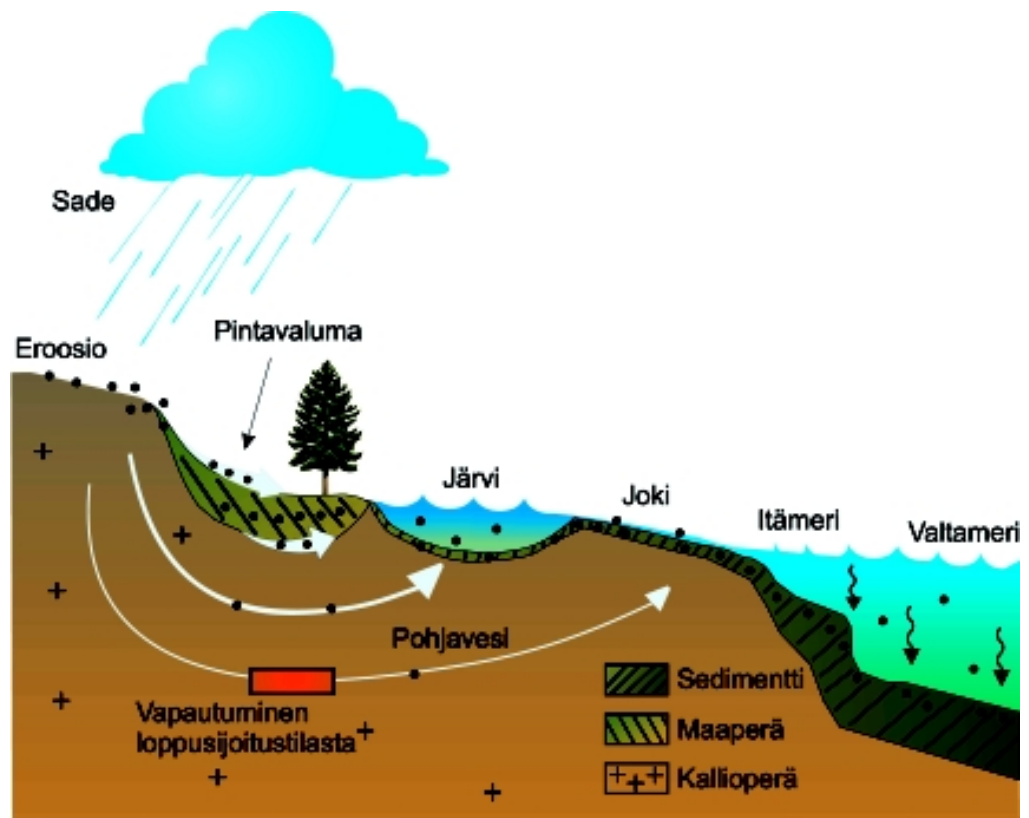


Kari Rasilainen, Vesa Suolanen & Seppo Vuori

Käytetyn ydinpolttoaineen huolto Turvallisuusanalyyseissa laskettujen säteilyvaikutusten havainnollistaminen



Käytetyn ydinpolttoaineen huolto

Turvallisuusanalyseissa laskettujen säteilyvaikutusten havainnollistaminen

Kari Rasilainen, Vesa Suolanen & Seppo Vuori
VTT Energia



ISBN 951-38-5793-X (nid.)
ISSN 1235-0605 (nid.)

ISBN 951-38-5794-8 (URL: <http://www.inf.vtt.fi/pdf/>)
ISSN 1455-0865 (URL: <http://www.inf.vtt.fi/pdf/>)

Copyright © Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT) 2001

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT), Vuorimiehentie 5, PL 2000, 02044 VTT
puh. vaihde (09) 4561, faksi (09) 456 4374

Statens tekniska forskningscentral (VTT), Bergsmansvägen 5, PB 2000, 02044 VTT
tel. växel (09) 4561, fax (09) 456 4374

Technical Research Centre of Finland (VTT), Vuorimiehentie 5, P.O.Box 2000, FIN-02044 VTT, Finland
phone internat. + 358 9 4561, fax + 358 9 456 4374

VTT Energia, Ydinenergia, Tekniikantie 4 C, PL 1604, 02044 VTT
puh. vaihde (09) 4561, faksi (09) 456 5000

VTT Energi, Kärnkraft, Teknikvägen 4 C, PB 1604, 02044 VTT
tel. växel (09) 4561, fax (09) 456 5000

VTT Energy, Nuclear Energy, Tekniikantie 4 C, P.O.Box 1604, FIN-02044 VTT, Finland
phone internat. + 358 9 4561, fax + 358 9 456 5000

Toimitus Kerttu Tirronen

Otamedia, Espoo 2001

Rasilainen, Kari, Suolanen, Vesa & Vuori, Seppo. Käytetyn ydinpolttoaineen huolto. Turvallisuus-analyyseissa laskettujen säteilyvaikutusten havainnollistaminen. Espoo 2001, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita – Meddelanden – Research Notes 2080. 58 s. + liitt. 5 s.

Avainsanat nuclear waste management, spent fuels, repositories, safety analysis, radiation effects, radiation protection, transportation, radiation doses, accidents, failures

Tiivistelmä

Julkaisussa havainnollistetaan käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuusanalyyseissa laskettuja säteilyvaikutuksia. Kuvaus perustuu suomalaiselle huoltosuunnitelmalle viimeksi tehtyihin turvallisuusanalyysiin. Ensiksi pohditaan kysymystä, miksi säteilyvaikutusten ymmärtäminen on vaikeaa. Elinympäristömme luontaista radioaktiivisuutta tarkastellaan useasta näkökulmasta, samoin sivutaan ihmisen ja muun eliöstön sopeutumista siihen. Suomalaisissa käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuus-analyyseissa laskettuja säteilyvaikutuksia esitellään seikkaperäisesti. Tarkasteltuja huollon vaiheita ovat käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukset ydinvoimaloista loppusijoituspaikalle, maanpäällinen loppusijoituslaitos sekä varsinainen loppusijoitus peruskallioon noin 500 metrin syvyyteen. Kahdessa ensimmäisessä huollon vaiheessa säteilyvaikutukset on laskettu sekä työntekijöille että lähiseudun asukkaille. Loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden analyysissä säteilyvaikutukset on laskettu vain lähiseudun asukkaiden eniten altistuneelle ryhmälle. Lopuksi pohditaan sitä, mihin turvallisuusanalyyseissa laskettuja säteilyvaikutuksia tulisi verrata ottaen huomioon säteilyannosten laskennan yleiset epävarmuudet.

Alkusanat

Julkaisu havainnollistaa käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuusanalyysissä laskettuja säteilyvaikutuksia. Raportti on suunnattu muun muassa niille virka- ja luottamusmiehillä, jotka eivät ole suoranaisesti perehtyneet ydinjätehuoltoon eivätkä sen turvallisuuden arvioimisen periaatteisiin, mutta joutuvat tehtävissään tekemisiin ydinjätehuollon kanssa esimerkiksi lausunnon antajina. Julkaisu on suoraa jatkoa kirjoittajien aiemmille raporteille 'Käytetyn ydinpolttoaineen huolto – Suomalaisen suunnitelman pääpiirteet' (VTT Tiedotteita 1953) ja 'Käytetyn ydinpolttoaineen huolto – Turvallisuuden arvioinnin perusteet' (VTT Tiedotteita 2033).

Koska pyrkimyksenä on kattavan yleiskuvan välittäminen käytetyn ydinpolttoaineen huollon lasketuista säteilyvaikutuksista, ei tässä raportissa ole voitu mennä esimerkiksi laskennan periaatteiden käsittelyssä yksityiskohtiin. Kiinnostunut lukija saa aiemmista raporteista laskennan perusteisiin liittyviä taustatietoja. Toisaalta tässäkin raportissa on pyritty periaatteiden osalta täsmälliseen, vaikkakin yksityiskohtien osalta pelkistettyyn esitykseen, jonka seuraaminen ei edellytä syvällistä perehtymistä aihepiiriin.

Tekstiä ovat kommentoineet Anne Väätäinen kauppa- ja teollisuusministeriöstä, Esko Ruokola, Risto Isaksson ja Sisko Salomaa Säteilyturvakeskuksesta, Pekka Hokkanen Tampereen yliopistosta ja Irmeli Harmaajärvi VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikasta.

Raportti on laadittu VTT Energiassa osana Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelmaa (JYT2001), jonka nyt meneillään oleva kolmas vaihe päättyy vuonna 2001. Tutkimusohjelmaa rahoittavat yhdessä kauppa- ja teollisuusministeriö ja Säteilyturvakeskus.

Sisällysluettelo

TIIVISTELMÄ	3
ALKUSANAT	4
1. JOHDANTO.....	7
2. MIKSI SÄTEILYVAIKUTUKSET OVAT VAIKEITA YMMÄRTÄÄ?	9
2.1 Loppusijoituksen turvallisuusarvioinnin erityisongelmia.....	9
2.2 Eri säteilyaltistustapoihin suhtaudutaan eri tavalla.....	11
2.2.1 Säteilysuojelun lineaarinen riskimalli	14
3. ELINYMPÄRISTÖMME ON RADIOAKTIIVINEN LUONNOSTAAN	16
3.1 Luonnollinen säteilytausta Suomessa	16
3.1.1 Keskimääräinen säteilytausta Suomessa	16
3.1.2 Paikallisia säteilytaustoja Suomessa.....	18
3.2 Radionuklidien kierto maapallolla.....	20
3.2.1 Radionuklidit kallio- ja maaperässä	20
3.2.2 Radionuklidien geokemiallinen kierto.....	21
3.3 Ihmisen sopeutuminen luonnolliseen säteilytaustaan	23
4. YDINJÄTEHUOLLON ERI VAIHEILLE LASKETUT SÄTEILYVAIKUTUKSET	24
4.1 Kuljetukset	24
4.1.1 Normaalikuljetukset.....	24
4.1.2 Häiriötapaukset.....	28
4.1.3 Onnettomuustapaukset.....	28
4.2 Loppusijoituslaitoksen toiminta.....	32
4.2.1 Työntekijöiden säteilyaltistus	32
4.2.2 Väestön säteilyaltistus	33
4.3 Loppusijoitus peruskallioon.....	35
4.3.1 Herkkyystarkastelujen taustaa	36
4.3.2 Poikkeustarkastelujen taustaa.....	38
4.3.3 Laskettuja säteilyvaikutuksia.....	39
4.4 Kansainvälisiä vertailuja.....	43
5. MIHIN TURVALLISUUSANALYYSEISSA LASKETTUJA PÄÄSTÖJÄ TULISI VERRATA?.....	46
5.1 Nykyiset turvallisuuskriteerit.....	46
5.2 Biosfääriskenaarioiden yleiset epävarmuudet.....	47
5.3 Luonnon radionuklidivirrat.....	48
5.3.1 Luonnon analogiat	49
5.4 Kansainvälisiä turvallisuusmittarihankkeita	51

6. YHTEENVETO 53

KIRJALLISUUSVIITTEET 55

LIITTEET

Liite A Esimerkkejä noudatettavista säteilyannosrajoista ja säteilyn vaikutuksesta ihmiseen

Liite B Annoslaskennan termejä ja perusteita

1. Johdanto

Suomalaisissa ydinvoimaloissa syntynyt runsasaktiivinen käytetty ydinpolttoaine on vallitsevien suunnitelmien mukaan tarkoitus eristää ihmisen elinympäristöstä sijoittamalla se syvälle peruskallioon louhittuun loppusijoitustilaan. Nykyisen lainsäädännön mukaan ”ydinjätteet, jotka ovat syntyneet Suomessa tapahtuneen ydinenergian käytön yhteydessä tai seurauksena, on käsiteltävä, varastoitava ja sijoitettava pysyväksi tarkoitetulla tavalla Suomeen” [ote laista ydinenergiain muuttamiseksi (1420/1994)].

Käytetyn ydinpolttoaineen huoltoketju kattaa maitse tai vesitse tapahtuvat kuljetukset ydinvoimaloista loppusijoituspaikalle, maanpäällisen loppusijoituslaitoksen toiminnan sekä varsinaisen loppusijoituksen tiloihin, jotka on louhittu peruskallioon noin 500 metrin syvyyteen. Käytetyn ydinpolttoaineen huollon aiheuttamia säteilyvaikutuksia arvioidaan turvallisuusanalyseissa. Koska huollon eri vaiheet poikkeavat luonteeltaan toisistaan, tehdään niille kullekin oma turvallisuusanalyysinsä. Tämä eroavuus koskee erityisesti säteilyvaikutusten arvioimista.

Kuljetusten ja maanpäällisen loppusijoituslaitoksen säteilyvaikutuksen arvioiminen poikkeaa olennaisesti maanalaisen loppusijoituksen pitkäaikaisen säteilyvaikutuksen arvioimisesta. Kuljetusten ja maanpäällisen loppusijoituslaitoksen säteilyvaikutuksen alkamisajankohdan ja kesto ovat varsin hyvin tiedossa siltä muutaman kymmenen vuoden jaksolta, jolla kyseistä toimintaa on harjoitettu. Sen sijaan loppusijoituksen säteilyvaikutuksen alkuehkeä on kaukaisessa tulevaisuudessa, ja säteilyvaikutuksen kesto voi olla hyvin pitkä, jopa satoja tuhansia vuosia.

Säteilyvaikutusten laskeminen kaikissa huollon vaiheissa perustuu vaikutuksia yliarvioivan ajattelutavan käyttöön. Kaikissa vaiheissa on epävarmuuksia, joiden takia analyyseissa on turvauduttu pessimistisiin oletuksiin. Loppusijoituksen säteilyvaikutusten arvioinnissa on eniten epävarmuuksia ja sen vuoksi erilaisten oletusten vaihteluvälit ovat siinä laajimmat.

Ei-asiantuntijan on usein erittäin vaikeaa mieltää ydinjätehuollon eri vaiheiden säteilyvaikutuksia. Osaltaan tämä johtuu turvallisuusanalyysin teknisestä luonteesta pessimistisine ajattelutapoineen, erilaisine oletettuine tapahtumakulkuineen ja ammattiterminologioineen. Turvallisuusanalyysin ymmärtämistä voidaan helpottaa mahdollisimman selkeällä ja havainnollisella raportoinnilla.

Säteilyvaikutusten ymmärtämistä vaikeuttaa osaltaan se, mitä turvallisuus-kriteerejä turvallisuusanalyysissä sovelletaan. Kansainvälisissä tutkijapiireissä keskustellaan yhä siitä, mikä olisi turvallisuusanalyysin paras vertailukohta. Toisaalta turvallisuus-kriteerien pohjalta keskustellaan siitä, mikä on terveydelle turvallinen säteilytaso.

Suomessa Säteilyturvakeskus (STUK) asettaa turvallisuus-kriteerit. Käytännössä ne on johdettu kansainvälisten asiantuntijaelinten suosituksista. Suomessa huoltoketjun kaikille vaiheille tehty turvallisuusanalyysit ovat antaneet tulokseksi selvästi luonnon säteilytaustaa ja myös turvallisuus-kriteereitä pienempiä säteilyvaikutuksia.

Tämä raportti antaa lyhyen katsauksen niistä tekijöistä, jotka on otettava huomioon arvioitaessa käytetyn ydinpolttoaineen huollon laskettua säteilyvaikutusta. Aluksi selvitetään kysymystä,

miksi säteilyvaikutukset ovat vaikeita ymmärtää. Sen jälkeen tarkastellaan elinympäristömme luonnollista radioaktiivisuutta sekä niitä radionuklidien lähteitä, joista luonnon säteilytausta aiheutuu. Ydinjätehuollon eri vaiheissa laskettuja säteilyvaikutuksia tarkastellaan vaiheittain. Lopuksi pohditaan sitä, mihin turvallisuusanalyseissa laskettuja säteilyannoksia olisi järkevää verrata.

Raportti on kolmas ja ainakin tässä vaiheessa viimeinen osa raporttisarjassa käytetyn ydinpolttoaineen huollosta. Aiemmissä raporteissa on käsitelty suomalaisen ydinjätehuoltosuunnitelman pääpiirteitä (Rasilainen & Vuori 1999) sekä turvallisuuden arvioimisen perusteita (Rasilainen ym. 2000).

Säteilyvaikutusten havainnollistaminen valittiin tämän raportin näkökulmaksi tärkeensä vuoksi sekä siksi, että säteilyvaikutuksia ei ole ollut mahdollista käsitellä riittävän yksityiskohtaisesti aiemmissä katsauksissa. Ajatuksena on, että lukija pystyy raportin luettuaan muodostamaan itse käsityksensä käytetyn ydinpolttoaineen huollon säteilyriskeistä.

Tämän raportin, kuten aiempienkin, laatimisen yhtenä pontimena on ollut esittää puolueetonta asiatietoa yleistajuudessa muodossa keskusteluun, jota käydään kotimaassa käytetyn ydinpolttoaineen huollosta.

2. Miksi säteilyvaikutukset ovat vaikeita ymmärtää?

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon eri vaiheiden turvallisuusanalyysissä lasketut säteilyvaikutukset ovat muille kuin asiantuntijoille verrattain vaikeita ymmärtää. Vaikeudet liittyvät erityisesti loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arviointiin. Laskennalliset arvioinnit ovat teknisesti monimutkaisia. Lisäksi säteilyaltistuksen pitkäkestoisuuteen ja ratkaisujen lopullisuuteen liittyy eettisiä näkemyseroja (esim. NEA 1997, 2000a).

2.1 Loppusijoituksen turvallisuusarvioinnin erityisongelmia

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoittamisesta syvälle kallioperään aiheutuvia säteilyvaikutuksia ei voida havaita ympäristövalvonnan kautta. Tekniset ratkaisut on nimittäin mitoitettava siten, että ne rajoittavat hyvin tehokkaasti mahdollisia radioaktiivisten aineiden vuotoja. Näin ollen kaukana tulevaisuudessa mahdollisesti esiintyviä vuotoja ja niistä aiheutuvia haittoja voidaan arvioida vain laskennallisesti.

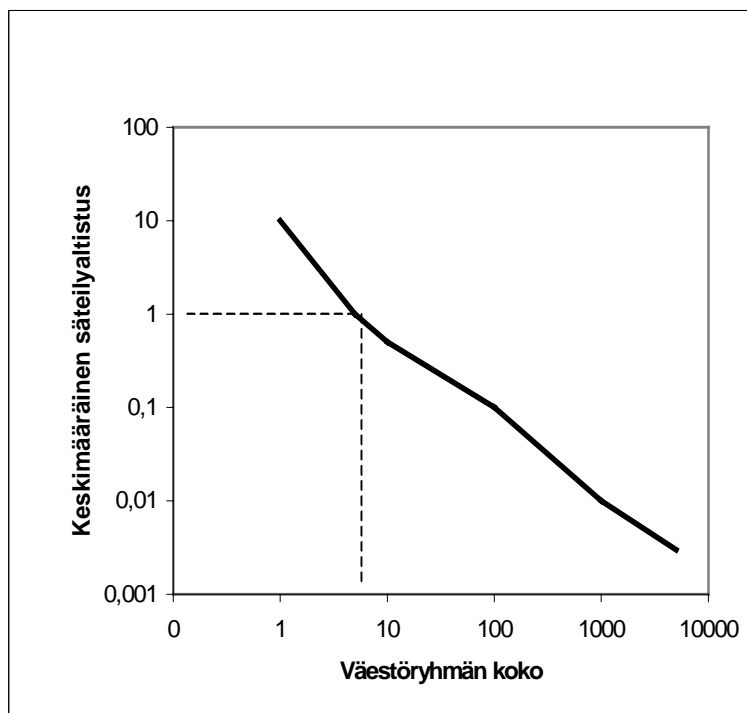
Yksi keskeinen ydinjätteiden loppusijoitukselle asetettu turvallisuusvaatimus on nykyiselle ja kaukana tulevaisuudessa elävälle väestölle mahdollisesti aiheutuvien säteilyvaikutusten yhtävertaisen tehokas rajoittaminen (vrt. IAEA 1995). Väestön elinolosuhteita kaukana tulevaisuudessa ja mahdollisia altistustapoja säteilyannoksille ei voida luonnollisesti tarkkaan ennustaa. Tästä syystä

vaikutusten arviointiin liittyy huomattavia epävarmuuksia. Tätä asiaa on käsitelty turvallisuusanalyysissä skenaariotekniikalla. Vaihtoehtoisia geologisia, ilmastollisia ja elinympäristöoletuksia tarkastelemalla voidaan arvioida säteilyvaikutusten vaihtelevuutta.

Säteilyvaikutuksia voi aiheutua useista samanaikaisista altistustavoista. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen säteilyvaikutuksia arvioitaessa ei kaukana tulevaisuudessa elävän väestöryhmän elintottumuksia koskevia oletuksia voida määrittää pelkästään nykyisen tilastoaineiston pohjalta. Siksi on tarpeen määritellä yksi tai useampia hypoteettisia väestöryhmiä, jolle käytettävät oletukset valitaan pessimistisesti¹. Säteilylle eniten altistuvaa ryhmää kutsutaan turvallisuusanalyysissä kriittiseksi ryhmäksi.

Säteilyaltistuksen lähde vaikuttaa siihen, miten suuri joukko ihmisiä sille voi altistua. Altistuvan ryhmän koon kasvaessa säteilyaltistus yleensä pienenee, kuva 2.1. Tämä johtuu yhtäältä siitä, että harvinaisten säteilylle altistavien yksilöllisten elintottomusten merkitys vähenee suuressa ryhmässä. Toisaalta suuret ryhmät eivät yksinkertaisesti voi samanaikaisesti altistua yhdellä suppealla alueella esiintyville kohonneille aktiivisuuksille. Esimerkiksi yksittäisen, lähellä pohjaveden purkautumiskohtaa olevan talokohtaisen kaivon vettä voi käyttää vain yksi perhekuunta ja laajemman kyläyhteisön on käytettävä runsasantoisemman kaivon vettä tai järvivettä talousvedekseen.

¹ Useiden harvinaisten elintottomusten yhdistämistä tiettyyn ryhmään pyritään kuitenkin välttämään. Esimerkiksi ryhmän yksilöiden ei oleteta kuluttavan elintarvikkeita kaikkiaan yli tyypillisen ravinnon tarpeen.



Kuva 2.1 Väestöryhmän koon ja ryhmän keskimääräisen altistuksen periaatteellinen riippuvuus.

Asiaan liittyy pulmallinen arvostuskysymys. Kuinka suuri paino tulee asettaa muutamista yksilöistä koostuvien erityisryhmien pessimistisesti arvioidulle säteilyaltistukselle verrattuna suurempien väestöryhmien vähäisempään altistukseen?

Koko väestön säteilyannoksen arviointi sisältää lisäepävarmuuksia, koska tulevia väestön määriä ja elintottumuksia on vaikea ennakoida. Siksi turvallisuusanalyysissä onkin viime aikoina keskitytty yksilöannosten arviointiin kriittiselle ryhmälle. Tällöin on kuitenkin muistettava, että lasketut altistusarviot koskevat vain suppeaa paikallista ryhmää eivätkä ole yleistettävissä laajempia alueita koskeviksi.

Turvallisuusanalyysissä on lisäksi tarkasteltava hyvin epätodennäköisiä tilanteita, joissa suppean erityisryhmän oletetaan tahallisesti tai tahattomasti tun-

keutuvan itse loppusijoitustiloihin syvälle kallioperään. Esimerkkeinä tällaisista altistusmahdollisuuksista ovat jätekapseliin osuva kallionäytekairaus tai loppusijoitusyvyydelle asti ulottuva erityisen syvä poravesikaivo².

Säteilyannosten arviointiin liittyy tarkastelujakson pidentyessä jatkuvasti lisääntyviä epävarmuuksia. Sen vuoksi ei ole mielekäästä pyrkiäkään arvioimaan säteilyaltistusta kovin pitkälle tulevaisuuteen.

Loppusijoituksen turvallisuustason riittävydestä voidaan valtioneuvoston yleismääräyksen (VnP 478/1999) sekä valmisteilla olevien STUKin turvalli-

² Olkiluodossa tällaisen syvän poravesikaivon vesi ei kuitenkaan esimerkiksi luontaisen suolaisuutensa takia ole kovin laadukasta juomavetenä.

suosohjeiden (esim. YVL 8.4) mukaisesti varmistua vertaamalla laskettuja radionuklidien virtoja (Bq/a) suoraan päästönopeudelle asetettuihin raja-arvoihin. Päästörajojen asettamisessa otetaan huomioon annoskriteerien lisäksi luonnollisten radionuklidien virtoja biosfääriin.

2.2 Eri säteilyaltistustapoihin suhtaudutaan eri tavalla

Ydinvoiman käytöstä aiheutuviin säteilyannoksiin suhtaudutaan yhteiskunnassa usein huomattavasti varauksellisemmin kuin muihin säteilyaltistusta aiheuttaviin toimintoihin tai olosuhteisiin. Tämän seurauksena ydinvoimalle on asetettu varsin tiukat annosrajat. Mutta vaikka ydinvoimasta aiheutuvat säteilyannokset puristettaisiin nolnaan, ei tämä juurikaan alentaisi normaalia säteilytaustaa. Tämä johtuu siitä, että suurin osa säteilyannoksesta tulee aivan muista lähteistä.

Eräissä teollisissa toiminnoissa, esim. metallien ja mineraalien louhinnassa ja rikastamisessa, voivat toiminnan lopputuotteet (esim. lannoitteet) tai toiminnasta syntyvät kiinteät jätteet sisältää huomattavia määriä luonnollisia radioaktiivisia aineita (NORM³). Myös fossiiliset polttoaineet⁴ ja turve sisältävät vaihtelevia määriä luonnollisia radioaktiivisia aineita, joten niiden käyttöön perustuvasta energiantuotannosta aiheutuu polttoainekierron eri

vaiheissa tiettyjä säteilyhaittoja käyttöhenkilöstölle ja väestölle. Lisäksi radioaktiivisia aineita jää energiantuotannon aiheuttamiin jätteisiin, kuten pohjatuuhkaan.

Kansainvälisten järjestöjen piirissä pohditaan NORM-aineille asetettavia pitoisuusrajoja. Suurten ainemäärien ja käsittelykustannusten takia jouduttaisiin kuitenkin käytännössä erittäin suuriin vaikeuksiin, mikäli NORM-aineille ryhdyttäisiin soveltamaan yhtä tiukkoja rajoja kuin nykyisin sovelletaan ydinvoimantuotannon ja radioaktiivisia aineita käyttävän tutkimustoiminnan jätteille. NORM-aineita ihmisen elinympäristössä on tarkasteltu esimerkiksi viitteessä Menon & Pescatore (1998). Hedvall (1997) on erikseen selvittänyt luonnon radionuklidipitoisuuksia esimerkiksi turpeessa ja puussa.

Taulukossa 2.1 esitetään Yhdistyneiden kansakuntien alaisen säteilyn vaikutuksia selvittävän tieteellisen komitean (UNSCEAR) vertailu eri lähteistä aiheutuvista koko maailman väestön säteilyaltistusmääristä. Koska pitkäikäisimmät radioaktiiviset aineet säilyvät biosfäärissä varsin kauan ja aiheuttavat siten väestölle säteilyaltistusta pitkäaikaisesti, on tapana laskea yhteen koko tarkastelujakson kuluessa kertyvät säteilyannokset, jolloin saadaan ns. väestöannos.

Taulukossa on kullekin tarkastellulle toiminnolle otettu huomioon 50 vuoden jatkuvasta toiminnasta aiheutuva vaikutus. Mikäli toiminnan kesto on alle 50 vuotta, taulukossa on ilmoitettu toiminnasta kokonaisuudessaan aiheutuva annosvaikutus. Ydinpolttoainekierrossa ympäristöön vapautuvien pitkäikäisten radioaktiivisten aineiden aiheuttamaa säteilyaltistusta arvioitaessa on laskettu

³ Näille tuotteille käytetään ammattikirjallisuudessa käsitettä NORM (naturally occurring radioactive material).

⁴ Öljy ja maakaasu eivät juurikaan sisällä radionuklideja, mutta niiden pumppauksen yhteydessä syntyy radioaktiivisia lietteitä.

yhteen 10 000 vuoden kuluessa kertyvät vaikutukset⁵.

Vuonna 2000 ilmestyneessä selvityksessä UNSCEAR (2000) on täsmennetty uusimpien tutkimusten perusteella taulukossa 2.1 esitettyä luonnollista ja keinotekoisista säteilyaltistusta. Arvio luonnon taustasäteilyn aiheuttamasta keskimääräisestä yksilöaltistuksesta koko maailmassa on edelleen 2,4 mSv vuodessa. Ydinvoiman tuotannosta (kaikki polttoainekierron vaiheet yhteen laskien) aiheutuva keskimääräinen yksilöaltistus on 0,0002 mSv (0,2 µSv) vuodessa.

Arviot ydinvoiman tuotannon aiheuttamasta kollektiivisesta säteilyaltistuksesta ovat alentuneet merkittävästi. Arvio paikallisesta ja alueellisesta kollektiivisesta annoksesta on alentunut noin kolmannekseen aiemmasta. Maailman laajuisesti pitkällä aikavälillä (10 000 vuotta) aiheutuvan kollektiivisen annoksen arvio on alentunut noin neljännekseen. Selvästi eniten (tekijällä 20) on pienentynyt arvio malmin louhinnan ja rikastusjätteiden pitkällä aikavälillä aiheuttamasta väestöannoksesta.

Taulukko 2.1 ja uudemmat selvitykset osoittavat, että ehdottomasti merkittävin koko maapallon väestön säteilyaltistuksen aiheuttaja on luonnollisista lähteistä yhteensä aiheutuva altistus. Ydinvoiman käytöstä koko polttoainekierto ja tapahtuneet onnettomuudet mukaanlukien aiheutuu varsin vähäinen osuus koko säteilyaltistuksesta. Uusimman selvityksen (UNSCAER 2000)

⁵ Taulukkoa laskettaessa on siis suoritettu kaksoisintegrointi sekä päästön keston (50 vuotta) että altistuksen keston (50 tai 10 000 vuotta) yli.

mukaan ydinvoiman säteilyvaikutus on noin kymmenestuhannesosa luonnon taustasäteilystä.

Tämä on tärkeä peruste tarkasteltaessa turvallisuusanalyysissa yksityiskohtaisemmin säteilylle eniten altistuvaa suppeaa erityisryhmää (kriittinen ryhmä), sillä laajempien väestöryhmien ydinjätehuollosta saamat säteilyannokset jäävät hyvin pieniksi luonnon säteilytaustaan verrattuna.

Yhtenäisten turvallisuusnormien puuttuminen NORM-aineille, tavanomaisen teollisuuden radioaktiivisille päästöille sekä ydinenergiatuotannosta syntyville radioaktiivisille jätteille voi johtaa tilanteeseen, jossa yhteiskunnassa säteilyhaittojen estämiseen tai lieventämiseen käytettävissä olevia voimavaroja ei voida suunnata optimaalisella tavalla kohteisiin⁶, joissa aiheutuvat haitat ovat suurimpia. Käytännössä tämä ilmenee nykyisin siten, että huomattava osa voimavaroista suunnataan vain ydinenergiasta syntyvien radioaktiivisten jätteiden haittojen minimoimiseen.

⁶ On muistettava, että radioaktiiviset jätteet eivät välttämättä ole elinympäristöömme pahiten uhkaava tekijä. Kemiallisia myrkyjä pääsee ympäristöömme paljon enemmän. Näidenkin haittojen torjuminen vaatii voimavaroja.

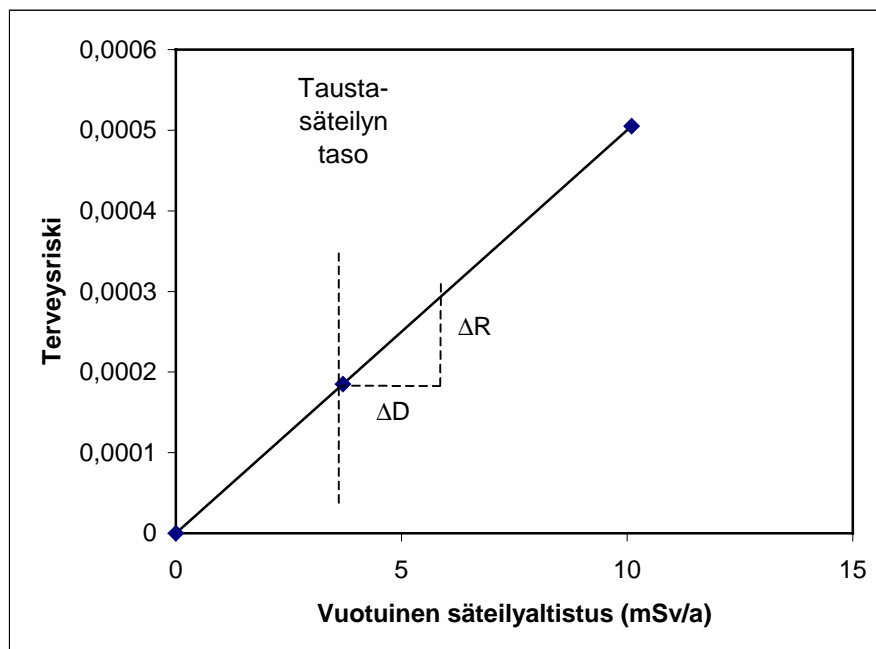
Taulukko 2.1 Maailman väestölle aiheutuva kollektiivinen säteilyaltistus (väestöannos) eri toiminnoista 50 vuoden jatkuvan toimintajakson päästöistä yhteensä tai yksittäisistä tapahtumista ajanjaksolla 1945–1992. Pitkäikäisten radioaktiivisten aineiden päästöjen (koko toimintavaiheen kuluessa tai 50 vuoden aikana) aiheuttamaa väestöannosta arvioitaessa on laskettu yhteen 10 000 vuoden kuluessa kertyvät vaikutukset (UNSCEAR 1993).

Lähde	Altistusarvion perusta	Kollektiivinen säteilyannos (manSv)
A. Väestön altistus		
Luonnollinen (tausta)säteily	Nykyinen altistustaso 50 vuoden ajan	650 000 000
Lääketieteellinen säteilyn käyttö	Nykyinen altistustaso 50 vuoden ajan	
Diagnostinen käyttö		90 000 000
Säteilyhoito		75 000 000
Ydinpommikokeet ilmakehässä	Koko toiminnan aiheuttama	30 000 000
Ydinvoiman tuotanto (normaalikäyttö; koko polttoainekierto)	Koko tähänastisesta toiminnasta Nykyinen päästötaso 50 vuoden ajan	400 000 2 000 000
Vakavat reaktorionnettomuudet	Tähän mennessä tapahtuneista (Tšernobylin osuus hallitseva)	600 000
B. Ammatillinen altistus		
	Nykyinen altistustaso 50 vuoden ajan (koskee kaikkia alakohtia)	
Lääketieteellinen		50 000
Ydinlaitokset (koko polttoainekierto)		120 000
Teollisuus		30 000
Sotilaallinen		10 000
Muut kuin uraani-kaivokset		400 000
Yhteensä (ammatillinen)		600 000
C. Muusta energiantuotannosta aiheutuvia altistuksia (väestö & ammatillinen)		
	Nykyinen päästö- tai altistustaso 50 vuoden ajan (koskee kaikkia alakohtia)	
Kivihiilen louhinta, väestö		25–500
Kivihiilen louhinta, ammatillinen		100 000
Kivihiilen poltto voimalaitoksella		400 000
Kivihiilen käyttö yksityistalouksissa		100 000– 2 000 000
Öljyn poltto voimalaitoksella		5 000
Maakaasun poltto voimalaitoksella		150
Voimalaitostuhkan käyttö rakennusmateriaalina		2 500 000

2.2.1 Säteilysuojelun lineaarinen riskimalli

Ydinenergian käytössä sovellettavat säteilyturvallisuusperiaatteet perustuvat osin samoihin lähtökohtiin kuin monissa muissa toiminnoissa. Suuret säteilyannokset voivat aiheuttaa välittömästi ilmeneviä terveyshaittoja. Näihin liittyvät toimenpiderajat vastaavat monille kemiallisesti myrkyllisille aineille, kuten rikkidioksidille, asetettuja normeja.

Periaatteellisia eroavuuksia esiintyy kuitenkin hyvin pieniin säteilyannoksiin liittyvissä turvallisuusmääräyksissä. Säteilyturvallisuusvaatimuksia asetettaessa sovelletaan periaatetta, jonka mukaisesti ei ole raja-arvoa (kynnystä), jonka alapuolella haittavaikutuksia ei lainkaan ilmeneisi (vrt. Salomaa 2000). Myöhäisten haittavaikutusten ilmene-
misen todennäköisyyden oletetaan olevan suoraan verrannollinen säteilyannokseen myös hyvin pienillä annostasoilla, kuva 2.2.



Kuva 2.2 Terveysriskin ja vuotuisen säteilyaltistuksen suoraviivainen riippuvuus pienillä säteilyaltistuksilla, riippuvuussuora jatkuu samassa kulmassa suurempien annosten alueelta hyvin pienten annosten alueelle.

Tämän lähestymistavan aiheuttamista ongelmista sekä tieteellisestä näytöstä suuntaan tai toiseen käydään jatkuvasti keskustelua. Kansainväliset asiantuntijajärjestöt (UNSCEAR, ICRP) kannattavat edelleen nykyisen käytännön säilyttämistä ja korostavat, että ydinenergian käytöstä aiheutuvat lisäsäteilyannokset (ΔD kuvassa 2.2) summau-

tuvat luonnollisesta taustasäteilystä aiheutuvaan altistukseen. Tällöin terveyshaittoja tulee arvioida tämän kokonaisannoksen tasolla vallitsevan annos-vaikutusriippuvuuden perusteella käyttäen samaa suoraviivaista riippuvuutta koko annosalueella. Terveysriskin lisäys annoslisäyksestä ΔD on tällöin kuvan 2.2 mukaisesti ΔR .

Lisäksi järjestöt katsovat, että ei ole riittävää näyttöä vaarattoman kynnyksirajan olemassaololle⁷.

Viitteissä Paile (2000) ja Salo (2000) on tarkasteltu ICRP:n piirissä parhaillaan käytävää keskustelua säteilysuojelun periaatteista. ICRP suhtautuu esimerkiksi kriittisesti väestön säteilyannoksen kumulatiiviseen laskemiseen pitkälle tulevaisuuteen. Becker (2001) esittää katsauksen alhaisen säteilyannoksen ja ydinenergian hyväksyttävyyden suhteesta käydystä keskustelusta.

Tieteellisissä julkaisuissa on esitetty useita tilastoja, joissa huomattavilla taustasäteilytason vaihteluilla ei ole havaittu olevan yhteyttä syöpien esiintymiseen. Myös kansainväliset järjestöt – puoltaessaan pessimistiseksi arvioidun lineaarisen riskimallin soveltamista vaihtoehtoisten ratkaisujen vertailuun – tunnustavat, että absoluuttisten terveyshaittojen määrän arviointiin liittyy huomattavasti epävarmuuksia.

Näin on erityisesti tapauksissa, joissa arvioinnin pohjana oleva väestöannos koostuu hyvin pienistä säteilyannoksista, jotka ovat paikallisesti jakautuneet laajalle alueelle ja kattavat pitkän ajanjakson. Tällainen tilanne tulee kyseeseen arvioitaessa käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen aiheuttamaa laajemman alueen⁸ säteilyaltistusta pitkällä aikavälillä.

Liitteeseen A on koottu esimerkkejä Suomessa noudatettavista säteilyannosrajoista ja erilaisten säteilyannosten vaikutuksista ihmiseen. Liitteessä B on selitetty joitain annoslaskennan keskeisimpiä termejä ja perusteita.

⁷ Eräiden tutkimusten mukaan on mahdollista, että hyvin pienten annosten terveysriski on lineaarista riippuvuutta suurempi eli supra-lineaarinen (Salomaa 2000). Käytännössä hyvin pienten annosten terveysriski summautuu luonnontaustan aiheuttaman terveysriskin päälle.

⁸ Loppusijoituksen ensisijainen vaikutus on paikallinen, mutta turvallisuusanalyysissä voidaan periaatteessa tarkastella myös esim. koko Itämeren aluetta.

3. Elinympäristömme on radioaktiivinen luonnostaan

Maapallo on luonnostaan lievästi radioaktiivinen asuinpaikka. Säteilystä ei voi välttyä, koska radionuklideja on kaikkialla: maassa, vedessä ja ilmassa; lisäksi avaruudesta tulee jatkuvasti säteilyä. Ihminen kirjaimellisesti syö, juo ja hengittää radionuklideja kaiken aikaa. Myös asuntojen sisältämät materiaalit ja huoneilma sisältävät radionuklideja ja aiheuttavat siten ionisoivaa säteilyä.

Luonnollisten säteilylähteiden lisäksi ihminen altistuu keinotekoiselle säteilylle. Radionuklidien lääketieteellinen käyttö on tärkein yksittäinen altistustie keinotekoiselle säteilylle.

Ihmisen oma kehokin sisältää kaikkialla ympäristössämme esiintyviä luonnollisia radionuklideja ja aiheuttaa siis ionisoivaa säteilyä. Erityisesti luustoon kertyvä radioaktiivinen kaliumisotooppi aiheuttaa oman väistämättömän säteilyannoksensa.

Tässä luvussa käsitellään lyhyesti suomalaisen ihmisen normaalisti saamaa säteilytaustaa eli säteilyannosta, jonka hänen on keskimäärin arvioitu saavan eri lähteistä vuosittain. Lisäksi kuvataan luonnossa tapahtuvaa radionuklidien geokemiallista kiertoa, joka viime kädessä saa aikaan näiden aineiden

kulkeutumista ihmisen elinpiiriin kalliosta maaperästä. Lopuksi pohditaan ihmisen ja maapallon muun eliöstön sopeutumista säteilytaustaan.

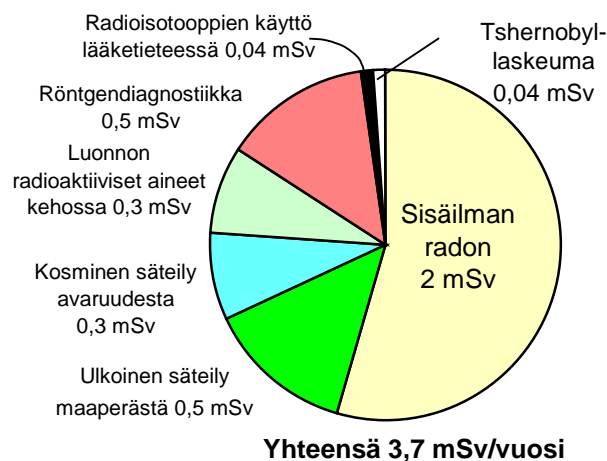
3.1 Luonnollinen säteilytausta Suomessa

Edellä on luvussa 2 tarkasteltu eri lähteistä aiheutuvaa säteilyaltistusta koko maapallon mittakaavassa. Tässä luvussa kuvausta tarkennetaan Suomen osalta.

3.1.1 Keskimääräinen säteilytausta Suomessa

Suomessa asuvan ihmisen keskimääräinen vuotuinen radioaktiivinen säteilyannos on noin 3,7 mSv (STUK 1998, ATS 1988), kuva 3.1.

Keinotekoiset säteilylähteet vastaavat noin 16 % suomalaisen säteilytaustasta. *Röntgendiagnostiikka* on tärkein keinotekoisien säteilyn lähde keskimäärin: se yksin antaa 0,5 mSv:n annoksen. *Radioisotooppien käyttö lääketieteessä* tarkoittaa esimerkiksi sädehoitoa syövän parantamiseksi. Vaikka yksittäiselle potilaalle tuleekin sädehoidossa usein merkittäviä annoksia, ei sädehoito koko väestötasolla edusta kuin keskimäärin 0,04 mSv:n annosta.



Kuva 3.1 Keskimääräinen vuotuinen säteilyannos Suomessa säteilylähteen mukaan jaoteltuna (STUK 1998).

Ydinenergian tuotannon aiheuttamista säteilyvaikutuksista kuvan mittakaavassa näkyy vain Tšernobylin onnettomuuden vaikutus 0,04 mSv. Normaalin ydinenergian tuotannon aiheuttama säteilyannos on Tšernobylin vaikutuksesta vain murto-osa: 0,001 mSv ympäristön asukkaille ja muille suomalaisille merkittävästi pienempi (Voutilainen 1998a, Ikäheimonen ym. 1995). Ilmakehässä tehtyjen ydinasekokeiden laskeumien aiheuttama säteilyvaikutus ei myöskään näy kuvan mittakaavassa.

Luonnolliset säteilylähteet vastaavat suurimmasta osasta (3,1 mSv; 84 %) suomalaisen keskimääräisestä vuotuisesta säteilyannoksesta. Luonnolliset säteilylähteet jaetaan seuraavassa sisäisiin ja ulkoisiin.

Luonnon radioaktiiviset aineet kehon sisällä aiheuttavat vuosittain noin 0,3 mSv:n annoksen. Se johtuu suurimmalta osaltaan kaliumin isotoopista K-40, jonka osuus annoksesta on noin 0,2 mSv. Radioaktiivinen kalium kertyy ihmisen luustoon muun, lähinnä ravinnosta saatavan kaliumin mukana. Ihminen on siis sisäinen säteilylähde itsel-

leen, mutta samalla vähäisessä määrin ulkoinen säteilylähde muille ihmisille.

Suomalaiset saavat vuosittain keskimäärin 0,1 mSv:n sisäisen säteilyannoksen juomaveden sisältämästä radonista. Vaihtelut maan eri osien välillä ovat huomattavia. Porakaivovedestä saa yleensä suuremman säteilyannoksen kuin vesilaitosvedestä (Voutilainen 1998b, Weltner 2000).

Avaruudesta tuleva gammasäteily⁹, eli *kosminen säteily* aiheuttaa vuosittain noin 0,3 mSv:n säteilyannoksen. Tämä on kosmisen säteilyn aiheuttama annos meren pinnalla, mutta ylöspäin noustessa sen määrä kasvaa, ja esimerkiksi vuoristossa 2 000 metrin korkeudessa asuvilla se on noin kaksinkertainen. Suomalainen saa kosmista säteilyä pie-

⁹ Gammasäteily on ionisoivan säteilyn lajeista läpitunkevin ja siksi se aiheuttaa lähinnä ulkoista säteilyannosta. Muut ionisoivan säteilyn lajit eli alfa- ja beetasäteilyt vaimenevat nopeasti lyhyelläkin matkalla. Ne aiheuttavatkin vain ihoannosta tai sisäistä säteilyannosta. Niistä saatava säteilyannos edellyttää nimittäin, että säteilyä kantava radionuklidi pääsee ensin ihon pinnalle tai kehon sisään.

nen ylimääräisen annoksen esimerkiksi lentokoneessa matkustaessaan. Lentohenkilökunnan on arvioitu saavan kosmisesta säteilystä korkeintaan 4 mSv:n vuotuisen työperäisen säteilyannoksen (Voutilainen 1998a).

Kosminen säteily lisää epäsuorasti myös kehon sisäistä altistusta synnyttämällä ilmakehässä radiohiiltä eli hiilen isotooppia C-14. Radiohiili siirtyy kehon sisään ravinnon mukana. Radiohiili syntyy kosmisen säteilyn törmätessä ilmakehän typpimolekyyliin. Aiemmin ilmakehässä tehtyjen ydinpommikokeiden seurauksena syntyi myös merkittävä määrä radiohiiltä. Radiohiilen säteilyvaikutus oli mukana edellä esitetyssä sisäisen säteilyaltistuksen arvioissa.

Ulkoinen säteily maaperästä (0,5 mSv) kattaa sekä suoran gamma säteilyn maa- ja kallioperästä että rakennusmateriaaleista sisätiloissa saatavan gamma säteilyn. Rakennusmateriaaleista saatava säteily on merkittävämpi jo senkin takia, että ihminen oleskelee suurimman osan ajastaan sisätiloissa. Kivi- ja mineraalipohjaiset rakennusmateriaalit aiheuttavat suurimman osan rakennusten sisällä saatavasta säteilystä, koska kivi- ja raaka-aineen sisältämät radionuklidit siirtyvät myös niistä valmistettaviin tuotteisiin. Tämän säteilyn perimmäisenä lähteenä ovat maa- ja kallioperän luonnostaan sisältämät pitkäikäisten radioaktiivisten hajoamisketjujen nuklidit. Tonnissa graniittia on keskimäärin 3 g urania ja 10 g toriumia. Maaperän pitoisuudet ovat olennaisesti samat, koska maaperä on muodostunut merkittävältä osin kallioperän rapautumisen seurauksena.

Luonnollisen säteilyn suurimmasta yksittäisestä osasta vastaa huoneistojen *sisäilman radon* (2 mSv). Radon on

pitkäikäisen radioaktiivisen hajoamisketjun välinuklidi, joka vapautuu sopivissa maasto-oloissa maan pinnalle. Jos radon jää ulkoilmaan, se laimenee nopeasti merkityksettömiin pitoisuuksiin, mutta mikäli se joutuu rakennuksen sisälle, se voi saada aikaan merkittäviä pitoisuuksia huoneilmaan. Radon on jalokaasu ja siksi sinänsä suhteellisen vaaraton, mutta sen radioaktiivisista hajoamistuotteista osa kiinnittyy keuhkoihin ja säteilyttää keuhkudosta.

Radon on keskimäärin laskien suomalaisen merkittävin yksittäinen säteilylähde. Suomessa onkin panostettu ongelman tutkimiseen ja vaikutusten vähentämiseen rakennusteknisin keinoin, ks. esim. Arvela (1995). Mitatut radonpitoisuudet huoneilmassa vaihtelevat voimakkaasti maan eri osissa ja myös eri rakennustyypeissä, joten suomalaisten tosiasiallisissa yksilöannoksissa on myös huomattavaa vaihtelua.

3.1.2 Paikallisia säteilytaustoja Suomessa

Edellä kuvattujen koko maata edustavien keskimääräisten säteilytaustojen lisäksi Suomessa on tarkasteltu joitain paikkakuntia yksityiskohtaisesti. Posiva on esimerkiksi teettänyt tarkemman kartoituksen taustasäteilystä neljälle käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituspaikkaehdokkaalle osana loppusijoituslaitoksen ympäristövaikutusten arviota (YVA). Eurajoella, Kuhmossa, Loviisassa ja Äänekoskella on selvitetty huoneilman, ulkoilman, sadeveden, pinta-, pohja- ja talousveden sekä maa- ja kallioperän luonnollisia radioaktiivisuuksia (Voutilainen 1998a).

Selvityksen mukaan huoneilman ja juomaveden radonpitoisuuksien vaihtelut aiheuttivat suurimmat erot eri paikkakuntien välillä. Radonerot myös selit-

tivät eroja henkilökohtaisissa säteilyannoksissa. Taulukkoon 3.1 on koottu yhteenveto selvityksen tuloksista.

Taulukko 3.1 Pientalossa asuvan henkilön vuotuinen säteilytausta (viitteen Voutilainen 1998a pohjalta).

Talousveden lähde	Suomalaiset keskimäärin (mSv)	Eurajoki (mSv)	Kuhmo (mSv)	Loviisa (mSv)	Äänekoski (mSv)
Vesilaitos	3,5	3,3	2,6	8,3	4,2
Porakaivo	5,4	4,1	3,5	12	5,4

Taulukosta havaitaan, että porakaivosta hankitusta talousvedestä saadaan systemaattisesti suuremmat säteilyannokset kuin vesilaitosvedestä. Eri talousveden lähteiden aiheuttamia säteilyannoksia on tarkasteltu yksityiskohtaisemmin viitteessä Voutilainen (1998a). Muiden säteilylähteiden kuin sisäilman ja talousveden radonin aiheuttama säteilyannos oli kaikilla paikkakunnilla alle 1 mSv/a, tosin niissäkin esiintyi paikkakuntakohtaista vaihtelua.

Loppusijoituspaikan louhekasa uraanilähteenä

Louhittaessa maanalaisia sijoitustunneleita suunnitellaan syntyvä louhe läjitettäväksi maan päälle siksi, kunnes sitä käytetään tunnelien täyteaineena yhdessä bentoniitin kanssa tunnelien sulkemisvaiheessa. Loppusijoitustilojen arvioitu yhteistilavuus on noin 400 000 m³ (Riekkola ym. 2000). Tämän kasan massa on noin miljoona tonnia. Olettaen kallion uraanipitoisuudeksi kallioperän keskimääräinen arvo Suomessa 3 ppm (parts per million, 3 gU/tonni kiveä) saadaan

louhekasan sisältämäksi uraanimääräksi 3 200 kgU (aktiivisuus¹⁰ noin 8,3 GBq).

Loppusijoitettavaan uraaniin (noin 2 600 tU) verrattuna louhekasan sisältämä määrä on vähäinen, noin tuhannesosa, mutta kasan sisältämä uraani voi periaatteessa aiheuttaa paikallisen, kymmenien vuosien uraanipäästön pinta- ja pohjavesiin. Tätä pulssia pienentää tosin se, että loppusijoitustilat louhitaan ja täytetään vaiheittain, jolloin koko edellä mainittu louhekasa ei ole yhdellä kertaa maan päällä.

Louhe on suurimmaksi osaksi louhittu syvältä kallioperän pelkistävästä oloista ja siten on ilmeistä, että siinä tapahtuu maan pinnalla voimakasta hapettumista louheen altistuuessa ilman ja sadeveden hapelle. Tämän seurauksena on laboratoriahavaintojen perusteella odotettavissa voimakasta uraanin vapautumista hapettuvista osista. Tosin vapautuva uraani voi periaatteessa kiinnittyä uudelleen kiveen kulkeutuessaan kasan alaosiin, mikäli hapettuminen tapahtuisi vain pintaosissa ja alemmat kerrokset säilyisivät pelkistävinä.

¹⁰ Yksi gramma U-238 isotooppia vastaa noin 1,24·10⁴ Bq:n aktiivisuutta (Miller ym. 1997).

3.2 Radionuklidien kierto maapallolla

3.2.1 Radionuklidit kallio- ja maaperässä

Maapallon omista säteilylähteistä ihmiselle aiheutuva säteilyaltistus voidaan johtaa maa- ja kallioperän sisältämistä radionuklideista. Näistä tärkeimmät ovat pitkäikäiset radioaktiiviset hajoamisketjut sekä pitkäikäinen radioaktiivinen kaliumin isotooppi K-40.

Luonnossa on kolme pitkäikäistä radioaktiivista hajoamisketjua, jotka suurimmalta osaltaan vastaavat maapallon geologisesta radioaktiivisuudesta, kuva 3.2. Ketjujen pitkäikäisinä emänuklideina ovat Th-232, U-238 ja U-235. Näiden emänuklidien pitkien puoliintumisaikojen vertailukohdaksi voidaan esittää maapallon tähänastinen ikä $4,5 \cdot 10^9$ vuotta.

U-238-ketjuun kuuluu myös radonin isotooppi Rn-222, joka koko maapallollakin vastaa suurimmasta osasta keskimääräisestä säteilyannoksesta (ks. esim. STUK 1998, Arvela 1995). Koska Rn-222:n radioaktiivinen puoliintumisaika on vain 3,8 päivää, radonin merkittävä osuus säteilytaustassa tarkoittaa sitä, että sen pitkäikäisempien emänuklidien (viimekädessä Ra-226) on ensin kulkeuduttava lähelle maanpintaa, jossa ketjuhajoamisen kautta syntynyt radon pystyy sitten kulkeutumaan ihmisen elinympäristöön.

Radioaktiivinen kaliumisotooppi K-40 (radioaktiivinen puoliintumisaika $1,3 \cdot 10^9$ a) on kiinnostava kahdesta syystä. Ensinnäkin sen vuoksi, että sitä on runsaasti kallio- ja maaperässä ja toiseksi siksi, että se rikastuu muun kaliumin mukana ihmisen luustoon ja aiheuttaa näin sisäistä altistusta. Luonnollisesti kaikki muutkin veteen liuenneet radionuklidit kulkeutuvat vettä käyttäviin kasveihin ja sitä kautta esimerkiksi ihmisen ravintoon.

Ketju 4n	Ketju 4n+2	Ketju 4n+3
Th-232 1,4·10 ¹⁰ a	U-238 4,5·10 ⁹ a	U-235 7,1·10 ⁸ a
↓	↓	↓
Ra-228 5,7 a	U-234 2,5·10 ⁵ a	Pa-231 3,3·10 ⁴ a
↓	↓	↓
Th-228 1,9 a	Th-230 7,6·10 ⁴ a	Ac-227 22,2 a
↓	↓	
Ra-224 3,7 d	Ra-226 1,6·10 ³ a	
↓	↓	
Rn-220 56,0 s	Rn-222 3,8 d	

Kuva 3.2 Luonnon pitkäikäiset radioaktiiviset hajoamisketjut 4n, 4n+2 ja 4n+3 yksinkertaistettuna. Radionuklidin puoliintumisaika on ilmoitettu isotoopin alla ('a' = vuosia, 'd' = vuorokausia, 'h' = tunteja, 'min' = minuutteja, 's' = sekunteja). Kantanuklidien massaosuudet luonnonuraanissa ovat: U-238 99,28 % ja U-235 0,71 %. Tarkemmat kuvaukset hajoamisketjuista on esitetty esim. viitteessä Rasilainen & Vuori (1999).

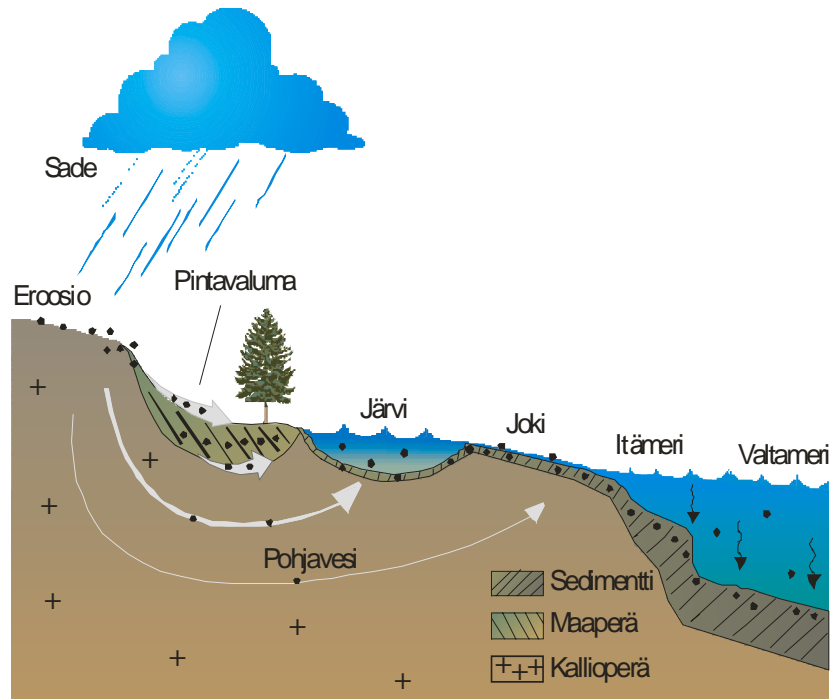
3.2.2 Radionuklidien geokemiallinen kierto

Luonnon radionuklidit muodostavat geokemialliseksi kierroksi kutsutun koko maapallon laajuisen järjestelmän, jossa ne siirtyvät maankuoren lähistöllä olevista erilaisista lähteistä läheisiin nieluihin, jotka myöhemmin voivat toimia lähteinä (esim. Fyfe 1979). Maanpäällisen kallioperän hidas rapautuminen ja eroosio¹¹ aiheuttavat radionuklidien ensisijaisen vapautumisen. Vesi toimii geokemiallisessa kierrossa useimmiten radionuklidien kantajana (kuva 3.3).

¹¹ Kallion mekaaninen eroosio on lähinnä pakkaseroosiota, joka aiheutuu veden jääytymisestä kallion pinnan pieniin halkeamiin. Kemiallinen rapautuminen johtuu kalliomatriisin mineraalien kemiallisista reaktioista sadeveden kanssa. Sadevesi on usein lievästi hapanta ja voimakkaasti hapettavaa.

On myös periaatteessa mahdollista, että maaperän sisältämät radionuklidit leviävät hiukkasten sisällä tuulen mukana pölynä vesistöihin ja lopulta meriin (ks. esim. Osmond & Cowart 1976 ja Ivanovich & Harmon 1992). Tämä tosin ei ole Suomen ilmasto-oloissa merkittävä leviämistapa.

Rapautumisen ja eroosion jälkeen radionuklidit voivat kulkeutua pinta- ja pohjaveden mukana omien kulkeutumisominaisuuksiensa määräämässä tahdissa pintavesistöihin ja lopulta meriin. Merivedestä radionuklidit vajoavat syviin pohjasedimentteihin, joista hitaiden geologisten prosessien kautta muodostuu sedimenttikivilajeja. Nämä sedimenttikivilajit voivat geologisten prosessien, esim. vuorijonojen muodostumisen kautta päätyä maanpinnalle ja sitä kautta eroosiolle alttiiksi.



Kuva 3.3 Radionuklidien vapautuminen maailmanlaajuiseen geokemialliseen kiertoon. Ensisijaisina lähteinä toimivat kallioperän pintaosien eroosio ja rapautuminen. Radionuklideja vapautuu pohjaveteen myös maaperän eroosion kautta. Suurin osa kierrosta tapahtuu lähellä maanpintaa, koska kantajana toimivan veden virtaama pienenee nopeasti syvyyden mukana (kuvassa nuolen paksuudella kuvataan veden virtaaman määrää).

Radionuklidit voivat myös jäädä toistaiseksi loukkuun maaperän hiukkasten sisään, koska maaperä muodostuu kallioperän rapautumisesta. Maaperän hiukkasten sisältämät radionuklidit voivat vapautua myöhemmin maaperän itsensä rapautuessa vähitellen.

Suomen pohjoisen sijainnin vuoksi maamme koko maaperä ja biosfääri on käytännössä syntynyt viimeisen jääkauden jälkeen noin 10 000 vuoden kuluessa. Samoin biosfäärissä olevat radionuklidit ovat kertyneet sinne jääkauden jälkeisenä aikana. Siksi vuotuinen radionuklidivirta biosfääriin voidaan arvioida, jos tunnetaan radionuklidien määrät biosfäärin eri osissa. Suomen oloissa erityisesti turvesuot voivat toimia merkittävinä radionuklidien nieluina, mikäli niihin purkautuu radio-

nuklidipitoisia vesiä, ks. esim. Helariutta ym. (2000), Blomqvist ym. (2000).

Suurin osa radionuklidien aktiivisesta geokemiallisesta kierrosta on jo vapautuneiden massojen hidasta kulkeutusta, mutta systeemiin tulee uuttakin ainesta, lähinnä kallioperän eroosion ja rapautumisen kautta. Voidaan karkeasti arvioida¹², että koko Suomen mitta-

¹² Suomen pinta-alasta on kalliomaata ja louhikkoa noin 14 % eli 42 100 km² (Kartta-keskus 1992). Kallion vuotuinen eroosio- ja rapautumisnopeus on noin 5 µm/a (Blomqvist ym. 2000). Tästä saadaan vuotuinen eroosio- ja rapautumistilavuus 2,1·10⁵ m³. Kallion tiheys on noin 2 700 kg/m³, joten vuosittain eroosion ja rapautumisen kautta vapautuva massa on 5,7·10⁸ kg. Keskimääräinen uraanin pitoisuus

kaavassa vapautuu vuosittain noin 1 700 kg uraania biosfääriin. Tämä uraani on valtaosaltaan pitkäikäistä isotooppia U-238, koska sen massaosuus luonnonuraanissa on noin 99,3 %.

3.3 Ihmisen sopeutuminen luonnolliseen säteilytaustaan

Maapallo on ollut radioaktiivinen paikka syntymästään asti, joten kaikkien eliöiden on ollut pakko sopeutua luonnolliseen säteilytaustaan. Luonnonvalinta on ollut se mekanismi, jolla säteilyyn huonosti sopeutuva eliölaji on kuollut pois. Muiden nisäkkäiden tavoin myös ihmisen esi-isien on täytynyt sopeutua vallitsevaan säteilyyn.

Luonnollinen taustasäteily maapallolla on aikaisemmin ollut voimakkaampaa kuin nykyisin. Tämä johtuu siitä, että pitkäikäisten radioaktiivisten hajoamisketjujen emänuklideista U-235 on radioaktiiviselta puoliintumisajaltaan lyhyempi (noin kuudesosa) kuin maapallon ikä. U-238:n radioaktiivinen puoliintumisaika on samaa luokkaa kuin maapallon ikä. Siten alkuperäinen U-235 on puoliintunut noin kuusi kertaa ja U-238 kerran maapallon geologisen historian aikana. Näin ollen jäljellä olevat radionuklidien määrät ovat vastavasti U-235:lle 1/64 ja U-238:lle 1/2.

Kolmannen pitkäikäisen radioaktiivisen hajoamisketjun emänuklidin, Th-232:n määrä on sen sijaan pysynyt pidemmän radioaktiivisen puoliintumisaikansa takia lähes vakiona koko maapallon elin- iän (vrt. kuva 3.2).

Aiemmin vallinneen korkeamman maapallon taustasäteilyn vuoksi on ilmeistä, että eliöstö on itse asiassa kiivaimman evoluutionsa aikana sopeutunut jonkin verran korkeampaan taustasäteilyyn kuin nykyinen on (ks. esim. Karam & Leslie 1999). Säteily on myös osaltaan aiheuttanut muuntelua, joka yhdessä luonnonvalinnan ohella on biologisen evoluution liikkeelle paneva voima.

Maapallolla on joitain alueita, joissa maa- ja kallioperän luonnollisen radioaktiivisuuden takia on Suomea korkeampi luonnon säteilytausta. Siten näitä alueita tutkimalla voidaan saada tietoa korkeamman taustasäteilyn mahdollisista terveysvaikutuksista. Esimerkiksi Brasiliassa, Intiassa ja Kiinassa on alueita, joissa maanpinnassa oleva toriumpitoinen mineraali monatsiitti aiheuttaa lisääntynyttä ulkoista suoraa säteilyä. Näillä alueilla asuvissa ihmisissä on havaittu normaalia enemmän kromosomimuutoksia (mutaatioita), mutta sen sijaan syöpätapausten lisääntymistä ei ole havaittu (esim. BEIR 1990).

ICRP:llä on työryhmä, joka parhaillaan pohtii kriteereitä luonnon säteily-suojelulle. Toistaiseksi on voimassa näkemys, jonka mukaan luonto on riittävästi suojeltu silloin, kun ihminen on riittävästi suojeltu (ICRP 1991). Yhteiskunnan arvojen muutos on sittemmin nostanut luonnon eliöiden suojelun itseisarvoksi ihmisen suojelun rinnalle.

Suomen kallioperässä on noin 3 ppm (parts per million) eli $3 \cdot 10^{-6}$ gU/g kiveä, josta saadaan vuotuisiksi uraanivirraksi $1,7 \cdot 10^3$ kg.

4. Ydinjätehuollon eri vaiheille lasketut säteilyvaikutukset

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon säteilyvaikutusten arvioimisen tapa vaihtelee huollon vaiheen mukaan. Kuljetusten ja loppusijoituslaitoksen käytönaikaisen turvallisuuden arvioimiseksi lasketaan säteilyvaikutukset sekä työntekijöille (ammatillinen altistus) että lähiseudun asukkaille (väestöaltistus). Sen sijaan loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuutta arvioitaessa lasketaan säteilyvaikutukset vain väestön eniten altistuvalla ryhmällä (kriittinen ryhmä).

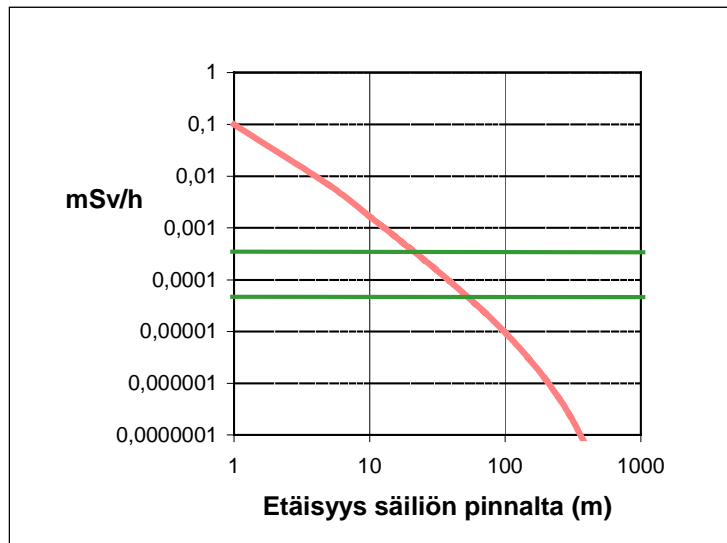
4.1 Kuljetukset

Kuljetusriskitarkastelut jaetaan turvallisuusanalyseissa kolmeen osaan. Normaalikuljetukset etenevät suunnitelmien mukaan ja säiliö pysyy ehjänä. Häiriötapauksessa normaalikuljetus häiriintyy, esimerkiksi keskeytyy odottamattomasta syystä, mutta säiliö pysyy tässäkin tapauksessa ehjänä. Onnettomuustapauksissa oletetaan onnettomuustilanne, tyypillisesti liikenneonnettomuus, jonka seurauksena säiliö vaurioituu niin, että sen tiiviys menetetään.

4.1.1 Normaalikuljetukset

Käytettyä ydinpolttoainetta kuljetetaan sylinterimäisessä säiliössä, jonka terässeinät suojaavat ympäristöä radionuklidien vapautumiselta ja suoralta säteilyltä. Kuljetusten turvallisuus perustuu IAEA:n turvallisuusmääräysten (IAEA 1990) mukaisesti kuljetussäiliön kestävyteen normaaleissa kuljetuksissa ja mahdollisissa liikenneonnettomuuksissa. Kuljetussäiliön noin 35 cm:n paksuinen seinämä vaimentaa suoran säteilyn noin sadastuhannesosaan polttoainesauvojen pinnalla olevasta säteilytasosta.

Kuvassa 4.1 on esitetty säiliön ympäristössään aiheuttama suoran säteilyn annosnopeus etäisyyden funktiona. Tarkastellussa tapauksessa on oletettu, että säteilyn annosnopeus yhden metrin etäisyydellä säiliön ulkopinnasta on suurin sallittu (0,1 mSv/h). Kuvasta nähdään, että noin 20–30 metrin etäisyydellä säiliöstä suoran säteilyn annosnopeus laskee ympäristön luonnollisen taustasäteilyn tasolle. Oleskeltaessa siis riittävän etäisyyden päässä kuljetussäiliöstä, väestölle aiheutuvat säteilyannokset ovat merkityksettömiä ja oleskelu on täysin turvallista.



Kuva 4.1 Suoran säteilyn annosnopeus käytetyn ydinpolttoaineen kuljetussäiliön ympäristössä etäisyyden funktiona. Kuvaan on merkitty vaakasuorilla viivoilla luonnon taustasäteilyn tason vaihtelu 0,00004–0,0003 mSv/h Suomessa. Esitetty luonnon taustasäteily edustaa kosmista säteilyä ja ulkoista säteilyä maaperästä kuvassa 3.1.

Käytettyä ydinpolttoainetta sisältävä kuljetussäiliö ohittaa reitin varrella asuvan väestön, joka voi esimerkiksi olla ulkosalla, toisissa ajoneuvoissa tai sisäl-

lä rakennuksissa. Realistinen altistus ihmiselle koostuu siis säiliön ohituksista sekä säiliön lähellä oleskelusta aiheutuvasta säteilyannoksesta (Taulukko 4.1).

Taulukko 4.1 Käytetyn polttoaineen kuljetuksesta väestön yksilölle normaalitapauksessa aiheutuvat säteilyannokset. Säiliön ohitusnopeudeksi on oletettu 35 km/h ja -etäisyydeksi 10 m (Suolanen ym. 1999).

Tapahtuma	Säteilyannos säiliön säteilystä (mSv)
Säiliön ohituksia 10 kpl	$2 \cdot 10^{-5}$ ($2 \cdot 10^{-6}$ mSv/ohitus)
5 tunnin oleskelu säiliön lähellä (10 m:n etäisyydellä)	0,008
Kokonaisannos ohituksista ja oleskelusta	0,008

Taulukossa tarkastellussa tapauksessa on oletettu, että säiliön ohitustilanteita on kymmenen ja että vastaavana ajanjaksona säiliön lähellä oleskellaan säiliön pysähdysvaiheiden yhteydessä enintään viisi tuntia. Nämä altistustilanteet vastaavat suuruusluokaltaan vuoden kuluessa aiheutuvaa enimmäisaltistusta Suomeen suunnitellulla kuljetustiheydellä (Suolanen ym. 1999).

Kuljetusten aiheuttama säteilyaltistus koskee tietenkin vain sitä väestönosaa, joka sijoittuu aivan reitin varrelle tai joka jostain syystä hakeutuisi seuraamaan kuljetusta.

Usein kuljetus jollakin valitulla reitillä toteutetaan eri kuljetusmuotojen (maantie, juna tai laiva) yhdistelmänä. Eri kuljetusmuodoista aiheutuvia säteily-

annoksia ja riskejä on hiljattain seikka-peräisesti selvitetty käytetyn poltto-aineen loppusijoituslaitoksen ympäristövaikutusten arvioinnin (YVA) yhteydessä tehdyssä tutkimuksessa (Suolanen ym. 1999).

Tutkimuksessa laskettiin muun muassa väestön ja kuljetushenkilöstön kollektiiviset säteilyannokset RADTRAN mallilla 40 valitulle reitille (kuva 4.2). Tarkastellut reittivaihtoehdot suuntautuivat Olkiluodon ja Loviisan ydinvoimalaitoksilta loppusijoituksen paikkaehdokkaille (Olkiluoto, Loviisa, Kivetty, Romuvaara). Kuljetusten tiheys määräytyi ydinvoimaloissa kertyvästä polttoainemäärästä ja loppusijoituslaitoksen kapasiteetista. Säiliötyypin ja kuljetusmuodon mukaan kuljetustiheys oli 5–16 kuljetusta/vuosi. Keskimäärin oletettiin vuosittain kuljetettavan 110 tU¹³.

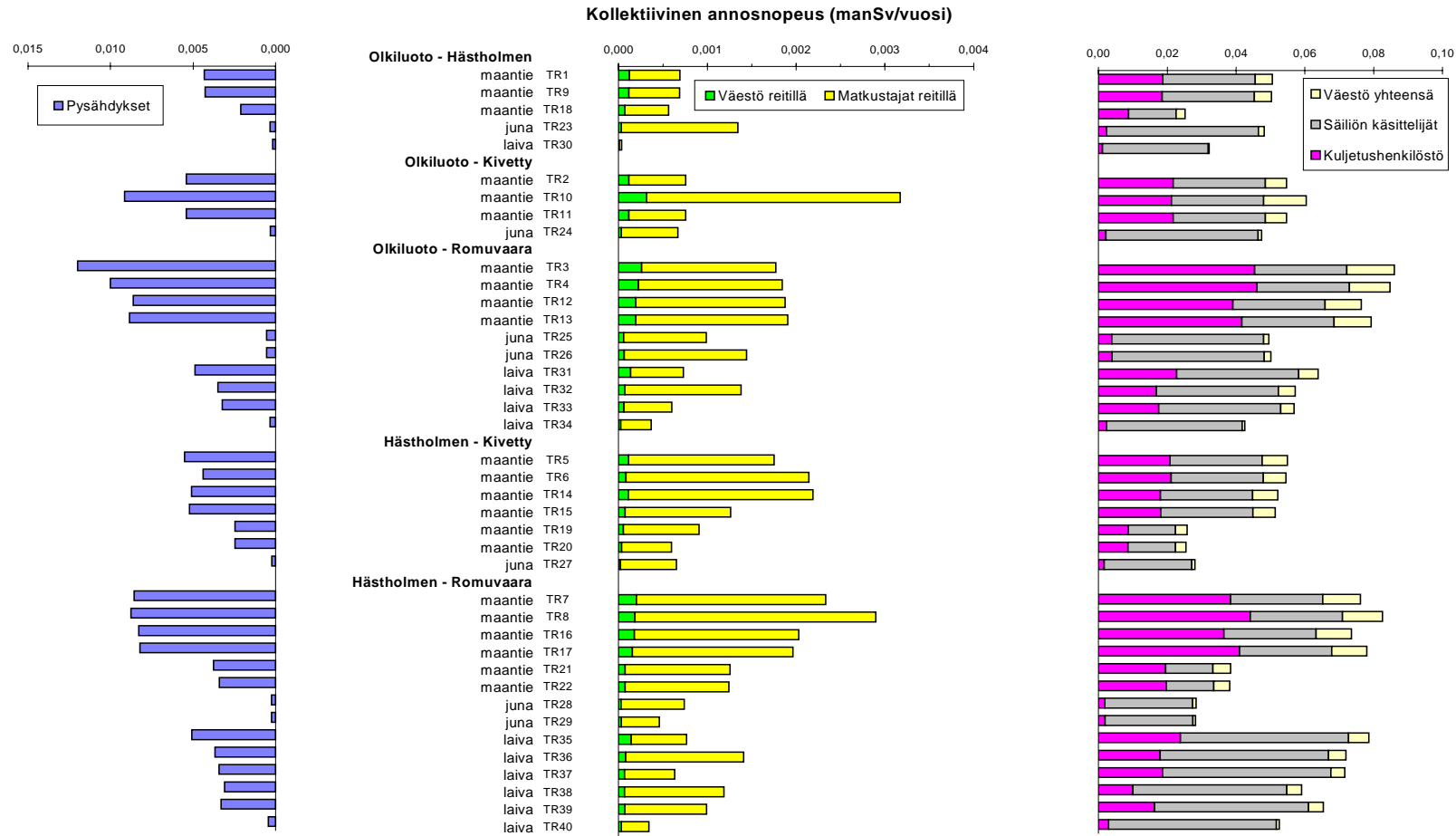
Normaalikuljetuksissa väestölle yhteensä aiheutuvat säteilyannokset jäävät reittivaihtoehdosta riippumatta (ks. kuva 4.2) terveysvaikutusten kannalta katsoen varsin turvalliselle¹⁴ tasolle: 0,0002–0,014 manSv vuotta kohden. Väestöannoksesta valtaosa on pysähdyksistä ja muille reitillä matkustaville aiheutuva annosta (noin 90 %). Matkustajia kauempana oleva muu väestö ei altistu säteilylle juuri lainkaan. Suurimmat reittikohtaiset annokset aiheutuvat yleensä pisimmillä reiteillä. Pienimmät väestöannokset aiheutuvat reiteillä, joilla pääkuljetusmuotona on laivakuljetus. Tutkimuksen tulosten perusteella normaalikuljetusten terveysriski on tarkastelluilla reiteillä ja kuljetusmäärillä

pienempi kuin yksi syöpäkuolema 1000 kuljetusvuotta kohti.

Kuljetushenkilöille ja kuljetussäiliöiden käsittelijöille aiheutuvat annokset ja terveysriskit ovat enimmillään noin seitsenkertaiset verrattuna väestön saamaan säteilyannokseen. Tämä aiheutuu suoraan siitä, että kuljetushenkilöt ja etenkin säiliöiden käsittelijät työskentelevät kuljetussäiliön välittömässä läheisyydessä verraten pitkän ajan. Säiliön käsittelystä aiheutuva annos on suurempi kuin miehistölle tarkastelluilla reittipituuksilla kuljetuksen aikana tullut annos. Erityisesti näin on laiva- ja junakuljetuksissa, joissa miehistö oleskelee etäällä kuljetussäiliöistä.

¹³ tU=tonnia uraania.

¹⁴ Vertailuna voidaan todeta, että 100 hengen ryhmä saa luonnollisista säteilylähteistä joka tapauksessa 0,3 manSv vuodessa.



Kuva 4.2 Normaalikuljetuksista väestölle, säiliön käsittelijöille ja kuljetushenkilöstölle aiheutuvat säteilyannokset (manSv/vuosi) loppusijoituslaitoksen ympäristövaikutusten (YVA) yhteydessä tehdyn tutkimuksen mukaan. Analysoituja reittivaihtoehtoja (TR) on yhteensä 40 (Suolanen ym. 1999).

4.1.2 Häiriötapaukset

Kuljetuksen häiriötapauksina voidaan pitää tilanteita, joissa kuljetus joutuisi pysähtymään suunniteltua pidemmäksi aikaa. Pysähtymisen syynä voisi esimerkiksi olla tekninen vika kuljetuskalustossa tai odottamaton liikenneuhka.

Jos oletetaan, että tekninen vika saadaan korjattua kahdeksan tunnin kuluessa – jonka ajan kuljetus siis on pysähtyneenä – aiheutuisi tästä 10 m:n etäisyydellä oleskeleville 50 henkilölle yhteensä 0,0007 manSv:n annos ja 50 m:n etäisyydellä 0,00002 manSv. Eniten altistuva ns. kriittiseen ryhmään kuuluva henkilö saisi 10 m:n etäisyydellä kahdeksan tunnin kuluessa alle 0,02 mSv:n annoksen. Käytännössä tällaisessa tilanteessa rajoitettaisiin oleskelua säiliön lähetyillä ja tarvittaessa parannettaisiin säteilysuojausta säiliön ympärillä.

Paikallinen, vähäinen pintakontaminaatio kuljetussäiliön ulkopinnalla on myös mahdollista, jos laitoksella ei huolellisesti tarkasteta säiliöitä ennen kuljetusta. Radionuklideja saattaa nimittäin tarttua säiliön ulkopintaan pakattaessa polttoaine-elementtejä kuljetussäiliöön. Korkean radioaktiivisuuden vuoksi kuljetussäiliön pakkaaminen tapahtuu välivarastolla vedenalaisesti.

Oletetaan, että Co-60:stä ja Cs-137:stä muodostuu säiliön ulkopinnalle paikallinen 10 000 Bq kokonaisaktiivisuus (esim. puolet aktiivisuudesta koboltista ja puolet kesiumista). Tunnin oleskelu säiliön vieressä (1–2 m:n etäisyydellä) aiheuttaisi noin 1 μ Sv:n annoksen, mikä on noin kymmenkertainen samana aikana luonnon taustasäteilystä (0,1 μ Sv/h, vrt. kuva 4.1) aiheutuvaan annokseen verrattuna. Jos kaikki säiliön pinnalla oleva aktiivisuus syötäisiin tai hengitet-

täisiin, aiheutuisi tästä noin 0,5 mSv:n annositouma. Säiliön ulkopinnan vähäinen saastuminen ei siis aiheuta ihmisille säteilyvaaraa.

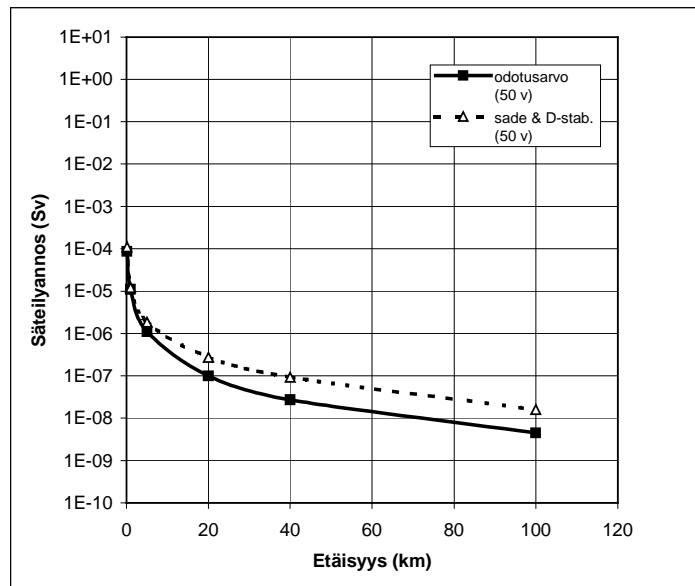
4.1.3 Onnettomuustapaukset

Onnettomuustilanteiden lähtöoletuksena on, että kuljetussäiliö menettäisi onnettomuuden seurauksena tiiviytensä¹⁵ ja radioaktiivisia aineita pääsisi vapautumaan säiliöstä ympäristöön. Analyysissä selvitetään mikä olisi vaarallisen alueen suuruus kuljetussäiliön ympäristössä, tai mitkä olisivat väestölle säteilystä aiheutuvat varhais- ja myöhäisvaikutukset. Itse laskentamenetelmiä ja –malleja on pääpiirteittäin kuvattu mm. aiemmassa tämän raportisarjan raportissa (Rasilainen ym. 2000).

Vakavuusasteiltaan erilaisten päästötilanteiden ja väestölle aiheutuvien vaikutusten haarukointi tehdään erityyppisten laskentaskenaarioiden avulla. Seuraavassa esitettävien onnettomuustapausten leviämisen ja annoslaskut on tehty ARANO-mallin avulla (Suolanen ym. 1999).

Realistisessa onnettomuustapauksessa säiliön on oletettu iskeytyvän toiseen ajoneuvoon tai esteeseen siten, että säiliön sisällä vaurioituu pienehkö määrä polttoainesauvoja (Suolanen ym. 1999). Vaurioituneista polttoainesauvoista vapautuu radionuklideja ensin kuljetussäiliöön ja edelleen ympäristöön. Säiliön ympäristössä olevalle ihmiselle aiheutuvan säteilyannoksen odotusarvo sekä yksittäiseen säätilanteeseen liittyvä annos on esitetty kuvassa 4.3.

¹⁵ Tässä on kyseessä säteilyvaikutuksia yliarvioiva oletus, koska kuljetussäiliö nimenomaan mitoitetaan kestäväksi erilaisia onnettomuuksia.



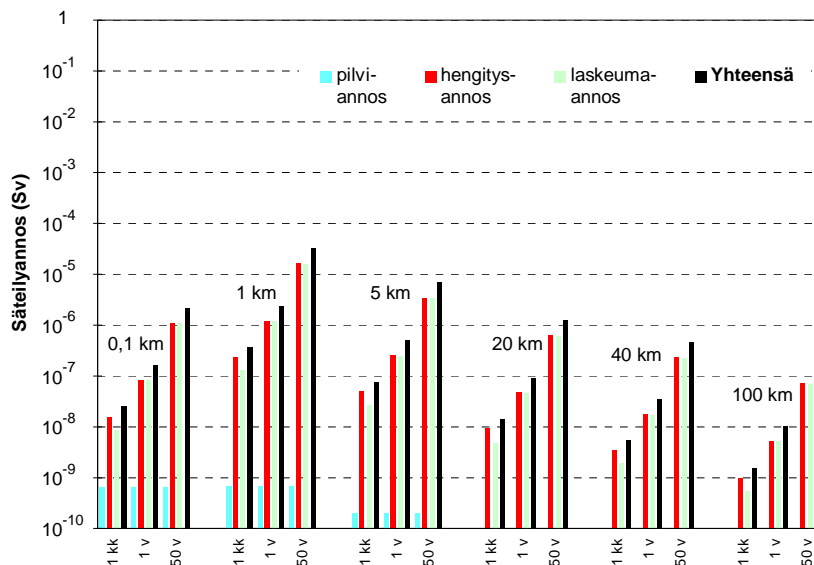
Kuva 4.3 Yksilölle aiheutuvan säteilyannoksen odotusarvo realistisen päästön skenaariossa (yhtenäinen viiva). Katkoviivalla on kuvattu epäedullisen säätilan vaikutusta (Suolanen ym. 1999).

Kuvan säteilyannos on laskettu yhteensä pilvestä, hengityksestä ja laskeumasta. Annos vastaa 50 vuoden kuluessa yksilölle kertyvää säteilyannosta eli periaatteessa kuvataan elinaikaista annosta. Säteilyannoksen odotusarvoa laskeuttaessa on otettu huomioon säätilanteeseen liittyvä epävarmuus käyttämällä todellista vuoden kuluessa kertyvää jaksottaista säätietoa. Mahdollisessa päästötilanteessa vallitsevaa säätyyppiä ei etukäteen voida varmasti tietää. Ylemmässä yksittäisen, vakaan¹⁶ säätilanteen annoskäyrässä on mukana myös sateen vaikutus. Suurin yksilölle 50 vuoden kuluessakin aiheutuva annos jää 0,1 mSv:n alapuolelle ja aiheutuisi kuljetussäiliön välittömässä läheisyydessä. Etäisyyden kasvaessa aiheutuva säteilyannos laskee nopeasti, koska

päästöpilvi laimenee laskeuman ja pilven leviämisen vaikutuksesta.

Mielenkiintoinen kysymys on, millä tavalla voimakas lämmönkehitys onnettomuustilanteessa vaikuttaa päästön leviämiseen ja aiheutuviin säteilyannoksiin. Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuskalustossa sinällään ei ole merkittävästi palavaa materiaalia, mutta esimerkiksi törmäys palavia aineita kuljetavaan ajoneuvoon voi käynnistää tulipalon, jolloin myös radioaktiivisen päästöpilven lämpösisältö kasvaa merkittävästi ja pilvi nousee tavanomaista huomattavasti korkeammalle siihen kohdistuvan suuremman nosteen vaikutuksesta. Tällöin väestölle aiheutuva säteilyaltistus on suurimmillaan vasta noin kilometrin etäisyydellä säiliöstä (kuva 4.4), koska siellä aiheutuisi suurin laskeuma.

¹⁶ Vakaassa säätilanteessa ilmakehässä ei esiinny merkittäviä lämpötilaeroja eikä sekoittumista.



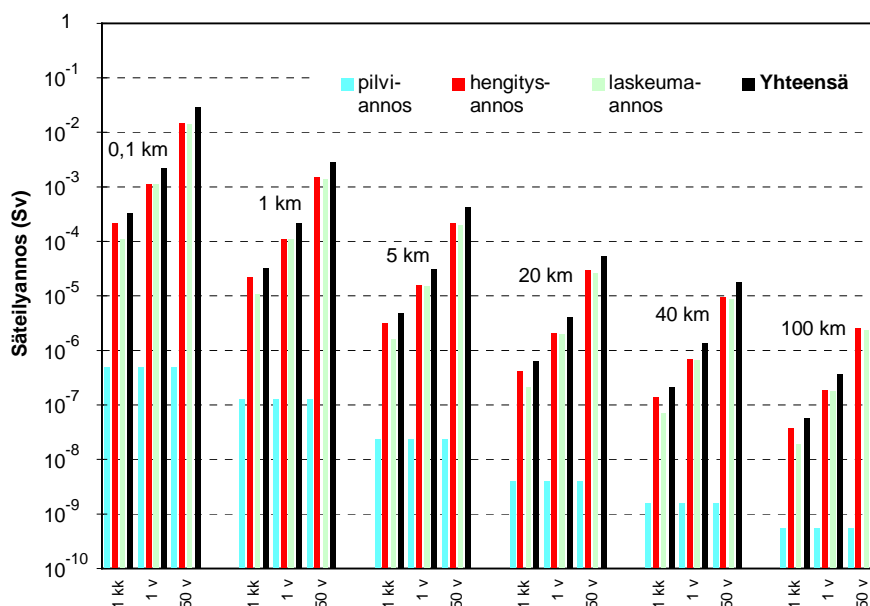
Kuva 4.4 Yksilölle aiheutuva säteilyannos ”tulipaloksenaarion” (ns. terminen päästö) tapauksessa. Annokset on esitetty eri kertymisajoilla (1 kk, 1 v ja 50 v) sekä eri etäisyyksillä (0,1 km:sta 100 km:iin). Realistinen päästö, vakaa säättilanne ja pouta.

Kuvassa 4.4 on esitetty yksilölle kertyvät säteilyannokset yhden kuukauden (1 kk), yhden vuoden (1 v) ja 50 vuoden ajalta realistisessa päästötapauksessa. Yhden kuukauden annoksia tarkastelemalla voidaan tehdä päätelmiä säteilyn mahdollisista välittömistä (suorista) vaikutuksista. Vuoden ja 50 vuoden annoksen perusteella saadaan arvio myöhäisvaikutuksista, kuten esimerkiksi syöpäkuolemien esiintyvyydestä tulevaisuudessa.

Havaitaan, että hengityksestä ja laskeumasta aiheutuvat annokset ovat lähes yhtä suuret ja ne ovat selvästi merkittävämpiä kuin pilvestä tuleva annos.

Pilvestä tuleva annos ei riipu tarkasteluajasta, koska annos aiheutuu välittömästi pilven ohikulkuajalla. Vuoden kuluessa yksilölle aiheutuva kokonaisannos on vain 0,0024 mSv yhden kilometrin etäisyydellä säiliöstä (Suolanen ym. 1999).

Pahin ajateltavissa oleva liikenneonnettomuus on sellainen, jossa kaikkien säiliön sisällä olevien polttoainesauvojen suojakuoret vaurioituvat. Tällöin enimmäispäästö ympäristöön on vauriointuneiden polttoainesauvojen kaasuaukoista muodostuva kokonaisaktiivisuus. Tapauksen säteilyvaikutuksia on havainnollistettu kuvassa 4.5.



Kuva 4.5 Yksilölle aiheutuva säteilyannos pilvestä, hengityksestä ja laskeumasta pahimmassa mahdollisessa onnettomuustilanteessa (kaikki kuljetussäiliössä olevat polttoainesauvojen suojakuoret vaurioituvat). Säätilanne on oletettu vakaaksi ja poudaksi.

Yksilölle aiheutuva vuosiannos olisi tässä onnettomuustilanteessa kilometrin etäisyydelle saakka suurempi kuin säteilyturvallisuusviranomaisten ydinvoimaloiden normaalikäytön väestöannoksille asettama taso 0,1 mSv vuodessa. Polttoainesauvojen suojakuorien 100 % vaurioituminen ja kaiken säiliöön vapautuvan aktiivisuuden vuotaminen säiliöstä ympäristöön ei kuitenkaan ole todennäköistä. Skenaario antaa kuvan ydinpolttoainekuljetusten terveysvaikutusten vakavuudesta pahimmillaan ja auttaa näin kuljetusriskien suhteuttamisessa muihin riskeihin.

Liikenneonnettomuuksien lisäksi viitteessä Suolanen ym. (1999) on tarkasteltu skenaarioita, joissa aktiivisuuden vapautuminen säiliöstä ympäristöön aiheutuisi säiliön tahallista vakavasta vaurioittamisesta. Laskentaoletuksena tutkimuksessa on, että tällainen sabotaasi tapahtuisi tiheästi asutun taa-

jaman keskellä. Tapauksessa oletettiin, että kaikki jalokaasut, 5 % kesiumista ja 0,4 % muista aineista vapautuisi vaurioituneesta polttoaineesta ympäristöön. Yksilölle aiheutuvia välittömiä säteilyvaikutuksia säiliön lähetyillä saattaisi ilmetä vain, mikäli päästön aikana olisi voimakas sade.

Sabotaasitapauksesta aiheutuva väestöannoksen¹⁷ ehdollinen¹⁸ odotusarvo olisi enintään 184 manSv, mistä aiheutuisi noin 12 vuosikymmenien kuluessa ilmenevää vakavaa myöhäisvaikutustapausta. Näiden tilanteiden

¹⁷ Vertailun vuoksi voidaan todeta että analyysissä tarkasteltu päästölle eniten altistuva noin 50 000 hengen ryhmä saa luonnollisesta taustasäteilystä vuodessa joka tapauksessa väestöannoksen 185 manSv eli täsmälleen saman arvon.

¹⁸ Sabotaasin todennäköisyyttä ei ole otettu huomioon, vaan oletettu sen todennäköisyydeksi 1,0.

päästöt ja terveysvaikutukset riippuvat luonnollisesti voimakkaasti aiheutetun vaurion suuruudesta ja vaurioittamistavasta. Tavanomaiset terveysriskit olisivat myös oletettavasti tuolloin säteilystä aiheutuvien riskien tasolla tai suurempia.

4.2 Loppusijoituslaitoksen toiminta

Käytetyn ydinpolttoaineen huolto-ohjelmassa suunnitellun kaltaista loppusijoituslaitosta ei ole olemassa, joten jatkossa esiteltävä turvallisuusanalyysi on tältä osin teoreettinen. Toisaalta maailmalla on vuosikymmenien käyttökokemuksia käytetyn ydinpolttoaineen jälleenkäsittelylaitosten toiminnasta. Verrattuna näihin sangen monimutkaisia teknisiä prosesseja sisältäviin laitoksiin Suomeen suunniteltu loppusijoituslaitos on merkittävästi yksinkertaisempi.

4.2.1 Työntekijöiden säteilyaltistus

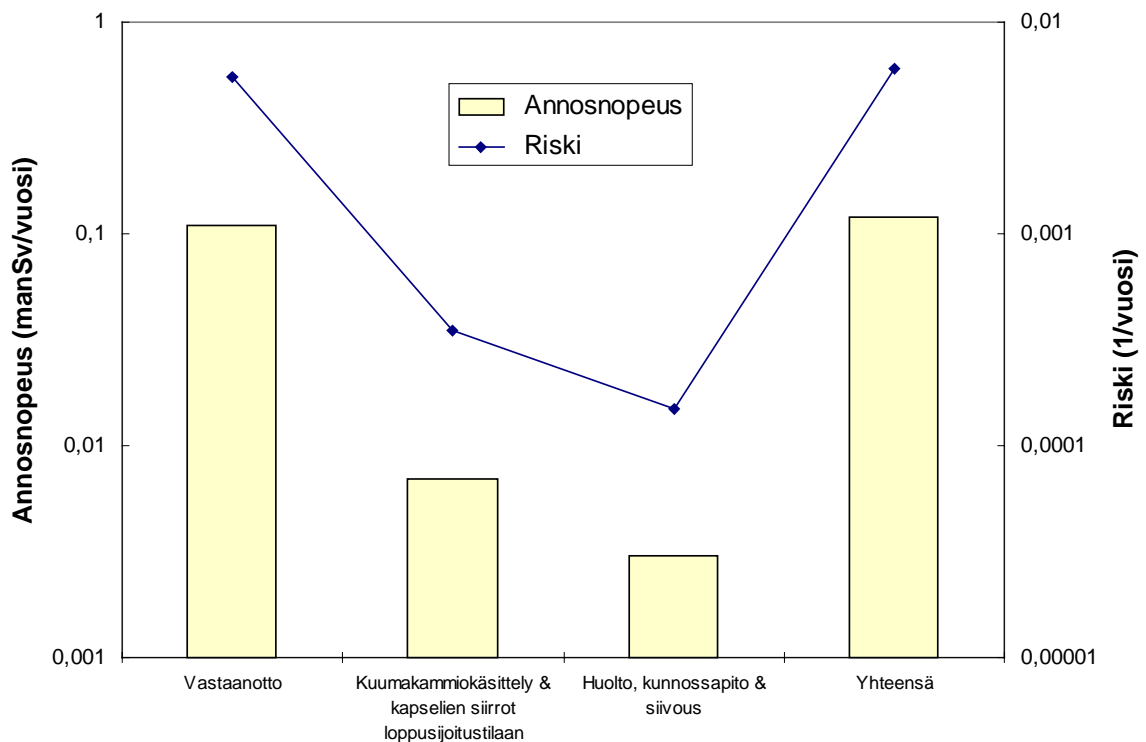
Loppusijoituslaitoksen keskeisiä työvaiheita ovat polttoaineen vastaanotto, kapselointi kuumakammiossa, valmiiden kapseleiden siirto loppusijoitus-tilaan ja sijoittaminen loppusijoitusreikiin (Kukkola 1999). Lisäksi säteilyvaikutusten tarkastelussa huomioon otettavia oheistöitä ovat määräaikaishuollot, kunnossapito ja siivous.

Käytetyn polttoaineen kuljetussäiliön vastaanotossa työntekijät työskentelevät säiliön lähellä, tietyissä työvaiheissa myös säiliön pinnan tuntumassa. Tällöin

he altistuvat suoralle ulkoiselle säteilylle ja yhden kuljetussäiliön käsittelystä voi aiheutua enintään noin 0,0045 manSv:n annos, joka jakautuu 1–2 työntekijälle (Rossi ym. 1999).

Vuosittain loppusijoituslaitoksessa käsitellään noin 25 kuljetussäiliötä, jolloin vastaanotossa työskenteleville aiheutuva kollektiivinen vuotuinen säteilyannos on 0,11 manSv. Säteilyturvaohjeiden mukaan työntekijälle aiheutuva keskimääräinen annos saa olla enintään 20 mSv vuodessa viiden vuoden kuluessa. On siis mahdollista, että vastaanotto-työvaiheeseen eivät voisi koko ajan osallistua samat henkilöt. Kuljetussäiliön käsittely loppusijoituslaitoksen vastaanotossa onkin eniten säteilyaltistusta aiheuttava työvaihe, ja myöhemmissä työvaiheissa säteilyn annosnopeus ja aiheutuva altistus on normaalikäytössä huomattavasti vähäisempää (kuva 4.6). Loppusijoituslaitoksen työntekijöillä on kertyvää säteilyannosta jatkuvasti mittaava annosmittari, jolloin voidaan huolehtia siitä, että annos pysyy turvallisella tasolla.

Kuumakammiokäsittely, valmiiden kapseleiden siirrot ja loppusijoitus voidaan tehdä kauko-ohjatusti, jolloin ulkoinen annosnopeus on alle 0,0025 mSv/h. Siten näistä työvaiheista aiheutuva vuotuinen annos on vain noin 0,007 manSv. Määräaikaishuolloista, kunnossapidosta ja siivouksesta on arvioitu aiheutuvan 0,003 manSv:n annos. Yhteensä laitoksen työntekijöille kertyy vuodessa normaalikäytössä 0,12 manSv:n annos. Vuotuinen terveysriski tästä säteilyannostasosta on vähäinen, kuva 4.6.



Kuva 4.6 Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitoksen normaalikäytön eri työvaiheissa aiheutuvat kollektiiviset annokset ja vastaavat terveystriskit.

Muunnoskertoimena kuvan laskuissa on käytetty kansainvälisen säteilysuojelukomission (ICRP) suositamaa arvoa 0,05 tapausta/manSv (vrt. Liite A). Jos oletetaan, että laitoksen käyttöikä on esimerkiksi 30 vuotta, niin koko käyttöajan seurauksena ei olisi tilastollisesti odotettavissa yhtään loppusijoituslaitoksen normaalitoiminnoista myöhemmin aiheutuvaa syöpäkuolemaa työntekijöille (0,2 tapausta/30 vuotta).

4.2.2 Väestön säteilyaltistus

Loppusijoituslaitoksen ympäristössä asuvan väestön osalta on tarkasteltu aiheutuvia säteilyannoksia laitoksen normaalikäytössä, toimintavirheissä tai laitevioissa sekä onnettomuustilanteissa.

Normaalikäytössä ympäristöön tapahtuvat päästöt ovat tyypiltään lyhytkestoi-

sia, ajoittain vuoden kuluessa tapahtuvia päästöjä. Kapselointiprosessin kuluessa radionuklideja voi vapautua lähinnä vioittuneesta tai laitoksella vioittuvasta polttoainesauvasta.

Todennäköisyyspohjaisessa annosten arvioinnissa on tarkasteltu useammassa eri osavaiheessa tapahtuvien päästöjen yhteisvaikutusta eniten altistuvalla väestöryhmälle (Rossi ym. 1999). Säätilanteeseen liittyvä epävarmuus on laskelmissa otettu huomioon käyttämällä vuoden kuluessa vallitsevaa todellista säätilanteiden jakaumaa. Kriittiseen ryhmään kuuluvan henkilön saama annos laitoksen lähistöllä jää 50 vuoden kertymääjälläänkin alle 10 μ Sv polttoainetyypistä riippumatta (kuva 4.7).

Toimintavirheiksi luokiteltavia tapahtumia ovat esimerkiksi kytkentävirhe kuljetussäiliön paineentasauksessa tai polttoainenipun kolhinta kuumakammiossa. Nämä tapahtumat voivat johtaa 1–2 polttoainesauvan kaasuaukkonuklidien vapautumiseen ja suodatettuun päästöön ympäristöön. Laitevioista kriittiseen ryhmään kuuluvalla henkilölle aiheutuva vuosiannos olisi enintään noin 0,5 μSv ja 50 vuoden kertymääjalla enintään noin 0,8 μSv (kuva 4.7).

Säteilyannoksissa on mukana ulkoinen säteily sekä ravinnosta aiheutuva sisäinen säteilyannos. Toimintavirheistä aiheutuvat annokset ovat selvästi pienempiä kuin häiriötilanteille asetettu 100 μSv (= 0,1 mSv) annosraja.

Laitevioiksi luokiteltavia tapahtumia ovat esimerkiksi polttoainenipun kolhinta laitevian seurauksena tai kosteuden poistamiseen käytettävän autoklaavin ylikuumentuminen. Nämä tapahtumat voivat myös johtaa 1–2 sauvan kaasuaukkonuklidien vapautumiseen. Laitevioista aiheutuvat annokset (kuva 4.7) ovat samaa suuruusluokkaa kuin edellä toimintavirheiden tapauksessa.

Loppusijoituslaitoksen toiminnassa mahdollisia onnettomuustilanteita ovat esimerkiksi kuljetussäiliön putoaminen nostojen yhteydessä, kuljetussäiliön kannen putoaminen polttoainenippujen päälle kuumakammiossa tai polttoainenipun putoaminen kuumakammiossa. Näissä onnettomuustilanteissa polttoainesauvoja vaurioituisi ja niiden tiiviys voitaisiin menettää.

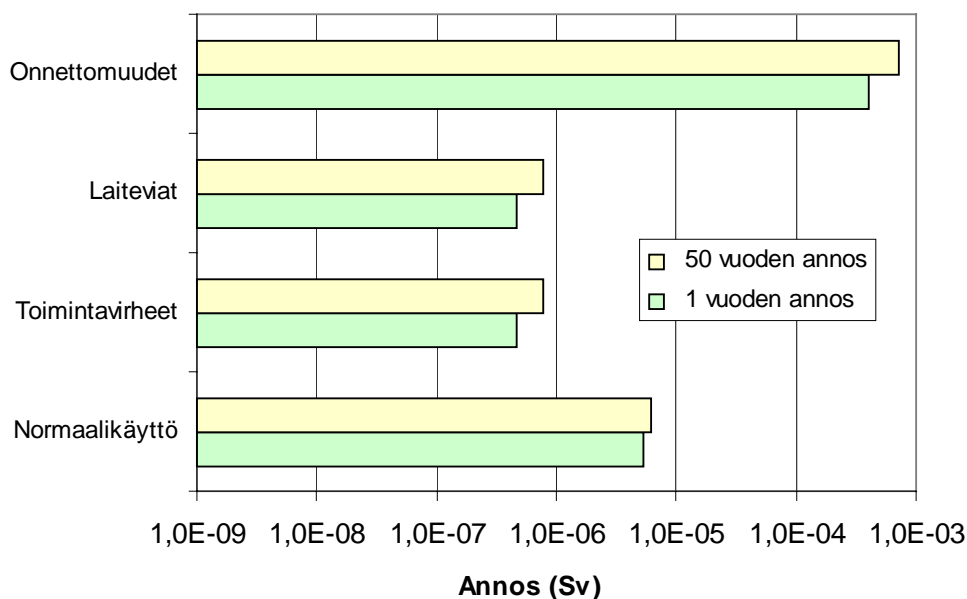
Vaurioituneiden sauvojen määrä ja ympäristöön suodatettuna tapahtuva

päästö vaihtelevat onnettomuustyyppin mukaan. Laitokselle asennettavien suodattimien lisäksi valtaosa hiukkasista laskeutuu laitoksen tilojen ja putkistojen pinnoille eikä pääse vapautumaan ympäristöön. Tämä johtuu siitä, että laitos on normaalisti alipaineistettu. Sen sijaan pidättymättömien jalokaasujen oletetaan vapautuvan lähes täydellisesti ympäristöön, mutta niistä ei aiheudu laskeumaa.

Onnettomuustilanteiden osalta loppusijoituslaitoksen turvallisuusvaatimusten mukainen säteilyannoksen enimmäisarvo on 1 mSv. Suomeen suunnitellulle loppusijoituslaitokselle äskettäin tehdyssä alustavassa turvallisuusanalyysissä suurin arvioitu yksilöannos (kuva 4.7) on noin 0,7 mSv 50 vuoden kertymääjalla eli alle enimmäisarvon (Rossi ym. 1999).

Kollektiiviset annokset loppusijoituslaitoksen ympäristössä normaalikäytön, häiriötilanteiden tai onnettomuuksien vuoksi ovat tarkastelujen mukaan varsin pieniä, luokkaa sadasosa manSv tai pienempiä.

Loppusijoituslaitoksesta vapautuu jonkin verran maailmanlaajuisestikin leviäviä kaasumaisia nuklideja, kuten tritium (H-3), hiili (C-14), krypton (Kr-85) ja jodi (I-129). Yhdistyneiden kansakuntien ionisoivan säteilyn vaikutuksia arvioiva tiedekomitea (UNSCEAR) laatii päästöyksikköä kohti annosmuunnoskertoimia. UNSCEAR:n annosmuunnoskertoimien perusteella suunnitellusta loppusijoituslaitoksesta (Rossi ym. 1999) ei aiheudu maailman laajuisestikaan merkittävää kollektiivista säteilyaltistusta.



Kuva 4.7 Kriittiseen ryhmään kuuluvan henkilön annos 200 metrin etäisyydellä loppusijoituslaitoksen yhden vuoden päästä ilmakehään. Esitettyjen annosten ylitystodennäköisyys on vain 0,5 % (Rossi ym. 1999).

4.3 Loppusijoitus peruskallioon

Käytetyn ydinpolttoaineen huolto-ohjelmassa suunniteltua syväälle peruskallioon louhittua loppusijoitustilaa ei ole vielä olemassa. Siten tässä esiteltävät turvallisuusanalyysit ovat teoreettisia etukäteistarkasteluja. Mutta toisaalta, vaikka täsmälleen suunnitellun kaltaisia loppusijoituslaitoksia olisikin olemassa, olisi turvallisuusanalyysin edelleen pohjaututtava samaan laskennalliseen lähestymistapaan. Tämä johtuu siitä, että loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioinnissa epävarmuudet liittyvät pitkän aikavälin tuleviin tapahtumiin, eivät niinkään tämän päivän olosuhteiden mahdollisesti puutteelliseen tuntemiseen.

Tässä luvussa tarkastellaan lähinnä TILA-99-turvallisuusanalyysissa loppu-

sijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arvioimiseksi laskettuja säteilyvaikutuksia. Syynä on se, että TILA-99 oli Posivan periaatepäätöshakemuksen tausta-aineistona ja se on toistaiseksi yksityiskohtaisin suomalainen turvallisuusanalyysi esim. paikkakohtaisen tiedon hyödyntämisessä. Lisäksi se perustui pisimmälle vietyihin teknisiin suunnitelmiin.

TILA-99-turvallisuusanalyysin peruslähestymistapana on ollut laskea säteilyvaikutukset biosfäärissä yhden loppusijoituskapselin sisältämälle aktiivisuudelle, kun se leviää pohjaveden mukana kallioperän kautta biosfääriin. Säteilyvaikutukset on laskettu erilaisille oletetuille vapautumis- ja leviämistilanteille, toisin sanoen erilaisille skenaarioille, taulukko 4.2.

Kaikkiaan TILA-99-turvallisuusanalyysissä tarkastellussa loppusijoitustilassa on noin 1400 kapselia (2 600 tU), joista 530 sisältää Loviisan ja loput 870 Olkiluodon ydinvoimaloiden käytettyä polttoainetta (Vieno & Nordman 1999).

4.3.1 Herkkyystarkastelujen taustaa

Herkkyystarkastelut kartoittavat sellaisten oletettujen tapahtumakulkujen (skenaarioiden) vaikutuksia, joissa vertailutapausten keskeisimmät oletukset eivät toteudu sellaisenaan tai ollenkaan. Verrattuna vertailutapaukseen herkkyystarkastelut edustavat nykytiedon valossa selvästi epätodennäköisempiä tapahtumakulkuja. Epätodennäköisyyden ja pessimistisyyden aste vaihtelee voimakkaasti eri tapausten välillä. On ehkä paikallaan todeta, että vertailutapaustenkin määrittely sisältää viranomaisen (STUK) vaatimuksen mukaisesti runsaasti annosnopeuksien yliarviointiin johtavia yksinkertaistuksia.

Yksi tällainen yksinkertaistus sisältyy jatkossa usein mainittavaan termiin "kapselin häviäminen". Termi tarkoittaa sitä, että kun korroosion on oletettu läpäisseen kuparikapselin, koko loppusijoituskapselin toiminta vapautumisesteenä oletetaan päättyneeksi. Kapselin oletetaan "hävinneen" samalla hetkellä, kun pistekorrosio yksittäisissä kohdissa läpäisee kuparivaipan.

Kupari-rautakapselin korroosioanalyysien mukaan kapselin ulompi kuparikerros kestää korroosiota kallioperän olosuhteissa vähintään 100 000 vuotta. Vertailutapaukseen oletettiin kapselin eliniäksi konservatiivisesti kuitenkin 10 000 vuotta ja herkkyystarkasteluissa elinikäoletukset olivat: 0, 1 000, 10 000, 100 000 ja 1 000 000 vuotta. Kapselin elinikä 0 vuotta vastaa oletusta, että

käytetty polttoaine loppusijoitettaisiin kapseloimattomana¹⁹, jolloin radionuklidien vapautuminen alkaa heti.

Toiseksi tarkasteltiin tapausta, jossa käytetty polttoaine rapautuisi kokonaan 10 000 vuoden kuluessa. Kapselin "häviämisen" jälkeen alkava radionuklidien vapautuminen tapahtuu tasaisesti 10 000 vuodessa.

Kaikki Suomessa ja ulkomailla kiteisessä kallioperässä tehdyt paikkatutkimukset viittaavat siihen, että loppusijoitusvyödyssä vallitsevat pysyvät pelkistävät kemialliset olosuhteet, jotka rajoittavat merkittävästi radionuklidien liukoisuuksia.

Herkkyystarkasteluissa on tutkittu tapausta, jossa oletetuille pelkistävälle olosuhteille käytetään merkittävästi suurempia liukoisuuden arvoja. Niinkään on tutkittu tapausta jossa käytetyn polttoaineen radioaktiivisuuden aiheuttama pohjaveden radiolyysi vastoin nykyistä käsitystä muuttaisi koko loppusijoitustilan ja sen lähialueen kemialliset olosuhteet hapettaviksi, eli tilanne olisi radionuklidien vapautumisen kannalta kemiallisesti pahin mahdollinen.

Loppusijoitustunnelien täyttämisen jälkeen kun kapselit on sijoitettu loppusijoitusreikiinsä, pyritään siihen, että tunneleista ei muodostu pohjaveden virtaukselle ympäröivää kallioperää suotuisampaa reittiä. Herkkyystarkasteluissa on kuitenkin oletettu voimakas pohjaveden virtaus tunnelitaytteen lävitse.

¹⁹ Käytetyn ydinpolttoaineen korkean aktiivisuuden takia loppusijoittaminen ei olisi mahdollista ilman kapselia.

Taulukko 4.2 TILA-99-turvallisuusanalyysin skenaariostrategia (Vieno & Nordman 1999). Pohjaveden virtaukseen ja kemiaan liittyvän paikkakohtaisen vaihtelevuuden huomioon ottamiseksi skenaariot laskettiin järjestelmällisesti korkean ja alhaisen virtaaman sekä makean ja suolaisen vesikemian neljälle yhdistelmälle. Herkkyystarkasteluissa on kerrallaan muunneltu ainoastaan mainittuja parametreja, muut on pidetty samoina kuin vertailutapauksessa.

Analyysin vaihe	Nimi	Yleiskuvaus
Vaihe 0	Perustapaus	Loppusijoitustila, päästöesteet ja kallioperä käyttäytyvät nykytiedon valossa odotettavissa olevalla tavalla. Alunperin ehjät kupari-rautakapselit säilyvät ehjinä hyvin pitkään eikä loppusijoitustilasta vapaudu koskaan merkittäviä määriä radionuklideja
Vaihe 1	Vertailutapaukset	Yhden kapselin oletetaan olevan alunperin viallinen tai sen oletetaan "häviävän" 10 000 vuoden kuluttua. Pohjavesi on joko makeaa tai suolaista ja sen virtaama on joko keskimääräinen tai erittäin voimakas
Vaihe 2	Herkkyystarkastelut	Vertailutapausten keskeisten oletusten systemaattinen kyseenalaistaminen <ul style="list-style-type: none"> • kupari-rautakapselin eliniän variointi • polttoaineen rapautumisnopeuden variointi • radionuklidien liukoisuuksien nosto pitäen olosuhteet pelkistävinä • radiolyysin aiheuttamat hapettavat olosuhteet loppusijoitustilassa • radionuklidien leviäminen sijoitustunneleita pitkin • rajoitettu matriisidiffuusio kallioperässä • kulkeutumisreitillä nopeita ja hitaita rinnakkaisreittejä • annoslaskennan muunnoskertoimien variointi • realistiset radionuklidien vapautumis- ja pidättymisparametrit
Vaihe 3	Poikkeustarkastelut	Usein esitettyjä "mitä jos -tapauksia" <ul style="list-style-type: none"> • korkea pohjaveden virtaama ja suolaisen veden kemia • puristettu bentoniitti korvattu murske-bentoniitti-seoksella • kupari-rautakapselin raudan korroosion synnyttämä kaasu syrjäyttää veden kanisterin läheltä • jääkauden hapettavat sulamisvedet tunkeutuvat loppusijoitusvyöhyteen kallioperässä • jääkauden laukaisema kalliosierros leikkaa loppusijoitustilaa

Kaikki laboratoriossa ja kentällä tehdyt kivianalyysit Pohjoismaissa viittaavat siihen, että kalliomatriisissa on yhtenäinen jatkuva huokosverkosto, johon kallioperässä virtaavasta vedestä leviävät radionuklidit voivat tunkeutua. Tämä

matriisidiffuusioksi kutsuttu ilmiö aiheuttaa vettäjohtavassa raossa eteneville radionuklideille merkittävää pidättymistä. Herkkyystarkasteluissa on kuitenkin tarkasteltu myös tilannetta, jossa kalliomatriisin diffuusiolle avoin huo-

koisuus olisikin rajoittunut yksinomaan vettäjohtavan raon välittömään läheisyyteen.

Perustapauksessa oletetaan pessimistisesti varsin lyhyt virtausaika, mutta ei oteta huomioon pohjaveden keskimääräisen virtauksen hajaantumista rinnakkaisiin hitaisiin ja nopeisiin virtauskanaviin, toisin sanoen reitti-dispersiota. Herkkyystarkastelussa analysoitiin tilanne, jossa oletettiin huomattavan voimakas dispersio, jolloin nopeat kanavat saavat aikaan radionuklidipulssin keskimääräistä aikaisemman ja vastaavasti hitaat kanavat keskimääräistä hitaamman purkautumisen biosfääriin. Dispersion laimennusta lisäävää vaikutusta ei ole erikseen tarkasteltu.

Herkkyystarkastelussa analysoitiin myös annoslaskennan muunnoskertoimien kasvattamista kertaluokalla perustapauksesta. Tämä tarkoittaa sitä, että samasta aktiivisuuspäästöstä oletettiin saatavan kymmenkertainen säteilyannos, toisin sanoen että kalliopohjaveden päästön laimennus on kymmenesosa, tai että kriittisen ryhmän jäsen syö ja juo kymmenkertaisen osuuden biosfääriin vapautuvasta aktiivisuudesta. Lisäksi analysoitiin tapaus, jossa radionuklidit eivät biosfäärissä purkautukaan porakaivoon, vaan suoraan mereen.

Viimeinen herkkyystarkastelu analysoitu tapaus koski realististen – eli perustapaukseen verrattuna vähemmän pessimististen – vapautumis- ja kulkeutumisparametrien vaikutusta laskettuihin annosnopeuksiin.

4.3.2 Poikkeustarkastelujen taustaa

Poikkeustarkasteluissa selvitettiin alan keskusteluissa ja kirjallisuudessa usein esitettyjen "mitä jos -tapausten" vaikutuksia laskettuihin annosnopeuksiin. Mitä jos -skenaarioita voidaan pitää äärimmäisen epätodennäköisinä, mutta ei kuitenkaan mahdottomina.

Tehtyjen paikatutkimusten mukaan suolainen pohjavesi on yleensä hidaskäyttöisempää kuin makea. Toisaalta suolaisen pohjaveden olosuhteissa teknisten päästöesteiden toiminta heikentyy enemmän kuin makean pohjaveden olosuhteissa. Mitä jos -skenaario saadaan, kun yhdistetään molempien vesityyppien eniten turvallisuutta heikentävät ominaisuudet.

Sellainenkin tapaus on analysoitu, jossa kapselin ympärille asetettavan, vettäjohtamattoman puristetun bentoniittisaven ominaisuudet on korvattu tunnelitäytteenä käytettävän kivimurskeen ja bentoniittijauheen seoksen ominaisuuksilla. Tällöin pohjavesi voisi virrata vapaasti kapselin ympärillä.

Kun vesi tunkeutuu aikanaan kuparirautakapselin sisälle, on periaatteessa mahdollista, että raudan korroosiossa syntynyt paineistunut kaasu työntää radionuklideista kontaminoituneen veden ulos kapselista. Merkittävien vesimäärien mukaantulo edellyttää riittävän suurta reikää kapselissa, mutta lisäksi "sopivaa" raudan korroosionopeutta: liian suuri korroosionopeus poistaa veden ennen kuin se on ehtinyt liuottaa radionuklideja, liian pieni puolestaan ei kehitä tarpeeksi kaasunpainetta.

Toistuvat jääkaudet ovat Suomen leveysasteilla väistämättömiä tulevaisuudessa, joten niiden vaikutusten haaroikoinen on olennaista loppusijoituksen turvallisuusanalyysissä. TILA-99:ssä on analysoitu kahta erilaista jääkausiskenaariota. Ensimmäisessä oletetaan, että mannerjäätikön happipitoiset ja kemiallisesti aggressiiviset sulamisvedet tunkeutuvat loppusijoitustilaan ja muuttavat bentoniitin, täyteaineen ja koko kallioperän kemialliset ominaisuudet hapettaviksi; pohjaveden virtaama oletetaan lisäksi erittäin suureksi.

Toisessa jääkausiskenaariossa on oletettu, että suuri jääkauden sulamisvaiheeseen liittyvä kalliosierros leikkaisi loppusijoitustilaa 30 000 vuoden kuluttua²⁰. Kalliosierros rikkoisi yhden kapselin, siirtäisi bentoniittisavea pois kapselin ympäriltä, voimistaisi merkittävästi pohjaveden virtausta loppusijoitustilan lävitse ja muutenkin kallioperässä sekä aiheuttaisi hapettavat olosuhteet kaikkialle kallioperään.

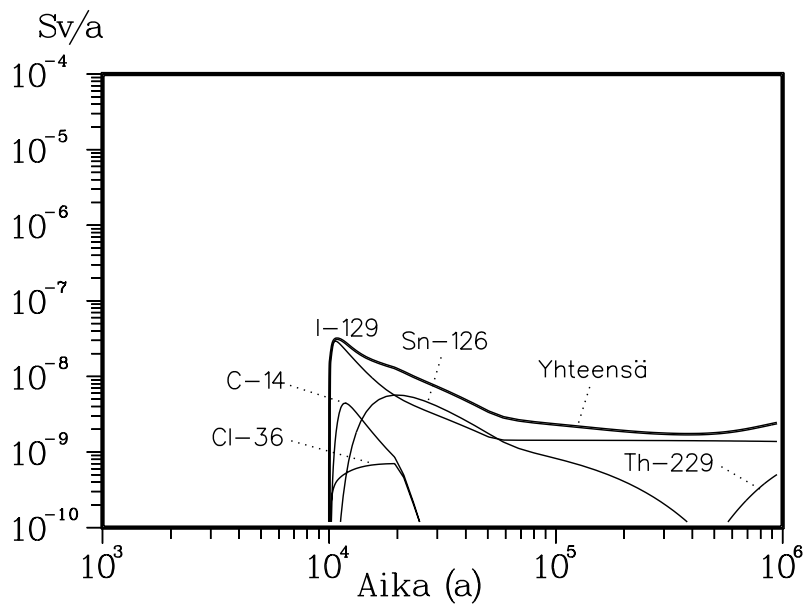
TILA-99 perustui kallioperä- ja pohjavesitietojen osalta Hästholmenissa, Kivetyssä, Olkiluodossa ja Romuvaarassa useiden vuosien aikana tehtyihin järjestelmällisiin paikkatutkimuksiin. Turvallisuusanalyysia ei kuitenkaan tehty jokaiselle paikalle erikseen, vaan laskentatapausten määrittelyssä otettiin huomioon paikkojen²¹ ominaispiirteet.

4.3.3 Laskettuja säteilyvaikutuksia

Kuvissa 4.8–4.11 on esitetty esimerkkejä TILA-99-turvallisuusanalyysissä lasketuista annosnopeuksista ajan funktiona. Kuvat on ryhmitelty siten, että ensin esitetään vertailutapaus tarkemmin ja sitten vaikutuksiltaan pahin analysoitu poikkeustapaus. Sen jälkeen tarkastellaan loppusijoituskapselin eristyskyvyn hyvyttä luotaavia herkkyys-tarkasteluja.

²⁰ Tämä on aikaisin mahdollinen suuren jäätikön sulamisajankohta.

²¹ Nämä paikat olivat ehdolla loppusijoituspaikaksi, periaatepäätöshakemukseensa Posiva valitsi ensisijaiseksi ehdokkaaksi Olkiluodon.

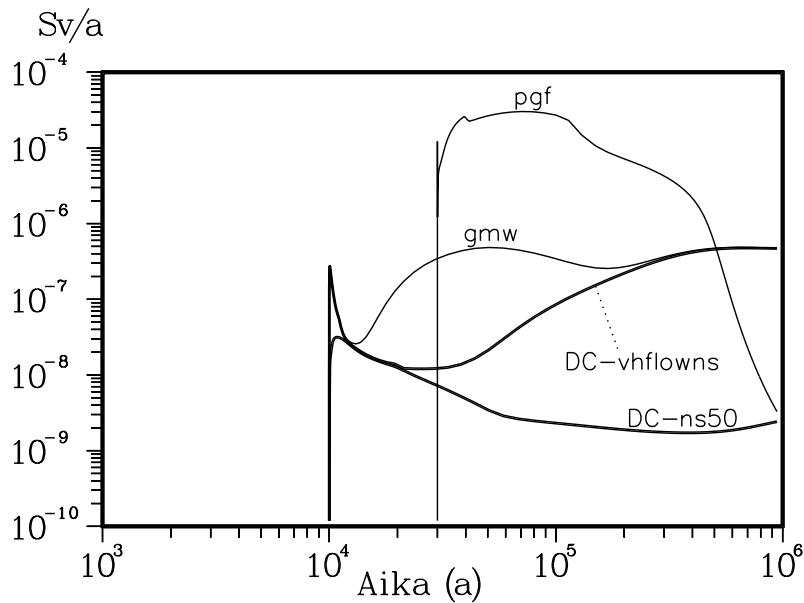


Kuva 4.8 TILA-99 turvallisuusanalyysissä lasketut annosnopeudet vertailutapauksessa, jossa kapselin oletetaan "katoavan" 10 000 vuoden kuluttua, pohjaveden olevan makeaa ja pohjaveden virtaaman sijoituspaikkojen mediaanin²² tasoa. Kuva on muokattu viitteen Vieno & Nordman (1999) pohjalta. Annosnopeusakselin suurin arvo vastaa STUKin asettamaa enimmäisannosrajaa kriittiselle ryhmälle 0,1 mSv/a.

Kuvassa 4.8 on esitetty keskeisimpien isotooppien yksittäiset annosnopeudet sekä yhteenlaskettu annosnopeus. Huomataan, että suurin annosnopeus aiheutuu nuklidista I-129, joka on verrattain pitkäikäinen ($1,6 \cdot 10^7$ vuotta) uraanin halkeamistuote. Sen kokonaisuudesta 6 % oletetaan vapautuvan välittömästi kapselin sisälle, mikä nähdään pulssin alkupiikkinä. Sn-126

on lyhytikäisempi ($1,0 \cdot 10^5$ vuotta) halkeamistuote; C-14 ja Cl-36 ovat reaktorin metalliosien lyhytikäisiä (vastaavasti $5,7 \cdot 10^3$ ja $3,0 \cdot 10^5$ vuotta) aktivoitumistuotteita. C-14:n pulssissa näkyy suoraan radioaktiivinen puoliintuminen, mutta Cl-36:n pulssin muoto selittyy sillä, että vapautumisen kesto metalliosista oletettiin 10 000 vuodeksi.

²² Mittaustulosjoukon mediaaniarvo on joukon "keskimmäisin" mittaustulos, jota pienempiä ja suurempia mittaustuloksia on lukumäärältään yhtä paljon. Mikäli mittaustuloksia on parillinen määrä, mediaaniarvo on kahden keskimmäisen luvun aritmeettinen keskiarvo. Esimerkiksi jos mittaustulokset ovat 1, 1, 3, 50 ja 60, on mediaani 3. Jos mittaustulokset ovat 1, 1, 2, 3, 50 ja 60, on mediaani 2,5 (lukujen 2 ja 3 aritmeettinen keskiarvo).



Kuva 4.9 TILA-99-turvallisuusanalyysissä lasketut annosnopeudet kahdessa vertailutapauksessa (DC-ns50 ja DC-vhflowns) sekä kahdessa jääkauteen liittyvässä poikkeustilanteessa (pgf ja gmw). Vertailutapauksissa radionuklidien vapautuminen alkaa hetkellä 10 000 vuotta ja poikkeustilanteessa pgf hetkellä 30 000 vuotta. Skenaariossa DC-ns50 pohjavesi oletetaan makeaksi ja virtaama on sijoituspaikkojen mediaanin tasoa, skenaariossa DC-vhflowns pohjavesi oletetaan makeaksi ja virtaama erittäin nopeaksi. Skenaariossa pgf oletetaan jääkauden aiheuttavan kalliosierroksen loppusijoitustilan kohdalle, skenaariossa gmw oletetaan hapettavan sulamisveden tunkeutuvan tilaan. Kuva on muokattu viitteen Vieno & Nordman (1999) pohjalta. Annosnopeusakselin suurin arvo vastaa STUKin asettamaa enimmäisannosrajaa kriittiselle ryhmälle 0,1 mSv/a.

Kuvassa 4.9 nähdään ensinnäkin pohjaveden virtaaman suuri merkitys annosnopeuksille (skenaariot DC-ns50 ja DC-vhflowns). Makean sulamisveden tunkeutuminen loppusijoitustilaan ei muuta olennaisesti annosnopeuksien tasoa korkean virtaaman tapauksesta, ajallista käyttäytymistä kylläkin varhaisilla ajanhetkillä.

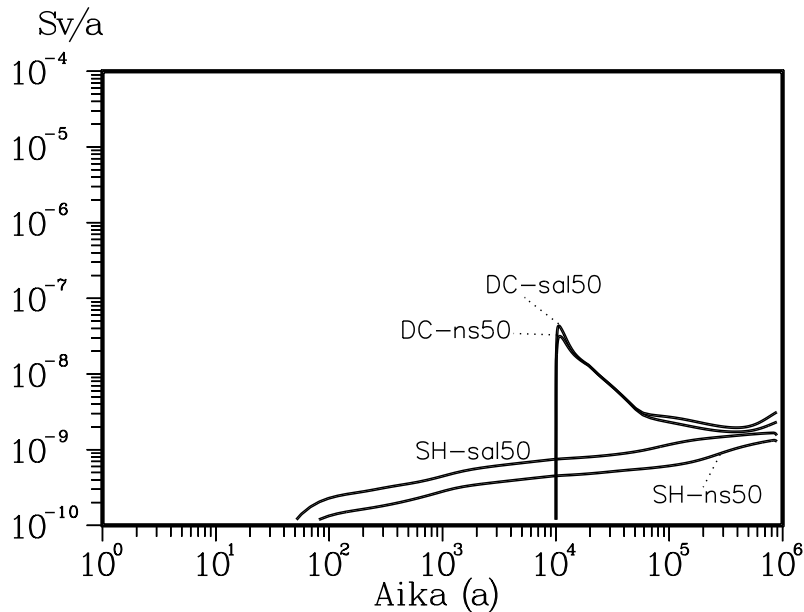
Kalliosierrostapaus on todella äärimmäinen mitä jos -skenaario ja kasvattaa näin ollen voimakkaasti annosnopeuksia välittömästi kapselin leikkautumisen jälkeen. Kalliosierroksen syntyajankohta (30 000 vuotta) on valittu varhaisimpana mahdollisena ajankohtana

tulevan jääkauden tilapäisen perääntymisvaiheen aikana, vrt. Vieno ym. (1985, 1992). Yhdestä kapselista aiheutuva annosnopeus on kuitenkin selvästi turvallisuuskriteerin (0,1 mSv/a) alapuolella. Mikäli pystysuuntainen kalliosierros osuisi loppusijoitustilaan pahimmalla mahdollisella tavalla, voisi kokonainen tunnelillinen (60 kpl) kapseleita leikkautua kerralla. Tässä tapauksessa säteilyvaikutus olisi noin 1,8 mSv/a eli noin puolet luonnon taustasäteilystä.

On ehkä paikallaan todeta, että skenaariossa pgf oletettu kalliosierros ehjän kalliolohkon keskellä on äärimmäisen epätodennäköinen. Tämä johtuu

siitä, että mahdolliset kalliojännitykset purkautuvat geologisten tutkimusten perusteella mieluummin olemassa olevia ruhjeita pitkin, koska niissä on ehjää kiveä pienempi liikuntaa vastustava

"kitka". Paikkatutkimuksissa haettiin nimenomaan selkeiden ruhjeiden rajaamaa kalliolohkoa loppusijoituspaikaksi.



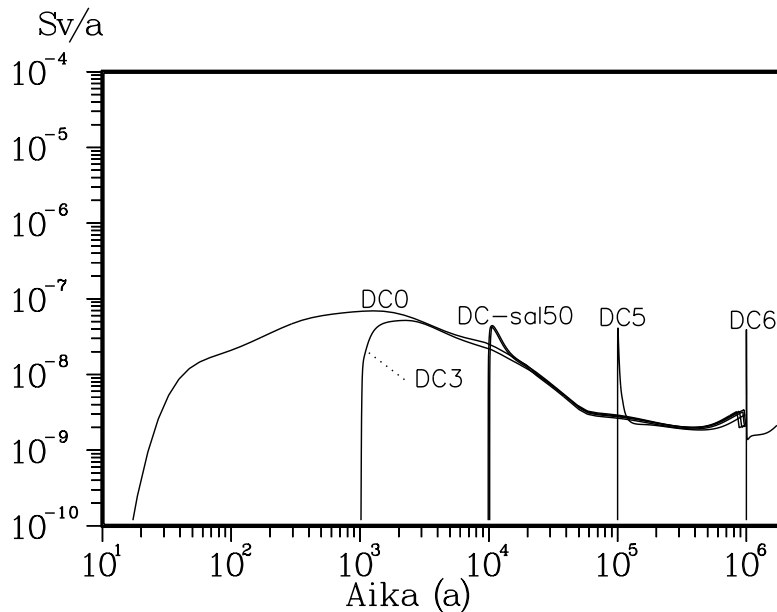
Kuva 4.10 TILA-99-turvallisuusanalyysissä lasketut annosnopeudet kahdessa vertailutapauksessa (DC-ns50 ja DC-sal50) sekä kahdessa kapselin eheyteen liittyvässä herkkyyssapauksessa (SH-ns50 ja SH-sal50). Vertailutapauksissa radionuklidien vapautuminen alkaa hetkellä 10 000 vuotta ja herkkyyssapauksissa heti kun vesiyhteys on muodostunut käytetyn polttoaineen ja vettäjohtavan raon välille. Skenaariossa DC-ns50 pohjavesi oletetaan makeaksi ja virtaama on sijoituspaikkojen mediaanin tasoa, skenaariossa DC-sal50 pohjavesi oletetaan suolaiseksi ja virtaama on sijoituspaikkojen mediaanin tasoa. Skenaariossa SH-ns50 oletetaan alunperin pieni reikä kuparikapseliin ja pohjavesioletukset ovat kuin skenaariossa DC-ns50, skenaariossa SH-sal50 oletetaan alunperin pieni reikä kuparikapseliin ja pohjavesioletukset ovat kuin skenaariossa DC-sal50. Kuva on muokattu viitteen Vieno & Nordman (1999) pohjalta. Annosnopeusakselin suurin arvo vastaa STUKin asettamaa enimmäisannosrajaa kriittiselle ryhmälle 0,1 mSv/a.

Kuvasta 4.10 huomataan odotetusti, että kapselin "katoaminen" 10 000 vuoden kohdalla aiheuttaa heti katoamisensa jälkeen selvästi suuremman annosnopeuden, kuin alunperin viallinen (pienen reiän sisältävä) kapseli. Pohjaveden suolaisuudella ei ole vaikutusta annosnopeuksiin. Toisaalta alunperin viallisesta kapselistä alkavat radio-

nuklidit vapautua käytännössä heti, kun yhtenäinen vesireitti kapselistä kallio-
perän vettäjohtaviin rakoihin on ehtinyt muodostua. Kuvasta huomataan diffuusion aiheuttama viive vapautumisessa, koska laskussa yhtenäinen vesireitti oletettiin alusta alkaen.

Kuvasta 4.11 huomataan, että kapselin "katoamisen" ajankohta ei vaikuta enimmäisannoksen tasoon juuri lainkaan. Annosnopeuspulssin ajankohta luonnollisesti riippuu suoraan katoamisajankohdasta. Kuvaa lukiessa on huo-

mattava, että aika-akseli on logaritminen, jolloin esitystavasta johtuen isomilla ajanhetkillä pulssi näyttäisi kapeenevan.



Kuva 4.11 TILA-99-turvallisuusanalyysissä lasketut annosnopeudet vertailutapauksessa (DC-sal50) ja neljässä kapselin elinikään liittyvässä herkkyystarkastelussa (DC0, DC3, DC5 ja DC6). Vertailutapauksessa radionuklidien vapautuminen alkaa hetkellä 10 000 vuotta ja herkkyystapauksissa määrätyillä ajanhetkillä. Skenaariossa DC-sal50 pohjavesi oletetaan suolaiseksi ja virtaama on sijoituspaikkojen mediaanin tasoa. Skenaarioissa DC0, DC3, DC5 ja DC6 kapselin elinäksi oletetaan vastaavasti 0, 1 000, 100 000 ja 1 000 000 vuotta. Herkkyystapausten pohjavesioletukset ovat kuin skenaariossa DC-sal50. Kuva on muokattu viitteen Vieno & Nordman (1999) pohjalta. Annosnopeusakselin suurin arvo vastaa STUKin asettamaa enimmäisannosrajaa kriittiselle ryhmälle 0,1 mSv/a.

4.4 Kansainvälisiä vertailuja

OECD:n ydinenergiajärjestön NEA (Nuclear Energy Agency) piirissä on perinteisesti seurattu eri jäsenmaissa tehtyjä ydinjätteen loppusijoituksen turvallisuusanalyyssejä. Vuonna 1994 perustettiin tarkoitukseen erityinen työryhmä IPAG (Working Group on Integrated Performance Assessment of

Deep Repositories) järjestelmällisen vertailun tekemiseksi. Tavoitteena oli yhtäältä kokemusten vaihtaminen turvallisuusanalyysin tekijöiden kesken ja toisaalta yleisarvion laatiminen turvallisuusanalyysistä ja sen keskeisistä osatekijöistä. Suomesta VTT Energia osallistui työryhmän työskentelyyn aktiivisesti alusta asti.

IPAG-ryhmän työ porrastettiin eri vaiheisiin. Ensimmäisessä (IPAG-1) tarkasteltiin osallistujamaissa äskettäin julkistettuja käytetyn ydinpolttoaineen tai runsasaktiivisten ydinjätteiden loppusijoituksen turvallisuusanalyysija (10 kpl) yleiskuvan saamiseksi nykyisestä kehitystasosta ja mahdollisista tulevaisuuden kehitystarpeista.

Ensimmäisen vaiheen havainnot julkaisiin viitteessä IPAG (1997). VTT Energian edustaja toimi työryhmän ensimmäisen vaiheen puheenjohtajana. Tässä työssä tarkastellaan yksinomaan ensimmäisen osan vertailuja, koska ne sisälsivät eniten määrällisiä tuloksia. Kiinnostunut lukija saa hyvän kuvan IPAG-ryhmän työn jatkosuunnitelmista viitteestä IPAG (1999).

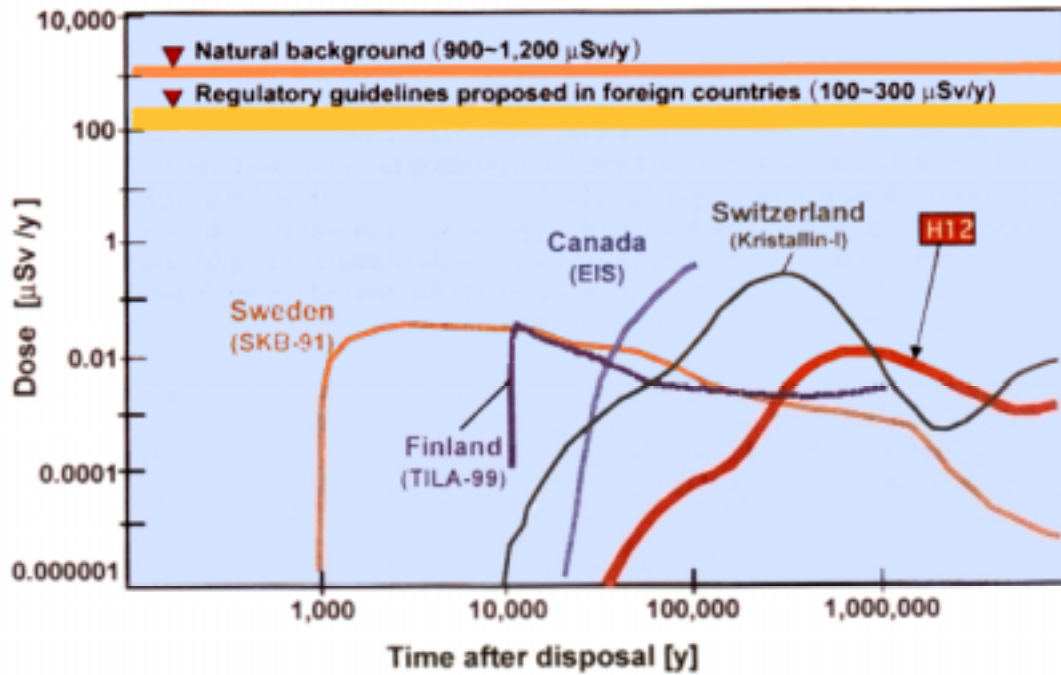
Yksi ensimmäisen vaiheen havainto oli, että eri maissa tehtyjä turvallisuusanalyysija ei ole aina helppo vertailla, mikä korostaa turvallisuusanalyysien selkeyden merkitystä. Vertailun vaikeus johtui tietenkin osaltaan myös erilaisista geologisista oloista, teknisistä suunnitelmista ja turvallisuusanalyysien tavoitetasoista.

Toinen havainto on ollut, että paikallistutkimusten ja turvallisuusanalyysien

välillä ei aina ole ollut parasta mahdollista vuorovaikutusta. Tämä viittaa laajojen ja useita tieteenaloja sisältävien tutkimusten koordinoimien vaativuuteen. Kolmas perushavainto on ollut, että paikallisia ja ajallisia epävarmuuksia on otettu huomioon eri tavoilla, joten ilmeisesti parasta tapaa ei vielä ole löydetty.

Kuvassa 4.12 on japanilaisessa H12-turvallisuusanalyysissa IPAG-1-työn pohjalta laadittu yhteenvetoesitys eräistä maailmalla julkaistuista käytetyn ydinpolttoaineen tai jälleenkäsittelyjätteen loppusijoituksen turvallisuusanalyysista (JNC 2000). Kuvassa esitetyt laskentatapaukset edustavat kukin tekijöidensä 'vertailutapauksia' (reference case).

Kuvasta nähdään ensinnäkin kaikkien vertailutapausten laaja, yli kolmen kertaluokan marginaali luonnon taustasäteilyn arvoihin. Toinen havainto on annosnopeuskuvaajien verrattain erilaiset muodot eri analyysissa, mikä tietenkin heijastelee valitun vertailutapausten tyyppiä. Eri analyysissa nämä vertailutapauksiksi kutsutut kehityskulut siis vaihtelivat selvästi.



Kuva 4.12 Yhteenveto eräissä julkaistuissa turvallisuusanalyseissa 'vertailutapauksina' esitetyistä annosnopeuskuvaajista ($\mu\text{Sv/y} = 0,001 \text{ mSv/vuosi}$) loppusijoitustilan sulkemisesta lasketun ajan funktiona (JNC 2000). Kuvaan on piirretty myös eri maiden turvallisuuskriteerien vaihteluväli sekä luonnon taustasäteilyn vaihteluväli. Suomen osalta turvallisuuskriteeri on $0,1 \text{ mSv/a}$ ($=100 \mu\text{Sv/a}$) ja luonnollisista säteilylähteistä aiheutuvan säteilyannoksen keskiarvo on $3,1 \text{ mSv/a}$ ($= 3 \cdot 100 \mu\text{Sv/a}$).

5. Mihin turvallisuus-analyyseissa laskettuja päästöjä tulisi verrata?

Tutkijapiireissä käydään jatkuvaa keskustelua 'sopivasta' vertailukohteesta turvallisuusanalyyseissa lasketuille annosnopeuksille. Aineksia keskusteluun antavat ensinnäkin opillinen erimielisyys siitä, miten pienten säteilyannosten terveysvaikutuksia tulisi ylipäätään arvioida (vrt. luku 2).

Toiseksi keskustelulle antaa aihetta turvallisuuskriteerien asettamisen perusvaikeus. Mikäli kriteeri on liian löysä, sillä ei tietenkään ole toivottua turvallisuutta edistävää vaikutusta. Mutta mikäli kriteeri on liian tiukka, ei sillä ole turvallisuutta edistäviä lisävaikutuksia, mutta sen noudattamisen valvomisen sitoo tarpeettomasti yhteiskunnan resursseja.

Tässä luvussa tarkastellaan aluksi tällä hetkellä käytössä olevia Säteilyturvakeskukseen (STUK) valmistelemissä turvallisuuskriteereitä. Sitten pohditaan yleisemmin kysymystä siitä, mitä mahdollisia vertailukohtia turvallisuus-analyyseissa lasketuille radionuklidipäästöille biosfääriin voisi olla.

5.1 Nykyiset turvallisuuskriteerit

Ydinjätehuollon turvallisuuskriteerit pohjautuvat olennaisesti kansainväliseen yhteistyöhön. Varsinkin kansainvälisen Säteilysuojelukomission (ICRP, International Commission on Radiological Protection) ja Kansainvälisen atomienergiajärjestön (IAEA) suosi-

tukset ovat useimmissa maissa noudatettavien kriteerien taustalla (ks. esim. ICRP 1991, 1998a,b, 1999). Suomen tapauksessa ICRP:n suositusten ohella erityisesti muut Pohjoismaat ovat luonteellisesti yhteistyökumppaneita turvallisuuskriteerejä asetettaessa.

Pohjoismaiset viranomaiset ovat jo vuonna 1993 pohtineet turvallisuuskriteereitä yhteisessä niin kutsutussa lippukirjassaan (Snihs ym. 1993). Siinä esitetään ensinnäkin kohtuullisen hyvin ennustettavan ajanjakson yksilölliseksi maksimiannosrajaksi 0,1 mSv/a. Toiseksi lippukirjassa todetaan, että pitkän aikavälin yli loppusijoitustilasta peräisin olevien radionuklidien keskimääräisten virtojen biosfääriin on oltava pieniä verrattuna vastaaviin luonnollisiin alfaaktiivisten radionuklidien virtoihin.

Tällä hetkellä STUKissa on valmisteilla valtioneuvoston päätöstä 478/1999 tämentävä ohje YVL 8.4 käytetyn polttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuudesta. Siinä käytetään lippukirjan mukaista annosnopeusrajoitusta luotettavasti ennustettavalle, muutaman tuhannen vuoden ajanjaksolle sekä pitkällä aikavälillä nuklidikohtaisia päästörajoja (Bq/a). Päästörajat on johdettu siten, että yleinen suurin sallittu säteilyannosraja (0,1 mSv/a) on jaettu eri tyyppibiosfääreille lasketuilla annosmuunnoskertoimilla (Sv/Bq).

Säteilyannosten muunnoskertoimet on laskettu altistusreitien mukaisesti erotellen kaivo-, järvi- ja muille skenaariolle. Kaivoskenaario on keskeinen altistus-skenaario, koska kriittisen ryhmän oletetaan ottavan kaiken talousvetensä saastuneesta kaivosta.

Järviskenaario pohjautuu Eurajoella odotettavissa olevaan merenlahden kuroutumiseen sisäjärveksi muutaman

tuhannen vuoden kuluessa. Syynä tähän on viime jääkauden jälkeinen maannousu.

Muissa altistusskenaarioissa on oletettu, että kyseinen järvi kuivataan tai että se soistuu luonnollisesti. Lisäksi oletetaan vastaavasti, että kuivatun järven pohja otetaan viljelyskäyttöön tai että suon turvetta käytetään fossiilisenä polttoaineena tai maanparannusaineena.

Edellä esitelty STUKin ohje on pohjimmiltaan annoslaskentaan pohjautuva myös pitkän aikavälin osalta, koska nuklidikohtaiset päästönopeusrajat perustuvat biosfäärianalyysiin. Näin ollen YVL 8.4 ohjettakin koskevat samat yleiset epävarmuudet ja tekniset rajoitukset kuin kaikkea annoslaskentaa kaukana tulevaisuudessa tapahtuvalle altistukselle.

5.2 Biosfääriskenaarioiden yleiset epävarmuudet

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuuden arvioinnissa biosfäärissä tapahtuvan radionuklidien kulkeutumisen ja siitä aiheutuvan säteilyannoksen laskeminen sisältävät merkittävästi enemmän epävarmuuksia kuin kallioperälaskelmat.

Yksi syy biosfäärilaskennan epävarmuuksiin on, että biosfääri ja sen olosuhteet muuttuvat kallioperään verrattuna huomattavasti nopeammin. Suomen nykyiset maakerrokset ovat peräisin viime jääkaudelta ja biosfääri jääkauden jälkeiseltä 10 000 vuoden ajanjaksolta, kun taas kallioperä on yli miljardi vuotta vanha.

Merenlahdista voi maannousun tuloksena kuroutua järviä ja olemassa olevat

järvet voivat kasvaa umpeen ja ehkä soistua tuhansien vuosien kuluessa. Kasvillisuus voi muuttua luonnollisista syistä ja ihmisen vaikutuksesta. Mahdollisten ilmaston muutosten vaikutusten arvioiminen on erittäin vaikeaa. Ilmaston muutokset voivat esimerkiksi olla seurausta kasvihuoneilmästä.

Toinen epävarmuuden lähde on, että ihmisten radionuklideille altistumisen tavoista joudutaan tulevaisuudessa mahdollisesti tapahtuvassa altistumisessa tekemään yksinkertaistavia oletuksia. Tämä liittyy erityisesti saastuneen veden käyttötapojen (esim. juominen tai kastelu) ja erilaisten saastuneiden elintarvikkeiden kulutusmäärien arvioimiseen.

Säteilyannoksen laskeminen pohjautuu suoraviivaisesti kulutettujen elintarvikkeiden ominaisaktiivisuuksien (Bq/kg) ja kulutusmäärien (kg/a) kertomiseen keskenään. Kehon sisään juomaveden tai ravinnon mukana kulkeutuvan aktiivisuuden muuntamiseksi annosnopeuksiksi käytetään ICRP:n suositusten mukaisia nuklidikohtaisia nautinta-annoskertoimia (Sv/Bq).

Epävarmassakin tulevaisuudessa juodaan kuitenkin vettä ja pääosa ravinnosta on luultavasti viljatuotteita, koska ihmislajin mahdolliseen biologiseen evoluutioon liittyvät ruokavalion ja aineenvaihdunnan muutokset tapahtuvat kuitenkin verrattain hitaasti. Kulttuuriset elintapojen muutokset voivat sen sijaan olla paljon nopeampia.

Edellä mainittujen annoslaskentaan liittyvien epävarmuuksien johdosta voidaan ajatella, että jokin annosnopeuksia suurempi vertailukohta olisi suotava. Esimerkiksi luonnon radionuklidivirtoja on esitetty yhtenä vertailukohteena, jolloin turvallisuusanalyysissä laskettuja

biosfääriin vapautuvia radionuklidivirtoja voisi suoraan verrata niihin. Tällöin voitaisiin tältä osin kokonaan väistää annoslaskennan epävarmuudet.

5.3 Luonnon radionuklidivirrat

Luonnon radionuklidivirtojen perimmäisenä syynä on radionuklideja sisältävän kallioperän hidas rapautuminen, jolloin radionuklidit vapautuvat veden kuljetettavaksi. Tämän jälkeen radionuklidit ovat osa maapallon laajuista geokemiallista kiertoa, vrt. luku 3.2.

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysissä lasketaan myös biosfääriin purkautuva aktiivisuusvirta (Bq/a). Tämän lasketun tuloksen vertailukohdaksi sopivat hyvin kyseiseltä loppusijoituspaikalta mitatut paikalliset luonnonmukaiset radionuklidivirrat. Maapallon laajuisen geokemiallisen kierron yleiset virrat ovat tässä hyödyllistä tausta-aineistoa.

Ruotsissa on tutkittu SITE-94 turvallisuusanalyysiin liittyen Äspön maanalaisen kalliolaboratorion ympäristön luonnollisia radionuklidivirtoja verraten systemaattisesti (ks. esim. Miller ym. 1996, 1997). Valittu paikka sopi näihin tutkimuksiin hyvin, koska se oli kyseisen turvallisuusanalyysin referenssipaiikka. Näissä tutkimuksissa on kartoitettu loppusijoituksen turvallisuusanalyysin kannalta keskeisimpiä alkuainevirtoja.

Pohjaveden virtauksen kuljettama radionuklidivirta saadaan yksinkertaisesti kertomalla veteen liuenneen radionuklidin pitoisuus (g/m^3) pohjaveden virtaamalla (m^3/a). Virtaaman sijasta laskelmaa on kuitenkin helpointa käyttää tietyn pinta-alan yli laskettua virtaama-

nopeutta ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{a}$). Tällöin radionuklidivirrasta tulee vuo ($\text{g/m}^2/\text{a}$).

Pohjaveden virtauksen kuljettaman radionuklidikuorman laskeminen edellyttää, että tutkittavan paikan hydrologiset olosuhteet tunnetaan. Ensinnäkin on tunnettava tutkittavan alueen hydraulinen gradientti eli virtauksen liikkeelle paneva voima (virtaus tapahtuu aina korkeammasta potentiaalista alempaan, ts. "alamäkeen"). Toiseksi on tunnettava mallinnettavan kalliotilavuuden vedenjohtavuus. Virtaamanopeus saadaan näiden kahden parametrin tulona.

Jääkauden aiheuttama kallioperän eroosio vapauttaa erodoituneen massan sisältämät radionuklidit. Massavirran laskeminen tapahtuu yksinkertaisesti kertomalla kallioperän sisältämän radionuklidin pitoisuudella (g/kg) tietyn ajanjakson yli erodoitunut massa.

Erodoitunut massa saadaan kertomalla eroosionopeus (m/a) tarkastelupinta-alalla ja kallion tiheydellä (noin $2\,700\text{ kg/m}^3$). Miller ym. arvioivat jääkausi-eroosion arvoksi $0,34\text{ mm/a}$. Jääkausi-eroosion nopeuden tarkka arvioiminen on erittäin vaikeaa, mutta yleensä Suomessa on arvioitu, että yksi jääkausi kuluttaa kallioperää korkeintaan 10 m . Olettamalla jääkausijakson pituudeksi $100\,000$ vuotta saadaan jääkausi-eroosion ylärajaksi $1 \cdot 10^{-4}\text{ m/a}$.

Nykyisen, jääkausien välisen ajan, kallioperän eroosion ja rapautumisen aiheuttaa pohjoisilla leveysasteilla lähinnä kaksi mekanismia. Kallion mekaaninen eroosio on etupäässä pakkaseroosiota, joka aiheutuu veden jääytymisestä kallion pinnan pieniin halkeamiin. Kemiallinen rapautuminen johtuu kalliomatriisin mineraalien kemiallisista reaktioista sadeveden kanssa. Sadevesi

on usein lievästi hapanta ja voimakkaasti hapettavaa.

Miller ym. (1997) arvioivat mekaanisen ja kemiallisen eroosion yhteenlasketuna olevan noin $1,5 \cdot 10^{-6}$ m/a. Tämänkin suureen tarkka arvioiminen on erittäin vaikeaa, koska varsinkin kemiallinen rapautumisnopeus riippuu kiven mineraalikoostumuksesta, mikä voi vaihdella paikasta toiseen. Palmotun luonnonanalogiahankkeessa arvioitiin mekaanisen eroosion nopeudeksi $1 \cdot 10^{-6}$ m/a ja kemiallisen rapautumisen nopeudeksi $5 \cdot 10^{-6}$ m/a (vrt. Blomqvist ym. 2000).

Joet kuljettavat mukanaan radionuklideja periaatteessa kolmella tavalla: veteen liuenneena, vedessä olevina hienoina hiukkasina (kolloideina) ja pohjaa pitkin hitaammin etenevinä suurempina hiukkasina. Yleisessä kielenkäytössä joen kuljettama massavirta tarkoittaa kahta ensimmäistä. Sen laskeminen on periaatteessa suoraviivaista: joen virtaama (m^3/a) kerrotaan radionuklidipitoisuudella (g/m^3).

Kokonaisvaltaisen luonnollisen paikka-kohtaisen radionuklidivirran laskemiseksi oikein on vältettävä saman massavirran laskemista useampaan kertaan. Esimerkiksi joissa kulkeva kuorma on johdettavissa suurelta osin kallioperästä rapautuneesta määrästä.

Miller ym. (1997) vertasivat tietyn pinta-alan yli tapahtuvaa radionuklidien virtaa, toisin sanoen radionuklidien vuota pohjaveden virtaukselle, jääkausi-eroosiolle ja nykyiselle eroosiolle. Tuloksena oli, että esimerkiksi uraanille jääkausi-eroosio aiheuttaa selvästi suu-

rimman vuon²³ (noin 10^{-2} gU/m²/a), nykyeroosion aiheuttama vuo on yli kaksi kertaluokkaa pienempi (noin 10^{-5} gU/m²/a). Pohjaveden virtauksen aiheuttama vuo (noin 10^{-7} gU/m²/a) on edelleen noin kaksi kertaluokkaa pienempi kuin nykyeroosion aiheuttama vuo.

Pohdittaessa luonnollisten radionuklidien virtaa vertailukohteena loppusijoitustilan turvallisuusanalyysissä laskeville, tärkeä kysymys, joka on ratkaistava ennen "luonnollisten kriteerien" käyttöönottoa, on se ajanjakso, jonka yli luonnollisia radionuklidivirtoja tarkastellaan. Tämä ratkaisee nimittäin näiden virtojen absoluuttisen tason. Mikäli jääkaudet, ja siis jääkausi-eroosio, otetaan huomioon, ovat luonnolliset radionuklidivirrat noin satakertaiset verrattuna tapaukseen, jossa vain nykyinen kallion eroosio otetaan huomioon.²⁴

5.3.1 Luonnon analogiat

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilaa ei vielä ole fyysisesti olemassa, mutta sille on kuitenkin etukäteen tehty laskennallisia turvallisuusanalyyssejä. Loppusijoitustilaa ei siis voi tutkia kokeellisesti, minkä vuoksi luonnosta on etsitty sen omia järjestelmiä, jotka muistuttavat joltain osin loppusijoitusjärjestelmää. Uraaniesiintymä perus-

²³ Tässä vuo on ilmoitettu grammoina uraania neliometriä ja vuotta kohti.

²⁴ Miller ym. (1997) tarkasteli vain suoria kallion eroosion aiheuttamia uraanivirtoja. Tarkemmassa, esim. vesistöön purkautuvassa massavirran analyysissä tulisi tarkastella myös maaperän erodoitumisen aiheuttamia uraanivirtoja, koska kallioeroosiossa vapautuva aines jää osin maaperään, josta vapautuu vähitellen liukoiseen muotoon.

kalliossa on esimerkki sopivasta luonnon järjestelmästä, jota on tutkittu Suomessakin (Blomqvist ym. 2000).

Näitä luonnon analogioiksi kutsuttuja kohteita tutkitaan, koska ne muistuttavat loppusijoitusjärjestelmää ja näin ollen analogiasta saatavat tutkimustulokset pätevät yhteisiltä osin myös itse loppusijoitusjärjestelmään. Erityisen arvokkaita luonnon analogiat ovat, koska prosessit ovat tapahtuneet pitkien ajanjaksojen kuluessa ja täysin luonnon olosuhteissa. Tällaisia kokeita ei voi mitenkään tehdä ihmisiän mittaisina ajanjaksoina laboratorioissa eikä kallioperätutkimuksissa. Esimerkiksi toistuvien jääkausien vaikutuksia voidaan tutkia luonnon analogioista, koska tutkittavat paikat ovat käyneet läpi kaikki Suomessa olleet jääkaudet.

Suomessa eniten tutkittu luonnon analogia on Palmotun uraaniesiintymä, joka on kaikkiaan noin 1,7 miljardia vuotta vanha. Uraania esiintymässä on noin 1 000 tonnia epäsäännöllisinä juonina, jotka ulottuvat maanpinnalta ainakin 300 metrin syvyyteen. Palmotun kallioperän ylimmässä 100 metrissä valitsevat hapettavat ja alempana pelkistävät pohjavesiolosuhteet (Blomqvist ym. 2000).

Palmotussa on toteutettu laaja paikkatutkimusohjelma, jonka tuloksena on saatu perusteltu käsitys uraanipitoisuuksista kallioperän ja biosfäärin eri osissa. Taulukkoon 5.1 on koottu yhteen eräitä tämän työn kannalta kiinnostavia Palmotussa havaittuja yleisiä uraanipitoisuuksia.

Taulukko 5.1 Palmotussa mitattuja uraanipitoisuuksia pohjavedessä, pintavedessä, järvisedimentissä ja turpeessa. Pohjavesipitoisuuksien osalta arvot ovat tyypillisiä suuruusluokkia, koska vaihtelu lukuisissa mittauspisteissä oli huomattava (vrt. Blomqvist ym. 2000).

Uraanilähde	Uraanipitoisuus	Kommentti
Hapettava pohjavesi	$1 \cdot 10^{-1}$ gU/m ³	Ylin 100 metrin kerros kallioperässä
Pelkistävä pohjavesi	$1 \cdot 10^{-3}$ gU/m ³	100 metrin alapuolinen kerros kallioperässä
Järvivesi	$2 \cdot 10^{-4}$ gU/m ³	Palmottujärven tilavuus noin 500 000 m ³
Järvisedimentti	$8 \cdot 10^{-3}$ gU/kg	Pitoisuus ilmoitettu kuivapainoa kohti
Suo Palmottupuron varrella	$9 \cdot 10^{-2}$ gU/kg	Pitoisuus ilmoitettu kuivapainoa kohti
Suo Palmottujärven vierellä	$2 \cdot 10^{-3}$ gU/kg	Pitoisuus ilmoitettu kuivapainoa kohti

Palmotun biosfäärin osalta järvisedimentti sisälsi kokonaisuutena noin 130 kgU ja suot noin 80 kgU ja 20 kgU. Järviveden jopa pelkistäviä pohjavesiä pienempi uraanipitoisuus viittaa siihen, että se saa suurimman osan vedestään muualta kuin Palmotun hapettavasta pohjavedestä, sekä että tämä vesi

sisältää varsin vähän uraania. Suoturpeiden uraanipitoisuudet ovat myös verrattain alhaisia, mikä niinkään viittaa siihen, että kyseiset suot eivät ole uraanipitoisten hapettavien pohjavesien keskeisiä purkautumispaikkoja.

5.4 Kansainvälisiä turvallisuusmittarihankkeita

Ydinjätehuollon turvallisuusanalyysien tulosten välittäminen ei-asiantuntijoille on osoittautunut vaikeaksi tehtäväksi. Tämä koskee erityisesti käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitusta. Yksi syy tähän lienee itse analyysien "jossittelevä" luonne, minkä takia perustellutkin johtopäätökset voidaan kokea vain yhdeksi mahdollisuudeksi monien jossitelmien joukosta. Tästä syystä on vireillä hankkeita, joissa haetaan vaihtoehtoisia vertailukohteita loppusijoituksen turvallisuudelle (ks. esim. IAEA 1994).

Vaihtoehtoisten turvallisuusperustelujen etsijät soisivat löytävänsä vähemmän teknisiä, helpompia ja paremmin kerralla avautuvia tapauksia luonnosta. On huomattava, että näitä vaihtoehtoisia perusteluja ei ole mitenkään tarkoitettu korvaamaan laskennallista turvallisuusanalyysia tai kilpailemaan sen kanssa, vaan täydentämään ja tukemaan sitä. Niillä vain pyritään tarjoamaan yleistajuisempi, vähemmän insinöörimäinen näkökulma. Vaihtoehtoisia loppusijoituksen turvallisuuden vertailukohteita on käsitelty esimerkiksi viitteissä IAEA (1994), Gera ym. (1998) ja Wingefors & Westerlind (1998).

Kansainvälisessä atomienergiajärjestössä IAEA (International Atomic Energy Agency) on menossa koordinoitu tutkimusohjelma turvallisuusindikaattoreista. Tutkimusohjelmassa kootaan eri maissa tehdyistä tutkimuksista tietokantaa luonnollisten radionuklidien pitoisuuksista ja virroista kallioperässä ja biosfäärissä. Säteilyturvakeskus osallistuu Suomesta IAEA:n tutkimusohjelmaan.

IAEA:n tutkimusohjelma on luonteeltaan paljolti jo tehtyjä kokeellisia mittauksia yhteenkokoava ja arvioiva. Sen tuloksena saadaan aiempaa kattavampi, luotettavampi ja paremmin dokumentoitu kuva erityisesti luonnon radionuklidien pitoisuuksista pohja- ja pintavesissä.

OECD:n Ydinenergiajärjestön NEAn (Nuclear Energy Agency) piirissä jo kolmanteen vaiheeseensa ehtinyt turvallisuusanalyysiryhmä IPAG-3 (Working Group on the Integrated Performance Assessment of Deep Repositories) on myös kiinnostunut turvallisuusanalyysija täydentävistä tarkasteluista. Niinä on mainittu muun muassa erilaiset turvallisuusindikaattorit, luonnon analogiat, loppusijoituspaikan geologinen ja geohydrologinen historia (paleohydrogeologia), asiantuntija-arvioinnit ja kansainvälinen tutkijayhteisön konsensus (ks. esim. NEA 2000b).

IPAG-3:n työtä voi yleisemmin kuvata luottamuksen rakentamiseksi turvallisuusanalyysija kohtaan, ja aihepiiristä on hyvä yhteenveto viitteessä NEA (1999). Tällä työllä on sikäli loogiset lähtökohdat että IPAG-hankkeen ensimmäisessä vaiheessa IPAG-1 analysoitiin tehtyjä turvallisuusanalyysija (IPAG 1997) ja toisessa vaiheessa IPAG-2 niistä laadittuja arviointeja ja lausuntoja (IPAG 1999). Suomesta IPAG-3-hankkeeseen osallistuvat Posiva ja VTT Energia.

Euroopan Unionin ydinenergian tutkimusohjelmaan kuuluvassa SPIN-projektissa (Testing of Safety and Performance Indicators) tarkastellaan myös luottamuksen rakentamista turvallisuusanalyysija kohtaan. Tarkemmin hankkeessa tutkitaan ja testataan loppusijoituksen vaihtoehtoisia toimintakyky- ja turvallisuusmittareita (mm. luonnon

radioaktiivisuusvirrat ja -pitoisuudet) ja päästörajoja. SPIN-hanke toteutetaan päällekkäisyyksien välttämiseksi yhteistyössä edellä mainitun IAEA:n koordinoiman tutkimushankkeen kanssa.

Suomesta SPIN-projektin työhön osallistuu VTT Energia. VTT Energian osuudessa havainnollistetaan TILA-99-turvallisuusanalyysin väli- ja lopputuloksia (radionuklidien vapautumisnopeudet polttoaineesta kapseliin, kapselista lähialueelle, lähialueelta kallioperään, kallioperästä biosfääriin; radionuklidien paikkajakaumat ajan funktiona sekä niiden lopullisten hajoamispaikkojen jakaumat) sekä verrataan niitä projektissa testattaviin toimintakyky-mittareihin.

6. Yhteenveto

Raportissa on havainnollistettu käytetyn ydinpolttoaineen suomalaisen huolto-suunnitelman arvioituja säteilyvaikutuksia. Säteilyvaikutusten ymmärtäminen on tärkeää, koska päätökset siitä, toteutetaanko Posiva Oy:n periaate-päätöshakemuksessaan esittämä huolto-suunnitelma, tehdään suurelta osin turvallisuusanalyysien perusteella.

Turvallisuusanalyysissa laskettujen säteilyvaikutusten ymmärtäminen on vaikeaa monestakin syystä. Yksi syy on se, että säteilyannosten laskenta itsessään sisältää paljon epävarmuuksia. Säteily-suojelun perusteista käydään jatkuvaa keskustelua kansainvälisissä alan järjestöissä. Tämä epävarmuus koskee koko sitä arviointiketjua, jolla ensin muunnetaan radionuklidipäästöt annosnopeudeksi ja nämä edelleen terveystaikutuksiksi.

Toinen syy ovat itse turvallisuus-analyysiin liittyvät erityisongelmat. Varsinkin maanalaisen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden arviointiin liittyy pitkää arviointiajasta johtuvia epävarmuuksia. Tämä epävarmuus koskee olennaisesti koko sitä arviointiketjua, jolla lasketaan radionuklidipäästöjä loppusijoitustilasta biosfääriin.

Ydinjätehuollon suunnitelma on herättänyt ihmisissä monenlaista huolta. Yksi syy huoleen voi olla se, että elinympäristömme kuvitellaan alunperin "puhtaaksi" radioaktiivisuudesta. Mikäli näin olisi, radionuklidien levittäminen ympäristöön tuntuisi epäilyttävältä.

Maapallo on kuitenkin aina ollut lievästi radioaktiivinen asuinpaikka, ja kaikkien elollisten on evoluutionsa kuluessa ollut pakko sopeutua siihen. Ihminen kirjai-

mellisesti elää radionuklidien ympäröimänä, syö radionuklideja ja sisältää itsekin radionuklideja. Suomessa eri alueilla tehdyt kartoitukset osoittavat, että kallioperän luonnollinen aktiivisuus ja siitä seuraava pohjaveden radonpitoisuus määräävät suurelta osin luonnollisen säteilyn tason maassamme. Huoneilman radonpitoisuudet vaihtelevat runsaasti maan eri osissa.

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusriskitarkasteluissa on arvioitu sekä työntekijöille että kuljetusreitillä asuvalle väestölle aiheutuvia säteilyannoksia. Tarkasteluissa on katettu normaalikuljetukset, häiriö- ja onnettomuustapaukset sekä kuljetusten sabotointi. Normaalikuljetuksissa annosnopeus kertyy suorasta säteilystä, joka vaimenee nopeasti etäisyyden kuljetussäiliöön kasvaessa. Onnettomuuden todennäköisyys on yleisten liikenneonnettomuustilastojen valossa sangen vähäinen. Tutkimuksen mukaan säteilyannokset jäävät luonnon taustasäteilyyn ja turvallisuuskriteereihin verrattuna varsin pieniksi.

Maanpäällisen loppusijoituslaitoksen käytönaikaisen säteilyvaikutusten tarkastelu kattoi niinkään sekä laitoksen työntekijät että lähialueen väestön. Tässäkin tapauksessa analysoitiin normaalitoimintaa ja onnettomuustapauksia. Tutkimuksen mukaan sekä työntekijöille että väestölle aiheutuva säteilyaltistus jää vähäiseksi.

Maanalaisen loppusijoituksen turvallisuusanalyysissa on arvioitu säteilyvaikutuksia monien erilaisten radionuklidien oletettua leviämistä kuvaavien tapahtumaketjujen eli skenaarioiden avulla. Tarkastellut tapahtumaketjut jaettiin todennäköisimpään peruskkenaarioon, sitä epätodennäköisempiin, mutta silti mahdollisiin erilaisiin muunnelmiin sekä alan keskustelussa ja

kirjallisuudessa usein esitettyihin erittäin epätodennäköisiin "mitä jos -tapauksiin". Kaikissa tarkastelluissa tapauksissa säteilyaltistus jäi alle luonnon säteilytaustan ja viranomaisten asettamien turvallisuusvaatimusten.

Tarkastelluista erittäin epätodennäköisistä mitä jos -tapauksista pahimman pohjalta voidaan myös ajatella seuraavaa ehdotonta ääritapausta. Oletetaan, että jääkauden aiheuttama pystysuuntainen kalliosierros osuu pahimmalla mahdollisella tavalla loppusijoitustilaan rikkoen kokonaisen loppusijoitustunnelin kapseleineen (60 kpl). Tutkimuksen mukaan eniten altistuneen ryhmän annosnopeus olisi noin puolet vuotuisesta luonnollisesta säteilyannoksesta.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon eri vaiheita kuvaavissa turvallisuusanalyseissa laskettuja säteilyvaikutuksia on yleensä verrattu viranomaisten asettamiin turvallisuuskriteereihin. Ne perustuvat useimmiten kansainvälisten säteilysuojelujärjestöjen suosituksiin. Suomessa turvallisuuskriteerinä on 0,1 mSv/a, mikä on noin kolme prosenttia luonnon taustasta saatavasta säteilyannoksesta.

Pelkästään asetettuihin kriteereihin vertaaminen ei kuitenkaan anna lasketuista säteilyvaikutuksista kovin havainnollista kuvaa. Tämän vuoksi turvallisuusanalyysin tueksi ollaan kansainvälisesti hakemassa vaihtoehtoisia vertailukohteita. Tällaisina on muun muassa mainittu luonnon radionuklidien virrat ja luonnon analogiat. Luonnon radionuklidivirtojen käyttö turvallisuusanalyysin vertailukohtana poistaisi periaatteessa kokonaan annoslaskennan tarpeen. Luonnon analogioista suomalaisittain kiinnostavin ja eniten tutkittu on Palmotun uraaniesiintymä.

Ydinjätehuollon turvallisuutta on tois-taiseksi arvioitu säteilyannoksia laske-malla. Todenmukaisen suuruusluokka-käsityksen saaminen elinympäristömme luontaisesta radioaktiivisuudesta auttaa osaltaan asettamaan ydinjätehuollon arvioidut säteilyvaikutuksetkin oikeaan perspektiiviinsä.

Kirjallisuusviitteet

Arvela, H. 1995. Residential radon in Finland: Sources, variation, modelling and dose comparisons. Helsinki: Säteilyturvakeskus. 87 s. + liitt. 80 s. (Report STUK-A124.)

ATS. 1988. Radioaktiiviset aineet ja säteily. Merkitys ydinvoiman tuotannon ja ydinjätteiden loppusijoituksen turvallisuudelle. Helsinki: Suomen Atomiteknillinen Seura (ATS). 43 s.

Becker, K. 2001. Reflections on public acceptance of nuclear energy and the low dose issue. *Atomwirtschaft*, vol. 46, Heft 1, s. 54–58.

BEIR. 1990. Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation (BEIR V). Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations. Washington, D.C.: National Academy Press. 401 s.

Blomqvist, R., Ruskeeniemi, T., Kaija, J., Ahonen, L., Paananen, M., Smellie, J., Grundfelt, B., Pedersen, K., Bruno, J., Pérez del Villar, L., Cera, E., Rasilainen, K., Pitkänen, P., Suksi, J., Casanova, J., Read, D. & Frape, S. 2000. The Palmottu natural analogue project – Phase II: Transport of radionuclides in a natural flow system at Palmottu. Luxembourg: European Commission. 192 s. (Nuclear Science and Technology Series EUR 19611 EN.)

Fyfe, W.S. 1979. The geochemical cycle of uranium. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, A. 291, s. 433–445.

Gera, F., Vovk, I. & Wingefors, S. 1998. The use of safety indicators,

complementary to dose and risk, in the assessment of radioactive waste disposal. Vienna: International Atomic Energy Agency. S. 255–262 (IAEA TECDOC-1031.)

Hedvall, R. 1997. Activity concentrations of radionuclides in energy production from peat, wood chips and straw. Lund: Lund University. 65 s. (Väitöskirja.)

Helariutta, K., Rantavaara, A. & Lehtovaara, J. 2000. Turvesoiden polttoturpeen radionuklidit. Helsinki: Säteilyturvakeskus. 58 s. (Raportti STUK A143.)

IAEA. 1995. The Principles of Radioactive Waste Management. Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Series No. 111-F.)

IAEA. 1990. Regulations for the safe transport of radioactive material. 1985 Edition (As amended 1990). Vienna: International Atomic Energy Agency. (IAEA Safety Series No. 6.)

IAEA. 1994. Safety indicators in different time frames for the safety assessment of underground radioactive waste repositories. Vienna: International Atomic Energy Agency. 35 s. (IAEA TECDOC-767.)

ICRP. 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. (ICRP Publication 60, *Annals of the ICRP*, Vol 21, Nos.1–3.)

ICRP. 1998a. Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive Waste. (ICRP Publication 77, *Annals of the ICRP*, Vol 27, Supplement 1997.)

ICRP. 1998b. Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste. (ICRP Publication 81, Annals of the ICRP, Vol. 28, Issue 4.)

ICRP. 1999. Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure. The application of the Commission's system of radiological protection to controllable radiation exposure due to natural sources and long-lived radioactive residues. (Annals of the ICRP Vol. 29, Issues 1–2.)

Ikäheimonen, T.K., Klemola, S., Ilus, E. & Sjöblom, K.-L. 1995. Monitoring of radionuclides in the vicinities of Finnish nuclear power plants in 1991–1992. Helsinki: Säteilyturvakeskus. 96 s. (Report STUK-A121.)

IPAG (Working Group on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories) 1997. Lessons learnt from ten performance assessment studies. Paris: OECD NEA. 129 s.

IPAG (Working Party on the Integrated Performance Assessments of Deep Repositories) 1999. Lessons learnt from regulatory reviews of integrated performance assessments. Paris: OECD NEA. 86 s.

Ivanovich, M. & Harmon, R.S. (eds.) 1992. Uranium-series disequilibrium: Application to earth, marine and environmental sciences. Oxford: Clarendon Press. 910 s. ISBN 0-19-854278-X

JNC. 2000. H12: Project to establish the scientific and technical basis for HLW disposal in Japan. Project overview report. Japan Nuclear Cycle Develop-

ment Institute, (Report JNC TN1410 2000-001.)

Karam, P.A. & Leslie, S.A. 1999. Calculations of background beta-gamma radiation dose through geologic time, Health Physics, vol. 77 nro 6, s. 662–667.

Karttakeskus. 1992: Suomen kartasto, Vihko 123–126. Helsinki: Maanmittaushallitus ja Suomen maantieteellinen seura. 58 s.

Kukkola, T. 1999. Loppusijoituslaitoksen normaalikäytön, käyttöhäiriöiden ja onnettomuustilanteiden määrittäminen päästö- ja annoslaskentaa varten. Helsinki: Posiva Oy. 26 s. (Posiva Työraportti 99-17.)

Menon, S. & Pescatore, C. 1998. Dealing with naturally occurring radioactive materials, NEA Newsletter, Nro 2, s. 18–22.

Miller, B., Smith, G., Savage, D., Towler, P. & Wingefors, S. 1996. Natural radionuclide fluxes and their contribution to defining licencing criteria for deep geological repositories for radioactive waste. Radiochimica Acta, vol. 74, s. 289–295.

Miller, W.M., Smith, G.M., Towler, P.A. & Savage, D. 1997. SITE-94. Natural elemental movement in the vicinity of the Äspö hard rock laboratory. Stockholm: Statens Kärnkraftinspektion. 93 s. (SKI Report 97:29.)

NEA. 1997. Radiation in perspective. Applications risks and protection. Paris: OECD Nuclear Energy Agency. 94 s.

- NEA. 1999. Confidence in the long-term safety of deep geological repositories. Its development and communication. Paris: OECD Nuclear Energy Agency. 78 s.
- NEA. 2000a. A critical review of the system of radiation protection. First reflections of the OECD Nuclear Energy Agency's Committee on Radiation Protection and Public Health (CRPPH). Paris: OECD. 20 s.
- NEA. 2000b. Regulatory reviews of assessments of deep geologic repositories, Paris: OECD Nuclear Energy Agency. 132 s.
- Osmond, J.K. & Cowart J.B. 1976. The theory and uses of natural uranium isotopic variation hydrology. Atomic Energy Review, vol. 14, nro 4, s. 621–679.
- Paile, W. 2000. Muuttuuko säteily-suojelun perusfilosofia 2000-luvulla, Alara, nro 4, s. 14–16.
- Rasilainen, K. & Vuori, S. 1999. Käytetyn ydinpoltoaineen huolto – Suomalaisen suunnitelman pääpiirteet, Espoo: VTT Energia. 50 s. + liitt. 7 s. (VTT Tiedotteita 1953.)
- Rasilainen, K., Suolanen, V. & Vuori, S. 2000. Käytetyn ydinpoltoaineen huolto – Turvallisuuden arvioinnin perusteet, Espoo: VTT Energia. 57 s. (VTT Tiedotteita 2033.)
- Riekkola, R., Saanio, T., Kukkola, T. & Raiko, H. 2000. Loppusijoitustilojen esisuunnitelma, yhteenvetoraportti. Helsinki: Posiva Oy. 41 s. (Posiva Työraportti 2000-10.)
- Rossi, J., Raiko, H., Suolanen, V. & Ilvonen, M. 1999. Käytetyn ydinpoltoaineen loppusijoituslaitoksen normaali-käytön, käyttöhäiriöiden ja onnettomuustilanteiden aiheuttamien säteilyannosten arviointi. Helsinki: Posiva Oy. 85 s. (Posiva 99-16.)
- Salo, A. 2000. Säteilysuojeluperiaatteiden revolutio tai evoluutio. Alara, nro 4, s. 17–18.
- Salomaa, S. 2000. LNT-malli säteily-suojelun perustana. Alara, nro 4, s. 19–20.
- Snihs, J.O., Johansson, G., Norrby, S., Wingefors, S., Mustonen, R. & Ruokola, E. 1993. Disposal of high level radioactive waste. Consideration of some basic criteria. 64 s.
- STUK. 1998. Suomalaisen säteilyannos. Alara, nro 3, s. 32.
- STUK. 2000. Käytetyn polttoaineen loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuus. Ohje YVL 8.4. Luonnos 2, 20.9.2000, Helsinki: Säteilyturvakeskus. 9 s.
- Suolanen, V., Lautkaski, R. & Rossi, J. 1999. Käytetyn ydinpoltoaineen kuljetusten terveysriskien arviointi. Helsinki: Posiva Oy. 139 s. (Posiva 99-17.)
- UNSCEAR. 1993. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 1993. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York, NY: United Nations. 922 s.
- UNSCEAR. 2000. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of

Atomic Radiation (UNSCEAR) 2000. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York, NY: United Nations, Volume I: Sources, 654 s.

Weltner, A. 2000. Porakaivovedessä piilee vaara. Alara, nro 2, s. 24–26.

Vieno, T. & Nordman, H. 1999. Safety assessment of spent fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara. Helsinki: Posiva Oy. 253 s. (Report Posiva 99-07.)

Vieno, T., Hautojärvi, A., Koskinen, L. & Nordman, H. 1992. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysi TVO-92. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. 250 s. (Report YJT-92-33.)

Vieno, T., Peltonen, E., Vuori, S., Anttila, M., Hillebrand, K., Meling, K., Rasilainen, K., Salminen, P., Suolanen, V. & Winberg, M. 1985. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysi. Häiriötilanteet. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. 250 s. (Raportti YJT-85-23.)

Wingefors, S. & Westerlind, M. 1998. Säkerhetsindikatorer – olika sätt att värdera slutförvar. Nucleus, Nr. 18, vol. 4, s. 26–31.

Voutilainen, A. 1998a. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituspaikkavaihtoehtojen ympäristön radioaktiiviset aineet ja ionisoiva säteily. Helsinki: Posiva Oy. 39 s. + liitt. 3 s. (Posiva Työraportti 98-63.)

Voutilainen, A. 1998b. Porakaivovesi säteilee. Alara, nro 2, s. 7–8.

Liite A:

ESIMERKKEJÄ NOUDATETTAVISTA SÄTEILYANNOSRAJOISTA JA SÄTEILYN VAIKUTUKSESTA IHMISEEN

Säteilyannos	Selitys	Vaikutus
0,000 1 Sv/a	STUKin asettama turvallisuuskriteeri ydinjätteiden loppusijoitukselle	Ei terveysvaikutuksia ¹
0,001 Sv/a	Elintarvikkeiden sallittujen pitoisuuksien lähtökohtana oleva vuosiannos jatkuvassa altistuksessa	Ei terveysvaikutuksia
0,002 Sv	Suomessa odotettavissa oleva kokonaisyksilöannos Tšernobylin laskeumasta 50 vuoden ajalta	Ei terveysvaikutuksia
0,003 Sv/a	Suomessa keskimääräinen luonnollinen taustasäteilyannos	Ei terveysvaikutuksia
0,005 Sv/a	Elintarvikkeiden sallittujen pitoisuuksien lähtökohtana oleva vuosiannos lyhytkestoisessa altistuksessa	Ei terveysvaikutuksia
0,02 Sv/a	Säteilyvaarallisessa työssä olevalle sallittu jatkuva enimmäisannos	Ei terveysvaikutuksia
0,5–1 Sv	Säteilyonnettomuustilanne	Säteilynsairausoireita alkaa ilmetä
3–4 Sv	Vakava säteilyonnettomuustilanne ²	Noin puolet annoksen saaneista kuolee muutamassa viikossa ellei tehokasta hoitoa ole saatavissa
40–60 Sv	Erittäin vakava säteilyonnettomuustilanne	Hermosto ja ruuansulatuskanava tuhoutuvat nopeasti. Kuolema parin viikon sisällä

Säteilyn aiheuttamat terveysvaikutukset jaetaan saadun säteilyannoksen mukaan joko stokastisiin myöhäisvaikutuksiin tai deterministisiin välittömiin vaikutuksiin (ks. esim. Toivonen ym. 1988, Auvinen ym. 1994, Mustonen 1995). Stokastinen säteilyannosalue kattaa sen alueen, jolla ei ole välittömiä terveysvaikutuksia (Suomessa 0,003–0,5 Sv/a). Deterministinen alue alkaa stokastisen säteilyannosalueen ylärajasta (0,5 Sv/a). Deterministellä alueella vauriot kasvavat nopeasti annoksen mukana. Taulukko on koottu lähinnä viitteen ATS (1988) pohjalta.

¹ Ei välittömiä terveysvaikutuksia, mutta pienikin säteilyannos voi periaatteessa lisätä stokastisten myöhäisvaikutusten esiintymistodennäköisyyttä.

² Vakavimmissa säteilyonnettomuuksissa on ollut kyse ihmisen aiheuttamasta hallitsemattomasta ketjureaktiosta.

Pienemmillä säteilyaltistuksilla aiheutuvat stokastiset vaikutukset johtuvat solumuutaatioista. Stokastiset vaikutukset ovat satunnaisia kuitenkin niin, että esimerkiksi syövän tai perinnöllisen sairauden kehittymisen todennäköisyys kasvaa altistuksen kasvaessa. Kansainvälisen Säteilysuojelukomission ICRP omaksuma arvio³ elinikäiselle syöpäriskille on $5 \cdot 10^{-2}$ 1/Sv ja perinnölliselle haitalle ensimmäisessä sukupolvessa $0,4 \cdot 10^{-2}$ 1/Sv. Näin ollen esimerkiksi luonnollisesta taustasäteilystä (0,004 Sv/a) aiheutuisi koko Suomessa nyt elävälle väestölle (5 miljoonaa henkeä) laskennallisesti kaikkiaan noin 1 000 syöpätapausta vuodessa.

Taustasäteilyn aiheuttama laskennallinen syöpäriski valtakunnan tasolla (1 000 tapausta vuodessa) vaikuttaa verrattain suurelta, koska Suomessa havaittiin esimerkiksi vuonna 1997 noin 10 000 syövästä johtuvaa kuolemantapausta (esim. Tilastokeskus 2000). Todellisuudessa taustasäteilyn aiheuttama syöpäriski on ilmeisesti pienempi, koska ICRP:n muunnoskerroin perustuu pienten säteilyannosten terveysvaikutuksia yliarvioivaan lineaariseen teoriaan.

Suuremmilla säteilyaltistuksilla aiheutuvat deterministiset haitat johtuvat solukuolemista. Nimitys deterministinen johtuu siitä, että vaikutuksen ilmaantuminen on varmaa, kun altistus on riittävän suuri. Tšernobylin reaktorionnettomuudessa vuonna 1986 pahiten altistuneet työntekijän saivat ulkoista gamma- ja beeta-säteilyä 1–16 Sv. Esimerkiksi annosluokassa 6–16 Sv kuoli altistuneesta 21 hengen ryhmästä 20 (CRPPH 1995). Tokaimuran polttoainetehtaan onnettomuudessa vuonna 1999 sai kolme tehtaan eniten altistunutta työntekijää alustavan arvioin mukaan samaa luokkaa olevat säteilyannokset (IAEA 1999). Työntekijöiden ennusteet vaihtelivat säteilyannoksen mukaan mahdollisesta toipumisesta huonoon. Tosin se työntekijä, jolle ennustettiin mahdollista toipumista saa tietenkin kohonneen stokastisen riskin.

Aiheesta enemmän

ATS. 1988. Radioaktiiviset aineet ja säteily. Merkitys ydinvoiman tuotannon ja ydinjätteiden loppusijoituksen turvallisuudelle. Helsinki: Suomen Atomiteknillinen Seura (ATS), 43 s.

Auvinen, A., Castrén, O., Hyvönen, H., Komppa, T., Mustonen, R., Paile, W., Rytömaa, T., Salomaa, S., Servomaa, A., Servomaa, K. & Suomela, M. 1994. Säteilyn lähteet ja vaikutukset, Helsinki: Säteilyturvakeskus, 193 s. (STUK-A117.)

CRPPH. 1995. Chernobyl ten years on. Radiological and health impact. An Assessment by the NEA Committee on Radiation Protection and Public Health, Paris: OECD Nuclear Energy Agency, 70 s.

³ Riskiarvio voidaan antaa joko yksilöannosta (Sv) tai kollektiivista annosta (manSv) kohti, koska se on sama sekä yksilölle että ryhmälle. Säteilysuojelussa sovelletaan lineaarista säteilyriskimallia, jolloin yksilöannoksia voidaan summata vapaasti. Kollektiivinen annos on yksinkertaisesti yksilöannosten summa.

IAEA. 1999. Report on the preliminary fact finding mission following the accident at the nuclear fuel processing facility in Tokaimura, Japan, Vienna: International Atomic Energy Agency, 35 s.

Mustonen, R. (toim.) 1995. Säteilysuojelun periaatteet ja ohjeelliset toimenpidetasot onnettomuustilanteessa, Helsinki: Säteilyturvakeskus, 19 s. (STUK-B-VYK 3.)

Tilastokeskus. 2000. (http://www.tilastokeskus.fi/tk/tp/tasku/taskus_terveys.html)

Toivonen, H., Rytömaa, T. & Vuorinen, A. (toim.) 1988. Säteily ja turvallisuus, Helsinki: Säteilyturvakeskus, 640 s.

Liite B:

ANNOSLASKENNAN TERMEJÄ JA PERUSTEITA

Absorboitunut annos D ($D = dE/dm$)

Ionisoivasta säteilystä aineeseen siirtynyt ("imeytynyt") keskimääräinen energia (dE) jaettuna aineen massalla (dm) (J/kg). Absorboituneen annoksen yksikkö on gray (Gy).

Ekvivalenttiannos H ($H = D \cdot QF$)

Absorboituneen annoksen ja säteilyn tyypistä riippuvan laatukertoimen QF (quality factor) tulo. Laatukerros kuvaa aineeseen siirtyneen energian jakautumisen biologisia vaikutuksia. Eri säteilytyyppien biologiset vaikutukset vaihtelevat, vaikka itse fyysikaalinen absorboitunut annos olisikin sama. Yleisimpiä laatukertomia on esitetty Taulukossa 1.

Taulukko 1. Eri ionisoivien säteilylajien annoslaskennan laatukertoimia.

Ionisoivan säteilyn tyyppi	Ekvivalenttiannoksen laatukerros
Röntgen- ja gammasäteily sekä elektronit	QF = 1
Neutronit, protonit sekä hiukkaset, joiden lepomassa on suurempi kuin yksi atomimassayksikkö ja varaus on yksi alkeisvaraus ja joiden energia on määrittämätön	QF = 10
Alfahiukkaset sekä hiukkaset, joiden varaus on suurempi kuin yksi alkeisvaraus ja joiden energia on määrittämätön	QF = 20

Ekvivalenttiannoksen yksikkö on sievert ($Sv = J/kg$). Mikäli absorboitunut annos on ilmaistu grayna, saadaan ekvivalenttiannoksen yksiköksi suoraan sievert. Yleensä puhuttaessa 'säteilyannoksesta' tarkoitetaan koko kehon ekvivalenttiannosta, jossa säteily on kohdistunut tasaisesti koko kehoon. Annoslaskennan periaatteista ja käytännöstä on hyvä esitys viitteessä Toivonen ym. (1988).

Esimerkiksi 1 mGy:n absorboitunut annos antaa ekvivalenttiannoksen 1 mSv, mikäli kyse on gammasäteilystä, mutta ekvivalenttiannoksen 20 mSv, mikäli kyse oli alfasäteilystä.

Ionisoiva säteily

Riittävän energinen säteily, joka vuorovaikuttaessaan atomin kanssa voi irrottaa sen tiukassa olevia elektroneja elektronikuoriltaan Tällöin atomista tulee varautunut ioni.

Viite

Toivonen, H., Rytömaa, T. & Vuorinen, A. (toim.) 1988. Säteily ja turvallisuus. Helsinki: Säteilyturvakeskus, 640 s. ISBN 951-860-933-0



Tekijä(t) Rasilainen, Kari, Suolanen, Vesa & Vuori, Seppo			
Nimeke Käytetyn ydinpolttoaineen huolto Turvallisuusanalyyseissa laskettujen säteilyvaikutusten havainnollistaminen			
Tiivistelmä Julkaisussa havainnollistetaan käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuusanalyyseissa laskettuja säteilyvaikutuksia. Kuvaus perustuu suomalaiselle huoltosuunnitelmalle viimeksi tehtyihin turvallisuusanalyysiin. Ensiksi pohditaan kysymystä, miksi säteilyvaikutusten ymmärtäminen on vaikeaa. Elinympäristömme luontaista radioaktiivisuutta tarkastellaan useasta näkökulmasta, samoin sivutaan ihmisen ja muun eliöstön sopeutumista siihen. Suomalaisissa käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuusanalyyseissa laskettuja säteilyvaikutuksia esitellään seikkaperäisesti. Tarkasteltuja huollon vaiheita ovat käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukset ydinvoimaloista loppusijoituspaikalle, maanpäällinen loppusijoituslaitos sekä varsinainen loppusijoitus peruskallioon noin 500 metrin syvyyteen. Kahdessa ensimmäisessä huollon vaiheessa säteilyvaikutukset on laskettu sekä työntekijöille että lähiseudun asukkaille. Loppusijoituksen pitkäaikaisturvallisuuden analyysissä säteilyvaikutukset on laskettu vain lähiseudun asukkaiden eniten altistuneelle ryhmälle. Lopuksi pohditaan sitä, mihin turvallisuusanalyyseissa laskettuja säteilyvaikutuksia tulisi verrata ottaen huomioon säteilyannosten laskennan yleiset epävarmuudet.			
Avainsanat nuclear waste management, spent fuels, repositories, safety analysis, radiation effects, radiation protection, transportation, radiation doses, accidents, failures			
Toimintayksikkö VTT Energia, Ydinenergia, Tekniikantie 4 C, PL 1604, 02044 VTT			
ISBN 951-38-5793-X (nid.) 951-38-5794-8 (URL: http://www.inf.vtt.fi/pdf/)		Projektinumero N7SU00133	
Julkaisuaika Maaliskuu 2001	Kieli suomi	Sivuja 58 s. + liitt. 5 s.	Hinta B
Projektin nimi		Toimeksiantaja(t) Kauppa- ja teollisuusministeriö, Säteilyturvakeskus	
Avainnimeke ja ISSN VTT Tiedotteita – Meddelanden – Research Notes 1235-0605 (nid.) 1455-0865 (URL: http://www.inf.vtt.fi/pdf/)		Myynti: VTT Tietopalvelu PL 2000, 02044 VTT Puh. (09) 456 4404 Faksi (09) 456 4374	