

Selvitys avolähteiden käytöstä syntyvistä radioaktiivisista jätteistä ja päästöistä aiheutuvasta säteilyaltistuksesta (teollisuus, tutkimus ja terveydenhuolto)

Santtu Hellstén

Selvitys avolähteiden käytöstä syntyvistä radioaktiivisista jätteistä ja päästöistä aiheutuvasta säteilyaltistuksesta (teollisuus, tutkimus ja terveydenhuolto)

Santtu Hellstén

STUKin raporttisarjoissa esitetyt johtopäätökset ovat tekijöiden johtopäätöksiä, eivätkä ne välttämättä edusta Säteilyturvakeskuksen virallista kantaa.

ISBN 978-952-478-832-8 (pdf)
ISSN 0781-1705

Helsinki 2013

HELLSTÉN Santtu. Selvitys avolähteiden käytöstä syntyvistä radioaktiivista jätteistä ja päästöistä aiheutuvasta säteilyaltistuksesta (teollisuus, tutkimus ja terveydenhuolto). STUK-A258. Helsinki 2013, 33 s., liitteet 3 s.

Avainsanat: säteilyaltistus, radioaktiiviset jätteet, avolähteet, edustava henkilö

Tiivistelmä

Tässä tutkimuksessa on arvioitu radioaktiivisia aineita avolähteinä käsittelevistä laboratorioista (teollisuus, tutkimus ja terveydenhuolto) peräisin olevien radioaktiivisten aineiden päästöjen aiheuttamia säteilyannoksia. Tutkimus on tehty osana ohjeen ST 6.2 ”Radioaktiiviset jätteet ja päästöt” uudistamista. Tutkimuksen tarkoituksena on ollut varmistaa, että hävitettäessä radioaktiivisia jätteitä ohjeessa ST 6.2 annettujen päästörajojen mukaisesti radioaktiivisten jätteiden käsittelystä aiheutuva säteilyannos ei ylitä edustavan henkilön annosrajoitusta. Annosarviot ovat konservatiivisia, sillä esimerkiksi radionuklidien puoliintumista ei ole kaikissa laskennan vaiheissa otettu huomioon. Lisäksi käytetyt altistusskenaariot ovat luonteeltaan konservatiivisia.

Avolähteiden käytöstä terveydenhuollossa aiheutuvat päästöt on arvioitu kolmen sairaalan ilmoittamien vuoden 2006 isotooppitutkimusten ja -hoitojen lukumäärien ja niissä potilaalle annettujen radioaktiivisten lääkkeiden aktiivisuuksien perusteella. Teollisuuden ja tutkimuksen osalta laskennassa käytetyt radionuklidit on saatu Turun alueella olevien radionuklidilaboratorioiden turvallisuuslupatiedoista. Säteilyaltistusta on arvioitu sellaisessa hypoteettisessa tilanteessa, että laboratorioiden vuoden aikana viemäriverkkoon päästämien tai jätteenpolttolaitokseen toimittamien radionuklidien aktiivisuudet ovat suurimmat sallitut. Lisäksi on arvioitu nuklidikohtaisen vapaarajan suuruisen vuosittaisen päästön aiheuttamaa annosta. Suurin osa radioaktiivisista jätteistä eli kaikki lyhytikäisiä radionuklideja sisältävät jätteet vanhennetaan käyttöpaikalla ja hävitetään vasta sen jälkeen ei-radioaktiivisena jätteenä.

Tutkimuksessa käytettyjä laskentamenetelmiä käytetään yleisesti arvioitaessa säteilytoiminnasta aiheutuvista päästöistä aiheutuvaa säteilyaltistusta. Päästöillä ilmaan tarkoitetaan tässä selvityksessä jätteenpolttolaitoksesta savukaasun mukana ilmaan pääseviä radioaktiivisia aineita ja päästöillä vesistöön vedenpuhdistamon kautta joko puhdistettuun veteen tai lietteeseen pääseviä radioaktiivisia aineita. Altistumisen savukaasuille on oletettu olevan sisäistä altistusta. Ulkoista altistusta ei otettu huomioon, koska se on lähdekirjallisuuden perusteella pääsääntöisesti sisäistä altistusta pienempää. Toinen selvityksessä käytetty altistustapa on sisäinen altistus ravinnon kautta radionuklidien kulkeututtua kastelu- tai juomaveden tai maaperän kautta ravintoon.

HELLSTÉN Santtu. Doses caused by the use of unsealed sources in Finland (industry, research and health care). STUK-A258. Helsinki 2013, 33 pp, apps. 3 pp.

Key words: radioactive waste, unsealed sources, radiation dose, representative person

Abstract

In the study, the radiation doses by emissions from radionuclide laboratories (industry, research and health care) are assessed. The study has been made in part to support the renewal of the regulatory guide ST 6.2 “Radioactive wastes and discharges”. The aim of this study has been to verify that the doses to the representative person are below the dose constraints when applying the discharge limits set in the guide ST 6.2. The dose estimates calculated are conservative in nature because e.g. it hasn’t always been possible to take the half-life of the radionuclides into account. In addition, the exposure scenarios are conservative.

The radionuclides used and their activity from three hospitals were used from 2006. For industry and research, the radionuclides were taken from the safety licenses of laboratories in Turku area. Doses have been assessed in the hypothetical situation when laboratories discharge the maximum activity allowed per year. The doses caused by an annual discharge of the nuclide specific exemption limit were assessed. Most of the radionuclides are aged in the laboratory and are disposed of as non-radioactive waste.

The methods used in this study are commonly used when estimating public doses caused by air and water discharges. The term air discharge refers to radionuclides that are discharged from waste incineration plants in flue gas and the term water discharge refers to radionuclides that are discharged into purified water or sludge from waste treatment plants. The exposure of the public was assumed to happen via direct internal exposure to the flue gas. Direct external exposure to the flue gas was not considered because based on literature the effect is smaller than internal. The other route of exposure considered was through nutrition when the radionuclides have ended up in drinking water or food.

Sisällysluettelo

TIIVISTELMÄ	3
ABSTRACT	4
1 JOHDANTO	7
2 PÄÄSTÖT JÄTTEENPOLTTOlaitokselta	10
2.1 Pitoisuus savukaasussa	10
2.2 Pitoisuus pohjavedessä	11
3 PÄÄSTÖT VIEMÄRIVERKKOON	13
3.1 Pitoisuus joessa	13
3.2 Pitoisuus rannikkovedessä	14
3.3 Pitoisuus järvessä	15
3.4 Pitoisuus lietteessä	15
4 SÄTEILYALTISTUKSEN ARVIOINTI, JÄTTEENPOLTTO	17
4.1 Hengityksen kautta kehoon joutuneista radioaktiivista aineista aiheutuva sisäinen annos	17
4.2 Kaatopaikan työntekijän sisäinen annos	17
4.3 Pohjavedestä aiheutuva sisäinen annos	18
5 SÄTEILYALTISTUKSEN ARVIOINTI, PÄÄSTÖT VIEMÄRIVERKKOON	19
6 ARVIOITU SÄTEILYALTISTUS	21
6.1 Turun jätteenpolttolaitos	21
6.2 Päästöt viemäriverkkoon, avolähteiden käyttö teollisuudessa ja tutkimuksessa	23
6.2.1 Turku	23
6.2.2 Tampere	24
6.3 Päästöt viemäriverkkoon, avolähteiden käyttö terveydenhuollossa	25

7	JOHTOPÄÄTÖKSET	27
8	EHDOTUKSIA ST-OHJEESEEN	29
9	KIRJALLISUUSVIITTEET	32
LIITE	LASKENNAN LÄHTÖARVOJA	34

1 Johdanto

Tässä selvityksessä on arvioitu radioaktiivisia aineita avolähteinä käsittelevistä laboratorioista peräisin olevista radioaktiivisten aineiden päästöistä aiheutuvaa säteilyaltistusta. Selvitys on tehty osana ohjeen ST 6.2 ”Radioaktiiviset jätteet ja päästöt” uudistamista. Nykyisen ohjeen mukaan toiminnan harjoittaja, jonka toiminnasta aiheutuu radioaktiivisten aineiden päästöjä, on veloitettu tekemään jätteiden käsittelysuunnitelman. Suunnitelmaa ei tarvitse tehdä, jos päästöt alittavat ohjeessa ST 6.2 annetut raja-arvot. Nykyisessä ohjeessa ST 6.2 päästöille viemäriverkkoon annetut raja-arvot perustuvat säteilyöntekijöiden vuosisaantorajaan (ALI_{min}) ja päästöille ilmaan annetut raja-arvot säteilyöntekijän hengitysilmalle johdettuun ilman pitoisuusrajaan (DAC).

Tehdyt annosarviot ovat konservatiivisia, sillä esimerkiksi aktiivisuuden pienenemistä hajoamisen vuoksi ei ole kaikissa laskennan vaiheissa voitu ottaa huomioon. Lisäksi tutkimuksessa käytetyt ja lähdekirjallisuudessa esitetyt altistusskenaariot ovat luonteeltaan konservatiivisia.

Tässä selvityksessä käytettyä laskentamenetelmää (ns. screening-laskenta) käytetään yleisesti arvioitaessa säteilytoiminnasta ympäristöön aiheutuvista päästöistä aiheutuvaa säteilyaltistusta. Päästöillä ilmaan tarkoitetaan tässä selvityksessä jätteenpolttolaitoksista savukaasun mukana ilmaan pääseviä radionuklideja, ja päästöillä vesistöön vedenpuhdistamon kautta joko puhdistettuun veteen tai lietteeseen pääseviä radioaktiivisia aineita. Laskennassa on käytetty pohjana pääasiassa IAEA:n kehittämiä malleja. Laskentaa varten tehtiin Excel-laskentapohja, jonka avulla voi laskea radionuklidien pitoisuuksia ja niiden aiheuttamia annoksia erilaisissa tilanteissa.

Annosarvioita on tehty käyttäen esimerkkinä kolmea kaupunkia (Turku, Tampere ja Seinäjoki). Kaupungit valittiin sen perusteella, että niissä puhdistettu jätevesi päätyy eri paikkoihin: Turussa mereen, Tampereella järveen ja Seinäjoella jokeen. Annosarvioissa käytetyt altistusreitit on esitetty taulukossa 1. Altistusta juomaveden kautta ei ollut tarkoituksenmukaista arvioida, sillä missään mainituista kaupungeista talousvettä ei oteta samasta vesistöstä, mihin puhdistettu jätevesi lasketaan.

Taulukko 1. Altistusreitit.

		Työntekijä	Lähellä asuva aikuinen ja lapsi
Jätteenpoltto			
Altistuminen savukaasuille			x
Tuhka – kaatopaikka		x	
Tuhka – pohjavesi			
	Juomavesi kaivosta		x
	Kalastus		x
	Vihannekset (kastelu)		x
Jätevesi			
Jätevesi - liete	Liha		x
	Maito		x
	Vilja, kasvikset		x
Jätevesi - puhdistettu jätevesi	Kalastus		x
	Vihannekset (kastelu)		x

Laskennassa käytetyt radionuklidit on saatu avolähteiden käytöstä teollisuudessa ja tutkimuksessa aiheutuville päästöille Turun alueella olevien laboratorioden turvallisuuslupatiedoista. Turku valittiin esimerkkikaupungiksi, koska siellä on paljon radionuklidilaboratorioita, jotka mahdollisesti toimittavat radioaktiivisia jätteitä jätteenpolttolaitokselle poltettavaksi ja/tai jotka päästävät radioaktiivisia aineita viemäriverkkoon. Laboratorioissa käytössä olevat radionuklidit ja niiden aktiivisuudet on esitetty taulukossa 2. Annosarvioissa oletuksena on, että laboratoriot päästävät kaikkia käyttämiään radionuklideja viemäriverkkoon tai toimittavat ne jätteenpolttolaitokselle. Annosarvio on tehty kahden suuruusille päästöille: suurimmalle ohjeen ST 6.2 sallimalle aktiivisuudelle sekä vapaarajan suuruusille vuosittaiselle päästöille. Todellisuudessa suurin osa radioaktiivisista jätteistä vanhennetaan käyttöpaikalla ja jätteet hävitetään vasta sen jälkeen ei-radioaktiivisena jätteenä. Tampereen laskennassa on käytetty Turun nuklideja. Seinäjoen osalta päästöjä radionuklidilaboratorioiden osalta ei laskettu, sillä Seinäjoella on vain yksi pieniä määriä radionuklideja käyttävä laboratorio.

Taulukko 2. Turun alueella avolähteinä teollisuudessa ja tutkimuksessa eräissä laboratorioissa käytettävät tärkeimmät radionuklidit ja niiden aktiivisuudet.

	C-14	F-18	H-3	I-125	P-32	P-33	S-35	Käytössä yht. [Bq]	Varastossa yht. [Bq]
Laboratorio 1	x		x	x	x		x	2,50E+08	1,00E+09
Laboratorio 2	x		x	x	x		x	4,20E+07	2,00E+08
Laboratorio 3	x		x	x	x		x	2,63E+07	2,87E+08
Laboratorio 4	x	x	x	x	x	x	x	4,44E+08	4,44E+09

Radioaktiivisten aineiden päästöt avolähteiden käytöstä säteilyn lääketieteellisessä käytössä on arvioitu sairaaloiden ilmoittamien isotooppitutkimusten ja -hoitojen lukumäärien ja niissä potilaille annettujen radioaktiivisten lääkkeiden aktiivisuuksien perusteella. Turun yliopistollisessa keskussairaalassa (TYKS), Tampereen yliopistollisessa sairaalassa (TAYS) ja Seinäjoen keskussairaalassa vuonna 2006 käytetyt radionuklidit ja niiden aktiivisuudet on esitetty taulukossa 3. Kaupunkikohtaiset annosarviot perustuvat taulukossa 3 esitettyihin tietoihin.

Taulukko 3. Terveydenhuollossa avolähteinä käytetyt radionuklidit kolmessa sairaalassa vuonna 2006.

Radionuklidi	TAYS	TYKS	Seinäjoen keskussairaala
	Aktiivisuus [Bq]	Aktiivisuus [Bq]	Aktiivisuus [Bq]
Cr-51	8,40E+07		
F-18	8,36E+10	1,50E+11	
I-123	1,15E+10	3,70E+08	9,84E+09
I-131	2,39E+11	2,14E+11	7,85E+10
In-111	2,73E+09	2,09E+09	1,30E+08
P-32	8,40E+09	5,85E+09	1,04E+09
Se-75	2,96E+06	7,37E+06	1,48E+06
Tc-99m	9,48E+11	1,14E+12	3,36E+11
Tl-201	1,60E+08		
Y-90	2,66E+09		

2 Päästöt jätteenpolttolaitokselta

Annosarvioissa on pyritty heti alusta mahdollisimman realistiseen tulokseen laimentumisen osalta, ja laimentuminen onkin otettu heti huomioon. Lähteenä on käytetty pääasiassa viitettä [1], josta löytyy tarkempia tietoja laimentumisen laskentamenetelmästä ja perusteista. Aktiivisuuden pieneneminen radioaktiivisen hajoamisen vuoksi on jätetty suurelta osin huomioimatta laskentateknisistä syistä, mikä johtaa arvion konservatiivisuuteen. Laskennassa on käytetty Gaussin mallia laimentumiselle ilmassa. Oletuksena on ollut, että savupiipun lähistössä ilmakehä on stabiili (Pasquill-Gifford stabiiliusluokka D) [1].

Jätettä poltettaessa osa radioaktiivisista aineista päätyy tuhkaan ja osa savukaasuun. Jakautuminen riippuu radionuklidikohtaisesta jakautumiskertoimesta, ja se on pyritty ottamaan huomioon laskennassa. Osa jakaantumiskertoimista on saatu kirjallisuudesta [6]. Jos jakautumiskerrointa ei ole ollut saatavilla, sen on oletettu olevan 1 sekä savukaasulle että tuhkalta. Tällöin oletuksena on ollut, että kaikki aktiivisuus on sekä savukaasussa että tuhkassa, mikä johtaa konservatiiviseen annosarvioon.

2.1 Pitoisuus savukaasussa

Tutkimuksessa on oletettu, että savukaasu laimenee vapaasti ilman häiriötekijöitä. Tämä perustuu siihen, että savupiipun korkeus on riittävän suuri verrattuna lähellä olevien rakennusten korkeuteen. Laimentumisen voidaan siis olettaa tapahtuvan diffuusiona normaalijakauman mukaisesti. Pitoisuus savukaasussa on saatu yhtälöstä (1):

$$C_A = \frac{P_p \cdot F \cdot Q}{u_a} \quad (1)$$

jossa

C_A on pitoisuus tuulen alapuolella etäisyydellä x (Bq/m^3)

P_p on osuus ajasta, jolloin tuuli puhaltaa tutkittavaan suuntaan p

u_a on tuulen nopeuden geometrinen keskiarvo vuoden aikana (m/s)

F on diffuusiokerroin, joka riippuu savupiipun korkeudesta H ja etäisyydestä x (m^2)

Q on tutkittavan radionuklidin päästönopeus (Bq/s).

Diffuusiokerroin F saadaan yhtälöstä (2):

$$F = \frac{12}{\sqrt{2\pi^3}} \cdot \frac{e\left[-\left(H^2 / 2\sigma_z^2\right)\right]}{x\sigma_z} \quad (2)$$

jossa

σ_z on vertikaalinen diffuusioparametri (m), joka kertoo kuinka nopeasti savukaasu sekoittuu vaakatasossa.

Vertikaalisen diffuusioparametrin arvo riippuu etäisyydestä ja savupiipun korkeudesta.

2.2 Pitoisuus pohjavedessä

Jätteenpolton yhteydessä syntyy paljon tuhkaa, noin 20–30 % alkuperäisen jätteen massasta [7]. Turussa polttolaitoksen tuhka- ja kuonajätettä on vuoden 2007 loppupuolelle saakka sijoitettu Topinojan kaatopaikalle keskitetysti erilleen omalle alueelle siten, etteivät ne ole yhteydessä muuhun jätteeseen kaatopaikalla. Vuodesta 2008 alkaen polttolaitoksen lentotuhka ja savukaasujen puhdistusjäte on toimitettu loppusijoitettavaksi Poriin Ekokem-Palvelu Oy:hyn Peräkorven kaatopaikalle. Kuonajäte välivarastoidaan ja tullaan sijoittamaan Topinojan kaatopaikalle [7]. Tästä syystä on epätodennäköistä, että tuhkan sisältämät radionuklidit pääsevät suuressa määrin tihkumaan pohjaveteen ja sitä kautta kulkeutumaan ruokaan ja juomaan. Tässä tutkimuksessa on kuitenkin tehty konservatiivinen annosarvio sillä oletuksella, että tuhka levitettäisiin kaatopaikalle, josta radionuklidit pääsevät pohjaveteen.

Ruotsin säteilysuojeluviranomainen SSM kehitti dynaamisen mallin kuvaamaan radionuklidipitoisuutta pohjavedessä [3]. Malli perustuu kahdesta massataseesta johdettuihin differentiaaliyhtälöihin ja niiden analyttiseen ratkaisuun. Mallia sovellettiin tässä tutkimuksessa laskettaessa radionuklidien pitoisuudet pohja- ja jokivedessä.

Altistus perustuu tässä tapauksessa siihen, että kontaminoitunutta pohjavettä juodaan ja käytetään vihannesten kasteluun. Lisäksi joesta, johon pohjavesi laimenee, pyydetään kalaa ravinnoksi. Pohjaveden jokiveteen laimentumisen laimennuskertoimen on oletettu olevan $2,5 \cdot 10^{-5}$ [2]. Ruuasta ja juomasta aiheutuva sisäinen annos riippuu paitsi kyseisen radioaktiivisen aineen pitoisuudesta myös nautitun ravinnoaineen vuosittaisesta määrästä. Radionuklidien pitoisuus maaperässä ja vihanneksissa on laskettu yhtälöillä (3) ja (4). Kaivoveden pitoisuuden on oletettu olevan sama kuin pohjaveden pitoisuus.

$$C_{soil} = \frac{d[1 - e^{(-\lambda \cdot t_b)}]}{\rho_{soil} \cdot \lambda} \quad (3)$$

jossa

- C_{soil} on tutkittavan radionuklidin pitoisuus maaperässä (Bq/kg)
 d on kastelun määrä vuodessa, $d_i = C_w \cdot I_r$ jossa C_w on tutkittavan nuklidin pitoisuus kaivovedessä (Bq/m³) ja I_r kastelun määrä kasvukaudella (m/d)
 λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (tässä 1/d)
 t_b on tutkittavan radionuklidin päästön kesto (d)
 ρ_{soil} on maaperän tiheys (kg/m³).

$$C_v = F_v \cdot C_{soil} \quad (4)$$

jossa

- C_v on radionuklidin pitoisuus vihanneksissa (Bq/kg)
 F_v on radionuklidin siirtokerroin maaperästä syötävään kasviin (Bq/kg, märkä per Bq/kg, kuiva).

Tutkittavan radionuklidin pitoisuus jokivedessä on laskettu yhtälöllä (5).

$$C_r = \frac{F_{aq}}{1000 \cdot U_s} \cdot f_d \quad (5)$$

jossa

- C_r on tutkittavan radionuklidin pitoisuus jokivedessä (Bq/l)
 F_{aq} on tutkittavan radionuklidin vuo kaatopaikalta epäsaturoituneelle vyöhykkeelle (Bq/a), joka saadaan SSM:n mallista
 U_s on veden virtaus epäsaturoituneen vyöhykkeen läpi (m³/a)
 f_d on laimennuskerroin, $2,5 \cdot 10^{-5}$ (-).

Pitoisuus syötävissä kaloissa on saatu yhtälöstä (6):

$$C_{fish} = C_r \cdot BF \quad (6)$$

jossa

- C_{fish} on pitoisuus kalassa (Bq/kg)
 BF on radionuklidin siirtokerroin vedestä kalaan (Bq/kg per Bq/l).

3 Päästöt viemäriverkkoon

Radionuklideja käsittelevät laboratoriot voivat hävittää radioaktiivisia jätteitä ilman jätteiden käsittelysuunnitelmaa viemäriverkkoon, kun ohjeessa ST 6.2 annetut raja-arvot eivät ylity. Ohjeessa ST 6.2 annettuja päästörajoja ei sovelleta säteilyn lääketieteellisessä käytössä radioaktiivisia aineita saaneiden potilaiden eritteisiin, vaan ne voidaan laskea viemäriverkkoon ilman erillistä jätteiden käsittelysuunnitelmaa. Radionuklidien pitoisuus jätevedessä riippuu laimennemekanismista. Laimenemista on mallinnettu viitteen [1] menetelmiä käytäen. Jätevedenkäsittelylaitoksessa radionuklidi jakaantuu lietteeseen ja puhdistettuun veteen. Tätä ilmiötä on kuvattu jakautumiskertoimella (K_d), joka kertoo lietteessä olevan osuuden kokonaispäästöstä. Puhdistetussa vedessä oleva osuus on $1-K_d$. Jakautumiskertoimia eri nuklideille on saatu kirjallisuudesta [4]. Jos jakautumiskerrointa ei ole ollut saatavilla, radionuklidin on oletettu päätyvän kokonaan sekä veteen että lietteeseen, mikä johtaa konservatiiviseen annosarvioon.

Tässä selvityksessä jätevedenpuhdistamolta tulevan päästön on oletettu laimentuvan kolmella mahdollisella tavalla: jokeen (Seinäjoki), järveen (Tampere) sekä rannikkoveteen (Turku). Jokainen eri laimentumistapa täytyy laskea erikseen, koska fyysikaalinen prosessi on erilainen. Lisäksi esimerkiksi Seinäjoen tapauksessa joen suuren virtaamavaihtelun takia realistista arviota laimentumisesta ja sitä kautta annoksesta on vaikea saada. Pitoisuudet on laskettu steady-state -olettamuksella, jolloin radioaktiivisten aineiden puoliintuminen otetaan huomioon.

3.1 Pitoisuus joessa

Kun jätevedenpuhdistamolta tuleva päästövirtaus laimenee jokiveteen, lopulliseen pitoisuuteen vaikuttavat päästönopeuden lisäksi myös joen ominaisuudet, kuten esimerkiksi leveys ja virtaama. Jos pitoisuus lasketaan sellaisella etäisyydellä päästökohdasta, joka on pienempi kuin 7 kertaa joen leveys, laimentumista ei käytännössä ehdi tapahtua. Tämä on otettu huomioon laskentapohjassa. Pitoisuuden laskentamenetelmät eroavat myös hieman toisistaan riippuen siitä, otetaanko jokivettä käyttöön samalta vai eri rannalta kuin mihin päästö tapahtuu. Pitoisuus tapauksessa, jossa otto tapahtuu vastarannalla, on laskettu yhtälöllä (7):

$$C_{w,tot} = \frac{Q}{q_r} \cdot e^{\left(\frac{\lambda \cdot x}{U}\right)} = C_t \quad (7)$$

jossa

- $C_{w,tot}$ on tutkittavan radionuklidin pitoisuus (Bq/m³)
 Q on tutkittavan radionuklidin päästönopeus vesistöön (Bq/s)
 q_r on joen keskimääräinen virtaama (m³/s)
 λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (1/s)
 x on etäisyys, jossa pitoisuus lasketaan (m)
 U on veden virtausnopeus (m/s).

Pitoisuus samalla rannalla saadaan taas yhtälöstä (8):

$$C_{w,tot} = P_r \cdot C_t \quad (8)$$

jossa

- $C_{w,tot}$ on tutkittavan radionuklidin pitoisuus (Bq/m³)
 P_r on osittaisen sekoittumisen vuoksi tarvittava vakio, joka riippuu joen etäisyydestä x sekä joen syvyydestä ja leveydestä. Vakion arvoja on taulukoitu viitteessä [1]. Tässä selvityksessä taulukon arvoista tehtiin funktiosovite.
 C_t on yhtälöllä (7) laskettu pitoisuus.

3.2 Pitoisuus rannikkovedessä

Kalastuksen ja vedenoton oletetaan tapahtuvan rantaviivan tuntumassa, joten pitoisuus on laskettu ainoastaan siellä. Pitoisuus on saatu yhtälöstä (9):

$$C_{w,tot} = \frac{962U^{0,17} Q}{Dx^{1,17}} e^{\left(\frac{-7,28 \cdot 10^5 U^{2,34} y_0^2}{x^{2,34}}\right)} e^{\frac{\lambda \cdot x}{U}} \quad (9)$$

jossa

- $C_{w,tot}$ on tutkittavan radionuklidin pitoisuus (Bq/m³)
 Q on tutkittavan radionuklidin päästönopeus vesistöön (Bq/s)
 y_0 on päästökohdan ja rannan välinen etäisyys (m)
 U on rannikkovirtaus (oletettu vakio 0,1 m/s)
 D on rannikkoveden syvyys (m)
 λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (1/s)
 x on etäisyys, jossa pitoisuus lasketaan (m).

3.3 Pitoisuus järvestä

IAEA:n julkaisussa [1] järvet luokitellaan kokonsa perusteella kolmeen luokkaan. Tässä tutkimuksessa on keskitytty vain pieniin järviin ("small lakes"), koska Tampereen Viinikanlahden jätevedenpuhdistamosta puhdistetut jätevedet menevät Pyhäjärveen, joka luokitellaan pieneksi järveksi. Suomessa suurin osa järvistä luokitellaan pieniksi järviksi. Suuriksi järviksi luokitellaan esimerkiksi USA:n Suuret järvet. Laskettaessa pitoisuutta järvestä on oletettu 30 vuotta jatkuva päästö. Pitoisuus on siis ajasta riippuva, mutta saavuttaa vakioarvon päästön keston aikana suhteellisen nopeasti. Radionuklidin pitoisuus on laskettu yhtälöllä (10):

$$C_{w,tot} = \frac{Q}{q_r + \lambda \cdot V} \left[1 - e^{-\left(\frac{q_r}{V} + \lambda\right)t} \right] \quad (10)$$

jossa

- $C_{w,tot}$ on tutkittavan radionuklidin pitoisuus (Bq/m^3)
- Q on tutkittavan radionuklidin päästönopeus vesistöön (Bq/s)
- q_r on keskimääräinen virtaama (m^3/s)
- V on keskimääräinen syvyys (m)
- t on aika päästön alusta (s).

3.4 Pitoisuus lietteessä

Kun jätevetä käsitellään jätevedenpuhdistamossa, osa radionuklideista päätyy lietteeseen. Lietettä voidaan käyttää esimerkiksi maanparannusaineena [8], jolloin radionuklideja saattaa päästä maaperään ja sitä kautta ravintona käytettäviin kasveihin, lihaan ja maitoon. Oletus, että kaikki liete käytetään maanviljelyksessä maanparannusaineena, on hyvin konservatiivinen koska liete käytetään lähinnä viherrakentamiseen ja maisemointiin [9]. Liete kuivataan [10], jolloin sen aktiivisuus pienenee radioaktiivisen hajoamisen seurauksena viipymääjan kasvaessa. Jätevedenpuhdistamolla radionuklidit jakaantuvat lietteeseen ja puhdistettuun veteen. Laskennassa ei aina ole kyetty ottamaan radioaktiivista hajoamista huomioon, joten arvio on konservatiivinen. Radionuklidin hajoaminen on yritetty ottaa huomioon hajoamistermillä, vaikka menetelmä ei olekaan ideaalinen. Sitä on kuitenkin käytetty lähdekirjallisuudessa [5]. Pitoisuus märässä lietteessä on saatu yhtälöstä (11):

$$C_{sludge,wet} = \frac{Q \cdot e^{-\lambda t_{sludge}}}{m_{sludge,dry} \cdot X} \cdot K_d \quad (11)$$

jossa

$C_{sludge,wet}$ on tutkittavan radionuklidin pitoisuus määrässä lietteessä (Bq/kgWW)

Q on tutkittavan radionuklidin päästö laitokselle (Bq/d)

λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (tässä 1/d)

t_{sludge} on lietteen viipymäaika laitoksella, tapauskohtainen

$m_{sludge,dry}$ on syntyvän lietteen määrä (kgDW/d)

X on muuntokerroin määrän ja kuivan lietteen välillä
(oletettu 0,25 kgDW / kgWW)

K_d on radionuklidin jakaantumiskerroin lietteen ja puhdistetun veden välillä (-).

Lopullinen pitoisuus kuivassa maanparannusaineessa on saatu yhtälöstä (12):

$$C_{final} = C_{sludge,wet} \cdot e^{-\lambda t_{storage}} \quad (12)$$

jossa

C_{final} on radionuklidin pitoisuus maanparannusaineessa (Bq/kg)

$t_{storage}$ on maanparannusaineen varastointiaika (d), oletettu 30 d

λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (1/d).

4 Säteilyaltistuksen arviointi, jätteenpoltto

Tutkimuksessa laskettiin ilmasta hengityksen mukana kehoon joutuvien radionuklidien aiheuttama annos lapselle ja aikuiselle. Lisäksi arvioitiin kaatopaikan työntekijälle aiheutuvaa annosta olettaen, että jätteenpolttolaitokselta tullut tuhka levitetään kaatopaikalle, jolloin tuhkasta syntyy radioaktiivisia pölyhiukkasia. Annos on konservatiivinen, sillä jätteenpolttolaitoksen tuhka varastoidaan erillään [7].

4.1 Hengityksen kautta kehoon joutuneista radioaktiivisista aineista aiheutuva sisäinen annos

Hengitysilma saatu annos riippuu radionuklidin pitoisuudesta ilmassa ja hengitetyn ilman määrästä. Annos on laskettu yhtälöllä (13). Laskennassa otetaan huomioon nuklidikohtainen annosmuuntokerroin lapselle ja aikuiselle. Menetelmä on esitetty mm. viitteessä [1].

$$E_{inh} = C_A \cdot R_{inh} \cdot DF_{inh} \quad (13)$$

jossa

E_{inh} on tutkittavan radionuklidin aiheuttama hengityksen kautta saatu annos (Sv)

C_A on tutkittavan radionuklidin pitoisuus ilmassa (Bq/m³)

R_{inh} on hengitysnopeus (m³/a)

DF_{inh} on hengityksen nuklidikohtainen annosmuuntokerroin (Sv/Bq).

4.2 Kaatopaikan työntekijän sisäinen annos

Kaatopaikan työntekijän saama sisäinen annos on laskettu sillä olettamuksella, että jätteenpolttolaitoksen tuhka tuodaan kaatopaikalle, jossa siitä irtoaa hiukkasia ilmaan resuspension kautta. Laskennassa on käytetty yhtälöä (14):

$$E_{res} = C_{gd} \cdot DF_{inh} \cdot f_c \cdot C_{dust} \cdot R_{in} \cdot t_e \quad (14)$$

jossa

E_{res} on tutkittavan radionuklidin aiheuttama hengityksen kautta saatu annos (Sv/a)

C_{gd} on tutkittavan radionuklidin pitoisuus jätteessä (Bq/g)

D_{Finh} on hengitettyjen hiukkasten annosmuuntokerroin (Sv/Bq)

- f_c on hiukkasten pitoisuuskerroin (-)
 C_{dust} on hiukkasten pitoisuus ilmassa (Bq/ m³)
 R_{inh} on hengitysnopeus (m³/h)
 t_e on työskentelyaika vuodessa (h/a).

4.3 Pohjavedestä aiheutuva sisäinen annos

Sisäinen annos riippuu nautitun ravinnon ja kaivosta saadun veden määrästä ja radionuklidin pitoisuudesta vedessä. Annos on laskettu yleisesti yhtälöllä (15):

$$E_{ing,p} = C_p \cdot IR_x \cdot DF_{ing} \quad (15)$$

jossa

- $E_{ing,p}$ on elintarvikkeesta p saatu annos (Sv/a)
 C_p on tutkittavan radionuklidin pitoisuus elintarvikkeessa p (Bq/kg)
 IR_x on elintarvikkeen p vuosittainen kulutus, x = vesi / kala / vihannekset (kg)
 DF_{ing} on tutkittavan radionuklidin sisäinen annosmuuntokerroin (Sv/Bq).

5 Säteilyaltistuksen arviointi, päästöt viemäriverkkoon

Edustavan henkilön on tässä tapauksessa oletettu olevan lähistöllä asuva maanviljelijä, joka käyttää lietteestä peräisin olevaa maanparannusainetta pelloillaan. Annos on arvioitu sekä lapselle että aikuiselle. Annos kertyy maatilalla tuotetun viljan, lihan ja maidon nauttimisesta. Oletuksena on käytetty, että maanviljelijän vuosittaisesta ravinnosta 25 % on maatilalla tuotettua. Laskentaa on esitelty tarkemmin viitteessä [5], josta myös käytetyt yhtälöt tulevat. Annokset eri lähteistä on laskettu yhtälöillä (16), (17) ja (18):

$$E_{crop} = C_{crops} \cdot IR_{crops} \cdot DF_{ing} \quad (16)$$

$$E_{milk} = C_{milk} \cdot IR_{milk} \cdot DF_{milk} \quad (17)$$

$$E_{meat} = C_{meat} \cdot IR_{meat} \cdot DF_{meat} \quad (18)$$

jossa

$E_{crops/milk/meat}$ on viljasta/maidosta/lihasta kertynyt annos (Sv/a)
 $C_{crops/milk/meat}$ on tutkittavan radionuklidin pitoisuus viljassa/maidossa/lihassa nauttimishetkellä (Bq/kg)
 $IR_{crops/milk/meat}$ on viljan/maidon/lihan kulutus vuodessa (kg/a).

Annosten laskennassa käytetyt radionuklidien pitoisuudet saadaan yhtälöistä (19), (20), (21) ja (22):

$$C_{crops} = C_{final} \cdot CF_{crops} \cdot e^{(-\lambda t_{crops})} \cdot f_{red} \quad (19)$$

jossa

CF_{crops} on radionuklidin siirtokerroin maasta viljaan (Bq/kg per Bq/kg)
 C_{final} on radionuklidin pitoisuus maanparannusaineessa (Bq/kg)
 t_{crops} on aika viljan korjuusta sen nauttimiseen (d)
 f_{red} on laimennuskerroin, joka johtuu maanparannusaineen sekoittumisesta maaperään, oletettu 0,03 [5].
 λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (1/d).

$$C_{feed} = C_{final} \cdot CF_{pasture} \cdot (f_p + (1 - f_p) \cdot e^{(-\lambda t_{StFeed})}) \cdot f_{red} \quad (20)$$

jossa

- C_{final} on radionuklidin pitoisuus maanparannusaineessa (Bq/kg)
 C_{feed} on tutkittavan radionuklidin pitoisuus karjan rehussa (Bq/kg)
 $CF_{pasture}$ on radionuklidin siirtokerroin laitumelta eläimeen (-)
 f_p on osuus vuodesta, jolloin karja laiduntaa ulkona (-)
 t_{StFeed} on aika rehun korjuusta sen syöttämiseen karjalle (d)
 λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (1/d).

$$C_{milk} = C_{feed} \cdot F_{milk} \cdot DMI_{milk} \cdot e^{(-\lambda t_{milk})} \quad (21)$$

jossa

- C_{milk} on tutkittavan radionuklidin pitoisuus maidossa (Bq/l)
 C_{feed} on tutkittavan radionuklidin pitoisuus karjan rehussa (Bq/kg)
 F_{milk} on maidossa esiintyvä osuus eläimen syömästä radionuklidista (d/l)
 DMI_{milk} maitokarjan päivässä syömän rehun määrä (kg/d), oletettu 16 kg/d [5]
 t_{milk} on aika maidon lypsämisestä sen juomiseen (d)
 λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (1/d).

$$C_{meat} = C_{feed} \cdot F_{meat} \cdot DMI_{meat} \cdot e^{(-\lambda t_{meat})} \quad (22)$$

jossa

- C_{meat} on radionuklidin pitoisuus lihassa
 C_{feed} on tutkittavan radionuklidin pitoisuus karjan rehussa (Bq/kg)
 DMI_{meat} on lihakarjan päivässä syömän rehun määrä (kg/d), oletettu 16 kg/d [5]
 t_{meat} on aika karjan teurastamisesta lihan syömiseen
 λ on tutkittavan radionuklidin hajoamisvakio (1/d).

6 Arvioitu säteilyaltistus

Avolähteiden käytöstä teollisuudessa ja tutkimuksessa syntyvien radioaktiivisten jätteiden käsittelystä aiheutuvien päästöjen aiheuttamia annoksia on arvioitu kahdelle eri päästömäärälle. Ensiksi on arvioitu suurimman, ohjeen ST 6.2 salliman päästön (ilman jätteiden käsittelysuunnitelmaa) aiheuttamaa annosta. Käytännössä laboratorioista jätteenpolttolaitokselle poltettavaksi toimitettavat aktiivisuudet ovat käytössä selvästi pienempiä. Ohjeen ST 6.2 perusteella laboratoriot saavat päästää viemäriverkkoon tai toimittaa kaatopaikalle kuukaudessa aktiivisuuden, joka on korkeintaan 25 kertaa ALI_{min} . Vuoden aikana viemäriverkkoon päästettävä tai kaatopaikalle vähäaktiivisena radioaktiivisena jätteenä toimitettava aktiivisuus ei saa kuitenkaan olla suurempi kuin 100 GBq. Toiseksi on arvioitu annos, joka aiheutuisi, jos päästettäisiin vuodessa vapaarajan suuruinen aktiivisuus. Radionuklidikohtaiset vapaarajat on esitetty ohjeessa ST 1.5 (Säteilyn käytön vapauttaminen turvallisuusluvasta ja ilmoitusvelvollisuudesta). Laskelmat on tehty jokaiselle radionuklidille erikseen.

Avolähteiden käytöstä terveydenhuollossa aiheutuneet päästöt viemäriverkkoon on arvioitu sairaaloiden ilmoittamien vuonna 2006 tehdyissä isotooppitutkimuksissa ja -hoidoissa potilaille annettujen eri radionuklideilla leimatujen radioaktiivisten lääkkeiden aktiivisuuksien perusteella.

6.1 Turun jätteenpolttolaitos

Radioaktiivisten jätteiden poltosta Turussa edustavalle henkilölle aiheutuva annos vuodessa on esitetty taulukoissa 4 ja 5.

Taulukko 4. Radioaktiivisten jätteiden poltosta aiheutuva annos edustavalle henkilölle, kun vuodessa jätteenpolttolaitokseen poltettavaksi toimitettavan radioaktiivisen jätteen aktiivisuus on suurin ohjeen ST 6.2 sallima.

Nuklidi	C-14	F-18	H-3	I-125	P-32	P-33	S-35
Päästö (Bq/a)	9,0E+09	3,0E+11	1,0E+11	3,0E+08	1,8E+09	3,0E+09	6,0E+09
Annos (Sv/a)							
Jätteenpolttolaitoksen lähellä asuvan aikuisen sisäinen annos savukaasusta	4,7E-09	4,6E-09	1,2E-09	4,0E-10	1,6E-09	1,2E-09	2,2E-09
Jätteenpolttolaitoksen lähellä asuvan lapsen sisäinen annos savukaasusta	3,2E-09	5,4E-09	1,5E-09	2,6E-10	1,7E-09	7,9E-10	1,5E-09
Kaatopaikan työntekijän annos	1,1E-10	3,0E-04	3,1E-11	8,2E-08	3,6E-09	5,2E-09	1,1E-09
Kaatopaikan lähellä asuvan aikuisen sisäinen annos	2,2E-05	5,6E-14	5,0E-05	2,2E-07	8,1E-11	8,0E-11	6,2E-10
Kaatopaikan lähellä asuvan lapsen sisäinen annos	2,2E-05	5,6E-14	5,0E-05	2,2E-07	8,1E-11	8,0E-11	6,2E-10

Taulukko 5. Jätteenpolttolaitoksen aiheuttama annos edustavalle henkilölle, kun vuosittainen päästö on vapaarajan suuruinen.

Nuklidi	C-14	F-18	H-3	I-125	P-32	P-33	S-35
Vapaaraja (Bq)	1,0E+07	1,0E+06	1,0E+09	1,0E+06	1,0E+05	1,0E+08	1,0E+08
Annos (Sv/a)							
Jätteenpolttolaitoksen lähellä asuvan aikuisen sisäinen annos savukaasusta	5,2E-12	1,5E-14	1,2E-11	1,3E-12	8,8E-14	3,9E-11	3,6E-11
Jätteenpolttolaitoksen lähellä asuvan lapsen sisäinen annos savukaasusta	3,6E-12	1,8E-14	1,5E-11	8,6E-13	9,5E-14	2,6E-11	2,5E-11
Kaatopaikan työntekijän annos	1,2E-13	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
Kaatopaikan lähellä asuvan aikuisen sisäinen annos	3,1E-08	1,1E-19	6,0E-07	6,8E-10	2,0E-15	1,2E-12	5,1E-12
Kaatopaikan lähellä asuvan lapsen sisäinen annos	2,5E-08	1,9E-19	5,0E-07	7,4E-10	4,5E-15	2,7E-12	1,0E-11

6.2 Päästöt viemäriverkkoon, avolähteiden käyttö teollisuudessa ja tutkimuksessa

Avolähteiden käytöstä radionuklidilaboratorioissa (teollisuus ja tutkimus) syntyvien radioaktiivisten jätteiden käsittelystä aiheutuva annos edustavalle henkilölle laskettiin vertailun vuoksi myös Tampereelle käyttäen Turun radionuklideja.

6.2.1 Turku

Taulukko 6. Radioaktiivisten jätteiden päästöistä viemäriverkkoon aiheutuva annos edustavalle henkilölle Turussa, kun vuosittainen päästö on nykyisen ohjeen ST 6.2 suurin sallima.

Nuklidi	C-14	F-18	H-3	I-125	P-32	P-33	S-35
Päästö (Bq/a)	9,0E+09	6,0E+10	1,0E+11	3,0E+08	1,8E+09	3,0E+09	6,0E+09
Annos (Sv/a)							
Aikuisen annos vesistön kautta	3,7E-12	7,1E-130	5,1E-12	8,5E-11	2,0E-09	6,5E-10	2,2E-09
Lapsen annos vesistön kautta	7,8E-12	1,7E-129	8,0E-12	1,3E-10	6,4E-09	2,0E-09	6,1E-09
Aikuisen sisäinen annos maanviljelyksestä	7,2E-06	1,3E-167	1,1E-04	2,4E-08	1,4E-06	6,7E-07	1,6E-06
Lapsen sisäinen annos maanviljelyksestä	6,8E-06	2,2E-167	3,5E-04	3,9E-08	3,9E-06	1,9E-06	4,7E-06

Taulukko 7. Laboratorioiden viemäripäästöjen aiheuttama annos edustavalle henkilölle Turussa, kun vuosittainen päästö on vapaarajan suuruinen.

Nuklidi	C-14	F-18	H-3	I-125	P-32	P-33	S-35
Vapaaraja (Bq)	1,0E+07	1,0E+06	1,0E+09	1,0E+06	1,0E+05	1,0E+08	1,0E+08
Annos (Sv/a)							
Aikuisen annos vesistön kautta	4,1E-15	1,2E-134	5,1E-14	2,8E-13	1,1E-13	2,2E-11	3,6E-11
Lapsen annos vesistön kautta	8,7E-15	2,9E-134	8,0E-14	4,3E-13	3,6E-13	6,5E-11	1,0E-10
Aikuisen sisäinen annos maanviljelyksestä	8,0E-09	2,1E-172	1,1E-06	8,1E-11	7,5E-11	2,2E-08	2,7E-08
Lapsen sisäinen annos maanviljelyksestä	6,5E-09	3,7E-172	3,4E-06	5,4E-11	1,4E-10	3,9E-08	6,6E-08

6.2.2 Tampere

Taulukko 8. Hypoteettisten laboratorioiden viemäripäästöjen aiheuttama annos edustavalle henkilölle Tampereella, kun vuosittainen päästö on nykyisen ohjeen ST 6.2 suurin sallima.

Nuklidi	C-14	F-18	H-3	I-125	P-32	P-33	S-35
Päästö (Bq/a)	9,0E+09	6,0E+10	1,0E+11	3,0E+08	1,8E+09	3,0E+09	6,0E+09
Annos (Sv/a)							
Aikuisen annos vesistön kautta	3,6E-12	5,3E-107	5,0E-12	6,4E-11	9,7E-10	3,8E-10	1,7E-09
Lapsen annos vesistön kautta	7,8E-12	1,3E-106	7,9E-12	9,7E-11	3,1E-09	1,1E-09	4,9E-09
Aikuisen sisäinen annos maanviljelyksestä	1,2E-05	5,5E-136	1,9E-04	4,5E-08	3,3E-06	1,4E-06	2,9E-06
Lapsen sisäinen annos maanviljelyksestä	1,1E-05	9,7E-136	5,8E-04	7,1E-08	9,6E-06	3,9E-06	8,5E-06

Taulukko 9. Hypoteettisten laboratorioiden viemäripäästöjen aiheuttama annos edustavalle henkilölle Tampereella, kun vuosittainen päästö on vapaarajan suuruinen.

Nuklidi	C-14	F-18	H-3	I-125	P-32	P-33	S-35
Vapaaraja (Bq)	1,0E+07	1,0E+06	1,0E+09	1,0E+06	1,0E+05	1,0E+08	1,0E+08
Annos (Sv/a)							
Aikuisen annos vesistön kautta	4,0E-15	8,9E-112	5,0E-14	2,1E-13	5,4E-14	1,3E-11	2,9E-11
Lapsen annos vesistön kautta	8,6E-15	2,2E-111	7,9E-14	3,2E-13	1,7E-13	3,8E-11	8,1E-11
Aikuisen sisäinen annos maanviljelyksestä	1,4E-08	9,2E-141	1,9E-06	1,5E-10	1,9E-10	4,7E-08	4,9E-08
Lapsen sisäinen annos maanviljelyksestä	1,1E-08	1,6E-140	5,8E-06	9,8E-11	3,4E-10	8,1E-08	1,2E-07

6.3 Päästöt viemäriverkkoon, avolähteiden käyttö terveydenhuollossa

Taulukko 10. Annokset Turussa vuoden 2006 tietojen perusteella.

Nuklidi	F-18	I-123	I-131	In-111	P-32	Se-75	Tc-99m
Päästö (Bq/a)	1,50E+11	3,70E+08	2,14E+11	2,09E+09	5,85E+09	7,37E+06	1,14E+12
Annos (Sv/a)							
Aikuisen annos vesistön kautta	1,8E-129	4,3E-29	9,0E-09	2,7E-12	6,6E-09	1,3E-12	1,4E-47
Lapsen annos vesistön kautta	4,4E-129	1,6E-28	2,9E-08	6,4E-12	2,1E-08	2,7E-12	3,3E-47
Aikuisen sisäinen annos maanviljelyksestä	3,1E-167	1,4E-32	4,7E-07	7,2E-15	4,4E-06	3,1E-09	1,0E-54
Lapsen sisäinen annos maanviljelyksestä	5,5E-167	3,6E-32	1,5E-06	1,6E-14	1,3E-05	7,0E-09	1,8E-54

Taulukko 11. Annokset Seinäjoella vuoden 2006 tietojen perusteella.

Nuklidi	I-123	I-131	In-111	P-32	Se-75	Tc-99m
Päästö (Bq/a)	9,84E+09	7,85E+10	1,30E+08	1,04E+09	1,48E+06	3,36E+11
Annos (Sv/a)						
Aikuisen annos vesistön kautta	1,9E-16	1,9E-07	1,9E-10	3,4E-08	3,5E-12	5,6E-25
Lapsen annos vesistön kautta	6,8E-16	6,2E-07	4,4E-10	1,1E-07	7,0E-12	1,3E-24
Aikuisen sisäinen annos maanviljelyksestä	1,1E-26	1,3E-06	1,1E-14	4,6E-06	2,8E-09	5,1E-46
Lapsen sisäinen annos maanviljelyksestä	2,8E-26	4,2E-06	2,3E-14	1,3E-05	6,2E-09	3,0E-60

Taulukko 12. Annokset Tampereella vuoden 2006 tietojen perusteella.

Nuklidi	Cr-51	F-18	I-123	I-131	In-111	P-32	Se-75	Tc-99m	Tl-201	Y-90
Päästö (Bq/a)	8,4E+07	8,4E+10	1,2E+10	2,4E+11	2,7E+09	8,4E+09	3,0E+06	9,5E+11	1,6E+08	2,7E+09
Annos (Sv/a)										
Aikuisen annos vesistön kautta	1,5E-14	7,4E-107	9,8E-26	4,1E-09	1,7E-12	4,5E-09	4,5E-13	6,0E-42	5,3E-15	3,1E-14
Lapsen annos vesistön kautta	3,6E-14	1,8E-106	3,5E-25	1,3E-08	3,9E-12	1,4E-08	9,0E-13	1,4E-41	1,2E-14	9,3E-14
Aikuisen sisäinen annos maanviljelyksestä	2,8E-11	7,7E-136	1,8E-26	1,7E-06	1,1E-13	1,6E-05	2,2E-09	5,3E-45	2,4E-12	4,2E-13
Lapsen sisäinen annos maanviljelyksestä	7,6E-11	1,4E-135	4,7E-26	5,6E-06	2,5E-13	4,5E-05	4,9E-09	9,0E-45	5,7E-12	1,3E-12

7 Johtopäätökset

Tässä selvityksessä on arvioitu avolähteiden käytöstä teollisuudessa, tutkimuksessa ja terveydenhuollossa syntyvien radioaktiivisten jätteiden käsittelystä aiheutuvien radioaktiivisten aineiden päästöistä aiheutuvaa säteilyaltistusta. Radionuklidilaboratorioille laskenta tehtiin kahdella päästö määrällä. Terveydenhuollon päästöarvot on saatu sairaaloiden ilmoittamista radionuklideista ja aktiivisuuksista.

Selvityksen perusteella suurimmat laskennalliset annokset suurimmalla sallitulla päästöllä aiheuttaisi tritium ($H-3$) (Tampere, taulukko 8), luokkaa 0,6 mSv vuodessa. Saadut tritiumin poikkeukselliset laskennalliset annokset johtuvat monesta tekijästä. Tritiumilla on tutkituista radionuklideista selkeästi suurin sallittu vuosittainen päästö, 100 GBq. Vety sitoutuu luonnossa moniin kemikaaleihin, joten sen kulkeutumisen mallintaminen on vaikeaa. Esimerkiksi viitteessä [1] tritiumille ja hiili-14:lle ($C-14$) on oma erillinen mallinsa.

Yleisesti suurimmat annokset tulevat maatalousskenaarion kautta. Siinä korostuu jätevedenpuhdistamon koko, ts. mitä enemmän puhdistamo käsittelee jätevettä, sitä enemmän radionuklidien pitoisuus pienenee. Radionuklidilaboratorioista suuremmat annokset saatiin Tampereella, jossa eniten annosta vuodessa aiheuttavat suurimmalla sallitulla päästöllä tritiumin lisäksi P-32 (10 μ Sv), C-14 (11 μ Sv) ja S-35 (9 μ Sv) lapselle. Annokset ovat hyväksytyissä rajoissa, vaikka tulokset ovat konservatiivisia. Varsinkin P-32:n kohdalla korostuu sen lyhyen puoliintumisajan (14 päivää) vuoksi se, että puoliintumista ei ole otettu täysin huomioon. Muiden tutkittujen radionuklidien aiheuttamat annokset ovat pienempiä.

Annokset arvioitiin sillä olettamuksella, että toiminnan harjoittajat hävittävät jätteensä heti käytön jälkeen. Todellisuudessa lyhytikäisiä radionuklideja sisältävää radioaktiivista jätettä säilytetään laboratorioissa, kunnes aktiivisuus on puoliintunut pois ja jäte hävitetään vasta sen jälkeen ei-radioaktiivisena jätteenä. Ohjeessa ST 6.2 on yleinen suositus vanhentaa lyhytikäiset nuklidit (puoliintumisaika alle 100 päivää) laboratorioissa. Myös sairaaloissa radioaktiiviset jätteet vanhennetaan. Potilaat kotiutetaan sairaalasta ennen kuin radionuklidit ovat poistuneet elimistöstä, minkä seurauksena päästö ei joudu vain yhteen jätevedenpuhdistamoon. Lisäksi laskennassa käytetyt altistusskenaariot ovat luonteeltaan erittäin konservatiivisia.

Yleisenä johtopäätöksenä voidaan todeta, että avolähteiden käytöstä teollisuudessa, tutkimuksessa ja terveydenhuollossa syntyvien radioaktiivisten jätteiden käsittelystä aiheutuvista päästöistä aiheutuvat säteilyannokset ovat pieniä. Vaikka selvityksen tulokset ovat erittäin konservatiivisia, päästöistä aiheutuvat annokset olisivat, pois lukien tritium, hyväksyttävissä rajoissa.

Mallien konservatiivisuudesta johtuen ei kuitenkaan ole oletettavaa, että tritiumkaan aiheuttaisi nykyisellään edustavalle henkilölle hyväksyttäviä suurempia annoksia. Tritiumin altistava vaikutus avolähteiden osalta saattaa kuitenkin vaatia tarkempia tutkimuksia, jos sen käyttö avolähteinä tutkimuksessa ja tästä johtuvat päästöt lisääntyvät tai keskittyvät. Tätä selvitystä tehtäessä Suomessa ei ole yhtään radionuklidilaboratoriota, jossa tritiumista käytettäisiin yli vapaa-ajan olevia aktiivisuuksia. Käytännössä aktiivisuudet ovat noin sadasosa vapaa-rajasta, joka on 1 000 mBq. Säteilytoiminnasta aiheutuvat radioaktiiviset jätteet pitää ottaa huomioon jo turvallisuushupaa myönnettäessä.

8 Ehdotuksia ST-ohjeeseen

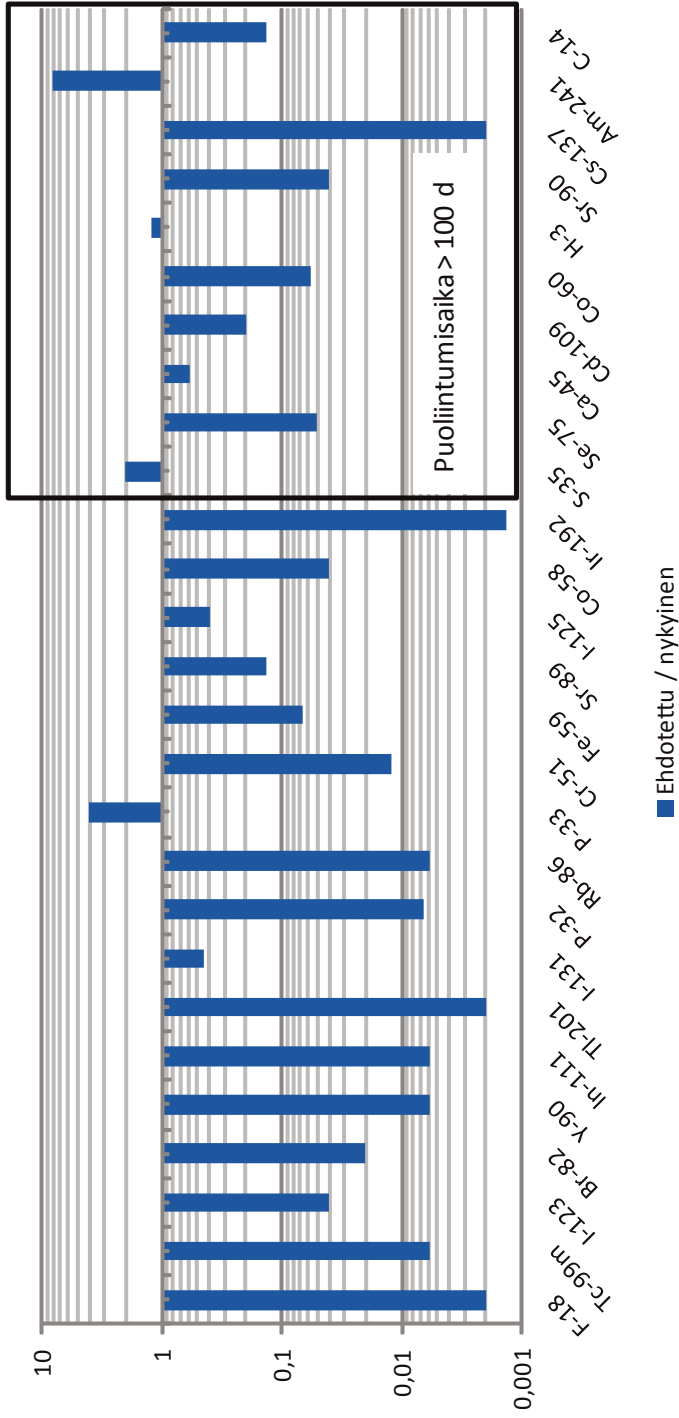
Uudistetussa ohjeessa ST 6.2 päästörajojen, muille kuin päästöille ilmaan, tulisi perustua radionuklidikohtaisiin vapaarajoihin. Vapaarajat ovat ALI_{\min} -arvoja parempi tapa määritellä sallitut päästöt, koska vapaarajojen määrittelyssä on otettu huomioon erilaisia altistusskenaarioita [11]. Uusi radionuklidikohtainen raja-arvo voisi olla 10 kertaa vapaarajan aktiivisuus kuukaudessa siten, että kerralla hävitettävä aktiivisuus saisi olla vapaarajan suuruinen. Tällöin sallittu päästö vuodessa pienenesi lähes kaikilla radionuklideilla ALARA-periaatteen mukaisesti. Jos kerralla hävitetään useita eri radionuklideja, tulisi kokonaisaktiivisuuden osalta soveltaa edelleen nykyisen ohjeen ST 6.2 yhtälön (2) tyyppistä summakaavaa. Tällä varmistettaisiin se, että hävitettävä kokonaisaktiivisuus pysyy riittävän pienenä.

Taulukossa 13 on esitetty tutkituille radionuklideille annosarviot Tamperella nykyisillä suurimmilla sallituilla päästöillä sekä kuukausittaisella päästöllä, joka on 10 kertaa vapaarajan suuruinen. Radionuklidit, joiden puoliintumisaika on alle 100 päivää, on alleviivattu.

Tässä tutkimuksessa käsiteltyjen radionuklidien lisäksi tutkimuksessa ja teollisuudessa käytetään myös muita nuklideja. Kiinnittämällä kuukausipäästön raja-arvo 10 kertaa vapaarajaan sallittu päästettävä aktiivisuus pienenesi lähes kaikilla radionuklideilla. Kuvassa 1 on esitetty yleisten radionuklidien ehdotettujen ja nykyisten vuosittaisten päästörajojen suhteet. Kuvassa on lisäksi eroteltu nuklidit, joiden puoliintumisaika on yli 100 päivää. Nuklidikohtaiset laskennalliset väestöannokset muuttuisivat päästörajojen suhteessa.

Taulukko 13. Hypoteettisten laboratorioiden viemäripäästöjen aiheuttama annos edustavalle henkilöille Tampereella nykyisillä ja ehdotetuilla päästörajoilla.

	C-14	F-18	H-3	I-125	I-131	P-32	P-33	S-35	Tc-99m
Päästörajat (Bq/a)	Nykyinen Ehdotettu	6,0E+10 1,2E+08	1,0E+11 1,2E+11	3,0E+08 1,2E+08	1,8E+09 1,2E+07	3,0E+09 1,2E+10	6,0E+09 1,2E+10	6,0E+09 1,2E+10	2,1E+11 1,2E+09
Annos (Sv/a)									
Aikuisen annos vesistön kautta	3,6E-12 4,9E-13	5,3E-107 1,1E-109	5,0E-12 6,0E-12	6,4E-11 2,5E-11	4,6E-12 2,0E-12	9,7E-10 6,4E-12	3,8E-10 1,5E-09	1,7E-09 3,5E-09	1,3E-42 7,5E-45
Lapsen annos vesistön kautta	7,8E-12 1,0E-12	1,3E-106 2,6E-109	7,9E-12 9,5E-12	9,7E-11 3,9E-11	1,5E-11 6,7E-12	3,1E-09 2,0E-11	1,1E-09 4,6E-09	4,9E-09 9,8E-09	0,0E+00 0,0E+00
Aikuisen sisäinen annos maanviljelyksestä	1,2E-05 1,6E-06	5,5E-136 1,1E-138	1,9E-04 2,3E-04	4,5E-08 1,8E-08	2,0E-09 8,8E-10	3,3E-06 2,2E-08	1,4E-06 5,6E-06	2,9E-06 5,9E-06	0,0E+00 0,0E+00
Lapsen sisäinen annos maanviljelyksestä	1,1E-05 1,5E-06	9,7E-136 1,9E-138	5,8E-04 7,0E-04	7,1E-08 2,8E-08	6,3E-09 2,8E-09	9,6E-06 6,4E-08	3,9E-06 1,6E-05	8,5E-06 1,7E-05	2,1E-14 1,2E-16



Kuva 1. Ehdotettujen ja nykyisten vuosittaisten päästörajojen suhteet.

9 Kirjallisuusviitteet

- [1] International Atomic Energy Agency. Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Reports Series No.19. Wien: IAEA; 2001.
- [2] International Atomic Energy Agency. Derivation of activity concentration values for exclusion, exemption and clearance. Safety Report Series No. 44. Wien: IAEA; 2005.
- [3] Swedish Radiation Safety Authority. Screening calculations for radioactive waste releases from non-nuclear facilities. Report number 2009:02. SSM: Stockholm; 2009.
- [4] National Radiation Protection Board. Partitioning of radionuclides with sewage sludge and transfer along terrestrial foodchain pathways from sludge-amended land – A Review of data. NRPB-W32. Chilton: NRPB; 2003.
- [5] McDonnell CE, Welham D, Knott JA, Miller T. Partitioning of ^3H , ^{14}C , ^{32}P , ^{35}S and ^{125}I in a modern waste incinerator. Journal of Radiological Protection 1997; 17 (2): 95–104.
- [6] Nordic Nuclear Safety Research. Assessing the impact of releases of radionuclides into sewage systems in urban environment simulation, modelling and experimental studies – LUCIA. NKS-192. Roskilde: NKS; 2009.
- [7] Lounais-Suomen ympäristökeskus. Etelä- ja Länsi-Suomen jätesuunnittelu. Taustaraportti. Tuhkat ja kuonat. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen raportteja. Turku: Lounais-Suomen ympäristökeskus; 2009.
- [8] Tampereen vesi. [www-dokumentti]. Päivitetty 21.7.2011 [viitattu 24.8.2011]. <<http://www.tampere.fi/vesi/toiminta/jatevedet/puhdistus.html>>
- [9] Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys. Tilasto lietteen hyödyntämisestä vuosina 1998–2008 [www-dokumentti]. [viitattu 24.08.2011] <http://www.vvy.fi/files/981/puhdistamoliete1998_2008.pdf>

- [10] Suomen itsenäisyyden juhlarahasto Sitra. Lietteenkäsittelyn nykytila Suomessa ja käsittelymenetelmien kilpailukyky –selvitys. Helsinki: Sitra; 2007.
- [11] Commission of the European Communities. Principles and methods for establishing concentrations and quantities (exemption values) below which reporting is not required in the European Directive. Radiation Protection 65. Doc. XI-028/93. Luxemburg: Commission of the European Communities; 1993.
- [12] National Radiation Protection Board. Radiological assessments for small users. NRPB-W63. Chilton: NRPB, 2004.

LIITE LASKENNAN LÄHTÖARVOJA

Seuraavissa taulukoissa on esitetty laskennan lähtöarvoina käytetyt vakiot ja niiden lähteet.

Taulukko 1. Savukaasupäästön parametrit.

Termi	Symboli	Arvo	Yksikkö	Lähde
Osuus vuodesta, jolloin tuuli puhaltaa tutkittuun suuntaan	P_p	0,25	-	[1]
Tuulen nopeuden geometrinen ka.	u_a	2	m/s	[1]
Piipun korkeus	H	90	m	Ympäristölupapäätös nro 94 YLO http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=59153 (2.5.2011)
Etäisyys, jolle pitoisuus lasketaan	x	200	m	Ympäristölupapäätös nro 94 YLO http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=59153 (2.5.2011)

Taulukko 2. Savukaasusta johtuva väestöannos.

Termi	Symboli	Arvo	Yksikkö	Lähde
Aikuisen hengitys vuodessa	R_{inh}	8 400	m^3/a	[1]
Lapsen hengitys vuodessa	R_{inh}	1 400	m^3/a	[1]
Radionuklidin pitoisuuskerroin hiukkasissa	f_d	4	-	[5]
Pölyn pitoisuus ilmassa	C_{dust}	5E-04	g/cm^3	[5]
Hengitysnopeus		0,96	m^3/h	[5]
Työntekijän altistumisaika vuodessa	t_e	2 000	h	[5]

Taulukko 3. Pitoisuudet vesistöissä.

Termi	Symboli	Arvo	Yksikkö	Lähde
Pitoisuus joessa (Seinäjoki)				
Joen keskimääräinen virtaama	q_r	5	m ³ /s	Vesistöennusteet: Kyrönjoen vesistöalue http://www.wi2.ymparisto.fi/i2/42/index.html (arvio)
Veden virtausnopeus joessa	U	2	m/s	Arvio
Etäisyys, jolle pitoisuus lasketaan	x	2 000	m	Arvio kartasta
Pitoisuus rannikkovedessä (Turku)				
Päästökohdan ja rannan välinen etäisyys	y_0	10	m	Arvio kartasta
Rannikkoveden virtaus	U	0,1	m/s	[1]
Rannikkoveden syvyys	D	5	m	Arvio
Etäisyys, jolle pitoisuus lasketaan	x	2 000	m	Arvio kartasta
Pitoisuus järvessä (Tampere)				
Pinta-ala	A	21	km ²	Risto Palomäki: Tampereen kaupungin alueella sijaitsevien järvien kehitys ja niiden vedenlaatu 1990–2005
Korkeus, mpy	h	77	m	"
Keskisyvyys	h	9	m	"
Max. syvyys	h_{max}	46	m	"
Tilavuus	V	2E+08	m ³	"
Viipymä		38	d	"
Virtaama	q_r	57,9	m ³ /s	"

Taulukko 4. Vedenkäsittelylaitosten tiedot.

	Vettä käsitellään	Lietettä syntyy	Veden viipymäaika laitoksella	Lietteen viipymäaika laitoksella	Fosforin talteenotto	Lähde
	Mm ³ /a	DW tn/a	h	h	%	
Seinäjoki	5,7–7,1	2 185	12	72	98	Sähköpostikysely
Turku	26	9 200	30	240	98	Sähköpostikysely
Tampere	17,5	5 475	14	48	98	Tampereen Vesi – Tilastotiedot 2009

Taulukko 5. Annoslaskenta, kaatopaikan kautta vesistöön.

Termi	Symboli	Arvo	Yksikkö	Lähde
Muuntokerroin märän ja kuivan lietteen välillä	X	0,25	kg (märkä) / kg (kuiva)	[2]
Maanparannusaineen varastointiaika	t_{storage}	30	d	Arvio
Maaperän tiheys	ρ_{soil}	225	[kg dw soil /m ²]	[3]
Vihannesten kastelun määrä	I_r	0,2	m/a	[3]
Radionuklidin päästön kesto	t_b	27,4	a	[3]
Laimentuminen jokiveteen	f_d	$2,5 \cdot 10^{-5}$	-	[3]
Kaivoveden kulutus vuodessa, aikuinen	water	0,35	m ³ /a	[2]
Kaivoveden kulutus vuodessa, lapsi	H_{water}	0,1	m ³ /a	[2]
Vihannesten kulutus vuodessa, aikuinen	H_{veg}	88	kg/a	[2]
Vihannesten kulutus vuodessa, lapsi	H_{veg}	68	kg/a	[2]
Kalan kulutus vuodessa, aikuinen	H_{fish}	1,5	kg/a	[2]
Kalan kulutus vuodessa, lapsi	H_{fish}	0,6	kg/a	[2]

Taulukko 6. Annoslaskenta, vedenpuhdistuksen kautta vesistöön.

Termi	Symboli	Arvo	Yksikkö	Lähde
Vuosittainen hengitys, aikuinen	R_{inh}	8 400	m ³ /a	[1]
Vuosittainen hengitys, lapsi	"	1 400	m ³ /a	[1]
Viljan kulutus vuodessa, aikuinen	IR_{crops}	410	kg/a	[6]
Viljan kulutus vuodessa, lapsi	"	185	kg/a	[6]
Maidon kulutus vuodessa, aikuinen	IR_{milk}	250	kg/a	[6]
Maidon kulutus vuodessa, lapsi	"	72	kg/a	[6]
Lihan kulutus vuodessa, aikuinen	IR_{meat}	100	kg/a	[6]
Lihan kulutus vuodessa, lapsi	"	45	kg/a	[6]
Aika sadonkorjuun ja viljan syönnin välillä	t_{crops}	14	d	[6]
Maa-aineksen sekoittumisesta johtuva laimennuskerroin	f_{red}	0,03	-	[6]
Osuus vuodesta, jolloin karja syö tuoretta rehua	f_p	0,5	-	[6]
Rehun korjuun ja syönnin välinen aika	t_{StFeed}	90	d	[6]
Maitokarjan syömän rehun määrä	DMI_{milk}	14	kg/d	[6]
Aika maidon lypsämisen ja juonnin välillä	t_{milk}	1	d	[6]
Lihakarjan syömän rehun määrä	DMI_{meat}	12	kg/d	[6]
Aika teurastuksen ja lihan syönnin välillä	t_{meat}	20	d	[6]

STUK-A-sarjan julkaisuja

STUK-A258 Hellstén S, Selvitys avolähteiden käytöstä syntyvistä radioaktiivisista jätteistä ja päästöistä aiheutuvasta säteilyaltistuksesta (teollisuus, tutkimus ja terveydenhuolto). Helsinki 2013.

STUK-A257 Kojo K, Occupational cosmic radiation exposure and cancer in airline cabin crew. Academic dissertation. Helsinki 2013.

STUK-A256 Vesterbacka P, Vaaramaa K. Porakaivoveden radon- ja uraanikartasto. Helsinki 2013.

STUK-A255 Turtiainen T. Radon and radium in well water: Measurements and mitigation of exposure. Doctoral thesis. Helsinki 2012.

STUK-A254 Sulonen Nina (Ed.). Abstracts of the 4th International MELODI Workshop. 12 –14 September 2012, Helsinki, Finland.

STUK-A253 Outola Iisa, Saxén Ritva. Radionuclide deposition in Finland 1961–2006. Helsinki 2012.

STUK-A252 Arvela H, Holmgren O, Reisbacka H. Asuntojen radonkorjaaminen. Helsinki 2012.

STUK-A251 Holmgren O, Arvela H. Assessment of current techniques used for reduction of indoor radon concentration in existing and new houses

in European countries. Helsinki 2012.

STUK-A250 Nylund R., Proteomics analysis of human endothelial cells after short-term exposure to mobile phone radiation. Helsinki 2011.

STUK-A249 Salomaa S, Sulonen N (Eds.). Research activities of STUK 2005–2010. Helsinki 2011.

STUK-A248 Salomaa S, Sulonen N (Eds.). Research projects of STUK 2009–2011. Helsinki 2011.

STUK-A247 Larjavaara S. Occurrence studies of intracranial tumours. Helsinki 2011.

STUK-A246 Lahkola A. Mobile phone use and risk of brain tumours. Helsinki 2010.

STUK-A245 Valmari T, Mäkeläinen I, Reisbacka H, Arvela H. Suomen radonkartasto 2010 – Radonatlas över Finland 2010 – Radon Atlas of Finland 2010. Helsinki 2010.

STUK-A244 Arvela H, Mäkeläinen I, Holmgren O, Reisbacka H. Radon uudisrakentamisessa - Otantatutkimus 2009. Helsinki 2010.

STUK-A-raportit STUKin verkkosivuilla:

<http://www.stuk.fi/>

[julkaisut_maaraykset/fi_FI/listaus/?sarja=STUK-A](http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/fi_FI/listaus/?sarja=STUK-A)



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

ISBN 978-952-478-832-8 (pdf)
ISSN 0781-1705
Helsinki 2013