STUK-A241 / JOULUKUU 2009

A

Vesistöjen ja juomaveden ^{137}Cs, ^{90}Sr ja ^{3}H sekä pitoisuuksien arviointi valmiustilanteessa

Ritva Saxén, Iisa Outola

Säteilyturvakeskus
Strålsäkerhetscentralen
Radiation and Nuclear Safety Authority
STUK

STUK-A241 / JOULUKUU 2009

Vesistöjen ja juomaveden ^{137}Cs, ^{90}Sr ja ^{3}H sekä pitoisuuksien arviointi valmiustilanteessa

Ritva Saxén, Iisa Outola

STUK • SÄTEILYTURVAKESKUS
STRÅLSÄKERHETSCENTRALEN
RADIATION AND NUCLEAR SAFETY AUTHORITY

Osoite / Address • Laippatie 4 , 00880 Helsinki
Postiosoite / Postal address • PL / P.O. Box 14, FI-00881 Helsinki, FINLAND
Puh. / Tel. +358 9 759 881 • Fax +358 9 759 88 500 • www.stuk.fi

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

ISBN 978-952-478-498-6 (nid.)
ISBN 978-952-478-499-3 (pdf)
ISSN 0781-1705

Edita Prima Oy, Helsinki 2009

Myynti:
STUK – Säteilyturvakeskus
PL 14, 00881 Helsinki
Puh. (09) 759 881
Faksi (09) 759 88500

SAXÉN Ritva, OUTOLA Iisa. Vesistöjen ja juomaveden ^{137}Cs, ^{90}Sr ja ^{3}H sekä pitoisuuksien arviointi valmiustilanteessa. STUK-A241. Helsinki 2009, 49 s.

Avainsanat: ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{3}H, pintavesi, juomavesi, kala, radioaktiivinen laskeuma

Tiivistelmä

Tämä raportti on katsaus Suomen vesistöjen järvikohtaisiin, alueellisiin ja ajallisiin ^{137}Cs-, ^{90}Sr- ja ^{3}H-pitoisuuksien vaihteluihin 1960-luvulta 2000-luvulle. Edellä mainittujen radionuklidien pitoisuuksia juomavedessä ja niistä aiheutuneita säteilyannoksia tarkastellaan myös. Raportissa käsitellään myös järvikalojen ^{137}Cs-pitoisuuksia ja tekijöitä, jotka vaikuttavat ^{137}Cs:n kulkeutumiseen järviin sekä kalojen ^{137}Cs:n ottoon sekä sen vähenemiseen kaloista. Järvikalan kulutuksesta aiheutuneita säteilyannoksia eri laskeuma-alueilla arvioidaan. Lisäksi raporttiin on koottu ^{137}Cs:n siirtokertoimia laskeumasta pintaveteen ja kaloihin sekä järvittäin että alueellisesti eri aikoina laskeuman jälkeen.

Ennen vuotta 1986 vesistöissä esiintyneet ^{137}Cs, ^{90}Sr ja ^{3}H olivat peräisin ilmakehässä suoritetuista ydinasekokeista ja kevään 1986 jälkeen Tshernobylin onnettomuutta seuranneesta laskeumasta, josta eniten tuli ^{137}Cs:ää. Ennen onnettomuutta pintavesien ^{90}Sr-pitoisuudet olivat selvästi korkeammat kuin ^{137}Cs-pitoisuudet. Epätasaisesti jakautunut Tshernobyl-laskeuma nosti pintavesien ^{137}Cs-pitoisuuksia enimmillään lähes tuhatkertaisiksi. ^{137}Cs väheni onnettomuuden jälkeen aluksi erittäin nopeasti järvivedestä kulkeutumalla järvien pohjasedimenttiin, mutta silti vielä 2000-luvulla järvien väliset ^{137}Cs-pitoisuuksien vaihtelut olivat kaksi kertaluokkaa. ^{90}Sr-pitoisuuksien vaihtelu oli vähäisempää. Kymmenen vuoden aikana Tshernobylin onnettomuuden jälkeen vajaa 2 % Suomen alueelle tulleesta ^{137}Cs:stä oli poistunut jokien mukana Itämereen; suurin osa on edelleen järvissä ja niiden valuma-alueilla. Vesien ^{3}H-pitoisuudet ovat laskeneet ydinkoekaudelta alkaen ja ovat nyt 1–2 Bq/l. Juomavedestä aiheutuvat säteilyannokset ovat pintavettäkin käytettäessä pienet, enimmilläänkin vain noin puoli µSv vuodessa 2000-luvulla. Laskeuman epätasainen jakautuminen Suomen alueelle näkyy edelleen suurina eroina kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksissa ja niistä aiheutuvissa säteilyannoksissa. Järvien ja niiden valuma-alueiden ominaisuudet ovat muuttaneet ajan myötä järvien ^{137}Cs-jakaumaa. Järviveden niukka ravinnetaso, matala pH, alhainen sedimentaationopeus sekä suoperäinen valuma-alue ovat tekijöitä, jotka edesauttavat ^{137}Cs:n tehokasta siirtymistä kaloihin ja hidasta vähenemistä niistä. Laskeumasta järviveteen ja kaloihin lasketut ^{137}Cs:n siirtokertoimet vaihtelivat 12 vuoden kuluttua

laskeumasta kertoimella 20. Suuria vesistöalueita vertailtaessa ^{137}Cs:n kulkeutuminen järvivesiin ja kaloihin muutamana laskeumaa seuranneena vuotena oli runsainta Oulujoen vesistöalueella.

Tshernobylin onnettomuuden jälkeen tehtyjen tutkimustulosten perusteella arvioidut siirtokertoimet pintaveteen ja kaloihin vaihtelevat paljon sekä ajallisesti että eri järvissä ja vesistöalueilla. Tutkimustulosten tilastolliseen regressioanalyysiin perustuen on johdettu malli, jota myös voidaan soveltaa kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksien arviointiin suurilla vesistöalueilla. Kyseisen mallin sekä taulukoihin koottujen järvikohtaisten ja alueellisten siirtokertoimien soveltaminen muodostaa manuaalisen työkalun, jos on tarpeen arvioida karkeasti järvivesien ja -kalojen sisältämien radionuklidien pitoisuuksia mahdollisessa uudessa laskeumatilanteessa.

SAXÉN Ritva, OUTOLA Iisa. ^{137}Cs, ^{90}Sr and ^{3}H in freshwater environment and derived transfer factors for estimations in a radiation emergency situation. STUK-A241. Helsinki 2009, 49 pp.

Keywords: ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{3}H, surface water, drinking water, fish, radioactive deposition

Abstract

This report is a review on lake-specific, regional and temporal changes of activity concentrations of ^{137}Cs, ^{90}Sr and ^{3}H in Finnish water systems since 1960s until 2000s. The same radionuclides in drinking water and radiation doses caused by them are also considered. Activity concentrations of ^{137}Cs in lake fish and factors affecting its transfer into lakes, uptake by and decrease from fish are discussed. Radiation doses from fish consumption in regions with various levels of ^{137}Cs deposition are assessed. Time dependent transfer factors for ^{137}Cs from deposition to lake water and fish, both lake-specifically and regionally, are given.

Before 1986 the origin of ^{137}Cs, ^{90}Sr and ^{3}H was the atmospheric nuclear weapon test fallout and after the spring 1986 the deposition from the Chernobyl accident. Before 1986, activity concentrations of ^{90}Sr in surface water were clearly higher than those of ^{137}Cs. The unevenly distributed Chernobyl deposition raised activity concentrations of ^{137}Cs in surface water by a factor of 1 000 in some areas. After the deposition ^{137}Cs decreased from water at first quickly by sinking to the bottom sediment of the lake, but even so, the inter-lake differences of ^{137}Cs were of two orders of magnitude still in the beginning of 2000s. Less variation occurs in the contents of ^{90}Sr in various lakes. During the first decade after the Chernobyl accident about 2% of the amount of ^{137}Cs deposited in Finland was transported into the Baltic Sea by rivers, while the main part still remains in lakes and their catchments. Content of ^{3}H in surface water has decreased steadily since the weapon tests ceased and is now very low, about 1–2 Bq/l. The radiation doses from drinking water, even if surface water is used, have been low in 2000s, less than a half μSv per year. The uneven distribution of the deposited ^{137}Cs in Finland is still visible as demonstrated by large differences in activity concentrations of ^{137}Cs in freshwater fish and related radiation doses. In the course of time, characteristics of the lakes and their catchments have affected the distribution of ^{137}Cs. Oligotrophic nature of the lake water, low pH, low sedimentation rate and peat bog type of soil on the catchment contribute to effective transfer of ^{137}Cs into fish and slow decrease from them. Lake-specific transfer factors of ^{137}Cs derived from the deposition to lake water and to fish

varied by a factor of 20 after 12 years of the deposition. During a few years after the Chernobyl deposition the most effective transfer of ^{137}Cs to surface water and fish was detected in Oulujoki drainage basin among different drainage basins evaluated.

Based on the studies in the aquatic environment, transfer factors of ^{137}Cs from the deposition to surface water and fish vary substantially both lake-specifically and regionally and are affected by the time since the deposition. A model describing the transfer of ^{137}Cs on large drainage areas was derived based on the statistical analysis of the determinations. The model and the transfer factors can be used as a manual tool for rough estimation of activity concentrations in surface water and in fish to be applied in case of a new deposition situation.

Sisällys

TIIVISTELMÄ 3

ABSTRACT 5

1 JOHDANTO 9

2 JOET 11
2.1 ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n ajalliset muutokset ydinkoekaudella ja Tshernobyl-laskeuman jälkeen 11
2.2 Suomen jokien kautta Itämereen kulkeutuneet ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-määrät 15
2.3 Pintavesien ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuuksien alueelliset vaihtelut 16
2.4 Tritium jokivedessä 1960-luvulta alkaen 18

3 JÄRVET 19
3.1 ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n käyttäytyminen Päijänteen vedessä ja sedimentissä 19
3.2 ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n esiintyminen muiden järvien vesissä 21
3.3 Kalatutkimukset Tshernobylin onnettomuuden jälkeen 22
3.4 ^{137}Cs ja ^{90}Sr Päijänteen kaloissa 23
3.5 ^{137}Cs:n konsentraatiokertoimet (CF) ja niiden vaihtelut 24
3.6 Kalojen ^{137}Cs-pitoisuuden väheneminen ja siihen vaikuttavat tekijät 25
3.7 ^{137}Cs:n vaihtelut ja käyttäytyminen pienissä metsäjärvissä 25
3.8 Järvikalasta aiheutuvat säteilyannokset 26
3.9 Tritium järvivesissä 1960-luvulta alkaen 26

4 JUOMAVESI 28
4.1 Juomaveden ^{137}Cs, ^{90}Sr ja ^{3}H 28
4.2 Juomaveden ^{137}Cs:stä, ^{90}Sr:stä ja ^{3}H:sta aiheutuvat säteilyannokset 29

5 VEDEN JA KALOJEN RADIONUKLIDIPITOISUUKSIEN ARVIOINTI VALMIUSTILANTEESSA 31
5.1 Altistusreitit ja radionuklidien pitoisuuksien ennustaminen 31
5.2 Pinta-/juomavesi, ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuuksien arviointi 32
5.2.1 Yleisarvio, lyhyt aikaväli laskeumasta 32
5.2.2 Korkeimpien järviveden ^{137}Cs-pitoisuuksien arviointi 32
5.2.3 Arviot eri aikoina laskeuman jälkeen 32
5.2.4 Järvivesien ^{137}Cs-pitoisuuksien arviointi vesistöalueittain 34
5.2.5 Vesilaitoskäsittelyn vaikutus radionuklidi-pitoisuuksiin 36
5.3 ^{137}Cs:n kulkeutuminen kaloihin 37
5.3.1 Koko maata koskevat karkeat ennusteet 37
5.3.2 Järvikohtaiset siirtokertoimet laskeumasta kaloihin (TFf) 37
5.3.3 Kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksien arvioiminen vesistöalueittain 39
5.3.4 Lineaariseen regressioanalyysiin perustuva ennustemalli 40
5.3.5 Paljonko on paljon? 41
5.4 Juomavettä koskeva EURANOS-käsikirja 41
5.5 EU:n onnettomuustilanteiden varalle määrittelemät pitoisuusrajat 43

KIRJALLISUUSVIITTEET 44

1 Johdanto

Keinotekoisia radioaktiivisia aineita on joutunut vesistöihin 1950- ja 1960-luvuilla ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden aiheuttamasta laskeumasta sekä vuonna 1986 tapahtuneesta Tshernobylin onnettomuudesta. Aineita kulkeutuu vesistöihin laskeuman jälkeen myös valuma- ja sulamisvesien mukana valuma-alueilta. Ydinkoelaskeumaa tuli maahan ja vesistöihin useiden vuosien aikana, kumulatiivisen laskeuman ollessa suurimmillaan 1964. Tshernobyl-laskeuma sitä vastoin tuli alas pääosin muutaman viikon aikana keväällä 1986. Ydinkokeista tulleen ja Tshernobyl-laskeuman erilaisuus aiheuttivat eroja radionuklidien ajalliseen käyttäytymiseen ympäristössä.

Suomen pinta-alasta 10 % on järviä. Järvisyys on suurin Itä-Suomessa, jossa järviä on paikoitellen 24 % pinta-alasta. Järven vesitase koostuu useasta komponentista, ja näiden keskinäinen merkitys eri järvillä on hyvin erilainen. Lisäksi komponenttien suuruus vaihtelee vuodenajan mukaan ja myös vuodesta toiseen. Lyhyt veden viipymäaika on tyypillistä läpivirtausjärville. Pitkä viipymä merkitsee hitaita muutoksia. Järviä on Suomessa paljon, yli 180 000 järveä tai lampea, joiden ala on yli viisi aaria. Monet Suomen järvet sisältävät niukasti ravinteita. Vesistöjen hydrologiset ja veden kemialliset laatutekijät sekä ympäröivän valuma-alueen ominaisuudet vaikuttavat radioaktiivisten aineiden käyttäytymiseen vesistöissä pitkällä aikavälillä.

Järvitutkimuksen tavoitteena Säteilyturvakeskuksessa on ollut tuottaa tietoa pintaveden ja kalojen radionuklidipitoisuuksista suomalaisten saaman sisäisen säteilyaltistuksen arvioimiseksi. Heti Tshernobylin onnettomuuden jälkeen tarvittiin tietoa myös altistusta vähentävien toimenpiteiden tarpeen arvioimiseksi. Epätasaisesti jakautuneen Tshernobyl-laskeuman jälkitilanteessa on tunnettava, kuinka paljon radionuklidien pitoisuudet vaihtelevat eri paikoissa ja eri aikoina ja kuinka nopeasti järvet toipuvat laskeuman vaikutuksista. Tämä on edellyttänyt suhteellisen laajaa ja pitkäaikaista näytteenotto- ja analysointiohjelmaa. Tutkimushankkeissa on pyritty tunnistamaan tekijöitä, jotka vaikuttavat ^{137}Cs:n kulkeutumiseen ja kalojen ^{137}Cs:n ottoon sekä pitoisuuksien vähenemiseen pitkällä aikavälillä. Pitkäaikaistutkimusten perimmäinen tavoite on se, että lopulta pystyttäisiin tunnistamaan ja määrittelemään laskeuman vaikutusten kannalta herkimmät alueet tai järvet jollakin tavalla. Tavoite on vaikeasti saavutettava, koska vaikuttavia tekijöitä on paljon, tekijät ja niiden yhteisvaikutukset ovat vaikeasti selvitettäviä, järviä on paljon eikä kahta samanlaista järveä ole.

EU:n komission suosituksen (2003/274/EY) mukaan jäsenmaissa myytävien luonnontuotteiden sisältämän radioaktiivisen cesiumin pitoisuudet eivät saa ylittää 600 Bq/kg. Tutkimustulokset antavat tietoa siitä, minkä verran

elintarvikekauppaa koskevan EU:n suositteleman enimmäisrajan ylityksiä järvikaloissa esiintyy.

Tämä raportti on katsaus Säteilyturvakeskuksessa tehtyihin pääasiassa ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n käyttäytymistä vesistöissä koskeviin tutkimuksiin. Raporttiin on koottu edellä mainitusta aihepiiristä tärkeimmät tutkimustulokset sekä arvioitu kalasta aiheutuvaa säteilyannosta. Raportti sisältää myös pintavesien ^{3}H-tuloksia 1960-luvulta alkaen. Juomaveden ^{90}Sr-, ^{137}Cs- ja ^{3}H-tulokset esitellään kuten myös edellä mainituista nuklideista juomaveden kautta aiheutuvat sisäisen säteilyn annokset.

Raportti sisältää myös tutkimustuloksista johdettuja, pääasiassa ^{137}Cs:n, siirtokertoimia, joita voidaan käyttää pintavesien ja järvikalojen aktiivisuuspitoisuuksien ja niiden muutosten ennustamiseen laskeumatiedon perusteella mahdollisessa uudessa laskeumatilanteessa. Kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksia ja niiden muutoksia laskeuman jälkeen voidaan arvioida myös käyttäen mallia, mikä on kehitetty tutkimustuloksista tilastollisten analyysien perusteella. Myös tämä malli esitellään.

2 Joet

2.1 ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n ajalliset muutokset ydinkoekaudella ja Tshernobyl-laskeuman jälkeen

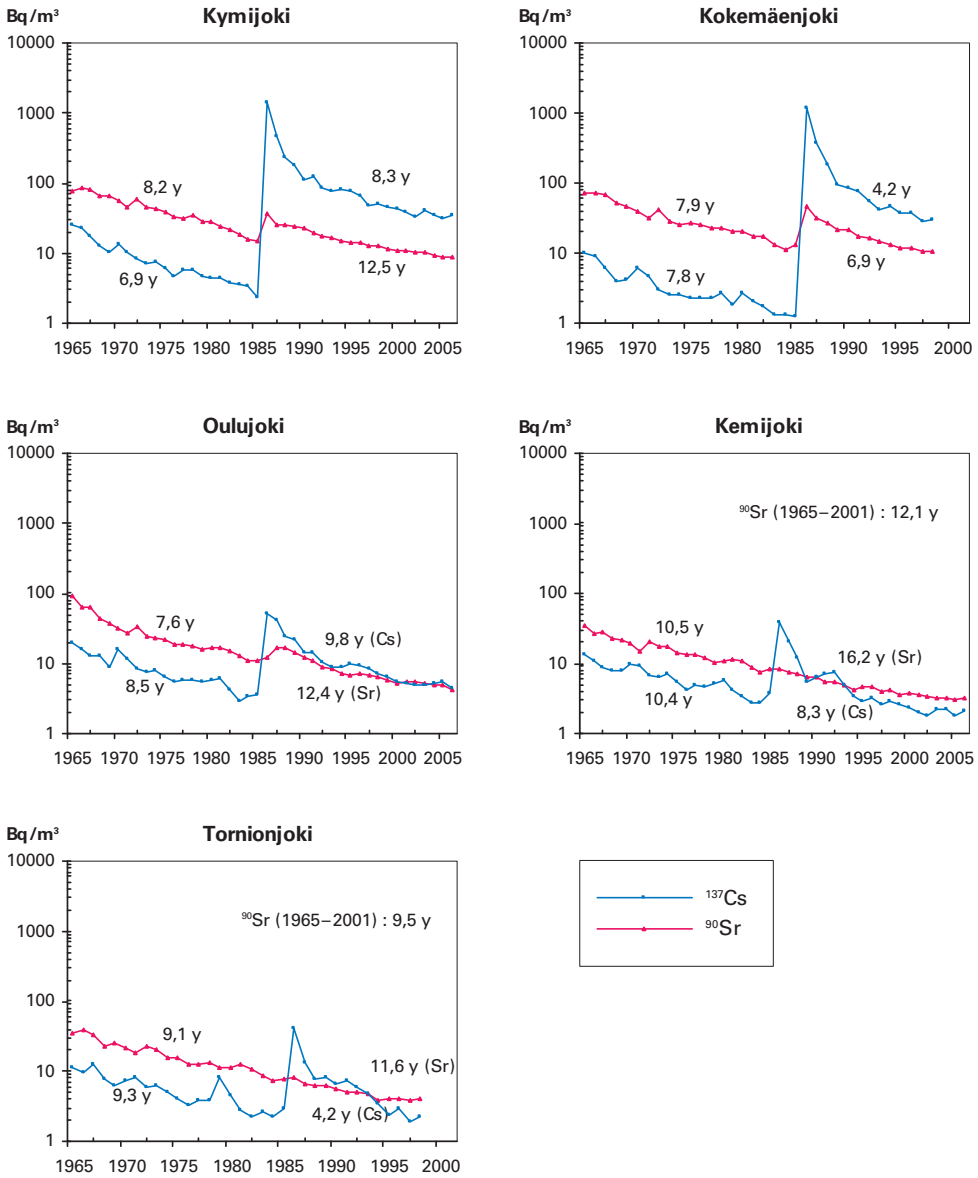
Laskeuman radioaktiivisia aineita esiintyy pintavesissä ja pintavedestä tehdyssä juomavedessä. Pohjavesiin, joissa voi esiintyä luonnon radioaktiivisia aineita, laskeuman radionuklidit eivät tritiumia lukuun ottamatta kulkeudu sanottavasti. Keinotekoisten radioaktiivisten aineiden analysointi pintavedestä antaa tietoa myös juomaveden radionuklidipitoisuuksista ja niiden vaihteluista siinä tapauksessa, että pintavettä käytetään juomavetenä.

Vesinäytteitä viiden suuren Suomesta Itämereen laskevan joen (Kymijoki, Kokemäenjoki, Oulujoki, Kemijoki ja Tornionjoki) suusta on analysoitu 1960-luvulta alkaen. Näytteenotto Kokemäen- ja Tornionjoesta päättyi 1998 (SFL-A4, A8, A12, A17, STL-A21, STL-A26, STL-A34, STL-A40, STUK-A60, STUK-A77, STUK-A94).

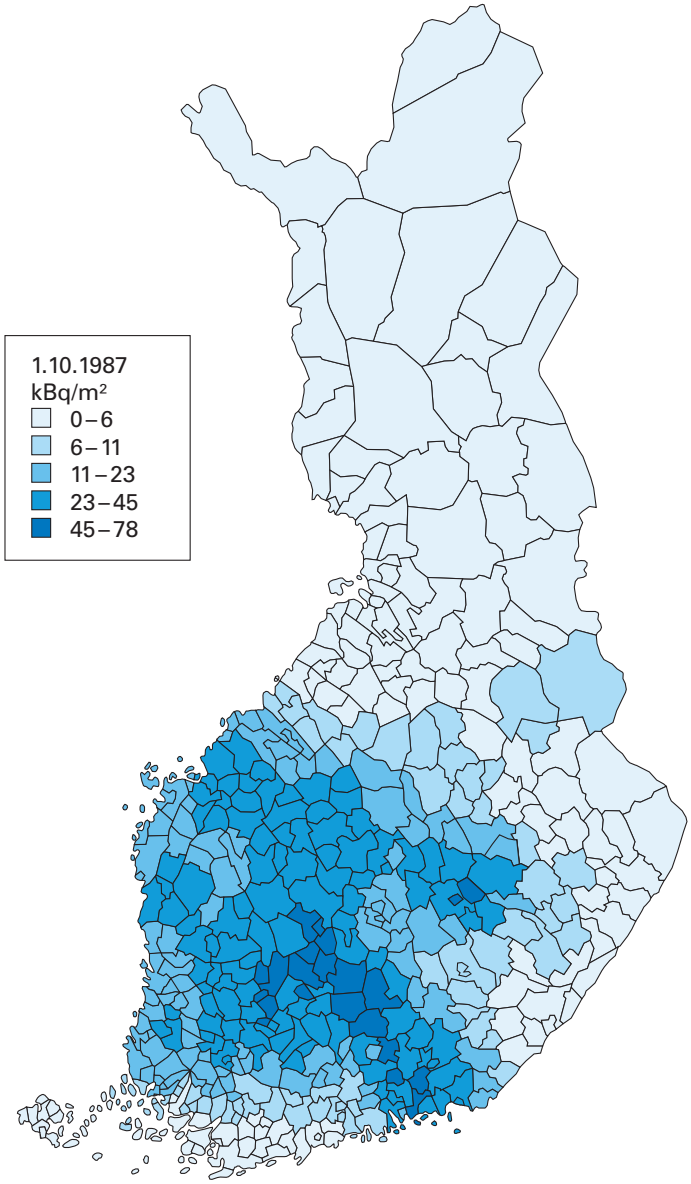
Pintavesissä 1960-luvulla havaitut radioaktiiviset aineet olivat peräisin ilmakehässä suoritetuista ydinasekokeista, joiden aiheuttama laskeuma oli lähes tasaisesti jakautunut Suomen alueelle. Ydinkoekauden laskeumassa ^{137}Cs:ää oli noin 1,5-kertainen määrä ^{90}Sr:een verrattuna. Jokivesissä ^{90}Sr:tä oli kuitenkin selvästi enemmän kuin ^{137}Cs:ää. Tämä johtuu siitä, että ^{137}Cs poistuu vedestä ^{90}Sr:tä nopeammin sitoutumalla tehokkaasti veden kiintoainekseen ja laskeutumalla sedimentoituvan aineksen mukana järven pohjasedimenttiin. Vuosina 1965 – 1985 molempien radioaktiivisten aineiden pitoisuuksilla oli laskeva trendi, vaikka 1970-luvulla pintavesissä havaittiin merkkejä Kiinan tekemistä ydinkokeista noin vuoden viiveellä (kuva 1) (STUK-A195).

Tshernobyl-laskeumasta peräisin olevan ^{137}Cs:n epätasainen leviäminen Suomeen (kuva 2) näkyi selvästi jokivesien pitoisuuksissa (kuva 1). Sen vaikutuksesta ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuudet nousivat Kymi- ja Kokemäenjoessa lähes tuhatkertaisiksi onnettomuutta edeltäneisiin pitoisuuksiin nähden. Pohjois-Suomen joissa nousu oli huomattavasti vähäisempi kuin eteläisen Suomen. Kymi- ja Kokemäenjoessa ^{137}Cs väheni yli 80 % parin laskeumaa seuranneen vuoden aikana, muissa joissa jonkin verran vähemmän. Jokivesien ^{90}Sr-pitoisuudet nousivat huomattavasti vähemmän kuin ^{137}Cs-pitoisuudet eikä ^{90}Sr-pitoisuuden nousua Kemi- ja Tornionjoessa havaittu lainkaan (kuva 1). Niissä ^{90}Sr:n aktiivisuuspitoisuus on ollut vuodesta 1994 alkaen jo suurempi kuin ^{137}Cs:n. Kymi- ja Kokemäenjoessa ^{90}Sr- pitoisuus väheni parina laskeumaa seuranneena vuotena 30 – 40 %. Sen jälkeen väheneminen on ollut hitaampaa (Salo ym. 1984, Saxén 2003).

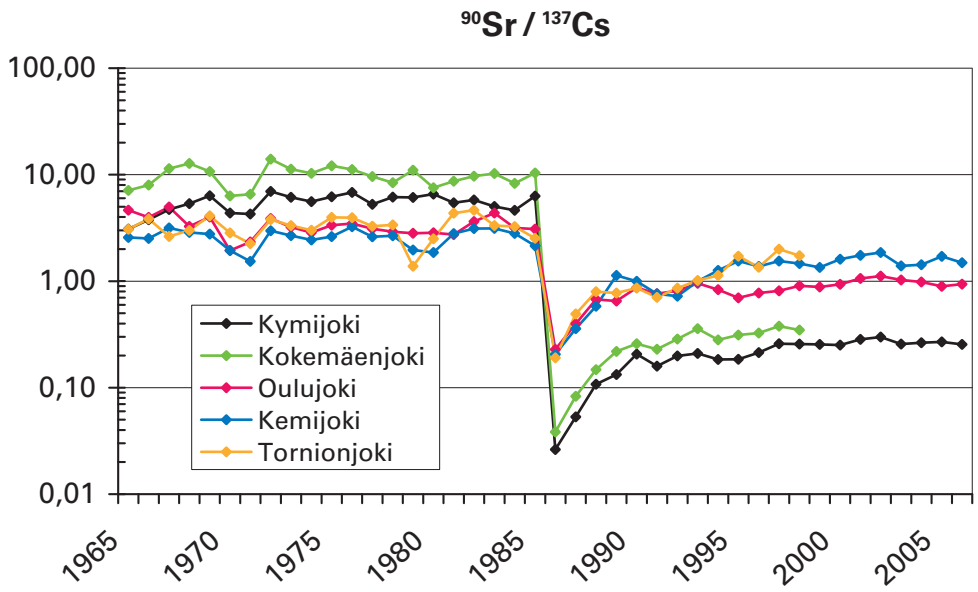
Jokivesien laatu ja valuma-alueiden ominaisuudet vaikuttavat ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuuksien muutoksiin pitkällä aikavälillä. Muutoksia voidaan kuvata



Kuva 1. ^{137}Cs ja ^{90}Sr viiden suurimman Suomesta Itämereen laskevan joen vedessä 1965–2006. Radionuklidien efektiiviset puoliintumisajat ydinkoekaudella ja Tshernobylin onnettomuuden jälkeen on merkitty kuviin. Kemi- ja Tornionjoelle on ^{90}Sr:n ekologinen puoliintumisaika laskettu myös ajanjaksolle 1965–2001.



Kuva 2. ^{137}Cs-laskeuman leviäminen Suomen alueelle Tshernobylin onnettomuudesta keväällä 1986.



Kuva 3. ^{90}Sr/^{137}Cs jokivesissä vuodesta 1965 alkaen.

efektiivisillä puoliintumisajoilla (= aika, jona radioaktiivinen aine hajoaa kyseisessä ympäristössä puoleen fysikaalisen puoliintumisajan ja ympäristötekijöiden vaikutuksesta). Ydinkoekaudella sekä ^{137}Cs että ^{90}Sr vähenivät hitaimmin Kemi- ja Tornionjoessa. Siellä molempien nuklidien vähentyminen puoleen vei noin 10 vuotta. Etelä-Suomen joissa pitoisuudet vähenivät puoleen 7–8 vuodessa. ^{90}Sr:n efektiivinen ekologinen puoliintumisaika ydinkoekaudella oli pisin Kemi- ja Tornionjoessa (9–11 vuotta) ja lyhin Oulujoessa (7,6 vuotta). Kemi- ja Tornionjoessa Tshernobylin onnettomuudesta tullut ^{90}Sr ei juuri nostanut pitoisuuksia, mutta vaikutus näkyi ^{90}Sr:n aikaisempaa hitaampana vähenemisenä vuoden 1986 jälkeen (kuva 1).

^{90}Sr:n ja ^{137}Cs:n erilainen käyttäytyminen näkyy myös tarkasteltaessa näiden nuklidien suhdetta ja sen muutoksia eri joissa. Ydinkoekaudella ^{90}Sr:n suhde ^{137}Cs:iin jokivesissä oli suurin Kokemäenjoessa, jossa se oli noin 10 ja pienin Kemijoessa (kuva 3). Tshernobylin onnettomuus muutti täysin näiden nuklidien suhteet. Onnettomuuden jälkeen ^{90}Sr/^{137}Cs vaihteli eri joissa välillä 0,02–0,2 ja suhde on vuosi vuodelta kasvanut. Tämä johtuu ^{137}Cs:n strontiumiin verrattuna tehokkaammasta poistumisesta vesifaasista sedimentoitumisen kautta eli ^{90}Sr:n pysymisestä cesiumia paremmin vesifaasissa. Toisaalta ^{137}Cs pidättyy myös valuma-alueen maaperään tehokkaammin kuin ^{90}Sr, jolloin valumavesien mukana ^{137}Cs:ää kulkeutuu pitkällä aikavälillä vesistöihin vähemmän kuin ^{90}Sr:tä.

2.2 Suomen jokien kautta Itämereen kulkeutuneet ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-määrät

Viiden virtaamaltaan suurimman Suomesta Itämereen laskevan joen (Kymi-, Kokemäen-, Oulu-, Kemi- ja Tornionjoet) sekä eri alueille laskevien yhdistettyjen pintavesien pitkän aikavälin tulokset tekivät mahdolliseksi laskea Suomesta Itämereen laskevilta valuma-alueilta jokien mukana kulkeutuneet ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-määrät. Ne arvioitiin vuosille 1986–1996. Hydrologisista tilastoista saatiin tiedot kokonaisvirtaamista Suomen maa-alueilta niitä ympäröiville merialueille ja erikseen suurimpien jokien virtaamat. Vuosille 1986 ja 1987, jolloin vesien radionuklidipitoisuudet muuttuivat eniten ja nopeimmin, määrät laskettiin kuukausittain, vuodesta 1988 alkaen vuosittain. Suomen jokien kautta kulkeutui Itämereen yhdentoista Tshernobylin onnettomuutta seuranneen vuoden aikana 65 TBq ^{137}Cs:ää ja 10 TBq ^{90}Sr:tä (taulukko I). ^{137}Cs-määrästä 54 % kulkeutui Pohjanlahdelle, 44 % Suomenlahdelle ja 2 % Saaristomerelle. ^{90}Sr-määrästä kulkeutui Pohjanlahdelle 67 %, Suomenlahdelle 28 % ja Saaristomerelle 5 %. Vastaavana aikana jokivesien mukana kaikista Itämeren maista on arvioitu kulkeutuneen Itämereen noin 300 TBq ^{137}Cs:ää, josta Suomen jokien osuus on 22 % (Ilus ja Ilus 2000). Suurin osa Suomeen laskeuman mukana tulleesta ^{137}Cs:stä jäi kuitenkin vesistöalueille, vain 1,5–2,3 % tulleesta määrästä kulkeutui mereen. Sen sijaan ^{90}Sr:stä selvästi suurempi osuus kulkeutui mereen. Vaikka Tshernobylin onnettomuuden aiheuttama ^{137}Cs-laskeuma oli eri alueilla 10–100-kertainen ^{90}Sr-laskeumaan verrattuna, Suomen alueelta Itämereen kulkeutuneen ^{137}Cs:n määrä oli vain noin kuusinkertainen ^{90}Sr:n määrään verrattuna (Saxén ja Ilus 2001).

Tshernobylin onnettomuudesta Suomeen tulleen keskimääräisen ^{137}Cs-laskeuman arvioidaan (Arvela ym. 1990) olleen 10,7 kBq/m^2. Tämän perusteella Suomen alueelle tuli Tshernobylin onnettomuudesta noin 3 600 TBq ^{137}Cs:ä. Suomeen tulleesta Tshernobyl-laskeumasta 1,8 % (65 TBq) oli 10 vuo-dessa siirtynyt jokien mukana Itämereen.

Taulukko I. Suomenlahdelle, Pohjanlahdelle ja Saaristomerelle Suomesta jokien mukana poistuneet ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-määrät 1986–1996.

	^{137}Cs	^{90}Sr
	TBq	TBq
Suomenlahti	28,3	2,9
Pohjanlahti	1,4	6,9
Saaristomeri	35,2	0,5
Yhteensä	64,9	10,3

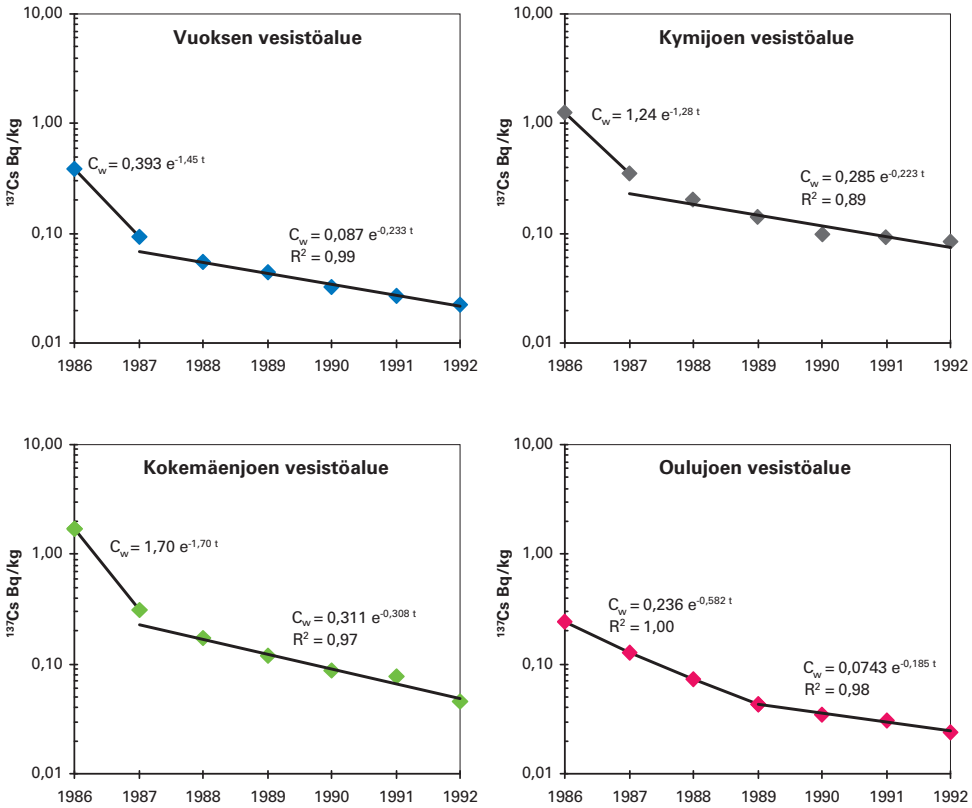
Edellä esitetyn tutkimuksen tulos vesistöalueille pidättyneiden ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n määristä on yhdenmukainen erilaista menetelmää käyttäen tehtyjen (Cross ym. 2002 ja Smith ym. 2000) kansainvälisten tutkimustulosten kanssa. Niissä tutkittiin matemaattisten mallien avulla ^{90}Sr:n ja ^{137}Cs:n kulkeutumista ydinkoelaskeuman ja Tshernobyl-laskeuman jälkeen suurten valuma-alueiden laskujokiin. Suomen jokiaineisto oli mukana tässä tutkimuksessa. Tutkimus osoitti, että heti laskeuman jälkeen esiintyy voimakas valumakomponentti, jota ydinkoelaskeuman tapauksessa ei voitu datan vähyyden vuoksi tarkasti arvioida. Tulokset osoittivat, että 25 vuoden aikana 9–30 % eri valuma-alueille tulleesta ^{90}Sr:stä on kulkeutunut vesistöihin. Vastaavat luvut ^{137}Cs:lle ovat vain 1–3 %. Ydinkoekaudella tulleesta ^{90}Sr-laskeumasta poistui eri alueilta 4–13 kertaa enemmän kuin vastaavasta ^{137}Cs-laskeumasta, mikä osoittaa, että ^{90}Sr on ”liikkuvampi” vesiympäristössä. Tämä johtuu aineiden erilaisesta kiinnittymisestä maan savimineraaleihin. ^{137}Cs kiinnittyy tiukasti savipartikkeleiden kidehilaan, kun taas ^{90}Sr tarttuu niihin ioninvaihtomekanismilla ja on helposti irtoavaa. Valumakomponentti oli molemmilla nuklideilla aluksi samanlainen, mutta kun aikaa kului, niin ^{90}Sr:n suhteellinen liikkuvuus kasvoi ja 5–8 vuoden kuluttua laskeumasta se oli noin kertaluokkaa suurempi kuin ^{137}Cs:n (Cross ym. 2002, Smith ym. 2000).

2.3 Pintavesien ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuuksien alueelliset vaihtelut

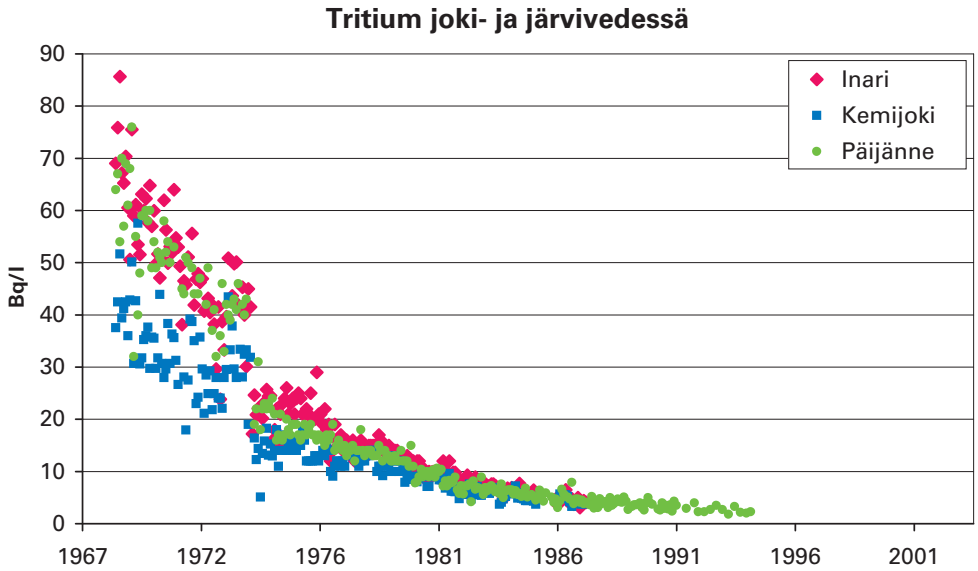
Ydinkoekaudella pintavesien ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuuksia seurattiin edellä mainittujen suurten jokien lisäksi vuosina 1964–1967 myös vesistöalueittain siten, että joki- ja järvivesinäytteitä otettiin noin 180 keräyspisteestä eri puolilta Suomea rannikkoalueet ja Lappi mukaan lukien (STL-A8, STUK-A60). Tshernobylin onnettomuuden jälkeen vuosina 1986–1992 sama näytteenotto- ja analysointiohjelma toistettiin. Vuoksen, Kymijoen, Kokemäenjoen ja Oulujoen vesistöalueiden näytteet yhdistettiin kolmeksi osa-alueeksi ennen analysointia alueellisten tasoerojen havaitsemiseksi (SFL-A4, SFL-A8, SFL-A12, SFL-A17, STL-A21, STL-A26, STL-A34, STL-A40, STUK-A60, STUK-A77, STUK-A94). Ydinkoekaudella ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuudet olivat suurimmillaan 44 Bq/m^3 (Oulujoen vesistöalueen keskiarvo) vuonna 1965 (SFL-A8). Elokuussa 1986 vastaavan alueen keskipitoisuus oli 290 Bq/m^3 (STUK-A60). Saman vesistöalueen ^{90}Sr:n aktiivisuuspitoisuus oli 50 Bq/m^3 vuonna 1965 ja elokuussa 1986 se oli 25 Bq/m^3.

Tarkasteltaessa pintaveden ^{137}Cs-pitoisuuksien vuosikeskiarvoja ajan funktiona Tshernobylin onnettomuuden jälkeen Vuoksen, Kymijoen, Kokemäenjoen ja Oulujoen vesistöalueilla näkyy selvästi kaksi komponenttia (kuva 4).

Eniten muista alueista ^{137}Cs:n käyttäytyminen poikkeaa Oulujoen vesistöalueella, jossa ^{137}Cs:n väheneminen on hitainta. Laajat suoalueet alueen itäosissa Kainuussa aiheuttavat muita alueita suuremman valumakomponentin ja sen takia muita alueita hitaamman vähenemisen. Muiden vesistöalueiden välillä ei ole suurta eroa ^{137}Cs:n vähenemisnopeudessa lyhyellä aikavälillä laskeumasta. Sen sijaan pitemmällä aikavälillä pitoisuuksien vähenemisessä alkaa näkyä ^{137}Cs:n tiukempi pidättyminen valuma-alueen maaperään Kokemäenjoen vesistöalueella ja siten vähäisempi valuma vesistöihin. Se näkyy ^{137}Cs-pitoisuuksien muita alueita nopeampana vähenemisenä ja siis lyhyempänä puoliintumisaikana 1987 – 1992 (kuva 4).



Kuva 4. ^{137}Cs:n pitoisuuksien ajalliset muutokset pintavesissä neljällä suurella vesistöalueella.



Kuva 5. Tritiumpitoisuudet Kemijoen, Päijänteen ja Inarinjärven vedessä 1968–1994.

2.4 Tritium jokivedessä 1960-luvulta alkaen

Ilmakehässä suoritetut ydinasekokeet aiheuttivat tritiumlaskeuman, mikä oli suurimmillaan 1960-luvun alkupuolella. Vuonna 1963 tehty ydinsulkusopimus pysäytti ilmakehässä tehdyt kokeet ja sen jälkeen tritiumlaskeumakin väheni. Kemijoen vedestä on analysoitu tritiumin (^3H) aktiivisuuspitoisuus 1960-luvulta alkaen. Jokiveden tritiumpitoisuus oli 1970-luvulla hieman matalampi kuin järvivesien (kuva 5). Seuranta pintavedessä lopetettiin 1990-luvulla, jolloin tritiumpitoisuus pintavedessä oli enää noin 1 Bq/l.

3 Järvet

3.1 ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n käyttäytyminen Päijänteen vedessä ja sedimentissä

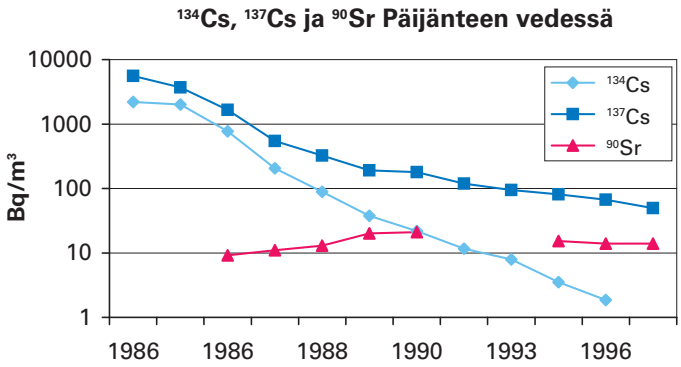
Noin miljoona suomalaista saa juomavetensä Asikkalanselältä, mikä on noin 53 km^2:n kokoinen niukkaravinteinen vesiallas Päijänteen eteläosassa. Päijänne on myös tärkeä järvi sisävesikalastuksen kannalta. Asikkalanselkä on aluetta, jolle tuli suhteellisen runsaasti laskeumaa Tshernobylin onnettomuudesta. Tämän vuoksi Päijänne on ollut laajan radioekologisen tutkimuksen kohteena Tshernobylin onnettomuuden jälkeen sekä Helsingin yliopiston radiokemian laboratorion (HYRL) että Säteilyturvakeskuksen (STUK) toimesta. ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n pitoisuuksia järvivedessä, niiden siirtymistä pohjasedimenttiin ja kulkeutumista kaloihin on tutkittu Tshernobylin onnettomuudesta lähtien (Kansanen ym. 1991 ja 1992, Kansanen ja Seppälä 1992, Kulmala ym. 1991 ja 1992, Suutarinen ym. 1988 ja 1991, Saxén ym. 1996a ja 1996b, Moring ym. 1996).

^{137}Cs-laskeuma Päijänteen eteläosaan oli maa- ja jäkälänäytteiden avulla määritettynä noin 62 kBq/m^2 ja ^{90}Sr-laskeuma noin 0,4 kBq/m^2 (Saxén ym. 1996a). ^{137}Cs:n pitoisuudet vedessä olivat suurimmillaan heti laskeuman jälkeen. Vedessä havaittiin myös ^{131}I:tä noin kuukauden ajan laskeuman jälkeen ja ^{134}Cs:ää kauemmin (kuva 6). ^{131}I:n aktiivisuuspitoisuus oli 11 700 Bq/m^3 toukokuun 1986 puolivälissä ja kuun lopussa enää vain 2 700 Bq/m^3. Onnettomuusvuoden 1986 aikana ^{137}Cs-pitoisuudet pienenivät puoleen noin 50 päivässä. Parin seuraavan vuoden ajan väheneminen oli hitaampaa, puoliintumisajan ollessa noin 1 vuosi ja sen jälkeen vielä hitaammin. Sedimenttiin vajoaminen oli merkittävin ^{137}Cs:ää vedestä vähentävä mekanismi. ^{137}Cs:n käyttäytymisestä poiketen ^{90}Sr:n pitoisuuksissa havaittiin lievä nousu ensimmäisinä onnettomuutta seuranneina vuosina. Tämä johtuu maalta tulleiden valumavesien mukanaan järveen tuomasta ^{90}Sr:stä. Myöhempinä vuosina ^{90}Sr-pitoisuudet ovat pysyneet lähes samoina.

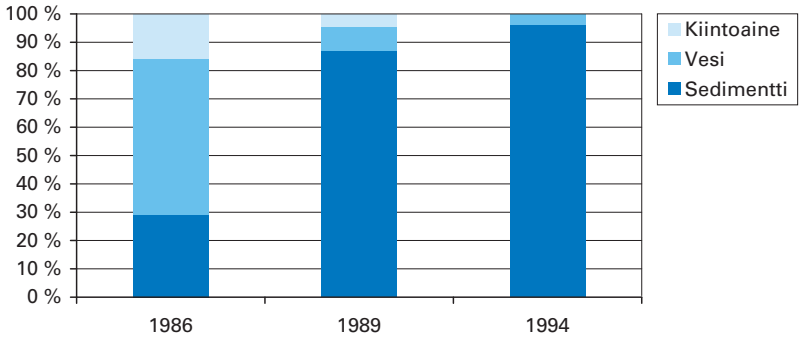
^{137}Cs:n suhteellinen jakautuminen veden, veden partikkeliaineksen ja sedimentin kesken muuttui vähitellen. Heti onnettomuuden jälkeen ^{137}Cs oli lähes kokonaan vesifaasissa, ja vain pieni osa veden partikkeliaineksessa ja pohjasedimentissä. Pohjasedimenttiin kulkeutuneen ^{137}Cs:n suhteellinen osuus kasvoi 1988 asti ja pysyi melkein samana sen jälkeen. Esimerkiksi vuonna 1994 ^{137}Cs:stä oli jo 96 % pohjasedimentissä ja vain 4 % vedessä ja veden kiintoaineessa, kun taas elokuussa 1986 ^{137}Cs:stä 55 % oli vedessä, 30 % sedimentissä ja loput veden partikkeliaineksessa (kuva 7). ^{90}Sr:tä esiintyi ^{137}Cs:ää vähemmän veden kiintoaineksessa (Suutarinen ym. 1988, Kulmala ym. 1992). Pohjasedimentissä molemmat nuklidit kulkeutuivat vähitellen pintakerroksista

syvemmälle. Tshernobyl-cesiumin huippu oli vuonna 1997 pohjasedimentissä 2–3 cm:n syvyydellä, minkä perusteella sedimentaationopeus Asikkalanselän syvänteessä on noin 3 mm/v. ^{90}Sr:n suurempi liikkuvuus näkyi vesitulosten lisäksi myös radionuklidien vertikaalisessa jakautumisessa pohjasedimenttiin, jossa se liikkuu alaspäin jonkin verran nopeammin kuin ^{137}Cs. ^{90}Sr:n pitoisuushuippu on hieman syvemmällä kuin ^{137}Cs:n ja lisäksi ^{90}Sr on tasaisemmin jakautunut eri syvyyksille kuin ^{137}Cs (Saxén ym. 1996a, Saxén ym. 1998) (kuva 8).

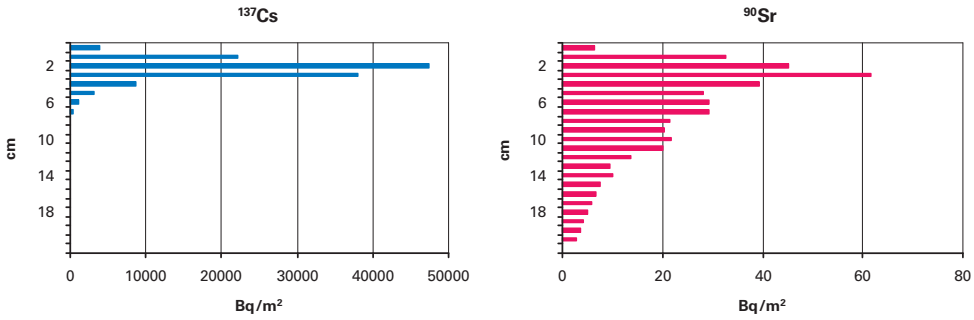
^{137}Cs:n kulkeutumista pohjasedimentteihin tutkittiin noin kymmenessä muussa Suomen järvessä yli kymmenen vuotta Tshernobylin onnettomuuden jälkeen otettujen näytteiden avulla. Joissakin järvissä ^{137}Cs:n pitoisuushuippu oli edelleen pinnassa, vain 0–2 cm:n syvyydessä, mutta jossakin järvessä 22 cm:n syvyydessä. Useimmissa järvissä sedimentin sisältämät ^{137}Cs:n määrät olivat 1,5–2-kertaiset paikalliseen laskeumaan nähden (Ilus ym. 2005).



Kuva 6. ^{134}Cs-, ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-aktiivisuuspitoisuudet Asikkalanselän vedessä toukokuussa 1986.



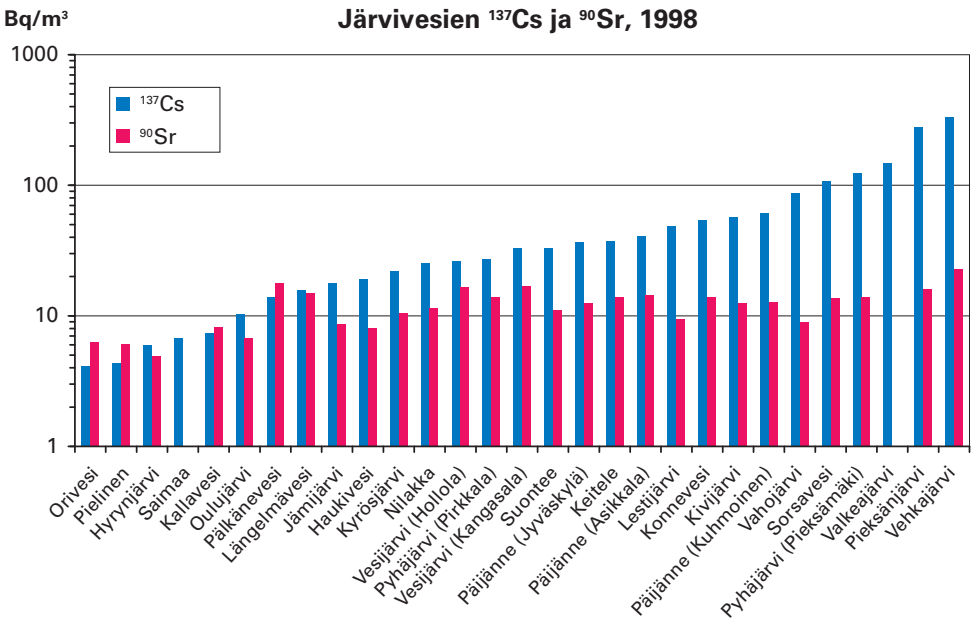
Kuva 7. ^{137}Cs:n jakautuminen veden, pohjasedimentin ja veden kiintoaineksen kesken eri aikoina laskeuman jälkeen.



Kuva 8. ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n jakautuminen eri syvyyksille Päijänteen pohjasedimenttissä 1997.

3.2 ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n esiintyminen muiden järvien vesissä

Järvivesien ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuudet vaihtelivat välillä 4–330 Bq/m^3 ja ^{90}Sr :n välillä 8–20 Bq/m^3 2000-luvun vaihteessa. Joissakin järvissä veden ^{90}Sr-pitoisuus oli suurempi kuin vastaava ^{137}Cs-pitoisuus (Saxén 2005) (kuva 9). Vuonna 2005 otettujen järvivesien ^{137}Cs-pitoisuudet vaihtelivat välillä 2–340 Bq/m^3, eli saman verran kuin vuosina 1998 ja 2002 tutkituissa järvissä.

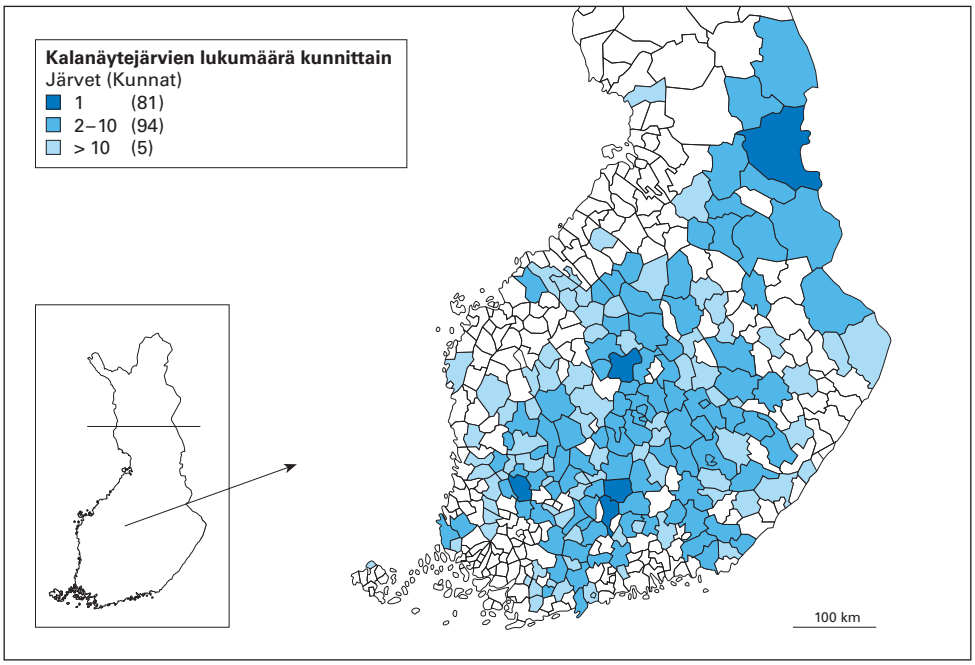


Kuva 9. Vuonna 1998 otettujen järvivesien ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuudet.

3.3 Kalatutkimukset Tshernobylin onnettomuuden jälkeen

^{137}Cs:n kulkeutumista ravinnonottotavoiltaan erityyppisiin kaloihin, pitoisuuksien ajallisia muutoksia eri lajeissa ja eri järvissä sekä cesiumin käyttäytymiseen vaikuttavia tekijöitä on Tshernobylin onnettomuuden jälkeen tutkittu suhteellisen laajasti (STUK-A61, -A77, -A94, -A129, Saxén ja Koskelainen 2002, Saxén ym. 2002, Saxén 2004). Eniten näytteitä on otettu ja analysoitu niiden alueiden järvistä, joille laskeumaa tuli eniten. Tshernobylin onnettomuuden jälkeen on analysoitu runsaat 8 000 kalanäytettä noin 450 järvestä (kuva 10, taulukko II). Näytteitä on yli kymmenestä kalalajista, joita esiintyy yleisesti järvien kalansaaliissa (Saxén ja Rantavaara 1987). Lukumäärällisesti eniten on analysoitu ahventa, joka on yleisin saaliskala Suomessa.

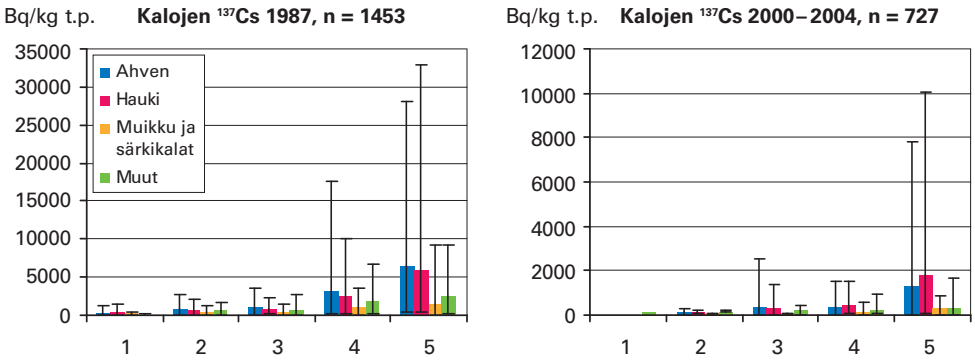
Vuonna 1987, jolloin järvikalojen ^{137}Cs-pitoisuudet olivat korkeimmillaan, pitoisuudet vaihtelivat välillä 20–33 000 Bq/kg (t.p.). Kahdenkymmenen vuoden kuluttua, vuonna 2006, kalojen ^{137}Cs-pitoisuudet vaihtelivat Suomessa välillä 5–10 000 Bq/kg (kuva 11). Pitoisuuksien vaihteluväli on edelleen huomattavasti laajempi kuin ennen Tshernobylin onnettomuutta, jolloin järvikalojen ^{137}Cs-pitoisuudet suurissa järvissä vaihtelivat välillä 1,9 Bq/kg (Längelmäveden muikku) – 64 Bq/kg (Saimaan ahven) kalastuksen kannalta merkittävissä isoissa järvissä (STL-A47).



Kuva 10. Kalanäytejärvien lukumäärät kunnittain 1986–2006.

Taulukko II. Analysoitujen kalanäytteiden lukumäärät kuvan 2 mukaisilla laskeuma-alueilla vuosina 1986–2006. Lapin järvien näytteet eivät sisälly lukumääriin, vaan niitä käsitellään eri raporteissa kuten Ylipieti ja Solatie (2008).

	LA 1	LA 2	LA 3	LA 4	LA 5
1986–2006	649	623	1 216	2 950	2 648



Kuva 11. Järvikalojen ^{137}Cs-pitoisuudet erilaista ravintoa käyttävissä kaloissa (peto, ei-peto, välimuoto) vuonna 1987, jolloin pitoisuudet olivat suurimmillaan ja 2000-luvulla, kun liki 20 vuotta oli kulunut laskeumasta. Pitoisuudet on annettu laskeuma-alueiden (1–5) keskiarvoina ja havaittuina vaihteluina ravinnonottotavaltaan kolmenlaisessa kalalajissa: hauki (peto), muikku ja särkikalat (ei-peto) ja ahven (välimuoto) (Saxén, 2007a). Laskeuma-alueet näkyvät kuvassa 2.

3.4 ^{137}Cs ja ^{90}Sr Päijänteen kaloissa

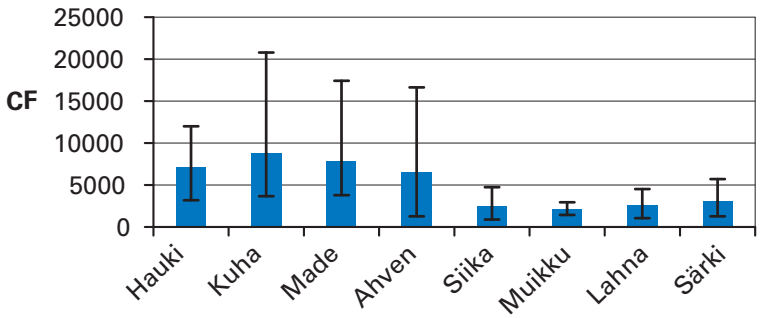
Cesiumin kulkeutuminen kaloihin oli suhteellisen runsasta Asikkalanselällä, jonka vedessä on niukasti ravinteita. ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuus oli ei-peto-kaloissa suurimmillaan jo kesällä 1986, kun taas petokaloissa suurimmat pitoisuudet, 4 200 Bq/kg t.p. esiintyivät vasta parin vuoden kuluttua laskeumasta. Vuonna 1996 hauen ^{137}Cs-pitoisuudet vaihtelivat välillä 280–530 Bq/kg. Kalojen ^{137}Cs-pitoisuudet laskevat yhä hidastuvalla nopeudella. Kalalajien välisten ^{137}Cs-pitoisuuserojen lisäksi samankin lajin eri yksilöiden välillä on ^{137}Cs-pitoisuuksissa huomattavia eroja. Ne johtuvat kalan koosta, iästä ja sen käyttämästä ravinnosta. Sekä lajien että yksilöiden väliset erot ovat vuosien varrella pienentyneet samalla, kun ^{137}Cs:n biologinen saatavuus kaloille on vähentynyt. Strontium kulkeutuu eliöissä eniten luukudokseen, siis kaloissa niihin osiin, joita ei yleensä syödä. Kalojen ^{90}Sr-pitoisuudet syötävissä osissa vaihtelivat välillä 0,2–20 Bq/kg vuosina 1986–1995 (Saxén ym. 1996 a). Luukudoksen ^{90}Sr-pitoisuudet ovat 250-kertaiset lihaskudoksen pitoisuuksiin verrattuna.

^{90}Sr:n kulkeutumista kaloihin on tutkittu myös muissa järvissä (Outola ym. 2009), samoin kuin ^{90}Sr:n jakaantumista kalan eri elimiin (Saxén ja Koskelainen, 2002).

3.5 ^{137}Cs:n konsentraatiokertoimet (CF) ja niiden vaihtelut

^{137}Cs:n kulkeutumista kaloihin eri järvissä kuvataan usein niin sanotulla konsentraatiokertoimella CF, joka on ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuus kalassa (Bq/kg t.p.) jaettuna ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuudella vedessä (Bq/kg) samana ajankohtana. Tarkastelemalla eri järvien tuloksista laskettuja konsentraatiokertoimia (CF) saadaan käsitys järvien välisistä eroista ^{137}Cs:n kerääjinä.

Vuosituhannen vaihteessa ^{137}Cs:n konsentraatiokertoimet ahveniin eri järvissä olivat välillä 1 300 ja 30 000 eli ^{137}Cs:n kulkeutuminen kaloihin vaihteli kertoimella 20 eri järvissä. Konsentraatiokertoimet olivat suurimmat petokaloille. Ei-petokalojen konsentraatiokertoimet olivat jonkin verran pienempiä ja vaihtelu vähäisempää; ne olivat välillä 1 000–5 000 (kuva 12). Runsasravinteisessa Hollolan Vesijärvessä konsentraatiokerroin oli tutkituista järvistä pienin. Suurimmat CF:t esiintyivät esimerkiksi seuraavissa niukkaravinteisissa järvissä: Nilakka, Siikajärvi, Vehkajärvi, Suontee. Siikajärvessä ja Vehkajärvessä konsentraatiokertoimeen vaikuttaa myös erityisen matala sedimentaationopeus (Saxén ja Ilus 2008). Myös humusaineksella on merkitystä ^{137}Cs:n kulkeutumiseen järvissä. On erittäin vaikeaa nimetä tarkasti kunkin järven tapauksessa niitä tekijöitä, joista korkea tai matala konsentraatiokerroin johtuu, koska olosuhteet vaihtelevat järvissä ja jopa saman järven eri osissa (Saxén ja Koskelainen 2001). Paitsi järviveden laatuasiat ja veden virtausolosuhteet, myös valuma-alueen ominaisuudet vaikuttavat pitkällä aikavälillä radioaktiivisten aineiden käyttäytymiseen järvissä.



Kuva 12. ^{137}Cs:n keskimääräiset konsentraatiokertoimet eri kalalajeissa (CF = Bq/kg kalassa : Bq/kg vedessä) ja niiden vaihtelut 12 vuoden kuluttua laskeumasta.

3.6 Kalojen ^{137}Cs-pitoisuuden väheneminen ja siihen vaikuttavat tekijät

Kun kalojen ^{137}Cs:n saanti niiden käyttämästä ravinnosta on pienempi kuin määrä, mikä kaloista aineenvaihdunnan kautta poistuu, niin kalojen ^{137}Cs-pitoisuudet alkavat vähetä. ^{137}Cs:n vähenemisnopeuksissa kaloista esiintyy huomattavia eroja järvien välillä, joissakin järvissä ekologinen puoliintumisaika on kolme vuotta, joissakin toisissa se voi olla yhdeksän vuotta (Saxén 2007a).

Syitä siihen, miksi kalojen ^{137}Cs-pitoisuudet joissakin järvissä pysyvät tavallista kauemmin korkeina, tutkittiin kahdessa Etelä-Suomen järviekosysteemissä. Yksi syy jatkuvasti korkeina pysyviin kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksiin on se, että kyseisissä järvissä ^{137}Cs pysyy tavanomaista kauemmin vesifaasissa. Sitä osoitti tutkittujen järvien erittäin pieni sedimentaationopeus ja laskeumaan nähden tavallista korkeammat ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuudet järvien vesissä. Lisäksi järvien hydrologiset piirteet, niukkaravinteisuus ja veden matala kaliumpitoisuus sekä matala pH, olivat myös näissä järvissä syitä kalojen tehokkaaseen ^{137}Cs:n ottoon ja ^{137}Cs:n hitaaseen vähenemiseen. Toisessa tutkitussa järvessä ^{137}Cs:n vielä runsaampaan kulkeutumiseen (isompiin konsentraatiokertoimiin) ja säilymiseen vedessä vaikutti lisäksi se, että valuma-alueella on runsaasti soita, jolloin valumavesien mukanaan tuoman ^{137}Cs:n lisäävä vaikutus on vielä merkittävämpi kuin toisessa järvessä, jota ympäröi viljelty maatalousalue (Saxén ja Ilus 2008). Järviä, joissa ^{137}Cs vähenee kaloista poikkeuksellisen hitaasti, ei ole helppo tunnistaa tai ennustaa, koska kulkeutuminen riippuu monen tekijän yhteisvaikutuksesta.

3.7 ^{137}Cs:n vaihtelut ja käyttäytyminen pienissä metsäjärvissä

Yhteistyössä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen (RKTL) kanssa tutkittiin ^{137}Cs:n pitoisuuksia ja niiden vaihteluita pienissä metsäjärvissä. Vaikka tällaisilla järvillä ei ole merkitystä ammattimaisen kalastuksen kannalta, niistä harrastetaan kotitarvekalastusta ja niitä on lukumääräisesti Suomessa paljon. Tällaisissa järvissä pitoisuudet pysyvät laskeuman jälkeen kauan korkeina. Kyseisten järvien siirtokerroinaineistoa analysoitiin tilastollisesti lineaarisia regressioanalyysejä käyttäen. Tulokset osoittivat selvästi, että ^{137}Cs käyttäytyy eri tavalla kirkasvetisissä umpijärvissä tummavetisiin läpivirtausjärviin verrattuna. Kirkasvetisissä umpijärvissä siirtokerroin vedestä kaloihin kasvoi ajan funktiona, kun taas ruskeavetisissä läpivirtausjärvissä se pysyi samana. Siirtokertoimen riippuvuus järviveden ominaisuuksista oli myös erilainen näissä kahden tyyppisissä järvissä, veden K-pitoisuuden, pH:n ja johtokyvyn suhteen jopa eri suuntiin. ^{137}Cs:n konsentraatiokerroin oli ruskeavetisissä läpivirtausjärvissä kääntäen verrannollinen veden K-pitoisuuteen, johtokykyyn

ja pH:n, mutta kirkasvetisissä umpijärvissä suoraan verrannollinen. Muut tutkitut parametrit (veden kokonaistyppi ja -fosfori) näissä kahdessa järvityypissä vaikuttivat siirtokertoimeen samansuuntaisesti, mutta eri asteisesti (Saxén ym. 2009).

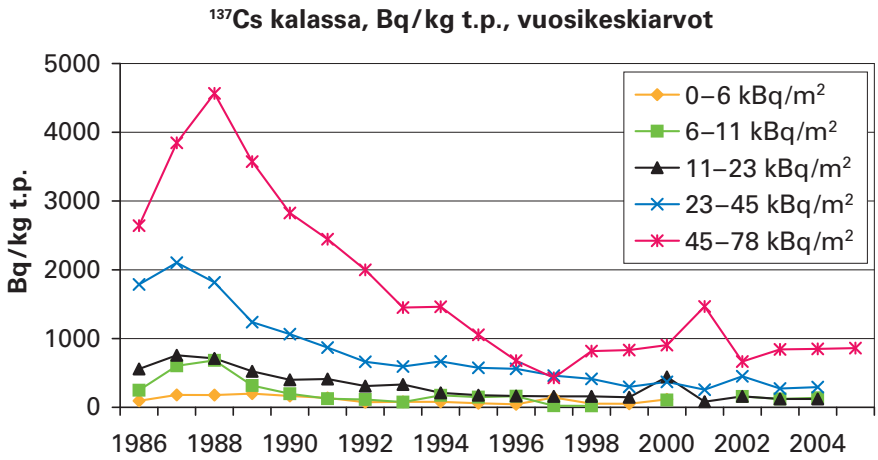
3.8 Järvikalasta aiheutuvat säteilyannokset

Järvikalasta aiheutuva säteilyaltistus arvioitiin laskeuma-alueittain käyttäen kunkin alueen ^{137}Cs-pitoisuuksien vuosikeskiarvoja (kuva 13). Mediaaneja käyttäen olisi päädytty huomattavasti pienempiin annoksiin, koska yksittäisten järvien poikkeuksellisen korkeat pitoisuudet eivät siinä tapauksessa vaikuttaisi tulokseen samalla tavalla kuin keskiarvoa laskettaessa. Kalan ^{137}Cs-pitoisuuden lisäksi annokseen vaikuttaa kulutetun kalan määrä. Kalan ^{137}Cs:sta aiheutuvat yhteenlasketut efektiiviset annokset vuosille 1986–2005 eri laskeuma-vyöhykkeillä vaihtelevat 0,1–1,4 mSv, kun kulutuksena on käytetty keskimääräistä järvikalan kulutusta 3,2 kg vuodessa (RKTL:n tilasto) (kuva 14). Jos kalaa syödään Eviran vuonna 2004 antaman suosituksen mukaan 2–3 kertaa viikossa, se johtaa noin 20 kg:n kulutukseen vuodessa. Kahdenkymmenen kilogramman vuotuinen kalan syönti laskeuma-alueella viisi aiheuttaisi yhteensä 20 vuoden aikana noin 10 mSv:n efektiivisen annoksen olettaen, että koko kulutettu määrä on kyseiseltä alueelta pyydettyä järvikalaa. Kahdenkymmenen vuoden aikana kalan syömisestä aiheutuneesta annoksesta puolet on saatu vuoteen 1990 mennessä eli viitenä laskeuman jälkeisenä vuotena. Vuotuisen annoksen osuus kokonaisannoksesta oli suurin vuonna 1988 (Saxén 2007b).

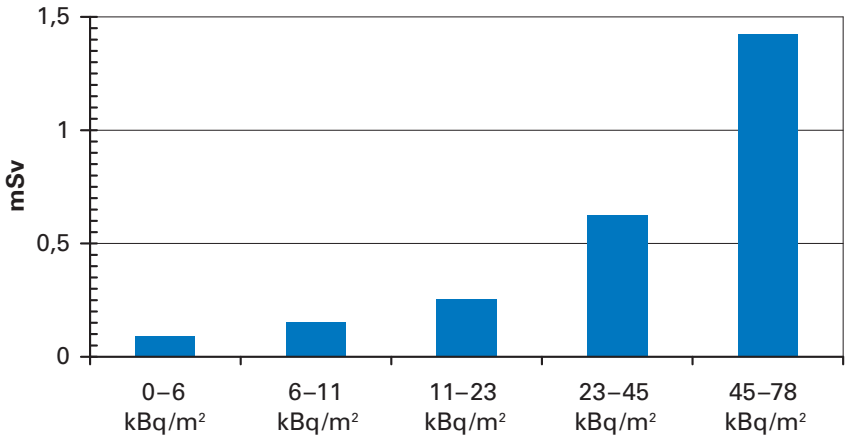
Väestölle keskimäärin elintarvikkeiden ^{134}Cs:stä, ^{137}Cs:stä ja ^{90}Sr:stä aiheutuvan efektiivisen annoksen sitouman on aikavälillä 1960–2005 arvioitu olevan 2,2 mSv ja Tshernobylin onnettomuuden jälkeen 1,3 mSv (Rantavaara 2008).

3.9 Tritium järvivesissä 1960-luvulta alkaen

Päijänteen ^{3}H-pitoisuudet olivat korkeimmat 1960-luvun lopussa, noin 75 Bq/l ja pohjoisemman sijainnin takia Inarinjärvessä hieman korkeampia kuin Päijänteessä (kuva 5). Pitoisuudet ovat laskeneet kaiken aikaa, ja 1990-luvulta alkaen ne ovat lähestyneet havaitsemisrajaa, mikä silloin käytössä olleella menetelmällä on noin 1 Bq/l.



Kuva 13. Järvikalojen ^{137}Cs-pitoisuuksien vuosikeskiarvot Tshernobylin onnettomuuden jälkeen eri laskeumavyöhykkeiltä analysoiduissa näytteissä. Laskeuma-alueet näkyvät kuvassa 2.



Kuva 14. Järvikalan syömisestä aiheutuva yhteenlaskettu efektiivinen säteilyannos vuosina 1986–2005 eri laskeuma-alueilla. Laskeuma-alueet näkyvät kuvassa 2. Annosarvio on konservatiivinen, koska siinä on käytetty kalojen keskipitoisuuksia eri laskeuma-alueilla eikä mediaaneja. Arvio perustuu 3,2 kg:n vuotuiseen järvikalan kulutukseen (RKTL:n tilasto).

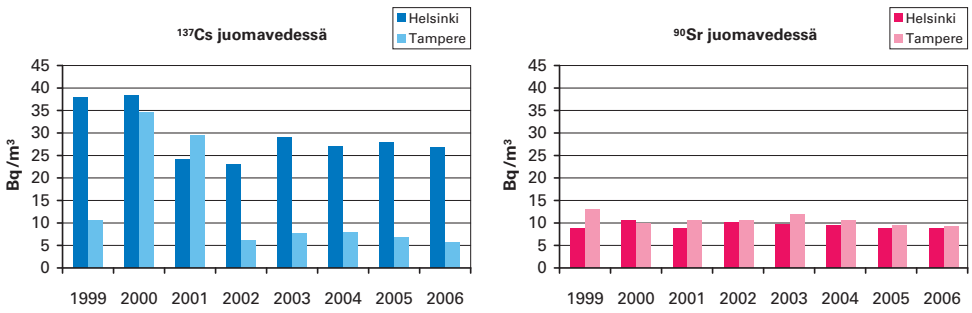
4 Juomavesi

4.1 Juomaveden ^{137}Cs, ^{90}Sr ja ^{3}H

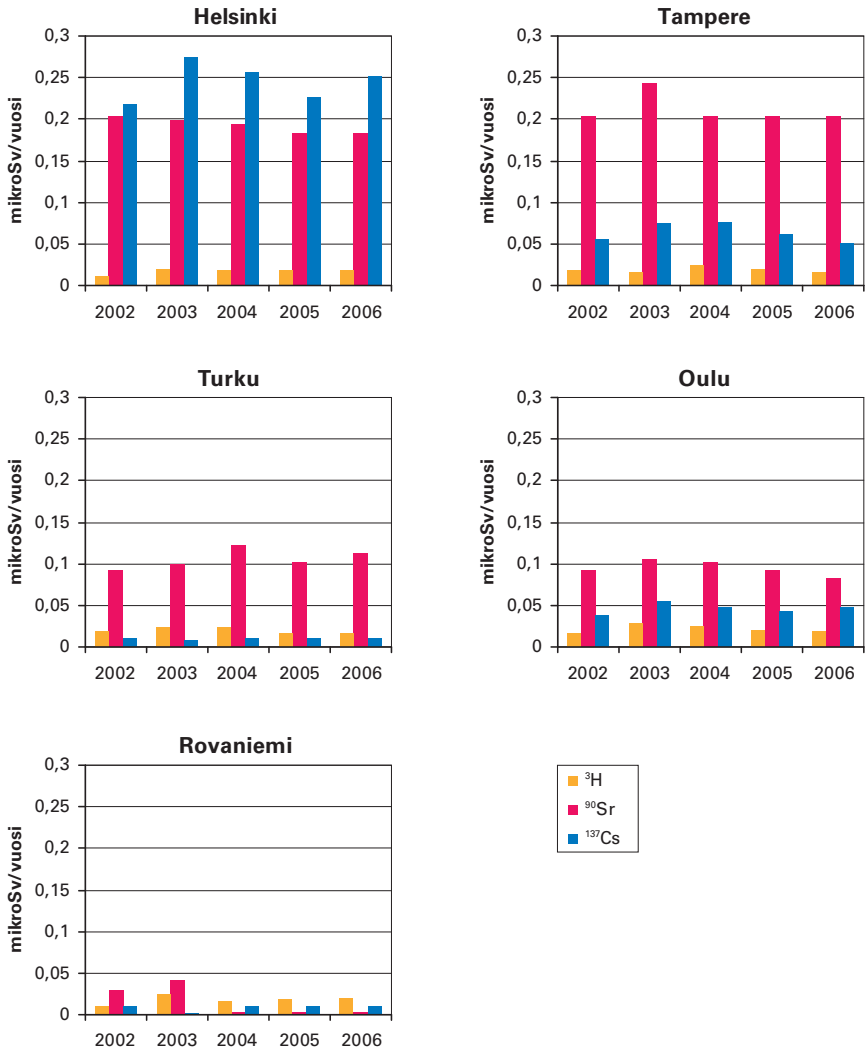
Tshernobylin onnettomuuden jälkeen analysoitiin ^{137}Cs-pitoisuuksia sekä raakavedestä että jakeluun lähtevästä juomavedestä (STUK-A60). Myös pintavesien analyysitulokset antavat tietoa juomaveden osalta siinä tapauksessa, että pintavettä käytetään raakavetenä. Tshernobylin onnettomuuden jälkeen tehdyt analyysit raakavedestä ja puhdistetusta vedestä osoittivat, että jopa puolet ^{137}Cs:stä poistui vesilaitoksen puhdistusprosessissa. Puhdistusprosessiin kuului ns. flokin muodostus alumiinisulfaatin avulla. ^{137}Cs:n havaittiin tarttuvan alumiinisulfaattisakkaan ja poistuvan sakan mukana osittain käsiteltävästä vedestä. Käytetyn alumiinisulfaattisakan sijoittamisesta voikin laskeumatilanteessa aiheutua ongelmia.

Tshernobyl-laskeuman vaikutuksesta ^{137}Cs-pitoisuudet laskeuma-alueen järvissä nousivat enimmillään lähes tuhatkertaisiksi laskeumaa edeltäneeseen tilanteeseen verrattuna. Pintaveden ^{137}Cs-pitoisuudet laskivat kuitenkin nopeasti laskeuman jälkeen (vrt. kuva 1). ^{90}Sr-pitoisuuksien nousu oli vähäisempää, ja pitoisuuksien lasku hitaampaa. Myös ^{131}I:tä havaittiin Päijänteen vedessä noin kuukauden ajan laskeumasta.

Juomaveden ^{137}Cs-, ^{90}Sr- ja ^{3}H-pitoisuuksia on analysoitu säännöllisesti vuodesta 1999 alkaen kolmelta ja nykyään viideltä paikkakunnalta (Helsinki, Turku, Tampere, Oulu ja Rovaniemi) (Mustonen 2000–2007). ^{90}Sr- ja ^{137}Cs-pitoisuudet (kuva 15) riippuvat alueen Tshernobyl-laskeuman tasosta sekä siitä, käytetäänkö raakavetenä pinta- vai pohjavettä vai niiden seosta (kuva 15). Juomaveden ^{3}H-pitoisuudet vuonna 2006 vaihtelivat Helsingin, Turun, Tampereen, Oulun ja Rovaniemen vesijohtovedessä välillä 0,9–1,7 Bq/l.



Kuva 15. ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuudet Helsingin ja Tampereen vesijohtovedessä 1999–2006.



Kuva 16. Eri paikkakuntien juomaveden tritiumista (^{3}H), ^{90}Sr:stä ja ^{137}Cs:stä aiheutuneet säteilyannokset 2002–2006.

4.2 Juomaveden ^{137}Cs:stä, ^{90}Sr:stä ja ^{3}H:sta aiheutuvat säteilyannokset

Vuonna 1964, jolloin ydinkokeista peräisin olevat ^{137}Cs-, ^{90}Sr- ja ^{3}H-laskeumat olivat suurimmillaan, nämä radioaktiiviset aineet aiheuttivat pintavedestä tehdyn juomaveden kautta keskimäärin 5 µSv:n suuruisen efektiivisen annoksen. Noin 50 % tästä annoksesta aiheutui ^{90}Sr:stä, noin 10 % ^{137}Cs:stä ja vähän vajaa 40 % ^{3}H:sta.

Tshernobylin onnettomuuden jälkeen vuonna 1986, jolloin vedessä olevan ^{137}Cs:n ja ^{134}Cs:n pitoisuudet olivat korkeimmillaan, vastaava annos ^{137}Cs:stä, ^{134}Cs:stä, ^{90}Sr:stä ja ^{3}H:sta oli 5,7 µSv. Tästä 88 % aiheutui ^{137}Cs:stä ja ^{134}Cs:stä, 12 % ^{90}Sr:stä ja noin 1 % ^{3}H:sta. Keskimääräinen annos juomaveden ^{134}Cs:stä ja ^{137}Cs:stä ensimmäisenä laskeuman jälkeisenä vuotena oli noin 2,5 µSv (STUK-A55).

Vuonna 2006 juomaveden ^{137}Cs:stä, ^{90}Sr:stä ja ^{3}H:sta aiheutui Päijänteen vettä käytettäessä (Helsinki, kuva 16) yhteensä noin 0,4 µSv:n efektiivinen annos (Mustonen 2007). Vain Helsingissä suurin osuus annoksesta aiheutui ^{137}Cs:stä. Tampereella, Turussa ja Oulussa ^{90}Sr:n osuus juomavesiannoksesta on suurin. Rovaniemellä, jossa juomavetenä on viime vuosina käytetty yksinomaan pohjavettä, ^{3}H:n osuus annoksesta on suurin. Osassa juomavesinäytteitä ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuudet olivat alle havaitsemisrajan, samoin ^{90}Sr:n Rovaniemellä. Tällöin annosta arvioitaessa on käytetty määrityksen havaitsemisrajaa.

5 Veden ja kalojen radionuklidipitoisuuksien arviointi valmiustilanteessa

5.1 Altistusreitit ja radionuklidien pitoisuuksien ennustaminen

Ihminen altistuu sisäiselle säteilylle vesiympäristöstä kahdella tavalla: juomaveden kautta ja kalan kautta. Mahdolliset säteilytilanteen toimenpiteet kohdistuvat näistä reiteistä aiheutuvan altistuksen vähentämiseen. Altistusta vähentävien toimenpiteiden tarpeen arviointia varten joudutaan arvioimaan radionuklidien pitoisuuksia pintavedessä ja kaloissa sekä niiden ajallisia muutoksia. Arviointi tehdään laskeumatiedon perusteella, koska se tieto saadaan yleensä ensimmäisenä laskeumatilanteessa. Jos laskeuma-alueen vesihuolto on pintaveden varassa, arviot pitoisuuksista on syytä tehdä nopeasti. Pintaveden pitoisuudet ovat korkeimmillaan heti laskeuman jälkeen ja suurin hyöty annoksen alentamiseksi tehtävistä toimenpiteistä saadaan, kun ne ajoitetaan tähän suurimpien pitoisuuksien vaiheeseen. Kalojen kautta saatava altistus ei ole niin välitön kuin juomavedestä saatava, sillä radionuklidien kulkeutuminen kaloihin tapahtuu hitaammin kuin veteen, joka on suoraan alttiina laskeumalle. Kaloista ei-petokalat (pienet ahvenet, muikku, särkikalat) saastuvat ensin ja petokalat pitemmän ravintoketjun vuoksi viimeiseksi.

Pinta-/juomaveden ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuuksia ja kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksia sekä niiden ajallisia muutoksia voidaan arvioida karkeasti Tshernobylin onnettomuuden jälkeen saatujen tutkimustulosten perusteella. Arviointi kannattaa tehdä käyttäen määritettyjä siirtokertoimia laskeumasta pintaveteen ja laskeumasta kaloihin. Ajan funktiona määritettyjen siirtokertoimien avulla voidaan pitoisuuksia ennustaa karkeasti myös pitemmällä aikavälillä. Myös konsentraatiokertoimia (CF = nuklidin aktiivisuuspitoisuus kalassa Bq/kg : nuklidin aktiivisuuspitoisuus vedessä Bq/kg, samana ajankohtana) voidaan käyttää kalojen ja veden pitoisuuksien arviointiin, jos toisen pitoisuus on määritetty tai tunnetaan.

Toinen arviointitapa on käyttää malleja kuten RODOS (Ehrhardt 2000) ja MOIRA (Monte ym. 2009), joiden tulisi perustua Suomen olosuhteissa tuotettuihin siirtoparametreihin. Vesiympäristön tutkimustulosten perusteella on kehitetty tilastollisin menetelmin alueellinen malli (vrt. kohta 5.3.3), jolla voidaan arvioida kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksia Suomen suurilla vesistöalueilla.

Vaikka pitoisuuksia voidaan arvioida karkeasti erilaisia keinoja käyttäen, pitoisuudet tulee tarkistaa näytemittauksin sekä pintavedestä että kaloista jokaisessa uudessa laskeumatilanteessa. Arviointimenettelyt ovat karkeita ja sopivat radionuklidipitoisuuksien suuruusluokkien hahmottamiseen.

5.2 Pinta-/juomavesi, ^{137}Cs- ja ^{90}Sr-pitoisuuksien arviointi

5.2.1 Yleisarvio, lyhyt aikaväli laskeumasta

Muutamina laskeuman jälkeisinä kuukausina voidaan järviveden ^{137}Cs:n aktiivisuuspitoisuuksia Cw arvioida karkeasti alueelle tulleen laskeuman D (kBq/m^2) perusteella Tshernobylin laskeuman jälkeen johdetun yhtälön perusteella (Saxén 1994):

$$Cw = (45{,}5 * D - 59{,}2)\ Bq/m^3$$

5.2.2 Korkeimpien järviveden ^{137}Cs-pitoisuuksien arviointi

Järviveden korkeimmat ^{137}Cs-pitoisuudet (kuva 17) voidaan arvioida käyttäen Päijänteen Asikkalanselältä saatuja siirtokertoimia, sillä tästä vesialtaasta oli tihein näytteenotto Tshernobylin laskeumatilanteen alkuvaiheessa, jolloin muutokset olivat nopeimpia. ^{137}Cs:n siirtokerroin laskeumasta järviveteen (TFw) parin viikon kuluttua laskeumasta, jolloin pitoisuudet ovat korkeimmillaan (vertaa kuvat 17 ja 18) voidaan laskea seuraavasti:

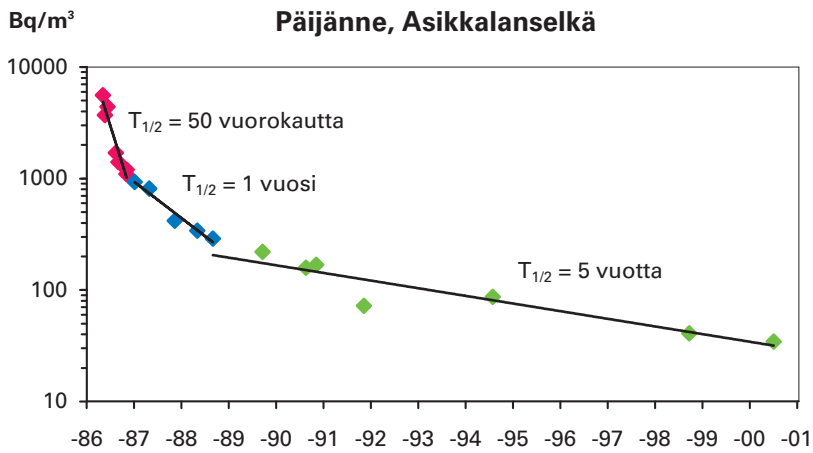
$$TFw = 5\,600\ Bq/m^3 : 64\,700\ Bq/m^2 = 0{,}087 * 1/m$$

Kun laskeuma on esimerkiksi 1 MBq/m^2, niin järviveden ^{137}Cs-pitoisuus on korkeimmillaan noin 90 kBq/m^3. Vesilaitoksessa tapahtuvan puhdistusprosessin jälkeen voidaan juomavedessä arvioida olevan runsas puolet tästä (riippuen radioaktiivisen aineen olomuodosta ja puhdistusprosessista) eli noin 50 kBq/m^3.

5.2.3 Arviot eri aikoina laskeuman jälkeen

Lyhytkestoisen laskeuman jälkeen noin neljän kuukauden ajan järviveden ^{137}Cs-pitoisuus laskee 50 päivän puoliintumisajalla. Sen jälkeen lasku hidastuu ja parina seuraavana vuonna efektiivinen ekologinen puoliintumisaika on noin yksi vuosi. Sen jälkeen ^{137}Cs vähenee puoleen noin viidessä vuodessa. Tämä muuttumisnopeus säilyy useiden vuosien ajan (kuva 17). Laskeumatilanteessa juoma-/pintavedestä tarvitaan tapauskohtaisia mittaustuloksia.

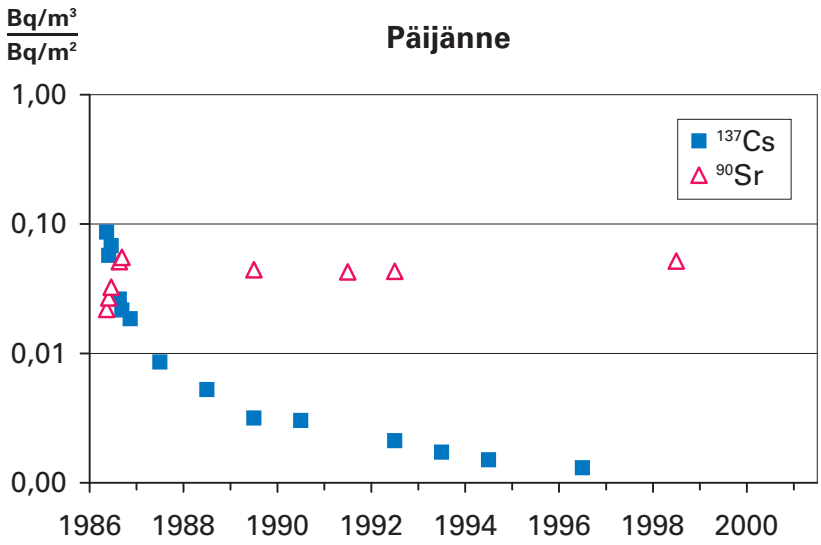
Kuvassa 18 on ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n siirtokertoimet laskeumasta järviveteen ajan funktiona. Taulukossa III vastaavat siirtokertoimet (TFw) on annettu numeroina eri aikoina laskeuman jälkeen. Esitetyt asiat perustuvat Tshernobylin onnettomuuden jälkeen saatuihin Päijänne-tutkimuksen tuloksiin.



Kuva 17. ^{137}Cs-pitoisuuksien muuttuminen Päijänteen Asikkalanselällä Tshernobylin onnettomuuden jälkeen. ^{137}Cs:n havaitut puoliintumisajat eri ajanjaksoina on merkitty kuvaan.

Taulukko III. ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n siirtokertoimet (TFw) laskeumasta järviveteen eri aikoina laskeumatilanteen jälkeen. Kun kertoimella kerrotaan laskeuma, jonka yksikkö on Bq/m^2, niin saadaan veden pitoisuus yksikössä Bq/m^3.

Aika laskeumasta	^{137}Cs, (Bq/m^3 : Bq/m^2)	^{90}Sr, (Bq/m^3 : Bq/m^2)
2 viikkoa	0,087	0,022
1 kk	0,057	0,027
1,5 kk	0,068	0,033
4 kk	0,023	0,051
6,5 kk	0,019	
1 v 2 kk	0,0086	
2 v 2 kk	0,0053	
3 v 2 kk	0,0032	0,044
4 v 2 kk	0,0030	
5 v 2 kk		0,043
6 v 2 kk	0,0021	0,043
7 v 2 kk	0,0017	
8 v 2 kk	0,0015	
9 v 2 kk		
10 v 2 kk	0,0013	
12 v 2 kk	0,0008	0,052



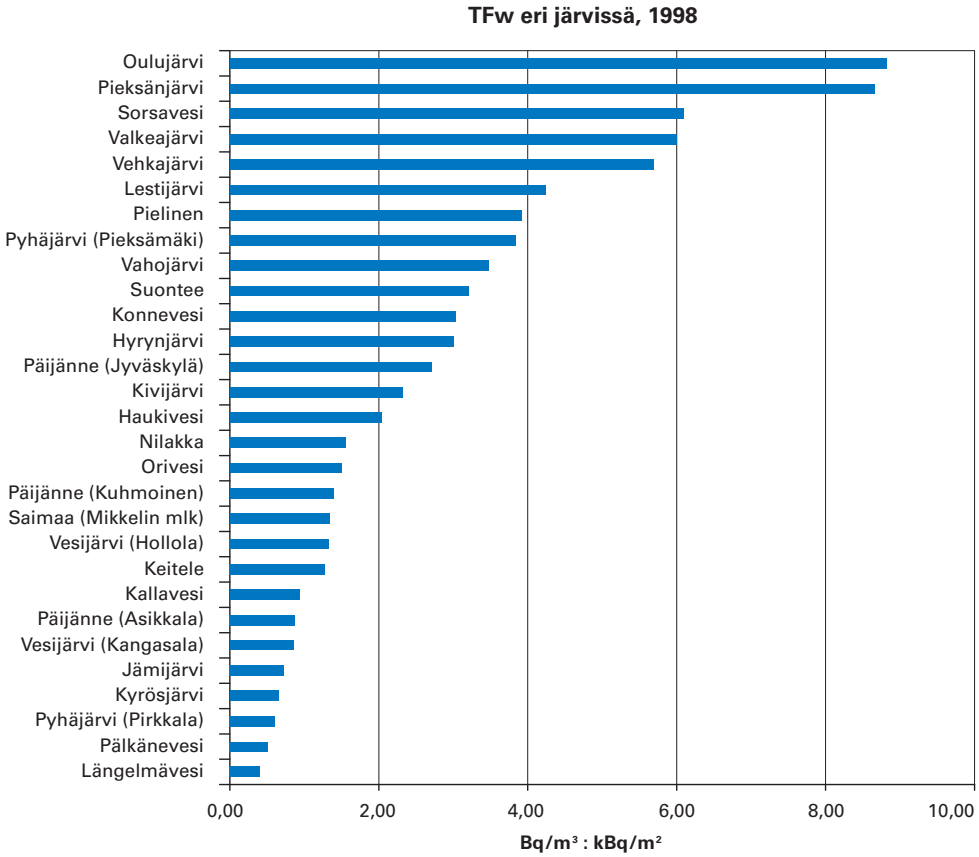
Kuva 18. ^{137}Cs:n ja ^{90}Sr:n siirtokertoimet laskeumasta järviveteen (Päijänne) ajan funktiona.

Siirtokertoimet eri järvissä vaihtelevat paljon ja sitä enemmän mitä enemmän aikaa laskeumasta on kulunut. Tällöin ympäristötekijöiden vaikutus radionuklidien esiintymiseen on voimakkaampaa kuin heti laskeuman jälkeen, jolloin laskeuman määrä on merkittävämpi, kun ympäristötekijät eivät ole ennättäneet muuttaa radionuklidin jakaumaa ympäristössä. Kahdentoista vuoden kuluttua Tshernobylin laskeumasta ^{137}Cs:n siirtokertoimet laskeumasta veteen (TFw; Bq/m^3 : kBq/m^2) vaihtelivat eri järvissä yli 20-kertaisesti (välillä 0,4–8,8) (kuva 19).

Tshernobylin laskeuman jälkeen järvivedessä oli jodia kymmenkertaisesti cesiumiin verrattuna, joten jodi on alkuvaiheessa suurempi ongelma kuin ^{137}Cs. Lyhytkestoisen päästön tapauksessa ongelma juomaveden jodista on kuitenkin lyhytaikainen. Tshernobyl-laskeuman jälkeen Päijänteen vedessä havaittiin ^{131}I:tä noin kuukauden ajan.

5.2.4 Järvivesien ^{137}Cs-pitoisuuksien arviointi vesistöalueittain

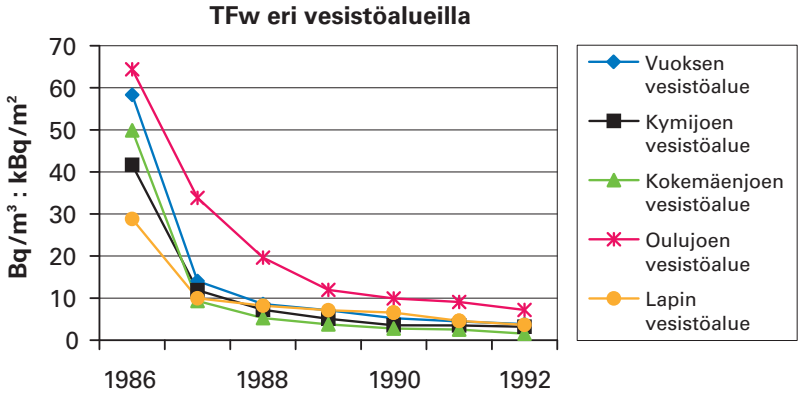
Järvivesien ^{137}Cs-pitoisuuksia eri vesistöalueilla voidaan vuositasolla arvioida karkeasti käyttämällä vesistöaluekohtaisia siirtokertoimia TFw laskeumasta järviveteen (taulukko IV, kuva 20). Laskeuma-arvo yksikkönä Bq/m^2 (^{137}Cs) kerrotaan taulukosta otetulla kertoimella, jolloin saadaan karkeasti veden pitoisuus yksikössä Bq/m^3.



Kuva 19. ^{137}Cs:n siirtokertoimet laskeumasta eri järvien veteen 12 vuotta Tshernobylin laskeumasta.

Taulukko IV. ^{137}Cs:n siirtokertoimet (TFw = (Bq/m^3 vedessä : Bq/m^2 laskeumassa) laskeumasta pintaveteen.

Aika laskeumasta, v 0 = onnettomuusvuosi	Vuoksen vesistöalue (3)	Kymijoen vesistöalue (4)	Kokomäenjoen vesistöalue (5)	Oulujoen vesistöalue (7)
0	$5{,}83 * 10^{-2}$	$4{,}17 * 10^{-2}$	$4{,}99 * 10^{-2}$	$6{,}44 * 10^{-2}$
1	$1{,}40 * 10^{-2}$	$1{,}19 * 10^{-2}$	$9{,}34 * 10^{-3}$	$3{,}39 * 10^{-2}$
2	$8{,}59 * 10^{-3}$	$7{,}22 * 10^{-3}$	$5{,}24 * 10^{-3}$	$1{,}96 * 10^{-2}$
3	$7{,}13 * 10^{-3}$	$5{,}00 * 10^{-3}$	$3{,}75 * 10^{-3}$	$1{,}20 * 10^{-2}$
4	$5{,}21 * 10^{-3}$	$3{,}56 * 10^{-3}$	$2{,}78 * 10^{-3}$	$9{,}93 * 10^{-3}$
5	$4{,}45 * 10^{-3}$	$3{,}50 * 10^{-3}$	$2{,}51 * 10^{-3}$	$9{,}10 * 10^{-3}$
6	$3{,}80 * 10^{-3}$	$3{,}20 * 10^{-3}$	$1{,}54 * 10^{-3}$	$7{,}17 * 10^{-3}$



Kuva 20. ^{137}Cs:n siirtokertoimet laskeumasta järviveteen suurilla vesistöalueilla Tshernobylin onnettomuuden jälkeen.

Esimerkki

Jos esimerkiksi laskeuma on 50 kBq/m^2, niin Oulujoen vesistöalueella voidaan arvioida pintaveden ^{137}Cs-pitoisuuden (Cw) olevan onnettomuutta seuraavana vuonna:

$$Cw = 50\,000 \text{ Bq/m}^2 * 3{,}39 * 10^{-2} \text{ 1/m} = 1\,695 \text{ Bq/m}^3$$

5.2.5 Vesilaitoskäsittelyn vaikutus radionuklidipitoisuuksiin

Pitoisuuksien ja niiden muutosten arvioimisen jälkeen kannattaa huomioida vesilaitoskäsittelystä aiheutuva pitoisuuksien muutos. Tshernobylin onnettomuuden jälkeen saatujen mittausten perusteella osa cesiumista (jopa 50 %) väheni vesilaitoskäsittelyssä. Myöhemmässä vaiheessa muutos on pienempi. Hiukkasmuodossa oleva cesium poistuu suodatusvaiheessa vedestä, ja kaikissa prosesseissa on jonkinlainen suodatus. Tshernobyl-laskeuman jälkeen poistumisen havaittiin tapahtuvan alumiinisulfaattisakkaan, mikä poistaa myös muita aineita raakavedestä. Käytetystä alumiinisulfaattisakasta tulee radioaktiivista ja sen käytöstä ja säilytyksestä voi seurata ongelmia laskeumatilanteen jälkeen. Tavanomaisen vesilaitoskäsittelyn ei havaittu vähentävän sanottavasti veden ^{90}Sr:n pitoisuutta, mutta prosessiin liitetty ioninvaihdin sen sijaan poisti ^{90}Sr:n lähes kokonaan (Pesonen ym. 1972). Jodin väheneminen riippuu siitä, missä fysikaalis-kemiallisessa muodossa jodi joutuu käsittelyprosessiin. Tavanomaisessa pintaveden käsittelyssä jodidimuodossa olleesta jodista poistui enimmillään 40 %, josta osa sitoutui flokkiin ja osa vapautui ilmaan. Jodaattimuodossa prosessiin joutuneesta jodista poistui enimmillään vain 6 %.

Aktiivihiilisuodatin lisäsi jodidin poistumista 50 %, mutta jodaatin poistumista vain vajaan prosentin. Kun prosessiin liitettiin ioninvaihdin, poistuminen nousi 94 %:iin (Kajaste ym. 1971).

5.3 ^{137}Cs:n kulkeutuminen kaloihin

5.3.1 Koko maata koskevat karkeat ennusteet

Nopeimmin laskeuman jälkeen saastuvat ei-petokalat, kuten pienet ahvenet, muikku, särkikalat. Niiden ^{137}Cs-pitoisuudet ovat suurimmillaan muutamassa viikossa – kuukaudessa laskeumasta. Petokalat, esimerkiksi hauki, kuha, made, saavuttavat korkeimmat pitoisuudet lajeista hitaimmin laskeuman jälkeen eli vuoden – kolmen vuoden päästä laskeumasta.

Karkeasti voidaan arvioida kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksia ja niiden muutoksia käyttäen koko maan tuloksista johdettuja keskimääräisiä vuotuisia siirtokertoimia (taulukko V).

5.3.2 Järvikohtaiset siirtokertoimet laskeumasta kaloihin (TFf)

Tarkempia arvioita kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksille saadaan käyttäen järvikohtaisia siirtokertoimia ja lyhyempää aikaväliä laskeumasta alkaen. Käyttäen Päijänteen Asikkalanselän laskeumatietoja ja ahvenen ^{137}Cs-pitoisuuksia saadaan siirtokertoimeksi laskeumasta ahveneen 35 (Bq/kg : kBq/m^2) muutaman viikon

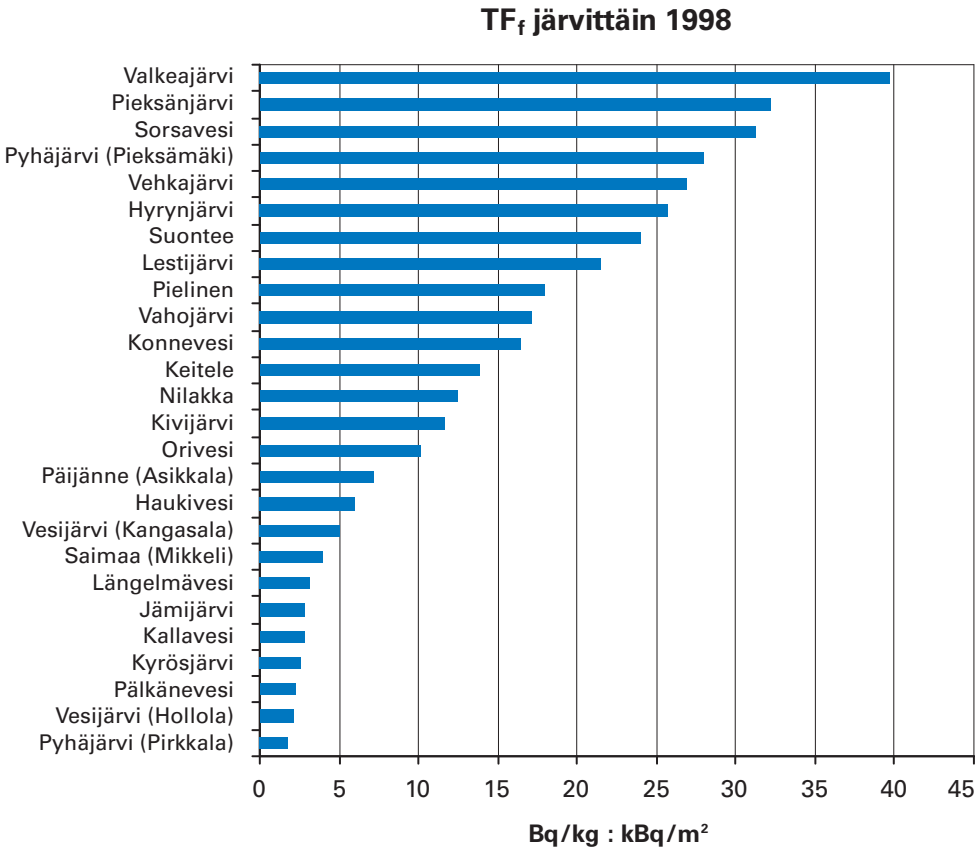
Taulukko V. ^{137}Cs ravinnonottotavoiltaan erilaisissa kaloissa yksikkölaskeumaa kohti (TFf), koko maa, (Bq/kg kalassa : kBq/m^2).

Aika laskeumasta, v 0 = onnettomuusvuosi	Petokalat	Ei-petokalat	Välimuoto	Kaikki
0	33	40	56	44
1	120	56	120	90
2	120	38	79	78
3	93	21	61	57
4	72	17	50	45
5	63	15	37	37
6	56	15	39	36
7	54	14,5	32	32
8	40	13	33	29

– muutaman kuukauden kuluttua laskeumasta. Jos laskeuma on esimerkiksi 1 MBq/m², niin ahvenen ^{137}Cs-pitoisuuden voidaan arvioida olevan muutaman viikon – muutaman kuukauden kuluttua laskeumasta:

$$1\ \mathrm{MBq/m^2} * 35\ \mathrm{Bq/kg} : \mathrm{kBq/m^2} = 35\ \mathrm{kBq/kg}$$

Järvien välillä on suuria eroja siirtokertoimissa ja ne muuttuvat ajan kuluessa. Kuudentoista vuoden kuluttua Tshernobylin laskeumasta suurimpia havaittuja siirtokertoimia olivat 140 (Bq/kg : kBq/m²) ahvenelle, 100 hauelle ja 30 siialle pienehkössä metsäjärvessä, jonka valuma-alueella on runsaasti soita (Siikajärvi). Järvien väliset siirtokertoimet laskeumasta kalaan vaihtelivat 16 vuoden kuluttua laskeumasta enimmillään yli kaksi kertaluokkaa.



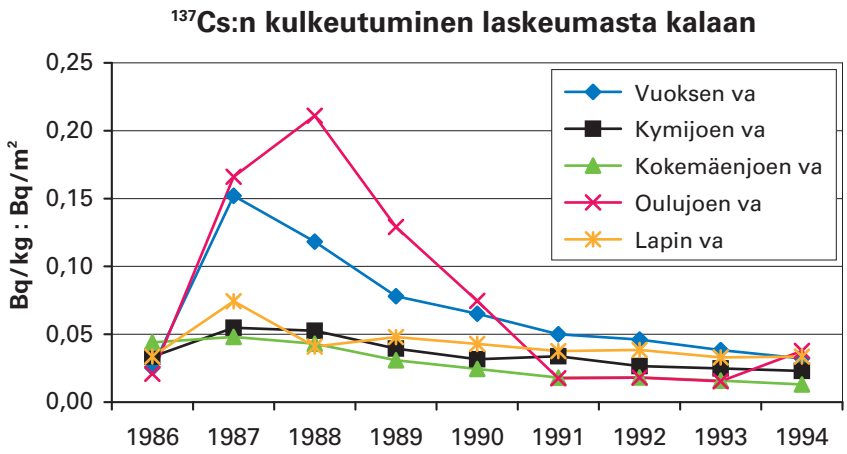
Kuva 21. Siirtokertoimet laskeumasta kaloihin eri järvissä kahdentoista vuoden kuluttua laskeumasta. Järvien välillä esiintyy yleisesti yli 20-kertaisia eroja (2–40 Bq/kg : kBq/m²).

5.3.3 Kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksien arvioiminen vesistöalueittain

Suurille vesistöalueille on arvioitu keskimääräiset laskeumat (Bq/m^2) kuntakohtaisista laskeumatiedoista lähtien (Saxén 1994). Tshernobylin onnettomuuden jälkeen on analysoitu suuri määrä kalanäytteitä useista järvistä eri vesistöalueilta. Tuloksista on laskettu vuosittain siirtokertoimet laskeumasta kalaan Vuoksen, Kymijoen, Oulujoen ja Kokemäenjoen vesistöalueilla (taulukko VI, kuva 22). Näitä voidaan käyttää kalojen ^{137}Cs-tasojen arvioimiseen laskeuman jälkeisinä vuosina eri vesistöalueilla. Arvio on karkea, eikä kalalajien pitoisuuksia voida arvioida erikseen.

Taulukko VI. ^{137}Cs:n siirtokertoimet (Bq/kg kalassa : kBq/m^2) laskeumasta kalaan (ei-painotetut) järvi-Suomen suurilla vesistöalueilla viitenä laskeuman jälkeisenä vuotena (vrt. kuva 22).

Aika laskeumasta, v	Vuoksen vesistöalue	Kymijoen vesistöalue	Kokemäenjoen vesistöalue	Oulujoen vesistöalue
1	150	55	50	160
2	120	55	50	210
3	80	45	35	130
4	65	40	20	70
5	50	40	20	20



Kuva 22. ^{137}Cs:n siirtokertoimet laskeumasta kalaan vuosittain onnettomuusvuodesta alkaen suurilla vesistöalueilla.

5.3.4 Lineaariseen regressioanalyysiin perustuva ennustemalli

STUKissa kehitettiin tutkimustulosten perusteella kaksi mallia, joilla voidaan ennustaa kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksia eri aikoina mahdollisen uuden laskeumatilanteen jälkeen (Saxén ja Sundell 2006). Mallit perustuvat analysoidun näyteaineiston tulosten lineaariseen regressioanalyysiin. Ensimmäinen malli kattaa neljä onnettomuuden jälkeistä vuotta, ja toinen malli käsittää vuodet 5–15 onnettomuuden jälkeen. Malli koostuu sellaisista parametreista, jotka ovat helposti saatavissa, toisin kuin useat muut kalojen ^{137}Cs-pitoisuutta kuvaavat mallit, joita on erittäin vaikea soveltaa mahdollisissa uusissa laskeumatilanteissa niiden tarvitsemien parametrien vaikean saatavuuden takia. Malleilla voidaan ennustaa ahvenen, hauen sekä muikun ja särkikalojen ^{137}Cs-pitoisuuksia suurten vesistöalueiden eri kokoisissa järvissä. Malli kalojen ^{137}Cs-pitoisuuden ennustamiseksi vuosina 1–4 onnettomuuden jälkeen (malli A):

$$\ln(^{137}\text{Cs kalassa } ijkm) = \mu + \alpha i + \beta j + \gamma k + \delta m + \zeta n + \eta * {}^{137}\text{Cs-laskeuma}$$

μ = vakio (leikkauskohta)
αi = kalojen ravinnonottotapaa koskeva suure ($i = 1,2,3$)
βj = järvien kokoluokkaa kuvaava suure ($j = 1,2,3,4$)
γk = vesistöaluetta kuvaava parametri ($k = 1,2,3,4,5,6,7$)
δm = kuntatyyppiä koskeva suure ($m = 1,2,3$)
ζn = laskeumasta kulunutta aikaa vuosina kuvaava suure ($n = 1,2,3,4$)
η = onnettomuusvuoden laskeumaa kuvaava kerroin

Malli kalojen ^{137}Cs-pitoisuuden ennustamiseksi vuosina 5–15 laskeuman jälkeen (malli B):

$$\ln(^{137}\text{Cs kalassa } ijkm) = \mu + \alpha i + \beta j + \gamma k + \delta m + \zeta * \text{vuosia laskeumasta} + \eta * {}^{137}\text{Cs-laskeuma}$$

μ = vakio (leikkauskohta)
αi = kalojen ravinnonottotapaa koskeva suure ($i = 1,2,3$)
βj = järvien kokoluokkaa kuvaava suure ($j = 1,2,3,4$)
γk = vesistöaluetta kuvaava parametri ($k = 1,2,3,4,5,6,7$)
δm = kuntatyyppiä koskeva suure ($m = 1,2,3$)
ζ = laskeumasta kulunutta aikaa vuosina kuvaava kerroin
η = onnettomuusvuoden laskeumaa kuvaava kerroin

Mallien selittävinä parametreina ovat kalojen ravinnonottotapa: peto, ei-peto, välimuoto, järven koko neljänä kokoluokkana, kuntajako kolmeen eri luokkaan (maaseutu-, kaupunki- ja taajamakuntiin), vesistöalue, johon järvi kuuluu (7 suurta aluetta: Vuoksen, Kymijoen, Kokemäenjoen, Oulujoen sekä Suomenlahden, Saaristomeren, Pohjanlahden rannikkoalueet), laskeumasta kulunut aika vuosina, ja alkuperäinen laskeuma. Näihin parametreihin liittyvät estimaatit ovat taulukossa VII.

5.3.5 Paljonko on paljon?

Kun ^{137}Cs-laskeuma on luokkaa 10 kBq/m^2, niin se aiheuttaa järvikaloihin paikoitellen yli 1 000 Bq/kg ^{137}Cs-pitoisuuksia; 600 Bq/kg ylittyy helposti jo 5 kBq/m^2 laskeuman seurauksena. Kun ^{137}Cs-laskeuma on 1 MBq/m^2, niin kalojen pitoisuudet voivat olla 35 000 Bq/kg isokokoisessakin järvessä. Tällöin jo parin kilogramman kalan kulutuksesta aiheutuu yli yhden mSv:n säteilyannos. Samansuuruinen laskeuma järveen, jonka ominaisuudet veden- ja valumaalueen laadun suhteen edustavat maksimaalista kulkeutumista kaloihin, voi aiheuttaa edellä esitettyyn nähden kymmenkertaisia ^{137}Cs-pitoisuuksia petokaloihin muutaman vuoden kuluttua laskeumasta. Tällaisessa laskeumatilanteessa, ja jo lievemmässäkin, on tarpeen antaa kalojen käyttöä koskevia rajoituksia. Toimenpiteitä harkittaessa tulee ottaa kokonaistilanne huomioon ja punnita toimenpiteestä aiheutuvia haittoja ja hyötyjä. Pitoisuuksien pienenemistä tulee seurata näytemittauksin. Rajoitusten purkamisen tulee perustua näytemittauksiin.

5.4 Juomavettä koskeva EURANOS-käsikirja

EU:n kuudennen puiteohjelman EURANOS-hankkeessa (European approach to nuclear and radiological emergency management and rehabilitation strategies) tuotettiin käsikirja juomaveden kautta saatavan säteilyannoksen vähentämiseen tähtäävien toimenpiteiden valitsemisen helpottamiseksi. Käsikirjan nimi on: Generic Handbook for Assisting in the Management of Drinking Water in Europe Following Radiological Emergency. Käsikirjassa määriteltiin seuraavat viisi erilaista toimenpidettä juomavedestä saatavan säteilyaltistuksen vähentämiseksi laskeumatilanteen jälkeen:

1. Vedenottokohdan tai -paikan muuttaminen, pohjaveden käyttö; koskee vesilaitoksia
2. Vesilaitosten järjestämä vaihtoehtoinen vesihuolto
3. Veden sekoittaminen kontaminoitumattoman veden kanssa, laimentaminen; koskee vesilaitoksia

Taulukko VII. Lineaarisen regressiomallin parametrit malleihin, joilla voidaan ennustaa kalojen ^{137}Cs-pitoisuuksia vuosina 1–4 laskeuman jälkeen (malli A) ja vuosina 5–15 laskeuman jälkeen (malli B).

Malli A		Malli B	
μ	4,9556	μ	5,8845
Kalalaji		**Kalalaji**	
Ahven (α1)	1,0487	Ahven (α1)	1,0435
Hauki (α2)	1,0740	Hauki (α2)	1,2304
Muikku ja särkikalat (α3)	0	Muikku ja särkikalat (α3)	0
Järven koko		**Järven koko**	
> 890 km^2 (β1)	–1,1629	> 890 km^2 (β1)	–2,2040
20–890 km^2 (β2)	–0,8201	20–890 km^2 (β2)	–1,5917
1–20 km^2 (β3)	–0,9947	1–20 km^2 (β3)	–1,2985
< 1 km^2 (β4)	0	< 1 km^2 (β4)	
Vesistöalue		**Vesistöalue**	
Suomenlahteen laskeva rannikkoalue (γ1)	–0,9182	Suomenlahteen laskeva rannikkoalue (γ1)	–1,4391
Saaristomereen laskeva rannikkoalue (γ2)	–0,7228	Saaristomereen laskeva rannikkoalue (γ2)	–1,3919
Vuoksen vesistöalue (γ3)	0,05684	Vuoksen vesistöalue (γ3)	0,3196
Kymijoen vesistöalue (γ4)	0,2615	Kymijoen vesistöalue (γ4)	0,6257
Kokemäen vesistöalue(γ5)	–0,2452	Kokemäen vesistöalue (γ5)	–0,2140
Pohjanlahteen laskeva rannikkoalue (γ6)	–0,1426	Pohjanlahteen laskeva rannikkoalue (γ6)	0,8721
Oulujoen vesistöalue (γ7)	0	Oulujoen vesistöalue (γ7)	0
Kuntaluokitus		**Kuntaluokitus**	
Kaupunki (δ1)	–0,4547	Kaupunki (δ1)	–0,5591
Taajama (δ2)	0,06964	Taajama (δ2)	0,2473
Maaseutu (δ3)	0	Maaseutu (δ3)	0
Vuosia laskeumasta		**Vuosia laskeumasta (ζ)**	**–0,1057**
0 (ζ**0**)	0,3154		
1 (ζ**1**)	0,8363		
2 (ζ**2**)	0,5849		
3 (ζ**3**)	0,09338		
4 (ζ**4**)	0		
Laskeuma (η)	**0,04316**	**Laskeuma (η)**	**0,03326**

4. Veden puhdistaminen erityistoimenpitein vesilaitoksilla ennen jakelua
5. Veden puhdistaminen käyttöpaikassa; koskee yksityisiä vedenottamoita; vesilaitosvettä käyttökohteissa, jos kontaminaatio tapahtuu vesilaitoskäsittelyn jälkeen

Käsikirjassa on jokaista toimenpidettä koskevat tietosivut (data sheets), joille on koottu kyseisestä toimenpiteestä sellaisia asioita, jotka tulisi ottaa huomioon toimenpidettä harkittaessa. Niissä annetaan tietoa mm. toimenpiteen soveltamiskohteesta ja -ajankohdasta, tarvittavista laitteistoista, infrastruktuurivaatimuksista, sosiaalisista ja muista vaikutuksista, syntyvistä jätteistä sekä kustannuksista. Käsikirja on saatavilla internetsivuilta *www.euranos.fzk.de*.

5.5 EU:n onnettomuustilanteiden varalle määrittelemät pitoisuusrajat

EU on valmistellut mahdollisen uuden onnettomuustilanteen varalle elintarvikkeiden ja veden radionuklidipitoisuuksille enimmäisrajat (taulukko VIII), jotka otetaan käyttöön EU-neuvoston esityksestä komission päätöksellä (Neuvoston asetus (Euratom) N:o 3954/87).

Jos vesihuolto käyttää raakavetenä pohjavettä, ei laskeumatilanteessa tarvita toimenpiteitä, sillä vain pintavedet ovat alttiina laskeuman välittömille vaikutuksille. Vain siinä tapauksessa, että pohjavesilähde on maanpinnan tasalla, se altistuu laskeuman vaikutuksille pintavesien tavoin. Luontevin toimenpide juomavesialtistuksen vähentämiseksi onkin siirtyä käyttämään raakavetenä pohjavettä pintaveden sijasta, jos se on mahdollista. Lisäksi toimenpiteen ajoituksella on tärkeä merkitys säteilyannoksen säästön kannalta. Toimenpide olisi otettava käyttöön mahdollisimman pian pintavesien kontaminoitumisen jälkeen. Toisaalta vesitorneissa ja vesilaitoksilla on vesivarasto vähäksi aikaa.

Taulukko VIII. EU:n onnettomuustilanteiden varalle ennakkoon määrittelemät enimmäispitoisuudet juomaveden radioaktiivisille aineille (Neuvoston asetus (Euratom) N:o 3954/87).

Radionuklidiryhmä	Nestemäiset elintarvikkeet (juomavesi), Bq/kg
Sr:n isotoopit, ^{89}Sr ja ^{90}Sr	125
Jodin isotoopit, ^{131}I	500
Pu- ja trans-Pu-alfasäteilijät, ^{239}Pu ja ^{241}Am	20
Kaikki muut nuklidit, joiden T1/2 > 10 päivää	1 000

Kirjallisuusviitteet

Cross MA, Smith JT, Saxén R, Timms D. An analysis of the environmental mobility of radiostrontium from weapons testing and Chernobyl in Finnish river catchments. Journal of Environmental Radioactivity 2002; 60: 149–163.

Ehrhardt J, Weis A (Eds.). RODOS: Decision support system for off-site nuclear emergency management in Europe. Report EUR 19144. Brussels: European Commission; 2000.

Ilus E, Ilus T. Sources of radioactivity. In: Nielsen SP (Ed.). The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea, Marina-Balt Project. Radiation Protection 110. Luxembourg; 2000. p. 9–76.

Ilus E, Saxén R. Accumulation of Chernobyl-derived ^{137}Cs in bottom sediments of some Finnish lakes. Journal of Environmental Radioactivity 2005; 82: 199–221.

Kajaste T, Heinonen E, Salo A. Radionuklidien poistuminen vedenkäsittelyssä, Osa I: jodi-131. Raportti SFL-B2. Helsinki: Säteilyfysiikan laitos; 1971.

Kansanen PH, Jaakkola T, Kulmala S, Suutarinen R. Sedimentation and distribution of gamma-emitting radionuclides in bottom sediments of southern lake Päijänne, Finland, after the Chernobyl accident. Hydrobiologia 1991; 222: 121–140.

Kansanen PH, Jaakkola T, Seppälä J, Hökkä M, Kulmala S, Suutarinen R. 1992. Chernobyl fallout nuclides used as tracers of sedimentation and sediment mixing in four Finnish lakes. In: Proceedings of an International Symposium on Isotope Techniques in Water Resources Development, IAEA, 11–15 March, 1992, Vienna, IAEA-SM-319/10.

Kansanen PH, Seppälä J. Interpretation of mixed sediment profiles by means of a sediment mixing model and radioactive fallout. Hydrobiologia 1992; 243/244: 371–379.

Koivulehto M, Saxén R, Simola K. Radionuclides in aquatic environments. In: Studies on Environmental Radioactivity in Finland 1976–1977. Report STL-A26. Helsinki: Institute of Radiation Protection; 1979.

Koivulehto M, Saxén R, Tuomainen K. Radionuclides in aquatic environments. In: Studies on Environmental Radioactivity in Finland 1979. Report STL-A34. Helsinki: Institute of Radiation Protection; 1981.

Kulmala S, Jaakkola T, Kansanen P. Determination and distribution of gammaemitting radionuclides in the Finnish lichen and Lake Päijänne after the Chernobyl accident. Second Finnish-Soviet Symposium on Radiochemistry, October 1991, Moskva, USSR.

Kulmala S, Jaakkola T, Pilviö R, Kansanen P. Fördelning av cesium och några andra gammanuklider i ett sjövattensystem efter olyckan i Tjernobyl. Det sjätte nordiska radioekologiseminariet 14–18 Juni 1992, Thorshavn, Färöarna.

Moring M, Rantavaara A, Jaakkola T, Saxen R. ^{137}Cs in a large Finnish freshwater basin – a dynamic model. NRPS 11th Congress 25.–30.8.1996, Reykjavik, Iceland.

Monte L, Brittain JE, Gallego E, Håkanson L, Hofman D, Jiménez A. MOIRA-PLUS: A decision support system for the management of complex fresh water ecosystems contaminated by radionuclides and heavy metals. Computers and Geosciences 2009; 35 (5): 880–896.

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 1999. STUK-B TKO1. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2000.

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2000. STUK-B TKO2. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2001.

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2001. STUK-B TKO3. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2002.

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2002. STUK-B TKO4. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2003.

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2003. STUK-B TKO5. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2004.

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2004. STUK-B TKO6. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 2005.

Mustonen R (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2005. STUK-B TKO7. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2006.

Mustonen R. (toim.). Ympäristön säteilyvalvonta Suomessa. Vuosiraportti 2006. STUK-B 77. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2007.

Outola I, Saxén R, Heinävaara S. Transfer of ^{90}Sr into fish in Finnish lakes. Journal of Environmental Radioactivity 2009; 100 (8): 657–664.

Pesonen T, Heinonen E, Salo A. Radionuklidien poistuminen vedenkäsittelyssä, Osa II: Strontium-90. Raportti SFL-B3. Helsinki: Säteilyfysiikan laitos; 1972.

Rantavaara A. Ingestion doses in Finland due to ^{90}Sr, ^{134}Cs, and ^{137}Cs from nuclear weapons testing and the Chernobyl accident. Applied Radiation and Isotopes 2008; 66: 1768–1774.

Salo A. Strontium-90 and caesium-137 in water in Finland. Report SFL-A4. Helsinki: Institute of Radiation Physics; 1966.

Salo A. Strontium-90 and caesium-137 in water. In: Studies on environmental radioactivity in Finland 1966. Report SFL-A8. Helsinki: Institute of Radiation Physics; 1967.

Salo A. Strontium-90 and caesium-137 in water. In: Studies on environmental radioactivity in Finland 1967. Report SFL-A12. Helsinki: Institute of Radiation Physics; 1968.

Salo A. Strontium-90 and caesium-137 in water. In: Studies on environmental radioactivity in Finland 1968–1970. Report SFL-A17. Helsinki: Institute of Radiation Physics; 1971.

Salo A, Koivulehto M. Strontium-90, caesium-137 and tritium in water. In: Studies on environmental radioactivity in Finland 1971–1975. Report STL-A21. Helsinki: Institute of Radiation Protection; 1977.

Salo A, Saxén R, Puhakainen M. Transport of airborne ^{90}Sr and ^{137}Cs deposited in the basins of the five largest rivers in Finland. Aqua Fennica 1984; 14: 21–31.

Saxén R. ^{137}Cs in freshwater fish and lake water in Finland after the Chernobyl deposition. Boreal Environment Research 2007a; 12: 17–22.

Saxén R. ^{137}Cs in freshwater fish – Environmental transfer and dose assessment. In: International Conference on Environmental Radioactivity: From measurements and Assessments to Regulation, 23–27 April 2007, Vienna, Austria. IAEA-CN-145. 2007b.

Saxén R. ^{90}Sr in Finnish freshwaters compared to ^{137}Cs. In: Strand P, Börretzen P, Jølle T (Eds.). Proceedings from the second International Conference on Radioactivity in the Environment, 2–6 October 2005, Nice, France. 2005. p. 323–326.

Saxén R. Long-term behaviour of ^{137}Cs in Finnish lakes. In: Proceedings of an international conference held in Monaco, 25–29 October 2004. Isotopes in Environmental Studies, Aquatic Forum 2004. Austria: IAEA; 2004. p. 229–232.

Saxén R. Radioactivity of surface water and freshwater fish in Finland after the Chernobyl accident in 1987. Report STUK-A77. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1990.

Saxén R. Transport of ^{137}Cs in large Finnish drainage basins. In: Dahlgaard EH (Ed.). The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Amsterdam: Elsevier; 1994. p. 63–78.

Saxén R. Long-term behaviour of ^{90}Sr and ^{137}Cs in surface water in Finland. In: Paile W (Ed.). Radiation protection in the 2000s – Theory and practice. Nordic Society for Radiation protection Proceedings of the XIII ordinary meeting, Turku, August 25–29, 2002. STUK-A195. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 2003.

Saxén R, Ilus E. Discharge of ^{137}Cs and ^{90}Sr by Finnish rivers to the Baltic Sea in 1986–1996. Journal of Environmental Radioactivity 2001; 54: 275–291.

Saxén R, Ilus E. Transfer and behaviour of ^{137}Cs in two Finnish lakes and their catchments. Science of the Total Environment 2008; 394: 349–360.

Saxén R, Heinävaara S, Rask M, Ruuhijärvi J, Rand H. Transfer of ^{137}Cs into fish in small forest lakes analysed with linear models. Submitted to Journal of Environmental Radioactivity.

Saxén R, Jaakkola T, Rantavaara A. ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern part of Lake Päijänne and its catchments. Radiochemistry 1998; 40 (6): 522–528. From Radiochiniya 1998; 40 (6): 504–509.

Saxén R, Jaakkola T, Rantavaara A. Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern part of lake Päijänne. Radiokhimiya 1996b; 38 (4): 365–370.

Saxén R, Koskelainen U. Effect of site-specific parameters on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr into freshwater fishes. Radiochemistry 2001; 43 (5): 487–491. From Radiokhimiya 2001; 43 (5): 429–433.

Saxén R, Koskelainen U. Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in various tissues and organs of freshwater fish in Finnish lakes. Boreal environment Research 2002; 7: 105–112.

Saxén R, Koskelainen U. Radioactivity of surface water and freshwater fish in Finland after the Chernobyl accident in 1988–1990. STUK-A94. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1992.

Saxén R, Koskelainen U. Radioactivity of surface water and freshwater fish in Finland after the Chernobyl accident in 1991–1994. STUK-A129. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1996.

Saxén R, Koskelainen U. Regional variation of ^{137}Cs in freshwater fishes in Finland. In: Brechignac F (Ed.). Radioprotection. Proceedings Volume II of the international Congress: The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments ECORAD 2001, Aix-en-Provence, France, 3–7 September, 2001. Radioprotection-colloques 2002; 37 (C1): CI-617–620.

Saxén R, Rantavaara A. Radioactivity of freshwater fish in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Report STUK-A61. Helsinki: Finnish Centre for Radiation and Nuclear Safety; 1987.

Saxén R, Rantavaara A, Jaakkola T, Kansanen P, Moring M. Long-term behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in a large Finnish freshwater basin. NRPS 11th Congress 25.–30.8.1996, Reykjavik, Iceland. 1996a.

Saxén R, Rissanen K, Koskelainen U. Distribution of ^{137}Cs in tissues and organs of fishes from Finnish lakes and the Baltic Sea. In: Strand P, Börretzen P, Jølle T. Proceedings from the International Conference on radioactivity in the environment, 1–5 September 2002 in Monaco, CD-appendix, 4p. 2002.

Saxén R, Sundell J. ^{137}Cs in freshwater fish in Finland since 1986 – a statistical analysis with multivariate linear regression models. Journal of Environmental Radioactivity 2006; 87: 62–76.

Smith JT, Clarke RT, Saxén R. Time-dependent behaviour of radiocaesium: A new method to compare the mobility of weapons test and Chernobyl derived fallout. Journal of Environmental Radioactivity 2000; 49: 65–83.

Studies on Environmental Radioactivity in Finland 1981. STUK-A40. Annual Report. Helsinki: Institute of Radiation Protection; 1983.

Studies on Environmental radioactivity in Finland 1982. STL-A47. Annual Report. Helsinki: Institute of Radiation Protection; 1983.

Studies on Environmental radioactivity in Finland in 1986. STUK-A55. Annual Report. Helsinki: Radiation and Nuclear Safety Authority; 1987.

Suutarinen R, Jaakkola T, Kansanen P, Kulmala S. Determination of gamma-emitting radionuclides and transuranic elements in Lake Päijänne after the Chernobyl accident. In: Proceedings of the First Finnish-Soviet Symposium on Radiochemistry, 15.–16.5.1990, Helsinki, 1991.

Suutarinen R, Kulmala S, Jaakkola T, Kansanen P. Fördelning av cesium-137, cesium-134 och transuraner i sjövattensystemet efter olyckan i Tjernobyl. 5. nordiska radioekologiseminariet, augusti 1988, Rättvik, Sweden.

Ylipieti J, Solatie D. Changes in ^{137}Cs activity concentrations with time in various fish species and water in lakes of Finnish Lapland. In: Nordic Society for Radiation Protection – NSFS. Proceedings of the NSFS XV conference in Ålesund Norway, 26–30 of May 2008. StrålevernRapport 2008: 13. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority; 2008. p. 141–145.

STUK-A-sarjan julkaisuja

STUK-A241 Saxén R, Outola I. Vesistöjen ja juomaveden ^{137}Cs, ^{90}Sr ja ^{3}H sekä pitoisuuksien arviointi valmiustilanteessa. Helsinki 2009.

STUK-A240 Kostiainen E, Ylipieti J. Radioaktiivinen cesium Suomen ruokasienissä. Helsinki 2009.

STUK-A239 Toroi P. Patient exposure monitoring and radiation qualities in two-dimensional digital x-ray imaging. Helsinki 2009.

STUK-A238 Ilus E. Environmental effects of thermal and radioactive discharges from nuclear power plants in the boreal brackish-water conditions of the northern Baltic Sea. Doctoral thesis. Helsinki 2009.

STUK-A237 Arvela H, Reisbacka H. Radonsanering av bostäder. Helsinki 2009.

STUK-A236 Saxén R, Rask M, Ruuhijärvi J, Vuorinen P, Rantavaara A, Koskelainen U. ^{137}Cs in small forest lakes of Finland after the Chernobyl accident. Helsinki 2009.

STUK-A235 Mustonen R, Sjöblom K-L, Bly R, Havukainen R, Ikäheimonen T. K, Kosunen A, Markkanen M, Paile W. Säteilysuojelun perussuositukset 2007. Suomenkielinen lyhennelmä julkaisusta ICRP-103. Helsinki 2009.

STUK-A234 Belyakov OV (Ed.). Non-targeted effects of ionising radiation. Proceedings of the RISC-RAD specialised training course “Non-targeted effects of ionising radiation”. STUK – Radiation and Nuclear Safety Authority, Helsinki, Finland 14 – 16 February 2005. Helsinki 2008.

STUK-A233 Arvela H, Valmari T, Reisbacka H, Niemelä H, Oinas T, Mäkeläinen I, Laitinen-Sorvari R. Radontalkoot – Tilannekatsaus 2008. Helsinki 2008.

STUK-A232 Kiljunen T. Patient doses in CT, dental cone beam CT and in projection radiography in Finland, with emphasis on paediatric patients. Helsinki 2008.

STUK-A231 Tapiovaara M, Siiskonen T. PCXMC. A Monte Carlo program for calculating patient doses in medical x-ray examinations. Helsinki 2008.

STUK-A230 Salomaa S, Sirkka L (toim.). Tutkimushankkeet 2006 – 2008. Helsinki 2008.

STUK-A-raportit STUKin verkkosivuilla:
http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/fi_FI/tutkimusjulkaisut

A

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

ISBN 978-952-478-498-6
ISSN 0781-1705
Edita Prima Oy, Helsinki 2009