

# Modelling re-analysis of dispersion of radioactive pollutants from Chernobyl accident

**M. Sofiev, I. Valkama, C. Fortelius and P. Siljamo**

Finnish Meteorological Institute, PO Box 503, 00101 Helsinki

## Introduction

Numerous national and international efforts during past 20 years collected a vast amount of information about Chernobyl catastrophe, described the source characteristics and deposition patterns for all main radionuclides. This information is gradually becoming available and currently constitutes one of the most comprehensive datasets on dispersion of multi-component, chemically and radiologically active, deposable species released into the atmosphere due to an accident.

The available dataset was used for a set of simulations with the Finnish emergency modelling system SILAM (a 3D Lagrangian random-walk model). The first run was a “standard” forward run with known source characteristics aiming at concentration and deposition patterns and their development during and shortly after the release. The second set of runs (not discussed in the current short paper) constituted an inverse problem study by means of data assimilation (the methods used are variations of the 4D-VAR approach).

## Description of the simulation setup

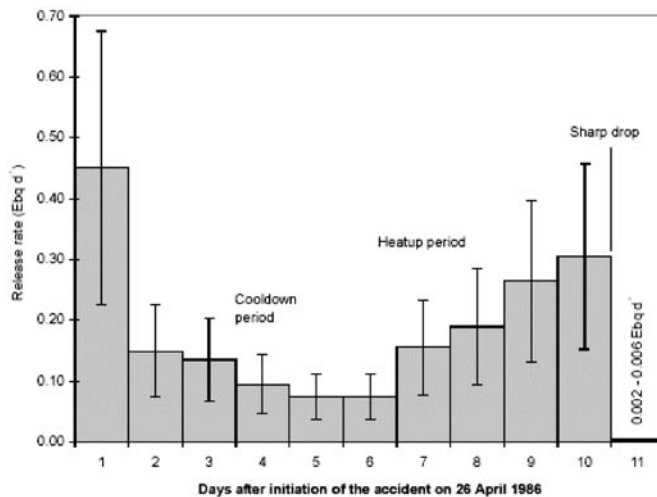
The Chernobyl power plant is located at 51° 17' N , 30° 15' E. The accident started 25.4.1986 at 21:23 and lasted for at least 10 days. Despite a vast amount of studies of the disaster, even after 20 years, the actual emission data of the Chernobyl release are not known precisely: uncertainty, according to several sources, can be up to  $\pm 50\%$ . The release estimates are based on the core inventory at the time of accident, on the estimates of radionuclides released as percent of core inventory and on assessment of analysed environmental measurements made during the years. Due to the violent nature of the initial explosion, and its highly variable strength, the emission heights are also difficult to estimate. The total values used in various simulations were first based on the initial USSR report to the International Atomic Energy Agency (USSR 1986), and derived from a summation of the material deposited within the countries of the former USSR. These data have been found in several studies to be too low by at least a factor

of two. This report was also the basis of the often quoted ATMES source term (Klug et al. 1987). The current estimates are published by Devell (et al. 1995), by Waight (et al. 1995) and by De Cort (et al. 1998).

The total activity of radioactive materials in the release is estimated in this study to be  $1.17\text{E}+19$  Bq. The data are based on Devell (et al. 1995), De Cort (et al. 1998) and Izrael (2002). Volatile fission products were found in small particles ( $0.5\text{--}1\ \mu\text{m}$ ). The daily fractions of the total release are based on those given in Waight (et al. 1995) and in De Cort (et al. 1998, see Figure 1). The release was the strongest during the first days of the accident ( $25^{\text{th}}\text{--}26^{\text{th}}$  April 1986), then decreased gradually until day 6 ( $1^{\text{st}}$  May 1986). On day 7 ( $2^{\text{nd}}$  May 1986) it started to increase again, reaching a secondary maximum on day 10 ( $5^{\text{th}}$  May 1986), due to built-up of high temperatures in the core debris, and finally dropping sharply on day 11 ( $6^{\text{th}}$  May 1986).

This emission information has been submitted to the Finnish Emergency Modelling System SILAM, which has computed a month-long distribution of the radioactive materials around Europe. SILAM is a Lagrangian random-walk model (Sofiev et al. 2006), capable of both forward and inverse simulations. The model radiological database includes 496 nuclides with their radioactive decay chains and gas-aerosol partitioning information and deposition features.

For the Chernobyl source term, we selected 22 most-important nuclides: ( $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{133}\text{Xe}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,



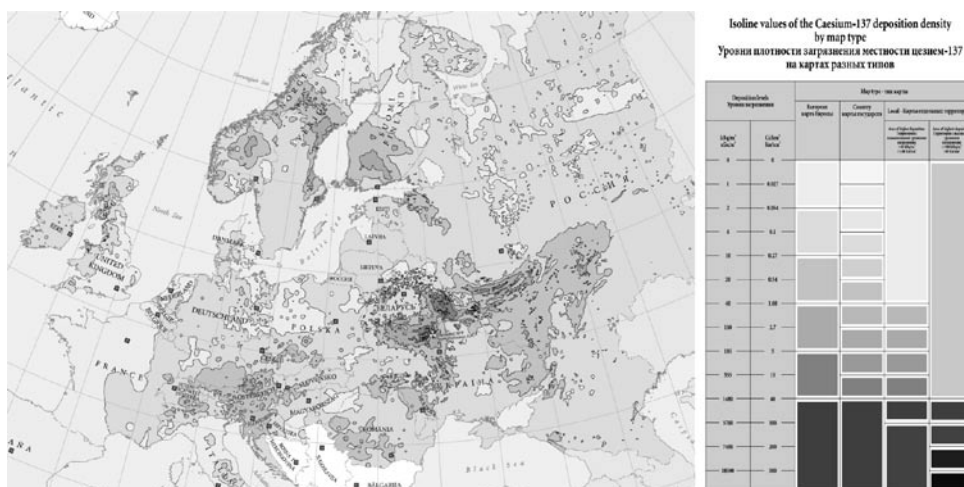
**Figure 1.** Daily release rates (and  $\pm 50\%$  error bars) of radioactive materials (EBq =  $10^{18}$  ; DeCort et al. 1998).

$^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Np}$ ,  $^{242}\text{Cm}$ ). Together with their decay-chain daughters, this resulted in 31 nuclides, which concentration and deposition patterns have been evaluated. The top level of initial plume injection was taken as function of time reaching up to 2.5 km during the first day and then getting down to 0.5 km for the day 3 and further on – after Persson et al. (1986). Similar distribution was also used by Hass et al. (1990) and Brandt et al. (2002). According to Pöllänen et al. (1998), this estimate is conservative and the first-day release might have been even higher.

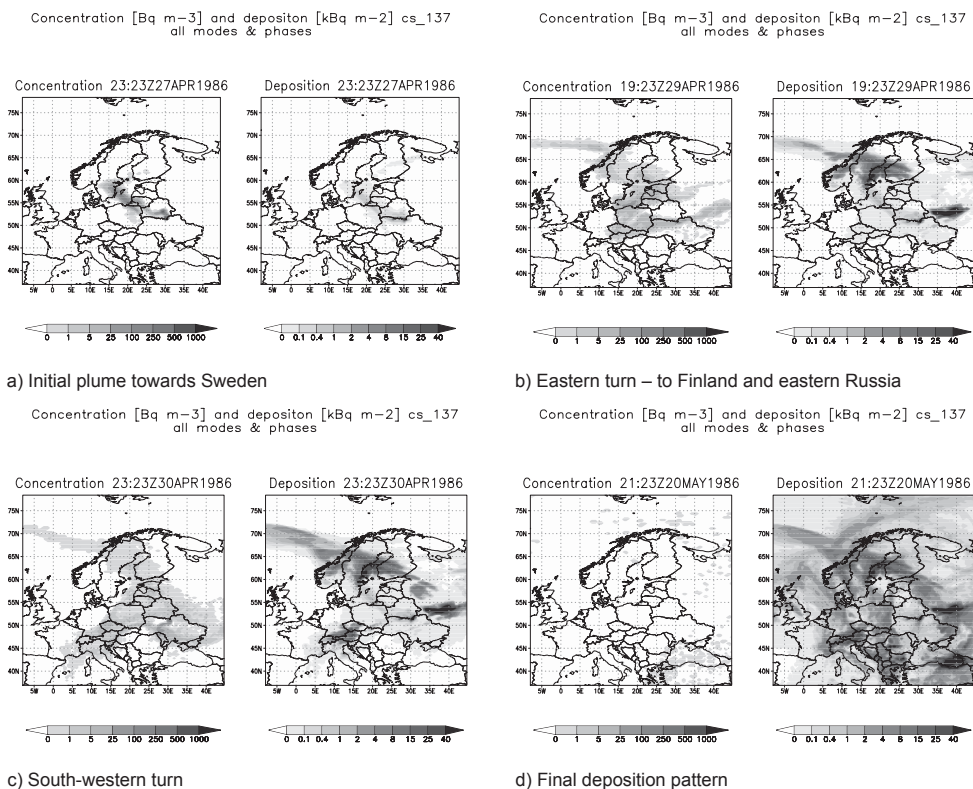
Meteorological input data for the simulations were generated by the HIRLAM (Undén 2002) limited-area weather prediction model. We used the currently operational version, similar to so-called Regular-Cycle-Runs HIRLAM at FMI (Kangas and Sokka 2005, Kangas 2004). The model has been re-run for 1986 covering the Chernobyl accident period (from 20.4.1986 to 20.5.1986). Temporal resolution was 1 hour with the forecast length from 3 to 8 hours. Horizontal resolution was  $0.2^\circ$  (about 20 km) with 40 vertical levels.

### Results of the simulations

Development of the case in time is presented in the sequence of maps in Figure 3 (p. 202) highlighting 4 entirely different periods of the dispersion. Figure 2 depicts the measured Cs-237 contamination.



**Figure 2.** Observed total Cs-137 contamination as a result of Chernobyl release and nuclear tests (Cort et al. 1998)



**Figure 3.** Cs-137 concentrations and depositions for the main dispersion events.

Comparison of Figure 2 and Figure 3 panel d) shows that SILAM reproduced the overall pattern very well, including the tiny details, such as limited contaminated region in the immediate vicinity of the station, strong depositions onto European mountains in Norway, Austria, and Italy, strong and narrow peak near Gotland, etc. Absolute levels of the deposition are also very close to the observations, providing the uncertainties in the emission. Therefore, the simulations confirmed the reliability of SILAM and also highlighted the quality of HIRLAM meteorological fields, which managed very well with timing and places of precipitation fields.

## References

Brandt J, Christensen JH, Frohn LM. Modelling transport and deposition of caesium and iodine from the Chernobyl accident using the DREAM model. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2002; 2: 397–417.

- De Cort M, Dubois G, Fridman ShD, Germenchuk MG, Izrael YuA, Janssens A, Jones AR, Kelly GN, Kvasnikova EV, Matveenko II, Nazarov IM, Pokumeiko YuM, Sitak VA, Stukin ED, Tabachny LYa, Tsaturov YuS, Avdyushin SI. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities 1998.
- Devell L. The Chernobyl reactor accident source term: Development of a consensus view. CSNI Report. Paris: OECD/NEA; 1995.
- Hass H, Memmesheimer M, Geiss H, Jacobs HJ, Laube M, Ebel A. Simulation of the Chernobyl radioactive cloud over Europe using the EURAD model. *Atmospheric Environment* 1990; 24A (3): 673–692.
- Izreal YuA. Radioactive fallout after nuclear explosions and accidents. Elsevier; 2002.
- Kangas M. The operational HIRLAM at FMI. *Hirlam Newsletter* 2004; 45: 15–22. <<http://hirlam.knmi.nl>>
- Kangas M, Sokka N. Operational and RCR HIRLAM at FMI. *Hirlam Newsletter* 2005; 48: 14–20. <<http://hirlam.knmi.nl>>
- Klug W, Graziani G, Grippa G, Pierce D, Tassone, C. Evaluation of long range atmospheric transport models using environmental radioactivity data from the Chernobyl accident. The ATMES Report. London and New York: Elsevier Applied Science; 1992.
- Persson C, Rodhe H, De Geer LE. The Chernobyl accident – A meteorological analysis of how radionuclides reached Sweden. SMHI/RMK Report No. 55; 1986.
- Pöllänen R, Valkama I. Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident. *Atmospheric Environment* 1997; 31 (21): 3575–3590.
- Sofiev M, Siljamo P, Valkama I, Ilvonen M, Kukkonen J. (2006) A dispersion modelling system SILAM and its evaluation against ETEX data. *Atmospheric Environment* 2006; 40: 674–685. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.09.069.
- Undén P (ed). HIRLAM-5 Scientific Documentation. HIRLAM-5 Project. Norrköping, Sweden; 2002. <[http://hirlam.knmi.nl/open/publications/SciDoc\\_Dec2002.pdf](http://hirlam.knmi.nl/open/publications/SciDoc_Dec2002.pdf)>
- USSR. The accident at the Chernobyl atomic power plant and its consequences. USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy. IAEA translation, Vienna, Austria, August 1986.
- Waight P, M'etivier H, Jacob P, Souchkevitch G, Viktorsson C, Bennett B, Hance R, Kumazawa S, Kusumi S, Bouville A, Sinnaeve J, Ilari O, Lazo E. Chernobyl ten years on. Radiological and Health Impact. An Assessment by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health; November 1995; OECD Nuclear Agency; 1995.

# AMAP – Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma, radioaktiivisuus

**D. Solatie<sup>1</sup> ja M. Sichel<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>STUK – Säteilyturvakeskus, Pohjois-Suomen aluelaboratorio,  
Louhikkotie 28, 96500 Rovaniemi

<sup>2</sup>NRPA – The Norwegian Radiation Protection Authority, Department for  
Emergency Preparedness and Environmental Radioactivity, Østerås

## Johdanto

Arktisen neuvoston alainen Arktisen ympäristön seuranta- ja arviointiohjelma, AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) perustettiin vuonna 1991. Sen tehtävänä on seurata ja arvioida ihmisen toiminnasta peräisin olevien saasteiden kulkeutumista, tasoa ja niiden vaikutuksia arktisen alueen ympäristöön kaikilla osa-alueilla, ilmakehässä, maaperässä, sisävesissä, merissä ja väestössä. Radioaktiivisuuden arvioinnissa keskitytään keinotekoisii radio-nuklideihin ja ihmisen toiminnasta johtuvaan säteilyaltistukseen. AMAP radioaktiivisuusryhmän yhteistyö on horisontaalista yhteistyötä kahdeksan arktisen maan välillä (Islanti, Norja, Ruotsi, Suomi, Venäjä, Tanska, Kanada ja Yhdysvallat). Kuvassa 1 esitetään AMAPin maantieteellinen alue.

## Päästöt ja kulkeutuminen arktisille alueille

Arktinen alue on läheisessä yhteydessä muuhun maailmaan ja sinne kulkeutuu saasteita hyvinkin kaukana sijaitsevista päästölähteistä. Suurin osa arktisen maa-alueen radioaktiivisesta saastumisesta johtuu vuosina 1945–1980 tehdyistä ydinasekoikeista. Joillakin alueilla merkittävin lähde on vuonna 1986 tapahtuneen Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden laskeuma. Arktisessa meriympäristössä muita radionuklidien päälähteitä ovat Sellafielidissä ja Cap de La Haguessa sijaitsevat Euroopan ydinpolttoaineen jälleenkäsittelylaitokset.

Verrattuna maailman muihin alueisiin laajat arktiset alueet ovat erittäin haavoittuvia radioaktiiviselle saastumiselle. Tämä johtuu ihmisten ruokavalion, kasvillisuuden ja eläimistön erityispiirteistä sekä maan ja luonnonvarojen käytötavoista. Suurin potentiaalinen uhka arktisen alueen väestölle ja ympäristölle on onnettomuus ydinvoimalassa arktisella alueella tai sen välittömässä läheisyydessä. Muita mahdollisia uhkia ovat onnettomuudet sotilaallisten toimintojen yhteydessä, ydinaseiden käsittelyssä ja varastoinnissa, ydinvoimalla toimivien



**Kuva 1.** AMAPin maantieteellinen alue.

alusten reaktoreiden irrottaminen sekä polttoaineen poisto, varastointi ja loppusijoitus. Lisäksi uhkan muodostavat onnettomuudet ydinvoimalla toimivissa jäänmurtaajissa sekä vuodot maalla sijaitsevista ydinmateriaalivarastoista.

## Suomen tehtävät ja tuloksia

Säteilyturvakeskuksen Pohjois-Suomen aluelaboratorio on Euroopan Unionin pohjoisin radioaktiivisuusseuranta tekevä laboratorio ja osa arktisten alueiden ympäristön seuranta- ja arviointiverkostoa. Laboratorio kerää AMAPin radioaktiivisuusraporttiin Suomen arktisen ympäristön tilaa kuvaavat tiedot sekä pitkien seurantasarjojen antaman informaation. Laboratorio vastaa myös Suomen kansallisen toimintaohjelman (National Implementation Plan) toteutumisesta radioaktiivisuusosa-alueella.

Ensimmäinen AMAPin radioaktiivisuusraportti käsitteli ihmisen toiminnasta peräisin olevien radionuklidien alkuperää ja pitoisuuksien muutoksia arktisen ympäristön eri osa-alueilla kattaen ajanjakson 1960–1995. AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic -raportti julkaistiin vuonna 2004 (AMAP 2004). Raportissa täydennettiin edellisen raportin tietoja uusilla vuoteen 2000 ulottuvilla aikasarjoilla. Suomen tutkimustulokset osoittavat, että Tshernobylin ydinvoimalaonnettomuuden vaikutukset olivat vähäiset verrattuna 1960-luvun globaaliin laskeumaan. Lapissa kerättyjen jäkälänäytteiden arvojen

perusteella Tshernobylin aiheuttama  $^{137}\text{Cs}$ -laskeuma oli alle  $1000 \text{ Bq/m}^2$  (Rissanen ja Rahola 1990), (Suomen keskimääräiseksi Tshernobyl-laskeuma  $10000 \text{ Bq/m}^2$ ). Merkittävin arktisen alueen ravintoketju radionuklidien kertymisen ja ihmisiin kohdistuvan säteilyannoksen kannalta on jäkälä–poro–poromies. Poronlihan lisäksi muita radionuklidien saantilähteitä ovat sienet, marjat ja riista, mutta niiden muodostamat ravintoketjut eivät ole spesifiä vain arktisille alueille. Radionuklideja kulkeutuu eläimiin ja ihmisiin paitsi ravinnon myös hengitys-ilman ja juomaveden kautta.

## Yhteenveto

Yleisesti ottaen ihmisen toiminnasta aiheutuvien radionuklidien tasot ovat laskussa arktisella ja subarktisilla alueilla. Jälleenkäsittelylaitosten päästöt ovat viime vuosina kuitenkin lisänneet eräiden radionuklidien, erityisesti  $^{99}\text{Tc}$  ja  $^{129}\text{I}$ , määrää Euroopan puoleisissa arktisissa merissä. Vanhempien Irlanninmeren sedimentteihin varastoituneiden päästöjen, kuten Sellafieldin päästöjen (erityisesti  $^{137}\text{Cs}$  ja Pu), on havaittu lähteneen uudestaan liikkeelle ja ne ovat nykyisin säteilylähde arktisella alueella. Vaikka näiden radionuklidien päästöt ydinpolttoaineen jälleenkäsittelylaitoksista ovat vähentyneet, päästöt ympäristölähteistä, kuten Irlanninmeren ja Itämeren kontaminoituneista sedimenteistä havaitaan arktisella alueella.

AMAP selvittää radionuklidien kulkeutumista, tasoa sekä vaikutusta arktisilla alueilla. AMAP suorittaa myös riskien ja ympäristövaikutusten arviointeja, mukaan lukien onnettomuusskenaariot. Tulevaisuuden haasteita on myös ilmastonmuutoksen vaikutuksen arviointi arktisten alueiden radio-ekologiaan.

## Kirjallisuusviitteet

AMAP Assessment 2002: Radioactivity in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 2004.

Rissanen K, Rahola T. Radiocesium in lichen and reindeer after the Chernobyl accident. Rangifer 1990; special issue no. 3: 55–61.



# Luonnonradioaktiivisuus suomalaisessa talousvedessä

## P. Vesterbacka

STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristönvalvonta,  
PL 14, 00881 Helsinki

## Johdanto

Pohjaveteen radioaktiiviset aineet siirtyvät maa- ja kallioperästä. Suomalaisissa pohjavesissä radioaktiivisuus aiheutuu lähinnä  $^{238}\text{U}$ -sarjan radionuklideista (Asikainen 1981a, Asikainen 1981b, Salonen 1994, Vesterbacka 2005). Eniten säteilyaltistusta aiheuttaa  $^{222}\text{Rn}$ . Muita tärkeitä  $^{238}\text{U}$ -sarjan radionuklideja ovat uraanin isotoopit  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$  sekä  $^{210}\text{Pb}$ . Vedessä esiintyy myös  $^{232}\text{Th}$ -sarjaan kuuluvaa  $^{228}\text{Ra}$ -isotooppia ja hajoamissarjoihin kuulumatonta radioaktiivista  $^{40}\text{K}$ . Vettä käytettäessä osa siihen liuenneesta radonista vapautuu sisäilmaan. Talousvesi voi siten olla myös huomattava sisäilman radonlähde. Talousveden merkitys sisäilman radonpitoisuuden lähteenä on suurin porakaivovettä käyttävissä kotitalouksissa.

Noin 90 % suomalaisista käyttää vesilaitosvettä ja loput, 10 % väestöstä, yksityistä kaivovettä. Vesilähteen alkuperä vaikuttaa luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuteen talousvedessä. Pintavedessä aktiivisuuspitoisuudet ovat hyvin matalia, maaperän pohjavedessä tavataan satunnaisesti kohonneita pitoisuuksia ja kalliopohjavedessä pitoisuudet voivat olla hyvinkin korkeita.

## Materiaalit ja menetelmät

Säteilyturvakeskuksessa on tutkittu talousvedessä esiintyviä radioaktiivisia aineita 1960-lopulta lähtien. Vuonna 2005 mittauksia oli tehty jo lähes 9000 porakaivosta, 5000 rengas- tai lähdekaivosta ja yli 1000 vesilaitos- tai ottamovedestä.

Suurimmasta osasta näytteistä on määritetty  $^{222}\text{Rn}$  ja kokonaisalfa-aktiivisuus.  $^{222}\text{Rn}$ -pitoisuus on määritetty useimmiten nestetuikemenetelmällä (Salonen 1993a, Salonen ja Hukkanen 1997). Pienestä osasta näytteistä  $^{222}\text{Rn}$ -pitoisuus on määritetty  $^{222}\text{Rn}$ :n tytärnuklidien perusteella gammaspektrometrisesti (Kahlos ja Asikainen 1973). Kokonaisalfa-aktiivisuus, mikä kertoo vedessä olevien  $^{234}\text{U}$ :n,  $^{238}\text{U}$ :n,  $^{210}\text{Po}$ :n ja  $^{226}\text{Ra}$ :n yhteismäärän, on määritetty joko sinkkisulfidilaskurilla

tai nestetuikespektrometrillä (Kahlos ja Asikainen 1973, Salonen 1993b, Salonen ja Hukkanen 1997).

Nestetuikespektrometrillä tehdystä kokonaisalfamäärityksestä on saatu tieto veden  $^{226}\text{Ra}$ -aktiivisuuspitoisuudesta (Salonen ja Hukkanen 1997).  $^{226}\text{Ra}$ -aktiivisuuspitoisuus on määritetty lisäksi radiokemiallisesti  $\text{BaSO}_4$ -saostukseen perustuvalla menetelmällä (Kahlos ja Asikainen 1973).  $^{238}\text{U}$ :n,  $^{234}\text{U}$ :n,  $^{210}\text{Pb}$ :n ja  $^{210}\text{Po}$ :n radiokemiallisia määrittämiä on tehty huomattavasti vähemmän kuin  $^{222}\text{Rn}$ - ja kokonaisalfamäärityksiä. Radiokemiallisia määrittämiä on tehty vesinäytteistä, joista on tarvittu tarkempaa nuklidikohtaista tietoa. Radiokemiallisessa määrittämisessä  $^{238}\text{U}$  ja  $^{234}\text{U}$  on erotettu muista radioaktiivisista aineista anioninvaihdolla ja mitattu alfaspektrometrillä.  $^{210}\text{Po}$ :n aktiivisuuspitoisuus on määritetty saostamalla se spontaanisti hopealevyille ja mittaamalla alfaspektrometrillä (Häsänen 1977).  $^{210}\text{Pb}$ :n määrittäminen on perustunut toiseen  $^{210}\text{Po}$ :n saostukseen samasta näytteestä, josta ensimmäinen  $^{210}\text{Po}$ :n saostus on tehty, kun uutta  $^{210}\text{Po}$ :a on syntynyt riittävästi  $^{210}\text{Pb}$ :n hajoamisessa (Vesterbacka ja Ikäheimonen 2005). Vaihtoehtoinen menetelmä  $^{210}\text{Pb}$ :n määrittämiseksi on ollut selektiiviseen uuttoon perustuva menetelmä ja mittaus nestetuikespektrometrillä (Vajda ym. 1997).

## Tulokset

### Korkeimmat aktiivisuuspitoisuudet löytyvät Etelä-Suomen porakaivoista

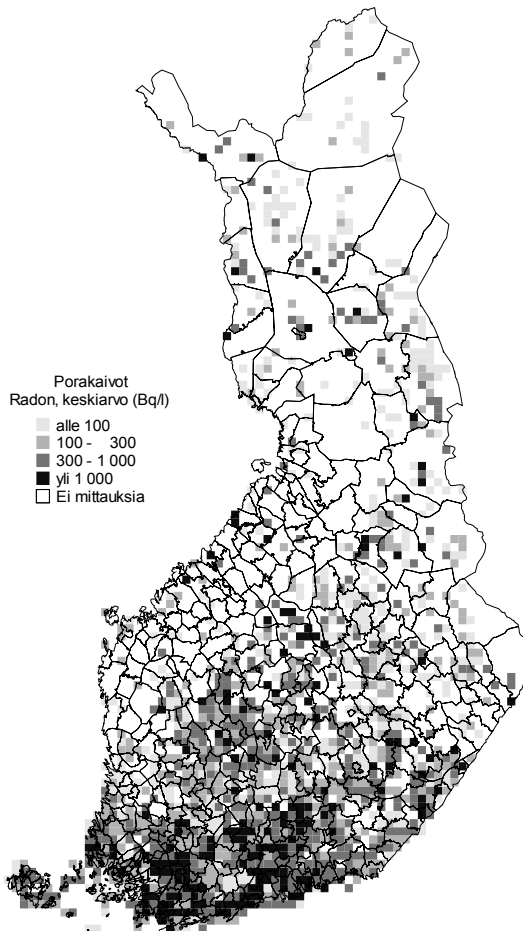
Korkeimmat luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuudet löytyvät porakaivovedestä (taulukko I). Porakaivovedessä luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksien keskiarvot ovat nuklidista riippuen 2–20 kertaa suurempia kuin maaperän kaivovedessä tai vesilaitosvedessä. Vesilaitosten jakamassa vedessä keskimääräiset pitoisuudet ovat matalia, koska niissä käytetään useimmiten vesilähteenä joko maaperänpohjavettä tai pintavettä.

Kuvassa 1 on esitetty porakaivojen  $^{222}\text{Rn}$ -aktiivisuuspitoisuuden keskiarvot  $10 \times 10$  km:n ruuduissa. Korkeimmat aktiivisuuspitoisuudet löytyvät alueilta, joissa kallioperä koostuu graniittisista kivilajeista. Korkeita porakaivoveden  $^{222}\text{Rn}$ -pitoisuuksia on suhteessa eniten Etelä- ja Lounais-Suomessa. Lisäksi yksittäisiä korkeita pitoisuuksia on havaittavissa myös hajanaisesti muualla Suomessa.  $^{238}\text{U}$ :n,  $^{234}\text{U}$ :n,  $^{210}\text{Pb}$ :n ja  $^{210}\text{Po}$ :n esiintyminen noudattaa paljolti  $^{222}\text{Rn}$ :n esiintymistä.  $^{226}\text{Ra}$ :n esiintyminen poikkeaa alueellisesti jonkin verran muiden radioaktiivisten aineiden esiintymisestä. Porakaivojen korkeat  $^{226}\text{Ra}$ -pitoisuudet keskittyvät lähinnä rannikkoalueille.

**Taulukko I.** Luonnon radioaktiivisten aineiden aritmeettiset keskiarvot erityyppisissä vesilähteissä (Mäkeläinen ym. 2001, Vesterbacka ym. 2005).

Vesilähde	<sup>222</sup> Rn (Bq/l)	Kokonais- alfapitoisuus (Bq/l)*	<sup>226</sup> Ra (Bq/l)	<sup>210</sup> Pb (Bq/l)	<sup>210</sup> Po (Bq/l)	<sup>238</sup> U (µg/l)
Porakaivosvesi	460	0,61	0,05	0,040	0,048	20,9
Maaperän kaivosvesi	50	0,05	0,02	0,013	0,007	1,2
Vesilaitosvesi	27	0,04	0,003	0,003	0,003	1,2

\* <sup>238</sup>U:n, <sup>234</sup>U:n, <sup>226</sup>Ra:n ja <sup>210</sup>Po:n aktiivisuuksien yhteismäärä.



**Kuva 1.** Porakaivoveden keskimääräinen <sup>222</sup>Rn-aktiivisuuspitoisuus 10 × 10 km:n ruudussa (Voutilainen ym. 2000).

## Efektiiviset säteilyannokset

Porakaivovettä ruoka- ja juomavetenä käyttävän suomalaisen keskimääräinen efektiivinen annos vedestä on 0,4 mSv (taulukko II). Tämä on noin kymmenesosa suomalaisten keskimääräisestä säteilyannoksesta, joka on 3,7 mSv. Maaperän kaivovettä käyttävälle vastaava säteilyannos on 0,05 mSv ja vesilaitosvettä käyttävälle 0,02 mSv (Mäkeläinen ym. 2001, Vesterbacka ym. 2005).

$^{222}\text{Rn}$  aiheuttaa porakaivovettä käyttävälle keskimäärin 75 % ja maaperän kaivoveden käyttäjälle 60 % kaikista luonnonradioaktiivisista aineista yhteensä saatavasta säteilyannoksesta.  $^{222}\text{Rn}$ :n jälkeen eniten säteilyannosta aiheuttavat  $^{210}\text{Po}$  ja  $^{210}\text{Pb}$ .

## Talousveden radioaktiivisuutta koskevat ohjeet

Säteilyturvakeskus on asettanut vuonna 1993 toimenpiderajat vesilaitosvedelle (Ohje ST 12.3). Ohjeen ST 12.3 mukainen toimenpideraja  $^{222}\text{Rn}$ :lle on 300 Bq/l ja muille radioaktiivisille aineille välillä 0,5–20 Bq/l. Jos vedessä on sekä  $^{222}\text{Rn}$ :a että muita radioaktiivisia aineita, pitoisuuksien tulee olla edellä mainittuja arvoja pienempiä. Yksityiselle kaivovedelle sosiaali- ja terveysministeriö on antanut asetuksessa 401/2001 veden  $^{222}\text{Rn}$ -pitoisuudelle laatusuosituksen 1000 Bq/l. Muille radioaktiivisille aineille ei ole toistaiseksi asetettu kansallisia toimenpiderajoja.

Erikoisasemassa on uraani ( $^{238}\text{U}$ ), jonka kemiallisen myrkyllisyyden ajatellaan aiheuttavan suuremman terveysriskin kuin radioaktiivisuuden. Suomessa  $^{238}\text{U}$ :lle ei ole asetettu enimmäispitoisuutta sen kemiallisen myrkyllisyyden perusteella. Säteilyturvakeskus suosittelee toimenpiteitä, jos veden  $^{238}\text{U}$ -pitoisuus on suurempi kuin 0,1 mg/l.

Radioaktiivisuutta koskeviin kansallisiin asetuksiin ja ohjeisiin on tulevaisuudessa tulossa muutoksia, kun niitä yhtenäistetään EU:n neuvoston juomavesidirektiivin, 98/83/EY, mukaiseksi.

## $^{222}\text{Rn}$ :n, $^{238}\text{U}$ :n, $^{234}\text{U}$ :n, $^{226}\text{Ra}$ :n, $^{210}\text{Pb}$ :n ja $^{210}\text{Po}$ :n poistaminen juomavedestä

$^{222}\text{Rn}$  poistetaan aina kaikesta talousvedestä, koska se vapautuu vedenkäytön yhteydessä sisäilmaan ja voi siten lisätä sisäilman  $^{222}\text{Rn}$ -pitoisuutta. Vedestä  $^{222}\text{Rn}$  voidaan poistaa joko ilmastusmenetelmällä tai aktiivihiihisuodatuksella (Vesterbacka ym. 2003). Ilmastusmenetelmä perustuu  $^{222}\text{Rn}$ -kaasun siirtymiseen vedestä ilmaan, mihin vaikuttavat  $^{222}\text{Rn}$ -pitoisen veden ja ilman kontaktiaika, veden ja ilman rajapinnan ala,  $^{222}\text{Rn}$ :n pitoisuusero veden ja ilman välillä sekä lämpötila ja paine. Aktiivihiihisuodattimen toiminta perustuu  $^{222}\text{Rn}$ :n adsorp-

**Taulukko II.** Eri nuklidien keskimääräiset säteilyannokset (mSv) vuodessa vesilähteen mukaan.

Vesilähde	Käyttäjä (lkm)	<sup>222</sup> Rn (mSv)	<sup>238</sup> U (mSv)	<sup>234</sup> U (mSv)	<sup>226</sup> Ra (mSv)	<sup>210</sup> Pb (mSv)	<sup>210</sup> Po (mSv)	Yhteensä (mSv)
Porakaivovesi	200 000	0,29	0,008	0,014	0,010	0,022	0,046	0,39
Maaperän kaivovesi	300 000	0,032	0,001	0,001	0,003	0,007	0,007	0,05
Vesilaitosvesi	4 700 000	0,02	0,0005	0,0008	0,0007	0,0015	0,003	0,02

tioon aktiivihiihen pintaan. Molemmilla menetelmillä <sup>222</sup>Rn poistuu vedestä yli 90 %:sesti.

<sup>238</sup>U, <sup>234</sup>U, <sup>226</sup>Ra, <sup>210</sup>Pb ja <sup>210</sup>Po aiheuttavat säteilyaltistusta vain sisäisesti nautittuna, joten riittää, kun ne poistetaan ruoka- ja juomavedestä. Tehokkain menetelmä <sup>238</sup>U:n, <sup>234</sup>U:n ja <sup>226</sup>Ra:n poistamiseksi vedestä on ioninvaihto. <sup>238</sup>U ja <sup>234</sup>U poistuvat yli 95 % anioninvaihtomassalla varustetulla suodattimella ja <sup>226</sup>Ra vastaavasti kationinvaihtomassalla varustetulla suodattimella (Vesterbacka ym. 2003). <sup>210</sup>Pb:n ja <sup>210</sup>Po:n aktiivisuuspitoisuuksien vähentäminen vedestä onnistuu varmimmin kalvosuodatukseen perustuvalla menetelmällä esimerkiksi käänteis-osmoosilaitteella (Vesterbacka ym. 2003).

## Johtopäätökset

Korkeimmat luonnon radioaktiivisten aineiden pitoisuudet löytyvät porakaivovedestä. Porakaivovedessä luonnon radioaktiivisten aineiden aktiivisuuspitoisuuksien keskiarvot ovat radionuklidista riippuen 2–20 kertaa suurempia kuin maaperän kaivovedessä tai vesilaitosvedessä.

Porakaivovettä ruoka- ja juomavetenä käyttävän suomalaisen keskimääräinen efektiivinen annos vedestä on 0,4 mSv. Maaperän kaivovettä käyttävälle vastaava annos on 0,05 mSv ja vesilaitosvettä käyttävälle 0,02 mSv. <sup>222</sup>Rn aiheuttaa porakaivovettä käyttävälle keskimäärin 75 % kaikista luonnon-radioaktiivisista aineista yhteensä saatavasta annoksesta. <sup>222</sup>Rn:n jälkeen eniten säteilyannosta aiheuttavat <sup>210</sup>Po ja <sup>210</sup>Pb.

Radioaktiivisten aineiden pitoisuutta juomavedessä voidaan vähentää. Tehokkaita menetelmiä <sup>222</sup>Rn:n poistamiseksi vedestä ovat ilmastus ja aktiivihiihisiuodatus. Varmimmin <sup>238</sup>U:n, <sup>234</sup>U:n ja <sup>226</sup>Ra:n poistaminen vedestä onnistuu ioninvaihdolla, <sup>210</sup>Po:n ja <sup>210</sup>Pb:n poistaminen kalvosuodatuksella.

## Kirjallisuusviitteet

- Asikainen M. State of disequilibrium between  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{222}\text{Rn}$  in groundwater from bedrock. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1981a; 45: 201–206.
- Asikainen M. Radium content and the  $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$  activity ratio in groundwater from bedrock. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1981b; 45: 1375–1381.
- Kahlos H, Asikainen M. Natural Radioactivity of Ground Water in the Helsinki Area, Report STL-A19. Helsinki: Säteilyfysiikan laitos; 1973.
- Häsänen E. Dating of Sediments, based on  $^{210}\text{Po}$  measurements. *Radiochemical Radioanalytical Letters* 1977; 31 (4–5): 207–214.
- Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L, Markkanen M, Arvela H. Talousveden radioaktiivisuus – perusteita laatuvaatimuksille. STUK-A182. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2001.
- Ohje ST 12.3. Talousveden radioaktiivisuus. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1993.
- Salonen L. Measurement of low levels of  $^{222}\text{Rn}$  in water with different commercial liquid scintillation counters and pulse shape analysis. In: Noakes JE, Schönhofer F, Polach HA (eds). *Liquid Scintillation Spectrometry 1992*. Radiocarbon 1993. Michigan: Braun-Brumfield Inc.; 1993a. p. 361–372.
- Salonen L. A rapid method for monitoring of uranium and radium in drinking water. *The Science of the Total Environment* 1993b; 130/131: 23–35.
- Salonen L.  $^{238}\text{U}$  series radionuclides as a source of increased radioactivity in groundwater originating from Finnish bedrock. *Future Groundwater Resources at Risk* 1994; IAHS Publ. No. 222: 71–84.
- Salonen L, Hukkanen H. Advantages of low-background liquid scintillation alpha-spectrometry and pulse shape analysis in measuring  $^{222}\text{Rn}$ , uranium and  $^{226}\text{Ra}$  in groundwater samples. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 1997; 226 (1–2): 67–74.
- Vajda N, LaRosa J, Zeisler P, Danesi P, Kis-Benedek Gy. A novel technique for the simultaneous determination of  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{210}\text{Po}$  using a crown ether. *Journal of Environmental Radioactivity* 1997; 37 (3): 355–372.
- Vesterbacka P, Ikäheimonen TK. Optimization of  $^{210}\text{Pb}$  determination via spontaneous deposition of  $^{210}\text{Po}$  on a silver disk. *Analytica Chimica Acta* 2005; 545: 252–261
- Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Arvela H. Natural radioactivity in drinking water in private wells in Finland. *Radiation Protection Dosimetry* 2005; 113: 223–232.
- Vesterbacka P.  $^{238}\text{U}$ -series radionuclides in Finnish groundwater-based drinking water and effective doses. STUK-A213. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2005.

- Vesterbacka P, Turtiainen T, Hämäläinen K, Salonen L, Arvela H. Talousveden radionuklidien poisto. STUK-A197. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2003.
- Voutilainen A, Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L. Porakaivoveden radonkattasto. STUK-A171. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2000.

# Puuntuotannon suojaaminen laskeuman $^{137}\text{Cs}$ :ltä metsänhoidon menetelmillä

**V. Vetikko<sup>1</sup>, A. Rantavaara<sup>1</sup> ja L. Aro<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,  
PL 14, 00881 Helsinki

<sup>2</sup>Metsäntutkimuslaitos (METLA), Parkanon toimintayksikkö,  
Kaironiementie 54, 39700 Parkano

## Johdanto

Radioaktiivisten laskeumien mukana metsämaahan joutunutta  $^{137}\text{Cs}$ :ää kertyy ravinteiden mukana puiden kasvaviin osiin ja vähitellen myös rungon puuainekseen. Suuri osa vuoden 1986 laskeuman  $^{137}\text{Cs}$ :stä on edelleen metsämaan pintakerroksessa, josta puut saavat ravinteita ja niiden mukana cesiumia.  $^{137}\text{Cs}$ :n kiertokulku metsissä jatkuu vuosikymmeniä, sillä se poistuu ympäristöstä radioaktiivisen hajoamisen kautta 30 vuoden puoliintumisajalla.

Sopivilla metsänhoidon menetelmillä voidaan vähentää  $^{137}\text{Cs}$ :n siirtymistä maaperästä puuainekseen. Laskeumatilanteisiin tulee varautua kehittämällä tutkimustuloksiin perustuvia käytännön ohjeita puuntuotannon turvaamiseksi. Menetelmien tulee olla riittävän tehokkaita sekä teknisesti, ekologisesti ja taloudellisesti toteuttamiskelpoisia ja muutenkin kestävänsä metsätalouden mukaisia, niin kuin lainsäädäntö edellyttää. Toimenpiteet tulee toteuttaa ottaen huomioon niiden sosio-ekonomiset ja ympäristöön kohdistuvat vaikutukset. Ne eivät saa esimerkiksi huonontaa vesistöjen tai pohjaveden laatua. Metsien puhdistamiseen muualla ehdotetut pintamaan, aluskasvillisuuden, oksien tai lehvästön poistaminen heikentävät metsien kasvuolosuhteita tai puustoa ja ovat liian radikaaleja pohjosiin metsiin, joissa humuskerros on useimmiten ohut ja puiden kasvu hidasta (Hubbard ym. 2002).

Tässä yhteenvedossa esitetään Metsäntutkimuslaitoksen ja Säteilyturvakeskuksen tutkimissa kenttäkokeissa saatuja tuloksia metsänhoidon menetelmien tehokkuudesta runkokuun  $^{137}\text{Cs}$ :n vähentämisessä. Lisäksi esitetään periaatteita, jotka on hyvä ottaa huomioon puuntuotannon suojaamista suunniteltaessa.



## Metsikkökokeet ja runkopuuta koskevat tulokset

Lannoituksen, kalkituksen ja maanmuokkauksen vaikutusta runkopuun ja puun muiden osien <sup>137</sup>Cs-pitoisuuksiin ja -määriin on tutkittu Metsäntutkimuslaitoksen kenttäkokeilla Länsi- ja Keski-Suomessa. Kyseessä on maanparannus eri tavoin toteutettuna. Puuston ravinnetaloutta korjataan parantamalla kivennäisravinteiden saatavuutta lannoituksen tai maanmuokkauksen avulla, jolloin puiden <sup>137</sup>Cs:n otto vähenee. Toimenpiteistä on hyötyä puuntuotannolle riippumatta siitä, paljonko alueella on <sup>137</sup>Cs:ää.

Lannoituksen vaikutuksia tutkittiin koealoilla, joiden peruslannoitus oli tehty 6–25 vuotta ennen Tshernobyl-laskeumaa. Kalkitus- ja maanmuokkaukset männyn taimilla aloitettiin vuonna 1986, ja vaikutusta puun <sup>137</sup>Cs- ja <sup>90</sup>Sr-aktiivisuuteen analysoitiin vuonna 1992. <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet puun eri osissa vähenivät kaikissa kokeissa verrattuna puihin, joiden kasvupaikkaa ei ollut lannoitettu, kalkittu tai muokattu (taulukko I).

Puiden juurten kautta tapahtuvan <sup>137</sup>Cs:n oton väheneminen kaliumlannoituksella perustuu siihen, että cesium-ioneja (Cs<sup>+</sup>) siirtyy solukalvojen läpi vähemmän kuin kasvien tarvitsemia kalium-ioneja (K<sup>+</sup>), kun kaliumpitoisuus

**Taulukko I.** Metsänhoitomenetelmien vaikutus puun eri osien <sup>137</sup>Cs-pitoisuuteen kivennäis- ja turvemaiden 6–11 vuotta Tshernobyl-laskeuman jälkeen (Moberg ym. 1999, Aro ym. 2002, Kaunisto ym. 2002, Rantavaara ja Raitio 2002, Rantavaara ja Aro 2003).

Toimenpide	Kasvupaikka	Puulaji	Puun osa	<sup>137</sup> Cs:n vähennys (%)
Lannoitus (NPK+NPK) <sup>a</sup>	Kivennäismaa	Kuusi	Puu, kuori, oksat, neulaset	73–92
Lannoitus (NPK) <sup>b</sup>	Turvema	Mänty	Puu, kuori, oksat, neulaset	8–23
Lannoitus (PK/NKP+NPK+PK) <sup>c</sup>	Turvema	Mänty	Puu, kuori, oksat, neulaset	33–58
Kalkitus	Kivennäismaa	Mänty	Runko, oksat, neulaset	15–28
Maanmuokkaus	Kivennäismaa	Mänty	Runko, oksat, neulaset	46–62
Kalkitus ja maanmuokkaus	Kivennäismaa	Mänty	Runko, oksat, neulaset	58–71

<sup>a</sup> Peruslannoitus vuonna 1980, jatkolannoitus 1985. Ravinnemäärät nykyisiä suosituksia suurempia. Näytteenotto vuonna 1997.

<sup>b</sup> Peruslannoitus vuonna 1961, ei jatkolannoituksia. Kaliumin määrä nykyisiä suosituksia pienempi. Näytteenotto vuonna 1995.

<sup>c</sup> Peruslannoitus vuonna 1965, kaliumin määrä nykyisiä suosituksia pienempi. Jatkolannoitukset 1977 ja 1994. Näytteenotto v. 1995.

juurisolujen ulkopuolella kasvaa (White ja Broadley 2000). Lannoituksella voidaan vähentää huomattavasti  $^{137}\text{Cs}$ :n kertymistä runkopuuhun. Käytettävät ravinnemäärät on arvioitava metsikkökohtaisesti puuston ravinnetilan ja maaperän ominaisuuksien perusteella. Siten voidaan välttää myös ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin.

## Valmius ja mahdollisuudet talousmetsien suojaamiseen

Metsätalouden varautumista radionuklidilaskeumiin selvitettiin Pohjoismaissa vuonna 2000. Ilmeni, että metsien ja puuntuotannon suojaamista koskevia suunnitelmia ei silloin ollut (Hubbard ym. 2002). Laskeumatilanteissa tulee ottaa huomioon metsien käytön, hoidon ja puutavaran tuotannon kansalliset, alueelliset ja metsänomistajien omat tavoitteet. Aina ei tarvitse muuttaa olemassa olevia metsänkasvatusohjelmia. Yleensäkin laskeumatilanteen alkuvaiheessa ei pidä toteuttaa kiireessä tehtyjä toimenpidesuunnitelmia, sillä radioaktiivista cesiumia kertyy runkopuuhun hitaasti. Metsien hoitosuunnitelmia joudutaan korjaamaan, jos puun aktiivisuuspitoisuudet korjuuajankohtana arvioidaan hyväksyttävää tasoa suuremmiksi. Tällöin tarvitaan vaihtoehtoisia tapoja puuttua puuston aktiivisuuden kehittymiseen. Asenteet metsänlannoituksen soveltuvuuteen osaksi kestävästä metsätaloutta vaihtelevat Euroopassa kunkin maan metsänhoidon käytännön ja sovellettavien sertifiointijärjestelmien mukaan. Ilman maanparannusta tai sen ohella saavutetaan merkittävää etua siitä, että metsänhakkuita kohdennetaan alueellisesti ottaen huomioon puun  $^{137}\text{Cs}$ -aktiivisuuden ajalliset muutokset (Hubbard ym. 2002).

Metsätalouden toimijoiden vahvaa osallistumista suojaustoimenpiteiden suunnitteluun puoltavat heillä oleva tieto metsätalouden toimintakyvystä, suunnittelutyökaluista ja puumarkkinoista. Eri metsänomistajaryhmien saavuttaminen voi onnistua siirtämällä ohjeiden viimeistely ja täytäntöönpano metsätalouden hallinnon kautta paikallisen neuvonnan ja metsänomistajan tasolle. Yleisiä, laajoja metsäalueita koskevia toimenpideohjeita ei voida yleensä antaa metsien rakenteen ja kasvuolosuhteiden vaihtelun takia.

Eurooppalaisen päätöksenteon tukijärjestelmän (RODOS) metsämalli on yksinkertainen työkalu alueellisten laskeumaerojen huomioon ottamiseen ja suojaustoimenpiteiden kustannustehokkuuden arviointiin erilaisissa metsissä. Malli ei kuitenkaan korvaa näytteenottoa ja puuston radioaktiivisuuden mittauksia. Laskeumatilanteessa on tärkeää saada jatkuvasti täydentyvä tilannekuva metsien radioaktiivisuudesta suojaustoimien valmistelua varten. Mittausten riittävyys tulee varmistaa sekä suunnittelun tueksi että toimenpiteiden täytäntöönpanon jälkeen saavutetun tehokkuuden ja mahdollisten lisätoimenpiteiden tarpeen osoittamiseksi.

Jatkotutkimusta tarvitaan edelleen radionuklidien kierrosta erityyppisissä metsissä sekä suojaustoimenpiteiden sisällöstä, kohdentamisesta ja ajoituksesta. Tutkimukseen perustuvalla tiedolla torjutaan myös metsäekosysteemin toimintaa vahingoittavien toimenpide-ehtotusten käyttöönotto.

## Kirjallisuusviitteet

- Aro L, Rantavaara A, Raitio H, Vetikko V. Effect of fertilisation on  $^{137}\text{Cs}$  in understory spruces on a dryish pine site. Radioprotection-colloques 2002; 37 (C1): 427–432.
- Hubbard L, Rantavaara A, Andersson K, Roed J. Tools for forming strategies for remediation of forests and park areas in northern Europe after radioactive contamination: background and techniques. Report NKS-52. Roskilde: Nordic Nuclear Safety Research; 2002.
- 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 2002; 117: 111–119.
- 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, Guillitte O. An integrated approach to radionuclide flow in seminatural ecosystems underlying exposure pathways to man (LANDSCAPE). Final report. SSI Report 99:19. Tukholma: Statens strålskyddsinstitut; 1999.
- Rantavaara A, Aro L. Radioecology and management of contaminated forests. In: Paile W (ed). Radiation Protection in the 2000s – Theory and Practice. Nordic Society for Radiation Protection. Proceedings of the XII ordinary meeting. Turku/Åbo, Finland. August Aug 25–29, 2002. STUK-A195. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2003. p. 443–449.
- Rantavaara A, Raitio H.  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  root uptake of pine saplings in a managed forest. Radioprotection-colloques 2002; 37 (C1): 565–568.
- White PJ, Broadley MR. Mechanisms of caesium uptake by plants. The New Phytologist 2000; 147: 241–256.

# Tshernobyl-laskeuma maan pintahumuskerroksessa Suomessa, Luoteis-Venäjällä ja Baltian maissa vuosina 1999–2003

**J. Ylipieti<sup>1</sup>, K. Rissanen<sup>1a</sup>, E. Kostiainen<sup>2</sup>, R. Salminen<sup>3</sup>,  
O. Tomilina<sup>4</sup>, K. Täht<sup>5</sup>, A. Gilucis<sup>6</sup> ja V. Gregorauskiene<sup>7</sup>**

<sup>1</sup> STUK – Säteilyturvakeskus, Pohjois-Suomen laboratorio,  
Lauhikkotie 28, 96500 Rovaniemi

<sup>1a</sup>STUK – Säteilyturvakeskus, Pohjois-Suomen laboratorio (eläkkeellä)

<sup>2</sup> STUK – Säteilyturvakeskus, Tutkimus ja ympäristövalvonta,  
PL 14, 00881 Helsinki

<sup>3</sup> Geologian tutkimuskeskus, Espoo

<sup>4</sup> S/C Mineral, Pietari, Venäjä

<sup>5</sup> Eesti Geolookiakeskus

<sup>6</sup> Geological Survey of Latvia

<sup>7</sup> Geological Survey of Lithuania

## Johdanto

Barents Ecogeochemistry -projektin yhteydessä kerättiin vuosina 2000–2001 näytteitä maan pintahumuskerroksesta Suomesta ja Luoteis-Venäjältä. Projektin tehtävä oli selvittää ympäristön tila tutkittavalla alueella (Salminen ym. 2005). Näytteenottoa täydennettiin vuonna 2003 kattamaan myös Baltian maat. Tässä raportissa kaikki STUKissa gammaspektrometrisesti analysoidujen näytteiden tulokset on koottu yhdeksi maantieteelliseksi kokonaisuudeksi ja esitetty teemoitetuilla karttapohjilla. Karttojen teemoilla kuvataan radionuklidien <sup>137</sup>Cs ja <sup>134</sup>Cs esiintyminen maapinnan humuskerroksissa lähes 20 vuotta Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuuden jälkeen. Tämän lisäksi raportoidaan pitkissä gammaspektrometrisissä mittauksissa havaittuja muita ihmisen tuottamia radioaktiivisia aineita, jotka ovat todennäköisesti peräisin Tshernobylin ydinvoimalaitosonnettomuudesta.

## Materiaalit ja menetelmät

Barents Ecogeochemistry -projektin maastotyöt toteutettiin Geologian tutkimuskeskuksen johdolla yhteistyössä venäläisten geologian alan organisaatioiden ja Baltian maiden geologian tutkimuskeskusten kanssa. Ennen varsi-

naisen Barents Ecogeochemistry -projektin aloitusta vuonna 1999 järjestetyssä esiprojektissa venäläinen kenttähenkilökunta koulutettiin näytteenottoon.

Tutkimuksessa kerätyt näytteet otettiin humuskerroksesta, heti kasvillisuuskerroksen alapuolelta 3 cm paksuudelta. Yksittäinen näyte koostui 10:stä osanäytteestä (86,5 cm<sup>2</sup>/näyte) ja edusti 50 kertaa 50 metriä aluetta (Gregorauskiene V ym. 2000). Geologian tutkimuslaitoksessa Kuopiossa humusnäytteet kuivattiin lämpökaapissa. Varsinaisen projektin näytteet seulottiin kahden millimetrin seulalla, esiprojektissa näytteet analysoitiin lähes sellaisenaan. Esiprojektissa (1999) kerätyt vertailunäytteet analysoitiin sekä STUKin Pohjois-Suomen aluelaboratoriossa (PSL) että Pietarin Khlopin instituutissa Venäjällä. Kerättyjen näytteiden avulla varmistettiin, että STUKin ja venäläisen laboratorion analyysitulokset olivat yhdenmukaisia. Varsinaisen projektin (2000–2001) n. 1500 näytteestä puolet analysoitiin STUKissa ja loput Khlopin instituutissa. Näytteiden gammaspektrometristä analysointia varten ne pakattiin STUKissa 550 ml ”Marinelleihin” tai 100 ml muovisiin astioihin. Näytteiden aktiivisuuspitoisuudet määritettiin hyväksikäyttäen STUKissa kehitettyä GAMMA-83 tietokoneohjelmaa. Mittausaika oli vähintään 200 min, mutta suuria aktiivisuuspitoisuuksia havaittaessa mittausaika pidennettiin <sup>134</sup>Cs:n ja muiden laskeumanuklidien havaitsemiseksi.

## Tulokset

Analysoidut tulokset Bq/kg kuivapainoa kohti yhdistettiin saatujen paikkatietojen perusteella kartaksi. Pintahumuskerrosten <sup>137</sup>Cs- ja <sup>134</sup>Cs-pitoisuudet (Bq/kg) on esitetty kuvassa 1 (s. 221). Alueellisesti yhdistetyt keskimääräiset <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet ja niiden vaihteluvälit on esitetty taulukossa I (s. 220). Baltian maiden näytteiden kokonaismassat olivat saatavilla joten niiden <sup>137</sup>Cs-pitoisuudet pystyttiin laskemaan myös pinta-alaa kohti, Bq/m<sup>2</sup> (Rissanen ym. 2005).

Alhaisia <sup>60</sup>Co-pitoisuuksia, 0,2–1,2 Bq/kg, havaittiin 17 analysoidussa humusnäytteessä. Näistä 14 näytteessä havaittiin lisäksi <sup>125</sup>Sb:tä 1,4–14 Bq/kg ja 7 näytteessä <sup>154</sup>Eu:ää 0,7–1,4 Bq/kg. <sup>60</sup>Co:n havaintopaikat on esitetty kuvassa 2 (s. 222).

## Johtopäätökset

Pintahumusnäytteiden perusteella Tshernobylin <sup>137</sup>Cs-laskeuma oli hyvin vähäistä Pohjois-Suomessa ja suurilta osin myös Venäjän arktisilla alueilla. Havaitusta cesiumista merkittävä osa on peräisin 60-luvun ydinkoelaskeumista (Rissanen ym. 2002). Ensimmäisen Tshernobylin laskeumapilven kulkusuuntaa

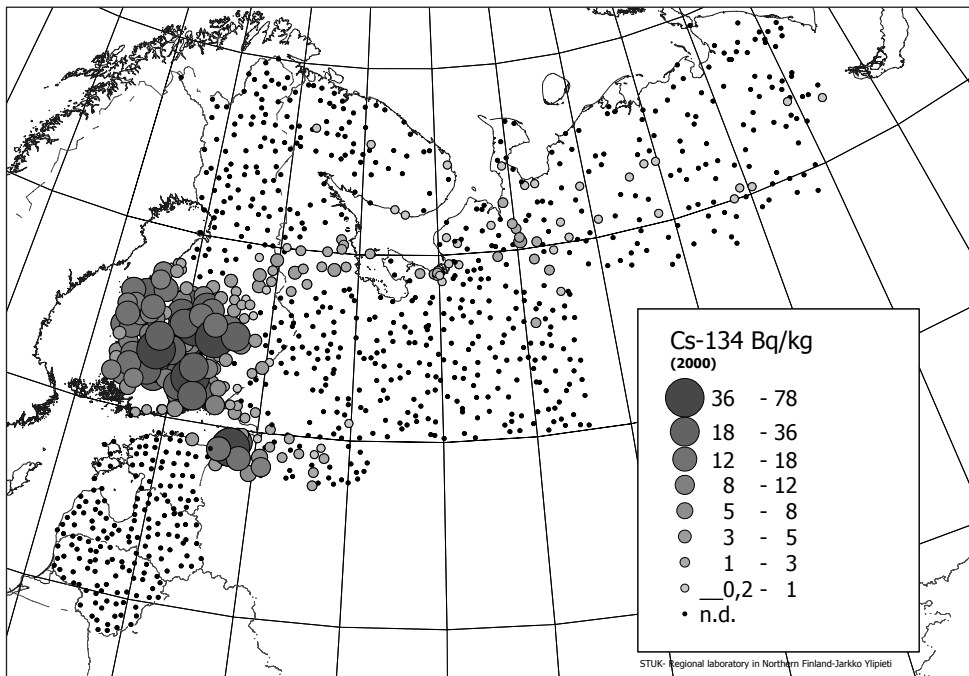
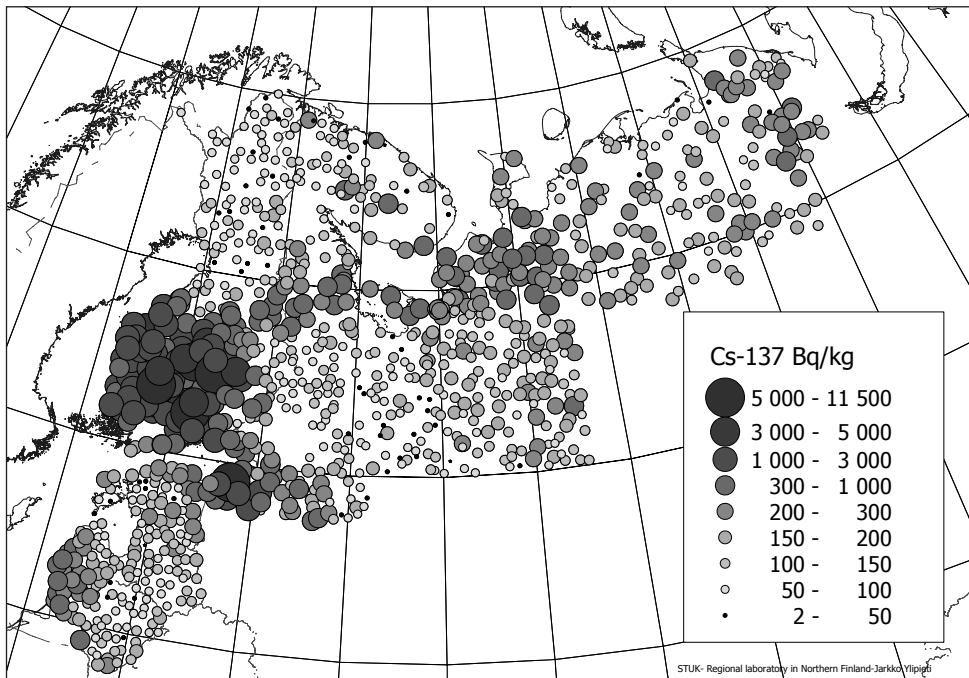
**Taulukko I.** Suomessa, Luoteis-Venäjällä ja Baltian maissa 2000–2003 kerättyjen pintahumusnäytteiden  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuudet [Bq/kg] ja niistä lasketut alueelliset keskiarvot, mediaanit sekä Baltian maiden pitoisuuksista lasketut  $^{137}\text{Cs}$  Bq/m<sup>2</sup>-tasot. Keskiarvo  $\pm 1$  sigma standardipoikkeama.

Alue	$^{137}\text{Cs}$ Bq/kg vaihteluväli	$^{137}\text{Cs}$ Bq/kg ka.	$^{137}\text{Cs}$ Bq/kg mediaani	$^{137}\text{Cs}$ Bq/m <sup>2</sup> vaihteluväli	$^{137}\text{Cs}$ Bq/m <sup>2</sup> ka.	$^{137}\text{Cs}$ Bq/m <sup>2</sup> mediaani
Pohjois-Suomi (>N65°)	27–180	75 $\pm$ 30	70			
Etelä-Suomi (alle N65°)	55–11500	1360 $\pm$ 1700	460			
Murmanskin alue	12–430	120 $\pm$ 70	110			
Karjalan tasavalta	4–750	130 $\pm$ 120	155			
Leningrad alue	29–5300	490 $\pm$ 830	380			
Arkangelin alue	33–580	180 $\pm$ 90	180			
Nenetsin alue	2–400	160 $\pm$ 70	160			
Komin tasavalta	70–400	180 $\pm$ 60	170			
Viro	23–2050	190 $\pm$ 270	140	48–12300	550 $\pm$ 1630	500
Latvia	66–530	140 $\pm$ 76	120	200–3400	630 $\pm$ 450	520
Liettua	37–470	145 $\pm$ 9	110	190–2800	720 $\pm$ 510	540

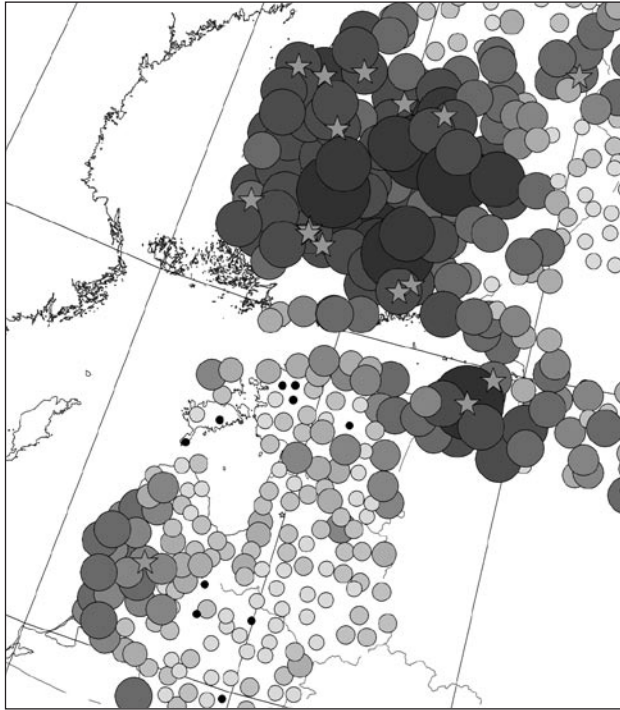
osoittavat  $^{134}\text{Cs}$ -pitoisuudet (kuva 1) ulottuivat kapeana vyöhykkeenä Uralille saakka. Ilmatieteenlaitoksen mukaan (Valkama ym. 1995) tämä laskeumapilvi kulkeutui Suomen yli Venäjälle 28.–29.4.1986.

$^{137}\text{Cs}$ -laskeuma oli suurinta Etelä-Suomessa ja Leningradin alueella, mutta hyvin epätasaista johtuen pitkäaikaisesta päästöstä ja paikallisista sadekuuroista, mikä näkyy taulukossa I  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksien suurena vaihteluvälinä ja yhden sigman standardipoikkeamana. Kuitenkin näilläkin alueilla pitoisuudet ilmoitettuna mediaanien avulla eivät ole kuin kaksin–kolminkertaisia muihin alueisiin verrattuna. Virosta ainoastaan Leningradin alueeseen rajoittuva koillisnurkkaus sai poikkeuksellisen suuren laskeuman. Laskeuma Latviaan ja Liettuaan (Rissanen ym. 2005) kohdistui lähinnä länsirannikolle.

Havaitut  $^{60}\text{Co}$ -hiukkaset näyttävät sijoittuvan suunnilleen kahdelle vyöhykkeelle: Rauma–Pietari ja Vaasa–Kuhmo. Havainnot tehtiin lähinnä



**Kuva 1.** Suomessa, Luoteis-Venäjällä ja Baltian maissa 2000–2003 kerättyjen pintahumusnäytteiden  $^{137}\text{Cs}$ - ja  $^{134}\text{Cs}$ -pitoisuudet [Bq/kg]. Kaikki  $^{134}\text{Cs}$ -pitoisuudet on normalisoitu vuodelle 2000.



**Kuva 2.**  $^{60}\text{Co}$ -havainnot 1999–2000 kerätyissä Suomen ja Luoteis-Venäjän pintahumusnäytteissä. Liettuan näyte vuodelta 2003.

korkeita  $^{137}\text{Cs}$ -pitoisuuksia omaavista näytteistä, mutta myös 600 Bq/kg tasoisilla. Vuoden 2003 Liettuan  $^{60}\text{Co}$ -havainto tehtiin 200 Bq/kg näytteestä ja osoitautui Co-partikkeliksi.

## Kirjallisuusviitteet

- Gregorauskiene V, Salminen R, Reimann R, Chekushin V. Field Manual for Barents Ecogeochemistry project: Geological survey of Finland. Report s/44/0000/2/2000. 2000.
- Rissanen K, Ylipieti J, Salminen R, Täht K, Gilucis A, Gregorauskiene V. Cs-137 concentrations in the uppermost humus layer in the Baltic countries in 2003. SSI Raport 2005:15.
- Rissanen K, Kostianen E, Ylipieti J, Salminen R, Chekushin V. The first Chernobyl fallout plume still visible in humus in the Arctic and Subarctic regions of North-Eastern Europe. Second AMAP International Symposium on



Environmental Pollution of the Arctic; 2002 Oct 1–4; Rovaniemi, Finland. P-R30.

Salminen R, Chekushin V, Tenhola M, Bogatyrev I, Glavatskikh SP, Fedotova E, Gregorauskiene V, Kashulina G, Niskavaara H, Polischuok A, Rissanen K, Selenok L, Tomilina O, Zhdanova L. Geochemical atlas of the eastern Barents region. Amsterdam: Elsevier BV; 2004. (Reprinted from *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 83.)

Valkama I, Salonoja M, Toivonen H, Lahtinen J, Pöllänen R, Transport of radioactive gases and particles in the Chernobyl accident: Comparison of environmental measurements and dispersion calculations. Proceedings of the International Symposium on Environmental Impact of Radioactive releases. 1995 May 8–12; Vienna, Austria. IAEA-SM-339/69.

## STUK-A-sarjan julkaisuja

**STUK-A217** Ikäheimonen TK (toim.). Ympäristön radioaktiivisuus Suomessa – 20 vuotta Tshernobylistä. Symposium Helsingissä 25.–26.4.2006. Helsinki 2006.

**STUK-A216** Pastila R. Effect of long-wave UV radiation on mouse melanoma: An in vitro and in vivo study. Helsinki 2006.

**STUK-A215** Rantavaara A. Elin-  
tarvikeketjun suojaustoimenpiteet laskeumatilanteiden varalle. Helsinki 2005.

**STUK-A214** Sinkko K, Ammann M, Hämäläinen RP, Mustajoki J. Facilitated workshop on clean-up actions in inhabited areas in Finland after an accidental release of radionuclides. Helsinki 2005.

**STUK-A213** Vesterbacka P.  
<sup>238</sup>U-series radionuclides in Finnish groundwater-based drinking water and effective doses. Helsinki 2005.

**STUK-A212** Kantala T. Elintarvike-  
teollisuuslaitosten ja niiden ympäristön puhdistustoimenpiteet säteilytilanteessa. Helsinki 2005.

**STUK-A211** Muikku M, Arvela H, Järvinen H, Korpela H, Kostianen E, Mäkeläinen I, Vartiainen E, Vesterbacka K. Annoskakku 2004 – suomalaisten keskimääräinen efektiivinen annos. Helsinki 2005.

**STUK-A210** Salomaa S, Ikäheimonen TK (eds.). Research activities of STUK 2000–2004. Helsinki 2005.

**STUK-A209** Valmari T, Rantavaara A, Hänninen R. Radioaktiivisten aineiden siirtyminen päästöpilven kulkeutumisen aikana tuotettaviin elintarvikkeisiin. Helsinki 2004.

**STUK-A208** Kiuru A. Molecular biology methods in assessing radiation-induced hereditary risks in humans. Helsinki 2004.

**STUK-A207** Sinkko K. Nuclear emergency response planning based on participatory decision analytic approaches. Helsinki 2004.

**STUK-A206** Hämäläinen K, Vesterbacka P, Mäkeläinen I, Arvela H. Vesi-  
laitosten vedenkäsittelyn vaikutus luonnon radionuklidipitoisuuksiin (VEERA). Helsinki 2004.

**STUK-A205** Klemola S, Ilus E, Ikäheimonen TK. Monitoring of radionuclides in the vicinities of Finnish nuclear power plants in 1997 and 1998. Helsinki 2004.

### Täydellisen listan STUK-A-sarjan julkaisuista saa osoitteesta

Säteilyturvakeskus  
PL 14, 00881 Helsinki  
Puh. (09) 759 881



