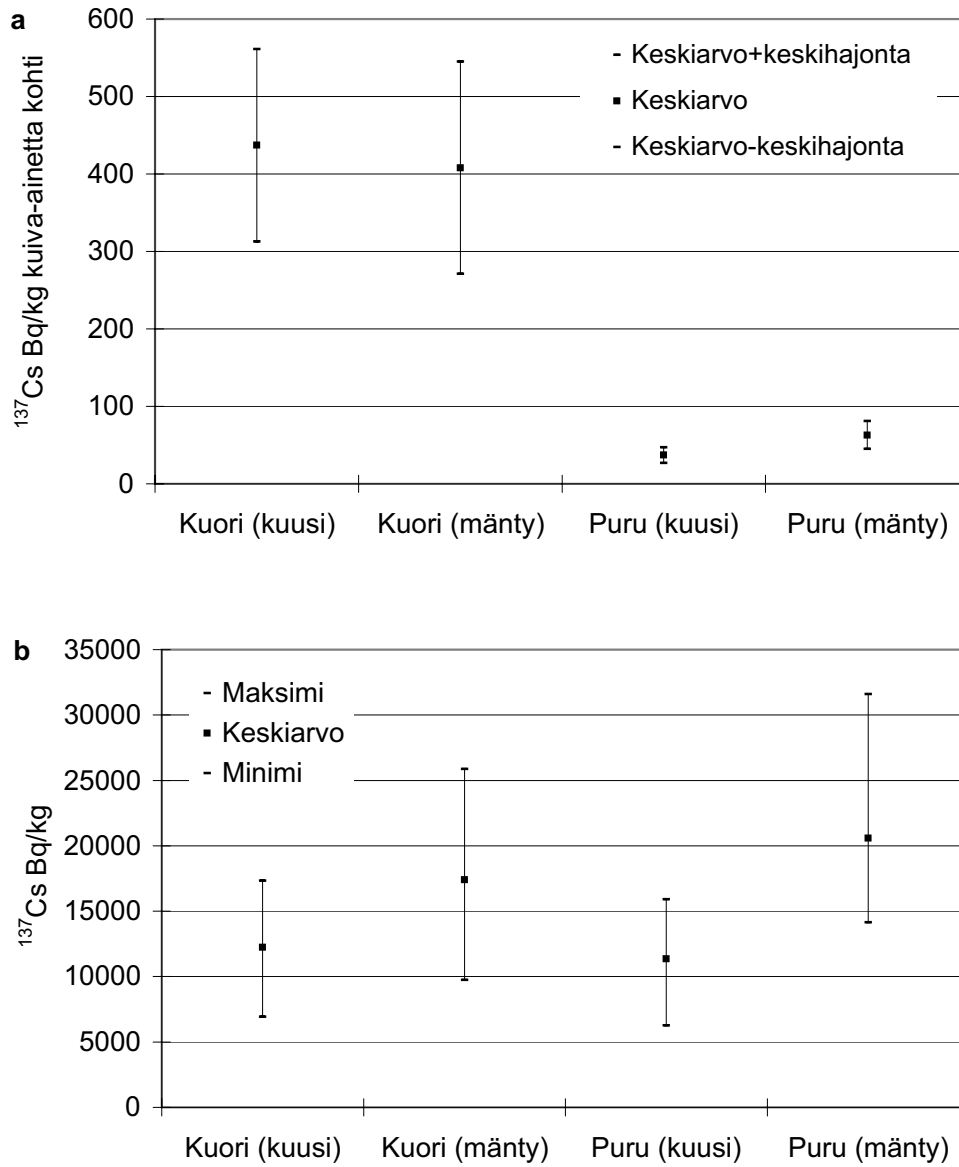
Sekä mänty- että kuusisahan puunhankinta-alueet sijaitsevat laskeumavyöhykkeillä 3 - 5, niin että  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman vaihtelu puunhankinta-alueilla on enintään 10 - 49 kBq m<sup>-2</sup> (1.10.2002). Sahojen puunhankinta-alueet ovat päällekkäiset, mutta mäntysahan hankinta-alue on laajempi. Kuori- ja purunäytteille ei ollut mahdollista saada alkuperätietoa kunnan tarkkuudella, koska koko puunhankinta-alueelta tulevat tukit lajitellaan sahaukseen läpimitan mukaan, jolloin ne sekoittuvat alkuperän suhteen. Näin ollen kuoren ja purun  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuutta ei voitu verrata kuntakohtaisesti  $^{137}\text{Cs}$ -laskeumatietoihin.

Havupuiden välillä ei ollut merkittävää eroa kuoren ja purun <sup>137</sup>Cs-pitoisuudessa (Kuva 2.4a). Männyllä kuoren <sup>137</sup>Cs-pitoisuus oli kuusinkertainen verrattuna pitoisuuteen purussa, kuusella pitoisuusero oli 12-kertainen. Kuorinäytteiden aktiivisuuteen voi vaikuttaa näytteissä ollut tukkien kuorinnassa kuoren mukana poistuva pintapuu, joka voi alentaa kuorinäytteiden <sup>137</sup>Cs-pitoisuutta.

**Taulukko 2.1.** <sup>137</sup>Cs-pitoisuus kuori- ja purunäytteissä sekä tuhkaa kohti laskettuna. <sup>137</sup>Cs-laskeuma sahojen puunhankinta-alueilla on noin 10-49 kBq m<sup>-2</sup>.

	<sup>137</sup> Cs Bq/kg kuiva-ainetta kohti	<sup>137</sup> Cs Bq/kg tuhkaa kohti
<b>Kuori (mänty)</b>		
Havaintojen määrä	26	8
Keskiarvo	410	17 000
Keskihajonta	140	5 500
Minimi	170	9 700
Maksimi	720	26 000
<b>Kuori (kuusi)</b>		
Havaintojen määrä	10	8
Keskiarvo	440	12 000
Keskihajonta	120	4 200
Minimi	250	6 900
Maksimi	610	17 000
<b>Puru (mänty)</b>		
Havaintojen määrä	15	4
Keskiarvo	63	21 000
Keskihajonta	18	7 900
Minimi	40	14 000
Maksimi	100	32 000
<b>Puru (kuusi)</b>		
Havaintojen määrä	10	4
Keskiarvo	37	11 000
Keskihajonta	10	4 200
Minimi	22	6 300
Maksimi	49	16 000

Sekä <sup>137</sup>Cs-pitoisuus että tuhkapitoisuus olivat purulla pienempiä kuin kuorella. Kuoren ja purun tuhkat olivat mittaustarkkuuden rajoissa yhtä aktiivisia (Kuva 2.4b). Taulukon 2.1 laboratorio-olosuhteissa tuotetuille tuhkille lasketut <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet olivat selvästi suurempia kuin kyseisten sahojen tuhkien mitatut pitoisuudet. Männyn kuoren ja purun seoksen lentotuhkan <sup>137</sup>Cs-pitoisuus oli keskimäärin 6400 Bq/kg ja arinatuhkan 7500 Bq/kg. Kuusen lentotuhkassa pitoisuus oli 9600 Bq/kg ja arinatuhkassa 3200 Bq/kg. Ero johtuu oletettavasti siitä, että tuhkistettaessa polttoaineita laboratoriossa palamatonta hiiltä jäi vähemmän, ja syntyvän tuhkan määrä oli näin ollen pienempi kuin voimalaitostuhkissa. Sahauksen sivutuotteiden ja hakkeiden tuhkapitoisuudet on annettu taulukossa 2.2.



**Kuva 2.4.**  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus a) kuoressa ja purussa sekä b) kuoren ja purun puhtaassa tuhassa.  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma sahojen puunhankinta-alueilla on keskimäärin 10-49 kBq m<sup>-2</sup>.

**Taulukko 2.2.** Sahauksen sivutuotteiden ja hakkeiden tuhkapitoisuudet (N = tuhkistettujen näytteiden määrä).

Polttoaine	N	Tuhkapitoisuus, % kuiva-aineesta	
		Keskiarvo	Vaihteluväli
Kuori (mänty)	8	2,1	1,70 – 2,81
Kuori (kuusi)	8	3,6	3,38 – 4,22
Puru (mänty)	4	0,3	0,28 – 0,32
Puru (kuusi)	4	0,3	0,31 – 0,35
Hakkuutähdehakkeet	52	2,4	0,89 – 4,88
Pienpuuhakkeet	8	0,8	0,29 – 1,75
Kantomurske	1	2,2	-

## 2.5 Metsähakkeiden radionuklidipitoisuudet

Taulukossa 2.3 on esitetty hakkuutähde- ja pienpuuhakkeiden sekä kahden kantomurskenäytteen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus sekä tuhkaa kohti laskettu pitoisuus. Pitoisuudet on annettu myös näytteiden hankintapaikkakuntien keskimääräistä näytteenottopäivälle laskettua  $^{137}\text{Cs}$ -laskeumaa kohti ( $^{137}\text{Cs}$  Bq kg<sup>-1</sup> per kBq m<sup>-2</sup>).

$^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden vaihtelu hakkuutähdehakkeissa oli 30 - 1500 Bq kg<sup>-1</sup>. Sekä pienin että suurin pitoisuus havaittiin viherhakenäytteissä, jotka olivat peräisin kuusivaltaisilta uudistushakkuualoilta kivennäismailta. Näytteiden alkuperäkuntien näytteenottopäivälle laskettu  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma oli 3,4 kBq m<sup>-2</sup> ja 40 kBq m<sup>-2</sup>, joten laskeuma vaihteli näytteiden välillä kertoimella 12 mutta hakkeen aktiivisuus kertoimella 50.

**Taulukko 2.3.**  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus hakenäytteissä (Bq/kg kuiva-ainetta kohti) sekä tuhkaa kohti laskettuna (Bq/kg). Hakkeen ja tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet on myös laskettu näytteiden hankintapaikkakuntien keskimääräistä  $^{137}\text{Cs}$ -laskeumaa kohti ( $^{137}\text{Cs}$  Bq kg<sup>-1</sup> per kBq m<sup>-2</sup>).

	$^{137}\text{Cs}$ hakkeessa	$^{137}\text{Cs}$ Bq kg <sup>-1</sup> haketta per kBq m <sup>-2</sup>	$^{137}\text{Cs}$ tuhkassa	$^{137}\text{Cs}$ Bq kg <sup>-1</sup> tuhkaa per kBq m <sup>-2</sup>
<b>Hakkuutähdehakkeet</b>				
Havaintojen määrä	92	92	52	52
Keskiarvo	340	15	14 000	640
Keskihajonta	260	9,9	12 000	580
Minimi	31	2,7	970	110
Maksimi	1500	48	55 000	3800 *
<b>Pienpuuhakkeet</b>				
Havaintojen määrä	8	8	8	8
Keskiarvo	88	4,2	14 000	690
Keskihajonta	100	3,7	18 000	680
Minimi	18	1,2	1000	65
Maksimi	290	10	55 000	1900
<b>Kantomurske</b>				
Havaintojen määrä	2	2	1	1
Pitoisuudet	62 ja 98	4,0 ja 1,6	4500	180

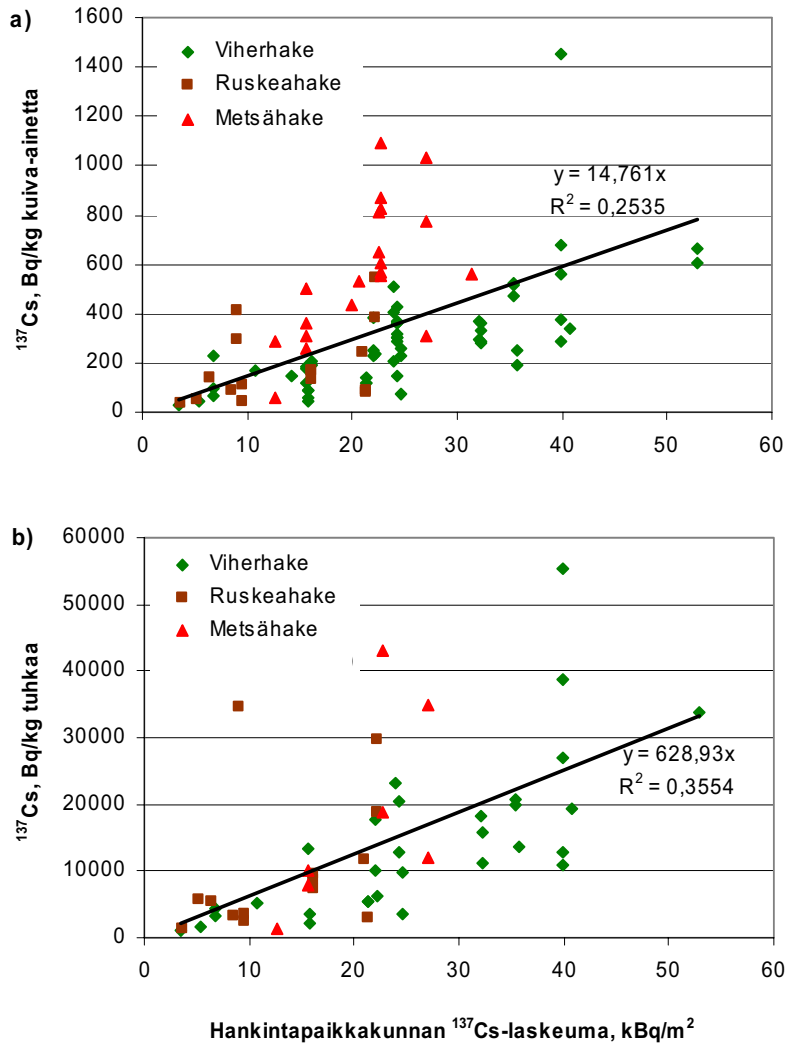
\*) Hakenäyte turvemaalta. Ilman tätä näytettä keskiarvo on 580.

Hakkuutähdehakkeet olivat peräisin kunnista, joiden keskimääräinen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma näytteenottopäivälle laskettuna oli 3 - 53 kBq m<sup>-2</sup>. Hankintapaikkakunnan laskeuman vaikutus hakkuutähdehakkeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuteen on esitetty kuvassa 2.5a. Havaittiin, että hakkeen aktiivisuus kasvaa laskeuman aktiivisuuden mukaan, mutta hakkeen koostumuksen vaihtelu ja metsikkökohtaiset erot hakkeen aktiivisuudessa aiheuttavat tuloksiin hajontaa. Laskeuman määrän vaihtelu näytteiden hankintapaikkakuntien välillä voidaan ottaa karkeasti huomioon suhteuttamalla hakkeen aktiivisuus kunnan keskimääräiseen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeumaan. Näin saatu  $^{137}\text{Cs}$ :n siirtokerroin laskeumasta hakkeeseen oli keskimäärin 15 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>), vaihtelun ollessa 3 - 48 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>).

Suurin yhden kunnan hakkuutähdehakkeissa havaittu  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden vaihtelu oli 290 - 1500 Bq kg<sup>-1</sup>. Se havaittiin näytteissä, jotka olivat lähes kaatotuoretta viherhaketta marraskuussa 2002 hakatuilta kuusivaltaisilta palstoilta. Pitoisuuden vaihtelu johtuu joko näytteenoton vaihtelusta tai palstojen eroista laskeuman määrässä ja metsiköiden kasvuolosuhteissa. Näytteenotossa on aktiivisempaan näytteeseen esimerkiksi voinut tulla latvan oksia ja neulasia, joissa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on suurempi kuin alaoksissa.

Hakkeen tuhkaa kohti laskettu  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on esitetty kuvassa 2.5b. Laskeumaa kohti laskettu tuhkan aktiivisuus kivennäismaiden metsien hakkeissa oli keskimäärin 580 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>), ja 90 % näytteistä oli alle 1200 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>). Tätä voi käyttää kertoimena hakkeen hankintakunnan laskeumasta kivennäismaiden metsien hakkuutähdehakkeen tuhkan aktiivisuuteen. Aineistossa suurin kerroin, 3800 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>), saatiin turvemaa 60-vuotiaan koivu/mäntymetsän hakkuutähdehakkeelle. Turvemaiden metsikoista ei suositusten mukaan kerätä hakkuutähdehakkeita, joten jälkimmäistä siirtokertoimen arvoa voidaan pitää epätyypillisenä eikä sitä voi soveltaa tavanomaiseen kivennäismaiden metsistä kerättävään hakkuutähdehakkeeseen. Suometsien hakkeen tuhkalle siirtokerroin on suurempi kuin 580 mutta todennäköisesti pienempi kuin yhdellä näytteellä saatu arvo 3800.

Hankintapaikkakunnan laskeumaa kohti laskettu  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli hakkuutähdehakkeissa keskimäärin suurempi kuin pienpuuhakkeissa ja kantomurskenäytteissä (Taulukko 2.3). Pienpuunäytteet olivat kokopuuhaketta ja rankahaketta, joiden neulasosuus on yleensä pienempi ja puuaineksen osuus suurempi kuin hakkuutähdehakkeessa. Erilainen koostumus voi siten olla syynä niiden pienempään  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuteen. Tuhkaa kohti laskettuna pienpuuhakkeiden aktiivisuus ei paljon poikennut hakkuutähdehakkeista.

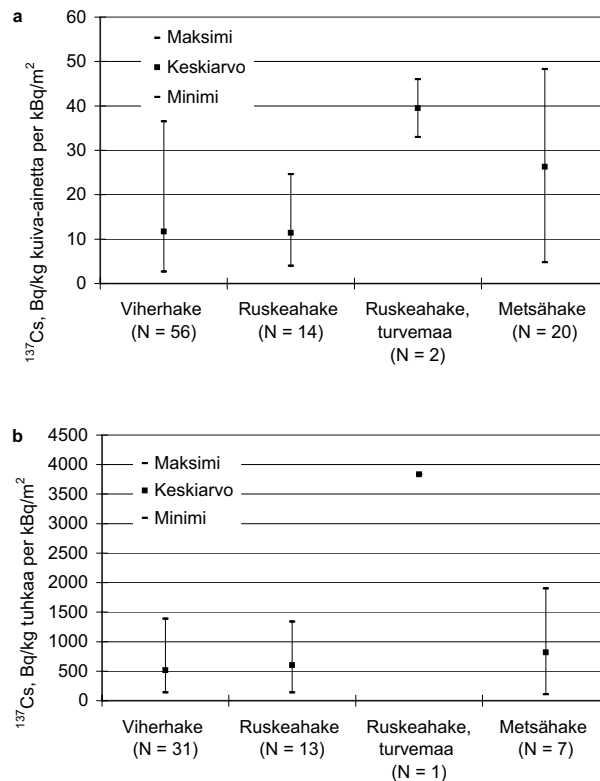


**Kuva 2.5.**  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus a) hakkuutähdehakeessa ( $N = 92$ ) ja b) hakeen puhtaassa tuhkassa ( $N = 52$ ) hankintakunnan keskimääräisen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman mukaan. Laskeuma-arvoissa on otettu huomioon Tshernobylin onnettomuuden (v. 1986) ja näytteenoton (v. 2001-2003) välisenä aikana tapahtunut 30 %:in pieneneminen radioaktiivisen hajoamisen vuoksi. Pääosa näytteistä on kivennäismaan kuusivaltaisilta uudistushakkuualoilta. Ryhmä "Metsähake" on yhden laitoksen käyttämää metsähaketta, jota ei ole lisätietojen puuttuessa luokiteltu viher- tai ruskeahakkeeksi.

Kivennäismaalla viherhakkeen ja ruskeahakkeen tai niiden tuhkien välillä ei ollut eroa laskeumaa kohti lasketuissa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksissa (Kuva 2.6). Sen sijaan ruskeahakkeen ja sen tuhkan pitoisuus oli turvemaalla suurempi kuin kivennäismaalla.

Laskeuman paikallinen vaihtelu voi aiheuttaa kunnan keskimääräisellä laskeumalla normeerattuihin hakkeen ja sen tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksiin hajontaa. Muita hajonnan lähteitä ovat näytteenoton, kasvupaikkaolosuhteiden ja mahdollisesti myös hakkeen tuotantomenetelmien vaihtelusta johtuvat erot hakkeen koostumuksessa ja siten myös aktiivisuudessa.

$^{137}\text{Cs}$ :n siirtymisnopeutta maaperästä puustoon ja hakkuutähteisiin voi parhaiten arvioida vertaamalla palstakohtaisten hake- ja maanäytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia. Tällöinkin tulee ottaa huomioon, että hakkeen ja maaperän aktiivisuuksien suhde vaihtelee sekä metsikön että laskeuman iän ja kasvupaikkatekijöiden mukaan.



**Kuva 2.6.**  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus a) hakkuutähdehakkeessa ja b) hakkeen puhtaassa tuhassa laskettuna hankintapaikkakunnan keskimääräistä  $^{137}\text{Cs}$ -laskeumaa kohti ( $\text{Bq kg}^{-1}$  per  $\text{kBq m}^{-2}$ ). Näytteet on luokiteltu viher- ja ruskeahakkeisiin näytteenottajien antamien haketyyppiä ja palstan hakkuu-aikaa koskevien tietojen ja näytteen ulkonäön perusteella. Tiedot näytteenottopaikan maalajista on saatu polttoaineentomittajilta. Pääosa näytteistä on kivennäismaan kuusivaltaisilta uudistushakkuualoilta. Ryhmä "Metsähake" on yhden laitoksen käyttämää metsähaketta, jota ei ole lisätietojen puuttuessa luokiteltu viher- tai ruskeahakkeeksi. Suluissa on näytemäärä.

Hajonta edellä esitettyjen hakkeen ja tuhkan siirtokertoimien arvoissa aiheutuu näytteenottometsikön laskeuman poikkeamasta kunnan keskimääräisestä laskeumasta, kasvupaikkaolosuhteiden aiheuttamasta vaihtelusta  $^{137}\text{Cs}$ :n kulkeutumisessa puustoon, sekä näytekohtaisesta satunnaisvaihtelusta hakkeen koostumuksessa. Lisäksi havaittiin systemaattinen mutta ei tilastollisesti merkitsevä ero eri näytteentoimittajien välillä. Ero voi johtua joko hakkeen tuotantomenetelmistä tai siitä, että eri toimittajien näytteet olivat eri alueilta ja erilaisilta kasvupaikoilta. Toisaalta saman toimittajan viher- ja ruskeahakkeen siirtokertoimissa ei ollut eroa. Näytteenottoimittajien välillä havaittu ero viittaa siihen, että jonkun muun kuin tähän tutkimukseen osallistuneen polttoaineentoimittajan hakkeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus voi poiketa systemaattisesti näistä tuloksista.

Samansuuruisen laskeuman alueella kuoren, purun ja hakkuutähdehakkeen puhtaiden tuhkien aktiivisuudessa ei ollut eroa, kun verrattiin sahojen kuoren ja purun tuhkaa (näytteiden keskiarvo 15 200 Bq/kg, puunhankinta-alueiden laskeuma oli vähintään 10 kBq/m<sup>2</sup>) ja hakkeen tuhkaa (keskiarvo 15 900 Bq/kg niillä näytteillä, joiden hankintakunnan laskeuma oli vähintään 10 kBq/m<sup>2</sup>). Havaintoa voidaan pitää vain suuntaa antavana, koska hakenäytteet olivat eri kunnista vaikkakin samalta laskeumatasolta kuin sahaustähteet.

Ruotsissa on suppeammalla, vuosina 1986-1987 kerätyllä aineistolla saatu hakkeelle laskeumaa kohti laskettuna aktiivisuutena 10 - 40 Bq/kg per kBq/m<sup>2</sup> (Hedvall ym. 1996). Tämä vastaa tässä tutkimuksessa saatuja siirtokertoimien arvoja, mutta on huomattava, että näytteenotto on tehty aikaisemmin laskeuman tulon jälkeen ja aktiivisuudessa voi siksi olla nykytilanteeseen muuta kuin radioaktiivisesta hajoamisesta johtuvaa eroa. Toisessa tutkimuksessa vuonna 1997 kotitalouksien käyttämän polttopuun tuhkalle laskeumaa kohti laskettu aktiivisuus oli noin 100 - 400 Bq/kg per kBq/m<sup>2</sup> (Möre ja Hubbard 2002). Kotitalouksilta kerätyissä tuhkissa on todennäköisesti ollut palamatonta hiiltä, joka on laimentanut tuhkan aktiivisuutta ja siten pienentänyt tuhkan siirtokerrointa verrattuna tässä raportissa esitettyihin haketuhkan siirtokertoimiin.

## **2.6 Hakkuutähdehakkeen koostumuksen vaikutus $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuteen**

Hakkuutähdehakkeen koostumuksen vaikutusta  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuteen tutkittiin viidellä viherhake- ja kolmella ruskeahakenäytteellä, jotka olivat peräisin puulajisuhteiltaan ja metsätyypeiltään erilaisilta palstoilta. Palstojen kuvailutietoja on esitetty taulukossa 2.4. Hakenäytteet otettiin



kuormakohtaisesti murskatusta hakkuutähteestä, jossa suurimmat näytteeseen tulleet kappaleet olivat 20 - 30 cm:n pituisia oksia. Näytteenotto tehtiin 17. - 19.12.2002.

**Taulukko 2.4.** Metsiköiden palstatietoja hakkuutähdehakkeiden korjuupaikoista. Tiedot maalajista, metsätyypistä, metsikön iästä, puulajisuhteista ja palstan hakkuuajasta on saatu polttoaineentomittajalta näytteenoton yhteydessä.  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma on hakkeen alkuperäkunnan keskimääräinen laskeuma näytteenottopäivälle ilmoitettuna.

Näyte nro	Maalaji	Metsätyyppi	Metsikön ikä, v.	Puulajisuhteet, % kuusi-mänty-koivu	Palstan hakkuu-aika	$^{137}\text{Cs}$ - laskeuma $\text{kBq m}^{-2}$
<b>Viherhakkeet</b>						
1	kivennäismaa	MT	125	ku 85-mä 15	lokakuu 02	24
2	kivennäismaa	MT	80	ku 77-mä 13-ko 10	syyskuu 02	7
3	kivennäismaa	MT	100	ku 80-mä 5-ko 15	joulukuu 02	21
4	kivennäismaa	MT	110	ku 45-mä 30-ko 25	marraskuu 02	24
5	kivennäismaa	VT	90	ku 37-mä 51-ko 12	marraskuu 02	7
<b>Ruskeahakkeet</b>						
1	turvemaa	turvemaamuuttuma (vastaa VT)	60	mä 46-ko 54	kesäkuu 02	9
2	kivennäismaa	MT	110	ku 50-mä 30-ko 20	lokakuu 02	16
3	kivennäismaa	VT	120	ku 5-mä 90-ko 5	marraskuu 01	16

MT = mustikkatyyppi

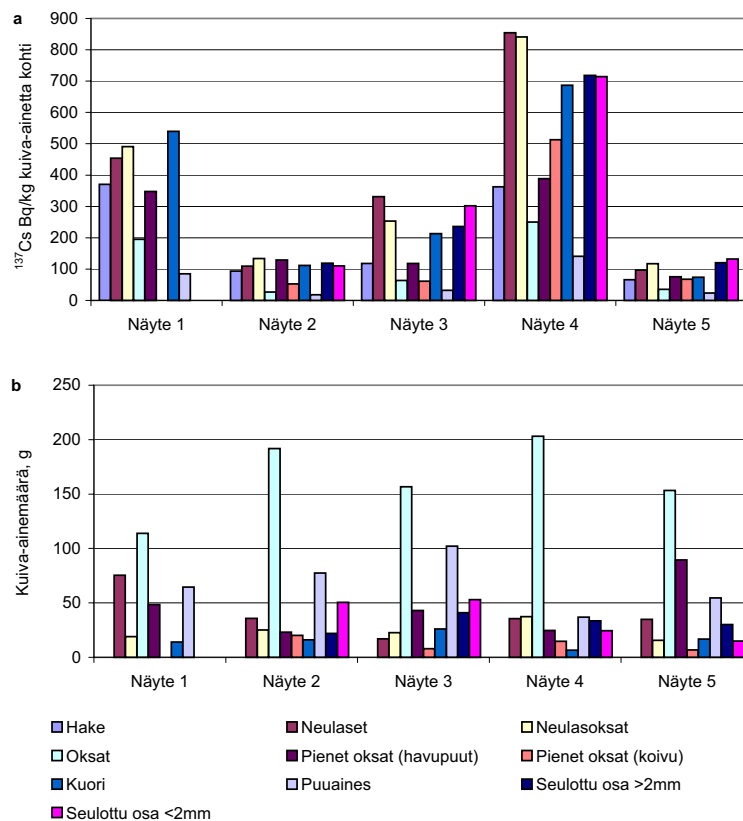
VT = puolukkatyyppi

Hakkeen koostumuksen selvittämiseksi näytteistä otettiin osanäyte siten, että näyte levitettiin pöydälle niin että oksat, neulasmassa ja puuaines olivat jakaantuneet mahdollisimman tasaisesti koko pinta-alalle. Näytteen pinta-alasta valittiin yksi neljännes osanäytteeksi, joka lajiteltiin seuraaviin ositteisiin: kuoreton puuaines, kuori, neulaselliset vuosikasvaimet (puulajeittain), oksat (läpimitta <1 cm ja >1 cm, koivu, havupuut) sekä isompien oksien ja rungon kuorelliset kappaleet. Loppuosa osanäytteestä seulottiin kahdeksi fraktioksi, joista hienommassa oli neulasia sekä hienoksi jauhautunutta kuorta ja puuainesta (< 2 mm) ja karkeammassa kuoren, oksien ja puuaineksen paloja (> 2 mm). Kaikkia edellä mainittuja ositteita ei esiintynyt jokaisessa tutkitussa hakenäytteessä, koska hakkeen koostumus vaihteli palstakohtaisesti. Ositteet kuivattiin (105°C, 16 h), minkä jälkeen neulas-

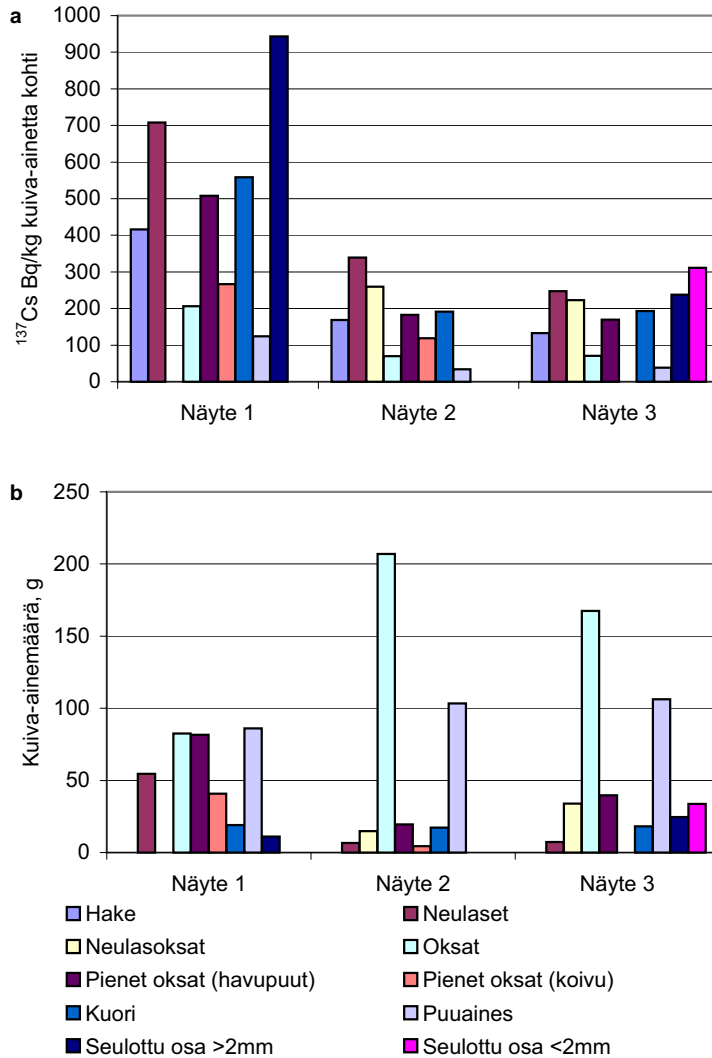
erotettiin vuosikasvaimista eri näytteeksi. Analysoitavat näytteet punnittiin ja jauhettiin Fritsch Pulverisette 19 ja Pulverisette 6 -myllyillä. Näytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus mitattiin 30:n ja 100 ml:n muovipurkeissa sylinterigeometriassa.

Loppuosa alkuperäisestä hakenäytteestä hienonnettiin oksasilppurilla, ja siitä otettiin osanäyte aktiivisuusmääritykseen 2,5 litran mittausastiassa. Mitatun näytteen kuiva-ainepitoisuus määritettiin (105°C, 16 h), ja aktiivisuuspitoisuudet laskettiin kuiva-ainetta kohti.

$^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus ja kuiva-ainemäärä viher- ja ruskeahakkeen eri osissa on esitetty kuvissa 2.7 ja 2.8. Neulasten ja neulasoksien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli suurin (97 - 850 Bq/kg), puuaineksen pitoisuus oli pienin (18 – 140 Bq/kg). Neulasten aktiivisuus oli enimmillään lähes kolminkertainen verrattuna hakkeen aktiivisuuteen. Myös neulasoksien, kuoren ja pienten havupuunoksien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli suurempi kuin hakkeen pitoisuus. Oksien aktiivisuus oli yleensä puolet hakkeen aktiivisuudesta, puuaineksen aktiivisuus alle 40 % hakkeen aktiivisuudesta.



**Kuva 2.7.**  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (a) ja kuiva-ainemäärä (b) viherhakkeen eri osissa. Kaikki hakenäytteet ovat päätehakkuun hakkuutähdettä kivennäismailta.



**Kuva 2.8.**  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (a) ja kuiva-ainemäärä (b) ruskeahakkeen eri osissa. Näyte 1 on turvemaan, näytteet 2 ja 3 kivennäismaan metsikön hakkuutähdettä.

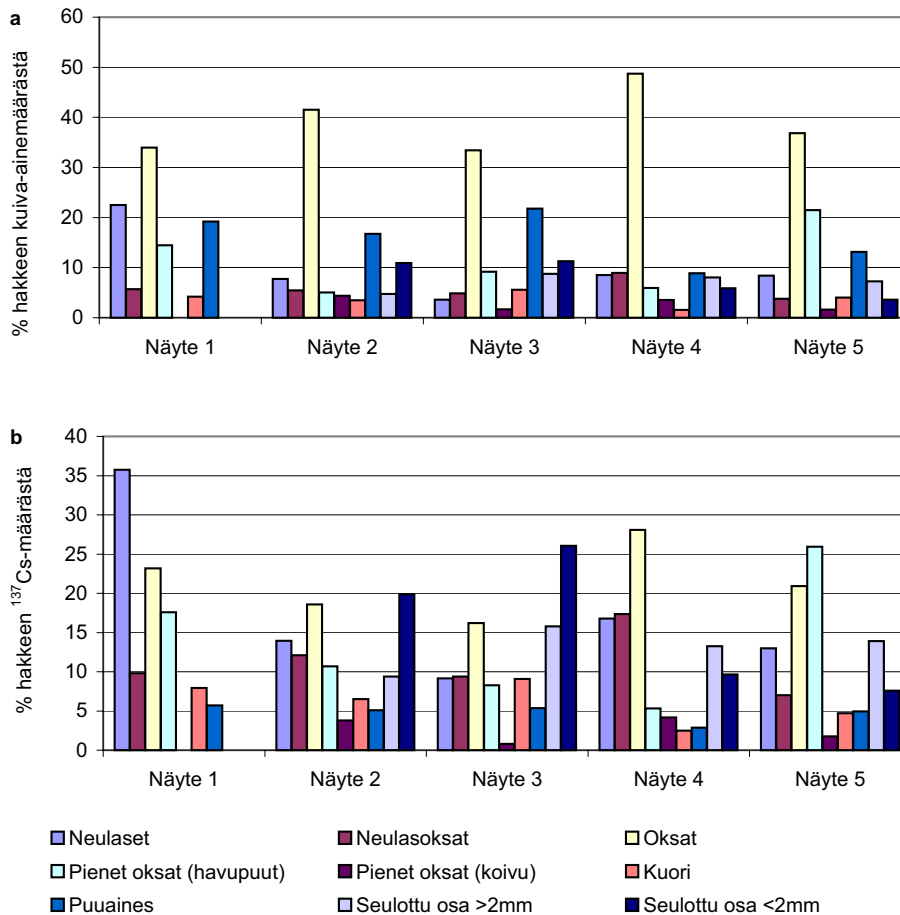
Viherhakkeen eri osien prosenttiosuudet hakkeen kuiva-ainemäärästä on esitetty kuvassa 2.9a. Hakkeen  $^{137}\text{Cs}$ -määrän jakauma saadaan ositteen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden ja kuiva-ainemäärän tulona (Kuva 2.9b). Ruskeahakkeen kuiva-aineen ja  $^{137}\text{Cs}$ -määrän prosenttijakaumat on esitetty vastaavasti kuvassa 2.10.

Erikokoiset oksat, puuaines ja kuori muodostivat yhteensä 76 – 81 % viherhakkeen kuiva-ainemäärästä ja 83 – 98 % ruskeahakkeen kuiva-aine-

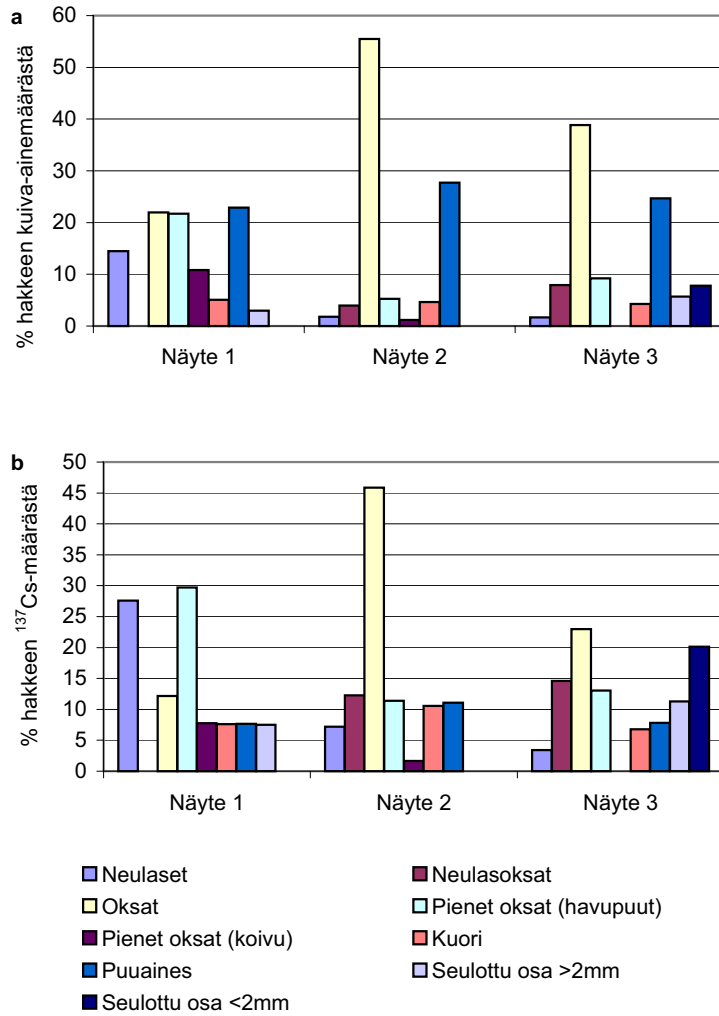
määrästä.  $^{137}\text{Cs}$ -määrästä näiden osuus oli vähemmän: viherhakkeessa 49 – 65 % ja ruskeahakkeessa 65 – 93 %.

Viherhakkeessa neulasten osuus kuiva-aineesta oli 12 – 23 %, mutta niiden osuus aktiivisuudesta oli 21 – 36 %. Ruskeahakkeessa neulasten osuus oli pienempi: kuiva-aineesta 2 – 15 % ja aktiivisuudesta 7 – 28 %. Neulasosuuteen on laskettu myös osite 'seulottu osa < 2 mm', joka oli pääasiassa neulasia. Oksarankoja, joista neulaset irrotettiin (osite 'neulasoksat'), ei ole laskettu neulasosuuteen vaan oksiin.

Viherhakkeessa pelkän puuaineksen osuus kuiva-aineesta oli yleensä alle 20 %, ruskeahakkeessa alle 30 %. Puuaineksen osuus kuiva-aineesta oli noin viisinkertainen verrattuna kuoreen, mutta  $^{137}\text{Cs}$ -määrästä kuoren osuus oli vähintään yhtä suuri kuin puuaineksen.



**Kuva 2.9.** Viherhakkeen eri osien prosenttiosuudet hakkeen (a) kuiva-ainemäärästä ja (b)  $^{137}\text{Cs}$ -määrästä.



**Kuva 2.10.** Ruskeahakkeen eri osien prosenttiosuudet hakkeen (a) kuiva-ainemäärästä ja (b) <sup>137</sup>Cs-määrästä.

## 3 Radionuklidien käyttäytyminen puun poltossa

### 3.1 Johdanto

Palamisolosuhteet sekä muiden tuhkaa muodostavien aineiden pitoisuudet vaikuttavat siihen, miten radioaktiiviset aineet jakaantuvat lentotuhkan ja pohja- tai arinatuhkan kesken, ja kuinka liukoisessa muodossa aineet ovat tuhkassa. Tuhkan radio-isotooppien liukoisuus voi periaatteessa vaikuttaa siihen, missä suhteessa ja kuinka nopeasti niitä kertyy metsäkasvillisuuteen.

Kaliumin käyttäytymistä poltossa on tutkittu paljon mm. leijupedin sintraantumiseen ja kloorikorroosioon liittyvien ongelmien vuoksi. Radioaktiivista  $^{40}\text{K}$ -isotooppia on vakio-osuus kaikesta luonnon kaliumista, ja se käyttäytyy kemiallisesti ei-radioaktiivisen kaliumin tavoin. Jos tuhkan (tai muun aineen) kokonaiskaliumpitoisuus on 1 %, on sen  $^{40}\text{K}$ -pitoisuus 310 Bq/kg.

Osa kaliumista höyrystyy tulipesässä. Poltossa voi muodostua mm. helppoliukoisia kaliumkloridia ( $\text{KCl}$ ), –sulfaattia ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) ja –karbonaattia ( $\text{K}_2\text{CO}_3$ ), jotka rikastuvat lentotuhkan pienhiukkasiin. Eri yhdisteiden keskinäiset osuudet riippuvat mm. rikin, kloorin ja muiden aineiden pitoisuuksista sekä tulipesän lämpötilasta. Kaliumhöyryt voivat myös reagoida petihiekan silikaattien kanssa, jolloin kaliumia jää pohjatuhkaan. Tuhkahiukkasia myös tarttuu petihiekan pinnalle, minkä seurauksena pohjatuhkaan päätyy kaliumia ja muita aineita ilman höyrystymistä. Puutuhkan pääaine kalsium jää petihiekkaan tällä tavoin (Lind 1999, Valmari 2000).

Cesium on kaliumin tavoin alkalimetalli ja sen käyttäytyminen on samankaltaista kuin kaliumin, jos molemmat ovat tulipesään syötettäessä samassa kemiallisessa muodossa.  $^{137}\text{Cs}$  kerääntyy puuhun helppoliukoisessa muodossa. Leijupetipoltossa merkittävä ero kaliumin ja  $^{137}\text{Cs}$ :n välillä on se, että hiekassa ei ole  $^{137}\text{Cs}$ :ää, kun taas merkittävä osa kaliumista voi tulla tulipesään hiekan mukana.

Tutkittiin myös kahden suuren laitoksen tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden aikavaihtelua. Tarkoituksena oli selvittää, kuinka edustava kuva pitoisuustasosta ja sen vaihtelusta saadaan ajoittaisten polttoaine- ja tuhkamittausten avulla.

### 3.2 Tuhkan aktiivisuuspitoisuuden laskeminen

Tietyn aineen pitoisuus  $X$  sekapoltttoaineen (joka koostuu  $n$  kappaleesta osapoltttoaineita) tuhkassa on

$$X = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_i \cdot X_i)}{\sum_{i=1}^n (Q_i \cdot A_i)} \quad (3.1)$$

missä  $Q_i$  on osapoltttoaineen  $i$  syöttönopeus (kg/h),  $X_i$  on kyseisen aineen pitoisuus osapoltttoaineessa  $i$  (Bq/kg) ja  $A_i$  on osapoltttoaineen  $i$  tuhkapitoisuus (kg/kg), johon tulee sisällyttää tuhkaan jäävä palamaton hiili. Erityisesti arinapolttossa voi tuhkan joukkoon jäävä hiili lisätä sen määrää varsinkin arinatuhkassa merkittävästi, jolloin cesiumin ja muiden epäorgaanisten aineiden pitoisuudet tuhkassa ovat vastaavasti pienempiä. Leijupetipoltossa pohja-tuhka on lähinnä petihiekkaa, joten pelkästään polttoaineen mukana tulevien aineiden pitoisuudet ovatkin pohjatuhkassa selvästi pienempiä kuin lentotuhkassa

Useimmat muut polttoaineet sisältävät vähemmän  $^{137}\text{Cs}$ :ää kuin puu, jolloin  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus sekapoltttoaineen tuhkassa on pienempi kuin pelkän puun tuhkassa. Esimerkiksi turpeen tuhkan radioaktiivisuus on pienempi kuin samalta laskeumavyöhykkeeltä peräisin olevan puutuhkan, jos turve ei ole peräisin tuotantoalueen pintakerroksesta – laskeuman mukana tullut  $^{137}\text{Cs}$  on jäänyt pääosin suon pintakerrokseen. Turpeen aktiivisuutta on tutkittu 68 turvesuolta vuonna 1994 kerätyistä näytteistä (STUK-A143, 2000). Alle neljännes suokohtaisista turvetuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksista ylitti 1000 Bq/kg. Viiden suon turvetuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus ylitti 4000 Bq/kg, ja suurin mitattu pitoisuus oli noin 13000 Bq/kg. Muiden radionuklidien pitoisuudet olivat selvästi pienempiä kuin  $^{137}\text{Cs}$ :n.

**Esimerkki 3.1:**

Seospoltossa metsätähdehakkeen osuus on 60% ja turpeen osuus 40% polttoaineen kuivapainosta. Hakkeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on 300 Bq/kg ja tuhkapitoisuus 3%. Turpeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on 50 Bq/kg ja tuhkapitoisuus 5%. Erikseen poltettuna tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olisivat 10000 Bq/kg (metsätähdehake) ja 1000 Bq/kg (turve). Seospolton tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus yhtälön 3.1 avulla laskettuna

$$X = \frac{0,6 \cdot 300 + 0,4 \cdot 50}{0,6 \cdot 0,03 + 0,4 \cdot 0,05} = 5263 \text{ Bq/kg.}$$

**Esimerkki 3.2:**

Edellisen esimerkin hakkeen ja turpeen seosta poltetaan leijupetikattilassa siten, että polttoaineen kulutus on 1,2 t/h ja petihiekan kulutus 0,1 t/h. Polttoaineen tuhkasta 80% ja petihiekasta 5% päätyy lentotuhkaan (lopun pohjatuhkaan). Polttoaineen  $^{137}\text{Cs}$ :stä päätyy lentotuhkaan myös 80%. Hiekassa ei ole  $^{137}\text{Cs}$ :ää. Tuhkien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ovat:

$$X_{\text{lento}} = \frac{0,05 \cdot 0,1 \cdot 0 + 0,8 \cdot 1,2 \cdot (0,6 \cdot 300 + 0,4 \cdot 50)}{0,05 \cdot 0,1 + 0,8 \cdot 1,2 \cdot (0,6 \cdot 0,03 + 0,4 \cdot 0,05)} = 4629 \text{ Bq/kg}$$

$$X_{\text{pohja}} = \frac{0,95 \cdot 0,1 \cdot 0 + 0,2 \cdot 1,2 \cdot (0,6 \cdot 300 + 0,4 \cdot 50)}{0,95 \cdot 0,1 + 0,2 \cdot 1,2 \cdot (0,6 \cdot 0,03 + 0,4 \cdot 0,05)} = 461 \text{ Bq/kg}$$

### 3.3 Luonnon radionuklidien pitoisuudet tuhkassa

Luonnon radionuklidien ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ja  $^{226}\text{Ra}$ ) pitoisuudet määritettiin viiden leijupetilaitoksen ja neljän arinapolttolaitoksen tuhkista (Taulukko 3.1). Tutkitut leijupetituhkat olivat peräisin joko puunpoltosta tai puun ja turpeen sekapolttosta, ja arinakattiloiden tuhkat pelkistä puupolttoaineista. Luonnon nuklidit aiheuttivat yhdessä tuhkan käsittelyä koskevaan aktiivisuusindeksiin ( $I_4$ ) lisäyksen, joka oli keskimäärin 0,07 ja enintään 0,16. Niiden pi-



toisuudet eivät merkittävästi vaihdelleet lento- ja pohjatuhkan välillä. Leijupetipolton osalta tämä viittaa siihen, että myös petihiekassa on näitä aineita merkittävästi. Taulukossa 3.1 on esitetty vertailun vuoksi tulokset myös  $^{137}\text{Cs}$ :lle, jota ei hiekassa ole. Sen pitoisuus leijupetipolton pohjatuhkissa olikin selvästi pienempi kuin lentotuhkissa.

Mitatut luonnon radionuklidien pitoisuudet eivät merkittävästi poikkea raportissa STUK-A177 annetuista pitoisuuksista. Raportissa luonnon nuklidien aiheuttama lisäys  $I_4$ :n arvoon oli puupolttoaineiden lentotuhkassa keskimäärin 0,09 ja pohjatuhkassa 0,05. Vastaavat lukuarvot olivat 0,07 (lentotuhka) ja 0,05 (pohjatuhka) sekapolttolaitteille, joissa puun osuus oli yli 80 %.

Kuvan 2.5 metsähakeaineistosta määritetty puhtaan tuhkan  $^{40}\text{K}$ -pitoisuus on  $2800 \pm 600$  Bq/kg (virhearviona on käytetty keskihajontaa). Taulukon 3.1 tuhkien  $^{40}\text{K}$ -pitoisuudet ovat vain noin puolet tästä. Metsähakeaineiston pohjalta tehty ennuste siis yliarvioi erilaisia puu- ja seospolttoaineita käyttävien laitosten tuhkan kaliumpitoisuutta (yksikään taulukon 3.1 polttoaineista ei ollut pelkkää metsähaketta). Tämä antaa aihetta olettaa, että yliarviointia tapahtuu myös  $^{137}\text{Cs}$ :n kohdalla.

**Taulukko 3.1** Tuhkista mitatut radionuklidipitoisuudet (Bq/kg). Aineisto sisältää ne näytteet, joista määritettiin myös  $^{232}\text{Th}$ - ja  $^{226}\text{Ra}$ -pitoisuudet. Leijupetituhkat ovat laitoksista A,B,C,F ja J sekä arinapolttotuhkat laitoksista D,E,H ja I (liite 2). Lisäksi on ilmoitettu tuhkan käsittelyindeksin  $I_4$  arvo ilman  $^{137}\text{Cs}$ :n osuutta.

	Näytteitä	$^{137}\text{Cs}$	$^{40}\text{K}$	$^{232}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$I_4$ ilman $^{137}\text{Cs}$ :ää
<b>Leijupetipoltto</b>						
Lentotuhka	26	$4100 \pm 1800$	$1100 \pm 600$	$60 \pm 20$	$160 \pm 40$	$0.08 \pm 0.02$
Pohjatuhka	23	$1000 \pm 700$	$1100 \pm 600$	$50 \pm 30$	$100 \pm 60$	$0.06 \pm 0.03$
<b>Arinapoltto</b>						
Lentotuhka	9	$5800 \pm 3100$	$1200 \pm 500$	$30 \pm 20$	$80 \pm 50$	$0.06 \pm 0.02$
Arinatuhka	11	$4700 \pm 3400$	$1800 \pm 800$	$40 \pm 20$	$120 \pm 110$	$0.08 \pm 0.03$

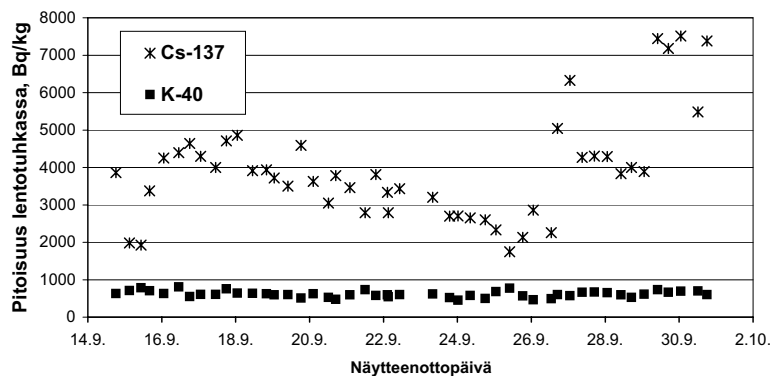
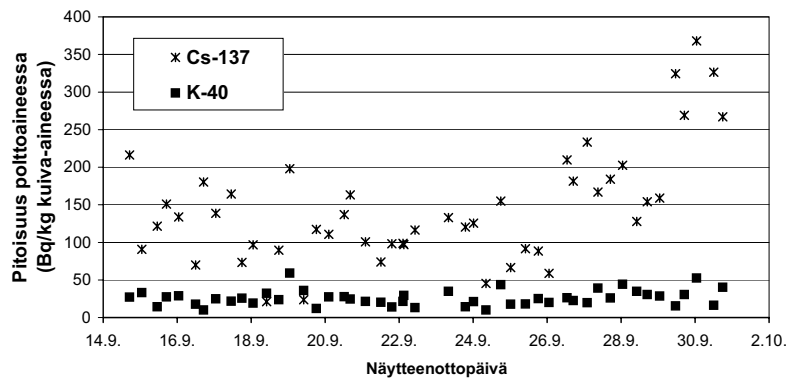
### 3.4 Tuhkan $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden aikavaihtelu

Lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia seurattiin kahdessa isossa leijupetikattilassa, joiden polttoaineen hankinta-alue on laaja. Laitoksella A kerättiin näytteitä kattilaan menossa olevasta polttoaineesta sekä lentotuhkasta kolme kertaa vuorokaudessa kahden viikon ajan (Kuva 3.1). Polttoaine- ja tuhkanäytteet otettiin suunnilleen samanaikaisesti, yleensä tunnin sisällä. Polttoaine oli turpeen ja puun (teollisuuden sivutuotteet ja metsähake) seosta siten, että öisin turpeen osuus oli suurempi.

Polttoaineen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksissa oli enemmän hajontaa kuin kaliumpitoisuuksissa (Taulukko 3.2).  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksien suurempi hajonta on odotettua, koska hajontaa tulee Tshernobyl-laskeuman paikallisesta vaihte-

lusta kaikkien niiden tekijöiden lisäksi, jotka aiheuttavat kaliumpitoisuuteenkin hajontaa. Sekä  $^{137}\text{Cs}$ :n että kaliumin pitoisuuden hajonta oli lentotuhkassa pienempää kuin polttoaineessa. Tämä johtunee tuhkanäytteiden paremmasta edustavuudesta. Kerätyt, noin litran tuhkanäytteet edustavat kymmeniä kiloja polttoainetta. Polttoainenäytteet olivat parin litran kokoisia.

Samanaikaisista näytteistä määritettyjen polttoaineen ja lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksien suhde olisi yhtä suuri kuin polttoaineen tuhkapitoisuus, jos  $^{137}\text{Cs}$ :stä päätyisi lentotuhkaan yhtä suuri osuus kuin muusta tuhkasta ja jos petihiekan osuus lentotuhkassa on vähäinen. Kyseisen suhdeluvun arvo aineistossa on  $3.8 \pm 0.4 \%$ , missä vaihteluvälinä on käytetty keskihajontaa. Lukuarvo on hiukan suurempi kuin kaliumpitoisuuksista laskettu  $4.2 \pm 0.4 \%$ , eli  $^{137}\text{Cs}$ :stä päätyi lentotuhkaan hiukan suurempi osuus kuin kaliumista.

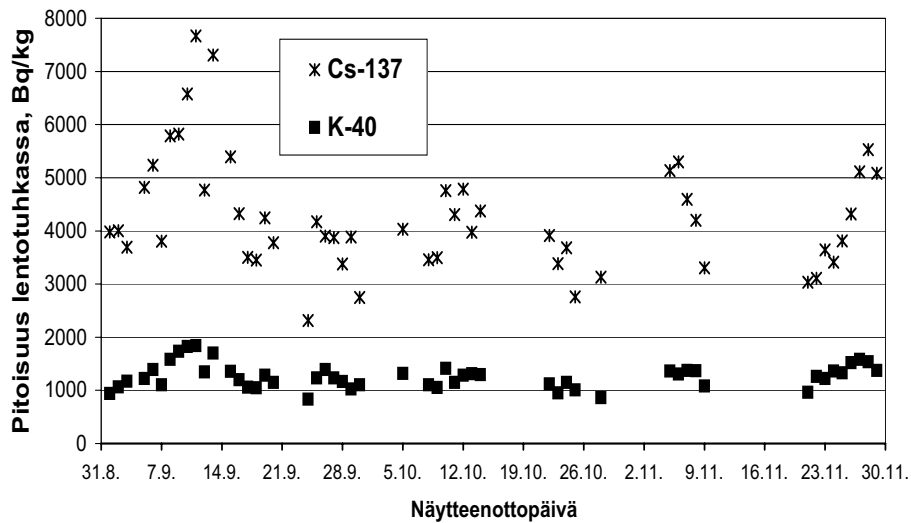


**Kuva 3.1** Kattilaan syötettävän polttoaineen ja lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{40}\text{K}$ -pitoisuudet laitoksella A kahden viikon aikana syksyllä 2001. Polttoaine oli turpeen ja puun (teollisuuden sivutuotteet ja metsähake) seosta.

**Taulukko 3.2** Kattilaan syötettävän polttoaineen sekä lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{40}\text{K}$ -pitoisuudet laitoksella A kahden viikon aikana syksyllä 2001 (48 näytettä).

	Cs-137		K-40	
	Polttoaine	Lentotuhka	Polttoaine	Lentotuhka
Keskiarvo, Bq/kg	145	3900	26	620
Pienin, Bq/kg	21	1700	10	450
Suurin, Bq/kg	370	7500	59	810
Keskihajonta/keskiarvo	0.53	0.36	0.41	0.14

Laitoksella B poltetaan kuorta, jonka joukossa on lietettä noin 6 %. Tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ - ja kaliumpitoisuuksia seurattiin kolmen kuukauden ajan (Kuva 3.2). Näytteitä otettiin päivittäin, mutta näytteenotossa pidettiin muutamia enintään 6 vrk:n mittaisia taukoja. Myös laitoksen B lentotuhkassa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden hajonta oli jonkin verran suurempaa kuin kaliumin (Taulukko 3.3).



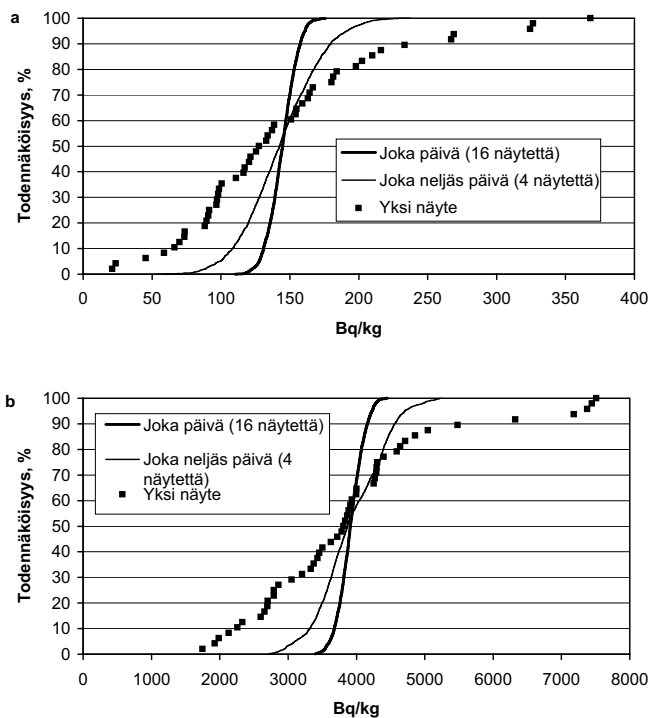
**Kuva 3.2** Kuoren poltossa syntyneen lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{40}\text{K}$ -pitoisuudet laitoksella B kolmen kuukauden aikana syksyllä 2001 (52 näytettä).

**Taulukko 3.3** Lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{40}\text{K}$ -pitoisuudet laitoksella B kolmen kuukauden aikana (52 näytettä eri päivinä).

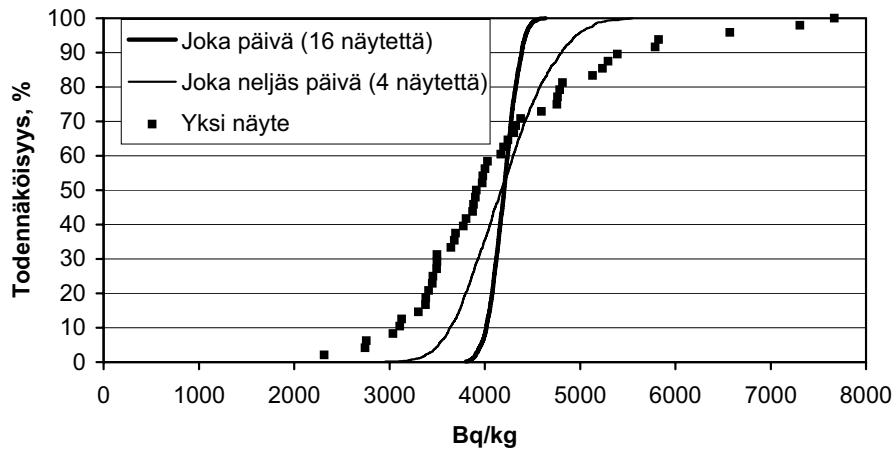
	Cs-137	K-40
Keskiarvo, Bq/kg	4300	1300
Pienin, Bq/kg	2300	830
Suurin, Bq/kg	7700	1800
Keskihajonta/keskiarvo	0.25	0.18

Kuvasta 3.3 näkyy mikä olisi saatu polttoaineen ja lentotuhkan keskimääräiseksi aktiivisuudeksi, jos näytteitä olisi otettu harvemmin. Keran päivässä tapahtuvaa näytteenottoa simuloitiin siten, että laitoksen A kunkin päivän kolmesta näytteestä arvottiin yksi näyte, ja laskettiin näin saatujen 16 näytteen keskiarvo. Arvonta voi tuottaa 43 046 721 erilaista näytteiden yhdistelmää. Yhdistelmistä 80 % on sellaisia, joissa polttoaineen keskimääräinen aktiivisuus poikkei korkeintaan 9 % kaikkien 48 näytteen mitatusta keskiarvosta 145 Bq/kg (Taulukko 3.4). Lentotuhkalle vaihtelu on hiukan vähäisempää, 80 % todennäköisyydellä tulos poikkeaa keskiarvosta korkeintaan 6 %. Jos olisi otettu yksi näyte kunkin neljän päivän jakson aikana (yhteensä 4 näytettä), olisi polttoaineen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus poikennut keskiarvosta 80 % todennäköisyydellä korkeintaan 25 % ja lentotuhkapitoisuus korkeintaan 16 %. Neljänkin näytteen avulla saadaan siis varsin hyvä käsitys  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudesta 16 päivän aikana.

Laitoksen B lentotuhkanäytteistä otettiin tarkasteluun 48 kpl, eli saman verran kuin laitokselta A. Pitemmästä tarkastelujaksosta (85 vrk) huolimatta lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden hajonta oli laitoksella B hieman pienempää kuin laitoksella A (Kuva 3.4 ja Taulukko 3.4).



**Kuva 3.3** Todennäköisyys, että laitoksen A näytteistä laskettu a) polttoaineen ja b) tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden keskiarvo on vähemmän kuin x-akselilla esitetty pitoisuus.



**Kuva 3.4** Todennäköisyys, että laitoksen B lentotuhkanäytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden keskiarvo on vähemmän kuin x-akselilla esitetty pitoisuus.

**Taulukko 3.4** Näytteenottotiheyden vaikutus havaittavaan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuteen (suluissa vaikutus  $^{40}\text{K}$ -pitoisuuteen). N80% tarkoittaa, että havaittu keskiarvo poikkeaa todellisesta 80 %:in todennäköisyydellä vähemmän kuin annettu luku.

<b>Laitoksen A polttoaine (<math>^{137}\text{Cs}</math> keskiarvo 145 Bq/kg, <math>^{40}\text{K}</math> keskiarvo 26 Bq/kg)</b>			
<b>48 näytettä 16 vrk:n aikana</b>			
Näytteitä	1	4	16
Keskihajonta/keskiarvo	53% (41%)	19% (19%)	7% (8,5%)
N80%	56% (47%)	25% (24%)	9% (11%)

<b>Laitoksen A lentotuhka (<math>^{137}\text{Cs}</math> keskiarvo 3921 Bq/kg, <math>^{40}\text{K}</math> keskiarvo 616 Bq/kg)</b>			
<b>48 näytettä 16 vrk:n aikana</b>			
Näytteitä	1	4	16
Keskihajonta/keskiarvo	36% (14%)	13% (6%)	4,5% (2,5%)
N80%	41% (19%)	16% (8%)	6% (3%)

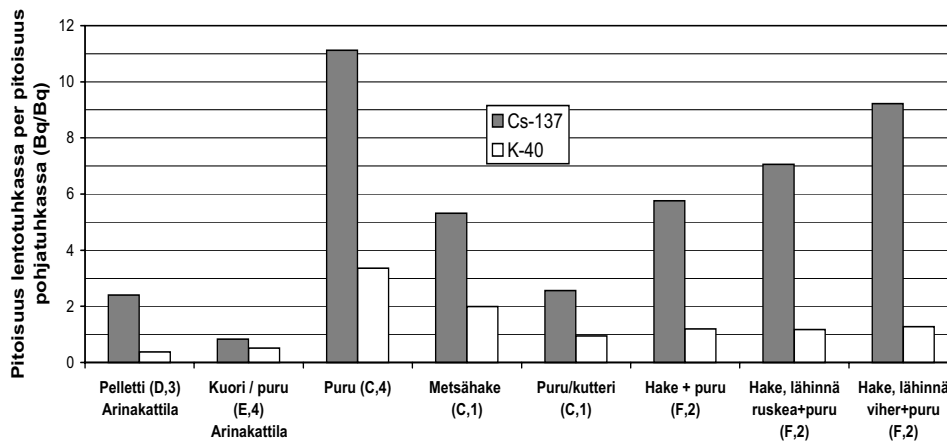
<b>Laitoksen B lentotuhka (<math>^{137}\text{Cs}</math> keskiarvo 4202 Bq/kg, <math>^{40}\text{K}</math> keskiarvo 1237 Bq/kg)</b>			
<b>48 näytettä 85 vrk:n aikana</b>			
Näytteitä	1	4	16
Keskihajonta/keskiarvo	26% (18%)	11% (8%)	3,5% (2,7%)
N80%	27% (20%)	14% (11%)	4% (3%)

### 3.5 $^{137}\text{Cs}$ :n jakautuminen lento- ja pohjatuhkaan

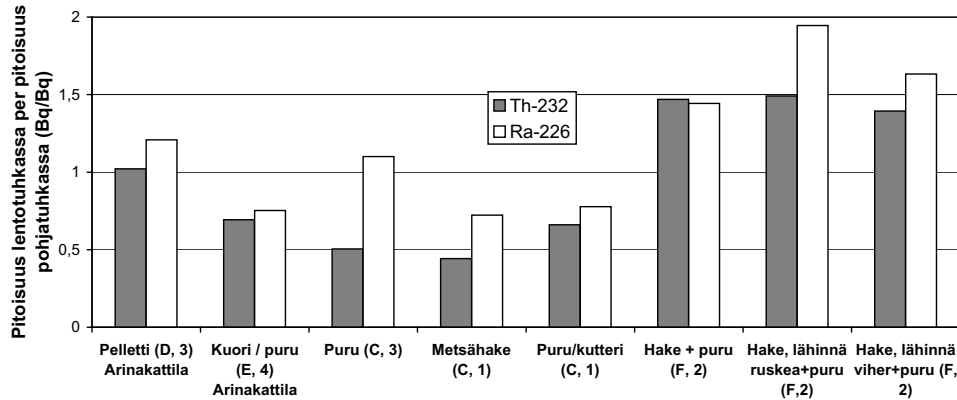
Cesiumin jakautumista poltossa eri tuhkiin tutkittiin samanaikaisten lento- ja pohja/arinatuhkanäytteiden avulla pienissä laitoksissa, jotka polttivat tutkimusjakson aikana vain yhtä polttoainetta. Näin saatiin mahdollisimman hyvä vastaavuus lento- ja pohjatuhkan välille.

Pellettien arinapoltossa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat lentotuhkassa yli kaksinkertaisia arinatuhkaan verrattuna (laitos D kuvassa 3.5). Toisaalta lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus jäi hieman arinatuhkaa pienemmäksi kun polttoaineessa oli kuorta mukana (laitos E). Kummassakin tapauksessa  $^{137}\text{Cs}$ :stä päätyi lentotuhkaan selvästi suurempi osuus kuin kaliumista. Tämä viittaa siihen, että  $^{137}\text{Cs}$  höyrystyy ja vapautuu savukaasujen mukana tulipesästä helpommin kuin kalium. Leijupetipoltossa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet lentotuhkassa olivat selvästi suurempia kuin pohjatuhkassa (laitokset C ja F), mikä oli odotettua koska hiekassa ei ole  $^{137}\text{Cs}$ :ää.

$^{232}\text{Th}$ :n lento- ja pohjatuhkapitoisuuksien suhde oli 0,4 – 2,0 ja  $^{226}\text{Ra}$ :n 0,7 – 2,0 (Kuva 3.6). Nämä aineet eivät siis kovin selvästi rikastuneet kumpaankaan fraktioon. Leijupetipoltossa tämä viittaa siihen, että näitä aineita on myös petihiekassa.



**Kuva 3.5**  $^{137}\text{Cs}$ :n ja kaliumin lentotuhka- ja pohjatuhkapitoisuuksien suhde. Suluisia laitosta (ks. liite 2) ja näyteparien lukumäärä. Kaksi ensimmäistä ovat arinakattiloita, muut leijupetejä.



**Kuva 3.6** <sup>232</sup>Th:n ja <sup>226</sup>Ra:n lentotuhka- ja pohjatuhkapitoisuuksien suhde. Suluissa laitos (ks. liite 2) ja näyteparien lukumäärä. Kaksi ensimmäistä ovat arinakattiloita, muut leijupetejä.

### 3.6 <sup>137</sup>Cs:n käyttäytyminen leijupetipoltossa

Cesiumin käyttäytymistä poltossa tutkittiin VTT Kemiantekniikan Puu-energiateknologiaohjelman hankkeessa PUUT11 keräämien näytteiden avulla. Vuoden 1999 mittauksissa määritettiin raskasmetallien materiaalivirrat kuplivalla leijupetikattilalla (Harju 2001). Laitoksen maksimiteho on 65 MW (48 MW +17 MW). Mittausten aikana laitoksen lämpöteho oli noin 30 MW ja sähköteho noin 10 MW. Polttoaine oli hakkeen ja purun seosta, jossa purun osuus oli 25 % tai 55 % (Taulukko 3.5).

**Taulukko 3.5** Polttoaineet sekä polttoaineen mukana kattilaan mennyt osuus tutkituista aineista (loppuosa meni petihiekkana).

Ajotilanne	Päivä	Polttoaine *	Tuhka	Al	Ca	Cl	<sup>137</sup> Cs	K	Th
1	17.11.1999	hake 45% puru 55 % hake 20%, ruskea metsätähdehake 55%	n. 0,4	0,33	0,96	n.a.	1,00	0,58	<0,39
2	19.11.1999	puru 25% hake 20%, vihreä metsätähdehake 55%	n. 0,7	0,67	0,99	n.a.	1,00	0,86	0,63
3	23.11.1999	puru 25%	n. 0,6	0,61	0,99	n.a.	1,00	0,84	0,58
<b>Keskiarvo</b>			<b>n. 0,6</b>	<b>0,54</b>	<b>0,98</b>	<b>n.a.</b>	<b>1,00</b>	<b>0,76</b>	<b>0,54</b>

\*) Hake oli lahovikaista kuusipuuta. Ruskeaa metsätähdehaketta oli varastoitu ennen polttoa noin kuukauden ajan, jolloin neulaset olivat muuttuneet ruskeiksi mutta kaikki neulaset eivät olleet varisseet. Vihreää metsätähdehaketta ei välivarastoitu lainkaan.

VTT:n kolmesta koetilanteesta keräämille tuhkanäytteille (pohjatuhka sekä lentotuhka erikseen sähkösuodattimen 1. ja 2. kentistä) tehtiin sekvenssiuutto Geologian tutkimuskeskuksessa. Sekvenssiuutossa tuhkanäytteet jaettiin kolmeen ositteeseen; vesiliukoiseen, typpihappoliukoiseen sekä typpihappoon liukenemattomaan osaan. Sekvenssiuutto tehtiin kustakin tuhkanäytteestä kahdesti. Uutetuista näytesarjoista toiselle tehtiin moni-alkuaineanalyysit Geologian tutkimuskeskuksessa. Alkuaine-pitoisuudet (klooria lukuun ottamatta) määritettiin ICP-MS:llä tai ICP-AES:llä. Kloori määritettiin IC:llä vain vesiliukoisista ositteista. Toisesta näytesarjasta analysoitiin  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus gammaspektrometrisesti STUKissa.

Sekvenssiuutossa lähdettiin liikkeelle 1 gramman suuruisista näytteistä. Näytteet liuotettiin ensin 30 millilitraan vettä. Veteen liukenematon jäännös kuivattiin ja siitä punnittiin noin 0,5 grammaa joka uutettiin 7-molaariseen typpihappoon ja lisättiin vettä siten, että uutteen lopputilavuus oli 50 ml. Uutosta jäänyt jäännös (typpihappoon liukenematon näyte) kuivattiin ja siitä punnittiin noin 0,02 g näytettä, joka uutettiin väkevän typpihapon ja fluorivetyhapon seoksella ja lisättiin vettä siten, että uutteen lopputilavuus oli 10 ml.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuusmääritykseen käytetyssä näytesarjassa liuos vielä haihdutettiin kuiviin ja jäännös liuotettiin 10 millilitraan 7 M typpihappoa.

Taulukossa 3.6 on verrattu sekvenssiuutoista määritettyjä tuhkan kokonaispitoisuuksia (vesiliukoinen, typpihappoliukoinen ja ei-liukoinen yhteenlaskettuna) ennen uuttoa tehtyyn referenssimittaukseen. Tulokset ovat sekä  $^{137}\text{Cs}$ :n että kaliumin osalta yhtäpitäviä noin 20 %:in tarkkuudella, joten uutetut näytteet olivat edustavia, eikä uutoissa tapahtunut merkittävää näytteiden massahävikkiä tai muuta kokonaispitoisuuteen vaikuttavaa virhettä. Ei-typpihappoliukoisen ositteen pienen näyttemäärän (0,02 g) vuoksi  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat joissakin ositteissa alle määrittämissä rajan. Myös pohjatuhkien vesiliukoisten ositteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat alle määrittämissä rajan.

Mitattujen alkuaineiden sekä  $^{137}\text{Cs}$ :n massavirrat (kg/h) saatiin kertomalla niiden pitoisuudet VTT:n määrittämällä tuhkan kokonaisuusmassavirroilla. Voimalaitoksen edustajan arvion perusteella lentotuhkasta 80 - 90 % jäi sähkösuodattimen 1. kenttään ja 10 - 20 % 2. kenttään. Laskennassa käytettiin arvoja 80 % ja 20 %.

$^{137}\text{Cs}$ :stä jäi pohjatuhkaan keskimäärin vain 15 - 19 % (Taulukko 3.7). Tämä on selvästi vähemmän kuin esimerkiksi kalsiumin vastaava osuus (35 %). Kalsiumia ei taulukon 3.5 mukaan petihiekassa juurikaan ole. Sitä päätyy pohjatuhkaan kalsiumpitoisten tuhkahiukkasten tarttuessa petihiekan pinnalle.  $^{137}\text{Cs}$ :n kalsiumiin verrattuna vähäinen pohjatuhkaan jäänyt osuus osoittaa, että  $^{137}\text{Cs}$ :ää höyrystyi poltossa merkittävästi, ja cesiumhöyry suurel-



ta osin poistui savukaasujen mukana tulipesästä reagoimatta pohjatuhkaan rikastuvien silikaattien kanssa. Pohjatuhkaan jääneestä  $^{137}\text{Cs}$ :stä noin 30 - 50 % oli ei-typpihappoliukoista, eli silikaattien kanssa reagoimatta (Taulukko 3.8). Typpihappoliukoinen osuus (50 - 70 %) oletettavasti jäi pohjatuhkaan kalsiumin tavoin, eli siten että  $^{137}\text{Cs}$ :ää sisältävät tuhkahiukkaset tarttuivat petihiekan pinnalle.

**Taulukko 3.6** Sekvenssiuutoista määritetyn pitoisuuden (vesiliukoinen, typpihappoliukoinen sekä ei-liukoinen yhteensä) sekä ennen uuttoja tehdyssä referenssimittauksessa määritetyn pitoisuuden välinen suhde. Sekvenssiuutetuista näytteistä  $^{137}\text{Cs}$  määritettiin gammaspentrometrisesti ja kalium ICP-AES:llä ja ICP-MS:llä. Referenssimittaus suoritettiin gammaspentrometrisesti.

	$^{137}\text{Cs}$	Kalium
Ajotilanne 1		
Pohjatuhka	0,9 – 1,0 *	0,79
ESP1	0,7 – 0,9 *	0,86
ESP2	0,92	1,15
Ajotilanne 2		
Pohjatuhka	1,3 – 1,4 *	0,77
ESP1	0,81	0,93
ESP2	0,84	1,01
Ajotilanne 3		
Pohjatuhka	0,6 – 1,3 *	0,82
ESP1	0,91	0,83
ESP2	0,85	0,93

\*) Jonkin ositteen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus oli alle määrittäysrajan. Vaihteluvälin alaraja (ja yläraja) on laskettu olettaen kyseisten ositteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden olleen 0 (ja määrittäysrajan suuruinen).

Pohjatuhkaan jäi odotetusti kalsiumia suurempi osuus aineista, joita taulukon 3.5 mukaan oli petihiekassa merkittävästi (Al, K ja Th). Taulukossa 3.7 on arvioitu myös pelkästään polttoaineesta peräisin olleen kaliumin pohjatuhkaan jäänyt osuus siten, että kaikesta pohjatuhkaan päätyneestä kaliumista on vähennetty hiekan mukana syötetyn kaliumin määrä (eli olettamalla, että kaikki petihiekan mukana tullut kalium päätyi pohjatuhkaan). Polttoaineperäisestä kaliumista päätyi pohjatuhkaan arviolta 32 %, eli selvästi enemmän kuin  $^{137}\text{Cs}$ :stä ja suunnilleen sama osuus kuin kalsiumista. Kaliumia ei siis höyrystynyt poltossa merkittävästi, tai vaihtoehtoisesti höyrystynyt kalium suurelta osin reagoi pohjatuhkaan päätyneiden silikaattien kanssa. Vesiliukoista kaliumia tai  $^{137}\text{Cs}$ :ää ei pohjatuhkasta löytynyt.

Lentotuhkassa  $^{137}\text{Cs}$ :stä oli vesiliukoista noin kolmasosa, typpihappoliukoista noin puolet ja ei-typpihappoliukoista reilut 10 % (Taulukko 3.9.a). Kaliumin ei-typpihappoliukoinen osuus oli selvästi suurempi, mikä selittyi lentotuhkan joukkoon päätyneellä petihiekalla.

Petihiekkahiukkaset ovat suurikokoisia, ja kerääntyvät tehokkaasti jo sähkösuodattimen ensimmäiseen kenttään. Petihiekkaan ja muihin suurikokoisiin hiukkasiin rikastuvien aineiden, kuten alumiinin, osuus sähkösuodattimen jälkimmäisessä kentässä on vähäinen, koska vain pienet hiukkaset läpäisevät ensimmäisen kentän. Toisaalta kloori, joka rikastuu voimakkaasti pienhiukkasiin, on jälkimmäisessä kentässä yliedustettuna.  $^{137}\text{Cs}$  rikastui pieniin lentotuhkahiukkasiin voimakkaammin kuin kalium (Taulukko 3.10), lähinnä siksi että  $^{137}\text{Cs}$ :ää on vähemmän silikaatteihin sitoutuneena kuin kaliumia. Kaliumin vesiliukoinen osuus oli pienissä hiukkasissa hieman suurempi kuin  $^{137}\text{Cs}$ :n osuus (61 % vs. 52 %).

Taulukoissa 3.7–3.10 on esitetty tulokset myös toriumille ( $^{232}\text{Th}$ ). Tuhkan toriumista noin puolet tuli polttoaineen mukana (Taulukko 3.5). Se jakautui pohja- ja lentotuhkan kesken sekä eri sähkösuodatinkenttiin suunnilleen samassa suhteessa kuin tuhka keskimäärin. Torium oli tuhkassa niukkaliukoisessa muodossa, mikä oli odotettua koska se esiintyy luonnossa mineraaleihin sitoutuneena.

**Taulukko 3.7** Pohjatuhkaan päätyneet osuudet tutkituista aineista (lopun lentotuhkaan).

Ajotilanne	Kaikki tuhka (ml. petihiekka)	Al	Ca	Cl	$^{137}\text{Cs}$	K	K *	Th
1	0,62	0,53	0,43	0,01	0,21–0,25	0,53	0,38	0,52
2	0,44	0,35	0,24	0,01	0,15	0,35	0,22	0,40
3	0,55	0,50	0,39	0,01	0,09–0,17	0,48	0,36	0,69
<b>Keskiarvo</b>	<b>0,53</b>	<b>0,46</b>	<b>0,35</b>	<b>0,01</b>	<b>0,15–0,19</b>	<b>0,45</b>	<b>0,32</b>	<b>0,54</b>

\*) Pois lukien petihiekan mukana syötetty kalium.

**Taulukko 3.8** Pohjatuhkan liukoisuus.

Ajo-tilanne	Tuhka			Al			Ca			Th		
	Vesi	$\text{HNO}_3$	Jäännös	Vesi	$\text{HNO}_3$	Jäännös	Vesi	$\text{HNO}_3$	Jäännös	Vesi	$\text{HNO}_3$	Jäännös
1	0,14	0,19	0,67	0,01	0,35	0,64	0,06	0,86	0,09	0,00	0,36	0,64
2	0,12	0,12	0,76	0,01	0,32	0,68	0,07	0,84	0,09	0,00	0,44	0,56
3	0,13	0,13	0,74	0,00	0,32	0,68	0,04	0,87	0,09	0,00	0,40	0,60
<b>Keskiarvo</b>	<b>0,13</b>	<b>0,15</b>	<b>0,73</b>	<b>0,01</b>	<b>0,33</b>	<b>0,67</b>	<b>0,06</b>	<b>0,85</b>	<b>0,09</b>	<b>0,00</b>	<b>0,40</b>	<b>0,60</b>

Ajo-tilanne	$^{137}\text{Cs}$			K			K *		
	Vesi	$\text{HNO}_3$	Jäännös	Vesi	$\text{HNO}_3$	Jäännös	Vesi	$\text{HNO}_3$	Jäännös
1	<0,10	0,52–0,58	0,38–0,42	0,005	0,28	0,71	0,010	0,52	0,47
2	<0,07	0,46–0,49	0,47–0,51	0,005	0,25	0,74	0,009	0,48	0,52
3	<0,13	>0,47	<0,50	0,005	0,25	0,75	0,008	0,42	0,57
<b>Keskiarvo</b>	<b>&lt;0,10</b>	<b>0,48–0,69</b>	<b>0,28–0,48</b>	<b>0,005</b>	<b>0,26</b>	<b>0,73</b>	<b>0,009</b>	<b>0,47</b>	<b>0,52</b>

\*) Pois lukien petihiekan mukana syötetty kalium.

**Taulukko 3.9** Lentotuhkan liukoisuus.

a) sisältää sähkösuodattimen molemmat kentät

Ajo-tilanne	<sup>137</sup> Cs			K			Ca			Th		
	Vesi	HNO <sub>3</sub>	Jäännös	Vesi	HNO <sub>3</sub>	Jäännös	Vesi	HNO <sub>3</sub>	Jäännös	Vesi	HNO <sub>3</sub>	Jäännös
<b>1</b>	0,4	0,5	0,03 – 0,16	0,39	0,29	0,32	0,18	0,76	0,06	0,00	0,72	0,28
<b>2</b>	0,34	0,54	0,13	0,28	0,31	0,41	0,18	0,76	0,06	0,00	0,60	0,40
<b>3</b>	0,34	0,50	0,16	0,31	0,29	0,40	0,15	0,77	0,08	0,00	0,54	0,46
<b>Keskiarvo</b>	<b>0,36</b>	<b>0,51</b>	<b>0,13</b>	<b>0,33</b>	<b>0,30</b>	<b>0,38</b>	<b>0,17</b>	<b>0,76</b>	<b>0,07</b>	<b>0,00</b>	<b>0,62</b>	<b>0,38</b>

b) vain sähkösuodattimen jälkimmäinen kenttä (hiukkaset keskimääräistä pienempiä)

Ajo-tilanne	<sup>137</sup> Cs			K			Ca			Th		
	Vesi	HNO <sub>3</sub>	Jäännös	Vesi	HNO <sub>3</sub>	Jäännös	Vesi	HNO <sub>3</sub>	Jäännös	Vesi	HNO <sub>3</sub>	Jäännös
<b>1</b>	0,56	0,36	0,08	0,64	0,24	0,12	0,15	0,80	0,05	0,00	0,54	0,46
<b>2</b>	0,47	0,45	0,08	0,57	0,29	0,14	0,17	0,80	0,03	0,00	0,59	0,41
<b>3</b>	0,53	0,38	0,09	0,62	0,25	0,14	0,17	0,80	0,04	0,00	0,55	0,45
<b>Keskiarvo</b>	<b>0,52</b>	<b>0,39</b>	<b>0,08</b>	<b>0,61</b>	<b>0,26</b>	<b>0,13</b>	<b>0,16</b>	<b>0,80</b>	<b>0,04</b>	<b>0,00</b>	<b>0,56</b>	<b>0,44</b>

**Taulukko 3.10** Sähkösuodattimen 2. kentän osuus kaikesta lentotuhkasta.

Ajotilanne	Kaikki tuhka *	Al	Ca	Cl	<sup>137</sup> Cs	K	Th
<b>1</b>	0,2	0,14	0,33	0,52	0,36–0,42	0,30	0,12
<b>2</b>	0,2	0,13	0,34	0,53	0,37	0,26	0,18
<b>3</b>	0,2	0,12	0,36	0,52	0,32	0,27	0,20
<b>Keskiarvo</b>	<b>0,2</b>	<b>0,13</b>	<b>0,35</b>	<b>0,52</b>	<b>0,36</b>	<b>0,28</b>	<b>0,17</b>

\*) Ei punnittu, perustuu laitoksen edustajan arvioon.

## 4 Säteilyaltistus tuhkan käsittelystä, käytöstä ja sijoituksesta

### 4.1 Puuntuhkassa esiintyvät radionuklidit

Puuntuhka sisältää sekä luonnollisia että keinotekoisia radionuklideja. Luonnollista alkuperää olevia gammasäteilyä lähettäviä nuklideja ovat mm. kalium-40 ( $^{40}\text{K}$ ) sekä kallioperän toriumin ja uraanin hajoamistuotteet tallium-208 ( $^{208}\text{Tl}$ ), lyijy-212 ( $^{212}\text{Pb}$ ), lyijy-214 ( $^{214}\text{Pb}$ ), vismutti-212 ( $^{212}\text{Bi}$ ), vismutti-214 ( $^{214}\text{Bi}$ ), radium-224 ( $^{224}\text{Ra}$ ), radium-226 ( $^{226}\text{Ra}$ ) ja torium-232 ( $^{232}\text{Th}$ ). Keinotekoisista radionuklideista yleisin on cesium-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ).

Nuklideista  $^{40}\text{K}$  ja  $^{137}\text{Cs}$  hajoavat beetahajoamisen kautta lähettäen samalla gammasäteilyä. Jos tuhkassa on  $^{226}\text{Ra}$ :tta tai  $^{232}\text{Th}$ :ta, on myös muita samojen hajoamissarjojen nuklideja. Näiden sarjojen gammasäteilijöitä ovat:

$^{226}\text{Ra}$  (uraanisarja):  $^{214}\text{Pb}$  ja  $^{214}\text{Bi}$

$^{232}\text{Th}$  (toriumsarja):  $^{208}\text{Tl}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{212}\text{Bi}$ ,  $^{224}\text{Ra}$  ja  $^{228}\text{Ac}$ .

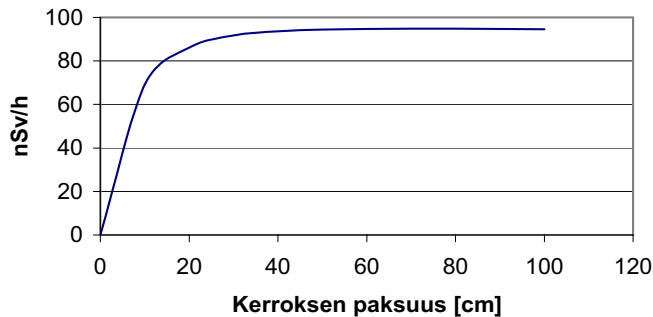
Lisäksi tuhkassa on beeta- ja alfa-aktiivisia aineita, jotka eivät lähetä gammasäteilyä tai niiden gammaenergia on pieni. Näitä ovat esimerkiksi beeta-aktiiviset strontium-90 ( $^{90}\text{Sr}$ ) ja lyijy-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) sekä alfa-aktiiviset  $^{226}\text{Ra}$  ja  $^{232}\text{Th}$ .

### 4.2 Ulkoisen säteilyn annosnopeuteen vaikuttavia tekijöitä

Annosnopeuteen vaikuttavat tuhkan radioaktiivisuus ja fysikaaliset ominaisuudet kuten tiheys, tuhkan muodostaman säteilylähteen koko ja muoto, mahdolliset säteilyä vaimentavat kerrokset tuhkan päällä sekä oleskeluetaisyys tuhkasta.

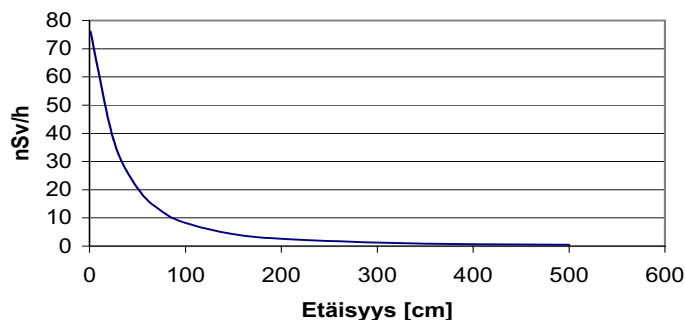
Aktiivisuus vaikuttaa suoraan verrannollisesti annosnopeuteen eli kaksi kertaa aktiivisempi tuhkakasa antaa kaksinkertaisen annosnopeuden mikäli muut tekijät pysyvät samoina. Säteily vaimenee kulkiessaan aineessa. Siten kaikki ainekerrokset tuhkan päällä tai ympärillä vaimentavat säteilyä tehokkaasti. Mitä tiheämpää aine on, sitä tehokkaammin säteily vaimenee. Esimerkiksi  $^{137}\text{Cs}$ :n säteily puoliintuu ainekerroksella, joka on raudalla noin

1,3 cm, lyijyllä 0,6 cm, vedellä 8 cm ja ilmalla 70 m. Tuhkalla, jonka tiheys on  $1,5 \text{ g/cm}^3$ , puoliintumisepaksuus on noin 6 cm. Siten syvältä tuhkakasasta tuleva säteily vaimenee myös jo itse tuhkaan. Tämän vuoksi esimerkiksi läjitysalueen tuhkakerroksen paksuuden lisääminen ei enää suurilla paksuuksilla lisää annosnopeutta. Annosnopeus on suunnilleen sama 50 cm:n ja 10 m:n paksuisilla tuhkakerroksilla (Kuva 4.1).



**Kuva 4.1.** Tuhkalaatan paksuuden vaikutus annosnopeuteen. Laatan pinta-ala on  $50 \text{ m} \times 50 \text{ m}$ , tiheys  $1 \text{ g/cm}^3$  ja aktiivisuuspitoisuus  $10 \text{ Bq/cm}^3$  ( $^{137}\text{Cs}$ ). Annospiste on yhden metrin korkeudella keskellä laattaa.

Annosnopeus on suuri silloin kun näkyvillä on paljon tuhkan pintaa, koska säteily vaimenee ilmassa heikommin kuin tuhkassa. Myös etäisyys tuhkaan vaikuttaa annosnopeuteen. Pistemäisen lähteen annosnopeus on kääntäen verrannollinen etäisyyden neliöön, ja suuremmillekin kappaleille etäisyyden lisääminen pienentää annosnopeutta (Kuva 4.2). Mitä suurempi säteilylähteen näkyvillä oleva pinta on, sitä vähemmän etäisyys pienentää säteilyannosnopeutta.



**Kuva 4.2.** Etäisyyden vaikutus annosnopeuteen. Tuhkakuution koko on  $1 \text{ m} \times 1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ , tiheys  $1 \text{ g/cm}^3$  ja aktiivisuuspitoisuus  $1 \text{ Bq/cm}^3$  ( $^{137}\text{Cs}$ ).

### 4.3 Ulkoisen säteilyn annosnopeus käytettäessä tuhkaa maarakentamiseen

Tässä annosnopeustarkastelussa on otettu huomioon ne radionuklidit, jotka kuuluvat kappaleessa 1.2 käsiteltyihin aktiivisuusindekseihin:  $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ja  $^{232}\text{Th}$ . Tarkastellaan maarakentamisen indeksiä  $I_3$  MicroShield-annosnopeuslaskentaohjelman avulla.

Tarkastelukohteena on tuhkalaatta, jonka mitat ovat  $50\text{ m} \times 50\text{ m} \times 1\text{ m}$  ja tuhkan tiheys on  $1\text{ g/cm}^3$ . Annospiste on laatan keskellä yhden metrin korkeudella laatan pinnasta.

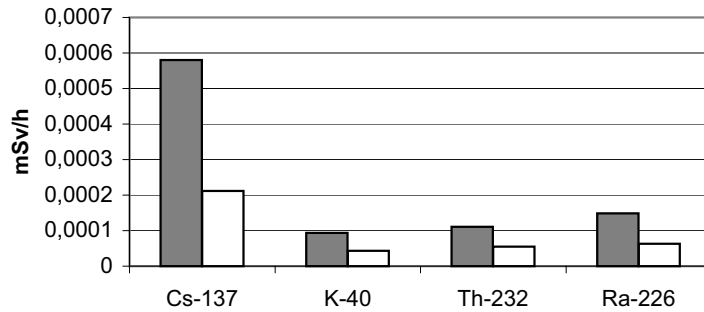
**Esimerkki 1.** Eri nuklidien annosnopeusvaikutus kun nuklidin pitoisuus tuhkassa on  $1000\text{ Bq/kg}$ .

Nuklidi	Annosnopeus, $\mu\text{Sv/h}$
$^{40}\text{K}$	0,03
$^{137}\text{Cs}$	0,08
$^{226}\text{Ra}$	0,28
$^{232}\text{Th}$	0,42

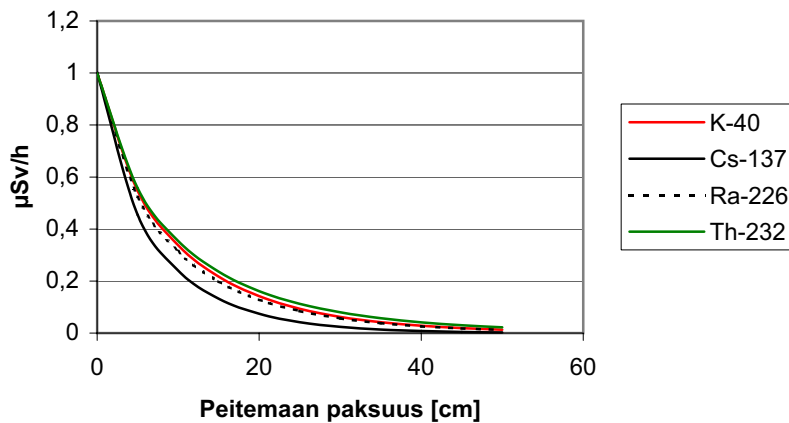
**Esimerkki 2.** Eri nuklidien annosnopeusvaikutus suurimmilla raportissa STUK-A177 (2001) esitetyillä puuntuhkan aktiivisuuspitoisuuksilla ilman peitemaata ja kun tuhkalaatta on peitetty  $10\text{ cm:n}$  maakerroksella, jonka tiheys on  $1\text{ g/cm}^3$ .

Nuklidi	Pitoisuus, $\text{Bq/kg}$	Annosnopeus, $\mu\text{Sv/h}$ (ilman peitemaata)	Annosnopeus, $\mu\text{Sv/h}$ (tuhkalaatta peitetty $10\text{ cm:n}$ maakerroksella)
$^{40}\text{K}$	3273	0,094	0,043
$^{137}\text{Cs}$	7507	0,580	0,212
$^{226}\text{Ra}$	533	0,148	0,065
$^{232}\text{Th}$	126	0,053	0,025
Yhteensä		0,875	0,345

Radionuklideista  $^{137}\text{Cs:n}$  annosnopeusvaikutus on suurin, ja se vähenee peittäväällä maakerroksella enemmän kuin muiden radionuklidien annosnopeus. Tämä johtuu  $^{137}\text{Cs:n}$  alhaisesta gammaenergiasta. Vaimeneminen  $10\text{ cm:n}$  maakerroksella on  $^{137}\text{Cs:llä}$   $63,4\%$ , kun se on  $^{40}\text{K:llä}$   $53,8\%$ ,  $^{226}\text{Ra:lla}$   $56,1\%$  ja  $^{232}\text{Th:lla}$   $50,4\%$  (Kuva 4.3).  $20\text{ cm:n}$  peitemaakerroksella kaikkien nuklidien annosnopeus vähenee alle  $20\%$ :iin verrattuna annosnopeuteen ilman peittävää kerrosta (Kuva 4.4). Puolen metrin paksuinen maakerros vaimentaa tuhkan säteilyn lähes kokonaan.



**Kuva 4.3.** Peitemaakerroksen vaimennus tuhkassa havaittuja pitoisuuksia vastaaviin annosnopeuksiin. Pitoisuudet ovat julkaisusta STUK-A177 (2001). Oletukset: Tuhkalaatan koko on 50 m × 50 m × 1 m. Annospiste on metrin korkeudella laatan pinnasta. Ensimmäinen pylväs on nuklidin aiheuttama annosnopeus peittämättömästä tuhkalaatasta ja toinen pylväs on annosnopeus 10 cm:n maakerroksen läpi.



**Kuva 4.4.** Peittävän kerroksen vaimennusvaikutus. Oletukset: Tuhkalaatan koko on 50 m × 50 m × 1 m. Annospiste on metrin korkeudella laatan pinnasta. Tuhkan tiheys on 1 g/cm<sup>3</sup> ja peittävän kerroksen tiheys 1,5 g/cm<sup>3</sup>. Aktiivisuuspitoisuudet aiheuttavat erikseen annosnopeuden 1 μSv/h ilman peittävää kerrosta.

#### 4.4 Säteilyä vaimentavan peitemaakerroksen paksuuden arviointi

Tuhkan käytön säteilyturvallisuuksia arvioidaan aktiivisuusindeksien avulla. Esimerkiksi tuhkan käyttöä maarakentamiseen koskee indeksi  $I_3$ :

$$I_3 = \frac{C_{Th}}{1500} + \frac{C_{Ra}}{2000} + \frac{C_K}{20000} + \frac{C_{Cs}}{5000}, \quad (4.1)$$

missä  $C_{Th}$ ,  $C_{Ra}$ ,  $C_K$  ja  $C_{Cs}$  tarkoittavat  $^{232}\text{Th}$ :n,  $^{226}\text{Ra}$ :n,  $^{40}\text{K}$ :n ja  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuuspitoisuuksia tuhkassa yksikössä Bq/kg.

Mikäli aktiivisuusindeksin arvo on enintään 1, tuhkan käytölle ei aseteta radioaktiivisuuden johdosta rajoituksia. Jos aktiivisuusindeksin arvo on suurempi kuin 1, tulee tuhkan sijoittamisesta tehdä erillinen selvitys.

Aktiivisuusindeksi  $I_3$  on määritetty eniten säteilyaltistusta aiheuttavan tilanteen mukaan: maa-alue on peitetty pelkällä paksulla tuhkakerroksella. Oletettu altistusaika alueella on 150 tuntia vuodessa. Indeksien ylittyessä tuhkaa voidaan käyttää, mikäli alueella oleskellaan vähemmän kuin indeksin oletuksena olevan ajan, tai peittämällä tuhka riittävän paksulla maa- tai sorakerroksella.

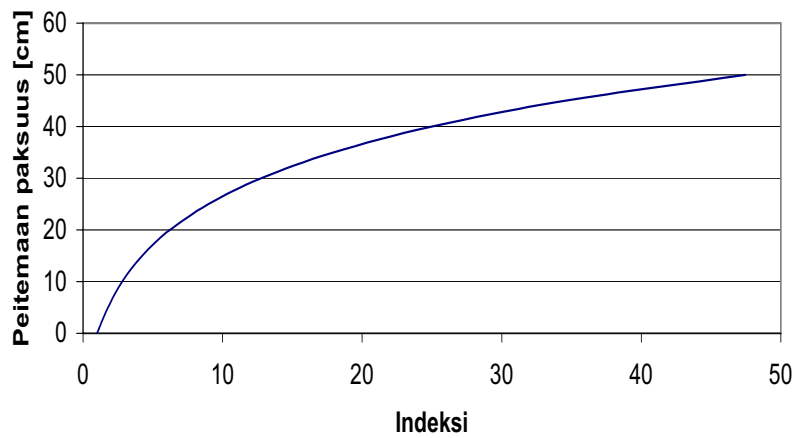
Eri nuklidien aiheuttama annosnopeus on suunnilleen kääntäen verrannollinen indeksissä olevaan nuklidin aktiivisuuspitoisuuden jakajan arvoon. Tuhkan radionuklideista  $^{232}\text{Th}$ :n säteily vaimenee maakerroksessa vähiten, mutta erot nuklidien välillä eivät ole suuria (Kuva 4.4). Tällöin voidaan käyttää  $^{232}\text{Th}$ :n säteilyn vaimenemista, kun tarkastellaan kuinka paksuja peittäviä maakerroksia tarvitaan, että aktiivisuusindeksi jää alle yhden. Taulukossa 4.1 on esitetty  $^{232}\text{Th}$ :n säteilyn vaimenemiskertoimet eri paksuisille maakerroksille, kun peitemaan tiheys on  $1,5 \text{ g/cm}^3$ .

Peitemaakerroksen paksuus voidaan arvioida myös tuhkan aktiivisuusindeksin avulla (Kuva 4.5). Indeksien arvoa vastaava kerros-paksuus laskee indeksin arvon alle yhden, jolloin säteilyaltistus tuhkan käytöstä on ilman muuta vähäisempää kuin toimenpidearvo  $0,1 \text{ mSv}$  vuodessa.



**Taulukko 4.1.** Tuhkassa olevan  $^{232}\text{Th}$ :n aiheuttaman säteilyn vaimenemiskertoimet peittäville maakerroksilla, kun maan tiheys on  $1,5 \text{ g/cm}^3$ .

Peittävän kerroksen paksuus, cm	$^{232}\text{Th}$ :n vaimenemiskerroin
0	1,000
5	0,557
10	0,354
15	0,236
20	0,161
25	0,113
30	0,0797
35	0,0571
40	0,0413
45	0,0301
50	0,0221



**Kuva 4.5.** Peitemaakerroksen paksuuden määrittäminen tuhkan aktiivisuusindeksin avulla. Peitemaan tiheys on  $1,5 \text{ g/cm}^3$ .

### Esimerkkejä tuhkan aktiivisuusindeksien laskemisesta ja tarvittavan peitemaakerroksen paksuuden arvioimisesta

Seuraavissa esimerkeissä on laskettu tuhkan säteilyä vaimentavan peitemaan paksuus eri käyttötarkoituksissa, kun tuhka on kerroksena peitemaan alla. Peittävän kerroksen paksuus on arvioitu käyttämällä taulukon 4.1 arvoja  $^{232}\text{Th}$ :n säteilyn vaimenemiselle. Tuhkaa käytetään myös asfaltissa, jossa sitä on yleensä noin 5 %. Aktiivisuusindeksiä ei tässä tapauksessa lasketa tuhkalle vaan asfalttiseokselle, jossa on tuhkaa.

Laskuesimerkeissä luonnon nuklidien ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ja  $^{232}\text{Th}$ ) aktiivisuus-  
pitoisuuksien arvioidaan olevan samoja koko Suomen alueella. Jos näitä ei ole tuhkasta mitattu, voidaan indeksien laskemiseen käyttää esimerkkinä projektissa mitattua tuhkaa, jossa luonnon nuklidien osuus indeksin arvoon on suurin (Taulukko 4.2).

**Taulukko 4.2.** Luonnon nuklidien pitoisuudet tuhkanäytteessä, jossa niiden osuus indeksissä oli suurin, sekä pitoisuuksien keskiarvot.

Nuklidi	Pitoisuus tuhkassa, Bq/kg	
	Näytteessä, jossa suurin indeksin arvo	Näytteiden keskiarvo
$^{40}\text{K}$	1240	1207
$^{226}\text{Ra}$	427	125
$^{232}\text{Th}$	73	52

Taulukossa 4.3 on annettu se tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus, jolla kyseinen aktiivisuusindeksi saa arvon 1. Luonnon nuklidien pitoisuuksina on käytetty taulukon 4.2 esimerkkituhkan pitoisuuksia, joilla laskettu luonnon nuklidien osuus indeksissä on suurin (konservatiivinen arvio), sekä pitoisuuksien keskiarvoja (keskimääräinen arvio). Indeksien arvo on luonnon nuklidien ja  $^{137}\text{Cs}$ :n osuuksien summa. Konservatiivisessa arviossa luonnon nuklidien osuus indeksissä  $I_2$  on 0,91, indeksissä  $I_3$  0,32 ja indeksissä  $I_4$  0,16. Keskimääräisessä arviossa luonnon nuklidien osuus indeksissä  $I_2$  on 0,43, indeksissä  $I_3$  0,16 ja indeksissä  $I_4$  0,07. Luonnon nuklidien osuudet on laskettu kuten liitteen 3 esimerkissä 1.

Tätä suurempi  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus edellyttäisi selvitystä kyseisen tuhkan käsittelyn tai käytön aiheuttamasta säteilyaltistuksesta (ST 12.2, 2003). Indeksien  $I_2$  tai  $I_3$  ylittäessä arvon 1 voidaan tuhkan käytölle asetettu väestön säteilyaltistuksen toimenpidearvo 0,1 mSv/v alittaa peittämällä tuhka riittävän paksulla maakerroksella (esimerkit 1 ja 2).

**Taulukko 4.3.** Tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus, jolla aktiivisuusindeksi saa arvon 1.

Aktiivisuusindeksi (ks. yhtälöt kappaleessa 1.2)	$^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus (Bq/kg), jolla $I = 1$	
	Keskimääräinen arvio	Konservatiivinen arvio
Kadun- ja tienrakennus, indeksi $I_2$ (ilman peittävää kerrosta)	$0,43 + 1140/2000 = 1$	$0,91 + 180/2000 = 1$
Maantäyttö ja maisemointi, indeksi $I_3$ (ilman peittävää kerrosta)	$0,16 + 4200/5000 = 1$	$0,32 + 3400/5000 = 1$
Tuhkan käsittely, indeksi $I_4$	$0,07 + 9300/10000 = 1$	$0,16 + 8400/10000 = 1$

### Esimerkki 1. Lämpövoimalaitoksen lentotuhkaa halutaan käyttää maarakentamiseen

a) Tuhkasta on mitattu  $^{137}\text{Cs} = 8228 \text{ Bq/kg}$  ja  $^{40}\text{K} = 2317 \text{ Bq/kg}$ , josta aktiivisuusindeksit näiden osalta ovat (ks. yhtälö 4.1):

$$I_3^{\text{Cs}} = 8228/5000 = 1,6456 \text{ ja}$$

$$I_3^{\text{K}} = 2317/20000 = 0,11585.$$

$^{226}\text{Ra}$ :n ja  $^{232}\text{Th}$ :n aktiivisuuspitoisuuksia ei ole mitattu, joten käytetään edellä mainitusta esimerkkituhkasta mitattuja pitoisuuksia (Taulukko 4.2). Indeksien arvo on

$$\text{Indeksi } I_3 = 73/1500 + 427/2000 + 2317/20000 + 8228/5000 = 2,0.$$

Kun indeksin arvo halutaan alle yhden, pitää korjauskertoimen olla alle  $1/2,0 = 0,5$ . Taulukosta 4.1. korjauskertoimen arvoksi saadaan 10 cm:n kohdalta 0,3543, joten 10 cm:n peitemaakerros vaimentaa tuhkan säteilyä riittävästi.

b) Jos tuhkan aktiivisuuspitoisuuksia ei tiedetä, käytetään oletuksena taulukon 4.2 esimerkkituhkan pitoisuuksia sekä  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden arvioitua ylärajaa (13 000 Bq/kg). Aktiivisuusindeksiksi saadaan

$$\text{Indeksi } I_3 = 73/1500 + 427/2000 + 1240/20000 + 13000/5000 = 2,9.$$

Tällöin korjauskertoimen pitää olla alle  $1/2,9 = 0,345$ . Taulukosta 4.1. korjauskertoimen arvoksi saadaan 15 cm:n kohdalta 0,236, eli 15 cm:n peitemaakerros on riittävä.

**Esimerkki 2. Jos edellisen esimerkin tuhkia käytettäisiin katujen, teiden ja vastaavien kohteiden rakentamiseen, lasketaan tarvittavan peitemaan paksuus seuraavasti (ks. yhtälö 1.2):**

a) Indeksiksi  $I_2 = 73/500 + 427/700 + 2317/8000 + 8228/2000 = 5,2$ .

Tällöin korjauskertoimen pitää olla alle  $1/5,2 = 0,192$ . Taulukon 4.1 mukaan se saavutetaan 20 cm:n peitemaakerroksella, jolloin indeksin arvo jää alle yhden.

b) Indeksiksi  $I_2 = 73/500 + 427/700 + 1240/8000 + 13000/2000 = 7,4$ .

Tällöin korjauskertoimen pitää olla alle 0,135. Taulukon 4.1 mukaan se saavutetaan 25 cm:n peitemaalla, jolloin indeksin arvo jää alle yhden.

## 4.5 Hengityksen kautta saatava säteilyannos

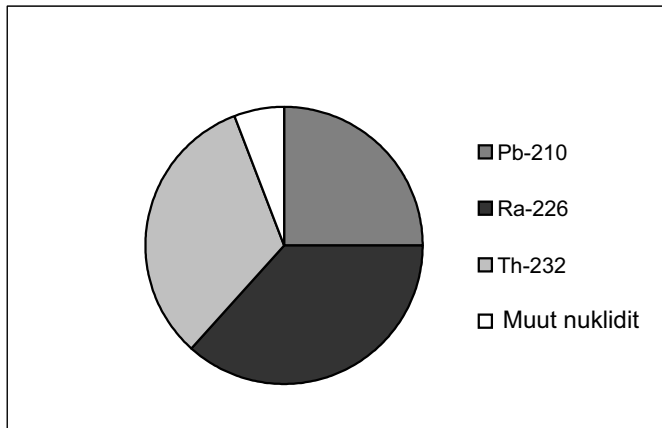
Tuhkapölyn hengittäminen voi aiheuttaa kehon sisäistä säteilyaltistusta. Seuraavassa on laskettu sisäinen säteilyannos hengitettäessä ilmaa, jossa on tuhkaa  $1 \text{ mg/m}^3$  (Taulukko 4.4). Hengitettävä ilmamäärä on noin  $1 \text{ m}^3/\text{h}$ , jolloin pölyä joutuisi keuhkoihin  $1 \text{ mg/h}$ .

**Taulukko 4.4.** Esimerkki hengityksen kautta saatavasta säteilyannoksesta. Pitoisuudet

Alkuainetta	Pitoisuus, $\text{Bq/kg}$		Annosmuuntokerroin, $\text{Sv/Bq (ST 7.3)}$	Annosnopeus, $\text{nSv/h}$	
	Keskiarvo	Maksimi		Keskiarvo	Maksimi
$^{40}\text{K}$	911	3273	$2,1 \cdot 10^{-9}$	0,0019	0,0069
$^{90}\text{Sr}$	570	1655	$1,6 \cdot 10^{-7}$	0,0912	0,2645
$^{134}\text{Cs}$	36	186	$2,0 \cdot 10^{-8}$	0,0007	0,0037
$^{137}\text{Cs}$	1737	7507	$3,9 \cdot 10^{-8}$	0,0677	0,2928
$^{210}\text{Pb}$	155	464	$5,6 \cdot 10^{-6}$	0,868	2,5984
$^{226}\text{Ra}$	133	533	$9,5 \cdot 10^{-6}$	1,264	5,0635
$^{232}\text{Th}$	45	126	$2,5 \cdot 10^{-5}$	1,125	3,15
$^{235}\text{U}$	3	31	$8,5 \cdot 10^{-6}$	0,0255	0,2635
Yhteensä				3,44	11,64

Tuhkapölyn hengittämisestä aiheutuva säteilyannos on suurimmillakin radionuklidipitoisuuksilla laskettuna pieni. Se aiheutuu pääosin radium-226:sta, torium-232:sta ja lyijy-210:stä (Kuva 4.6). Vaikka näiden pitoisuudet tuhkassa ovatkin pieniä verrattuna esimerkiksi  $^{137}\text{Cs}$ :ään, muodostavat ne

suurimman osan hengityksen kautta saatavasta sisäisestä säteilyannoksesta. Hengityssuojainten käyttö pölyvässä työssä pienentää edellä laskettua säteilyannosta.



**Kuva 4.6.** Hengityksen kautta saatavat suhteelliset säteilyannokset tuhkassa olevista radionuklideista niiden keskimääräisillä aktiivisuuspitoisuuksilla laskettuna.

Biopolttolaitoksilla tuhkaa kertyy erilaisille pinnoille ohuina kerroksina. Tarkastellaan pintakontaminaatiota laboratorioihin sovellettavien radioaktiivisten aineiden raja-arvojen ja suun tai hengityksen kautta saatavan säteilyannoksen perusteella. Radionuklidilaboratorioiden puhtausvaatimukset ovat erilaiset kuin polttolaitosten, mutta vertailu voidaan tehdä pintakontaminaation suuruusluokan havainnollistamiseksi.

Radionuklidilaboratorion tarkkailualueella saa olla radioaktiivista ainetta vaarallisuusluokkaan 1 kuuluvia radionuklideja  $0,4 \text{ Bq/cm}^2$  ja muita nuklideja  $4 \text{ Bq/cm}^2$  (ST 6.1). Vaarallisuusluokkaan 1 kuuluu tuhkan radionuklideista mm.  $^{210}\text{Pb}$  ja  $^{226}\text{Ra}$ . Koska näiden osuus tuhkassa on pieni, voidaan käyttää muiden nuklidien raja-arvoa  $4 \text{ Bq/cm}^2$ .

Jos tuhkan aktiivisuus on  $10\,000 \text{ Bq/kg}$  ja tiheys  $1 \text{ g/cm}^3$ , on tuhkassa  $10 \text{ Bq/cm}^3$ . Tästä saadaan raja-arvo radionuklidilaboratorion tarkkailualueen pintakontaminaation kerrospaksuudelle:

$$d = \frac{4 \text{ Bq/cm}^2}{10 \text{ Bq/cm}^3} = 0,4 \text{ cm} \quad (4.2)$$

Pinnoille kertynyt tuhka saattaa joutua nieluun käsien tai hengityksen kautta. Saadakseen  $0,1 \text{ mSv}$ :in säteilyannoksen, täytyisi nieluun joutua  $150 \text{ g}$  tuhkaa (Taulukko 4.5).

**Taulukko 4.5.** Esimerkki nielun kautta saatavasta säteilyannoksesta. Pitoisuudet ovat julkaisusta STUK-A177 (2001).

Nuklidi	Pitoisuus tuhassa, Bq/kg	Annosmuuntokerroin, Sv/Bq (ST 7.3)	Annos, nSv/g
<sup>40</sup> K	3273	$6,2 \cdot 10^{-9}$	20,3
<sup>90</sup> Sr	1655	$2,8 \cdot 10^{-8}$	46,3
<sup>134</sup> Cs	186	$1,9 \cdot 10^{-8}$	3,5
<sup>137</sup> Cs	7507	$1,3 \cdot 10^{-8}$	97,6
<sup>210</sup> Pb	464	$6,9 \cdot 10^{-7}$	320,2
<sup>226</sup> Ra	533	$2,8 \cdot 10^{-7}$	149,2
<sup>232</sup> Th	126	$2,3 \cdot 10^{-7}$	29,0
<sup>235</sup> U	31	$4,7 \cdot 10^{-8}$	14,6
Yhteensä			680,7

#### 4.6 Säteilymittauksia polttolaitoksilla ja tuhkan läjitysalueilla

Polttolaitoksilla suoritettiin säteilymittauksia laitosten mahdollisissa altistuskohteissa, joissa oli tuhkaa. Mittaukset tehtiin kannettavilla annosnopeusmittareilla Alnor RSD-100 ja RDS-120. Laitostyyppinä olivat n. 300 MW voimalaitos A, sellutehtaan kuorikattila B ja lämpövoimala G. Laitosten kuvaukset on esitetty liitteessä 2.

Laitoksella A mittauksia suoritettiin niissä laitosalueen osissa, joissa tuhkaa on eniten. Mittauskohteita olivat sähkösuodattimen jälkeen olevat tuhkalähettimet, tuhkasiilo sekä tuhkan läjitysalue. Tuhkalähettimet keräävät suodattimelta tuhkaa kunnes ne ovat täynnä, minkä jälkeen tuhka siirtyy pneumaattisesti tuhkasiilon. Tuhkasiilon alla mitattiin 0,22 µSv/h ja tuhkalähttimen lähellä 0,3 µSv/h. Sekä siilon että tuhkalähttimien lähellä on vain satunnaisesti työntekijöitä. Tuhkan läjitysalueella mitattiin rinnankorkeudella 0,25-0,30 µSv/h ja tuoreen tuhkakasan päällä 1,0-1,5 µSv/h. Läjitysalueen pinnalla, johon oli levitetty hiekkaa, oli 0,21 µSv/h. Tuhkaurakoitsijan tuhkaa täynnä olevan auton kontin pinnalla mitattiin 0,3 µSv/h. Taustasäteily alueella oli 0,07 µSv/h.

Laitoksella B mitattiin yleisemmin säteilytasoa kattilarakennuksessa sekä tuhkan läjitysalueella. Taustasäteilytaso oli 0,1-0,13 µSv/h. Laitosalueella ei havaittu selvästi kohonneita säteilytasoja. Suurin mittaustulos oli ohjaushuoneen 0,2 µSv/h eikä siellä ollut tuhkaa. Sähkösuodattimen metallirakenne vaimensi säteilyä eikä sen läheisyydessä annosnopeus erottunut taustasäteilystä. Lisäksi suodattimessa ei yleensä ole paljon tuhkaa. Myös tuhkan kuljettimilla annosnopeus oli alhainen. Läjitysalueella tuhka-auman vieressä mitattiin rinnankorkeudella 0,20-0,40 µSv/h riippuen etäisyydestä aumaan. Auman pinnalla oli 0,5-0,6 µSv/h. Samat mittaukset auman toiselta,

vanhemmalta puolelta antoivat selvästi pienempiä arvoja.

Laitoksella G mittauksia suoritettiin kattilan sisällä huoltotoimien ollessa käynnissä. Annosnopeus oli rinnankorkeudella 0,20-0,33  $\mu\text{Sv/h}$  ja seinämän lähelle jääneen tuhkan päällä 0,40  $\mu\text{Sv/h}$ . Kattilan luukun pinnalla olevan tuhkan päällä mitattiin 0,30-0,45  $\mu\text{Sv/h}$ .

Tuhkan rakeistamon välivarastossa säilytettävien tuhkan raekasojen läheisyydessä mitattiin 0,5  $\mu\text{Sv/h}$  ja kauempana kasoista 0,20-0,30  $\mu\text{Sv/h}$ . Taustasäteilyksi alueella mitattiin 0,14  $\mu\text{Sv/h}$ .

#### 4.7 Työntekijöiden säteilyannosten arviointia

Arvio säteilyannoksesta saadaan työpaikan annosnopeuden ja vuosittaisen työajan tulona. Työssä saatavan säteilyannoksen toimenpidearvo on 1,0 mSv vuodessa. Jos vuosittainen työaika on 2000 tuntia, pitää tuhkan aiheuttaman annosnopeuden olla vähintään

$$\dot{E} = \frac{1,0 \text{ mSv/a}}{2000 \text{ h/a}} = 0,5 \mu\text{Sv/h}, \quad (4.3)$$

jotta toimenpidearvo ylittyisi. Annosnopeus 0,5  $\mu\text{Sv/h}$  esiintyy lähinnä suurilla peittämättömillä tuhka-alueilla. Tämän annosnopeuden ylityksiä voi esiintyä ainoastaan tuhkan läjitysalueilla, kattilan huoltotoimien aikana sekä tuhkan jälkikäsittelyssä. Läjitysalueella tuhka yleensä peitetään pölyämisen takia, jolloin tuhkan säteily vaimenee.

Seuraavassa on esitetty yksittäistapauksiin perustuvia arvioita tuhkan säteilyn aiheuttamista annoksista erilaisissa työtehtävissä (Taulukko 4.6). Annokset perustuvat suurimpiin mitattuihin annosnopeuksiin (Kappale 4.6) tai suurimpiin annosnopeusarvioihin, sekä työntekijöiltä saatuihin tietoihin tehtävissä käytettävistä työajoista.

#### Laitosalueen työntekijän säteilyannos

Laitosalueilla tehdyissä mittauksissa annosnopeudet olivat niin pieniä, etteivät ne erotu taustasäteilystä merkittävästi. Annosnopeus laitosalueella on yleensä alle 0,05  $\mu\text{Sv/h}$ , josta säteilyannokseksi saadaan 0,1 mSv vuodessa. Arvio on todennäköisesti saatavaa säteilyannosta suurempi.

#### Huoltohenkilön säteilyannos

Laitos B:n huoltotoimista suurin osa on kattilan syklonin nuohoamista. Kattilaa nuohotaan kaksi päivää kolmen viikon välein. Työn kesto on enintään nel-

jä tuntia päivässä työntekijää kohti. Yhden henkilön enimmäistyöaika on 144 tuntia vuodessa (8 h/viikko · 18 viikkoa). Nuohous tapahtuu ns. miesluukkujen kautta pitkien tankojen avulla. Tällöin ei varsinaisesti olla edes syklonin sisällä, joten säteilyaltistus jää vähäiseksi syklonin kuoren vaimentamisen ansiosta. Säteilyannosarvio on tällöin 0,03 mSv vuodessa.

Huoltohenkilö, joka huoltaa konsernin valmistamia kattiloita eri puolilla Suomea, työskentelee kattilan sisällä keskimäärin 20 h/viikko kesäkuusta elokuuhun. Talvijakson työaika on arviolta 100 h/henkilö (9 kk:den aikana). Työaika on yhteensä 340 tuntia vuodessa. Mitattu annosnopeus kattilan sisällä oli noin 0,2 µSv/h taustasäteilyn osuus poistettuna. Annosarvio on 0,07 mSv vuodessa. Kattilassa olevan tuhkan määrä on yleensä vähäinen, joten annosnopeudet jäävät pieniksi.

#### **Läjitysalueen urakoitsijan säteilyannos**

Urakoitsija kuljettaa tuhkaa siilosta läjitysalueelle, jossa tasoittaa tuhkan. Läjitysalueella annosnopeudet ovat suurimmat, koska tuhkaa on laajalla alueella paksuna kerroksena. Mitattu annosnopeus rinnankorkeudella taustasäteily vähennettynä oli 0,2 µSv/h. Urakoitsijan työaika on noin 250 tuntia vuodessa. Annosarvio on 0,05 mSv vuodessa. Työstä aiheutuva säteilyannos on todennäköisesti tätä pienempi, koska työ suoritetaan pääasiassa auton sisältä ja auton vaimenemiskerroin kuljettajalle on noin 0,5 (Lauridsen ja Jensen 1983).

#### **Tuhkan levittäjien säteilyannos metsien lannoituksesta**

Tuhkan levitys metsiin tapahtuu sekä maalevityksenä metsätraktorista että ilmalevityksenä helikopterilla. Helikopterilevitykseen kuuluu vuosittain 9 tuntia päivässä 30 päivän ajan, yhteensä 270 tuntia. Maalevityksessä työaika on suunnilleen saman verran.

Helikopterilevitys tapahtuu vaihtosuppiloista. Tuhka kuormataan vaihtosuppiloihin täysperävaunusta tai maavarastosta pienellä etukuormajalla. Täyttökertoja on korkeintaan 150 päivässä. Maalevityksessä irtaimen tuhkan kuormaus tapahtuu levitysyksikön omalla kauhalla perävaunusta tai maavarastosta. Metsätraktorin siiloon mahtuu noin 10 tonnia tuhkaa, jolloin kuormauksia lastia kohti tulee noin 10 kertaa. Tehollinen levitysaika on noin 25 työpäivää eli 40 tonnia päivässä.

Vuosiannosarvioon ei ole mitattu annosnopeutta. Sen voidaan arvioida olevan alle 0,3 µSv/h, koska työ tapahtuu koneesta käsin, tuhkan välittömässä läheisyydessä ei jouduta olemaan, eikä kerralla käsitellä suuria tuhkamääriä. Säteilyannosarvioksi saadaan 0,08 mSv vuodessa. Tuhkapölyn hengittämisestä aiheutuva sisäinen annos on vähäinen (ks. kappale 4.5).



### Tuhkan rakeistamon työntekijöiden säteilyannos

Tuhkaa rakeistetaan käytettäväksi metsänlannoitteena. Rakeistettua tuhkaa säilytetään rakeistamolla välivarastossa. Välivaraston tuhkaa siirretään kuljetusajoneuvoihin pyöräkuormaajalla. Työaika on enintään 6 tuntia päivässä, 1419 tuntia vuodessa (6 h · 21,5 h/kk · 11 kk/a). Työ tehdään pääsääntöisesti pyöräkuormaajalla, joka vaimentaa annosvaikutusta. Arvioitu säteilyannos taustan vähennyksen ja pyöräkuormaajan vaimennuksen jälkeen on 0,28 mSv vuodessa.

### Tuhkan kuljettajien säteilyannos

Hyötykäytön yleistyessä tuhkaa kuljetetaan kuorma-autoilla tuotanto-paikoilta tuhkan käyttökohteisiin. Kuljettajan säteilyannos on arvioitu laskentaohjelmalla, koska työajat ja kuljetusautojen tyypit vaihtelevat. Arvioidaan, että tuhkan aktiivisuus on 10 000 Bq/kg (<sup>137</sup>Cs) ja kuljettajan työaika 1500 tuntia vuodessa. Todelliset altistusajat ovat tätä pienempiä. Kun kuorma-auton mitat ovat 2,6 m · 3 m · 20 m ja säiliön paksuus on 5 mm alumiinia, on kuljettajan säteilyannos annoslaskentaohjelmalla arvioituna 0,45 mSv vuodessa. Säteilyannos on tätä pienempi, jos muut vaimentavat kerrokset kuin säiliön alumiinikerros otetaan huomioon.

**Taulukko 4.6.** Työntekijöiden säteilyannosarvioita, jotka perustuvat yksittäisillä laitospaikoilla mitattuihin suurimpiin annosnopeuksiin tai suurimpiin annosnopeusarvioihin, sekä työntekijöiltä saatuihin tietoihin tehtävissä käytettävistä työajoista. Kun otetaan huomioon työntekijän sijainnin vaihtelut, tuhkan aktiivisuuden vaihtelut ja säteilyn vaimeneminen ajoneuvoissa, jäävät todelliset säteilyannokset näitä arvioita pienemmiksi.

	Annosnopeus, μSv/h	Työaika vuodessa, h	Annos, mSv/vuosi
Laitosalueen työntekijä	0,05	1500	0,08
Huoltohenkilö 1	0,2	144	0,03
Huoltohenkilö 2	0,2	340	0,07
Läjitysalueen urakoitsija	0,2	250	0,05
Metsälannoituksen työntekijä	0,3*	270	0,08
Rakeistamon työntekijä	0,2	1419	0,28
Tuhkan kuljettajat	0,3*	1500	0,45

\* Annosnopeus on arvioitu ilman mittauksia.

#### **4.8 Radionuklidien leviäminen ympäristöön tuhkan läjitysalueilta**

Läjitysalueilla tuhkasta liukenee radioaktiivisia aineita sadeveteen. Osa veden mukana kulkeutuvista liuenneista radionuklideista pidättyy alempiin tuhkakerroksiin tai muihin mineraaliaineksiin. Radionuklideja sitoutuu maa-ainekseen myös vesien keruu- ja puhdistusjärjestelmissä, kuten kaatopaikan saostuskaivoon tai vedenpuhdistamon lietteisiin. Pieni osa nuklideista voi kulkeutua purkuvesien mukana läjitysalueen ulkopuolelle. Tässä hankkeessa ei selvitetty radionuklidien kulkeutumista tuhkan läjitysalueella eikä kaatopaikkavesien käsittelyjärjestelmässä pidemmällä aikavälillä.

Radionuklidien liukenemisesta tuhkasta sadeveteen saatiin havaintoja pienimuotoisella näytteenotolla yhdellä läjitysalueella. Läjitysalueelle perustettiin puuntuhkan koekasa, jonka pintatuhkan aktiivisuutta seurattiin ottamalla kahden viikon välein näytteitä mittaukseen. Kuivan syksyn aikana sadetta kertyi läheiselle sääasemalle vain noin 30 mm. Tänä aikana koekasan pintakerroksen <sup>137</sup>Cs-pitoisuus pieneni noin 30 %. Läjitysalueella olevasta sadevesilammikosta otetussa näytteessä tuhkasta liennut <sup>137</sup>Cs-pitoisuus oli 75 Bq/l ja <sup>40</sup>K-pitoisuus 27 Bq/l. Läjitysalueen vesi suotautuu viereiseen järveen noin 10 m paksun sorakerroksen läpi. Kalium ja cesium sitoutuvat tehokkaasti sora- ja savikerrokseen, ja järvivedessä aktiivisuuspitoisuudet laimenevat suureen vesimassaan. Järven rantavedestä otetussa näytteessä <sup>137</sup>Cs-pitoisuus oli 0,095 Bq/l ja <sup>40</sup>K-pitoisuus 0,037 Bq/l. Alueen vesistöjen <sup>137</sup>Cs on pääosin peräisin Tshernobyl-laskeumasta, ja järvivedestä mitattu pitoisuus ei suuruusluokaltaan poikkea muiden samalla laskeuma-alueella sijaitsevien järvien vesistä mitatuista pitoisuuksista (Saxén 2003).

Läjitysalueilta vapautuvaa kokonaisaktiivisuuden määrää on vaikea arvioida, sillä se riippuu mm. läjitysalueen muodosta, tiiviydestä ja suotovesien keruu- ja käsittelyjärjestelmästä. Radionuklidien kulkeutumista ja läjitysalueiden päästöjä tulisi tarvittaessa selvittää pitkän aikavälin seurantatutkimuksella. Jos selvitys osoittaa, että päästöt ympäristöön saattaisivat aiheuttaa merkittävää säteilyaltistusta, on mahdolliset jatkotoimet harkittava erikseen.

## 5 Metsien lannoitus puun tuhkalla

### 5.1 Metsien tuhkalannoitus Suomessa

Puun tuhkan käyttö metsien maanparannukseen laajenee todennäköisesti Suomessa edelleen. Tuhkan määrästä pinta-alayksikköä kohti ja lannoituksen uusimisvälin pituudesta on annettu ohjeita. Maa- ja metsätalousministeriön asettama työryhmä suositteli vuonna 1993 maksimimääräksi kangasmetsiin 4000 kg ja turvemaille 8000 kg tuhkaa hehtaarille, ja lannoitusväliksi vähintään 20 vuotta (Maa- ja metsätalousministeriö 1993). Nykyisin lannoitusväli on kivennäismailla ja turvemaille erilainen ja voi olla myös lyhyempi kuin aikaisemmassa suosituksessa. Käypänä annoksena kangasmetsiin pidetään esimerkiksi 3000 kg puun tuhkaa/ha ja suometsiin 6000 kg/ha. Tuhka voi sisältää vettä tai lietettä, jolloin näiden määrät otetaan huomioon.

Metsäteollisuudessa tuotettua tuhkaa rakeistetaan lannoituskäyttöön. Tuhkaa levitetään sekä helikopterista että maasta, ja metsäteollisuuden levittämät määrät ovat vuonna 2003 olleet todennäköisesti 10 - 20 tuhatta tonnia tuhkaa (Pasanen 2003, Soimasuo 2003, Kuusela 2003). Määrien oletetaan kasvavan lähivuosina. Erityisesti suometsien tuhkalannoituksella on mahdollista saada aikaan kasvun lisäystä jopa kymmenien vuosien ajan (Moilanen 2003).

### 5.2 Metsien tuhkalannoituksen aiheuttama säteilyaltistus

Metsämaahan levitetty tuhka on ulkoisen säteilyn lähde sisältämiensä gammasäteilyä lähettävien nuklidien takia. Nuklidien gammasäteily aiheuttaa ulkoisen annosnopeuden kasvua sitä enemmän mitä suurempia aktiivisuuspitoisuudet tuhkassa ovat, ja mitä kauemmin altistuva henkilö oleskelee metsässä. Tuhkan ainesosat kulkeutuvat metsämaassa alaspäin vuosien kuluessa, ja maa-aineksen vaimennus gammasäteilyyn havaitaan ulkoisen säteilyn annosnopeuden pienemisenä.

Ympäristössä olevien radionuklidien määrät vähenevät radioaktiivisen hajoamisen johdosta. Esimerkiksi  $^{137}\text{Cs}$ :ää poistuu metsikön 80 vuoden kiertoajan kuluessa 84 %, ja toisen pitkäikäisen laskeumanuklidin, vain beetasäteilyä lähettävän  $^{90}\text{Sr}$ :in ( $T_{1/2} = 28$  vuotta) väheneminen on 86 %. Puun tuhkassa on lisäksi myös erittäin pitkäikäisiä luonnollista alkuperää olevia radionuklideja, joista  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ja  $^{232}\text{Th}$  eräine tytärnuklideineen lähettävät (alfa- tai beetasäteilyn ohella) gammasäteilyä. Ihmisen eliniän mittakaavassa

kyseiset aineet eivät juuri vähene hajoamalla.

Maassa olevien radioaktiivisten aineiden liukoisuusominaisuudet vaikuttavat siihen miten nopeasti radionuklidit vapautuvat tuhkasta metsikön ainekiertoon. Kasvien ravinteiden oton mukana myös liuenneita radioaktiivisia aineita kulkeutuu kasveihin kyseessä olevan alkuaineen kemiallisen luonteen ja metsikön kasvuolosuhteiden mukaisesti. Esimerkiksi alkalimetalleihin kuuluvan cesiumin oton ja kasvualustan kaliumtason välinen riippuvuus metsäkasveilla selittyy alkuaineiden kemiallisella samankaltaisuudella. Kasvien saatavilla oleva kalsiummäärä maassa vaikuttaa puolestaan siihen, missä suhteessa maa-alkalimetalleihin kuuluvat radionuklidit siirtyvät kasveihin.

Tuhkalannoituksen tarkoitus on parantaa maan ravinnetilaa, ja lannoitus vaikuttaa väistämättä myös ravintoketjuihin joutuvien radionuklidien määriin. Eniten tutkimustuloksia on lannoituksen vaikutuksesta cesiumin ottoa vähentävästi. Keräilytuotteet ja riista sisältävät lannoituksen jälkeen yleensä vähemmän  $^{137}\text{Cs}$ :ää kuin ennen lannoitusta, toisin sanoen väestön sisäinen säteilyaltistus metsän antimista vähenee samanaikaisesti tuhkan lannoitusvaikutuksen kanssa vuosien kuluessa.

Tuhkalannoituksen säteilyvaikutuksia tarkastellaan sekä metsätyöntekijöiden että muun metsissä liikkuvan ja metsän antimia käyttävän väestön kannalta. Lannoituksesta riippumatta metsämarjojen, sienten ja riistanlihan kautta saatava sisäinen säteilyannos on tavanomaisilla käyttömäärillä selvästi suurempi kuin metsien virkistyskäytön aikana saatava ulkoisen säteilyannos. Siksi lannoituksen vaikutus kasvien radionuklidien ottoon ja edelleen väestön sisäiseen säteilyaltistukseen on tärkeä.

### **5.3 Tuhkan radionuklidit metsien ainekierrossa**

Raportissa kuvatut puupolttoaineen sisältämät radionuklidit konsentroituvat suurimmaksi osaksi tuhkaan. Metsikön radionuklidijakauma muuttuu sekä radioaktiivisen laskeuman leviämisen että tuhkan levittämisen jälkeen vuosien kuluessa. Tuhkan mukana maahan joutuneiden radionuklidien vesiliukoinen tai laimeaan happoon liukeneva suhteellinen osuus vaihtelevat alkuaineittain. Liukoisina maaperässä esiintyvät tuhkasta peräisin olevat radionuklidit liittyvät maassa ennestään olevan kyseisen alkuaineen tai sille kemiallisesti läheisen alkuaineen kiertoon. Radionuklidit ovat vaihtelevasti mukana metsikön ainekierrossa, ja ravinteiden mukana niitä siirtyy kasveihin ja sieniin sekä edelleen riistaeläimiin. Sekä  $^{137}\text{Cs}$  ja  $^{90}\text{Sr}$  että luon-

non radionuklidit säteilyttävät siten ihmistä myös sisäisesti metsän antimien kautta.

Tuhkan lannoitusvaikutus perustuu siihen, että tuhkasta liukenee kivennäisravinteita, jotka parantavat metsikön ravinnetilaa. Etenkin kaliumin lisäys vähentää kasvien cesiumin ottoa maasta. Tällöin metsäkasvillisuuden välityksellä ravinnosta saatava säteilyannos pienenee. Muutosten merkitys on sitä suurempi, mitä enemmän maassa on ennestään radioaktiivista cesiumia ja mitä enemmän ruokavaliioon sisältyy keräilytuotteita ja riistanlihaa. Nykyisessä Tshernobyl-laskeuman tilanteessa lannoitus vähentää sisäistä altistusta usein enemmän kuin on sen aiheuttama suhteellisen pieni lisäys väestön saamaan ulkoisen säteilyn annokseen.

Tuhkasta vapautuvan kalsiumin vaikutusta kuvaa nuorilla männyillä tehty kenttäkoe. Metsäkasvien  $^{90}\text{Sr}$ :n otto muuttui kalsiumlisän johdosta nuorilla männyillä siten, että strontiumin pitoisuus neulasissa kasvoi, mutta runkokuuissa ja oksissa se väheni (Rantavaara ja Raitio 2002).

Useita tutkimuksia fosfori- ja kaliumlannoitteiden (PK) sekä yhdistetyn typpi-, fosfori- ja kaliumlannoituksen (NPK) vaikutuksesta metsäkasvillisuuden  $^{137}\text{Cs}$ :ään tehtiin Säteilyturvakeskuksen ja Metsäntutkimuslaitoksen yhteistyönä 1990-luvulla. Tulokset osoittivat, että lannoitus vähentää puun ja muiden metsäntuotteiden  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuutta pitkällä aikavälillä jopa useita kymmeniä prosentteja. Osa kokeista tehtiin sellaisilla kemiallisilla lannoitteilla, joiden tiedetään liukenevan tuhkaa nopeammin. Liukoiset pääravinteet käyttäytyvät maassa pitkällä aikavälillä samoin siitä riippumatta ovatko ne alun perin lienneet tuhkasta vai kemiallisista lannoitteista. Hitaasti liukenevilla lannoitteilla, kuten tuhkalla saadaan aikaan kesto-vaikutus, mitä pidetään mielekkäänä metsänhoidon tavoitteiden kannalta.

Tuhkan lannoitusvaikutus metsissä kestää useita vuosia, kuten hoitolannoitusten pitkistä, jopa yli 20 vuoden uusimisväleistä voi päätellä. Tähänastisten tulosten perusteella tiedetään, että lannoitus muuttaa tänä aikana radioaktiivisten aineiden pitoisuuksia kasveissa. Puuaineksessa vaikutus näkyy senkin jälkeen, kun tuhkalla ei ole enää vaikutusta puiden kasvuun. Puustossa tuhkalannoituksen aiheuttamia  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuden muutoksia on havaittavissa muutaman vuoden kuluttua, ja lannoitus vähentää jatkuvasti useiden vuosien ajan puuhun maasta kertyvän  $^{137}\text{Cs}$ :n määrää. Varpukasveissa muutokset saattavat olla havaittavissa jo lannoitusta seuraavana vuonna, mutta ne ovat merkittäviä myös useita vuosia myöhemmin.

Kotimaisten kenttäkokeiden lisäksi tuhkalannoituksen vaikutusta puuston ja aluskasvillisuuden  $^{137}\text{Cs}$ :n ottoon on tutkittu Ruotsissa (Högbom ja Nohrstedt 2001). Suomessa on valittu etupäässä runsaan Tshernobyl-laskeuman alueen kohteita, kun taas ruotsalainen usean tuhkalannoituskokeen vertailu sisälsi eniten lievän laskeuman alueella olevia havumetsiä. Myös-

kään lievän  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman kohteissa tuhkan radioaktiivisuus ei suurentanut kasvien aktiivisuuspitoisuuksia.

Lannoituksen aiheuttamat muutokset metsikön  $^{137}\text{Cs}$ -jakaumassa kestävät kauan, kuten 1960-luvulla tehty suometsän kivennäislannoituskoe Suomessa osoittaa. Siitä huolimatta että Tshernobyl-onnettomuuden seurauksena alueelle tuli huomattava  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma vuonna 1986, yli 20 vuoden kuluttua käsittelystä, lannoitus aiheutti vielä vuonna 1995 männyn eri osien aktiivisuuspitoisuuksiin 8 – 23 %:n vähennyksen (Kaunisto ym. 2002). Myöhempi lannoituksen toisto samalla kokeella vähensi puuston  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet 33 - 58 prosenttiin vertailuarvoista.

Tuhkalla lannoitetun kuivan mäntykankaan puolukkasadon  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuutta tutkittiin kahden kasvukauden (runsaan vuoden) kuluttua käsittelystä. Keväällä 1990 metsään oli levitetty havupuiden kuorituhkaa 1000 – 5000 kg hehtaarille. Puolukan marjojen  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuus väheni vuodessa 20 – 60 %. Seitsemän vuoden kuluttua käsittelystä vähenemisen todettiin jatkuneen suurimman tuhka-annoksen saaneilla koealoilla ja se lähestyi 70 % (Levula ym. 2000). Koealueella Tshernobyl-laskeuman aktiivisuus oli suuruusluokkaa 50 kBq m<sup>-2</sup>, ja tuhkan mukana lisättiin metsämaahan enintään 10 % tästä aktiivisuudesta.

Mäntyvaltaisen kuivahkon kankaan käsittely kali-fosfori-lannoitteella, jonka annos ylitti selvästi metsikön hoitosuosituksen mukaisen määrän, vähensi seitsemässä vuodessa kuusten  $^{137}\text{Cs}$ :ää 73 - 92 % (Aro ym. 2002). Aluskasvillisuudessa  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuuspitoisuudet olivat vähentyneet 50 – 85 %. Lannoitukset oli tehty kuusi vuotta ja yksi vuosi ennen laskeuman leviämistä (Moberg ym. 1999). Mittaukset tehtiin 12 vuotta laskeuman jälkeen. Koeala sijaitsi Länsi-Suomessa, ja sen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma oli Suomessa mitattua keskittämistä suurempi.

Ojitetun suometsän aluskasvillisuudessa  $^{137}\text{Cs}$ :n väheneminen oli 32 – 62 %, kun ravinnetarpeen mukaiset kivennäislannoitukset oli tehty 10 vuotta ennen ja kolme vuotta jälkeen Tshernobyl-laskeuman leviämisen, josta oli mittausajankohtana kulunut 12 vuotta (Moberg ym. 1999).

Lievän laskeuma-alueen metsiin voidaan viedä tuhkan mukana suunnilleen sama  $^{137}\text{Cs}$ -määrä pinta-alaa kohti kuin siellä on ennestään, eivätkä kasvillisuuden aktiivisuustasot muutu merkittävästi, kun oletetaan lannoitusvaikutuksen vähentävän kasvien cesiumin otton vähintään puoleen. Päälaskeuma-alueen puupolttoaineista saadun tuhkan siirtäminen lievien alueiden metsiin oli tutkimusajankohtana vähäistä kuljetusteknisistä ja kustannussyistä.

Poronhoitoalueen jäkäläkankaiden lannoittaminen pölymäisellä

tuhkalla voisi haitata jäkälän syömistä, koska tuhka emäksisenä ei sovi eläimille. Rakeistettua tuhkaa eläinten on helpompi välttää, koska se kulkeutuu nopeasti pois jäkäläkerroksen päältä (Kumpula 2003). Tuhkan sisältämät kemialliset aineet saattavat periaatteessa haitata jäkälän kasvua, mutta asiaa ei ole Suomessa tutkittu pitkäaikaiskokeilla. On myös havaintoja siitä, että PK-lannoitus vähentää jonkin verran jäkälän  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuutta (Moberg ym. 1999).

## 5.4 Tuhkan radionuklidien liukoisuus

### 5.4.1 Radionuklidien liukoisuus ja niiden joutuminen kasveihin

Polttoaineseoksen koostumus ja polton olosuhteet vaikuttavat tuhkan ravinteiden ja radionuklidien määriin ja myös niiden liukoisuuteen metsämaassa, eli siihen todennäköisyyteen, jolla ne siirtyvät tuhkalannoitteesta metsän ravinnekiertoon. Vaikutus kasveihin riippuu myös metsämaan kosteus- ja ravinnesuhteista sekä kaliumin ja muiden pääravinteiden lannoitusannoksesta ja maassa ennestään olevista radionuklidien määristä.

Tuhkassa radioaktiiviset aineet ovat vain osittain liukenevassa muodossa, kuten esimerkiksi kotimaisten puupolttoaineiden ja polttoaineseosten tuhkalle tehdyt uuttokokeet osoittivat aikaisemmassa tutkimuksessa (STUK-A177, 2001). Happamaan ammonium-asetattiin ( $\text{NH}_4\text{Ac}$ ) liukeni huoneenlämpötilassa uutettaessa noin puolet tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ :stä ja kolmasosa  $^{90}\text{Sr}$ :stä. Luonnon radionuklidit  $^{226}\text{Ra}$  ja  $^{232}\text{Th}$  olivat erittäin niukkaliukoisia. On todennäköistä, että ainakin osa tuhkassa olevista radioaktiivisista aineista liukenee metsään levitetystä tuhkasta hyvin hitaasti tai ei lainkaan.

### 5.4.2 Liukoisuustestit

Tässä tutkimuksessa verrattiin aikaisemmin käytettyä menetelmää, uuttoa happamalla  $\text{NH}_4\text{Ac}$ :lla (Vuorinen ja Mäkitie 1955) niin sanottuun CAT-menetelmään, joka perustuu uuttoon DTPA:lla eli dietyleeni-triamiini-pentaetikkahapolla  $\text{CaCl}_2$ -liuoksessa (European Committee for Standardization, 2001). CAT-uuttoliuos on aluksi hapan, mutta tuhkan kanssa reagoidessaan se on koko uuton ajan vahvasti emäksinen, kun taas ammonium-asetattiuutossa liuos säilyttää lievän happamuuden.

Tutkittiin puun tuhkan sisältämän  $^{137}\text{Cs}$ :n, kaliumin ( $^{40}\text{K}$ :n avulla),  $^{226}\text{Ra}$ :n ja  $^{232}\text{Th}$ :n liukoisuutta molemmilla uuttomenetelmillä. Radionuklidit

määritettiin gammaspektrometrisesti alkuperäisistä tuhkanäytteistä sekä testien jälkeen saaduista liuennutta ja liukenematonta osaa tuhkan aktiivisuudesta edustavista ositteista. Uuttoliuksen ja tuhkan määrien massat uutossa olivat useimmiten 10+1 paino-osuuksina ilmoitettuna. Tuhkan määrän vaikutusta liukoisuuteen selvitettiin välillä 10 – 150 g tuhkaa / 750 ml uuttoliuosta. Uutot tehtiin huoneenlämpötilassa, ja uuttoaika oli yksi tunti. Ammonium-asetaattiuuton pH tarkistettiin uuton puolivälissä ja palautettiin tarvittaessa lähtöarvoon 4,65. Liuos oli siten myös uuton lopussa lievästi hapan.

Radionuklidien liukoinen osuus laskettiin uuttoliukseen siirtyneestä ja alkuperäisen tuhkan aktiivisuudesta. Tuloksen epävarmuus oli <sup>137</sup>Cs:llä yleensä 6 % ja kaliumilla 6 – 8 %. Radium ja torium tutkittiin liukenemattoman tuhkakäännöksen avulla. Niiden liukoiset osuudet olivat pieniä, ja liukenevan osuuden määrittämisen epävarmuus radiumilla oli 20 – 50 % silloin kun liukoinen osuus oli  $\geq 15$  %, muuten suurempi. Toriumin liuennut osuus oli erittäin pieni, ja tuhkan alunperin pienistä aktiivisuuspitoisuuksista johtuen liukoisen osuuden määritysepävarmuudet olivat isoja.

Tutkimukseen valittiin eri puulajien kuorituhkaa ja myös metsähakkeen ja sahan sivutuotejakeiden tuhkaa. Yksittäistapauksissa polttoaine oli sisältänyt myös turvetta, lietettä tai kivihiiltä. Verrattiin myös tuhkaa ja siitä valmistettuja tuhkarakeita. Kahden uuttomenetelmän käytöllä hankittiin lisää tietoa etenkin cesiumin ja kaliumin liukoisuudesta ja menetelmän vaikutuksesta siihen. Vertailumahdollisuus aikaisemmin käytettyyn menetelmään (STUK-A 177, 2001) säilyi eri laitosten tuottamaa tuhkaa tutkittaessa.

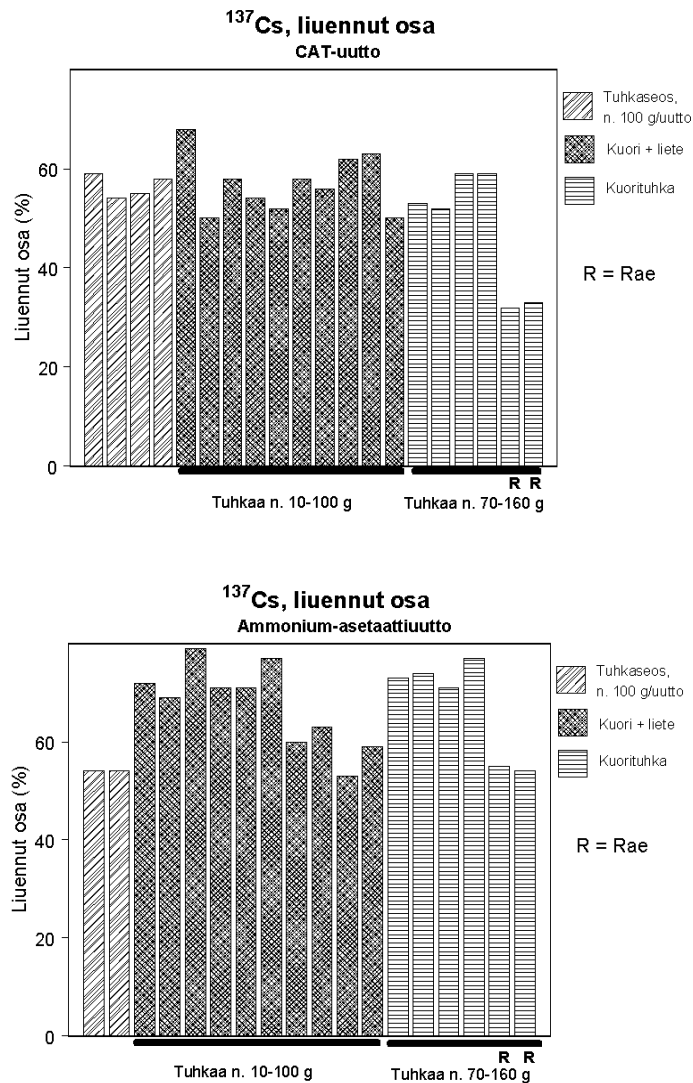
CAT-uutossa liukenevat <sup>137</sup>Cs:n osuudet olivat vähän pienempiä tai samaa suuruusluokkaa kuin NH<sub>4</sub>Ac-uutossa mutta poikkesivat kuitenkin toisistaan merkitsevästi (Kuva 5.1). Samansuuntainen oli myös <sup>40</sup>K:n liukoisuus (Kuva 5.2). Cesiumia liukeni vähän enemmän kuin kaliumia. Luonnon radionuklidia <sup>226</sup>Ra:tta liukeni NH<sub>4</sub>Ac-uutossa selvästi enemmän kuin CAT-uutossa. Toriumia ei liuennut juuri ollenkaan, eikä sille voitu osoittaa uuttomenetelmien välistä eroa (Kuvat 5.3 ja 5.4).

Rakeistaminen pienensi selvästi cesiumin liukoisuutta sekä CAT-uutossa että asetaattiuutossa (Kuvat 5.1 ja 5.5.). Kaliumin liukoisuus rakeissa oli samalla tasolla kuin tuhkassa (Kuva 5.2). Verrattaessa eri laitosten tuhkaa ja siitä valmistettuja rakeita ammonium-asetaattiuutolla cesiumilla ja kaliumilla saatiin myös vastakkaisia liukoisuuseroja (Kuva 5.5). Onkin syytä huomata toisiaan vastaavien tuhkaerien näytteenoton vaikeus rakeistamisen mittakaavassa; käsiteltävät erät ovat useita rekkakuormia, siis satoja tonneja kerralla. Tuhkan ja siitä valmistettujen rakeiden <sup>226</sup>Ra:n liukoisuudet eivät

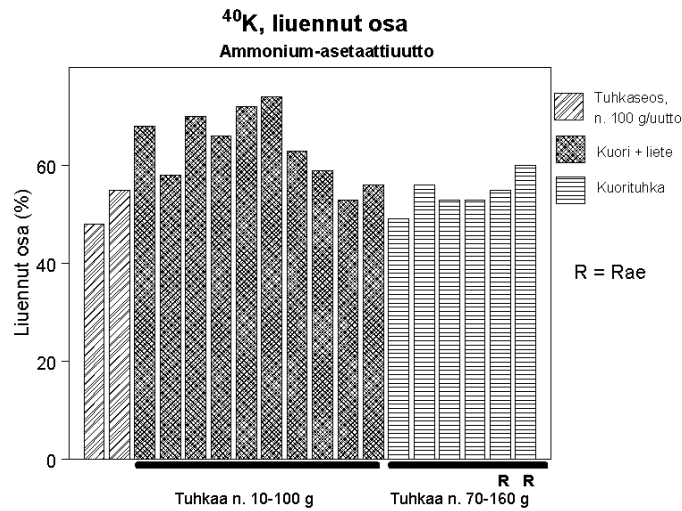
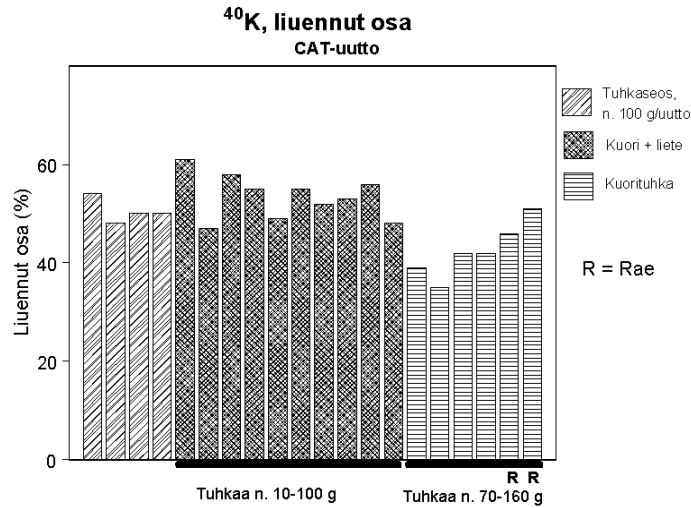


juuri poikenneet toisistaan (Kuva 5.4).

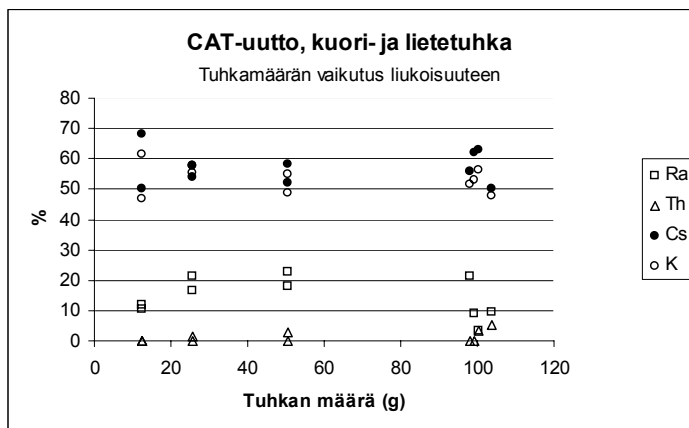
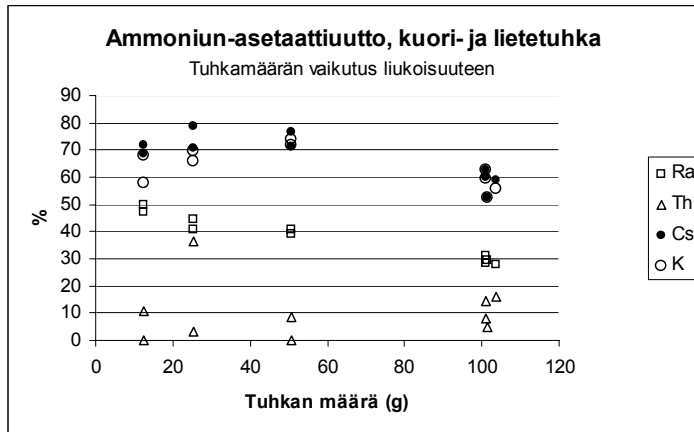
Tuhkan määrän vaikutusta liukoisuuteen testattiin vaihtelemalla 750 ml:n uuttoliuoserää kohti punnitun tuhkan määrää noin 10 grammasta 150 grammaan.  $\text{NH}_4\text{Ac}$ -uutossa cesiumin, kaliumin ja radiumin liukoisuudessa havaittiin pieni vähennys tuhkan osuuden kasvaessa (Kuva 5.3). Cesiumin ja kaliumin liukoisuus CAT-uutossa ei näyttänyt riippuvan uutetun tuhkaerän koosta (Kuvat 5.1 ja 5.3).



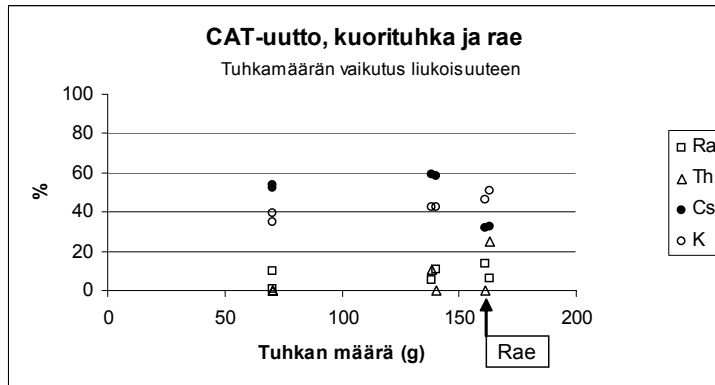
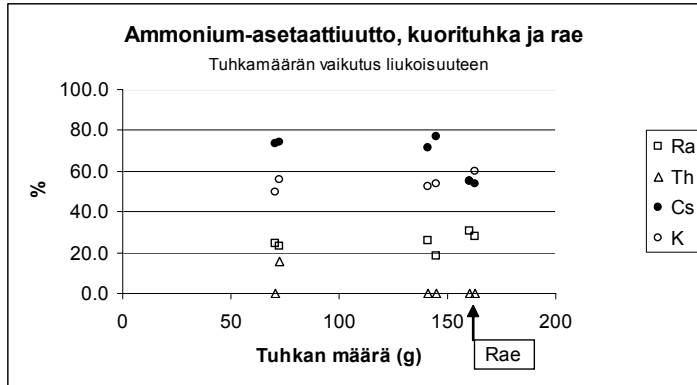
**Kuva 5.1.** Tuhkan ja tuhkarakeiden (R) sisältämän  $^{137}\text{Cs}$ :n liukoisuus kahdella uutomenetelmällä. Tuhkan määrää uutossa (g / 750 ml uuttoliuosta) vaihteli kahdella tuhkalaadulla (vrt. kuvan selitteet; kasvusuunta kuvassa vasemmalta oikealle).



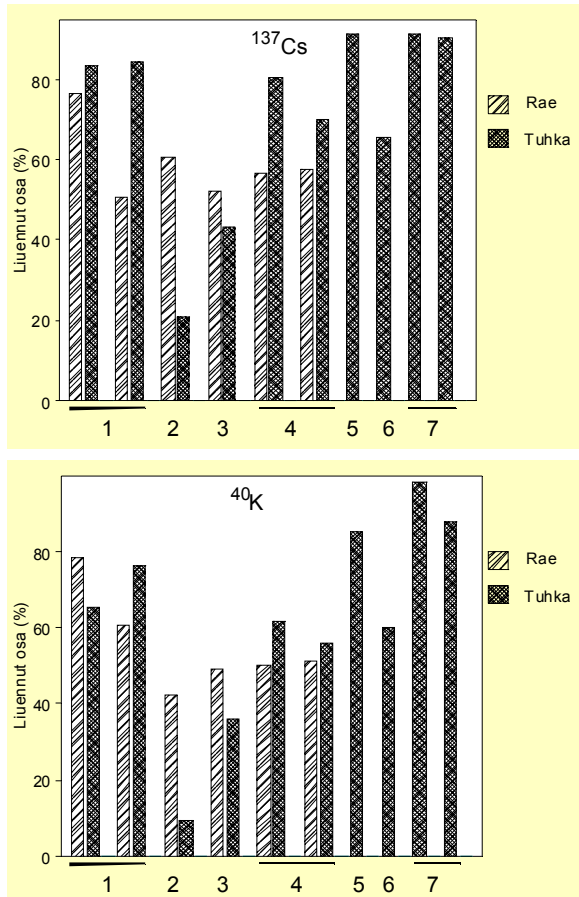
**Kuva 5.2.** Tuhkan ja tuhkarakeiden (R) sisältämän  $^{40}\text{K}$ :n liukoisuus kahdella uuttomenetelmällä. Tuhkan määrää uutossa (g tuhkaa / 750 ml uuttoliuosta) vaihteli kahdella tuhkalaadulla (vrt. kuvan selitteet; kasvusuunta kuvassa vasemmalta oikealle).



**Kuva 5.3.** Kahden uutomenetelmän ja uutettavan tuhkamäärän (g tuhkaa / 750 ml uuttoliuosta) vaikutus eri radionuklidien liukoisuuteen.



**Kuva 5.4.** Kuorituhkan ja siitä valmistettujen rakeiden radionuklidien liukoisuus  $\text{NH}_4\text{Ac}$ -uutossa ja CAT-uutossa erilaisilla tuhkamäärillä (g tuhkaa / 750 ml uuttoliuosta).



**Kuva 5.5.** Lentotuhkan ja siitä valmistettujen rakeiden  $^{137}\text{Cs}$ :n ja  $^{40}\text{K}$ :n liukoisuus  $\text{NH}_4\text{Ac}$ -uutossa. Tuhkan ja siitä valmistettujen rakeiden testaustulokset on esitetty pareittain, ja samoja laitoksia edustavat tulokset on kuvissa osoitettu samalla numerolla. Kiinteiden polttoaineiden koostumus vaihteli näytteenottoajankohtana laitoksittain seuraavasti:

1. Pääasiassa koivun (80 %) ja havupuun (20 %) kuorta ja vajaa 4% jäteveden puhdistamon lietettä (kuiva-aineen osuudet).
2. Tuhka- ja raenäytettä vastasivat erilaiset polttoaineseokset. Kuorta, purua ja haketta (pääosin kuusta) noin 50 % (rae) ja 60 % (tuhka); turvetta vastaavasti noin 10 % ja vajaa 20 %. Molemmissa näytteissä lisäksi lietettä ja pieni määrä pakkausmateriaaleja. Raetuhkan polttoaineessa lisäksi noin 2,5 % hiiltä.
3. Kuorta ja purua noin 75 % (kuusta, mäntyä, vähän koivua), hiiltä noin 12 %, loput turvetta.
4. Kuorta yhteensä 90 % (kuusi noin 50 %, koivua, mäntyä), loput turvetta.
5. Kuorta ja sahateollisuuden haketta (100 % kuusipuuta).

Kenttäolosuhteissa liukeneminen voi poiketa laboratoriotestin tuloksista, eikä useimmiten melko suurella kiinteän aineen osuudella (noin 10 %) tehty uutto välttämättä anna oikeaa kuvaa cesiumin ja kaliumin liukenemisesta metsämaassa pitkällä aikavälillä. Myöskään rakeiden ja pölymäisen tuhkan melko samanlainen liukoisuus laboratorio-olosuhteissa ei sulje pois sitä, että tuhkarakeiden lannoitusvaikutus ja myös radionuklidien liukeneminen maastossa alkavat viiveellä pölymäiseen tuhkaan verrattuna. Tuhkassa havaittava usean radionuklidin (Ra, Th, Cs, K) niukkaliukoinen osa on todennäköisesti pitkään poissa kasvien ravinnekierrosta.

Poltettaessa puun ohella massateollisuuden vedenpuhdistuksen lietettä pohjatuhkan cesiumin ja kaliumin liukoisuus pieneni aikaisemmassa tutkimuksessa (STUK-A177, 2001). Vertailupolttoaine tässä tutkimuksessa sisälsi lietettä keskimäärin vain 6 %, ja sen vaikutus peittyy seitsemän eri laitoksen tuhkan ja rakeiden liukoisuusvertailussa tuhkan muista ominaisuuksista johtuviin eroihin (Kuva 5.5).

Hankkeen aikana tehdyt liukoisuustestit vahvistavat edeltävän tutkimuksen (STUK-A177, 2001) tuloksen, jonka mukaan  $^{137}\text{Cs}$ :n liuetessa puun tuhkasta sitä seuraa likimain samassa suhteessa tuhkan kaliumia. Tämä kaliumlisä aiheuttaa tuhkan muiden liukoisten ravinteiden ohella vaikuttaessaan kasvien cesiumin oton merkittävää vähenemistä. Tuhkasta liukeneva kalsium taas vähentää maan happamuutta ja samalla todennäköisesti maa-alkaleihin kuuluvien radio-isotooppien (Sr, Ra) ja muiden maan happamuuteen samantapaisesti reagoivien alkuaineiden siirtymistä metsäkasveihin.

## 5.5 Tuhkalannoituksen aiheuttama ulkoinen säteily metsissä

Metsiin levitetyn tuhkan gammasäteily voi suurentaa metsissä liikkuvan väestön, kuten metsätyöntekijöiden saamaa ulkoisen säteilyn annosta. Tuhkan ravinteet taas voivat vähentää puuston ja edelleen puutavaran radioaktiivisuutta vuosien kuluessa, vaikka tuhkan sisältämät radioisotoopit joutuvatkin osittain metsikön ravinnekiertoon. Kun tuhkalannoitus vähentää radioisotooppien kertymistä puustoon, myös metsätalouden lopputuotteista, esimerkiksi puutaloissa asumisesta aiheutuva säteilyaltistus vähenee.

Tshernobyl-laskeuman alueella Suomessa tuhkan radionuklideista  $^{137}\text{Cs}$  aiheuttaa suurimman ulkoisen annosnopeuden tuhkalannoituksen jälkeen. Lievimmän laskeuman alueilla tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuus on erittäin pieni, ja kaliumin isotooppi  $^{40}\text{K}$  on siellä tärkein ulkoisen annoksen aiheuttaja lannoituksen yhteydessä ruotsalaisen arvion mukaan (Ravila ja Holm 1996). Suomessa kuitenkin uraanisarjaan kuuluva  $^{226}\text{Ra}$  voi olla joissakin tuhkaerissä merkittävämpi kuin kalium.

Metsien tuhkalannoituksen jälkeen yleisölle aiheutuu säteilyaltistusta kohtalaisen pienistä tuhkamääristä. Metsien virkistyskäytön yhteydessä väestön altistumisajat ovat lyhyitä. Nykyisessä Tshernobyl-onnettomuuden jälkeisessä laskeumatilanteessa tuhkalannoituksesta aiheutuvan ulkoisen säteilyn annokset ovat pieniä.

Tuhkan radionuklidien aiheuttaman ulkoisen annoksen suuruusluokkaa havainnollistaa esimerkiksi, jossa puun tuhkaa käytetään lannoitukseen  $5000 \text{ kg ha}^{-1}$ . Tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuden oletetaan olevan  $10\,000 \text{ Bq}$  kilossa kuiva-ainetta, mikä on lähellä tutkimuksessa havaittua maksimipitoisuutta. Tällöin maaperään lisätään  $^{137}\text{Cs}$ :ää  $5000 \text{ Bq m}^{-2}$ . Lisäys vastaa Tshernobyl-laskeuman aktiivisuutta lievimmällä laskeumavyöhykkeellä Suomessa (kartta luvussa 1). Ulkoisen annosnopeuden lisäys on tuhkalannoituksen jälkeen  $6,6 \text{ nGy h}^{-1}$  (Arvela 1988, Jacob ym. 1990, Golikov ym. 1999).

Luonnollista alkuperää olevien radionuklidien  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  aktiivisuuspitoisuudet tuhkassa aiheuttavat esimerkin tuhkamäärällä ( $0,5 \text{ kg m}^{-2}$ ) likimain saman annosnopeuden kuin noin  $1000 \text{ Bq }^{137}\text{Cs}$  kilossa tuhkaa, eli  $0,6 \text{ nGy h}^{-1}$ . Keskimääräinen maaperän luonnollisen radioaktiivisuuden aiheuttama annosnopeus Suomessa on  $71 \text{ nGy h}^{-1}$  (Arvela ym. 1995). Ajan kuluessa ulkoinen annosnopeus maahan tuhkan mukana lisätyistä radionuklideista vähenee sitä mukaa kuin aineet kulkeutuvat maassa hitaasti alaspäin. Näin myös sinänsä pieni lisäys erittäin pitkäikäisistä luonnon radionuklideista vaimenee vuosien kuluessa. Annos  $^{137}\text{Cs}$ :stä vähenee lisäksi radioaktiivisen hajoamisen johdosta.

Esimerkin metsikössä 1500 tuntia vuodessa työskentelevä henkilö saisi oletetusta tuhkan radioaktiivisuudesta  $0,008 \text{ mSv}$  annoslisän ensimmäisenä vuonna. Annos on 2 % maaperän luonnollisista radionuklideista saatavasta vuosiannoksesta Suomessa. Tshernobyl-laskeuman  $^{137}\text{Cs}$  aiheutti maassamme vuonna 2000 keskimäärin  $0,04 \text{ mSv}$ :n vuosiannoksen, kun sekä ulkoinen että sisäinen säteilyannos otetaan huomioon. Enimmillään edellä oletettu tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus aiheuttaisi ulkoista annosta metsätyöntekijälle alle neljäsosan tästä annoksesta. Metsän virkistyskäytön yhteydessä (oletettu oleskeluaika metsässä  $120 \text{ h a}^{-1}$ ) tuhkalannoitus aiheuttaisi väestölle vastaavasti enintään  $0,0006 \text{ mSv}$ :n vuosiannoksen.

Sekä metsätyöntekijöiden että muun väestön altistustilanne on analoginen tuhkan käytölle maanrakentamiseen yms. (ST 12.2, 2003). Säteilyaltistuksen toimenpidearvo on tällöin  $0,1 \text{ mSv}$  vuodessa. Edellä esitetyt annosarviot ovat toimenpidearvoon verrattuina vähäisiä, erityisesti jos esimerkin tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus korvataan tutkimuksessa havaituilla yleensä pienemmillä aktiivisuuspitoisuuksilla.

## 5.6 Tuhkalannoituksen vaikutus elintarvikkeista saatavaan säteilyannokseen

Maassa liukenevassa muodossa olevat radionuklidit kulkeutuvat ravinteiden mukana osittain kasveihin ja sieniin sekä niistä edelleen muun muassa riistaeläimiin. Ihminen saa sisäistä säteilyannosta marjojen, sienten ja riistanlihan sekä mahdollisten muiden metsän antimien kautta. Tuhkan ravinteet lieventävät sekä tuhkan mukana lisättyjen että maassa ennestään olevien  $^{137}\text{Cs}$ :n,  $^{90}\text{Sr}$ :n ja eräiden luonnon radio-isotooppien siirtymistä kasveihin useiden vuosien, jopa vuosikymmenien aikana (STUK-A177, 2001).

Puun tuhkan ravinnepitoisuus ei voi olla niin pieni, ettei muutaman tuhkatonnin levittämällä hehtaarille olisi lainkaan lannoitusvaikutusta metsäkasvillisuuteen. Tällaista tuhkaa voi syntyä ainoastaan, jos puun osuus seospoltossa on erittäin pieni, eikä tapaus siten kuulu puun tuhkan yhteyteen. Tuhkalannoitus vähentää useimmissa tapauksissa sisäistä annosta metsäntuotteiden  $^{137}\text{Cs}$ :stä. Vähennys on Tshernobyl-onnettomuuden päälaskeuma-alueella Suomessa selvästi suurempi kuin väestön annoslisä ulkoisesta säteilystä tuhkalannoituksen jälkeen.

Poronhoitoalueen jäkäläkankaiden lannoittamisesta pölymäisellä tuhkalla voisi olla kemiallisia haittoja eläimille. Potentiaalisia annosvaikutuksia ihmiselle ei ole tässä tutkimuksessa arvioitu.

Pitkäikäinen laskeuman keinotekoinen radionuklidi  $^{90}\text{Sr}$  lähettää vain beetasäteilyä eikä siten aiheuta ulkoista säteilyä. Laskeuman mukana levinnyt  $^{90}\text{Sr}$  kulkeutuu kohtalaisen helposti maasta kasveihin. Aktiivisuuspitoisuuden keskiarvo aikaisemman tutkimuksen 47 tuhkanäytteelle (etupäässä lentotuhkanäytteitä) oli  $570 \text{ Bq kg}^{-1}$ , ja suurin havaittu pitoisuus oli  $1660 \text{ Bq kg}^{-1}$ . Strontiumin liukoisuus ammonium-asetattiutossa oli keskimäärin 36 % (STUK-A177, 2001). Radioaktiivinen strontium diskriminoituu eläimen aineenvaihdunnassa tehokkaasti, eikä sitä yleensä kulkeudu mainittavasti lihaskudokseen. Tämä vähentää havaittujen tuhkan  $^{90}\text{Sr}$ -pitoisuuksien vaikutusta riistanlihan kautta saatavaan säteilyannokseen. Myös sienten ja marjojen strontiumin otto on vähäistä, ja keräilytuotteista lähinnä vain yrttien ja vastaavien metsäkasvien  $^{90}\text{Sr}$  voi lisätä jonkin verran niitä runsaasti käyttävien henkilöiden sisäistä säteilyaltistusta. Pääasialliset  $^{90}\text{Sr}$ :n lähteet suomalaisten ruokavaliossa ovat vilja, kasvikset ja maito, joihin verrattuna tuhkasta metsäntuotteisiin joutuneen  $^{90}\text{Sr}$ :n merkitys väestön säteilyaltistukselle on erittäin vähäinen (STUK-A78, 1991).



## 5.7 Tuhkalannoitus ja säteilyaltistuksen rajoittamistarve

Metsään levitetty ravinnesisällöltään merkittävä annos puun tuhkaa tulee Tshernobyl-laskeuman leviämisalueella Suomessa useimmiten vähentämään metsäntuotteiden radioaktiivisuutta siitä, mikä se olisi ilman tuhkalisäystä. Tutkimuksessa havaittua aktiivisuustasoa olevien tuhkien käyttöä metsien lannoitukseen ei siten ole tarvetta rajoittaa. Jos halutaan varmistaa se, että säteilyaltistus ei lisäänty myöskään lievimmän Tshernobyl-laskeuman alueilla, puun tuhkan mukana lisättävän  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuden pinta-alayksikköä kohti tulisi olla enintään maassa ennestään olevan  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuden luokkaa.

Seospoltossa syntyvä tuhka sisältää usein vähemmän kaliumia ja muita kasviravinteita kuin pelkästään puun tuhka. Siten esimerkiksi Tshernobyl-laskeuman  $^{137}\text{Cs}$ :ää sisältävästä turpeesta voi kertyä tuhkaan yhtä kaliumgrammaa kohti enemmän radioaktiivista cesiumia kuin puusta.

Suomea koskeva arviointi tuhkalannoituksen vaikutuksesta väestölle aiheutuvaan säteilyannokseen perustuu oletukseen, että metsien lannoitukseen käytetään nimenomaan puun tuhkaa, jossa radioaktiivisen cesiumin ja muiden radio-isotooppien kertymistä kasveihin lieventää mahdollisimman suuri pääravinteiden pitoisuus. Sisäisen säteilyannoksen nettomuutos määräytyy myös siitä, mikä on maassa ennestään olevan ja lannoitteen mukana lisätyn  $^{137}\text{Cs}$ :n aktiivisuuksien suhde. Ulkoisen annoksen lisäys on sitä suurempi, mitä enemmän  $^{137}\text{Cs}$ :ää sisältyy tuhka-annokseen, jolla haluttu metsämaan ravinnelisäys saavutetaan. Tuhkan radioaktiivisuuden lisäksi tulee siksi myös sen laatu ottaa huomioon, kun harkitaan metsien tuhkalannoituksen mahdollista rajoittamista erityistapauksissa. Aikaväli, jolla tuhkalannoituksen säteilyvaikutuksia arvioidaan, tulee olla riittävän pitkä. Lannoitus pienentää kasvien radioaktiivisuutta useiden vuosien, jopa vuosikymmenien ajan. Tuhkalannoituksen vaikutus sisäiseen ja ulkoiseen säteilyannokseen yhteensä on Tshernobyl-laskeuman alueella Suomessa useimmiten säteilyaltistuksen pieneneminen.

## 6 Tuhkan aktiivisuuden sekä tuhkan käsittelyn ja käytön säteilyturvallisuuden arviointi

Hankkeen tulosten perusteella kehitettiin menetelmä, jolla puupolttoaineita käyttävät laitokset voivat arvioida syntyvän tuhkan radioaktiivisuutta ja ottaa tarvittaessa huomioon sen aiheuttaman säteilyaltistuksen (Kuva 6.1). Kappaleissa 6.1–6.3 esitetään, kuinka poltossa syntyvän tuhkan aktiivisuutta voidaan karkeasti arvioida ilman aktiivisuusmittauksia. Kappaleessa 6.4 käsitellään lyhyesti työntekijöiden säteilyannoksen toimenpidearvon (1 mSv/v) toteutumista puuta polttavilla laitoksilla. Kappaleessa 6.5 esitetään, miten voidaan määrittää riittävä peitemaakerroksen paksuus, jotta aktiivisuusindeksin arvon 1 ylittävää tuhkaa voidaan käyttää esimerkiksi maantäyttöön.

Ohjattaessa tuhkaa hyötykäyttöön on tuhkan tuottajalla velvollisuus tarvittaessa tiedottaa tuhkan aktiivisuudesta sen käyttäjälle. Tuhkan käyttäjä vastaa siitä, että käytettävä materiaali ei ylitä säteilyaltistuksen toimenpidearvoa (0,1 mSv/v) kyseisellä käyttötavalla.

### 6.1 Puun tuhkan aktiivisuuden arviointi

Tshernobylin onnettomuuden aiheuttaman  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman määrä puun kasvupaikalla on tärkein puun tuhkan radioaktiivisuuteen vaikuttava tekijä. Kuntakohtaiset laskeumavyöhyketiedot ovat saatavilla Säteilyturvakeskuksen Internet-sivuilla ([www.stuk.fi/säteily\\_ja\\_ihminen](http://www.stuk.fi/säteily_ja_ihminen)). Metsähakenäytteistä määritetty  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman ja tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden välinen keskimääräinen siirtokerroin oli 580 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>) (Kappale 2.5). Hakenäytteistä 90 %:lle siirtokerroin oli alle 1200 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>). Luonnon radionuklidien ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ) pitoisuuksien voidaan arvioida olevan karkeasti ottaen yhtä suuria eri tuhkissa.

Taulukon 6.1 keskimääräisessä arviossa tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on laskettu siirtokertoimella 580 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>) ja luonnon nuklidien aiheuttamaksi lisäykseksi tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksiin  $I_4$  on oletettu 0,07, joka oli mitattujen tuhkanäytteiden keskiarvo. Konservatiivisessa arviossa  $^{137}\text{Cs}$ :n siirtokerroin on 1200 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>) ja luonnon nuklidien lisäys indeksi  $I_4$ :ään on suurin tuhkanäytteissä havaittu, eli 0,16. Kummassakin tapauksessa tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on laskettu laskeumavyöhykkeen keskimääräisen laskeuman mukaan. Esimerkiksi laskeumavyöhykkeelle 1 keskimääräinen arvio tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudesta ja indeksin arvosta on laskettu seuraavasti:

$$^{137}\text{Cs}\text{-pitoisuus} = \frac{0+4}{2} \cdot 580 \approx 1200 \text{ Bq/kg}$$

Tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi on

$$I_4 = \frac{C_{\text{Th}}}{3000} + \frac{C_{\text{Ra}}}{4000} + \frac{C_{\text{K}}}{50000} + \frac{C_{\text{Cs}}}{10000}$$

jolloin

$$I_4 = \frac{1200}{10000} + 0,07 = 0,19$$

**Taulukko 6.1.** Arvioitu puun tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus ja tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksin  $I_4$  arvo.

$^{137}\text{Cs}$ - laskeuma- vyöhyke	$^{137}\text{Cs}$ - laskeuma, kBq/m <sup>2</sup> v. 2002	$^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus tuhkassa, Bq/kg keskimääräinen konservatiivinen		$I_4$ keskimääräinen konservatiivinen	
1	0 – 4	1 200	2 400	0.19	0.40
2	4 – 8	3 500	7 200	0.42	0.88
3	8 – 16	7 000	14 000	0.77	1.6
4	16 – 32	14 000	29 000	1.5	3.1
5	32 – 55	25 000	52 000	2.6	5.4

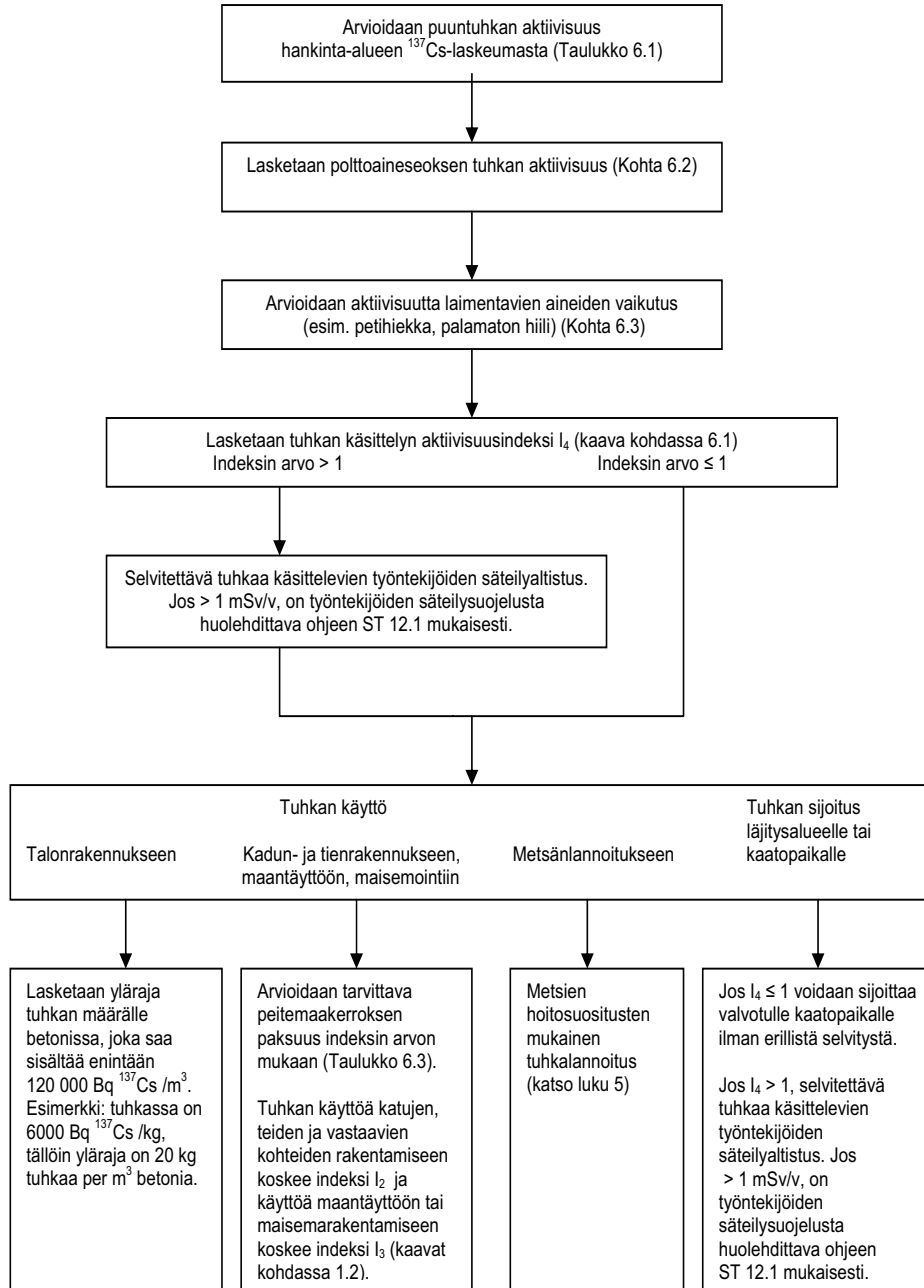
Yksittäisten tuhkaerien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus saattaa poiketa hyvinkin paljon taulukon 6.1 arvioista, eikä konservatiivinen arvio ole ehdoton yläraja. Satunnainen vaihtelu häviää (mutta mahdolliset systemaattiset virheet jäävät) kun tarkastellaan suurta tuhkamäärää, kuten suuren laitoksen vuosituotantoa. Hakenäytteisiin perustuvat taulukon 6.1 arviot voivat sisältää huomattavaa systemaattista virhettä kun niitä sovelletaan muihin puupolttoaineisiin. Arvion yleistäminen muille kuin metsähakkeille perustuu luvun 2 havaintoon, jonka mukaan samalta alueelta hankitun purun ja kuoren tuhkat olivat suunnilleen yhtä aktiivisia, ja nämä olivat yhtä aktiivisia kuin samansuuruisen laskeuman alueelta hankittujen hakkeiden tuhkat.

### Esimerkki

Laitoksen käyttämästä puupolttoaineesta 70 % on peräisin 3. laskeumavyöhykkeeltä, 20 % 4. vyöhykkeeltä ja 10 % 5. vyöhykkeeltä. Laitoksen tuottaman puuntuhkan käsittelyn indeksi  $I_4$  on arvioiden mukaan

$$I_4 \text{ (keskimääräinen)} = 0,7 \cdot 0,77 + 0,2 \cdot 1,5 + 0,1 \cdot 2,6 = \mathbf{1,1}$$

$$I_4 \text{ (konservatiivinen)} = 0,7 \cdot 1,6 + 0,2 \cdot 3,1 + 0,1 \cdot 5,4 = \mathbf{2,3}$$



**Kuva 6.1.** Tuhkan aktiivisuuden sekä tuhkan käsittelyn, käytön ja sijoituksen säteilyturvallisuuden arviointi

Laitosten tuottamien tuhkien aktiivisuus voi olla huomattavasti pelkälle puupolttoaineelle laskettuja arvioita pienempi, koska tuhkassa oleva muu kuin puun epäorgaanisesta aineesta peräisin oleva materiaali yleensä pienentää aktiivisuutta (Kappaleet 6.2–6.3). Aktiivisuusarvion tarkkuuden voi varmistaa tuhkan näytemittauksilla.

## 6.2 Seospolttoaineen tuhkan aktiivisuuden arviointi

Seospolttoaineen tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuutta voidaan arvioida ottamalla tuhkamäärillä painotettu keskiarvo eri osapolttoaineiden tuhkien  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksista (kappaleen 3 esimerkki). Tshernobylin  $^{137}\text{Cs}$ -laskeumalle on puun ohella ollut alttiina lähinnä turve. Turpeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet ovat pienempiä kuin puun, ellei turve ole peräisin tuotantoalueen pintakerroksesta, johon laskeuma pääosin jäi. Vuoden 1994 polttoturvetuotannosta alle neljännes suokohtaisista turvetuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksista ylitti 1000 Bq/kg (STUK-A143, 2000). Viiden suon turvetuhkan aktiivisuus ylitti 4000 Bq/kg, ja suurin pitoisuus oli noin 13000 Bq/kg. Luonnon nuklidien osuus turvetuhkan käsitellyn aktiivisuusindeksiin  $I_4$  oli yleensä alle 0,1 eikä se siis poikkeaa ratkaisevasti puuntuhkasta. Fossiiliset polttoaineet sisältävät luonnon nuklideja mutta eivät  $^{137}\text{Cs}$ :ää.

### Esimerkki:

Seospoltossa metsätähdehakkeen osuus on 60 % ja turpeen osuus 40 % polttoaineen kuivapainosta. Hakkeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on 300 Bq/kg ja tuhkapitoisuus 3 %. Turpeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on 50 Bq/kg ja tuhkapitoisuus 5 %. Erikseen poltettuna tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olisivat 10000 Bq/kg (metsätähdehake) ja 1000 Bq/kg (turve). Seospolton tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus yhtälön 3.1 avulla laskettuna on

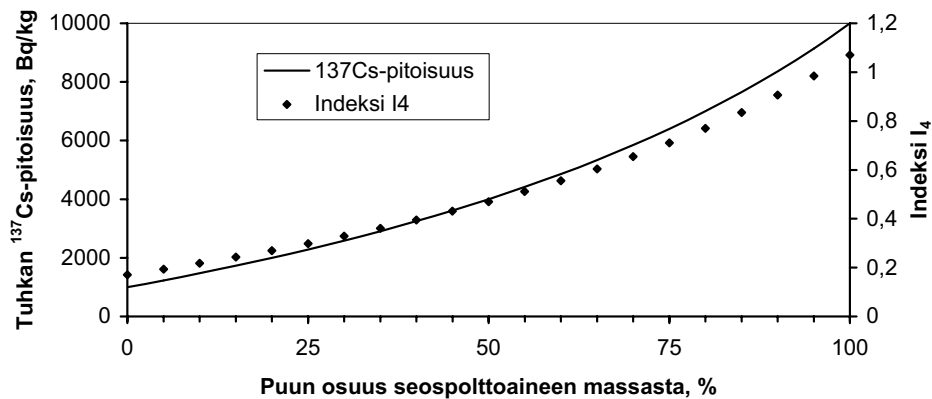
$$^{137}\text{Cs}\text{-pitoisuus} = \frac{0,6 \cdot 300 + 0,4 \cdot 50}{0,6 \cdot 0,03 + 0,4 \cdot 0,05} = 5263 \text{ Bq/kg.}$$

Kuvassa 6.2 on oletetuilla pitoisuuksilla laskettu esimerkki siitä, miten puun osuus seospolttoaineessa vaikuttaa seostuhkan aktiivisuuteen. Puun massaosuuden kasvaessa indeksi  $I_4$ :n arvo nousee hieman vähemmän kuin tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus, koska puun ja turpeen tuhkan luonnon nuklidien pitoisuus on oletettu samaksi. Esimerkiksi puupolttoaineen osuuden ollessa 25 % on sen osuus tuotetusta tuhkasta

$$\text{Tuhkasta puuperäistä} = \frac{0,25 \cdot 0,025}{0,25 \cdot 0,025 + 0,75 \cdot 0,05} = 14,3\%$$

$$\text{ja tuhkan } ^{137}\text{Cs-pitoisuus} = 0,143 \cdot 10000 + (1 - 0,143) \cdot 1000 = 2286 \text{ Bq/kg}$$

$$\text{sekä edelleen } I_4 = \frac{2286}{10000} + 0,07 = 0,3.$$



**Kuva 6.2** Puun ja turpeen seostuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus ja tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksin  $I_4$  arvo, jos puun tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on 10 000 Bq/kg ja puun tuhkapitoisuus 2,5 % sekä turpeen tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on 1000 Bq/kg ja turpeen tuhkapitoisuus 5 %.

### 6.3 Tuhkan poltossa päätyvät aktiivisuutta laimentavat aineet

Kappaleessa 6.1 esitetty puupolttoaineen tuhkan aktiivisuusarvio perustui hakenäytteisiin, jotka tuhkistettiin laboratorio-olosuhteissa siten, että niihin ei palamatonta hiiltä juurikaan jäänyt (kuudesta tuhkasta mitattu kokonaishiilipitoisuus oli suurimmillaan 5.15 %). Kappaleessa 6.1 esitetty arvio onkin tarkoitettu tuhkalle, jossa ei ole merkittävästi palamatonta hiiltä (kuten arinapoltossa), petihiekkaa (leijupoltossa lähinnä pohjatuhka) tai muuta aktiivisuutta laimentavaa materiaalia.

Jos tuhkassa on palamatonta hiiltä tai muuta ei-aktiivista ainetta merkittävästi, voidaan arvioitu  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus ja indeksi  $I_4$ :n arvo kertoa tekijällä  $1 - C/100$ , missä  $C$  on ei-aktiivisen aineen pitoisuus tuhkassa prosentteina.

Petihiekan osalta vastaava vähennys voidaan tehdä  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuteen, mutta ei luonnon nuklidien pitoisuuteen, koska niitä on hiekassa suunnilleen saman verran kuin puun tuhkassa.

**Esimerkki:**

Polttoaineen tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on 12 000 Bq/kg. Leijupetipoltossa lentotuhkasta 10 % ja pohjatuhkasta 95 % on peräisin petihiekasta. Loppuosa tuhkasta on peräisin polttoaineesta. Luonnon nuklidit aiheuttavat sekä petihiekan että polttoaineen tuhkan käsittelyn indeksin arvoon lisäyksen, joka on 0,07. Arviot leijupolton tuhkien käsittelyn aktiivisuusindekseistä ovat:

$$\text{Lentotuhka: } I_4 = \left(1 - 10/100\right) \frac{12000}{10000} + 0,07 = 1,15$$

$$\text{Pohjatuhka: } I_4 = \left(1 - 95/100\right) \frac{12000}{10000} + 0,07 = 0,13.$$

## 6.4 Säteilyaltistuksen toimenpidearvon toteutuminen tuhkan käsittelyssä

Jos tuhkan käsittelyn aktiivisuusindeksi  $I_4$  on suurempi kuin 1, edellyttää tuhkan käsitteleminen selvitystä siitä, että työntekijöiden vuosittainen säteilyannos on pienempi kuin toimenpidearvo 1 mSv. Jos työntekijän säteilyannos on tätä suurempi, tulee säteilyaltistusta vähentää ohjeen ST 12.1 mukaisesti. Ulkoisesta säteilystä aiheutuvaa altistusta voidaan tehokkaasti rajoittaa järjestämällä työt siten, että radioaktiivisia aineita sisältävän materiaalin välittömässä läheisyydessä työskennellään mahdollisimman lyhyitä aikoja (ST 12.1, 2000).

Kun tuhkan käsittelyn indeksi on 1, on sen laskettu aiheuttavan työntekijälle 1 mSv:in säteilyannoksen, jos työntekijä käsittelee tuhkaa kokopäivätoimisesti (1500 tuntia vuodessa) ja oleskelee jatkuvasti suurehkon tuhkakerroksen päällä tai läheisyydessä.

Tuhkan käsittelyn indeksin vuosikeskiarvo voi olla yli 1 lähinnä pienillä laitoksilla, jotka käyttävät laskeumavyöhykkeiden 4 ja 5 puupolttoaineita sekoittamatta joukkoon merkittävästi turvetta tai muuta  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuutta laimentavaa polttoainetta. Pienissä laitoksissa työntekijän säteilyannoksen

toimenpidearvo tuskin ylittyy, koska tuhkan käsittely ei ole kokopäivätoimista, eivätkä tuhkamäärät ole niin suuria kuin on indeksin oletuksena. Suurilla laitoksilla osa polttoaineesta lienee väistämättä joko pienemmän laskeuman alueilta, tai muuta kuin puupolttoaineita.

## 6.5 Säteilyä vaimentavan peitemaakerroksen paksuuden arviointi

Tuhkan käyttöä katujen, teiden ja vastaavien kohteiden rakentamiseen koskee aktiivisuusindeksi  $I_2$  ja käyttöä maantäyttöön ja maisemointiin koskee indeksi  $I_3$ . Jos tuhkan käsittelyn indeksi  $I_4$  on määritetty, saadaan muille indekseille melko tarkat likiarvot seuraavasti:

$$I_2 = 6 \cdot I_4$$

$$I_3 = 2 \cdot I_4.$$

Taulukossa 6.2 on esitetty indeksien  $I_2$  ja  $I_3$  arviot puuntuhkalle. Keskimääräinen ja konservatiivinen arvio on tehty samoilla oletuksilla kuin taulukossa 6.1.

**Taulukko 6.2.** Aktiivisuusindeksien  $I_2$  ja  $I_3$  arviot puuntuhkalle ilman peittävää kerrosta. Laitosten tuottamien tuhkien indeksien arvot voivat olla huomattavasti tässä esitettyjä pelkälle puuntuhkalle laskettuja arvioita pienempiä (katso kappaleet 6.2–6.3).

<sup>137</sup> Cs-laskeumavyöhyke	<sup>137</sup> Cs-laskeuma, kBq/m <sup>2</sup> v. 2002	Kadun ja tien rakentaminen, $I_2$		Maarakentaminen, $I_3$	
		keskimääräinen	konservatiivinen	keskimääräinen	konservatiivinen
1	0 – 4	1.1	2.4	0.38	0.8
2	4 – 8	2.5	5	0.8	1.8
3	8 – 16	5	9	1.5	3.1
4	16 – 32	9	18	2.9	6
5	32 – 55	15	32	5	11

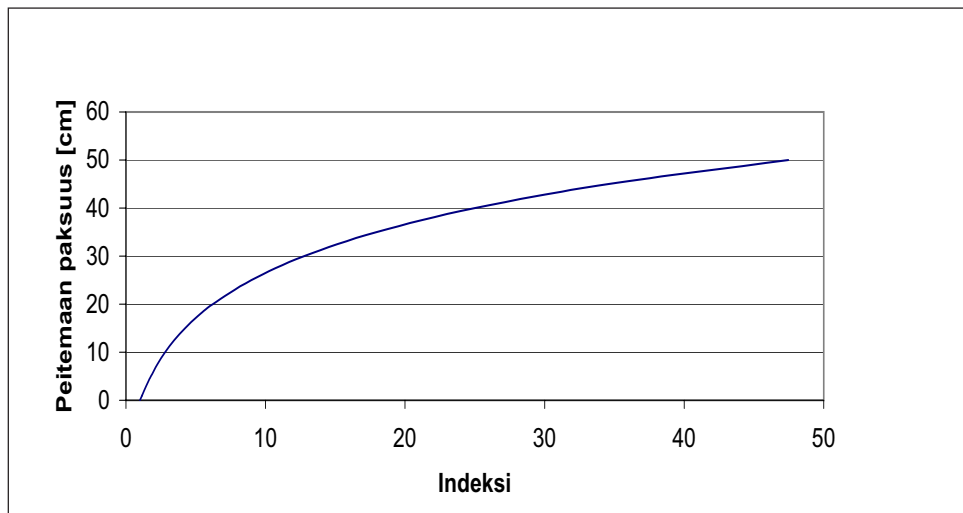
Jos aktiivisuusindeksin arvo on 1 tai pienempi, tuhkan käytölle ei ole radioaktiivisuudesta johtuvia rajoituksia. Jos indeksin arvo on suurempi kuin 1, tulee tuhkan sijoittamisesta tehdä erillinen selvitys. Indeksien ylittäessä arvon 1 tuhkaa voidaan käyttää, jos voidaan osoittaa että säteilyaltistus käyttökohteessa on toimenpidearvoa (0,1 mSv/v) vähäisempää. Käytettäessä tuhkaa kadun- tai tienrakentamiseen, maantäyttöön tai maisemarakentamiseen väestön säteilyaltistuksen toimenpidearvo 0,1 mSv/v voidaan alittaa peittämällä



tuhka riittävän paksulla maa- tai sorakerroksella. Taulukossa 6.3 ja kuvassa 6.3 on esitetty eräitä indeksin arvoja vastaavan riittävän peitemaakerroksen paksuus. Kappaleessa 4.4 ja liitteessä 3 on esitetty tarkempia esimerkkejä indeksien laskemisesta ja peitemaan paksuuden määrittämisestä.

**Taulukko 6.3.** Peitemaan paksuuden määrittäminen, kun tiedetään tuhkan aktiivisuusindeksin arvo. Peitemaan tiheys on  $1,5 \text{ g/cm}^3$ .

Indeksin ( $I_2$ tai $I_3$ ) arvo	Tarvittavan maakerroksen paksuus, cm
1.0	0
1.8	5
2.8	10
4	15
6	20
9	25
13	30
18	35
24	40
33	45
45	50



**Kuva 6.3.** Peitemaan paksuuden määrittäminen, kun tiedetään tuhkan aktiivisuusindeksin arvo. Peitemaan tiheys on  $1,5 \text{ g/cm}^3$ .

## 7 Johtopäätökset

Hankkeessa kehitettiin menetelmä, jolla puupolttoaineita käyttävät laitokset voivat arvioida syntyvän tuhkan radioaktiivisuutta ja ottaa tarvittaessa huomioon sen aiheuttaman säteilyaltistuksen tuhkan käsittelyn, varastoinnin ja hyötykäytön yhteydessä. Tuhkan aktiivisuuden arviointi perustuu tietoihin laitoksen käyttämän polttoaineseoksen koostumuksesta ja puupolttoaineiden alueellisesta alkuperästä. Arvioinnin tarkkuuteen vaikuttavat puupolttoaineen hankinta-alueen laajuus, toisin sanoen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman vaihtelu hankinta-alueella, sekä puupolttoaineiden osuus kaikista laitoksen käyttämistä polttoaineista, kuten myös käytettävät polttoainelajit. Tuhkan aktiivisuus on tarpeen mitata, jos on perusteltua epäillä, että tuhkan radioaktiivisuudesta voi polttoaineen koostumukseen ja puupolttoaineen alueelliseen alkuperään pohjautuvan arvioinnin epätarkkuuden vuoksi aiheutua toimenpidearvoa suurempi säteilyannos. Menetelmässä on myös esitetty, miten maa- ja tierakenteissa tarvittava säteilyä vaimentava peitemaakerroksen paksuus voidaan määrittää tuhkan aktiivisuuden perusteella.

Tutkimuksessa otettiin huomioon ulkoiseen säteilyaltistukseen eniten vaikuttavat luonnolliset ja keinotekoiset radionuklidit, joita esiintyy puupolttoaineissa ja puun tuhkassa. Näitä ovat  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ja  $^{232}\text{Th}$ . Näytemittauksilla selvitettiin tuhkan aktiivisuuden vaihtelua polttoaineen koostumuksen ja hankintapaikkakunnan  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman perusteella. Tuhkan radioaktiivisuudesta aiheutuvaa sisäistä ja ulkoista säteilyaltistusta arvioitiin sekä tuhkaa käsittelevien työntekijöiden että väestön kannalta. Työntekijöiden altistusta säteilylle selvitettiin mittaamalla annosnopeuksia laitospaikoilla ja arvioimalla altistusaikoja. Altistusta arvioitiin myös tuhkan rakeistuksen ja metsään levityksen yhteydessä. Metsien tuhkalannoituksen aiheuttamia muutoksia väestön säteilyannoksiin metsien käytöstä arvioitiin. Tarkastelun ulkopuolelle jätettiin poronhoitoalueet ja jäkäläkankaat.

Tuhkan läjitysalueilta ja kaatopaikoilta tapahtuvaa liukoisen  $^{137}\text{Cs}$ :n kulkeutumista pitkällä aikavälillä ei selvitetty tässä projektissa.  $^{137}\text{Cs}$ :n mahdollinen kertyminen esimerkiksi kaatopaikan saostuskaivoon tai vedenpuhdistamon lietteisiin saattaisi olla kiinnostava jatkotutkimusaihe. Raportissa ei myöskään tarkastella voimalaitoksen piipusta savukaasujen mukana vapautuvien radionuklidien eri annosreittien kautta aiheuttamaa säteilyannosta. Piippupäästöistä hengityselimiin päätyvien radionuklidien määrä on pieni verrattuna kappaleessa 4.5 käsiteltyyn tuhkapölyä hengittävän työntekijän tapaukseen, eikä päästöjen aiheuttamasta laskeumastakaan ole odotettavissa merkittävää säteilyvaikutusta.

## 7.1 Puupolttoaineiden $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet

Puupolttoaineiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus vaihtelee polttoaineen hankinta-alueen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman aktiivisuuden ja metsien kasvuolosuhteiden mukaan, sekä sen mukaan mistä puun osista polttoaine koostuu. Metsähakkeen tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden ja hakkeen hankintakunnan  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman välinen suhde oli keskimäärin  $580 \text{ (Bq/kg) / (kBq/m}^2\text{)}$ , ja 90 %:ssa näytteistä se oli alle  $1200 \text{ (Bq/kg) / (kBq/m}^2\text{)}$ . Hakkeen  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus voi vaihdella samassakin kunnassa huomattavasti: suurin yhden kunnan viherhakenäytteissä havaittu pitoisuusero oli viisinkertainen. Ruskea- ja viherhakkeen välillä ei havaittu systemaattista eroa. Samalla laskeuma-alueella hakkuutähdehakkeen ja kuoren  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on suurin, puuaineksen purun pitoisuus on pienin. Toisaalta samalta puunhankinta-alueelta ja siten samalta laskeuma-alueelta olevat havupuiden kuoren ja purun tuhkat olivat mittaustarkkuuden rajoissa yhtä aktiivisia, koska kuoren suurempi tuhkapitoisuus kompensoi sen suurempaa  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuutta.

Laitoksen tuottaman puuntuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuutta voi karkeasti arvioida puupolttoaineen hankinta-alueen  $^{137}\text{Cs}$ -laskeumasta käyttämällä kertoimena edellä esitettyä haketuhkan ja laskeuman aktiivisuuksien välistä suhdetta. Kuntakohtaiset laskeumavyöhyketiedot ovat saatavilla Säteilyturvakeskuksen Internet-sivuilla ([www.stuk.fi/säteily](http://www.stuk.fi/säteily) ja ihminen).

Voimalaitoksilla merkittävä osa puupolttoaineista käytetään seospoltossa turpeen, erilaisten lietteiden tai yhdyskuntajätteen ohella. Tavoiteltava metsähakkeen käytön lisäys ohjautunee pääosin nykyisten ja uusien biopolttoaineiden suurenkäyttäjien, yli 20 MW:n voimalaitosten, seospolttoon. Muiden polttoaineiden suurempi tuhkapitoisuus ja yleensä pienempi  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus vähentävät tuhkan aktiivisuutta verrattuna pelkän puupolttoaineen tuhkaan. Poikkeuksena on polttoturve silloin kun se on otettu laskeumalle altistuneen turvesuon pintakerroksesta. Metsähakkeen ja muiden puupolttoaineiden lisääntyvä käyttö voi lisätä tuotettavan tuhkan radioaktiivisuutta, jolloin säteilyaltistusta on arvioitava ja tarvittaessa rajoitettava tuhkan käsittelyssä, käytössä ja sijoituksessa. Säteilyaltistuksen rajoittaminen voi vaikuttaa esimerkiksi tuhkan käyttötapaan maa- ja tierakenteissa.

## 7.2 Radionuklidien käyttäytyminen puun poltossa

Lentotuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden vaihtelua seurattiin kahdessa suuressa leijupetikattilassa, joiden polttoaineen hankinta-alue on laaja. Neljä yksittäistä satunnaisnäytettä tuotti tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden keskiarvoksi 80 %:in toden-

näköisyydellä arvon, joka poikkesi korkeintaan 16 % 48 näytteen avulla määritetystä keskiarvosta.  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden hajonta oli jonkin verran suurempaa kuin kaliumpitoisuuden hajonta. Tämä oli odotettua puun hankinta-alueen Tshernobyl-laskeuman vaihtelun vuoksi. Ero ei kuitenkaan ollut kovin suuri. Sitä paitsi vertailukohtana käytetty kalium on tuhkan pääaine, ja oletettavasti sen pitoisuus on vakaata verrattuna cesiumin kaltaisiin hiven-aineisiin.

Leijupetipoltossa pohjatuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on selvästi pienempi kuin lentotuhkan, koska petihiekassa ei ole  $^{137}\text{Cs}$ :ää. Myös kuplivan leijupetikattilan tuhkanäytteille tehdyt sekvenssiuuttokokeet osoittivat, että  $^{137}\text{Cs}$ :stä jäi pohjatuhkaan pienempi osuus kuin kaliumista, vaikka petihiekan mukana syötettyä kaliumia ei otettaisi huomioon. Lentotuhkassa  $^{137}\text{Cs}$ :n vesiliukoinen osuus oli suunnilleen sama kuin kaliumin, mutta silikaatteihin sitoutunut osuus oli  $^{137}\text{Cs}$ :llä selvästi pienempi kuin kaliumilla. Arinapoltossakin  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet olivat lentotuhkassa yleensä hiukan suurempia kuin pohjatuhkassa.

Kaliumin ( $^{40}\text{K}$ ) sekä  $^{226}\text{Ra}$ :n ja  $^{232}\text{Th}$ :n pitoisuuksissa ei ollut merkittävää eroa lento- ja pohjatuhkan välillä. Nämä kolme luonnon nuklidia yhdessä aiheuttavat tuhkan käsittelyä koskevan indeksin  $I_4$  arvoon lisäyksen, joka on keskimäärin 0,06-0,08. Tällöin tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus voi olla yli 9000 Bq/kg ennen kuin indeksi saavuttaa arvon 1.

### **7.3 Työntekijöiden altistuminen tuhkan säteilylle**

Tuhkan säteilystä työntekijöille aiheutuvat säteilyannokset ovat tämän tutkimuksen mukaan vähäisiä verrattuna työntekijöiden säteilyannoksen toimenpidearvoon 1 mSv vuodessa. Suurimmat arvioidut annosnopeudet olivat 0,3  $\mu\text{Sv/h}$ , joka johtaa kokopäivätyössä (1500 h/vuosi) 0,45 mSv:in suuruisen vuosittaiseen säteilyannokseen. Voimalaitoksen henkilökunnan vuosittaiset säteilyannokset olivat arvion mukaan alle 0,1 mSv. Suurimmat mitatut annosnopeudet, noin 0,2  $\mu\text{Sv/h}$  (taustasäteily vähennettynä), havaittiin tuhkan läjitysalueella sekä kattiloiden huoltotoimenpiteiden aikana.

Työntekijöillä suurin osa tuhkan aiheuttamasta säteilyannoksesta tulee ulkoisesta säteilystä. Suurimman laskeuman alueilla säteilyannoksen aiheuttaa pääasiassa  $^{137}\text{Cs}$ , mutta luonnon nuklidit  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ja  $^{232}\text{Th}$  vaikuttavat myös säteilyannokseen. Hengityksen kautta saatava sisäinen säteilyannos on pieni, ja pölyvässä työssä hengityssuojainten käyttö vielä pienentää säteilyannosta.

Polttolaitoksilla tuotantoprosessi on pitkälle automatisoitu. Tuotannossa syntyvä tuhka kulkeutuu automaattisesti tuhkasiiloon, josta se kuljetetaan erilliselle tuhkan läjitysalueelle tai ohjataan hyötykäyttöön. Suurin osa tuo-

tantolaitoksen henkilökunnasta ei joudu tekemisiin tuhkan kanssa. Laitosrakennuksessa oleva tuhka on hyvin ohuina tuhkapölyn muodostamina kerroksina tai säteilyä vaimentavien metallikuorien sisällä, jolloin tuhkan aiheuttamat annosnopeudet laitosrakennuksen sisällä ovat pieniä.

## 7.4 Tuhkan käsittelyn ja käytön säteilyturvallisuus

Tuhkan käytön säteilyturvallisuutta arvioidaan aktiivisuusindekseillä, jotka koskevat talon-, tien-, kadun- ja maarakennusmateriaaleja. Indeksit määritetään tuhkan aktiivisuuspitoisuuksista. Jos indeksin arvo on korkeintaan 1, tuhkan käytölle ei ole radioaktiivisuudesta johtuvia rajoituksia. Jos indeksi on suurempi kuin 1, tuhkaa voidaan käyttää, jos voidaan osoittaa että säteilyaltistus lopullisessa kohteessa on toimenpidearvoa vähäisempää.

Tutkimukseen osallistuneilla, suurimman laskeuman alueelta tulevia puupolttoaineita käyttävillä laitoksilla aktiivisuusindeksit  $I_2$  (kadun- ja tienrakennusmateriaalit) ja  $I_3$  (maarakennusmateriaalit) ylittivät arvon 1 suuressa osassa tuhkanäytteitä. Joissakin tapauksissa myös tuhkan käsittelyn indeksi  $I_4$  ylittyi. Kaikissa tapauksissa aktiivisuusindeksien ylitykset aiheutti pääasiassa tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ . Näin ollen tuhkan käsittelyn ja käytön selvitysraja ( $I = 1$ ) voi ylittyä muillakin kuin tutkimukseen osallistuneilla laitoksilla, jotka käyttävät laskeuma-alueelta tulevia puupolttoaineita tai puu-turve-seosta.

Katujen, teiden ja vastaavien kohteiden rakentamisessa sekä maantäytössä ja maisemarakentamisessa voidaan väestön säteilyaltistuksen toimenpidearvo 0,1 mSv/v alittaa peittävän maakerroksen avulla, jos aktiivisuusindeksi ylittää arvon 1. Tarvittavan maakerroksen paksuus riippuu tuhkan aktiivisuudesta ja peitemaan tiheydestä. Jo 10 cm:n paksuinen maa- tai sorakerros vaimentaa tuhkan säteilyn kolmasosaan (jos peitemaan tiheys on  $1,5 \text{ g/cm}^3$ ), joten peitemaan käyttö on tehokas tapa välttää säteilyaltistusta. Riittävä peitemaakerroksen paksuus selviää taulukosta 6.3, jos aktiivisuusindeksi tiedetään tuhkan aktiivisuusmittausten perusteella. Aktiivisuusindeksi voidaan arvioida suuntaa-antavasti ilman näytemittauksia polttoaineseoksen koostumuksen ja puupolttoaineiden hankinta-alueen perusteella luvussa 6 esitetyllä tavalla.

Havaitun suuruisella luonnonnuklidipitoisuuksien vaihtelulla ei ole kovin suurta merkitystä indeksien arvoon, joten tuhkan aktiivisuutta mitattaessa pelkän  $^{137}\text{Cs}$ :n määrittäminen useimmiten riittää.

## 7.5 Metsien tuhkalannoitus

Metsien hoitosuosittelujen mukainen tuhkalannoitus vähentää yleensä väestölle ravintoketjujen kautta aiheutuvaa sisäistä säteilyaltistusta siitä, mikä se olisi ilman lannoitusta. Ulkoinen annos metsissä oleskelun aikana on Suomessa sisäiseen annokseen verrattuna pieni. Päälaskeuma-alueella Etelä-Suomessa voidaan olettaa sisäisen säteilyannoksen ja sen kautta myös kokonaisaltistuksen tuhkan radionuklidien säteilylle vähenevän lannoituksen vaikutusaikana. Oletus pätee myös lievimmän Tshernobyl-laskeuman alueilla, jos niille ei levitetä lannoitteeksi suuria määriä  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuudeltaan tässä tutkimuksessa havaittuja enimmäispitoisuuksia vastaavaa tuhkaa.

Metsien lannoitteeksi kannattaa levittää puun tuhkaa, sillä sen ravinnekoostumus on metsien kannalta tasapainoinen etenkin turvemailla. Sekä puun tuhkalla että seospolttoaineen tuhkalla lannoitettaessa tulee varmistaa, ettei lannoitusvaikutuksen saamiseksi tarvittava tuhkan määrä sisällä radioaktiivista cesiumia huomattavasti enemmän kuin metsämaassa on ennestään. Näin toimien tuhkalannoitus ei suurena metsäntuotteiden  $^{137}\text{Cs}$ -kontaminaatiota myöskään lievän laskeuman alueella siitä, mikä se olisi ilman lannoitusta. Samoin ulkoinen säteily tuhkan radioaktiivisista aineista pysyy vähäisenä, eikä metsien käytöstä aiheutuva säteilyannos väestölle kasva tuhkalannoituksen johdosta nykyisessä laskeumatilanteessa.

Tutkimuksessa havaitut tuhkan radionuklidipitoisuudet ja tähänastiset radioekologisten tutkimusten tulokset oikeuttavat päättelemään, että Suomessa ei ilmeisesti tarvita puuenergia-alan kannalta merkittävää rajoitusta puun tuhkan laajallekaan käytölle metsien lannoitteena. Tuhkalannoitus voi olla muun ohessa myös keino lieventää radioaktiivisen laskeuman vaikutuksia metsäkasvillisuuteen pitkällä aikavälillä etenkin ravinnepöyhillä kasvupaikoilla. Metsien ravinnetilan asianmukainen parantaminen on yleensäkin järkevää vakavien ydinlaitosonnettomuuksien haittoihin varautumista metsätaloudessa.

Tuhkalannoituksen vaikutukset metsien käytöstä aiheutuvaan väestön säteilyaltistukseen tulee arvioida pitkällä aikavälillä, jolloin metsissä useita vuosia kestävä lannoitusvaikutus voidaan ottaa huomioon. Metsiin palautettavan tuhkan laatu, alueellinen alkuperä ja myös  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuden suuruusluokka kannattaa dokumentoida. Siten voidaan varmistaa ja tarvittaessa osoittaa toiminnan turvallisuus sekä työntekijöiden että väestön kannalta.

## 8 Kirjallisuusviitteet

Aaltonen H, Klemola S, Ugletveit F. Validation of a method for computer calculation of germanium detector efficiencies. Nucl. Instr. and Meth. A 339; 1994. s. 87-91.

Alakangas E. Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia. VTT Tiedotteita 2045; Espoo 2000. 172 s. + liitt. 17 s.

Aro L, Rantavaara, Raitio H, Vetikko V. Effect of fertilisation on  $^{137}\text{Cs}$  in understory spruces on a dryish pine site. Teoksessa Bréchnignac F (toim.) The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments ECORAD 2001. Proceedings Volume I of the international Congress. Aix-en-Provence (France), 3-7 September 2001. Radioprotection-colloques Volume 37, C1; 2002. s. 427-432.

Arvela H. Ulkoinen gammasäteily. Teoksessa: Toivonen H, Rytömaa T, Vuorinen A (Toim.) Säteily ja turvallisuus. Helsinki: Säteilyturvakeskus, Valtion Painatuskeskus, 1988: 308-318.

Arvela H. Henkilökohtainen tiedonanto, Säteilyturvakeskus; 2003.

Arvela H, Hyvönen H, Lemmelä H, Castrén O. Indoor and outdoor gamma radiation in Finland. Radiation Protection Dosimetry 59; 1995. 25-32.

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.

CEN European Committee for Standardization, Soil improvers and growing media – Extraction of calcium chloride/DTPA (CAT) soluble nutrients., European Standard EN 13651; 2001.

Firestone B, Shirley V, eds., Table of Isotopes, 8th ed., John Wiley & Sons, Inc.; 1996.

Golikov V, Barkovski A, Kulikov V, Balonov M, Rantavaara A, Vetikko V. Gamma ray exposure due to sources in the contaminated forest. Teoksessa Linkov I, Schell WR (toim.) Contaminated Forests – Recent Developments in Risk

Identification and Future Perspective. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Contaminated Forests. Kiova, Ukraina 27.-30.6.1998. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers; 1999. s. 333-341.

Hakkila P (toim.). Metsäenergia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 422. Metsäntutkimuslaitos, Helsinki; 1992. 51 s.

Hakkila P, Fredriksson T. Metsämme bioenergian lähteenä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 613. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa; 1996. 92 s.

Hakkila P, Kalaja H. Puu- ja kuorituhkan palauttamisen tekniikka. Folia Forestalia 552; 1983. 37 s.

Hakkila P, Nurmi J, Kalaja H. Metsänuudistusalojen hakkuutähde energia- lähteenä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 684; 1998. 68 s.

Harju T. Puuenergiapolton materiaalivirrat. Loppuraportti. VTT Kemiantekniikka; 2001. 36 s.

Hedvall R, Erlandsson B, Mattsson S. <sup>137</sup>Cs in fuels and ash products from biofuel power plants in Sweden. Journal of Environmental Radioactivity 31; 1996. s.103-117.

Hillebrandt K, Nurmi J. Hakkuutähteiden laadunhallinta. VTT Energian raportteja 2/2001. 51 s. + liitt. 11 s.

Högbom L, Nohrstedt H-Ö. The fate of <sup>137</sup>Cs in coniferous forests following the application of wood-ash. The Science of the Total Environment 280; 2001. s.133-141.

International standard IEC 1452. Nuclear instrumentation - Measurement of gamma-ray emission rates of radionuclides - Calibration and use of germanium spectrometers; 1995.

Jakob P, Rosenbaum H, Petoussi N, Zankl M. Calculation of organ doses from environmental gamma rays using human phantoms and Monte Carlo methods. Part II: Radionuclides distributed in the air or deposited on the ground. GSF-Bericht 12/90; 1990. 20 s. + liitteet 76 s.



Kaunisto S, Aro L, Rantavaara A. Effect of fertilisation on the potassium and radiocaesium distribution in tree stands (*Pinus sylvestris* L.) and peat on a pine mire. *Environmental Pollution* 11; 2002. s.111-119.

Kinnunen J. Näytetilavuuden suurentamisen vaikutus ilmaisimen tehokkuuteen gammaspektroskopisessa mittauksessa. Erikoistyö, Jyväskylän yliopisto, Fysiikan laitos, Jyväskylä; 2002.

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

Kumpula J. Henkilökohtainen tiedonanto, RKTL, Kaamanen; 2003.

Kuusela S. Tuhkan rakeistamisen ja metsälevityksen käytäntöä. Tuhka Suo- metsien kasvattamisessa –seminaari, Metsäteho, Helsinki 5.6.2003.

Lauridsen B, Jensen PH. Shielding factors for vehicles to <sup>3</sup> radiation from activity deposited on structures and ground surfaces. *Health Physics* 45(6); 1983. s. 1039-1045.

Levula T, Saarsalmi A, Rantavaara A. Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and <sup>137</sup>Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*). *Forest Ecology and Management* 126; 2000. s. 269-279.

Lind T. Ash formation in circulating fluidised bed combustion of coal and solid biomass. PhD thesis. Technical Research Centre of Finland, Espoo. VTT Publications 378; 1999. 80 s.+liitteet 83 s.

Maa- ja metsätalousministeriö. Puuntuhkan käyttöä metsissä selvittäneen työryhmän muistio. Työryhmämuistio MMM 1993:8.

Moberg L, Hubbard L, Avila R, Wallberg L, Feoli E, Scimone M, Milesi C, Mayes B, Iason G, Rantavaara A, Vetikko V, Bergman R, Nylén T, Palo T, White N, Raitio H, Aro L, Kaunisto S, Quillitte O. An integrated approach to radionuclide flow in seminatural ecosystems underlying exposure pathways to man (LANDSCAPE). Final report. Statens strålskyddsinstitut, SSI Rapport 99:19; 1999. 104 s.

Moilanen M. Tuhkan lannoitusvaikutukset. Tuhka Suometsien kasvattamisessa –seminaari, Metsäteho, Helsinki 5.6.2003.

Möre H, Hubbard L. Strålskyddskonsekvenser vid villaeldning med <sup>137</sup>Cs-kontaminerad ved. Statens strålskyddsinstitut, SSI Rapport 2002:06; 2002. 21 s.

Nurmi J. Hakkuutähteen ominaisuuksista. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 722. Kannuksen tutkimusasema; 1999. 32 s.

Paile W. ICRP:n näkemys säteilyn riskeistä ja suojeluperiaatteista. Teoksessa Säteily- ja ydinturvallisuus, osa 4, Säteilyn terveystvaikutukset. Toim. Paile W, Säteilyturvakeskus; 2002. s. 151–163.

Pasanen A. Tuhkan hyödyntämisen käytäntöä – tuhkan rakeistus ja metsään levitys. Tuhka Suometsien kasvattamisessa –seminaari, Metsäteho, Helsinki 5.6.2003.

Rantavaara, Raitio H. <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr root uptake of pine saplings in a managed forest. Teoksessa Bréchnac F (toim.) The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments ECORAD 2001. Proceedings Volume I of the international Congress. Aix-en-Provence (France), 3-7 September 2001. Radioprotection-colloques Volume 37, C1; 2002. s. 565-568.

Ravila A, Holm E. Assessment of the radiation field from radioactive elements in a wood-ash-treated coniferous forest in Southwest Sweden. Journal of Environmental Radioactivity 32; 1996. s. 135-156.

Saxén R. Henkilökohtainen tiedonanto, Säteilyturvakeskus: 2003.

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

Soimasuo J. Tuhkan metsälevityksen käytäntöä – Kuorituhkan levitys metsiin Äänekoskella. Tuhka Suometsien kasvattamisessa –seminaari, Metsäteho, Helsinki 5.6.2003.

ST 6.1. Radionuklidilaboratorioiden säteilyturvallisuuksivaatimukset. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 1999. 9 s.

ST 7.3. Sisäisestä säteilystä aiheutuvan annoksen laskeminen. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 1999. 6 s.

ST 12.1. Säteilyturvallisuus luonnonsäteilylle altistavassa toiminnassa. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 2000. 11 s.

ST 12.2. Rakennusmateriaalien ja tuhkan radioaktiivisuus. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 2003. 6 s.

STUK-A78. Rantavaara A. Radioactivity of foodstuffs in Finland in 1987-1988. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 1991. 89 s.

STUK-A133. Rantavaara A. Puutavaran radioaktiivisuus. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 1996. 29 s.

STUK-A143. Helariutta K, Rantavaara A, Lehtovaara J. Turvesoiden ja polttoturpeen radionuklidit. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 2000. 58 s.

STUK-A177. Rantavaara A, Moring M. Puun tuhkan radioaktiivisuus. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 2001. 41 s.

STUK-B-STO32. Markkanen M. Radiation dose assessments for materials with elevated natural radioactivity. Säteilyturvakeskus, Helsinki; 1995. 40 s.

STUK 4.16. Säteilysuojelusanasto. Laatukäsikirja, Säteilyturvakeskus; 2002. 40 s.

Valmari T. Potassium behaviour during combustion of wood in circulating fluidised bed power plants. Väitöskirja. VTT Publications 414; 2000. 88 s.+liitteet 75 s.

Vuorinen J, Mäkitie O. The method of soil testing in use in Finland. *Agrogeol. Publ.* 63; 1955. s. 1-44.

Ylitalo E (toim.). Puupolttoaineen käyttö energiantuotannossa vuonna 2002. *Metsätilastotiedote* 670. Metsäntutkimuslaitos, metsätilastollinen tietopalvelu; 2003. 7 s.

**MÄÄRITELMÄT**

Puupolttoaineiden määritelmät ovat teoksista Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia (Alakangas 2000) ja Finnish-English-German-Russian Bioenergy Glossary, Joensuun yliopisto (<http://gis.joensuu.fi/termit/index.htm>).

Säteilyosanasto noudattaa pääosin ohjetta STUK 4.16. Säteilysuojelusanasto.

**Puupolttoaineiden sanasto:**

**Hakkuutähdehake** Runkopuun korjuun yhteydessä metsään jäävästä puuaineksesta valmistettu metsätähdehake; hakkuutähteeseen lasketaan aina kuuluvaksi latvukset, oksat, neulaset sekä lehdet ja mukaan voidaan lukea myös kannot ja juurakot (Finnish-English-German-Russian Bioenergy Glossary)

**Kokopuuhake** Puun koko maanpäällisestä biomassasta tehty hake (runkopuu, oksat, neulaset; Alakangas 2000).

**Kuori** Ainespuuta kuorittaessa syntyvä tähde, jonka joukossa saattaa kuoren lisäksi olla puuainesta (Alakangas 2000).

**Metsähake** Ranka-, kokopuu- ja hakkuutähdehakkeen yleisnimitys haketuspaikasta riippumatta (Alakangas 2000).

**Pienpuuhake** Pienikokoisista puista valmistettu polttohake; pienikokoiseksi katsotaan puu, jonka halkaisija rinnan korkeudelta mitattuna on noin 50-120 mm (Finnish-English-German-Russian Bioenergy Glossary). Tässä tutkimuksessa yleisnimitys kokopuu- ja rankahakkeelle.

**Puuperäiset polttoaineet** Yleisnimitys kaikille puu- ja kuoriaineksesta peräisin oleville polttoaineille sisältäen myös metsäteollisuuden puutähteet ja mustalipeän (Alakangas 2000).

**Puupelletti** Puupelletit ovat puristamalla sahanpurusta tai kutterinlastusta valmistettuja pyöreitä, joskus neliömäisiä rakeita. Pellettien halkaisija on 8 – 12 mm ja pituus 10 – 30 mm (Alakangas 2000).

**Rankahake** Karsitusta runkopuusta tehty hake. Rankahake valmistetaan yleensä runkohukkapuusta. Runkohukkapuu sisältää yleensä korjuussa ja metsänhoitotöiden yhteydessä metsään käyttämättä jäävän runkopuun kuorineen (Alakangas 2000).

**Ruskeahake** Kuorimattomista rangoista, kokopuusta tai hakkuutähteestä tehty polttohake, jossa lehti- ja neulasmassan osuus on vähäinen (Alakangas 2000).

**Viherhake** Tuoreesta hakkuutähteestä tai kokopuusta tehty polttohake, jossa lehdet ja neulaset ovat mukana (Alakangas 2000).

### **Säteilysanasto:**

**Aktiivisuus** Radioaktiivisen aineen lähettämän säteilyn määrä (yksikkö becquerel, Bq).

**Annosnopeus** Säteilyannos aikayksikössä (Sv/h,  $\mu$ Sv/h).

**Alfa-aktiivinen, alfasäteily** Alfahiukkasista koostuva hiukkassäteily. Atomin hajotessa ytimeä lähtee alfahiukkanen, joka muodostuu kahdesta protonista ja kahdesta neutronista. Alfahiukkanen ei kulje kovin pitkälle eikä läpäise edes paperia. Alfasäteily on vaarallista, jos sitä lähettävä hiukkanen joutuu elimistöön esim. hengitysilman mukana.

**Becquerel, Bq** Aktiivisuuden mittayksikkö, jolla ilmaistaan radioaktiivisten hajoamisten lukumäärä aikayksikköä kohti. Yksi becquerel on yksi radioaktiivinen hajoaminen sekunnissa.

**Beeta-aktiivinen, beetasäteily** Elektroneista tai positroneista koostuva hiukkassäteily. Atomin hajoamisessa ytimeä lähtee beetahiukkanen eli elektroni. Beetahiukkaset ovat nopeampia ja läpäisevämpiä kuin alfa-hiukkaset. Beetasäteilyä lähettävät aineet ovat vaarallisia iholla tai päästessään elimistöön.

**Gammasäteily** Lyhytaaltainen ionisoiva sähkömagneettinen säteily, jota syntyy ydinmuutoksissa ja annihilaatiossa. Gammasäteily on hyvin läpikäyvä ja se kantaa kauas. Gammasäteilyn vaimentamiseen tarvitaan paksu betoniseinä, terästä, lyijyä tai hyvin suuri etäisyys säteilylähteestä.

**Ionisoiva säteily** Säteily, joka pystyy tuottamaan ioneja aineessa suoraan tai välillisesti.

**Nuklidi** Atomilaji, jonka määrittävät ytimessä olevien protonien ja neutronien lukumäärä sekä ytimen mahdollinen metastabiili energiatila.

## MÄÄRITELMÄT

**Puoliintumisaika** Aikaväli, jonka kuluessa radionuklidin aktiivisuus keskimäärin vähenee puoleen (yksikkö s).

**Puoliintumispaksuus** Ainekerros, joka säteilykeilassa vähentää säteilyn annosnopeuden puoleen siitä arvosta, joka annosnopeudella on ilman tätä ainekerrosta (yksikkö m).

**Radioaktiivinen hajoaminen** Epästabiliin nuklidin spontaani muutos, jossa nuklidi hajoaa itsestään toiseksi nuklidiksi ja lähettää samalla ionisoivaa säteilyä.

**Radioaktiivisuus** Epästabiliin nuklidin ominaisuus hajota itsestään toiseksi nuklidiksi ja lähettää ionisoivaa säteilyä. Ympäristössä esiintyy sekä luonnosta peräisin olevia radioaktiivisia aineita että esimerkiksi ydinlaitos-onnettomuuksissa vapautuneita keinotekoisia radioaktiivisia aineita.

**Radionuklidi** Epästabili nuklidi, joka voi hajota itsestään toiseksi nuklidiksi ja lähettää samalla ionisoivaa säteilyä, esimerkiksi cesium-137.

**Sievert, Sv** Säteilyannoksen yksikkö. Säteilyannos ilmaistaan yleensä millisieverteinä (mSv) tai mikrosieverteinä (µSv).

**Sisäinen säteily** Kehossa olevien radioaktiivisten aineiden lähettämä säteily, joka kohdistuu kehoon itseensä.

**Säteily** Energian emissio ja eteneminen hiukkasina tai sähkömagneettisina aaltoina.

**Säteilyannos** Säteilyaltistuksen määrää kuvaava yleiskäsite (yksikkö sievert, Sv).

**Taustasäteily** Mittausympäristön muu säteily kuin se, jota on tarkoitus havainnoida, mitata tai käyttää (luonnon radioaktiivisista aineista tuleva säteily ja avaruudesta tuleva ionisoiva säteily). Normaali taustasäteily Suomessa on 0,04 – 0,30 µSv/h.

**Ulkoinen säteily** Kehoon sen ulkopuolelta kohdistuva säteily.

**Vaimennuskerroin** Ionisoivan säteilyn vaimenemista aineessa kuvaava kerroin.

## HANKKEESEEN OSALLISTUNEIDEN LAITOSTEN KUVAUKSET JA NÄYTTEENOTTO LAITOKSILLA

**Taulukko 1.** Hankkeeseen osallistuneiden laitosten kuvaukset (CHP = lämmön ja sähkön yhteistuotantolaitos)

Laitos	Laitostyyppi	Polttotekniikka	MW	Polttoaineet	Lentotuhkan erotus
A	CHP	Leijupeti (kupliva)	299	Turve, teollisuuden sivutuotepuu, metsähake	Sähkösuodatin
B	CHP	Leijupeti (kierto)	> 50	Havu- ja lehtipuun kuori, lietteet (< 10 %)	Sähkösuodatin
C	Lämpövoimala	Leijupeti (kupliva)	6	Puru, metsähake, turve	Sähkösuodatin
D	Lämpövoimala	Arina	0,5	Puupelletit	-
E	Lämpövoimala	Arina	6	Kuoren ja purun seos	Sykloni
F	CHP	Leijupeti	17 + 48	Puupolttoaineet, REF, turve	Sähkösuodatin
G	CHP	Arina	10	Teollisuuden sivutuotepuu, metsähake	Sykloni
H	Lämpövoimala	Arina	2,5	Kuori	Mekaanisesti
I	Lämpövoimala	Arina	2	Sahaustähde, metsähake, turve	Sykloni
J	CHP	Leijupeti	206	Turve, teollisuuden sivutuotepuu, metsähake	Sähkösuodatin

**Taulukko 2.** Polttoaineen ja tuhkan näytteenotto laitoksilla, joilla tehtiin tuhkan aktiivisuuden pitkän ajan seuranta. Näytemäärä vastaa analysoituja näytteitä, jotka on joissakin tapauksissa muodostettu yhdistämällä yksittäisnäytteitä.

Laitos	Näytemäärä ja näytteenottoaika			Näytteiden keruu-aika	Polttoaine- ja tuhkanäytteiden vastaavuus
	Polttoaine	Lentotuhka	Pohjatuhka		
A	48 kattilaan menevästä polttoaineesta	49 sähkösuodattimilta	1 tuhkavalta	14.-30.9.2001	Samanaikainen näytteenotto
B	23 kuoren varastokasasta	56 lentotuhkan kuljettimelta	54 tuhkavalta	1.9.-30.11.2001	Ei vastaavuutta
C	6 kuormasta	6 lentotuhkasäiliöstä	6 poistetusta petihiekasta	12.9.-4.12.2001	Polttoaine-erää vastaavat näytteet
D	3 kuormasta	3 lentotuhkasäiliöstä	3 arinalta	12.9.-4.12.2001	Polttoaine-erää vastaavat näytteet
E	8 polttoainesäiliöstä	4 lentotuhkasäiliöstä	4 arinalta	14.1.-11.2.2002	Polttoaine-erää vastaavat näytteet
F	15 kattilaan menevästä polttoaineesta	12 sähkösuodattimilta	6 poistetusta petihiekasta	16.-23.11.1999	Samanaikainen näytteenotto

## ESIMERKKEJÄ AKTIIVISUUSINDEKSIEN LASKEMISESTA JA PEITEMAAKERROKSEN PAKSUUDEN MÄÄRITTÄMISESTÄ

Seuraavissa esimerkeissä on arvioitu hakkuutähdehakkeen tuhkan aktiivisuutta kappaleessa 2.5 annetun tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuden ja hakkeen hankintakunnan  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman suhteen avulla (Taulukko 1), laskettu tuhkan käytön ja käsittelyn aktiivisuusindeksit (Esimerkki 1) ja määritetty tarvittavan tuhkan säteilyä vaimentavan peitemaan paksuus näiden perusteella (Esimerkki 2). Aktiivisuusindeksit on laskettu pelkälle metsähakkeen tuhkalle, ja voivat olla huomattavasti suurempia kuin voimalaitostuhkalle. Puuntuhkan aktiivisuuden laimeneminen seospoltossa ja petihiekkan tai palamattomien aineiden vaikutuksesta on selostettu kappaleissa 6.2 ja 6.3.

**Taulukko 1.** Eri laskeumavyöhykkeiden hakkuutähdehakkeesta syntyvän tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus arvioituna siirtokertoimella  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuman keskiarvosta tuhkaan. Tuhkan aktiivisuuden keskimääräinen arvio on laskettu siirtokertoimella 580 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>) ja konservatiivinen arvio kertoimella 1200 (Bq/kg) / (kBq/m<sup>2</sup>).

$^{137}\text{Cs}$ - laskeumavyöhyke	$^{137}\text{Cs}$ -laskeuma, kBq/m <sup>2</sup> (v. 2002)	$^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus tuhkassa, Bq/kg	
		Keskimääräinen	Konservatiivinen
1	0 - 4	1 200	2 400
2	4 - 8	3 500	7 200
3	8 - 16	7 000	14 000
4	16 - 32	14 000	29 000
5	32 - 55	25 000	52 000

### Esimerkki 1.

Hakkeen tuhkan aktiivisuusindeksit laskeumavyöhykkeittäin. Indeksien laskemiseen on käytetty taulukon 1 arvioituja tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia. Luonnon nuklidien pitoisuuksina on käytetty kappaleessa 4.4 annetun esimerkkituhkan pitoisuuksia, joilla laskettu luonnon nuklidien osuus indeksissä on suurin (konservatiivinen arvio), sekä pitoisuuksien keskiarvoja (keskimääräinen arvio) (Taulukko 4.2). Esimerkiksi tuhkan aktiivisuusindeksit laskeumavyöhykkeelle 1 on laskettu seuraavasti (konservatiivinen arvio):

$$^{137}\text{Cs} = 2400 \text{ Bq/kg (Taulukko 1)}$$

$$^{40}\text{K} = 1240 \text{ Bq/kg (Taulukko 4.2)}$$

$$^{226}\text{Ra} = 427 \text{ Bq/kg (Taulukko 4.2)}$$

$$^{232}\text{Th} = 73 \text{ Bq/kg (Taulukko 4.2)}$$

$$I_2 = 73/500 + 427/700 + 1240/8000 + 2400/2000 = 0,91 + 1,2 = \mathbf{2,1}$$

$$I_3 = 73/1500 + 427/2000 + 1240/20000 + 2400/5000 = 0,32 + 0,48 = \mathbf{0,80}$$

$$I_4 = 73/3000 + 427/4000 + 1240/50000 + 2400/10000 = 0,16 + 0,24 = \mathbf{0,40}$$



**ESIMERKKEJÄ AKTIIVISUUSINDEKSIEN LASKEMISESTA JA  
PEITEMAAKERROKSEN PAKSUUDEN MÄÄRITTÄMISESTÄ**

Luonnon nuklidien osuus indeksissä  $I_2$  on 0,91, indeksissä  $I_3$  0,32 ja indeksissä  $I_4$  0,16. Indeksien arvo on luonnon nuklidien ja  $^{137}\text{Cs}$ :n osuuksien summa. Keskimääräisessä arviossa luonnon nuklidien osuus indeksissä  $I_2$  on 0,43, indeksissä  $I_3$  0,16 ja indeksissä  $I_4$  0,07.

<b>Keskimääräinen arvio</b>			
$^{137}\text{Cs}$ -laskeumavyöhyke	Tien- ja kadunrakennus, indeksi $I_2$ (ilman peittävää kerrosta)	Maantäyttö ja maisemointi, indeksi $I_3$ (ilman peittävää kerrosta)	Tuhkan käsittely, indeksi $I_4$
1	$0,43 + 0,60 = 1,0$	$0,16 + 0,24 = 0,4$	$0,07 + 0,12 = 0,2$
2	$0,43 + 1,75 = 2,2$	$0,16 + 0,70 = 0,9$	$0,07 + 0,35 = 0,4$
3	$0,43 + 3,50 = 3,9$	$0,16 + 1,40 = 1,6$	$0,07 + 0,70 = 0,8$
4	$0,43 + 7,00 = 7,4$	$0,16 + 2,80 = 3,0$	$0,07 + 1,40 = 1,5$
5	$0,43 + 12,5 = 12,9$	$0,16 + 5,00 = 5,2$	$0,07 + 2,50 = 2,6$
<b>Konservatiivinen arvio</b>			
$^{137}\text{Cs}$ -laskeumavyöhyke	Tien- ja kadunrakennus, indeksi $I_2$ (ilman peittävää kerrosta)	Maantäyttö ja maisemointi, indeksi $I_3$ (ilman peittävää kerrosta)	Tuhkan käsittely, indeksi $I_4$
1	$0,91 + 1,20 = 2,1$	$0,32 + 0,48 = 0,8$	$0,16 + 0,24 = 0,4$
2	$0,91 + 3,60 = 4,5$	$0,32 + 1,44 = 1,8$	$0,16 + 0,72 = 0,9$
3	$0,91 + 7,00 = 7,9$	$0,32 + 2,80 = 3,1$	$0,16 + 1,40 = 1,6$
4	$0,91 + 14,5 = 15,4$	$0,32 + 5,80 = 6,1$	$0,16 + 2,90 = 3,1$
5	$0,91 + 26,0 = 26,9$	$0,32 + 10,4 = 10,7$	$0,16 + 5,20 = 5,4$

**Esimerkki 2.**

Laskeumavyöhykkeeltä 2 olevan hakkuutähteen tuhkaa käytetään maan- tai tienrakennukseen. Arvioidaan tuhkan aktiivisuus ja tarvittavan säteilyä vaimentavan peitemaan paksuus. Konservatiiviset arviot aktiivisuuspitoisuuksille ovat:

$$^{137}\text{Cs} = 7200 \text{ Bq/kg (Taulukko 1)}$$

$$^{40}\text{K} = 1240 \text{ Bq/kg (Taulukko 4.2)}$$

$$^{226}\text{Ra} = 427 \text{ Bq/kg (Taulukko 4.2)}$$

$$^{232}\text{Th} = 73 \text{ Bq/kg (Taulukko 4.2)}$$

Jos tätä tuhkaa käytetään kadun- tai tienrakennukseen (indeksi  $I_2$ ) tai maarakennukseen (indeksi  $I_3$ ), lasketaan indeksien arvot kuten esimerkissä 1. Indeksien  $I_2$  arvo on 4,5 ja indeksien  $I_3$  arvo on 1,8. Tarvittava tuhkan säteilyä vaimentava peitemaan paksuus arvioidaan indeksien avulla, siten että korjauskertoimet ovat indeksille  $I_2$   $1/4,5 = 0,222$  ja indeksille  $I_3$   $1/1,8 = 0,556$ . Taulukon 4.1 mukaan ne alitetaan indeksille  $I_2$  20 cm:n peitemaakerroksella ja indeksille  $I_3$  10 cm:n peitemaakerroksella.

**ESIMERKKEJÄ AKTIIVISUUSINDEKSIEN LASKEMISESTA JA PEITEMAAKERROKSEN PAKSUUDEN MÄÄRITTÄMISESTÄ**

**Esimerkki 3.**

Hakkeen tuhkan aktiivisuusindeksit, kun hankintapaikkakunnan (tai hankinta-alueen)  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma on 5 - 50 kBq/m<sup>2</sup>. Tuhkan  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuus on arvioitu siirtokertoimilla kuten taulukossa 1. Luonnon nuklidien pitoisuuksina on käytetty esimerkkituhkan pitoisuuksia, joilla laskettu luonnon nuklidien osuus indeksissä on suurin (konservatiivinen arvio), sekä pitoisuuksien keskiarvoja (keskimääräinen arvio) (Taulukko 4.2). Indeksien arvo on luonnon nuklidien ja  $^{137}\text{Cs}$ :n osuuksien summa.

<b>Keskimääräinen arvio</b>			
$^{137}\text{Cs}$ -laskeuma, kBq/m <sup>2</sup>	Tien- ja kadunrakennus, indeksi I <sub>2</sub> (ilman peittävää kerrosta)	Maantäyttö ja maisemointi, indeksi I <sub>3</sub> (ilman peittävää kerrosta)	Tuhkan käsittely, indeksi I <sub>4</sub>
5	0,43 + 1,45 = <b>1,9</b>	0,16 + 0,58 = <b>0,7</b>	0,07 + 0,29 = <b>0,4</b>
10	0,43 + 2,90 = <b>3,3</b>	0,16 + 1,16 = <b>1,3</b>	0,07 + 0,58 = <b>0,7</b>
30	0,43 + 8,70 = <b>9,1</b>	0,16 + 3,48 = <b>3,6</b>	0,07 + 1,74 = <b>1,8</b>
50	0,43 + 14,5 = <b>14,9</b>	0,16 + 5,80 = <b>6,0</b>	0,07 + 2,90 = <b>3,0</b>
<b>Konservatiivinen arvio</b>			
$^{137}\text{Cs}$ -laskeuma, kBq/m <sup>2</sup>	Tien- ja kadunrakennus, indeksi I <sub>2</sub> (ilman peittävää kerrosta)	Maantäyttö ja maisemointi, indeksi I <sub>3</sub> (ilman peittävää kerrosta)	Tuhkan käsittely, indeksi I <sub>4</sub>
5	0,91 + 3,0 = <b>3,9</b>	0,32 + 1,20 = <b>1,5</b>	0,16 + 0,60 = <b>0,8</b>
10	0,91 + 6,0 = <b>6,9</b>	0,32 + 2,40 = <b>2,7</b>	0,16 + 1,20 = <b>1,4</b>
30	0,91 + 18 = <b>18,9</b>	0,32 + 7,20 = <b>7,5</b>	0,16 + 3,60 = <b>3,8</b>
50	0,91 + 30 = <b>30,9</b>	0,32 + 12,0 = <b>12,3</b>	0,16 + 6,0 = <b>6,2</b>