

Käytetyn ydinpolttoaineen huolto

Suomalaisen suunnitelman pääpiirteet

Kari Rasilainen & Seppo Vuori
VTT Energia



ISBN 951-38-5423-X (nid.)

ISSN 1235-0605 (nid.)

ISBN 951-38-5424-8 (URL: <http://www.inf.vtt.fi/pdf/>)

ISSN 1455-0865 (URL: <http://www.inf.vtt.fi/pdf/>)

Copyright © Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT) 1999

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 Leena Uksskoski

Libella Painopalvelu Oy, Espoo 1999

Rasilainen, Kari & Vuori, Seppo. Käytetyn ydinpolttoaineen huolto. Suomalaisen suunnitelman pääpiirteet. Espoo 1999, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita – Meddelanden – Research Notes 1953. 50 s. + liitt. 7 s.

Avainsanat nuclear fuels, spent fuels, fuel cycle, radioactive wastes, waste management, waste disposal, repositories, environmental impacts

TIIVISTELMÄ

Julkaisussa on yleiskuvaus suomalaisen käytetyn ydinpolttoaineen huollon toteutussuunnitelmasta. Käytetyn ydinpolttoaineen syntyminen ja sen suunnitellun huollon tekniset vaiheet kuvataan suppeasti. Ydinjätehuoltoa tarkastellaan merkittävänä kansallisena päätöksentekoprosessina, jossa on suuri joukko osallisia ja jonka toteutuksessa tavoitellaan mahdollisimman laajaa avoimuutta. Mukana oljoiden toimintaa säätelee pohjimmiltaan Suomen lainsäädäntö. Viranomaisten valvontaa, ympäristövaikutusten arviointimenettelyä sekä ydinjätehuollon kustannuksiin varautumista käsitellään verraten yksityiskohtaisesti. Muissa maissa kaavailtuja käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelmia tarkastellaan siinä laajuudessa, että Suomen suunnitelma voidaan asettaa kansainväliseen yhteyteen. Suomeen perusvaihtoehtona suunniteltu geologinen loppusijoitus kuvataan esitettyine perusteluineen. Geologiselle loppusijoitukselle esitettyjä päävaihtoehtoja, valvottua pitkäaikaisvarastointia ja transmutaatiota, käsitellään periaatetasolla. Ydinjätehuollon ympäristölle aiheuttamia säteily- ja muita vaikutuksia käsitellään. Tutkimustiedon riittävyttä pohdittaan lähtien siitä näkökulmasta, että käytetty ydinpolttoaine täytyy korkean radioaktiivisuutensa vuoksi eristää pitkäksi ajaksi ihmisen elinpiiristä, joko loppusijoittamalla tai muuten.

ALKUSANAT

Julkaisu antaa yleiskuvan suomalaisesta käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelmasta. Raportti on suunnattu muun muassa niille virka- ja luottamusmiehille, jotka eivät ole suoranaisesti perehtyneet ydinjätehuoltoon, mutta joutuvat tehtävissään tekemisiin hankkeen kanssa, esimerkiksi lausunnon antajina. Koska pyrkimyksenä on yleiskuvan välittäminen, raportissa ei voida mennä minkään aihepiiriin kohdalla kovin syväälle yksityiskohtiin. Tästä syystä käytetyn ydinpolttoaineen kuljetusten ja loppusijoituksen turvallisuuden ja säteilyvaikutusten arvioimisen periaatteista tullaan myöhemmin laatimaan erillinen, vain tähän aihepiiriin keskittyvä raportti.

Raportti on laadittu VTT Energiassa kauppa- ja teollisuusministeriön (KTM) toimeksiannosta. KTM:n puolesta yhdyshenkilönä on toiminut Jorma Sandberg. Tekstin viimeistelyyn ovat tilaajan yhdyshenkilön ohella osallistuneet myös Risto Isaksson Säteilyturvakeskuksesta (STUK), Irmeli Harmaajärvi VTT Yhdyskuntatekniikasta ja Pekka Hokkanen Tampereen yliopistosta.

Raportissa kuvataan tilannetta syksyllä 1998 käytettävissä olleiden tietojen ja voimassa olleen lainsäädännön pohjalta. On kuitenkin mahdollista, että lopulliset ratkaisut ja aikataulut tulevat yksityiskohdiltaan jonkin verran poikkeamaan tässä esitetystä.

Työ kuuluu Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelmaan (JYT 2001), jonka nyt menossa oleva kolmas vaihe päättyy vuonna 2001. Tutkimusohjelmaa rahoittavat yhdessä KTM ja STUK.

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ	3
ALKUSANAT	4
1. JOHDANTO	7
2. KÄYTETTY YDINPOLTTOAINE JA SEN HUOLTO	9
2.1 Mitä käytetty ydinpolttoaine on?	9
2.2 Käytetyn ydinpolttoaineen huollon tekniset vaiheet	11
2.2.1 Loppusijoitus	13
3. YDINJÄTEHUOLTO MERKITTÄVÄNÄ KANSALLISENA HANKKEENA	16
3.1 Päätöksentekoprosessi Suomessa	16
3.1.1 Lainsäädäntö	16
3.2 Viranomaisten valvonta	17
3.2.1 Kauppa- ja teollisuusministeriö	17
3.2.2 Säteilyturvakeskus	18
3.3 Ympäristövaikutusten arviointimenettelyn rooli	19
3.4 Ydinjätehuollon kustannuksiin varautuminen	21
4. KÄYTETYN POLTTOAINEEN HUOLLON SUUNNITELMAT MUISSA MAISSA	23
5. YDINJÄTEHUOLLON ESITETYT VAIHTOEHDOT	25
5.1 Varhaiset kaavailut	25
5.2 Suomalaisen suunnitelman kehittyminen	25
5.3 Nykyiset suunnittelun vaihtoehdot	26
5.3.1 Valvottu pitkäaikaisvarastointi	26
5.3.2 Transmutaatio	27
5.4 Geologinen loppusijoitus	28
5.4.1 Esitettyjä teknisiä perusteluja	29
5.4.2 Muita esitettyjä perusteluja	32
5.4.3 Käynnistyykö ketjureaktio loppusijoitustilassa?	33
6. YDINJÄTEHUOLLON YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET	35
6.1 Vaikutustavat jätehuollon eri vaiheissa	35
6.2 Säteilyvaikutukset ihmiseen ja muuhun luontoon	35
6.2.1 Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukset	36
6.2.2 Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitus	37
6.3 Muut vaikutukset	40

7. TIEDON RIITTÄVYYS	42
7.1 Tutkimuksen alkuvaiheet	42
7.2 Tutkimusohjelmat	42
7.3 Ulkopuolisia arvioita	43
7.4 Riittääkö tieto?	44
8. YHTEENVETO	46
KIRJALLISUUSVIITTEET	48
LIITE A	Suppea sanasto käytetyistä termeistä
LIITE B	Luonnon pitkäikäiset radioaktiiviset hajoamisketjut
LIITE C	Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelmaan (JYT 2001) osallistuvat tutkimusyksiköt ja käynnissä olevat projektit

1. Johdanto

Käytetyn ydinpolttoaineen huolto on herättänyt paljon huomiota ja keskustelua niin Suomessa kuin ulkomaillakin. Suomessa käydysissä julkisessa keskustelussa ovat usein olleet vastakkain käytetyn ydinjätteen huollosta vastuussa olevat voimayhtiöt ja esitettyjä ratkaisuja arvostelevat tahot. Suomessa ydinenergiaa tuottavat voimayhtiöt ovat perustaneet käytetyn polttoaineen loppusijoitukseen keskittyvän yrityksen, Posiva Oy:n.

Käytetyn ydinpolttoaineen huolto on kansallisesti merkittävä hanke ja sen vuoksi siinä on mukana muitakin toimijoita kuin edellä mainitut osapuolet. Käytännössä koko valtakunnallinen päätöksentekokoneisto on jollain tapaa mukana hankkeessa, samaten kaikkien nykyisten sijoituspaikkaehdokkaiden kunnallinen päätöksentekokoneisto. Edelleen hankkeeseen liittyy suuri joukko ulkopuolisia lausunnonantajia.

Voimayhtiöt ovat käytetyn ydinpolttoaineen huollon ratkaisuja kehitellessään suomalaisen lainsäädäntöön perustuvan työnjaon mukaisesti viranomaisten jatkuvan seurannan alaisena. Viranomaiset valvovat yhtäältä esitettyjen ratkaisujen säteilyturvallisuutta sekä toisaalta tehtyjen selvitysten teknistä ja taloudellista paikkansa pitävyyttä. Käytetyn ydinpolttoaineen huoltoon liittyvässä päätöksenteossa pyritään avoimuuteen. Yksi tämän pyrkimyksen näkyvä ilmentymä viime vuosina on Posivalta lakisääteisesti vaadittu monipuolinen käytetyn ydinpolttoaineen huoltoratkaisun ympäristövaikutusten arviointi.

Esitetyistä käytetyn ydinpolttoaineen huollon ratkaisuista käytävää keskustelua on leimannut näkemysten voimakas polarisoituminen: ollaan joko kiivaasti puolesta tai kiivaasti vastaan. Väitteillä ja vastaväitteillä ei usein näytä olevan paljonkaan yhteistä. Keskustelijoiden välimaastoon jää luultavasti laajakin ryhmä

ihmisiä, jotka eivät usko suoraan kummankaan osapuolen väitteitä.

Haastattelu- ja kyselytutkimusten tulosten mukaan viranomaisten luotettavuutta on pidetty parempana kuin edellä mainitun keskusteluparin, mutta viranomaisten julkinen näkyvyys on ollut toivottua vähäisempää. Tähän liittyen on kaivattu puolueetonta ja luotettavaa asiatietoa käytetyn ydinpolttoaineen huollosta, koska edellä mainittu epäluulo kattaa myös keskusteluparin tekemän tai teettämän kirjallisen aineiston. Tärkein kannustin tämän raportin laatimiseen onkin juuri edellä mainittu puolueettoman asiatiedon tarve.

Raportin tavoitteena on esittää lyhyesti suomalaisen käytetyn ydinpolttoaineen huollon perussuunnitelman pääpiirteet. Niinikään pyritään lyhyesti esittämään syyt, joiden takia on päädytty tähän suunnitelmaan. Syihin kuuluvat kotimainen lainsäädäntö, tästä seuraava viranomaisten ja voimayhtiöiden sekä muiden osapuolten toiminta, muiden Suomen kaltaisten maiden vastaavat ratkaisut sekä kansainvälisissä tiedepiireissä esitetyt vaihtoehdot huollon strategiat. Suomalaisten toimijoiden rooli huollon suunnitelman kehittämisessä pyritään esittämään seikkaperäisesti.

Käytetyn ydinpolttoaineen suunnitellun huollon säteilyturvallisuusnäkökohtia tarkastellaan tässä raportissa siinä laajuudessa kuin yleiskuvan saamiseksi on tarpeen. Aihepiirin tärkeyden vuoksi kuljetusten ja loppusijoituksen turvallisuuden arvioinnin periaatteita ja perusteita kuvaamaan on kaavailtu raportin jatkoosaa, joka keskittyisi vain tähän asiaan.

Raportissa esitellään aluksi lyhyesti käytetty ydinpolttoaine ja sen huollon tekniset vaiheet. Seuraavaksi kuvataan suomalaista päätöksentekoprosessia, viranomaisten valvontaa sekä taloudellista varautumista käytetyn ydinpolttoaineen huoltoon. Käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelmat muissa maissa esitetään katsauksenomaisesti. Käytetyn ydinpolttoai-

neen huollon vaihtoehtoisia menetelmiä kuvataan pääpiirteittäin. Suomessa perusvaihtoehdoksi esitettyä geologista loppusijoitusta esitellään perusteluineen. Käytetyn ydinpolttoaineen huollon säteily- ja muista ympäristövaikutuksista huollon eri vaiheissa esitetään yhteenveto. Lopuksi arvioidaan tietopohjan riittävyttä käytetyn ydinpolttoaineen huollon perussuunnitelman tai jonkun vaihtoehtoisen suunnitelman toteuttamiseksi.

Raportin loppuun on liitetty keskeisimmät ydinjätehuollon ammattitermit kattava suppea sanasto.

Kirjoittajat ovat olleet mukana suomalaisen käytetyn ydinpolttoaineen huollon tutkimuksessa koko suunnitelman kehittämisen ajan. Molemmat ovat myös osallistuneet viranomaisten toimintaa tukevaan Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelmaan sen aloittamisesta lähtien. VTT Energian koordinoiman Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelman parhailaan menossa oleva kolmas vaihe päättyy vuonna 2001.

2. KÄYTETTY YDINPOLTTOAINE JA SEN HUOLTO

2.1 Mitä käytetty ydinpolttoaine on?

Suomessa nykyisin käytössä olevat ydinreaktorit kuuluvat tyypiltään kevytvesireaktoreihin, jotka käyttävät lievästi väkevöityä urania polttoaineenaan. Tuoreessa polttoaineessa uraanin halkeavan isotoopin U-235 massaosuus (U-235:n massa jaettuna uraanin kokonaismassalla) on noin 3 - 4 %, kun se luonnonuraanissa on noin 0,7 %. Ydinreaktorien energiantuotanto perustuu tämän isotoopin ydinfysikaalisessa halkeamisessa vapautuvaan energiaan¹.

Ydinreaktorissa käyttöä varten polttoaine puristetaan uranidioksidina pieniksi sylinterin muotoisiksi tableteiksi, jotka ladotaan päällekkäin metallisen ilmatiiviin suojakuoren sisään. Näin tehdyt polttoainesauvat kootaan metallikehikkojen tukemina säännöllisiksi neliöllisiksi tai kuusikulmaisiksi noin 100 sauvan hiloiksi, joita kutsutaan polttoainenipuksi.

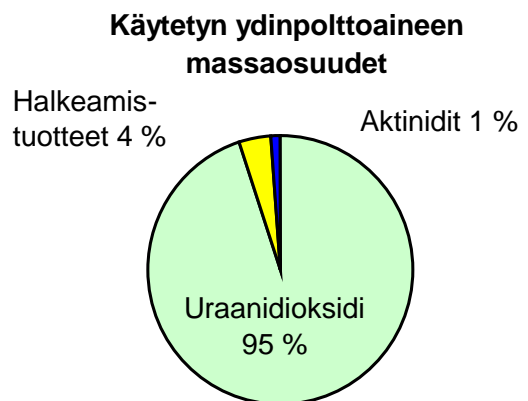
Ydinvoimalassa polttoainetta käsitellään nippuina, jotka on ostettu valmiina polttoaineen toimittajalta. Tuore polttoainenippu ei ole luonnonuraania radioaktiivisempaa eikä siis aiheuta terveysriskiä, vaikka sen lähistöllä oleskellaan.

Ydinvoimalan jatkuva energiantuotanto perustuu reaktoriteknisesti hallittuun ketjureaktioon, jolloin yksi U-235-atomin halkeaminen saa aikaan seuraavan halkeamisen. Polttoainenipun reaktorissa pitoaika määräytyy reaktori-

¹ U-235:n lisäksi reaktorissa syntynyt plutonium (Pu-239) tuottaa noin 20 - 30 % energiasta.

fysikaalisesta kokonaisoptimoinnista. Nykyään uraanipolttoaineesta irti saatava lämpöenergia (palama) on Suomessa noin 35 MWd/kgU. Reaktorista poistettaessa käytetyn ydinpolttoaineen U-235-isotoopin massaosuus on laskenut suurin piirtein luonnonuraanin tasolle.

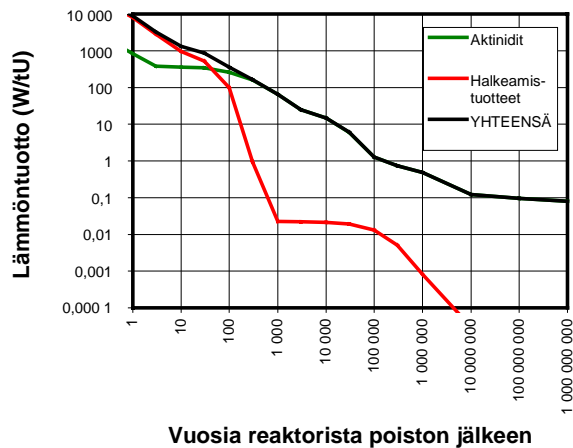
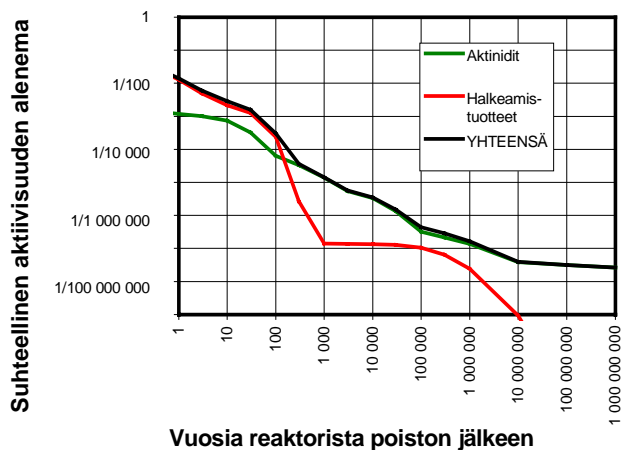
Käytetyssä ydinpolttoaineessa tuoreen polttoaineen alkuperäisestä uraanin massasta noin 4 % on muuttunut halkeamistuotteiksi ja noin 1 % aktinideiksi, suurimmaksi osaksi plutoniumiksi, kuva 2.1.



Kuva 2.1 Käytetyn ydinpolttoaineen koostumus massaosuuksina. Alun perin tuoreessa polttoaineessa uraanin massaosuus oli 100 %.

Reaktorista poiston jälkeen käytetty ydinpolttoaine on erittäin radioaktiivista, ja korkeasta radioaktiivisuudesta johtuen myös sen lämmöntuotto on huomattava. Käytetyn ydinpolttoaineen radioaktiivisuus² koostuu

² Radioaktiiviseksi kutsutaan alkuaineen isotooppia, joka hajoaa spontaanisti toiseksi isotoopiksi. Radioaktiivisuuden yksikkö on Bq (becquerel), joka tarkoittaa yhtä hajoamista sekunnissa. Isotoopin radioaktiivisuuden intensiteettiä kuvataan sen puoliintumisjalla, missä ajassa puolet alkuperäisestä aineesta on hajonnut. Radioaktiiviset aineet voivat muodostaa hajoamisketjuja, joissa tytärynuklidit kertyvät emänuklidin hajoamisen kautta (vrt. Liite B).



Kuva 2.2. Esimerkki käytetyn ydinpolttoaineen aktiivisuuden ja lämmöntuoton alenemisesta ajan funktiona. Suhteellinen aktiivisuuden aleneminen (verrattuna reaktorista poistohetken tasoon) on esitetty vasemmalla ja lämmöntuoton aleneminen oikealla. Kuvassa esitetyt tiedot vastaavat Teollisuuden Voiman Olkiluodon ydinvoimalan käytettyä polttoainetta (Teollisuuden Voima 1992). Kuvan logaritminen esitystapa ei tee täyttä oikeutta alenemisen jyrkkyydelle mutta mahdollistaa alentuneidenkin tasojen esittämisen samassa kuvassa.

suurimmalta osaltaan lyhytikäisistä halkeamistuotteista, jotka “kuolevat” nopeasti pois, kuva 2.2.

Vaikka käytetyn ydinpolttoaineen aktiivisuus väheneekin nopeasti ajan myötä, on sen käsittelyssä aina otettava huomioon säteilysuojausnäkökohdat. Käytettyjen polttoainenuippujen käsittely tehdäänkin voimalaitoksella tästä syystä kauko-ohjatusti tarkkojen säteilysuojausohjeiden mukaisesti.

Käytetyn ydinpolttoaineen aktiivisuus määräytyy täysin radioaktiivisten isotooppien puoliintumisajoista. Periaatteessa voidaan sanoa, että käytetty ydinpolttoaine säilyy radioaktiivisena ikuisesti. Siitä on nimittäin edelleen 95 % uraania, jonka massaosuudeltaan ylivoi-

maisesti tärkein isotooppi U-238 on erittäin pitkäikäinen (puoliintumisaika 4 500 miljoonaa vuotta).

Suomessa on ydinvoimaloita kahdella paikkakunnalla. Olkiluodossa on kaksi Teollisuuden Voima Oy:n omistamaa 840 MWe³:n ruotsalaisvalmisteista kiehutusvesireaktoria (BWR, Boiling Water Reactor). Loviisassa on kaksi Imatran Voima Oy:n omistamaa 488 MWe:n neuvostoliittolaisvalmisteista painevesireaktoria (PWR, Pressurised Water Reactor).

Suomalaisista ydinvoimaloista arvioidaan 40 vuoden käytöllä kertyvän noin 2 600 tonnia⁴ loppusijoitettavaa käytettyä ydinpolttoainetta. Tästä määrästä on noin 1 870 tonnia peräisin Olkiluodon voimalaitokselta ja loput Loviisan voimalaitokselta. Määrien keskinäiset erot johtuvat osittain erilaisista tehotasoista ja erilaisesta reaktoriteknikasta.

Toinen syy Loviisasta kertyvän jätteen vähempään määrään on se, että aiemmin Loviisan käytetty ydinpolttoaine palautet-

³ MWe tarkoittaa megawatin sähkötehoa (e = electricity); etuliite mega = miljoonakertainen.

⁴ Ammattikirjallisuudessa käytetyn ydinpolttoaineen määrä ilmaistaan sen sisältämän uraanin avulla. Tarkkaan ottaen siis 2 600 tonnia tarkoittaa 2 600 tonnia uraania (tU).

tiin polttoaineen ostosopimuksen mukaisesti takaisin alkuperämaahan Neuvostoliittoon ja sittemmin Venäjälle. Loviisasta toimitettiin Neuvostoliittoon kaikkiaan noin 330 tonnia käytettyä polttoainetta.

Käytetty ydinpolttoaine on ydinenergian tuottamisen vääjäämätön sivutuote. Se pysyy maailmassa, vaikka ydinenergian käyttö lopetettaisiin välittömästi, ainoastaan jätteen lisäkertyminen loppuisi. Käytetty ydinpolttoaine on kuitenkin vaarallista vain, jos sen läheisyydessä oleskellaan suojaamattomana. Näin ollen sen kanssa turvallisesti eläminen edellyttää sen huolellista eristämistä elollisesta luonnosta.

2.2 Käytetyn ydinpolttoaineen huollon tekniset vaiheet

Käytettyyn ydinpolttoaineeseen voidaan periaatteessa suhtautua kahdella eri tavalla. Ensimmäisin sitä voidaan pitää raaka-aineena, joka edelleen sisältää ydinenergian tuotannossa käyttökelpoista halkeamiskelpoista uraania ja plutoniumia, ja jätteenä vasta näiden aineiden erottamisen jälkeen. Tämä on käytetyn ydinpolttoaineen jälleenkäsittelyn filosofia.

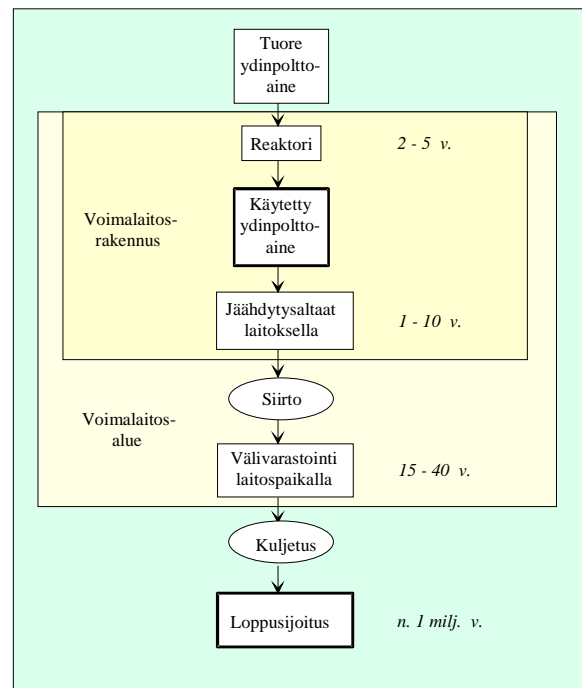
Jälleenkäsittely perustuu pohjimmiltaan hyötyaineiden kierrätysstrategiaan. Jälleenkäsittelyteknologia vaatii suuren yksikkökoon ollakseen kustannustehokas. Siitäkin huolimatta se on nykyisin kallista.

Toiseksi käytettyä ydinpolttoainetta voidaan pitää sellaisenaan jätteenä ja käsitellä sen mukaisesti. Tämä on käytetyn ydinpolttoaineen niin sanotun suoran loppusijoituksen filosofia. Pienet ydinenergiamaat, kuten Suomi, ovat yleensä valinneet jälkimmäisen.

Näiden filosofioiden ero ei ole lopputilanteen kannalta olennainen, koska jälleenkäsittelyjätteenkin on radioaktiivista ja se toimitetaan nykyisten jälleenkäsittelysopimusten mukaisesti

takaisin lähettäjämaahan. Näin ollen kummasakin toimintalinjassa ydinenergian tuottajalle kertyy erittäin radioaktiivista jätettä. Jatkossa kuvataan tarkemmin käytetyn ydinpolttoaineen suoran loppusijoituksen periaatteeseen perustuvaa suomalaista suunnitelmaa.

Se, että käytetty ydinpolttoaine on heti reaktorista poiston jälkeen erittäin radioaktiivista, sekä se, että tämä aktiivisuus laskee nopeasti ajan kuluessa, ovat vaikuttaneet ratkaisevasti käytetyn polttoaineen huollon teknisten vaiheiden järjestyksen suunnitteluun. Kuvassa 2.3 on periaatekaavio suomalaisen käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitellusta teknisestä järjestelystä. Kaaviosta on rajattu pois polttoaineen valmistukseen kuuluvat vaiheet, koska niitä ei toteuteta Suomessa; maailmanlaajuisen uraanikierron kannalta ne ovat kuitenkin tär-



Kuva 2.3 Käytetyn ydinpolttoaineen huollon tekniset vaiheet. Kaaviossa esitetään vain Suomessa tapahtuva ydinpolttoaineen käsittely. Teknisten vaiheiden viereen on kuvattu kyseisen vaiheen kesto yhdelle polttoainepulle vuosina.

keitä ja niitä on kuvattu tarkemmin viitteissä IAEA (1996, 1997), Vuori (1996a) ja Mattila ym. (1997). Kaavion ensimmäisten vaiheiden osalta kyse on itse asiassa jo Suomessa toteutetusta käytännöstä.

Polttoaineen myyjä toimittaa tuoreen ydinpolttoaineen kokonaisina nippuina ydinvoimalaitokselle, missä ne ladataan reaktoriin. Vuodessa 1 000 MWe:n reaktoria kohti kuluu noin 20 tonnia tuoretta uraania ja vastaavasti sama määrä otetaan ulos käytettynä ydinpolttoaineena. Nykyisin suomalaisissa reaktoreissa yksi polttoainenippu viipyy kahdesta viiteen vuotta.

Reaktorista käytetty ydinpolttoaine siirretään nippu kerrallaan laitoksen sisällä jäähdytysaltauksiin. Tämä siirto toteutetaan korkean säteilytason ja siitä seuraavan lämmöntuoton takia kauko-ohjatusti ja kokonaan vedenalaisesti. Jäähdytysaltauksissa polttoaineniput viipyvät yhdestä kymmeneen vuotta. Jäähdytysaltauksissa tapahtuvalla varastoinnilla pyritään "voittamaan aikaa", jotta radioaktiivisuus ja lämmöntuotto alenevat ja nippujen jatkokäsittely siltä osin helpottuu.

Välivarastointi tähtää periaatteessa samaan tavoitteeseen eli aktiivisuuden alenemiseen ajan myötä. Käytännössä jäähdytysaltauksien kapasiteetti sanelee sen, milloin käytettyä ydinpolttoainetta siirretään välivarastoon. Välivaraston erona jäähdytysaltauksiin on se, että nyt käytetty ydinpolttoaine siirretään reaktorirakennuksen ulkopuolelle, tosin edelleen ollaan laitosalueella ja edelleen varastointi tapahtuu vesialtauksissa. Sekä Olkiluodossa että Loviisassa on omat käytetyn ydinpolttoaineen välivarastonsa. Välivarastossa käytetty ydinpolttoaine viipyy nykyisten suunnitelmien mukaisesti 15 - 40 vuotta. Kaiken kaikkiaan jokaista käytettyä ydinpolttoainenippua jäähdytetään vähintään 20 vuotta ennen loppusijoitusta.

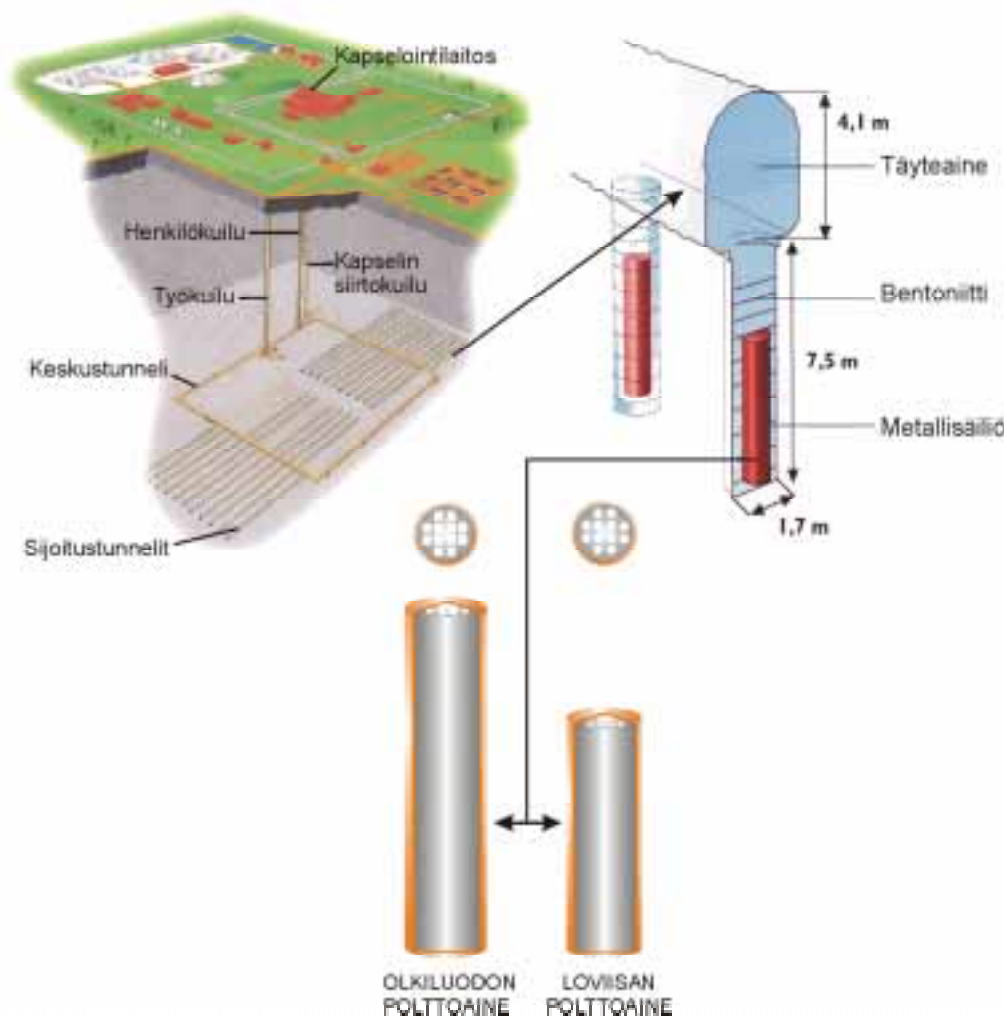
Laitosalueen ulkopuolella tapahtuvissa käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksissa käytetään

tarkoitukseen suunniteltua erityistä kuljetussäiliötä (laitosalueen sisällä tehtävissä siirroissa käytetään turvallisuustasoluokitukseltaan alhaisempaa siirtosäiliötä). Nämä kuljetukset tapahtuvat tiukkojen säteilysuojelumääräysten vallitessa. Itse kuljetussäiliön on läpäistävä ankarat kansainvälisesti määritellyt tyyppikokeet⁵, jotka vasta oikeuttavat säiliön käytön käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksiin.



Kuva 2.4. Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetussäiliön luonnonmukainen törmäyskoe rautateillä. Yläkuva: juna tulee vasemmalta ja keltainen kuljetussäiliö näkyy kuvassa oikealla. Alakuva: kuljetussäiliö törmäyskokeen jälkeen (BNFL 1998a, BNFL ym. 1998).

⁵ Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetussäiliön täytyy muun muassa kestää pudotus yhdeksän metrin korkeudesta kovalle perään antamattomalle alustalle, pudotus metrin korkeudesta perään antamattoman pystypalkin (halkaisija 15 cm) päälle, puolen tunnin kuumennus 800 °C lämpötilassa, sekä upotus veden alle 200 m syvyyteen.



Tyypikokeiden lisäksi kuljetussäiliöitä on testattu myös luonnonmukaisemmissa kokeissa. Yhdessä⁶ sellaisessa rautatielle asetetun 48 tonnia painavan kuljetussäiliön päälle ajettiin junalla nopeudella 160 km/h; junaan kuului 140 tonnia painava veturi ja kolme 35 tonnin painoista vaunua, vrt. kuva 2.4. Kuljetussäiliö sai pintanaarmuja, mutta pysyi muuten ehjänä ja ilmatiiviinä, juna sen sijaan romuttui. Internetissä on esimerkiksi lyhyt video Isos-

⁶ Central Electricity Generating Board (CEGB) järjesti kokeen Isossa-Britanniassa vuonna 1984.

Kuva 2.5 Käytetyn ydinpolttoaineen geologisen loppusijoituksen moniestejärjestelmä. Muokattu viitteen Posiva (1998) pohjalta.

sa-Britanniassa tehdystä törmäyskokeesta (BNFL 1998b).

2.2.1 Loppusijoitus

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon viimeisenä teknisenä vaiheena on kuvan 2.3 suomalaisessa suunnitelmassa esitetty loppusijoitus. Sillä pyritään eristämään käytetty ydinpolttoaine elollisesta luonnosta pysyvällä tavalla. Suomessa on suunniteltu geologista loppusijoitus-

ta syvälle peruskallioon (esim. Teollisuuden Voima 1992).

Suomalaisessa suunnitelmassa loppusijoitusta edeltää polttoaineniippujen kuljetus loppusijoituspaikalle ja niippujen kapselointi loppusijoituspaikalle kaavaillussa kapselointilaitoksessa. Samaten suunniteltua loppusijoitusta edeltää loppusijoitustunnelien louhiminen valitulle paikalle noin 500 metrin syvyyteen peruskallioon.

Peruskallion ominaisuuksia ja kykyä eristää käytetty ydinpolttoaine elollisesta ympäristöstä ei sinänsä voi parantaa. Paikanvalinta pyritään tietenkin tekemään huolellisesti ja heikkolaatuisia kallioalueita pyritään välttämään.

Sen vuoksi suunniteltuun loppusijoitustilaan kaavaillaan useita peräkkäisiä teknisiä päästöesteitä radioaktiivisten aineiden leviämiseksi. Kuvassa 2.5 esitetään suunniteltu käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen moniestejärjestelmä. Korroosiokestäviin kupari-rautakapseleihin pakatut polttoaineniiput suunnitellaan sijoitettavaksi loppusijoitustunnelin lattiaan kairattuihin pystyreikiin, joissa kapselit suunnitellaan "vuorattavaksi" vettä heikosti läpäisevällä bentoniittisavella.

Elollisesta luonnosta käytetyn ydinpolttoaineen eristäisi suunnitelman mukaan noin 500 metriä peruskalliota. Se vaimentaa täydellisesti⁷ kaiken suoran säteilyn maan pinnalle ja pienentää tahattoman tunkeutumisen mahdollisuutta esimerkiksi porakaivoa tehtäessä. Valittu loppusijoitusvyvyys myös suojaa käytettyä ydinpolttoainetta Suomen leveysasteilla vääjäämättä toistuvien jääkausien kallioperää kuluttavalta vaikutukselta. Vallitsevan geologisen käsityksen mukaan yksi jääkausi "höylää" peruskallion pintakerrosta pois

⁷ Suoran säteilyn vaimentamiseksi riittäisi metrikin kiveä.

keskimäärin korkeintaan 10 metriä, kovilla kivilajeilla kulutus on vähäisempää (esim. Miller ym. 1997, Kuivamäki & Vuorela 1985, Niini 1973).

Koska suunniteltu loppusijoitusvyvyys on reilusti pohjaveden pinnan⁸ alapuolella, muodostaa kallioperän halkeamissa virtaava pohjavesi ainoan kulkuväylän käytetyn ydinpolttoaineen radionuklideille. Näin ollen, kuvan 2.5 moniestejärjestelmässä ihmisen rakentamien teknisten päästöesteiden yksi tarkoitus on rajoittaa pohjaveden pääsyä kosketuksiin käytetyn ydinpolttoaineen kanssa. Niiden toinen tarkoitus on viivästyttää tätä "kohtaamista" niin kauan, että jätteen radioaktiivisuus ehtii laskea turvalliselle tasolle.

Käytetyn ydinpolttoaineen ja pohjaveden pääsyä kosketuksiin toistensa kanssa pyritään rajoittamaan myös loppusijoitustilan paikan valinnalla. Sijoituspaikan valinnan ja sen sisällä tapahtuvan loppusijoitustilan sovittamisen yksi tärkeä kriteeri on pyrkimys välttää hyvin pohjavettä johtavia kallioruhjevyöhykkeitä.

Kallioperän jälkeen elollisen luonnon ja käytetyn ydinpolttoaineen välissä on suunnitelmien mukaan puristetusta bentoniittisavesta tehty kerros, joka kastuessaan turpoaa ja estää veden virtauksen sijoitusreiässä kapselin ympärillä. Tämä vähentää merkittävästi kapselista sen rikkoutumisen jälkeen mahdollisesti vapautuvien radionuklidien määrää, koska vapautuminen tapahtuu tässä tapauksessa hitaan tihkumisen eli diffuusion kautta. Bentoniitti valmistetaan luonnon materiaalista, joten sen pitkäaikaiskäyttämistä on mahdollista arvioida tutkimalla bentoniittiesiintymien läpikäymiä geologisia olosuhteita.

Bentoniittisaven sisälle on suunniteltu kupari-rautakapselia, jossa ulommainen kuparikerros

⁸ Suomessa pohjaveden pinta on kaikkialla lähellä maanpintaa ja noudattelee karkeasti maanpinnan korkeussuhteita.

toimii korroosiosuojana ja sisempi rautakerros mekaanisena kantavana "luurankona". Korroosiokestävyydellä voidaan viivästyä jäteainesten vapautumista, jotta radioaktiivisuus ehtii laskea vaarattomalle tasolle. Kallioperän pohjavedessä vallitsevissa kemiallisissa oloissa kupari on tehtyjen tutkimusten perusteella erittäin korroosiota kestävä aine. Niin kauan, kun kuparikapseli on ehjä, ei radionuklidien vapautumista voi tapahtua.

Käytetty ydinpolttoaine on suunniteltu sijoitettavaksi kapseliin kokonaisina polttoainepippuina, ja yhteen kapseliin sijoitetaan nykyisen suunnitelman mukaan 12 polttoainepippua. Kapselin sisälle on kaavailtu valurautasisusta, jossa oleviin reikiin polttoainepiput asetetaan. Käytetyn ydinpolttoaineen radionuklidien vapautuminen voi alkaa, kun polttoainesauvat ovat syöpyneet puhki. Sen jälkeen vapautumista säätelee pääosin⁹ itse polttoaineen rapautuminen ja liukoisuus pohjaveteen. Uraanidioksidin muodossa oleva käytetty polttoaine on keraamista ja tehtyjen tutkimusten mukaan varsin huonosti veteen liukenevaa ainetta.

Sen jälkeen, kun kapseli ja bentoniittisavi on sijoitettu sijoitusreikiin, sijoitustunnelit täytetään suunnitelman mukaan murskeen ja bentoniitin seoksella. Tunnelien täyttämiseen käytetään kivilouhetta, mikä on saatu louhittaessa samoja loppusijoitustunneleita. Maan pinnalta loppusijoitustilaan vievät kaivoskuilut tukitaan betonitulpin. Sijoitustunnelien ja kaivoskuilujen sulkemisella pyritään siihen, että niistä ei muodostu pohjavedelle uutta kulkuväylää.

⁹ Jotkut kaasumaiset tai helposti haihtuvat halkeamistuotteet vapautuvat tosin nopeammin kuin itse uraanidioksidin liukenemisnopeudesta voi laskea; näiden aineiden määrät on selvitetty reaktorifysikaalisten laskentaohjelmien avulla.

Kaiken kaikkiaan käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukseen suunniteltua moniestejärjestelmää voidaan pitää esimerkkinä moninkertaisen varmistuksen periaatteen pitkälle viedyistä sovelluksesta. Koska moniestejärjestelmän peräkkäiset päästöesteet toimivat eri fysikaalis-kemiallisilla periaatteilla, voidaan järjestelmä mitoittaa siten, että minkään yksittäisen päästöesteen pettäminen ei olennaisesti alenna koko järjestelmän toimintakykyä.

Geologinen loppusijoitus pyrkii suunnittelussa konseptissaan eristämään käytetyn ydinpolttoaineen pysyvästi ihmisen elinpiiristä. Kapselien palauttaminen takaisin maanpinnalle on kuitenkin teknisesti mahdollista, jos niin päätetään myöhemmin tehdä.

Geologisen loppusijoituksen valinnan perustelu esitetään myöhemmin ydinjätehuollon vaihtoehtojen menetelmien käsittelyn yhteydessä luvussa 5.

Ydinjätehuollon ja sen turvallisuuden arvioimisen ammattitermeistä on koottu suppea sanasto liitteeseen A.

3. YDINJÄTEHUOLTO MERKITTÄVÄNÄ KANSALLISENA HANKKEENA

3.1 Päätöksentekoprosessi Suomessa

Ydinenergialain ja -asetuksen mukaisesti valtioneuvostolla ja eduskunnalla on lopullinen valta päätettäessä uusien ydinlaitosten rakentamisesta, mukaan lukien ydinjätteen loppusijoitustilat. Laissa on säädetty myös ydinenergian käytön ja jätteenkäsittelyn luvanvaraisuudesta ja käyttöehdoista sekä ministeriöiden ja viranomaisten velvollisuuksista ja valtuuksista. Laissa on edelleen säädetty sijaintikunnalle veto-oikeus ydinlaitosta rakennettaessa.

Suomessa ydinlaitosten käyttöä edeltävä lupamenettely on kolmivaiheinen. Ensiksi tarvitaan myönteinen periaatepäätös (PAP). Toiseksi tarvitaan rakentamislupa ja kolmanneksi käyttö lupa.

3.1.1 Lainsäädäntö

Ydinenergialakiin (990/1987) vuonna 1994 tehdyn muutoksen perusteella Loviisan ydinvoimalassa kertyneen käytetyn ydinpolttoaineen vienti Venäjälle päättyi vuoden 1996 lopulla. Muutetun lain perusteella kaikki käytetty polttoaine on sijoitettava ”pysyväksi tarkoitettulla tavalla Suomeen”, taulukko 3.1. Käytännössä tämän on useimmiten tulkittu tarkoittavan pysyvästi sijoittamista peruskallioon. Sitä ennen polttoainetta säilytetään voimalaitosalueilla sijaitsevilla välivarastoissa.

Säteilylaki (592/1991) on otettava huomioon lupaprosessissa. Sen tarkoituksena on estää ja rajoittaa ihmisen terveydelle haitallisia säteilyvaikutuksia.

Taulukko 3.1. Ote laista ydinenergialain muuttamiseksi (1420/1994).

“Ydinjätteet, jotka ovat syntyneet Suomessa tapahtuneen ydinenergian käytön yhteydessä tai seurauksena, on käsiteltävä, varastoitava ja sijoitettava pysyväksi tarkoitettulla tavalla Suomeen”

Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (468/1994) määrää, että ympäristövaikutusten arviointi on pakollista ydinlaitoshankkeissa.

Useat muut yleiset lait koskevat myös ydinvoiman tuotantoa, esimerkiksi:

- ydinlaitoksia rakennettaessa on noudatettava myös rakennuslainsäädäntöä, esim. maankäyttö- ja rakennuslaki (132/1999),
- vaarallisten aineiden kuljetuksesta annettu laki (719/1994),
- vesiensuojelulaki edellyttää vesioikeuden myöntämiä erityislupia jäähdytysveden käyttöön voimalaitoksilla.

STUK on antanut yksityiskohtaisia määräyksiä ydinlaitosten turvallisuudesta (YVL-ohjeet). Tällä hetkellä on olemassa noin 60 YVL-ohjetta kahdeksaan pääluokkaan jaoteltuna: yleisohjeet, järjestelmät, paineastiat, rakennukset, laitteet ja komponentit, ydinmateriaalit, säteilysuojelu ja radioaktiivisten jätteen huolto.

Valtioneuvosto on antanut yleissäännöksiä ydinvoimalaitosten turvallisuudesta (valtioneuvoston päätös 395/1991), turvajärjestelyistä (valtioneuvoston päätös 396/1991), valmiustoiminnasta (valtioneuvoston päätös 397/1991) sekä matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoittamisesta (valtioneuvoston päätös 398/1991).

Taulukossa 3.2 on yhteenveto siitä päätöksen- tekoprosessista, mitä Suomessa ydinlaitoksen, esimerkiksi käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitoksen, rakentaminen ja käyttöönotto edellyttää.

Taulukko 3.2 Ydinlaitosten käyttöön vaadittava päätöksentekoprosessi. Ensimmäinen vaihe kuuluu nykyisin ympäristövaikutusten arviointi -lain piiriin, muuten menettely etenee ydinenergialain mukaan.

1. Voimayhtiö tai jätehuolto-yhtiö toteuttaa ympäristövaikutusten arvioinnin laitoksen rakentamisesta ja käytöstä. Ydinlaitos voi olla esimerkiksi voimalaitos tai loppusijoituslaitos.
2. Yhtiö jättää hakemuksen valtioneuvostolle saadakseen periaatepäätöksen laitoksen rakentamisesta. KTM valmistelee hakemuksen käsittelyä.
3. KTM pyytää alustavan turvallisuusarvion STUK:lta sekä lausunnot ympäristöministeriöltä, kunnalta, johon laitos on aiottu sijoittaa, ja sen naapurikunnilta sekä monilta muilta viranomaisilta ja asiaan vaikuttavilta tahoilta.
4. KTM järjestää kuulemistilaisuuden suunnitellulla laitospaikkakunnalla kunnan ja lähiympäristön asukkaille.
5. Valtioneuvosto tekee periaatepäätöksen, jos se katsoo, että laitoksen rakentaminen on yhteiskunnan kokonaisedun mukaista. Sijaintikunnalla on ehdoton veto-oikeus laitosta vastaan. Lisäksi hankkeen etenemiseksi STUK:n esittämä turvallisuusarvio ei saa olla kielteinen.
6. Myönteinen periaatepäätös annetaan eduskunnan tarkastettavaksi. Eduskunta voi kumota päätöksen tai päättää, että se jää sellaisenaan voimaan.
7. Yhtiö hakee rakentamislupaa valtioneuvostolta.
8. Valtioneuvosto käsittelee ydinlaitoksen rakentamislupahakemuksen.
9. Yhtiö hakee laitokselle käyttölupaa.
10. Valtioneuvosto käsittelee käyttölupahakemuksen.

Periaatepäätöshakemus voi koskea yhtä tai useampaa vaihtoehtoista sijaintipaikkaa. Samoin valtioneuvosto voi hyväksyä periaatepäätöksen yhtä tai useampaa sijaintipaikkaa koskevana¹⁰. Mikäli periaatepäätös koskee vaihtoehtoisia sijaintipaikkoja, jää lopullinen sijaintipaikan valinta hakijan (käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitoksen tapauksessa Posivan ja sen osakkaiden) tehtäväksi.

Taulukon perusteella käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitusta, kuten muutakin ydinjätehuoltoa, voidaan pitää kansallisesti merkittävänä hankkeena, johon osallistuu lukuisia toimijoita, eivät pelkästään ydinvoimayhtiöt tai Posiva. Viranomaisilla ja poliittisilla päättäjillä on prosessin kuluessa jatkuva mahdollisuus vaikuttaa asioiden kulkuun.

Ydinenergialain jälkeen säädetty erillinen laki ympäristövaikutusten arvioinnista (YVA) sisältää tarkempia määräyksiä YVA-prosessin menettelytavoista. YVA-menettelystä esitetään lyhyt yhteenveto kohdassa 3.3. Ydinenergiaa koskevaa erityislainsäädäntöä on koottu yksiin kansiin, esim. Edita 1997.

3.2 Viranomaisten valvonta

3.2.1 Kauppa- ja teollisuusministeriö

Ydinenergia-alan ylin johto ja valvonta kuuluvat kauppa- ja teollisuusministeriölle (KTM). Ministeriö valmistelee alaan liittyvän lainsäädännön sekä kansainväliset sopimukset Suomen osalta ja huolehtii niiden täytäntöönpanosta. KTM on YVA-lain mukainen yhdysviranomainen ydinenergiaan liittyvissä asioissa. KTM valvoo ydinjätehuollon suunnittelua

¹⁰ Esimerkiksi Imatran Voima Oy:n ja Teollisuuden Voima Oy:n vuonna 1991 tekemä viidennen ydinvoimalaitosyksikön periaatepäätöshakemus koski Loviisaa ja Eurajokea vaihtoehtoisina sijaintipaikkoina. Valtioneuvosto hyväksyi hakemuksen, mutta eduskunta hylkäsi valtioneuvoston tekemän periaatepäätöksen.

ja toteutusta sekä valtion ydinjätehuoltorahaston toimintaa. Ydinjätehuoltorahastoa käsitellään tarkemmin kohdassa 3.4.

Ministeriö rahoittaa ydinturvallisuuteen liittyvää tutkimus- ja kehitystyötä. Päättävöitteena on taata korkea turvallisuustaso ja toimintavarmuus ydinvoimalaitoksissa ja edistää ydinjätehuollon turvallista toteuttamista. Kansainvälisiin tutkimusprojekteihin osallistumalla seurataan alan teknologista edistymistä.

KTM hoitaa myös kansainvälistä yhteistyötä. Suomi osallistuu Euroopan atomienergiayhteisön (EURATOM), Kansainvälisen atomienergiäjärjestön IAEA (International Atomic Energy Agency) ja OECD:n ydinenergiäjärjestön NEA (Nuclear Energy Agency) toimintaan sekä pohjoismaiseen ydinturvallisuutta käsittelevään tutkimusohjelmaan NKS (Nordisk Kärnsäkerhetsforskning).

KTM:n energiaosasto valmistelee ydinenergiaa koskevat valtioneuvoston ja ministeriön päätökset yhdessä alan asiantuntijaorganisaatioiden kanssa. Ministeriön neuvoo antavana elimenä alaan liittyvissä tärkeimmissä valmistelutehtävissä toimii ydinenergianeuvoittelukunta.

3.2.2 Säteilyturvakeskus

Säteilyturvakeskus (STUK) vastaa Suomessa säteilyn käytön ja ydinturvallisuuden valvonnasta. Tehtävä käsittää säännösten ja ohjeiden valmistelun sekä ydinlaitosten turvallisuuden arvioinnit ja tarkastukset. STUK valvoo ydinjätteen käsittelyn ja varastoinnin turvallisuutta sekä ydinmateriaalien¹¹ ja -laitosten turvajärjestelyjä¹².

¹¹ Ydinmateriaali tarkoittaa tässä ydinasekelpoista materiaalia.

¹² Turvajärjestelyt tarkoittavat tässä lainvastaisen toiminnan estämistä.

STUK:n asema perustuu muun muassa ydinenergia- ja säteilylakeihin, joiden toteutumista se myös valvoo. Ennen kuin lupa ydinlaitoksen rakentamiseen tai käyttöön voidaan myöntää, STUK arvioi sen turvallisuuden. Lupa voidaan myöntää vain, jos STUK:n arvio on myönteinen.

Hallinnollisesti sosiaali- ja terveysministeriön alaisuudessa toimiva STUK on jatkuvassa vuorovaikutuksessa muihin ministeriöihin, viranomaisiin, tutkimuslaitoksiin ja yliopistoihin. Sillä on myös aktiivista kansainvälistä yhteistyötä. Työssään STUK saa apua säteily- ja ydinturvallisuusneuvottelukunnilta, jotka koostuvat eri alojen kokeneista asiantuntijoista.

STUK:n ydinjätehuollon tehtävät voidaan jakaa seuraaviin ryhmiin:

- säännösten valmistelu,
- rakenteilla ja käytössä olevien ydinjätelaitosten valvonta; niiden lupahakemusten tarkastus,
- käytetyn polttoaineen loppusijoitukseen ja ydinvoimalaitosten käytöstäpoistoon liittyvien suunnitelmien ja turvallisuusarvioiden tarkastus,
- tutkimus- ja kehitystyö.

STUK ylläpitää ja kehittää kansallista ydinmateriaalien valvontajärjestelmää. Tärkein ydinmateriaali on ydinvoimalaitoksissa käytettävä polttoaine.

STUK valmistelee myös käytetyn ydinpolttoaineen huoltoa koskevia yleisiä määräyksiä, esim. STUK 1998a.

3.3 Ympäristövaikutusten arviointimenettelyn rooli

Vuonna 1994 voimaan astunut laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (YVA) koskee myös ydinjätehuoltoa. Sinänsä ympäristövaikutuksia arvioitiin jo ennen YVA-lain voimaantuloa. Käytetyn ydinpolttoaineen osalta YVA-prosessissa tarvittavat selvitykset laatii hankkeesta vastaava eli Posiva. Viranomaiset tarkastavat selvitykset ja järjestävät julkisia kuulemisia.

Laki ympäristövaikutusten arvioinnista edellyttää hankkeen, tässä tapauksessa käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen, aiheuttamien välittömien tai välillisten vaikutusten arviointia

- ihmisten terveyteen, elinoloihin ja viihtyvyyteen,
- maaperään, vesiin, ilmaan, ilmastoon, kasvillisuuteen, eliöihin sekä näiden keskinäisiin vuorovaikutussuhteisiin ja luonnon monimuotoisuuteen,
- yhdyskuntarakenteeseen, rakennuksiin maisemaan, kaupunkikuvaan ja kulttuuri-perintöön sekä
- luonnonvarojen hyödyntämiseen.

Käytetyn ydinpolttoaineen suunniteltu loppusijoituslaitos koostuu kapselointilaitoksesta ja maanalaisesta varsinaisesta loppusijoitustilasta. Käytetty ydinpolttoaine kuljetetaan paikan päälle välivarastoista, jotka sijaitsevat Loviisassa ja Olkiluodossa. Ympäristövaikutusten arviointi kattaa kaikki laitoksen vaiheet, ts. tutkimukset, rakentamisen, loppusijoituksen, laitoksen käytöstäpoiston ja loppusijoitustilojen sulkemisen.

YVA-menettely on kaksivaiheinen. Ensimmäisessä vaiheessa hankkeesta vastaava laatii YVA-ohjelman eli suunnitelman siitä, mitä varsinaiseen arviointiin kuuluu. YVA-ohjelma luovutetaan yhteysviranomaiselle, joka

kuuluttaa sen vireilläolosta hankkeen vaikutusalueen kunnissa ja järjestää sitä koskevan kuulemisen. Loppusijoituslaitoksen ja ydinvoimalaitosten YVA:n yhteysviranomaisena toimii YVA-lain mukaisesti KTM. Kuulemisen yhteydessä ministeriö pyytää lausuntoja hankkeen vaikutusalueen kunnilta, eri viranomaisilta sekä asiantuntijaorganisaatioilta. Lisäksi yleisöllä on mahdollisuus esittää YVA-ohjelmaa koskevia mielipiteitä. Hankkeen sijaintikunnassa on lisäksi ollut tapana järjestää YVA-ohjelmaa koskeva tiedotus- ja keskustelutilaisuus yhteistyössä kunnan kanssa.

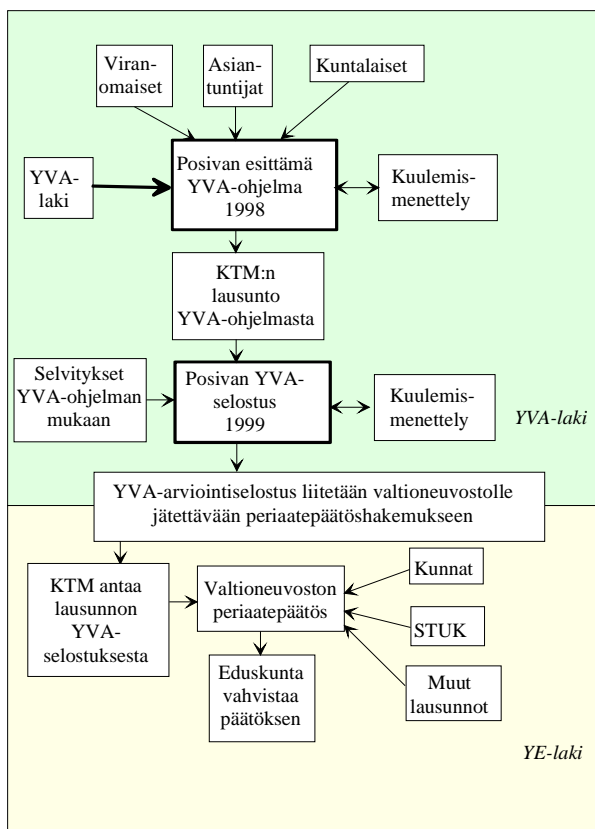
Ohjelmavaiheen päätteeksi KTM laatii saamiensa lausuntojen ja mielipiteiden sekä oman harkintansa perusteella YVA-ohjelmaa koskevan yhteysviranomaisen lausunnon, jossa arvioidaan ohjelman riittävyyttä ja esitetään tarpeelliset lisäykset.

Toisessa vaiheessa hankkeesta vastaava toteuttaa ympäristövaikutusten arvioinnin ja laatii YVA-selostuksen YVA-ohjelman ja sitä koskevan yhteysviranomaisen lausunnon mukaisesti. Käytännössä varsinainen arviointi alkaa jo rinnan YVA-ohjelman laatimisen kanssa. YVA-selostus luovutetaan yhteysviranomaiselle, joka järjestää siitä kuulemisen, kuten YVA-ohjelmastakin. YVA-menettely päättyy YVA-selostusta koskevaan yhteysviranomaisen lausuntoon, jossa arvioidaan selostuksen riittävyyttä.

YVA-selostusta koskeva yhteysviranomaisen lausunto toimitetaan tiedoksi muun muassa hankkeesta vastaavalle ja asianomaisille viranomaisille. Hanketta koskevissa lupakäsittelyissä viranomaisten tulee ottaa huomioon YVA-selostus.

YVA-menettelyn tavoitteena on ympäristövaikutusten arvioinnin ohella edistää ympäristövaikutusten huomioonottamista suunnittelussa ja päätöksenteossa sekä lisätä kansalaisten tiedonsaantia ja osallistumismahdollisuuksia.

YVA-menettelyssä ei tehdä hanketta koskevia päätöksiä tai myönnetä lupia eikä esimerkiksi YVA-ohjelmaan tai -selostukseen eikä yhteysviranomaisen lausuntoon voi hakea muutosta valittamalla. Eduskunnan hyväksymästä valtioneuvoston periaatepäätöksestä ei myöskään ole mahdollista valittaa. Myöhemmin hankkeelle mahdollisesti myönnettävistä ydinenergialain mukaisista rakentamis- ja käyttöluvista sekä muiden lakien mukaisista luvista asianosaiset voivat valittaa.



Kuva 3.1 Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituslaitoksen ympäristövaikutusten arviointiprosessin (YVA) pelkistetty eteneminen ja yhteys periaatepäätösprosessiin. Itse YVA-prosessi kuuluu YVA-lain piiriin, mutta valtioneuvoston periaatepäätöksestä eteenpäin prosessi kuuluu ydinenergialain (YE-laki) piiriin. Kunnat ovat niitä kuntia (joukosta Eurajoki, Kuhmo, Loviisa, Äänekoski), joita periaatepäätöshakemus koskee.

Kuvassa 3.1 on esitetty myös YVA:n yhteys periaatepäätösmenettelyyn. KTM toimii myös valtioneuvoston periaatepäätöstä valmistelvana ministeriönä ja järjestää siinä yhteydessä julkisia kuulemistilaisuuksia sekä pyytää ulkopuolisilta tahoilta lausuntoja. Näistä lausunnoista kaksi tärkeintä ovat esitetyn sijaintikunnan ja STUK:n lausunnot. Suunnitellun sijaintikunnan kunnanvaltuuston puoltava lausunto on myönteisen periaatepäätöksen ehdoton edellytys. Lisäksi periaatepäätösprosessin etenemiseksi STUK:n kantana on oltava, ettei käytettävissä olevan tiedon perusteella laitoksen toteuttamiselle turvallisesti ole esteitä.

Kuvasta 3.1 nähdään lisäksi, että paikallistason näkemyksiä on YVA-prosessissa mahdollista tuoda esille monessa vaiheessa. Ensinnäkin itse YVA-ohjelman valmisteluvaiheessa, toiseksi ohjelman kuulemisvaiheessa, kolmanneksi YVA-selostuksen kuulemisvaiheessa ja lopuksi valtioneuvoston periaatepäätös-vaiheessa. On syytä muistaa, että sijaintikunnalla on hankkeeseen edellä mainittu ehdoton veto-oikeus.

On lisäksi oletettavaa, että eduskuntakin omassa päätöksessään kuuntelee äänestäjiä.

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilan käyttöönottoa varten tarvitaan eduskunnan myönteisen periaatepäätöksen lisäksi valtioneuvoston myöntämä rakentamislupa ja käyttö lupa, joihin kumpaankin liittyy KTM:n toteuttama eri tahojen lausuntojen keruu ja arviointi. Tässäkin yhteydessä erityisesti STUK:n lausunnon on oltava puoltava. Hankkeesta vastaavan eli Posivan on valmisteltava rakentamis- ja käyttöluvhakemusten tueksi perusteelliset turvallisuusselosteet.

3.4 Ydinjätehuollon kustannuksiin varautuminen

Suomen lainsäädännön mukaan ydinjätteiden tuottajat¹³, käytännössä ydinergiaa tuottavat voimayhtiöt Imatran Voima ja Teollisuuden Voima, ovat velvollisia huolehtimaan kaikista ydinjätehuoltoon kuuluvista toimista sekä varautumaan kaikkiin jätehuollosta koituviin kustannuksiin. KTM vahvistaa vuosittain kummankin voimayhtiön vastuumäärän. Tämä vastuumäärä tarkoittaa kaikkien edellisen kalenterivuoden loppuun mennessä tuotettujen ydinjätteiden huollosta tulevaisuudessa aiheutuvien kustannusten kokonaismäärää. Toisin sanoen vastuumäärä kattaa aina olemassa olevien jätteiden huollon.

Voimayhtiöiden on vuosittain laadittava olemassa oleviin teknisiin suunnitelmiinsa perustuva arvio jätehuollon kustannuksista. Kustannusarviota laadittaessa on myös kustannustietojen epävarmuus otettava huomioon. KTM pyytää vuosittain STUK:lta ja VTT:ltä asiantuntijalausunnot voimayhtiöiden toimittamista jätehuoltosuunnitelmasta ja kustannusarviosta.

Vastuumäärien mukaisten varojen keräämiseksi voimayhtiöiden on maksettava KTM:n valvomaan valtion ydinjätehuoltorahastoon ydinjätehuoltomaksuja. Ydinjätehuoltorahasto on tarkoitettu koko Suomen ydinjätehuollon kustannusten kattajaksi, joten sillä katetaan käytetyn ydinpolttoaineen huollon lisäksi myös ydinvoimalaitosten käytöstäpoisto ja voimalaitosjätteiden huolto. Tulevat tutkimuskustannukset sisältyvät niin ikään vastuumääriin. Käytännössä ydinjätehuoltomaksu on

voimayhtiöille sähkön tuotantokustannuksiin rinnastettu kustannuserä.

KTM vahvistaa vuosittain rahastotavoitteen, joka määrätään voimayhtiöille siten, että rahasto-osuus vähitellen kattaa vastuumäärän. Vuoden 1999 alkuun mennessä rahastoon on kertynyt noin 5,7 miljardia markkaa. Tällä hetkellä rahastoon kertyneet varat kattavat noin 88 % vastuumäärästä ja täysi vastuumäärä voidaan kattaa noin vuonna 2 000, kuva 3.2. Näin ollen voidaan todeta, että Suomessa tähän asti kertyneiden ydinjätteiden huollon tarvitsemat varat on jo käytännössä kerätty.

Siltä osin, kun voimayhtiöiden jo rahastoimat varat eivät riitä kattamaan ydinjätehuollon kustannuksia, voimayhtiöt joutuvat antamaan valtiolle erotuksen kattavat vakuudet.

Ydinjätehuoltorahaston toinen keskeinen tehtävä varojen keräämisen lisäksi on pyrkiä varmistamaan varojen reaaliarvon säilyminen. Rahasto lainaa varoja ensisijaisesti valtiolle ja voimayhtiöille. Rahastoa kasvatetaan näin jatkuvasti myös korkotuloilla.

Tähän mennessä koko suomalaisen ydinjätehuollon toimenpiteisiin on käytetty noin 1,7 miljardia markkaa, mikä määrä on kulunut lähinnä runsasaktiivisen käytetyn ydinpolttoaineen välivarastointiin ja matala- ja keskiaktiivisen voimalaitosjätteen loppusijoitustilojen rakentamiseen Loviisaan ja Olkiluotoon.

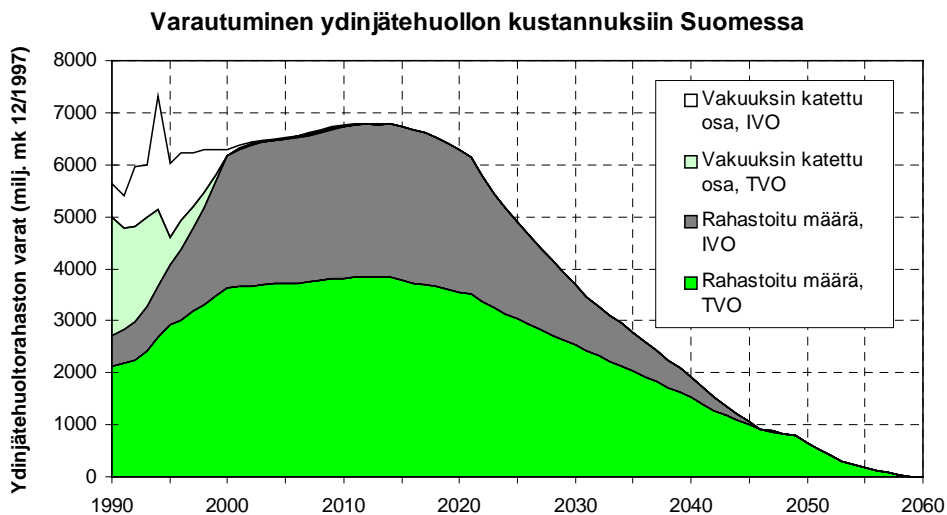
Ydinjätehuollon vuotuiset tutkimusbudjetit tulevat Posivan osalta suoraan omistajilta ja julkisen tahon tutkimusohjelman osalta valtion tulo- ja menoarviosta. STUK:n valvontatyön ja siihen suoraan liittyvän tutkimuksen kustannukset laskutetaan voimayhtiöiltä tai Posivalta.

Kaiken kaikkiaan suomalaisten ydinvoimaloiden koko käyttöikänsä kertyvien ydinjätteiden huollon kustannusten arvioidaan nousevan noin 10 miljardiin markkaan. Kuvassa 3.2

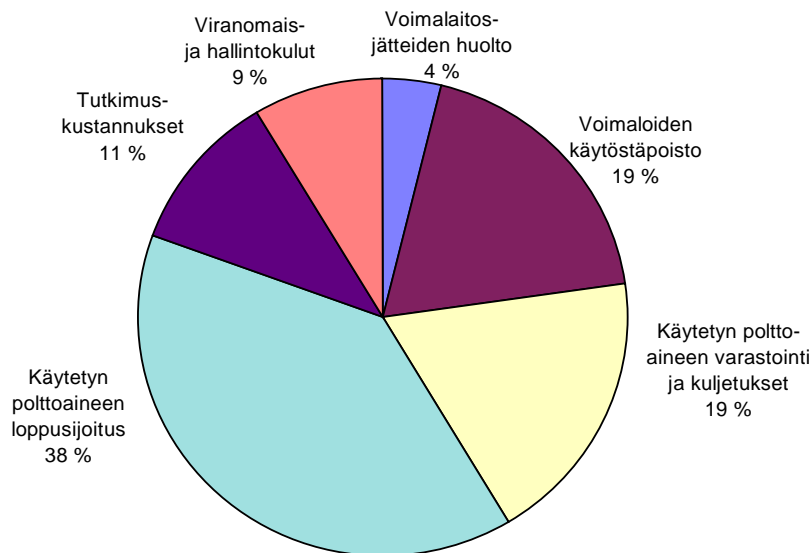
¹³ Käytettyä ydinpolttoainetta syntyy Suomessa Loviisan ja Olkiluodon ydinvoimaloissa sekä vähäisiä määriä Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen (VTT) tutkimusreaktorissa Otaniemessä. Näin ollen myös VTT on pieneltä osalta osallistunut ydinjätehuoltorahaston kartuttamiseen.

esitetään ydinjätehuoltorahastossa olevat varat ajan funktiona sekä koko suomalaisen ydinjätehuollon arvioitujen kokonaiskustannukset; käytetyn ydinpolttoaineen huollon

kustannukset on merkitty erikseen. Käytetyn polttoaineen loppusijoitus väliavarastointeen ja kuljetuksiin on kaikista kustannuksista selvästi yli puolet.



Ydinjätehuollon kokonaiskustannukset noin 10 mrd.mk



Kuva 3.2 Ydinjätehuoltorahastossa olevat varat sekä vakuuksin katettu osuus vuoden 1997 hintatasossa (ylhäällä). Koko Suomen ydinjätehuollon arvioitujen kokonaiskustannusten jakauma (alhaalla) (Mattila ym. 1997). Ylemmän kuvan piikki vuonna 1994 IVO:n vakuuksin katetussa osassa liittyy ydinenergialain muutokseen ja siihen, että IVO ei enää voinut palauttaa Loviisan käytettyä ydinpolttoainetta Venäjälle.

4. KÄYTETYN YDINPOLTTOAINEEN HUOLLON SUUNNITELMAT MUISSA MAISSA

Tässä katsauksessa pyritään siihen, että Suomessa suunniteltua huollon strategiaa voidaan yleisellä tasolla verrata kansainväliseen tilanteeseen. Kaikissa maissa peruslähtökohtana on käytännössä geologinen loppusijoitus, eroja on siinä, jälleenkäsittelläänkö käytetty polttoaine ennen sitä vai ei. Joissain maissa valitsee näiden kahden päävaihtoehdon välillä ei tosin vielä ole tehty.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon vaihtoehtoisina perustrategioina voidaan siis pitää suoraa loppusijoitusta ja jälleenkäsittelyä. Suorassa loppusijoituksessa käytetty ydinpolttoaine katsotaan suoraan jätteeksi, joka on loppusijoitettava. Jälleenkäsittelyn tekninen perustelu on, että sen avulla käytetystä ydinpolttoaineesta saadaan talteen siinä oleva ydinfysikaalisesti halkeamiskelpoinen uraani ja plutonium, joita voidaan sitten edelleen käyttää polttoaineena ydinreaktorissa. Runsasaktiivinen jälleenkäsittelyjäte on tässä vaihtoehdossa loppusijoitettava jäte.

Tällä hetkellä maailmassa on esimerkkejä kumpaankin strategiaan sitoutuneista ydinenergiaa tuottavista maista. Kummassakin leirissä on sekä pieniä että suuria maita. Lisäksi on joukko maita, joilla molemmat vaihtoehdot ovat toistaiseksi avoimina.

Käytetyn ydinpolttoaineen suoraan loppusijoitukseen ovat selkeimmin varautuneet Yhdysvallat¹⁴, Kanada, Ruotsi, Espanja ja Suomi.

Maissa, joissa ydinenergiaohjelma on kooltaan pieni, pidetään suoraa loppusijoitusta nykyisissä oloissa luontevimpana vaihtoehtona. Esimerkiksi nyt vallitsevilla raakauraanin hinnoilla jälleenkäsittely ei ole taloudellisesti perusteltua. Toinen pienille maille tärkeä tekijä on se, että ei haluta jättäytyä ulkomailta ostettavan jälleenkäsittelypalvelun varaan, varsinkin kun palvelun hintakehityksestä ei ole taakeita.

Käytetyn ydinpolttoaineen jälleenkäsittelystrategiaan ovat nykyisin voimakkaimmin sitoutuneet Ranska, Japani ja Iso-Britannia. Kaikissa näissä maissa on joko käynnissä tai rakenteilla omaa jälleenkäsittelykapasiteettia. Lisäksi useissa maissa, esimerkiksi Saksassa¹⁵ ja Belgiassa, jälleenkäsittely on ollut käytännössä päävaihtoehtona, mutta myös suoraa loppusijoitusta on selvitetty. Myös Venäjä on pitkällä aikavälillä suuntautunut jälleenkäsittelystrategiaan.

Itä-Euroopan entisten SEV-maiden osalta strategian valinta on vielä epäselvä. Useissa tapauksissa aiempaa käytetyn ydinpolttoaineen palauttamiskäytäntöä Neuvostoliittoon, ja sittemmin Venäjälle, ei voida enää noudattaa joko taloudellisista syistä tai oman maan lainsäädännön muututtua. Näissä maissa, kuten Suomessakin Loviisan osalta, tuore polttoaine hankittiin Neuvostoliitosta (sittemmin Venäjältä) ja käytetty polttoaine palautettiin sinne ostosopimuksen perusteella ilman, että Neuvostoliitto (sittemmin Venäjä) vaati otta-
maan takaisin jälleenkäsittelyjätteitä. Näissä maissa on nykyisin käytännössä strategiana pitkäaikainen välivarastointi, jonka aikana pyritään löytämään "aito" strategia.

pointimena oli kansainvälisen ydinenergiajärjestön IAEA:n Yhdysvaltain aloitteesta organisoima ydinpolttoainekierron arviointihanke INFCE (International Nuclear Fuel Cycle Evaluation) ja sen johtopäätökset (IAEA 1980).

¹⁴ Yhdysvallat on maailman merkittävin ydinenergiamaa, ja se teki 1970-luvun lopulla periaatteellisen päätöksen luopua jälleenkäsittelyvaihtoehdosta. Yhtenä päätöksen

¹⁵ Saksassa maan koko ydinenergiastrategia on vasta käynnistyneen poliittisen keskustelun kohteena.

Taulukko 4.1 Käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitellut perusratkaisut eri maissa (IAEA 1995a, 1996, 1997, OECD NEA 1996, 1998, Dyck & Crijns 1998, Nuclear Engineering International 1999).

Maa	Jälleenkäsittely	Suora loppusijoitus	Strategia avoin	Kommentteja
Argentiina			x	kuiva välivarastointi 50 - 100 vuotta
Belgia	x		x	jälleenkäsittely päävaihtoehto, harkitaan myös suoraa loppusijoitusta, geologisena väliaineena tutkitaan savea
Brasilia	x			
Bulgaria			x	palauttamista jatkettu Venäjälle
Espanja		x		geologisena väliaineena tutkitaan graniittia, savea ja suolaa
Etelä-Afrikka			x	
Etelä-Korea			x	
Hollanti	x			loppusijoitusta ei ajeta aktiivisesti, geologisena väliaineena on tutkittu suolaa
Intia	x			
Iso-Britannia	x		x	osa laitoksista ei ole tehnyt lopullista valintaa
Italia			x	
Japani	x			oma jälleenkäsittelylaitos rakenteilla, myös transmutaatiota * selvitetään, geologisena väliaineena tutkitaan useita vaihtoehtoja
Kanada		x		kaksi kuivaa välivarastoa toiminnassa, geologisena väliaineena tutkitaan graniittia
Kiina	x			keskitetty välivarasto suunnitteilla
Liettua			x	
Meksiko			x	
Pakistan			x	
Ranska	x			geologisena väliaineena tutkitaan savea ja graniittia, myös transmutaatiota * selvitetään
Romania		x		keskitetty välivarasto suunnitteilla
Ruotsi		x		geologisena väliaineena tutkitaan graniittia
Saksa	x	x		jälleenkäsittely ollut päävaihtoehto, poliittisen keskustelun myötä suora loppusijoitus voi tulla perusratkaisuksi, geologisena väliaineena tutkitaan suolaa
Slovakia		x		
Slovenia		x		
Suomi		x		vain suora loppusijoitus mahdollinen <= ydinenergialaki
Sveitsi	x			keskusvarasto rakenteilla, geologisena väliaineena tutkitaan graniittia
Taiwan	x	x		
Tshekki	x	x		kuivavarasto toiminnassa
Ukraina	x	x	x	
Unkari	x			modulaarinen kuivavarasto toiminnassa
Venäjä	x	x		vesiallastyyppinen välivarasto toiminnassa, myös transmutaatiota * selvitetään
Yhdysvallat		x		keskitetty välivarasto ja loppusijoitus suunnitteilla, geologisena väliaineena tutkitaan tuhkakiveä, myös transmutaatiota * selvitetään

* Transmutaatiota käsitellään tarkemmin seuraavassa luvussa.

Taulukkoon 4.1 on koottu yhteenveto eri maiden käytetyn ydinpolttoaineen vaihtoehtojen peruslinjauksista. Suoran loppusijoituksen maista, joihin Suomikin kuuluu, pisimmällä loppusijoituksen valmistelussa ollaan Suomessa, Ruotsissa, ja Yhdysvalloissa. Kanadassa ja Espanjassa sijoituspaikan valintaprosessi on joutunut poliittiseen vastatuuleen. Erityisesti Suomen ja Ruotsin aikanaan laatimat tekniset perussuunnitelmat ja

aikataulut loppusijoitusohjelman toteuttamiselle ovat jo lähtökohdiltaan verrattain samanlaisia.

Suomessa ydinenergiain vallitseva tulkinta on se, että käytännössä loppusijoitusstrategioista on mahdollinen vain suora loppusijoitus.

5. YDINJÄTEHUOLLON ESITETYT VAIHTOEHDOT

5.1 Varhaiset kaavailut

Käytetyn ydinpolttoaineen korkea radioaktiivisuus on ollut tiedossa niin kauan kuin ydinenergiaa on tuotettu, samaten on ollut tiedossa se, että käytetty ydinpolttoaine on tarpeen luotettavasti eristää ihmisen elinympäristöstä. Tässä tarkoituksessa kirjallisuudessa on esitetty erilaisia ideoita siitä, miten käytetty ydinpolttoaine saadaan mahdollisimman kauas ihmisen elinpiiristä, joissain kaavailuissa jopa maapallon ulkopuolelle.

Napajäätiköihin sijoittamista on perusteltu sillä, että jättekapseli sulattaisi omalla lämmönkehityksellään itsensä jään sisään. Kun lämmöntuotto alenisi sopivasti ajan kuluessa, jättekapselin eteneminen pysähtyisi jäähän. Napajäätiköt ovat lisäksi asumattomilla alueilla, joten eristämisyrittäminen toteutuisi luontevasti. Ongelmina on nähty korkeat käsittely- ja kuljetuskustannukset, jäätiköiden kehittymisen epävarmuudet pitkien ajanjaksojen yli sekä kansainväliset lait. Esimerkiksi Etelämanner on sopimuksin rauhoitettu jätteiltä. Lisäksi jäätiköt itse asiassa virtaavat hitaasti kohti alavampia maastonkohtia, jolloin kapseli tulisi ennen pitkää ulos jäätikön reunalta. Tekniseen toteutettavuuteen liittyy paljon epävarmuuksia, koska paikan päällä ei ole tehty kokeita.

Syvälle meren pohjaan kapseloituna loppusijoittamista on perusteltu muun muassa sillä, että olosuhteet valtameren pohjalla ovat verrattain vakaat. Valtameristä on löydettävissä asutuksesta kaukana olevia syvänteitä, lisäksi valtamerissä on mahdollisten "vuotojen" sattuessa valtava laimentava vesimäärä käytettävissä. Yksi ajatus on, että kapseli tai kapseleita pakataan erityiseen raketin muotoiseen "läpäisijään", joka vajoaisi omalla painollaan ja tunkeutuisi merenpohjan sedimenttiin. Tä-

män menetelmän teknistä toteutettavuutta on selvitetty kokeellisesti ja osittain se on jopa osoitettu (International Nuclear Societies Council 1998); nyttemmin koeohjelmat on lopetettu. OECD:n ydinenergiajärjestössä (NEA) on aiheesta tehty laaja selvitys (OECD NEA 1988). Ydinjätteiden loppusijoitusta tai pikemminkin upottamista mereen on selvitetty jonkin verran kansainvälisissä työryhmissä, mutta nyttemmin se on kielletty kansainvälisin sopimuksin.

Avaruusteknologian kehittymisen myötä on esitetty myös idea ydinjätteen pysyvästä sijoittamisesta avaruuteen, jolloin jäte ammuttaisiin raketilla maapallon ulkopuolelle. Näin ollen jäte olisi poistettu lopullisesti ihmisen elinympäristöstä. Nyttemmin raketiteknikan haavoittuvuudesta ja kalleudesta on saatu kouriintuntuvia näyttöjä. Tällaiseen jäterakettiin luultavasti pakattaisiin kuljetuksen kalleuden takia runsaasti kapseleita ja tällöin ilmakehässä mahdollisesti tapahtuva vakava onnettomuus saastuttaisi laajoja alueita koko planeetasta.

5.2 Suomalaisen suunnitelman kehittyminen

Edellä esitetyt varhaiset kaavailut käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoittamiseksi eivät ole tällä hetkellä teknisesti tai poliittisesti mahdollisia. Mutta vaikka ne olisivatkin, ja vaikka kansainvälisten sopimusten muodostamat laillisuusesteet unohdettaisiin, ne eivät ilman yhteistyösopimuksia muiden maiden kanssa soveltuisi Suomen kaltaiselle pienelle ydinenergiamaalle.

Suomalaisen käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelmaa on kehitetty 1970-luvulta lähtien. Käytännössä on alusta alkaen tähdätty nimenomaan Suomessa toteutettavan loppusijoitusratkaisun suunnitteluun, sillä sekä suoran loppusijoituksen että jälleenkäsittelyn

strategiassa ydinenergian tuottajan käsiin jää korkea-aktiivista ydinjätettä.

Alkuvaiheissa suomalaisenkin käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelmissa oli ulkomailla tapahtuva jälleenkäsittely mukana. Itse asiassa se oli ensisijainen vaihtoehto vielä 1980-luvun alkupuolelle saakka, mutta jälleenkäsittelypalveluiden saatavuus ja hinta eivät koskaan tehneet siitä kilpailukykyistä vaihtoehtoa suoralle loppusijoitukselle. Loviisan ydinvoimalaitoksen osalta sopimus käytetyn ydinpolttoaineen palauttamisesta Venäjälle liittyi voimalaitoksen toimitusehtoihin.

Jälleenkäsittely on maailmalla edelleen kuitenkin yleistä. Esimerkiksi vuonna 1994 käytettävissä ollut yhteenlaskettu jälleenkäsittelykapasiteetti vastasi noin puolta kyseisen vuoden käytetyn ydinpolttoaineen yhteenlasketusta kertymästä 10 500 tonnia (IAEA 1995b). Jälleenkäsittelyn valinta on pitkän aikavälin strateginen ratkaisu, joihin muutama suuri ydinenergiamaa on sitoutunut, ks. luku 4.

Kansainvälisissä ydinenergian käyttöä ja käytetyn ydinpolttoaineiden huoltoa käsittelevissä asiantuntijajärjestöissä, esimerkiksi IAEA:ssa, on selvitelty mahdollisuuksia keskitettyihin useiden maiden yhteisiin loppusijoitusratkaisuihin. Ylikansalliset loppusijoitus suunnitelmat eivät ole saaneet osakseen juurikaan poliittista kannatusta. Päinvastoin, esitetyissä puheenvuoroissa on korostettu kunkin maan omaa vastuuta järjestää asianmukainen ydinjätetuolto omille ydinjätteilleen. Jokaisella maalla lienee taustalla pyrkimys välttää joutumasta muiden maiden passiiviseksi “ydinkaatopaikaksi”.

Kehitettäessä suomalaista käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen suunnitelmaa on vaihtoehtoja haettu tieteellisistä tutkimuspiireistä. Samanlaisissa geologisissa ja ilmastollisissa oloissa olevien maiden kanssa on hakeuduttu yhteistyöhön, koska esitetyistä loppusijoitusratkaisuista nimenomaan geologinen loppusi-

joitus on kaikissa maissa tutkituin vaihtoehto. Suomen kannalta kiinnostavia kiteisen kallioperän maita ovat erityisesti Ruotsi, Sveitsi ja Kanada.

5.3 Nykyiset suunnittelun vaihtoehdot

Lähes kaikissa ydintoimintaa harjoittavissa maissa laaditaan suunnitelmia geologista loppusijoitusta varten. Monissa maissa käydään kuitenkin aiheesta myös jatkuvaa eettistä keskustelua. Vuonna 1995 julkistettiin OECD:n ydinenergiajärjestön jätekomitean kannanotto aihepiiriin eettisistä kysymyksistä (OECD NEA 1995, KTM 1995).

Kannanotossa käsitellään eri vaihtoehtoista käytävää eettistä keskustelua esimerkiksi siitä, onko geologinen loppusijoitus suositeltavin passiivisen eli luontaisesti turvallisen eristämisen menetelmä, milloin loppusijoituksen toteuttamiseen olisi ryhdyttävä ja onko sitä mahdollista perua. Onko eettisesti oikein, että ydinvoimaa käyttävä nykyinen sukupolvi hävittää siitä syntyvät jätteet tavalla, joka ei vaadi mitään toimenpiteitä tulevilta sukupolvilta mutta johon ne eivät myöskään voi vaikuttaa? Vai olisiko nykyisen sukupolven sijoitettava jätteet valvottuihin varastoihin, joista ne ovat helposti poistettavissa, jotta tulevilla sukupolvilla olisi kaikki tekniset vaihtoehdot avoimina jatkotoimenpiteitä varten? Näitä kysymyksiä pohditaan myös esimerkiksi viitteessä Högberg ym. (1998).

5.3.1 Valvottu pitkäaikaisvarastointi

Määräämättömäksi ajaksi ulottuvan varastoinnin ja valvonnan puolesta voidaan esittää teknisiä ja eettisiä perusteita. Ne kuitenkin edellyttävät, että varmistetaan lopullisten ratkaisuvaihtoehtojen jatkuva kehittäminen ja se että toimintaan tarvittavat taloudelliset resurssit ovat käytettävissä kaikkina aikoina tuvaisuudessa. Tällöin kukin sukupolvi siirtäisi seura-

valle polvelle maailman "yhtäläisin mahdollisuus". Silloin vaihtoehdot säilyisivät avoimina eikä tarvitsisi tehdä vaikeita, pitkälle tulevaisuuteen ulottuvia ratkaisuja.

Tämän ajatuksen mukaisesti nykypolvella olisi vastuu siitä, että seuraavalle sukupolvelle taattaisiin ne taidot, resurssit ja mahdollisuudet, joita tarvitaan varastoidun käytetyn ydinpolttoaineen käsittelemiseksi.

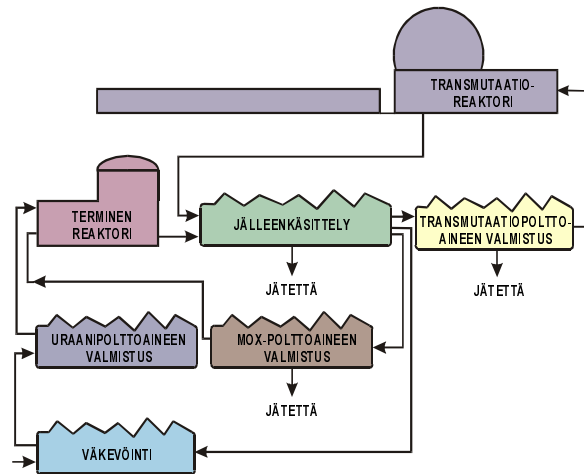
Pitkäaikaisvarastoinnin merkittävin puute liittyy olettamukseen, että tulevat yhteiskunnat säilyvät vakaina ja pystyvät edelleen huolehtimaan vaaditusta turvallisuudesta ja valvonnasta tai että ne ylipäättään haluavat pitää yllä tarvittavaa teknistä kulttuuria. Yhteiskunta saattaa turtua varastointilaitosten olemassaoloon ja läheisyyteen. Tällöin niihin liittyvät riskit lisääntyisivät ajan myötä asianmukaisen valvonnan ja ylläpidon heikentyessä. Sen seurauksena voisi jossain vaiheessa syntyä vakavia terveys- ja ympäristövaurioita.

Käytetyn ydinpolttoaineen pitkäaikaisvarastointi voisi teknisesti perustua märkävarastointiin vesialtaissa, kuten nykyisin Suomessa, tai kuivavarastointiin. Kuivavarastointi olisi teknisesti järkevää toteuttaa märkävarastointijakson jälkeen, kun käytetyn ydinpolttoaineen lämmöntuotto on alentunut riittävästi ja luonnonkiertoon perustuva ilmajähdytys olisi riittävä. Molemmista varastointimuodoista on jo olemassa kansainvälistä käyttökokemusta. Pitkäaikaisvarastoinnista on tarkempi kuvaus viitteessä Anttila ym. (1999).

5.3.2 Transmutaatio

Käytetyn ydinpolttoaineen korkean ja pitkäkestoisien radioaktiivisuuden vuoksi olisi sellaisella tekniikalla ilmeisesti kysyntää, jolla vaarallisimmat radionuklidit voitaisiin muuntaa vähemmän vaaralliseen muotoon. Transmutaatiota on viime vuosina tuotu esiin tässä mielessä.

Useissa johtavissa ydinenergiamaissa on ryhtytty uudelleen panostamaan voimakkaasti aktinidien ja halkeamistuotteiden erotukseen ja muuntamiseen nukliditransmutaatiolla. Transmutaatioissa on kyse pitkän aikavälin strategisesta tutkimuskohteesta, joka liittyy käytetyn ydinpolttoaineen jälleenkäsittelystrategiaan, kuva 5.1.



Kuva 5.1 Transmutaatio ydinpolttoaineen kokonaiskierrossa (Ruokola 1997). Terminen reaktori tarkoittaa tässä kevytvesireaktoria.

Nukliditransmutaatioissa on pyrkimyksenä pienentää urania raskaampien reaktorissa syntyneiden aktivoitumistuotteiden eli aktinidien sekä hyvin pitkäikäisten hajoamistuotteiden määriä¹⁶ loppusijoitettavassa runsasaktiivisessa jätteessä.

Jotta käytetyn ydinpolttoaineen potentiaalisesti vaarallisimpien radionuklidien transmutaatio olisi mahdollista, kyseisten aineiden erottaminen on välttämätöntä. Ja jotta erottelu olisi mahdollista, käytetyn polttoaineen jälleenkäsittely on välttämätön esikäsittelyvaihe.

¹⁶ Lyhytikäisemmäksi muuntamista harkitaan erityisesti aktinideista neptuniumille, amerikumille ja curiumille (muun muassa Np-237, Am-241, Cm-244) sekä halkeamistuotteista teknetiumille, kesiumille ja jodille (muun muassa Tc-99, Cs-135 ja I-129).

Aktinidien ja halkeamistuotteiden erottamiseen käytetyn ydinpolttoaineen muista radionuklideista liittyy vielä joukko ongelmia (esim. Ruokola 1997). On ilmeistä, että kaikkia vaarallisia aineita ei voida teknisesti tai ei kannata taloudellisesti erottaa. Erityisesti saman alkuaineen eri isotooppien erottaminen on hankalaa ja kallista, koska ne käyttäytyvät kemiallisesti samalla tavalla.

Todelliset tekniset mahdollisuudet toteuttaa vaadittava transmutaatio ovat vielä osoittamatta. Hankkeet ovat vielä verrattain varhaisella tuotekehitysasteella. Yhtenä periaatteellisenä vaihtoehtona on ehdotettu aineiden ”polttamista” erikoisrakenteisissa nopeissa reaktoreissa.

Tarvittavan transmutaatiokapasiteetin saavuttaminen polttoreaktorien kautta edellyttää voimakasta panostusta nopeisiin reaktoreihin¹⁷. Muunnettavia aineita on ilmeisesti tarpeen kierrättää useiden käyttöjaksojen ajan reaktoreissa ja haluttuun lopputulokseen päästään näin ollen vasta useiden vuosikymmenien jälkeen.

Tehokkaimmillakaan kaavailluilla tavoilla kaikkia jäteaineita ei voida kokonaan tuhota ja näin joka tapauksessa tietty osa jätteistä tulee aikanaan loppusijoittaa. On ilmeistä, että monivaiheinen ja toistuva radioaktiivisten aineiden kierrätys lisää erityisesti työntekijöiden säteilyaltistusta verrattuna suoraan kallioperään suunniteltuun loppusijoitukseen. Transmutaation ja siihen väistämättä tarvittavan nykyistä jälleenkäsittelyä tehokkaamman erotustekniikan on arvioitu (Honkamaa ym.

¹⁷ Kevytvesireaktorissa käytetään jäähdytteenä ja neutronien hidastimena tavallista vettä. Ketjureaktiota ylläpitävät neutronit ovat niin sanottuja termisiä neutroneita. Nopeassa reaktorissa ketjureaktiota ylläpitävät neutronit ovat niin sanottuja nopeita neutroneita; neutronien hidastinta ei ole ollenkaan. Nopeassa reaktorissa jäähdytteeksi on kaavailtu esim. natriumia, joka reagoi erittäin herkästi ilman ja veden kanssa ja on näin ollen teknisesti hankala aine.

1998) tulevan nykyoloissa selvästi kalliimaksi kuin suora loppusijoitus.

Teknistaloudellisten seikkojen lisäksi transmutaatiovaihtoehtoon liittyy Suomen tapauksessa myös nykyinen lainsäädäntö, joka vallitsevan tulkinnan mukaan vaatii, että käytetyn ydinpolttoaineen käsittely tapahtuu kotimaassa.

Transmutaation ja erotustekniikoiden tämän hetken teknisistä kehitysnäkymistä sekä niiden soveltuvuudesta Suomen ydinvoimaohjelmaan saa yksityiskohtaisemman kuvan viitteestä Anttila ym. (1999).

5.4 Geologinen loppusijoitus

Geologinen loppusijoitus on tällä hetkellä ydinenergiaa tuottavissa maissa selvästi tutkituin käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen menetelmä. Tutkimukset ovat toistaiseksi olleet yksinomaan etukäteen tapahtuvaa valmistautumista, sillä missään maassa ei runsasaktiivisen jätteen geologista loppusijoitusta ole vielä toteutettu. Kaikissa maissa välivarastointi on vallitseva käytäntö, koska käytetyn polttoaineen radioaktiivisuuden ja lämmöntuoton alentamiseksi vesialtaissa tai kuivavarastoissa tapahtuva ”jäähdytys” on teknisessä mielessä järkevää. Näin käytetyn polttoaineen turvallinen jatkokäsittely on merkittävästi helpompaa ja myöskin halvempaa.

Käytetyn ydinpolttoaineen geologinen loppusijoitus tarkoittaa yksinkertaisesti jätteen loppusijoittamista stabiiliin maanalaiseen geologiseen muodostumaan. Eri maissa tutkitaan luonnollisesti oman maan alueella olevia geologisia muodostumia. Suomessa kiinnostus on kohdistunut kiteiseen peruskallioon, joka on maassamme vallitseva geologinen ympäristö. Muita kiteisen kallioperän maita ovat esimerkiksi Espanja, Kanada ja Ruotsi. Belgiassa tutkitaan savimuodostumaa, Saksassa

ja Hollannissa suolaesiintymiä ja Yhdysvalloissa tuhkakiveä, vrt. taulukko 4.1.

Geologisen loppusijoituksen suunnitelman yksityiskohdat vaihtelevat jonkin verran maasta toiseen, esimerkiksi juuri geologisista eroista johtuen. Kaikkiin kuitenkin pätevät samat tekniset yleisperustelut.

5.4.1 Esitettyjä teknisiä perusteluja

Geologinen loppusijoitus tapahtuu kallioperään louhittuun tunneliverkostoon. Kaivosteollisuudessa kehitetyt louhintatekniikat ovat siirrettävissä käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilojen louhintaan. Louhintatekniikka on aiemmin testattua ja koeteltua perustekniikkaa.

Geologinen loppusijoitus on siinä mielessä passiivinen järjestelmä, että toimiakseen ajatellulla tavalla se ei tarvitse lainkaan ihmisen seurantaa eikä korjaus- tai säätötoimenpiteitä. Sulkemisen jälkeen loppusijoitustila näin ollen voidaan jättää ilman valvontaa. Sen seikan varmistamiseksi, että mitään perustavaa laatua olevaa virhettä tai laiminlyöntiä ei ole tapahtunut, loppusijoituspaikan monitorointi tilan sulkemisen jälkeen on tietenkin mahdollista.

Geologinen loppusijoitus on ajateltu pysyväksi ratkaisuksi siinä mielessä, että jätteitä ei ole tilojen sulkemisen jälkeen tarkoitus enää hakea maanpinnalle. Jos jostain syystä näin kuitenkin tahdotaan tehdä, se on teknisesti mahdollista.

Syvälle kallioperään suoritettu loppusijoitus estää täydellisesti jätteen suoran säteilyn pääsyn maanpinnalle; suoran säteilyn vaimentamiseksi riittäisi itse asiassa jo metrikin kalliota. Kallioperän lämmönjohto-ominaisuudet tunnetaan, joten loppusijoitettava ydinjäte, joka edelleen tuottaa lämpöä, voidaan sijoittaa riittävän harvaan tunneliverkostoon, jotta kallioperässä ei tapahdu liiallista lämpenemistä, esim. Raiko (1996).

Riittävä sijoitusvyvyys, esimerkiksi Suomessa kaavailtu noin 500 metriä, estää loppusijoitustiloihin vahingossa tapahtuvan tunkeutumisen. Riittävä sijoitusvyvyys suojaa loppusijoitustiloja myös jääkauden kallioperän pintaosaa kuluttavalta vaikutukselta¹⁸.

Eristäminen, viivästäminen ja laimentaminen

Käytetyn ydinpolttoaineen sisältämien vaarallisten radionuklidien mahdollinen leviäminen loppusijoitustilasta kallioperään ja sitä kautta ihmisen elinpiiriin tapahtuu hitaiden ja kohtalaisen hyvin tunnettujen ja ennustettavien luonnon prosessien kautta. Kallioperän halkeamissa virtaava pohjavesi on käytännössä ainut reitti, jota pitkin radionuklidit voivat kulkeutua kallioperän kautta ihmisen elinpiiriin. Koska tunnelit suunnitellaan louhittavaksi selvästi pohjaveden pinnan alapuolelle, täyttyvät tilat sulkemisen jälkeen vääjäämättä vedellä sen jälkeen kun maanalaisiin tiloihin vuotavan pohjaveden pumppaus lopetetaan.

Geologisen loppusijoituksen tekninen perusteltavuus riippuu kolmesta olennaisesta tekijästä: eristämisestä, viivästämisestä ja laimentamisesta. Eristäminen tarkoittaa jätteiden pitämistä paikallaan niin kauan, että niiden sisältämä radioaktiivisuus on ehtinyt radionuklidien luontaisen hajoamisen mukaisesti alentua vaarattomalle tasolle. Viivästäminen tarkoittaa teknisten päästöesteiden ja kallioperän pidättymisilmiöiden aikaansaamaa radionuklidien leviämisen hidastamista. Laimentaminen tarkoittaa vapautuvien radionuklidien pitoisuuden alentumista puhtaaseen veteen sekoittamalla, ennen kuin ne pääsevät ihmisen elinpiiriin.

¹⁸ Jääkausia on Suomen leveysasteilla ollut noin yksi sataa tuhatta vuotta kohti ja saman rytmin voidaan odottaa jatkuvan tulevaisuudessa.

Suomalaisessa suunnitelmassa esitetty korroosiokestävä kuparikapseli toteuttaa eristämistehtävää niin kauan, kun se pysyy ehjänä. Kuparikapselin on arvioitu kestävän vähintään 100 000 vuotta, jona aikana jätteiden radioaktiivisuus laskee alle 1/10 000:aan alkuperäisestä. Niin kauan, kun kapseli on ehjä, ei radionuklidien leviämistä voi tapahtua.

Suurin osa loppusijoitustilasta aikanaan vapautuvista radionuklideista ei kuitenkaan voi levitä läheskään pohjaveden nopeudella. Kulkeutuessaan vettäjohtavissa raoissa ne kokevat geokemiallisia reaktioita kivi-pohjavesiympäristössä. Kemiallisten reaktioiden lisäksi ja niistä riippumatta radionuklidit myös leviävät hitaasti diffuusion kautta vettäjohtavista raoista itse kalliomatriisiin, jossa ne taas kokevat kemiallisia reaktioita. Näiden niin sanottujen pidättymismekanismien¹⁹ johdosta radionuklidien leviäminen kallioperässä hidastuu merkittävästi.

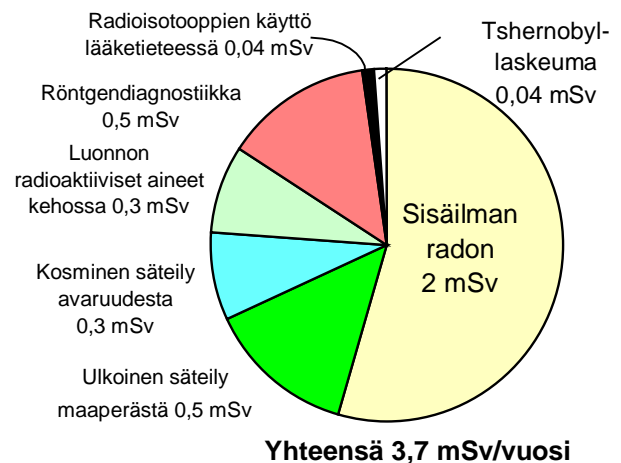
Pohjaveteen vapautuvien radionuklidien pitoisuudet laimenevat kallioperässä virtaavien pohjavesien sekoittumisten kautta. Pohjaveden virtaus on sitä vähäisempää mitä syvemmällä kalliossa ollaan. Näin ollen, mikäli syvällä sijaitsevasta loppusijoitustilasta vapautuisi radionuklidipulssi, se laimenisi merkittävästi ennen purkautumistaan pintavesistöön.

¹⁹ Radionuklidien kulkeutumistarkasteluissa pidättymismekanismieina on tarkasteltu kahta prosessia. Sorptio tarkoittaa radionuklidien nopeaa kiinnittymistä mineraalien pintaan. Matriisidiffuusio puolestaan tarkoittaa nuklidien hidasta diffundoitumista virtaavasta vedestä kalliomatriisiin virtaamattomaan huokosveteen, jolloin kalliomatriisiin yhteenlaskettuna erittäin laaja sisäpinta altistuu sorptiolle. Matriisidiffuusion ja sorption yhteisvaikutusta pidättymiseen on tarkasteltu esimerkiksi viitteessä Rasilainen (1997).

Peruskallion luonnollinen radioaktiivisuus

Asetettaessa käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuuskriteereitä, on yhtenä Pohjoismaiden turvallisuusviranomaisten yhteisesti pohtimana vertailukohtana tutkittu luonnosta ihmisen elinympäristöön vapautuvia radioaktiivisuusvirtoja (Snihs ym. 1993). Tässä on ajatuksena, että loppusijoitustilasta vapautuva radioaktiivisten aineiden virta ei saisi merkittävästi lisätä ympäristöön jo entuudestaan luonnollista tietä purkautuvaa radioaktiivisuusvirtaa. Luonnon radioaktiivisuusvirtojen määrittämisen menetelmät ja perusteet sekä se, miten pitkän aikavälin yli virtoja tarkastellaan turvallisuuskriteerinä, on paraikaa työn alla. Ruotsin ydinturvallisuusviranomaisen Statens Kärnkraftinspektion (SKI) on teettänyt aiheesta selvityksiä, esim. Miller ym. (1997).

Suomessa asuvan ihmisen keskimäärin vuodessa saama radioaktiivinen säteilyannos on noin 3,7 mSv, josta luonnon taustan osuus on 3,1 mSv. Kuvassa 5.2 esitetään vuotuisen sä-



Kuva 5.2. Keskimääräinen vuotuinen säteilyannos Suomessa säteilylähteen mukaan jaoteltuna (STUK 1998b). STUK:n asettama vuotuinen enimmäisannosraja kaikkein altistuneimmille ydinlaitosten lähistöllä asuville on 0,1 mSv.

teilyannoksen jakauma säteilyn lähteiden perusteella.

Kuvasta nähdään, että kallioperästä lähtöisin olevat sisäilman radon ja suora ulkoinen säteily maaperästä vastaavat suurimmasta osasta luonnon säteilytaustasta.

Voidaan arvioida, että valtaosa kallioperästä lähtöisin olevasta luonnollisesta radioaktiivisuudesta on peruskalliossa olevan luonnonuraanin vaikutusta. Suurin kuvan 5.2 säteilylähde radon on nimittäin peräisin luonnollisesta uraanin pitkäikäisestä radioaktiivisesta hajoamisketjusta. Hajoamisketjussa emänuklidit hajoaa radioaktiivisesti tytärnuklidiksi, joka puolestaan toimii emänuklidina kolmannelle radionuklidille; usein nuklidi onkin samanlaisesti sekä emä että tytär, koska hajoamisketjut voivat olla varsin pitkiä. Liitteessä B on esitetty luonnossa esiintyvät pitkäikäiset radioaktiiviset hajoamisketjut.

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilaan suunnitellaan sijoitettavaksi²⁰ noin 2 600 tonnia käytettyä polttoainetta. Tästä massasta noin 95 % on uraania ja loput ketjureaktion tuloksena syntyneitä halkeamistuotteita ja uraanista neutronikaappauksen kautta aktivoitumalla syntyneitä aktinideja. Seuraavassa yksinkertaistetussa suuruusluokkatarkastelussa arvioidaan loppusijoitettavaa uraanimäärää suhteessa peruskalliossa luonnostaan olevaan uraanimäärään. Lisäksi pohditaan näiden kahden uraanimassan leviämismahdollisuuksia.

Olettamalla että loppusijoitustila louhitaan yhteen kerrokseen 500 metrin syvyyteen,

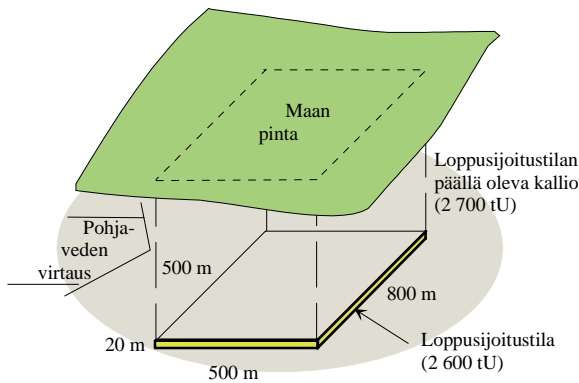
²⁰ Paikan valinnassa otetaan kuitenkin huomioon loppusijoitustilan mahdollinen laajennus siten, että loppusijoitettava uraanimäärä voisi olla suurempikin.

voidaan helposti laskea loppusijoitustilan yläpuolella olevan peruskallion sisältämän luonnonuraanin määrä. Osoittautuu²¹, että välittömästi loppusijoitustilan päällä oleva kallio sisältää yhtä paljon uraania kuin loppusijoitustilakin.

Vaikka uraanimäärät ovatkin samat käytetyssä ydinpolttoaineessa ja loppusijoitustilan yläpuolisessa kalliossa, on käytetyn ydinpolttoaineen radioaktiivisuus kuitenkin selvästi korkeampi heti loppusijoituksen jälkeen. Tämä radioaktiivisuus alenee kuitenkin nopeasti, ja kuvasta 2.2 nähdään, että noin 100 000 vuotta reaktorista poiston jälkeen radioaktiivisuus alenee enää kaikkiaan alle kymmenesosaan senhetkisestä. Tällöin on suurin piirtein saavutettu käytetyn ydinpolttoaineen uraanin (95 % massasta) ylläpitämä radioaktiivisuuden taso. Käytetyn ydinpolttoaineen radionuklideista U-238 ja U-235 ovat nimittäin pitkäikäisimpiä ja kumpikin ylläpitää hajoamisketjussaan 14:ää radioaktiivista tytärnuklidia (Liite B). 100 000 vuoden kuluttua on siis suurin piirtein saavutettu myös loppusijoitustilan yläpuolisen kallion sisältämä radioaktiivisuustaso.

Kuvassa 5.3 on periaatekuva loppusijoitustilasta peruskalliossa. Kuvasta nähdään että uraanimääriä tarkastellen erona on se, että loppusijoitustila on selvästi peruskalliota tiiviimpi pakkaustiheydeltään.

²¹ Tunneliston vaatima pinta-ala loppusijoitusvyödydessä on noin $500 \text{ m} \times 800 \text{ m} = 4 \cdot 10^5 \text{ m}^2$. Koska loppusijoitusvyödyys on 500 metriä, saadaan loppusijoitustilan päällä olevan kallion tilavuudeksi $500 \text{ m} \times 4 \cdot 10^5 \text{ m}^2 = 2 \cdot 10^8 \text{ m}^3$. Graniitin tiheys on noin $2\,700 \text{ kg/m}^3$, joten loppusijoitustilan päällä olevan kallion massaksi saadaan $2\,700 \text{ kg/m}^3 \times 2 \cdot 10^8 \text{ m}^3 = 5,4 \cdot 10^{11} \text{ kg}$. Graniittisessa kallioperässä uraanin pitoisuus on keskimäärin 5 ppm (parts per million), toisin sanoen $5 \cdot 10^{-6} \text{ kg uraania/kg kiveä}$. Näin saadaan lopulliseksi uraanimääräksi $5 \cdot 10^{-6} \times 5,4 \cdot 10^{11} \text{ kg} = 2,7 \cdot 10^6 \text{ kg}$, toisin sanoen 2 700 tonnia uraania.



Kuva 5.3 Periaatekuva käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilasta ja sen yläpuolella olevan kallion uraanimääristä.

Jos oletetaan kuvassa oleva veden virtaus taseiseksi syvyyden suhteen, voidaan laskea, että koko kuvaan piirretyn kalliomassan läpäisevästä virtaamasta loppusijoitustilan läpi menee noin 4 % ($20 \text{ m} / (500 + 20) \text{ m}$). Tämä tarkastelu kuitenkin yliarvioi voimakkaasti loppusijoitustilan läpäisevää vesimäärää, koska pohjaveden virtaus peruskalliolla pienenee merkittävästi syvyyden funktiona.

Yhtenä syynä on se, että syvemmälle kallioperään mentäessä päällä olevan kallion massa puristaa vettäjohtavia rakoja kasaan ja näin pienentää kallion vedenjohtavuutta. Toinen syy on se, että pohjaveden potentiaalierot, jotka viime kädessä saavat virtauksen aikaan, taasoittuvat syvyyden kasvaessa; maan pinnan lähellä potentiaalierot noudattavat karkeasti pinnan korkeuseroja.

Pohjaveden virtaamien perusteella loppusijoitustilan yläpuolisen kalliotilavuuden sisältämällä uraanilla olisi selvästi suurempi todennäköisyys päätyä pintavesistöihin kuin loppusijoitustilan sisältämällä uraanilla.

5.4.2 Muita esitettyjä perusteluja

Käytetyn ydinpolttoaineen geologiselle loppusijoitukselle on esitetty myös muita kuin teknisiä perusteluja. Muiden perusteiden esittäminen on johdettavissa siitä keskuste-

lusta, jota käydään käytetyn ydinpolttoaineen huollosta vastaavien tahojen ja esitettyjä ratkaisuja vastustavien piirien välillä. Tässä keskustelussa on usein käsitelty eettisiä näkökohtia.

Loppusijoitukseen liittyvistä pitkistä ajanjaksoista johtuen esitetyt eettiset näkökannat liittyvät usein nykyiseen ja tuleviin sukupolviin. Sukupolvien välisen oikeudenmukaisuuden arvioinnissa pohditaan (OECD NEA 1995a,b, KTM 1995), mikä on nykyisen sukupolven vastuu mahdollisista riskeistä ja rasitteista, joita siltä toimintansa tuloksena jää tulevien sukupolvien kannettavaksi. Nykyisen sukupolven sisäisen oikeudenmukaisuuden arvioinnissa pohditaan sitä, kuinka jakaa nykyisen yhteiskunnan resurssit tasapuolisesti ja kuinka taata eri yhteiskuntapiireille mahdollisuus osallistua oikeudenmukaiseen ja avoimeen päätöksentekoon jätehuoltoratkaisuissa.

Sukupolvien välisen oikeudenmukaisuuden mielessä geologisesta loppusijoituksesta on todettu (OECD NEA 1995a,b, KTM 1995), että nykyisen sukupolven vastuu tulevista hoidetaan paremmin toteuttamalla loppusijoitus kuin turvautumalla pitkäaikaiseen varastointiin. Pitkäaikaisvarastointi edellyttää jatkuvaa valvontaa ja järjestelmien teknistä ylläpitoa, mikä pitkän päälle voi tulla erittäin kalliiksi. Periaatteessa pitkäaikaisvarastointi on ratkaisun jatkuvaa lykkäämistä tuleville sukupolville. Varastoinnin pitkäaikaisuudeltaan heikentää epävarmuus nykyisten yhteiskuntien vakaudesta. Historiassa on paljon esimerkkejä yhteiskuntien romahduksista, joten nykyisen yhteiskunnan pysyvyydestä edes vuosisatojen perspektiivissä ei ole paljonkaan takeita.

Toteuttamalla loppusijoitus Suomessa esitetyllä tavalla, toteutuu se sukupolvien välisen oikeudenmukaisuuden näkökohta, että se sukupolvi, joka on saanut hyödyn ydinenergias- ta, myös huolehtii energiantuotannossa syntyneistä jätteistä. Varat loppusijoitukseen on Suomessa jo kerätty lähes kokonaisuudessaan

sähkön hinnassa. Loppusijoituksesta mahdollisesti aiheutuvat ympäristöhaitat toisaalta realisoituvat vasta kaukana tulevien sukupolvien aikana, todennäköisesti vasta seuraavan jääkauden jälkeen.

Sukupolvien sisäisen oikeudenmukaisuuden mielessä geologisesta loppusijoituksesta on todettu (OECD NEA 1995a, b, KTM 1995), että vaihteellinen, useiden vuosikymmenien yli porrastettu loppusijoitus mahdollistaa eri eturyhmien välisen vuoropuhelun. Se ei kuitenkaan automaattisesti takaa sitä, vaan hankkeen käytännön toteutustapa ratkaisee. Vaihteellinen loppusijoitus myös mahdollistaa tieteellisen kehitystyön tulosten hyödyntämisen.

Eettisiin kysymyksenasetteluihin kuuluvat myös edellisiä perusasioita teknisemmät ongelmat. Yksi esimerkki tällaisesta on se, milloin loppusijoitus pitäisi aloittaa, jos siihen kerran on päätetty ryhtyä. Toinen kysymys on mahdollisen loppusijoittamis päätöksen peruttavuus. Geologinen loppusijoitus on alun perin ajateltu pysyväksi ratkaisuksi, mutta tietenkin jätekapselit on teknisesti mahdollista noutaa loppusijoitustilasta samankaltaisella tekniikalla kuin ne on sinne sijoitettukin. Polttoainepiipissa ja jätekapselissa on tunnistetiedot, joten paluu lähtöruutuun on tältäkin osin mahdollista.

On ehkä paikallaan todeta, että yllä kosketellut eettiset näkökohdat eivät mitenkään yksinomaan liity käytettyyn ydinpolttoaineeseen tai muihin ydinjätteisiin. Itse asiassa ei-radioaktiivisten ongelmajätteiden osalla kysymys on jo periaatteessa vaikeampi, koska ne ovat aidosti ikuisia jätteitä, jotka eivät radioaktiivisten aineiden tavoin hajoa itsestään. Näiden jätteiden pitkäaikainen eristäminen ei siis vähennä niiden vaarallisuutta.

Ydinjätteet ovat ilmeisesti ensimmäinen inhimillisestä toiminnasta syntyvä jäteryhmä, jonka loppusijoitus on mietitty loppuun asti

ennen itse loppusijoitusta. Näin kehitetyllä asiantuntemuksella ja arviointimenetelmillä olisi ilmeisesti paljon annettavaa muullekin jätehuollolle.

5.4.3 Käynnistyykö ketjureaktio loppusijoitustilassa?

Käytettyyn ydinpolttoaineeseen liittyvä koko ydinenergiaa kohtaan tunnettu hallitsemattomuuden pelko, joka on voimistunut Tshernobylin reaktorionnettomuuden jälkeen. Se on ajatus siitä, että käytetty ydinpolttoaine, koska se sisältää ydinfysikaalisesti halkeamiskelpoista uraania, voisi omia aikojaan käynnistää hallitsemattoman ketjureaktion loppusijoitustilojen sulkemisen jälkeen.

Itse loppusijoitustilassa käytetty ydinpolttoaine on pakattu niin harvaan, että niin sanottu spontaani ketjureaktio ei ole mahdollinen. Se voisi kuitenkin teoriassa tapahtua, mikäli vapautuvat ydinfysikaalisesti halkeamiskelpoiset aineet uraani tai plutonium jollain tavalla keräytyisivät yhteen kriittiseksi massaksi²² loppusijoitustilan ulkopuolelle.

Käytetyn ydinpolttoaineen mahdollisuus ylläpitää ketjureaktiota luonnon ei-optimaalisissa oloissa on kuitenkin erittäin vähäinen. Käytetty ydinpolttoaine poistetaan reaktorista nimenomaan sen takia, että sen kyky ylläpitää ketjureaktiota on heikentynyt jopa reaktorissa vallitsevissa ketjureaktion kannalta optimaalisissa olosuhteissa.

²² Kriittinen massa on teoreettisesti pienin massakertymä ydinfysikaalisesti halkeamiskelpoista ainetta siten, että kertymässä voi tapahtua ketjureaktio. Kriittinen massa riippuu aineen ydinfysikaalisista ominaisuuksista, systeemin neutronien hidastusolosuhteista (termiset neutronit aiheuttavat varmemmin ydinfysikaalisen halkeamisen kuin nopeat neutronit) ja massan geometriasta. Halkeamiskelpoisen aineen ja veden homogeeninen seos antaa yleensä pienimmän kriittisen massan.

Yleensä loppusijoitustilan ulkopuolella syntyvää ketjureaktiota pidetään epätodennäköisenä eikä sitä ole tarkasteltu turvallisuusanalyysissa. Joitain hyvin yleisiä tarkasteluja on tehty (esim. Forsberg 1997); sen sijaan luonnossa aikanaan toimineita ydinreaktoreita²³ on tutkittu varsin intensiivisesti, esim. Gauthier-Lafaye (1996). Suomessa on selvitetty, että kupari-rautakapseliin pakattu käytetty ydinpolttoaine täyttää kriittisyysturvallisuusvaatimukset (Anttila 1999).

²³ Oklon alueella Gabonissa Afrikassa on löydetty noin 2 miljardia vuotta sitten toiminut "luonnonreaktori". Okloa on tutkittu vuodesta 1989 lähtien EU:n tutkimusprojektina. Nykytietojen mukaan ketjureaktio käynnistyi, kun uraanimalmin U-235 -pitoisuus oli 3,6 %, ja päättyi, kun U-235-pitoisuus oli 1,3%. Oklon luonnonreaktori löydettiin aikanaan, kun etsittiin syytä otettujen malminäytteiden luonnonuraaniksi poikkeuksellisen *alhaiseen* U-235-pitoisuuteen. Luonnonuraanin U-235-pitoisuus laskee kaiken aikaa, koska U-235 hajoaa radioaktiivisesti nopeammin kuin vielä pitkäikäisempi U-238, vrt. Liite B. Nykyisillä ja tulevaisuuden yhä alenevilla luonnonuraanin U-235 -pitoisuuksilla ei ole odotettavissa luonnollista ketjureaktiota.

6. YDINJÄTEHUOLLON YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET

6.1 Vaikutustavat jätehuollon eri vaiheissa

Ydinjätehuollon ympäristövaikutukset voidaan jakaa säteilyyn liittyviin ja muihin vaikutuksiin. Mahdolliset säteilyvaikutukset ovat johdettavissa suoraan käytetyn ydinpolttoaineen radioaktiivisuudesta. Säteilystä seurauksena voi olla terveydellinen haitta. Säteilyvaikutusten arviointiin liittyy epävarmuuksia, mutta niistä huolimatta vaikutukset voidaan esittää numeerisesti.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon aiheuttamia muita vaikutuksia voivat olla esimerkiksi taloudelliset, ihmisen elinympäristöön kohdistuvat tai vaikkapa imagomuutoksista johtuvat vaikutukset (esim. Harmaajärvi ym. 1997). Loppusijoituskeskustelussa on esitetty esimerkiksi, että mahdollisen loppusijoituspaikan leimaamana kunnan taloudelle aiheutuisi haittoja.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon aiheuttamia säteily- ja muita vaikutuksia tarkastellaan seuraavassa erikseen.

6.2 Säteilyvaikutukset ihmiseen ja muuhun luontoon

Ydinjätehuollon terveysvaikutuksia arvioidaan laskemalla altistuneelle ihmiselle säteilyannos jätteen radioaktiivisuuden perusteella, joko radioaktiivisen aineen nauttimisen tai suoran ulkoisen säteilyn kautta. Laskettua säteilyannosta verrataan sitten viranomaisten asettamiin turvallisuuskriteereihin.

Toistaiseksi ydinjätehuollon turvallisuustarkasteluissa radioaktiivisten aineiden säteilyvaikutukset on laskettu käyttäen ihmistä mit-

tattikkuna, ja muuhun luontoon kohdistunut vaikutus on katettu karkeammin arvioin. Ajatuksena on ollut, että kun suojellaan ihmistä, suojellaan samalla muitakin eliölajeja. Tätä on perusteltu kansainvälisen säteilysuojelukomission (International Commission on Radiological Protection, ICRP) näkemyksellä (ICRP 1991). ICRP:n suositukset ovat useimmiten pohjana kansallisissa säteilysuojelumääräyksissä.

Ydinjätehuollon säteilyvaikutuksia arvioitaessa on muistettava, että vaikutukset ovat ensisinkin paikallisia. Toiseksi vaikutukset ovat eri jätehuollon vaiheissa erilaisia sikäli, että ne kohdistuvat eri ihmisryhmiin. Kolmanneksi vaikutusten ajallinen kohdistuminen on hyvin erilaista ydinjätehuollon eri vaiheissa.

Säteilyvaikutusten paikallisuus tarkoittaa sitä, että altistuakseen säteilylle ihmisen on oltava lähellä säteilylähdettä. Tämä periaate koskee sekä suoraa säteilyä että ilmassa tai pohjavedessä tapahtuvaa radioaktiivisten aineiden kulkeutumista. Suomalaisen kallioperän lohkorakenteesta seuraa, että pohjavedet sekoittuvat keskenään lyhyellä matkalla varsin rajoitetusti, koska vesi virtaa verrattain harvoissa kallioraoissa. Lukuisissa paikkatutkimuksissa samalta paikalta tavatut kemiallisesti hyvinkin erilaiset pohjavesityypit ilmentävät tätä havainnollisesti.

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukseen ja kapselointiin liittyvät säteilyvaikutukset kohdistuvat lähinnä työntekijöihin, kun taas varsinaiseen loppusijoitukseen liittyvät vaikutukset kohdistuvat lähiseudun asukkaisiin.

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksiin ja kapselointilaitoksen toimintaan liittyvät säteilyvaikutukset ajoittuvat ennustettavalle ja tarkkaan rajattavalle ajanjaksolle. Sen sijaan loppusijoituksen vaikutukset yhtäältä ajoittuvat erittäin kauas tulevaisuuteen ja toisaalta kestävät ajallisesti varsin pitkään.

6.2.1 Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukset

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetukset ovat herättäneet paljon huomiota varsinkin tiheään asutussa Keski-Euroopassa. Yksi aivan viime aikoina esiin tullut syy lisääntyneeseen huimioon erityisesti Saksassa on ollut käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksissa ranskalaiseen²⁴ La Hague'in jälleenkäsittelylaitokseen paljastunut kuljetussäiliön pintakontaminaatio (esim. Feder 1998). Kyseessä oli lähinnä raportoinnin laiminlyönti, josta paisui poliittinen skandaali, sillä mitatut kontaminaatiotasot eivät aiheuttaneet asukkaille terveystriskejä. Kuljetussäiliöt olivat kaiken aikaa tiiviitä, joten niiden runsasaktiivinen sisältö ei voinut vuotaa ulos. Skandaalin seurauksena kuljetukset Keski-Euroopassa pysäytettiin toukokuussa 1998, kunnes pintakontaminaation syy on selvitetty²⁵.

Käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksiin liittyvät säteilyriskit perustuvat, kuten kaikessa riskianalyysissä, tapahtuman todennäköisyyden ja tapahtuman radiologisen seurauksen tuloon. Suomessa on aiemmin analysoitu todennäköisyyspohjaisesti (esim. Suola- nen 1993) tarkemmin Loviisan käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksia Venäjälle, ja tässä esitettävät johtopäätökset perustuvat näihin analyyseihin. Todennäköisyyksiä käytetään erilaisten onnettomuustilanteiden saattamiseksi "yhteismitallisiksi" häiriöttömien normaalikuljetusten kanssa. Onnettomuustodennäköisyydet johdetaan yleisistä vastaavista onnettomuustilastoista. Onnettomuuden seuraukset arvioidaan pessimistisin perustein.

Kuljetusten aikaisen radioaktiiviselle säteilylle altistuksen kannalta on olennaista, että käytetty ydinpolttoaine on ehtinyt "jäähdyä" väli- varastossa, jolloin sen aktiivisuus on pudonnut murto-osaan alkuperäisestä. Vaikka käytetyn ydinpolttoaineen aktiivisuus onkin laske- nut selvästi välivarastossa, se on edelleen erit- täin radioaktiivista ja sen käsittelyssä on nou- datettava tiukkoja säteilysuojelumääräyksiä. Alentunut aktiivisuus kuitenkin helpottaa kul- jetuksen ja säteilysuojauksen teknistä järjeste- lyä sekä tekee kuljetukset olennaisesti hal- vemmiksi.

Kuljetusten teknisellä järjestelyllä pyritään etukäteen minimoimaan radiologiset riskit. Tähän liittyy esimerkiksi kuljetustavan (Loviisan tapauksessa kuorma-auto ja juna) ja ajonopeuden valinta, kuljetuksen ajoittaminen niin että kohtaavan liikenteen todennäköisyys on pienimmillään (Loviisan tapauksessa yöllä). Kuljetustavan ero työntekijöiden kan- nalta on radiologisessa mielessä lähinnä siinä, kuinka kaukana kuljetusastiasta henkilöstö is- tuu kuljetuksen aikana: mitä kauempana ollaan, sitä pienempi on saatu annosnopeus. Tässä mielessä juna on kuorma-autoa edulli- sempi vaihtoehto.

Aiemmassa käytetyn ydinpolttoaineen kulje- tusriskitarkastelussa yhteen junakuljetukseen kuului kahdeksan kuljetusastiaa. Voimalai- toksen ja junan välillä oletettiin käytettäväksi kuorma-autoa, joka pystyy kuljettamaan yh- den kuljetusastian kerrallaan. Tarkastelun pe- rusteella normaalikuljetuksista aiheutuu sel- västi suurempi riski kuin onnettomuustilan- teista, sillä onnettomuudet ovat varsin harvi- naisia.

²⁴ Vastaavia tapauksia on esiintynyt muissakin maissa.

²⁵ Syyksi arvellaan radionuklidien tarttumista kuljetussäiliön pintaan veden alla tapahtuneen lataamisen yhteydessä. Tätä kirjoitettaessa Ranska on jo käynnistänyt kuljetukset uudes- taan.

Radiologisia riskejä on tarkasteltu kollektiivisina annosnopeuksina²⁶, ja näin laskettuna normaalikuljetuksen radiologinen riski on noin $4 \cdot 10^{-3}$ man Sv/a, kun taas onnettomuustapausten aiheuttama riski on noin $1 \cdot 10^{-6}$ manSv/a, eli alle tuhannesosa normaalikuljetuksen riskistä. Normaalikuljetuksissa annosnopeudet kohdistuivat työntekijöihin ja ehdottomasti altistunein ryhmä tarkastellulla reitillä ovat kuljetussäiliöiden käsittelijät, jotka siirtävät kuljetussäiliöt kuorma-autosta junaan. Pidemmällä reiteillä myös kuljetushenkilöstön annos kasvaa altistusajan mukana.

Edellä mainittu tarkastelu perustui yhden junakuljetuksen riskiin; useampien kuljetusten riski saadaan yksinkertaisesti kertomalla kuljetusten lukumäärällä.

Riskiä arvioitaessa on kuitenkin hyvä muistaa, että altistuneimpienkin työntekijöiden kuljetuksista saama kollektiivinen annosnopeus jää enintään luonnollisen säteilyn tasolle. Vaikka altistunein ryhmä olisi vain yksi trukinkuljettaja hän saa jo taustasta joka tapauksessa noin $3 \cdot 10^{-3}$ Sv/a.

Tutkimuksessa (Suolanen 1993) tarkasteltiin myös vakavan kuljetusonnettomuuden säteilyseurausta reitin pahimmassa mahdollisessa paikassa eli suurimmassa kaupungissa. Kaupungin asukkaille radioaktiivisesta pilvestä ja laskeumasta aiheutuneet kollektiiviset annokset jäivät alle kymmenesosaan luonnon tausta-säteilystä saatavaan annokseen.

Kuljetusten aiheuttamia säteilyvaikutuksia arvioitaessa on muistettava, että työntekijöiden

altistusta voidaan tarvittaessa vähentää työn teknisin järjestelyin.

6.2.2 Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitus

Käytetyn ydinpolttoaineen kallioperään suunnitellun loppusijoituksen säteilyriskejä on Suomessa toistaiseksi arvioitu ilman, että laskeumissa on otettu huomioon tarkasteltujen tapahtumaketjujen todennäköisyyksiä. Ratkaisua on perusteltu sillä, että kaukana tulevaisuudessa käynnistyvien tapahtumien todennäköisyydet ovat joka tapauksessa erittäin vaikeita arvioida, ja arviot ovat tästä syystä subjektiveja, toisin sanoen arvioijasta riippuvia.

Näin ollen kaikki tarkastellut vaihtoehdot tapahtumaketjut on kukin vuorollaan oletettu varmoiksi kehityskuluiksi. Riskimielessä tämä korostaa epätodennäköisten, mutta seurauksiltaan suurempien tapahtumien merkitystä todennäköisempien, mutta seurauksiltaan vähäisempien kustannuksella.

Loppusijoituksen säteilyseurausten arviointi perustuu matemaattisen laskentamalliston käyttöön. Pitkien tarkasteltavien ajanjaksojen (satoja tuhansia vuosia) sekä loppusijoitustilan ja kallioperän ilmiöiden monimutkaisuuden takia seurausten kokonaisvaltainen arviointi kokeellisin tutkimuksin ei ole mitenkään mahdollista. Laskelmat kuitenkin perustuvat suurelta osin laboratoriokokeisiin, joita voidaan tehdä rajatuille osajärjestelmille.

Tarkasteltavat laskentatapaaukset, laskentamallisto ja laskennan pohjana olevat lähtötiedot on kaikki pyritty valitsemaan tietoisesti siten, että laskentatulokset *eivät ainakaan aliarvioi* säteilyvaikutuksia. Tämä niin sanottu konservatiivisuusperiaate on turvallisuusanalyysissä yleisesti hyväksytty ja käytetty ajattelutapa.

²⁶ Kollektiivinen annosnopeus saadaan kertomalla radioaktiivisen säteilyn aiheuttaman annosnopeuden ja altistuneiden yksilöiden määrät keskenään. Esimerkiksi kaikkien suomalaisten saama kollektiivinen keskimääräinen annosnopeus on $3,7 \cdot 10^{-3}$ Sv/a $\times 5 \cdot 10^6$ man = 18 500 manSv/a.

Loppusijoituksen säteilyvaikutuksen arvioiminen koostuu peräkkäin etenevistä pohjaveden virtaustarkastelusta, kupari-rautakapselin korroosiotarkastelusta, radionuklidien leviämistarkastelusta pohjaveden virtauskentässä sekä radionuklidien leviämistarkastelusta biosfäärissä eli ihmisen elinympäristössä ja ihmisen altistuksesta säteilylle elinpiirissään.

Turvallisuusanalyysi jakautuu periaatteessa kahteen loogiseen osaan, laskentatapausten valintaan ja valittujen laskentatapausten säteilyvaikutusten tekniseen laskentaan. Tässä esityksessä keskitytään etupäässä kuvaamaan laskentatapausten eli skenaarioiden valintaa.

Skenaarioita ei tule sekoittaa ennusteisiin, koska tarkimpien mahdollisten ennusteiden tekeminen - kuten esimerkiksi tehdään sääennusteissa - kauas tulevaisuuteen loppusijoitus-tilan kehittymisestä ei ole käytännössä mahdollista. Toisin sanoen on käytännössä äärimmäisen vaikeaa kytkeä numeerisia todennäköisyyksiä eri skenaarioihin. Skenaariotekniikan avulla pyritäänkin ainoastaan haarukoimaan mahdollisia kehityskulkuja ja niiden säteilyseurauksia. Tällöin ongelmana ei ole määrittää täsmälleen "oikeaa" kehityskulkua vaan ne rajat, joiden sisällä "oikea" kehityskulku suurella varmuudella on.

Pohdittaessa tapoja, joilla radionuklidit voivat levitä käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitus-tilasta, otetaan perustapaukseksi usein tilanne, jossa kallioperässä nyt vallitsevat olosuhteet jatkuvat myös tulevaisuudessa. Pohjavesi oletetaan kuitenkin aina kulkuväyläksi, jota myöten radionuklidien leviäminen tapahtuu.

Herkkyystarkasteluissa oletetaan perustapauksesta poikkeavia kehityskulkuja, ja eri tekijöiden vaikutuksen selvittämiseksi niiden lukuarvoja vaihdellaan järjestelmällisesti. Vaihdeltavia tekijöitä ovat pohjaveden kemialliset ominaisuudet, pohjaveden virtaama ja ajanhetki, jolloin radionuklidit alkavat vapautua pohjaveteen. Lisäksi herkkyystarkastelu-

sa on tarkasteltu myös ihmisen tahatonta tunkeutumista loppusijoitustilaan. Taulukkoon 6.1 on koottu suppea yhteenveto suomalaisissa turvallisuusanalyysissä tarkastelluista tapauksista.

Taulukon 6.1 tapauksille lasketut radiologiset vaikutukset jäivät alle luonnon taustan ja kaikki paitsi äärimmäisen pessimistinen kallioliikuntotapaus myös alle viranomaisen asettaman suurimman sallitun säteilyannoksen 0,1 mSv/a. Tämä raja on alle kymmenesosa luonnollisesta taustasäteilystä (vrt. kuva 5.2), jota ei yleensä pidetä terveydelle vaarallisena.

Tuloksia arvioitaessa on muistettava, että ne perustuvat kaikki varsin konservatiivisiin oletuksiin²⁷ laskentatapausten, -mallien ja lähtötietojen valinnassa. Nykyisin suuntaus turvallisuusanalyysissä on kohti realistisempaa kuvausta, mutta kuitenkin niin, että konservatiivisuusperiaate toteutuu.

Tässä lyhyessä yleisesityksessä ei ole mahdollista eikä tarkoituksenaan kuvata tarkasti turvallisuusanalyysin laskentaskenaarioita eikä laskennan teknistä kulkua. Turvallisuuden arvioinnin perusteet on niiden tärkeyden takia tarkoitus kuvata erikseen tarkemmin tämän katsauksen myöhemmin ilmestyvässä jatko-osassa.

²⁷ Esimerkkinä konservatiivisista oletuksista käy annoslaskennan perusteena käytetyn niin sanotun kriittisen henkilön "elämäntavat" (Peltonen ym. 1985): suora säteily saastuneella uimarannalla 1000 h/a, suora säteily saastuneesta vedestä (uinti tai veneily) 1050 h/a, saastuneen maidon juonti 500 l/a, saastuneen lihan syönti 100 kg/a, saastuneen viljan syönti 500 kg/a, saastuneen juomaveden juonti 730 l/a, saastuneen kalan syönti 75 kg/a, saastuneiden äyriäisten syönti 25 kg/a.

Taulukko 6.1. Suomalaisissa käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysissä tarkasteltuja tapauksia.

Tapaus	Perustelu	Kirjallisuusviite
Pohjavesikemian muutokset - pelkistävä (perustapaus) - hapettava - suolainen	Peruskalliosta tavattu kemiallisesti erilaisia pohjavesiä; kemia olennaisesti mukana kupari-rautakapselin korroosiossa, radionuklidien liukenemisessa pohjaveteen ja radionuklidien vuorovaikutuksessa kivi-vesisysteemissä - loppusijoitusvyvydellä nykyisin vallitseva tilanne - lähempänä maanpintaa vallitseva tilanne; vaikuttaa merkittävästi kapselin korroosioon, radionuklidien liukoisuuteen ja leviämiseen; jääkaudet voivat syöttää hapettavaa sulamisvettä kallioruhjeisiin - rannikoilla tavattu syviä lähes liikumattomia suolaisia pohjavesiä; vaikuttaa radionuklidien liukoisuuteen ja leviämiseen; jääkaudet voivat siirtää makean ja suolaisen veden rajapintaa	1, 2, 3, 4 1, 3, 4 4
Pohjaveden virtaama - uusia ruhjeita - häiriintynyt vyöhyke	Radionuklidien leviäminen tapahtuu pohjaveden välityksellä; mikäli pohjavesikemia ei muutu, pohjaveden kuljetuskyky on suoraan riippuvainen virtaamasta - jääkausien yhteydessä voi kallion jännitystila laueta uusien vettä hyvin johtavien ruhjeiden syntymisen kautta - tunnelien louhiminen häiritsee kallion jännitystilaa ja voi aikaan saada tunnelien ympärille vettä paremmin johtavan vyöhykkeen	2 3, 4
Kapselin elinikä - odotettu elinikä vähintään 100 000 vuotta (perustapaus) - alun pitäen viallisia kapseleita, esim. reikiä, viallinen hitsisauma - hapettava pohjavesi - kallioliikunnot vaurioittavat kapselia	Kuparin korroosionopeuden arviointi riippuu monista tekijöistä - kuparin korroosio on hidasta vallitsevissa kemiallisissa olosuhteissa - kapselin valmistuksen laadunvarmistus vastaavan teollisen toiminnan tasoa - hapettava pohjavesi korrodoi kuparia - kallioliikunnot ja tiedetään tapahtuneen Suomessakin	1, 2, 3, 4 1, 3, 4 1, 3, 4 2
Jääkausien vaikutukset - maan nousu rannikoilla - vaikutus pohjavesikemiaan - kallioliikunnot	Jääkausia tiedetään olleen Suomen leveysasteilla ja voidaan olettaa olevan myös tulevaisuudessa; jääkausien kaikkia yksityiskohtia ei tunneta - nykyiset maannousunopeudet tunnetaan - sulamisvesien tunkeutumiseen kalliooperään liittyy epävarmuuksia - jääkauden aikana kallion jännitystila vaihtelee, jännitysten laukaisemat maanjäristykset voivat aiheuttaa kallioliikunnot ja uusia ruhjeita, vaikkakin jännitykset useimmiten purkautuvatkin olemassa olevia ruhjeita pitkin	1 2, 3
Tunkeutuminen loppusijoitustilaan - koeporaus - syvä porakaivo	Ihmisen voidaan kuvitella tunkeutuvan tahattomasti loppusijoitustilaan - kairausnäytteen käsittely voi altistaa työntekijät säteilylle - loppusijoitustilan lähelle voidaan tehdä porakaivo, jos sijoitustilasta ei tiedetä	2, 4 1, 2, 3, 4

¹⁾ Peltonen ym. 1985, ²⁾ Vieno ym. 1985, ³⁾ Vieno ym. 1992, ⁴⁾ Vieno & Nordman 1996

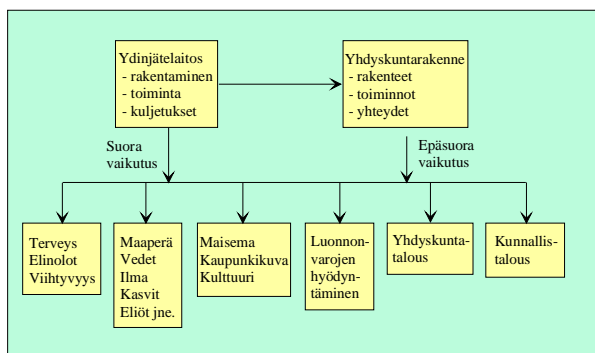
6.3 Muut vaikutukset

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon muita kuin säteilyvaikutuksia on selvitetty Suomessa mm. Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelman yhteydessä. Käytetyt vaikutusten luokitellut vastaavat muissa maissa tehtyjä selvityksiä. YVA- laissa on määritelty arvioitavat vaikutusryhmät, jotka soveltuvat myös ydinjätehuollon vaikutusten arviointiin.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollosta voi aiheutua välittömiä ja välillisiä vaikutuksia. Kuvassa 6.1 esitetään ydinjätelaitoksesta mahdollisesti aiheutuvien vaikutusten yksi mahdollinen jaottelu (Harmaajärvi ym. 1997).

Vaikutuksia voi aiheutua laitoksen rakentamisvaiheessa, toimintavaiheessa, kuljetuksista ja toiminnan jälkeisessä vaiheessa.

Vaikutukset voivat edelleen aiheutua suoraan laitoksesta tai välillisesti esim. yhdyskuntarakenteen muutosten kautta. Muutokset voivat olla laitoksesta aiheutuvia muutoksia yhdyskunnan toimintoihin, kuten asumiseen, palveluihin, elinkeinoelämään. Näitä muutoksia voi aiheutua fyysisiin rakenteisiin eli rakennuksiin, liikenne- ja teknisen huollon verkkoihin sekä muihin rakenteisiin, kuten puistoihin ja muihin viheralueisiin.



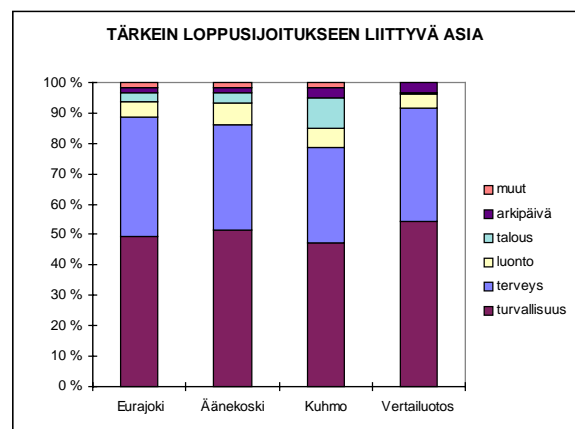
Kuva 6.1 Käytetyn ydinpolttoaineen huollon ympäristövaikutukset. Loppusijoituslaitoksesta voi aiheutua suoria ja epäsuoria vaikutuksia esim. yhdyskuntarakenteen muuttumisen kautta (Harmaajärvi ym. 1997).

Lisäksi laitoksesta voi aiheutua muutoksia rakenteiden ja toimintojen välisiin yhteyksiin. Laitoksesta voi aiheutua yhdyskuntarakennemuutoksia ja niistä aiheutuvia vaikutuksia myös esim. imagomuutosten kautta.

Vaikutukset, suorat ja epäsuorat, voivat kohdistua ihmisten terveyteen, elinoloihin ja viihtyvyyteen, maaperään, vesiin, ilmaan, kasveihin ja eliöihin jne., luonnonvarojen hyödyntämiseen sekä talouteen.

Kuvassa 6.1 talouteen kohdistuvat vaikutukset on jaettu yhdyskuntataloudellisiin ja kunnallistaloudellisiin vaikutuksiin. Yhdyskuntataloudellisessa näkökulmassa tarkastellaan kaikkia vaikutuksia riippumatta siitä, kehen tai mihin ne kohdistuvat. Kunnallistaloudelliset vaikutukset on mainittu omana ryhmään siksi, että niillä voi olla keskeinen merkitys paikkakunnalla.

Julkishallinnon ydinjätetutkimuksen yhteydessä on kartoitettu (Harmaajärvi ym. 1997) mahdollisia ympäristövaikutuksia kirjallisuuden ja mahdollisilla loppusijoituspaikkakunnilla käytyjen keskustelujen ja haastattelujen perusteella. Tämän jälkeen kolmelle mahdolliselle loppusijoituspaikkakunnalle tehdyn asukaskyselyn (Harmaajärvi ym. 1998) perusteella on selvitetty erilaisten vaikutusten merkitystä ja tärkeysjärjestystä, kuva 6.2.



Kuva 6.2 Asukkaiden tärkeimpinä pitämiä asioita YVA:ssa (Harmaajärvi ym. 1998).

Selvästi tärkeimpinä arvioitavina vaikutuksina asukkaat pitävät turvallisuuteen ja terveyteen sekä luonnonympäristöön kohdistuvia vaikutuksia. Kuntien välillä on osittain merkittäviäkin eroja. Kuhmossa pidetään työpaikkoihin ja talouteen kohdistuvien vaikutusten arviointia selvästi tärkeämpänä kuin muissa kunnissa.

Muut kuin säteilyvaikutukset voidaan jakaa yleispiirteisesti seuraaviin ryhmiin:

- väestömuutokset,
- toimintojen muutokset,
- muutokset fyysisissä rakenteissa ja yhteisissä,
- elinympäristön muutokset:
 - rakennettu ympäristö,
 - luonnonympäristö.

Muutoksista aiheutuvat vaikutukset voidaan jakaa seuraavasti:

- taloudelliset vaikutukset,
- sosiaaliset ja terveysvaikutukset.

Edellä esitettyä jaottelua vastaa suurin piirtein myös YVA-ohjelmassa esitetty jaottelu (1) luontoon ja (2) ihmisiin ja rakennettuun ympäristöön kohdistuviin vaikutuksiin.

Tässä käsitellyjä vaikutuksia on arvioitu YVA-menettelyn yhteydessä. Ne ovat erilaisia riippuen paikkakuntien yhdyskuntarakenteesta, luonnonympäristöstä, elinkeinorakenteesta, työllisyydestä ja muista paikallisista tekijöistä. Arviointiprosessi valmistuu nykynäkymin vuoden 1999 alkupuolella, joten tuloksia vaikutusten arvioinnista ei tässä ole ollut käytettävissä; myöskään selvitysten riittäväydestä ei vielä ole tietoa.

Ydinjätehuollon muut kuin säteilyvaikutukset ovat erityisen tärkeitä loppusijoituslaitoksen sijaintipaikkakunnalla, koska ne voivat välittömästi kohdistua ihmisten jokapäiväiseen elämään. Valtakunnallisesti niillä ei ole niin suurta merkitystä muutoin kuin kuljetusten

osalta, jotka voivat koskettaa sijainnista ja kuljetustavasta riippuen verrattain suurta väestömäärää.

Osa vaikutuksista voidaan arvioida määrällisesti ja osa sanallisesti. Joissain vaikutuksissa keskeistä on se, miten ihminen kokee asian.

7. TIEDON RIITTÄVYYS

7.1 Tutkimuksen alkuvaiheet

Suomalaisen järjestäytyneen ydintekniikan opetuksen alkuna voidaan pitää vuotta 1955, jolloin Teknilliseen korkeakouluun perustettiin ydintekniikan professuuri. Ydinjätetutkimukset aloitettiin käytännössä maassamme vuonna 1974, kun VTT käynnisti matala-aktiivisten ydinjätteiden käsittelytapojen tutkimuksen yhteistyössä norjalaisen Kjellerin tutkimuslaitoksen kanssa.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon ja loppusijoituksen turvallisuustutkimukset käynnistyivät Suomessa vuonna 1977, kun kansainvälinen ydinenergiajärjestö IAEA organisoi yli kaksivuotisen INFCE-projektin (International Nuclear Fuel Cycle Evaluation), esim. IAEA (1980), Vuori (1996b). Kaiken kaikkiaan aihepiiriltään erittäin laajaan hankkeeseen osallistui Suomesta VTT. INFCE-projektin merkitys oli siinä, että se voimisti Suomessa laskennallisin tietokonein tehtyjä polttoainekierto- ja ydinjätehuoltotutkimuksia, samoin kuin myös muissa osallistujamaissa.

Suomessa peruskallioon suunnitellun käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuuden arviointiin tähtäävää laskentamallistoa alettiin systemaattisesti kehittää VTT:ssä jo edellä mainitun kansainvälisen ydinpolttoainekierto- ja ydinjätehuoltotutkimuksen kuluessa. Samoihin aikoihin myös muu käytetyn ydinpolttoaineen huoltoon ja loppusijoitukseen tähtäävä tutkimus käynnistyi Suomessa VTT:ssä, Geologian tutkimuskeskuksessa ja Helsingin yliopistossa.

Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukseen tähtäävä julkisen tahon tutkimus tehtiin alussa KTM:n rahoittamina tutkimuslaitoskohtaisina projekteina. Tutkimusten sisällön koordinointi tapahtui valtioneuvoston asettaman Atomienergianeuvottelukunnan ydinjätejaostossa.

1980-luvun alusta lähtien myös STUK on tilannut tutkimuslaitoksilta tutkimuksia omiin tarpeisiinsa. Vuonna 1992 STUK tuli mukaan julkisen tahon ydinjätetutkimusohjelmaan rahoittajaksi KTM:n lisäksi.

7.2 Tutkimusohjelmat

Tutkimusohjelmat edustavat aiempaa järjestäytyneempää tiedonhankintaa, jossa olennaisinta on rahoittajatahon rooli suomalaisessa ydinenergiantuotannon työnjaossa. Tässä mielessä tutkimusohjelmat ovat jakautuneet kahteen osaan, joista toinen tukee viranomaisten toimintaa ja toinen ydinenergiaa tuottavien voimayhtiöiden pyrkimyksiä. Molempien tutkimusohjelmien sisältöä ja vaiheistusta ohjaava yhteinen tekijä on Suomessa kaavailtu aikataulu, jolla käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukseen pyritään, taulukko 7.1.

Taulukko 7.1 Suomen käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunniteltu aikataulu.

Aikaväli	Työvaihe
1983 - 1985	Koko maan kattaneet alueeulontatutkimukset
1986 - 1992	Alustavat paikkatutkimukset
1993 - 2000	Tarkentavat paikkatutkimukset
2000	Loppusijoituspaikan valinta
2000 - 2010	Tutkimuskuilu ja yksityiskohtaiset tutkimukset
2010 - 2020	Kapselointilaitoksen ja loppusijoitustilojen rakentaminen
2020	Loppusijoituksen aloittaminen

Taulukon esittämän aikataulun muotoutumiseen ovat vaikuttaneet esimerkiksi valtioneuvoston periaatepäätös vuodelta 1983, ydinenergialaki (990/1987), ydinenergialain muutos vuonna 1994 (1420/1994), sekä KTM:n päätökset vuodelta 1991 (7/815/1991 KTM) ja vuodelta 1995 (11/815/1995 KTM).

Julkisen tahon koordinoitu käytetyn ydinpolttoaineen huollon tutkimusohjelma JYT (Julkisrahoitteisen ydinjätetutkimuksen ohjelma) toteutettiin vuosina 1989 - 1993. Sen suoranainen jatko JYT2 (Julkishallinnoidun ydinjätetutkimuksen ohjelma) toteutettiin vuosina 1994 - 1996. Julkisen tahon tutkimusohjelman kolmas, käynnissä oleva vaihe, JYT2001 (Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelma) toteutetaan vuosina 1997 - 2001.

Julkisen tahon tutkimusohjelma on tähdännyt käytetyn ydinpolttoaineen huollon turvallisuuden arvioinnissa mahdollisesti olevien periaatteellisten epävarmuuksien selvittämiseen. Toinen tärkeä tutkimuskohde on ollut kaavailtujen huoltostrategioiden arvioidut kustannukset. Radionuklidien kallioperässä tapahtuvan leviämisen arvioinnin valmiuksien parantamiseksi on tehty systemaattista kokeellista kenttä- ja laboratoriotutkimusta sekä laskentamallien kvantitatiivista testausta.

Viime vuosina yhteiskunnallisen tutkimuksen panostus on kasvanut selvästi. Tärkeitä yhteiskuntatieteellisiä tutkimuskohteita ovat olleet esimerkiksi kuntaimago, kuntatalous, YVA-prosessin seuranta ja kansalaisten osallistumismahdollisuudet. Erilaisin kyselyin ja haastatteluin on kerätty tietoa tutkimuskuntien asukkaiden ja vaikuttajien asennoitumisesta ja näkemyksistä. Lisäksi on kartoitettu keskeisiä ei-radiologisia ympäristövaikutuksia ja luotu YVA-selvitysten arviointiperusteita. Yhteiskunnallisten tutkimusten tuloksia on raportoitu muun muassa viitteissä (Harmaajärvi ym. 1997, 1998, Hokkanen & Kojo 1998, Hokkanen 1998, Kankaanpää ym. 1999).

Liitteessä C luetellaan julkisen tahon ydinjätetutkimusohjelmaan tällä hetkellä kuuluvat tutkimusprojektit.

Voimayhtiöiden oma ydinjätehuoltoon liittyvä YJT-tutkimusohjelma (Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta) käynnistettiin vuonna 1978. Sen tavoitteena on alusta asti ollut tukea

kallioperään kaavaillun ydinjätteen loppusijoitustilan teknistä suunnittelua siten, että viranomaisten asettamat turvallisuuskriteerit voidaan täyttää. Tutkimusohjelmaan on liittynyt systemaattisia paikkatutkimuksia Suomessa, toistuvia loppusijoituskonseptin turvallisuusanalyyssejä sekä turvallisuusanalyyssejä tukevia kokeellisia tutkimuksia.

Vuonna 1996 ydinenergiaa tuottavat voimayhtiöt Imatran Voima ja Teollisuuden Voima perustivat ydinjäteyhtiö Posivan, joka keskittyy käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen käytännön toteuttamiseen. Posiva jatkaa käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen osalta YJT:n tutkimusohjelmaa.

7.3 Ulkopuolisia arvioita

Kauppa- ja teollisuusministeriö tilasi vuonna 1992 kansainväliseltä Atomienergiäjärjestöltä IAEA asiantuntija-arvion suomalaisen ydinjätehuolto-ohjelman tasosta. IAEA:lla on kansallisten ydinjätehuollon suunnitelmien arvioimista varten kehitetty erityinen WATRP-ohjelma (Waste Management Assessment and Technical Review Programme). Suomen ydinjätehuoltoa arvioivan ryhmän jäsenet kutsuttiin Belgiasta, Kanadasta, Saksasta ja Sveitsistä.

Arvio toteutettiin kesällä 1993 kahdessa vaiheessa. Aluksi asiantuntijaryhmä perehtyi viranomaisten, voimayhtiöiden ja tutkimuslaitosten toimittamaan varsin mittavaan kirjalliseen aineistoon. Sen jälkeen ryhmä piti Suomessa arviointikokouksen, jossa käytiin yksityiskohtaisia keskusteluja kirjallisen materiaalin pohjalta kaikkien materiaalia lähettäneiden tahojen edustajien kanssa.

Raportissaan (KTM 1994) arviointiryhmä toteaa Suomessa tehdyn työn korkean tason tehneen heihin vaikutuksen. Tasoa pidettiin merkittävänä ottaen huomioon Suomen ydinenergiaohjelman nuoruus sekä työhön käytet-

tävissä olevat rajalliset resurssit. Raportissa kiinnitettiin huomiota suomalaisten tutkijoiden aktiiviseen osallistumiseen moniin kansainvälisiin asiantuntijaryhmiin ja komiteoihin. Niin ikään kiinnitettiin huomiota ydinjätehuollon ohjelman toteutumiseen suunnitellussa aikataulussa, mikä on kansainvälisesti harvinaista.

Arviointiryhmän yleisarvio suomalaisen ydinjätehuollon tasosta oli varsin myönteinen ja perussuositus olikin jatkaa samalla tavalla. Ryhmä kiinnitti kuitenkin huomiota valvovan viranomaisen niukahkoihin resursseihin ja suositteli niiden varovaista lisäämistä. Eri-tyisen tärkeänä työnä pidettiin turvallisuuskriteerien pohtimista, koska nimenomaan niihin voimayhtiöiden teettämää turvallisuusanalyysia verrataan.

WATRP-arvion lisäksi suomalaisesta ydinjätehuollon tilasta on saatu kansainvälistä asiantuntevaa palautetta yhdysvaltalaiselta NWTRB-ryhmältä (Nuclear Waste Technical Review Board). NWTRB-ryhmä on Yhdysvaltain kongressin perustama asiantuntijaryhmä, jonka tehtävänä on säännöllisesti arvioida sikkalaisen energiaministeriön DOE (Department of Energy) teettämän käytetyn ydinpoltoaineen ja runsasaktiivisen ydinjätteen huollon tutkimuksen tieteellistä ja teknistä tasoa. Ryhmä on vierailut useissa eurooppalaisissa maissa saadakseen näkemyksiä ja kokemuksia myös muiden maiden usein selvästi amerikkalaisesta poikkeavista huollon strategioista.

Suomessa NWTRB-ryhmä on vierailut kahdesti, vuosina 1992 ja 1998. Kummassakin tapauksessa vierailuun liittyi yksityiskohtaisia keskusteluja voimayhtiöiden, viranomaisten ja tutkimuslaitosten edustajien kanssa. Suomeen, kuten muihinkin maihin, tehty vierailut on raportoitu ryhmän kongressille toimittamissa raporteissa, esim. NWTRB (1993). Perusilmeeltään NWTRB-ryhmän palaute on kummallakin vierailulla ollut yhtä myönteistä kuin WATRP-ryhmältäkin saatu. Johtuen eh-

kä Yhdysvalloissa vallitsevasta "pattitilanteesta" ydinjätehuollon toteuttamisessa ryhmä on toistuvasti kiinnittänyt huomiota suomalaisten etenevään ydinjätehuollon ohjelmaan.

7.4 Riittääkö tieto?

Aiemmin on jo todettu, että esitetyistä käytetyn ydinpoltoaineen huollon strategioista geologinen loppusijoitus on kansainvälisesti tutkituin. Nykyisen ja näköpiirissä olevan tietopohjan kannalta geologinen loppusijoitus näyttäisi olevan perustelluin ratkaisu.

Toisaalta geologisen loppusijoituksen luonteeseen tavallaan kuuluu loppusijoitustilan tulevaisuuden kehittymiseen liittyviä epävarmuuksia, joita ei luultavasti voi koskaan poistaa kokonaan. Nämä epävarmuudet eivät kuitenkaan estä geologisen loppusijoituksen toimintakyvyn arviointia etukäteen. Niiden vaikutuksia voidaan haarukoida skenaariotekniikalla. Näin tehdyt arviot ovat väistämättä karkeita ja lisäksi ne pyritään aina tietoisesti tekemään pessimistisiksi eli loppusijoituksen säteilyvaikutuksia yliarvioiviksi.

Tähän astiset toistuvat käytetyn ydinpoltoaineen geologisen loppusijoituksen turvallisuusanalyysit ovat Suomessa ja ulkomailla tulleet siihen johtopäätökseen, että suunniteltu moniestejärjestelmä toimii aiotulla tavalla tarkastelluissa tapauksissa. Loppusijoitustilan säteilyvaikutukset ovat useimmissa arvioiduissa tapauksissa pysyneet viranomaisten asettaman rajan alapuolella myös häiriötilanteissa. Yksi esimerkki tarkastellusta häiriötilanteesta on äärimmäinen jääkauden laukaisema kallioliikunto, joka vaurioittaa useita kapsелеita yhdellä kertaa, ajaa kemiallisesti aggressiivista sulamisvettä loppusijoitustilaan, lisää pohjaveden virtausta ja avaa uuden nopean yhteyden biosfääriin (Vieno ym. 1985).

Turvallisuusanalyysissa tarkkojen kokeellisten mittaustulosten puute on pyritty korvaa-

maan pessimistisin yksinkertaistuksin. Tällaisia vaikutuksia yliarvioivia yksinkertaistuksia on tehty laskentatapauksissa, -malleissa ja lähtötietojen valinnassa. Tulosten perusteella itse sijoituspaikalta ei tarvitse edellyttää mitään Suomen oloissa poikkeuksellista piirrettä. Tarkastellut hyvinkin äärevät skenaariot, jotka siis haarukoivat loppusijoitustila-kallio-peräjärjestelmään liittyviä epävarmuuksia, eivät lisänneet säteilyvaikutuksia yli viranomaisten asettamien rajojen.

Näin ollen suomalaisessa geologisen loppusijoituksen suunnitelmassa näyttäisi olevan runsaasti sisäistä turvamarginaalia sitäkin tapaus-ta varten, että kaikki osajärjestelmät eivät toimikaan siten, kuin nykyisen parhaan tiedon valossa voidaan odottaa.

On selvää, että sekä geologiseen loppusijoitukseen että kaikkiin muihinkin käytetyn ydin-polttoaineen huollon strategioihin liittyy tiedon tarvetta, jota ei koskaan voida kokonaan tyydyttää. Epävarmuudesta ei näin ollen pääse irti mitenkään, se on pysyvä seuralainen kaikessa teknisessä toiminnassa.

8. YHTEENVETO

Raportissa on tarkasteltu lyhyesti suomalaista käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelmaa. Tarkoituksena on ollut keskittyä suunnitelman periaatteisiin ja pääpiirteisiin sekä siihen, miksi on päädytty nykyiseen, jätteiden geologiseen loppusijoitukseen tähtäävään suunnitelmaan. Edelleen on kosketeltu lyhyesti sitä, onko nykyisellä tietämyksen tasolla asiallisia perusteita geologiselle loppusijoitukselle sekä olisiko perusteita jollekin muulle strategialle.

Käytettyä ydinpolttoainetta arvioidaan syntyvän suomalaisissa ydinreaktoreissa 40 vuoden käyttöaikana noin 2 600 tonnia; aiemmin Venäjälle on palautettu noin 330 tonnia. Koostumukseltaan käytetty ydinpolttoaine on 95-prosenttisesti samaa uraanidioksidia kuin reaktoriin ladattu tuore polttoainekin; loppu 5 % on ydinfysikaalisten halkeamisten synnyttämiä halkeamistuotteita ja uraania raskaampia alkuaineita.

Heti reaktorista ottamisen jälkeen käytetty ydinpolttoaine on erittäin radioaktiivista, mutta radioaktiivisuus laskee nopeasti ajan kuluessa. Radioaktiivisuus saa aikaan merkittävää lämmöntuottoa, joka alenee likimäärin samaan tahtiin kuin radioaktiivisuuskin.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelman tekniset vaiheet on mitoitettu käsiteltävän jätteen mukaisesti. Reaktorista ottamisen jälkeen polttoaineen annetaan jäähtyä 20 - 40 vuotta laitospaikoille rakennetuissa välivarastoissa; samalla radioaktiivisuus laskee olennaisesti. Välivarastoinnin jälkeen käytetty ydinpolttoaine kuljetetaan tarkoitusta varten suunnitelluissa kuljetussäiliöissä loppusijoituspaikalle. Siellä polttoaine kapseloidaan kestäviin kupari-rautakapseleihin ja loppusijoitetaan kallioperään noin 500 metrin syvyyteen.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunniteltu aikataulu on varsin pitkä. Vuonna 1983 käynnistettiin järjestelmälliset, aluksi koko maan kattaneet ja vaiheittain tarkentuneet paikatutkimukset. Loppusijoituspaikka valitaan aikataulun mukaan vuonna 2000. Seuraavat kymmenen vuotta tehdään paikalla täydentäviä tutkimuksia ja louhitaan tutkimuskuilu. Sitä seuraavalla kymmenvuotisjaksolla rakennetaan paikalle kapselointilaitos ja louhitaan loppusijoitustilat. Itse loppusijoitus alkaa aikataulun mukaan vuonna 2020.

Ydinjätehuolto on kansallisesti merkittävä hanke ja sitä säätelee varsin lukuisa joukko lakeja. Laeissa on myös säädetty, missä järjestyksessä ydinjätehuoltoon liittyvä päätöksenteko etenee, samoin eri toimijoiden työnjako. Posiva on suomalaisessa käytetyn ydinpolttoaineen huollossa vastuullinen toimija, mutta valtakunnallisilla ja paikallisilla päätöksentekijöillä ja viranomaisilla on prosessissa lopullinen sananvalta. Varojen riittävyys ydinjätehuollon kustannuksiin taataan valtion ydinjätehuoltorahastolla, johon voimayhtiöt ovat suorittaneet ydinjätehuptomaksuja. Toistaiseksi kertyneiden ydinjätteiden huollon kustannuksiin tarvittavat varat on jo käytännössä kerätty.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon suunnitelmat muissa kehittyneissä ydinenergiaa tuottavissa maissa tähtäävät käytännössä kaikki geologiseen loppusijoitukseen. Eroja on sen suhteen, aiotaanko käytetty polttoaine jälleenkäsitellä ennen loppusijoitusta vai ei. Jälleenkäsittelyllä saadaan talteen uraani ja plutonium, joka voidaan käyttää uudestaan polttoaineena. Suomen nykyisessä suunnitelmassa käytetty ydinpolttoaine loppusijoitetaan suoraan ilman jälleenkäsittelyä. Muita suoraa loppusijoitusta suunnittelevia maita ovat esimerkiksi Ruotsi, Kanada, Espanja ja Yhdysvallat.

Geologiselle loppusijoitukselle on esitetty useimmin vaihtoehtona joko pitkäaikaisvarastointia maan päällä tai jätteiden muuntamista

vaarattomammiksi transmutaation avulla. Pitkääikäisvarastointia ei ole pidetty minään lopullisena ratkaisuna ydinjäteongelmaan. Ei ole paljonkaan takeita siitä, että tulevaisuuden yhteiskunnat joko kykenevät teknisesti ja taloudellisesti järjestämään asianmukaisen valvonnan tai edes haluaisivat tehdä niin.

Transmutaation tiellä on vielä runsaasti teknisiä ongelmia, eikä se poista jätteiden loppusijoituksen tarvetta kokonaan, vaikka ongelmat ratkaistaisiinkin. Kaikkia aineita ei luultavasti koskaan voida teknisesti tai kannata taloudellisesti käsitellä. Suomen tapauksessa transmutaation estää käytännössä nykyinen lainsäädäntö, joka kieltää ydinjätteiden viennin todennäköisesti ulkomailla sijaitseviin jälleenkäsittely-, erotus- ja transmutointilaitoksiin. Transmutaatiotekniikka on jo nykyisten kokeilujen valossa suurten ydinenergiamaiden suuren mittakaavan pääomavaltaista teollista toimintaa.

Ydinjätehuollon ympäristövaikutukset voidaan jakaa säteily- ja muihin vaikutuksiin. Säteilyvaikutuksista Suomessa on vaikutuksia yliarvioivin oletuksin tutkittu käytetyn ydinpolttoaineen kuljetuksesta ja loppusijoituksesta aiheutuvia säteilyannoksia.

Kuljetustarkasteluissa normaalikuljetuksista ilmeni suurempi säteilyriski kuin onnettomuustilanteissa. Tämä johtuu siitä, että onnettomuuden todennäköisyys on vallitsevien tilastojen mukaan erittäin alhainen. Kuljetusriskit kohdistuvat lähinnä työntekijöihin, mutta altistuneimmallakin työntekijäryhmällä säteilyannokset jäivät luonnollisen taustan tasolle.

Geologisen loppusijoituksen säteilyvaikutuksia on tutkittu turvallisuusanalysein. Näissä analyyseissa on pyritty haarukoimaan kaikki mahdollisuudet, jotka edistävät radionuklidien nopeaa leviämistä loppusijoitustilasta. Esimerkiksi on tarkasteltu epäedullisinta mahdollista pohjavesikemiaa, kohonneita pohjaveden virtaamia, sekä erilaisia mahdollisuuksia,

joilla kupari-rautakapseli voisi korrodoitua nopeammin. Kuparikapseleita on myös oletettu alun perin viallisiksi. Lisäksi on tarkasteltu jääkauden jälkeiseen nopeaan maankohoamiseen mahdollisesti liittyvien suurten maanjäristysten aiheuttamaa kallioliikuntaa, joka vaurioittaa loppusijoitustilaa merkittävästi. Kaikissa tarkastelluissa tapauksissa säteilyvaikutukset jäivät alle luonnon taustan ja kaikissa paitsi yllä mainitussa kallioliikuntotapauksessa myös alle viranomaisuusosituksen, joka on alle kymmenesosa luonnon taustasta.

Käytetyn ydinpolttoaineen huollon kokonaisvaltaisten ympäristövaikutusten selvittämiseksi toteutetaan lakisäätäinen ympäristövaikutusten arviointiprosessi (YVA). Tässä prosessissa Posiva toteuttaa ympäristövaikutusten selvittämisen, mutta lopullinen päätösvalta säilyy kaiken aikaa viranomaisilla, jotka tarkastavat tehdyt selvitykset. YVA-prosessissa on pääpaino loppusijoituspaikan sijaintikunnalle koituvien paikallisten vaikutusten arvioimisessa. Arviointiselostus liitetään valtioneuvostolle jätettävään periaatepäätöshakemukseen loppusijoitustilasta.

Valtioneuvoston ja eduskunnan myönteinen periaatepäätös käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitustilasta ei kuitenkaan riitä loppusijoitustilan ottamiseksi käyttöön. Sen lisäksi tarvitaan erikseen haettavat rakentamis- ja käyttöluvut.

KIRJALLISUUSVIITTEET

Anttila, M. 1999. Criticality safety calculations of the nuclear waste disposal canisters for twelve spent fuel assemblies. Helsinki: Posiva. 20 s. (Working Report 99-03.)

Anttila, M., Björnberg, M. & Vuori, S. 1999. Käytetyn ydinpolttoaineen huollon vaihtoehdot. Pitkäaikaisvarastointi ja transmutaatio. Helsinki: Kauppa- ja teollisuusministeriö, 64 s. (Kauppa- ja teollisuusministeriön tutkimuksia ja raportteja 10/1999.)

BNFL. 1998a. Andrew Pearsonin (British Nuclear Fuels plc.) ja S. Vuoren kirjeenvaihto.

BNFL. 1998b. [http://www.bnfl.com/BNFLWSite.nsf/HTML/AnimatedImages/\\$file/Train.gif](http://www.bnfl.com/BNFLWSite.nsf/HTML/AnimatedImages/$file/Train.gif)

BNFL, COGEMA & JNFL. 1998 (toim.). Transport. Nuclear Recycling. May, nro 6. 15 s.

Dyck, P. H. & Crijns, M. J. 1998. Rising needs. Management of spent fuel at nuclear power plants. IAEA Bulletin, vol. 40, nro 1, s. 24 - 27.

Edita. 1997. Lakikokoelma. Säteily- ja ydinturvallisuus ydinvastuu. Helsinki: Edita. 112 s.

Feder, T. 1998. Nuclear waste shipments halted in Europe. Physics Today, vol. 51, nro 7, s. 54 - 55.

Forsberg, C. W. 1997. Long-term criticality control in radioactive waste disposal facilities. Nuclear Safety, vol. 38, nro 1, s. 60 - 69.

Gauthier-Lafaye, F., Holliger, P. & Blanc, P.L. 1996. Natural fission reactors at the Franceville basin Gabon: A review of the conditions and results of a "critical event" in a geological system. Geochimica et

Cosmochimica Acta, vol. 60, nro. 23, s. 4831 - 4852.

Harmaajärvi, I., Tolsa, H., Vuori, S. & Litmanen, T. 1997. Ydinjätehuollon ympäristövaikutusten arviointi ja sosiopoliittiset kysymykset. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 116 s. + liitt. 36 s. (VTT Tiedotteita 1855.)

Harmaajärvi, I., Litmanen, T. & Kaunismaa, M. 1998. Ydinjätehuollon ympäristövaikutukset. Kysely Eurajoen, Äänekosken ja Kuhmon asukkaille 1996. Espoo: VTT Yhdyskuntatekniikka. 137 s. (Tutkimusraportti 434.)

Hokkanen, P. & Kojo, M. 1998. Ydinjätteiden loppusijoituksen YVA-ohjelman laadintavaiheen yleisötilaisuudet osallistumisen näkökulmasta. Tampere: Tampereen yliopisto. Poliitiikan tutkimuksen laitos. JYT2001-tutkimuksia. (Työraportti 1/1998.)

Hokkanen, P. 1998. Ydinjätteiden loppusijoituksen YVA-menettelyn kuulemisajan yleisötilaisuudet. Tampere: Tampereen yliopisto. Poliitiikan tutkimuksen laitos. JYT2001-tutkimuksia. (Työraportti 2/1998.)

Honkamaa, T., Isolankila, A. & Nikkinen, M. 1998. Transmutaatio. Espoo: Teknillinen korkeakoulu. Ydin- ja energiatekniikan lisen-siaattiseminaari, kevät 1998. 17 s.

Högberg, L., Norrby, S. & Dverstorp, B. 1998. SKI synar problematiken kring kärnavfallet. Nucleus 16, s. 14 - 21.

ICRP. 1991. 1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Oxford: Pergamon Press. (Publication 26.)

IAEA 1980. International nuclear fuel cycle evaluation (INFCE). Waste management and disposal. Vienna: International Atomic Energy Agency. 288 s. (Report of INFCE Working Group 7.)

- IAEA. 1995a. Options, experiences and trends in spent fuel management. Vienna: International Atomic Energy Agency. 72 s. (Technical Report Series 378.)
- IAEA. 1995b. Yearbook 1995. Vienna: International Atomic Energy Agency. S. C65 - C68.
- IAEA. 1996. Yearbook 1996. Nuclear power, nuclear fuel cycle and waste management. Vienna: International Atomic Energy Agency. S. C37. ISBN 92-0-102096-1
- IAEA. 1997. Yearbook 1997. Part C: Nuclear power, nuclear fuel cycle and waste management - Status and trends. Vienna: International Atomic Energy Agency. ISBN 92-0-102897-0
- International Nuclear Societies Council. 1998. Worldwide integrated view on main nuclear energy issues. Task group on radioactive waste. 21 s.
- Kankaanpää, H., Haapavaara, L. & Lampinen, T. 1999. Tutkimus loppusijoituslaitoksen vaikutuksista kuntien imagoon. Helsinki: Kauppa- ja teollisuusministeriö. 94 s. (Kauppa- ja teollisuusministeriön tutkimuksia ja raportteja 1/1999.)
- KTM. 1995. Pitkäikäisten radioaktiivisten jätteiden geologisen loppusijoituksen ympäristönsuojelulliset ja eettiset perusteet. Käännös OECD:n Ydinenergiajärjestön NEA:n ydinjätekomitean yhteisestä kannanotosta. (OECD NEA 1995b). Helsinki: Kauppa- ja teollisuusministeriö. 21 s. (Kauppa- ja teollisuusministeriön tutkimuksia ja raportteja 133/1995.)
- KTM. 1994. Suomen ydinjätehuolto-ohjelman arviointi. Jätehuollon tekninen tarkastus- ja arviointiohjelma (WATRP). Helsinki: Kauppa- ja teollisuusministeriö. 46 s. (Katsauksia B:180.)
- Kuivamäki, A. & Vuorela, P. 1985. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitukseen vaikuttavat geologiset ilmiöt Suomen kallioperässä. Espoo: Geologian tutkimuskeskus, Ydinjätteiden sijoitustutkimukset. 66 s. + liite. (Tiedonanto YST-47.)
- Mattila, L., Anttila, M., Pirilä, P. & Vuori, S. 1997. Ydinenergian tilannekatsaus. Helsinki: Kauppa- ja teollisuusministeriö. 80 s. (Kauppa- ja teollisuusministeriön tutkimuksia ja raportteja 12/1997.)
- Miller, W. M., Smith, G. M., Towler, P. A. & Savage, D. 1997. Natural elemental mass movement in the vicinity of the Äspö Hard Rock Laboratory. Stockholm: Statens Kärnkraftinspektion. 93 s. (SKI Report 97:29.)
- Niini, H. 1973. Stratigrafisia ja morfologisia selvityksiä Etelä-Suomen maapeitteisistä laaksoista. Terra, vol. 85, s. 217 - 224.
- Nuclear Engineering International. 1999. More fuel to Mayak for reprocessing. Nuclear Engineering International, vol. 44, nro 534, s. 4.
- NWTRB. 1993. Sixth report to the U.S. Congress and the U.S. Secretary of Energy from the Nuclear Waste Technical Review Board. Washington, DC. S. 39 - 58.
- OECD NEA. 1988. Feasibility of disposal of high-level radioactive waste into the seabed. Vol. 1. Overview of research and conclusions and vol. 2. Radiological assessment. Paris: OECD.
- OECD NEA. 1995a. Environmental and ethical aspects of long-lived radioactive waste disposal. Proceedings of an international workshop organised by the Nuclear Energy Agency in co-operation with the Environment Directorate. Paris, 1 - 2 September 1994. OECD Documents.

- OECD NEA. 1995b. The environmental and ethical basis of geological disposal of long-lived radioactive wastes. A collective opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency. Paris: OECD. 30 s.
- OECD NEA. 1996. Radioactive waste management in perspective. Paris: OECD. 142 s.
- OECD NEA. 1998. Radioactive waste management programmes in OECD/NEA member countries.
- Posiva. 1998. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoitus. Miksi? Missä? Miten? Milloin? Esite. 26 s.
- Peltonen, E., Vuori, S., Anttila, M., Hillebrand, K., Meling, K., Rasilainen, K., Salminen, P., Suolanen, V. & Winberg, M. 1985. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysi. Perustapaus. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. 309 s. + liite. (Raportti YJT-85-22.)
- Raiko, H. 1996. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen lämpötekniinen optimointi. Helsinki: Posiva Oy. 54 s. + liitt. 3 s. (Raportti Posiva-96-03.)
- Rasilainen, K. 1997. Matrix diffusion model. In situ tests using natural analogues. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 81 s. + liitt. 67 s. (VTT Publications 331.)
- Ruokola, E. 1997. Transmutaatio ei ole vaihtoehto ydinjätteiden loppusijoitukselle. ALARA, nro 3, s. 22 - 24.
- 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. 1998a. Valtioneuvoston päätös käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuutta koskevista yleisistä määräyksistä. Ehdotus perustelumuistioineen. Säteilyturva-keskus 28.5.1998. Ehdotus 9 s., Perustelumuistio 13 s.
- STUK. 1998b. Suomalaisen säteilyannos. ALARA, nro 3, s. 32.
- Suolanen, V. 1993. Risk assessment of the Loviisa NPP spent fuel transportation applying the RADTRAN code. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus, ydinvoimatekniikan laboratorio. 16 s. + liitt. 3 s. (Työraportti TOKA-2/93.)
- Teollisuuden Voima. 1992. Käytetyn polttoaineen loppusijoitus Suomen kallioperään. Tekniset suunnitelmat ja turvallisuusarvio. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. 136 s. (Raportti YJT-92-31.)
- Vieno, T. & Nordman, H. 1996. Interim report on safety assessment of spent fuel disposal TILA-96. Helsinki: Posiva. 176 s. (Raportti Posiva-96-17.)
- Vieno, T., Hautojärvi, A., Koskinen, L. & Nordman, H. 1992. Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen turvallisuusanalyysi TVO-92. Helsinki: Voimayhtiöiden ydinjätetoimikunta. 250 s. (Raportti 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.)
- Vuori, S. 1996a. Käytetyn ydinpolttoaineen suoraan loppusijoitukseen ja jälleenkäsittelyyn perustuvien huoltovaihtoehtojen säteily- ja ympäristöturvallisuus. Helsinki: Kauppa- ja teollisuusministeriö. 68 s. (Kauppa- ja teollisuusministeriön tutkimuksia ja raportteja 8/1996.)
- Vuori, S. 1996b. Tutkimuksella monipuolista tukea ydinturvallisuudelle. ATS Ydintekniikka, vol. 25, nro 3, s. 39 - 42.

SUPPEA SANASTO KÄYTETYISTÄ TERMEISTÄ

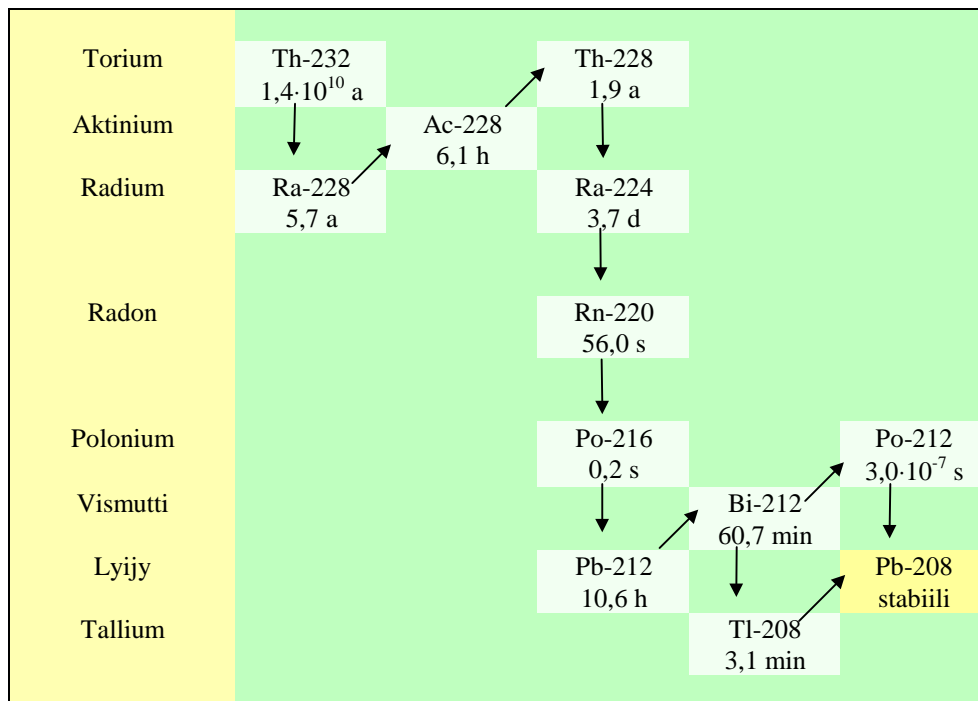
Aktinidi	Alkuaine, jonka järjestysluku alkuaineiden jaksollisessa järjestelmässä on suurempi kuin 89. Muun muassa uraani ja plutonium ovat aktinideja.
Diffuusio	Kaasun, nesteen tai kiinteän aineen atomien tai molekyylien liikkuminen korkeamman pitoisuuden alueelta alemman pitoisuuden alueelle. Mekanismi pyrkii tasaamaan pitoisuuseroja.
Kollektiivinen annos	Tietyn ihmisryhmän esim. väestöosan, henkilökunnan tai ammattiryhmän saamien yksilöannosten summa. Kollektiivisen annoksen yksikkö on man-sievert, manSv.
Konservatiivisuusperiaate	Ydinjätteen säteilyvaikutusta laskettaessa noudatettava pessimistinen periaate, jolla pyritään siihen, että säteilyvaikutusta ei aliarvioida. Näin laskettu säteilyvaikutus on suurella varmuudella suurempi kuin tosiasiallinen säteilyvaikutus.
Matriisidiffuusio	Ydinjätteistä vapautuvien nuklidien hidas, diffuusion kautta tapahtuva tunkeutuminen virtaavasta vedestä kalliomatriisin huokosverkoston virtaamattomaan huokosveteen. Ilmiö viivästää merkittävästi radionuklidien kulkeutumista kallioperässä. Kalliomatriisi tarkoittaa peruskallion rakoilematonta "ehjää" osaa; termiä käytetään erotukseksi kallioraoista ja rikkonaisista rakovyöhykkeistä.
Palama	Ydinpoltoaineessa kehittyneen lämpöenergian kokonaismäärä massayksikköä kohti. Palaman yksikkönä käytetään yleensä megawattipäivää uraanikiloa kohti. Suomalaisissa reaktoreissa palama on noin 35 MWd/kgU. Palamaa voidaan havainnollistaa muuttamalla se sähköenergiaksi. Voimалан hyötykerroin on noin 0,3 ja näin saadaan vastaavaksi tuotetuksi sähköenergiaksi noin 10 MWd/kgU \approx 250 MWh/kgU. Kolmihenkeisen perheen tyypillinen sähkönkulutus vuodessa on noin 3 MWh. Yhdestä uraanikilosta saatava sähkötuotto riittää siis esimerkkiperheelle noin 84 vuodeksi.
Pintakontaminaatio	Radioaktiivisen aineen haitallinen esiintyminen esineiden tai rakenteiden pinnoilla. Pintakontaminaatio voidaan usein poistaa yksinkertaisesti pyyhkimällä tai pesemällä.

Radioaktiivisuus	Tiettyjen epävakaiden nuklidien ominaisuus hajota itsestään. Radioaktiivisessa hajoamisessa nuklidi lähettää ympäristöönsä ionisoivaa hiukkas- ja gammasäteilyä. Hiukkasten lähettämisen yhteydessä atomiytimen protonien ja/tai neutronien lukumäärät muuttuvat ja nuklidi muuttuu toiseksi nuklidiksi (emänuklidista tulee tytärnuklidi). Beeta-hajoamisessa ytimen massaluku (protonien ja neutronien yhteenlaskettu summa) ei muutu, mutta järjestysluku (protonien summa) kasvaa yhdellä. Alfa-hajoamisessa ytimen massaluku pienenee neljällä ja järjestysluku kahdella. Radioaktiivinen puoliintumisaika on se aika, jonka kuluessa puolet alkuperäisen nuklidin atomeista on hajonnut; puoliintumisaika vaihtelee voimakkaasti eri nuklideilla (sekunnin murto-osista miljardeihin vuosiin).
Radionuklidi	Radioaktiivinen nuklidi. Nuklidi on atomilaji, jonka ytimessä on tietty lukumäärä protoneja ja neutroneja ja tietty energiatila ja jonka keskimääräinen elinikä kyseisessä tilassa on mitattavissa. Radionuklidi on aina jonkun aineen radioisotooppi.
Sorptio	Nestefaasissa olevien aineiden kiinnittyminen nesteeseen kontaktissa olevaan kiinteään aineeseen tai saostuminen fysikaalisten tai kemiallisten reaktioiden seurauksena.
Säteilyannos	Kehoon tai väliaineeseen absorboitunut säteilyenergia. Säteilyannoksella tarkoitetaan yleensä kokoehon ekvivalenttiannosta. Ekvivalenttiannos on absorboituneen annoksen ja säteilyn laatutekijän tulo. Ekvivalenttiannosten avulla voidaan verrata toisiinsa eri ionisoivien säteilylajien aiheuttamia säteilyannoksia. Ekvivalenttiannoksen yksikkö on sievert, Sv.

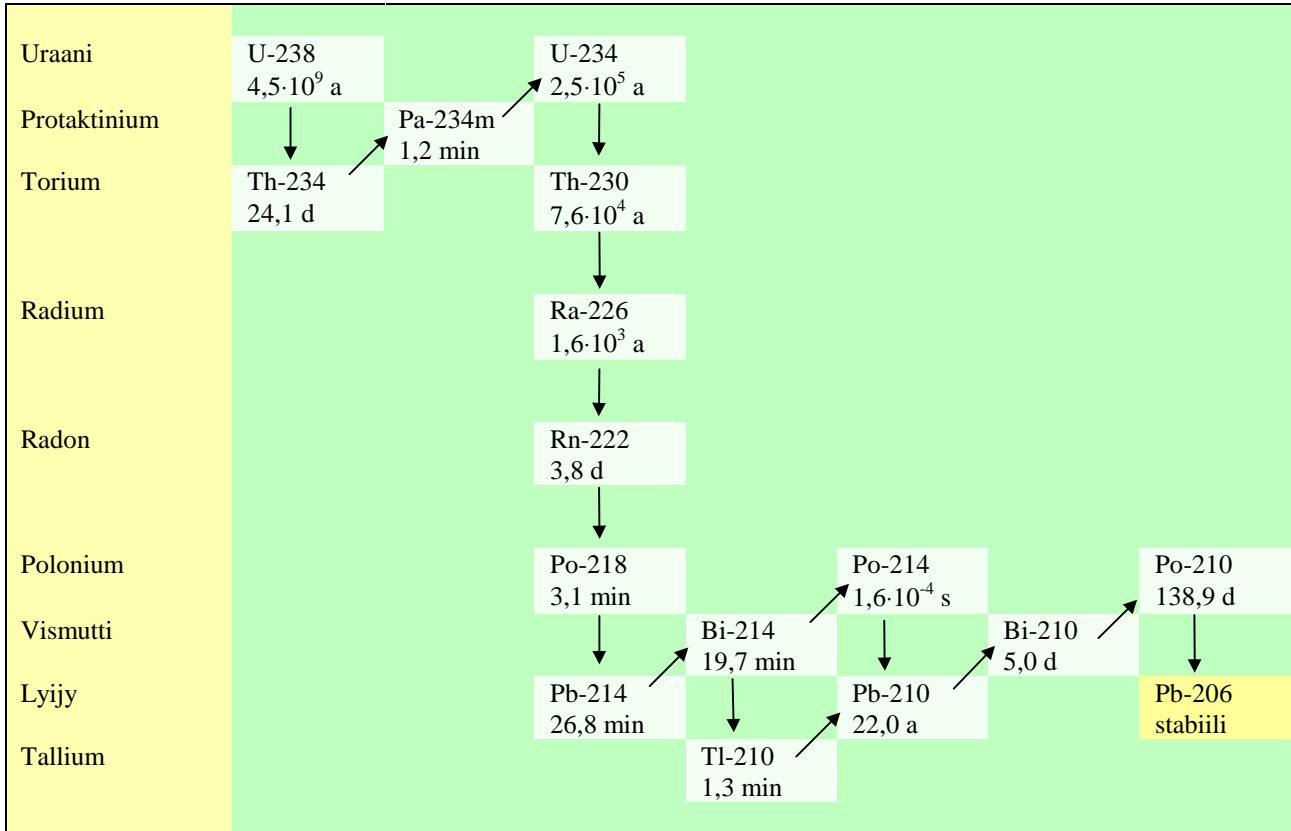
Sanaston lähteenä on käytetty etupäässä julkaisua: Suomen Atomiteknillinen Seura r.y. 1988, Ydinvoimatekniikan sanasto. 156 s. Ydinjättesanastoa on kuvattu myös artikkelissa: Alaraudanjoki, K. & Paasikallio, O. 1998. Ydinjättesanasto. Terminfo, vol. 18, nro 4, s. 3 - 11.

LUONNON PITKÄIKÄISET RADIOAKTIIVISET HAJOAMISKETJUT

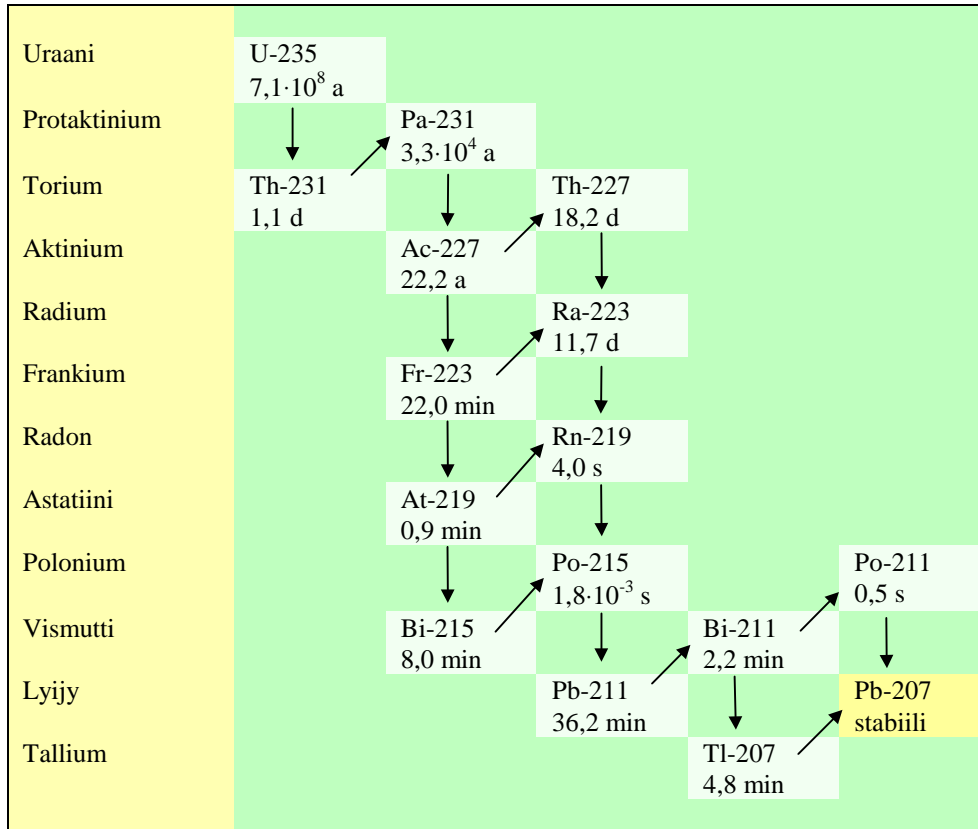
Seuraavissa kuvissa radioaktiivisten hajoamisketjujen alkuaineet on lueteltu vasemmalla alkuaineiden jaksollisen järjestelmän mukaisessa järjestyksessä siten, että kussakin järjestysluku laskee ketjussa alaspäin mentäessä.



Kuva 1. Luonnon pitkäikäinen radioaktiivinen hajoamisketju $4n$ yksinkertaistettuna. Radionuklidin puoliintumisaika on ilmoitettu isotoopin alla ('a' = vuosia, 'd' = vuorokausia, 'h' = tunteja, 'min' = minuutteja, 's' = sekunteja). Nuolet alaspäin kuvaavat α -hajoamista ja ylös oikealle β -hajoamista.



Kuva 2. Luonnon pitkäikäinen radioaktiivinen hajoamisketju $4n+2$ yksinkertaisesti. Radionuklidin puoliintumisaika on ilmoitettu isotoopin alla ('a' = vuosia, 'd' = vuorokausia, 'h' = tunteja, 'min' = minuutteja, 's' = sekunteja). Nuolet alaspäin kuvaavat α -hajoamista ja ylös oikealle β -hajoamista. Kantanuklidien massaosuudet luonnonuraanissa ovat: U-238 99,28 % ja U-235 0,71 %.



Kuva 3. Luonnon pitkäikäinen radioaktiivinen hajoamisketju $4n+3$ yksinkertaistettuna. Radionuklidin puoliintumisaika on ilmoitettu isotoopin alla ('a' = vuosia, 'd' = vuorokausia, 'h' = tunteja, 'min' = minuutteja, 's' = sekunteja). Nuolet alaspäin kuvaavat α -hajoamista ja ylös oikealle β -hajoamista. Kantanuklidien massaosuudet luonnonuraanissa ovat: U-238 99,28 % ja U-235 0,71 %.

JULKISHALLINNON YDINJÄTETUTKIMUS- OHJELMAAN (JYT2001) OSALLISTUVAT TUTKIMUSYKSIKÖT JA KÄYNNISSÄ OLEVAT PROJEKTIT

Teknis-luonnontieteelliset tutkimukset

VTT ENERGIA

- *Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelman koordinointi ja tiedotus (JUHTI)*
- *Ydinjätehuollon turvallisuus ja kustannukset (TUKU)*
- *Pohjaveden virtauksen ja liuenneiden aineiden kulkeutumiseen liittyvät ilmiöt ydinjätteiden loppusijoituksen turvallisuuden arvioinnissa (VIKU)*

VTT KEMIANTEKNIikka

- *Kulkeutumisilmiöiden kemia (KULKE)*

VTT YHDYSKUNTATEKNIikka

- *Loppusijoitustilojen hydrogeologinen ja mekaaninen käyttäytyminen (LOGIK)*

GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUS/YDINJÄTTEIDEN SIOITUSTUTKIMUKSET

- *Loppusijoituksen turvallisuuteen vaikuttavien geologisten tekijöiden tutkimus ja arviointi*

HELSINGIN YLIOPISTO, KEMIAN LAITOS/RADIOKEMIAN LABORATORIO (HYRL)

- *Ydinjätenuklidien kulkeutuminen ja pidäytyminen kiteisessä kalliassa*
- *Uraanin hapetustilat ja redox-kemia kalliopohjavedessä sekä kallion rakopinnoilla.*

TEKNILLINEN KORKEAKOULU

MEKANIKAN LABORATORIO

- *Käytetyn polttoaineen loppusijoitus - kapselisijoituksen stabiiliustarkastelu*

INSINÖÖRIGELOGIAN JA GEOFYSIKAN LABORATORIO

- *Bentoniitin materiaaliominaisuudet*

Yhteiskuntakysymysten tutkimukset

VTT ENERGIA

- *Julkishallinnon ydinjätetutkimusohjelman koordinointi ja tiedotus (JUHTI)*

VTT YHDYSKUNTATEKNIikka

- *Käytetyn ydinpolttoaineen loppusijoituksen yhteiskunnalliset ja ympäristövaikutukset paikkakunnilla*

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, YHTEISKUNTATIETEIDEN JA FILOSOFIAN LAITOS/SOSIOLOGIAN YKSIKKÖ

- *Yhteiskuntatieteellisen ydinjätetutkimuksen kartoitus*

TAMPEREEN YLIOPISTO

POLITIIKAN TUTKIMUKSEN LAITOS

- *YVA ja osallistuminen - ydinjätteiden loppusijoituksen paikallinen päätöksenteko*

KUNNALLISTIETEIDEN LAITOS

- *Ydinjätteen loppusijoituksen imago-vaikutukset ja niiden merkitys kunta- ja aluetalouteen, Pitkän aikavälin skenaariotarkastelu*

TIEDOTUSOPIN LAITOS

- *Ydinjätteen loppusijoitusta koskeva joukkoviestinnän seurantatutkimus*