



Matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen loppusijoituksen mikrobiologiset riskit Suomessa

Minna Vikman | Merja Itävaara | Leena Carpén



Matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen loppusijoituksen mikrobiologiset riskit Suomessa

Minna Vikman, Merja Itävaara, Leena Carpén

Teknologian tutkimuskeskus VTT Oy



ISBN 978-951-38-8457-4 (URL: <http://www.vtt.fi/julkaisut>)

VTT Technology 273

ISSN-L 2242-1211

ISSN 2242-122X (Verkkójulkaisu)

<http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-38-8457-4>

Copyright © VTT 2016

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

Teknologian tutkimuskeskus VTT Oy

PL 1000 (Tekniikantie 4 A, Espoo)

02044 VTT

Puh. 020 722 111, faksi 020 722 7001

Teknologiska forskningscentralen VTT Ab

PB 1000 (Teknikvägen 4 A, Esbo)

FI-02044 VTT

Tfn +358 20 722 111, telefax +358 20 722 7001

VTT Technical Research Centre of Finland Ltd

P.O. Box 1000 (Tekniikantie 4 A, Espoo)

FI-02044 VTT, Finland

Tel. +358 20 722 111, fax +358 20 722 7001

Alkusanat

Matala- ja keskiaktiivinen ydinjäte loppusijoitetaan Suomessa 60–110 metrin syvyyteen peruskalliossa oleviin luolastoihin ja silloihin. Tässä kirjallisuuskatsauksessa on selvitetty matala- ja keskiaktiivisen jätteen geologiseen loppusijoitukseen liittyviä mikrobiologisia riskejä Suomen olosuhteissa. Työ on tehty Kansallisen ydinjätehuollon tutkimusohjelmassa KYT2018 Valtion ydinjätehuoltorahasto VYR:n ja VTT:n rahoittamana. Kiitämme tutkija Hanna Miettistä arvokkaista kommentteista työhön liittyen.

Sisältö

Alkusanat	3
Lyhenteet	5
1. Johdanto	6
2. Ydinvoimaloiden matala- ja keskiaktiivinen voimalaitosjäte	8
2.1 Jätteen koostumus.....	8
2.2 Jätteen käsittely ja loppusijoitus	11
3. Mikrobien toiminta loppusijoitustilassa	14
3.1 Loppusijoitustilan mikrobisto.....	15
3.2 Loppusijoitustilan olosuhteiden vaikutus mikrobien toimintaan	17
3.3 Säteily	21
4. Orgaanisen aineksen hajoaminen	23
4.1 Matala-aktiivinen jäte – selluloosa	23
4.2 Keskiaktiivinen jäte	24
4.2.1 Bitumi	24
4.2.2 Ioninvaihtohartsit	26
4.3 Betoni ja sen lisäaineet	28
5. Korroosio	29
6. Radionuklidien kulkeutuminen ympäristöön	32
7. Yhteenveto	34
Kirjallisuus	36

Tiivistelmä

Abstract

Lyhenteet

DNA	Deoksiribonukleiinihappo, perimäaines
HLW	High level waste, korkea-aktiivinen jäte
ILW	Intermediate level waste, keskiaktiivinen jäte
ISA	Isosakkariinihappo
KYT	Kansallinen ydinjätehuollon tutkimusohjelma
LLW	Low level waste, matala-aktiivinen jäte
MIND	Microbiology in Nuclear waste Disposal, EURATOM project
PTFE	Polytetrafluorietyleeni
PVC	Polyvinyylikloridi
SF	Spent fuel, käytetty ydinpolttoaine
SKB	Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company
STUK	Säteilyturvakeskus
VLJ	Voimalaitosjäte
VLLW	Hyvin matala-aktiivinen jäte, very low level waste
VYR	Valtion ydinjätehuoltorahasto
YVL	Ydinturvallisuusohje

1. Johdanto

Suomessa radioaktiivista ydinjätettä syntyy pääasiassa Loviisan ja Olkiluodon ydinvoimalaitoksilla. Lisäksi pieniä määriä ydinjätettä syntyy Otaniemen tutkimusreaktorissa, jota ollaan poistamassa käytöstä (STUK, 2016). Korkea-aktiivisen käytetyn polttoaineen lisäksi ydinvoimalaitoksen käytössä ja huollossa syntyy matala- ja keskiaktiivista jätettä, jota sanotaan voimalaitosjätteeksi (VLJ). Ydinvoimaloiden matala-aktiivinen jäte koostuu mm. suojavaatteista, palokankaista, muoveista ja metalleista. Keskiaktiiviset jätteet sisältävät pääasiassa veden puhdistuksessa käytettyjä ioninvaihtohartseja ja haihdutinkonsentraatteja. Matala-aktiivisen jätteen aktiivisuus on niin pieni, että jätettä voidaan käsitellä ilman erityisiä säteilysuojausjärjestelyjä. Keskiaktiivista jätettä käsiteltäessä tarvitaan sen sijaan tehokkaita säteilysuojausjärjestelyjä. Ydinvoimaloiden purkujätettä ei lasjeta kuuluvaksi voimalaitosjätteisiin (STUK Guide YVL D.4, 2015), joten se on jätetty tämän kirjallisuuskatsauksen ulkopuolelle.

EU:n direktiiviin (2011/70/EURATOM) mukaan kullakin jäsenvaltiolla on itsellään vastuu ydinjätehuollon turvallisesta toteuttamisesta ja ydinjätteen loppusijoittamisesta. Suomessa ydinenergian käytössä syntynyt radioaktiivinen jäte on ydinenergiain (YEL 990/1987) ja ydinenergia-asetuksen (161/1988) alaista. Lisäksi ydinjätehuoltoa säädellään ydinvastuulailla (484/1972) sekä valtioneuvoston päätöksillä ja asetuksilla (esim. VNa 736/2008). Suomessa voimalaitosyhtiöt Fortum Power and Heat Oy ja Teollisuuden Voima Oyj (TVO) hoitavat tuottamansa voimalaitosjätteen käsittelyn ja loppusijoituksen itse, kun taas esimerkiksi Ruotsissa jätteen käsittelyä varten on perustettu sekä käytetystä polttoaineesta että voimalaitosjätteestä huolehtiva SKB (Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company).

Suomessa matala- ja keskiaktiivinen voimalaitosjäte loppusijoitetaan kallioperään 60–110 metrin syvyyteen rakennettuihin luolastoihin. Jätteen loppusijoituksen turvallisuusperustelujen tarkoituksena on tarkastella loppusijoituksen toimivuutta ja arvioida pitkäaikaisturvallisuuden kannalta oleelliset tekijät ja epävarmuudet (Nummi & Eurajoki, 2015). Turvallisuusperusteluissa tarkastellaan radionuklidien vapautumista loppusijoitustilasta ympäristöön ja vapautumisesteiden toimintaa. Loppusijoitustilassa vapautumisesteiden tarkoituksena on rajoittaa ja viivästyttää radionuklidien kulkeutumista loppusijoitustilasta ympäristöön. Vapautumisesteen muodostuvat teknisistä vapautumisesteistä sekä luonnollisena vapautumisesteenä

toimivasta kalliosta (Nummi ym., 2012). Teknisiin vapautumisesteisiin kuuluvat jätepakkaukset (esim. bitumoitu tai betonoitu jäte, terästynnyrit, betonilaatikot), pakkauksia ympäröivät vapautumisesteet (betonirakenteet) sekä täyttö- ja sulkurakenteet (kivimurska, betoni). Mikrobien toiminta loppusijoitustilassa voi heikentää vapautumisesteiden toimintaa usealla eri tavalla (Rodwell, 2000). Tässä kirjallisuuskatsauksessa arvioidaan mikrobiologisia riskejä, jotka liittyvät matala- ja keskiaktiivisen voimalaitosjätteen geologiseen loppusijoitukseen. Työssä on hyödynnetty Euratomin MIND-hankkeessa (Microbiology in Nuclear waste Disposal) tehtyä selvitystä (Abrahamsen ym., 2015), mutta tarkasteltu asiaa nimenomaan Suomen näkökulmasta.

2. Ydinvoimaloiden matala- ja keskiaktiivinen voimalaitosjäte

Ydinjätteellä tarkoitetaan ydinennergian käytön yhteydessä tai sen seurauksena syntynyttä käytettyä ydinpolttoainetta tai muussa muodossa olevaa radioaktiivista jätettä (STUK, 2016). Ydinvoimaloissa syntyvä radioaktiivinen jäte ja voimalaitosjäte voidaan jaotella eri ryhmiin ominaisuuksien tai radioaktiivisuuden perusteella. Jaottelun tarkoituksena on määrittää, miten jätteet käsitellään ja loppusijoitetaan. Jaottelu vaihtelee maasta toiseen, mutta tyypillisesti käytettyjä luokkia ovat seuraavat (Abrahamsen ym., 2015):

- Korkea-aktiivinen jäte, high level waste (HLW)
- Käytetty ydinpolttoaine, spent fuel (SF)
- Keskiaktiivinen jäte, intermediate level waste (ILW)
- Matala-aktiivinen jäte (LLW)
- Hyvin matala-aktiivinen jäte, very low level waste (VLLW)

Suomessa radioaktiivinen jäte jaetaan kolmeen luokkaan: korkea-aktiiviseen (aktiivisuus enemmän kuin 10 GBq/kg), keskiaktiiviseen (aktiivisuus 1 MBq/kg – 10 GBq/kg) ja matala-aktiiviseen jätteeseen (aktiivisuus korkeintaan 1 Mbq/kg) (STUK, 2015). Tämän jaottelun lisäksi voimalaitosjätteen aktiivisuus voi olla niin vähäistä, että jäte voidaan vapauttaa valvonnasta ja käsitellä tavanomaisessa jätteenkäsittelyssä. Radioaktiiviset jätteet voidaan luokitella myös lyhyt- ja pitkäikäisiin jätteisiin radioaktiivisuuden puoliintumisajan perusteella (Ruokola ym., 2004). Ydinvoimalaitoksissa syntyvät matala- ja keskiaktiiviset jätteet ovat yleensä lyhytikäisiä. Matala-aktiivisessa kiinteässä jätteessä pinta on kontaminoitunut radionuklideilla, mutta keskiaktiivisessa jätteessä radionuklideja on myös jätemateriaalin sisäosissa (esim. bitumiin kiinteytetyt ioninvaihtohartsit).

2.1 Jätteen koostumus

Loppusijoitettavan matala- ja keskiaktiivisen jätteen koostumus vaihtelee Euroopan eri maissa ja on riippuvainen esim. käytetystä ydinvoimateknologiasta (Abrahamsen ym., 2015). Lisäksi erilaiset luokittelukäytännöt vaikeuttavat jätteen koos-

tumuksen vertailua eri maiden välillä. Syntyvän keskiaktiivisen jätteen määrä ja aktiivisuus riippuvat käytetystä reaktorityypistä (Hakala, 2011). Olkiluodossa on käytössä kiehutusvesireaktori, jolloin jätettä syntyy enemmän kuin painevesireaktoria käyttävässä Loviisassa, mutta jätteen aktiivisuus on pienempi.

Suomessa matala-aktiivinen jäte sisältää merkittävän määrän ydinvoimalassa syntyvää huoltojätettä (taulukot 1 ja 2). TVO:n Olkiluodon ydinvoimalassa OL2 selvitettiin matala-aktiivisen kiinteän huoltojätteen koostumusta 1990-luvulla (Rodwell, 2000). Selvityksen mukaan huoltojäte sisälsi 41 p-% selluloosapitoista materiaalia, kuten puuvillakäsineitä, paperia ja pahvia, sekä 30 p-% pakkausmateriaalina käytettyä polyeteeniä. Loppuosa jätteestä koostui metalleista, lateksihan-sikkaista, sähkökomponenteista, lasikuidusta, polyvinyylikloridista (PVC) ja muusta sekalaisesta materiaalista. Kiinteän huoltojätteen lisäksi Olkiluodon ydinvoimaloissa luokitellaan matala-aktiiviseen jätteeseen merkittävä määrä metalliromua sekä pieniä määriä sekalaisia nesteitä, bitumiin kiinnitetyjä nesteitä sekä jäteöljyä. Loviisan huoltojätteen koostumuksesta ei ole tarkempaa tietoa, eikä tilastoihin ole erikseen merkitty esim. syntyvän metalliromun määrää. Suomen ydinvoimaloissa syntyy arvioiden mukaan 80 m³ voimalaitosjätettä reaktorivuotta kohden (Tuunanen, 2015).

Taulukko 1. Voimalaitosjätteiden määrät Olkiluodossa 2015. Tiedot koottu Posivan raportista (Posiva, 2016).

Jätetyyppi	Kuvaus	Määrä (M ³)
Matala-aktiivinen jäte:		
Romu	Metalleja, käytöstä poistetut laitteet, työkalut	3083
Pakkaukseton romu		40
Huoltojätteet	Selluloosapohjainen materiaali (paperia, pahvia), polyeteeni, lateksi, PVC, lasikuitu	1046
Sekalaiset nesteet	Orgaaniset liuottimet, vesi, hapot	2
Bitumiin kiinteytetyt nesteet		117
Jäteöljy		11
Keskiaktiivinen jäte:		
Romu	Metalliromu	362
Pulverihartsit	Ioninvaihtohartsit	1430
Raehartsit	Ioninvaihtohartsit	299
Yhteensä		6341

Taulukko 2. Voimalaitosjätteen määrät Loviisan laitoksella 2015. Tiedot koottu Posivan raportista (Posiva, 2016).

Jätetyyppi	Määrä (M ³)
Käytetyt ioninvaihtohartsit	565
Haihdutusjäännökset	679
Kiinteytetyt haihdutusjäännökset ja ioninvaihtohartsit	93
Imeytyskiinteytetyt liuottimet, matala-aktiiviset ioninvaihtohartsit, aktiivihielet	67
Huoltojäte	2234
Yhteensä	3521,2

Keskiaktiivinen jäte sisältää sekä varsinaista radioaktiivista jätettä että jätteen kiinteytykseen käytettäviä materiaaleja (taulukko 3). Suomessa keskiaktiivisen jätematriisin tärkeimmät komponentit ovat ioninvaihtohartsit, bitumi, betoni sekä metalliromu. Joissakin Euroopan maissa keskiaktiivisesta jätteestä voi löytyä merkittäviä määriä myös polymeerejä, kuten polyeteeniä (PE), selluloosaa, polyuretaania tai PVC:tä. Selluloosapitoinen jäte, PE ja PVC ohjautuvat Suomessa matala-aktiiviseen jätteeseen, kun taas esimerkiksi Belgiassa ne muodostavat merkittävän osan keskiaktiivisesta jätteestä.

Suurin osa matala- ja keskiaktiivisesta metallijätteestä koostuu hiiliteräksestä sekä erilaisista ruostumattomista teräksistä. Pääosa ruostumattomista teräksistä on austeniittisiä ruostumattomia teräksiä; tavallista ruostumatonta terästä sekä haponkestävää ruostumatonta terästä. Lisäksi joitakin komponentteja on valmistettu martensiittisestä ruostumattomasta teräksestä.

Taulukko 3. Keskiaktiivisen jätematriisin (radioaktiivinen jäte + kiinteytykseen käytettävä materiaali) tärkeimmät komponentit Euroopassa (Abrahamsen ym., 2015; Posiva, 2014). UK = Iso-Britannia

Materiaali	Koostumus	Käyttökohde	Maita, joissa käytössä
Bitumi	Hiilivetyjen seos	Radioaktiivisen jätteen kiinteytyys	Suomi, Ruotsi, Belgia, Sveitsi, Ranska
Betoni, sementti	Kiviainesta, vettä; voi sisältää orgaanisia lisäaineita	Radioaktiivisen jätteen kiinteytyys	Suomi, Ruotsi, Belgia, Espanja, Hollanti
Ioninvaihtohartsit	Polystyreenin kopolymeeri, joka sisältää sulfonyyli- tai amini-ryhmän	Prosessivesien puhdistus radionuklideista ja muista yhdisteistä (esim. rauta)	Muodostaa merkittävän osa jätteestä, jos vettä käytetään ydinvoimalan jäädytykseen (esim. Suomi, Ruotsi, Sveitsi, Espanja, Hollanti)

Halogenoidut polymeerit	Sisältävät fluoria tai klooria, esim. polyvinyylikloridi (PVC), polytetrafluorietyleeni (PTFE)	Kaapeleiden eristys, putket jne.	Belgia, UK, Sveitsi, Ranska, Hollanti Ydinpolttoaineen uudelleen prosessointi lisää määrää Suomessa pieniä määriä matala-aktiivisessa jätteessä
Paperi, pahvi, puuvilla	Selluloosa, hemiselluloosa	Huollossa syntyvä jäte (paperipyyhkeet, hansikkaat jne.)	Muodostaa merkittävän osan jätteestä Belgiassa, Ranskassa, UK:ssa (20 %) Suomessa selluloosajäte ohjautuu matala-aktiiviseen jätefraktioon (LLW)
Muut polymeerit	Polyuretaani, polyeteeni, kumi	Pakkaaminen	UK
Teräs ja muut metallit	Tynnyrit yleensä hiiliterästä	Jätteiden pakkaaminen tynnyriin; syntyvä rautaromu (työkalut jne.)	Suomi, Ruotsi, Hollanti, UK

2.2 Jätteen käsittely ja loppusijoitus

Suomessa Säteilyturvakeskus STUK laatii yksityiskohtaiset turvallisuusvaatimukset matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoitukselle ja valvoo radioaktiivisten jätteiden käsittelyä ydinvoimalaitoksilla. Matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoitukseen liittyvät oleelliset ydinturvallisuusohjeet (YVL) ovat:

- YVL D.4, Matala- ja keskiaktiivisten ydinjätteiden käsittely ja ydinlaitoksen käytöstäpoisto, 15.11.2013
- YVL D.5, Ydinjätteiden loppusijoitus, 15.11.2013

Matala-aktiivinen kiinteä huoltojäte pakataan sekä Olkiluodossa että Loviisassa 200 litran terästynnyriin. Loviisassa jäte prässäetään tynnyreissä pienempään tilavuuteen ja Olkiluodossa jätteen puristamiseen käytetään hydraulista puristinta. Olkiluodossa tynnyrit puristetaan kasaan siten, että niiden korkeus on noin puolet alkuperäisestä. Olkiluodossa matala-aktiiviseen jätteeseen luokiteltu metalliromu pakataan sellaisenaan teräs- ja betonilaatikoihin tai terästynnyriin. Metalliroму voidaan myös pilkkoa pienempään tilavuuteen. (Posiva, 2016.)

Keskiaktiivisten jätteiden käsittely jaetaan yleensä kolmeen vaiheeseen: esikäsittelyyn, tilavuuden pienentämiseen sekä loppukäsittelyyn ja pakkaamiseen

(Ruokola ym., 2004; Vuori & Rasilainen, 2009). Keskiaktiivisen jätteen käsittelyssä radioaktiivinen jäte saatetaan vakaaseen muotoon tavallisimmin kiinteyttämällä ja se pakataan säiliöihin varastointia, kuljetusta ja loppusijoitusta varten. Kiinteyttäminen vähentää radioaktiivisten aineiden riskiä kulkeutua ympäristöön (Ojovan & Lee, 2013), ja se voidaan tehdä usealla eri menetelmällä. Ennen kiinteytystä lietteiden ja nesteiden tilavuutta voidaan pienentää haihduttamalla kuten Olkiluodossa. Loviisassa liuosjätteiden määriä pienentää käytössä oleva menetelmä, jonka avulla cesium voidaan erottaa haihdutusjätteestä hyvin pieneen tilavuuteen. Olkiluodossa keskiaktiivinen jäte kiinteytetään bitumilla ja seos valetaan 200 litran terästynnyreihin. (Posiva, 2016.) Metalliromu pakataan terästynnyreihin tai terästai betonilaatikoihin. Loviisan laitoksilla nestemäisten jätteiden kiinteytys tehdään betonoimalla terästynnyreihin, ja kiinteytyslaitos sai STUK:in hyväksynnän 15.2.2016 (STUK, 2016).

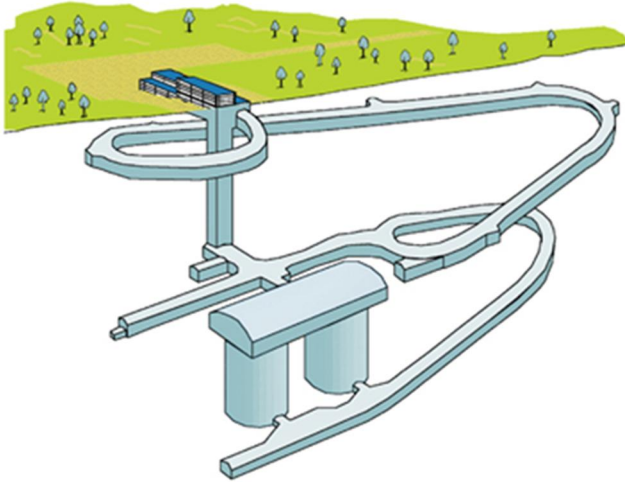
Joissakin maissa matala- ja keskiaktiivista jätettä käsitellään ennen kiinteytystä ja loppusijoitusta esimerkiksi polttamalla (Abrahamsen ym., 2015), jolloin jätteen määrä vähenee merkittävästi. Esimerkiksi Belgiassa kiinteä polttokelpoinen jäte voidaan käsitellä 900 °C:ssa, jolloin sen tilavuus on 50 kertaa pienempi kuin alkuperäisessä jätteessä. VTT:llä on tutkittu myös mahdollisuutta erottaa orgaaninen aines käytetystä ioninvaihtohartsista matalalämpötilaplasmapolttotekniikalla (Järvinen, 2007). Menetelmässä inaktiivinen orgaanisen aines hapetetaan oksideiksi, jotka poistuvat prosessista savukaasuina. Epäorgaaninen radioaktiivinen aines puolestaan kerätään talteen tuhkana, joka loppusijoitetaan. Olkiluodosta on lähetetty ajoittain käytöstä poistettuja ydinvoimalan komponentteja ja metalliromua Ruotsiin Studvikin laitokselle (Posiva, 2016). Käsittelyssä komponentit on pilkottu, kuulapuhallettu ja sulatettu, minkä jälkeen jätteet on palautettu Olkiluotoon.

Matala- ja keskiaktiivisia jätteitä loppusijoitetaan pääasiassa joko betonibunkkeriin maan pintakerroksisiin tai luolastoon maaperän keskisyvyyteen (Vuori & Rasilainen, 2009). Maan pintakerrokseen sijoitettu loppusijoitustila vaatii tarkempaa valvontaa ja on käytössä esim. Ranskassa ja Espanjassa. Geologinen loppusijoitustila voidaan sijoittaa esimerkiksi kiteiseen kallioperään (esim. Suomi ja Ruotsi), saveen (Ranska, Belgia, Sveitsi, Unkari, Hollanti) tai suolamuodostumaan (Hollanti, Saksa) (Lahti, 2015).

Loppusijoituksen suunnittelussa on otettava huomioon mm. radioaktiivisten aineiden sitoutuminen jätematriisiin, jätepakkauksen korroosion- ja mekaanisen rasituksen kestävyys, puskurin eristävyys ja vähäisten kallioliikuntojen myötävyys sekä puskurin, täytön ja sulkemisrakenteiden ominaisuudet, jotka ylläpitävät muiden teknisten vapautumisesteiden toimintakykyä ja rajoittavat radioaktiivisten aineiden kulkeutumista louhittujen tilojen kautta (STUK, 2015). Loppusijoitustilat on myös rakennettava niin, että niihin ei kulkeudu vapautumisesteiden toimintakyvyn kannalta haitallisia aineita, esim. orgaanisia tai hapettavia aineita.

Suomessa ydinvoimalaitosten käytössä kertyvät matala- ja keskiaktiiviset voimalaitosjätteet loppusijoitetaan kallioperään rakennettuihin tiloihin. Loviisassa jätteet loppusijoitetaan 110 metrin syvyyteen rakennettuihin tunneleihin ja halliin. Olkiluodossa jätteet sijoitetaan 60–100 metrin syvyyteen erillisiin betonisiiloihin, joiden kapasiteetit ovat matala-aktiivisille jätteille 5000 m³ ja keskiaktiivisille noin

3500 m³ (Posiva, 2016) (kuva 1). Kun VLJ-luolat suljetaan lopullisesti, sillojen aukot täytetään kivimurskeella ja sementillä ja päällystetään ruiskubetonilla (Hakala, 2011). Myös Fennovoima on suunnitellut rakentavansa matala- ja keskiaktiiviselle jätteelle loppusijoitustilan tulevan ydinvoimalan läheisyyteen Hanhikiven alueelle Pyhäjoelle (Fennovoima, 2016). Kuvassa 1 on esitetty Olkiluodossa sijaitsevan TVO:n VLJ-luolan kaaviokuva.

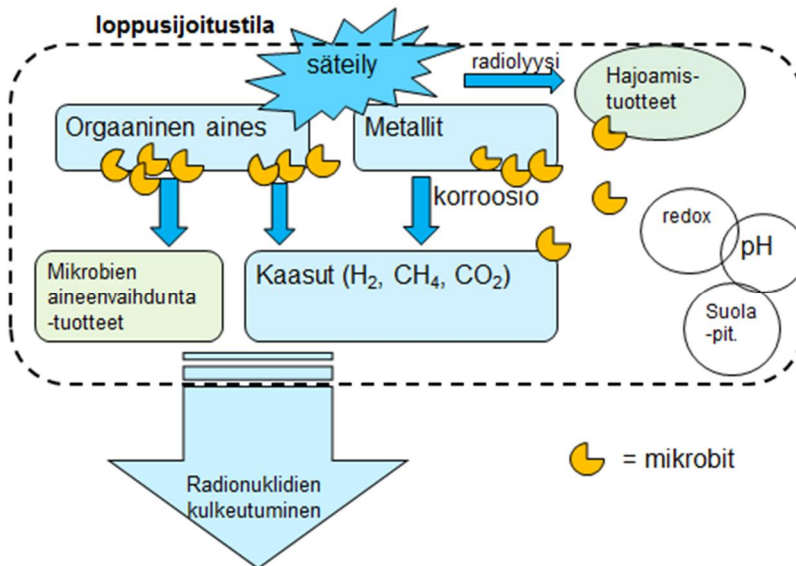


Kuva 1. Olkiluodossa sijaitseva matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoitustila (kuva TVO, <http://www.tvo.fi/voimalaitosjate>).

3. Mikrobin toiminta loppusijoitustilassa

Suurimmat mikrobiologiset riskit matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen geologisessa loppusijoituksessa liittyvät orgaanisen aineksen hajoamiseen sekä metallien korroosioon (Rodwell, 2000). Niiden seurauksena voi muodostua mikrobiaktiivisuutta lisääviä kaasuja ja muita kemiallisia yhdisteitä (kuva 2), jotka voivat kulkeutua pois loppusijoitustilasta tai toisaalta myös muualle loppusijoitustilassa (esim. matala-aktiivisen jätteen loppusijoitustilasta keskiaktiivisen jätteen loppusijoitustilaan). Orgaaninen materiaali voi hajota mikrobiologisesti, kemiallisesti, säteilyn vaikutuksesta tai sitten kyse voi olla myös usean eri mekanismin yhteisvaikutuksesta. Anaerobisissa olosuhteissa mikrobiologisen hajoamisen tuloksena voi syntyä hiilidioksidia ja metaania. Metallien korroosiossa muodostuu vetyä, joka voi toimia mikrobiprosessien energianlähteenä (Libert ym., 2011). Orgaanisen materiaalin hajoamisessa muodostuvat yhdisteet voivat lisätä mikrobiaktiivisuutta, edistää metallien korroosiota ja/tai ne voivat kompleksoitua radionuklidien kanssa lisäten niiden liukoisuutta ja kulkeutumista loppusijoitustilasta ympäristöön. Mikrobit voivat myös pelkistää tai hapettaa radionuklideja muuttaen niiden liukoisuutta.

Mikrobyhteisöjen aktiivisuutta ja toimintamekanismeja säätelee pääasiassa kaksi tekijää: saatavilla olevat ravinteet ja alkuaineet (elektronin luovuttajat ja vastaanottajat) sekä ympäristöolosuhteet (Madigan et al., 2015).



Kuva 2. Mikrobien toiminta matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoitustilassa.

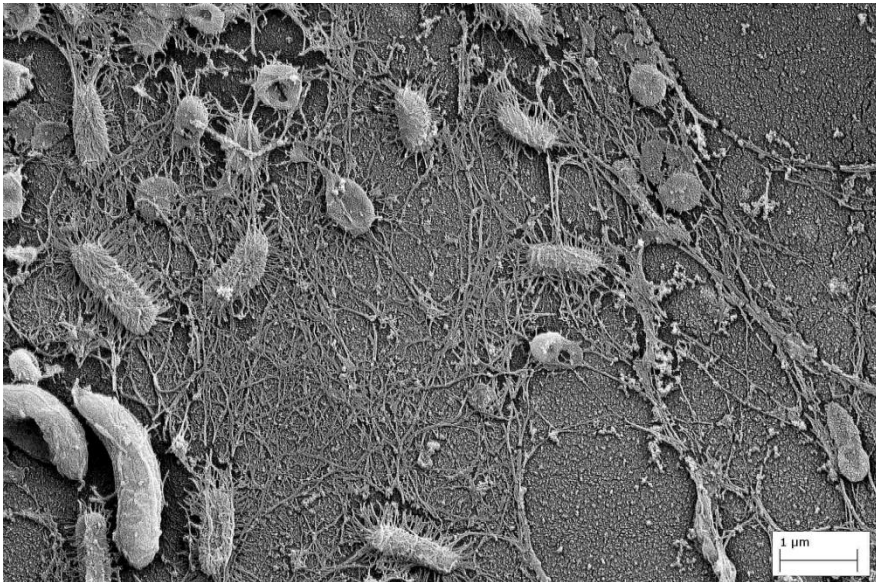
3.1 Loppusijoitustilan mikrobisto

Mikrobeja esiintyy joka puolella ympäristössämme, ja niitä on löydetty jopa kuumista lähteistä, syvältä maakuoresta sekä jäätiköiltä (Madigan ym., 2015). Ydinjätteen loppusijoitustilassa esiintyvät mikrobit voivat olla peräisin sinne loppusijoituksesta jätteestä, luolaston täyttävästä vedestä, ympäröivästä kallioperästä tai niitä voi kulkeutua luolastoon sen rakentamisen aikana. Suomen kallioperän pohjavesissä on todettu monimuotoinen mikrobiyhteisö, joka koostuu bakteereista, arkeoneista ja sienistä (Bomberg ym., 2015; Itävaara ym., 2016; Purkamo, 2015; Sohlberg ym., 2015). Spesifisistä mikrobiryhmistä havaitaan usein sulfaatin pelkistäjiä sekä metaania tuottavia mikrobeja (metanogeenit). Myös viruksilla on epäilty olevan merkitystä mikrobien määrän kontrolloinnissa (Kyle ym., 2008). Mikrobimäärät loppusijoitussyvyydellä voivat olla jopa 10^5 – 10^6 mikro-organismia millilitraa kohden (Carpén ym., 2015; Rajala ym., 2015). Kun Olkiluodon VLJ-luolan loppusijoitussyvyydestä otettiin vettä ja tehtiin siinä koesarja, todettiin myös, että vedessä olevat mikrobit hyötävät hiiliteräksen läsnäolosta. Tulokset osoittivat, että hiiliterästä sisältävissä koeympäristöissä todettiin enemmän mikrobeja ja niiden yhteisö oli monimuotoisempi kuin vesissä, joissa ei ollut hiiliterästä.

Mikrobit esiintyvät tavallisimmin useiden mikrobilajien yhteisinä, ja niille on tyypillistä muodostaa pinnoille kasvustoja eli ns. biofilmi (Madigan ym., 2015). Biofilmi muodostuu elävistä ja kuolleista soluista sekä mikrobien tuottamista po-

lysakkarideista, DNA:sta ja proteiineista. Olosuhteet biofilmissä (esim. pH, redox) voivat olla hyvin erilaiset kuin ympäröivässä vedessä, ja biofilmi voi muodostaa otollisen ympäristön esim. metallien korroosiolle. Biofilmin muodostumista on tutkittu myös Olkiluodon syväbiosfäärissä ja on arvioitu, että biofilmeissä kasvavien mikrobien osuus on jopa 2/3 koko mikrobibiomassasta (Pedersen ym., 2013).

Mikrobeilla on kyky sopeutua elämään hyvin erilaisissa olosuhteissa, ja niille on kehittynyt lukuisia mekanismeja, joilla ne selviytyvät myös äärimmäisissä olosuhteissa, kuten korkeassa pH:ssa tai radioaktiivisessa ympäristössä. Esimerkiksi Tšernobylin ydinvoimalan rakenteista on eristetty useita sieniä, jotka ovat altistuneet säteilylle, joka on 10^5 kertaa voimakkaampaa kuin normaali taustasäteily maapallolla (Zhdanova ym., 2000). Säteilyn sietokyvyn on arveltu olevan yhteydessä sienten sisältämään kemialliseen yhdisteeseen, melaniiniin. Joillakin bakteereilla on kasvamahdollisuuksien heikentyessä kyky muuttua itiömuotoon, jolloin ne kestävät ympäristön olosuhteita paremmin kuin bakteerisolut. Kun olosuhteet muuttuvat uudestaan suotuisiksi, muuttuvat itiöt jälleen jakautumiskykyisiksi bakteerisoluiksi. Itiömuodostuskyky on todettu hyvin monilla bakteeriryhmillä mukaan lukien sulfaatinpelkistäjät ja hapettomissa olosuhteissa elävät anaerobiset bakteerit (Nicholson ym., 2000).



Kuva 3. Bakteereita ja biofilmiä paperin pinnalla. Kuva otettu FESEM-pyyhkäisy-elektronimikroskoopilla (kuva: Irina Tsitko).

3.2 Loppusijoitustilan olosuhteiden vaikutus mikrobien toimintaan

Mikrobien aktiivisuutta ja toimintamekanismeja loppusijoitustilassa säätelevät ravinteet ja energia, joita mikrobit voivat saada

- hajottamalla loppusijoitustilassa säilytettävää orgaanista jätematriisia
- hyödyntämällä orgaanisen jätematriisin radiolyysissä tai kemiallisessa hajoamisessa syntyviä yhdisteitä
- hyödyntämällä metallien korroosioprosesseissa muodostuvia kaasuja, esim. vetyä
- käyttämällä loppusijoitustilan ulkopuolelta tulleen veden sisältämiä yhdisteitä (esim. liuenneet orgaaniset komponentit, vety, metaani)
- liuottamalla kallioperän mineraaleja, kuten rauta- ja mangaanioksideja.

Merkittävimmät mikrobisoluista löytyvät alkuaineet ovat hiili, happi, typpi, fosfori ja rikki (Madigan ym., 2015). Lisäksi mikrobit tarvitset pienempiä määriä muitakin alkuaineita (esim. rauta, kupari, seleeni) sekä erilaisia kasvutekijöitä, kuten vitamiineja. Energiaa mikrobit voivat saada kemiallisista yhdisteistä, jotka voivat olla orgaanisia (esim. asetaatti, metaani, selluloosa) tai epäorgaanisia (esim. H_2 , H_2S , Fe^{2+}). Jotta energiaa vapautuisi solujen käyttöön, tarvitaan kemiallinen yhdiste, joka luovuttaa elektroneja, sekä yhdiste, joka vastaanottaa elektroneja ns. redox-reaktiossa. Mikäli ympäristössä on useita potentiaalisia elektroneja luovuttavia ja vastaanottavia yhdisteitä, mikrobit hyödyntävät niitä tietystä järjestyksessä.

Matala-aktiivisesta huoltojätteestä lähes puolet on selluloosaa, joka hajoaa helposti mikrobiologisesti ja toimii siten energian lähteenä eli elektronien luovuttajana (Itävaara ym., 2015). Myös metallien korroosiossa syntyvä vety voi toimia elektronien luovuttajana (Small ym., 2008). Tyypillisiä elektronin vastaanottajia ovat sulfaatti ja nitraatti, joita voi liueta esim. loppusijoitetusta huoltojätteestä.

Keskiaktiivisen jätteen loppusijoituksessa elektronien vastaanottajina mikrobi-prosesseissa voivat olla hapen puuttuessa mm. nitraatti, Fe (III), sulfaatti ja karbonaatti ja elektronien luovuttajana esim. vety tai karboksyylihapot (Libert ym., 2011; Pedersen ym., 2012) (taulukko 4). Erityisesti sulfaattia pidetään potentiaalisena elektronin vastaanottajana, koska sitä esiintyy pohjavedessä ja sitä voi huuhtoutua betonista ja ioninvaihtohartseista. Orgaanisen aineksen hajoamisessa syntyviä yhdisteitä on käsitelty tarkemmin luvussa 4.

Taulukko 4. Keskiaktiivisen jätteen loppusijoitustilan potentiaalisia elektronin vastaanottajia ja luovuttajia.

Elektronin vastaanottaja		Elektronin luovuttaja (energianlähde)	
O₂	Mikäli happea on saatavilla, tämä on ensisijainen elektronin vastaanottaja Loppusijoitusolosuhteissa happi kuluu nopeasti esim. korroosioprosesseissa	Karboksylihapot, esim. oksalaatti	Voi huuhtoutua bitumista Orgaanisten polymeerien radiolyttinen hajoaminen Mikrobien aineenvaihduntatuote
NO₃	Voi huuhtoutua bitumidusta jätteestä	H₂	Metallien korrosio anaerobisissa olosuhteissa Veden radiolyysi Pohjavesi
Mn⁴⁺	Kallioperän Mn (IV) oksidit	Aminit	Voi huuhtoutua ioninvaihtohartseista
Fe³⁺	Kallioperän Fe(III) oksidit	CH₄	Pohjavesi
SO₄²⁻	Pohjavesi Voi huuhtoutua ioninvaihtohartseista ja betonista		
CO₂	Pohjavesi		

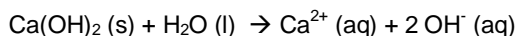
Loppusijoitustilan olosuhteet vaikuttavat mikrobien aktiivisuuteen ja toimintaedellytyksiin sekä mikrobiyhteisön koostumukseen (taulukko 5). Erityisen tärkeitä mikrobien toimintaan vaikuttavia tekijöitä ovat pH, lämpötila, redox-olosuhteet ja radioaktiivinen säteily. Mikrobit voivat toiminnallaan myös muuttaa ympäristön olosuhteita ja esim. pohjaveden koostumusta (Pedersen ym., 2012).

Vesi on perusedellytys elämälle ja mikrobien toiminnalle (Madigan ym., 2015). Suomessa on suunniteltu, että matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoitustilat täytetään vedellä (esim. jokivesi) loppusijoituksen alkaessa tai ne täyttyvät itseensä pohjavedellä. Mikäli loppusijoitustilan annetaan täyttyä pohjavedellä, tähän on arvioitu kuluvan muutamia kymmeniä vuosia (Nummi ym., 2012; Roffey & Nordqvist, 1991). Kiinteää huoltojätettä sisältävät tynnyrit täyttyvät myös vedellä, kun teräs ajan kuluessa ruostuu puhki ja jätemateriaalin sisällä on tiivistämisestä huolimatta ilmataskuja. Jos tynnyrit painetaan kasaan jo säilytyksen alussa, on niissä

todennäköisesti reikiä jo silloin. Vesi tunkeutuu vähitellen myös keskiaktiivista jätettä sisältäviin tynnyreihin aiheuttaen kemiallisten yhdisteiden huuhtoumista ympäristöön.

Myös veden koostumus ja esimerkiksi sen suolapitoisuus vaikuttavat mikrobiyhteisöön. Sekä Olkiluodossa että Loviisassa matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoituksen syvyydellä pohjavesi luokitellaan murtovedeksi (Posiva, 2012; Snellman ym., 1998). Esimerkiksi Olkiluodon alueella murtovettä on noin 40–450 metrin syvyydellä kloridipitoisuuden ollessa maksimissaan 6000 mg/l (Vuorinen ym., 1997). Veden sisältämät liuenneet orgaaniset komponentit voivat toimia mikrobien ravinteina ja siten lisätä mikrobiaktiivisuutta. Veden korkea suola- ja sulfidipitoisuus voi puolestaan edistää tynnyreiden korroosiota ja siten vedyn muodostumista.

Suomessa käytetään paljon betonia keskiaktiivisen jätteen betonoinnin lisäksi myös loppusijoitustilojen rakenteissa. Betonin ja siitä liukenevien hydroksidien vaikutuksesta pH:n arvioidaan olevan loppusijoituksen alkuvaiheessa hyvin korkea, jopa pH 12,5–13,5. Hydroksidi-ioni (OH⁻) liukenee betonista seuraavan yhtälön mukaisesti:



Loppusijoitustilan veden pH:lla on erityisen tärkeä merkitys mikrobiaktiivisuuden säätelyssä, ja varsinkin loppusijoituksen alkuvaiheessa korkea pH hidastaa voimakkaasti mikrobien toimintaa (Rizoulis ym., 2012; Smith ym., 2016). Mikrobit sopeutuvat kuitenkin nopeasti uusiin olosuhteisiin, ja jo kolmen vuoden kuluessa mikrobibiofilmin kasvu nopeutui Olkiluodon VLJ-luolan vedessä korkeassa pH:ssa (Carpén ym., 2015). Mikrobien on todettu sopeutuvan jopa ympäristöön, jossa pH on yli 13 (Roadcap ym., 2006). Korkea pH voi myös vaikuttaa epäsuorasti mikrobien toimintaan vähentämällä teräksen korroosiota ja aiheuttamalla polymeerien kemiallista hajoamista pienemmiksi komponenteiksi.

Matala-aktiivisen jätteen loppusijoitukseen liittyvissä kokeissa on havaittu, että olosuhteet (esim. pH) voivat vaihdella hyvin voimakkaasti eri puolilla loppusijoitustilaa. Vaihtelu johtuu esim. jätteen heterogeenisyydestä, jolloin voi muodostua mikrobien toiminnalle otollisia alueita. (Small ym., 2008.). Mikrobitoiminnan tuloksena muodostuvat mikrobien aineenvaihduntatuotteet (esim. CO₂, orgaaniset hapot) voivat aiheuttaa pH:n laskua jätteen loppusijoituksessa. Tämä pH:n lasku voi teräksen korroosion edistämisen lisäksi heikentää betonin kestävyyttä. Lisäksi betoni karbonatisoituu, eli hiilidioksidi tunkeutuu betoniin ja aiheuttaa betonin huokosveden emäksisyyden (pH) vähenemistä.

Loppusijoitusolosuhteissa jäljelle jääneen hapen on arvioitu kuluvan nopeasti metallien korroosioprosessin seurauksena (Abrahamsen ym., 2015), jolloin olosuhteet muuttuvat hapellisista hapettomiksi. Lisäksi orgaanisen aineksen mikrobiologinen hajoaminen kuluttaa voimakkaasti happea. Matala-aktiivista jätettä sisältävissä tynnyreissä voi esiintyä ilmataskuja, joissa olosuhteet voivat säilyä pitempään hapellisina. Hapettomissa olosuhteissa mikrobiprosessit ovat hitaampia, koska energiaa syntyy mikrobisoluiissa vähemmän (Madigan ym., 2015). Toisaalta hapettomissa olosuhteissa viihtyvät mikrobit (esim. sulfaattia pelkistävät mikrobit) voivat tuottaa sulfidia ja nopeuttaa hiiliteräksen korroosiota (Carpén ym., 2012 ja 2015).

Taulukko 5. Matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoitustilan ympäristöolosuh-
teiden vaikutus mikrobien toimintaan ja aktiivisuuteen Suomen olosuhteissa. Tie-
dot koottu useista lähteistä (Abrahamsen ym., 2015; Kieft, 2000; Madigan ym.,
2015; Roffey ym., 1987).

Tekijä	Olosuhteet jätteen loppusijoituksessa	Vaikutukset mikrobiston toimintaan
pH	pH korkea (>pH 12,5) johtuen betonista; pH voi vaihdella eri puolilla loppusijoitus-tilaa (erityisesti matala-aktiivisen jätteen loppusijoituksessa); mikrobiologinen aktiivisuus voi laskea pH:ta	Korkea pH rajoittaa mikrobiaktiivisuutta, pH 12 esitetään usein raja-arvona mikrobiaktiivisuudelle. Korkea pH vähentää teräksen korroosiota ja siten kaasujen muodostumista → mikrobiaktiivisuus laskee. Korkea pH voi hajottaa polymeerejä kemiallisesti → mikrobiaktiivisuus lisääntyy.
Lämpötila	100 m:n syvyydessä n. 6–10 °C.	Lämpötilan laskiessa mikrobiaktiivisuus laskee.
Happipitoisuus (redox-olosuhteet)	Loppusijoituksen alkuvaiheessa hapelliset olosuhteet, sitten hapettomat/anaerobiset. Matala-aktiivinen huoltojäte voi sisältää happipitoisia ilmataskuja. Potentiaalisia elektronin vastaanottajia ja luovuttajia esitetty taulukossa 4.	Mikrobiaktiivisuus alhaisempi hapettomissa olosuhteissa. Hapen läsnäolo voi edistää orgaanisten jätemateriaalien radiolyttistä hajoamista ja hajoamistuotteiden muodostumista (esim. oksalaatti).
Vesipitoisuus	Jättematriisit (esim. bitumoitu jäte) kyllästyvät vähitellen vedellä.	Vesi on edellytys mikrobitoiminnalle.
Luolaston täyttöveden koostumus	Pohjavettä (murtovesi) tai jokivettä.	Orgaanisten ja epäorgaanisten yhdisteiden saatavuus sekä suolapitoisuus vaikuttavat yhteisön koostumukseen ja aktiivisuuteen. Liuenneet orgaaniset yhdisteet lisäävät mikrobiaktiivisuutta. Veden sulfaatti- tai suolapitoisuus edistää korroosiota, jolloin voi syntyä vetyä mikrobien energianlähteeksi.
Säteily	Säteily ei merkittävä tekijä matala-aktiivisen jätteen loppusijoituksessa. Keskiaktiivinen jäte sisältää radionuklideja; säteilyannokseksi arvioitu 1 MGy tuhannen vuoden aikana.	Säteily voi hajottaa orgaanista materiaalia yhdisteiksi, joita mikrobit käyttävät energian- ja hiilenlähteenä. Säteily voi vaikuttaa mikrobisyhteisön koostumukseen (säteilyä kestävät mikrobit rikastuvat yhteisössä).
Mikrobien tarvitsema tila	Matala-aktiivisen huoltojätettä sisältävissä tynnyreissä runsaasti tilaa. Bitumoidun ja betonoidun jätteen loppusijoituksessa suurin potentiaali mikrobien toiminnalle rajapinnoilla.	Mikrobisolun tyypillinen koko 1–10 µm; on arvioitu, että mikrobisolu tarvitsee vähintään 0,1–0,34 µm tilaa toimiakseen.

3.3 Säteily

Radioaktiiviset aineet lähettävät ionisoivaa säteilyä, jolla on riittävästi energiaa irrottamaan säteilyn kohteeksi joutuvan aineen atomeista elektroneja tai rikkoamaan aineen molekyyliä (STUK, 2016). Ionisoiva säteily voi olla joko hiukkassäteilyä (alfa- ja beetasäteily) tai sähkömagneettista gammasäteilyä. Voimalaitosjätteen radionuklidijakauma riippuu voimalaitoksen tyypistä, käytetyistä materiaaleista sekä vesikemiasta. Olkiluodon ydinvoimalaitoksilla merkittävimmät voimalaitosjätteen sisältämät radionuklidit ovat ^{60}Co , ^{137}Cs ja ^{63}Ni (Pöyhönen, 2015). Ioninvaihtohartsissa esiintyy käytön jälkeen radionuklideja ^{60}Co , $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{129}I , ^{137}Cs , ^{14}C ja ^3H , joista merkittävimmät ja pitkäikäisimmät ovat ^{60}Co (puoliintumisaika 5,27 vuotta) ja ^{137}Cs (puoliintumisaika 30 vuotta) (Järvinen, 2007).

Loppusijoitustilassa säteily voi vaikuttaa mikrobiyhteisön toimintaan tai se voi edistää jätematriisin hajoamista pienemmiksi komponenteiksi. Säteilyannosten arvioiminen on haastavaa, koska radionuklidista riippuen niiden puoliintumisajat ja vaikutustapa vaihtelevat. Säteilyannoksen lisäksi myös säteilynopeus vaikuttaa hajoamismekanismiin ja siihen, millaisia muutoksia materiaalille aiheutuu. Absorboituneen säteilyannoksen mittayksikkö on Gray (1 Gy = 1 J/kg), jolla ilmaistaan, paljonko energiaa ionisoiva säteily luovuttaa kohdeaineeseen. Säteilyn vaikutus on merkittävä keskiaktiivisen jätteen loppusijoituksessa, jossa jätteeseen on arvioitu kohdistuvan 1 MGy:n säteilyannos tuhannen vuoden kuluessa (Abrahamsen ym., 2015).

Loppusijoitustilassa säteily voi aiheuttaa radiolyysiä, jolla tarkoitetaan materiaalien kemiallisten sidosten katkeamista ja uudelleenmuodostumista. Tällöin jätemateriaalit voivat hajota pienemmiksi yhdisteiksi, jotka ovat helpommin mikrobien hyödynnettävissä. Säteilyn vaikutukset riippuvat materiaalien rakenteellisista ominaisuuksista (taulukko 6). Joillakin polymeereillä säteily aiheuttaa polymeeriketjujen ristsitoutumista, jolloin polymeeristä tulee entistä stabiilimpi rakenne (Benson, 2002; Clough, 2001). Tällaisia polymeerejä ovat esimerkiksi polyeteeni, polypropyleeni, polystyreeni, polyvinyylikloridi, polyakryyliamidi ja kumi. Näillä polymeereillä on rakenteessa tyypillisesti hiilen kaksoissidoksia (C=C), ja ne ovat yleensä myös huonosti biohajoavia. Esimerkiksi ioninvaihtohartsit sisältävät polystyreenin johdannaisia.

Selluloosassa ja sen johdannaisia sisältävissä materiaaleissa säteily aiheuttaa jo suhteellisen pienillä annoksilla polymeeriketjun pilkkoutumista sekä mekaanisten ja kemiallisten ominaisuuksien heikkenemistä (Bouchard ym., 2006; Ershov, 1998; Khan ym., 2006). Lisäksi on todettu, että säteily edistää korkeassa pH:ssa tapahtuvaa selluloosan kemiallista hajoamista orgaanisiksi yhdisteiksi (esim. isosakkariinihapoksi), jotka voivat edelleen kompleksoitua radionuklidien kanssa (Bassil ym., 2015; Humphreys ym., 2010). Isosakkariinihapon on todettu myös hajoavan mikrobiologisesti. Tämä on merkittävä riskitekijä esim. Isossa-Britanniassa, jossa keskiaktiivinen jäte sisältää merkittäviä määriä selluloosaa ja säteilyannokset ovat riittävät edistämään selluloosan hajoamista.

Suomessa merkittävimmät orgaaniset komponentit keskiaktiivisessa jätteessä ovat bitumi ja ioninvaihtohartsit. Säteilyn vaikutusta näihin materiaaleihin on käsitelty tarkemmin kohdassa 4.2.

Taulukko 6. Säteilyn vaikutukset eri materiaaleihin.

Materiaali	Vaikutukset	Viite
Polyeteeni	Polymeeriketjujen ristosilloittuminen, ei merkittäviä vaikutuksia, kun annos <100 kGy; muoviesineiden sterilointiin käytetty annos 25 kGy	(Ivanov, 1992), (Benson, 2002)
Polypropeeni	Polymeeriketjujen ristosilloittuminen, ei merkittäviä vaikutuksia, kun annos <10 kGy	(Ivanov, 1992)
Selluloosa ja luonnonkumi	Polymeeriketjun pilkkoutuminen; paperilla ja pahvilla polymeeriketjujen pilkkoutuminen näkyy värin kellastumisena	(Bouchard ym., 2006; Ershov, 1998)
Bitumi	Orgaanisten hajoamistuotteiden muodostuminen, kovettuminen, radiolyysikaasujen muodostuminen, paisuminen	(Pettersson & Elert, 2001)
Ioninvaihtohartsit	Säteilyn kestävyys vaihtelee hartsityypin mukaan; emäksiset kestävät 0,1–1 MGy:n annoksia ja happamet 1–10 MGy; säteily voi aiheuttaa sulfonyyli- tai amini-ryhmien pilkkoutumista	(Loon & Hummel, 1995)

Jättemateriaalin rakenteellisten muutosten lisäksi ionisoiva säteily voi vaikuttaa mikrobiston toimintaan. Säteily ionisoi vettä ja muita yhdisteitä. Tällöin muodostuu vapaita radikaaleja, jotka vahingoittavat DNA:ta ja muita solun makromolekyyliä ja voivat johtaa jopa mikrobien kuolemaan. Tyypillisesti 1–5 kGy:n annokset riittävät tappamaan populaation kymmenesosaan alkuperäisestä useimmilla tavallisilla mikrobeilla, kuten *Escherichia coli*, *Bacillus subtilis* ja *Aspergillus niger* (Madigan ym., 2015). Radioaktiivista säteilyä hyvin sietäviä bakteereita ja arkeoneja on kuitenkin löydetty erityisesti *Deinococcus*- ja *Rubobacter*-lajeista, joiden on todettu selviävän jopa yli 25 kGy:n annoksista (Rainey ym., 2005). Myös korkeisiin säteilyannoksiin sopeutuneita sieniä on löydetty (Zhadanova ym., 2000). Ydinjätteen loppusijoituksessa mikrobiyhteisöt voivat vähitellen sopeutua korkeaan radioaktiivisuuteen, mutta säteily vaikuttaa mikrobiyhteisön koostumukseen.

4. Orgaanisen aineksen hajoaminen

4.1 Matala-aktiivinen jäte – selluloosa

Kuten edellä on todettu, matala-aktiivisen jätteen koostumus vaihtelee lajittelukäytännöistä riippuen hyvin merkittävästi. Suomessa matala-aktiivisen jätteen pääasialliset komponentit ovat selluloosa ja polyeteeni. Selluloosapitoiset materiaalit ovat mahdollisia hiilen- ja energianlähteitä sellulolyttisille ja hemisellulolyttisille mikrobeille. Tyypillisessä anaerobisessa hajoamisprosessissa selluloosapitoinen jäte muuntuu mikrobi-toiminnan tuloksena hiilidioksidia ja metaania sisältäväksi biokaasuksi neljässä vaiheessa, joihin jokaiseen liittyy tyypillinen mikrobiryhmä (Nelson ym., 2011):

- orgaanisen aineksen sisältämien polymeerien hydrolyysi pienemmiksi komponenteiksi (hydrolyyttiset bakteerit)
- hydrolyysituotteiden fermentaatio 1–5 hiilimolekyyliä sisältäväksi rasvahapoiksi, alkoholeiksi, vedyksi ja hiilidioksidiksi (asidogeenit)
- rasvahappojen ja muiden edellisessä vaiheessa syntyneiden välituotteiden muuntuminen asetaatiksi (asetogeenit)
- metaanin muodostuminen asetaatista ja hiilidioksidista (metanogeenit).

Orgaanisen aineksen hajoamisen lisäksi loppusijoitusolosuhteissa on muitakin kaasun muodostumiseen vaikuttavia tekijöitä, kuten vedyn muodostuminen metallien korroosioprosesseissa (Rodwell, 2000). Lisäksi metanogeenien tarvitsemista elektronin vastaanottajista kilpailevat myös muut mikrobiryhmät, kuten sulfaatin- ja typenpelkistäjät (Muyzer & Stams, 2008).

Huoltojätteen sisältämät synteettiset polymeerit (esim. polyeteeni, polystyreeni) eivät ole biohajoavia. Säteily voi kuitenkin edistää polymeerien hajoamista oligomeereiksi ja monomeereiksi, joita mikrobit voivat käyttää hyväkseen ja joka voi johtaa kaasun muodostumiseen. Matala-aktiivisen huoltojätteen loppusijoituksessa säteilyannokset ovat kuitenkin niin pieniä, ettei niillä ole todennäköisesti merkitystä polyeteenin hajoamisessa.

Olkiluodon VLJ-luolassa on ollut vuodesta 1997 alkaen käynnissä TVO:n operaatio Kaasunkehityskoe, jossa selvitetään kaasunmuodostumista matala-aktiivisen jätteen loppusijoituksessa (Small ym., 2008; Vikman ym., 2016). Metaanipitoista kaasua alkoi muodostua jo muutama kuukausi kokeen aloituksesta, ja

hiiliteräksen korroosio on ollut voimakasta. Eräs merkittävimmistä havainnoista kokeen aikana on olosuhteiden heterogeisuus, jonka takia mikrobien toiminnalle on muodostunut otollisia alueita jo kokeen alusta lähtien. Mikrobien tuottamat aineenvaihduntatuotteet, kuten CO₂ ja orgaaniset hapot, sekä betonin karbonisaatio ovat aiheuttaneet tankkiveden pH:n laskun neutraalille tasolle. Biokaasun tuottopotentiaalista oli saavutettu n. 7 % vuoteen 2013 mennessä (Itävaara ym., 2015). Kokeesta saatuja tuloksia hyödynnetään matala-aktiivisen jätteen turvallisuuspeustelujen laatimisessa.

4.2 Keskiaktiivinen jäte

Suomessa keskiaktiivisen jätematriisin merkittävimmät orgaaniset materiaalit ovat ioninvaihtohartsit sekä kiinteytykseen käytettävä bitumi. Myös betoni voi sisältää orgaanisia lisäaineita, joiden merkitystä mikrobien toimintaan loppusijoituksessa ei ole juurikaan tutkittu.

4.2.1 Bitumi

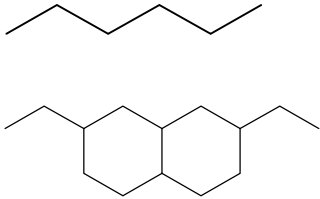
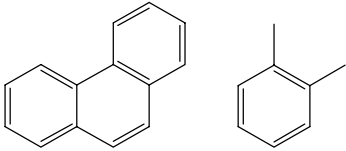
Bitumi on monimutkainen kolloidinen seos, joka koostuu pääasiassa alifaattisista ja aromaattisista hiilivedyistä, joiden molekyylipaino on korkea (taulukko 7). Bitumia muodostuu valmistettaessa raakaöljystä öljytuotteita, mutta sitä esiintyy luonnossa myös sellaisenaan. Bitumi sisältää myös pieniä määriä vanadiinia, nikkeliä, rautaa, magnesiumia ja kalsiumia (Read & Whiteoak, 2003). Sen koostumus vaihtelee riippuen käytetystä raakaöljystä ja valmistusprosessista.

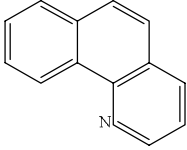
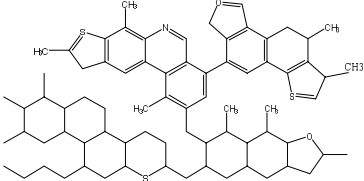
Loppusijoitusolosuhteissa bitumoidut jätetytynnyrit kyllästyvät vähitellen vedellä, mikä voi johtaa bitumin paisumiseen ja paineen kasvuun tynnyrin sisällä (Snellman ym., 1985). Vähitellen liukoisia suoloja, orgaanisia yhdisteitä ja radionuklideja voi huuhtoutua tynnyreistä ulos. Lukuisia erilaisia yhdisteitä on identifioitu huuhtoutumisvesistä mukaan lukien karboksyylihapot, glykoli, rikkiyhdisteet, tyyppiyhdisteet ja aromaattiset yhdisteet (Kagawa ym., 2016; Walczak ym., 2001). Huuhtoutumisnopeus on riippuvainen mm. lämpötilasta, pH:sta, bitumin fysikaalisista ominaisuuksista ja hapen pitoisuudesta (Aaltonen & Niemi, 1983; Peltonen & Niemi, 1983; Snellman ym., 1985).

Loppusijoituksen aikana bitumin reologiset ominaisuudet heikkenevät (esim. sitomisominaisuudet), jolloin myös liukenemisnopeus voi kasvaa. Bitumin sisältämät orgaaniset yhdisteet ovat alttiita säteilylle, ja ne muodostavat vapaita radikaaleja, mikä johtaa edelleen kaasujen muodostumiseen (Valcke ym., 2009). Happipitoisuudesta riippuen voi muodostua vetyä, tyyppiä, metaania, hiilivetyjä, hiilidioksidia, hiilimonoksidia ja vetyperoksidia. Bitumitynnyreistä huuhtoutuvat yhdisteet sekä muodostuvat kaasut voivat toimia elektronien luovuttajina ja vastaanottajina mikrobioprosesseissa. Mahdollinen mikrobien toiminnan aktivoituminen onkin todennäköisintä bitumisoidun jätetytynnyrin ja betonin rajapinnalla (Alquier ym., 2014; Bertron ym., 2014).

Bitumin on todettu hajoavan mikrobiologisesti, mutta hajoamisnopeus on kuitenkin huomattavasti pienempi hapettomissa olosuhteissa (Ait-Langomazino ym., 1991; Roffey ym., 1987; Roffey & Norqvist, 1991; Wolf & Bachofen, 1991). Wolfin ja Bachofenin (1991) arvion mukaan bitumimatriisista hajoaa tuhannessa vuodessa 25–70 % hapellisissa ja 0,3–0,8 % hapettomissa olosuhteissa. Hajotukseen osallistuvat mikrobilajit ja hajoamismekanismit ovat erilaisia hapellisissa ja hapettomissa olosuhteissa (Aitken ym., 2004). Roffey ym. (1987; Roffey & Nordqvist, 1991) ovat tutkineet bitumin hajoamista mikrobiologisesti käyttäen malliyhdisteitä (dekaani, heksadekaani, syklodekaani, pristatiini, naftaleeni ja antrasiini) ja öljyn hajotukseen rikastettuja mikrobeja. Malliyhdisteiden mikrobiologista hajoamista todettiin jopa pH:n ollessa yli 10, mikä osoittaa hajoamisen olevan mahdollista loppusijoitusolosuhteissa.

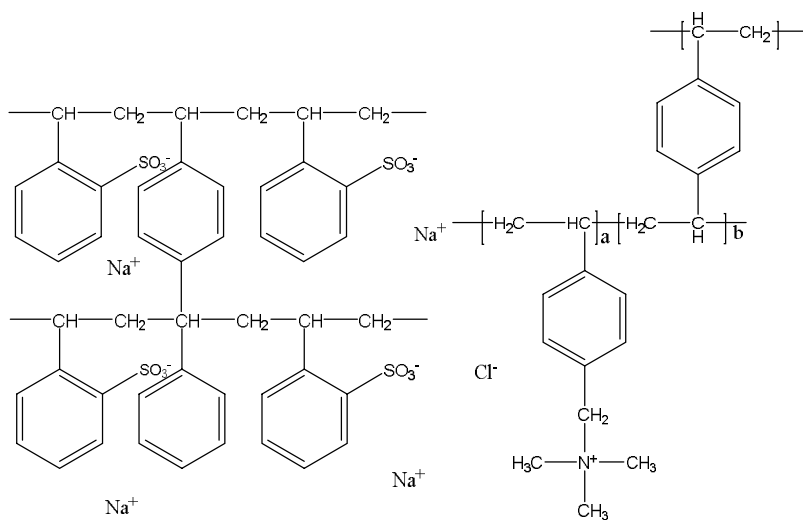
Taulukko 7. Bitumin koostumus (Pettersson & Elert, 2001; Read & Whiteoak, 2003; Roffey ym., 1987; Snellman ym., 1985).

Bitumin komponentti	Kuvaus	Esimerkki tyypillisestä molekyylistä
Tyydyttyneet hiilivedyt	5–20 % bitumista Molekyylipaino 300–2000 g/mol Suoria ja haaroittuneita alifaattisia hiilivetyjä, alkyliaromaatteja, alkyli-nafteeneja	
Aromaattiset yhdisteet	40–65 % bitumista Molekyylipaino 300–2000 g/mol	

Hartsit	20 % bitumista Molekyylipaino 500–50 000 g/mol Voimakkaasti liimautuva/tarttuva yhdiste Pääosin hiiltä ja vetyä; sisältää pieniä määriä typpeä, rikkiä ja happea	
Asfalteenit	5–32 % bitumista Aromaattisia ja heterosyklisiä hiilivetyjä Molekyylipaino 1000–100000 g/mol	

4.2.2 Ioninvaihtohartsit

Ioninvaihtohartseja käytetään ydinvoimaloissa prosessiveden puhdistukseen ja keräämään korroosiota aiheuttavat kationit ja anionit pois vesikierrosta sekä pienentämään radionuklidien aiheuttamaa aktiivisuutta (Järvinen, 2007; Pöyhönen, 2015). Ydinvoimaloissa käytettävät ioninvaihtohartsit ovat divinyylibentseenistyreenin kopolymeerejä (Abrahamsen ym., 2015; Järvinen, 2007) (kuva 3). Polystyreeniketjun aromaattiset renkaat voivat sisältää joko happaman sulfonyyliryhmän tai emäksisen trimetyyliaminiryhmän. Ydinvoimaloissa sulfonyylihartsit poistavat vedestä metallisia radionuklideja (esim. $^{60}\text{Co}^{2+}$) ja aminihartsit anionisia radionuklideja ($^{36}\text{Cl}^-$). Suomessa ydinvoimaloiden lauhdeveden puhdistukseen käytetään jauhattua sekaioninvaihdinmassaa, jonka partikkelikoko on 10–200 μm (Järvinen, 2007). Reaktoriveden puhdistukseen käytetään raehartsia, jonka partikkelikoko on n. 1 mm. Koska vesikierron yleisin metalli on rauta, sisältää käytetty ioninvaihtohartsi jopa 13 painoprosenttia inaktiivista rautaa (Järvinen, 2007). Ydinvoimaloissa käytetyt ioninvaihtohartsit kestävät yleensä hyvin alkalisia olosuhteita ja korkeita säteilyannoksia (Loon & Hummel, 1995). Hartsien säteilykestävyys vaihtelee välillä 0,1–10 MGy riippuen niiden kemiallisesta rakenteesta.



Sulfonylihartsi

Aminihartsi

Kuva 4. Ydinvoimaloissa yleisesti käytössä oleva ioninvaihtohartsi divinyylibentseenistyreeni kopolymeeri. Kuvat muokattu lähteistä Baidak & Laverne, (2010) ja Wang & Wan, (2015).

Polystyreenin biohajoavuutta on tutkittu eri olosuhteissa, ja todisteet mahdollisesta mikrobiologisesta hajoamisesta ovat varsin vähäiset. Jones ym. (1974) ja Otake ym. (1995) eivät havainneet polystyreenin mikrobiologista hajoamista maassa tehdyissä kokeissa. Muutamissa tutkimuksissa (Kaplan ym., 1979; Mor & Sivan, 2008) todettiin polystyreenin mikrobiologista hajoamista hapellisissa olosuhteissa, mutta sen arveltiin johtuvan polymeerin sisältämistä pienimolekyylisistä epäpuhtauksista. Warthmannin ym. (2013) selvityksen mukaan onkin varsin epätodennäköistä, että polystyreenihartsit voisivat hajota mikrobiologisesti loppusijoitustilan hapettomissa olosuhteissa.

Vaikka polystyreeni ei hajoaisi mikrobiologisesti, ovat hartsiin sisällyttämät funktionaaliset sivuryhmät potentiaalisia energianlähteitä mikrobeille. Nämä funktionaaliset ryhmät voivat pilkkoutua suurilla säteilyannoksilla, jolloin voi vapautua sulfaattia SO₄²⁻, ammoniakkia NH₃, metyyliaminiä NH₂CH₃, dimetyyliaminiä NH(CH₃)₂, trimetyyliaminiä N(CH₃)₃ ja oksalaattia (Baidak & Laverne, 2010; Loon & Hummel, 1995; van Loon & Hummel, 1999). Esimerkiksi Bowerman ym. (1988) havaitsivat merkkejä mikrobiologisesta aktiivisuudesta säteilyllä ioninvaihtohartseilla tehdyissä kokeissa. Ioninvaihtohartsien hajoamista säteilyn vaikutuksesta ja muodostuvien hajoamistuotteiden mikrobiologista hyödyntämistä selvitetään käynnissä olevassa MIND-hankkeessa (<http://www.mind15.eu/>).

4.3 Betoni ja sen lisäaineet

Matala- ja keskiaktiivisen jätteen loppusijoituksessa käytetään betonia sekä jätteen kiinteytykseen (keskiaktiivinen jäte Loviisassa) sekä loppusijoituspaikan rakenteissa. Betonin pääraaka-aineet ovat sementti, vesi ja kiviainekset, ja lisäksi käytetään erilaisia lisäaineita, joiden määrä on yleensä 1–2 % painoprosenttia sementin kuivapainosta. Lisäaineilla voidaan säätää betonin ominaisuuksia, kuten säänkestävyyttä, lujuutta, työstettävyyttä tai huokosrakennetta. Betonissa voidaan käyttää lukuisia epäorgaanisia ja orgaanisia lisäaineita, kuten silikaa, hiilihydraatteja, polykarboksylaatteja, hartsi- ja rasvahappojen suoloja, sakkarooseja, alkyylisulfaatteja, suurimolekyylisiä polymeerejä ja glykoleita (Glaus ym., 2004; Kosomaa ym., 2015; Pulkkinen, 2013).

Betonin sisältämät lisäaineet voivat betonin kyllästyessä huuhtoutua ympäristöön (Andersson & Stromvall, 2001), mutta niiden vaikutuksesta mikrobiotoimintaan ei löydy julkaistua tietoa. Vaikka lisäaineiden pitoisuus betonirakenteissa on varsin vähäinen, on niiden kokonaismäärä merkittävä, mikä johtuu suurista betonimääristä. Betonissa olevien orgaanisten yhdisteiden on esitetty liukenevan betonin huokosveteen ja kompleksoituvan radionuklidien kanssa kiinteytyessä betonissa (Glaus ym., 2004). Myös säteily voi vaikuttaa orgaanisten yhdisteiden hajoamiseen ja radionuklidien mahdolliseen kulkeutumiseen betonirakenteista niiden ympäristöön. Näitä tekijöitä pyritään selvittämään IGD-TP-verkoston (Implementing Geological Disposal of Radioactive Waste Technology Platform) puitteissa (IGD-TP, 2015).

Matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen loppusijoituksessa betonirakenteiden on arvioitu kestävän noin 500 vuotta, jonka jälkeen ne asteittain rapautuvat (Nummi & Eurajoki, 2015). Betonin rapautuminen voi johtua useista eri kemiallisista ja fyysikaalisista tekijöistä, joista osa voi liittyä myös mikrobien toimintaan (Knight ym., 2002; Wei ym., 2013). Mikrobit voivat nopeuttaa betonin rapautumista esimerkiksi tuottamalla orgaanisia ja epäorgaanisia happoja (Wei ym., 2013).

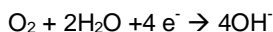
5. Korroosio

Merkittävä osa matala- ja keskiaktiivisesta jätteestä pakataan terästyntyreihin, ja lisäksi itse jätematriisi sisältää ydinvoimalan toiminnassa ja huollossa syntyvää romumetallia. Metallien (pääasiassa hiiliterästä ja matalaseosteisia ruostumattomia teräksiä) korroosio voi johtaa loppusijoitustilassa olevien säiliöiden ja tankkien rikkoutumiseen, vedyn muodostumiseen sekä betonin haurastumiseen. Metallien korroosion seurauksena vapautuu radioaktiivisia nuklideja, jotka kulkeutuessaan pohjaveden mukana voivat aiheuttaa säteilyrasitusta loppusijoitusalueen läheisyydessä.

Korroosiota voidaan ajatella metallien valmistusprosessin käänteisenä ilmiönä. Käytössä metallit pyrkivät minimienergiatilaansa eli muuttumaan yhdisteiksi (oksidit, hydroksidit, erilaiset suolat). Tavallisesti muuttumisnopeus on hyvin pieni, mutta aggressiivinen ympäristö tai epäedulliset käyttöolosuhteet voivat muuttaa nopeuden haitallisen suureksi, jolloin puhutaan korroosiosta. Sähkökemiallisessa korroosiossa metalliatomit muuttuvat ioneiksi (luovuttavat elektroneja) irrotessaan metallikappaleesta ja metallista kulkee sähkövirta sen kanssa kosketuksissa olevaan liuokseen. Tällaista syöpyvää kohtaa kutsutaan anodiksi. Anodilla tapahtuu metallin hapettumista:



Koska metalliin jää ylimääräisiä negatiivisia sähkövarauksia (elektroneja), tarvitaan atomeja tai molekyyliä, jotka pelkistyessään pystyvät vastaanottamaan elektroneja. Kohtaa, jossa metallin pinnalla tapahtuu pelkistysreaktio, kutsutaan katodiksi. Neutraaleissa, emäksisissä tai lievästi happamissa olosuhteissa tavallisin pelkistysreaktio on hapen pelkistyminen:



Happamissa happea sisältämättömissä liuoksissa tavallisin katodinen reaktio on vedyn pelkistyminen:



Katodisena reaktiona voi toimia myös metallikationien pelkistyminen, esim. kolmen arvoisen ferriraudan (Fe^{3+}) pelkistyminen kaksiarvoiseksi ferroraudaksi (Fe^{2+}). Metallien korroosioon vaikuttaa käyttöympäristön ja käyttöolosuhteiden lisäksi tietysti myös itse materiaali. Eri metallit voivat reagoida täysin eri tavalla samassa ympäristössä. Myös metallien muokkaus tai erilaiset valmistusmenetelmät voivat aikaansaada rakenteessa epähomogeenisuutta, jolloin metalliin syntyy anodisia ja katodisia alueita. Tavallisia korroosiomuotoja ovat:

- yleinen eli tasainen syöpyminen sekä
- paikalliset syöpymismuodot, joissa syöpyminen paikallistuu voimakkaammin tiettyihin kohtiin materiaalissa tai rakenteessa:
 - pistesyöpyminen
 - rakokorroosio,
 - jännityskorroosio
 - raerajakorroosio
 - valikoiva liukeneminen
 - eroosiokorroosio.

Mikrobiologisesta korroosioista puhutaan silloin, kun mikrobit tai niiden aineenvaihduntatuotteet muuttavat olosuhteita joko fysikaalisesti tai kemiallisesti materiaalin pinnalla tai läheisyydessä sellaisiksi, että korroosio voi alkaa. Mikrobin haitalliset vaikutukset ilmenevät usein yhdessä biofilmien kanssa. Biofilmi muodostuu, kun pintaan tarttuneet bakteerit alkavat erittää ympärilleen polysakkarideja, jotka yhdessä bakteerien kanssa muodostavat kalvon, biofilmin. Biofilmin muodostaminen on bakteerien keino optimoida saatavilla olevan ravinnon hyväksikäyttö. Biofilmi myös suojaa bakteereja monien biosidien tai muiden bakteereille haitallisten aineiden vaikutukselta, mikä luo edellytykset hapettomissa olosuhteissa elävien bakteerien kasvulle biofilmikerroksen alaosissa.

Kirjallisuudessa on esitetty useita erilaisia mekanismeja, joilla mikrobit ja biofilmit voivat vaikuttaa metallien korroosioon (Borenstein, 1994; Dexter, 1995; Dong ym., 2008; Pope ym., 1984; Kobrin, 1993). Mikrobit voivat tuottaa aineenvaihduntansa tuloksena korroosiota aiheuttavia tuotteita, kuten etikka-, rikki- tai muura-haishappoa, sulfidia, tiosulfaattia ja rikkivetyä. Mikrobit kuluttavat happea metallin pinnalta ja synnyttävät siten happipitoisuuseroja metallin pinnan eri osissa. Mikrobin tuottamat filmit keräävät ravinteita ja voivat kasaantuessaan luoda rako-olosuhteet ja myös tuottaa happikonsentraatioeroja metallin pinnalla.

Jotkin bakteerit saavat tarvitsemansa energian hapettamalla rauta- ja/tai mangaani-ioneja ylempiin hapetusasteisiin tai ammonium-ionin nitriiteiksi. Toiset taas pelkistävät nitraatit nitriiteiksi. Kaikki nämä reaktiotuotteet ovat voimakkaita hapettimia, jolloin riski piste- ja rakosyöpymisen alkamiseen kasvaa. Mikrobit voivat vaikuttaa korroosioon myös kiihdyttämällä sähkökemiallisia osareaktioita, esimerkiksi ruostumattoman teräksen pinnalla tapahtuvaa katodireaktiota. Mikrobiologinen korroosio ilmenee usein paikallisena piste- tai rakokorroosiona, mutta muutkin korroosiomuodot ovat mahdollisia.

Jätteiden pakkauksissa käytetyt tynnyrit ja pääosa jätteeksi muodostuvasta metalliromusta koostuu teräksistä sekä seostamattomasta hiili- tai ns. työkaluteräksestä sekä erilaisista ruostumattomista teräksistä. Vähähappisessa vedessä ja korkeassa pH:ssa teräksen korroosio on yleensä hidasta (Rajala et al., 2015). Ajan kuluessa loppusijoitustilan veden pH voi kuitenkin laskea betonin karbonisoinnissa ja mikrobien tuottaessa happamia aineenvaihduntatuotteita.

Mikrobiologiseen korroosioon eli biokorroosioon liittyy useita eri mekanismeja, joista merkittävimpiä on sulfaattia pelkistävien bakteereiden (SRB) indusoima prosessi, joka johtaa syövyttävien vetysulfidien ja rautasulfidien muodostumiseen (Bryant ym., 1991; Kakooei ym., 2012). Muita korroosiota aiheuttavia kemiallisia yhdisteitä ovat esim. asetaatti (Liu ym., 2008), jota voi myös syntyä mikrobiologisen aktiivisuuden tuloksena. Carpén ym. (2012) ovat osoittaneet, että teräksen korroosionopeus vähähappisessa vedessä voi olla jopa 10–63 µm vuodessa ja paikallinen korroosionopeus jopa tätä huomattavasti suurempi. On arveltu, että mikrobit voivat olla osasyynä suureen korroosionopeuteen. Biokorroosiota voivat edistää mikrobien muodostamat biofilmit, joiden sisällä voi olla korroosioprosesseille suotuisat olosuhteet (esim. suurempi liuennan hapen pitoisuus, pH) (Little ym., 1992).

Ruostumattomien terästen korroosiosta Suomen loppusijoitusolosuhteissa on toistaiseksi vain vähän tutkimustuloksia. Ruostumattomien terästen korroosionkestävyys on yleensä huomattavasti parempi kuin seostamattoman tavallisen teräksen. Ruostumattomat teräkset ovat kuitenkin tietyissä olosuhteissa ja erityisesti kloridin läsnä ollessa alttiita paikallisille korroosiomuodoille, kuten piste- ja rako-korroosiolle. Tähän saakka tutkituissa ympäristöissä ruostumattomien terästen korroosionopeudet ovat olleet hyvin pieniä. Ns. haponkestävälle ruostumattomalle teräkselle mitattiin kuitenkin SRB:llä rikastetussa pohjavedessä korkeimmat korroosionopeudet tutkituista ruostumattomista teräksistä, ja näytteistä löytyi myös viitteitä alkavasta paikallisesta korroosiosta kokeen jälkeen (Carpén ym., 2015).

6. Radionuklidien kulkeutuminen ympäristöön

Ydinjätteen loppusijoituksen merkittävin riski on radionuklidien kulkeutuminen ulos loppusijoitustilasta pohjaveteen ja veden mukana kallioperän rakovyöhykkeitä pitkin biosfääriin asti. Radionuklidit myös leviävät hitaasti pohjavedestä diffuusion avulla itse kalliomatriisiin. Radionuklidien liikkuvuus on riippuvainen radionuklidien kemiallisesta muodosta (hapetusaste) ja siten myös loppusijoituksen geokemiallisista olosuhteista (pH, redox) (Runde ym., 2002). Loppusijoitustilan pelkistävässä olosuhteissa radionuklidit ovat pääosin alemmissa hapetusasteissa, jolloin myös niiden liukoisuus on alhainen. Sopivissa olosuhteissa ne voivat kuitenkin esim. mikrobitoiminnan tuloksena hapettua korkeammalle hapetusasteelle, jolloin myös niiden liukoisuus kasvaa (Williamson ym., 2014).

Mikrobien toiminta voi myös vaikuttaa radionuklidien käyttäytymiseen ja liukoisuuteen muuttamalla ympäristön olosuhteita esimerkiksi tuottamalla orgaanisia happoja, jolloin pH laskee (Francis, 2007). Lisäksi olosuhteet voivat muuttua, kun mikrobit hapettavat tai pelkistävät kemiallisia yhdisteitä toiseen muotoon. Radionuklidit voivat myös muodostaa komplekseja orgaanisen jättemateriaalin hajoamisessa syntyvien kemiallisten yhdisteiden ja muun orgaanisen aineksen (humusyhdisteet) kanssa (Stockdale & Bryan, 2013). Tämä kompleksiyhdisteiden muodostuminen voi edistää radionuklidien kulkeutumista loppusijoitustilasta ympäristöön lisäämällä metalli-ionien liukoisuutta ja/tai vähentämällä niiden kiinnittymistä (sorptio) vapautumisesteiden pinnoille (Abrahamsen ym., 2015).

Selluloosan on todettu hajoavan korkeassa pH:ssa lyhytketjuisiksi orgaanisiksi hapoiksi, kuten isosakkariinihapoksi, jotka voivat kompleksoitua useiden radionuklidien kanssa ja tällöin lisätä niiden liikkuvuutta (Glaus ym., 2004). Lisäksi säteilyn on todettu edistävän selluloosan hajoamista ja isosakkariinihapon muodostumista. Isosakkariinihapon kompleksoitumista radionuklidien kanssa on tutkittu erityisesti Isonsa-Britanniassa, jossa keskiaktiivinen jäte sisältää merkittävän määrän selluloosaa. Suomessa selluloosapitoinen jäte ohjautuu matala-aktiiviseen jätteeseen, jonka aktiivisuus on pienempi, ja siten myös radionuklidien kulkeutumiseen liittyvät riskit ovat pienempiä. Viime vuosina tehdyissä tutkimuksissa on löydetty loppusijoitustilasta myös isosakkariinihappokomplekseja hajottavia mikrobeja (Bassil ym., 2015).

Ioninvaihtohartsien hajoamisessa syntyvät aminit ja bitumista huuhtoutuvat karboksyylihapot on myös identifioitu potentiaalisiksi kompleksimuodostajiksi (Abra-

hamsen ym., 2015). Myös PVC-muoveissa käytettävä plastisointiaine ftalaatti voi huuhtoutua ulos jätematriisista muovien hajotessa ja kompleksoitua radionuklidien kanssa. Suomessa PVC-muoveja löytyy pieniä määriä matala-aktiivisesta jätteestä.

7. Yhteenveto

Matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen geologiseen loppusijoitukseen liittyy mikrobiologisia riskejä, jotka voivat pahimmassa tapauksessa johtaa radionuklidien kulkeutumiseen pois loppusijoitustilasta pohjaveteen ja kallion rakovyöhykkeitä pitkin jopa biosfääriin saakka. Mikrobitoiminta voi vaikuttaa teknisten vapautumisesteiden toimivuuteen, ja sen aiheuttamat riskit on huomioitava loppusijoituksen turvallisuusperusteluissa.

Merkittävimmät mikrobitoiminnan vaikutukset loppusijoituksessa ovat:

- Mikrobit hajottavat orgaanista jätemateriaalia tuottaen kaasuja (esim. CO₂, metaani), jotka edistävät radionuklidien kulkeutumista loppusijoitustilasta ympäristöön.
 - Selluloosapitoiset jätteet matala-aktiivisessa fraktiossa hajoavat helposti mikrobiologisesti.
 - Keskiaktiivisen jätteen kiinteytykseen käytettävä bitumi sisältää biohajoavia komponentteja.
- Mikrobit tuottavat aineenvaihduntatuotteita, jotka kompleksoituvat radionuklidien kanssa lisäten niiden liukoisuutta ja riskiä kulkeutua loppusijoitustilasta ympäristöön.
- Mikrobitoiminta edistää metallien korroosiota tuottamalla syövyttäviä yhdisteitä (sulfaatinpelkistäjien indusoima vetysulfidit ja rautasulfidit, asetaatti).
- Mikrobitoiminta muuttaa loppusijoitustilan geokemiallista ympäristöä niin, että vapautumisesteiden toimivuus heikkenee. Esimerkiksi mikrobien tuottamat orgaaniset hapot voivat alentaa pH:ta, jolloin metallien korrosio voi nopeutua.
- Mikrobit pelkistävät tai hapettavat metalleja (radionuklidit) muuttaen niiden liukoisuutta. Liukoisuuden lisääntyminen voi edistää radionuklidien kulkeutumista loppusijoitustilasta.

Mikrobivyhteisöjen aktiivisuutta ja monimuotoisuutta säätelevät pääasiassa saatavilla olevat elektronien luovuttajat ja vastaanottajat (energia) sekä ympäristöolosuhteet. Mikrobit voivat hyödyntää jätematriiseista huuhtoutuvia yhdisteitä tai käyttää metallien korroosiossa muodostuvaa vetyä elektronin luovuttajana. Erityisen tärkeitä mikrobien toimintaan vaikuttavia ympäristötekijöitä ovat pH, lämpötila, redox-olosuhteet sekä radioaktiivinen säteily. Loppusijoitustilan betonirakenteiden

ansiosta pH on loppusijoituksen alkuvaiheessa korkea, mikä rajoittaa mikrobin toimintaa, vaikka toisaalta mikrobin on todettu sopeutuvan ajan kuluessa hyvin äärimmäisiin olosuhteisiin. Mikrobit voivat myös muuttaa loppusijoitustilan kemiallisia olosuhteita, jolloin olosuhteet voivat olla otollisemmat esimerkiksi kemialliselle hajoamiselle, radionuklidien kulkeutumiselle tai korroosiolle.

Selluloosapitoinen huoltojäte ohjautuu Suomessa matala-aktiiviseen jätefraktioon. Matala-aktiivisen jätteen loppusijoituksessa radiolyttinen hajoaminen ei ole merkittävää, mutta jäte hajoaa helposti mikrobiologisesti. Jätteen hajotessa muodostuu kaasuja ja muita mikrobin aineenvaihduntatuotteita, jotka voivat kulkeutua pois loppusijoitustilasta tai toisaalta muualle loppusijoitustilaan, mikä lisää mikrobiaktiivisuutta (esim. keskiaktiivisen jätteen loppusijoitustila). Jätteen käsittely ennen loppusijoitusta orgaanisen aineksen määrän vähentämiseksi (esim. polttaminen) vähentäisi mikrobiaktiivisuutta loppusijoitustilassa sekä loppusijoitettavan jätteen määrää.

Suomessa keskiaktiivisen jätteen merkittävimmät orgaaniset komponentit mikrobiologisten riskien kannalta ovat bitumi ja ioninvaihtohartsit. Orgaanisen aineksen hajotessa mikrobiologisesti, kemiallisesti tai radiolyttisesti voi jätematriisista huuhtoutua kemiallisia komponentteja, jotka lisäävät mikrobiaktiivisuutta erityisesti materiaalien rajapinnoilla (esim. bitumista huuhtoutuvat karboksyylihapot ja nitraatti ja ioninvaihtohartseista huuhtoutuvat aminit). Jätteen kiinteytyksessä ja loppusijoitustilan rakenteissa käytettävä betoni voi rapautua ajan kuluessa osittain myös mikrobin vaikutuksesta. Lisäksi betoni sisältää orgaanisia yhdisteitä, joiden merkitystä mikrobitoiminnalle ei ole juurikaan selvitetty.

Kirjallisuus

- Aaltonen, P., & Niemi, A. (1983). Storage stability of bituminized reactor waste, *VTT Tutkimuksia* 226.
- Abrahamsen, L., Arnold, T., Brinkmann, H., Leys, N., Merrous, M., Mijnenonckx, K., Moll, H., Polvika, P., Ševcu, A., Small, J., Vikman, M. & Wouters, K. (2015). *A review of anthropogenic organic wastes and their degradation behaviour, MIND Deliverable D1.1*, <http://www.mind15.eu/deliverables/>, Viitattu 17.8.2016.
- Aitken, C. M., Jones, D. M., & Larter, S. R. (2004). Anaerobic hydrocarbon biodegradation in deep subsurface oil reservoirs. *Nature*, 431, 291–294.
- Ait-Langomazino, N., Sellier, R., Jouquet, G., & Trescinski, M. (1991). Microbial degradation of bitumen. *Experientia*, 47, 533 – 539.
- Alquier, M., Kassim, C., Bertron, A., Sablayrolles, C., Rafrafi, Y., Albrecht, A., & Erable, B. (2014). Halomonas desiderata as a bacterial model to predict the possible biological nitrate reduction in concrete cells of nuclear waste disposals. *Journal of Environmental Management*, 132, 32–41.
- Andersson, Å., & Stromvall, A.-M. (2001). Leaching of Concrete Admixtures Containing Thiocyanate and Resin Acids. *Environmental Science and Technology*, 35, 788–793.
- Baidak, A., & Laverne, J. A. (2010). Radiation-induced decomposition of anion exchange resins. *Journal of Nuclear Materials*, 407, 211–219.
- Bassil, N. M., Bryan, N., & Lloyd, J. R. (2015). Microbial degradation of isosaccharinic acid at high pH. *The ISME Journal*, 9, 310–320.
- Benson, R. S. (2002). Use of radiation in biomaterials science. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 191, 752–757.
- Bertron, A., Jacquemet, N., Erable, B., Sablayrolles, C., Escadeillas, G., & Albrecht, A. (2014). Reactivity of nitrate and organic acids at the concrete-bitumen interface of a nuclear waste repository cell. *Nuclear Engineering and Design*, 268, 51–57.
- Bomberg, M., Nyyssönen, M., Pitkänen, P., Lehtinen, A., & Itävaara, M. (2015). Active microbial communities inhabit sulphate-methane interphase in deep bedrock fracture fluids in Olkiluoto, Finland. *BioMed Research International*, 2015, 17.
- Borenstein, S.W. 1994. Microbiologically influenced corrosion handbook, Woodhead Publishing Ltd, England. 288 p.
- Bouchard, J., Metho, M., & Jordan, B. (2006). The effect of ionizing radiation on the cellulose of woodfree paper. *Cellulose*, 13, 601–610.
- Bowerman, B. S., Clinton, J. H., & Cowdery, S. R. (1988). Biodegradation of ion-exchange media. *NUREG/CR--5221*.
- Bryant, R. D., Jansen, W., Boivin, J., Lashley, E. J., & Costerton, J. W. (1991). Effect of Hydrogenase and Mixed Sulfate-Reducing Bacterial Populations on the Corrosion of Steel. *Advanced environmental microbiology*, 57, 2804–2809.
- Carpén, Leena, Rajala, Pauliina, Raunio, Maija, Bomberg, Malin, Huttunen-Saarivirta, Elina. 2015. Mikro-biologisen korroosion riskit Suomen loppusijoitusolosuhteissa (REMIC) – Loppuraportti 2011-2014. Tutkimus-raportti: VTT-R-00739-15, VTT, 70 s.
- Carpén, L., Maukonen, J., & Salo, S. (2012). Accelerated corrosion of carbon steel and zinc in oxygen-free groundwater - Due to the microbiological activity? Teoksessa *Nace International Corrosion Conference & Expo 2012, Paper No. C2012-0001397 (Salt Lake City, UT: Nace International)*.
- Clough, R. L. (2001). High-energy radiation and polymers : A review of commercial

- processes and emerging applications, *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, 185, 8–33.
- Dexter, S. 1995. Microbiological Effects. Teoksessa *Corrosion Tests and Standards: Application and Interpretation*, Baboian R. (ed), pp. 419-429.
- Dong, L., Chen, Z., & Guo, X. (2008). The effect of acetic acid and acetate on CO₂ corrosion of carbon steel. *Anti-Corrosion Methods and Materials*, 55, 130–134.
- Ershov, B. G. (1998). Radiation-chemical degradation of cellulose and other polysaccharides. *Russian Chemical Reviews*, 315, 315–334.
- Fennovoima. (2016). Ydinvoimalan jätehuolto, <http://www.fennovoima.fi/loppusijoitus/ydinjatehuolto>, Viitattu 17.8.2016.
- Francis, A. J. (2007). Microbial Transformations of Radionuclides released from from nuclear fuel reprocessing plants. Teoksessa *International Symposium on Environmental Modeling and Radioecology*. Rakkasho, Aomori, Japan, October 18–20.
- Glaus, M. A., Laube, A., & Loon, L. R. Van. (2004). A generic procedure for the assessment of the effect of concrete admixtures on the sorption of radionuclides on cement: concept and selected results, Paul Scherrer Institut Scientific Report 2003. Volume IV: Nuclear Energy and Safety. *Analytic Chimica Acta*, 398, 101–107.
- Hakala, E. (2011). Low and intermediate level waste management, *Ympäristötekniikan kandidaatintyö ja seminaari*. Lappeenrannan teknillinen yliopisto.
- Humphreys, P. N., Laws, A., & Dawson, J. (2010). *A Review of Cellulose Degradation and the Fate of Degradation Products Under Repository Conditions Report to NDA*.
- IGD-TP. (2015). IGD-TP Exchange Forum n° 6, Esitelmät. Marraskuu 3-4, 2015, Lontoo, UK.
- Itävaara, M., Salavirta, H., Marjamaa, K., & Ruskeeniemi, T. (2016). Geomicrobiology and Metagenomics of Terrestrial Deep Subsurface Microbiomes. *Advances in Applied Microbiology*, 94, 1–77.
- Itävaara, M., Vikman, M., & Marjamaa, K. (2015). Mikrobilajistot Olkiluodon kaasunkehityskokeessa, KYT2014 Kansallisen ydinhuollon tutkimusohjelma 2011–2014, loppuraportti.
- Ivanov, S. (1992). *Radiation chemistry of polymers*. Utrecht, Netherlands: Interprint Ltd.
- Jones, P., Prasad, D., Heskins, M., Morgan, M. H., & Guillet, J. E. (1974). Biodegradability of Photodegraded Polymers I. *Development of Experimental Procedures*, 8, 919–923.
- Järvinen, J. (2007). *Plasmapolttoprosessin kehittäminen ja optimointi*, Diplomityö. Lappeenrannan teknillinen yliopisto.
- Kagawa, A., Fukumoto, M., & Kawamura, K. (2016). Influence of Chemical and Radiolytic Degradation of Bitumen on Its Performance for Disposal. *Journal on nuclear science and technology*, 37, 934–937.
- Kakooei, S., Che Ismail, M., Ariwahjoedi, B., & Iskandar, B. S. (2012). Mechanisms of Microbiologically Influenced Corrosion : A Review. *World Applied Sciences Journal*, 17, 524–531.
- Kaplan, D. L., Hartenstein, R. O. Y., & Sutter, J. I. M. (1979). Biodegradation of Polystyrene, Poly (methyl methacrylate), and Phenol Formaldehyde. *Applied and environmental microbiology*, 38, 551–553.
- Khan, F., Ahmad, S. R., & Kronfli, E. (2006). Gamma-radiation induced changes in the physical and chemical properties of lignocellulose. *Biomacromolecules*, 7, 2303–2309.
- Kieft, T. L. (2000). Size Matters: Dwarf Cells in Soil and Subsurface Terrestrial Environments. Teoksessa *Nonculturable Microorganisms in the Environment* (ss.

- 19–46).
- Knight, J., Cheeseman, C., & Rogers, R. D. (2002). Microbial influenced degradation of solidified waste binder. *Waste Management*, 22, 187–193.
- Kobrin, G. (ed.). 1993. A Practical Manual of Microbiologically Influenced Corrosion, NACE International, Houston, Texas. 233 p. ISBN 1-877914-56-8.
- Kosomaa, S., Mattila, J., & Tepponen, P. (2015). Mitä betoni on? *Betoni*, 2, 38–43.
- Kyle, J. E., Eydal, H. S., Ferris, F. G., & Pedersen, K. (2008). Viruses in granitic groundwater from 69 to 450 m depth of the Aspö hard rock laboratory, Sweden. *ISME Journal*, 2, 571–574.
- Lahti, M. (2015). Käytetyn ydinpolttoaineen ja korkea-aktiivisen jätteen loppusijoitushankkeet maailmalla, Esitelmä. *Kansallinen YJH-kurssi 2015*.
- Libert, M., Bildstein, O., Esnault, L., Jullien, M., & Sellier, R. (2011). Molecular hydrogen: An abundant energy source for bacterial activity in nuclear waste repositories. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36, 1616–1623.
- Little, B., Wagner, P., & Florian, M. (1992). An overview of microbiologically influenced corrosion. *Electrochimica Acta*, 37, 2185–2194.
- Loon, L. Van, & Hummel, W. (1995). *The Radiolytic and Chemical Degradation of Organic Ion Exchange Resins under Alkaline Conditions: Effect on Radionuclide Speciation, PSI Bericht Nr. 95-13*.
- Madigan, M., Martinko, J., Bender, K., Buckley, D., & Stahl, D. (2015). *Brock Biology of Microorganisms*.
- Mor, R., & Sivan, A. (2008). Biofilm formation and partial biodegradation of polystyrene by the actinomycete *Rhodococcus ruber*. *Biodegradation*, 19, 851–858.
- Muyzer, G., & Stams, A. J. M. (2008). The ecology and biotechnology of sulphate-reducing bacteria. *Nature Reviews Microbiology*, 6. doi:10.1038/nrmicro1892
- Nelson, M. C., Morrison, M., & Yu, Z. (2011). A meta-analysis of the microbial diversity observed in anaerobic digesters. *Bioresource Technology*, 102, 3730–3739.
- Nicholson, W. L., Munakata, N., Horneck, G., Melosh, H. J., & Setlow, P. (2000). Resistance of *Bacillus* Endospores to Extreme Terrestrial and Extraterrestrial Environments. *Microbiology and molecular biology reviews: MMBR*, 64, 548–572.
- Nummi, O., & Eurajoki, T. (2015). Voimalaitos- ja käytöstäpoistojätteen turvallisuusperustelu, Esitelmä, Kansallinen YJH-kurssi 8.10.2015.
- Nummi, O., Kyllönen, J., & Eurajoki, T. (2012). *Long-Term Safety of the Maintenance and Decommissioning Waste of the Encapsulation Plant* (Vsk. 31). Noudettu osoitteesta http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/45/087/45087743.pdf
- Ojovan, M. L., & Lee, W. E. (2013). *An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation* (2nd editio). Oxford: Elsevier Ltd.
- Otake, Y., Kobayashi, T., Asabe, H., Murakami, N., & Ono, K. (1995). Biodegradation of low-density polyethylene, polystyrene, polyvinyl chloride, and urea formaldehyde resin buried under soil for over 32 year. *Journal of Applied Polymer Science*, 56, 1789–1796.
- Pedersen, K., Arlinger, J., Bengtsson, A., Edlund, J., Eriksson, L., Hallbeck, L., ... Rabe, L. (2013). *Sulphate Reduction Experiment: SURE-1, Working Report 2013-57*.
- Pedersen, K., Bomberg, M., & Itävaara, M. (2012). *Summary Report Microbiology of Olkiluoto and ONKALO Groundwater, Posiva 2012-42* (Vsk. 31).
- Peltonen, P., & Niemi, A. (1983). *Storage stability of bituminized reactor wastes, VTT Tutkimuksia 226*.
- Pettersson, M., & Elert, M. (2001). *Charaterisation of bitumenised waste in SFR 1. SKB R-*

- 01-26 (Vsk. R-01–26). Stockholm, Sweden. Noudettu osoitteesta <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15003161>
- Pope, D., Duquette, D., Wayner Jr., P. & Johannes, A. 1984. Microbiologically Influenced Corrosion: A State-of-the-Art Review. MTI Publication No.13. New York, 76p.
- Posiva. (2012). *Olkiluoto Site description, Posiva report 2011-02*.
- Posiva. (2016). *Olkiluodon ja Loviisan voimalaitosten ydinjätehuolto - Yhteenveto vuoden 2015 toiminnasta*. Noudettu osoitteesta <http://www.posiva.fi/tietopankki/julkaisut>
- Pulkkinen, K. (2013). Betonin pimeä puoli. *Kemia*, 7, 12–16.
- Purkamo, L. (2015). *Microbial ecology and functionality in deep Fennoscandian crystalline bedrock biosphere*, Väitöskirja, VTT Science 116.
- Pöyhönen, E.-S. (2015). *Selvitys matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen huollon kustannuksista ja uusien jätteenkäsittelyteknologioiden mahdollistamasta säätöpotentiaalista, Diplomityö*. Tampereen teknillinen yliopisto.
- Rainey, F. A., Ray, K., Ferreira, M., Gatz, B. Z., Nobre, M. F., Bagaley, D., ... Costa, M. S. (2005). Extensive Diversity of Ionizing-Radiation-Resistant Bacteria Recovered from Sonoran Desert Soil and Description of Nine New Species of the Genus *Deinococcus* Obtained from a Single Soil Sample. *Applied and environmental microbiology*, 71, 5225–5235.
- Rajala, P., Carpen, L., Vepsäläinen, M., Raulio, M., Sholberg, E., & Bomberg, M. (2015). Microbially induced corrosion of carbon steel in deep groundwater environment. *Frontiers in Microbiology*, 24. doi:<http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2015.00647>
- Read, J., & Whiteoak, D. (2003). *The Shell Bitumen Handbook* (5th p.). Cambridge, Great Britain: Thomas Telford Publishing.
- Rizoulis, A., Steele, H. M., Morris, K., & Lloyd, J. R. (2012). The potential impact of anaerobic microbial metabolism during the geological disposal of intermediate-level waste. *Minerological Magazine*, 76, 3261–3270.
- Roadcap, G., Bethke, C. M., Sanford, R. A., Pardinas, J., & Qushen, J. (2006). Extremely alkaline (pH > 12) ground water hosts diverse microbial community. *Ground water*, 44, 511–517.
- Rodwell, W. R. (editor). (2000). *Research into gas generation and migration in radioactive waste repository systems (PROGRESS Project)*. Noudettu osoitteesta C:\CIEMAT\BIBLIOGRAF\A\Rodwell_2000_ResearchIntoGas.pdf
- Roffey, R., Hjalmarsson, K., & Nordqvist, A. (1987). *Microbial degradation of bitumen, Final report. FOA report C 40238-4.9*.
- Roffey, R., & Nordqvist, A. (1991). Biodegradation of bitumen used for nuclear waste disposal. *Experientia*, 47, 539–542.
- Runde, W., Conradson, S. D., Efrud, D. W., Lu, N. L., VanPelt, C. E., & Tait, C. D. (2002). Solubility and sorption of redox sensitive radionuclides. *Applied Geochemistry*, 17, 837–853.
- Ruokola, E., Eloranta, E., Hutri, K., & Tikkinen, J. (2004). Ydinturvallisuus. Teoksessa *Säteily- ja ydinturvallisuus* (ss. 270–318).
- Small, J., Nykyri, M., Helin, M., Hovi, U., Sarlin, T., & Itävaara, M. (2008). Experimental and modelling investigations of the biogeochemistry of gas production from low and intermediate level radioactive waste. *Applied Geochemistry*, 23, 1383–1418.
- Smith, S. L., Rizoulis, A., West, J. M., Lloyd, J. R. (2016). The Microbial Ecology of a Hyper-Alkaline Spring , and Impacts of an Alkali-Tolerant Community During Sandstone Batch and Column Experiments Representative of a Geological Disposal Facility for Intermediate-Level Radioactive Waste Community During Sandsto. *Geomicrobiology Journal*, 33, 455–467.

- Snellman, M., Pitkänen, P., Luukkonen, A., Ruotsalainen, P., Leino-Forsman, H., & Vuorinen, U. (1998). *Summary of recent observations from Hiistholmen groundwater studies, Posiva Working Report 98-44.*
- Snellman, M., Valkiainen, M., Airola, C., Bonnevie-Svendse, M., Brodersen, K., Forsström, H., & Wingefors, S. (1985). *Long-term properties of bitumized waste products, Summary report of the Nordic AVF-2 Project.*
- Sohlberg, E., Bomberg, M., Miettinen, H., Nyyssönen, M., Salavirta, H., Vikman, M., & Itävaara, M. (2015). Revealing the unexplored fungal communities in deep groundwater of crystalline bedrock fracture zones in Olkiluoto, Finland. *Frontiers in microbiology*, 6, 573.
- Stockdale, A., & Bryan, N. D. (2013). The influence of natural organic matter on radionuclide mobility under conditions relevant to cementitious disposal of radioactive wastes : A review of direct evidence. *Earth Science Reviews*, 121, 1–17.
- STUK. (2016). Ydinjätteet, <http://www.stuk.fi/aiheet/ydinjatteet>, Viitattu 17.8.20.
- STUK Guide YVL D.4. (2015). *YVL D4.1, Matala- ja keskiaktiivisen jätteen käsittely ja ydinlaitosten käytöstäpoisto*, <http://www.stuk.fi/saannosto/stukin-viranomaisohjeet/ydinturvallisuusohjeet>, Viitattu 17.8.2016.
- Tuunanen, J. (2015). Voimalaitosjätteen huolto ja käytöstäpoisto, Esitelmä, Kansallinen YHJ-kurssi 23.9.2015.
- Valcke, E., Rorif, F., & Smets, S. (2009). Ageing of EUROBITUM bituminised radioactive waste : An ATR-FTIR spectroscopy study. *Journal of Nuclear Materials*, 393, 175–185.
- Walczak, I., Libert, M.-F., Camaro, S., & Blanchard, J.-M. (2001). Quantitative and qualitative analysis of hydrosoluble organic matter in bitumen leachates. *Agronomie*, 21, 247–257.
- van Loon, L. R., & Hummel, W. (1999). The degradation of strong basic anion exchange resins and mixed-bed ion-exchange resins: effect of degradation products on radionuclide speciation. *Nuclear Technology*, 128, 388–401.
- Wang, J. L., & Wan, Z. (2015). Treatment and disposal of spent radioactive ion-exchange resins produced in the nuclear industry. *Progress in Nuclear Energy*, 78, 47–55.
- Warthmann, R., Mosberger, L., & Baier, U. (2013). *Technischer Bericht 13-04.*
- Wei, S., Jiang, Z., Liu, I., Zhou, D., & Sanchez-Silva, M. (2013). Microbiologically induced deterioration of concrete. *Brazilian journal of Microbiology*, 44, 1001–1007.
- Vikman, M., Marjamaa, K., & Itävaara, M. (2016). Microbiological degradation of LLW under repository conditions - case TVO, MIND Project Annual Meeting I, Extended abstracts.
- Williamson, A. J., Morris, K., Law, G. T. W., Rizoulis, A., Charnock, J. M., & Lloyd, J. R. (2014). Microbial Reduction of U(VI) under Alkaline Conditions: Implications for Radioactive Waste Geodisposal. *Environmental Science and Technology*, 48, 13549–13556.
- Wolf, M., & Bachofen, R. (1991). Microbial degradation of bitumen matrix used in nuclear waste repositories. *Naturwissenschaften*, 78, 414–417.
- Vuori, S., & Rasilainen, K. (2009). *Katsaus ydinjätehuollon tilanteeseen Suomessa ja muissa maissa, VTT Tiedotteita 2515.* Noudettu osoitteesta <http://www.vtt.fi/publications/index.jsp>
- Vuorinen, U., Ollila, K. & Snellman, M. (1997). Olkiluodon pohjavesikemia - suolainen ja murtovesi - suolaisen referenssiveden resepti, Posiva työraportti 97-25.
- Zhdanova, N., Zakharchenko, V., Vemberm V. & Nakonechnayam L. (2000). Fungi from Chernobyl: mycobiota of the inner regions of the containment structures of the damaged nuclear reactor, *Mycological Research*, 104, 1421-1426

Nimeke	Matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen loppusijoituksen mikrobiologiset riskit Suomessa
Tekijä(t)	Vikman Minna, Itävaara Merja & Carpén Leena
Tiivistelmä	<p>Korkea-aktiivisen käytetyn polttoaineen lisäksi ydinvoimalaitoksen käytön aikana syntyy matala- (LLW) ja keskiaktiivista jätettä (ILW), jota sanotaan voimalaitosjätteeksi. Tässä kirjallisuuskatsauksessa on selvitetty matala- ja keskiaktiivisen voimalaitosjätteen geologiseen loppusijoitukseen liittyviä mikrobiologisia riskejä Suomessa. Ydinvoimaloiden matala-aktiivinen jäte koostuu mm. suojavaatteista, palokankaista, muoveista ja metalleista. Keskiaktiiviset jätteet sisältävät pääasiassa veden puhdistuksessa käytettyjä ioninvaihtohartseja ja haihdutinkonsentraatteja, jotka kiinteytetään joko bitumiiniin tai betoniin. Matala- ja keskiaktiivinen jäte pakataan hiiliterästyntyreihin ja betonilaatikoihin, jotka loppusijoitetaan 60–110 metrin syvyyteen kallioperässä sijaitseviin luolastoihin ja silloihin.</p> <p>Suurimmat mikrobiologiset riskit liittyvät orgaanisen aineksen hajoamiseen sekä metallien korroosioon. Mikrobitoiminta voi heikentää vapautumisesteiden toimivuutta ja edistää radionuklidien kulkeutumista pois loppusijoituksesta pohjaveteen ja rakovyöhykkeitä pitkin biosfääriin saakka. Orgaaninen materiaali voi hajota mikrobiologisesti, kemiallisesti, säteilyn vaikutuksesta tai sitten kyse voi olla myös usean eri mekanismin yhteisvaikutuksesta. Hajoamisen tuloksena muodostuvat yhdisteet voivat lisätä mikrobiaktiivisuutta, edistää metallien korroosiota ja/tai ne voivat kompleksoitua radionuklidien kanssa lisäten niiden liukoisuutta ja kulkeutumista. Mikrobit voivat myös pelkistää tai hapettaa radionuklideja ja muuttaa tällöin niiden liukoisuutta.</p> <p>Mikrobyhteisöjen aktiivisuutta ja toimintaa säätelevät pääasiassa saatavilla olevat ravinteet ja alkuaineet sekä loppusijoitustilan olosuhteet. Erityisen tärkeitä mikrobien toimintaan vaikuttavia tekijöitä ovat pH, lämpötila, redox-olosuhteet ja radioaktiivinen säteily.</p>
ISBN, ISSN, URN	ISBN 978-951-38-8457-4 (URL: http://www.vtt.fi/julkaisut) ISSN-L 2242-1211 ISSN 2242-122X (Verkkojulkaisu) http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-38-8457-4
Julkaisuaika	Syyskuu 2016
Kieli	Suomi, englanninkielinen tiivistelmä
Sivumäärä	40 s.
Projektin nimi	
Rahoittajat	Kansallinen ydinjätehuollon tutkimusohjelma KYT (2015-2018)
Avainsanat	ydinjäte, ydinjätteen loppusijoitus, matala-aktiivinen, keskiaktiivinen, LLW, ILW, hajoavuus, mikrobi
Julkaisija	Teknologian tutkimuskeskus VTT Oy PL 1000, 02044 VTT, puh. 020 722 111

Title	Microbiological risks related to the final disposal of low- and intermediate level nuclear waste in Finland
Author(s)	Vikman Minna, Itävaara Merja, Carpén Leena
Abstract	<p>In addition to high activity level spent nuclear fuel also low (LLW) and intermediate level waste (ILW) is produced during the operation of nuclear power plants. This literature review presents an overview of microbiological risks related to the final disposal of LLW and ILW in Finland. LLW is composed of e.g. protective cloths, fire protection fabrics, plastics and metals. ILW contains ion exchange resins and evaporation concentrates which are encapsulated to bitumen or to concrete. LLW and ILW are packed into carbon steel drums and concrete boxes which are then disposed in silos or repositories at depth of 60–110 metres inside the bedrock.</p> <p>The major microbiological risks in the geological disposal of LLW and ILW are related to the degradation of organic components and corrosion of metals. Microbial activity could weaken the performance of barrier systems and enhance the mobility of radionuclides from the repository to the ground water and through fracture zones to the biosphere. Organic material can degrade microbiologically, chemically, radiolytically or degradation could be the combination of several mechanisms. Degradation products can enhance microbial activity and corrosion and/or they can form complexes with radionuclides thus improving their solubility and mobility. Microbes can also reduce or oxidize radionuclides which can change their solubility.</p> <p>Most significant factors influencing the function and activity of microbial communities are available nutrients and elements, and environmental conditions in final repository including especially pH, temperature, redox conditions and radioactive radiation.</p>
ISBN, ISSN, URN	ISBN 978-951-38-8457-4 (URL: http://www.vttresearch.com/impact/publications) ISSN-L 2242-1211 ISSN 2242-122X (Online) http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-38-8457-4
Date	September 2016
Language	Finnish, English abstract
Pages	40 p.
Name of the project	
Commissioned by	Finnish Research Programme on Nuclear Waste Management KYT (2015-2018)
Keywords	nuclear waste, final disposal, low-level waste, intermediate-level waste, LLW, ILW, degradation, microbe
Publisher	VTT Technical Research Centre of Finland Ltd P.O. Box 1000, FI-02044 VTT, Finland, Tel. 020 722 111



Matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen loppusijoituksen mikrobiologiset riskit Suomessa

Korkea-aktiivisen käytetyn polttoaineen lisäksi ydinvoimalaitoksen käytön aikana syntyy matala- (LLW) ja keskiaktiivista jätettä (ILW), jota sanotaan voimalaitosjätteeksi. Ydinvoimaloiden matala-aktiivinen jäte koostuu mm. suojavaatteista, palokankaista, muoveista ja metalleista. Keskiaktiiviset jätteet sisältävät pääasiassa veden puhdistuksessa käytettyjä ioninvaihtohartseja ja haihdutinkonsentraatteja, jotka kiinteytetään joko bitumiiniin tai betoniin. Matala- ja keskiaktiivinen jäte pakataan hiiliterästyntyreihin ja betonilaatikoihin, jotka loppusijoitetaan 60–110 metrin syvyyteen kallioperässä sijaitseviin luolastoihin ja siiloihin. Matala- ja keskiaktiivisen ydinjätteen geologisen loppusijoituksen suurimmat mikrobiologiset riskit liittyvät orgaanisen aineksen hajoamiseen sekä metallien korroosioon. Mikrobitoiminta voi heikentää vapautumisestaiden toimivuutta ja edistää radionuklidien kulkeutumista pois loppusijoituksesta pohjaveteen ja rakovyöhykkeitä pitkin biosfääriin saakka. Orgaaninen materiaali voi hajota mikrobiologisesti, kemiallisesti, säteilyn vaikutuksesta tai sitten kyse voi olla myös usean eri mekanismin yhteisvaikutuksesta. Hajoamisen tuloksena muodostuvat yhdisteet voivat lisätä mikrobiaktiivisuutta, edistää metallien korroosiota ja/tai ne voivat kompleksoitua radionuklidien kanssa lisäten niiden liukoisuutta ja kulkeutumista. Mikrobit voivat myös pelkistää tai hapettaa radionuklideja ja muuttaa tällöin niiden liukoisuutta. Mikrobyhteisöjen aktiivisuutta ja toimintaa säätelevät pääasiassa saatavilla olevat ravinteet ja alkuaineet sekä loppusijoitustilan olosuhteet. Erytisen tärkeitä mikrobien toimintaan vaikuttavia tekijöitä ovat pH, lämpötila, redox-olosuhteet ja radioaktiivinen säteily.

ISBN 978-951-38-8457-4 (URL: <http://www.vtt.fi/julkaisut>)

ISSN-L 2242-1211

ISSN 2242-122X (Verkkojulkaisu)

<http://urn.fi/URN:ISBN:978-951-38-8457-4>