



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi

Ympäristöministeriön julkaisuja 2020:16

Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi

Anna Tornivaara, Kaisa Turunen, Tatu Lahtinen, Neea Heino & Antti Pasanen
Geologian tutkimuskeskus (GTK)

Jussi Reinikainen, Timo Jouttijärvi & Jani Häkkinen
Suomen ympäristökeskus (SYKE)

Niko Karjalainen & Matias Viitasalo
Envineer Oy

Ympäristöministeriö

ISBN PDF: 978-952-361-228-0

Taitto: Valtioneuvoston hallintoyksikkö, Julkaisutuotanto

Helsinki 2020

Kuvailulehti

Julkaisija	Ympäristöministeriö	30.6.2020	
Tekijät	Anna Tornivaara, Kaisa Turunen, Tatu Lahtinen, Neea Heino & Antti Pasanen Geologian tutkimuskeskus (GTK) Jussi Reinikainen, Timo Jouttijärvi & Jani Häkkinen Suomen ympäristökeskus (SYKE) Niko Karjalainen & Matias Viitasalo Envineer Oy		
Julkaisun nimi	Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Ympäristöministeriön julkaisu 2020:16		
Diaari/hankenumero	-	Teema	Ympäristönsuojelu
ISBN PDF	978-952-361-228-0	ISSN PDF	2490-1024
URN-osoite	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-228-0		
Sivumäärä	193	Kieli	suomi
Asiasanat	kaivannaisjätteet, ympäristövaikutukset, riskinarviointi, kunnostustarve, sulkeminen		
Tiivistelmä	<p>Ohjeistus suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden riskiperusteisesta kunnostustarpeen arvioinnista käsittelee ensisijaisesti metallimalmikaivoksille ominaisia riskejä, kuten happamien ja haitta-aineita sisältävien valumavesien muodostumista, pölyämistä ja rakenteiden sortumavaaraa sekä niiden vaikutuksia ihmisten terveyteen ja ympäristöön. Riskiperusteisella kunnostustarpeen arvioinnilla voidaan vastata mahdollista vakavaa ympäristön pilaantumista tai sen vaaraa aiheuttavien suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kartoituksissa tunnistettuun jatkotoimenpidetarpeeseen. Ohjeistuksessa käydään läpi riskinarvioinnin sisältöä ja toteutustapaa siten, että keskiössä ovat taustatietojen kerääminen, käsitteellisen mallin luominen, tutkimusmenetelmien valinta ja riskien määrittäminen. Ohjeistuksessa käsitellään lyhyesti myös muita kunnostustarpeeseen vaikuttavia tekijöitä sekä riskinhallinta- ja kunnostusratkaisuja. Ohjeistuksen tavoitteena on riskinarvioinnin soveltaminen tapauskohtaisesti siten, että arvioinnin sisältö, laajuus ja toteutustapa huomioivat kohteen ominaisuuksille sekä arvioinnille asetetut tavoitteet. Alan toimijoille suunnattu ohjeistus noudattaa pääpiirteiltään pilaantuneiden alueiden riskinarvioinnista annettua ympäristöministeriön ohjetta 6/2014, ja voi kohteesta ja valituista menetelmistä riippuen edellyttää sen rinnakkaista soveltamista.</p>		
Kustantaja	Ympäristöministeriö		
Julkaisun jakaja/myynti	Sähköinen versio: julkaisut.valtioneuvosto.fi Julkaisumyynti: vnjulkaisumyynti.fi		

Presentationsblad

Utgivare	Miljöministeriet	30.6.2020	
Författare	Tornivaara, Anna; Turunen, Kaisa; Lahtinen, Tatu; Heino, Neea; Pasanen, Antti; Geologiska forskningscentralen Reinikainen, Jussi; Jouttijärvi, Timo; Häkkinen, Jani; Finlands miljöcentral Karjalainen, Niko; Viitasalo, Matias Envineer Oy		
Publikationens titel	Bedömning av behovet av iståndsättning av stängda och övergivna deponier för utvinningsavfall		
Publikationsseriens namn och nummer	Miljöministeriets publikationer 2020:16		
Diarie-/ projektnummer	-	Tema	Miljövård
ISBN PDF	978-952-361-228-0	ISSN PDF	2490-1024
URN-adress	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-228-0		
Sidantal	193	Språk	finska
Nyckelord	utvinningsavfall, miljökonsekvenser, riskbedömning, iståndsättningsbehov, stängning		
Referat	<p>I anvisningen om en riskbaserad bedömning av behovet av att iståndsätta stängda och övergivna deponier för utvinningsavfall behandlas i första hand de risker som är typiska för metallmalmsgruvor. Sådana är till exempel uppkomsten av sura avrinningsvatten och avrinningsvatten som innehåller skadliga ämnen, damm och risk för ras av konstruktioner samt deras konsekvenser för människors hälsa och miljön. Genom en riskbaserad bedömning av iståndsättningsbehovet kan man svara på det behov av fortsatta åtgärder som identifierats vid kartläggningen av sådana stängda och övergivna deponier för utvinningsavfall som eventuellt orsakar eller riskerar att orsaka allvarlig förorening av miljön. I anvisningarna går man igenom innehållet av och metoden för genomförande av riskbedömningen så att fokus ligger på insamling av bakgrundsinformation, skapande av en begreppsmässig modell, val av forskningsmetoder och fastställande av risker. I anvisningarna behandlas kort även andra faktorer som påverkar iståndsättningsbehovet samt lösningar för riskhantering och iståndsättning. Syftet med anvisningarna är att tillämpa riskbedömningen från fall till fall så att bedömningens innehåll, omfattning och sättet att genomföra bedömningen beaktar de mål som uppställts för objektets egenskaper och bedömning. De anvisningar som riktar sig till aktörerna i branschen följer i huvuddrag miljöministeriets anvisning 6/2014 om riskbedömning av förorenade markområden, och kan beroende på objekt och valda metoder förutsätta att anvisningarna tillämpas parallellt.</p>		
Förläggare	Miljöministeriet		
Distribution/ beställningar	Elektronisk version: julkaisut.valtioneuvosto.fi Beställningar: vnjulkaisumyynti.fi		

Description sheet

Published by	Ministry of the Environment		30 June 2020
Authors	Tornivaara, Anna; Turunen, Kaisa; Lahtinen, Tatu; Heino, Neea; Pasanen, Antti; Geological Survey of Finland Reinikainen, Jussi; Jouttijärvi, Timo; Häkkinen, Jani; Finnish Environment Institute Karjalainen, Niko; Viitasalo, Matias Envineer Oy		
Title of publication	Assessment of the rehabilitation needs concerning closed and abandoned mining waste sites		
Series and publication number	Publications of the Ministry of Environment 2020:16		
Register number	-	Subject	Environmental protection
ISBN PDF	978-952-361-228-0	ISSN (PDF)	2490-1024
Website address (URN)	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-228-0		
Pages	193	Language	Finnish
Keywords	mining waste, environmental impacts, risk assessment, rehabilitation need, closure		
Abstract	<p>In the guidelines for the risk-based remediation assessment for closed and abandoned extractive waste facilities, the main focus is on risks characteristic to metal ore mines, including formation of dust and acid mine drainage containing harmful substances and collapse of structures, and their impacts on human health and the environment. The risk-based remediation assessment responds to the recommendations for further actions identified in the survey of closed and abandoned mining waste sites that may cause serious environmental contamination or risk of such contamination. The guidelines describe the content and implementation of the risk assessment with the main focus on the collection of background data, creation of the conceptual model, choice of research methods and definition of risks. Other factors affecting reclamation needs are also discussed briefly as well as risk management and remediation solutions. The aim is to apply risk assessments on a case-by-case basis so that the targets set for the characteristics of the site and for the assessment are taken into account in the content, scope and implementation of the assessment. For the main part the guidelines intended for the operators and authorities in the sector follows the Ministry of the Environment guidelines on the risk assessment of contaminated soils 6/2014 and, depending on circumstances, may need to be applied alongside with these.</p>		
Publisher	Ministry of the Environment		
Distributed by/ publication sales	Online version: julkaisut.valtioneuvosto.fi Publication sales: vnjulkaisumyynti.fi		

Sisältö

1 Johdanto	9
1.1. Käsitteet.....	11
2 Suomen suljetut ja hylätyt kaivannaisjätealueet	18
2.1 Yleistä kaivannaisjätealueista ja niiden ympäristövaikutuksista	18
2.2 Keskeinen säädösperusta.....	23
2.3 Suomen suljetut ja hylätyt kaivannaisjätealueet ja niiden kartoitus (KAJAK I ja II).....	26
3 Riskinarviointi suljetuilla kaivannaisjätealueilla	30
3.1 Riskinarviointimenettely	30
3.2 Riskinarvioinnin kohdetiedot	35
3.2.1 Kaivoksen toimintahistoria	35
3.2.2 Jätealueiden geotekniset rakenteet.....	38
3.2.3 Kaivannaisjätteet	40
3.2.4 Ympäristöolosuhteet	46
3.2.5 Muut tekijät	51
3.3 Käsitteellinen malli.....	52
3.3.1 Lähtökohtia.....	52
3.3.2 Sisältö kaivannaisjätealueilla	53
4 Kohdetutkimukset riskinarvioinnissa	56
4.1 Kohdetutkimuksen suunnittelu ja tavoitteet	56
4.2 Näytteenoton tarkoitus ja tavoitteet.....	59
4.3 Työturvallisuus kohdetutkimuksissa	63
4.4 Kaivannaisjätteiden karakterisointi	63
4.4.1 Näytteenotto ja määritykset	66
4.4.2 Haitta-aineiden pitoisuuksien ja sitoutumisen selvittäminen geokemiallisesti	67
4.4.3 Hapontuottokyvyn ja haitta-aineiden liukoisuuden selvittäminen.....	71
4.4.4 Haitta-ainelähteiden selvittäminen mineralogian avulla	76
4.4.5 Kaivannaisjätteen radiologiset selvitykset	78
4.5 Haitta-aineiden kulkeutuminen ja vaikutukset pinta- ja pohjavesiin	79
4.5.1 Valuma-aluemallit	80
4.5.2 Vastaanottavan vesistön tilan tutkiminen	84
4.5.3 Pohjavesivaikutusten tutkiminen	89
4.6 Pölyäminen ja ilmanlaadun tutkiminen	92
4.7 Maaperän pitoisuudet sekä kasvillisuus- ja eliöstötutkimukset.....	93

4.8	Sortuma- ja vuotoriskien kartoittaminen sekä geofysikaaliset tutkimusmenetelmät.....	95
4.8.1	Sortuma- ja vuotoriskin tutkiminen	96
4.8.2	Geofysiikan hyödyntäminen kaivannaisjätealueiden tutkimisessa	98
4.9	Fysikaalisten ja geokemiallisten ilmiöiden mallintaminen.....	100
5	Haittojen ja riskien määrittäminen	103
5.1	Vertailuarvot riskien määrittämisessä.....	103
5.2	Kulkeutumisriskit.....	106
5.2.1	Pintaveden laatumuutosten arviointi	106
5.2.2	Pohjaveden laatumuutosten arviointi.....	110
5.2.3	Pinta- ja pohjaveden laatumuutosten arviointi pitkän ajan kuluessa	115
5.3	Terveysriskit.....	118
5.4	Ekologiset riskit.....	120
5.5	Kunnostustarpeen todentaminen	123
5.5.1	Epävarmuustarkastelu	124
5.5.2	Haittojen ja riskien hyväksyttävyyys	125
5.5.3	Muut kunnostustarpeeseen mahdollisesti vaikuttavat tekijät	126
5.5.4	Arviointia tukevia työkaluja.....	128
6	Riskinhallinta ja kunnostus	133
6.1	Lähtökohdat ja tavoitteet.....	136
6.2	Riskinhallinta- ja kunnostusratkaisuja	139
6.2.1	Maaperän pilaantumisen ja pohjaveden tilan heikkenemisen ehkäiseminen ja vähentäminen	140
6.2.2	Pintavesien tilan heikkenemisen ehkäiseminen ja vähentäminen	144
6.2.3	Ratkaisut jätealueen rakenteellisen vakauden kunnostukseen	147
6.2.4	Muita kunnostusmenetelmiä.....	148
6.2.5	Kaivannaisjätteen uudelleen hyödyntäminen	149
6.3	Jälkitarkkailu.....	151
7	Toimintamalli	154
8	Lähteet	165
8.1	Tekstissä käsitellyt Suomen lait ja säädökset.....	175
8.2	Aihepiiriin liittyviä standardeja.....	177
9	Liitteet	180

1 Johdanto

Ennen 2000-lukua Suomessa toimineita kaivoksia on usein hylätty tai suljettu menetelmin, jotka eivät vastaa nykyisiä ympäristö- ja turvallisuusvaatimuksia. Osalla kaivoksista kaivosyhtiön vastuut ovat mahdollisesti rauenneet tai yhtiötä ei ole enää olemassa. Puutteellisesti suljetut tai hylätyt ja toimintansa lopettaneet kaivosalueet ovat maailmanlaajuinen ongelma, jonka suurimmat haasteet liittyvät pääasiassa kaivannaisjätealueilla muodostuvien valumavesien aiheuttamaan ympäristökuormitukseen sekä rikastushiekka-aldaiden patorakenteiden vakauteen. Ekosysteemeille aiheutuvan kuormituksen ohella haittavaikutukset voivat kohdentua myös paikallisten asukkaiden ja alueella aikaa viettävien ihmisten terveyteen. Ongelmat kohdistuvat etenkin metallimalmikaivoksiin, joissa alueellinen ympäristökuormitus voi jatkua vuosikymmenistä jopa vuosisatoihin.

EU:n kaivannaisjätedirektiivin 2006/21/EY (EU 2006) toimeenpano edisti jäsenvaltioissa kaivosten käytöstä poistettujen jätealueiden (ml. hylätyt jätealueet) tilan selvittämistä ja riskiperusteista kartoitustyötä. Kyseisistä jätealueista käytetään tässä ohjeistuksessa yleisnimeä *suljetut ja hylätyt kaivannaisjätealueet*. Kaivosalan muuttuminen entistä ympäristötietoisemmaksi on edistänyt kaivannaisjätteiden hallintamenetelmien kehitystä, painopisteen siirtyessä kaivostoiminnan ympäristövaikutusten vähentämiseen, yleisen turvallisuuden lisäämiseen sekä sosiaalisen toimiluvan vahvistamiseen.

Kaivannaisjätedirektiivin nojalla valtioneuvoston kaivannaisjäteasetuksessa (190/2013) säädettiin ELY-keskuksille velvollisuus koota ja ylläpitää tietojärjestelmää käytöstä poistetuista tai hylätyistä vakavaa ympäristön pilaantumista tai sen vaaraa aiheuttavista kaivannaisjätteen jätealueista. Työn tueksi toteutettiin ympäristövaikutuksiltaan merkittävien suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden tunnistamiseen keskittyvä kartoitustyö nk. KAJAK I ja II-hankkeissa. Hankkeiden yhteydessä tunnistettiin kaikkiaan 19 suljettua tai hylättyä kaivosaluetta, joille suositeltiin jatkotoimenpiteinä ympäristövaikutusten tarkempaa kohdekohtaista selvittämistä ja kunnostustarpeen arviointia.

Tämän ohjeistuksen tarkoituksena on tukea käytöstä poistettujen kaivannaisjätealueiden riskiperusteista kunnostustarpeen arviointia. Ohjeistuksessa käydään läpi riskinarvioinnin sisältöä ja toteutustapaa alkaen taustatietojen keräämisestä ja käsitteellisen mallin

luomisesta aina kohdetutkimuksiin ja riskien määrittämiseen asti. Ohjeistuksessa käsitellään myös muita suljettujen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeeseen vaikuttavia tekijöitä sekä lyhyesti mahdollisia riskinhallinta- ja kunnostusratkaisuja. Lisäksi ohjeistus sisältää yhteenvetona yleisen toimintamallin, jossa kunnostustarpeen arvioinnin eri osavaiheita koskevat keskeiset tiedot ja toimenpiteet on koottu tarkistuslistoiksi.

Riskinarviointimenettelyn osalta ohjeistus vastaa pääpiirteiltään pilaantuneiden alueiden riskinarvioinnista annettua ympäristöministeriön ohjetta 6/2014 (ns. PIMA-ohje; YM 2014a), mutta sen sisältöä on kohdennettu kaivannaisjätealueille ominaisiin riskeihin ja täydennetty niiden arvioinnin näkökulmasta. Tarkastelussa korostuvat metallimalmikaivosten kaivannaisjätealueet ja niiden aiheuttamat ympäristöriskit, joista keskeisimpiä ovat happamien ja haitta-aineita sisältävien valumavesien muodostuminen ja niiden vesistövaikutukset. Ohjeistus on laadittu viranomaisten, toiminnanharjoittajien sekä konsulttien ja suunnittelijoiden avuksi. Päämääränä on ohjeistuksen tapauskohtainen soveltaminen siten, että riskinarvioinnin sisältö, laajuus ja toteutustapa ovat kohteen ominaisuuksien ja arvioinnille asetettujen tavoitteiden kannalta tarkoituksenmukaisia. Ohjeistuksen käyttö edellyttää riittävää riskinarviointiprosessin ymmärtämistä sekä tarvittaessa PIMA-ohjeen rinnakkaista soveltamista.

Hankkeen päärahoittajana toimi ympäristöministeriö (YM) ja loppurahoituksesta vastasivat Kaivosteollisuus ry, Geologian tutkimuskeskus (GTK) ja Suomen ympäristökeskus (SYKE). Hanke toteutettiin GTK:n ja SYKE:n yhteistyönä. Lisäksi ohjeistuksen laadintaan osallistui konsulttitoimisto Envineer Oy. Työryhmän jäseniin kuuluivat GTK:sta Anna Tornivaara, Kaisa Turunen, Tatu Lahtinen, Neea Heino ja Antti Pasanen, SYKE:ltä Jussi Reinikainen, Timo Jouttijärvi, Jani Häkkinen ja Outi Pyy sekä Envineer Oy:ltä Niko Karjalainen ja Matias Viitasalo. Lisäksi arvokasta tietoa saatiin projektin ohjausryhmän jäseniltä sekä muilta alan asiantuntijoilta. Ohjausryhmän jäseninä toimivat Nina Lehtosalo, Soile Nieminen ja Auri Koivuhuhta YM:stä, Juha Ylimaunu, Pekka Suomela ja Samuli Nikula Kaivosteollisuus ry:stä, Riikka Aaltonen TEM:stä, Joni Kivipelto, Jussi-Pekka Järvinen, Kari Pyötsiä, Esa Wihlman ja Fredrik Klingstedt alueellisista ELY-keskuksista sekä Päivi Kauppila GTK:sta. Käsikirjoituksen asiataarkastajina ovat olleet Tommi Kauppila GTK:sta sekä Kimmo Silvo ja Jouko Tuomainen SYKE:stä.

1.1. Käsitteet

AMD/ARD: Hapan kaivosvaluma (*Acid Mine Drainage / Acid Rock Drainage*).

Drone: Synonyymeinä esimerkiksi miehittämätön ilma-alus, multikopteri ja kauko-ohjattu ilma-alus, jossa on yksi tai useampia pyöriväsiipisiä roottoreita tai potkureita. Voi olla tyy-piltään joko kiinteäsiipinen lennokki tai kopteri. Dronea voidaan hyödyntää alueen kuva-uksissa, mittauksissa ja näytteenotossa.

EFSA: European Food Safety Authority (www.efsa.europa.eu/).

Edustava pitoisuus: Tiettyä arviointi- tai näytteenottoaluetta riittävän luotettavasti kuvaava haitta-aineen pitoisuus.

Haitta: Ympäristön pilaantumista koskevassa arvioinnissa haitta on konkreettinen seuraus haitallisten aineiden päästöistä tai niille altistumisesta. Haitta voi kohdistua ympäristön laatuun, elolliseen luontoon tai ihmisen terveyteen ja se voidaan yleensä mitata tai muulla tavoin todentaa. Haitta voi ilmetä mm. häiriönä alueen maa- tai vesiekosysteemissä, sairauden oireena alueen asukkaissa, epämiellyttävänä hajuna tai sellaisena pohjaveden laadun muutoksena, joka vaikeuttaa pohjaveden käyttöä. Haitta voi olla luonteeltaan vähäinen ja siedettävä tai suuri ja merkittävä (merkityksellinen).

Hakku: GTK:n tuottama ja ylläpitämä palvelu, jonka avulla voidaan hakea ja ottaa käyttöön erilaisia geologisia tietotuotteita. Hakusta löytyy Suomen geologiaan kytkeytyvä paikkatieto, dokumentit ja metatiedot aina 1800-luvulta asti. (hakku.gtk.fi/fi/locations/search)

Hapan valuma: ks. AMD/ARD

Hengitettävät hiukkaset: Hengitettäviksi hiukkasiksi (PM₁₀ eli *Particulate Matter* <10) kutsutaan halkaisijaltaan alle 10 mikrometrin (µm) hiukkasia. Hiukkaset ovat kemialliselta koostumukseltaan valtaosin vaaratonta pölyä tai merisuolaa, mutta niihin voi olla sitoutuneena myös haitallisia raskasmetalleja tai hiilivetyjä. PM_{2,5}-hiukkaset ovat terveyden kannalta oleellisia, sillä ne pääsevät hengityksen mukana kaikkiin keuhkojen osiin.

Hertta-tietokanta: Ympäristötiedonhallintajärjestelmä, johon sisältyvät vapaan käyttöoikeuden piiriin kuuluvat aineistot. Palvelu tarjoaa ympäristöhallinnon tietojärjestelmiin tallennettua tietoa vesivaroista, pintavesien tilasta, pohjavesistä ja eliölajeista sekä ympäristöön liittyviä paikkatietoaineistoja. Tietoja ovat tuottaneet ja keränneet pääasiassa valtion ympäristöhallinnon virastot, erityisesti SYKE ja ELY-keskukset (syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Ymparistotietojarjestelmat).

Hylätty kaivannaisjätealue: Kaivannaisjätedirektiivin 2006/21/EY (EU 2006) toimeenpanoa koskevassa kartoitusohjeessa suljetuksi ja hylätyksi kaivannaisjätealueeksi on katsottu sellainen kohde, jolla kaivostoiminta (louhinta ja rikastus sekä kaivannaisjätteen sijoitus) on loppunut. Hylätyksi kaivannaisjätealueeksi katsotaan alueet, joiden kaivostoimintaa harjoittanutta maanomistajaa tai toiminnanharjoittajaa ei tunneta ja/tai kaivosyhtiötä ei ole enää olemassa eikä jätealueita ole suljettu hallitusti. Direktiivi ei määrittele, milloin kaivannaisjätealue on suljettu tai hylätty. Vertaa: *suljettu kaivannaisjätealue*.

Ilmoitus pilaantuneen alueen maaperän puhdistamisesta (YSL 527/2014, 136 §): Tilanteessa jossa maaperän ja pohjaveden puhdistamiseen ei tarvita lupaa, voidaan toimiin ryhtyä, mikäli valtion valvontaviranomaiselle lähetettyyn ilmoitukseen saadaan myönteinen päätös.

Jälkihoito: Toimenpiteet, joilla kaivosalue palautetaan toiminnan päätyttyä tilaan, jossa ihmisiin tai ympäristöön kohdistuvat haitat ja riskit ovat hyväksyttäviä tai asetettujen kunnostustavoitteiden mukaisia. Toimenpiteisiin kuuluvat esimerkiksi jätealueiden peittoratkaisut, vesienhallinnan järjestelyt, kasvi- ja puuistutukset, pengerrykset ja muut maansiirtotyöt sekä laitteistojen ja tilojen purkutytöt.

Järviwiki-verkkopalvelu: SYKE:n ylläpitämästä Järviwikistä löytyy perustiedot kaikista yli 1 hehtaarin kokoisista järvistämme sekä valmiit työkalut, joilla käyttäjät voivat jakaa mm. valokuvia ja havaintoja. (www.jarviwiki.fi/wiki/Etusivu).

Kaivannaisjäte: Jäte, jota syntyy kallio- tai maaperässä luonnollisesti esiintyvän orgaanisen tai epäorgaanisen aineen irrotuksessa taikka sen varastoinnissa tai rikastuksessa (Vna 190/2013).

Kaivannaisjätteen jätealue: Tuotantopaikan yhteydessä oleva alue, johon sijoitetaan toiminnasta syntyvää kiinteää, lietemäistä tai nestemäistä kaivannaisjätettä; osa näistä jätealueista on kaivannaisjäteasetuksen liitteen 2 perusteella suuronnettomuuden vaaraa aiheuttavia alueita (Vna 190/2013). Kaivannaisjätteen jätealueena ei kuitenkaan pidetä maa- ja vesirakentamistoiminnan yhteydessä olevaa aluetta, johon sijoitetaan toimintaan liittyvässä kivenlouhinnassa ja -murskauksessa syntyvää kaivannaisjätettä. Kaivannaisjätteen jätealueena ei myöskään pidetä tyhjää louhosta, johon palautetaan toiminnassa syntynyttä kaivannaisjätettä kunnostamis- tai rakentamistarkoituksessa. Jollei kysymys ole suuronnettomuuden vaaraa aiheuttavasta alueesta, kaivannaisjätteen jätealueena ei pidetä aluetta, johon sijoitetaan:

- Sellaista pilaantumaton maa-ainesta, pysyvää jätettä taikka etsinnästä tai turvetuotannon yhteydessä syntyvää kaivannaisjätettä, joka ei ole vaarallista jätettä, alle kolmeksi vuodeksi.

- Muuta kuin edellisessä kohdassa tarkoitettua kaivannaisjätettä, joka ei ole vaarallista jätettä, alle vuodeksi.

Kaivoksen sulkeminen: Kaivostoiminnan pysyvä lopettaminen kohteessa ja siihen liittyvä sekä sen jälkeiset toimenpiteet (mm. kaivostoiminnan alasajo, jälkihoidonsuunnittelu, kunnostus ja seuranta). Luovutaan kaivosoikeudesta ja -piiristä eikä toimintaa jatketa toisen toiminnanharjoittajan toimesta. Lopullisen sulkemisvaiheen lisäksi kaivoksen sulkemistoimia tehdään tyypillisesti koko kaivoksen elinkaaren ajan (ns. jatkuvan sulkemisen periaate).

Kaivospiiri: Kaivospiiri on kaivostoimituksessa vahvistettu alue, johon kaivostoiminnan harjoittajalle on annettu käyttöoikeus kaivostoimintaa varten. Kaivostoiminta loppuu, kun kaivospiiri lopetetaan kaivosviranomaisen päätöksellä. Päätöksessä annetaan määräykset mm. alueen kunnostamisesta, siistimisestä ja maisemoinnista sekä vaaran poistamisesta ja seurannoista.

KAJAK I: Ympäristöministeriön alainen hanke 2011–2013: Suomen suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannaisjätealueiden kartoitus. Hankkeen loppuraportti: Ympäristöministeriön raportteja 24/2013 (Räisänen et al. 2013).

KAJAK II: Suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannaisjätealueiden jatkokartoitus hanke 2015–2016. Hankkeen loppuraportti: Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2018 (Tornivaara et al. 2018).

KAJAK III: Projekti, jonka loppuraportti on tämä ohjeistus: Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi.

KAJAK IV: Orijärven kaivosalueen nykytilaan ja kunnostustarpeen arviointiin keskittyvä kohdetutkimus, joka toteutettiin KAJAK III -rinnakkaishankkeena.

Kasa: Maan päälle rakennettu alue, johon on sijoitettu kiinteä (sivukivi-)jäte.

KAVERI-malli: THL:n kehittämä arviointimalli kaivosvesien riskeistä. ([fi.opasnet.org/fi/Kaivosvesien_riskit_\(KAVERI-malli\)](http://fi.opasnet.org/fi/Kaivosvesien_riskit_(KAVERI-malli))).

Laserkeilausaineisto/ LiDAR-data: Laserkeilausaineisto perustuu laserpulsseihin ja tarkkaan paikannukseen, jonka perusteella saadaan kolmiulotteista tietoa maanpinnalla sijaitsevista kohteista sekä tarkkaa tietoa maanpinnan muodoista ja korkeuseroista. Laserkeilaus perustuu lentokoneessa olevan keilaimen lähettämiin laserpulsseihin, jotka maanpintaan osuessaan heijastuvat takaisin vastaanottimeen. Maanmittauslaitos aloitti laserkeilaukset vuonna 2008 tarkoituksena kattaa koko Suomi vuoden 2019 loppuun mennessä.

Lyhyt, keskipitkä ja pitkä aikaväli: Lyhyellä aikavälillä tarkoitetaan tässä yhteydessä 6-12 kuukautta, keskipitkällä aikavälillä 1-10 vuotta ja pitkällä aikavälillä yli kymmentä vuotta. Lisäksi pitkällä aikavälillä voidaan tarkoittaa suurilla kaivannaisjätealueilla jopa 1 000 vuotta tai pidempää ajanjaksoa (esim. UNECE 2014).

Lähde-karttapalvelu: GTK:n tuottama ja ylläpitämä palvelu Suomen pohjavesialueista. Tutkituilta pohjavesialueilta on mallinnettu kallionpinnan ja pohjavesipinnan korkeustasot sekä laskettu pohjavesivyöhykkeen paksuus, pohjavedenpinnan yläpuolisen maakerroksen paksuus ja maaperän kokonaispaksuus. Palvelu perustuu tutkimusraportteihin ja paikakatietoaineistoon mahdollistaen mm. tutkimuskohteiden kairaustietojen sekä tulkittujen painovoimamittaustietojen lataamisen. (lahde.gtk.fi/).

Maankamara-karttapalvelu: GTK:n tuottama ja ylläpitämä palvelu, jossa yhdistyvät mm. maa- ja kallioperäkartat, tarkka korkeusmalliaineisto sekä ilmakuvat. Palvelussa on lisäksi nähtävissä hallinnolliset rajat, suojelualueet, kiinteistöt ja valuma-alueet, geologiset luontokohteet, kiviainesvarannot, geoenergiapotentiaali, Suomen ympäristökeskuksen aineistoja sekä Maanmittauslaitosten pohjakartat (gtkdata.gtk.fi/Maankamara/index.html).

Malmio/malmi: Luonnollinen mineraaliesiintymä, josta voidaan taloudellisesti tuottaa metalleja tai teollisuusmineraaleja.

MATTI: Valtakunnallinen ympäristöhallinnon tietojärjestelmä maaperän tilasta, joka sisältää tietoja maa-alueista, joille nykyisin tai aikaisemmin harjoitetusta toiminnasta on saattanut päästä haitallisia aineita.

MDaE (Mineral Deposits and Exploration): Kaivossektorille suunnattu englanninkielinen web-karttasovellus, joka sisältää tietoa Suomen malmi- ja teollisuusmineraaliesiintymistä. Sovelluksessa on yhdisteltävissä havaintotietoja, geologisia mittauksia ja erilaisia karttatulkintoja (www.gtk.fi/tietopalvelut/palvelukuvaukset/mdae.html).

MINERA-malli: Terveiden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) ylläpitämä kaivostoiminnan terveys- ja ympäristöriskien arviointitapa (prosessi), joka on kuvattu sekä MINERA-projektin loppuraportissa (Kauppila et al. 2013) että Opasnetissä (fi.opasnet.org/fi/Minera-malli).

Määrittäjäraja: Pienin pitoisuus, joka voidaan määrittää hyväksyttävällä tarkkuudella.

NORM: Lyhenne englanninkielisestä termistä: *Naturally occurring radioactive material*, jolla tarkoitetaan luonnossa esiintyviä radioaktiivisia aineita, yleensä urania ja toriumia sekä niiden hajoamissarjoja.

Pato: Rakenne, jonka tarkoituksena on pitää vesi ja/tai jätelette tai jättehiekka altaassa ja rajata ne altaan sisään. Pato voidaan rakentaa vesitiiviiksi tai suotavaksi.

PIMA-asetus: Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista, Vna 214/2007. Asetuksen liite 1 sisältää yleisesti esiintyvien maaperän haitallisten aineiden pitoisuuksien kynnyks- ja ohjearvot maaperässä kokonaispitoisuutena kuiva-ainetta kohti. Ohjearvot on määritelty joko ekologisten riskien tai terveysriskien perusteella.

Pysyvä kaivannaisjäte: Kaivannaisjäte voidaan luokitella pysyväksi, mikäli kaivannaisjäteasetuksen (Vna 190/2013) liitteessä 1 kuvatut ominaisuudet täyttyvät. Kriteerit sisältävät mm. liukoisuusominaisuudet, sulfidipitoisuuden, itsesyttymis- ja palo-ominaisuudet sekä haitta-ainepitoisuuden. -

Redox-potentiaali: ns. hapetus-pelkistys-potentiaali, joka mitataan yleensä jännitteen yksiköinä V tai mV. Käytetään mm. yhtenä veden laatua kuvaavana suureena, mitaten liuoksen taipumusta vastaanottaa tai luovuttaa elektroneja.

Rikastushiekka: Kaivannaisjäteasetuksessa käytetään termiä rikastusjäte. Määritelmän mukaan se on kiinteää tai lietemäistä jätettä, joka jää jäljelle mineraalien rikastuksessa, jossa arvomineraalit erotetaan vähemmän arvokkaasta kiviaineksesta murskauksessa, jauhatuksessa, kokoerotelussa, vaahdotuksessa, muussa fysikaalis-kemiallisessa käsittelyssä tai muussa erotusprosessissa (Vna 190/2013).

Riski: Arvio haitan luonteesta ja todennäköisyydestä. Mitä suurempia ovat haitan aiheutumisen todennäköisyys ja seuraukset sitä suuremmaksi kasvaa myös riski. Käytännössä riski arvioidaan usein suoraan tietyn, erikseen rajatun ja määritellyn, kohteen ja haitan suhteen. Tällöin riskillä tarkoitetaan vain todennäköisyyttä, jolla kyseinen haitta aiheutuu.

Koska riski on aina arvio, sen todentumisesta ei ole täyttä varmuutta. Epävarmuudesta seuraa, ettei riskiä voida yleensä kokonaan estää tai poistaa, koska jo pienikin mahdollisuus haitan aiheutumiseen jollain aikavälillä aiheuttaa riskin. Samasta syystä riskejä koskeva päätöksenteko edellyttää hyväksyttävän riskin määrittelyä. Riski voi olla hyväksyttävä, jos haitan aiheutumisen todennäköisyys on pieni tai haitta aiheutuessaankin on siedettävä. Siten päätöksentekijän on pystyttävä määrittelemään myös sellainen epävarmuuden ja haitan aste tai taso, jota voidaan vielä pitää hyväksyttävänä. Haittojen ja riskien luonne, suuruus ja merkittävyys, epävarmuus huomioon ottaen, arvioidaan tapauskohtaisesti riskinarvioinnissa.

Ympäristönsuojelulaissa pilaantumista koskevien säännösten käsitteistö poikkeaa osin edellä esitetystä. Pilaantumisen ja pilaantuneisuuden määrittelyssä haittojen

mahdollisuutta kuvataan ympäristönsuojelulaissa termillä vaara eikä riskin käsitettä yleisesti käytetä. Säännösten soveltamisessa tällä ei kuitenkaan ole merkitystä, koska vaaran on käytännössä tulkittava tarkoittavan merkittävää riskiä.

Riskinarviointi: Prosessi, jossa tunnistetaan, määritetään ja kuvataan haittoja ja riskejä.

Riskinhallinta: Toimintaa, joka kattaa koko riskejä koskevan suunnittelu- ja päätöksentekoprosessin. Siihen sisältyvät riskinarviointi sekä toimet haittojen ja riskien estämiseksi tai vähentämiseksi.

Sivukivi: Varsinaista hyödynnettävää malmia ympäröivä jatkokprosessiin kelpaamaton kivi-materiaali, joka louhitaan ja poistetaan malmin saavuttamiseksi.

Sosioekonomiset riskit: Sosioekonominen tarkastelu käsittelee ihmisen erilaisista tekijöistä yhteen nivoutunutta kuvaa, johon sisältyy mm. alueen viihtyvyys, ja elinolot. Osana kokonaisvaltaista riskinarviointia tarkastellaan kaivoksen/kaivannaisjätealueen yhteisvaikutukset suhteessa alueen sosiaalisiin ja taloudellisiin tekijöihin.

SSTP: Suurin suositeltu taustapitoisuus (ks. *Taustapitoisuus*)

Suljettu kaivannaisjätealue: Direktiivi ei määrittele, milloin kaivannaisjätealue on suljettu tai hylätty. Kartoitushjeessa suljetuksi alueeksi on katsottu sellainen kohde, jolla kaivostoiminta (louhinta ja rikastus sekä kaivannaisjätteen sijoitus) on loppunut. Suljetun (eli käytöstä poistetun ja mahdollisesti jälkihoidetun) kaivannaisjätealueen aikaisempi omistaja tai toiminnanharjoittaja tiedetään, ja sen sulkeminen on tapahtunut luvan tai säädösten mukaisesti. Vertaa: hylätty kaivannaisjätealue.

Suuronnettomuuden vaaraa aiheuttava jätealue: Kaivannaisjätedirektiivissä näistä alueista käytetään nimitystä A-luokan jätealue. Kaivannaisjätteen jätealue luokitellaan suuronnettomuuden vaaraa aiheuttavaksi seuraavien tekijöiden perusteella (Vna 190/2013, liite 2):

- jätealueen rakenteelliseen vakauteen tai virheelliseen toimintaan liittyvä ympäristölle tai ihmisen terveydelle aiheutuva vaara;
- jätealueelle sijoitettavien vaarallisten jätteiden määrä; tai
- jätealueelle sijoitettavien ympäristölle tai terveydelle vaarallisten kemikaalien määrä.

TAPIR: GTK:n ylläpitämä valtakunnallinen taustapitoisuusrekisteri, johon kerätään olemassa olevia maaperän kemiallisia mittaustietoja eri lähteistä sekä lasketaan niistä eri aineiden alueelliset tunnusluvut maalajeittain. Verkkopalvelussa voi selvittää haluamiensa haitta-aineiden luontaiset taustapitoisuudet valitulla alueella (gtkdata.gtk.fi/Tapir/).

Taustapitoisuus: Maaperän taustapitoisuudella tarkoitetaan haitallisten aineiden luontaisesti tavanomaisia pitoisuuksia maaperässä tai sellaisia kohonneita pitoisuuksia, jotka esiintyvät pintamaassa laajalla alueella pilaantuneeksi epäillyn alueen ympärillä (Vna 214/2007). Maaperän taustapitoisuustietoja tarvitaan esimerkiksi maaperän pilaantumisen ja puhdistustarpeen arvioinnissa vertailuarvona. Lisäksi niitä käytetään, kun arvioidaan, onko kaivannaisjäte pysyvää jätettä (ks. Vna 190/2013).

Tukes: Turvallisuus- ja kemikaalivirasto, kaivosviranomaisen.

Vaara: Merkittävä riski (ks. *Riski*). Vaaralla viitataan usein myös haitan mahdollistavaan tekijään tai tapahtumaan, kuten haitta-aineen myrkyllisyyteen tai rakenteen vakaudesta aiheutuvaan onnettomuuteen.

Vaarallinen kaivannaisjäte: Kaivannaisjäte, joka luokitellaan vaaralliseksi jätteeksi jätedirektiivin (EU 2008a; 2008/98/EY) ja EU:n jäteluettelon (EU 2000b; 2000/532/EY) mukaisesti. Direktiivit on Suomessa toimeenpantu jätelailla (646/2011) ja sen perusteella annetuilla asetuksilla. Vaarallinen kaivannaisjäte sisältää vaarallista jätettä tai kemikaalia (EU 2008b; ns. CLP-asetus 1272/2008/EY) ja sillä on yksi tai useampi jäteasetuksen (Vna 179/2012) liitteessä 3 lueteltu vaaraominaisuus esim. räjähtävä, myrkyllinen tai ympäristölle vaarallinen.

Vesistömallijärjestelmä: Suomen ympäristökeskuksella käytössä oleva koko Suomen kattava vesistömallijärjestelmä, jolla ennustetaan mm. vesistöjen vedenkorkeuksia ja virtaamia sekä pohjaveden korkeuksia, varoitetaan tulvista ja kattojen lumikuormista sekä lasketaan vesistöjen ravinnekuormitusta Itämereen (www.syke.fi/vesistomallijarjestelma).

YLVA (entinen VAHTI): Valvonta- ja kuormitustietojärjestelmä on osa ympäristönsuojelun tietojärjestelmää ja siihen tallennetaan tietoja mm. ympäristölupavelvollisten luvista ja päästöistä vesiin ja ilmaan sekä jätteistä.

Ympäristölupa: Nykyisin ympäristön merkittävää pilaantumisen vaaraa aiheuttaville toimintoille tarvitaan ympäristönsuojelulain mukainen lupa. Näitä toimintoja ovat esimerkiksi kaivos-, metsä-, metalli- ja kemianteollisuus sekä energiantuotanto. Ennen nykyilmaisäädäntöä, lupia myönnettiin pääasiassa vesilainsäädännön nojalla.

Ympäristövaikutus: Ympäristövaikutuksilla tarkoitetaan tässä ohjeistuksessa kaivannaisjätteen aiheuttamia haitallisia vaikutuksia ihmisen terveydelle tai ympäristölle. Vaikutus voi kohdistua ihmiseen ja ekosysteemiin (eläimistö, kasvillisuus, maisema) tai elottomiin ympäristönsiiin kuten vesi, ilma tai maaperä. Näistä kolme viimeksi mainittua voivat toimia myös altistusreitteinä, jonka kautta ihmiset ja eliöt joutuvat kosketuksiin haitallisten aineiden kanssa. Käytännössä ympäristövaikutus on synonyymi haitalle (ks. *haitta*).

YSL: Ympäristönsuojelulaki (527/2014), joka korvasi aiemman samananimisen ympäristönsuojelulain (86/2000), tullut voimaan 1.9.2014.

2 Suomen suljetut ja hylätyt kaivannaisjätealueet

Suomessa on toiminut yli 1 000 metalli-, teollisuusmineraali- tai karbonaattikaivosta ja kaivostoiminta on vanhimpia teollisuuden alojamme. Kaivoksista monet ovat olleet kooltaan pieniä, kuten vanhoja miestyövoimalla louhittuja rautakaivoksia (Puustinen 2003), jolloin toiminnassa muodostuneiden kaivannaisjätteiden määrät ja niiden aiheuttamat ympäristövaikutukset ovat olleet vähäisiä. Suuremmilla kaivoksilla kaivannaisjätteiden määrät ovat kuitenkin huomattavia ja niiden ominaisuudet poikkeavat monista muista jätteistä, mistä syystä kaivannaisjätteiden läjitysalueiden ympäristövaikutukset eroavat muusta jätehuollosta. Tällä hetkellä toiminnassa on noin neljäkymmentä kaivosta.

Kaivannaisjätealueiden ja niiden riskinarvioinnin erityispiirteiden ymmärtämiseksi tässä luvussa käsitellään yleisesti kaivannaisjätteiden ja jätealueiden ominaisuuksia, tyypillisiä ympäristövaikutuksia ja keskeistä säädösperustaa sekä taustoitetaan tähänastista suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kartoitusta Suomessa. Suomessa on toiminut metallimalmikaivoksia kaikkiaan yli 400. Vuoteen 2018 mennessä niiden kaivannaisjätealueille oli läjitetty rikastushiekkaa n. 115 milj. tonnia ja sivukiven louhinnan arvioidaan olleen samalla aikavälillä n. 550 milj. tonnia (Puustinen 2003, Tukes 2018). Geokemiasta johtuen metallimalmi-kaivoksista sulfidimalmikaivosten valumavedet ovat pääsääntöisesti ympäristöä kuormittavampia kuin oksidikaivosten valumat.

2.1 Yleistä kaivannaisjätealueista ja niiden ympäristövaikutuksista

Kaivannaisjätteiksi luokitellaan malmin louhinnasta peräisin oleva sivukivi, malmin prosessoinnissa syntyvä rikastushiekka ja kaivoksen rakennusvaiheen maansiirtotöissä syntyvät pintamaat. Kaivosalueella syntyy lisäksi mineraalijätteitä rikastamon puhdistuksesta sekä selkeytysaltaiden lietekertyminä ja kalkkikivipatojen kunnostuksen kiviainesjätteinä (Kaivostoiminnasta syntyvät mineraalijätteet kaivostoiminnan eri vaiheissa, tähdellä (*))

merkittäviä ei lueta lainsäädännössä kaivannaisjätteiksi.). Louhittavat mineraaliesiintymät ovat kaikki erilaisia ja siten kaivostoiminnasta muodostuvat jätejakeet riippuvat prosessointimenetelmän lisäksi malmityypistä ja ympäröivän alueen geologisista piirteistä.

Suomen lainsäädännössä esitetään kriteereitä kaivannaisjätteiden luokitukseen, johon vaikuttavat esimerkiksi jätteen sisältämien ympäristölle haitallisten aineiden määrät ja liukoisuudet, kyky tuottaa happamia valumavesiä sekä erikseen määritellyt vaaraominaisuudet. Kaivannaisjäte voidaan luokitella pysyväksi jätteeksi (inertti jäte), mikäli kaivannaisjäteasutuksessa (Vna 190/2013) esitetyt kriteerit täyttyvät. Jäteasetuksessa (Vna 179/2012) jätteet luokitella sitä vastoin ominaisuuksiensa puolesta joko vaaralliseksi jätteeksi tai jätteeksi, joka ei ole pysyvää eikä vaarallista. Kaivannaisjätteeseen, joka sijoitetaan tuotantopaikansa yhteydessä olevalle jätealueelle, ei sovelleta kaatopaikkasäätelyä. Säätelyä tulee kuitenkin soveltaa, mikäli kaivannaisjäte kuljetetaan muualle sijoitettavaksi tai kaivannaisjätteen jätealueelle sijoitetaan muuta jätettä kuin kaivannaisjätettä. Molemmissa tapauksissa kaatopaikan tunnusmerkkien on täyttyvä (EU 2006).

Vanhat kaivannaisjätealueet ovat perinteisesti turve- tai moreenipohjaisia alueita, joihin rikastushiekka-alueet on rajattu joko maastomuotojen kuten kumpujen ja mäkien avulla tai patorakentein. Jätealueiden pinta-ala vaihtelee muutamista hehtaareista satoihin hehtaareihin, joten niihin voi kertyä suuria määriä sadevesiä. Rikastushiekka-aitaiden padot ovat enimmäkseen maapatoja tai patoja, joissa usein luonnonmaasta tehty tiivisteosa on peitetty louhepenkereellä. Maapadot jaetaan homogeenisiin maapatoihin ja vyöhykepatoihin. Vyöhykepadot on rakennettu useasta materiaalista, joiden vedenläpäisevyysominaisuudet vaihtelevat. Homogeeniset maapadot rakennetaan pääsääntöisesti kokonaan yhdestä riittävän heikosti vettä läpäisevästä aineksestä (Sivonen & Frilander 2001). Sivukivet on läjitetty vanhoilla kaivosalueilla kuljetusteknisistä syistä usein lähelle avolouhosta tai maanalaisten kaivosten nostokuilujen läheisyyteen pohjarakenteita tai vesijärjestelmiä sen enempää miettimättä. Lisäksi sivukiviä on voitu hyödyntää kaivosalueen tai lähialueen (esim. taajama) rakentamisessa. Kaivannaisjätteen ominaisuudet luokituksiin luovat nykyisin pohjan läjitysvaatimuksille, esimerkiksi pohjarakenteiden suoto-ominaisuuksille (Isomäki et al. 2018, MWEI BREF 2018). Kaivannaisjätealueiden sijainti ja rakenteet tulee huomioida nykyisin kaivoksen ympäristövaikutusten arviointimenettelyssä eli jo ennen kaivoksen rakentamista (Jantunen et al. 2015). Kaivannaisjätteiden ja niiden tyypillisesti sisältämien haitta-aineiden ominaisuuksista, käyttäytymisestä ja ympäristövaikutuksista on saatavissa runsaasti tietoa lukuisista kirjallisuuslähteistä (esim. Salomons 1995, Morin & Hutt 1997, Jambor et al. 2003, Toropainen 2006, Reinikainen 2007, INAP 2014, Heikkinen 2009, Lottermoser 2017).

Taulukko 1. Kaivostoiminnasta syntyvät mineraalijätteet kaivostoiminnan eri vaiheissa, tähdellä (*) merkittyjä ei lueta lainsäädännössä kaivannaisjätteiksi.

TOIMINTO	JÄTEJAE / OMINAISUUDET
MAANSIIRTO	MAANPOISTOMASSAT
	Irtomaat eli pintamaat, jotka ovat kallio- tai maaperän pintakerroksesta irrotettua orgaanista ja/tai epäorgaanista ainesta. Hyödynnetään alueen sulkemisessa tai rakentamisessa ja läjitetään yleensä louhoksen läheisyyteen. Pintamaat luetaan pilaantumattomaksi maa-ainekseksi, mikäli ne ovat luonnontilaisia tai eivät sisällä haitallisia aineita, joista voi aiheutua ympäristön pilaantumista tai sen vaaraa.
LOUHINTA	SIVUKIVET
	Tuotantoon soveltumaton arvomineraalipitoisuudeltaan alhainen kivi, joka poistetaan varsinaisen malmin louhinnan yhteydessä. Läjitetään yleensä kasoiksi ja kiveä pyritään sen ominaisuuksista riippuen hyödyntämään rakentamisessa tai louhos-/ tunnelitöissä. Saattaa sisältää räjähdysainejäämiä (tyyppihdisteitä).
RIKASTUS	RIKASTUSHIEKAT
	Rikastuksessa syntyvää jäännöshiekkaa, jonka vesipitoisuus on usein merkittävä ja mukana voi olla rikastuskemikaalijäämiä. Läjitetään yleensä padottuihin altaisiin lähelle rikastamoita. Ominaisuuksiensa mukaan voidaan hyödyntää esim. kaivospatojen korotuksissa tai tunnelitöissä.
	BIOLIUTUKSEN JÄÄNNÖSKASAT
	Bioliutuksessa jauhettu kiviaines rikastetaan kasoissa lisäämällä bakteereita, vettä ja happea. Tuotannosta poistettu toisen vaiheen liutusalue luokitellaan kaivannaisjätteen jätealueeksi.
	RIKASTAMOLLA SYNTYVÄT SAKAT JA LIETTEET*
Syntyvät esimerkiksi rikastamolaitteiden ja -välineiden puhdistuksessa.	
LÄJITYS	LÄJITYKSEN AIKANA SYNTYVÄT LIETTEET, SAKAT JA KIVIAINES*
	Esimerkiksi vesien mukana selkeytysaltaisiin kertyvä liete (mahdollinen ruoppaus), kosteikkojen sakat tai kalkkikivipatojen kunnostuksen yhteydessä kerättävä kiviaines.

Mikäli sivukiviä ei ole pystytty hyödyntämään rakentamisessa, niitä on läjitetty pääasiallisesti kasoihin, jotka voivat olla korkeita ja jyrkkärinteisiä. Rikastushiekkaa ja sivukiviä on voitu sijoittaa myös avolouhokseen tai kaivostunneleiden täytöksi, jolloin läjitysalueen kapasiteetin tarve vähenee. Vanhoja kaivannaisjätealueita voi olla vaikeaa erottaa maastossa, sillä läjitysalueet voivat olla kooltaan pieniä ja niitä voi olla useita. Lisäksi läjitys ei välttämättä ole ollut järjestelmällistä eikä siitä ole tehty tai säilynyt asiakirjoja. Varsinaisten läjitysalueiden lisäksi kaivannaisjätteitä on voitu hyödyntää hajanaisesti ympäri kaivosaluetta erilaisissa maarakenteissa (padot, kenttien pohjat, teiden rakenteet, täytemaat). Kaivannaisjätettä on voitu myös viedä hyödynnettäväksi kaivosalueen ulkopuolelle.

Vanhat kaivoskohteet on joko suljettu sen hetkisen lainsäädännön ja tietotaidon mukaan tai hylätty yhtiön konkurssin myötä, jolloin kaivosalue on useassa tapauksessa jätetty osittain tai lähes kokonaan kunnostamatta. Koska kaivosten sulkemistoimenpiteille ei ole lainsäädännössä määriteltyjä yhtenäisiä vaatimuksia ja tehdyt toimenpiteet ovat olleet enimmäkseen kaivoskohtaisia sekä ajankuvalle ominaisia. Tyypillisimpiä suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden sulkemistoimenpiteitä ovat olleet jätteen kuivattaminen, rikastushiekka-altaan peittäminen moreenilla, kasvittaminen ja patojen muotoilu.

Vanhoilla jätealueilla puutteelliset sulkemistoimenpiteet, kuten peittokerroksen ohuus (alle 0,5 m) tai sen puuttuminen, ovat voineet lisätä haitallisia ympäristövaikutuksia monin eri tavoin. Ympäristövaikutukset kohdistuvat mm. pohja- ja pintavesiin, maaperään, ilmanlaatuun sekä eliöstön ja kasvillisuuden kautta luonnon monimuotoisuuteen sekä maisemaan (Taulukko 2). Vaikutukset voivat olla paikallisia tai kohdistua laajoille alueille esimerkiksi pintavesikulkeutumisen johdosta. Vaikutukset voivat kohdistua myös elinkeinoon, luonnon virkistyskäyttöön, terveyteen, viihtyvyyteen sekä yleisesti alueen elinoloihin. Kaivannaisjätteiden maanpäälliset läjitysalueet voivat olla suuria, jolloin ympäristövaikutuksiin kuuluvat yhtälailla maiseman muutokset ja maankäyttörajoitukset. Kaivannaisjätealueen laajuuden ja jätemäärän lisäksi ympäristökuormitukseen ja -haittoihin vaikuttavat kaivannaisjätteen fysikaaliset ja geokemialliset ominaisuudet, kaivostoiminnan louhinta-, kuljetus-, prosessointi- ja läjitysmenetelmät, käytetyt kemikaalit sekä ympäristöolosuhteet.

Taulukko 2. Esimerkkejä kaivannaisjätealueen mahdollisista vaikutuksista ympäröivään alueeseen (muokattu: Heikkinen et al. 2005, DHI 2012).

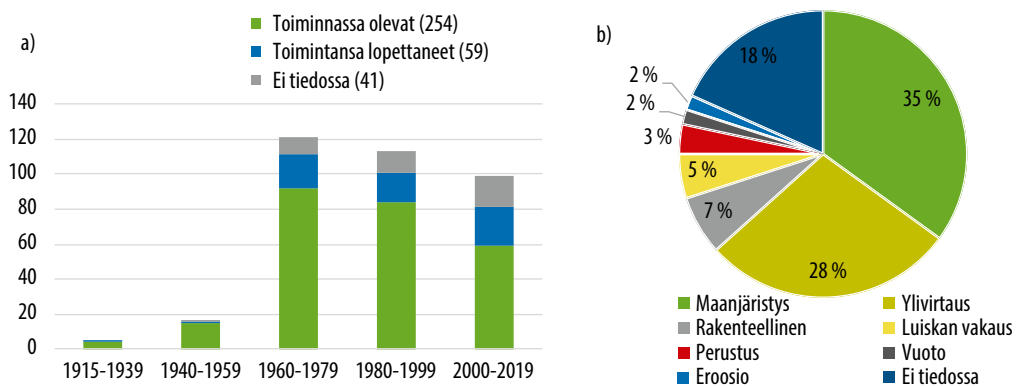
AIHEUTTAJA	VAIKUTUS
Fysikaaliset muutokset Seurausta vakauden muutoksista esim. eroosiosta	<ul style="list-style-type: none"> • Vajoamat, sortumat (mahdolliset turvallisuusriskit) • Ojien muutokset, muuttuneet maastonmuodot • Muutokset pohjavesien virtauksissa tai sedimentaatiossa • Muutokset pinta- ja pohjavesien sekä maaperän tai sedimenttien ominaisuuksissa tai määrässä
Kemialliset muutokset Seurausta jätteen rapautumisesta ja pölyämisestä	<ul style="list-style-type: none"> • Haitta-ainemäärän kasvu ja kulkeutuminen laajemmalle alueelle • Pinta- ja pohjaveden laadun muutokset • Vesien happamoituminen, haitta-ainepitoisuuden kasvu <ul style="list-style-type: none"> • Vesistöjen pilaantuminen • Maaperän pilaantuminen • Haitta-aineiden kertyminen vesistöjen pohjasedimentteihin
Ekologiset muutokset Seurausta kohonneesta haitta-ainepitoisuudesta	<ul style="list-style-type: none"> • Muutokset kasvillisuudessa, eliöstössä, ekosysteemissä tai ekologisissa prosesseissa <ul style="list-style-type: none"> • Pilaantunut maaperä ja vesi • Uhat luonnonsuojelualueisiin, uhanalaisille eläimille ja kasveille jne.
Sosioekonomiset muutokset Seurausta riittämättömistä sulkemistoimenpiteistä yleisesti	<ul style="list-style-type: none"> • Muutokset maisemakuvassa • Ilmanlaadun huononeminen ja vaikutukset hyvinvointiin, elämänlaatuun <ul style="list-style-type: none"> • Pöly- ja hajuhaitat • Vaikutukset ja rajoitukset maankäyttöön • Vaikutukset ja rajoitukset luonnonvarojen käyttöön ja hyödyntämiseen <ul style="list-style-type: none"> • Maannoksen puuttuminen, säteily, fysikaalinen ja kemiallinen stabiileetti • Veden hyödyntämiseen kohdistuvat rajoitukset (kemialliset muutokset) • Vaikutukset terveyteen ja turvallisuuteen (fysikaaliset/kemialliset muutokset)

Tyypillinen suljetun tai hylätyn kaivannaisjätealueen ympäristövaikutus kohdistuu lähi-alueen vesistöön. Kaivannaisjätteen rapautumiselle suotuisat olosuhteet voivat muuttaa hiljalleen vastaanottavan vesistön kemiaa kohonneiden metalli- ja suolapitoisuuksien sekä happamoitumisen seurauksena. Muutokset voivat edesauttaa vesistössä olevien tai sinne muualta kulkeutuvien metalliyhdisteiden liukenemistä. Laskeva pH voi tehdä vesistön

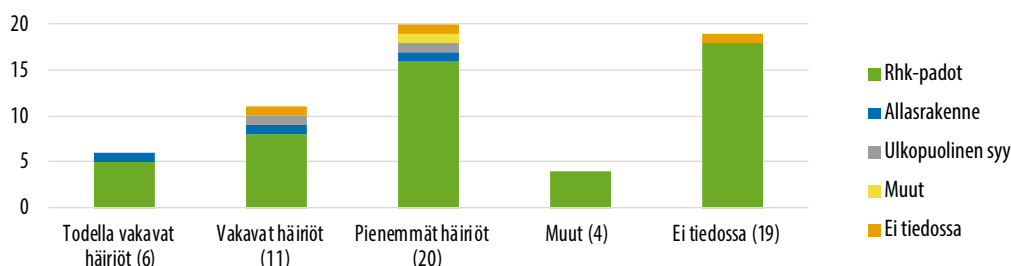
elinkelvottomaksi joillekin eliöille sekä rajoittaa veden käyttöä esim. löyly- tai uimavetenä (esim. Kauppila et al. 2013). Kaivosalueelta peräisin olevien vesien takia järvissä voi esiintyä myös vesien rehevöitymistä, vuodenaikaskierron häiriintymistä, pysyvää kerrostumista (suolaisuuden ja hapettomuuden kasvu syvänteissä) sekä sedimentin haitta-ainepitoisuuksien nousua. Suolaisten, luonnonvesiä raskaampien, kaivosperäisten valumavesien vaikutus ilmenee yleensä selvemmin syvemmissä vesikerroksissa.

Suoto- ja valumavesien kontaminaation lisäksi kaivannaisjätealueen ympäristövaikutuksista keskeisiä etenkin vakavuudeltaan ovat kaivannaisjätealueiden rakenteista johtuvat häiriötilanteet ja onnettomuudet (esim. Kossoff et al. 2014). Kaivosten rikastushiekka-alueiden onnettomuus- ja häiriötilanteita kokoava yhdysvaltalainen organisaatio *WMTF* (*World Mine Tailings Failures*) on listannut tiedossa olevia suuronnettomuuksia ja häiriötilanteita sattuneen 1960-luvulta lähtien lähes vuosittain käytöstä poistetuilla kaivannaisjätealueilla (Kuva 1a). Näistä yli 70 % luokiteltiin patohäiriöksi ja lähes 30 % kaikista häiriötilanteista arvioitiin ollen vakavia tai todella vakavia (Kuva 2). Häiriötilanteiden yleisimpinä aiheuttajina olivat maanjäristykset tai ylivirtaus. Muita syitä olivat mm. jätealueen rakenteelliset ongelmat, luiskan vakaus (stabiliteetti), vika perustuksessa, vuoto tai eroosio (kuva 1b). *WMTF*:n (2019) ylläpitämä avoin tietokanta ei sisällä yhtään Suomessa tapahtunutta suljetun tai hylätyn kaivannaisjätealueen suuronnettomuutta. Myöskään Suomen suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kartoituksessa (KAJAK I) ei tullut esiin vakavaa vaaraa aiheuttavia patorakenteita tai jälkiä kaivannaisjätealueiden merkittävästä onnettomuuksista (Räisänen et al. 2013).

Kuva 1. a) Raportoidut ja tunnistetut kaivannaisjätealueiden häiriöiden ja onnettomuuksien määrät maailmanlaajuisesti vuosien 1915–2019 välillä. b) Toimintansa lopettaneiden kaivosten pato- ja rikastushiekka-aldaiden häiriötilanteiden syyt vuosina 1915–2019. (ICOLD 2001, WMTF 2019)



Kuva 2. Tiedossa olevat vuosien 1915–2019 välisenä aikana eri puolilla maailmaa toimintansa lopettaneiden kaivosten rikastushiekka-alueiden häiriötilanteet eriteltyinä onnettomuuden vakavuuden ja rakenteellisen syyn mukaan (ICOLD 2001, WMTF 2019).



2.2 Keskeinen säädösperusta

Kaivosteollisuutta on Suomessa säädelty yleisillä laeilla 1700-luvulta lähtien. Sitä ennen toimintaa säädeltiin kaivoskohtaisilla erioikeuksilla ja vuorijärjestyksillä (Tuomainen 2001). Kaivostoimintaan liittyvän lainsäädännön kehittymiseen on viime vuosikymmenten aikana vaikuttanut liittyminen Euroopan unioniin ja nykyisin kaivostoiminnan aloittaminen ja harjoittaminen edellyttävät useita eri säädöksiin perustuvia lupia. Näitä on käsitelty muun muassa metallimalmikaivosten parhaat ympäristökäytännöt -oppaassa (Kauppila et al. 2011) sekä kaivosten ympäristöturvallisuutta pohtineen työryhmän (KyTu) raportissa (YM 2014c). Suomen vanhojen kaivannaisjätealueiden sulkemistoimenpiteisiin ovat vaikuttaneet kulloinkin voimassa oleva lainsäädäntö ja alueellisten viranomaisten näkemykset sekä vallitsevat käytännöt. Jätealueiden sulkemista nykyisen ympäristölainsäädännön mukaisesti on käsitelty muun muassa KAJAK II -hankkeessa (Tornivaara et al. 2018).

Kaivostoiminnan ympäristöasioihin vaikuttavaa lainsäädäntöä uusittiin vuonna 2000 voimaan tulleella (86/2000) ja vuonna 2014 uudistetulla ympäristönsuojelulain (527/2014) ja -asetuksella (Vna 713/2014). Ympäristönsuojelulain ja -asetuksen lisäksi keskeisempiä kaivannaisjätteitä ja -jätealueita koskevia säädöksiä ovat kaivannaisjätedirektiivin (2006/21/EY; EU 2006) täytäntöönpano valtioneuvoston asetuksella kaivannaisjätteistä (190/2013) ja kaivoslaki (621/2011). Muita kaivoksiin ja kaivosalueisiin liittyviä oleellisia säädöksiä ovat vesilaki (587/2011), jätelaki (646/2011), ympäristövaikutusten arviointimenettelystä annettu laki (252/2017) ja -asetus (277/2017), luonnonsuojelulaki (1096/1996), maankäyttö ja rakennuslaki (132/1999), patoturvallisuuslaki (494/2009) ja -asetus (319/2010), kemikaaliturvallisuuslaki (390/2005), ydinenergialaki (990/1987), säteilylaki (859/2018) sekä valtioneuvoston asetukset vaarallisten kemikaalien käsittelyn ja varastoinnin valvonnasta (685/2015), räjähteiden valmistuksen ja varastoinnin valvonnasta (819/2015), kaatopaikoista (331/2013) ja maa-ainesten ottamisesta (926/2005). Oleellista on ymmärtää, että kaivannaistoimintaa ja siten myös kaivannaisjätealueita säännellään useiden eri säädösten

perusteella ja että säädökset ovat pääsääntöisesti huomattavasti kaivosalaa laajempia. Vanhojen suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden riskiperusteinen kunnostustarpeen arviointi perustuu kuitenkin ensisijaisesti ympäristösuojelulakiin (527/2014).

Vuonna 2008 voimaan tulleen ja vuonna 2013 päivitetyn EU:n kaivannaisjätedirektiivin keskeisenä tavoitteena on estää tai minimoida kaivannaisjätealueista johtuva ympäristön pilaantuminen niin lyhyellä kuin pitkällä aikavälillä. Se asettaa vaatimuksia kaivannaisjätealueen suunnitteluun, toimintaan, sulkemiseen ja jälkihoitoon liittyen (EU 2006). Direktiivi on toimeenpantu valtioneuvoston asetuksella kaivannaisjätteistä (Vna 190/2013, myöh. kaivannaisjäteasetus). Kaivannaisjäteasetuksen tavoitteena on hyödyntää louhituista maa- ja kiviaineksia tehokkaasti ja estää kaivannaisjätteen sijoittamisesta lyhyellä ja pitkällä aikavälillä aiheutuvat haitat. Asetuksen piiriin kuuluvat kaikki kaivostoiminnassa muodostuvat maa- ja kiviainesjätteet, pois lukien rikastuksessa ja läjityksessä syntyvät sakat ja lietteet. Niiden luokittelu jätteeksi tehdään jätelain nojalla. Kaivannaisjäteasetuksessa käydään läpi kaivannaisjätteen ominaisuuksien määrittely ja niitä koskevien tietojen kokoaminen sekä määritellään perusteet, joiden täytyessä kaivannaisjäte voidaan luokitella pysyväksi jätteeksi. Asetuksen siirtymäsäännöksen mukaan asetusta ei kuitenkaan sovelleta, jos kaivannaisjätteen jätealue on poistettu käytöstä lain mukaisesti ennen 13.6.2008.

Patoturvallisuuslaissa (494/2009, 23 §) säädetään padon käytön lakkaamisesta patoturvallisuuslain näkökulmasta. Patoturvallisuusoppaan mukaan käytöstä poistaminen mahdollistuu patorakenteiden purkamisen seurauksena tai kun padosta ei aiheudu patoturvallisuuslain mukaista vahingonvaaraa, eikä pato ole neljännen pykälän määritelmän mukainen pato. Kaivosten stressitestauksen (Välisalo et al. 2014) mukaan patoturvallisuuslaista, -asetuksesta ja -oppaasta ei kuitenkaan löytynyt kriteereitä kaivospadon lakkaamisesta patoturvallisuuden mukaisesti. Toimenpide olisi turvallisuuden kohentamisen kannalta selkeä edellytys kaivospadon sulkemisesta pois patoturvallisuuslain mukaisista padoista. Vuonna 2012 julkaistussa ja vuonna 2018 päivitetystä patoturvallisuusoppaassa on esitetty laajasti patoturvallisuuskäytäntöjä (Isomäki et al. 2018).

Kaivannaisjätteissä voi olla luonnon radioaktiivisia aineita (NORM), jotka tuottavat ionisoivaa säteilyä. Toisin kuin ydinenergialain mukaisessa toiminnassa, muussa kaivostoiminnassa muodostuvien jätteiden luokittelu radioaktiiviseksi jätteeksi tehdään säteilylainsäädännön nojalla. Säteilyä valvoo säteilyturvakeskus (STUK), joka pohjaa toimintansa säteilylakiin (859/2018) ja valtioneuvoston asetukseen ionisoivasta säteilystä (1034/2018). Valtioneuvoston asetuksen mukaan kiinteät jätteet, joiden aktiivisuuspitoisuus on suurempi kuin säteilylain 85 §:ssä tarkoitettu vapauttamisraja, ovat radioaktiivisia jätteitä. Kuitenkin vapauttamisrajan ylittäviä jätteitä ei lueta radioaktiivisiksi jätteiksi, mikäli ne ovat syntyneet luonnonsäteilylle altistavassa toiminnassa, johon luetaan myös uraanin ja/tai toriumin tuotantoon tähtäämätön kaivostoiminta. Tällaisten alueiden osalta tulee kuitenkin huomioida säteilyturvallisuus.

Kestävässä kaivostoiminnassa parhaiden käyttökelpoisten tekniikoiden (BAT) kehittymisen seuraaminen ja hyödyntäminen sekä sulkemis- ja jälkihoitoratkaisujen suunnittelu jo suunnitteluvaiheessa ovat keskeisessä asemassa. Kaivannaisjätteiden hallinnan BAT-tekniikoita koskevassa vertailuasiakirjassa on koostettu tietoa kaivannaisteollisuudesta, kaivannaisjätteistä ja niiden ympäristövaikutuksista sekä kaivannaisjätteiden ja ympäristövaikutusten hallintamenetelmistä ja -tekniikoista (MWEI BREF 2018). Vertailuasiakirjan luvun 5 BAT-päätelmissä ja vertailuasiakirjaan pohjautuvassa suomenkielisessä oppaassa (Kivipelto et al. 2020) on esitetty ne tekniikat, käytännöt ja toimenpiteet, joita voidaan soveltaa kaivos Hankkeen eri vaiheissa kaivannaisjätteiden hallinnassa sekä kaivannaisjätteistä aiheutuvien haitallisten vaikutusten ehkäisyssä (MWEI BREF 2018). Ohjeistuksen liitteessä 1 on koottu luetteloksi suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden riskinarviointiin, kunnostukseen ja jälkitarkkailuun soveltuvia MWEI BREF-asiakirjassa esitettyjä menetelmiä ja tekniikoita.

Ympäristönsuojelulaki (527/2014) on pilaantumisen torjunnan yleislaki, joka sisältää säännöksiä maaperän, vesien ja ilman suojelusta. Sitä sovelletaan kaikkeen toimintaan, josta aiheutuu tai saattaa aiheutua ympäristön pilaantumista, mukaan lukien suljetut ja hylätyt kaivannaisjätealueet. Ympäristön pilaantuminen käsitteenä, YSL 5 §:n mukaisesti, viittaa toiminnasta aiheutuvien päästöjen aiheuttamiin haittoihin terveydelle tai luonnolle, luonnonvarojen käytön vaikeutumiseen tai alueen muiden käyttöarvojen vähentymiseen. Kaivannaisjätealueilla ympäristöä mahdollisesti pilaavat päästöt koskevat erityisesti kaivannaisjätteitä huuhtovien valumavesien ja niiden sisältämien haitallisten aineiden päättymistä alueen pohjaveteen tai vesistöihin. Ympäristön pilaantumisen määrittelemät päästöt ja niiden seurauksena aiheutuvat haitat esimerkiksi pohja- tai pintaveden laadulle on arvioitava tapauskohtaisesti kaivannaisjätteen ominaisuudet sekä alueen maankäyttö ja ympäristöolosuhteet huomioon ottaen. Jos kaivannaisjätealueesta arvioinnin perusteella aiheutuu tai voi aiheutua merkityksellistä haittaa, alueella tarvitaan toimenpiteitä, joilla haitan muodostuminen estetään tai sitä rajoitetaan (YSL 7 §).

Pinta- ja pohjavesien suojelusta säädetään myös laissa vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä (1299/2004) sekä valtioneuvoston asetuksella vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (1022/2006), jotka ovat osa EU:n vesipuitelidirektiivin 2000/60/EY (EU 2000a) kansallista täytäntöönpanoa. Direktiivi velvoittaa jäsenmaat järjestämään vesienhoidonsa siten, ettei vesimuodostumien tila heikkene ja, että pinta- ja pohjavesimuodostumien tila on vähintään hyvä. Täten vesipuitelidirektiivi vaikuttaa pinta- ja pohjavesien tilan heikentymisen kautta välillisesti myös vanhoihin kaivannaisjätealueisiin. Vesirakentamista säädellään vesilain (587/2011), jonka mukaisessa lupapäätöksessä toiminnanharjoittaja veloitetaan tarkkailemaan tarvittaessa toimintansa ympäristövaikutuksia. Vesienhoito tulee vesilain ja ympäristönsuojelulain mukaan huomioida lupaharkinnassa, mutta vesienhoitosuunnitelmia tai vesienhoidon ympäristötavoitteita ei mainita lupien muuttamisen perusteena (Valtioneuvosto 2018).

Luvanvaraisen toiminnan päätyttyä toimintaa harjoittanut vastaa edelleen lupamääräysten mukaisesti tarvittavista toimista ympäristön pilaantumisen ehkäisemiseksi, toiminnan vaikutusten selvittämisestä ja tarkkailusta lupapäätöksessä määrätyn ajan. Jos toiminnanharjoittajaa ei enää ole tai häntä ei tavoiteta ja lopetetun toiminnan ympäristövaikutusten valvomiseksi on tarpeen tarkkailla ympäristöä, tarkkailusta vastaa toiminta-alueen haltija. Vastuut määräytyvät täten eri tavalla kaivoslain ja ympäristönsuojelulainsäädännön nojalla, joten vaikka toiminnanharjoittaja olisi vapautunut kaivoslain nojalla asetetuista velvoitteista, ne voivat jatkua edelleen ympäristönsuojelulainsäädännön nojalla. Vastuun sisältöä ja kohdentumista on kuvattu tarkemmin kaivosympäristöturvallisuutta pohtineen viranomaistyöryhmän raportissa (YM 2014c).

Vanhojen kaivosten osalta ympäristövaikutusten tarkkailuvelvollisuudet voivat perustua toimintaa koskeviin viranomaislupiin tai tarkkailusta on voitu sopia maanomistajan tai entisen toiminnanharjoittajan kanssa. Uudempien kaivosten jälkivalvonnassa keskeistä on toiminnanharjoittajan tarkkailu- ja selvilläölovelvollisuus sekä poikkeustilanteita koskeva ilmoitusmenettely, jonka avulla viranomaiset voivat havaita ja puuttua ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavaan toimintaan tai sen haittavaikutuksiin (YSL 527/2014). Kaivos-toiminnan harjoittajan ajautuminen ennen toiminnan päättymistä maksukyvyttömäksi tai muuten kykenemättömäksi huolehtimaan sille kuuluvista velvollisuuksista on voinut johtaa vanhojen kaivannaisjätealueiden kohdalla sulkemistoimenpiteiden laiminlyöntiin. Toisaalta sulkemistoimet on usein vanhojen kaivosten osalta tehty ajanmukaisten lupien ja käytäntöjen mukaisesti, joiden ei kaikilta osin katsota nykyisellään olevan riittäviä. Sulkemistoimenpiteitä ei siis ole aina laiminlyöty. Toiminnassa olevan kaivosalueen asianmukainen sulkeminen ja jälkihoito pyritään turvaamaan vakuussäätelyllä, joka on tarpeellinen erityisesti toiminnanharjoittajan konkurssitilanteessa. Ympäristönsuojelu- ja kaivoslain mukaisten vakuuksien asettamisvelvollisuus ja määrä ratkaistaan kaivos- ja ympäristöluvan lupaharkinnan yhteydessä.

2.3 Suomen suljetut ja hylätyt kaivannaisjätealueet ja niiden kartoitus (KAJAK I ja II)

Kaivannaisjätedirektiivi (2006/21/EY; EU 2006) velvoitti EU:n jäsenmaat luetteloimaan 1.5.2012 mennessä vakavaa ympäristö- tai terveyshaittaa tai niiden vaaraa aiheuttavat suljetut ja hylätyt kaivannaisjätealueet. Veloitteen pohjalta syntyi Suomessa ensimmäinen KAJAK-hanke, joka hyödynsi kansallisia kartoituksia varten laadittuja ohjeistuksia (Stanley et al. 2011, DHI 2012). KAJAK I-hankkeen loppuraportissa jatkotoimenpideselvitystarve esitettiin 30 kaivosalueen 42 kaivannaisjätealueelle (Räisänen et al. 2013). Näillä jätealueilla ei tunnistettu vakavaa vaaraa aiheuttavia patoja. Suomessa tarkastelun ulkopuolelle rajattiin kaivokset, joiden kaivannaisjättemäärät ovat pieniä (kokonaislouhinta alle 10 000

t tai maan päälle läjitetty kaivannaisjäte alle 1 000 t) tai joiden kiviaineksen ei katsota sisältävän merkittävästi haitallisia aineita (esim. mikäli jäte ei sisällä sulfidi- ja/tai sulfaattimineraaleja). Hanke ei sisältänyt maastokäyntejä tai uusia analyysejä. Hankkeen pohjalta ympäristöministeriö julkaisi luettelon neljästäkymmenestä mahdollisesta riskikohteesta (Stén 2012), josta tietojen tarkennuttua karsittiin myöhemmin yhdeksän kohdetta (Koivuhuhta 2020).

Jatkohankkeessa (KAJAK II v. 2015–2018) selvitettiin mahdollisia jatkotoimenpiteitä vaativien kohteiden nykytilaa tarkemmin (esim. maisemointi, peittorakenteen kattavuus, kasvillisuuden leviäminen). Hanke sisälsi maastokäyntejä ja osasta kohteita mitattiin suoto- ja jätealueiden pintavesien fysikaalista laatua sekä otettiin vesinäytteitä. Vesien kemialliset parametrit koostettiin kuitenkin pääasiallisesti saatavilla olevasta aineistosta. Loppuraportissa esitettiin kaivosalueiden vaikutukset maankäyttöön, suositukset jatkotoimenpiteiksi sekä mainittiin, mikäli jätealueiden kunnostusta suunniteltaessa on syytä selvittää uhanalaisia ja vaarantuneita lajeja ja niiden suojelutarpeita (Tornivaara et al. 2018). Kaivoskohteet jaoteltiin viiteen ryhmään perustuen jätealueen mahdollisiin ympäristövaikutuksiin sekä hankkeen aikaiseen tilanteeseen, kuten käynnissä olevaan ympäristöluvan mukaiseen kunnostukseen tai olemassa olevaan kaivospiiriin (suluissa kaivoskohteiden määrä v. 2018):

1. Kaivosalueet, jotka tuottavat happamia valumavesiä (11 kpl).
2. Kaivosalueet, jotka tuottavat neutraaleja tai lähes neutraaleja metallipitoisia vesiä, ja joille suositellaan nykytila- ja/tai kunnostustarveselvityksiä (6 kpl).
3. Kaivosalueet, joiden ympäristökuormituksesta on saatavilla vain vähän tietoa (2 kpl).
4. a. Kaivosalueet, joissa on voimassa kaivospiiri tai käynnissä ympäristöluvan alainen kunnostus. Mikäli kunnostustoimenpiteet todetaan jälkitarkkailun ja/tai lisäkunnostuksen jälkeen toimiviksi tai kaivostoiminta käynnistyy uudelleen, ehdotetaan kaivoskohteet jätealueet poistettavaksi kaivannaisjätedirektiiviin perustuvasta EU:n kaivannaisjäteluettelosta (10 kpl).
- b. Kaivosalueet, joiden ympäristökuormitus on vähäistä, ja jotka ehdotetaan poistettavaksi kaivannaisjätedirektiiviin perustuvasta EU:n kaivannaisjäteluettelosta (3 kpl).
5. Kaivoskohteet, jotka on rajattu KAJAK II -hankkeen ulkopuolelle, ja suositellaan poistettavaksi kaivannaisjätedirektiiviin perustuvasta EU:n kaivannaisjäteluettelosta (9 kpl).

Hankkeen johtopäätöksenä oli suositus jatkotutkimuksien kohdentamisesta ensisijaisesti keskeisimmälle 19 kaivoskohteelle (ryhmät 1.-3.). Näiden lisäksi kymmenen kaivosta kuuluu ryhmään, jossa kohteilla on tehty kunnostustoimenpiteitä ja jälkitarkkailu on

käynnissä (mahdollinen lisäkunnostustarve) tai ne kuuluvat voimassa olevaan kaivospiiriin, jolloin kunnostaminen ei ole tällä hetkellä ajankohtaista (Tornivaara et al. 2018). Projektin tuloksia hyödynnettiin käytöstä poistettujen kaivannaisjätealueiden riskikohteiden päivityksessä, jolloin listalle jäi edelleen 31 kaivoskohdetta (Koivuhuhta 2020). Keskeisimpien kaivannaisjätealueiden riskit tulisi selvittää siten, että niiden mahdollista kunnostusta pystyttäisiin tarvittaessa edistämään. KAJAK III-hankkeen ohjeistus tähtää näiden kohteiden yhtenäiseen, kattavaan ja riskinarviointiin perustuvaan kunnostustarvearviointiin. Vanhojen ja suljettujen kaivannaisjätealueiden tutkimiselle, riskinarvioinnille ja tarvittavien kunnostustoimenpiteiden toteuttamiselle ei ole toistaiseksi varattu jatkuvaa rahoitusta valtiolta. Sitä vastoin valtio on osallistunut erillisrahoituksella Hituran ja Särkiniemen kaivosten kunnostusten toteuttamiseen.

Suomen suurimmat sulfidimalmikaivokset, pois lukien vielä toiminnassa olevat kaivokset, suljettiin vuosien 1960–1995 välillä vanhan kaivoslain (503/1965) ollessa voimassa. Peräti 21 kaivosta 37:stä KAJAK I-projektin esille nostamista kaivoksista aloitti toimintansa ennen kyseistä, vuonna 1965 voimaan tullutta kaivoslakia. Suuren kokoluokan sulfidikaivoksista lähiaikoina suljettava Pyhäsalmen kaivos on ensimmäinen, joka suljetaan nykyainsäädännön mukaan toiminnanharjoittajan toimesta. Euroopan komission ohjeistuksessa (DHI 2012) suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden sulkemismenetelmistä esitetään kunnostustrategia, jota Suomen KAJAK I- ja II-hankkeet ovat noudattaneet. Prosessissa korostetaan myös sidosryhmien osallistamista koko prosessin ajan (Kuva 3). Kanadassa pitkään jatkuneissa vanhojen ja suljettujen kaivannaisjätealueiden kartoitus- ja kunnostusprojekteissa (esim. NOAMI 2019) esiin nousseita ongelmia, jotka todennäköisesti soveltuvat ainakin osittain Suomeen, ovat mm.:

1. Vastuiden määrittäminen
 - Liittyy moninaisia säädöksiä ja hallintoalueita, kansainväliset vedet ja kalastus
2. Rahoitus (YM 2014d)
 - Useita eri mahdollisuuksia: teollisuuden, yhteisöjen tai valtionrahoitus, kaivosteollisuuden verot tai rahastot, sakot tai rangaistukset, lahjoitukset tai edellisten yhdistelmät
3. Lainsäädännölliset tai institutionaaliset esteet vapaaehtoiseen kunnostamiseen
 - Yksityisten henkilöiden vastuukysymykset
4. Kohteet voivat olla tulevaisuuden raaka-ainelähteitä
 - Mahdolliset valtaukset.

Kuva 3. Euroopan komission suositus suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostusstrategiasta (mukailtu DHI 2012). KAJAK I- ja KAJAK II-hankkeiden jälkeen Suomessa toteutunut tilanne on esitetty vihreällä (Tornivaara et al. 2018).



3 Riskinarviointi suljetuilla kaivannaisjätealueilla

Tässä luvussa kuvataan suljettujen kaivannaisjätealueiden riskiperusteista kunnostustarpeen arviointia erityisesti ympäristön pilaantumisvaaran näkökulmasta. Esitetty riskinarvioinnin ohjeistus vastaa peruseriaatteiltaan ohjetta pilaantuneiden alueiden arvioinnista (YM 2014a eli ns. PIMA-ohje), mutta siinä keskitytään kaivannaisjätealueiden erityispiirteisiin, kuten happamaan metallipitoiseen kaivosvalumaan ja sen aiheuttamiin pinta- ja pohjavesivaikutuksiin.

Ohjeistuksessa ei ole käsitelty yksityiskohtaisesti kaikkia niitä riskinarvioinnin osatekijöitä, joiden osalta PIMA-ohje soveltuu suoraan myös kaivannaisjätealueiden arviointiin ja arvioinnin dokumentointiin. Tästä syystä tämän ohjeistuksen käyttö edellyttää riskinarviointiprosessin riittävää ymmärtämistä ja sitä tulee soveltaa yhdessä PIMA-ohjeen kanssa. Tämän lisäksi on syytä huomioida, että kaivannaisjätealueen kunnostustarpeeseen ja -tavoitteisiin voivat vaikuttaa esimerkiksi patorakenteiden vakautteen liittyvät turvallisuustekijät (luku 4.8) sekä monet maisemalliset tai sosioekonomiset syyt (luku 5.5.3), joita pilaantumisvaaraan keskittyvällä riskinarvioinnilla ei voida tarkastella.

3.1 Riskinarviointimenettely

Riskinarviointi on prosessi, jossa tunnistetaan, määritetään ja kuvataan haittoja ja riskejä (esim. ISO 31000:2018, IEC 31010:2019). Ympäristön pilaantumista koskevassa riskinarvioinnissa haitalla tarkoitetaan konkreettista seurausta ympäristölle haitallisista päästöistä tai niille altistumisesta. Haitta voi kohdistua ympäristön laatuun, elolliseen luontoon tai ihmisen terveyteen ja se voidaan yleensä mitata tai muulla tavoin todentaa. Riski on arvio haitan luonteesta ja todennäköisyydestä. Mitä suurempi on haitan aiheutumisen todennäköisyys tai seuraus sitä suuremmaksi kasvaa myös riski. Yleensä riski arvioidaan kuitenkin suoraan tietyn, erikseen rajatun ja määritellyn, kohteen ja haitan suhteen. Tällöin riskillä tarkoitetaan vain todennäköisyyttä, jolla kyseinen haitta aiheutuu. Kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnissa haitta ja riski voidaan määrittellä lisäksi turvallisuusnäkökohtien kuten patorakenteiden vakauden kautta.

Riskinarviointimenettelyn keskeinen sisältö muodostuu päästö- ja altistuslähteiden, haitallisten vaikutusten kohteiden sekä näiden välisen yhteyden ja merkityksen osoittamisesta kohdekohtaista tietoa soveltaen (Kuva 4). Tämä kattaa riskinarviointimenettelyn yleiset vaiheet, jotka ovat:

1. Haittojen ja riskien tunnistaminen
2. Haittojen ja riskien määrittäminen
3. Haittojen ja riskien kuvaus.

Käytännössä nämä vaiheet ovat osin päällekkäisiä eikä arviointia usein ole tarkoituksenmukaista toteuttaa tai dokumentoida näiden arviointivaiheiden kautta. Sen sijaan on suositeltavaa, että haittojen ja riskien määrittäminen ja kuvaus toteutetaan ja dokumentoidaan aina kolmessa erillisessä vaiheessa, kun kyse on alueen kunnostustarpeen arvioinnista tai sitä vastavasta puhtaustason määrittelystä. Nämä arviointivaiheet ovat (YM 2014a):

- ympäristön laatuun kohdistuvien kulkeutumisriskien arviointi
- ihmisen terveyteen kohdistuvien terveysriskien arviointi
- elolliseen luontoon kohdistuvien ekologisten riskien arviointi.

Riskinarvioinnin tarkempi sisältö ja toteutustapa vaihtelevat tapauskohtaisesti arvioinnin tavoitteiden ja arvioitavan alueen perusteella. Riskinarviointi on vaiheittain tarkentuva prosessi, jossa kohdekohtaista tietoa täydennetään arvioinnin edetessä, kunnes sen perusteella voidaan tehdä riittävän luotettavia johtopäätöksiä tarkasteltavista haitoista ja riskeistä. Riskinarviointiin käytettävien resurssien optimoimiseksi kaikkien työvaiheiden, kuten taustatiedon keräämisen ja kohdetutkimusten, tulee palvella haittojen ja riskien tapauskohtaista määrittämistä ja niiden perusteella tehtäviä johtopäätöksiä. Tämä edellyttää riskinarviointiprosessin ymmärtämistä ja yksiselitteistä tavoitteenasettelua arvioinnin eri osavaiheissa.

Kuva 4. Haitan ja riskin muodostuminen suljetuilla ja hylätyillä kaivosalueilla (mukailtu: YM 2014a).



Riskinarviointi aloitetaan mahdollisten haittojen tunnistamisella. Tämä perustuu käytössä olevaan tietoon kaivosalueen toimintahistoriasta (ml. aiemmin tehdyt sulkemistoimet), ympäristöolosuhteista, maankäytöstä sekä alueella olevista kaivannaisjätteistä. Näiden tietojen pohjalta muodostetaan kaivosalueen alustava käsitteellinen malli, joka kuvaa sen mahdolliset päästölähteet ja vaikutuskohteet (altistujat) sekä niiden välisen yhteyden. Alustavan käsitteellisen mallin perusteella riskinarviointi voidaan rajata tarkemmin niihin kohteen kaivannaisjätteisiin, haitta-aineisiin, ympäristönsiiniin ja altistujiin, joita merkittävimmät haitat ja riskit oletettavasti koskevat. Kaivostoiminta voi vaikuttaa päästöjen kautta alueen maaperään ja pohjaveteen sekä pintavesiin ja sedimentteihin. Lisäksi päästöt voi syntyä ilmaan joko pölyämisen tai kaasujen muodostumisen takia sekä säteilynä radioaktiivisuuden seurauksena.

Kaivannaisjätealueiden merkittävimmät haitat ja riskit liittyvät useimmiten valumavesien ja suotovesien kautta tapahtuvaan ympäristökuormitukseen. Siksi riskinarvioinnissa on tärkeä pyrkiä tunnistamaan erityisesti jätealueiden sijainti suhteessa valuma-alueisiin (ml. pienvalluma-alueet) sekä valumavesien laatuun vaikuttavat kaivannaisjätteen ominaisuudet, erityisesti hapontuottokyky ja jätteen sisältämät haitalliset aineet. Suljettujen kaivosalueiden sijainnista ja maankäytöstä johtuen suora altistuminen kaivannaisjätteille ja niiden sisältämille haitta-aineille ei sen sijaan yleensä ole yhtä merkittävä riskitekijä kuin esimerkiksi rakennetun ympäristön pilaantuneilla maa-alueilla. Kaivosalueen peittämättömillä tai puutteellisesti peitetyillä osa-alueilla voi kuitenkin olla myös suoran altistumisen mahdollistavia toimintoja kuten parkkipaikkoja, lintukosteikkoja, puunlastausalueita tai rallicross- ja ampumaratoja.

Mahdollisten haittojen ja riskien tunnistamisen jälkeen, määritetään niiden suuruus. Tämä tarkoittaa kvantitatiivista (määrällistä) arviota päästöjen ja altistumisen tasosta sekä näiden seurauksena aiheutuvista vaikutuksista ympäristölle ja terveydelle sekä lyhyen että pitkän ajan kuluessa. Tässä vaiheessa myös arvioinnin tavoitteenasettelua ja arviointikohdeiden rajausta joudutaan usein tarkentamaan. Toteutustapa ja menetelmät haittojen ja riskien määrittämiseksi valitaan tapauskohtaisesti alueen ominaisuudet ja arvioinnin tavoitteet huomioiden. Käytännössä arvion perustana suljetuilla kaivosalueilla ovat kohdetutkimuksista sekä näiden pohjalta tehdyistä laskelmista saatujen tulosten vertaaminen erilaisiin vertailuarvoihin, joilla haittojen ja riskien suuruus tunnistetuissa vaikutuskohteissa, kuten vesistöissä, määritetään. Kohdetutkimukset voivat koskea esimerkiksi kaivannaisjätteen mineralogialla ja geokemiaa, valuma-alueiden hydrologialla sekä haitta-aineiden ympäristöpitoisuuksia.

Kun haittojen ja riskien suuruus on määritetty, kuvataan niiden luonne ja merkittävyys. Tähän sisältyy epävarmuustarkastelu, jossa arvioidaan riskinarvion luotettavuutta ja sitä, voiko arvioinnin tuloksia pitää riittävinä. Haittojen ja riskien kuvaus kytetään arvioinnin edellisiin vaiheisiin ja niissä käytettyihin vertailuarvoihin. Vertailuarvojen ylittymistä tai

alittumista ei tule kuitenkaan tulkita liian suoraviivaisesti, vaan siinä on otettava huomioon mm. lähtötietojen monipuolisuus ja luotettavuus, arvioinnin ajallinen ulottuvuus, vertailuarvojen perusteet sekä käytettyjen arviointimenetelmien soveltuvuus ja rajoitteet. Kaivannaisjätealueilla erityistä huomiota tulee kiinnittää arvioinnin luotettavuuteen suhteessa kaivannaisjätteiden ominaisuuksiin ja ympäristökuormituksessa pitkän ajan kuluessa mahdollisesti tapahtuviin muutoksiin erityisesti haponmuodostuksen osalta.

Riskinarvioinnin lopullisena johtopäätöksenä esitetään perusteltu näkemys haittojen ja riskien hyväksyttävyydestä sekä kaivannaisjätealueen kunnostustarpeesta tai muista mahdollisesti tarvittavista riskinhallintatoimista. Riskinarvioinnin lopputuloksen arvioi ympäristönsuojelulain mukainen toimivaltainen valvontaviranomainen (alueellinen elinkeino- liikenne- ja ympäristökeskus). Riskinarvioinnin tuloksia tulee hyödyntää myös mahdollisen kunnostuksen suunnittelussa ja toteutuksessa, joihin voivat vaikuttaa myös muut kuin ympäristön pilaantumisriskiä koskevat riskitekijät. Riskinarviointimenettelyn edellä kuvatut päävaiheet suljetuilla kaivannaisjätealueilla on esitetty kuvassa 5. Kohteella tehtävän riskinarvioinnin toimintamalli on tiivistetty tarkistuslistoiksi luvussa 7. Tämän lisäksi liitteen 4 tarkistuslistassa käydään yksityiskohtaisesti läpi riskinarvioinnin eri osavaiheissa käsiteltävät ja dokumentoitavat seikat.

KAIVANNAISJÄTEALUEIDEN RISKINARVIOINTIIN LIITTYVIÄ ERITYISPIIRTEITÄ OVAT MM.:

1. Toimintahistoria ja ympäristöolosuhteet

- kaivosalueeseen kuuluu jätealueiden lisäksi yleensä muita päästölähteitä, jotka on otettava huomioon riskinarvioinnissa
- kaivannaisjätettä on usein käytetty kaivosalueella myös jätealueiden ulkopuolella
- kaivostoiminnan aikainen haitta-ainekuormitus näkyy ympäristössä (erityisesti puro- ja järvisedimenteissä)
- metallien luontaiset taustapitoisuudet alueella ovat usein tavanomaista suuremmat
- alueen hydrologia ei yleensä vastaa kaivostoimintaa edeltänyttä tilannetta

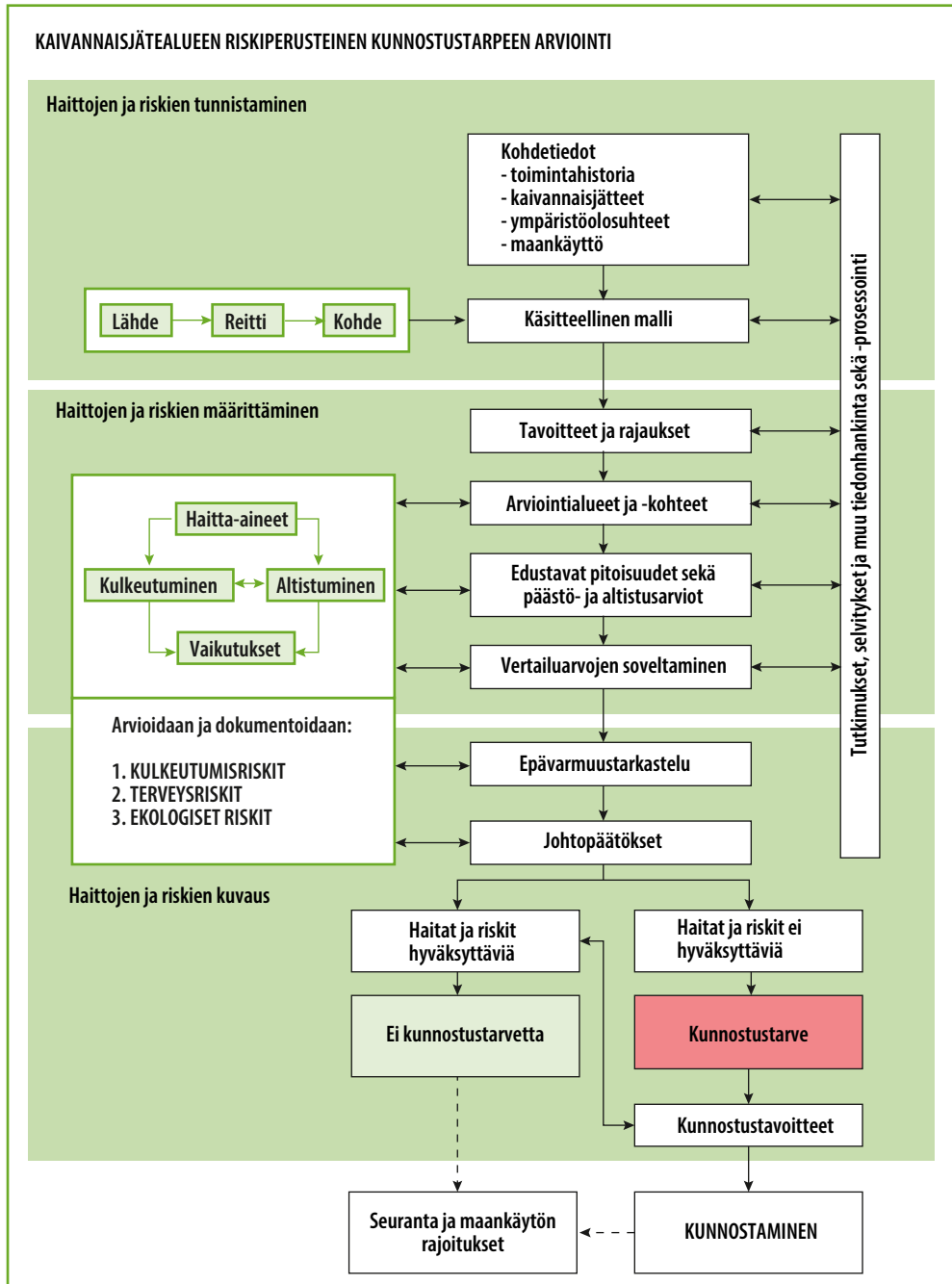
2. Kaivannaisjätteiden pitkäaikaiskäyttäytyminen

- kaivannaisjätteiden käyttäytyminen (haponmuodostus ja puskurointi) voi muuttua ajan saatossa merkittävästi riippuen mineralogiasta ja olosuhteista (hapen ja veden kulkeutuminen)
- sulfidikaivosten jätealueet voivat aiheuttaa ympäristökuormitusta ja -vaikutuksia kymmeniä, satoja tai jopa tuhansia vuosia.

3. Lähde-reitti-kohde -ketju

- kaivannaisjätealueilla riskinarvioinnin painopiste on yleensä haitta-aineiden kulkeutumisessa ja vesistövaikutuksissa toisin kuin rakennetun ympäristön pilaantuneilla alueilla, joilla korostuvat maaperän laatu ja aluetta käyttävien ihmisten suora altistuminen

Kuva 5. Riskiperusteinen kunnostustarpeen arviointi suljetun kaivoksen kaivannaisjätealueella (mukailtu YM 2014a, Tornivaara et al. 2018).



3.2 Riskinarvioinnin kohdetiedot

Tiedot kaivosalueen toimintahistoriasta, kaivannaisjätteiden ominaisuuksista, ympäristöolosuhteista ja alueen maankäytöstä muodostavat perustan kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnille. Tarvittava kohdetietojen määrä ja taso määräytyvät alueen erityispiirteiden sekä riskinarvioinnin tavoitteiden ja siinä käytettävien arviointimenetelmien perusteella. Osaa tiedoista tarvitaan jo riskien tunnistamisvaiheessa ja alustavan käsitteellisen mallin laatimisessa, kun taas toiset tiedot ovat tarpeellisia vasta haittojen ja riskien määrittämisessä (Kuva 5). Arvioinnin edetessä kohdetietoja täydennetään tarpeen mukaan. Toimintansa lopettaneiden kaivosalueiden riskinarvioinnissa keskeisiä kohdetietoja ovat:

- kaivoksen toimintahistoria (3.2.1)
- jätealueen geotekniset rakenteet (3.2.2)
- kaivannaisjätteet (3.2.3)
- ympäristöolosuhteet (3.2.4).

Lisäksi luvussa 3.2.5 esitellään lyhyesti muita mahdollisia kohteen riskinarviointiin vaikuttavia tekijöitä kuten alueen maankäyttöä ja sosioekonomisia tekijöitä.

Aluksi kohteesta kootaan saatavilla olevat tausta-aineistot. Tyypillisiä taustatietojen lähteitä ovat mm. erilaiset kartat ja ilmakuvat, lupa- ja suunnitelma-asiakirjat, ympäristötarkkailujen tulokset, sekä muut kaivostoimintaa ja kaivosalueen ympäristöä koskevat selvitykset. Suljettujen ja hylättyjen kaivosten osalta on tarpeellista selvittää myös Museoviraston suojelutilanne. Ajantasaisia ja vanhoja peruskarttoja on saatavissa esim. Maanmittauslaitoksen verkkopalvelusta sekä alueen omistaneen kaivosyhtiön, GTK:n, TUKES:n tai muiden viranomaisten arkistoista. Ilmakuvat ovat osoittautuneet luotettaviksi lähteiksi esimerkiksi jätealueiden tunnistamisessa. Uusien laserkeilausaineistojen (LiDAR) avulla on kaivoksen iästä riippuen mahdollista tunnistaa muuttuneita alueita vertaamalla niitä esimerkiksi digitoituihin vanhoihin peruskarttoihin. Taustatiedot ovat kuitenkin usein varsin puutteellisia erityisesti kauan sitten suljetuista tai hylätyistä kaivannaisjätealueista, mistä syystä jo riskien tunnistamisvaiheessa voidaan tarvita uutta tutkimustietoa. Lisäksi alueen ympäristön nykytilaa arvioitaessa on kiinnitettävä riittävästi huomiota käytössä olevien taustatietojen luotettavuuteen, kuten aiempien tutkimustulosten edustavuuteen. Taustatietojen keräämisen yhteydessä on syytä suorittaa maastokatselmus, jolla varmistetaan tausta-aineiston riittävyys ja paikkansapitävyys sekä tunnistetaan sitä koskevat puutteet. Tällöin selvitetään myös alueen turvallisuusnäkökohdat.

3.2.1 Kaivoksen toimintahistoria

Kaivoksen toimintahistorian tunteminen on tärkeää erityisesti alustavien päästölähteen tunnistamisessa, haitta-ainetutkimusten suunnittelussa (esim. karakterisointimenetelmien valinnassa) sekä riskinarviointitarpeen tunnistamisessa. Keskeistä on selvittää kaivostoiminnan vaiheet ja prosessit, kaivannaisjätteiden läjitys- ja hyödyntämisalueet ja niillä olevien jätteiden määrät sekä kerätä yhteen saatavilla olevat tiedot toiminnassa käytetyistä kemikaaleista (vastikään suljetut), todetuista päästöistä, havaituista ympäristövaikutuksista, mahdollisista sulkemistoimenpiteistä sekä kaivostoiminnan jälkeisestä muusta käytöstä. Lisäksi on pyrittävä selvittämään keskeisten toimintojen ajankohdat, joita voi soveltaa arvioitaessa riskien ajallista ulottuvuutta esim. suhteessa kaivannaisjätteen mahdollisen haponmuodostuksen etenemiseen (ks. luku). Toisaalta vanhoilla kaivannaisjätealueilla olemassa olevien sulkemistoimenpiteiden riittämättömyys happaman ja/tai metalleja sisältävän valunnan estämiseksi on saattanut jo realisoitua, jolloin tilanne on mittauksin todennettavissa. Kaivoskohteelta kerättävät toimintahistoriatiedot, jotka osaltaan auttavat riskinarvioinnin käsitteellisen mallin muodostamisessa ja tuovat lähtötietoa mahdollisten riskien tunnistamiseen, ovat:

- toiminnan yleiskuvaus, toimintavuodet ja omistajat, louhittavat mineraalit ja louhintamäärä
- toiminnot
 - rikastamo, maanalainen/avolouhos, varastointi- ja lastausalueet, jätealueet
- eri jätejakeet, niiden käsittely ja määrät, kaivannaisjätteiden hyödyntäminen alueella ja mahdolliset läjitysajankohdat
- alueelle tuotujen satelliittimalmien tai muiden mahdollisten alueella rikastettujen kaivosten kiviainesten lähtötiedot (mitä, missä, kuinka paljon ja milloin?)
- rikastus- ja läjitystekniikka
 - padot, pohja- ja peittoratkaisut esim. käytetyt tekniikat ja materiaalit
- alueella käytetyt, käsitellyt, varastoidut tai syntyneet haitta-aineet
 - esim. räjäytysaineet ja rikastuskemikaalit (mitä, missä, kuinka paljon ja milloin?)
- tiedossa olevat päästöt ja mahdolliset päästöt sekä niiden ajankohdat
- mahdolliset havaitut ympäristövaikutukset
- sulkemistoimenpiteet ja etenkin mahdolliset peittoratkaisut
- seuranta- ja tarkkailutiedot sekä alueella aiemmin tehdyt kunnostukset.

Toimintahistoriaan liittyviä tietoja voidaan tiedustella kyseiseltä kaivosyhtiöltä, paikalliselta ELY-keskukselta, lupaviranomaiselta (AVI), kiinteistön omistajalta, alueen uudelta toiminnanharjoittajalta tai julkisista arkistoista (kunta, maakunta, valtio). Historiatietojen lähimpinä voivat toimia myös lupa- ja suunnitteluasiakirjat, kohteen aiemmat tutkimusraportit, julkaisut ja muut selvitykset, kartat ja ilmakuvat ja sekä haastattelut. Toimintahistorian selvittämisessä on otettava huomioon, että esimerkiksi taustatiedot jätealueista ja kaivannaisjätteistä vanhoilla kaivosalueilla ovat usein varsin puutteellisia eikä tehtyjen sulkemistoimenpiteiden soveltuvuutta ja toimivuutta riskienhallinnan näkökulmasta välttämättä ole aiemmin tutkittu tai niitä koskevia tutkimustuloksia dokumentoitu. Erityisesti vanhojen ilmakuvien ja karttojen avulla on kuitenkin mahdollista saada arvokasta tietoa kaivannaisjätteiden sijoittelusta, sijoitusalueen pohjamaasta tai peittämisestä eri ajanjaksoina.

3.2.2 Jätealueiden geotekniset rakenteet

Kaivospatojen ja jätealtaiden rakenteiden vuodoilla tai sortumisella voi olla laaja-alaisia ympäristövaikutuksia (ks. luku 2.1). Toistaiseksi Suomen suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden rikastushiekka on pintaosistaan kuitenkin useimmiten kuivunut ja vesipinta alentunut, jolloin padoissa oleva vesi ei tee niistä epävakaita ja patosortumasta johtuvaa onnettomuusriskiä voidaan pitää vähäisenä (Kuva 6). Tilanteeseen voi kuitenkin tulla muutos toiminnassa olevien kaivosten aiempaa suuremman kokoluokan kaivannaisjätealueiden sulkemisesta tai esimerkiksi ilmastonmuutoksen johdosta. Kaivannaisjätealueiden geotekniset rakenteet vaikuttavat ympäristöolosuhteiden ohella alueella muodostuvien valumavesien määrään, laatuun ja virtauksiin. Kaivannaisjätealueen riskinarvioinnin kannalta oleellisia geoteknisiä rakenteita ovat esimerkiksi padot, altaat ja niiden pohjarakenteet, jätealueiden peitot, rakennetut ojat ja muut vesienjohtamisjärjestelyt sekä vedenpuhdistusratkaisut. Esimerkiksi veden hallittu suotautuminen patorakenteiden läpi on osa monien patojen turvallista toimintaa. Ylimääräinen vesi pääsee suotautumaan patojen kautta mahdollisiin ympäröiviin ja vesitase pysyy vakaana. Toisaalta suotautuminen voi tapahtua myös maapohjan tai pohjarakenteen kautta (esim. ICOLD 2001, Davies et al. 2002, Kerr & Ulrich 2011).

Patojen läpi suotautuvan veden mukana tai patojen ylivuotona ympäristöön voi kulkeutua haitta-aineita veteen liuenneena tai osana kiintoainesta. Jätealueeseen imeytyneet vesi voi puolestaan suotautua pohjaveteen alun perin tiiviiksi tarkoitettujen altaiden pohjarakenteiden puutteiden tai vaurioiden seurauksena. Vanhoilla kaivannaisjätealueilla ei välttämättä ole lainkaan pohjarakenteita, jolloin esimerkiksi rikastushiekka-altaat saattavat toimia imeytysaltaina pohjaveteen. Kulkeutumisen merkittävyyteen vaikuttavat mm. pohjamaan ja patomateriaalien vedenläpäisevyysarvo (k-arvo), sorptiokapasiteetti ja ainekseen kohdistuva vedenpaine sekä jätteen sisältämien haitta-aineiden liukoisuus ja kokonaisuudet. Lisäksi kaivannaisjätteiden sisältämiä haitta-aineita voi kulkeutua ympäristöön pölyämisen kautta kuivina kausina, jollei jätettä ole kunnolla peitetty.

Kuva 6. Vasemmanpuolisessa kuvassa näkyy jyrkkä sivukivikasa Virtasalmen suljetulla kaivosalueella. Oikeanpuolisessa kuvassa on havaittavissa kaivinkoneen jäljet rikastushiekka-alueen patorakenteessa Orijärven kaivoksen kaivannaisjätealueella (© A. Tornivaara).



Tilanteen arvioimiseksi on pyrittävä keräämään tietoja rakenteiden toteutuksesta (mm. sijainti, materiaalit ja mittasuhteet), niiden tämän hetkisestä kunnosta, todetuista vuodoista ja mahdollisista vuotokohdista. Mikäli alueella on vedenjohtamis- ja puhdistusratkaisuja, tulisi selvittää myös niiden toimivuus. Jätealueen patoja on voitu korottaa toiminnan aikana joko ylävirtaan, alavirtaan, olemassa olevan padon molemmilta puolilta tai yhdistelemällä edellisiä menetelmiä. Korotusmateriaalina on voitu soveltuvuuden mukaan käyttää rikastushiekkaa, sivukiveä tai moreenia. Korotukset voivat kuitenkin vähentää vakautta ja aiheuttaa haasteita suotovesien hallintaan. Mahdolliset vakausriskit liittyvät pitkälti kaivannaisjätealueiden reunaluiskan valumiseen tai sortumiseen, jotka voivat aiheutua riittämättömästä kuivatusjärjestelmästä johtuvasta suotoveden pinnan noususta. Vedenpinnan noustessa padossa voi tapahtua sisäistä eroosiota tai lujuuden heikkenemistä, lisäksi ylivuodot ovat mahdollisia. Kaivannaisjätealueiden patojen korotuksissa on käytetty usein rikastushiekkaa, jonka teknistä soveltuvuutta kyseiseen käyttöön ei aina ole varmistettu riittävän tarkasti. Patovaurioita voivat aiheuttaa myös tuuli- ja vesierosio ja usein vauriot johtuvat monesta samanaikaisesta tai peräkkäisestä tapahtumasta (Saarela 1990).

Suljetuilla ja hylätyillä kaivannaisjätealueilla geoteknisiä rakenteita koskevat taustatiedot voivat olla varsin puutteellisia, mistä syystä lisätietoa on hankittava esim. riskinarviointia edeltävässä maastokatselmuksessa. Riskinarvioinnin toteutuksessa on lisäksi syytä huomioida, että useilla vanhoilla kaivannaisjätealueilla ei ole toiminnan loppumisen jälkeen tehty ylläpitotöitä tai jälkitarkkailua, joten valumavesien virtaussuunnat ja -määrät sekä niiden purkautumis- ja kertymispaikat ovat voineet muuttua huomattavasti toiminnan aikaisesta tilanteesta. Merkittävin vesien liikkeisiin pitkällä viiveellä vaikuttava muutos toiminnan aikaiseen tilanteeseen nähden on päätynyt kuivatuspumppaus.

Kaivannaisjätealueelle mahdollisesti tehty sulkemisrakenteita koskeva geotekninen arviointi voi antaa arvokasta tietoa valumavesien ja haitta-aineiden kulkeutumisreittien ja -mekanismien selvittämiseen.

Suomen suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden suurimmat ongelmat liittyvät kaivannaisjätteiden rapautumisen aiheuttamaan vesien pilaantumiseen ja siitä johtuvaan ympäristön kuormitukseen. Mikäli tiettyjä nykyisin toimivia kaivoksia ei konkurssin ja riittämättömien vakuuksien takia pystytä tulevaisuudessa sulkemaan säädösten edellyttämien menetelmin, voi hylättyjen ja riittämättömästi suljettujen kaivosten joukkoon sisältyä myös mahdollisesti vakavaa vaaraa aiheuttavia patorakenteita.

3.2.3 Kaivannaisjätteet

Kaivannaisjätteen aiheuttaman ympäristön pilaantumisriskin kannalta keskeisimpiä tekijöitä ovat jätteen hapontuottokyky sekä haitallisten alkuaineiden ja yhdisteiden määrät. Siten riskinarvioinnissa on oleellista selvittää kaivannaisjätteen koostumus, mikä edesauttaa kohdentamaan tarkemman tarkastelun niihin aineisiin, jotka ominaisuuksiensa ja pitoisuuksiensa vuoksi voivat todennäköisimmin aiheuttaa haittaa ympäristölle tai terveydelle (YM 2014a). Jätteen kemiallista muuttumista, alkuaineiden ja niiden yhdisteiden jakaumaa ja pitoisuutta, rapautumisen ja liukoisuuden etenemistä ja pidättymistä sekä valumavesien laatua säätelevät useat tekijät kuten mineralogia, puskurointikyky, mineraalien rapautumisherkyys, hapen ja veden läsnäolo, reaktiivinen pinta-ala, pH- ja redox-olosuhteet sekä jätteen sijoitusympäristö. Täten erilaiset fysikaaliset, geokemialliset, mikrobiologiset ja sähkökemialliset prosessit ovat pitkälti riippuvaisia kohteen yksilöllisistä ominaisuuksista (esim. Nordstrom et al. 2015).

Etenkin sulfidimineraalit reagoivat herkästi hapen ja veden kanssa ja synnyttävät happamia valumavesiä (AMD/ARD = *Acid Mine/Rock Drainage*), jotka voivat kulkeutua jätealuetta ympäröiviin pohja- ja pintavesiin (esim. Jambor 1994, Mitchell 2000, Price 2003, INAP 2014). Suotovesien happamuus riippuu happoa tuottavien ja neutraloivien mineraalien suhteesta sekä hapen ja veden pääsystä kosketuksiin jätteen kanssa. Sivukivikasat ovat suuremman raekokonsa takia alusta asti ilman sisältämän hapen vaikutuksen alaisena (Kuva 7), kun taas rikastushiekka on läjitustekniikkansa takia alttiina hapettumiselle vasta kuivuessaan, kun rikastushiekan pumppaaminen alueelle on loppunut. Vettä tai happea läpäisevä tai liian ohut peittorakenne ei estä hapen ja veden kulkeutumista jätteeseen. Vastaavasti syvälle ulottuvat puunjuuret voivat rikkoa peittorakenteen ja edistää hapen ja veden kulkeutumista jätemateriaaliin. Happaman kaivosvaluman erot aktiivisten ja toimintansa lopettaneiden kaivosten suhteen johtuvat pääasiallisesti nykyisten jätealueiden rakenteista ja sulfidihapettumisen tilasta.

Taulukko 3. Toiminnassa olevien ja toimintansa lopettaneiden kaivannaisjätealueen erot happaman kaivosvaluman (AMD) kehittymisen suhteen (Bussière 2009).

OMINAISUUS	AKTIIVINEN KAIVOS	SULJETTU/HYLÄTTY KAIVOS
Huokosveden pilaantuminen	Alhainen riski	Korkea riski
AMD:n esiintymiseen liittyvä bakteeritoiminta	Alhainen aktiivisuus	Erittäin aktiivinen
Nykyaikaiset kaivannaisjätealueen rakenteet	Pääsiallisesti kyllä	Useimmissa tapauksissa ei
Vesien käsittelyjärjestelmä toiminnassa	Pääsiallisesti kyllä	Ei

Kuva 7. Vasemmassa kuvassa rapautunutta sivukiveä Särkiniemen kaivoksesta ja oikeanpuolisissa kuvissa rapautunutta sivukiveä (yllä) sekä tuoreempia malminetsinnässä irrotettuja sulfidipitoisia kiviä (alla) Tipasjärven Kiisulan hylätyltä kaivosalueelta (© A. Tornivaara).

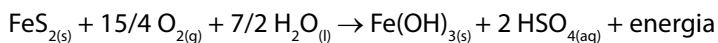


Suotovesien happamuus vaikuttaa metallien liukoisuuteen, mikä lisää kaivannaisjätealueen valumavesistä aiheutuvaa ympäristöriskiä. Osa veteen liukenevista metalleista ja puolimetalleista ovat haitallisia vesielöstölle tai vedenkäytölle jo suhteellisen pieninä pitoisuuksina (esim. Jennings 2008, Dold 2014). Valumavesi voi olla myös neutraalia (NMD = *Neutral Mine Drainage*), emäksistä (BMD = *Basic Mine Drainage*) tai suolaista (SD = *Saline Drainage*) (esim. Australian Government 2016a). Esimerkiksi arseeni, kadmium ja sinkki

liukenevat veteen suhteellisen helposti myös neutraaleissa olosuhteissa, ja siten neutraaleilla kaivosvalumilla voi olla haitallisia ympäristövaikutuksia, samoin vesillä, joiden sulfaattipitoisuudet ovat korkeat (Price 2003). Sulfaatti voi suurina pitoisuuksina aiheuttaa veden kerrostumista järvioltaissa sekä vaikuttaa sedimentin kykyyn sitoa fosforia ja lisätä siten rehevöitymistä (Roden & Edmonds 1997, Ratava 2013).

Haponmuodostuksen kriittisyys koskee erityisesti sulfidimineraaleja, joista tyypillisimpiä ovat rikkikiisu (FeS_2), magneettikiisu ($\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$), kuparikiisu (CuFeS_2) sekä sinkkivälke ($(\text{Zn,Fe})\text{S}$) (esim. Lottermoser 2010). Pelkkä sulfidien esiintyminen ei vielä muodosta ympäristöongelmaa, mikäli niiden hapettuminen on estynyt. Happea kulkeutuu kaivannaisjätteen pintakerrokseen huokosilman ja ilmakehän osapaine-eroista johtuvan diffuusion kautta, sadannan mukana, tuulen vaikutuksesta tai lämpötilaerojen aiheuttamien ilmavirtojen avulla (esim. Ritchie 2003, Bussière 2009).

Sulfidien rapautuessa ja hapettuessa huokosveteen vapautuu sulfaattia, vetyioneja ja metalleja. Prosessin seurauksena vanhojen, peittämättömien tai riittämättömästi peitettyjen kaivannaisjätealueiden rikastushiekka-altaissa syntyy vyöhykkeisyyttä (Kuvat 8 ja 9). Esimerkiksi hapen ja veden yhteisvaikutuksesta rikkikiisun sisältämä rauta hapettuu ferroraudaksi, joka puolestaan hapettuu ilman hapen ja mikrobitoiminnan avulla edelleen kolmenarvoiseksi ferriraudaksi. Huokosveden mukana ferrirauta kulkeutuu jätealueen valumavesiin, ja mikäli pH nousee ja sulfaattipitoisuus laskee, saostuu ferrirauta rautahydroksideiksi ja rautaoksihydroksideiksi (esim. ferrihydriitti, schwertmanniitti, götiitti ja jarosiitti) (Dold 2014). Näihin saostumiin pidättyy myös muita jätealueelta liuenneita metalleja. Mikäli pH on alhainen, reagoi ferrirauta rikkikiisun kanssa lisäten edelleen happamuutta sekä sulfaattipitoisuutta (esim. Sipilä 1996). Bakteerit (esim. *Acidithiobacillus ferrooxidans* tai *A. thiooxidans*) voivat katalysoida reaktiota 2–50 -kertaisesti (Lottermoser 2017). Rikkikiisun hapettumista tapahtuu niin kauan kuin ferrirautaa tai happea on saatavilla tai pH ei enää merkittävästi kohoa. Tapahtuma voidaan kuvata yksinkertaistettuna seuraavan yhtälön avulla (esim. Lottermoser 2010):



Happamuutta neutraloivia mineraaleja kaivannaisjätteissä ovat karbonaatit, kuten kalsiitti (CaCO_3) ja dolomiitti ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), jotka rapautuvat nopeasti. Mikäli sulfidien hapettuminen jatkuu ja happamuus lisääntyy ryhtyvät hitaammin liukenevat karbonaatit (esim. sideriitti n. pH 5:ssä) ja silikaatit puskuroimaan happamuutta. Tämänkin puskurointikapasiteetin ehtyessä ja pH:n jatkaessa laskua siirtyy happamuuden puskurointi ensin mahdollisille alumiini- (pH n. 4) ja myöhemmin rautahydroksideille (pH n. 3). Mikäli jätteellä on riittävästi puskurointikykyä, ei happamia valumavesiä pääse syntymään (Salomons 1995). Syvemmissä hapettomissa kerroksissa, esimerkiksi pohjaveden pinnan alapuolella, jätteen kemiallista muuntumista ei tapahdu lähes lainkaan, mikäli olosuhteet eivät muutu (esim. Sipilä 1995, Lottermoser 2010).

Kuva 8. Suljettujen ja peittämättömien (tai lähes peittämättömien) rikastushiekka-alueiden rikastushiekan sisältämät mineraalit muodostavat hapettumisesta johtuvaa kerroksellisuutta (© A. Tornivaara).



Kuva 9. Rikastushiekan rapautumisen vyöhykkeellisyysmalli (mukailtu: Blowes & Jambor 1990, Jambor et al. 2000, Dold et al. 2005, Lottermoser 2010).

	VYÖHYKE	MINERALOGIA	PROSESSI
<p>Hapen diffuusio ja sadeveden imeytyminen</p>	Hapettumisvyöhyke - ei vedellä kyllästynyt selvästi hapettunut kerros.	Jarosiitti ja kipsi.	Veden imeytyminen/ suotautuminen, sulfidien hapettuminen, hapon muodostus, metallien vapautuminen. Väri kellertävä tai puna-ruskea.
	Hapettunut kerros.	Götiitti, lepidokrosiitti, ferrihydiitti, rikki- ja kuparikiisun jäämiä.	Veden suotautuminen, sulfidien osittainen hapettuminen, hapon muodostus, metallien vapautuminen. Väri puna-ruskea.
	Sekoittumisvyöhyke - heikosti hapettunut kerros (mahd. hardpan/anturamaa).	Markasiittia ja sulfaatteja raepinnoilla, korvaus götiitillä, magneettikiisu voimakkaasti muuttunutta ja ympärille on muodostunut Fe(III)hydroksidikehiä.	Hapon neutralointi, sekundäärimineraalien saostuminen, metallien kerääntyminen. Pintakerrosta tummempi, myös laikuttaisuutta.
	Pelkisyttimisvyöhyke - vedellä kyllästynyt hapettumaton kerros.	Ei selviä merkkejä mineralogisista muutoksesta.	Rajoittunut veden virtaus, alhainen hapen diffuusiookyky. Väri tummanharmaa.

Kaivannaisjätteen pitkäaikaiskäyttäytyminen on riippuvainen edellä kuvatuista tekijöistä. Vanhan jätealueen tilanne voi muuttua ajan saatossa, esimerkiksi rikastushiekka-alueen vedenpinta voi laskea ulkoisen tekijän seurauksena, mikä mahdollistaa jätteen hapettumisen etenemisen. Olosuhteiden muutosten seurauksena tai esimerkiksi suotoveden happamuuden jatkuessa myös pintakerroksen alapuolisten emäksisten kerrosten sekundäärimineraaleihin saostuneet metallit voivat liueta uudelleen ja kulkeutua valumavesiin.

Ilman riittäviä sulkemistoimenpiteitä kaivannaisjätteet jatkavat rapautumista otollisissa olosuhteissa kaivostoiminnan loputtua, minkä seurauksena kaivannaisjätealueiden ympäristövaikutukset voivat kestää vuosikymmenistä satoihin tai jopa tuhansiin vuosiin (Davis et al. 2000). Sulfidipitoisen kaivannaisjätealueen kemiallinen muuttuminen alkaa tyypillisesti viiveellä aineksen kuivuessa ja pH:n alentuessa. Siten kaivannaisjätealueelta tulevien valumavesien tila voi olla aluksi luonnonvesien kaltainen ja vaikutukset vähäiset. Sulfidien rapautumiseen liittyviä muutoksia on haastavaa ennustaa, mikä aiheuttaa epävarmuutta etenkin sulfidirikkaiden kaivannaisjätteiden pitkäaikaiskäyttäytymisen arviointiin. Vesien laadun heikkeneminen voi aiheuttaa haittavaikutuksia edelleen eliöstöön ja ihmisten terveyteen (esim. Singer & Stumm 1970, Lottermoser et al. 1999, Jennings 2008).

Kaivannaisjätealueet voivat sisältää myös esimerkiksi säteilyä aiheuttavia alkuaineita, asbestimineraaleja tai jäämiä räjähdysaineista tai rikastuskemikaaleista. Asbestimineraaleista voi aiheutua terveysriskejä hengityselimille erityisesti pölyämisen välityksellä. Säteilyriski liittyy puolestaan esiintymiin, joissa on kohonneita uraani- tai toriumpitoisuuksia. Räjähdysainejäämät sisältävät typpeä ja voivat siten rehevöittää lähivesiä. Rikastuksessa käytettävät kemikaalit kulkeutuvat tyypillisesti rikasteeseen ja ovat yleensä helposti hajoavia, joten niiden ei ole katsottu olevan merkittävä vaaran lähde suljetuilla kaivannaisjätealueilla. Kuitenkin niiden hajoamistuotteet kuten rikkihiili luokitellaan terveydelle vaaralliseksi sekä myrkylliseksi vesieliöille ja on syytä huomioida tarvittaessa. Maaperään joutuessaan rikkihiilen hajoaminen on melko hidasta, ja se kulkeutuu maaperässä helposti tai kohtalaisesti (TTL 2014).

Mikäli kaivosten sulkemisesta on kulunut useita vuosia tai vuosikymmeniä, on kaivannaisjätealueelle jäteaineksen mukana mahdollisesti kulkeutuneiden prosessikemikaali- ja räjähdysainejäämien aiheuttama riski ympäristölle enää vähäistä tai merkityksetöntä hajoamis- ja laimenemisprosessien sekä kulkeutumisen seurauksena. Mahdollisten uusien ennakoimattomien kaivosten lopettamistapausten yhteydessä päästöjen yhteisvaikutus tulee kuitenkin ottaa huomioon. Vuosikymmeniä sitten suljettujen tai hylättyjen kaivannaisjätealueiden jätteiden ominaisuuksista ja koostumuksesta ei välttämättä ole käytävissä luotettavia toiminnan aikaisia tietoja. Louhitun malmikiven mineralogia on sen sijaan näissäkin kohteissa usein järjestelmällisesti selvitetty ja dokumentoitu, ja tätä tietoa voi hyödyntää soveltuvien osin myös rikastushiekan ja sivukivien karakterisoinnissa. Esimerkiksi GTK:n julkinen karttasovellus *Mineral Deposits and Exploration* (MDaE), sisältää

laajalti tietoa Suomen malmi- ja teollisuusmineraaliesiintymistä. Sovelluksen avulla voidaan yhdistellä havaintotietoja, geologisia mittauksia ja erilaisia karttatulkintoja. Kaivannaisjätteen ominaisuuksista voi löytyä tietoa myös ympäristötutkimuksista ja -selvityksistä etenkin suurien kaivoskohteiden osalta. Ohjeistuksen luvussa taustoitetaan tarkemmin kaivannaisjätealueita ja ympäristövaikutuksia.

KOHDEKOHTAISTEN TAUSTATIETOJEN KERUU

Riskinarvioinnin kannalta tärkeitä kohdekohtaisia taustatietoja kaivannaisjätteen osalta ovat:

- Mineralogia
 - päämineraalit, sulfidit ja neutraloivat mineraalit (hapontuotto- ja neutralointipotentiaali)
 - asbestimineraalit mm. aktinoliitti, antofylliitti, erioniitti, krokidoliitti, krysotiili ja tremoliitti
 - säteilyä aiheuttavat mineraalit
- Alkuainejakauma
 - veteen liukenevat ympäristölle haitalliset metallit ja puolimetallit
 - esim. Ag, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, V, Zn
 - uraani ja torium hajoamistuotteineen
 - esim. U-238, U-235, Th-228, Th-232, Ra-226, Ra-228, Rn-222, Po-210, Pb-210, K-40
 - sulfaatti, Fe ja Al
- Prosessikemikaalijäämien esiintyminen (malmin rikastus)
 - mm. ksantaatit, rasvahapot, mäntyöljy, propyleeniglykoli, alifaattiset alkoholit ja kresyylihapo sekä liuotuksessa käytettyä syanidi
- Räjähdyksinejäämien esiintyminen
 - typpiyhdisteet

3.2.4 Ympäristöolosuhteet

Kaivosalueen ympäristöolosuhteet vaikuttavat kaivannaisjätteistä aiheutuviin päästöihin erityisesti valumavesien muodostumisen, taustapitoisuuksien ja haitta-aineiden kulkeutumisen kautta. Alueen pinta- ja pohjavedet sekä mahdolliset suojeltavat luontoarvot ovat lisäksi haittojen ja riskien kohteita, joiden laadussa tapahtuvien muutosten ja niiden merkittävyyden osoittaminen päästöjen seurauksena on riskinarvioinnin tärkeimpiä tavoitteita. Riskinarvioinnin kannalta keskeisiä selvitettäviä asioita ovat mm. alueen ja sen lähiympäristön:

- maa- ja kallioperäolosuhteet
- pinta- ja pohjavesiolosuhteet
- ilmasto-olosuhteet
- muut tekijät kuten ympäröivä luonto ja maankäyttö (ks. luku 3.2.5).

Yleiskäsityksen ympäristöolosuhteista saa yleensä tutustumalla alueella aiemmin tehtyihin tutkimuksiin ja selvityksiin, lupa-asiakirjoihin ja suunnitelmiin, kartta-aineistoihin sekä ilma- ja valokuvaan. Olemassa olevan aineiston pohjalta muodostettua näkemystä täydennetään maastokatselmuksella ja tarvittaessa lisätutkimuksilla.

Maa- ja kallioperäolosuhteet

Topografia eli maaston pinnanmuotojen vaihtelu vaikuttaa valuma-alueiden laajuuteen ja samalla mahdollisten haitta-aineiden ja happaman valuman kulkeutumisreitteihin. Valuma-alueiden rajaamiseksi ja virtausreittien tunnistamiseksi on selvitettävä mm. maa- ja kalliopinnan korkeustasot, viettosuunnat ja vedenjakajat sekä kallioperän rakoilu- ja ruhevyöhykkeet, erityisesti suhteessa kaivannaisjätealueisiin. Lisäksi on syytä selvittää kaivannaisjätealueen mahdolliset geomorfologiset muodostumat sekä tarvittaessa pohjamaan pinnanmuodot ja maaperäolosuhteet. Esimerkiksi jätealueen alla oleva ja aluetta halkova harju tai vanhojen purojen ja ojien uomat voivat osoittautua suotovesien pääasiallisiksi kulkeutumisreiteiksi.

Jätealueen alapuolisessa maaperässä haitta-aineiden kulkeutumista säätelevät maaperän ominaisuudet, kuten vedenläpäisevyys, huokoisuus, huokosten kyllästysaste (vesipitoisuus), pH, hapetus-pelkistys-olosuhteet (redox-potentiaali), orgaanisen hiilen pitoisuus ja mineraalikoostumus. Hyvin johtavissa maakerroksissa haitta-aineet liikkuvat virtauksen mukana (advektio) pääosin veteen liuenneena, mutta mahdollisesti myös veteen sekoituneena kiinteänä aineksena (suspensio) (Mackay et al. 1985). Haitta-aineet voivat pysyä liukoisessa muodossa tai sitoutua kiintoaineeseen (esim. Räisänen 1989, Leppänen 1998). Veden virtaus on esimerkiksi hienoainemoreenissa hidasta ja haitta-aineet ehtivät pidettyä tehokkaammin.

Kriittisimpiä alueita haitta-aineiden leviämislle ovat vähän orgaanista ainesta sisältävät sora- ja hiekkamaat, joissa virtaus on nopeaa ja haitta-aineiden pidätyminen vähäistä. Osittain kyllästynyt maaperä toimii puskurivyöhykkeenä maaperään tulevan kuormituksen ja pohjaveden välillä. Maaperän ominaisuudet vaikuttavat haitta-aineiden kulkeutumiseen myös säätelemällä niiden esiintymismuotoa. Esimerkiksi maaperän sisältämä orgaaninen aine voi lisätä haitta-aineiden sitoutumista sekä raudan saostumista oksihydroksideiksi. Toisaalta liukoisessa muodossa orgaanisen aineksen on todettu myös edistävän haitta-aineiden liikkuvuutta maaperässä ja tehostavan liukenemattomien metallien huuhtoutumista. Fysikaalis-kemialliset olosuhteet (pH, alkaliniteetti, redox, CEC yms.) vaikuttavat mm. haitta-aineiden sekä niitä sitovien aineiden kemiallisiin ominaisuuksiin. Yleensä metallien pidätyminen heikkenee ja toisaalta biosaatavuus ja liukoisuus kasvavat pH:n laskiessa (poikkeuksia esim. As ja Al). Toisaalta haitta-aineen esiintymismuoto voi muuttua redox-potentiaalin muuttuessa (esim. $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$), jolloin myös pidätyiskyky muuttuu. Maaperän mikrobiologisilla prosesseillakin on todettu olevan vaikutusta sekä haitta-aineiden että maaperän kemiaan ja sitä kautta pidätyiskykyyn ja liukenemisreaktioihin. (Schulin et al. 1995)

Kaivostoimintaa edeltäneitä maa- ja kallioperäoloja voi selvittää Maanmittauslaitoksen ylläpitämien vanhojen painettujen karttojen avulla (vanhatpainetutkartat.maanmittauslaitos.fi/). Maastokarttojen ja ilmakuvien lisäksi Maanmittauslaitoksen ilmainen laserkeilausaineisto (LiDAR-data) on soveltuva työkalu kohteen topografian havainnoimisessa. Kartoitustiedon ja aiempien tutkimusten avulla selvitetään alueen maaperän päämaalajit, maakerrosten järjestys ja paksuus, eroosioherkkyys sekä mahdolliset täyttömaat. Selvityksessä voidaan hyödyntää GTK:n ylläpitämää Maankamara-tietokantaa tai Hakun paikkatietotuotteita (ks. luku 1.1; käsitteet). Tietoja maaperän laadusta ja kerrospaksuuksista voidaan tarvittaessa täydentää ja tarkentaa kairauksin ja geofysiikan mittauksin.

Geologinen ympäristö on mahdollistanut kaivostoiminnan alueella, joten myös kaivannaisjätealueella esiintyvien haitallisten alkuaineiden taustapitoisuudet maa- ja kallioperässä voivat olla luontaisesti korkeita. Lisäksi kaivostoiminnan kuivatuspumpppauksen seurauksena maa- ja kallioperän sulfidimineraalit voivat olla hapettuneet, mikä voi lisätä maa- ja kallioperästä liukenevaa hapanta metallikuormitusta. Nämä voivat vaikuttaa myös alueen pinta- ja pohjavesien geokemialliseen laatuun, mikä on otettava huomioon arvioitaessa kaivannaisjätealueesta aiheutuvia päästöjä ja niiden ympäristövaikutuksia. Tietoa alkuaineiden taustapitoisuuksista maaperässä saa mm. GTK:n ylläpitämästä valtakunnallisesta taustapitoisuusrekisteristä (TAPIR) sekä muista GTK:n tekemistä selvityksistä ja kartoituksista. Taustapitoisuusrekisteristä käyvät ilmi suurimmat alueellisesti suositellut taustapitoisuusarvot (SSTP), joita voidaan soveltaa pilaantuneen alueen riskinarvioinnissa ja arviointitarpeen tunnistamisessa. SSTP-arvoja suurempien taustapitoisuuksien käyttö edellyttää edustavaan näytteenottoon perustuvaa alueellista taustapitoisuusselvitystä ja alueen muun geologisen aineiston luotettavaa tulkintaa. Kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa on

kenttätutkimuksien yhteydessä parhaan kohdekohtaisen taustapitoisuustiedon saamiseksi perusteltua kerätä kohdekohtaiset taustapitoisuusnäytteet sekä toimittaa ne analysoitavaksi muiden näytteiden tavoin. Taustapitoisuuden määrittämistä on ohjeistettu mm. SFS-ISO-standardissa 19258. Taustatietona taustapitoisuuksien määrittämisessä voidaan hyödyntää kaivosalueella aiemmin tehtyjä tutkimuksia kallioperän kivilajikoostumuksesta tai malmi- ja sivukiven mineralogiasta. Taustapitoisuuksia määritettäessä on huomioitava myös ihmisen toiminnasta, esim. ilmalaskeumana aiheutuvat päästöt, jotka voivat näkyä erityisesti pintamaan kohonneina haitta-ainepitoisuuksina. Maa- ja kallioperän rakennetta tutkitaan tarvittaessa kairauksin, käyttäen geofysiikan menetelmiä sekä geomorfologista tulkintaa. Lisäksi maaperän ominaisuuksia tutkitaan laboratoriotutkimuksin ja tutkimusta voidaan täydentää geofysikaalisin menetelmin. Tulokset esitetään geologisena mallina (konseptuaalinen tai numeerinen), jossa eri litologiset yksiköt on eritelty.

Pinta- ja pohjavesiolosuhteet

Kaivannaisjätealueen pinta- ja pohjavesiolosuhteiden selvittäminen on useimmilla suljetuilla kaivosalueilla riskinarvioinnin keskeisin lähtökohta, koska pinta- ja pohjavesillä on merkitystä sekä suojelun kohteena että haitta-aineita kuljettavana väliaineena. Vesiin kohdistuvien riskien arvioimiseksi on tärkeä selvittää kaivosalueella muodostuvien valumavesien määrä, laatu, virtausreitit ja purkautumispaikat valuma-alueittain, purkuvesistöjen virtaamat (ml. viipymä), vesien ekologinen merkitys ja käyttö (esim. vedenhankinta-, virkistys- tai kalastusalueena) sekä alueen sijainti suhteessa pohjavesialueisiin ja pohjavedenottopaikkoihin.

Kaivosalueilla muodostuvia ja haitta-aineita mahdollisesti sisältäviä sekä kuljettavia vesiiä ovat mm.:

- jätetäyttöjen sisäiset ja jätealueilta ympäristöön purkavat vedet (suotovesi)
- avolouhoksiin kertyneet/kertyvät vedet (louhosvesi)
- maanalaisiin kaivoksiin kertyneet/kertyvät vedet (kaivosvesi)
- louhoksesta tai kaivoksesta yli valuvat vedet (ylivuotovesi) sekä
- valuma-alueella muodostuva pinta- ja pohjavesivalunta, joihin suotovesi tai ylivuotovesi sekoittuu.

Muodostuvien valuma- ja pohjavesien määrää voidaan usein arvioida riittävällä tarkkuudella maaperäolosuhteiden ja sadantatietojen avulla. Vesien kulkeutumisreitit ja laadun selvittäminen on kuitenkin usein haastavampaa, sillä jätealueen haitta-aineet voivat kulkeutua vesistöihin joko huuhtoutumalla pintavalunnan (ml. pintakerrosvalunta) myötä tai vesistöön purkautuvan pohjaveden välityksellä. Kaivannaisjätealueet ovat usein myös muuttaneet pienvaluma-alueita verrattuna toimintaa edeltäneeseen tilanteeseen. Ojien ja

muiden pintavesiuomien selvittämisessä oleellista tietoa saa mm. maastokartoista. Kartalta on kuitenkin mahdotonta arvioida ojissa tapahtuvaa virtaamaa, eivätkä karttatiedot välttämättä ole ajan tasalla. Pintavesien kulkureittien selvittämisessä onkin usein välttämättä toteuttaa myöhemmässä vaiheessa maastokäyntejä, jotta reiteistä ja niissä tapahtuvasta virtaamasta saadaan varmennettua tietoa (ks. luku 4.5). Lisäksi on syytä huomioida, että vaikka vesi pyrkii usein virtaamaan muutetussa ympäristössä vanhoja luontaisia virtausreittejään pitkin, kaivostoiminnan aikana ja sen jälkeen tehdyt toimenpiteet (esim. pohjaveden kuivatuspumpput, peittoratkaisut, ojitusten muutokset, metsätyöt, tiettyt ja maatäytöt) ovat todennäköisesti muuttaneet alueen pinta- ja pohjavesiolosuhteita. Siksi on tärkeää etsiä tietoa myös kaivannaisjätealueella tehdyistä mahdollisista muutoksista toiminnan eri aikoina. Tätä tietoa voi saada esimerkiksi vanhoista kartoista, valokuvista, toiminnan alkuvaiheen viranomaispäätöksistä tai suunnitelmista. Isompien vesistöjen ja jokien virtaamia ja vesimääriä seurataan valtakunnallisesti ja paikkakohtaiset tiedot sekä ennusteet ovat vapaasti saatavilla ympäristöhallinnon verkkopalveluista ja SYKE:n avoimista ympäristötietojärjestelmistä (mm. Järviwiki, Hertta-tietokanta ja www.ymparisto.fi/vesitilanne).

Kaivosalueen ympäristökuormituksen määrittäminen edellyttää valumavesireittien ja -määrien lisäksi tietoa niistä edustavista haitta-ainepitoisuuksista ja kulkeutumisesta. Vanhat, suljetut kaivosalueet eivät aina ole kuuluneet velvoitetarkkailun piiriin, jolloin niistä ei ole saatavilla toiminnan aikaisia vedenlaadun seurantatuloksia tai tarkkailujen parametrien määrä tai alkuainevalikoima on suppea. Monelta alueelta löytyy kuitenkin valtakunnallisia seuranta- ja kartoitusaineistoja (mm. Backman et al. 1999, Lahermo et al. 1990 ja 1996, Hertta-tietokanta), joiden tuloksia voi soveltuvin osin hyödyntää esim. pinta- ja pohjavesien taustapitoisuuksien tai muiden geokemiallisten laatutietojen määrittämisessä. Kaivosalueen yläpuolisten valuma-alueiden vedenlaatua ja taustapitoisuuksia voidaan mitata myös uusista vesinäytteistä. Varsinaisen kohdealueen ja kaivosalueen yläpuolisten valuma-alueiden vesimäärien ja haitta-ainepitoisuuksien perusteella laskettuja kilometriäisiä kuormituksia vertailemalla, voidaan arvioida alueen mahdollisesti aiheuttamaa riskiä sekä kartoittaa alueen ulkopuoliset muut päästölähteet.

Pohjaveden osalta on oleellista selvittää tarkkailuun ja näytteenottoon soveltuvien tarkkailuputkien sekä pora- ja maaperäkaivojen sijainti. Julkista tietoa pohjaveden tarkkailupisteistä sekä myös samoista pisteistä analysoituja vedenlaatutietoja löytyy esimerkiksi SYKE:n Hertta -tietokannasta sekä GTK:n Lähde -palvelusta, jotka toimivat usein vähintään hyvänä taustapitoisuustiedon lähteenä, mikäli palveluista löytyvät tarkkailupisteet eivät olisikaan kaivoksen vaikutukselle alttiita. Palveluista saa helposti tietoonsa esimerkiksi lähimpien luokiteltujen pohjavesialueiden sijainnin. Lisäksi viranomaisilta (esim. ELY -keskukset) kannattaa varmistaa, onko heillä lisäksi tiedossaan tarkkailupisteitä, joita ei löydy julkisista tietoa-aineistoista. Paikallisilla asukkailla saattaa puolestaan olla tiedossaan vanhoja kaivoja tai lähteitä, joiden olemassaolo voi olla muualla huonosti tunnettu.

Asukkaiden aiemmin mahdollisesti teettämät analyysit, esimerkiksi juomaveden laadun varmistamiseksi, voivat olla arvokasta lähtöaineistoa. Joissain tapauksissa pohjavesitutkimuksissa on mahdollista hyödyntää vanhoja, esimerkiksi malminetsintätarkoituksiin tehtyjä kairareikiä, mutta näiden tarkan sijainnin löytäminen voi etenkin vanhemmilla alueilla olla hyvin haastavaa. Veden laadun ohella on oleellista arvioida pohjaveden kulkusuunnat jätealueella ja sen ympäristössä.

Ilmasto-olosuhteet

Ilmasto-olosuhteista suljetun kaivosalueen ympäristöriskeihin vaikuttavat erityisesti sadannan ja haihdunnan vaihtelut, jotka säätelevät alueella muodostuvien valumavesien määrää, lisäksi mm. tuuliolosuhteet vaikuttavat pölyämiseen ja sivukivikasojen hapettumiseen. Sääolosuhteiden ääri-ilmiöt voivat vaikuttaa myös tulviin, maanvyörymiin ja sورتumiin, joilla voi olla merkitystä esimerkiksi patoturvallisuuteen. Ilmaston ja sään osalta huomioon otettavia tekijöitä ovat vallitseva tuulen suunta, nopeus ja puuskittaisuus, jotka vaikuttavat haitta-aineiden tai pienhiukkasten mahdolliseen leviämiseen ilman kautta. Vesien lisäksi haitta-aineita voi kulkeutua ympäristöön pölyämisen seurauksena, levinneisyyden jäädessä usein kuitenkin jätealueen lähialueisiin sekä painottuen kuiviin kausiin.

Ilmasto-olosuhteita koskevaa kohdetietoa esimerkiksi sadannasta, ilman lämpötilasta ja -paineesta sekä tuulensuunnista ja -nopeuksista voi hankkia Ilmatieteen laitoksen seuranta-aineistoista ja sääasemilta. Riskinarvioinnin kannalta olennaisia tietoja ovat erityisesti sadannan ja haihdunnan vuosikeskiarvot ja kuukausittainen jakautuminen sekä sateen maksimi-intensiteetti, sillä pintavaluma tai huuhtouma on runsainta sateisina aikoina sekä lumen sulamisaikoina. Lisäksi on syytä selvittää lähimmän sääaseman sijainti ja arvioida, onko se riittävän lähellä tutkittavaa kohdetta alueen säätietojen keruuta varten, koska sääasemien tiedot eivät välttämättä täysin vastaa paikallisia olosuhteita. Ellei sääasema sijaitse aivan kohteen läheisyydessä, on tietoon suhtauduttava varauksella.

Ilmatieteenlaitoksen sääasemien aineistoa hyödynnetään SYKE:n ylläpitämässä valuma-aluekohtaisesti mallinnetussa Vesistömallijärjestelmässä, jonka avulla voidaan mallintaa vuorokausiarvona mm. sadanta jokaiselle kolmannen jakovaiheen valuma-alueelle. Malli huomioi aluetta ympäröivien sääasemien mittaustiedon lisäksi mm. satelliittikuvien tulkintaa pilvien liikkeistä, mikä lisää tiedon käytettävyyttä verrattuna esimerkiksi useiden kilometrien päässä sijaitsevalta sääasemalta saatuun mittaustietoon. Säätietoja voidaan myös yhdistää puroista ja ojista tehtyihin virtaamamittauksiin jotta säähavaintojen perusteella voidaan arvioida virtaamia alueella.

3.2.5 Muut tekijät

Suljetun kaivosalueen ja sen lähialueiden luonnon olosuhteet, nykyinen tai suunniteltu tuleva maankäyttö sekä muut mahdolliset sosioekonomiset tekijät määrittelevät kaivannaishäätteen haitta-aineille ja ympäristöpäästöille todennäköiset altistajat. Ne vaikuttavat osaltaan myös päästöjen muodostumiseen, hyväksyttävän riskin määrittelyyn sekä mahdollisten kunnostustoimenpiteiden valintaan ja toteutukseen. Maankäytön, sosioekonomisten vaikutusten ja ympäröivän luonnon osalta huomioon otettavia tekijöitä ovat esimerkiksi:

- asutus
- ulkoilu-, virkistys- ja kansallispuistoalueet
- maa-, karja- ja porotalous sekä viljelyalueet, myös kotipuutarhat
- metsätalous
- kaivannaistoiminta ja muu luonnonvarojen hyödyntäminen
- kalastus, metsästys, marjastus, sienestys ja muu ravintokasvien kerääminen
- luonnonsuojelualueet ja -kohteet, suojeluperusteet, Natura 2000-alueet
- uhanalaisten, rauhoitettujen ja/tai harvinaisten kasvi- ja eläinlajien esiintymisympäristöt
- luonnonmaisema ja kasvillisuus
- luonto- ja metsätyypit, sammalet, eliöstö
- esihistorialliset, historialliset ja kulttuurihistorialliset kohteet (esim. tieosuudet ja rakennukset).

Riskinarviointia varten on lisäksi selvitettävä kaivosalueella olevat avolouhokset ja maanalaisten tunnelit, rakennukset, rakenteet (kaivannaishäätteen geoteknisiä rakenteita kuvattu luvussa 3.2.2), päällysteet ja kasvillisuus, jotka voivat vaikuttaa päästöjen muodostumiseen, haitta-aineiden kulkeutumiseen ja niille altistumiseen. Erityisesti on huomioitava kulkeutumista edistävät johteet, kuten salaojat, sadevesiviemäroinnit ja putki- ja sähkölinjat.

Maankäyttöä ja ympäröivää luontoa koskevia tietoja voidaan hankkia kohdekäynnillä sekä erilaisista kaava- ja lupa-asiakirjoista, kartoista (ml. kasvillisuuskartat) ja ilmakuvista. Lisäksi on syytä ottaa huomioon alueella mahdollisesti tehdyt biologiset selvitykset ja tarkkailutulokset (esim. kalasto, pohjaeläimet, kasvillisuus, hyönteiset), joita voi hyödyntää kohteen ekologisen riskien arvioinnissa. Ympäristöhallinnon ylläpitämä MATTI-tietokanta voi sisältää tietoja alueen tilasta kuten pilaantuneisuudesta. Lisätietoja alueen päästöhistoriasta voi löytyä myös valvonta- ja kuormitustietojärjestelmästä (YLVA).

3.3 Käsitteellinen malli

Käsitteellinen malli on riskinarvioinnin perustyökalu, jolla hankittuja kohdetietoja (luku 3.2) voidaan systemaattisesti tarkastella ja dokumentoida riskinarvioinnin tarpeita ajatellen. Käsitteellinen malli luo pohjan arvioinnin ja siinä tarvittavien tutkimusten kohdentamiselle, haittojen ja riskien määrittämiselle sekä mahdollisen riskinhallinnan suunnittelulle. Kohteen alustava käsitteellinen malli tulisi laatia jo ennen ensimmäisiä kohdetutkimuksia kohteesta saatavilla olevien taustatietojen perusteella. Tämä on tärkeää, jotta kaikki kohdetutkimukset voidaan suunnitella ja toteuttaa tarkoituksenmukaisesti. Arvioinnin edessä käsitteellistä mallia tarkennetaan kohteesta saatavan lisätiedon ja arviointitulosten perusteella.

3.3.1 Lähtökohtia

Riskinarvioinnissa käsitteellisen mallin keskeisenä tarkoituksena on tunnistaa ja kuvata alueen haitta-aineiden ja muiden ympäristöpäästöjen lähteet, niiden mahdolliset kulkeutumisreitit sekä niille mahdollisesti altistuvat kohteet, kuten:

- kaivannaisjätteet tai haitta-aineet pintamaassa (peittämättöminä)
- kaivannaisjätteet tai haitta-aineet maaperässä peitettyinä (pohjaveden pinnan ylä- tai alapuolella)
- happaman valuman muodostuminen kaivannaisjätealueella
- haitta-aineiden kulkeutuminen pintavalunnan mukana
- haitta-aineiden kulkeutuminen pohjaveteen ja sen mukana
- haitta-aineiden kulkeutuminen ilman kautta (pölyäminen)
- haitta-aineiden kertyminen vesistön pohjasedimenttiin, kasveihin ja eläimiin
- ihmisen ja eliöstön suora altistuminen jätteestä / maasta suun tai ihon kautta
- ihmisen ja eliöstön altistuminen pohjaveden kautta
- ihmisen ja eliöstön altistuminen pintaveden kautta
- ihmisen ja eliöstön altistuminen hengitysilman kautta
- ihmisen ja eliöstön altistuminen ravinnon kautta.

Käsitteellisen mallin laatimisessa on siten ymmärrettävä alueen kaivannaisjätteiden ja haitta-aineiden ominaisuudet ja haitta-aineiden liikkuvuuteen vaikuttavat tekijät ja prosessit eli ne kohdekohtaiset tekijät, jotka säätelevät aineiden päätymistä eri kulkeutumisiin ja altistumisreiteille. Lisäksi kaivannaisjätealueen fysikaalisesta vakaudesta johtuvat riskitekijät tunnistetaan ja kuvataan.

Selkeyden ja informatiivisuuden vuoksi käsitteellinen malli on esitettävä aina graafisesti. Graafinen esitystapa voidaan toteuttaa mm. karttojen, leikkauspiirrosten ja kaavioiden avulla. Malliin soveltuvia karttoja on saatavilla mm. paikkatietoikkunasta (paikkatietoikkuna.fi) tai maanmittauslaitoksen ylläpitämistä kansalaisen karttapaikasta (asiointi.maanmittauslaitos.fi/karttapaikka).

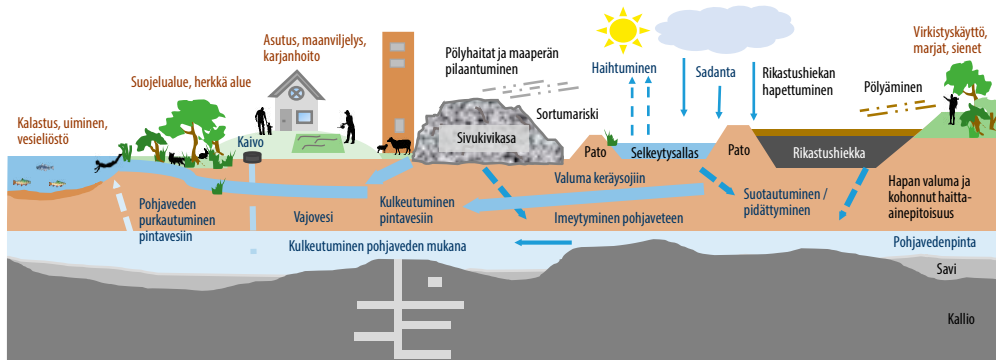
Käsitteellinen malli ei kuitenkaan tarkoita vain yksittäisiä kuvia tai kaavioita, vaan sen tulisi olla tapa riskeihin vaikuttavien kohdetietojen ja niiden välisten syy-seuraus -suhteiden ymmärtämiseen ja prosessointiin, joka ohjaa riskinarviointia sen kaikissa osavaiheissa. Tästä syystä käsitteellisen mallin ei myöskään tarvitse olla itsenäinen osa riskinarvioinnin dokumentointia, vaan siihen sisältyviä asioita voidaan käsitellä ja esittää riskinarviointiraportin kaikissa kohdissa, joissa se on asioiden kuvaamisen ja ymmärrettävyyden kannalta tarkoituksenmukaista. Samasta syystä käsitteelliseltä mallilta vaadittava tarkkuus vaihtelee, ja esimerkiksi yleinen, koko aluetta kuvaava, karkea käsitteellinen malli voidaan jakaa arvioinnin edetessä tiettyä kulkeutumis- tai altistumisreittiä tai prosessia kuvaavaksi yksityiskohtaisemmaksi malliksi.

3.3.2 Sisältö kaivannaisjätealueilla

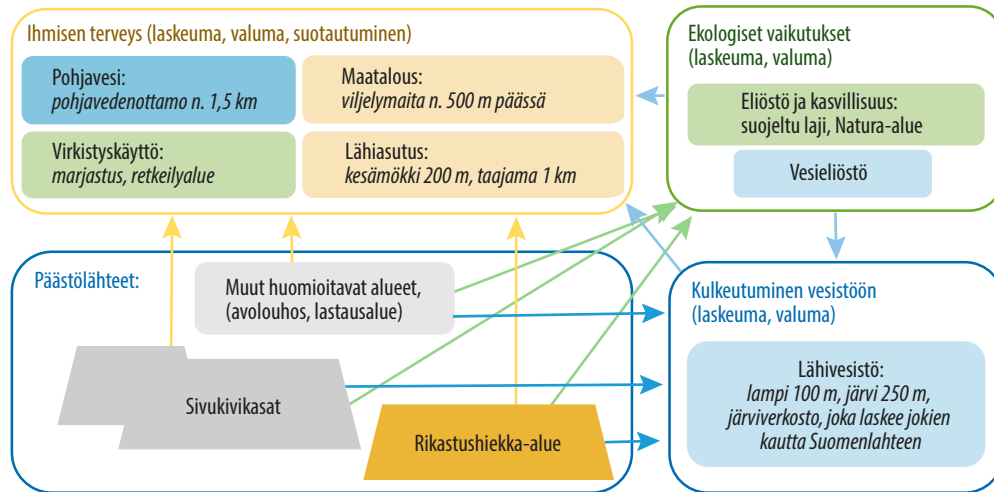
Vanhoilla kaivannaisjätealueilla laaditaan ensin yleinen, koko aluetta kuvaava käsitteellinen malli riskeihin vaikuttavien päätekijöiden tunnistamiseksi ja havainnollistamiseksi (Kuva 10). Kun riittävä tilannekuva arviointikokonaisuudesta on muodostettu, käsitteellinen malli voidaan jakaa pienemmiksi osamalleiksi, joissa tiettyjä riskitekijöitä, kuten merkittävimpiä päästölähteitä ja niitä koskevia kulkeutumisreittejä, kuvataan yksityiskohtaisemmin (Kuva 11). Tässä on tärkeä huomioida, että alueella voi olla useita erillisiä päästö- ja altistumlähteitä, joiden aiheuttamat haitat tai riskit kohdistuvat yhteen tai useampaan kohteeseen useiden kulkeutumis- ja altistumisreittien kautta. Yksittäisten päästölähteiden selkeä erottelu toisistaan vanhoilla ja usein metsittyneillä kaivosalueilla (esim. kaivannaisjätealueet ja kaivannaisjätteistä rakennetut tiet tai kentät) ei ole aina helppoa. Lisäksi kaivoskohteissa voi paikallisen geologian vuoksi esiintyä sulfidien hapettumisesta johtuvaa hapanta valuntaa jossain määrin myös muokkaamattomilta alueilta.

Kaivannaisjätealueilla merkittävimmät haitat ja riskit kohdistuvat useimmiten valumavesien kautta aiheutuviin pinta- tai pohjavesipäästöihin. Siksi käsitteellisessä mallissa on tärkeä kuvata riittävällä tarkkuudella päästölähteiden sijainti ja laajuus valuma-alueittain sekä valumavesien laatuun vaikuttavat tekijät, erityisesti hapontuotto ja päästölähteistä liukenevat haitalliset aineet. Valuma-alueiden hydrologinen ja vedenlaatua koskeva tieto tulisi myös aina liittää kartta- tai ilmakuvapohjaiseen valuma-aluemalliin päästöjen arvioimiseksi ja niiden havainnollistamiseksi (ks. luku 4.5.1).

Kuva 10. Periaatekuva kuvitteellisen suljetun esimerkkikaivoksen kaivannaisjätealueiden yleisestä käsitteellisestä mallista.

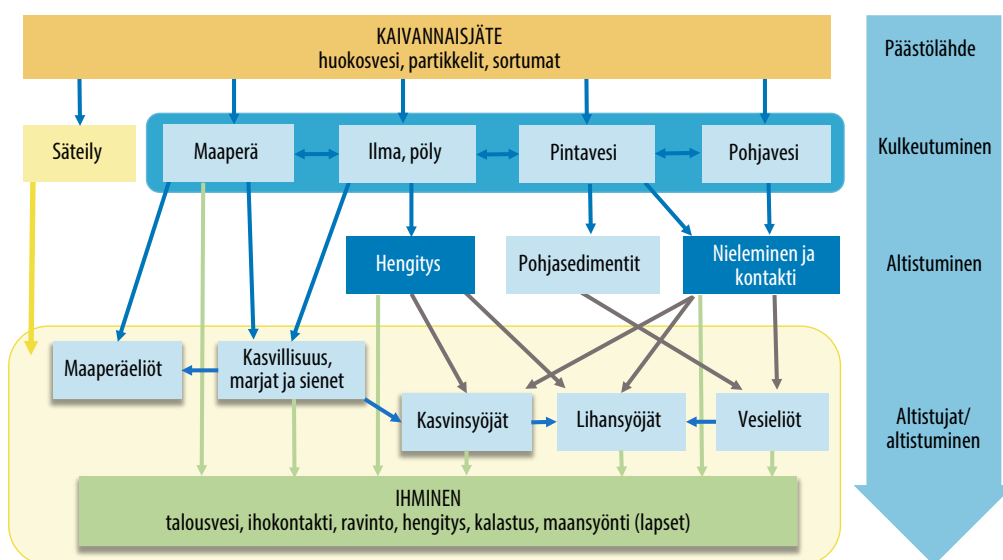


Kuva 11. Periaatediagrammi kuvitteellisen suljetun esimerkkikaivoksen kaivannaisjätealueiden yleisestä käsitteellisestä mallista, johon on koottu tietoa kulkeutumisreiteistä ja altistujien sijainnista. Kaivannaisjätealueiden lisäksi ympäristökuormitukseen voi vaikuttaa esim. avolouhos tai rikasteen lastausalue.

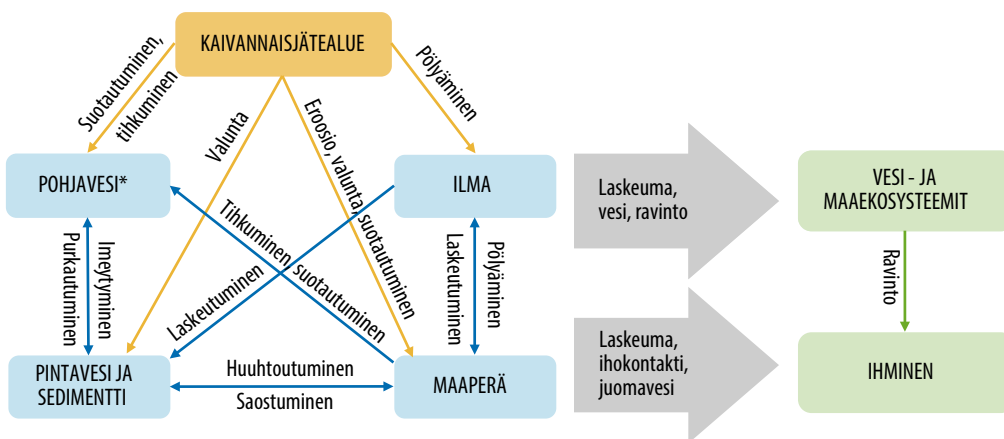


Muita kaivannaisjätealueen riskitekijöitä ovat mm. ihmisten tai eliöiden mahdollinen suora altistuminen peittämättömille kaivannaisjätteille tai pintamaan haitallisille aineille sekä pölyämisen kautta aiheutuva haitta-aineiden leviäminen ja sitä seuraava altistuminen kaivosalueella tai sen ulkopuolella, esimerkiksi altistuminen hengitysilman pölylle tai ravintoketjuun kulkeutumisen seurauksena (kalat, marjat, sienet, ravintokasvit). Lisäksi kaivannaisjätealueen riskeihin kohdistuvan tarkastelun tulee sisältää jättealueen rakenteiden fyysikaaliseen vakauteen vaikuttavat tekijät. Kaivannaisjätealueen käsitteellinen malli voi olla siten hyvin moninainen kulkeutumis- ja altistumisreittien sekä altistujien suhteen (Kuvat 12 ja 13).

Kuva 12. Esimerkki kaivannaisjätealueen käsitteellisestä mallista ja siinä huomioitavista tekijöistä ihmisten ja eliöstön altistumista (päästölähde-reitti-altistuja -ketju) tarkasteltaessa (mukailtu: Mroueh et al. 2005, Heikkinen et al. 2005).



Kuva 13. Esimerkki haitta-aineiden kulkeutumisesta kuvaavasta käsitteellisestä mallista. (*maaperän ja kallioperän pohjavesi)



4 Kohdetutkimukset riskinarvioinnissa

Riskinarviointia jatketaan tarkoituksenmukaisilla kohdetutkimuksilla, jotka pohjautuvat kohteen alustavaan käsitteelliseen malliin sekä sen laadinnassa käytettyihin taustatietoihin. Kohdetutkimuksia täydennetään arvioinnin edetessä vaiheittain ja kohdennetaan niihin riskitekijöihin, joiden osalta arviointi edellyttää lisätietoa. Kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnin kannalta usein keskeisimpiä riskitekijöitä, joita kohdetutkimuksilla selvitetään ja jotka voivat vaikuttaa erityisesti ihmisen terveyteen, ovat:

- kaivannaisjätteiden sisältämät haitta-aineet ja hapontuottokyky (luku 4.4)
- haitta-aineiden kulkeutuminen ja vaikutukset pinta- ja pohjavesissä (luku 4.5)
- pölyäminen ja vaikutukset ilmanlaatuun (luku 4.6)
- maaperän pilaantuminen, kasvillisuus- ja eliöstövaikutukset (luku 4.7)
- fysikaalinen vakaus kuten sortuma- ja vuotoriskit (luku 4.8).

4.1 Kohdetutkimuksen suunnittelu ja tavoitteet

Jotta kohdetutkimukset voidaan toteuttaa tarkoituksenmukaisesti, niiden tulee perustua taustatietojen ja alustavan käsitteellisen mallin sekä niitä tarvittaessa täydentävän maastokatselmuksen pohjalta laadittuun tutkimussuunnitelmaan. Tutkimussuunnitelmassa määritellään kohdetutkimusten tavoitteet, rajaukset ja toteutustapa sekä otetaan huomioon turvallisuuteen liittyvät erityispiirteet alueella työskenneltäessä. Arvioinnin edetessä ja kohdekohtaisen tiedon lisääntyessä tutkimussuunnitelmaa täydennetään.

Vanhoilla ja suljetuilla kaivannaisjätealueilla kohdetutkimuksiin perustuvaa lisätietoa tarvitaan useimmiten jo riskien tarkempaan tunnistamiseen. Tämän tiedon perusteella kohdetutkimukset haittojen ja riskien määrittämiseksi pyritään rajaamaan merkittävimpiin päästölähteisiin, kulkeutumisreitteihin ja altistujiin. Mitä suurempina tunnistettuja haittoja ja riskejä voidaan pitää ja mitä tarkempaan arvioon niistä pyritään, sitä yksityiskohtaisempaa,

monipuolisempaa ja luotettavampaa tietoa arvioinnilta edellytetään (todistusnäyttö, engl. *weight of evidence*). Tämä vaikuttaa suoraan myös kohdetutkimusten suunnitteluun ja toteutukseen (YM 2014a).

Kohdetutkimusta suunniteltaessa on tarpeellista tiedostaa, tunnistaa ja kirjata ylös tutkimussuunnitelmaan mahdolliset turvallisuusriskit, jotka alueella liikuttaessa ja näytteenoton tai näytteiden käsittelyn yhteydessä voi kohdata, jotta voi toimia ennaltaehkäisevästi ja pienentää riskiä tapaturmien tapahtumiselle. Kohteessa työskennellessä tulee myös noudattaa oman organisaation maastotyöohjeistuksia ja riskinarviointikäytäntöjä. Kaivos- ja kaivannaisjätealueilla näytteenotossa huomioitavia turvallisuusriskejä on esitelty kappaleessa 4.3.

Tutkimussuunnitelman sisältö ja sen mahdolliset muutokset on dokumentoitava ja perusteltava hyvin kohdetutkimuksiin käytettävien resurssien (kustannukset, henkilötyöt ja aika) optimoimiseksi. Tämä on erityisen tärkeää vanhoilla ja suljetuilla kaivosalueilla, jotka ovat yleensä mittasuhteiltaan laajoja, ympäristöolosuhteiltaan haastavia sekä taustatiedoiltaan puutteellisia. Resurssien optimoimiseksi kaikkien alueella suoritettavien tutkimusten tulisi siten palvella riskinarviointia, mikä edellyttää riittävää ymmärrystä paitsi kohteesta ja sen mahdollisista ympäristövaikutuksista (käsitteellinen malli) myös tutkimusmenetelmistä ja riskinarviointiprosessista. Samasta syystä keskeiset sidosryhmät tulisi mahdollisuuksien mukaan osallistaa jo kohdetutkimusten suunnitteluun ja esimerkiksi valmis tutkimussuunnitelma tulee saattaa alueellisen ELY-keskuksen tiedoksi, jotta valvontaviranomainen voi esittää mielipiteensä suunnitelmasta.

Riskinarvioinnin tarpeita palvelevaa järjestelmällistä kohdetutkimusten suunnittelua on selostettu mm. Ympäristöhallinnon PIMA-ohjeessa (YM 2014a) sekä Yhdysvaltojen ympäristöviraston julkaisemassa DQO (*Data Quality Objectives*) -ohjeistuksessa (U.S. EPA 2006). Näihin ohjeisiin perustuen kohdetutkimusten järjestelmällinen suunnittelu voidaan jakaa seuraaviin yleisiin osavaiheisiin, joilla tutkimusten optimointi ja tarkoituksenmukaisuus pyritään varmistamaan:

1. **Määritellään ongelma**, jonka ratkaisemiseksi tutkimustietoa tarvitaan (vrt. riskinarvioinnin tavoitteet)
2. **Määritellään avoimet tutkimuskysymykset** alustavan käsitteellisen mallin perusteella (a) ja niiden merkitys arvioinnin näkökulmasta (b), esim.
 - a. voiko hapontuotto lisääntyä tulevaisuudessa ja mikä on haitta-ainesten kokonaispäästö vesistöön?
 - b. hapontuoton ja päästöarvion perusteella määritetään vertailuarvojen mahdollinen ylittyminen purkuvesistössä sekä vaikutukset vesieliöstölle

3. **Määritellään, mitä tietoja tarvitaan**, jotta avoimiin kysymyksiin saadaan vastaukset, esim.
 - virtaamat sekä haitta-aineiden pitoisuudet ja pH virtausreitillä
4. **Määritellään tutkimuksen** alueellinen (a) ja ajallinen (b) **rajaus** sekä tutkimustiedon **tarkkuus** (c), esim.
 - a. päästölähteet, valuma-alueet, tutkittavat ympäristöosat ja altistajat
 - b. näytteenoton ja virtaamamittausten ajankohdat
 - c. haitta-ainepitoisuuden ja virtaaman vuodenaikaisvaihtelu sekä vuosikeskiarvo kuukausimittausten perusteella
5. **Määritellään tarvittaessa** (tutkimuskysymyksestä riippuen) säännöt, joilla **ohjataan päätöksentekoa** tutkimustuloksiin perustuen, esim.
 - jos virtaamavaihtelu on suurta, mittauksia tihennetään
6. **Suunnitellaan** tarvittavien tietojen keruu sekä niiden aikataulut ja niihin tarvittavat resurssit, esim.
 - näytteenotto, muut kohdetutkimukset ja analyysit.

Kohdetutkimusten suunnittelun tärkeimpänä kohtana voidaan pitää selkeää ja perusteltua tavoitteenasettelua yksityiskohtaisten tutkimuskysymysten kautta. Arvioinnin edessä tutkimustavoitteita voidaan tarkentaa tai muuttaa. Esimerkiksi jokin arviointikokonaisuuksia voidaan alustavasti purkaa useiksi tutkimuskysymyksiksi, joita koskevat tietotarpeet määritellään ja rajataan tarkemmin lopullisessa tutkimussuunnitelmassa. Kohdetutkimusten järjestelmällisen suunnittelun lähtökohtana on, että jokainen tutkimusmenetelmä, näytteenotto, mittaus tai analyysi, tukee asetettuja tutkimustavoitteita ja tarkentaa käsitteellistä mallia, kunnes tiedon määrä ja laatu ovat riittäviä. Tämän lähtökohdan tulisi koskea myös alueella mahdollisesti toteutettavaa ympäristöseurantaa.

Tutkimuksiin ja riskinarviointiin sisältyvän epävarmuuden vuoksi tutkimussuunnitelmassa on pyrittävä määrittelemään myös tutkimustuloksilta edellytettävä tarkkuus ja luotettavuus. Koska nämä ovat osaltaan sidoksissa sekä tutkimustavoitteisiin ja tulosten soveltamiskäytäntöön että riskien oletettuun merkittävyyteen, tutkimusten riittävää määrää ja tasoa ei voida yleisesti määritellä. Järjestelmällisellä ennakkosuunnittelulla ja oikeiden tutkimusmenetelmien valinnalla, käsitteellistä mallia soveltaen, kohdetutkimusten määrää ja niihin käytettäviä resursseja voidaan usein rajata merkittävästi riskinarvioinnin riittävän tarkkuuden siittä kärsimättä. Tähän vaikuttavat myös käytössä olevat taustatiedot ja niiden oikea tulkinta. Riskinarviointiin tarvittavat kohdetutkimukset voivat olla melko suppeat esimerkiksi vanhassa kohteessa, jossa historiatiedon perusteella ei ole happoa tuottavia kaivannaisjätteitä, josta on saatavilla pitkäaikaisen ympäristöseurannan tuloksia ja jossa merkittäviä ympäristövaikutuksia ei ole todettu. Toisaalta sellaisessa kohteessa, jossa historiatieto on puutteellista ja jossa on useita mahdollisia päästölähteitä, kulkeutumisreittejä

ja altistujia, kohdetutkimuksia voidaan joutua tekemään paljon jo pelkästään olennaisten riskitekijöiden tunnistamiseksi.

Tutkimussuunnitelman laatimiseen tulisi aina sisällyttää maastokatselmus, jonka perusteella taustatietoihin pohjautuvaa näkemystä alueen nykytilasta voidaan täydentää tarvittavien kohdetutkimusten rajaamiseksi ja kohdentamiseksi. Maastokatselmuksen tulee suorittaa yksi tai useampi henkilö, jolla on riittävä asiantuntemus kaivostoiminnasta sekä kaivannaisjätteistä ja niiden aiheuttamista ympäristövaikutuksista. Siten esimerkiksi ympäristönäytteenottajan sertifikaatti ei yksin riitä kuvaamaan sitä asiantuntemusta, jota tutkimussuunnitelmaan sisältyvässä maastokatselmuksessa tarvitaan. Tutkimusten tarkoituksenmukaisen kohdentamisen lisäksi tutkimussuunnitelmassa on kiinnitettävä huomiota tutkimusmenetelmien valintaan, jotta menetelmät tukevat parhaalla mahdollisella tavalla ja kustannustehokkaasti asetettujen tavoitteiden saavuttamista.

4.2 Näytteenoton tarkoitus ja tavoitteet

Riskinarvioinnin tärkeimpien lähtötietojen keruu perustuu näytteenottoon. Näytteitä voidaan ottaa kaivannaisjätteistä ja muista päästölähteistä sekä haitta-aineiden kulkeutumisreiteiltä ja mahdollisista altistujista. Näytteistä selvitetään tutkittavan kohteen (näytematriisi) kemiallisia, fysikaalisia ja mineralogisia ominaisuuksia, joiden perusteella arvioidaan mm. kaivannaisjätteen pitkäaikaiskäyttäytymistä (luku 4.4) sekä haitta-aineiden kulkeutumisesta ja vaikutuksia ympäristössä (luvut 4.5 ja 4.6).

Näytteenoton osuus kohdetutkimusten kokonaisuvarmuudesta on usein merkittävä. Epävarmuuden vähentämiseksi näytteenoton perustuu aina näytteenottosuunnitelmaan, jossa on määritelty mm.:

- näytteenoton tavoitteet ja kohteet
- näytteenottomalli ja -tapa
- näytteenottopaikat ja näytteiden laatu
- näytteenoton ajankohdat (esim. vuodenaika, sääolosuhteet)
- näytteenottomenetelmät
- näytteiden käsittely, kuljetus ja varastointi
- tutkimus- ja analyysimenetelmät
- tulosten käsittely ja raportointi
- laadunvarmistus.

Tutkimussuunnitelmaan oleellisena osana kuuluvan näytteenottosuunnitelman laatiminen ja sisäistäminen (näytteenottaja) ovat edellytyksiä näytteenoton edustavuudelle.

Edustava näytteenotto tarkoittaa näytteenottoa, jonka perusteella voidaan tehdä riittävän luotettavia päätelmiä sen ympäristönosan ominaisuuksista, josta näytteitä on otettu. Näytteenoton suunnittelussa ja sen edustavuuden varmistamisessa keskeiset lähtökohdat ovat:

1. Näytteenoton tavoite
 - mihin kysymyksiin näytteenotolla halutaan saada vastauksia?
2. Näytteenoton alueellinen raja
 - mitä aluetta, tilavuutta tai muuta kohdetta kysymykset koskevat?
3. Näytteenoton luotettavuus
 - mikä on vastausten hyväksyttävä epävarmuus, mistä epävarmuus muodostuu ja miten sitä voidaan vähentää?

Näyte voi olla edustava vain, jos sen perusteella voidaan vastata riittävän luotettavasti kysymykseen, johon sillä haetaan vastausta. Näytteenoton suunnittelun kannalta tavoitteiden määrittely yksiselitteisten ja riittävän yksityiskohtaisten kysymysten kautta on siksi ensiarvoisen tärkeää. Tavoitteet määräytyvät sen mukaan, mihin näytteenoton tuloksia on tarkoitus käyttää. Esimerkiksi kohteen alustavissa haitta-ainetutkimuksissa näytteenoton tarkoitus ja toteutus yleensä poikkeavat haittojen ja riskien määrittämiseen tarvittavasta näytteenotosta. Siten näytteenoton tavoitteena voi olla esimerkiksi:

- kaivannaisjätteen sisältämien haitta-aineiden päästöpotentialin selvittäminen
- haitta-aineen keskimääräisen pitoisuuden määrittäminen tietyllä kulkeutumis- tai altistumisreitillä
- pitoisuusmuutoksen arvioiminen tarkastelupisteessä tietyssä aikana
- haitta-aineen jo tapahtuneen kulkeutumisen todentaminen.

Toinen keskeinen lähtökohta edustavuuden varmistamisessa on määrittellä ja rajata ne kohteen osa-alueet, joita edellä mainitut tavoitteet ja kysymykset koskevat. Riskinarvioinnissa näitä osa-alueita voidaan kutsua arviointialueiksi, jotka näytteenoton kannalta määrittelevät myös näytteenottoalueen (YM 2014a). Arviointi- ja näytteenottoalueen rajaus määräytyy tapauskohtaisesti riskinarvioinnin tavoitteiden mukaan. Kaivannaisjätteen karakterisoinnissa arviointi- ja näytteenottoalueena voi olla esim. rikastushiekka-allas, sivukivikasa tai näistä rajattu pienempi osa. Haittojen ja riskien määrittämisessä näytteenotto kohdistetaan puolestaan ensisijaisesti niille kohteen osa-alueille, joiden kautta haitta-aineiden kulkeutuminen tai niille altistuminen on mahdollista, taikka niihin kohteisiin ja altistujiin, joissa oletetut vaikutukset ilmenevät (esim. kaivosalueen läpi kulkeva oja, purkuvesistön sekoittumisvyöhyke, pohjavesikaivo tai tietty vesiliöstö). Kohteen käsitteellinen malli ja sitä hydrologisen tiedon osalta tarkentava valuma-aluemalli (luku 4.5.1) toimivat pohjana arviointi- ja näytteenottoalueiden rajaamiselle.

Näytteenottosuunnitelmassa tulisi määritellä myös näytteenoton riittävä luotettavuus eli näytetuloksille sallittu epävarmuus tai virhe (= mittaustuloksen poikkeama todellisesta arvosta). Näytteenoton epävarmuus aiheutuu suurelta osin näytematriisin heterogeenisuudesta eli tutkittavan tekijän tai ominaisuuden vaihteluista tutkittavassa ympäristössä paikan tai ajan suhteen. Heterogeenisuus voi ilmetä eri tasoilla kuten koko tutkittavassa kohteessa, sen tarkemmin määritellyllä arviointialueella tai sieltä otetussa yksittäisessä näytteessä. Esimerkiksi kaivannaisjätteessä tai maaperässä haitta-aineiden pitoisuusvaihtelut yksittäisellä arviointialueella voivat olla suuria eikä aineiden tarkkaa jakautumista yleensä tunneta etukäteen, minkä vuoksi edustava näytteenotto edellyttää yleensä suurehkoa näytemäärää. Vesi- ja kaasunäytteenotossa olennaista on huomioida myös tutkittavien parametrien ajalliset vaihtelut esim. vaihtelevien sääolosuhteiden seurauksena. Heterogeenisuuden aiheuttamaan näytteenottovirheeseen on kiinnitettävä huomiota myös näytteiden esikäsittelyssä sekä kentällä että laboratorioissa.

Näytteenoton edustavuutta ja sen merkitystä riskinarvioinnissa on selostettu tarkemmin mm. ympäristöhallinnon PIMA-ohjeessa (YM 2014a). Ympäristönäytteenotosta ja siinä huomioon otettavista tekijöistä on julkaistu useita yleisiä kansallisia oppaita (mm. SGY 2002, Kettunen et al. 2008, Hatakka et al. 2013, FINAS 2014, Lepistö et al. 2014, YM 2014b), kansainvälisiä standardeja sekä suoraan kaivosalalle suunnattuja ohjeistuksia (NOAMI 2015, Kauppila et al. 2015, Sädbom & Bäckström 2018). Keskeisimpiä näytteenoton suunnittelussa huomioitavia tekijöitä on koottu taulukkoon 4 ja liitteessä 2 on käyty läpi tarkemmin laadunvarmistuksen näytteet.

Taulukko 4. Keskeisiä näytteenoton suunnittelussa huomioon otettavia tekijöitä.

Näytteenoton tarkoitus	<ul style="list-style-type: none"> Mihin kysymyksiin näytteenotolla halutaan saada vastauksia ja miten sen tuloksia aiotaan soveltaa (edustava näytteenotto)?
Näytteenottajien pätevyys ja työturvallisuus	<ul style="list-style-type: none"> Vähintään yksi sertifioitu näytteenottaja Alueen turvallisuusriskien tunnistaminen, turvallisuussuunnitelma Tarvittavat kenttä- ja suojaruusteet Ensiapu, lähin terveyskeskus/sairaala Tieto siitä, missä ollaan ja kuinka kauan (esim. esimies)
Tutkimusmenetelmät ja näytteenoton valmistelu	<ul style="list-style-type: none"> Menetelmäkuvaukset Soveltuvat näytteenottovälineet ja niiden kunto Mittalaitteiden kalibrointi
Näytteenotopisteet ja näytemateriaalit	<ul style="list-style-type: none"> Paikkatiedot, valuma-aluemalli, näytestekartat Näytelomakkeet, mahd. pohjavesiputkikortit Näytesteiden sijainti ja sekä näytteiden määrä ja laatu (näytematriisi) <ul style="list-style-type: none"> Pinta- ja pohjavesinäytteet Maaperä-, maannos-, sammal-, lehti-, sieni- ja marjanäytteet Sedimenttinäytteet (purojen ja järvien pohjasedimentit) Pölynäytteet (ilman pienhiukkaset, pölyleijuma) Kaivannaisjätenäytteet (sivukivi, rikastushiekka, bioliuotuksen jäännöskasat) Näytteiden (vähimmäis)koko (esim. grammoina tai desilitroina) Kokoomanäytteet vs. pistenäytteet Alueen laajuus, taustanäytteet Kenttämittaukset ja -havainnot (esim. haju, väri, virtaus) Nollanäytteet, tuplanäytteet, standardit Esikäsittely (esim. hapotus) Kontaminaation esto (käsittely, välineet, astiat, hapot) Säilytys ja kuljetus (esim. kylmälaukku)
Näytteenottoajankohdat	<ul style="list-style-type: none"> Toistuvuus (Kuinka monella näytteenotokerralla saadaan pienennettyä epävarmuustekijöitä riittävästi?) Kevättulvat, vähäsateinen/kuiva kesäaika, syysateet, epätavallinen vuosi Epätavallinen vuosi (huomioitava esimerkiksi mikäli tavanomaista sateisempi, lumettomampi, kuivempi, lämpimämpi) Järvisedimenttien näytteenotto helpompaa jäiden päältä Alkuvuikko, jolloin näytteet ehtivät laboratorioon
Valitut analyysimenetelmät	<ul style="list-style-type: none"> Akkreditoitu laboratorio Analysoitavat muuttujat Vertailukelpoisuus Määrittämissrajat QA/QC (Quality Assurance/Quality Control) Näytteenoton tai laboratorion kontaminaatoriskin poissulkeminen
Valitut mallinnohjelmat	<ul style="list-style-type: none"> Massalaskelmat Tilastolliset tunnusluvut
Raportointitavat	<ul style="list-style-type: none"> Näytteenotopöytäkirjat, kenttämittaustulosten tallentaminen ja säilytys Kalibrointitiedot, laadunvarmistus, sertifioinnit

4.3 Työturvallisuus kohdetutkimuksissa

Suljetuilla ja hylätyillä kaivannaisjätealueilla voi olla useita turvallisuusriskejä, jotka tulee ottaa huomioon kohdetutkimuksia tehtäessä (Kauppila et al. 2015). Sivukivialueet ja avolouhokset voivat olla hyvinkin jyrkkäreunaisia, vaikeakulkuisia ja epävakaista teräväreunaisien, raekooltaan heterogeenisen materiaalin ja isojen lohkareiden takia. Avolouhokset ovat lisäksi usein syviä ja vedellä täyttyneitä. Vanhojen rikastushiekka- ja selkeytysallasalueiden ympäristössä on otettava huomioon patorakenteiden irtomaalajien sortuma- ja vyörymävaara. Sortumavaara on myös avolouhoksen reunoilla ja maanalaisissa kaivoskuiluissa, missä putoamisen riskiä lisää liikkuminen lähellä pystysuuntaisia aukkoja kuten ilmastointikuiluja, joiden vanhojen päällysteiden ja suojien kunto voi olla heikko. Vanhoilla kaivannaisjätealueilla voi lisäksi olla jäljellä historiallisia rikastamo- tai huoltorakennuksia, jotka voivat olla huonokuntoisia. Tapaturma- ja loukkaantumisriskien lisäksi peittämättömillä kaivannaisjätealueilla voi hienojakoinen aines pölytessään altistaa terveydelle haitallisille aineille hengityksen kautta.

Kaivannaisjätealueilla kuljettaessa ja näytteenotossa tarpeellisia turvavarusteita ovat esim. säänmukaiset, huomiovärilliset ja heijastimelliset työvaatteet, turvakengät, suojalasit, hengityssuojain, kypärä ja hanskat. Lisäksi ensiapupakkauksen ja köyden tulisi olla osana varustusta hätätilanteita varten. Suljetut ja hylätyt kaivannaisjätealueet ovat monesti syrjäisillä seuduilla, joten alueella liikuttaessa on syytä ottaa huomioon tarpeelliset viestintäyhteydet ja toimintamallit erilaisten hätätapauksien varalta. Esimerkiksi liikkuminen alueella tulisi tehdä aina ryhmänä tai vähintään parin kanssa. Näytteenoton yhteydessä ei tulisi myöskään asettaa itseään vaaraan esim. kurotteleamalla tai kiipeilemällä alueilla, joilla on putoamisriski. Tällaisissa paikoissa näytteenotossa voi mahdollisuuksien mukaan käyttää siihen soveltuvia apuvälineitä kuten näytenoutimella varustettua dronea.

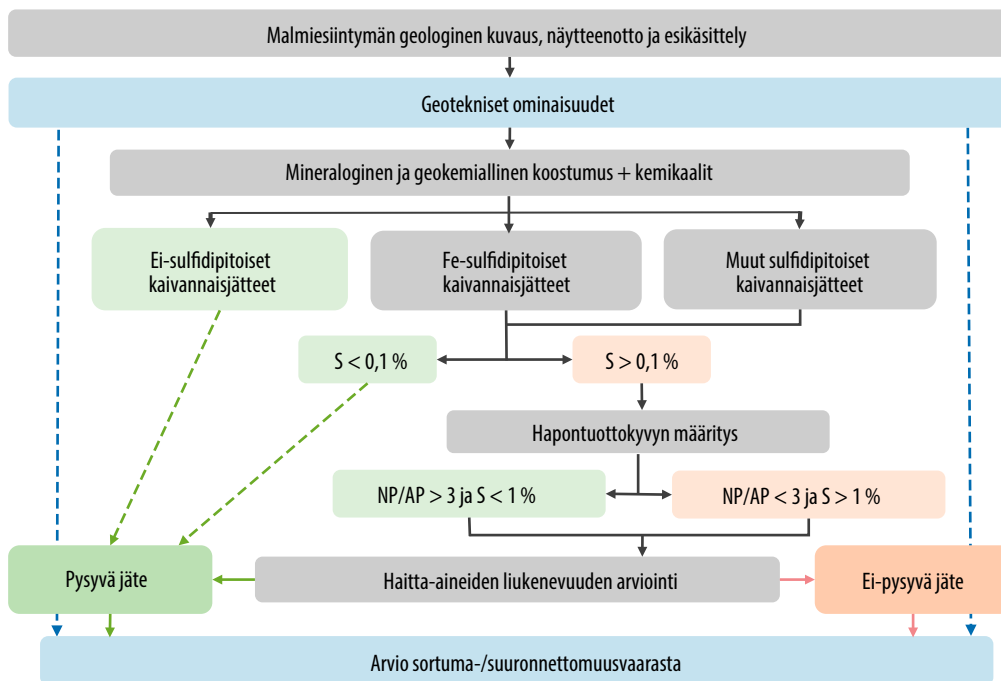
Suomessa sortumavaarallisille tai putoamisriskin omaaville alueille on määrätty turva-ajan ylläpitovelvoite kaivosviranomaisen toimesta. Mikäli näytteenottoa on tehtävä ai-datulla alueella, on siihen hankittava asianmukainen lupa TUKES:iltä ja ilmoitettava siitä maanomistajalle. Mikäli selviä turvallisuusongelmia havaitaan maastotöiden ja näytteenoton yhteydessä on niistä ilmoitettava asiaankuuluvalla viranomaiselle (TUKES) asian korjaamiseksi.

4.4 Kaivannaisjätteiden karakterisointi

Kaivannaisjätteen mineralogiset, geokemialliset ja geotekniset ominaisuudet selvitetään yleensä monivaiheisen karakterisoinnin avulla (Kuva 14). Karakterisointi mahdollistaa jät-teessä tapahtuneiden ja tapahtuvien kemiallisten muutoksien tulkitsemisen sekä niiden

merkityksen arvioimisen ympäristöriskien, kuten pitkän ajan vesipäästöjen osalta (ks. luku 4.5). Karakterisoinnin tuloksia voidaan hyödyntää myös esimerkiksi jätealueen nykyisten riskinhallintakeinojen riittävyyden arvioinnissa, mahdollisten vesienkäsittelymenetelmien suunnittelussa (ks. luku 6.2.2) sekä jätteen hyötykäytön ja raaka-ainepotentiaalin selvittämisessä (ks. luku 6.2.5).

Kuva 14. Esimerkki kaivannaisjätteiden karakterisointimenettelystä arvioitaessa jätteen pysyvyyttä (mukailtu: Kauppila et al. 2011).



Operatiivisilla kaivoksilla vaatimukset kaivannaisjätteiden karakterisoinnille määritellään EU:n kaivannaisjätedirektiivissä (EU 2006) ja sen lisäyksissä, jotka on toimeenpantu valtioneuvoston asetuksella kaivannaisjätteistä (190/2013). Karakterisointia ja sen edellytyksiä on kuvattu yleisesti EU:n kaivannaisjätteiden hallintaa koskevassa asiakirjassa (MWEI BREF 2018) sekä standardissa CEN/TR 16376. Lainsäädännössä kuvatut karakterisointimenetelmät soveltuvat hyvin myös toimintansa lopettaneille kaivoskohteille. Muuttuneiden kaivannaisjätteiden tutkimiseen on käytettävissä menetelmiä, joilla voidaan selvittää mm. rapautumisen edistymistä ja haitta-aineiden pidättymistä eri fraktioihin. Näiden tulosten avulla voidaan myös arvioida, miten hapettumaan päässyt kaivannaisjäte reagoisi kunnostustoimien aiheuttamiin olosuhdemuutoksiin. Kaivannaisjätteen ominaisuuksien määrittämiseen hyödynnetään geokemiallisia ja mineralogisia menetelmiä, staattisia, kineettisiä ja liukoisuustestejä sekä radiologisia ja geoteknisiä määrittämiä. Kaivannaisjätteen koostumuksen ohella on oleellista selvittää jätealueen rakenne. Geokemiallisiin prosesseihin ja

sitä kautta haitta-aineiden kulkeutumiseen ja mahdollisiin ympäristövaikutuksiin vaikuttavat lisäksi hapen, kaasun ja lämmön kulkeutuminen jätteessä sekä sadeveden imeytyminen jätteeseen ja kulkeutuminen jätealueella. Kaivoskohteesta kerätyt taustatiedot kaivostoiminnoista sekä malmin ja sivukiven mineralogiasta auttavat tarvittavien karakterisointitutkimusten valinnassa. Kaivannaisjätteen karakterisointi koostuu pääosin seuraavien osatekijöiden selvittämisestä:

1. Mineraloginen ja geokemiallinen koostumus
 - tunnistetaan jätteen mineralogia, erityisesti sulfidi- ja karbonaattimineraalit, ja sen mahdolliset haitta-aineet, ml. radioaktiivisuus, rikastuskemikaalijäämät ja asbestimineraalit
 - selvitetään keskeisten haitta-aineiden kokonaispitoisuudet ja liukoisuudet eri uuttofraktioiden ja liukoisuutta mittaavien menetelmien avulla
2. Rapautumisen/muuttumisen eteneminen jätealueella
 - esim. pH, EC, redox, T, O₂
 - erot mineralogiassa ja haitta-aineiden pidätyksessä eri kerroksissa
3. Hapontuotto- ja neutralointikyky
4. Tarvittaessa karakterisointia voidaan täydentää toksisuustutkimuksilla.

Mineralogiset ja geokemialliset analyysit tehdään pääasiallisesti jauhetuista näytteistä (< 2 mm), jolloin testeissä käytettävän kiviaineksen reaktiopinta-ala ei vastaa kasan todellista tilannetta. Tätä pyritään ratkaisemaan skaalauksen avulla (Morin & Hutt 1997, Malmström et al. 2000, Lapakko & Olson 2015), joka on haasteellista mutta erittäin oleellista etenkin sivukiven vaikutuksia arvioitaessa. Kaikki menetelmät eivät vaadi jauhatusta, kuten esimerkiksi lysimetrikokeet, mutta isoimmat lohkat eivät päädy mukaan koejärjestelyihin tässäkin menetelmässä. Tämän takia sivukivestä saadut haitta-aineiden liukoisuustulokset, etenkin jauhetuista näytteistä, voidaan olettaa olevan todellista suurempia (Kirchner & Mattson 2015). Laboratoriotulosten skaalauksen epävarmuutta voidaan pienentää rinnakkaisesti tehtävien kenttätestien avulla ja saatujen tulosten avulla voidaan tarkentaa mallinnuksia sekä lisätä mallinnuksen luotettavuutta (esim. Muniruzzaman et al. 2018). Rikastushiekka ei aiheuta vastaavan kokoista skaalausongelmaa raekokonsa puolesta. Näytteenotossa on kuitenkin huomioitava aineksen mahdollinen lajittuminen (erot keski- ja reunaosissa) sekä mahdolliset ajanjaksot, jolloin malmikiveä on tuotu muista esiintymistä prosessoitavaksi ja läjitettäväksi samaan jätealueeseen (esim. satelliittimalmit). Kaikilla kaivannaisjätteillä haastetta tuo myös analysoitavan kaivannaisjätteen pieni näytekoko, vain muutaman gramman tai kilon suuruinen näyte edustaa usein tuhansia tonneja jättemateriaalia. Kaivannaisjätteen ja etenkin sivukiven koostumus voi kuitenkin vaihdella kaivannaisjätealueella hyvinkin laajalti, mikä on huomioitava näytteenotossa (pääkivilajien tunnistaminen, kenttäkäyttöinen XRF).

4.4.1 Näytteenotto ja määritykset

Kaivannaisjätteen karakterisointitutkimusten lähtökohtana on edustava näytteenotto. Vaivattavaan näytteenottostrategiaan (ml. näytepisteiden sijoittelu ja näytemäärät) vaikuttavat näytteenoton tavoitteet ja siltä edellytettävä luotettavuustaso sekä monet kohdekohtaiset tekijät, kuten tutkittavan jätealueen laajuus ja läjityshistoria. Karakterisointitutkimusten tulisi perustua ensisijaisesti jätealuekohtaisesti otettuihin kokoomanäytteisiin. Kokoomanäytteen muodostavia osanäytteitä tulee ottaa riittävän monta ja mahdollisimman tasaisesti koko tutkittavalta alueelta (esim. systemaattinen otanta). Tällöin edustavan kokoomanäytteen analysoinnista saatu tulos kuvaa tutkittavan muuttujan keskimääristä koostumusta siinä jätealueen osassa, josta osanäytteitä on otettu. Etenkin rikastushiekka-alueen näytteenotossa läjityshistorian osalta on huomioitava läjitystavan vaikutus rikastushiekan raekokojakaumaan ja siten mahdollisesti myös mineralogiaan jätealueen eri osissa (erot reuna- ja keskiosien välillä). Samalle jätealueelle on voitu myös eri aikoina läjittää rikastushiekkaa, jonka alkuperäinen mineralogia vaihtelee kaivoksen eri malmilinjien tai muualta tuodun malmikiven koostumuserojen takia. Näytteenoton edustavuuden varmistamiseksi ja osoittamiseksi voidaan mahdollisuuksien mukaan ottaa myös samalla tavalla kerätyt rinnakkaiset kokoomanäytteet.

Jos näytteenoton tavoitteena on selvittää esim. kaivannaisjätteen potentiaalista hapontuottoa tai tietyn parametrien alueellista vaihtelua jätealueella, näytteenotto voi perustua myös yksittäisnäytteisiin tai useisiin pienemmistä osanäytemääristä muodostettuihin kokoomanäytteisiin. Näytteiden tai osanäytteiden valinnassa voidaan tällöin hyödyntää jätteen visuaalista tarkastelua sekä kenttämittauksia. Kaivannaisjätteen hapettumisen etenemistä tutkittaessa näytteitä tulee ottaa eri kerrossyvyyksiltä. Kenttämittausten ja fyysikaalisten parametrien avulla voidaan havainnoida mahdollisia eroja eri kerrosten välillä. Nykyisin kenttämittareilla saadaan kohtuullisen luotettavaa tietoa esimerkiksi rikastushiekan pH- ja redox-arvoista, lämpötilasta ja happipitoisuudesta, jotka vaikuttavat sääolosuhteiden lisäksi jäteaineksen rapautumisherkyyteen ja päästöjen laatuun. Maastossa kaivannaisjätteen sulfidihapettumisen indikaattorina voidaan pitää runsaan kellertävän ja punertavan värin esiintymistä kiviaineksessa, purojen pohjalla tai altaissa. Muita indikaattoreita ovat rikin haju sekä kasvipeitteettömät alueet. Metallipitoisia happamia valumavesiä indikoi maastossa mitattu alhainen pH-lukema, korkea sähkönjohtokyky ja bakteeritoiminnan seurauksena kohonnut lämpötila (Lottermoser 2010).

Analysoitavat kaivannaisjätenäytteet toimitetaan kylmäpakattuina laboratorioon, jossa näytteille tehdään tarvittaessa analysointia edeltävät toimenpiteet kuten (kylmä)kuivaus ja seulonta. Karkearakeiset jätteet, kuten sivukivet, murskataan sekä jauhetaan analyysimenetelmän edellytysten mukaisesti. Rikastushiekat ovat yleensä raekooltaan alle 2 mm, joten niiden kohdalla kyseeseen tulee lähinnä mahdollisten paakkujen rikkominen ja näytteen homogenisointi. Rikastushiekkojen kohdalla suositetaan kylmäkuivatusta, jolla pyritään estämään muutokset mineraalifaaseissa. Tällöin näytteet säilyvät mahdollisimman

muuttumattomina kemiallisia ja mineralogisia analyysyjä varten. Korkeat lämpötilat voivat aiheuttaa veden poistumista, jolloin saostumamineraalit muuttuvat kiteisempään muotoon, sulfidimineraalien hapettuminen voi käynnistyä tai väkevoityvästä huokosvedestä voi lähteä saostumaan uusia mineraaleja (Jambor 1994). Kontaminaation välttämiseksi niin jauhamisessa kuin muissakin vaiheissa pyritään käyttämään välineitä ja astioita, jotka eivät aiheuta kontaminaatiota tutkittavien aineiden suhteen. Mineralogian analyysyjä varten näytteen edustavuuden lisäksi näytekäsittelyllä ja -preparoinnilla on merkitystä tulosten luotettavuuteen. Näytteenoton tarkoitusta ja tavoitteita sekä laadunvarmistusta ja -tarkkailua käydään tarkemmin läpi luvussa 4.2.

4.4.2 Haitta-aineiden pitoisuuksien ja sitoutumisen selvittäminen geokemiallisesti

Edustavista kaivannaisjätteenäytteistä haitalliset alkuaineet (metallit, metalloidit) sekä epäorgaaniset (esim. sulfaatti ja typpiyhdisteet) ja orgaaniset yhdisteet (esim. rikastuskemikaalit) tutkitaan geokemiallisten määritysten avulla. Kaivannaisjätteiden karakterisoinnissa vähimmäisvaatimuksena on selvittää kaivannaisjätteen sisältämien haitallisten alkuaineiden kokonais- ja kuningasvesiuuttoiset pitoisuudet sekä happamien valumavesien (AMD) muodostumispotentialiaali (luku 4.4.3). Mikäli esiintymä sisältää tai sen epäillään sisältävän radioaktiivisia alkuaineita, tulee kaivannaisjätteelle suorittaa radiologiset määritykset (ks. luku 4.4.5). Lisäksi alkuaineiden sitoutumisen ja liukoisuusherkkyyden määrittäminen erilaisilla uutoilla antaa tietoa siitä, miten herkästi eri alkuaineet voivat vapautua jätemateriaalista lyhyellä ja/tai pitkällä ajanjaksolla, siten luvussa kuvattuja menetelmiä käytetään myös liukoisuuden tutkimiseen.

Alkuaineiden kokonaismääriä eli totaalipitoisuuksia voidaan tutkia röntgenfluoresenssimenetelmällä (XRF) tai eri alkuainedetektoreiden (esim. S, C ja H) avulla. Rikkipitoisuuden määrittäminen on keskeistä, sillä se vaikuttaa ratkaisevasti hapontuottopotentialiin ja happamien valumavesien muodostumiseen. Kokonaispitoisuuksia voidaan määrittää myös monihappouuttoihin lukeutuvalla nelihappouutolla (fluorivety-, perkloori-, suola- ja typpihapon yhdistelmä), josta saatu uutosto analysoidaan ICP-OES/ICP-MS-tekniikalla. Tulosten luotettavuutta vahvistetaan käyttämällä rinnakkain kahta eri totaalipitoisuutta mittaavaa menetelmää.

Alkuaineiden kokonaispitoisuuksista tunnistetaan kohteen kannalta oleelliset haitta-aineet, joiden liukoisuusominaisuuksiin ja esiintymiseen eri fraktioissa tutkimukset kannattaa kohdentaa. Tarkemmat selvitykset voidaan perustella esimerkiksi kohonneilla tai korkeilla pitoisuuksilla, raja-arvojen ollessa haitta-aine riippuvaisia (esim. Reinikainen 2007). Liukoisuusfraktioiden määrittämiseen on käytettävissä useita eri vahvuisia osittaisuuttoja, lähes totaalipitoisuudesta vesiliukoiseen pitoisuuteen. Uutoissa näytteet liuotetaan halutulla menetelmällä ja saatu uutosto analysoidaan esim. ICP-OES/MS-tekniikoilla valittujen

alkuaineiden suhteen. Laboratoriot tarjoavat usein valmiita alkuainepaketteja, sekä mahdollisuuden ylimääräisiin lisäalkuainemäärityksiin. Taulukossa 5 on esitetty eri osittaisuut-
toja ja niillä uutettavia fraktioita. Uutot voidaan tehdä joko erillisuuttoina osanäytteille tai sarjauuttoina, jossa samalle näytteelle tehdään uutot peräkkäin aina heikoimmasta vah-
vimpaan. Uuttutulokset eivät ole täysin selektiivisiä, jolloin tulosten tulkinnassa on oleel-
lista tukeutua myös mineralogisten tutkimusten tuloksiin (luku 4.4.4).

**Taulukko 5. Esimerkkejä kaivannaisjätteiden geokemiallisten ominaisuuksien karakterisointiin soveltu-
vista XRF- ja uuttomenetelmistä (mukailtu: Kauppila et al. 2011, Muniruzzaman et al. 2018).**

KUVAUS JA TARKOITUS	MENETELMÄ	STANDARDI TAI VIITE
TOTAALIPIIT.	Alkuaineiden kokonaispitoisuudet	XRF (röntgenfluoresenssi)
	• tunnistetaan keskeiset haitta-aineet	HF-HClO ₄ -HCl-HNO ₃
	• määräsuhteet	HF-HClO ₄ -HNO ₃ -H ₂ O ₂
• raaka-ainepotentiaali		
OSITTAISUUTOT, ERI FRAKTIOT	Sulfidimineraaleihin sitoutuneen fraktion uuttaminen	KClO ₃ -12 M HCl + 4 M HNO ₃
	Sulfidimineraaleihin sitoutuneen fraktion uuttaminen	Kuningasvesiuutto (AR) (1:3 HNO ₃ /HCl)
	• PIMA-asetus (Vna 214/2007)	
	Fe(III)oksihydroksidien ja Fe(III)oksidien uuttaminen	NH ₄ -oksaattiutto
	• erityisesti rapautuneet ja heikosti kiteytyneet jätteet	
	Vaihtokykyisen ja karbonaateihin sitoutuneen fraktion, haitta-aineiden liukoisuus, adsorboidut kationit ja anionit	NH ₄ -asetattiutto
	Fysikaalisesti pidättyneen herkästi liukenevan, eli ns. biosaatavan fraktion uuttaminen, mahdollinen pH-määritys	NH ₄ -kloridiutto
Soveltuva erityisesti orgaanista ainesta sisältäville näytteille	Väkevä typpihappo	
Vesiliukoiset alkuaineet, fysikaalisesti adsorboituneet faasit	Vesiuutto	

Selektiivisistä uutoista kuningasvesiuutto (AR = *Aqua Regia*) on yksi yleisimmin käytetyistä menetelmistä (1 HNO₃ : 3 HCl), johon perustuvat myös nk. PIMA-asetuksen (Vna 214/2007) kynnys- ja ohjeavot (Taulukko 6). Menetelmän avulla voidaan määrittää sulfidimineraaleihin sitoutunutta alkuainefraktiota, toisin sanoen haitta-aineiden pitoisuutta, joka voi liueta jätteestä pitkällä aikavälillä hapettavissa olosuhteissa. Tulosten tarkastelussa on syytä

muistaa menetelmän uuttavan sulfidimineraalien lisäksi herkkäliukoiset suolat, suuren osan saostuneista Fe- ja Mn-oksidoista, karbonaatit, kloriitin sekä useimmat kiilteistä ja savimineraaleista. Se ei liuota rapautumista paremmin kestäviä mineraaleja kuten maasälpä, kvartssia, amfibolia tai pyrokseenia (esim. Doležal et al. 1968).

Kaivannaisjätteiden karakterisoinnissa kuningasvesiuuttoon perustuvia tuloksia voidaan hyödyntää tarkasteltaessa pysyvän kaivannaisjätteen kriteerien täyttymistä (Vna 190/2013). Pysyväksi jätteeksi määritellystä kaivannaisjätteestä ei aiheudu lähtökohtaisesti merkittävää haittaa tai riskiä ympäristölle, vaikka se voi rapautua hitaasti ja sisältää pieniä tai kohtalaisia haitta-ainepitoisuuksia, sillä sen ei kuitenkaan oleteta muodostavan happamia valumavesiä. Sama pätee maa-aineksille, joiden haitta-ainepitoisuudet jäävät alle kaivannaisjäteasetuksen liitteessä 1. viitattujen PIMA-asetuksen kynnsarvojen (Vna 214/2007). Tätä on kuitenkin syytä tarkastella kriittisesti ja huomioida myös ne alkuaineet, joita asetuksissa ei ole erikseen mainittu, mutta joiden kohonneilla pitoisuuksilla voidaan katsoa olevan mahdollisia haitallisia ympäristövaikutuksia. PIMA-asetuksen alempien ohjearvojen ylitys kuvaa riskinarviointia edellyttävää haitta-ainepitoisuutta maaperässä tavanomaiseen käyttöön osoitetulla alueella ja ylempien ohjearvojen ylitys vähemmän herkällä alueella, kuten teollisuusalueella (Reinikainen 2007). Mikäli alueelta on riittävän kattavasti aineistoa saatavilla, voidaan arvioinnissa käyttää myös paikallisia taustapitoisuuksia. Kaivannaisjätettä voidaan lisäksi pitää pysyvänä jätteenä ilman erityistä testausta, mikäli toimivaltaiselle viranomaiselle saatavilla olevien tietojen tai käytössä olevien menettelyjen tai järjestelmien perusteella luotettavasti osoitetaan, että pysyvälle jätteelle kuvatut perusteet on otettu riittävästi huomioon ja täyttyvät (190/2013). Suomessa on julkaistu kansallinen pysyvien kaivannaisjätteiden kivilajilista koskien louhinnassa muodostuvia sivukiviä, jotka täyttävät kalliogeokemian aineiston perusteella pysyville kaivannaisjätteille määritellyt kriteerit (Luodes et al. 2011).

Taulukko 6. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa annetun valtioneuvoston asetuksen (Vna 214/2007) mukaiset maaperän haitallisten aineiden taustapitoisuudet (Suomen moreenin hienoaines) sekä kynnys- ja ohjearvot. Epäorgaanisten aineiden kynnys- ja ohjearvoja verrataan alle 2 mm raekoosta mitattuun tulokseen. Ohjearvot on määritelty joko ekologisten riskien (e) tai terveystarpeiden (t) perusteella. Sb:n, As:n ja Co:n osalta on huomioitu (p) niiden tavanomaista suurempi alempaa ohjearvoa alhaisempiin pitoisuuksiin liittyvä pohjaveden pilaantumisriski.

Metallit ja puolimetallit ¹	Luontainen pitoisuus ² mg/kg	Kynnysarvo mg/kg	Alempi ohjearvo mg/kg	Ylempi ohjearvo mg/kg
Antimoni (Sb) (p)	0,02 (0,01–0,2)	2	10 (t)	50 (e)
Arseeni (As) (p)	1 (0,1–25)	5	50 (e)	100 (e)
Elohopea (Hg)	0,005 (< 0,005–0,05)	0,5	2 (e)	5 (e)
Kadmium (Cd)	0,03 (0,01–0,15)	1	10 (e)	20 (e)
Koboltti (Co) (p)	8 (1–30)	20	100 (e)	250 (e)
Kromi (Cr)	31 (6–170)	100	200 (e)	300 (e)
Kupari (Cu)	22 (5–110)	100	150 (e)	200 (e)
Lyijy (Pb)	5 (0,1–5)	60	200 (t)	750 (e)
Nikkeli (Ni)	17 (3–100)	50	100 (e)	150 (e)
Sinkki (Zn)	31 (8–110)	200	250 (e)	400 (e)
Vanadiini (V)	38 (10–115)	100	150 (e)	250 (e)

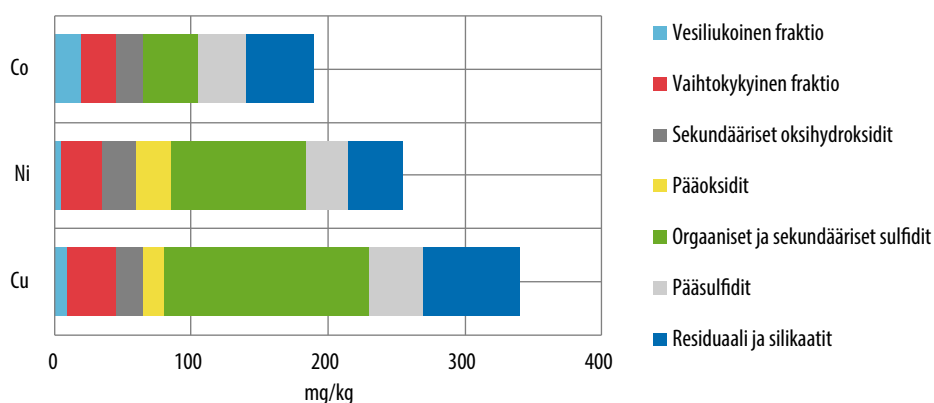
¹ Ekologisin perustein määritellyt metallien ja puolimetallien ohjearvot on johdettu lisäämällä aineen hyväksyttävää ekologista riskiä kuvaavaan laskennalliseen pitoisuuteen mineraalimaan keskimääräinen luontainen pitoisuus. Vastaavasti voidaan kohdekohtaisissa tarkasteluissa ottaa huomioon alueen maaperän luontainen pitoisuus, jos tämä on luotettavasti selvitetty.

² Moreenin hienoaineksen luontaisen pitoisuuden mediaani ja vaihteluväli kuningasvesiuutolla määritettynä, paitsi elohopea pyrolyytisesti määritettynä. Kohdekohtaisissa tarkasteluissa tulee ottaa huomioon, että erityisesti savissa luontaiset pitoisuudet voivat olla selvästi suurempia kuin moreenista mitatut pitoisuudet.

Vahvahappouutto, kuten kaliumperkloroatti-suolahappo- ja typpihappouutto (KClO_3 -12 M HCl + 4 M HNO_3), on vaihtoehtoinen sulfidimineraalifraktioon sitoutuneiden metallien määrittämiseksi käytettävä menetelmä (Hall et al. 1996). Heikompien osittaisuuttomenetelmien avulla pystytään sitä vastoin selvittämään esim. vesiliukoinen fraktio (vesiuutto), kemiallisesti sitoutuneet kationit ja anionit (ammoniumasetaattiuutto), biosaatava fraktio (ammoniumkloridiuutto) ja erityisesti Fe-saostumiin sitoutuneiden haitta-aineiden määrät (ammoniumoksalaattiuutto). Osittaisuuttomenetelmiä käytetään etenkin tutkittaessa kaivannaisjätteessä tapahtuvan rapautumisen etenemistä jätteen sisältämien saostumien ja vyöhykkeisyyden avulla. Liukoisuuden ja pitkäaikaisen kuormituspotentiaalın havainnollistamiseksi kriittisemmät alkuaineet voidaan esittää eri fraktioina liukoisuuden suhteen esim. heikoimmin sitoutuneesta fraktiosta totaalipitoisuuteen (Kuva 15).

Kiviaineksen totaalipitoisuuksia voidaan mitata maastossa käsikäyttöisellä XRF-laitteella. Laitetta voidaan hyödyntää myös selvittäessä rapautumisen edistymistä ja kiviaineksen pinnalla olevien sekundäärisaostumien kemialla. Laitteen tulokset mahdollistavat nopean kartoituksen alueen alkuainejakauman osalta ja helpottavat näin ollen esimerkiksi suuren rikastushiekka-alueen pitoisuserojen selvittämistä. Menetelmää voidaan hyödyntää jätealueen pintaosien analysoinnissa, mutta myös kaivettujen seinämien tai kairattujen näytteiden vertikaalisessa tutkimuksessa. Tulosten avulla pystytään kohdentamaan, ja mahdollisesti vähentämään, laboratorioanalyysiin lähetettävien näytteiden määrää. Analysoitava alkuainevalikoima tulisi valita ensivaiheen määrityksissä mahdollisimman laajaksi, jotta kaikki pääalku- ja haitta-aineet pystytään tunnistamaan, samalla on kiinnitettävä huomiota määritysrajojen riittävyyteen.

Kuva 15. Kuvitteellinen esimerkki eri uuttomenetelmien näytetuloksista, jotka auttavat haitta-aineiden liukoisuuden arvioimista lyhyellä ja pitkällä aikavälillä.



4.4.3 Hapontuottokyvyn ja haitta-aineiden liukoisuuden selvittäminen

Uuttojen ohella (ks. luku 4.4.2) haitta-aineiden liukoisuusherkkyyttä ja kulkeutumispotentiaalia jätealueen huokos- ja suotovesiin voidaan selvittää liukoisuustestein. Suomessa on yleisesti käytössä kaksi standardoitua liukoisuustestiä, joiden avulla voidaan uuttaa vesiliukoinen fraktio. Jätteen pitkäaikaiskäyttämistä voidaan tarkentaa kineettisten testien avulla joko laboratorio-olosuhteissa tai kenttätestien avulla. Hapontuotto- ja neutralointikyvyn selvittämiseksi on saatavilla muutamia yleisesti käytettyjä staattisia testejä. Tässä luvussa sekä taulukossa 7 esitellään lyhyesti edellä kuvatut menetelmät pääpiirteineen.

Taulukko 7. Esimerkkejä kaivannaisjätteiden karakterisointiin soveltuvista kineettisistä, staattisista sekä liukoisuutta mittaavista menetelmistä (mukailtu: Kauppila et al. 2011, Muniruzzaman et al. 2018).

TARKOITUS	MENETelmä	STANDARDI TAI VIITE
Haitta-aineiden liukoisuuden selvittäminen	Liukoisuustestit	
Vesiliukoisin fraktion uuttaminen	Kaksivaiheinen ravistelutesti	SFS-EN 12457-3
	Kolonnitesti	SFS-EN 14405
Pitkäaikaiskäyttötymisen selvittäminen	Kineettiset testit	
Laboratoriotesti (standardoitu); kesto 4-12 kk	Kosteuskammiotesti	ASTM 2013, CEN TR 16363
Pienimittakaavainen kenttätesti, jossa huomioidaan sääolosuhteiden vaikutus; voi kestää kuukausista vuosiin	Lysimetritestit	Hansen et al. 2000
Suurimittakaavainen kenttätesti, jossa huomioidaan sääolosuhteiden vaikutus; voi kestää kuukausista vuosiin	Koekasat (<i>in situ</i>)	INAP 2014, MEND 2012
Hapontuotto- ja/tai neutralointikyvyn selvittäminen	Staattiset testit ja määritykset	
Selvitetään happamien valumavesien muodostumispotentiaali	Muokattu ABA-testi	SFS-EN 15875, Sobek et al. 1978
Kokonaisrikkipitoisuuden määrittäminen hapontuotto-potentiaalin laskemiseksi (esim. LECO-uuni) · jätteen luokitus ja arvio kineettisen testaamisen tarpeesta	Kokonaisrikkipitoisuus ja hapontuotto-potentiaali (AP)	ISO 15178, SFS EN 15875
Titraukseen perustuva neutralointipotentiaalin määrittäminen	Neutralointipotentiaali (NP)	SFS-EN 15875, Lawrence & Wang 1997
Happamien vesien muodostumispotentiaali · nettohappamuuden määrittäminen vetyperoksidikäsitelyn jälkeen	Nettohaponmuodostus (NAG)	Miller et al. 1990, AMIRA 2002
Karbonaattipuskurin määrittäminen neutralointipotentiaalin laskemiseksi	Karbonaattihiilimäärittäminen (CO ₃ -C)	esim. ISO 10694
Neutralointi- ja hapontuotto-potentiaalin selvitys	Mineralogiaan perustuvat laskelmat	Lawrence & Sheske 1997, Dold 2017, Karlsson et al. 2018

STAATTISET TESTIT

Staattisten testien avulla määritetään jätteen hapontuotto- ja neutralointipotentiaali (Taulukko 7). Testit perustuvat neutralointikyvyn (NP) ja hapontuottokyvyn (AP) välisen suhteen selvittämiseen ja niiden avulla pyritään tunnistamaan hapontuottokykyiset kaivannaisjätteet sekä jätteet, joissa on riittävästi puskurointikapasiteettia neutraloimaan sulfidimineraalien hapontuottokykyä (Sobek et al. 1978, Price et al. 1997). Suomessa käytetään yleisesti kaivannaisjäteasetuksessa esitettyä SFS-EN 15875-standardin menetelmää, joka pohjautuu Lawrence & Wangin (1997) esittämään ABA-testiin (*Acid-Base-Accounting*), sekä AMIRA:n (2002) kehittämää NAG-testiä (*Net Acid Generation*).

Hapontuottokyvyn (AP) määrittämisessä käytetään kokonaisrikkituloksia (esim. Leco-S ISO 15178, XRF, uuttoliuokset), ja useimmiten vielä sulfidirikkipitoisuutta, jossa ei ole mukana muihin faaseihin, kuten sulfaattimineraaleihin (esim. baryytti, BaSO_4) tai raudan oksideihin (esim. götiitti, $\text{FeO}(\text{OH})$), sitoutunutta rikkiä. Sulfidisen rikin pitoisuus voidaan määrittää erikseen S-analysointorin (Leco) polttomenetelmällä ja IR-detektointilla (CEN/TR 16376). Neutralointikyvyn (NP) laskemisessa määritetään karbonaattisen hiilen määrä, joka saadaan johdettua kokonaishiilen (ISO 10694) ja ei-karbonaattisen hiilen (suolahappokäsittely, poltto ja IR-detektointi) erotuksesta ($C_{\text{karb}} = C_{\text{tot}} - C_{\text{HCl-uutettu}}$). Kaivannaisjätteiden tärkeimpiä neutraloivia mineraaleja ovat karbonaatit, mutta myös osalla emäksisistä silikaattimineraaleista voi olla neutralointipotentiaalia (esim. Jambor 2003, Blowes et al. 2003).

Kaivannaisjätteet voidaan luokitella happamia valumavesiä tuottaviksi tai tuottamattomiksi ABA-testin tai karbonaattisen hiilen ja kokonais-/sulfidirikin pitoisuuksista laskettuihin arvoihin pohjautuvien neutralointipotentiaalisuhteen ($\text{NPR} = \text{NP}/\text{AP}$) tai nettoneutralisointipotentiaalin ($\text{NNP} = \text{NP}-\text{AP}$) perusteella (Taulukko 8). Neutralointipotentiaali perustuu jätteiden sisältämien happamuutta neutraloivien mineraalien määrään ja vastaavasti hapontuottopotentiaali happamuutta tuottavien sulfidimineraalien määrään.

Taulukko 8. Neutralointi- (NP) ja hapontuottokyvyn (AP) pohjalta lasketuista neutralisointipotentiaalista (NPR) ja nettoneutralisointipotentiaalista (NNP) arvioidaan kaivannaisjätteen kyky muodostaa hapanta kaivosvalumaa (Brodie et al. 1991, Lottermoser 2010).

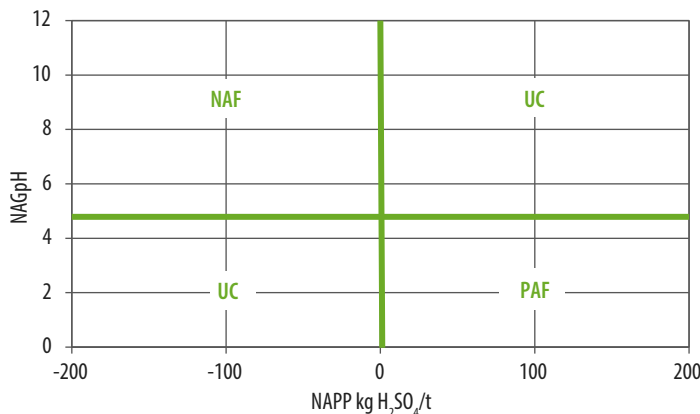
Jätteen hapontuottopotentiaali	NPR (NP/AP)	NNP ¹ (NP-AP)
Mahdollisesti happoa tuottava	< 1	< -20
Epävarma alue	1–3	-20...+20
Happoa tuottamaton	> 3	> +20

¹(t $\text{CaCO}_3(\text{eq})/1\,000\text{ t materiaalia}$)

NAG-testi on toinen yleisesti käytetty hapontuottoa mittaava staattinen testi, joka perustuu vetyperoksidilla (H_2O_2) tehtävään yksittäiseen uuttoon tai sarjauuttoon, mikäli rikkiä tai neutraloivia mineraaleja on runsaasti (AMIRA 2002). Nettohaponmuodostuspotentiaali (NAPP) lasketaan testin loppuosan uutteen pH:n (NAGpH) sekä suurimman mahdollisen happamuuden ja hapon neutraloimiskyvyn erotuksena. Näiden arvojen pohjalta voidaan määrittää jäte mahdollisesti happoa tuottavaksi (mikäli $\text{NAGpH} < 4,5$ ja $\text{NAPP} > 0$), ei happoa tuottavaksi (mikäli $\text{NAGpH} > 4,5$ ja $\text{NAPP} < 0$) tai epävarmoiksi happamien valumavesien tuottokykynsä suhteen (Kuva 16) (AMIRA 2002).

Standardoidut staattiset ARD-potentiaalia mittaavat testit perustuvat yksinkertaisiin geokemiallisiin testeihin, eivätkä huomioi mineralogian monimuotoisuutta (Dold 2017). Tästä syystä hapontuotto- ja neutralointipotentiaalia arvioitaessa on syytä ottaa huomioon myös mineraloginen koostumus (esim. Lawrence & Scheske 1997, Dold 2017, Karlsson et al. 2018) sekä hyödyntää mineraalien suhteellisia rapautumislukuja (Sverdrup 1990). Lisäksi mineralogian huomioimista ovat helpottaneet automatisoidun kvantitatiivisen mineralogian, kuten MLA- ja QEMSCAN®-järjestelmien kehitys (Dold 2017). Rinnakkaisten menetelmien käyttäminen pitkän aikavälin happamien valumavesien muodostumispotentiaalia arvioitaessa lisää tutkimuksen luotettavuutta testien täydentäessä toisiaan.

Kuva 16. NAG-testin tuloksiin pohjautuva kaivannaisjätteiden luokittelu happoa mahdollisesti tuottaviksi (PAF = Potential Acid Forming), ei-happoa tuottaviksi (NAF = Non Acid Forming) ja hapontuottokyvyiltään epävarmoiksi (UC= Uncertain). NAGpH = NAG-testin lopun uutteen pH ja NAPP = nettohaponmuodostuspotentiaali (muokattu: AMIRA 2002).



LIUKOISUUSTESTIT

Kaivannaisjäteasetuksen (Vna 190/2013) mukaan metallien, oksianionien ja suolojen pitkän aikavälin huuhtoutumista tulee selvittää liukoisuuden pH-vaikutustestillä, läpivirtaustestillä tai aikariippuvaista liukoisuutta arvioivalla testillä ja/tai muulla soveltuvalla testillä. Kaatopaikka-asetuksessa (Vna 331/2013) kuvataan mm. kaksivaiheinen ravistelutesti (SFS-EN 12457-3) sekä kestoltaan pidempi läpivirtaustesti (SFS-EN 14405). Läpivirtaustesti kuvaa alkuaineiden ja yhdisteiden liukenemistä lyhyellä ja keskipitkällä ajalla. Testin aikana näyttemateriaali on koko ajan vedellä kyllästyneessä tilassa eikä testi huomioi hapettumisen vaikutusta. Siten se soveltuu etenkin vedellä kyllästyneissä olosuhteissa olevan jätemateriaalin analysointiin (esim. Heikkinen et al. 2005). Toisin kuin kaivannaisjäteasetuksessa, on kaatopaikka-asetuksen liitteessä 3 (Vna 331/2013) annettu liukoisuuksien raja-arvoja (Taulukko 9). Näitä arvoja on ehdotettu käytettäväksi apuna kaivannaisjätteiden luokittelussa pysyväksi tiettyjen haitta-aineiden kuten esimerkiksi kloridin, sulfaatin ja fluoridin osalta (Luodes et al. 2011).

Taulukko 9. Kaatopaikalle hyväksyttävän jätteen kelpoisuusvaatimukset. Ohessa säädettyt raja-arvot ovat aineiden enimmäispitoisuuksia, joita ei saa ylittää, jollei kaatopaikka-asetuksen 34 §:ssä toisin säädetä (Vna 331/2013).

mg/kg	Kaatopaikkojen jätekriteerit		
	Pysyvä	Tavanomainen	Vaarallinen
As	0,5	2	25
Ba	20	100	300
Cd	0,04	1	5
Cr (kok.)	0,5	10	70
Cu	2	50	100
Hg	0,01	0,2	2
Mo	0,5	10	30
Ni	0,4	10	40
Pb	0,5	10	50
Sb	0,06	0,7	5
Se	0,1	0,5	7
Zn	4	50	200
Cl ⁻	800	15 000	25 000
F	10	150	500
SO ₄ ²⁻	1 000 ¹⁾	20 000	50 000
DOC	500 ²⁾	800 ⁴⁾	1 000 ⁵⁾
TDS	4 000 ³⁾	60 000 ³⁾	100 000 ³⁾

1) Jätteen katsotaan täyttävän kelpoisuusvaatimuksen myös, jos sulfaattipitoisuus ei ylitä seuraavia arvoja: 1 500 mg/l (läpivirtaustestin ensimmäinen uutos uuttosuhteessa L/S = 0,1 l/kg) ja 6 000 mg/kg (uuttosuhteessa L/S = 10 l/kg); pitoisuuden määrittämiseksi uuttosuhteessa L/S = 0,1 l/kg on käytettävä läpivirtaustestiä; pitoisuus uuttosuhteessa L/S = 10 l/kg voidaan määrittää joko ravistelu- tai läpivirtaustestillä.

2) Jos liuenteen orgaanisen hiilen raja-arvo ylittyy jätteen omassa pH:ssa, voidaan jäte vaihtoehtoisesti testata uuttosuhteessa L/S = 10 l/kg pH:ssa 7,5–8,0; jätteen katsotaan täyttävän liuenteen orgaanisen hiilen kelpoisuusvaatimuksen, jos pitoisuus on enintään 500 mg/kg.

3) Liuenteiden aineiden kokonaismäärän raja-arvoa voidaan soveltaa sulfaatin ja kloridin raja-arvojen sijasta.

4) Jos liuenteen orgaanisen hiilen raja-arvo ylittyy jätteen omassa pH:ssa, voidaan jäte vaihtoehtoisesti testata uuttosuhteessa L/S = 10 l/kg pH:ssa 7,5–8,0; jätteen katsotaan täyttävän liuenteen orgaanisen hiilen kelpoisuusvaatimuksen, jos pitoisuus on enintään 800 mg/kg.

5) Jos liuenteen orgaanisen hiilen raja-arvo ylittyy jätteen omassa pH:ssa, voidaan jäte vaihtoehtoisesti testata uuttosuhteessa L/S = 10 l/kg pH:ssa 7,5–8,0; jätteen katsotaan täyttävän liuenteen orgaanisen hiilen kelpoisuusvaatimuksen, jos pitoisuus on enintään 1 000 mg/kg.

Jätteen liukenemisherkkyttä voidaan tutkia myös analysoimalla esimerkiksi NAG-testin uutetta ICP-OES/MS- ja ionikromatografiamäärityksin ennen suodoksen titraamista natriumhydroksidilla (Räisänen et al. 2002). Menetelmässä on kuitenkin rajoitteita, esimerkiksi neutraalissa pH:ssa osa metalleista keraaostuu testin aikana muodostuvien rautayhdisteiden kanssa (AMIRA 2002, Räisänen et al. 2010, Karlsson et al. 2018).

KINEETTISET TESTIT

Pitkäkestoisten kineettisten testien avulla selvitetään jätteen haponmuodostusta ja etenkin haitta-aineiden liukenemista pitkällä aikavälillä. Testien mittakaava voi vaihdella laboratoriotesteistä suuriin ulkoilmassa toteutettaviin testikasoihin (Hansen et al. 2000, INAP 2014, MEND 2012). Kaivannaisjätetutkimuksissa käytetään yleisesti laboratorio-olosuhteissa toteutettavaa kosteuskammiotestiä (HCT: *Humidity Cell Test*; ASTM D5744-13). Testin käyttö on suositeltavaa erityisesti sulfidipitoisille rikastushiekoille, sillä kineettisenä testinä se kuvastaa kaivannaisjätteen pitkäaikaiskäyttäytymistä kaatopaikkajätteille alun perin suunniteltuja liukoisuustestejä paremmin. Kosteuskammiossa veden ja hapen vuorovaikutuksessa olleista näytteistä analysoidaan pH, Eh, EC, alkaliniteetti sekä liuenneet anionit ja kationit. Testin pituus vaihtelee noin 20 viikosta useisiin vuosiin, sillä testiä suositellaan jatkettavaksi, kunnes sulfaatin ja metallien liukeneminen on ollut tasapainossa viiden viikon ajan (Price 1997 ja 2009).

Kineettisiin testeihin luokiteltavia lysimetrikokeita ei ole sitä vastoin standardisoitu, sillä ne suunnitellaan ja säädetään erikseen jokaisen tutkimushankkeen vaatimusten ja tavoitteiden mukaiseksi (Hansen et al. 2000). Lysimetritestit ovat käytännössä isoja kolonnitestejä, joissa tutkittava materiaali asetetaan päältä avonaiseen säiliöön tai astiaan. Useimmiten lysimetrit asennetaan ulkoilmaan ja veden virtaus tapahtuu luontaisesti sadevetenä ylhäältä alas. Läpivirranut vesi kerätään analysointia varten suotovetenä astian pohjalta letkuja pitkin keräyskanisteriin. Kaivannaisjätetutkimuksessa ja esimerkiksi jätealueen riskinarviointissa lysimetrikokeita voidaan hyödyntää haitta-aineiden liukoisuustutkimusten lisäksi selvittäessä hapen diffuusion etenemistä ai sulfidien rapautumisherkkyyttä sekä selvittäessä peittoratkaisujen toimivuutta ja eroja vallitsevissa sääolosuhteissa (esim. Carlsson 2003, O’Kane & Barbour 2003).

4.4.4 Haitta-ainelähteiden selvittäminen mineralogian avulla

Mineralogisten ominaisuuksien määrittäminen on tärkeää halutessa selvittää, ovatko haitallisia aineita sisältävät mineraalit pitkäaikaiskäyttäytymiseltään pysyviä vai liukenevatko ne ajan kuluessa. Mineralogisten tutkimusten ensisijaisena tarkoituksena kaivannaisjätteiden karakterisoinnissa on kvantitatiivisen mineralogisen koostumuksen ts. modaalimineralogian eli eri mineraalien keskinäisten runsaussuhteiden määrittäminen. Sen lisäksi kaivannaisjätteitä tutkittaessa on tyypillisesti tarpeen selvittää, mitkä mineraalit sisältävät ympäristölle haitallisia yhdisteitä tai alkuaineita ja missä muodossa ne esiintyvät. Haitallisia alkuaineita tai yhdisteitä sisältävien mineraalien tunnistuksen lisäksi mineralogisilla menetelmillä on mahdollista määrittää mineraalien raekokojakauma, vapausaste (liberaatio) ja mineraaliseurue (assosiaatio). Lisäksi mineralogisilla määrittämisellä voidaan tarkastella, sisältävätkö kaivannaisjätteet mahdollisesti asbestimineraaleja tai säteileviä, urania, toriumia tai muita luonnon radionuklideja, sisältäviä mineraalifaaseja. Mineralogiset määrittäykset tukevat geokemiallisia määrittäyksiä ja onkin tärkeää, että määrittäysten tuloksia tarkastellaan yhdessä. Kaivannaisjätteiden karakterisoinnissa useimmin käytettyjä mineralogisia

tutkimuslaitteistoja ovat elektronioptiikkaan ja röntgendiffraktioon perustuvat analysaattorit perinteisen valomikroskoopin lisäksi (Taulukko 10). Kuten muunkin analytiikan myös mineralogisten analyysien edustavuuden kannalta näytteenotto sekä näytteiden käsittely ja esimerkiksi hieiden valmistus on tehtävä huolellisesti. Muun muassa viipalepintahieellä minimoidaan mineraalipartikkeleiden lajittumisen aiheuttamaa tulosten vääristymää (Tasinen et al. 2018).

Taulukko 10. Esimerkkejä kaivannaisjätteiden mineralogisten ominaisuuksien tutkimuksiin soveltuvista menetelmistä (mukailtu: Kauppila et al. 2011, Muniruzzaman et al. 2018).

Tarkoitus ja kuvaus	Menetelmä	Standardi tai viite
Mineraalien tunnistus, mineraalien runsaussuhteet pistelaskennalla	Valomikroskooppi	SFS-EN 932-3:1996 ja sen täydennys A1:2003
Mineraalien tunnistaminen, runsaussuhteet, raekoko ja mikrorakenteet, haitta- ja raaka-aineiden lähteet ja esiintyminen sekä kemiallinen koostumus	Pyyhkäiselektronimikroskooppi (SEM-EDS, FE-SEM) Elektronimikroanalyyttori (EPMA)	esim. Swapp 2014
Kvantitatiivinen ja kvalitatiivinen mineraloginen koostumus kiteisille näytteille, erityisesti savimineraaleille	Röntgendiffraktio (XRD)	esim. Reynolds 1989
Mineraalien tunnistaminen, kuvantaminen, runsaussuhteet	Raman-mikroskooppi	esim. Hope et al. 2001

Kaivannaisjätteiden karakterisoinnissa elektronidisersiivisillä spektrometreillä varustetut pyyhkäiselektronimikroskoopit eli SEM-EDS-laitteistot ovat tehokkaita työkaluja, joiden automaattitoimintoja hyödyntämällä saadaan tietoa mm. rikastushiekkojen ja sivukivien modaalikoostumuksesta, arvomateriaalisällöstä ja mahdollisesta rikastusteknisestä hyödynnettävyydestä. Samanaikaisesti voidaan kerätä tietoa ympäristön ja terveyden kannalta haitallisten alkuaineiden ja mineraalien esiintymisestä. Kenttäemissiotykillä varustettujen pyyhkäiselektronimikroskooppien eli FE-SEM-laitteistojen korkea resoluutio yhdistettynä monipuolisiin analyysimahdollisuuksiin mahdollistavat myös mineralogisten muutosten sekä sekundäärisesti syntyneiden mineraalien havainnoimisen.

Mikroanalytiikka on tärkeä mineraloginen tutkimusmenetelmä, jota tarvitaan usein täydentämään mm. SEM-EDS-tutkimuksia. Elektronimikroanalyyttorilla eli ns. mikroprobilla (EPMA) on mahdollista tehdä kvantitatiivista analytiikkaa lähes koko alkuainetaulukon laajuudelta (Be-U). Sen avulla voidaan mm. varmentaa SEM-EDS-tutkimuksissa tunnistettuja mineraalifaaseja sekä saada lisätietoa alkuaineiden sitoutumisesta erityisesti silloin, kun pitoisuudet liikkuvat $\ll 1$ % tasolla (Kauppila et al. 2018).

Röntgendiffraktio (XRD) on keskeinen mineraloginen tutkimusmenetelmä, jolla voidaan tunnistaa kiteisiä faaseja. Mineraalitunnistus XRD:llä perustuu juuri kiderakenteeseen. Menetelmällä voidaan tunnistaa näytteen päämineraalit, joita esiintyy vähintään muutamana prosentin pitoisuutena, ja määrittää niiden määräsuhteet. Menetelmä ei sovellu

pieninä pitoisuuksina esiintyvien mineraalien tunnistamiseen. Mittauksissa voidaan parhaimmillaan ylittää n. 5 % mittaustarkkuuteen. Kaivannaisjätetutkimuksessa XRD-menetelmää voidaan soveltaa monin tavoin, mm. rikastushiekka- ja sivukivinäytteiden modaalimineralogian alustavaan kartoitukseen sekä mineraalifaasien identifiointiin erityisesti SEM-EDS-analytiikan tueksi. XRD-menetelmää voidaan käyttää identifioimaan mineraalifaaseja, joita ei pystytä luotettavasti tunnistamaan EDS-analyysin perusteella sekä hyödyntää erilaisten kaivosympäristöissä muodostuvien sakkojen ja saostumien identifioimiseen, joiden tutkiminen on muilla käytössä olevilla menetelmillä haastavaa. Tyypillisiä esimerkkejä ovat kemialliselta koostumukseltaan samankaltaiset mineraalit, joiden kiderakenne on kuitenkin erilainen (Kauppila et al. 2018).

Edellä esiteltyjen mineralogisten tutkimusmenetelmien lisäksi Raman-mikroskoopin avulla voidaan tunnistaa SEM-EDS ja XRD-analytiikalle haastavat tai mahdottomat ja jopa pieninäkin pitoisuuksina esiintyvät mineraalifaasit kaivannaisjätenäytteistä. Raman-mikroskoopin tyypillisin sovellus on faasien tunnistus, mutta sillä voidaan tehdä myös Raman-kuvantamista ja faasien pitoisuusmäärittämiä (Nasdala et al. 2004). Menetelmä mahdollistaa mm. litium- ja grafiittimineraalien sekä polymorfisten mineraalifaasien tunnistamisen (Hope et al. 2001). Lisäksi erityisesti sekundääristen mineraalifaasien, kuten erilaisten hydroksidi-, oksidi- ja karbonaattiyhdisteiden nimeämisessä, kuvantamisessa ja tarkasteltaessa näiden faasien kiinnittymistä mineraalipinnoille, voidaan soveltaa Raman-mikroskooppia.

Kaivannaisjätteen raekoko voidaan määrittää esimerkiksi laserdiffraktiomenetelmällä. Raekokomäärittämisavulla voidaan tarkastella jätteen ominaispinta-alaa, sekä sen merkitystä rapautumisherkkyyteen ja haitta-aineiden liukoisuuteen. Raekokojakauman avulla voidaan määrittää rikastushiekan maalajite ja hienoainespitoisuus, jonka pohjalta voidaan arvioida ja kuvata karkeasti rikastushiekan läjitysteknisiä ominaisuuksia kuten fysikaalista vakautta tai kerroksen vedenläpäisevyyttä. Kohtalaisen hieno- ja tasarakeisen rikastushiekan sijaan sivukiven raekoko vaihtelee huomattavasti, pölyhiukkasista aina lohkaraisiin asti. Raekokoarvio jää siten hyvin suurpiirteiseksi, mikä tuo haasteen sivukivikasan sisältämän kiviaineksen ominaispinta-alan arviointiin ja vaikuttaa analyysituloksista saatujen pitoisuuksien skaalaukseen ja tulkintaan (esim. arvioitaessa kosteuskammiotestin tuloksia tai sivukivikasan sisältämien haitta-aineiden biosaatavuuksia).

4.4.5 Kaivannaisjätteen radiologiset selvitykset

Lähtökivien mineralogiasta, alkuainekoostumuksesta ja prosessoinnista riippuen jätemateriaali voi olla radioaktiivista ja siten haitallista ympäristölle ja ihmisen terveydelle. Kaivannaisjätteen karakterisoinnin suunnitteluun vaikuttaa lähtötieto tai epäily uraanin, toriumin tai muiden radioaktiivisten isotooppien hajoamissarjojen radionuklidien koonneista pitoisuuksista, jolloin alueelle laaditaan radiologinen nykytilaselvitys säteilyn tason määrittämiseksi. Monihappoliuotuksen ja ICP-MS-tekniikan avulla määritetyistä uraanin ja

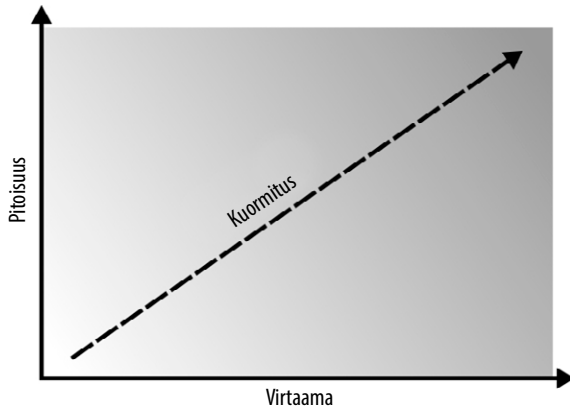
toriumin kokonaispitoisuuksista voidaan laskea U-238 ja Th-232 -aktiivisuudet kansainvälisen atomienergiajärjestön, IAEA:n ohjeen mukaisesti (IAEA 2011). STUK:n laboratoriossa voidaan tarvittaessa teetättää radionuklidien aktiivisuuspitoisuusmäärittäviä gammaspektrometrisesti sekä määrittää totaali alfa- (α) ja beeta- (β) aktiivisuus ja Rn-222 -pitoisuus skintillaattori- eli tuikeainemenetelmällä. Tulosten käsittely perustuu säteilyn altistumisriskin arviointiin, joka huomioidaan tarvittaessa eri altistujien suhteen. Ydinenergialain (990/1987) mukainen lupa tulee hankkia varsinaisen uraanin ja toriumin tuottamisen lisäksi myös silloin, kun toiminnassa syntyy uraani- tai toriumpitoisia tuotteita tai jätteitä, joiden uraanin ja toriumin yhteinen pitoisuus on suurempi kuin 0,5 kg tonnissa (500 ppm painon mukaan) (Leikoski et al. 2019).

4.5 Haitta-aineiden kulkeutuminen ja vaikutukset pinta- ja pohjavesiin

Haitta-aineet kulkeutuvat kaivannaisjätealueilta ja muista kaivosalueen päästölähteistä ympäristöön pääosin valumavesien mukana. Siksi kulkeutumisarvioinnin tueksi on laadittava valuma-aluemalli, jonka avulla eri päästölähteistä muodostuvaa haitta-ainekuormitusta ja sen merkitystä pinta- ja pohjavesien laatuun voidaan tarkastella systemaattisesti. Kuormituksen arviointi edellyttää tietoa pienvaluma-alueiden rajoista, eli valumavesien reiteistä ja valumavesiä edustavista haitta-ainepitoisuuksista. Merkittävää kuormitusta voi aiheutua päästölähteistä, joiden valuma-alueilla muodostuvat vesimäärät ovat pieniä, mutta haitta-ainepitoisuudet ovat suuria, sekä päinvastoin (Kuva 17). Kaivannaisjätealueilla merkittävimpiä päästölähteitä ovat suotovedet, joiden esiintymistä selvitetään suotovesikartoituksella. Alkuvaiheen tarkastelussa riittää yleensä vesimäärien arviointi valuma-alueiden pinta-alojen perusteella. Tiedon tarpeesta riippuen arviointia voidaan tarkentaa virtaamamittauksilla. Haitta-ainekuormituksen lisäksi riskinarvioinnin kannalta keskeisiä kohdetietoja ovat haitta-ainepitoisuudet vastaanottavassa vesistössä ja pohjaveden otto- ja käyttöpaikoilla.

Vesien tilaa tutkittaessa tutkimusmenetelmät sekä analysoitavat muuttujat määritellään aina tapauskohtaisesti. Vaikka happamuus lisää useiden alkuaineiden liukoisuutta, ei veden pH välttämättä kerro haitta-ainepitoisuuksista, vaan myös neutraali tai emäksinen vesi voi olla metallipitoista. Toisaalta on hyvä muistaa, että malmialueiden vesissä voi esiintyä myös luontaisesti kohonneita pitoisuuksia. Tästä syystä kaivosalueen vesien pitoisuuksia on hyvä verrata alueen luontaiseen vesien taustapitoisuuteen (ks. Kappale 3.2.4). Pohja- ja pintavesinäytteenottoon on vapaasti saatavilla useita päteviä yleisiä näytteenotto-ohjeituksia (mm. Mäkelä et al. 1992, Lahermo et al. 2002, Suomen vesiyhdistys 2005, Kettunen et al. 2008, Rintala & Suokko 2008, Hatakka et al. 2013, Kauppila et al. 2015 ja Lahtinen et al. 2018), joten seuraavissa kappaleissa itse näytteenotto esitetään vain pääpiirteissään.

Kuva 17. Haitta-ainekuormitus (päästö) määräytyy sekä pitoisuuden että virtaaman perusteella.



4.5.1 Valuma-aluemallit

Päästöjen arvioimiseksi ja niiden havainnollistamiseksi valuma-alueiden hydrologinen ja vedenlaatua koskeva tieto on useimmiten perusteltua esittää kartta- tai ilmakuvapohjaisena valuma-aluemallina osana kohteen käsitteellistä mallia. Valuma-aluemalli luo pohjan kvantitatiiviselle kuormitusarviolle ja on siten edellytys haittojen ja riskien luotettavalle määrittämiselle erityisesti vesistöjen ja pohjaveden osalta. Päästöarvion perusteella voidaan edelleen määrittää pinta- ja pohjaveden laadussa tapahtuvia haitallisia muutoksia (kulkeutumisriski, luku 5.2) sekä ihmisten tai eliöiden altistumista pinta- tai pohjaveden sisältäville haitta-aineille (terveysriski ja ekologinen riski, luvut 5.3 ja 5.4). Valuma-aluemallia voidaan hyödyntää myös aiempien vesinäytteiden tulosten tulkinnassa.

Valuma-aluemalli laaditaan ensin koko alueelle, minkä jälkeen tehdään tärkeimmistä päästölähteistä, kuten kaivannaisjätealueista ja niiden pienvaluma-alueista, tarvittaessa yksityiskohtaisemmat mallit. Toisaalta pohjaveteen tai samaan purkuvesistöön kulkeutuvien päästöjen merkittävyyttä arvioitaessa on otettava huomioon kaikki samalla valuma-alueella olevat päästölähteet sekä muut vedenlaatuun vaikuttavat tekijät kuten taustakuormitus. Valuma-aluemallin avulla voidaan tunnistaa merkittävimmät päästölähteet jo ilman niiden karakterisointia. Valuma-aluemallista, osana käsitteellistä mallia, on suuri hyöty resurssien kohdentamisessa merkittävimpien päästölähteiden tutkimiseen. Valuma-aluemallin pohjalta on myös mahdollista arvioida päästölähteet, jotka todennäköisesti vaikuttavat eniten tiettyihin kulkeutumisreitteihin.

Valuma-aluemallin laatimisen perustana ovat tiedot kaivosalueen topografiasta (vedenjakajat), maa- ja kallioperäolosuhteista, ojituksista ja muista valumavesien muodostumiseen ja kulkeutumiseen vaikuttavista ympäristötekijöistä (luku 3.2.4). Valuma-alueiden rajauksessa on syytä huomioida, että pinta- ja pohjavesien valuma-alueet ja vedenjakajat voivat osin erota toisistaan. On tärkeä huomioida myös kaivannaisjätealueen sijainti, jätteen määrä, kerrospaksuudet, vedenläpäisevyys, ympäröivän maa- ja kallioperän vedenjohtavuus sekä alueen geotekniset rakenteet (luku 3.2.2). Nämä vaikuttavat paitsi valumavesien

muodostumiseen ja kulkeutumisreitteihin, myös jätteen mahdolliseen hapettumiseen ja hapontuottoon (ks. luku 3.2.3). Kaivoksen kuivatusveden ja muun pumppauksen loputtua pohjaveden pinnankorkeuden palautuminen ennalleen louhostilojen täyttymisen myötä voi muuttaa pinta- ja pohjavesien kulkeutumisreittejä vielä vuosikymmeniä kaivos-toiminnan loputtua. Täyttyvän kaivostilavuuden lisäksi palautumisaikaan vaikuttavat mm. maa- ja kallioperän vedenjohtavuus, pohjaveden muodostumisalueen koko ja topografia. Kaivannaisjätealueiden yhteydessä sijaitsevien maanalaisten kaivosten ja avolouhosten kautta vettä voi kulkeutua kaivosalueen ulkopuolelle ruhjeita pitkin.

Valuma-aluemallin laatimisessa kannattaa hyödyntää eri-ikäisiä karttoja ja ilmakuvia, joita vertaamalla on mahdollista saada käsitys alueen luontaisista virtausreiteistä sekä hydrologialtaan muuttuneista alueista. Malliin saadaan tarkkuutta ja luotettavuutta, mikäli kohteesta on saatavissa suunnitelma- tai toteumapiirustuksia, joita on kuitenkin sivukivi-alueiden osalta harvoin saatavilla. Rikastushiekka-alueiden osalta suunnitelma-asiakirjoja on yleensä paremmin saatavilla patoturvallisuuslainsäädännön voimaan tultua, eli käytännössä 1980-luvun puolivälin jälkeen, mutta altaista ja padoista on usein löydettävissä suunnitelma-asiakirjoja jo ennen 1960-lukua.

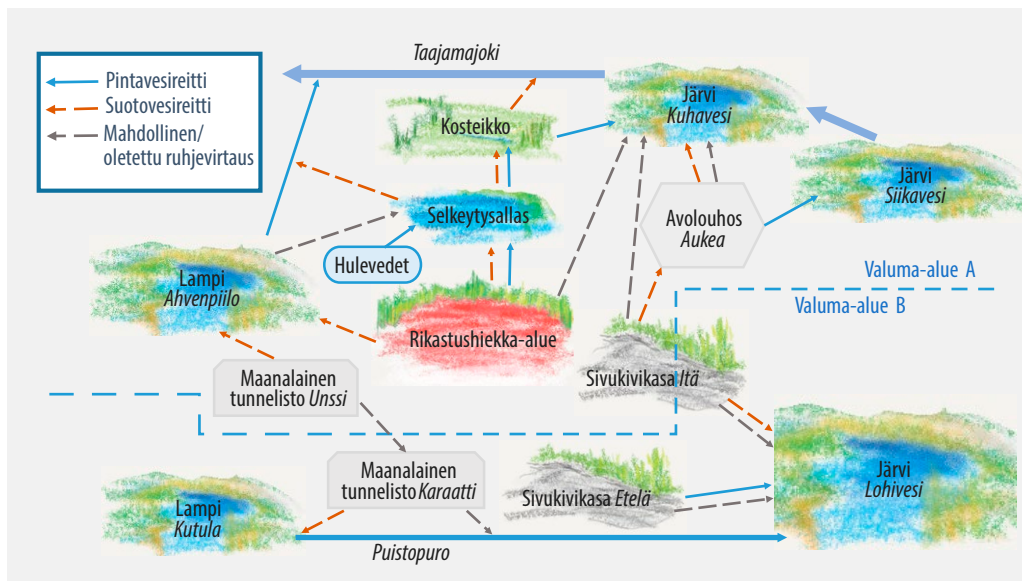
Karttatarkasteluun perustuvaa valuma-aluemallia on tärkeä täydentää maastohavaintojen perusteella. Alueella voi olla esimerkiksi kartoista poikkeavia ojia, rakenteita tai muutoksia maankäytössä, joilla voi olla vaikutusta etenkin pintavesien virtausreitteihin. Suljetuilla ja hylätyillä kaivoksilla, joissa vallitsevat olosuhteet ovat usein heikosti tiedossa, saadaan kaivannaisjätealueiden suotovesikartoituksella maastossa suoraa tietoa siitä, mihin tutkimuksia on tarpeen kohdentaa.

Suotovesikartoitusta varten on selvitettävä mahdollisimman hyvin myös kaivannaisjätealueiden (rikastushiekka, sivukivi ja louhostilat), maaperän sekä kallioperän hydrologiset ominaisuudet ja mittasuhteet sekä mahdolliset veden kulkeutumisreitit. Edustavien suotovesipisteiden löytyminen onnistuu varmimmin kevään sulamisvesihuipun jälkeen, kun sulamisen suora pintavalunta on jo loppunut. Tällöin muodostuu suotovesiä ja ojissa riittää vettä kulkeutumisreittien todentamiseksi. Toinen hyvä ajankohta on syysateiden jälkeen. Toisaalta alivirtaamakaudella on helpompi havaita maaperän kautta puroihin purkautuvat vedet.

Kun edustavat suotovesipisteet on onnistuttu tunnistamaan ja varmentamaan, tulisi suotovesien määrää ja vesissä esiintyviä pitoisuuksia seurata säännöllisesti vähintään vuoden ajan. Tällöin saadaan yksittäisiä näytteenotokertoja edustavampi kuva suotovesien muodostumisesta ja kulkeutumisesta sekä normaaleina, kuivina, että sateisina kausina. Jos näytteenotossa joudutaan tyytymään yksittäisiin näytteisiin, tulisi näytteenotto ajoittaa ns. normaaliin sadanta- ja valumatilanteeseen laimenemisvaikutuksen välttämiseksi.

Kaivosalueen yleinen valuma-aluemalli esitetään usein periaatekaaviona, johon on sijoitettu päästölähteet, kuten kaivannaisjätealueet ja niihin rinnastettavat alueet (epäselvät täytöt) sekä vesien kulkeutumisreitit (pintavedet, suotovedet sekä mahdolliset suotivirtausreitit esim. ruhjeiden kautta). Tämän lisäksi kaaviossa kuvataan kosteikot, vesialtaat ja louhokset sekä alueen valuma-alueiden rajaukset (Kuva 18).

Kuva 18. Yksinkertaistettu valuma-aluemalli kuvitteellisesta kaivoskohteesta.

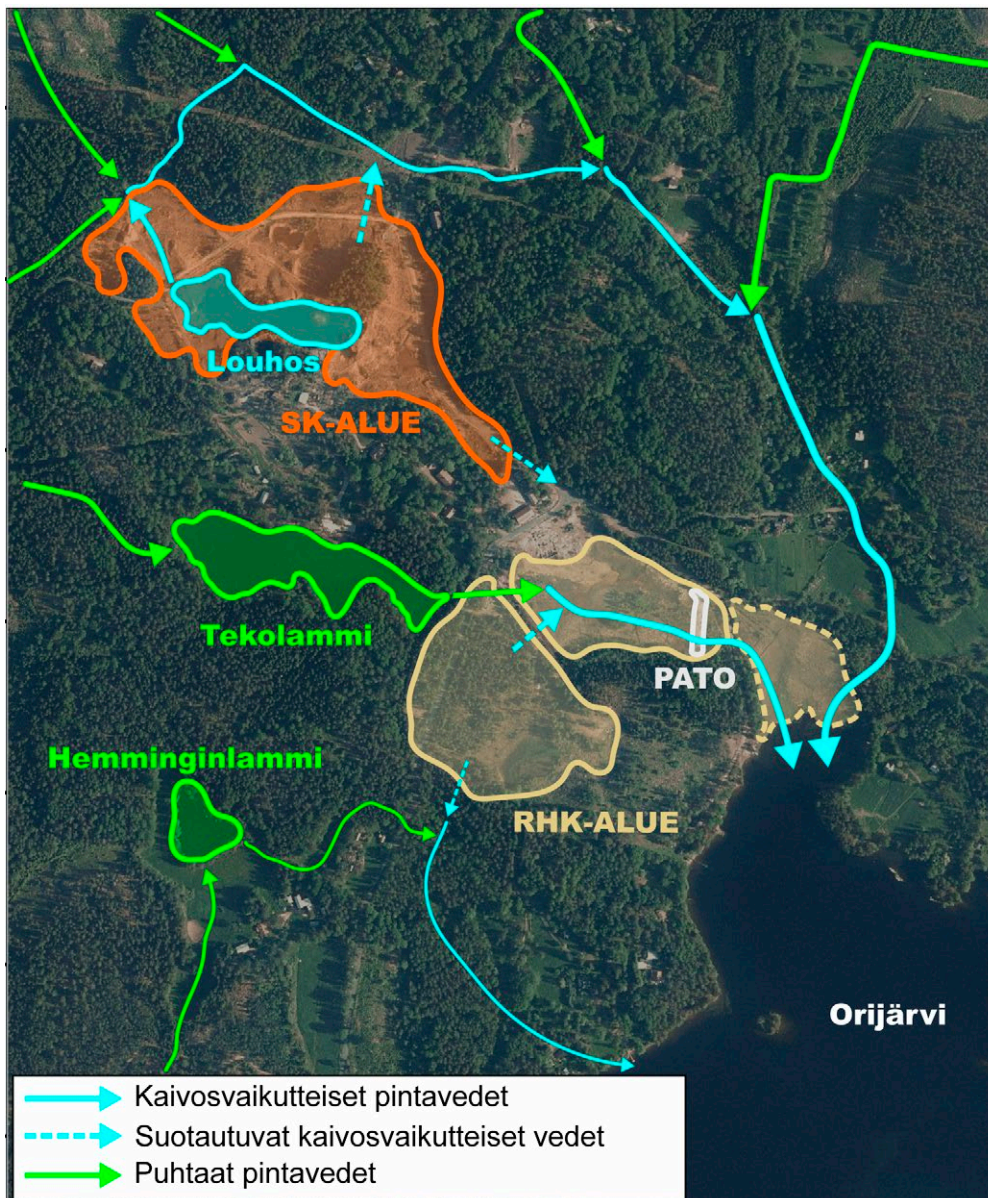


Kohteen valuma-aluemalli voidaan esittää myös ilmakuvapohjalla (Kuva 19), johon voidaan tarvittaessa lisätä pienvaluma-alueiden pinta-alat ja esimerkiksi virtausreittien kriittiset solmupisteet, joista on hankittava vedenlaatu- ja virtaamatietoa kvantitatiivisen päästöarvion tekemiseksi. Valuma-aluemalli voidaan laatia myös yksittäisen päästölähteen pienvaluma-alueelle, jossa valumavesien kulkeutuminen esitetään yksityiskohtaisesti. Tämä edellyttää pienvaluma-alueelle kohdennettuja tutkimuksia.

Kohteen ensimmäinen valuma-aluemalli voidaan laatia yksinkertaisena karttatarkasteluna. Mallia voidaan tarkentaa maastokartoituksen lisäksi erilaisten valuma-alueiden määrittämistä, vesitasetta, kuormitusta ja vaikutuksia tarkentavien ohjelmien avulla. Paikkatieto-ohjelmistot kuten ArcGIS tarjoavat valuma-alueiden määrittämiseen valmiita laskentatyökaluja, jotka kykenevät tarkan korkeusmallin kanssa arvioimaan melko hyvin valuma-alueita. SYKE:n kehittämällä vesistömallijärjestelmällä voidaan laskea järvien ja jokien vesitaseiden lisäksi myös pienempien valuma-alueiden vesitaseita. Mallia voidaan hyödyntää kaivosalueilla laskettaessa esimerkiksi kaivosalueen altailla lähteviä virtaamia, virtaamia altaasta toiseen sekä vedenkorkeuden muutoksia eri altaissa. Käyttöä kaivosaltaissa ei ole toistaiseksi sisällytetty järjestelmän perustoimintoihin ja käyttö vaatii sekä runsaasti tietoa lähtöalueesta että järjestelmän muokkaamista tarkoitusta varten. Lisäksi

vesitasemallilla voidaan laskea pohjavesiin suotautuvan veden määrää, ja sovittaa saatava tulos pohjavesitasemallinnukseen. Vesitaseen, kuormituksen ja vaikutusten mallintamiseen on olemassa hyviä mallinnusohjelmia, joista esimerkiksi *GoldSim* soveltuu hyvin sekä karkean että yksityiskohtaisemman mallin laatimiseen hajanaisista lähtötiedoista. Lähtötietojen tarkentuessa voidaan myös mallia helposti tarkentaa. Kaivosalueiden vesitaseen laskemista on käsitelty lisäksi WaterSmart-projektin loppuraportissa (Krogerus & Pasanen 2016).

Kuva 19. Yksinkertaistettu pintavesivaluma-aluemalli kaivoskohteesta (SK=sivukivi, RHK=rikastushiekka). Padon itäpuolisella alueella rikastushiekan levinneisyysalue ei ole tarkasti tiedossa (rajattu katkoviivalla).



4.5.2 Vastaanottavan vesistön tilan tutkiminen

Vesistöjen tilaa tutkitaan yleisesti mittaamalla vedenlaatua kenttämittauksilla ja vesinäytteistä. Vanhojen kaivoskohteiden vesistövaikutuksia voidaan selvittää ja arvioida myös vesistön morfologisilla, pohjasedimentti-, virtaama- ja virtaus- sekä eliöstötutkimuksilla. Morfologisilla ja virtaustutkimuksilla selvitetään kaivosvalumalla kuormittuneiden vesien kulkeutumisreittejä. Virtaamamittauksilla, yhdistettynä vedenlaadun tutkimuksiin, saadaan tietoa kaivosperäisen kuormituksen kulkeutumisesta ja merkityksestä vesistön eri osissa.

Sedimenttitutkimuksilla selvitetään haitta-aineiden kertymistä ja mahdollisten vesikiertojen häiriintymisen merkkejä tai seurauksia sedimentissä. Sedimenttitutkimuksilla voidaan myös selvittää eroja kaivostoiminnan aikaisten ja nykyisten vaikutusten välillä (Mäkinen & Saarelainen 2019). Jos tiedetään toiminnan aikaisen kuormituksen olleen nykyistä suurempaa, voi tästä olla tästä suuri apu riskinarvioinnin epävarmuuksia arvioitaessa.

Eliöstötutkimukset ajoittuvat yleensä riskinarvioinnin myöhempään vaiheeseen. Vesieliöstötutkimukset kohdistuvat tapauskohtaisesti yleensä pohjaeläimiin, kalastoon, kasviplanktoniin tai päällysluviin, harvemmin suurvesikasveihin.

Vedenlaatututkimukset

Esimerkiksi Mäkelä et al. (1992) ja Kettunen et al. (2008) ovat julkaisseet erittäin kattavat oppaat vesinäytteenotosta, joten tässä yhteydessä vesinäytteenottoa ja kenttämittauksia käsitellään vain lyhyesti ja keskittyen kaivannaisjätealueiden erityispiirteisiin. Lisäksi näytteenoton tarkoitusta ja tavoitteita käsitellään yleisesti ohjeistuksen luvussa 4.2.

Vastaanottavissa vesistöissä tehtävät tutkimukset on syytä ajoittaa ainakin osittain samaan aikaan kulkeutumisreiteiltä ja päästölähteestä tehtävien tutkimusten (mm. virtaamamittaukset ja näytteenotto) kanssa, jotta voidaan osoittaa yhteys päästölähteen ja vesistöissä todettujen pitoisuuksien välillä. Pohjavedessä ja maaperässä haitta-aineiden kulkeutuminen on hitaampaa kuin pintavesissä, eikä ajallinen korrelaatio kuormituspisteisiin nähdä yleensä yhtä selvästi osoitettavissa. Pinta- ja pohjavesien laatu vaihtelee vuodenaikojen mukaan, joten kertaikäisellä näytteenotolla ei saada tarpeeksi kattavaa kuvaa vesipäästöjen aiheuttamasta kuormituksesta ja aikaansaamasta riskistä. Tästä syystä vesinäytteitä on hyvä ottaa eri vuodenaikoina kuvaamaan veden laadun vaihteluita eri vuodenaikoina ja eri ilmasto-olosuhteissa. Myös vuosien välillä voi olla huomattavia eroja ja esimerkiksi erittäin kuivana vuotena vesinäytteitä ei välttämättä saada otettua tarpeeksi kattavasti koko alueelta ja toisaalta mitatut pitoisuudet voivat olla normaalivuotta korkeampia, eivätkä näin ollen kerro todellisesta pitkäaikaisesta riskistä alueella.

Analysoitavat parametrit määritetään aina tapauskohtaisesti, mutta ainakin kerran riskinarvioinnin alussa vesistä on hyvä tehdä tarpeeksi kattavat määritykset. Erityisesti kattavat mittaukset ovat tarpeen silloin, kun alueelta ei ole saatavilla veden laatutietoja aikaisemmista tutkimuksista. Näin tulevia näytteenottoja ja mittauksia voidaan perustellusti kohdentaa tärkeimpiin näytepaikkoihin sekä valittuihin haitta-aineisiin ja parametreihin. Kaivannaisjätteiden vaikutusten alaiset vedet ovat yleensä reaktiivisia, jonka vuoksi varsinaisten haitta-aineiden lisäksi vesistä on hyvä määrittää aineiden biosaatavuuteen, liukoisuuteen ja sitoutumiseen vaikuttavia tekijöitä (esim. pH, redox, DOC, rauta, sulfaatti ja happi), joista suurin osa on helppo määrittää kenttämittareilla näytteenoton yhteydessä (ks. kenttämittaukset alla). Sulfaattipitoisuudet mitataan tavallisesti vesinäytteestä laboratoriossa. Kuormituksen vaikutuksia tutkittaessa analysoidaan vesistä usein vain haitta-aineiden liukoiset pitoisuudet (suodatettu näyte). On kuitenkin hyvä ainakin kerran riskinarvioinnin aikana määrittää myös haitta-aineiden kokonaispitoisuudet, joita tarvitaan arvioitaessa ja mallinnettaessa haitta-aineiden kulkeutumiseen vaikuttavia tekijöitä kuten sitoutumista kiintoainekseen ja mahdollista uudelleen liukenemista eliöille saatavaan muotoon. Taulukossa 11 on esitetty esimerkki kaivosympäristötutkimuksiin soveltuvista vesinäytteistä, käytettävistä analysointimenetelmistä sekä analyysiin soveltuvista standardeista.

Taulukko 11. Esimerkki kaivosympäristötutkimuksiin soveltuvista vesinäytteistä ja niiden analysointimenetelmistä sekä standardeista.

Määritykset	Suodatus	Kestävöinti	Tarkoitus	Standardi
Anionit (SO ₄ , Cl, Br, F)			Vesien suoлаantuminen (mm. SO ₄ , Cl), kerrostuneisuus	SFS-EN ISO 10304-1
Fe ²⁺ (ferrorauta)	x	x	Kuvaa vesien reaktiivisuutta, ja haitta-aineiden saostumisherkkyttä. Ferrorauta merkityksellinen happaman kaivosvaluman kannalta.	
Monialkuainemääritys, liukoinen pitoisuus	x	x	Liukoista pitoisuutta käytetään biosaatavuuden laskennassa. Kuvastaa haitta-aineiden olomuotoa, käytetään arvioitaessa kulkeutumisriskiä ja ekologisia vaikutuksia.	SFS-EN ISO 17294-2 (ICP-MS) ja SFS-EN ISO 11885 (ICP-OES)
Happoliukoiset alkuaineet, kokonaispitoisuus		x	Kokonaispitoisuus kuvastaa haitta-aineiden olomuotoa ja sitoutumista mm. kiintoainekseen.	SFS-EN ISO 17294-2 (ICP-MS) ja SFS-EN ISO 11885 (ICP-OES)
Liuennot orgaaninen hiili	x	x	Vaikuttaa mm. metallien biosaatavuuteen, sekä haitta-aineiden sitoutumiseen	SFS-EN 1484

Virtaamamittaukset

Ympäristökuormituksen määrittämiseksi voidaan myös mitata yksittäisten pintavesiuomien virtaamia. Virtaaman mittaukseen on olemassa lukuisia eri menetelmiä, jotka soveltuvat vaihtelevasti erikokoisiin ja erityyppisiin uomiin. Uomien virtaamaa on määritetty perinteisesti erilaisten patojen avulla. Suomessa on ollut käytössä erityisesti Thomsonin pato (V-pato), joita on käytetty esimerkiksi ojien virtaamamittauksissa (Kuva 20). Padoilla ei kuitenkaan saada tietoa uomien luonnontilaisesta virtauksesta tai virtausprofiilista ja niillä on haastavaa mitata suuria virtaamia. Lisäksi patoja täytyy huoltaa ja ylläpitää säännöllisesti. Usein onkin toivottavaa pystyä arvioimaan virtaamaa ilman uomien padoista. Tämä voidaan saavuttaa mittaamalla erikseen veden virtausnopeutta sekä uoman poikkipinta-alaa. Nykyisin käytössä on yhä enemmän teknisiä ratkaisuja, kuten erilaisia akustisia järjestelmiä, joissa veden virtausnopeutta mitataan akustisten aaltojen veden epäpuhtauksista tapahtuvan heijastumisen avulla (*doppler-ilmio*).

Kuva 20. Virtaamamittausta väliaikaisella v-padolla eli nk. räppipadolla (vasemmalla) (© T. Lahtinen), sekä nykyaikaisemmalla doppler-ilmioon perustuvalla virtaamamittauslaitteella (oikealla) (© A. Tornivaara).



Kenttämittaukset ja Jatkuvatoiminen seuranta

Näytteenoton yhteydessä mitataan kenttämittarilla veden laatuparametreja (mm. pH, sähkönjohtavuus) sekä kirjataan ylös silmämääräiset havainnot kuten veden sameus, mahdolliset saostumat veden pinnalla tai pohjalla, sekä veden määrä. Sekä pohja- että pintavesien tutkinnassa käytetään nykyisin laajamittaisesti eri valmistajien tarjoamia kenttäantureita. Käytössä on yleisesti nk. moniparametrianantureita, joilla voidaan mitata useita muuttujia samanaikaisesti. Kenttämittareilla voidaan yleensä seurata ainakin veden lämpötilaa, liuenneen hapen määrää ja kyllästymisasetta, pH:ta, redox-potentiaalia, sähkönjohtavuutta, sameutta sekä vedenpinnan tasoa. Helppojen, nopeiden ja usein myös kustannustehokkaiden mittausten etuna on lisäksi, ettei tutkittavassa vedessä ehdi tapahtua näytteiden säilönnässä ja kuljetuksesta aiheutuvia mahdollisia virheitä. Toisaalta

moniparametrian tureilla ei ole pääsääntöisesti mahdollista laboratorioanalyysien tavoin mitata kaikkia tarpeellisia muuttujia, kuten metalleja. Kaivosympäristöissä mittauksissa tulisi mahdollisuuksien mukaan pyrkiä aina siirtymään laimeammista pitoisuuksista väkempiin, jotta mittaustulos olisi mahdollisimman tarkka (GTK 2004). Syvemmissä vesistöissä sekä pohjavesiä tutkittaessa kenttämittareilla on mahdollista toteuttaa vertikaalisia mittausprofiileja, jolloin saadaan tietoa vedenlaadusta vesipatjan eri osissa. Pohjavesissä luotauksella saadaan välillisesti tietoa myös pohjaveden virtauskohdista ja kallioperän ruhjevyydytyksestä.

Yksittäisten mittaustapahtumien lisäksi anturit mahdollistavat kohtuuhintaisen jatkuvatoimisen seurannan. Jatkuvatoimisilla mittauksilla voidaan saada arvokasta perinteistä näytteenottoa tukevaa dataa näytteenottojen välillä sekä saada näin lisätietoa esimerkiksi rankkasateiden tai kuivien kausien vaikutuksista vesistöille aiheutuvaan kuormitukseen (esim. Hämäläinen 2015a ja 2015b, Lahtinen et al. 2018). Tutkimusten perusteella kaivosalueiden aiheuttamaa kuormitusta ja sen ajallista vaihtelua joen eri kohdissa voidaan tutkia tarkemmin yhdistämällä näytteenotto jatkuvatoimiseen seurantaan, pelkkien yksittäisten mittausten sijaan. Lisäksi saadaan tietoa vesien sekoittumisesta ja haitta-aineiden laimenemisestä alajuoksulla.

Vaikka etenkin aktiivisilla kaivoksilla on jo pitkään seurattu automaattisten mittausasemien avulla mm. vesien virtaamia, lämpötilaa, pH-arvoa sekä sähkönjohtavuutta, virtavien vesien seurantamittauksiin ei ole ollut ennen vuotta 2019 yhtenäistä ohjeistusta tai laatuksiteereitä. Siksi käytännöt mittausten laadun varmistamisessa sekä käytännön järjestelyissä ovat vaihdelleet eri toimijoiden välillä. Jatkuvatoimisille vedenlaadun mittauksille on saatavilla Suomen oloihin soveltuvia oppaita, joiden tarkoituksena on parantaa ja yhtenäistää mittausten laatua ja ohjeistaa toimijoita virtavesien tarkkailussa (Tattari et al. 2016 ja 2019). Jatkuvatoimisten mittalaitteiden ongelmina ovat etenkin kesäaikana likaantumisen ja kylminä aikoina jäätyksen tuomat ongelmat. Suomen ilmastossa vuodenaikavaihtelut saattavat aiheuttaa vääristymää mittauksen luotettavuuteen ilman asianmukaista, säännöllistä kalibrointia.

Pohjasedimentti- ja huokosvesinäytteenotto

Haitta-aineet esiintyvät vesifaasissa joko liukoisena tai partikkeleihin sitoutuneena. Suuri osa toiminnan aikana ja sen jälkeen purkuvesistöön päässeistä metalleista sitoutuu vesistön pohjasedimenttiin, josta ne voivat liueta uudelleen veteen, levitä pohjavirtausten mukana tai kertyä eliöstöön. Aiempien tutkimusten mukaan kaivosalueiden päästöistä vesiekosysteemille aiheutuvat haitat liittyvät useimmiten pohjasedimentin biologisesti aktiiviseen yläosaan kuin vedessä elävien eliöiden altistumiseen veteen liuenneille yhdisteille (Luukkonen 2018, Laamanen et al. 2019). Lisäksi vesien pitoisuudet vaihtelevat ajan ja paikan funktiona, kun taas järvisedimentti edustaa keskiarvoa altaaseen kulkeutuneesta aineksesta. Pohjasedimenteistä voidaan näin ollen tutkia myös järven tilannetta ennen kaivoksen toiminnan alkamista (Kauppila et al. 2015, Laamanen et al. 2019).

Järvisedimenttien pitoisuuksien mittaaminen poikkeaa monella tavoin esimerkiksi maaperän pitoisuuksien määrittämisestä. Sedimenttinäytteitä kerätään tyypillisesti molemmista päistä avoimilla putkinäytteenottimilla (esim. Limnos-, HTH- tai Kajak-näytteenotin). Putkinäytteenotinten lisäksi näytteitä voidaan kerätä erilaisten sedimenttikairojen avulla. Suomessa tämä on usein helpointa toteuttaa talvisin jäältä. Kairauksessa voidaan hyödyntää manuaalisia menetelmiä (esimerkiksi nk. venäläinen suokaira) tai kairakonelaitteistoja.

Sedimenttinäytteenotto pyritään pääsääntöisesti tekemään vesistön syvimmästä kohdasta, jonne kiintoainesta kertyy voimakkaasti ja tasaisesti. Poikkeustapauksissa altaan syvin kohta saattaa edustaa eroosioaluetta, jolloin paksuin sedimenttipatja löytyy usein luotaamalla tai haarukoimalla syvennyksen reunamia. Kerätyissä sedimenttisarjoissa voidaan tyypillisesti erottaa lähellä pintaa tumma kerros, joka edustaa viime vuosikymmeninä kerrostunutta ainesta, johon ihmistoiminnalla on ollut merkittävä vaikutus. Syvemmällä sedimentti yleensä vaihettuu vaaleammaksi ja luonnontilaisemmaksi (Laamanen et al. 2019).

Sedimentin lisäksi tutkitaan myös sedimentissä olevaa huokosvettä, joka on monesti jopa itse sedimenttiä hyödyllisempi tutkimuskohde, koska sedimentin huokosvedessä vapaana olevat ionit muodostavat pääasiallisen eliöille haitallisen biosaatavan osuuden haitta-ainesten kokonaissedimenttipitoisuuksista (Laamanen et al. 2019). Minera-projektin (Kauppila et al. 2013) mukaan huokosvesien tutkimus on yleisesti hyödynnettyä myös siksi, että riskin- ja vaikutusten arvioinnissa käytettäviä malleja sekä niiden perusteena olevia tutkimustuloksia on paremmin saatavissa vesiympäristölle kuin suoraan sedimenttiympäristölle. Huokosvettä voidaan kerätä usein eri menetelmin, esimerkiksi aktiivisesti imemällä ja suodattamalla tai passiivisten dialyysi- ja DGT-keräinten avulla. Sedimentti- ja huokosvesinäytteenottoa sekä kertymisen arvioimista ja laskemista käsitellään perusteellisesti useissa julkaisuissa, kuten esimerkiksi U.S. EPA (2001), Kauppila et al. (2013, 2015) sekä Laamanen et al. (2019).

Kalastotutkimukset, pohjaeläinten ja muun vesieliöstön tutkiminen sekä vesikasvitutkimukset

Kalastossa tapahtuvien muutosten arviointiin sekä kalanäytteiden keräämiseen järvillä ja rannikkoalueilla käytetään verkkokoealastusta. Virtavesien koealastuksissa käytetään sähkökalastusta. Verkkokalastuksessa käytetään eurooppalaista CEN-standardia (SFS-EN 14757) ja sähkökalastuksessa standardia (SFS-EN 14011). Olin et al. (2014) ovat laatineet kattavan oppaan Suomessa toteutettavista koealastuksista. Oppaassa suositellaan toteuttamaan koealastukset järvillä ja rannikkovesissä kesäkerrostuneisuuden aikana, ja virtavesien sähkökalastus keväällä ja syksyllä taimenen ja lohenpoikasten ollessa pyydystettävissä.

Kalojen lisäksi vesistöjen pohjaeläimistön kokonaismäärästä ja lajistollisesta koostumuksesta voidaan tehdä päätelmiä vesistön ekologisesta tilasta. Pohjaeläinnäytteet kerätään yleensä vesistöjen syvänteistä. Näytteitä olisi hyvä kerätä kahdesti vuodessa: jäiden lähdon jälkeen maaliskuussa sekä syksyllä syys-lokakuussa (Kettunen et al. 2008). Avovesien näytteenotossa käytetään erilaisia noutimia (esim. Ekman-noudin). Virtavesistä näytteenottoa tehdään myös pöllyyttämällä uoman pohjaa ja keräämällä haavilla veteen sekoittunutta kiinteää materiaalia (suspensio). Pohjaeläintutkimusten toteuttamista käsittelevät tarkemmin esimerkiksi Kantola et al. (2001) sekä Kettunen et al. (2008). Pohjaeläinten lisäksi vesistöistä tehdään erilaisia eläinplankton tutkimuksia, joilla pyritään usein selvittämään kalojen käytössä olevan eläinplankton-ravinnon määrää, sekä vastaavasti kalakannassa mahdollisesti tapahtuneiden muutosten vaikutuksia eläinplanktonyhteisöön. Suomalaisissa järvissä tyypillisesti tavattavia eläinplanktonryhmiä ovat esimerkiksi rataseläimet, hankajalkaiset sekä vesikirput. Vastaanottavissa vesistöissä tehtävällä vesikasvitutkimuksilla taas voidaan selvittää haitta-aineiden vaikutusta kasvillisuuden lajikaumaan, sekä tutkia kasveihin kertyneiden haitta-aineiden pitoisuuksia. Vesikasvitutkimusten on todettu myös soveltuvan erityisen hyvin vesistöjen tilan pitkäaikaiseen seurantaan, sillä useat vesikasvit reagoivat ainoastaan pysyviin ja selkeisiin vesistön tilan muutoksiin (Kettunen et al. 2008).

4.5.3 Pohjavesivaikutusten tutkiminen

Pohjavesistä on ensisijaista selvittää kaivannaisjätteiden mahdollisesti pilaaman veden aiheuttamaa riskiä luokitelluille pohjavesialueille sekä pohjaveden käytölle talousvetenä. On oleellista selvittää muun muassa alueen läheisyydessä sijaitsevien luokiteltujen pohjavesialueiden, vedenottamojen, kaivojen ja lähteiden sijainti sekä arvioida kontaminoituneen veden kohteiden vedenlaadulle aiheuttamaa riskiä haitta-ainepitoisuuksien, pohjaveden virtaussuuntien ja nopeuksien perusteella. Pohjaveden talous- ja juomavesikäytön lisäksi pilaantunut pohjavesi saattaa vaikuttaa myös pohjavedestä riippuvaisten ekosysteemien sekä paikallisten vesistöjen tilaan, joiden riskiä ja vaikutusten suuruutta arvioidaan kohdekohtaisesti. Kaivannaisjätealueille tarpeelliset tutkimukset ovat pitkälle samankaltaisia PIMA-ohjeen (YM 2014a) kanssa. Pohjavesialueille tehtäviä riskinarvioiteja käsitellään myös pohjavesialueiden määrittämiseen, luokitukseen ja suojelusuunnitelman laadintaan keskittyvässä oppaassa (Britschgi et al. 2018).

Pohjavettä tutkittaessa on tärkeää selvittää alueen hydrogeologiset olosuhteet, kuten maaperän laatu (mm. vedenjohtavuus, orgaanisen aineksen määrä) ja kerrosrakenne (mahdolliset tiiviit, vettä pidättävät maakerrokset ja niiden suunta), kallioperän ruhjeisuus, pohjaveden virtaussuunnat ja -nopeudet sekä pohjaveden määrä ja laatu. Lisäksi muilla toiminnoilla (vedenottamot ym.) sekä kaivostoiminnan aikana tehdyllä kuivatuspumpauksella voi olla vaikutuksia pohjaveden virtaussuuntiin. Nämä vaikutukset voivat näkyä pohjaveden pinnan tasoissa ja virtaussuunnissa vielä pitkään varsinaisen pumppauksen lakattua.

Maaperässä pohjaveden virtaus noudattaa pääsääntöisesti maanpinnan topografiaa. Täten virtauksen suuntaa voidaan usein karkeasti arvioida jo pelkästään saatavilla olevan maanpinnan topografiatiedon perusteella. Maanpinnan topografia ei kuitenkaan aina indikoi suoraan pohjaveden pinnan tasoa tai virtaussuuntaa, joten tutkimuksia tarvitaan aina myös kartalta tehtyjen arvioiden varmistamiseen. Maapohjaveden kohdalla haitta-aineiden kulkeutumista voidaan arvioida yksinkertaisimmillaan veden virtausnopeuden ja pinnan korkeuden avulla. Lisäksi pohjavesitutkimuksissa on tärkeä huomioida kallioperän ruhjevyyhykkeet, joiden merkitys pohjaveden virtaukseen kaivosalueilla on usein suurempi kuin maapohjavedellä (Turunen et al. 2019). Kallioperässä pohjaveden virtaus on maapohjaveteen verrattuna usein epäjohdonmukaisempaa, sillä veden virtausta säätelee lähinnä kallioperän rakovyöhykkeiden sijainti sekä niiden ominaisuudet (mm. rakojen apertuuri, niissä olevat täytteet ja raoista koostuvan verkoston yhtenäisyys). Kalliopohjaveden virtaus on yleensä myös maaperän pohjavesiä hitaampaa ja viipymät pidempiä.

Maa- ja kalliopohjaveden tarkkailupaikkoina toimivat tarkoitusta varten asennetut tarkkailuputket sekä -reiät. Joissakin tapauksissa havaintoja voidaan tehdä vedenhankintaan käytetyistä kaivoista, malminetsintää varten tehdyistä kairanrei'istä sekä pintavesi-pohjavesi vuorovaikutuksen kautta. Vanhoilla kaivosalueilla putkien, reikien ja kaivojen paikat eivät usein ole tarkasti tiedossa tai niitä ei välttämättä ole asennettu lainkaan. Osa rei'istä tai putkista saattaa olla käyttökelvottomia tukkeumien tai putkien heikon kunnon vuoksi (Lahtinen et al. 2018).

Geofysikaalisilla tutkimuksilla on usein merkittävä rooli selvittäessä veden mahdollisia kulkureittejä maa- ja kallioperässä. Geofysikaaliset tutkimukset ovatkin kustannustehokas ja monissa tilanteissa ainoa tapa selvittää kaivannaisjätealuetta ympäröivän maaperän ja kallioperän ominaisuuksia. Pohjavesitutkimuksissa menetelminä ovat usein esimerkiksi maatutkaluotaus, vastusluotaus, refraktioseismiset mittaukset sekä painovoimamittaukset. Parhaat tulokset saavutetaan yleensä yhdistämällä useita eri menetelmiä (Suomen vesiyhdistys 2005).

Pohjavesitutkimuksiin on vuosikymmenten kuluessa kehitetty lukuisia erilaisia menetelmiä. Tutkimusmenetelmien valintaan vaikuttaa mm. tutkittava parametri, pohjaveden syvyys maan pinnasta, tutkittava väliaine sekä joskus pakon sanelemana myös itse pohjavesiputken ominaisuudet (esim. reiän tuotto tai halkaisija). Pohjavesitutkimukset vaativat usein erikoiskalustoa, kuten olosuhteisiin soveltuvia pumppuja ja vesinäytteenottimia. Taulukossa 12 on esitelty koostetusti joitain kaivannaisjätealueille soveltuvia pohjaveden tutkimusmenetelmiä. Samoja menetelmiä käytetään yleisesti kaikenlaisissa hydrogeologisissa tutkimuksissa aina vedenhankinnasta suunnitelluille ja toimiville kaivoksille. Eri parametrien tutkimiseen soveltuvia hydrogeologisia tutkimusmenetelmiä ja vesinäytteenottoa käsittelevät tarkemmin esimerkiksi Suomen vesiyhdistys (2005), Rintala & Suokko (2008)

sekä Lahtinen et al. (2018). Lisäksi SYKE on laatinut pohjavesitutkimuksia varten yleisen tarkistuslistan (www.syke.fi/pohjavesitarkistuslista), jonka avulla on esimerkiksi mahdollista rajata eri menetelmiä selvitettävien parametrien perusteella.

Taulukko 12. Eri tutkimusmenetelmien soveltuvuus pohjavesiolosuhteiden arvioimiseksi toimintansa lopettaneiden kaivannaisjätealueiden ympäristössä. Käytännössä menetelmiä yhdistellään riittävän kokonaisvaltaisen kuvan saavuttamiseksi, sillä esimerkiksi kontaminoituneen pohjaveden aiheuttaman riskin arvioimiseksi on arvioitava sekä väliaineen (mm. kulkeutumisaika) että veden (haitta-ainepitoisuudet) ominaisuuksia.

MENETELMÄ	Pohjaveden pinnankorkeuden mittaus	Kartta- ja kaukokartoitusaineistot	Geofyysikaaliset menetelmät	Sähköjohtavuusluotaus	Slug-testit ja pumppauskokeet	Merkkiainekokeet	Pohjaveden virtaus- ja kulkeutumismallinnus	Isotooppitutkimukset	Pohjavesinäytteenotto ja laboratorioanalyysit (esim. liuenneet metallit)	Kenttämittaukset vedenlaatusensoreilla (esim. T, EC, pH ja alkaliniteetti)	Lämpökamerakuvaus	Kaivokartoitukset
SOVELTUVUUS SELVITETTÄVILLE PARAMETREILLE												
Alueellinen pohjaveden pinnantaso ja yleinen virtauskuva	X	X	X		X		X					
Maaperän rakenne ja pohjaveden potentiaaliset virtausreitit		0	X	0	X	X	X	X	0	0		
Kallioperän rakenne ja pohjaveden potentiaaliset virtausreitit		0	X	0	X	X	X	X	0	0		
Veden laatu ja haitta-ainepitoisuudet				0			0		X	X		
Pohjaveden purkautuminen ja pohjavesi-pintavesi vuorovaikutus		0					0	X	0	0	X	
Veden käyttästä talous- ja muuna vetenä		X										X
Tyypilliset kustannukset ja/tai vaatimukset erikoislaitteistoille	€	€	€€€	€	€€	€€€	€€€	€€€	€€	€€	€	€

X = Menetelmä soveltuu hyvin tiedon selvittämiseen

0 = Menetelmä soveltuu kohtalaisesti tiedon selvittämiseen

4.6 Pölyäminen ja ilmanlaadun tutkiminen

Kaivannaisjätealueelta leviävät pölypäästöt voivat aiheuttaa ilmaan pienhiukkaspäästöjä (terveysvaikutukset) ja levittää esimerkiksi sulfidipitoista pölyä lähialueelle. Pölyn haitallisuus riippuu pitoisuuden ohella kiviaineksen mineralogiasta ja raekoosta. Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden pölyämisen vaikutukset ovat yleensä suhteellisen vähäisiä ja paikallisia verrattuna kaivostoiminnan aikaiseen pölyämiseen. Mineraalipölypäästöjä voi aiheutua etenkin peittämättä olevilla kaivannaisjätealueilla johtuen jätteen pintaosan tai patojen kuivumisesta. Esimerkiksi rikastushiekka on raekooltaan hienojakoista ja siten kuivuessaan altis tuulierosiolle. Sivukivet on pääsääntöisesti läjitetty lohkareina tai isoina kivenä, jolloin niiden pölyämisen voi olettaa olevan vähäistä. Sivukiven joukossa sekä kivien ja lohkareiden pinnoilla on aina myös hienoksi jauhautunutta ja paikoin helposti pölyävää hienoaainesta. Lisäksi kiviaines voi olla herkästi rapautuvaa. Sivukivet läjitetään lisäksi usein korkeiksi kasoiksi ja jätetään sulkemisen yhteydessä peitotta, jolloin alue voi aiheuttaa pölypäästöjä. Pölypäästö tyypillisesti vähenee ajan myötä, jos kasan pintaa ei häiritä. Kaivannaisjätteessä voi syntyä myös kaasumaisia päästöjä, joihin voi liittyä hajuhaittoja. Kaasumaiset päästöt voivat olla seurausta jättemateriaalin kemiallisista ja biologisista reaktioista tai olla peräisin rikastuskemikaalijäännöksistä.

Pölykartoituksessa kartoitetaan ja kuvataan ensin ne alueet, joilta arvioidaan muodostuvan pölyämiskä. Kaivannaisjätealueen pölykuormaa arvioitaessa pyritään tunnistamaan pölypäästöihin vaikuttavat tekijät, kuten mahdollinen kasvillisuuspeite, peittorakenteet ja muut pölyntorjuntaratkaisut, nykyinen maankäyttö, jätealueen rakenne ja koko, suhde ympäristöönsä sekä ilmasto-olosuhteet (päätuulensuunta, voimakkuus, sadanta ja lämpötila). Lisäksi pölyämiseen vaikuttavat jätteen iskostuminen, kosteus, koostumus ja raekokajakauma. Pölylähteitä voi olla alueella useita (esim. tiet ja pellot), joten analyysitulosten tarkastelussa arvioidaan samalla pölypäästöjen alkuperä (verrataan rikastushiekan pinta-kerroksen koostumukseen sekä taustamittauspisteen tulokseen). Pölytutkimustulosten taustoittamiseen tarvitaan paikallista säätietoa. Usein tyydytään alueelliseen sääaineistoon, jonka tarkkuus ei välttämättä riitä ottamaan huomioon kohteen ominaisuuksia, kuten paikallista topografiaa. Siten riskinarviointia tai kunnostustöitä tehdessä myös paikallisen sääaseman ylläpitäminen on perusteltua. Eri puolella maata olevissa mittausasemilla tarkkaillaan jatkuvasti ilmanlaatua (ilmatieteenlaitos.fi/ilmanlaatu), ja mittausdataa voidaan hyödyntää ainakin taustavertailussa. Aineistoa hyödynnetään:

- vallitsevien tuulensuuntien ja merkittävimpien pölyämisuuntien selvittämiseen, huomioiden paikallinen topografia
- lumipeitteen ja sadannan vaikutus pölyämiseen ja suotovesiin
- sään ääri-ilmiöiden vaikutusten arviointiin.

Ilman pitoisuuksia ja pölymääriä voidaan tarvittaessa tutkia mm. hiukkasmittauslaitteilla/ pölynkerääjillä kuten esimerkiksi suurteho- tai laskeumakeräimellä (pölyleijuma/-laskeuma) sekä maaperä-, humus-, sedimentti-, sammal- ja sienitutkimuksilla (pölylaskeuma). Kohteelta kerättyjen näytteiden avulla voidaan tunnistaa keskeisimpiä haitta-aineita, tunnistaa päästöjen leviämialue sekä analysoida alueellisia eroja. Mikäli alueelta on aiemmin tehty esimerkiksi sammaltutkimuksia, voidaan uusien mittausten avulla seurata myös päästöjen ajallista muutosta. Pölyn leviämisen mallinnusta käsitellään tarkemmin mm. Mienera-projektin loppuraportissa (Kauppila et al. 2013) ja projektissa käytetty pölyn leviämisen laskentamalli on kuvattu Opasnetissä (Opasnet 2013). Maa-aineksen kaltaisen materiaalin kuten pölyn, jota rikastushiekka ei kuitenkaan aina ominaisuuksiltaan ole, sisältämät haitta-ainepitoisuudet voidaan arvioida alustavasti PIMA-alueiden tutkimisessa käytetyllä SOILIRISK 3.2-ohjelmalla. Sivukivikasoihin soveltuvaa pölypäästöjen arviointia ja mallinnusta on käsitelty kattavasti luonnonkivituotannon parhaat ympäristökäytännöt -selvityksessä (Romu 2014).

Kaivosteollisuudessa tyypillisesti mitattavia pölyfraktioita ovat kokonaiseleijuma (TSP), hengitettävät fraktiot (PM_{10}) ja pienhiukkasfraktiot ($PM_{2,5}$). Toimintansa lopettaneiden kaivannaisjätealueiden pölypäästöjen riskinarvion kannalta oleellisin on hengitettävän fraktion mittaaminen. Mikäli maastotöiden yhteydessä nousee epäily ympäristön pölykuormituksesta, on syytä arvioida myös maaperätutkimusten tarve. Mittaukset tulisi toteuttaa sellaisena vuodenaikana ja alueella, jolla pitoisuudet oletetaan olevan korkeimmat. Mittausta olisi syytä toistaa useana vuotena ja mitata jatkuvatoimisena, etenkin mikäli terveysriskiä pidetään mahdollisena. Laskeuman ominaisuuksien tutkimiseen voidaan käyttää soveltuvin osain kaivannaisjätteen karakterisoinnissa esiteltyjä menetelmiä, erityisesti tietyn raekoon mineraalijakaumaa ja kemiallisia totaalipitoisuuksia (ks. luku). Pölylaskeumasta suositellaan määritettäväksi myös kiintoaineen hehkutushäviö, pH ja sähkönjohtavuus (Kauppila et al. 2013). Asbestimineraalien osalta kriittistä terveysriskin arvioinnissa on niiden raekoko ja -muoto. Hengityselimiin joutuessaan kuitumaiset mineraalit ovat haitallisia fysikaalisten ominaisuuksiensa takia. Tulosten pohjalta arvioidaan päästöjen terveys- ja ekologiset riskit, ottaen huomioon taustapitoisuudet ja terveysriskin osalta myös altistuvan väestön etäisyys jätealueelta (asuinalueet).

4.7 Maaperän pitoisuudet sekä kasvillisuus- ja eliöstötutkimukset

Kaivosaluetta ympäröivässä maaperässä voi olla jäänteenä haitta-aineiden kohonneita pitoisuuksia erityisesti kaivostoiminnan aikaisten pölypäästöjen seurauksena. Maaperän pilaantumista on voinut paikallisesti aiheuttaa myös rikasteen varastointi ja lastaus-toiminta, kemikaalien varastoinnissa ja konevarikolla tapahtuneet onnettomuudet sekä

ajoneuvojen ja koneiden vuodot. Toiminnanaikaisia pölypäästöjä syntyy räjäytystoiminnasta, murskauksesta ja seulonnasta, malmin rikastuksesta, rikasteen ja jätteaineksen lastauksesta ja kuljetuksesta sekä jätealueiden pölyämisestä. Suljetun kaivosalueen riskinarvioinnin kannalta toiminnan aikaisten pölypäästöjen merkitys koskee erityisesti alueelta kerättäviä ja syötäviä ravintoaineita, kuten marjoja ja sieniä, joihin voi mahdollisesti kertyä maaperästä haitta-aineita. Alueen maaperän laatua ja kertymistä kasveihin tutkitaan haitta-aineiden pitoisuusmäärittäyksillä maaperä- ja kasvillisuusnäytteistä (luku 2). Mahdollinen altistuminen alueelta kerättävien ravintokasvien kautta ja siitä aiheutuva terveysriski arvioidaan osana terveysriskin arviointia (luku 5.3).

Maaperässä laajalle alueelle levinneistä pölypäästöistä voi aiheutua teoriassa myös muita riskejä. Laskeutunut hapettava metallisulfidipöly voi aiheuttaa maaperän happamoitumista sekä lisätä maaperän haitta-aineiden liukoisuutta. Maaperän happamoituminen ja siihen kertyneet haitta-aineet voivat heikentää maaperäeliöstön elinolosuhteita, joiden selvittäminen voi tulla kyseeseen osana ekologisten riskien arviointia (luku 5.4). Tällöin voi tarvittaessa arvioida maaperän haitta-aineiden mahdollinen biosaatavuus, koska erityisesti mineraalipölynä leviävä kontaminaatio on useimmiten niukkaliukoisessa muodossa mineraalien kiderakenteessa ja toksisuus lisääntyy biosaatavuuden kasvaessa. Helppoliukoisessa muodossa oleva kontaminaatio voi sitoutua maaperässä eloperäiseen tai mineraaliainekseen, lisäksi kontaminaation ikääntyminen usein vähentää biosaatavuutta. Siten biosaatavuuteen vaikuttavat maaperän ominaisuudet, metallien kemiallinen esiintymismuoto ja ominaisuudet sekä rapautuminen (esim. Reinikainen 2007, Smolders et al. 2009). Haitta-aineiden kulkeutumiskerroin K_d (*distribution coefficient*), jossa suuri K_d -arvo tarkoittaa haitta-aineen voimakasta sitoutumista maa-ainekseen ja vähäisempää kulkeutumista maaperässä (Tarvainen & Jarva 2009).

Eliöiden altistumista haitta-aineille ja altistumisesta johtuvia mahdollisia vaikutuksia voidaan mitata ekotoksikologisin testein tai arvioida altistumista ja vaikutuksia jo olemassa olevalla ekotoksikologisella aineistolla. Lisäksi ekologisten kartoitusten ja biologisten tutkimuksen avulla voidaan arvioida jo aiheutuneita vaikutuksia. Suomessa on tutkittu kaivosympäristössä tapahtuvaa haitta-ainealtistumista esimerkiksi lieroille sekä mallinnettu haitta-aineiden kulkeutumista ravintoketjussa edelleen lintuihin ja piennisäkkäisiin (Huttunen 2014). Ekologisten riskien arvioinnissa tehtävillä tutkimuksilla voidaan selvittää lisäksi kasvittumista ja biodiversiteetin muutoksia. Pilaantuneen maaperän ekologisen riskinarvioinnin kulku on selostettu yksityiskohtaisesti erillisessä ympäristöhallinnon oppaassa (Pellinen et al. 2007).

Riskinarvioinnissa maaperätutkimuksiin kuuluu oleellisena osana haitta-aineiden luontaisen taustapitoisuuksien selvittäminen sekä haitta-aineiden yhteisvaikutuksen huomioiminen (ns. summavaikutus). Kaivokset perustetaan pääasiallisesti alueille, joiden maaperässä

monien metallien pitoisuudet ovat tavanomaista suurempia (luku 4). Tämän seurauksena taustapitoisuudet alueen pinta- ja pohjavesissä ovat usein luontaisesti koholla, mikä on otettava huomioon kulkeutumisriskien arvioinnissa (luku 5.2).

4.8 Sortuma- ja vuotoriskien kartoittaminen sekä geofysikaaliset tutkimusmenetelmät

Kenttätöiden yhteydessä tarkastellaan kaivannaisjätealueiden käsitteellisissä mallissa esiin nousseiden vaara- ja riskitekijöiden tila. Riskin kohteena voidaan pitää esimerkiksi äkillisen sortumisen vaikutuksen alle jäävää maa-alaa ja siihen liittyviä toimintoja (asumukset, maanviljelys, virkistyskäyttö) sekä lähivesistöille aiheutuvaa kuormaa. Riski voi liittyä kaivannaisjätealueen rakenteen vakauteen. Se voi olla seurausta esimerkiksi rakenteiden vikaantumisen pohjamaan painumisen tai routailmiön seurauksena. Lisäksi rakenteiden tilaan voi vaikuttaa alueella tai sen läheisyydessä tapahtuva louhintatyö tai rakentaminen. Kaivannaisjätealueen rakenteelliseen vakauteen vaikuttaa merkittävästi myös alueen vesien hallinta, ja siten jätealueen rakenteellista vakautta arvioitaessa on huomioitava alueen vesitaseen lisäksi alueella jo olemassa olevat rakenteet ja niiden toimivuus (MWEI BREF 2018), pitäen sisällään:

- mitoitustulva
- vapaan veden hallintamenetelmät
 - dekantointikaivot, -kourut ja -järjestelmät
 - kuivavara
 - putket, juoksutukset, ohijuoksutus- ja ylisyoxyaukot
- kuivatusjärjestelmät.

Mikäli lähtötiedot ja alustava kenttätutkimus herättävät epäilyksen jätealueen sortuma- tai vuotoriskistä, suoritetaan alueella tarkempia tutkimuksia. Tällaisissa epäilyksissä voidaan kenttätutkimusten yhteydessä tarkastella mm. patorakenteiden kuntoa mahdollisten painumien ja murtumien havaitsemiseksi.

Seuraavissa luvuissa käsitellään tarkemmin sortuma- ja vuotoriskien tutkimista (luku 4.8.1) sekä kuvataan perinteisen maastogeofysiikan lisäksi kartoitus- ja kaukokartoitusmenetelmiä, lentogeofysiikkaa sekä hydrogeologisia menetelmiä (luku 4.8.2), joita voidaan hyödyntää kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnissa.

4.8.1 Sortuma- ja vuotoriskin tutkiminen

Taulukossa 13 on esitetty kaivannaisjätealueen rakenteisiin kohdistuvia kuormitustekijöitä, jotka vaikuttavat kaivannaisjätealueen rakenteiden fysikaalisen vakauteen. Kaivannaisjätealueiden fysikaalista vakautta monitoroidessa huomioidaan muutokset pinnan muodoissa, maa- ja kallioperän mekaanisissa ominaisuuksissa, hydrologiassa ja veden suotautumisessa, lämpötilan muutoksissa, pohjan ja tukimuurin vakaudessa sekä materiaalien rapautumisessa. Taulukkoon 14 on listattu kaivannaisjätealueen fysikaalisen vakauden varmistamiseksi eri tarkkailukohteisiin soveltuvia parametreja sekä niiden mittaamiseen käytettäviä yleisiä menetelmiä sekä mittaustapoja. Mittaustavat vaihtelevat paikan (maasto- tai laboratoriomittaukset), toistojen (yksittäiset, sarja- tai jatkuvatoimiset mittaukset) sekä mittaustuloksen tallennustavan suhteen (manuaaliset tai *online*-mittaukset). Fysikaalisen vakauden arvioinnissa voidaan tutkia mm. rikastushiekka-alueella mahdollisesti sijaitsevan kosteikon tai lammen vedenpinnan vaihtelun merkkejä ja vaikuttavko siihen pato- tai pohjarakenteiden suoto-ominaisuudet. Mikäli jätealueen nesteytymistä pidetään mahdollisena riskinä, tutkitaan läjitysalueen suotoveden pinnan taso ja huokospaine eri rakenteissa.

Taulukko 13. Yleisimpiä kaivannaisjätealueisiin rakenteisiin mahdollisesti kohdistuvia kuormitustekijöitä.

KUORMITUSTEKIJÄT				
Hydraulinen	Ilmastollinen	Kemiallinen	Mekaaninen	Muu
<ul style="list-style-type: none"> • Vedenpaine korkeus • Huokosvedenpaine • Suotovirtaus • Virtaavan veden aiheuttama eroosio • Ylivirtaus 	<ul style="list-style-type: none"> • Jäätymis- ja sulamissyklit • Kuivumissyklit • Routa • Tuuli 	<ul style="list-style-type: none"> • Suotoveden ominaisuudet • Jätteen ominaisuudet 	<ul style="list-style-type: none"> • Alustan painaumat • Liikennekuorma • Pistemäinen kuormitus • Rakenteiden kuormitus • Vakaus/stabiliteetti 	<ul style="list-style-type: none"> • Terminen • Biologinen • Seisminen

Jätealueen geoteknisessä tarkastelussa huomioidaan rakenteiden ohella materiaalien ja jätteiden geotekniset ja geologiset ominaisuudet, maanpinnan muodot sekä niiden vaikutus aineksen kulkeutumiseen jätealueelta. Mikäli kaivannaisjätteen vesipitoisuuden todetaan olevan korkea, arvioidaan rakenteen mahdollisesta sortumisesta aiheutuvan kaivannaisjätevyöryn suurinta peittävyyttä sekä toimintoja ja maankäyttöä, joihin se mahdollisesti vaikuttaisi niin pitkällä kuin lyhyelläkin aikavälillä. MWEI BREF-asiakirjassa (2018) esitetään jätteen leviämisen arviointiin soveltuvia laskentakaavoja.

Taulukko 14. Kaivannaisjätealueiden fysikaalisen vakauden tarkkailukohteet, seurantaparametrit sekä käytettävät menetelmät (mukailtu GTK 2020).

TARKKAILUKOHDE		
PARAMETRI	MITTAUSTAPA*	KÄYTETTÄVÄT MENETELMÄT
PINNAN MUODONMUUTOKSET		
Pinnan eroosio	M	Geodeettinen tutkimus, visuaalinen tarkastelu
Sivusuuntainen liike	M, O	Geodeettinen tutkimus, visuaalinen tarkastelu, liikuntojen mittaaminen
Kuopat ja painumat	M	Geodeettinen tutkimus, visuaalinen tarkastelu, optiset menetelmät, liikuntojen mittaaminen
Luiskien geometria	M, O	Geodeettinen tutkimus, visuaalinen tarkastelu, liikuntojen mittaaminen
MAA- JA KALLIOPERÄN MEKAANISET OMINAISUUDET		
Leikkauslujuus	M, L	Kairaaminen, koekuopat ja näytteenotto
Jännitys	M, O	Optiset menetelmät
Tiheys, tiivistyminen	M, L, O	Kairaaminen, koekuopat ja näytteenotto
Paine	M, O	Optiset menetelmät
Stratigrafia	M, L	Kairaaminen, koekuopat ja näytteenotto, geofysikaaliset menetelmät
Raekokojakauma	L	Kairaaminen, koekuopat ja näytteenotto
HYDROLOGIA JA VEDEN SUOTAUTUMINEN		
Pohjaveden pinnan korkeus	M, O	Optiset menetelmät, pohjaveden ja suotoveden monitorointi, geofysikaaliset menetelmät
Huokosveden paine, nesteytyminen	M, O	Pohjaveden ja suotoveden monitorointi
Kosteus, märät alueet	M	Geofysikaaliset menetelmät, visuaalinen tarkastelu
Suotoveden virtaama, virtaamanopeus ja virtaaman suunta	M	Optiset menetelmät, pohjaveden ja suotoveden monitorointi
Sisäinen eroosio	M, O	Geofysikaaliset menetelmät, optiset menetelmät, pohjaveden ja suotoveden monitorointi
Muutokset veden kemiassa	M, L	Kairaaminen, koekuopat ja näytteenotto, pohjaveden ja suotoveden monitorointi
LÄMPÖTILA		
Lämpötilan muutokset	M, O	Geofysikaaliset menetelmät, optiset menetelmät
Pohjan ja tukimuurin vakaus		
Liikunnot, painumat	M	Liikuntojen mittaaminen
Seismisyys	M, O	Liikuntojen mittaaminen
ALTAAN OMINAISUUDET		
Vedenpinnan korkeus	M, O	Geodeettinen tutkimus, visuaalinen tarkastelu, pinnan korkeuden mittaaminen
Rannan leveys	M, O	Geodeettinen tutkimus, visuaalinen tarkastelu
MATERIAALIN RAPAUTUMINEN		
Rapautuminen	M, L	Kairaaminen, koekuopat ja näytteenotto, visuaalinen tarkastelu

* M = maastomittaus kohteella, L = laboratoriomittaus, O = online-mittaus

Geosynteettisten materiaalien, kuten geomembraanien ja geotekstiilien käyttö on yleistynyt viime vuosikymmeninä muun teollisuuden ohella myös kaivannaisjätealueiden rakenteissa. Näiden uusien materiaalien pitkäaikaiskäyttymisestä (esim. happamien suotovesien osalta) ei kuitenkaan ole vielä riittävästi kokemusta, sitä vastoin tietoa niiden ominaisuuksista ja käytöstä kaivosteollisuudessa on saatavilla laajasti (esim. Breitenbach & Smith 2006, Hornsey et al. 2010, Tuomela 2016, MWEI BREF 2018). Mikäli suljetun tai hylätyn kaivannaisjätealueen rakenteet sisältävät geomateriaaleja, arvioidaan tarvittaessa myös näiden materiaalien kuntoa ja pitkäaikaiskestävyyttä.

4.8.2 Geofysiikan hyödyntäminen kaivannaisjätealueiden tutkimisessa

Tässä luvussa geofysiikalla tarkoitetaan laajasti fysikaalisia ominaisuuksia mittaavia menetelmiä ja luvun tarkoituksena on antaa yleiskuva eri menetelmien käyttötavoista ja soveltuvuudesta kaivannaisjätealueiden ympäristötutkimuksissa (Taulukko 15). Kaivannaisjätealueiden patojen ja muiden rakenteiden vakauden tutkimisen sekä taulukossa 14 esitettyjen tarkkailukohteiden (stratigrafia, kosteus ja märät alueet, sisäinen eroosio ja lämpötilan muutokset) lisäksi geofysiikkaa voidaan hyödyntää riskinarvioinnissa mm. veden kulkeutumisreittien ja alueen painumien tutkimisessa sekä kaivannaisjätemäärien ja sijainnin selvittämisessä.

Stratigrafian eli maa- ja kallioperän kerrosjärjestyksen tutkimiseen voidaan käyttää useita geofysiikan menetelmiä. Menetelmien avulla saadaan tarkempaa tietoa maa- ja kallioperän ominaisuuksista esimerkiksi jätealueen vakauden tai haitta-aineiden kulkeutumisen suhteen (maaperäpeitteiden paksuudet tai kallioperän ruhjeisuus). Maaperän tutkimiseen soveltuvat heijastusmenetelmät, kuten maatulkuutus ja heijastusseisminen luotaus. Lisäksi matalamman resoluution tutkimuksiin soveltuvat mm. taittumisseisminen luotaus sekä galvaaniset ja sähkömagneettiset menetelmät. Kallioperän yläosan tutkimiseen soveltuu puolestaan parhaiten heijastusseisminen luotaus sekä sähkömagneettiset menetelmät.

Maaperän tai jätteen kosteuden ja vesipitoisuuden tutkimuksissa toimivimpia ovat radiometriset menetelmät lentokoneesta, maanpinnalta tai kairanreiästä sekä sähkömagneettiset menetelmät, koska ne reagoivat myös vesipitoisuuden muutoksiin. Jätteen kosteustietoja voidaan hyödyntää esimerkiksi arvioitaessa hapettumisen etenemistä tai jätealueen vettymistä. Sisäisen eroosion tutkimuksiin soveltuvimpia menetelmiä ovat heijastusmenetelmät korkean resoluution tutkimuksissa sekä matalamman resoluution tutkimuksissa painovoimaluotaus. Jätealueen lämpötilamittauksista voidaan saada lisätietoa jätealueen bakteeritoiminnasta sekä tarkentaa suotovesien kulkeutumisesta. Lämpötilan mittausta voidaan tehdä kairareistä, jolloin mitataan usein pohjaveden lämpötilaa tai mitata erikseen maaperän lämpötilaa siihen soveltuvien menetelmin. Kairanreiästä tehtävissä tutkimuksissa voidaan käyttää lämpötilasensorien lisäksi optista kuitua tarkkojen mittausten tekemiseen.

Kaivannaisjätealueiden pinta-ala ja korkeus selvitetään riskinarviointitutkimusten alkuvaiheessa, mikäli se ei ole jo tiedossa. Tämä tulee kyseeseen etenkin rikastushiekka-alueilla, joiden rakenteet voivat muodostaa turvallisuusriskin (ks. luku 2.1). Vanhojen rikastushiekka-alueiden rakenteita tai geometriaa ei välttämättä ole dokumentoitu tai dokumentaatio on hävinnyt. Jätealueiden tilavuuden ja painumisen selvittämisessä tarvitaan tieto jätetäytön alapinnasta. Alapinta voidaan määrittää alkuperäisen dokumentaation tai vanhojen karttojen avulla sekä kairauksin ja geofysikaalisin mittauksin. Painumisen selvittämisessä voidaan hyödyntää mahdollista tietoa jätetäytön yläpinnan sijainnista. Pinta-alan ja korkeuden mittaaminen voidaan tehdä perinteisin maanmittauksen keinoin esimerkiksi tarkalla GPS- tai takymetrimittauksella. Kyseiset menetelmät soveltuvat erityisesti avoimille alueille ja tarkkaan mittaukseen.

Nykyaikaisilla keveillä droneilla yhdistettynä GPS- ja kameratekniikkaan pystytään suorittamaan mittauksia aiempaa huomattavasti nopeammin tarkkuuden pysyessä lähes samana tai jopa parempana kuin perinteisillä maanmittausmenetelmillä. Droneen kiinnitetyn kameran avulla pystytään kartoittamaan jätealue ja tekemään siitä korkeusmalli fotogrammetrisillä menetelmillä (Luhmann et al. 2006). Dronessa voidaan käyttää myös laserkeilainta ja tuottaa tulosten avulla erittäin tarkkoja malleja alueesta. LiDAR-aineistosta tehtyjä karttoja on kaivosympäristötutkimuksissa hyödynnetty esimerkiksi jätealueiden laajuuden selvittämisessä, joihin ne soveltuvat usein paremmin kuin ilmakuvat (Tornivaara et al. 2018). Useimmissa tutkimuksissa dronella otetuista ilmakuvista koostettu korkeusmalli on riittävän tarkka jatkotutkimusten pohjaksi. Riskinarvioinnissa voidaan hyödyntää lentokoneesta tai satelliitista tehtyjen ilmakuvauksen ja laserkeilauksen perusteella tehtyjä korkeusmalleja, mutta niiden tarkkuus on yleensä matalampi kuin muilla menetelmillä ja alue on saattanut muuttua kuvauksen tai keilauksen jälkeen.

Taulukko 15. Tavallisimpien geofysikaalisten menetelmien soveltuvuus kaivosympäristötutkimuksiin. Menetelmän soveltuvuus ja mittauskustannukset riippuvat aina kohteesta ja sen fysikaalisista ominaisuuksista

MENETELMÄ	Lentogeofysiikka	Maatutkaluotaus (GPR)	Seisminen taittumisloutaus	Painovoimamittaus	Monielektrodi-mittaukset (ERT)	Sähkömagneettiset mittaukset	Omapotentiaali-mittaukset
SELVITETTÄVÄT PARAMETRIT							
Jätealueen sisäinen rakenne ja siirrokset		X			X	X	
Patojen rakenne		X			X	X	
Patojen suotautuminen					X	X	X
Ruhjevyöhykkeiden sijainnit	X		X		X	X	X
Maaperän rakenne padon ulkopuolelle		X	X		X	X	
Kalliopinnan syvyys		X	X	X	X	X	
Pohjaveden pinta		X	X			X	
Tyypilliset kustannukset	€-€€€ ¹	€	€€	€	€€€	€-€€ ²	€€

¹ Kustannukset valmiina saatavalle aineistoille. Kustannuksiin vaikuttaa mm. aineiston toimittaja sekä tarkkuus.

² Kustannukset riippuvat voimakkaasti valitusta menetelmästä.

4.9 Fysikaalisten ja geokemiallisten ilmiöiden mallintaminen

Suljettujen ja hylättyjen kaivosalueiden riskinarvioinnissa on usein tarpeellista hyödyntää erilaisia matemaattisia malleja. Vaadittavien riskinarvioiden ajallinen ulottuvuus voi olla hyvin pitkä, eikä kaikkia riskeihin vaikuttavia tekijöitä voi yleensä suoraan mitata. Mallinnuksesta tuloksia voidaan saada nopeammin, kattavammin ja kustannustehokkaammin kuin pitkäkestoisilla mittauskampanjoilla.

Mallinnusta voidaan hyödyntää esimerkiksi arvioitaessa kaivannaisjätteiden rapautumisesta liuenneiden haitta-aineiden kulkeutumista pinta- ja pohjavesissä (esim. Punkkinen et al. 2016). Mallinnusta voidaan hyödyntää myös tutkittaessa vastaanottavien vesistöjen tilan muutoksia ajallisesti tai pilaantumisen kerrostumista järven pohjasedimentteihin. Riittävän tarkkuuden omaavan mallinnustuloksen saamiseksi pintavesikohteista vaaditaan lähtöaineistoa mm. vesistön pohjanmuodoista, tuuli- ja ilmasto-olosuhteista sekä vesistön sisään- ja ulosvirtaamista. Lähtötietojen saaminen voi vaatia lisäaineiston keräämistä tutkimuskohteesta. Etenkin pohjaveden virtaus- ja kulkeutumismallinnuksessa lähtöaineiston puute muodostuu usein isoksi ongelmaksi, sillä suljetuilta ja hylätyiltä

kaivannaisjätealueilta ei välttämättä ole lainkaan saatavilla tietoa pohjavedestä tai sen liikkeistä. Toisaalta melko yksinkertaisilla ja puutteellisillakin lähtötiedoilla laadittu malli voi auttaa ymmärtämään kohteen ominaisuuksia ja olosuhteita, kunhan mallin puutteet huomioidaan tulosten tulkinnessa. Mallinnus aloitetaan usein yksinkertaisemmalla asetelmalla ja mallia tarkennetaan, kun pelkistetympi malli on saatu toimimaan.

Vedenlaadun mallinnuksen sekä eri kuormituskenaarioiden laatimisen lisäksi mallinnuksella voidaan arvioida muun muassa eri peittorakennevaihtoehtojen toimivuutta tai kaivannaisjätteiden pitkäaikaiskäyttäytymistä. Tähän tarvitaan tyypillisesti sekä geokemiallista että vajovesivyöhykkeen mallinnusta. Malleilla on esimerkiksi mahdollista arvioida, kuinka pitkälle kaivannaisjätteen hapettuminen on edennyt, miten jäte tulee mahdollisesti reagoimaan pitkällä aikavälillä, miten se vaikuttaa suotoveden laatuun sekä lopulta pohja- ja pintavesiin. Tämän kaltaisen mallinnuksen pohjaksi on tarpeellista kerätä taustatietoa mm. seuraavista tekijöistä (mukailtu: Maest et al. 2005):

- kaivannaisjätteen mineraloginen koostumus ja sulfidien hapetusaste
- haitta-aineiden määrä, olosuhteet ja liukoisuus
- materiaalin huokoisuus ja vesipitoisuus
- imeytyminen kyllästymättömän kerroksen läpi
- suotoveden laatu ja määrä
- jätealueen mittasuhteet
- jätealueen rakenne (ml. mahdolliset vedenohjauksen järjestelyt) ja hapettuneen kerroksen paksuus
- tehdyt kunnostustoimenpiteet (esim. peittoratkaisut)
- veden taustapitoisuus (yläjuoksu)
- valuma (määrä ja kemia)
- etäisyys pohjaveden pinnan tasosta
- lähimpien pintavesien sijainti (sama valuma-alue)
- ominaisuudet, jotka vaikuttavat veden kulkeutumiseen (esim. vajovesivyöhyke)
- pohja- ja pintaveden ominaisuudet, mikäli suotovesivaikutus havaittu (ks. edellinen kappale)
- alueella vallitsevat ilmasto-olosuhteet.

Vanhojen kaivannaisjätealueiden ongelmana on kuitenkin usein kiviaineksen heterogeenisyys. Materiaalin koostumus saattaa vaihdella huomattavasti sekä spatiaalisesti että ajallisesti, tehden mallien yleistämisestä koko alueelle haastavaa. Sivukiven laatu voi vaihdella esiintymässä huomattavasti ja rikastushiekka-alueelle saattaa olla sijoitettuna kokonaan eri malmeista peräisin olevaa rikastushiekkaa. Lisäksi rikastustoiminta on saattanut olla katkonaista, jolloin esimerkiksi jo aiemmin hapettuneen materiaalin päälle on saatettu

läjittää uutta tuoretta ainesta, joka saattaa olla lähtöisin jopa kokonaan toisesta kaivoksesta. Mikäli kaivannaisjätealueiden tarkempi kartoitus osoittautuu riskien hallinnan kannalta välttämättömäksi, ovat kairaukset joidenkin geofysikaalisten tutkimusmenetelmien lisäksi ainoa keino tarvittavan tiedon keräämiseksi. Kairaus- ja muun tutkimusaineiston avulla voidaan kaivannaisjätealueen tilaa arvioida myös tilastollisilla menetelmillä, jolloin saadaan parempi ymmärrys materiaalin levittäytymisestä.

Terveysten ja hyvinvoinnin laitos (THL) ylläpitää Kaivostoiminnan terveys- ja ympäristöriskien -arviointimallia (ks. Käsitteet: MINERA-malli) (Kauppila et al. 2013) sekä Kaivosvesien riskit -arviointimallia (ks. Käsitteet: KAVERI-malli). Mallit on kehitetty toimivan kaivoksen terveys- ja ekologisten riskien laskemiseen mitattujen pitoisuuksien ja altistumisen kautta, mutta niitä voidaan soveltaa myös suljetuille kaivosalueille. Malleilla kuvataan riskiin vaikuttavat tekijät sekä opastetaan kvantitatiivisen riskinarvioinnin tekemisessä.

MINERA-malli sisältää seuraavat pääkomponentit:

- kaivostoiminta
 - pintamaan poisto, rakentaminen, räjäytys, murskaus, varastointi, kuljetus, työkoneet, energiantuotanto
- päästöt
 - pöly, hiukkaset, metallit, typpi, tärinä, melu, säteily, haju, kaasut
- pitoisuus ympäristössä
 - ilma, pintavesi, pohjavesi, järvisedimentti, maaperä
- altistuminen
 - väestö, vesiekosysteemi, maaekosysteemi, sedimentti
- vaikutus
 - kuolleisuus, sairastavuus, viitearvojen ylitykset, ekologiset vaikutukset.

KAVERI-malli keskittyy kaivoksen vesipäästöjen kvantitatiiviseen arviointiin ja sen pääkomponentteina olivat tätä ohjeistusta laatiessa vuonna 2019 ainekohtaisen terveysriskin laskentatyökalut arseenille, elohopealle ja metyylielohopealle, kadmiumille, mangaanille, nikkelille, sulfaatille, uraanille ja sinileville sekä muille leville ja sulfaatin ekotoksikologiselle riskille. Tämän lisäksi on kehitetty mikrobiologisen riskinarvioinnin malli sekä kuvattu ekologisen riskin arviointi. KAVERI-mallia on tarkoitus täydentää uusilla komponenteilla tulevaisuudessa.

5 Haittojen ja riskien määrittäminen

Ympäristön pilaantumista koskevassa riskinarvioinnissa haittojen ja riskien määrittämisellä tarkoitetaan kvantitatiivista arviota päästöjen ja altistumisen tasosta sekä näiden seurauksena aiheutuvista vaikutuksista ympäristölle ja terveydelle. Ympäristöä koskeva arvio sisältää sekä ympäristön laatuun kohdistuvat kulkeutumisriskit että elolliseen luontoon kohdistuvat ekologiset riskit. Haittojen ja riskien määrittämisessä lähtökohtana on kohdetutkimuksista (luku 4) saatujen tulosten tai niihin perustuvien teoreettisten lukuarvojen vertaaminen erilaisiin vertailuarvoihin. Kaivannaisjätealueilla haittojen ja riskien määrittämisessä on kiinnitettävä erityistä huomiota kaivannaisjätteiden mahdollisiin pitkäaikaisvaikutuksiin.

5.1 Vertailuarvot riskien määrittämisessä

Riskinarvioinnin vertailuarvot ilmentävät haitalliseksi tai haitattomaksi arvioitua pitoisuutta, altistumistasoa tai vaikutusta tietyssä ympäristönosassa tai altistujassa. Siten niillä voidaan tunnistaa haittoja ja riskejä, määrittää niiden suuruutta sekä kuvata niiden yleistä hyväksyttävyyttä. Vertailuarvoina voidaan käyttää lainsäädännössä ja viranomaisohjeissa annettuja yleisiä vertailuarvoja, jollaisia ovat mm. ympäristölaatonormit, talousveden laatuvaatimukset ja terveysperusteiset enimmäissaantisuosituksukset. Näistä osa on päätöksentekoa sitovia arvoja ja osa ainoastaan ohjaavia suosituksia. Osassa kohteissa voi olla edelleen ympäristöluvan velvoittamaa seurantaa, jolloin vertailuarvot tulevat osittain luvasta. Vertailuarvoina voidaan käyttää myös alueellisia taustapitoisuuksia sekä tunnettujen kansainvälisten organisaatioiden antamia ja tieteellisesti luotettavaan arvioon perustuvia viitearvoja. Lisäksi tarkoitukseen soveltuvia vertailuarvoja voidaan määrittää laskennallisesti kirjallisuustietojen perusteella. (YM 2014a, luku 5.4)

Vertailuarvojen tarkoituksenmukainen soveltaminen edellyttää, että haittojen ja riskien kohde on perustellusti määritelty ja rajattu (vrt. luku 4.1). Tämä tarkoittaa jo riskien määrittämiseen tähtäävässä kohdetutkimuksen suunnittelussa tehtävää alueellista rajausta ja sellaisen tarkastelupisteen tai -pisteiden määrittelyä, joiden suhteen arvio tehdään (esim.

tietty vesistön osa tai pohjaveden havaintopiste). Terveysriskien ja ekologisten riskien kohteen tarkempi määrittely koskee paitsi alueellista rajausta myös altistujaa (esim. alueella vieraileva lapsi, aikuinen työntekijä tai tietty vesieliö) ja vaikutustyyppiä (esim. syöpäriski, lisääntyminen tai lajitiheys), johon vaikuttavat myös haitta-aineiden ominaisuudet. Riskinarvioinnin kohde ja haitallisten aineiden ominaisuudet vaikuttavat myös arvion ajalliseen rajaukseen. Kun riskinarvioinnin kohteet on rajattu ja niitä koskevat vertailuarvot valittu, vertailuarvojen ylittyminen mitataan tai arvioidaan (mallinnus). Mitä enemmän vertailuarvo ylittyy tai voi ylittyä, sitä suuremmaksi kasvaa myös haitan tai riskin suuruus. Haitan ja riskin merkittävyyteen vaikuttavat kuitenkin myös monet muut tekijät, kuten vertailuarvon määrittämisperusteet ja sen lähtökohtana oleva riskitaso. Lisäksi on otettava huomioon, että kaikkien kaivannaisjätealueita koskevien riskien määrittämiseen (esim. tietyt vesistövaikutukset ja turvallisuusriskit) ei ole saatavilla yksiselitteisiä vertailuarvoja. Näiden osalta riskien määrittämisen on perustuttava kokonaisarvioon kohdekohtaista tietoa ja mahdollisia muista kohteista saatavilla olevia vertailuaineistoja hyödyntäen. Vertailuarvojen tarkoituksenmukainen soveltaminen edellyttää, että haittojen ja riskien kohde on perustellusti määritelty ja rajattu jo riskien määrittämiseen tähtäävien kohdetutkimusten suunnittelussa (vrt. arviointialue; luku 4.2). Esimerkiksi kulkeutumisriskien osalta tämä tarkoittaa tarkasteltavan ympäristöosan alueellista rajausta ja sellaisen tarkastelupisteen tai -pisteiden määrittelyä, joiden suhteen arvio tehdään (esim. tietty vesistön osa tai pohjaveden havaintopiste). (YM 2014a)

Vaikka vertailuarvolla olisi laskennallinen riskiperusta, pohjautuu se aina teoreettiseen tarkasteluun. Siten vertailuarvot eivät voi ottaa huomioon kaikkia arvioitavan alueen ja sen ympäristön erityispiirteitä. Lisäksi yleisten vertailuarvojen käyttötarkoitus ja määrittämisperusteet vaihtelevat eivätkä ne välttämättä sovellu suoraan haittojen ja riskien määrittämiseen tai niiden hyväksyttävyyden arviointiin kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arvioinnissa. Jokaisen vertailuarvon käyttö riskinarvioinnissa on siksi perusteltava hyvin. Vanhoilla kaivannaisjätealueilla vertailuarvojen soveltamisessa on erityisen tärkeä huomioida haitallisten aineiden alueelliset taustapitoisuudet ja kaivostoiminnan aikainen ympäristökuormitus sekä niiden merkitys riskeihin ja mahdolliseen riskinhallintaan.

Taulukossa 16 on esitetty yleisiä vertailuarvoja, joita kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnissa voi soveltaa edellä mainitut lähtökohdat huomioiden. Näistä kaivannaisjätteitä ja maaperää koskevat vertailuarvot soveltuvat lähinnä haittojen ja riskien tunnistamiseen (ks. Kaivannaisjätteiden karakterisointi, luku 4.4) eikä niitä tule käyttää vertailuarvoina haittojen ja riskien määrittämisessä. Kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnin kannalta olennaisien vertailuarvojen soveltamista eri haittojen ja riskien määrittämisessä on selostettu tarkemmin luvuissa 5.2–5.4 (kulkeutumis-, terveys- ja ekologiset riskit).

Taulukko 16. Kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnin yleisiä vertailuarvoja, joista kaivannaisjätteitä ja maaperää koskevat vertailuarvot sekä kaatopaikan kelpoisuusvaatimukset soveltuvat lähinnä haittojen ja riskien tunnistamiseen (mukailtu: YM 2014a).

KOHDE JA VERTAILUARVO	KUVAUS	VIITE
Kaivannaisjätteet		
Pysyvän jätteen määritysperusteet	Kaivannaisjätteen ominaisuuksille annetut perusteet, joiden täyttyessä jäte voidaan luokitella pysyväksi jätteeksi.	Vna 190/2013 (liite 1)
Suuronnettomuuden vaara	Määrittelyperusteet kaivannaisjätealueesta, joka voi aiheuttaa suuronnettomuuden vaaraa.	Vna 190/2013 (liite 2)
Jätteen luokittelu	Jätteen luokittelu jäteluokittelun avulla, jätteen vaaraominaisuuksien määrittäminen.	Vna 179/2012
Maaperä		
Kynnysarvo	Ympäristö- ja terveysriskin perusteella määritetty pitoisuus, jonka ylityksessä maaperän pilaantuneisuus on arvioitava.	Vna 214/2007, Reinikainen 2007
Alempi ja ylempi ohjearvo	Ekologisen tai terveysriskin perusteella määritetty pitoisuus, jonka ylityksessä maaperää pidetään yleensä pilaantuneena ellei riskinarvioinnilla ole toisin osoitettu.	Vna 214/2007, Reinikainen 2007
SSTP, suurin suositeltu taustapitoisuus	Geologiseen aineistoon ja taustapitoisuustietoihin perustuva suurin suositeltu taustapitoisuus.	TAPIR, valtakunnallinen taustapitoisuusrekisteri
Pohjavesi		
Pohjaveden ympäristölaatuvaatimus	Pohjaveden kemiallisen tilan luokittelussa käytettävä pitoisuus.	Vna 1040/2006, 341/2009
Pintavesi		
Ympäristölaatuvaatimus	Vesiympäristölle vaarallisen aineen pitoisuus pintavedessä, jota ei saa ylittää ihmisen terveyden tai pintaveden suojelemiseksi.	Vna 1022/2006 ja muutokset 868/2010, 1308/2015, 1090/2016
Talousvesi		
Talousveden laatuvaatimus	Pääosin terveysriskin perusteella määritetty enimmäispitoisuus talousvedessä.	STM 1352/2015 + muutokset ja STM 401/2001
Ilma		
Ilman raja-arvo	Pitoisuus, jota ei saa ylittää (ulko)ilmassa terveyshaittojen ehkäisemiseksi.	Vna 79/2017, Vna 113/2017
Terveys		
Enimmäissaantisuositus (esim. TDI, TCA ja ADI)	Terveysriskin perusteella määritetty sallittu enimmäissaanti (kokonaisaltistuminen tai altistuminen tietyn reitin kautta).	mm. Environmental Health Criteria (WHO), IRIS (U.S. EPA), Reinikainen 2007
Säteilyaltistumisen enimmäisaantiarvo	Terveysriskin perusteella annettu säteilyaltistumisen enimmäisaantiarvo.	STM 1512/1991, STUK:n ohjeet
Eliöstö		
PNEC-arvo (arvioitu haitaton pitoisuus)	Arvioitu eliöstölle haitaton pitoisuus maaperässä, pintavedessä tai sedimentissä.	EU-riskinarviointiraportit (echa.europa.eu/)
Muut		
Kaatopaikan kelpoisuusvaatimus	Kaatopaikalle sijoitettavaan jätteeseen sovellettava kokonaispitoisuuden tai liukoisuuden raja-arvo, jota voidaan soveltaa esim. liukoisuustestitulosten tarkastelussa.	Vna 331/2013

5.2 Kulkeutumisriskit

Kulkeutumisriskillä tarkoitetaan haitta-aineiden kulkeutumisesta aiheutuvaa haittaa tai riskiä, joka kohdistuu ensisijaisesti ympäristön laatuun tarkasteltavalla alueella tai sen ulkopuolella. Tämän lisäksi kulkeutumista tarkastellaan yleensä osana terveystarkastusten ja ekologien riskien arviointia, jolloin haitta tai riski määritetään vasta kulkeutumisen seurauksena arvioitun altistumisen perusteella. Kaivannaisjätealueilla ympäristön laatua koskevia muutoksia on arvioitava erityisesti pinta- ja pohjavesissä sekä lyhyellä että pitkällä aikavälillä. Tässä luvussa esitetään keskeisimpiä kyseistä arviointia koskevia periaatteita ja tekijöitä.

5.2.1 Pintaveden laatumuutosten arviointi

Kaivannaisjätealueiden merkittävin kulkeutumisriski koskee useimmiten happaman tai metallipitoisen kaivosvaluman päätymistä purkuvesistöön, jossa vedenlaadun muutokset kohonneiden metalli- ja suolapitoisuuksien tai happamoitumisen seurauksena voivat aiheuttaa haittaa vesiliöistölle tai rajoittaa veden käyttöä. Keskeisiä tekijöitä pintavesiin kohdistuvaa riskiä arvioitaessa ovat kaivosalueen valumavesien määrä ja laatu (kuormitus) sekä purkuvesistön virtaama tai veden vaihtuvuus ja ekologinen herkkyys vedenlaadun muutoksille.

Kaivosalueen pintavesikuormitusta ja sen sekoittumista purkuvesistössä valuma-alueen muihin vesiin arvioidaan ensisijaisesti valuma-alueella hyödyntäen (ks. luku 4.5.1). Kun valuma-alueella perustuvaa kuormitustietoa verrataan purkuvesistön tai sen tietyn osan virtaamaan ja veden vaihtuvuuteen, voidaan vedenlaadussa tapahtuvia muutoksia vesistössä määrittää laskennallisesti. Laskennallisten tarkastelujen tuloksia nykyisen kuormituksen osalta täydennetään vesinäytteenotolla ja muilla kohdetutkimuksilla. Valuma-alueella ja muiden laskentatyökalujen avulla voidaan tarkastella pintaveden laatumuutoksia myös vaihtuvissa olosuhteissa ja tehdä ennusteita tulevasta tilanteesta esimerkiksi kaivannaisjätteen mahdollisen hapontuoton lisääntyessä (ks. luku 5.2.2). Vanhoilla kaivosalueilla vesistökuormituksen ja pintaveden laatumuutosten arvioinnissa on lisäksi tärkeä pyrkiä erottamaan kaivosalueen nykyinen kuormitus valuma-alueen muista päästölähteistä ja taustapitoisuuksista.

Vesistöön kohdistuvien haitta-aineiden kulkeutumisriskien määrittämisessä ensisijaisina vertailuarvoina tulee käyttää ympäristölaatonormeja, jotka on asetettu valtioneuvoston asetuksella vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (Vna 1022/2006 + muutokset). Ympäristölaatonormi on määritelty asetuksessa sellaiseksi pitoisuudeksi pintavedessä, sedimentissä tai eliöissä, jota ei saa ylittää ihmisen terveyden tai ympäristön suojelemiseksi. Pintavesillä tarkoitetaan säädöksessä sisämaan vesistöjä sekä rannikko-, alue- ja talousalueen vesiä. Vesistöt ovat puolestaan vesilain määritelmän mukaan järviä, lampia, jokia, puroja ja muita luonnollisia vesialueita sekä tekojärviä, kanavia ja muita vastaavia keinotekoisia vesialueita. Vesistöä ei kuitenkaan pidetä noroa, ojaa eikä lähdeä.

Ympäristölaatu­normit on annettu erikseen pintaveden vuosikeskiarvona (AA-EQS) ja lyhytaikaisena enimmäispitoisuutena (MAC-EQS) sekä tietyille aineille pitoisuutena eliöstössä. Kaivosalueiden valumavesissä ja vesistöissä tyypillisesti esiintyvistä haitta-aineista pintaveden ympäristölaatu­normit on annettu elohopealle, lyijylle, nikkeli­lle ja kadmiumille. Näistä kadmiumin ympäristölaatu­normi vaihtelee veden kovuudesta riippuen, minkä lisäksi elohopealle on asetettu myös eliöstön laatu­normi (Taulukko 17). Pintaveden ympäristölaatu­normit koskevat liukoisia metallipitoisuuksia (µg/l, suodatettu 0,45 µm) ja eliöstön ympäristölaatu­normi pitoisuutta tuorepainossa (µg/kg).

Ympäristölaatu­normeja sovellettaessa voidaan ottaa huomioon aineiden luontaiset taustapitoisuudet sekä veden kovuus, pH tai muut vedenlaadun parametrit, jotka vaikuttavat metallien biosaatavuuteen (Taulukko 18). Nikkelin ja lyijyn vuosikeskiarvon ympäristölaatu­normit (AA-EQS) sisävesille tarkoittavat biosaatavia pitoisuuksia. Lisäksi alueilla, joissa aineen luontainen taustapitoisuus on geologisista syistä korkeampi kuin taulukossa 18, ympäristölaatu­normiin voidaan lisätä kyseisen aluetta edustava taustapitoisuus.

Taulukko 17. Ympäristölaatu­normit metalleille pintavesissä (Vna 1090/2016). Ympäristölaatu­normi eliössä perustuu EU:n direktiiviin 2008/105/EY artiklaan 3 (EU 2008c).

HAITTA-AINE	VUOSIKESKIARVO µg/l (AA-EQS)		SUURIN SALLITTU PITOISUUS µg/l (MAC-EQS)		YMPÄRISTÖLAATUNORMI ELIÖSSÄ µg/kg (TUOREPAINOA)
	Sisävedet	Rannikkovedet	Sisävedet	Rannikkovedet	
Elohopea			0,07	0,07	20
Lyijy	1,2	1,3	14	14	
Nikkeli	4	8,6	34	34	
Kadmium*		0,2			
<40 mg CaCO ₃ /l	≤0,08		≤0,45	≤0,45	
40 - <50 mg CaCO ₃ /l	0,08		0,45	0,45	
50 - <100 mg CaCO ₃ /l	0,09		0,6	0,6	
100 - <200 mg CaCO ₃ /l	0,15		0,9	0,9	
≥200 mg CaCO ₃ /l	0,25		1,5	1,5	

*Kadmiumin ympäristölaatu­normi riippuu toisinaan veden kovuudesta.

Taulukko 18. Ympäristölaatonormeista voidaan poiketa geologisen taustapitoisuuden ollessa korkea, tällöin ympäristölaatonormiin lisätään arvio kohteen luontaisesta taustapitoisuudesta (Vna 1090/2016).

	Kadmium	Nikkeli	Lyijy	Elohopea
	µg/l (vesi) tausta + AA EQS	µg/l (vesi) tausta + AA EQS	µg/l (vesi) tausta + AA EQS	µg/kg (ahven/silakka) tausta + EQS
Järvet				
Vähähumuksinen	0,02 + 0,08 = 0,1	1 + 4 = 5	0,1 + 1,2 = 1,3	180 + 20 = 200
Humuksinen	0,02 + 0,08 = 0,1 (Luokat 1 ja 2)	1 + 4 = 5	0,2 + 1,2 = 1,4	200 + 20 = 220
Runsashumuksinen	0,02 + 0,08 = 0,1 (Luokat 1 ja 2)	1 + 4 = 5	0,7 + 1,2 = 1,9	230 + 20 = 250
Joet				
Kangas- ja savimaat	0,02 + 0,08 = 0,1 (Luokat 1 ja 2)	1 + 4 = 5	0,3 + 1,2 = 1,5	180 + 20 = 200
Turvemaat	0,02 + 0,08 = 0,1 (Luokat 1 ja 2)	1 + 4 = 5	0,5 + 1,2 = 1,7	230 + 20 = 250
Rannikko-/merivesi				
	0,02 + 0,2 = 0,22	1 + 8,6 = 9,6	0,3 + 1,3 = 1,33	180 + 20 = 200

Niille kaivannaisjätealueen haitta-aineille, joille ympäristölaatonormeja ei ole annettu, vastaava haitatonta pitoisuutta kuvaava vertailuarvo voidaan johtaa ekotoksikologisten testien tuloksista soveltuvien kirjallisuustietojen avulla (ks. 5.4 Ekologiset riskit). Suosituk-
sia pintaveden laadun yleisiksi vertailuarvoiksi riskinarvioinnissa on annettu myös ympä-
ristöhallinnon ohjeessa 6/2014 (YM 2014a). Näistä kaivosalueilla mahdollisesti esiintyvien
metallien ja metalloidien vertailuarvot on esitetty taulukossa 19.

Taulukko 19. Suositukset pintaveden laadun yleisiksi vertailuarvoiksi (YM 2014a). Vertailuarvoon voi-
daan ekologisessa riskinarvioinnissa lisätä aineen alueellisesti luontainen taustapitoisuus. PNEC = Arvioi-
tu haitaton pitoisuus (EU Risk Assessment Reports - EU-RAR, Reinikainen 2007, Verbruggen et al. 2001, Van
Vlaardingen et al. 2005).

Aine	Vertailuarvo µg/l	Peruste
Antimoni	113	PNEC, EU-RAR
Arseeni	24	PNEC, Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007
Koboltti	0,5	PNEC, Van Vlaardingen et al. 2005
Kromi	3,4 ¹⁾	PNEC, EU-RAR
Kupari	7,8	PNEC, EU-RAR
Molybdeeni	29	PNEC, Van Vlaardingen et al. 2005
Sinkki	3,1–7,8 ²⁾	PNEC, EU-RAR
Vanadiini	4,1	PNEC, Van Vlaardingen et al. 2005
Syanidi	0,23 ³⁾	PNEC, Verbruggen et al. 2001

¹⁾ Määritetty kromi VI:lle (Cr⁶⁺). PNEC (Cr³⁺) = 4,7.

²⁾ 3,1 µg/l, jos CaCO₃ < 24 mg/l ja 7,8 µg/l jos CaCO₃ < 24 mg/l.

³⁾ Määritetty vapaalle syanidille (HCN + CN⁻).

Vanhojen ja suljettujen kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnissa pintaveden yleisiä vertailuarvoja tulisi soveltaa ensisijaisesti purkuvesistön erikseen määritellyssä sekoittumisvyöhykkeessä tai sen reunalla. Toiminnassa oleville kaivoksille sekoittumisvyöhyke määritellään silloin, kun mahdollisuudet rajoittaa toiminnasta aiheutuvia päästöjä ovat teknisistä syistä rajalliset tai niistä aiheutuisi kohtuuttomia kustannuksia (mm. Kotalahti, ISAVI 2014). Myös vanhoilla ja suljetuilla kaivoksilla ympäristöhaitta tulisi korjata ensisijaisesti sen lähteellä pyrkien näin rajoittamaan ympäristölaatu normin ylittymistä alueellisesti ja ajallisesti mahdollisimman paljon. Sekoittumisvyöhykkeen rajauksen tulisi koskea sellaista vesialuetta tai -massaa, joka rajautuu purkupisteen läheisyyteen ja jossa vertailuarvon mahdollisella ylittymisellä paikallisesti ei ole ekologista merkitystä. Käytännössä kaivannaisjätealueelta kulkeutuvat valumavedet sekoittuvat vesistöön asteittain kohteen hydrologisista olosuhteista riippuen. Laskennallisissa tarkasteluissa vertailuarvoa voidaan kuitenkin soveltaa sekoittumisvyöhykkeen teoreettiseen pitoisuuskeskiarvoon olettamalla sekoittuminen tasaiseksi. Tällöin sekoittumisvyöhykkeen rajausta määrittelee riskien kannalta hyväksyttävän sekoittumissuhteen (laimenemiskerroin). Pintaveden laadun vertailuarvojen määrityspäätöksestä johtuen niitä ei tule soveltaa suoraan valumavesiin tai välittömästi niiden purkupisteen edustalta otettujen vesinäytteiden tuloksiin, jolloin sekoittumista ei ole käytännössä ehtinyt tapahtua. Näytteenottoon perustuvassa vertailussa näytepisteet tulisi siten sijoittaa määritellyn sekoittumisvyöhykkeen reunalle. Toisaalta vertailuarvon soveltaminen kaukana purkupisteestä (hyvin pieniä pintavesialueita lukuun ottamatta) ei ole yleensä perusteltua, koska sekoittuminen tapahtuu asteittain ja useimpiin vesistöihin vaikuttaa samanaikaisesti monia päästö- ja kuormituslähteitä. Sekoittumisvyöhykkeen määrittely ja rajaaminen on otettava huomioon jo kohdetutkimusten suunnittelussa (vrt. edustava näytteenotto; luku 4.2). Sekoittumisvyöhyke on määriteltävä osana riskinarviointia tapauskohtaisesti asiantuntevan arvioijan ja/tai valvojan viranomaisen toimesta. Suljettujen kaivannaisjätealueiden erityispiirteet ja niiden riskinarvioinnin lähtökohdat huomioiden oheiset suositukset poikkeavat osin siitä, mitä sekoittumisvyöhykkeestä säädetään suhteessa ympäristölupamenettelyyn ja vesienhoitoon.

Määrityspäätöksestä johtuen pintaveden vertailuarvoja tulisi ensisijaisesti soveltaa haitta-ainepitoisuuksien vuosikeskiarvoihin, mikä on otettava huomioon sekä kohdetutkimuksissa että laskennallisissa tarkasteluissa. Pintavesissä virtaamien ja haitta-ainepitoisuuksien ajalliset muutokset voivat olla merkittäviä erityisesti sääolosuhteissa tapahtuvien vaihteluiden vuoksi, mistä syystä kohdetutkimusten suoritusajankohdilla on keskeinen merkitys vesistökuormituksen ja pintaveden haitta-ainepitoisuuksien arvioinnissa. Jos riskinarvioijan käytössä ei ole riittävästi tutkimustuloksia haitta-ainepitoisuuden edustavan vuosikeskiarvon arvioimiseksi, kulkeutumisen riskien määrittämisessä käytetään tutkimustuloksia, jotka todennäköisemmin yli- kuin aliarvioivat todellista vuosikeskiarvoa. Kulkeutumisen riskien arvioinnissa on tarvittaessa otettava huomioon suuren lyhytaikaisen kuormituksen merkitys, esimerkiksi keväisten sulamisvesien tai syksyn rankkasateiden aiheuttamat pulssimaiset pintahuuhtoumat ja toisaalta myös kuivuneiden avouomien ja ojien vedenlaadun konsentroituuminen eli väkevöityminen, mikä voi osaltaan yliarvioida pintaveden kemiallista laatua.

Ympäristölaatonormit ja taulukon 18 vertailuarvot perustuvat aineiden myrkyllisyyteen vesieliöille ja ne kuvaavat haitatonta tai vähäistä haittaa aiheuttavaa pitoisuutta. Siten kaivannaisjätealueen vesistökuormituksesta aiheutuvia haittoja ja riskejä pintaveden laadulle voidaan yleensä pitää vähäisinä ja hyväksyttävänä, kun pintaveden haitta-ainepitoisuudet sekoittumisvyöhykkeessä alittavat vertailuarvot pitkänkin ajan kuluessa. Tällöin ei yleensä ole tarvetta myöskään ekologisten riskien tarkempaan arviointiin haitallisten aineiden osalta. Vertailuarvojen ylittyessä ekologisten riskien kohdekohtaista arviointia tulee sen sijaan joko täydentää muilla arviointimenetelmillä (ks. luku 5.4) tai vähentää suoraan vesistön haitta-ainekuormitusta riskinhallintatoimenpiteillä (ks. luku 5.5.3).

Ekologisten riskien arviointi muilla menetelmillä voi olla tarpeen myös haitta-aineiden vertailuarvojen alittuessa silloin, kun riski aiheutuu pääosin muista tekijöistä. Esimerkiksi valumavesien happamuus voi olla itsessään haitallista vesieliöstölle, ja ravinteita tai suoloja (sulfaatti) sisältävä kuormitus voi aiheuttaa vesistössä rehevöitymistä, vuodenaikaiskierron häiriintymistä tai pysyvää kerrostumista kuten suolaisuuden ja hapettomuuden kasvua syvänteissä. Lisäksi haitta-aineiden kulkeutuminen valumavesien mukana kolloideina tai maapartikkeleihin sitoutuneena voi lisätä aineiden kertymistä sedimenttiin ja aiheuttaa haittaa pohjaeliöstölle.

Pintaveden yleiset vertailuarvot eivät sovellu suoraan pintaveden käyttöön liittyvien terveysriskien arviointiin. Aiemmin tehtyjen riskinarviointien ja terveysperusteisten vertailuarvojen perusteella esimerkiksi talousveden laatuvaatimukset ja ulkomaiset viitearvot vesien maatalouskäytölle (CCME 2014) voidaan kuitenkin olettaa olevan riittävän alhaisia muun kuin pintaveden juomavesikäytön kannalta. Tällöin kysymykseen tulevat mm. peseytymis- ja löylyvesi, puutarhan kasteluvesi, kalastus ja uiminen. Kanadassa on julkaistu kattava opas virkistyskäytön vesien laatusuosituksista (Health Canada 2012). Tarvittaessa pintaveden käytöstä aiheutuvat terveysriskit on arvioitava erikseen.

5.2.2 Pohjaveden laatumuutosten arviointi

Kaivannaisjätealueiden suotovedet ja siihen liuenneet haitta-aineet voivat kulkeutua pohjaveteen ja levitä laajemmalle pohjavesivirtauksen mukana. Lainsäädännön näkökulmasta pohjaveden suojeluarvo on suurimmillaan vedenhankinnan kannalta tärkeillä ja muilla vedenhankintaan soveltuvilla pohjavesialueilla (ympäristöhallinnon luokituksen luokat I ja II), joilla haitta-aineiden päätyminen pohjaveteen on ensisijaisesti pyrittävä estämään tai minimoimaan. Vanhat kaivannaisjätealueet eivät kuitenkaan useimmiten sijaitse luokitelluilla pohjavesialueilla, eikä niiden pohjavettä käytetä talousvetenä. Kaivostoiminnan seurauksena alueiden pohjavesi ei myöskään yleensä ole luonnontilassa ja geologisista syistä johtuen myös metallien alueelliset taustapitoisuudet pohjavesissä voivat olla tavanomaista suurempia. Tämän vuoksi kaivannaisjätealueiden aiheuttamaa kulkeutumiseriskiä pohjavedelle voidaan yleensä arvioida ensisijaisesti suhteessa lähimpään luokiteltuun

pohjavesialueeseen tai pohjaveden käyttöön kaivosalueen ulkopuolella sekä mahdolliseen vedenlaadun heikentymiseen pohjaveden purkuvesistössä. Keskeisiä tekijöitä pohjavesiin kohdistuvaa kulkeutumiskäyttöä arvioitaessa ovat siten jätealueilta pohjaveteen kulkeutuvan suotoveden määrä ja laatu (kuormitus), pohjaveden virtausolosuhteet sekä jätealueiden etäisyys pohjavesialueista, pohjaveden käyttöpaikoista ja vesistöistä pohjaveden virtaussuunnan alapuolella. Jos kaivannaisjätealue kuitenkin sijaitsee luokitellulla pohjavesialueella tai alueen pohjavettä käytetään talousvetenä tai muissa tarkoituksissa, asia on otettava huomioon kulkeutumiskäyttöä arvioinnin tavoitteenasettelussa, josta on annettu tarkempia ohjeita ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 (YM 2014a).

Pohjaveden osalta haittojen ja riskien määrittäminen edellyttää sellaisen tarkastelupisteen määrittelyä, jonka suhteen pohjaveden laatumuutosta arvioidaan. Edellä mainitut lähtökohdat sekä muut ympäristön ja pohjaveden suojelun säädöspäätteet huomioiden kaivannaisjätealueiden kulkeutumiskäyttöä arvioinnissa tarkastelupisteenä voi olla esimerkiksi pohjaveden virtaussuunnan alapuolella lähin:

- vedenotto- tai käyttöpaikka, kuten vedenottamo, kaivo tai lähde
- luokitellun pohjavesialueen raja
- purkuvesistö
- pohjavedestä riippuva ja suojeltava maaekosysteemi
- kiinteistön raja.

Lisäksi on syytä varmistaa, että kaivosalueen ja tarkastelupisteen välillä on hydraulinen yhteys, joka mahdollistaa haitallisten aineiden kulkeutumisen tarkastelupisteeseen pohjavesivirtauksen mukana.

Vertailuarvot pohjaveden laatumuutosten arvioimiseksi on valittava osin tapauskohtaisesti kohteesta ja tarkastelupisteistä riippuen. Pohjaveden otto- ja käyttöpaikoilla pohjaveden laadun on oltava aina tarkoitukseen soveltuva. Siten esimerkiksi juomavesikäytössä olevissa tai siihen tarkoitetuissa kaivoissa, vedenottamoilla tai lähteissä pohjaveden laadun vertailuarvoina kulkeutumiskäyttöä arvioinnissa tulee käyttää voimassa olevia talousveden laatuvaatimuksia taikka muita kunnan terveysuojeluviranomaisen tai vesilaitoksen erikseen määrittelemiä laatuvaatimuksia. Niille aineille, joille näitä laatuvaatimuksia ei ole annettu, käytetään vertailuarvoina esimerkiksi uusimpia WHO:n juomaveden enimmäispitoisuuksia tai terveysperusteisten enimmäissaantiarvojen avulla laskennallisesti määritettyjä arvoja (ks. luku 5.3). Vertailuarvon laskennallisessa määrittämisessä on otettava tarvittaessa huomioon myös muut talousvesikäytön kannalta olennaiset tekijät, kuten haju ja maku, silloin, kun terveysperusteinen enimmäispitoisuus- tai saantiarvo on näitä suurempi. Talous- tai juomaveden laatuvaatimukseen perustuvia vertailuarvoja voidaan yleensä soveltaa myös pohjavesialueen rajalle asetettuun tarkastelupisteeseen, jolloin vedenkäytön pohjavesialueella ei pitäisi vaarantua. Niissä vedenotto- tai käyttöpaikoissa,

joissa pohjavettä ei käytetä juomavetenä, vaan esimerkiksi pesu- tai kasteluvetenä, vertailuarvot määritetään tapauskohtaisesti pohjaveden todellista käyttöä ja altistumista koskevien riskien perusteella.

Taulukossa 20 on esitetty kaivosalueen pohjavedessä mahdollisesti esiintyville haitta-aineille talousveden laatuvaatimukseen perustuvia pohjaveden vertailuarvoja, joita sovelletaan kulkeutumISRISKIEN arvioinnissa ensisijaisesti sekä lyhyen että pitkän ajan kuluessa. Esimerkiksi laskennallisissa tarkasteluissa pohjaveden laatumuutosten arvioinnissa on siten otettava huomioon myös tarkastelupisteen hetkelliset enimmäispitoisuudet. Pohjaveden otto-/käyttöpaikoilla vertailuarvojen soveltamisessa on lisäksi tarvittaessa huomioitava terveydensuojeluviranomaisen näkemykset (esim. tilanteet, joissa haitta-aineita kaivossa tai vedenottamalla on jo todettu).

Taulukko 20. Tärkeillä ja muilla vedenhankintaan soveltuvilla pohjavesialueilla käytettäväksi suositellut pohjaveden laadun vertailuarvot (YM 2014a). Juomaveden otto-/käyttöpaikoilla (esim. kaivot) pohjaveden laadun tulee täyttää voimassa olevat talousveden laatuvaatimukset ja muut juomaveden kannalta olennaiset laatuvaatimukset. TDI = sallittu päivittäinen enimmäissaanti.

AINE	VERTAILUARVO POHJAVESIALUE µg/l	PERUSTE	VERTAILUARVO OTTO-/KÄYTTÖPAIKKA (STM 1352/2015) µg/l
Antimoni	20	WHO 2011	5
Arseeni	10	WHO 2011	10
Elohopea	6 ^{1,2)}	WHO 2011	1
Kadmium	3 ²⁾	WHO 2011	5
Koboltti	5	TDI	-
Kromi	50	WHO 2011	50
Kupari	2000 ²⁾	WHO 2011	2000
Lyijy	10	STM 1352/2015	10
Molybdeeni	70 ³⁾	WHO 2011	-
Nikkeli	70	WHO 2011	20
Sinkki	1500 ²⁾	TDI	-
Vanadiini	30	TDI	-
Syanidit	50	STM 1352/2015	50
Alumiini		STM 1352/2015	200*
Kloridi		STM 1352/2015	250 000*
Sulfaatti		STM 1352/2015	250 000*
Nitraatit		STM 1352/2015	50 000
Ammonium NH ⁴⁺		STM 1352/2015	500*

* Laatusuositus

¹⁾ Epäorgaaninen elohopea.

²⁾ Ekologisesti haitaton pitoisuus pintavedessä huomattavasti esitettyä arvoa pienempi.

³⁾ Laskennallinen arvo, virallista ohjearvoa ei ole annettu.

Pohjaveden laadun vertailuarvoina pohjavesialueiden suhteen voidaan soveltaa myös valtioneuvoston asetuksella vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006, muutossäädös 341/2009) annettuja pohjaveden ympäristölaatonormeja, joita asetuksen mukaan käytetään ensisijaisesti pohjaveden kemiallisen tilan luokittelussa (verrattuna pitoisuuden vuosikeskiarvoon pohjavesimuodostumassa). Pohjaveden ympäristölaatonormeja kaivosalueilla mahdollisesti esiintyville haitta-aineille on esitetty taulukossa 21.

Kemiallisen tilan arvioinnissa tiettyjen aineiden seurantatulosten vuosikeskiarvoja verrataan pohjavedelle asetettuihin ympäristölaatonormeihin. Jos luontainen taustapitoisuus on ympäristölaatonormia korkeampi, käytetään näiden erotuksen jäännösarvoa. Kaivannaisjätealueilla ja niiden ympäristössä pohjavesi ei yleensä ole enää luonnontilassa vaan muuttunut tai pysyvästi muutettu. Tilanteessa, jossa taulukossa esitetyt pitoisuudet pohjavedessä ylittävät, voidaan pohjavesi silti asetuksen mukaan luokitella kemialliselta tilaltaan hyväksi, mikäli esimerkiksi:

- Pilaavan aineen pitoisuus pohjavesimuodostumassa ei aiheuta merkittävää ympäristöriskiä.
- Pilaavan aineen pitoisuus ei ole merkittävästi heikentänyt pohjaveden soveltuvuutta tarkoitukseen, johon sitä voitaisiin käyttää.

Yleisesti pohjavesien kokonaistila arvioidaan herkimmän alttiina olevan reseptorin mukaan (esim. vedenotto, maaekosysteemi, pintavesiekosysteemi) ja alttius määräytyy kulkeutumisreittien perusteella. Vaikka haitta-aineita havaittaisiin yhdessä tai useammassa pisteessä pohjavesimuodostumaa, mutta niillä ei ole vaikutusta tai niiden leviäminen reseptoreihin ei ole todennäköistä eikä haitta-aineiden esiintyminen ole laaja-alaista (<20 % pinta-alasta tai tilavuudesta), voidaan muodostuman kemiallinen tila luokitella hyväksi (YM 2009, 2012a, 2012b, Juvonen & Gustafsson 2015).

Taulukko 21. Pohjaveden ympäristölaatunormit (Vna 1040/2006, 341/2009)

AINE, METALLIT JA PUOLIMETALLIT SEKÄ TYPEN YHDISTEET	POHJAVEDEN YMPÄRISTÖLAATUNORMI	YKSIKKÖ
Nitraatit	50	mg/l
Elohopea	0,06	µg/l
Kadmium	0,4	µg/l
Koboltti	2	µg/l
Kromi	10	µg/l
Kupari	20	µg/l
Lyijy	5	µg/l
Nikkeli	10	µg/l
Sinkki	60	µg/l
Antimoni	2,5	µg/l
Arseeni	5	mg/l
Ammonium NH ₄ ⁺	0,25 (NH ₄ ⁺)	mg/l
Ammoniumtyppi NH ₄ -N	0,20 (NH ₄ -N)	mg/l
Kloridi	25	mg/l
Sulfaatti	150	mg/l

Jos haitta-aineiden kulkeutuminen kohdetietojen perusteella on mahdollista yhteen tai useampaan tarkastelupisteeseen, määritetään haitta-aineiden pitoisuudet aina näistä pisteistä pohjavesinäytteenotolla. Tämän lisäksi pohjaveden laatumuutoksia ja vertailuarvojen mahdollista ylittymistä näissä tarkastelupisteissä pitkän ajan kuluessa arvioidaan yleensä laskennallisesti. Tarkastelupisteen haitta-ainepitoisuuksien lisäksi kulkeutumisriskien arvioinnissa on usein syytä määrittää myös muita riskinarvioinnin johtopäätöksiä tukevia tekijöitä, joita ovat:

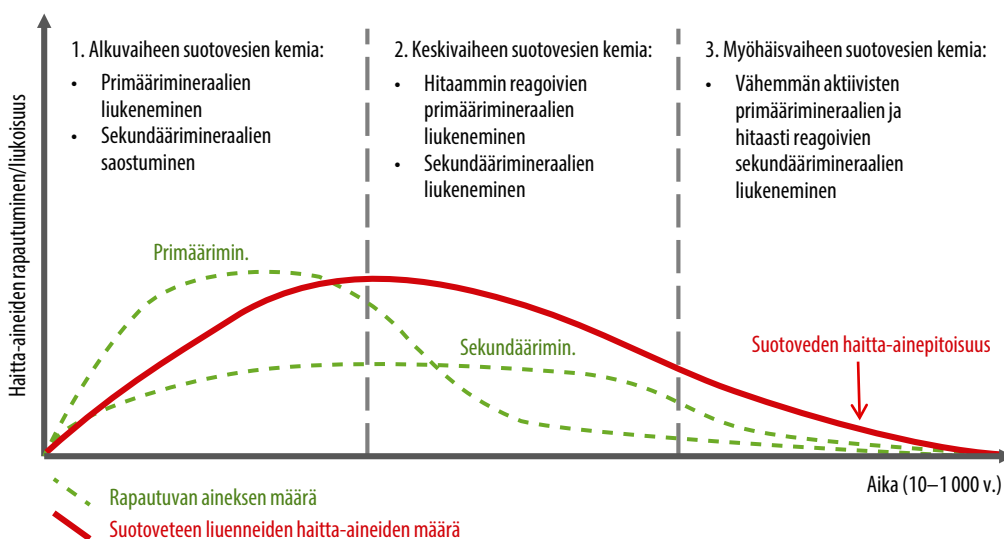
- haitta-ainepluumin nykyiset rajat
- haitta-ainepluumin ajallinen kehittyminen ja massataseet (kutistuva, vakaa tai leviävä)
- alueen ulkopuolelle tai vesistöön kulkeutuva kokonaiskuormitus
- haitta-aineen kulkeutumisaika tarkastelupisteeseen
- pitoisuuksien ajalliset muutokset (trendit) tarkastelupisteessä
- pohjaveden geokemialliset olosuhteet.

Pohjavettä koskevassa kulkeutumisriskien arvioinnissa huomioon otettavia tekijöitä ja siinä sovellettavia menetelmiä on käsitelty tarkemmin ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 (YM 2014a).

5.2.3 Pinta- ja pohjaveden laatumuutosten arviointi pitkän ajan kuluessa

Haitta-aineiden kulkeutumiskäytännön arvioinnissa kiinnitetään erityistä huomiota purkuvesistön ja pohjaveden laadun muutoksiin pitkän ajan kuluessa, jos ympäristökuormituksen ja haitta-aineiden kulkeutumisen lisääntyminen tulevaisuudessa on mahdollista kohdetietojen (ks. luku 3.2.3) ja kaivannaisjätteen karakterisointiselvitysten (ks. luku 4.4) perusteella. Kuormituksen mahdolliseen voimakkuuteen vaikuttavat erityisesti kaivannaisjätteiden hapontuottokyky ja sijainti (etäisyys pinnasta ja hapen vaikutuksesta), kaivannaisjätealueen ikä sekä sulkemistoimenpiteet kuten peittoratkaisut. Siten vanhojen kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnissa on tärkeää ymmärtää ja huomioida kaivannaisjätteen hapettumisen vaiheet, koska tietyillä jätealueilla merkittävä hapontuotus ei ole välttämättä vielä käynnistynyt tai se on pysähtynyt eikä sitä siten voida mitata vesinäytteistä. Jätteen rapautumisominaisuuksista johtuen suotovesien happamoituminen ja niiden sisältämät haitta-ainepitoisuudet voivat saavuttaa huippunsa vuosia tai vuosikymmeniä kaivostoiminnan lopettamisesta ja kuormitus voi jatkua jopa satoja vuosia (Kuva 21).

Kuva 21. Esimerkki kaivannaisjätealueiden primääri- ja sekundäärimineraalien rapautumisesta ja suotoveden kemiallisesta koostumuksesta ajan funktiona (mukailtu: Morin & Hutt 1997).



Kulkeutumisriskin arvioinnissa kaivannaisjätteen pitkäaikaiskäyttötymisestä on oleellista selvittää ja pohtia mm. seuraavia tekijöitä:

1. Kaivannaisjätteen hapettumisen/rapautumisen tila
 - Kuinka pitkään kaivannaisjätealueen tila on ollut nykyisellään?
 - Kuinka pitkälle kaivannaisjätteiden rapautuminen on kehittynyt?
 - Mikä on rapautuneen vyöhykkeen etäisyys jätealueen pohjaveden oletetusta pinnan tasosta ja onko geokemiallinen stabiilitteetti saavutettu?
 - Voiko jokin muutos kiihdyttää hapettumista/rapautumista?
2. Kaivannaisjätteen määrä ja ominaisuudet
 - Kuinka paljon happoa tuottavaa jätettä on läjitetty alueelle ja mikä osuus siitä on mahdollisesti hapettuvissa kerroksissa? Mikä on jätteessä jäljellä oleva hapontuottokyky?
 - Kuinka paljon jäte sisältää mahdollisesti veteen liukenevia metalleja ja/tai muita haitta-aineita? Mikä osuus niistä on happamuudelle/hapettumiselle alttiissa kerroksissa?
 - Millä ajanjaksolla haitta-aineiden liukeneminen voi tapahtua ja mitkä tekijät siihen vaikuttavat?
3. Suoto- ja valumavedet
 - Kuinka paljon happamia ja/tai haitta-aineita sisältäviä suoto- ja valumavesiä muodostuu nykyisin vuodessa ja mikä on niiden laatu?
 - Miten tilanne oletettavasti muuttuu seuraavan 10–100 vuoden aikana?
 - Kuinka suureksi kuormitus voi muodostua suurimmillaan?
4. Purkuvesistö ja pohjaveden käyttö
 - Mikä on vastaanottavan vesistön herkkyys ja sietokyky vedenlaadun muutoksille?
 - Käytetäänkö tai voidaananko kaivosalueen vaikutuspiirissä olevaa pohjavettä tulla käyttämään talousvetenä?
 - Mikä on vedenlaatu purkuvesistössä ja alueen pohjavedessä tällä hetkellä?
 - Paljonko nykyinen kuormitus vesistöön tai pohjaveden mukana saisi kasvaa, ennen kuin pinta- tai pohjaveden laadun vertailuarvot ylittyvät tai paljonko nykyisen kuormituksen täytyy pienentyä, jotta ne alittuvat?
5. Muut tekijät
 - Voiko jätealueen geoteknisissä rakenteissa tai kasvillisuudessa tapahtua muutoksia, jotka lisäävät haitta-ainekuormitusta tulevaisuudessa (esim. pintapeittojen eroosio tai rikkoontuminen juuriston kasvun vuoksi, pato- ja pohjarakenteiden heikentyminen).
 - Voivatko kaivosalueen tai sen lähialueiden maankäyttö ja ympäristöolosuhteet muuttua jatkossa siten, että ympäristökuormitus, altistujien määrä tai altistumisen taso lisääntyvät?

Edellä mainitut tekijät huomioiden kaivannaisjätteen pitkäaikaiskäyttötymisestä voidaan laatia erilaisia skenaarioita, joita hyödynnetään kulkeutumiskäytön laskennallisissa tarkasteluissa. Laskentamalleilla (ml. valuma-aluemalli) voidaan arvioida esimerkiksi purkuvesistön vedenlaadun ajallisia muutoksia suhteessa oletettuun tai teoreettiseen hapon- tuottoon ja kuormituksen lisääntymiseen, huomioiden myös olosuhteissa mahdollisesti tapahtuvat muutokset (esim. geoteknisten rakenteiden heikentyminen tai ilmastonmuutos). Kaivannaisjätteiden pitkäaikaisvaikutuksia voidaan peilata nykyiseen kuormitukseen arvioimalla esimerkiksi sitä, kuinka paljon kuormituksen pitäisi kasvaa, ennen kuin vertailuarvot ylittyvät.

Koska happaman kaivosvaluman (AMD) muodostuminen ja sen vaikutukset pitkän ajan kuluessa perustuvat useaan ja luonteeltaan hyvin erilaiseen osatekijään, sen kulkeutumisesta aiheutuvia haittoja ja riskejä ei voi aina määrittää yksiselitteisesti kuten haitta-aineilla. Siten happaman valuman aiheuttaman kulkeutumiskäytön arvioinnissa voidaan tarvittaessa hyödyntää myös muita kuin edellä kuvattuja pinta- ja pohjaveden laatuun ja niiden vertailuarvoihin perustuvia menetelmiä. Esimerkki tällaisesta menetelmästä on riskiluokitus (Taulukko 22), jossa kohdetutkimusten tulosten pohjalta arvioidaan happaman valuman todennäköisyys, vaikutusten taso, vaikutusten laajuus sekä ajallinen kesto painoker-toimilla (Australian Government 2016a). Kyseisessä luokituksessa eri mittakaavaltaan poikkeavat tasot pisteytetään alhaisimmasta korkeimpaan (1–5) ja kohteen AMD-riskiluokitus saadaan kertomalla yhteen eri tekijöille annettu pisteytys (esim. Todennäköisyys: Mahdollinen, Seuraus: Mittava, Laajuus: Ympäröivä alue, Kesto: Vuosia = $3 \times 3 \times 2 \times 3 = 54 =$ kohtalainen riski). Kaaviota voidaan muokata kohdekohtaisesti tarkoituksenmukaisella tavalla. Kyseisen kaavion ja vastaavien laadullisten riskiluokitusten perusteella ei voida kuitenkaan määrittää kvantitatiivisesti ja yksilöidysti happaman valuman aiheuttamasta kuormituksesta seuraavien haittojen ja riskien suuruutta ja merkittävyyttä, mistä syystä niillä voidaan lähinnä tukea riskinarvioinnin toteutusta (esim. tutkimus- ja laskentamenetelmien valinta) ja dokumentointia.

Taulukko 22. Esimerkki happaman valuman riskiluokituksesta (mukailtu: Australian Government 2016a).

PAINOARVO	TODENNÄKÖISYYS	SEURAUUS	LAAJUUS	KESTO	PISTESALDO	RISKILUOKITUS
1	Harvinainen	Merkityksetön	Lähialue	Päiviä	1–4	Erittäin alhainen
2	Epätodennäköinen	Pieni	Ympäröivä alue	Kuukausia	5–36	Alhainen
3	Mahdollinen	Mittava	Paikallinen	Vuosia	37–144	Kohtalainen
4	Todennäköinen	Merkittävä	Valuma-alue	Vuosikymmeniä	145–400	Korkea
5	Hyvin varma	Katastrofaalinen	Laaja alue	Vuosisatoja	400–625	Äärimmäinen

5.3 Terveysriskit

Vanhojen kaivosalueiden riskinarvioinnissa terveysriskillä tarkoitetaan ihmisen terveyteen kohdistuvia mahdollisia haittoja, jotka voivat aiheutua altistumisesta kaivostoiminnasta peräisin oleville haitallisille aineille joko kaivosalueella tai sen ulkopuolella. Terveysriskien arviointi on tehtävä, kun ihmisten altistuminen kaivosalueen haitta-aineille on käsitteellisen mallin ja/tai kulkeutumiseriskien arvioinnin perusteella mahdollista.

Etenkin suuret ja keskisuuret hylätyt ja suljetut kaivannaisjätealueet sijaitsevat usein harvaan asutuilla ja vähän rakennetuilla alueilla eikä niitä yleensä käytetä esimerkiksi asumiseen, palveluihin tai ravinnon tuotantoon. Tämä rajoittaa merkittävästi ihmisten suoraan altistumista kaivannaisjätteiden sisältämille tai niistä kaivosalueen muihin ympäristönsiin päätyneille haitta-aineille esimerkiksi tyypillisiin rakennetun ympäristön pilaantuneisiin maa-alueisiin verrattuna. Siten vanhoilla kaivosalueilla mahdollisesti aiheutuva suora altistuminen koskee lähinnä alueella työskenteleviä tai siellä satunnaisesti vierailevia ihmisiä. Altistumista voi kuitenkin lisätä suljetun kaivannaisjätealueen mahdollinen käyttö muuhun toimintaan (esim. ravintokasvien kerääminen, paikoitusalueena toimiminen ja moottoriurheilun ratatoiminta). Tämän lisäksi altistumista voi tapahtua kaivosalueen ulkopuolella haitta-aineiden kulkeutumisen seurauksena esimerkiksi liittyen pohjaveden käyttöön, vesistön virkistyskäyttöön ja pölyämiseen tai kaivannaisjätteitä voidaan hyödyntää maanrakentamisessa tietämättä mahdollisista ympäristöriskeistä.

Terveysriskin arviointi voidaan rajata niihin aineisiin, joille altistuminen kohteessa on käsitteellisen mallin ja/tai kulkeutumiseriskin arvioinnin mukaan mahdollista, ja/tai joiden mahdollisesti aiheuttamat terveyshaitat ovat mitattujen tai laskettujen pitoisuuksien perusteella todennäköisimpiä. Vanhoilla ja suljetuilla kaivosalueilla terveysriskin kannalta keskeisimpiä haitta-aineita ovat yleensä kaivannaisjätteen sisältämät haitalliset ja helposti kulkeutuvat tai kertyvät metallit ja metalloidit. Lisäksi arvioinnissa on rajattava ne kohteen arviointialueet tai -kohteet, joita tunnistetut altistumistilanteet koskevat. Näitä voivat olla mm. peittämättöminä tai huonosti peitettyinä olevat kaivannaisjätteet, haitta-aineita sisältävä pintamaa, alueella tai sen lähialueilla kerättävät syötävät kasvit, käytössä olevat pohjavesikaivot sekä kaivosalueen purkuvesistöstä pyydettävät kalat.

Koska altistuminen riippuu aina monista eri tekijöistä, tulisi altistumisen taso pyrkiä määrittämään aina tapauskohtaisesti kohdetietoja hyödyntäen. Altistumisen tasoon vaikuttavat erityisesti (YM 2014a):

- altistujan ominaisuudet (mm. ikä, sukupuoli, paino ja käyttäytyminen)
- altistumisreitti ja -tapa (nieleminen, hengitys ja iho)
- haitta-aineiden pitoisuudet altistumisreiteillä

- haitta-ainetta sisältävän väliaineen (mm. maa-aines, pöly, juomavesi, ravintokasvi, kala) saanti elimistöön
- altistumisen toistuvuus ja kesto sekä
- haitta-aineen imeytyminen elimistöön.

Kaivannaisjätealueilla, kuten pilaantuneilla maa-alueilla, voidaan yleensä keskittyä pitkäaikaisesta altistumisesta aiheutuvien terveysriskien arviointiin. Tällöin terveysriskiä ei pidetä yleensä merkittävänä, jos keskimääräinen päivittäinen altistuminen yksittäiselle haitta-aineelle pitkän ajan kuluessa alittaa aineelle annetun terveysperusteisen enimmäissaantiarvon. Altistuminen arvioidaan ja sitä verrataan enimmäissaantiarvoon erikseen aikuiselle ja lapselle. Jos lasten altistuminen ei ole todennäköistä esimerkiksi alueen sijainnin vuoksi, voidaan arviointi rajata koskemaan vain aikuisia. Haitta-aineen keskimääräinen päivittäissaanti tai -annos (ADD: *Average Daily Dose*) valitulle altistujalle ja tietyn altistumisreitit kautta voidaan laskea seuraavasti (YM 2014a):

$$ADD_i = \frac{C_i \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

ADD_i = (*Average Daily Dose*) keskimääräinen päivittäissaanti tietyn altistumisreitit kautta [mg/kg-d]

C_i = haitta-aineen keskimääräinen pitoisuus tarkasteltavassa väliaineessa arviointialueella: maa-aines, vesi, sedimentti, hengitysilma, ravinto [mg/kg, mg/l tai mg/m³]

IR = (*Ingestion/Inhalation Rate*) haitta-ainetta sisältävän väliaineen päivittäinen saanti elimistöön tietyn altistumisreitit kautta [kg/d, l/d tai m³/d]

EF = (*Exposure Frequency*), altistumisen tiheys/toistuvuus (d/a)

ED = (*Exposure Duration*), altistumisen kesto (a)

BW = (*Body Weight*), kohdehenkilön kehon paino

AT = (*Averageing Time*), aika, jonka suhteen keskimääräinen päivittäisannos lasketaan (d)

Elimistöön päätyvä kokonaissaanti (ADD_{tot}) saadaan, kun altistumisreitikohtaiset annokset lasketaan yhteen ($ADD_{tot} = ADD_1 + ADD_2 \dots ADD_n$). Laskentaparametrien arvoja muuttamalla kyseisellä laskentakaavalla voidaan tuottaa sekä realistinen että varovainen altistumisarvio aikuiselle ja lapselle, sekä arvioida myös tausta-altistumista.

Terveysperusteisia enimmäissaantiarvoja kaivosalueilla mahdollisesti esiintyville metalleille ja metalloideille on esitetty taulukossa 23. Nämä arvot vastaavat pilaantuneiden alueiden riskinarvioinnista annetun ohjeen mukaisia suosituksia (YM 2014a). Terveysriskinarvioinnin vertailuarvoina voidaan kuitenkin käyttää aina uusimpia, tieteellisesti perusteltua ja tarkoitukseen soveltuvia enimmäissaantiarvoja, joita luotettavat kansainväliset organisaatiot antavat (esim. WHO, EFSA ja U.S. EPA). Tämän lisäksi on tarvittaessa otettava huomioon mahdolliset muut kansallisessa lainsäädännössä annetut terveysperusteiset vertailuarvot, kuten talousveden laatuvaatimukset (STM 1352/2015) ja hengitysilmaa koskevat raja- ja tavoitearvot (Vna 79/2017 ja Vna 113/2017).

Taulukko 23. Terveysriskin arvioinnissa suositeltavat haitallisten aineiden sallitut enimmäissaantiarvot ja hengitysilman sallitut enimmäispitoisuudet. Genotoksisten karsinogeenien viitearvot on määritetty siten, että päivittäinen elinikäinen altistuminen kyseisellä annostasolla vastaa lisäsyöpäriskiä 10^{-5} . TDI = (Tolerable Daily Intake) sallittu päivittäinen enimmäissaanti. TCA = (Tolerable Concentration in Air) sallittu hengitysilman enimmäispitoisuus. (YM 2014a)

AINE	TDI µg/kg-d	PERUSTE	TCA µg/m ³	PERUSTE
Antimoni	6	WHO 2011	-	
Arseeni	1	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	1	
Elohopea	2 ¹⁾	WHO 2011	-	
Kadmium	0,5	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	-	
Koboltti	1,4	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	0,5	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007
Kromi	5	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	-	
Kromi (VI)	5 ³⁾		0,00025 ²⁾	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007
Kupari	140	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	1	
Lyijy	1,8	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	-	
Molybdeeni	10	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	12	
Nikkeli	50	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	0,05	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007
Sinkki	500	Verbruggen et al. 2001, Reinikainen 2007	-	
Vanadiini	9	U.S.EPA 1988, Reinikainen 2007	-	

¹ Epäorgaaninen elohopea

² Syöpäriski, altistuminen hengityksen kautta

³ Ei riittävästi tietoa syöpäriskin arvioimiseksi, mistä syystä arvo koskee ei-karsinogeenisia vaikutuksia

Terveysriskien ja altistumisen arviointia on käsitelty tarkemmin ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 (YM 2014a) ja lukuisissa muissa kirjallisuuslähteissä (esim. U.S. EPA 2019). Lisäksi terveysriskien arvioinnin laskennallisia perusteita ja menetelmiä kaivosympäristössä on selostettu yksityiskohtaisesti ns. MINERA-mallia koskevassa ohjeistuksessa (fi.opasnet.org/fi/Minera-malli) (Kauppila et al. 2013). Vaikka malli ja ohjeistus on tarkoitettu erityisesti toiminnassa olevan kaivoksen ympäristö- ja terveysriskien arviointiin, voidaan sitä soveltaa myös suljettujen kaivannaisjätealueiden riskinarviointiin.

5.4 Ekologiset riskit

Kaivannaisjätealueen riskiarvioinnissa ekologisella riskillä tarkoitetaan haitallisia vaikutuksia, joita kaivannaisjätteistä aiheutuva ympäristökuormitus aiheuttaa tai saattaa aiheuttaa kaivosalueella tai sen vaikutuspiirissä olevassa eliöstössä. Ekologiset riskit voivat kohdistua yksittäisiin eliöihin, populaatioihin, eliöyhteisöihin tai ekosysteemeihin. Riskit voivat todentua erilaisina haitallisina vaikutuksina, kuten mikrobitoimintojen heikentymisenä, häiriönä tietyn lajin lisääntymisessä tai lajilukumäärän vähenemisenä (YM 2014a).

Ekologisten riskien määrittäminen voidaan rajata niihin haitta-aineisiin, joille eliöstön altistuminen on käsitteellisen mallin tai kulkeutumisriskin arvioinnin mukaan mahdollista ja joiden aiheuttamat vaikutukset ovat mitattujen tai laskettujen pitoisuuksien perusteella todennäköisimpiä tai vakavimpia. Toisaalta ekologisessa riskinarvioinnissa voidaan usein määrittää suoraan haitallisia vaikutuksia alueen eliöstössä (esim. biotestit tai lajistokartotukset), jolloin ei välttämättä ole olennaista tietää tarkasti, mikä tai mitkä aineet vaikutuksen aiheuttavat olettaen, että vaikutuksilla on kuitenkin todennäköinen yhteys ympäristöä pilanneeseen toimintaan. Vaikutusten arviointi on yleensä syytä keskittää populaatio- ja yhteisötason vaikutuksiin kuten ravinnekiertoihin, eliöiden kuolleisuuteen, kasvuun ja lisääntymiseen (Pellinen et al. 2007). Jos alueella esiintyy erityisesti suojeltavia lajeja, voidaan riskinarvioinnissa tarkastella myös yksittäisiä eliöitä (YM 2014a).

Suljetun kaivannaisjätealueen merkittävimmät ekologiset riskit koskevat yleensä happaman valuman ja haitallisten aineiden aiheuttamia vaikutuksia kaivosalueen purkuvesistössä. Koska vesistö päästöjen ja niiden aiheuttamien pintaveden laatumuutosten tarkastelu kuuluu osaksi kulkeutumisriskien arviointia, jonka vertailuarvot perustuvat pääosin toksisuuteen vesieliöille, ei ekologisten riskien tarkempi arviointi ole välttämättä tarpeen näiden vertailuarvojen alittuessa (ks. luku 5.2.1). Pintaveden laatua koskevien vertailuarvojen ylittyessä ekologisten riskien kohdekohtaista arviointia tulee sen sijaan täydentää muilla arviointimenetelmillä, jollei päätöstä riskinhallintatoimenpiteiden tarpeesta vesistö päästöjen vähentämiseksi tehdä suoraan kulkeutumisriskien arvioinnin perusteella. Ekologisten riskien tapauskohtainen tarkastelu voi olla tarpeen myös pintaveden vertailuarvojen alittuessa silloin, kun riski aiheutuu pääosin muista tekijöistä kuin valumavesiin liuenneista haitta-aineista (esim. vesistön happamoituminen, rehevöityminen tai kerrostuminen taikka partikkeleihin sitoutuneiden haitta-aineiden kertyminen sedimenttiin). Näiden vaikutusten tarkasteluun ei voi kuitenkaan usein määritellä yksiselitteisiä vertailuarvoja.

Maaperäekosysteemin osalta merkityksellisiä vaikutuksia voidaan yleensä olettaa aiheutuvan lähinnä niissä tapauksissa, joissa haitallisia aineita esiintyy maaperäeliöstölle haitallisina pitoisuuksina riittävän laajalla alueella maaperän biologisesti aktiivisessa pintakerroksessa (YM 2014a). Sama lähtökohta koskee pääosin myös vesistön pohjasedimenttejä. Vanhojen kaivosalueiden maaperässä ja erityisesti niiden purkuvesistöjen pohjasedimentissä haitta-aineiden esiintyminen laaja-alaisesti haitallisina pitoisuuksina voi olla mahdollista. Näissä tapauksissa haitta-aineet ovat kuitenkin käytännössä yleensä peräisin jo kaivostoiminnan aikaisista tai kaivostoiminnan lopettamisen jälkeisten ensimmäisten vuosikymmenien päästöistä, mistä syystä kaivannaisjätealueen mahdollisella kunnostamisella tai muilla riskinhallintatoimilla ei ole enää välttämättä ratkaisevaa merkitystä maaperän tai sedimentin laatuun. Puro- ja järvisedimentteihin kohdistuva kuormitus voi kuitenkin olla edelleen merkittävä, mikäli kaivannaisjätealueelta purkautuvien valumavesien haitta-ainepitoisuudet pysyvät toiminnan päätyttyäkin korkeina tai jopa kasvavat. Tämä on otettava huomioon kaivannaisjätealueen riskiperusteisessa kunnostustarpeen arvioinnissa ja

pohdittaessa ekologisten riskien arviointitarvetta maaperä- ja pohjaeliöstölle. Ekologisten riskien arviointi kaivannaisjätealueilla voi olla tarpeellista kohdistaa alueella vieraileviin nisäkkäisiin ja lintuihin silloin, kun eläinten altistuminen kaivannaisjätteille tai niistä peräisin oleville haitta-aineille maaperässä on mahdollista. Arvioinnissa voidaan tällöin tarkastella suorasta altistumista aiheutuvia riskejä tai välillisiä vaikutuksia ravintoketjussa (esim. maaperä → liero → lieroja syövä lintu/nisäkäs).

Haitta-aineiden aiheuttamia vaikutuksia eliöissä voidaan yksinkertaisimmillaan arvioida vertaamalla eri ympäristöosista mitattuja tai arvioituja pitoisuuksia ekologisiin perustein määritettyihin vertailuarvoihin, kuten pintaveden ympäristölaatuunormeihin (ks. luku) tai EU:n kemikaalirikinarviointia koskeviin PNEC-arvoihin (PNEC, *Predicted No Effect Concentration*, www.echa.europa.eu). Vertailuarvoja voidaan myös määrittää eri ympäristöosille ekotoksikologisten testien tuloksista kirjallisuustietoa hyödyntäen. Kirjallisuudessa akuuttia toksisuutta kuvaavat tulokset on yleensä ilmoitettu L(E)C50-arvoina (*Lethal/Effect Concentration*) ja kroonista toksisuutta kuvaavat tulokset NOEC-arvoina (*No Observed Effect Concentration*). L(E)C50 tarkoittaa pitoisuutta, jossa kuolleisuus tai muu mittausvaste on todettu puolella (50 %) koe-eliöistä ja NOEC suurinta testissä käytettyä pitoisuutta, jossa vaikutuksia ei ole todettu. Mikrobiologisten testien tulokset esitetään tavallisesti NOEC-arvoina tai ECx-arvoina, joissa x ilmaisee mitatun vasteen prosentuaalisen vähenemän/ heikentymisen kontrollinäytteeseen verrattuna. Toksisuustestien tuloksista vertailuarvot voidaan määrittää erilaisia arviointikertoimia tai lajien herkkyysjakaumaan (SSD, *Species Sensitivity Distribution*) perustuvia tilastollisia tarkasteluja soveltaen. Tilastollinen laskentatapa on suositeltavaa silloin, kun käytössä on riittävästi testituloksia useille eliölajeille ja useammalta trofiatasolta (esim. tuottajat, kuluttajat ja pedot). Tilastollisten tarkastelujen etuna on, että niillä voidaan määrittää vertailuarvoja erilaisille vaikutus- tai riskitasoille tulosaineistojen epävarmuus huomioiden. Esimerkiksi HC5-arvo (HC, *Hazardous Concentration*) vastaa lajien herkkyysjakaumalle (SSD) sovitettujen tulosaineiston (NOEC tai EC10) 5 % tai 1 % fraktiilia eli pitoisuutta, jossa 5 % NOEC- tai EC10-arvoista on tätä pienempiä ja vastaavasti 95 % tätä suurempia. Toisin sanoen arvo vastaa pitoisuustasoa, jonka oletetaan olevan turvallinen 95 %:lle eliölajeista. Eri vaikutustasoja kuvaavia HC-arvoja 90 % luottamusväleinen voidaan määrittää esimerkiksi kaavalla (Aldenberg & Jaworska 2000):

$$\log HC_x = x - k * s$$

x = logaritmeiksi muunnetun NOEC-aineiston keskiarvo

k = ekstrapolointivakio, joka valitaan lähtötietojen määrän ja halutun vaikutustason (HCx) perusteella (ks. Aldenberg & Jaworska 2000)

s = log-NOEC-aineiston keskihajonta.

Lisätietoa ekotoksikologisten vertailuarvojen määrittämiseen löytyy runsaasti kirjallisuudesta (esim. EU 2003, Van Vlaardingen & Verbruggen 2007, Reinikainen 2007), minkä lisäksi ekologisten riskien tapauskohtaista arviointia on käsitelty monissa kansallisissa oppaissa

ja ohjeissa (esim. Pellinen et al. 2007, YM 2014a). Lisäksi kaivosympäristöä koskevan ekologisen riskinarvioinnin tiivistetty yleisesitys löytyy Minera-projektin loppuraportista (Kauppila et al. 2013) ja laajempi esitys alan perusteoksesta (Suter 2007). Tapauskohtaisessa ekologisten riskien arvioinnissa voidaan käyttää viitearvojen lisäksi mm.:

- biotestejä (haitta-ainekohtaiset testit ja testit kohteen ympäristönäytteillä)
- bioligandimalleja (esim. Bio-met ja PNEC Pro, mm. Laamanen et al. 2019, Verta et al. 2010, Kangas 2018) ja muita laskentatyökaluja (esim. MINERA- ja KAVERI-mallit, ks. luku 4.9)
- malliekosysteemitutkimuksia
- biomonitorointia ja biomarkkereita
- ekologisia tutkimuksia (esim. lajistokartoitukset).

Jos ekologisten riskien tapauskohtainen arviointi todetaan tarpeelliseksi esimerkiksi yleisten vertailuarvojen ylityksessä, arvioinnissa on yleensä tarkoituksenmukaista käyttää useita erilaisia menetelmiä. Tällöin voidaan ottaa paremmin huomioon arvioinnin epävarmuus ja saada luotettavampi kokonaiskuva riskeistä, vaikka kaikkia menetelmiä varten ei olekaan saatavissa yksiselitteisiä vertailuarvoja (mm. Pellinen et al. 2007, YM 2014a).

5.5 Kunnostustarpeen todentaminen

Kaivannaisjätealueen kunnostustarve ympäristön pilaantumisvaaran osalta määräytyy riskinarvioinnin tulosten perusteella. Tässä keskeisin kysymys on, ovatko pilaantumisen määrittelevät haitat ja riskit hyväksyttäviä alueen nykyisessä tilassa ilman toimenpiteitä vai tarvitaanko kohteessa kunnostamista tai muita toimia riskien hallitsemiseksi. Jos määritetyt haittoja ja riskejä kaikissa riskinarvioinnin osavaiheissa (kulkeutumisriskit, terveys- ja turvallisuusriskit sekä ekologiset riskit) voidaan pitää merkityksettömän pieninä ja hyväksyttävänä arviointia koskeva epävarmuus huomioiden, alueella ei ole lainsäädännön näkökulmasta kunnostustarvetta. Jos kunnostustarve riskinarvioinnin perusteella todetaan, toteutetaan tarvittavat toimet merkityksellisiksi arvioitujen haittojen tai riskien vähentämiseksi hyväksyttävälle tasolle riskinarvioinnin tuloksia hyödyntäen.

Kaivannaisjätealueen kunnostustarpeeseen ja kunnostamiseen voi vaikuttaa myös sellaisia tekijöitä, jotka eivät koske ympäristölainsäädännön nojalla säädeltyä ympäristön pilaantumista ja joita ympäristö- ja terveysriskinarvioinnilla ei voida suoraan tarkastella. Tällaisia tekijöitä voivat olla esimerkiksi turvallisuusriskit ja sosioekonomiset syyt, joiden tarkastelu on syytä liittää osaksi kunnostustarpeen arviointia (ks. luku 5.5.3).

Kunnostustarpeen arvioinnin tukena voidaan käyttää myös erilaisia laadullisia menetelmiä, joilla vertaillaan tunnistettujen riskitekijöiden ja sosioekonomisten vaikutusten todennäköisyyttä ja merkittävyyttä. Tämä voi olla tarpeen etenkin kohteissa, joissa kunnostukseen käytettävät resurssit ovat hyvin rajalliset, kuten isännättömät alueet. Luvussa 5.5.2 sekä liitteessä 3 on esitetty esimerkkejä tähän tarkoitukseen soveltuvista luokitteluista ja riskimatriiseista.

5.5.1 Epävarmuustarkastelu

Riskinarviointiin sisältyy aina epävarmuutta, joka aiheutuu mm. puutteellisista kohdetiedoista ja arviointimenetelmien rajoitteista. Epävarmuus kasvaa sitä suuremmaksi, mitä pitkäaikaisempia ja monimutkaisempia tapahtumia tai ilmiötä riskin määrittelyyn liittyy. Siksi epävarmuuksia käsitellään epävarmuustarkastelussa, jonka tarkoituksena on tuottaa perusteltu arvio riskinarvioinnin luotettavuudesta ja siitä, voiko arvioinnin tuloksia pitää riittävinä kunnostustarpeen todentamiseksi. Epävarmuustarkastelun perusteella voidaan siten tunnistaa mahdollinen tarve lisätutkimuksiin tai riskinarvioinnin muuhun tarkentamiseen.

Epävarmuustarkastelu voidaan toteuttaa ja kuvata erillisenä tarkasteluna tai tehdä erikseen jokaisesta arviointivaiheesta (kohdetiedot, käsitteellinen malli, näytteenotto ja menetelmät, kulkeutumiskit, terveys- ja turvallisuusriskit, ekologiset riskit jne.). Oleellista on, että riskinarvioinnin dokumentoinnissa käy selvästi ilmi, miten epävarmuus arvioinnissa on otettu huomioon. Tähän voivat liittyä esimerkiksi kuvaus siitä, perustuuko haittojen ja riskien määrittäminen realistisiin vai konservatiivisiin oletuksiin, sekä perusteet käytettyjen lähtötietojen ja arviointimenetelmien valintaan. Epävarmuutta voidaan tavallisesti vähentää käyttämällä arviointiin useita eri menetelmiä ja suorittamalla kohteessa riittävästi arviointia tukevia mittauksia ja laskentoja. Laskennallisiin tarkasteluihin tulisi sisältyä aina herkkyystarkastelua, jossa arvioidaan tärkeimpien muuttujien vaikutusta laskentatuloksiin. Tämä on erityisen tärkeää pitkän ajan kuluessa mahdollisesti aiheutuvia haittoja tarkasteltaessa (esim. happaman kaivosvaluman muodostuminen ja sen vesistövaikutukset). Päätöksentekoa varten epävarmuutta voidaan myös havainnollistaa esittämällä määritetyn haitan tai riskin vaihteluväli esimerkiksi todenmukaiseen ja pahimpaan realistiseen arvioon perustuen. Epävarmuustarkastelua kuvataan tarkemmin mm. ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 (YM 2014a).

Mikäli pitkän aikavälin riskien laajuuden ja suuruuden arviointiin sisältyy huomattavaa epävarmuutta, jota ei voida kohtuullisilla lisätutkimuksilla tai muilla arviointimenetelmillä vähentää, kunnostuksen tarpeen tai tarpeettomuuden todentamisen sijaan voidaan suunnitella tarkkailuohjelma tilanteen kehittymisen seuraamiseksi pidemmän ajan kuluessa.

5.5.2 Haittojen ja riskien hyväksyttävyys

Ympäristö- ja terveystarpeiden arvioinnissa haittojen ja riskien hyväksyttävyys kytkeytyy ensisijaisesti arvioinnissa käytettyihin vertailuarvoihin. Vertailuarvojen ylittymistä tai alittumista ei tule kuitenkaan tulkita liian suoraviivaisesti, vaan siinä on otettava aina riittävällä tavalla huomioon arvioinnin kokonaisuvarmuus (ks. edellinen luku) ja lähtökohdat, kuten:

- arviointialueiden ja -kohteiden rajausta, herkkyys ja tarvittava suoje-
lun taso
- vertailuarvojen perusteet
- kohdetutkimusten monipuolisuus ja tehtyjen mittausten tai arvioi-
den edustavuus
- laskentamenetelmien kohdekohtainen soveltuvuus ja rajoitteet
- arvioinnin ajallinen ulottuvuus.

Esimerkiksi vesistövaikutusten arvioinnissa sekoittumisvyöhykkeen määrittelyllä ja vesis-
tön ekologisella herkkyydellä tietyn päästön osalta on merkitystä siihen, miten pintaveden
laadun yleisillä vertailuarvoilla voidaan kuvata todellisia vesistövaikutuksia. Pintaveden
laadun vertailuarvot eivät välttämättä ota huomioon alkuaineiden mahdollisia yhteisvai-
kutuksia tai muita mahdollisia riskitekijöitä (esim. alhainen pH), mistä syystä arvioinnin
perustuminen suoraan vertailuarvoihin voi aliarvioida todellisia vesistövaikutuksia. Toi-
saalta ekotoksikologisin perustein määritetyt vertailuarvot eivät aina ota huomioon monia
vaikutuksia todellisuudessa vähentäviä tekijöitä kuten esimerkiksi eliöstön sopeutumista
ja biosaataavuuden pientymistä ajan myötä. Vesistön tai muun ympäristön herkkyys ja
tarvittava suoje-
lun aste vaikuttavat myös siihen, millaista vertailuarvon perustana ole-
vaa vaikutus- tai riskitasoa (esim. PNEC tai HC5) kohteessa voidaan pitää hyväksyttävänä.
Lainsäädännössä tähän ei ole otettu suoraa kantaa, joten tältäkin osin arvion tulee olla
tapauskohtainen. Hyväksyttävä vaikutus- tai riskitaso voi määräytyä osin myös kaivosalu-
een laajuuden ja kokonaiskuormituksen tai päästöjen toteuttamiskelpoisten hallintavai-
htoehdojen perusteella. Siten arvioinnin johtopäätökset haittojen ja riskien hyväksyttävyy-
destä tulisi aina liittää osaksi mahdollisen riskinhallinnan suunnittelua (ks. luku 6). Kohde-
tutkimusten ja niihin perustuvien laskentojen osalta on tärkeä huomioida, että esimerkiksi
tietyn haitta-aineen vertailuarvon ylittyminen yksittäisissä näytteissä tai näytenäyt-
teidenottoalueen rajausta ja edustava näytenotto, luku 4.2). Erityisesti haponmuodostuksen
ja sitä koskevan vesistökuormituksen arvioinnissa on lisäksi erittäin tärkeä ottaa huomioon
arvioinnin ajallinen ulottuvuus, koska merkittävät ympäristövaikutukset voivat aiheutua
vasta kymmenien tai jopa satojen vuosien päästä. Jos mahdolliset vaikutukset ilmenevät
vasta hyvin pitkän ajan kuluessa, kunnostuksen toteutusta voidaan riskiperusteisesti ly-
kätä myös tulevaisuuteen ja käyttää vapautuvat resurssit niiden alueiden kunnostamiseen,
joilla riskinhallintatoimia tarvitaan nopeammin. Tällöin pitkäaikaisten kulkeutumisen
riskinarvioinnin epävarmuutta voidaan tarvittaessa hallita pelkällä ympäristöseurannalla.

Edellä mainituista syistä johtuen arvio kaivannaisjätealueen riskiperusteisesta kunnostustarpeesta pohjautuu aina kokonaisharkintaan, jossa erityisesti valvontaviranomaisen, mutta tarvittaessa myös muiden sidosryhmien näkemykset on pyrittävä ottamaan huomioon jo ennen varsinaisen arviointityön aloittamista (ks. luku 4.1). Tällöin viranomaisen ja mahdollisten muiden tahojen näkemykset haittojen ja riskien hyväksyttävyydestä voidaan sisällyttää riskinarvioinnin tavoitteenasetteluun ja huomioida sen toteutuksessa.

5.5.3 Muut kunnostustarpeeseen mahdollisesti vaikuttavat tekijät

Ympäristö- ja terveystarpeiden lisäksi suljetun ja hylätyn kaivoskohteen kunnostustarpeeseen voivat vaikuttaa erityisesti alueen yleistä **turvallisuutta koskevat tekijät** sekä **sosioekonomiset syyt**, joita voidaan tunnistaa jo riskinarviointiin sisältyvien työvaiheiden yhteydessä (esim. kohdetietojen hankinta ja maastokäynnit).

Kaivannaisjätealueen turvallisuusriskillä tarkoitetaan ihmisen turvallisuuteen kohdistuvaa mahdollista uhkaa, jonka seurauksena alueella työskentelevä tai vieraileva henkilö joutuu tahtomattaan kohdealueella vaaraan. Luvussa 4.3 on esitelty suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjäte- ja kaivosalueiden tyypillisiä turvallisuusriskejä, jotka otetaan huomioon näytteenoton lisäksi myös kunnostustarpeen arvioinnissa sekä mahdollisia kunnostustoimenpiteitä suoritettaessa. Kaivoksen turvallisuusriskien arvioinnissa on huomioitava kaivannaisjätealueen tapaturma-, sortuma- ja vuotoriskien lisäksi alueella jäljellä olevan infrastruktuurin kunto. Turvallisuusriskeistä on säädetty jo vuoden 1965 kaivoslaissa (503/1965), jonka voimassa ollessa monissa ns. KAJAK-kohteissa on kaivostoiminta loppunut. Vanhassa kaivoslaissa säädettiin mm. sulkemisen yhteydessä paikoilleen jätettäväksi (jollei kauppa- ja teollisuusministeriö ole antanut lupaa niiden poistamiseen) kaivoksessa olevat ja sen turvallisuuden säilyttämiseksi rakennetut laitteet, tikapuut ja portaat sekä kaivospiirin alueelle rakennetut betoniset nostotornit ja muut sellaiset kiinteät laitteet, joita voidaan tarkoituksenmukaisesti käyttää kaivostyön yhteydessä. Tästä syystä suljetuilla ja hylätyillä kaivosalueilla on edelleen jonkin verran jäljellä kaivosinfrastruktuuria, joka voi olla huonossa kunnossa. Vanha kaivoslaki kuitenkin velvoitti, että kaivosoikeuden haltijan on luovuttuaan kaivospiiristä tai menetettyään kaivosoikeuden viipymättä saatettava alue yleisen turvallisuuden vaatimaan kuntoon.

Jätelaki (646/2011) sisältää roskaamiskiellon, joka suojelee lähinnä maisemallisia arvoja, mutta määrittelee myös turvallisuuteen liittyviä tekijöitä. Kiellon mukaan ympäristöön ei saa jättää jätettä, hylätä konetta, laitetta, ajoneuvoa, alusta tai muuta esinettä eikä päästää ainetta siten, että siitä voi aiheutua loukkaantumisen vaaraa tai muuta niihin rinnastettavaa vaaraa tai haittaa. Lisäksi toiminnanharjoittajan on kemikaaliturvallisuuslainsäädännön (390/2005) mukaan huolehdittava toiminnan lopettamisen jälkeen siitä, että tuotantolaitoksen ja sen käytöstä poistettavan osan rakenteet ja alueet on tarvittaessa puhdistettu sekä huolehdittu vaarallisista kemikaaleista ja räjähteistä niin, ettei niistä aiheudu henkilö-, ympäristö- tai omaisuusvahinkoja.

Vaikka kohteessa ei todettaisi ympäristön pilaantumisvaaran osalta riskiperusteista kunnostustarvetta, riskinarvioinnin yhteydessä tulisi varmistaa, että alueelle ei jää turvallisuusriskejä, joiden vuoksi sivulliset voivat joutua vaaraan. Turvallisuusriskejä voidaan tällöin hallita esimerkiksi aitojen, varoituskylttien, mahdollisesti maamassojen tasoituksen tai vaarallisten rakennusten purkamisen avulla.

Suljetun kaivannaisjätealueen kunnostustarpeeseen ja etenkin mahdolliseen kunnostustoimenpiteiden valintaan voivat vaikuttaa myös sosioekonomiset tekijät, vaikka niiden huomioimiselle tai arvioinnille ei ole asetettu suoraa velvoitetta lainsäädännössä. Sosioekonomisten tekijöiden tarkastelussa korostuvatkin erityisesti paikallisten asukkaiden, yhteisöjen ja alueella toimivien yritysten tarpeet, joilla on merkitystä erityisesti alueen viihtyvyyden ja jatkokäytön kannalta. Toimintansa lopettaneilla kaivosalueilla on voinut olla aikanaan ratkaiseva merkitys alueen talouteen, asutuksen keskittymiseen ja kyläyhteisön syntyyn, mutta uusimpiin kaivoshankkeisiin pääsääntöisesti kuuluvaa sosiaalista toimilupaa ja sen perusteita ei aiemmin tunnettu. Tästä syystä kaivannaisjätealueen sulkemisen jälkeiset sosioekonomiset vaikutukset ovat jääneet usein vähäiselle huomiolle ja myös niiden yksilöiminen voi olla vaikeampaa kuin toimivilla kaivoksilla, jolloin esille nousee etenkin työllisyyden ja talouselämän turvaaminen.

Sosioekonomisten vaikutusten arviointi on aloitettava keskeisten asianosaisten (yksilöt, yhteisöt, organisaatiot) sekä heidän intressien ja huolenaiheiden tunnistamisella. Tässä on syytä huomioida, että eri asianosaisten näkemykset kaivostoiminnasta ja sen vaikutuksista ovat usein vastakkaisia ja ristiriitaisia, mikä vaikeuttaa tarkastelua. Suljettuihin kaivosalueisiin liittyviä sosiaalisia vaikutuksia ovat esimerkiksi hyvinvointiin ja elinoloihin liittyvät tekijät kuten arvot, asenteet, pelot ja ristiriidat (Kauppila et al. 2015). Lisäksi ihmisten viihtyvyyteen ja elämänlaatuun voivat vaikuttaa esimerkiksi alueen mahdolliset hajuhaitat ja pölyäminen, esteettisyys sekä maankäytön rajoitukset. Ekonomiset vaikutukset voivat koskea puolestaan esimerkiksi kaivannaisjätealueen vaikutuksia luonnonvarojen hyötykäyttöön (metsä- ja porotalous), turismiin tai muihin työllistäviin sektoreihin. Suomen suljettujen kaivosten maankäytön tarkastelussa havaittiin, että mikäli kaivosalue sijaitsee lähellä asutuskeskittymää, on se todennäköisemmin hyödynnetty kulttuurin, virkistykseen, teollisuuden tai infrastruktuurin tarpeisiin (Kivinen 2017). Sitä vastoin pienikokoisilla ja etenkin syrjässä sijaitsevilla kaivoskohteilla maankäyttö on yksipuolisempaa (esim. metsätalous). Suljetulle kaivosalueelle on voinut myös muodostua kulttuuriperinnöllinen arvo, joka huomioidaan tarkastelussa. Näissä tapauksissa tunnistettaviin sidosryhmiin kuuluu museovirasto, joka välittää ajantasaista tietoa alueen suojelustatuksesta. Alueen tilan muuttumisen myötä tietyillä sidosryhmillä tai yksilöillä voi olla myös kiinnostusta hyödyntää aluetta riskinarvioinnin ja erityisesti mahdollisten kunnostustoimenpiteiden jälkeen. Sosioekonomisten vaikutusten tarkastelun tulisi siten sisältyä kaivannaisjätealueen riskinhallinnan suunnitteluun ja toteutukseen.

5.5.4 Arviointia tukevia työkaluja

Koska kunnostustarpeen arviointi suljetulla kaivannaisjätealueella ei ole yksiselitteistä ja siihen vaikuttaa useita eri tekijöitä, arvioinnin ja sen johtopäätösten esittämisen tukena voi käyttää erilaisia riskien ja vaikutusten suuruusluokkaa havainnollistavia työkaluja. Tällaisia ovat mm. erilaiset vertailutaulukot, riskimatriisit, stressitestit, tekniikoiden simulaatiomallinnukset, skenaarioanalyysit, vaikutuskaaviot sekä päätöspuuanalyysit. Ne voivat tukea myös rajallisten resurssien kohdentamista merkittävimpien riskikohteiden tunnistamiseen ja kunnostamisen edistämiseen (esim. hylätyt ja suljetut isännättömät kohteet). Taulukossa 24 on esitelty esimerkki suljetulla kaivannaisjätealueella tunnistettujen vaikutusten laadullisesta arvioinnista suuruusluokittain taulukkomuodossa.

Taulukko 24. Esimerkkejä riskien seurausluokan tason arviointiin (mukailtu kaivannaisjätealueelle sopivaksi Wessberg et al. 2006 pohjalta).

SEURAUUS	SEURAUUSLUOKKA		
	LIEVÄ	SUURI	VAKAVA
TERVEYDELLINEN			
	Aiheutuu esim. haju- tai pölyhaittoja tai raja-arvojen väliaikaisia ylityksiä. Mahdollisia terveyskeskuskäyntejä (vain tarkastuksia).	Aiheutuu terveysperusteisten raja-arvojen ylityksiä ympäristössä. Yksi tai useampi ihminen voi saada välittömästi tai välillisesti haitan, johon tarvitaan hoitoa.	Aiheutuu terveysperusteisten raja-arvojen pitkäaikaisia ylityksiä ympäristössä. Yksi tai useampi ihminen voi saada vakavan vamman, aiheutuu vaikutuksia perimään, syöpätapauksia ym.
YMPÄRISTÖLLINEN			
Ilma	Haittaa eläin- ja kasvilajeille ja niiden elinympäristöille kaivosalueella.	Haittaa eläin- ja kasvilajeille ja niiden elinympäristöille kaivosalueen ulkopuolella.	Ekosysteemivaurioita, ilmakehää vaurioittavien päästöjen lisääntyminen.
Maaperä	Haitallinen päästö rajoittuu pienelle rajatulle alueelle, ei kulkeudu kaivosalueen ulkopuolelle, pitoisuudet maaperässä ovat tavoitearvon ja alemman ohjearvon välillä.	Haitallinen päästö leviää enintään n. 0,5 ha kaivosalueen ulkopuolelle, päästö on kulkeutuva ja/tai pysyvä, pitoisuudet ovat alemman ja ylempään ohjearvon välillä	Haitallisen päästön vaikutuksen laajuus > 0,5 ha, koko laajuutta yleensä vaikea arvioida, pitoisuudet ylittävät ylempään ohjearvon.
Vesistö	Haitalliset päästöt vähäisiä, seurauksena tilapäinen vedenlaadun heikkeneminen pienellä rajatulla alueella, vesistö korjaa tilanteen itsestään.	Haitalliset päästöt merkittäviä vastaanottavan vesistön herkkyyden tai arvon osalta, vesistössä pitoisuuksien tilapäinen, kuitenkin selvästi mitattava nousu, rantojen likaantuminen, pienet kalakuolemat.	Päästöt aiheuttavat pitkäkestoisien ja laaja-alaisen haitan, eliöstön toimeentulo häiriintynyt, kalakuolemat.
Viihtyisyys	Aiheutuu viihtyvyyshaittaa tai ohimenevää vähäistä esteettistä haittaa. Ympäristön virkistyskäyttö ei kuitenkaan esty.	Ympäristön virkistyskäyttö estyy hetkellisesti. Esteettinen haitta on korjattavissa.	Ympäristön kelpoisuus virkistysalueena alentuu laajoilla alueilla. Esteettinen haitta on huomattava.
Pohjavedet ja vedenotto	Päästöillä ei vaikutusta pohjaveden laatuun kaivosalueen ulkopuolella, pieni riski pohjaveden pilaantumisesta olemassa, ei vaikutusta vedenottoon (pinta-/pohjavedet).	Pohjavesi on pilaantunut pienellä kaivosalueen ulkopuolisella alueella, vedenotto suljettava, kunnostus mahdollinen, vedenottoon käytetty pintavesi pilaantunut.	Pohjavesialue on laajasti pilaantunut, vedenotto (pinta- tai pohjavesistä) suljettava pitkäaikaisesti, vaikeasti kunnostettavissa.
SOSIOEKONOMINEN			
Maankäyttö	Pilaantuneisuus koskee vain kaivosaluetta.	Haitallinen päästö voi levitä kaivosalueen ulkopuolelle esim. viher- ja ulkoilualueille.	Haitallinen päästö leviää asutus- tai luonnonsuojelualueelle, maatalousmaalle tai pohjavesialueelle.
Imago	Ympäristössä tapahtuneista muutoksista aiheutuu valituksia, yleistä keskustelua yhteisöissä ja/tai paikallismedioissa. Paikallinen viranomaisen reagoi tilanteeseen.	Aihe on esillä valtakunnan mediassa. Aluetason viranomaisen reagoi tilanteeseen.	Aihe on esillä valtakunnallisissa ja kansainvälisissä mediassa.
Talous	Pieniä vaikutuksia läheisten asukkaiden mahdollisuuksiin hyödyntää aluetta taloudellisesti.	Selviä vaikutuksia läheisten asukkaiden mahdollisuuksiin hyödyntää aluetta taloudellisesti.	Vaikutuksia lähialueen talouteen.

Riskimatriiseja käytetään yleisesti kaivosten sulkemisen apuna (esim. INAP 2014, Cowan 2010, AUS EPA 2015) sekä suljettujen ja hylättyjen kaivosten riskien määrittämisessä (esim. Hasheela 2014, Alberruche 2016, NOAMI 2016). Suljetuilla ja hylätyillä kaivannaisjätealueilla ne voivat olla apuna mm. tarkasteltaessa ja vertailtaessa kohteessa havaittujen riskien merkittävyyttä tai arvioitaessa kunnostustoimenpiteiden kohdentamista. Riskimatriisin käytöstä riskinhallinnassa löytyy useita yleisohjeistuksia (esim. Wessberg et al. 2006, VM 2017) ja sivustoja. Riskimatriisissa tutkimuskohteessa havaittuja yksittäisiä riskejä voidaan arvioida asteikoilla riskin vakavuuden ja todennäköisyyden perusteella siten, että suurempi luku kertoo riskin olevan todennäköisempi tai seurausten vakavammat (esim. 1-5). Saatujen tulosten perusteella voidaan pohtia, onko alueella tarvetta riskien vähentämiseen ja hallintaan. Matriisin toimintaperiaate on:

1. Arvioidaan tehtyjen tutkimusten ja saatujen tulosten perusteella havaittujen riskin vaikutukset, mikäli nykytila säilyy ja riskille ei tehdä mitään.
2. Arvioidaan jokaisen tunnistetun riskin toteutumisen todennäköisyys: epätodennäköinen – hyvin todennäköinen (Taulukko 25).
3. Arvioidaan riskin vakavuus esim. välillä mitätön – hyvin vakava (Taulukko 26).
4. Lasketaan riskille riskimatriisin avulla riskin taso, esim. välillä merkityksen – sietämätön (Kuva 22).
5. Arvioidaan ja raportoidaan tutkittavan alueen eri osatekijöiden riskit kokonaisuudessaan (Liite 3).

Taulukko 25. Riskin todennäköisyyden kuvaus (riskimatriisi).

PISTEET	TODENNÄKÖISYYS	KUVAUS
1	Harvinainen	<ul style="list-style-type: none"> • Todella epätodennäköistä • 0–5 % todennäköisyys • Epätodennäköistä seuraavan 50 vuoden aikana
2	Epätodennäköinen	<ul style="list-style-type: none"> • Voi tapahtua jossain tilanteessa/vaiheessa • 6–20 % todennäköisyys • Epätodennäköistä seuraavan 10 vuoden aikana
3	Mahdollinen	<ul style="list-style-type: none"> • Voi ehkä toteutua • 21–50 % todennäköisyys • Todennäköisesti tapahtuu seuraavan 10 vuoden aikana
4	Todennäköinen	<ul style="list-style-type: none"> • Tulee todennäköisesti tapahtumaan ko. olosuhteissa • 51–80 % todennäköisyys • Todennäköistä kerran vuoden aikana
5	Lähes varma	<ul style="list-style-type: none"> • Oletetaan tapahtuvan • Yli 80 % todennäköisyys • Tulee todennäköisesti tapahtumaan

Taulukko 26. Riskin vakavuuden ja vaikutusten kuvaus (riskimatriisi).

PISTEET	VAKAVUUS	VAIKUTUKSET
1	Merkityksetön	<ul style="list-style-type: none"> • Haittaa tai haitta-ainetta ei voida identifoida • Haitan toteutumisen vaikutusta ei voida mitata esim. ihmisen tai ekosysteemin osalta
2	Haitallinen	<ul style="list-style-type: none"> • Selkeä mutta kohtalaisen yksinkertainen pilaantuminen, jolla lyhyt kestoiset paikalliset vaikutukset (ympäristöön ja eliöstöön) • Ei vaikuta laaja-alaisesti ekosysteemiin
4	Vakava	<ul style="list-style-type: none"> • Selkeä mutta kohtalaisen yksinkertainen pilaantuminen, jolla pitkäkestoiset ja laajat vaikutukset (ympäristöön ja eliöstöön) • Selkeä vaikutus vesien laatuun • Suuri vahinko paikallisessa ekosysteemissä (lajien kirjo ja esiintyminen) • Selkeä mukavuusarvon vähentyminen • Haitallisia vaikutuksia paikalliselle väestölle ja maankäyttöön
8	Erittäin vakava	<ul style="list-style-type: none"> • Voimakas pilaantuminen • Paikalliset pitkäkestoiset vaikutukset
16	Sietämätön	<ul style="list-style-type: none"> • Mittava pilaantumisriski • Laaja-alaiset vaikutukset • Mahdollisuus uhreihin ja/tai taloudellisesti mittava

Riskimatriisien peruseriaate on kohtalaisen yksinkertainen, mutta niiden sisältö ja tyyli voivat vaihdella käyttötarkoituksen ja käyttävän tahon mukaan. Esimerkiksi riskitaso voi olla painotettuna riskin vakavuuden suhteen (esim. 1, 2, 4, 8, 16) tai riskin todennäköisyys ja vakavuus voivat olla samanarvoisia (esim. 1–5). Riskin taso ilmoitetaan useimmiten 4–5 eri luokalla ja korostetaan värein. Riskien määrän ja tason visualisoinnin lisäksi matriisi auttaa suuntaamaan kunnostusmenetelmiä kriittisimpiin kohteisiin. Matriisista voi olla apua esimerkiksi arvioitaessa menetelmää, jolla saataisiin useita havaittuja riskejä vähennettyä samanaikaisesti yhdellä kunnostusmenetelmällä (resurssien keskittäminen). Lisäksi matriisi mahdollistaa eri kohteiden riskitasojen vertailun ja kohteiden priorisoinnin eli edistää kriittisimpien kohteiden esiin nostamista. Kunnostustarvetta tai toimenpiteitä ei voida kuitenkaan perustella pelkällä riskimatriisitarkastelulla.

Kuva 22. Esimerkki riskimatriisista, jossa on painotettu riskin vakavuutta. Riskin taso lasketaan kertomalla riskin todennäköisyys (1–5) riskin vakavuudella (1–16). Esimerkiksi: (todennäköisyys) 3 x (vakavuus) 8 = 24 (merkittävä riski).

RISKIN TODENNÄKÖISYYS	5	4	3	2	1	RISKIN TASO	KUNNOSTUKSEN TARVE
	5	10	20	40	80		
4	4	8	16	32	64		
3	3	6	12	24	48		
2	2	4	8	16	32		
1	1	2	4	8	16		
	1	2	4	8	16		
	RISKIN VAKAVUUS						

KOODI	RISKIN TASO	KUNNOSTUKSEN TARVE
80	Kriittinen riski (>35)	Vaatii yleensä välittömiä toimia ja edellyttää jatkuvaa seuranta
15-35	Merkittävä riski (15–35)	Kartoitettava vaihtoehtoja ja tehtävä suunnitelma riskin pienentämiseksi
8-14	Kohtalainen riski (8–14)	Ei välttämättä tarvita toimenpiteitä, riskin kehittymistä seurataan
4-7	Vähäinen riski (4–7)	Vähäistä haittaa, joka ei vaadi akuutteja toimenpiteitä; voidaan tarvittaessa seurata
1-3	Merkityksetön riski (1–3)	Ei vaadi toimenpiteitä eikä seuranta

Taulukkoon 27 on koostettu aiemmin esitettyjä kaivannaisjätealueen kunnostustarvearviointiin soveltuvia riskitekijöitä (luku 3.3.1) lisäksi siihen on laskettu esimerkinomaisesti riskin taso kuvitteellisen riskin todennäköisyys- ja vakavuustarkastelun perusteella. Riskimatriisiin käyttöä kunnostustarpeen arvioinnissa on esitetty lisäesimerkein liitteessä 3.

Taulukko 27. Kuvitteellisen kohteen riskin taso on laskettu riskitekijöiden todennäköisyyden ja vakavuuden perusteella, jossa todennäköisyys on arvioitu asteikolla 1 (harvinainen) – 5 (lähes varma) ja vakavuus luvuin 1 (merkityksetön), 2, 4, 8 ja 16 (sietämätön).

RISKITEKIJÄ	TODENNÄKÖISYYS	VAKAVUUS	RISKIN TASO
Haitta-aineiden kertyminen vesistön pohjasedimenttiin, kasveihin ja eläimiin	1	4	vähäinen (4)
Ihmisen ja eliöstön suora altistuminen jätteestä/maasta suun tai ihon kautta	2	2	vähäinen (4)
Ihmisen ja eliöstön altistuminen pintaveden kautta	4	4	merkittävä (16)
Ihmisen ja eliöstön altistuminen pohjaveden kautta	2	4	kohtalainen (8)
Ihmisen ja eliöstön altistuminen hengitysilman kautta	1	2	merkityksetön (2)
Ihmisen ja eliöstön altistuminen ravinnon kautta	1	4	vähäinen (4)
Ihmisen ja eliöstön altistuminen sivukivikasojen epävakauksille	2	3	vähäinen (6)
Ihmisen ja eliöstön altistuminen rikastushiekka-alueen toimintahäiriöille	3	2	vähäinen (6)
Sivukivikasojen epävakauden sosioekonomiset vaikutukset	3	2	vähäinen (6)
Rikastushiekka-alueen toimintahäiriön sosioekonomiset vaikutukset	3	1	merkityksetön (3)
Vesien ja/tai maaperän pilaantumisen sosioekonomiset vaikutukset	1	8	kohtalainen (8)
Pölyämisen aiheuttamat sosioekonomiset vaikutukset	1	2	merkityksetön (2)

6 Riskinhallinta ja kunnostus

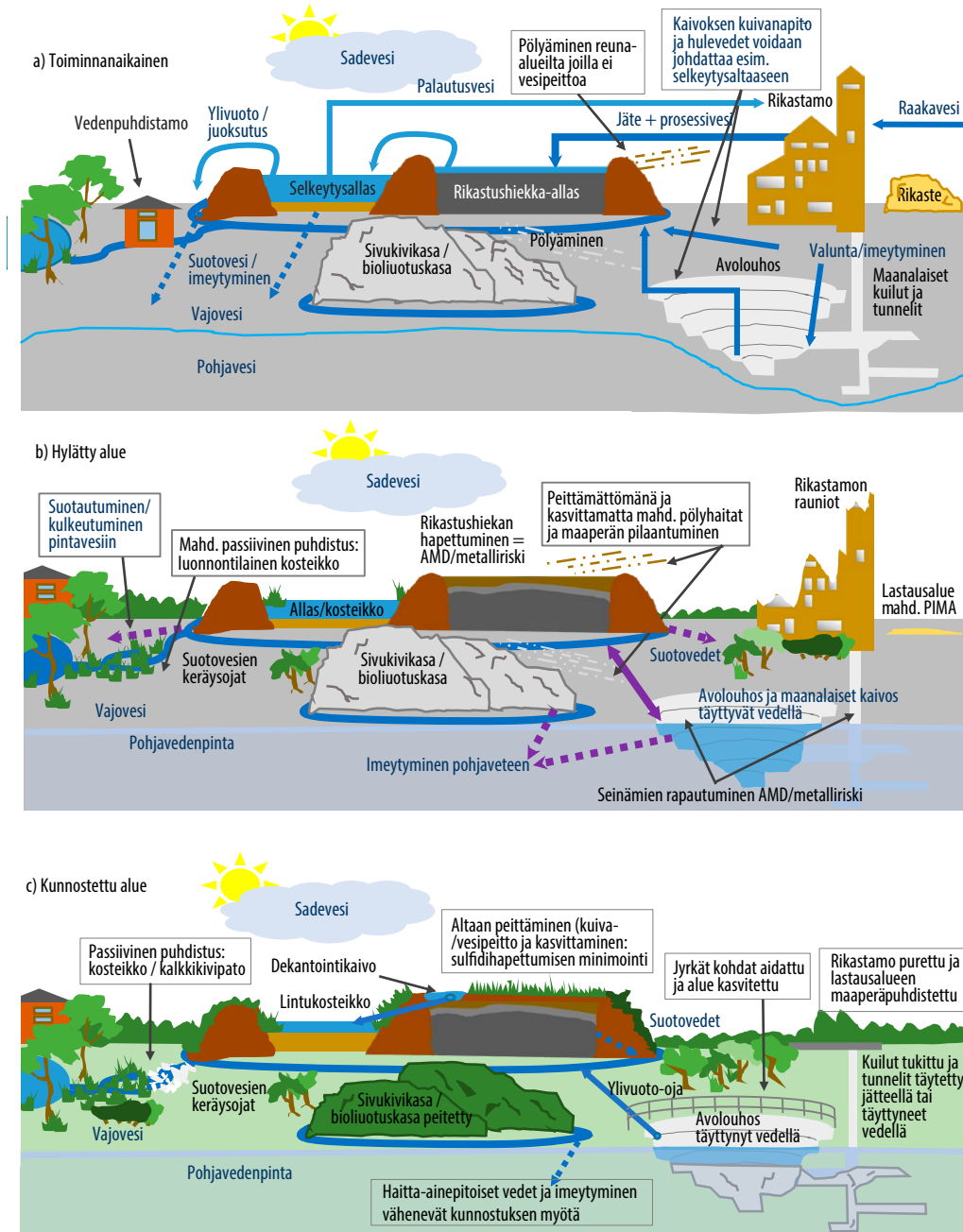
Nykyisin toiminnassa olevien kaivosten sulkemistavoitteet määritellään ensisijaisesti lain-säädännön vaatimusten perusteella. Kaivoksen sulkemisen kriteerit ja toimenpiteet huomioidaan jo varhaisessa vaiheessa kaivoksen elinkaarta ja päivittyvä sulkemissuunnitelma sisällytetään osaksi ympäristölupahakemusta ennen varsinaista kaivoksen rakentamisen aloittamista. Kaivosalueen sulkemisen päätavoitteena on varmistaa pitkän ajan fysikaalinen, kemiallinen ja biologinen vakaus (Taulukko 28), jolla vähennetään ja minimoidaan mahdollisia ympäristön pilaantumista (esim. Vna 190/2013). Samalla pyritään huomioimaan maiseman esteettisyys ja tulevan maankäytön vaatimukset. Aiemmin suljetuilla ja hylätyillä kaivannaisjätealueilla tilanne on ollut nykyistä löyhempien säädösten vuoksi erilainen ja siten sulkemistoimenpiteet ovat osassa kohteita osoittautuneet ajansaatossa riittämättömiksi (Kuva 23). Näiden kohteiden osalta kaivannaisjätealueiden vastuu- ja omissuoritusvelvoitteet ovat usein monimutkaisemmat, mutta todettujen ympäristö- ja terveysriskien vähentämiseksi niitä voi silti koskea kunnostus- ja jälkisulkemistoimenpiteiden tarve (YSL 527/2014).

Taulukko 28. Kaivoksen yleisiä sulkemistavoitteita (mukailtu: mm. Heikkinen et al. 2005 ja Yukon 2013)

PÄÄMÄÄRÄ JA TAVOITE	SULKEMISTOIMENPITEITÄ PÄÄMÄÄRÄN SAAVUTTAMISEKSI
Fysikaalinen vakaus/stabiilitetti	Kaikki kohteeseen jätetyt rakenteet ja rakennukset ovat pitkällä aikavälillä fysikaalisesti muuttumattomia. Eroosiokestävyys ja turvallisuusnäkökohdat on huomioitu. Rakenteet toimivat suunnitellulla tavalla ja ne eivät aiheuta turvallisuutensa puolesta vaaraa ympäristölle tai ihmisen terveydelle.
Kemiallinen vakaus/stabiilitetti	Kaikki kohteeseen jätetyt rakenteet ovat pitkällä aikavälillä kemiallisesti muuttumattomia ja vaarattomia. Haitta-aineita ei saa vapautua tai kulkeutua alueelta määrää, jotka ovat haitallisia ympäristölle tai ihmisten terveydelle. Maaperän sekä pinta- ja pohjavesien laatu täyttävät alueelle asetetut kohdekohtaiset laatukriteerit.
Biologinen vakaus/stabiilitetti	Biologinen ympäristö palautetaan luonnontilaiseksi, tasapainoiseksi ja itsenäisesti toimivaksi alueelle tyypilliseksi ekosysteemiksi tai se sovitetaan yhteen sulkemisen jälkeistä suunniteltua maankäyttöä varten (virkistysalue, kosteikko, tapahtuma-alue). Myös muiden sulkemistoimenpiteiden (fysikaaliset, kemialliset ja hydrologiset) osalta huomioidaan ja mahdollistetaan kestävä ekosysteemin rakentuminen.
Maankäytön ja ilmastovaikutusten huomioiminen	Suunnitellaan etukäteen optimaalisen kaivoksen sulkemisen jälkeinen maankäyttö, jota edistetään sulkemisen ja kunnostuksen avulla. Pyritään parantamaan maan käyttöarvoa tai palautetaan alue entiseen käyttöön mahdollisuuksien mukaan, samalla huomioidaan tuotannollisen ja taloudellisen jälkikäytön mahdollistaminen.
Maisemallisen arvon huomioiminen	Alue saatetaan visuaalisesti ja esteettisesti hyväksyttävään tilaan.
Luonnonvarojen hyödyntäminen	Sulkemismenetelmissä huomioidaan ja turvataan alueen luonnonvarojen laatu ja määrä.
Sosioekonomisten tekijöiden huomioiminen	Huomioidaan kohteen sidosryhmien (mm. paikalliset asukkaat ja yhteisöt) näkemykset, odotukset ja asiantuntevuus, joiden avulla pyritään minimoimaan sulkemisen sosioekonomiset vaikutukset ja maksimoimaan hyödyt.
Rahoituksen huomioiminen	Sulkemiseen on varattu riittävä rahoitus. Kunnostuksen jälkeiset vastuukysymykset ja riskit on minimoitu ja sulkemisen jälkeinen seuranta ja tarkkailu on järjestetty.

Seuraavissa luvuissa käsitellään riskinhallinnan tavoitteenasettelua ja menetelmiä kaivannaisjätealueilla sekä esitellään lyhyesti niille soveltuvia kunnostusratkaisuja sekä jälkitarkkailua. Kunnostusmenetelmien kuvauksessa pääpaino on aktiivisten menetelmien sijaan vähemmän jatkuvaa huoltoa ja hallintaa vaativissa passiivisissa menetelmissä, jotka vähäisempien huolto- ja kustannustekijöiden osalta soveltuvat etenkin isännättömien kohteiden kunnostukseen (Kuva 23). Kaivannaisjätteiden uudelleen hyödyntämismahdollisuuksien selvittäminen tulisi olla nykyisin osa kunnostusstrategiaa, sillä jätteen hyödyntäminen vähentää alueelle sijoitetun jätteen määrää ja siten ympäristövaikutuksia. Jätteen uudelleen käsittelyn ja läjittämisen myötä pystytään parantamaan jätteiden hallintaa ja samalla ekotehokkuuden kasvun myötä vähennetään paineita uusien kaivosten avaamisesta (ks. luku 6.2.5).

Kuva 23. Esimerkki kaivoksen vaikutuksesta ympäristöön a) toiminnan aikana, b) sulkemistoimenpiteet laiminlyötynä ja c) kunnostettuna. Riskien arvioinnin käsitteellinen malli voidaan kaavioiden sijaan esittää myös kuvana.



6.1 Lähtökohdat ja tavoitteet

Riskinhallinnan ensisijainen tavoite on kohteessa kunnostustarpeen arvioinnin perusteella merkittäviksi todettujen ympäristö- ja terveyshaittojen tai -riskien vähentäminen hyväksyttävälle tasolle. Tämä voidaan toteuttaa päästö- ja altistuslähteisiin kohdistetuilla kunnostustoimenpiteillä tai muilla päästöjä ja altistumista rajoittavilla, aktiivisilla tai passiivisilla riskinhallintaratkaisulla (ml. jälkitarkkailu) riskinarvioinnin tuloksia hyödyntäen. Riskinhallinta sisältää tarpeellisten toimien suunnittelun, vertailun, valinnan ja käytännön toteutuksen. Keskeisiä kysymyksiä riskinhallinnan suunnittelussa suljetuilla ja hylätyillä kaivannaisjätealueilla ovat:

- Mikä on hyväksyttävä haitan tai riskin taso, johon kohteessa tulee päästä?
- Voidaanko hyväksyttävälle tasolle päästä ilman kunnostustoimenpiteitä?
- Voidaanko haittaa tai riskiä riittävästi pienentää jätealueiden peittorakenteilla vai tarvitaanko siihen myös muita toimia tai vaihtoehtoisia ratkaisuja?
- Voidaanko ympäristöseurannalla todeta kriittiset muutokset kaivannaisjätteen pitkäaikaiskäyttämisenä?
- Riittääkö, jos kunnostustoimenpiteet toteutetaan vasta, kun kriittinen muutos todetaan?

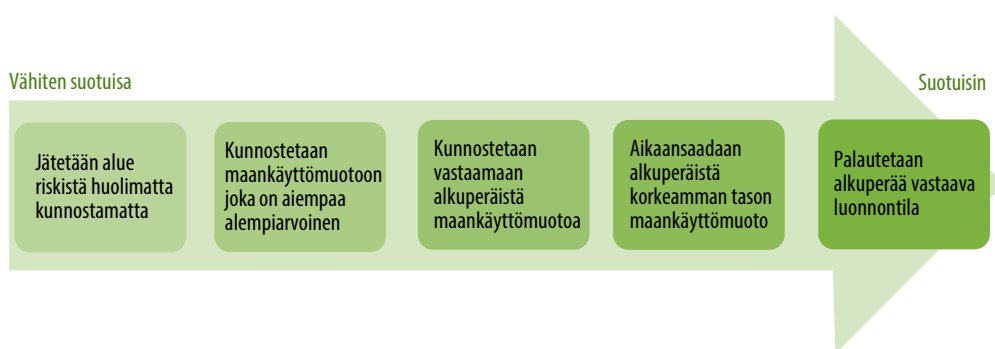
Riskinhallinnan suunnittelussa on otettava huomioon myös kunnostustarpeen arvioinnin yhteydessä tunnistetut turvallisuusriskit sekä ne sosioekonomiset tekijät, joihin kunnostus- tai muilla toimenpiteillä voidaan vaikuttaa. Riskinhallintatoimien suunnittelun tulisikin perustua systemaattiseen tarkasteluun, jolla pyritään varmistamaan toimien kokonaiskestävyys. **Kestävä riskinhallinta** tai **kunnostaminen** tarkoittaa toimintaa, jossa riskit vähennetään tai hallitaan turvallisesti ja oikea-aikaisesti, optimoiden samalla toimenpiteiden ympäristöllinen, sosiaalinen ja taloudellinen arvo (ISO 18504:2017). Kestävässä riskinhallinnassa ja kunnostuksessa toiminnan kokonaishyödyt ovat siten mahdollisimman suuret. Riskinhallintaratkaisujen kestävyden varmistamisessa keskeisinä lähtökohtina ovat:

- ihmisten terveyden ja ympäristön suojelu
- kestävyuden moniulotteinen tarkastelu, sisältäen sosioekonomiset ja ympäristövaikutukset
- keskeisten sidosryhmien osallistuminen päätöksentekoon
- toimenpiteiden huolellinen suunnittelu ja toteutus.

Esimerkiksi kooltaan suurien jätealueiden kunnostaminen kokonaan paksuilla peittokerroksilla on kustannuksiltaan kallista, kuluttaa merkittävästi luonnonvaroja ja aiheuttaa

häiriöitä alueella ja sen naapurustossa erityisesti kunnostuksen aikana. Toisaalta se voi antaa alueen maankäytölle monia mahdollisuuksia jatkossa. Keskittämällä kunnostustoimet ainoastaan niihin kohteen osa-alueisiin, jotka vaikuttavat eniten riskeihin, riittävä riskinhallinnan taso on mahdollista saavuttaa paitsi kustannustehokkaammin myös aluetta ja ympäristöä vähemmän kuormittaen, mutta alueen jatkokäyttömahdollisuudet voivat jäädä rajatuimmiksi (Kuva 24).

Kuva 24. Kunnostuksen tavoitehierarkia maankäytön suhteen (mukailtu: AUS EPA 2008).



Koska eri menetelmien tekninen toteutettavuus riskien vähentämiseksi hyväksyttävälle tasolle määrittelee lähtökohdat sille, millaiset vaihtoehdot kohteeseen soveltuvat, varsinaisen kestävyysarviointi kannattaa yleensä suorittaa vasta alustavan teknisen arvion jälkeen. Tällöin tarkastelu voidaan rajata vain kohteessa realistisesti toteutettaviin vaihtoehtoihin. Menetelmien tekniseen soveltuvuuteen vaikuttavat mm. jätteen fysikaaliset ja kemialliset ominaisuudet (jätteen tila), läjitystekniikka ja sijoituspaikka, jätealueen pohja- ja patorakenteet, aiemmat sulkemistoimenpiteet ja muut ominaispiirteet sekä nykyisten ja aiempien päästöjen luonne ja laajuus. Teknisen toteuttamiskelpoisuuden tarkastelu sisältyy parhaan käyttökelpoisen tekniikan (BAT) lakisääteiseen arviointiin, johon kuuluvia tekijöitä ovat mm. menetelmien suorituskyky ja luotettavuus, tarkastus- ja huoltotarpeet, turvallisuus, käyttökustannukset pitkällä aikavälillä sekä ympäristövaikutuksiin liittyvät riskit (DHI 2012). Kaivannaisjätteiden hallinnan BAT-tekniikoista on annettu vuonna 2018 MWEI BREF-vertailuasiakirja sekä sen pohjalta laadittu suomenkielinen soveltamisopas (Kivipelto et al. 2020).

Koska monet tekijät vaikuttavat kestävyyskannalta vastakkaisiin suuntiin ja sidosryhmien käsitykset parhaista ratkaisuista vaihtelevat, lopullinen päätös menetelmien valinnasta on aina kompromissi eri tekijöiden ja näkemysten välillä. Kestävyysarviointia voidaan tehdä joko laadullisesti tai määrällisesti. Arviointiin on käytettävissä paljon erilaisia työkaluja, mutta niitä tärkeämpää on itse arviointiprosessi eli asioiden systemaattinen tarkastelu, jonka tulisi tuottaa päätöksenteon kannalta olennaiset tiedot läpinäkyvästi, ymmärrettävästi ja perustellusti eri sidosryhmien tarpeita vastaten (YM 2014a).

Ympäristötekijöiden kannalta kestävyysarvioinnissa on oleellista tarkastella mahdollisten kunnostustoimenpiteiden haitallisia ympäristövaikutuksia alueella, kuten mm. kunnostustyön aikainen pölyäminen ja haitta-aineiden kulkeutumisen lisääntyminen tai häiriöt ekosysteemeille. Lähialuetta laajemmin huomioitavia ympäristövaikutuksia ovat puolestaan esimerkiksi luonnonvarojen ja energian käyttö sekä ilmastopäästöt. Taloudellisten tekijöiden osalta on tärkeää arvioida menetelmien suorat ja välilliset kustannukset sekä lyhyen että pitkän ajan kuluessa huomioiden mm. materiaalien ja välineiden hankinta- ja käyttökulut, tarvittavat henkilöstöresurssit sekä jälkitarkkailun kustannukset. Aktiivisten kaivosten sulkemiskustannuksien laskemisen helpottamiseksi on kehitetty mm. Yhdysvalloissa (*SRCE*, Nevada 2017) ja Australiassa (*RCE tool*, New South Wales 2017) laskentaohjelmia, joiden avulla sulkemistoimenpiteiden kulut huomioidaan kattavasti. Jo kertaalleen suljettujen tai hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostuksessa toimenpiteet voidaan kohdentaa tarkemmin tiettyjen riskinarvioinnissa merkittäviksi todettujen riskien hallintaan, jolloin kunnostusratkaisu voi olla suppeampi ja sen kustannukset selvästi pienemmät.

Kanadassa osana NOAMI-projektia (2016) toteutettiin hypoteettinen arvio hylätyn kaivosalueen kunnostukseen tarvittavista toimenpiteistä ja niiden kuluista (Taulukko 29). Sosiaalisten tekijöiden osalta tärkeintä on kartoittaa sidosryhmien tarpeita ja mielipiteitä eri kunnostustoimenpiteistä (yleinen hyväksyntä) sekä selvittää, miten toimenpiteet vaikuttavat jatkossa esimerkiksi maankäyttöön kuten mahdollisiin käyttörajoituksiin (Kuva 24). Arviossa voidaan huomioida myös tekijät, jotka mahdollistavat tai estävät alueen kehittymistä tai taloudellista hyödyntämistä esimerkiksi matkailun tai metsätalouden osalta. Sosiaaliset tekijät on huomioitava kunnostuksen edetessä tiedottamalla sidosryhmiä tilanteen kehittymisestä. Kestävyysarviointia ja muita kestävä riskinhallinnan periaatteita on käsitelty tarkemmin mm. ISO-standardissa 18504:2017 sekä ympäristöministeriön PIMA-ohjeessa (YM 2014a).

Taulukko 29. Kaivosalueen sulkeminen koostuu monesta eri osatekijästä, jotka on huomioitava sulkemiskustannuksia laskettaessa. Kanadassa (NOAMI 2016) on eritelty kustannustekijöittäin hylätyn kaivosalueen hypoteettiset sulkemiskustannukset. Kustannuslaskennassa on käytetty 15 %:n epävarmuuslisää.

TOIMENPIDE	HINTA	
	CAD \$ + 15 %	€*
Kohdetutkimukset ja suunnittelu (n. 1 050 työtuntia)	723 120	495 000
Vesien käsittely (1 000 h nopeudella 3,8 l/min)	1 621 500	1 111 000
Infrastruktuurin purku (n. 830 h koneita ja n. 975 työtuntia)	246 500	169 000
Maansiirtotyöt (n. 500 h koneityötä)	170 600	117 000
Kasvittaminen ja muut kunnostustoimenpiteet (60 h)	26 450	18 000
Projektin hallinta, seuranta ja raportointi (n. 1 300 työtuntia)	244 815	168 000
Kaivuu- ja puhdistuskulut	159 275	109 000
Työntekijöiden kulut (majoitus- ja ruokakulut, kuljetukset) (20 hlöä*50 pvä)	376 050	258 000
Jälkitarkkailu (5 v.) (40 työtuntia ja 40 näytettä)	51 205	35 000
Yhtiökustannukset (luvat, toimistokulut jne.)	20 700	14 000
YHTEENSÄ	3 640 222	2 493 000

* kurssi 1 € = 1,46 CAD

6.2 Riskinhallinta- ja kunnostusratkaisuja

Tässä luvussa on esitetty yleisesti suljetuille kaivannaisjätealueille soveltuvia riskinhallinta- ja kunnostusratkaisuja. Kohteeseen valittava lopullinen ratkaisu voi koostua yhdestä tai useammasta menetelmästä. Sulkemistoimenpiteiden lisäksi alueelle sijoitetun kaivannaisjätteen uudelleenkäyttö voi johtaa alueen kunnostamiseen, mistä syystä se on sisällytetty ohjeistuksessa esiteltyihin kunnostusratkaisuihin. Kaivannaisjätteiden ja ympäristövaikutusten hallintamenetelmiä ja -tekniikoita esitetään tarkemmin mm. BAT-tekniikoiden vertailuasiakirjassa ja sen soveltamisoppaassa (MWEI BREF 2018, Kivipelto et al. 2020). Asiakirjan suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueisiin soveltuvia BAT-päätelmiä on koottu ohjeistuksen liitteeseen 1. Kaivosten sulkemiseen soveltuvia tekniikoita on koostettu myös GTK:n ja VTT:n yhteistyöprojektissa toteutettuun wikipohjaiseen sivustoon (mineclosure.gtk.fi/). Lisäksi kaivannaisjätealueiden kunnostamisen käytännön suunnittelua ja toteutusta on kuvattu monissa oppaissa (esim. U.S. EPA 2000a, Australian Government 2016b, NOAMI 2016). Kunnostushankkeessa yleisesti huomioitavia asioita ovat:

- kunnostusta vaativien kohteiden tunnistaminen ja tavoitteiden määrittely
- menetelmien valinta ja kunnostuksen etenemisen suunnittelu
- kunnostuksen toteutus ja sen onnistumisen seuranta asetettujen kriteerien perusteella sekä
- kunnostuksen jälkeisen tilan seuranta, tarkkailu ja hallinta sekä mahdollisten korjaavien toimenpiteiden toteuttaminen.

Tähän sisältyvät myös selkeät käytännöt kunnostukseen liittyvän tiedon tallentamisesta ja hallinnasta, kohteen seurannasta, tarkkailusta ja ylläpitotarpeista, varautumisesta odottamattomiin tilanteisiin sekä mahdollisten maankäyttörajoitusten täytäntöönpanosta ja soveltamisesta.

Tässä ohjeistuksessa riskinhallinta- ja kunnostusmenetelmiä koskevat kuvaukset on jaoteltu alaluvuiksi seuraavasti:

1. Ratkaisut maaperän pilaantumisen ja pohjaveden tilan heikkenemisen ehkäisemiseksi (luku 6.2.1)
 - kemiallisen muutoksen hillitseminen ja haitta-ainepäästöjen muodostumisen ehkäiseminen
 - pölyämisen ehkäiseminen
 - säteilyriski
 - pohjavesien tilan heikkenemisen ehkäiseminen ja vähentäminen
2. Pintavesien käsittely- ja hallintaratkaisut (luku 6.2.2)
 - korkeat haitta-ainepitoisuudet ja happamuus
 - luonnontilaisten vesien pilaantuminen
 - vaikutus ulottuu puro- ja järvisedimenttien laatuun
3. Ratkaisut geotekniseen vakauteen (luku 6.2.3)
 - maanpinnan yläpuolelle kohoavat padot ja kasat
4. Muut kunnostusmenetelmät (luku 6.2.4)
 - pilaantunut maaperä
5. Jätteen uudelleen hyödyntäminen (luku 6.2.5)
 - korkea haitta-ainepitoisuus – mahdollinen arvoaine
 - jätteen määrän ja laadun vähentäminen
 - jätealueen uudelleen rakentamisen mahdollistaminen.

6.2.1 Maaperän pilaantumisen ja pohjaveden tilan heikkenemisen ehkäiseminen ja vähentäminen

Maaperän pilaantumista ja pohjaveden tilan heikkenemistä voidaan estää ja vähentää puuttamalla kaivannaisjätealueen pölyongelmiin ja haitta-ainepäästöjen muodostumiseen. Suljettujen ja hylättyjen alueiden kunnostamiseen soveltuvia tekniikoita/metodeja ovat (esim. Kauppila et al. 2013, MWEI BREF 2018, Skousen et al. 2018):

- peittoratkaisut, kuten kuiva- tai vesipeitto sekä edellisten yhdistelmä
- jätteen uudelleen sijoittaminen esim. kaivos- tai louhostäyttöihin
- maisemointi ja maastomuotojen uudelleen muotoilu
- kapselointi neutraloivalla materiaalilla

- pH:n kasvattamien esim. alkalisyksellä/peitolla tai alkalioidilla
- vettä läpäisevät reaktiiviset seinämät
- fytotekniikat
- jättemateriaalin uudelleen hyödyntäminen (luku 6.2.5) tai sulfidien poisto prosessoimalla jäte uudelleen.

Pölyongelmat liittyvät erityisesti hienojakoisiin kuivuneisiin materiaaleihin kuten rikastushiekkaan. Pölyongelma voidaan ratkaista ohuenkin peiton turvin, jolloin tärkeimpänä tekijänä on taata eroosion ehkäisyn kannalta oleellisen kasvillisuuden juurtuminen. Etenkin tiheä **kasvillisuus** vähentää tehokkaasti pölyämistä. Jätealueen patojen pölyämistä ja eroosiota voidaan ehkäistä myös louhevuorauksen avulla, jolloin voidaan mahdollisesti hyödyntää alueen ympäristökelpoisia sivukiviä. Suuret korkeuserot ja jyrkät rinteet voivat lisätä (tuuli)eroosiota ja pölyämistä. Kaivostoinnin loputtua korkeuseroja voidaan pienentää **maisemoimalla** sekä kasvittamalla alue.

Peittoratkaisulla pyritään usein vaikuttamaan pölyongelmien lisäksi jätteen kemialliseen stabiiliteettiin ja siten altaalta/kasalta suotautuviin vesiin. Tällöin peiton tärkeimpänä tehtävänä on hapen kulkeutumisen estäminen ja suotautuvan veden määrän vähentäminen. Tiiviillä peitolla hidastetaan tai jopa estetään sulfidien hapettumista ja siten vähennetään suotovesien happamuuden ja haitta-aineiden liukoisuuden kasvua. Peittorakennetta suunniteltaessa on oltava selvillä jätealueen pohja- ja patorakenteista, etenkin vesien kulkeutumisen ja hallinnan osalta, sillä patojen ja pohjarakenteiden vedenläpäisyominaisuudet vaikuttavat peittoratkaisun valintaan (mm. turvallisuus ja toimivuus). Vanhojen kaivannaisjätealueiden pohjamateriaalina on pääasiassa luonnonmaasta koostuva vettä läpäisevä tai läpäisemätön pohjarakenne, mutta uudemmilla kaivannaisjätealueilla vettä läpäisemätön pohjarakenne voi perustua myös keinotekoiseen materiaaleihin.

Peittorakenne muuttaa jätealueen hydrogeologisia ominaisuuksia ja siten sillä voi olla vaikutuksia myös jätealueen fysikaaliseen vakauteen. Rakenteen toiminnan varmistamiseksi sulfideja sisältävän jätteen peittoratkaisun valinnassa huomioidaan jätteessä käynnistyvä tai jo käynnissä oleva bakteeritoiminta ja sulfidien hapettuminen, etenkin mikäli sulfidisia metalleja sisältävä kaivannaisjätealue on ollut pitkään suoraan altistuneena hapen ja veden vuorovaikutukselle. Bakteeritoiminta edistää jätteen rapautumista myös hapettomissa olosuhteissa (ks. luku 3.2.3). Peittorakenne voi aiheuttaa läjitysalueella kaasu- (CO_2 , H_2S) ja lämpöreaktioita (lämpölaajeneminen), jotka huomioidaan peittorakenteiden vallinnassa, suunnittelussa sekä mahdollisissa turvallisuusriskeissä ja maankäytön rajoituksissa.

Läjitysalueella voidaan käyttää eri peittoratkaisuja ympäröivän alueen ominaisuuksien ja jätteen ominaisuuksien mukaan, joita ovat (MWEI BREF 2018):

- kasvillisuuspeitot
- vettä läpäisevät kuivapeitot
- vettä läpäisemättömät ja alhaisen virtamaan kuivapeitot
- happea kuluttavat kuivapeitot
- vesipeitot
- märkäpeitot.

Kuivapeitto voi koostua yhdestä kerroksesta (Suomessa usein moreenia) tai se voi olla useammasta kerroksesta koostuva monikerrospeitto, jossa kerrosrakenteet ovat joko mineraaliainesta tai synteettistä materiaalia. Läpisyotautuvan veden määrään voidaan vaikuttaa kerroksien paksuuksien ja ominaisuuksien avulla. Etenkin monikerrosrakenteen osana olevan tiiviin tai kapillaarikatkoon perustuvan kerroksen avulla voidaan jätealueen läpisyotautuvien vesien määrää vähentää huomattavasti. Kuivapeitto voi olla siten, joko vettä läpäisevä tai vettä läpäisemätön. Kuivapeitto voidaan suunnitella myös happea kuluttavaksi, jolloin sulfidien hapettumista voidaan hidastaa.

Vesipeitot estävät usein kuivapeittoja paremmin jätteen hapontuoton, sillä happi liukenee ja kulkeutuu vedessä hitaammin kuin esimerkiksi kuivapeiton ilmahuokosissa. Vesipeitot vaativat jätealueen, jossa tiiviit pato- ja pohjarakenteet patoavat vettä. Vesipeittoa voidaan hyödyntää etenkin silloin, kun päädytään läjittämään kaivannaisjäte avolouhokseen tai valmiiseen painanteeseen (lampi, järvi). Osittaisessa vesipeitossa eli ns. **märkäpeittossa** jätealueelle on muodostunut kosteikko, joka ei pinta-alaltaan peitä koko jätealuetta. Tällöin patorakenne on vesipeiton vaatimuksista poiketen suotava ja vedenpinnan alapuolelle jäävä peittokerros voi olla verrattain ohut, huomioiden kuitenkin mahdollisen vedenpinnan korkeusvaihtelun.

Kaivannaisjätteiden haponmuodostusta voidaan vähentää myös **alkalilisäyksen** avulla, jolloin vaikutetaan läjityksen neutralointikapasiteettiin. Toimintansa lopettaneilla kaivoskohteilla läjitysalue on jo olemassa, joten sekoituksen sijaan neutraloivia aineita, kuten esimerkiksi kalkkia, voidaan levittää lähinnä pintakerroksen päälle esimerkiksi peittokerroksen rakentamisen yhteydessä. Korkeiden maansiirtokustannusten vuoksi haitallisemman **jätteen kapselointi** ympäristökelpoisemman tai neutraloivan jätteen sisään, on yleisempi läjitystoimenpide toiminnassa olevilla kaivoksilla. Menetelmällä pyritään estämään hapen ja veden vuorovaikutusta kapseloitavan jätemateriaalin kanssa ja lisäksi alkalinen materiaali nostaa samalla veden pH:ta. Kaivannaisjätteitä voidaan siirtää niiden alkuperäisiltä läjitysalueilta **avolouhoksiin tai kaivostunneleihin**. Tällöin ilmakehän hapen suora vaikutus vähenee pohjaveden pinnan nousun seurauksena joko avolouhoksen täyttymisen tai tunneleiden pumppausten loputtua. Vesipeitosta huolimatta jätteen rapautumista voivat

edistää tuulen vaikutuksesta johtuva avolouhoksen pintavesien happipitoisuuden kasvu tai mahdolliset happipitoiset pohjavedet. Avolouhoksen vesimassaan suunnitellaankin yleensä pysyvä kerroksellisuus, jonka syntymistä voidaan alkuvaiheessa edistää happea kuluttavaa ainetta lisäämällä.

Reaktiivisella seinämällä tarkoitetaan passiivisesti, maaperään asennettua, reaktiivista materiaalia sisältävää seinämärakennetta tai -vyöhykettä, jonka läpi ympäristölle tai ihmiselle haitallista ainetta tai aineita sisältävä pohjavesi johdetaan luontaisen pohjavesivirtauksen mukana. Pohjavesi puhdistuu, kun veteen liuenneet haitta-aineet reagoivat reaktiivisen seinämän materiaalin kanssa ja muuntuvat haitattomiksi tai vähemmän haitalliseksi tai pidättyvät seinämään (U.S. EPA 2014). Reaktiivisen seinämän käyttö ei asennuksen jälkeen vaadi energialähdettä tai prosessin ohjausta, ja useimmiten seinämärakenne voidaan jättää pysyvästi maaperään (Reinikainen 2003). Reaktiivista seinämää voidaan kuitenkin joutua huoltamaan tai uusimaan, mikäli reaktiokapasiteetti loppuu ja kunnostusvoitetta ei ole siihen mennessä saavutettu.

Fytoremediaatio on biologisen puhdistuksen sovellus, jossa käytetään kasveja orgaanisilla tai epäorgaanisilla haitta-aineilla lievästi pilaantuneen maaperän tai pohjaveden kunnostamiseen (esim. Mohsin 2016). Menetelmän etuna ovat alhaiset pääoma- ja käyttökustannukset, positiiviset maisemalliset vaikutukset, haitta-aineiden liukoisuuden pieneeminen sekä maan stabiloituminen (Penttinen 2001). Kaivannaisjätealueille soveltuvia fytotekniikoita ovat mm.:

- fytoakkumulaatio, perustuu kasvien kykyyn kerätä itseensä haitta-aineita (yleensä raskasmetallit)
- fytostabilointi, pohjautuu juuriston eroosiota ja haitta-aineiden liikkuvuutta vähentävään vaikutukseen.

Pitkällä aikavälillä aiheutuvaa **säteilyaltistusta** (NORM) voidaan rajoittaa peittämällä jätealue noin kahden metrin paksuisella maa-aineskerroksella. Alimman savi- tai silttikerroksen tehtävänä on pidättää radonkaasua ja sitä seuraavien karkearakeisempien välikerrosten päälle muodostetaan eroosiosuojaksi kasvillisuuskerros (STUK 2005). Mikäli alueella mitataan ihmisen terveyden tai ympäröivän luonnon kannalta korkeita säteilypitoisuuksia, tulee kyseeseen myös alueen **aitaaminen ja varoituskyltit**. Aluetta koskevat rajoitukset ovat merkittävä kiinteistötietojärjestelmään ja asia dokumentoidaan rekisteritietoihin, kuten kaivoslaissa on edellytetty. Alueen uudelleen käyttöä rajoittavat tekijät tulisi merkitä myös Maaperän tilan tietojärjestelmään (MATTI). Kansainvälinen atomienergiajärjestö on julkaissut kansainväliset yleiset turvallisuusstandardit säteilyltä suojautumiseen ja säteilylähteiden turvallisuuteen (IAEA 2014) sekä kaivostoiminnasta syntyvän radioaktiivisen jätteen hallintaan (IAEA 2006).

EU:n suosittamat peittorakenteiden ja muiden sulkemismenetelmien BAT-tekniikat on kuvattu MWEI BREF -vertailuasiakirjassa (2018). Peittorakenteiden soveltavuudesta, suunnittelusta, toimintaominaisuuksista, seurannasta ja tarkkailusta on saatavilla myös kattava opas (INAP 2017). Lisäksi happaman kaivosvaluman muodostumista ja hallintaa käsitellään laajasti kansainvälisessä oppaassa (*GARD Guide*; INAP 2014, MEND 2014) ja kaivosten sulkemistekniikoita wikipohjaisella sivustolla (GTK 2020).

6.2.2 Pintavesien tilan heikkenemisen ehkäiseminen ja vähentäminen

Pintavesien tilan heikkenemisestä johtuva vesien käsittelytarve ja -ratkaisut suunnitellaan käsiteltävien vesien laadun ja määrän perusteella. Tavoiteltavaan puhdistustasoon vaikuttaa myös vastaanottavan vesistön tai pohjavesimuodostumien laatuluokitus, käyttökohteet (mm. talousvesikaivot, uimarannat) ja pintavesistöissä myös vesistön sietokyky, minimiravinnesuhteet ja vesieliöiden ekotoksisuustiedot (Kauppila et al. 2011). Vesipäästöjen kautta syntyvien haittavaikutusten pitkäaikaisarviot laadusta ja määrästä perustuvat esimerkiksi geokemialliseen- ja virtaamamallinnukseen. Kaivannaisjätealueilta poistuvan veden käsittelymenetelmän valinta perustuu vesikemiaan, veden sisältämiin haitta-aineisiin, näiden määrään ja olomuotoon, virtausnopeuteen, veden tilavuuteen ja käsittelyn tavoitteisiin (esim. vaaditut veden laatuvaatimukset tai veden käyttö käsittelyn jälkeen). Kaikki käsittelyratkaisut edellyttävät veden laadun tarkkailua, jolla varmistetaan puhdistuksen moitteeton toiminta. Vesien käsittelyä jatketaan, kunnes vesien laatu on saavuttanut hyväksyttävän tason. Pintavesipäästöjen aleneminen vaikuttaa myös puro- ja järvisedimentteihin kerrostuvan aineksen laatuun, siten pintavesien metallikuorman vähenemisen seurauksena sedimentteihin kerrostuu vähemmän metalleja. Metallien väheneminen pintasedimentissä vaikuttaa siten etenkin pitkällä aikavälillä myönteisesti vesieliöstön elinolosuhteisiin.

Kaivoksen vedenkäsittelytekniikat on yleensä jaettu **aktiivisiin ja passiivisiin menetelmiin** (esim. Gusek & Figueroa 2009, U.S. EPA 2014). Aktiiviset käsittelymenetelmät edellyttävät energiaa ja kemikaalien käyttöä, kun taas passiiviset käsittelymenetelmät käyttävät pääasiassa luonnollisesti saatavilla olevia energialähteitä, kuten mikrobien metabolistaa energiaa, fotosynteesiä ja kemiallista energiaa. Lisäksi passiivisissa menetelmissä tarvittavat ravintoaineet ovat tavallisesti saatavilla luonnostaan ja vain kompostin tai kalkkikivien lisäys voi olla tarpeen. Aktiiviset käsittelymenetelmät voidaan suunnitella vastaamaan kaivosvesien happamuus- ja virtausnopeuksia ja niitä voidaan myös säätää välittömästi veden laadun ja virtausnopeuden muutosten mukaan. Passiivisia menetelmiä on yleensä hankalampi tai jopa mahdoton säätää, mutta toisaalta ne tarvitsevat vain vähän tai ei lainkaan ylläpitoa. Korkeiden ylläpito- ja käyttökustannusten sekä säännöllisen huoltotarpeen vuoksi aktiivisia hoitomenetelmiä käytetäänkin yleensä vain kaivoksen toiminnan aikana (Younger et al. 2002, Ziemkiewicz et al. 2003, Heikkinen et al. 2005, Taylor et al. 2005, Wolkersdorfer 2008). Jos kuitenkin haitta-aineiden pitoisuudet, vesimäärät sekä

virtausnopeudet ovat passiivisille käsittelymenetelmille liian suuria, on tarkoituksenmukaista käyttää aktiivisia käsittelymenetelmiä, kunnes käsittelyä ei enää tarvita tai voidaan siirtyä käyttämään soveltuvaa passiivista menetelmää. Koska Suomessa vanhojen kaivannaisjätealueiden vesien happamuus (<800 mg CaCO₃/l) vesimäärät sekä virtausnopeudet ovat yleensä alhaisia (<50 l/s), riittää passiivisten vedenkäsittelymenetelmien käyttäminen usein saavuttamaan hyväksyttävän vedenlaadun tason. Tässä yhteydessä onkin esitetty lyhyesti vain yleisimpiä passiivisia menetelmiä (Taulukko 30). Sekä aktiivisia että passiivisia menetelmiä on kuvattu tarkemmin mm. kaivosten sulkemistekniikoita käsittelevällä sivustolla (GTK 2020) sekä MWEI BREF-asiakirjassa (2018), jonka suljetuille ja hylätyille kaivannaisjätealueille soveltuvia menetelmiä on koostettu liitteeseen 1.

Taulukko 30. Passiivisten vesien käsittelymenetelmien soveltuvuus ja puhdistusteho kaivosvesien käsittelylle.

MENETELMÄ	SOVELTUVUUS	PUHDISTUSTEHO	LÄHDE
Anoksinen kalkkikiviroma (ALD)	Hapan, metallipitoinen vesi. Liuenneen hapan pitoisuus <1 mg/l, kohtalainen Fe ³⁺ - ja Al ³⁺ -pitoisuus, pH >2 Virtausnopeus <20 l/s ja tarvittava veden viipymä 15 h.	86,1 g CaCO ₃ /pv/t	Younger et al. 2002, Lottermoser 2010, Wolkersdorfer 2008
Avoin kalkkikiviroma (OLC/OLD)	Kohtalainen happamuus ja metallipitoisuus (Mn, Al, Fe, Cu, Pb, Zn, Se). Uoman kaltevuus >10 %. pH >2, Virtausnopeus <20 l/s.	30,2 g CaCO ₃ /pv/t	Telliard 2000, Ziemkiewicz et al. 2003
Aerobinen kosteikko	Neutraali tai emäksinen metallipitoinen vesi, tarvittava veden viipymä 1–5 pv. Toimii myös laskeutusaltaana kiintoainekselle.	16,3 g CaCO ₃ /pv/t	Gusek & Figueroa 2009, Wolkersdorfer 2008, U.S. EPA 2000b
Anaerobinen kosteikko	Happamat, metallipitoiset vedet, SO ₄ ⁻ , pH >2,5, kuormitus n. 3,5 g CaCO ₃ /m ² /pv, tarvittava veden viipymä 1–5 pv.	16,4 g CaCO ₃ /pv/t	Wildeman et al. 1993, Hedin et al. 1994, Gusek 2002
Pelkistävät ja alkaliniteettia lisäävät systeemit (RAPS/SAPS)	Lievästi hapan, Al, Cu, Fe, Mn, Zn pitoinen vesi. Liuenneen hapan pitoisuus <1–3 mg/l, pH >2,5, Virtausnopeus <15 l/s. Elinikä 20–30 vuotta.	20–40 g happamuutta/ m ² /pv	Kepler & McCleary 1994, Watzlaf et al. 2000, Matthies et al. 2010
Kalkkikivi suodatinpato	pH <3,0, tarvittava veden viipymä 1,5 h.	18,1 g CaCO ₃ /pv/t	Black et al. 1999, Skousen & Ziemkiewicz 2005
Teräskuona suodatinpato	Alh. metallipitoisuus, tarvittava veden viipymä 1–3 h.	2334 g CaCO ₃ /pv/t	Simmons et al. 2002, Goetz & Riefler 2014
Vettä läpäisevä reaktiivinen seinämä (PRB) tai suotopatja	Hapan metallipitoinen vesi (As, Cr, Ni, Pb, U, Fe, Mn, Se, Cu, Co, Cd, Zn), sulfaatti, nitraatit, fosfaatit sekä radionuklidit, SO ₄ ⁻ >300 mg/l.		Reinikainen 2003, U.S. EPA 2014
Bioreaktorit (rakennettu tai kaivoskuilussa/avolouhoksessa)	Happamat, metallipitoiset vedet, SO ₄ ⁻ >300 mg/l. Tarvittava veden viipymä 24 h.		García et al. 2001, Vestola & Mroueh 2008

Passiiviset käsittelymenetelmät ovat melko pitkäikäisiä, ja menetelmien toiminta- sekä ylläpitokustannukset ovat yleensä aktiivisiin menetelmiin nähden melko alhaiset. Ne vaativat kuitenkin usein paljon maapinta-alaa, eikä yhden passiivisen menetelmän käyttö yleensä riitä. Tehokkain kokonaisuus on todennäköisesti usean puhdistusratkaisun yhdistelmä, jolloin myös alkuinvestointikustannukset voivat olla suuria. Lisäksi kylmä ilmasto ja talviolosuhteet voivat haitata passiivisen vedenkäsittelyn suorituskykyä mikrobitoiminnan tehon laskiessa. Tätä voidaan ehkäistä peittämällä orgaaninen aines maaperäkerroksella ja aloittamalla käsittely lämpimänä aikana, jolloin mikrobitoiminta ehtii käynnistyä kunnolla ja tuottaa tarpeeksi lämpöä jäätyminen ehkäisemiseksi ennen lämpötilan laskua (Younger et al. 2002, Wolkersdorfer 2008, Gusek & Figueroa 2009, Zipper et al. 2011). Alla on lyhyesti esitelty yleisesti käytettyjä passiivisiä menetelmiä.

Avoimissa kalkkikiviojissa happamat vedet virtaavat pitkin kalkkikivellä vuorattua ojaa, jolloin kalkkikivien liukeneminen neutraloi happamuutta ja saostaa hapettumisen kautta metalleja, jotka kerätään ojan päässä olevaan altaaseen tai kosteikolle. **Anoksisessa kalkkikiviojassa** anoksinen vesi ohjataan maan alle rakennetun kalkkikiviuoman läpi, jolloin kalkkikivi liukenee nostaan pH:ta ja alkaliniteettia (U.S. EPA 2014). Veden virratessa ulos metallit hapettuvat ja saostuvat altaaseen tai kosteikolle. Molemmilla kalkkikiviojilla suurin toimivuuden riski liittyy kalkkikivien vuorautumiseen metallisaostumilla. Tätä voidaan osin kiertää rakentamalla kalkkikivisuodatin puhtaita vesiä kuljettavaan ojaan, jonka vedet sitten sekoittuvat puhdistettavaan vesivirtaan ja aiheuttavat saostumista. Kalkkikiviojat eivät vaadi suurta pinta-alaa, ne ovat helppoja ja suhteellisen edullisia rakentaa ja ne toimivat myös veden ohjauksessa (U.S. EPA 2000b ja 2000c). Menetelmä on käytössä Suomessa mm. Luikonlahdella ja Kotalahdella.

Rakennetut kosteikot ovat yleensä yhden tai useamman laaja-alaisen lammikon tai altaan kokonaisuuksia, joissa vesien puhdistuminen perustuu haitta-aineiden saostumiseen ja uusien yhdisteiden muodostumiseen aerobisten ja anaerobisten prosessien kautta. **Aerobisissa kosteikoissa** vesi virtaa yleensä altaan toisesta päästä sisään ja toisesta päästä ulos. Aerobisissa kosteikoissa rauta, alumiini ja mangaani saostuvat hapettumisen ja hydrolyysin kautta oksideiksi ja hydroksideiksi. Saostuminen sitoo sekä muita metalleja, että vapauttaa vetyioneja, jolloin veden pH laskee. Aerobiset kosteikot soveltuvatkin vain emäksisille tai lähes neutraaleille vesille (pH <5,5). Kasvillisuus tehostaa kosteikon toimintaa. **Anaerobisissa kosteikoissa** vesi virtaa horisontaalisesti maanpinnan alla noin 30–60 cm paksuisen hapettoman, orgaanisen kerroksen läpi. Anaerobisten kosteikkojen hapettomissa oloissa sulfaatti pelkistyy mikrobiologisesti ja saostuu niukkaliukoisina metallisulfideina kosteikon pohjakerrokseen. Ulos virratessaan vesi hapettuu ja loput metallit saostuvat oksideina, hydroksideina ja karbonaateina kosteikon jälkeen rakennetulle laskeutusaltaalle. Samalla veden alkaliniteetti (puskurointikyky) sekä pH kasvavat, joten anaerobiset kosteikot soveltuvat hyvin happamille, runsaasti metalleja sisältäville vesille. Rakennettujen kosteikkojen etuna on helppo rakennettavuus, vähäinen huoltotarve sekä melko

alhaiset kustannukset. Lisäksi ne ovat maisemallisesti toimivia ratkaisuja (esim. lintukosteikko). Suurin toimivuuden riski liittyy kasvualustan tukkeutumiseen saostumien vuoksi, jolloin puhdistustehokkuus alenee. Kasvualustan vaihtaminen on sekä työlästä että kallista. Vaaditun alhaisen virtausnopeuden vuoksi, kosteikot eivät myöskään sovellu kovinkaan suurille vesimäärille ja ne vaativat paljon pinta-alaa. Menetelmä on käytössä Suomessa mm. Luikonlahdella, Enonkoskella ja Vihannissa.

Pelkistävät ja alkaliniteettia tuottavat järjestelmät (SAPS/RAPS) sisältävät aerobisen ja anaerobisen vaiheen. Ensin vesi virtaa pystysuuntaisesti orgaanista ainesta sisältävän kerroksen läpi, jolloin happi kuluu bakteeritoiminnan takia pois ja alumiini saostuu alumiinihydroksidiksi ja pidättyy orgaaniseen ainekseen (U.S. EPA 2014). Kolmiarvoinen rauta pelkistyy kahdenarvoiseksi raudaksi. Tämän jälkeen hapeton vesi virtaa kalkkikivikerroksen läpi, jolloin veden alkaliniteetti kasvaa. Rauta hapettuu ja saostuu veden virratessa ulos järjestelmästä altaaseen. Myös tällainen järjestely vähentää saostumien aiheuttamaa puhdistustehon laskua.

Bioreaktoreissa bakteerit pelkistävät sulfaatin rikkivedyksi, joka saostaa yhdessä korkean pH:n kanssaraskasmetalleja vedestä heikosti liukoisina sulfideina (Kaksonen at al. 2003, Liamleam & Annachatre 2007). Vanhalla tai hylätyllä kaivosalueella bioreaktorina voi toimia vedellä täyttynyt kaivoskuilu tai avolouhos, jossa on ympärivuoden pysyvä kerrosrakente ja hapettomat olosuhteet ainakin pohjakerroksessa. Lisäksi bioreaktorin käynnistymistä varten tarvitaan orgaanista ainesta sekä mikrobilähteenä että mikrobien ravinnoksi. Suomessa biologista sulfaatin pelkistystä kaivoksen louhosjärvisä käytetään ainakin neljällä toimintansa lopettaneella kaivoksella: Ruostesuo, Hammaslahti, Kangasjärvi ja Kotalahti (Vestola & Mroueh 2008).

6.2.3 Ratkaisut jätealueen rakenteellisen vakauden kunnostukseen

MWEI BREF-asiakirjan (2018) BAT-päätelmät sisältävät useita menetelmiä ja tekniikoita, jotka liittyvät kaivannaisjätealueen rakenteellisen vakauden hallintaan. Osa tekniikoista ja menetelmistä voidaan soveltaa kaivannaisjätealueille myös jälkikäteen kunnostusmenetelmänä. Riskinarvioinnissa selvitetään mahdollinen jo käytössä olevan tekniikan tarpeellisuus ja toimivuus sekä tehdään mahdolliset kunnostustoimenpiteet. Kaivannaisjätealueiden vesien hallintaan ja siten rakenteelliseen vakauteen vaikuttavat alueen **vesitaseen** lisäksi esimerkiksi vapaan veden hallintaan liittyvät tekijät kuten **dekantointikaivot, -kourut, -järjestelmät, putket ja juoksutukset**.

Kaivannaisjätealueen patovaurioita voi syntyä sisäisen ja ulkoisen eroosion takia tai liukusortumalla. Sisäinen eroosio voi ilmetä esimerkiksi hallitsemattomana suotautumisena padon läpi, ja sitä voidaan pyrkiä hallitsemaan jälkikäteen sopivien **suodatin- ja kuivatusrakenteiden ja -järjestelmien** avulla. Ulkoinen eroosio voi aiheuttaa ylivuotoa ja luiskien

eroosiota veden kulkeutumisreittimuutosten myötä esimerkiksi rankkasateiden seurauksena. Ulkoisen eroosion vähentämiskeinoina voi tulla kyseeseen **luiskaverhoukset ja kasvittaminen** tai suurempi **kuivavara**. Liukusortumien syinä voi olla sitä vastoin kaivannaisjätealueen reunojen ja luiskien jyrkkyys, riittämätön tiivistäminen tai korkea suoto- tai pohjaveden pinta, jotka voidaan havaita alapuolisen maanpinnan kohoamisena tai liuku-pintasortumina. Sortumariskiä voidaan pienentää jälkikäteen esimerkiksi **loiventamalla luiskia ja rinteitä tai rakentamalla vastapenger** (Kauppila et al. 2011). Rikastushiekkialtaiden patojen rakenteista, riskeistä sekä seurannasta ja tarkkailusta on saatavilla laajasti tietoa (esim. U.S. EPA 2000a, ICOLD 2001, Sivonen & Frilander 2001, Isomäki et al. 2018, Roca 2019).

Suljetuilla ja hylätyillä kaivosalueilla sortumisriskejä voi esiintyä, läjitys- ja louhintamenetelmistä riippuen, patojen lisäksi jyrkissä sivukivikasoissa, kaivostunneleissa ja avolouhosten seinämissä. Sivukivialueiden fysikaalista vakautta voidaan lisätä peitolla ja kasvillisuudella tai **loiventamalla rinteitä**. Nykyisin yleisesti maanalaisissa kaivoksissa käytössä oleva tunneleiden **kaivannaisjätetäytöt** vähentävät maanpäällisessä läjityksessä olevaa kaivannaisjätteiden määrää, lisäten samalla mahdollisesti niiden fysikaalista ja kemiallista stabiiliteettia (Shen et al. 2017). Vähintään **varoituskyttilit ja aitarakenteet** ovat paikallaan tilanteissa, joissa esiintyy putoamis- tai sortumisvaaraa.

Kaivoksen sulkemisen jälkeen tunnelit ovat usein täyttyneet vedellä, jolloin niiden tyhjentäminen voi olla työlästä ja toiminta vanhoissa tunneleissa voi lisätä sortumariskiä. Siten kunnostettaville kaivannaisjätealueille turvallisemmaksi ja kustannustehokkaammaksi vaihtoehdoksi voi nousta jätteiden uudelleen sijoittaminen avolouhokseen. Etenkin tilanteissa, joissa vesipeiton on katsottu olevan kunnostustoimenpiteenä ensiarvoista. Kaivannaisjätteiden siirtämisessä ja uudelleen läjityksessä on selvitettävä aina kaivannaisjätteen ominaisuuksien vaikutukset uudessa ympäristössä. Kyseisessä esimerkissä jätteen karakterisoinnin ohella tulisi selvittää mm. avolouhoksen siirros- ja rakoiluvyöhykkeet sekä niiden vaikutus veden happipitoisuuteen.

6.2.4 Muita kunnostusmenetelmiä

Edellä mainittujen kunnostusratkaisujen ohella on olemassa menetelmiä, joita voidaan käyttää puhdistettaessa pilaantunutta maaperää tai pohjavettä sekä estettäessä haitallisten vaikutusten leviämistä ympäröivään luontoon. Kuten muitakin menetelmiä, arvioidaan niiden soveltuvuutta ja käyttöä kaivoskohteissa aina tapauskohtaisesti.

Maan pesulla partikkeleihin sitoutuneet haitta-aineet erotetaan maa-aineksesta veden avulla yleensä erillisissä pesulaitteistoissa, jotka voivat olla siirrettäviä tai kiinteitä. Pesutehoa voidaan parantaa uuttoliuosten, pinta-aktiivisten aineiden, pH:n säätäjien tai metalliyhdisteitä muodostavien aineiden avulla. Pesun avulla saadaan erotettua haitta-aineet

sisältävä fraktio eli pesurejekti ja puhdas fraktio. Erottelu voi tapahtua partikkelien koon lisäksi ominaispainoon tai pintaominaisuuksiin tai näiden yhdistelmiin perustuen. Pesua voidaan pitää esikäsittelemenetelmänä, joten pesurejekti ja -vesi vaativat yleensä jatkokäsittelyä vaihtoehtoisilla menetelmillä (Anderson 1993).

Elektrokineettisellä käsittelyllä voidaan sähkökemiallisten ja -kineettisten prosessien avulla poistaa metalleja ja polaarisia orgaanisia haitta-aineita maaperästä pumppaamalla vettä maahan asetettujen elektrodien läheisyydestä ja saostamalla tai kompleksoimalla ioneja. Menetelmässä heikko tasavirta kulkee elektrodien välillä mobilisoiden varautuneita aineita ja aiheuttaen niiden siirtymisen kohti elektrodeja. Menetelmä on yhä kehitysvaiheessa eikä sen asema maaperän tai kaivannaisjätteiden puhdistusmenetelmänä ole ainakaan vielä vakiintunut. Menetelmä ei ole tehokas alueilla, joilla on voimakkaasti maan sähkönsäilytyskykyyn vaikuttavia tekijöitä, joten käyttöä kaivannaisjätealueella voi rajoittaa sen sijainti malmiesiintymän läheisyydessä (Penttinen 2001).

Kiinteitys- ja stabilointimenetelmissä ei käsiteltävän materiaalin haitta-ainepitoisuutta pyritä pienentämään, vaan haitta-aineiden, kuten raskasmetallien, asbestin ja epäorgaanisen syanidin kulkeutumista ja leviämistä ympäristöön, ja siten niiden haitallisuutta, pyritään vähentämään sitomalla ne maa-ainekseen. Menetelmät voivat perustua sekä fysikaalisiin että kemiallisiin ilmiöihin, jolloin pilaantuneeseen maahan lisätään sideainetta kuten sementtiä, bitumia, kalkkia, bentoniittia, silikaatteja tai orgaanisia polymeerejä. Stabiloitu pilaantunut maaperä tai kaivannaisjäte voidaan sijoittaa mm. avolouhokseen tai maanalaiseen tunneliin (Penttinen 2001). Vastaava käytäntö on käytössä useammalla aktiivisella kaivoksella louhostäytössä (ns. pastatäyttö), jossa tarkoituksena on yleensä myös kalliotilojen lujittaminen.

6.2.5 Kaivannaisjätteen uudelleen hyödyntäminen

Kiertotalouden edistäminen yhteiskunnallisena tavoitteena on edesauttanut huomioidaan nykyisten jätevirtojen uusia käyttömahdollisuuksia sekä tutkimaan vanhojen kaivannaisjätealueiden uudelleen hyödyntämistä (esim. Blengini et al. 2019). Jätelaissa (646/2011) korostuvat jätehuollon järjestämisessä yleisperiaatteina jätteiden synnyn ennaltaehkäisy, uudelleenkäyttö sekä haitaton käsittely ja loppusijoittaminen. Jätelain on tarkoitus myös selkeyttää sivutuotteen ja jätteen eroa täsmentämällä niiden määrittelyä. Ennen nykyisen jätelain uudistusta jäännöstuotteiden määrittely joko jätteeksi tai sivutuotteeksi tapahtui pitkälti kaivoskohtaisissa ympäristöluvuissa. Uusien hyödykkeiden tuottamiseen tarvitaan nykyisin laajempaa alkuaineiden kirjoa ja vanhojen kaivannaisjätealueiden ympäristölle haitalliset metallit voivat sisältää juuri tämän kaltaisia hyödynnettäviä arvoaineita. Siten riskinarviointiprosessin aikana on erittäin suositeltavaa myös tutkia jätteen uudelleen hyödyntämismahdollisuuksista. Samalla tarjoutuisi mahdollisuus vähentää ympäristövaikutuksia parempilaatuisen jätteen ja uusien nykyaikaisten jätealueiden rakenteiden avulla.

Mineraalivarantoarvioiden tekeminen kaivannaisjätteistä ei juuri poikkea primäärisistä mineraaliesiintymistä tehdyistä arvioista (SRK Consulting 2010). Suurimpana poikkeuksena on, että materiaali on kertaalleen prosessoitua ja läjityshistoria muodostaa tärkeän tekijän pitoisuusjatkuvuuksien ymmärtämisessä. Esimerkiksi useat syöttöputket rikastushiekka-altaassa lajittavat maa-ainesta epätasaisesti siten, että hienoaines kulkeutuu syöttöputken suulta kauemmaksi altaan keskiosiin ja vastaavasti karkea-aines kerrostuu syöttöputken lähetyville. Tällä voi olla iso merkitys uudelleen prosessoinnin saantiin, jos rikastuksessa käytetään vaahdotusta. Tällaisessa tapauksessa on tärkeää, että raekokoanalyysi tehdään pitoisuusmäärityksen rinnalla, siten ns. *cut-off*-arvo muodostuu molempien yhteistuloksesta.

Mineraalivarantoarvio perustuu edustavaan näyteaineistoon, jossa näytteen paikkatieto (X, Y, Z), koostumus ja tiheys sekä pitoisuus pyritään määrittämään mahdollisimman tarkasti. Näytteenotto on suunniteltava huolellisesti jätealueen koon ja mahdollisten pitoisuusvaihteluiden perusteella, sillä näyteaineisto muodostaa perustan koko mineraalivarantoarviolle. Ns. *Chain of Custody* -periaate on tärkeässä osassa varmistamaan, että näytteiden laadulliset kriteerit pystytään varmistamaan koko ketjun läpi näytteenotosta tuloksiin saakka. Näytteet käsitellään laatukriteerit huomioon ottaen (*Quality Assurance, QA*) ennen niiden lähettämistä akreditoituun laboratorioon. Myös näytteiden esikäsittelyä ja analyysimenetelmien tarkkuutta ja toistettavuutta valvotaan (*Quality Control, QC*). Näytteiden joukkoon lisätään kontrollinäytteitä, toistonäytteitä ja nollanäytteitä. QA/QC sekä *Chain of Custody* -toiminta raportoidaan kansainvälisten koodien mukaan läpinäkyvästi, jolloin voidaan varmistaa luotettava mineraalivarantoarvio. Analyysitulosten avulla tehdään resurssimallinnus esimerkiksi blokkimallina. Mineraalivarantoarvion tuloksena saadaan esiintymälle tonnimäärä ja pitoisuus (*cut-off*-arvo).

Malmietsintätulokset, malmivarat ja -varannot raportoidaan kansainvälisesti hyväksytyjen raportointikoodien mukaan. CRIRSCO -koodistoperhe on maailmanlaajuisesti hyväksytty mineraalisten raaka-aineiden kattojärjestö, johon tällä hetkellä kuuluu kymmenen hyväksyttyä jäsentä (mm. JORC, NI43-101, PERC, SAMREC -koodit). Koodi palvelee kaivos- ja malminetsintäyhtiöihin sijoitettavia tahoja takaamalla yhtenäisen, läpinäkyvän, puolueettoman ja tasapuolisen mineraalivarojen ja -varantojen luokittelukäytännön. CRIRSCO:n kulmakivenä on, että mineraalivarantoarvio tehdään tai valvotaan aina yhden tai useamman *Competent/Qualified Person*-statuksen omaavan henkilön toimesta, jolla on riittävä ymmärrys kyseisestä esiintymätyypistä. JORC-koodissa (JORC 2012) on erikseen mainittu kaivannaisjätteet (sivukivikasat ja rikastushiekka-alueet), joissa tulee huomioida taloudellinen hyödynnettävyys samalla tavalla kuin primäärisissä mineraaliesiintymissä.

Ympäristökelpoisia jättekiviä voidaan käyttää kaivosalueen ulkopuolella tierakentamiseen, täyttömaana sekä raaka-aineena pientarvikkeiden ja koriste-esineiden valmistuksessa. Sivukiven ja rikastushiekan käyttäminen täyttömateriaaleina edellyttää, ettei niistä aiheudu

haittaa pohja- tai pintavesille (Heikkinen et al. 2005). Lisäksi on tutkittu esimerkiksi rikastushiekkojen hyödyntämistä huokoisten keraamien raaka-aineena (Kinnunen et al. 2018, Solismaa et al. 2018). Suomessa on tutkittu jonkin verran suljettujen ja hylättyjen kaivosten rikastushiekkojen uudelleen hyödyntämistä ja esimerkiksi Aijalan rikastushiekka-alue oli mukana kansainvälisessä projektissa, jossa selvitettiin kaatopaikkojen soveltumista uusiomateriaalien lähteeksi (Smart Ground 2018).

Haasteita vanhojen kaivannaisjätteiden hyötykäytölle ovat puutteellinen toiminnan aikainen jätejakeiden luokittelu jätealueella ja materiaalien heterogeisuus. Monesti kaivostoiminnan aikana ei ole kiinnitetty huomiota jätejakeiden laatuun läjityksessä ja näin on huononnettu hyötykäytön mahdollistamista. Kansallisella tasolla ympäristövaikutukset pienenevät, mikäli uusien kaivosten sijasta hyödynnetään olemassa olevien kaivosalueiden kaivannaisjätteitä. Tulevaisuudessa mahdollisuuksia hyötykäytölle on paljon ja tietoisuuden lisääntyessä voidaan jo rikastusvaiheessa vaikuttaa jätejakeiden ominaisuuksiin. Rikastusprosessia muokkaamalla voidaan tuottaa vähemmän haitallisia jätejakeita ja saada jatkokäyttökelpoiset materiaalit erilleen haitallisista jätejakeista (Kauppila & Tarvainen 2018, Taskinen et al. 2018).

6.3 Jälkitarkkailu

Riskinhallintatoimenpiteet vaativat yleensä jälkitarkkailusuunnitelman. Toimenpiteiden jälkeinen tarkkailu suunnitellaan yksilöllisesti kullekin kaivoskohteelle. Tarkkailusuunnitelma laaditaan tunnistettujen riski- ja tarkkailukohteiden pohjalta jälkihoitotoimenpiteiden toimivuuden selvittämiseksi. Tarkkailuohjelmaan sisällytetään kaikki kohteen kannalta oleelliset tekijät koskien kemiallisia, fysikaalisia, biologisia ja sosioekonomisia tekijöitä (GTK 2020). Lisäksi suunnitelman tulisi sisältää tiedot siitä, kenelle jälkitarkkailu kuuluu ja kuka toimii sen toteuttajana, arviot jälkitarkkailun ajallisesta kestosta ja kustannuksista sekä ohjeet varautumisesta tarkkailutulosten perusteella mahdollisiin lisätoimenpiteisiin. Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostuksen jälkeiseen tarkkailuun voi olla syytä liittää myös aiemmin syntyneiden ympäristövahinkojen, kuten läheisten vesistöjen pohjasedimentin tilan tarkkailua.

Tarkkailuvelvoitteista on säädetty ympäristönsuojelulaissa (527/2014) ja sen toteutumista valvoo valtion valvontaviranomainen (ELY-keskus). Tarkkailusuunnitelma sisältää tietoa tarkkailtavista vaikutuksista ja niiden havainnointimenetelmistä sekä tarkkailun tiheydestä, kestosta ja vastuunjaosta. Jälkitarkkailun näytteenotto ei poikkea juurikaan nykytilatutkimuksen näytteenotosta. Yksi keskeisimmistä asioista on näytteiden edustavuus, jossa olennaista on pilaantumisriskin vähentäminen, mahdollinen kestäväointi ja oikeaoppinen säilytys. Yhtä oleellista on ymmärtää tutkimukseen valittavien analyysiparametrien

merkitys tutkimustulosten vertailtavuuden ja johtopäätösten oikeellisuuden kannalta. Jälkitarkkailuun voi kuulua mm.:

1. Jätealueen ja jätteen tilan tarkkailu
 - sulfidien hapettuminen ja kemiallisen muutunnan eteneminen
 - pohjaveden korkeus
 - peittorakenteiden toiminnan varmistaminen
 - fysikaalinen vakaus; läjitysalueiden rakenteet (erityisesti padot) sekä mahdolliset sortumavaaralliset alueet
 - muutokset maanpinnassa, maaperän geotekniset ominaisuudet, hydrologia ja suotautuminen, lämpötila, perustusten ja tukipilareiden vakaus, altaan ominaisuudet, materiaalien eroosio
2. Pinta- ja pohjavesien fysikaalinen ja kemiallinen seuranta
 - vesien käsittely- ja ojitusjärjestelmien toiminnan varmistaminen
 - pH, redox, EC, T, happi ja hapen kyllästysaste, alkaliniteetti
 - haitta-aineet (ml. sulfaatti), kiintoaines, orgaaninen aines
 - pintavesien kerrostuneisuus ja suolaantuminen
3. Pintavesien biologinen seuranta ja kalaston tarkkailu
 - kasviplanktonlajisto ja -biomassa (esim. piilevätutkimukset)
 - vesieliöstö, sähkö- tai verkkokalastus: lajimäärät, metallipitoisuudet
4. Järvi- ja puosedimenttien koostumuksen seuranta
 - kerrostumisnopeus, sedimentin laatu (haitta-aineet, pH, redox, EC, NP/AP)
5. Biologinen tarkkailu
 - kasvittumisen seuranta istutuksen jälkeen (mikäli kunnostuksen toimenpide tai tavoite)
 - sammaltutkimus (pölyäminen)
 - sien-, puunlehti-, marja- ja muurahaistutkimukset (maaperän pitoisuudet)
6. Ilmanlaadun tarkkailu
 - pölyäminen, hengitettävien PM₁₀-hiukkasten määrä ja pitoisuudet
7. Sosioekonomisen tilan seuranta
 - turvallisuus; aitojen ja kieltokylttien kunto
 - maankäytön rajoitukset ja kehitys.

Ohjeistuksen kohdetutkimusosiossa esitettyjä tutkimusmenetelmiä (luvut 4.4–4.9) voidaan hyödyntää soveltuvin osin tarkkailusuunnitelman mukaisesti. Koska suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden ympäristövaikutuksista merkittävä osa liittyy nimenomaan happamiin sekä metallipitoisiin valumavesiin, tulee vedenlaadun seurannan olla keskeisessä osassa suljetun kaivannaisjätealueen ympäristön tarkkailussa. Ainoastaan säännöllisellä vesinäytteenotolla voidaan varmistaa esimerkiksi alueelle asennettujen vedenpuhdistusmenetelmien toimivuus sekä varmistua, että alueen aiheuttama kuormitus on hyväksyttävissä rajoissa. Analysoitavat parametrit, niiden määrä sekä näytteenoton tiheys ja kesto ovat yksilöllisiä kullekin kohteelle ja ne arvioidaan riskinarvioperusteisesti. Pinta- ja pohjavesitarkkailun tarkoituksena on todentaa sulkemistratkaisujen toimivuus. Lisäksi tavoitteena on, että mahdolliset päästöt havaittaisiin mahdollisimman nopeasti, joten myös tarkkailupisteiden sijainnin valinta on keskiössä tarkkailua suunniteltaessa.

Kaivannaisjätealueiden vesistö- ja pohjavesitarkkailussa voidaan joissakin tilanteissa hyödyntää automaattista veden laadun seurantaa (esim. Punkkinen et al. 2016). Mittausasemien avulla pystytään autonomisesti keräämään tietoa useista veden fysikaalis-kemiallisista muuttujista, kuten lämpötilasta, sähkönjohtavuudesta, sameudesta sekä nitraattityypen ja hapen määrästä. Lisäksi mittalaitteverkkoon voidaan yhdistää myös erilaisia hälytystoimintoja esimerkiksi pohjaveden pinnan tason äkkinäisille muutoksille, joilla voidaan merkittävästi tehostaa patoturvallisuuden valvontaa. Jätealueen rakenteiden vakauden tarkkailua voidaan tehdä mm. pohjavedenpintoja seuraamalla, padon liikettä ja deformaatiota mittaamalla sekä visuaalisilla tarkasteluilla. Automaattisella vedenlaadun seurannalla voidaan joissain tapauksissa vähentää perinteiseen vesinäytteenottoon ja -mittauksiin liittyviä kustannuksia, ja niillä voidaan tuottaa arvokasta lisäaineistoa kaivannaisjätealueiden ympäristöseurantaan. Toisaalta automaattiset mittalaitteet eivät kuitenkaan poista tarvetta datankäsittelyltä, laitteiden säännölliseltä ylläpidolta tai perinteiseltä vesinäytteenotolta, joilla saadaan kerättyä tietoa useammista muuttujista sekä validoitua automaattisten mittalaitteiden tuloksia (Tattari et al. 2015).

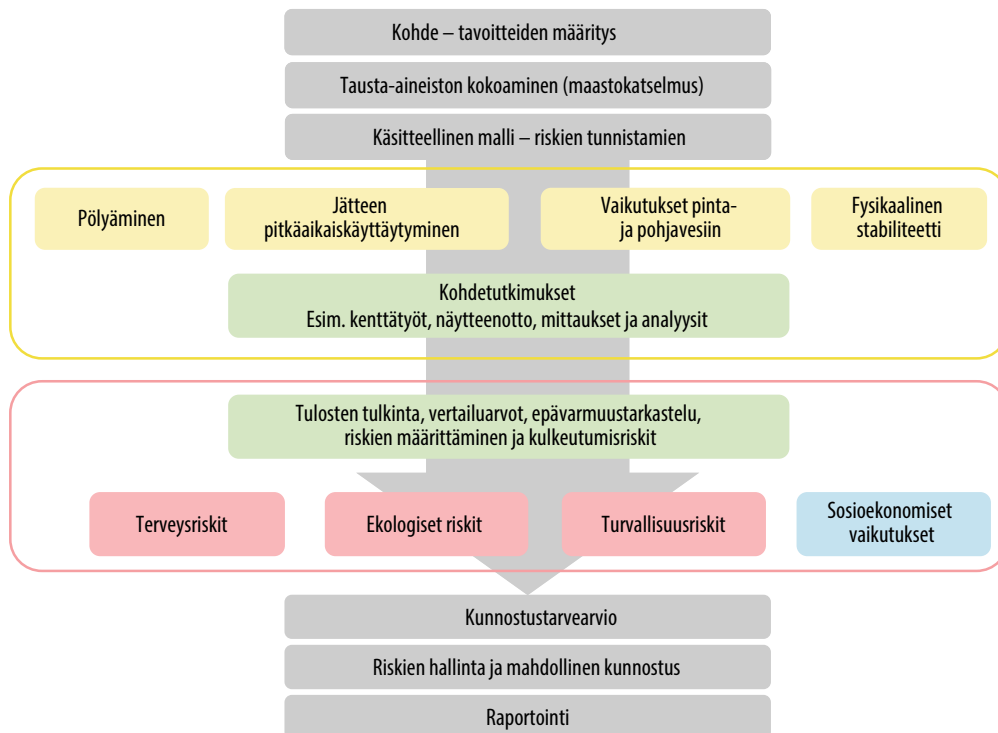
7 Toimintamalli

Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnin ja kunnostustarpeen selvittämisen kannalta oleelliset asiat ja toimenpiteet on koottu tähän lukuun tarkistuslistan omaiseksi toimintamalliksi, jonka kulku on esitetty pääpiirteissään kuvassa 25. Aluksi on oleellisinta tunnistaa riskinarvioinnin tarve ja määrittää yleiset tavoitteet. Tämän jälkeen selvitetään kohteen taustatiedot sekä kootaan tietojen pohjalta kohteesta käsitteellinen malli, joka on edellytyksenä kohdekohtaisesti valittujen tutkimusmenetelmien, mittausten ja analyysien suorittamiselle. Tulosten tulkinnan ja niihin perustuvien laskentojen avulla arvioidaan haittojen ja riskin suuruus sekä niiden merkitys ihmiselle ja ympäristölle. Riskinarvioinnin tulosten ja epävarmuustarkastelun pohjalta tuotetaan toimenpide-ehdotukset mahdollisesta riskinhallinnasta, kunnostuksesta sekä tarkkailusta.

Tarkistuslistojen käytön sujuvoittamiseksi toimintamalli on jaettu seitsemäksi eri osaluueeksi, jotka käsitellään tarkemmin ohjeistuksessa (suluissa luvun numero):

- A. Riskinarvioinnin tavoitteiden määrittely (luku 3.1)
- B. Taustatiedon keruu (luku 3.2)
- C. Käsitteellinen malli (luku 3.3)
- D. Kohdetutkimusten toteutus (luku 4)
- E. Riskien määrittämien, epävarmuustarkastelu ja kunnostustarpeen todentaminen (luku 5)
- F. Riskinhallinta ja kunnostus (luku 6)
- G. Raportointi (liite 4, tarkistuslista).

Kuva 25. Kohdekohtaisen riskinarvioinnin toimintamalli lähtee tavoitteiden määrittämisestä. Tausta-aineiston ja käsitteellisen mallin avulla selvitetään tarve kohdetutkimukselle (keltaiset laatikot) sekä valitaan soveltuvimmat tutkimusmenetelmät, mittaukset ja analyysit. Tulosten ja soveltuvien vertailuarvojen avulla arvioidaan haitta-aineiden kulkeutumiskäytännöt, terveys- ja turvallisuusriskit, ekologiset riskit sekä tarvittaessa sosioekonomiset vaikutukset. Todetut riskit antavat pohjan kohteen kunnostustarvearvioinnille ja riskinhallintatoimenpiteiden valinnalle.



Riskin- ja kunnostustarpeen arvioinnin toimintamallin tarkistuslistat

A. Riskinarvioinnin tavoitteiden määrittely

Määritetään lyhyesti kohteessa tehtävän riskinarvioinnin yleiset tavoitteet (luku 3.1).

<input checked="" type="checkbox"/>	Toimenpide/tehtävä
<input type="checkbox"/>	Selvitetään riskinarvioinnin lähtökohdat ja yhteyshenkilöt (tilaaja, toteuttaja, muut sidosryhmät), maanomistaja(t)
<input type="checkbox"/>	Selvitetään resurssi- ja yhteistyömahdollisuudet, vastuukartoitus
<input type="checkbox"/>	Tehdään alustava kohteen rajausta, tarvittaessa hahmotetaan eri toiminta-alueet ja jaetaan pienemmiksi osa-alueiksi
<input type="checkbox"/>	Tiedotuksen toteuttaminen
<input type="checkbox"/>	Sovitaan projektin aloitus ja arvioidaan projektin kesto
<input type="checkbox"/>	Määritellään tavoitteet yleisellä tasolla

B. Tausta-/kohdetiedon keruu

Kootaan ja käydään läpi saatavilla oleva lähtöaineisto ongelman määrittelemiseksi ja kohteen alustavan käsitteellisen mallin laatimiseksi. Aineistoa hyödynnetään kohdetutkimuksen suunnittelussa sekä riskien määrittämisessä ja sitä täydennetään arvioinnin edetessä tarpeen mukaan.

Tietoa riittävästi	Ei riittävästi tietoa	Toimenpide/tehtävä	Luku
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kaivoksen toimintahistorian selvittäminen:	3.2.1
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Toiminnan yleiskuvaus	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Malmiesiintymän tiedot ja hyödyntämishistoria	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Alueen toimintojen erittely	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Jätealueet, rikastus- ja läjitystekniikat	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Toteutetut sulkemis- ja riskinhallintatoimenpiteet	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Seuranta- ja tarkkailutiedot	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Museoviraston suojelun tilanne	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Jätealueiden geoteknisten ja ympäristörakenteiden kuvaaminen	3.2.2
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kaivannaisjätteiden ominaisuuksien selvittäminen:	3.2.3
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mineralogia	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Alkuainejakauma	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mahdolliset kuvaukset jätteiden kemiallisen muutunnan tilasta	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kemikaalijäämien esiintyminen (malminrikastus)	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Räjähdyksinejäämien esiintyminen	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ympäristöolosuhteiden selvittäminen kohdetietojen avulla:	3.2.4
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Maa- ja kallioperäolosuhteet (ml. taustapitoisuudet)	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pohja- ja pintavesiolosuhteet (ml. hydrologiset olosuhteet ja vesitase, vesien laatu, laatu- ja käyttö)	

Tietoa riittävästi	Ei riittävästi tietoa	Toimenpide/tehtävä	Luku
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ilmasto-olosuhteet	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ympäristön luonnon tila ja herkkyys, mahdolliset suojelukohteet ja -alueet	3.2.5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mahdolliset muut kohteen riskinarviointiin vaikuttavat lähtötiedot, esim.:	3.2.5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Sosioekonomiset tekijät	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Maankäyttö	

Mikäli lähtötiedot eivät ole riittävät alustavan käsitteellisen mallin laatimiseksi, tietoa täydennetään maastokatselmuksen avulla.

Kyllä	Ei	Toimenpide/tehtävä
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Tarve alustavalle maastokatselmukselle Lähtötietoja ei riittävästi käsitteellisen mallin muodostamiselle
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Tarve alustaviin mittauksiin tai analyyseihin Ei riittävästi tietoa esim. vesistön tilasta käsitteellisen mallin muodostamiseen

C. Käsitteellinen malli

Käsitteellisen mallin periaatteet on kuvattu luvussa . Mallin peruseriaatteena on tunnistaa kaivannaisjätealueen haittojen ja riskien muodostumiseen vaikuttavat lähde → reitti → altistajat -ketjut sekä muut mahdolliset riskitekijät. Käsitteellisen mallin avulla riskinarviointi ja siinä tarvittavat tutkimukset rajataan niihin riskitekijöihin, jotka vaikuttavat oletettavasti eniten riskien muodostumiseen tai joista ei ole riittävästi tietoa.

Tunnistetaan kaivannaisjätealueen päästölähteet, mukaan lukien alueen kokonaisympäristökuormitukseen vaikuttavat muut kaivosalueen mahdolliset päästölähteet:

Todettu	Ei kohteessa	Ei varmuutta	Kaivannaisjätealueen päästölähteiden selvittäminen
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Sivukivialueet
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Rikastushiekka-alueet
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Muut mahdolliset tekijät, jotka voivat vaikuttaa alueen ympäristökuormaan:
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kaivannaisjätteestä rakennetut tie-, kenttä- ja muut maarakenteet
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vanhat käsittelyaltaat ja rikasteen lastausalueet
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Louhokset
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kaivostoiminnan päästöjen seurauksena maaperään tai purkuvesistöjen pohja-sedimenttiin kertyneet haitta-aineet
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kaivosalueille toiminnan aikana tai sen päätyttyä muualta tuodut jätteet
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Muut (liuotuksen jäännöskasat, marginaalimalmikasat jne.)

Tunnistetaan päästölähteisiin liittyvät haitallisten aineiden kulkeutumisreitit, altistustilan-
teet ja -tavat sekä niitä koskevat altistajat ja altistusreitit:

Todettu	Ei kohteessa	Ei varmuutta	Kulkeutumis- ja altistusreitien ja -tapojen sekä altistajien tunnistaminen
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Valuma pintavesiin ja kulkeutuminen purkuvesistöön Ihminen: vedenkäyttö (uiminen, saunan pesu- ja löylyvesi) ja ravintokalat, joihin haitta-aineita kertynyt Eliöstö: suora altistus elinympäristössä tai kertyminen ravinnon kautta
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Suotautuminen pohjavesiin ja kulkeutuminen pohjaveden mukana Ihminen: käyttö talous- ja kasteluvetenä Eliöstö: altistus pohjaveden purkautumispaikalla (erityisesti vesieliöstö)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kaivannaisjätteen tai haitta-aineita sisältävän maaperän pölyäminen Ihminen ja eliöstö: pölyn hengittäminen
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Maaperä tai sedimentti, jonka haitta-ainepitoisuus on kohonnut Ihminen: maa-aineksen tahaton nieleminen, ihokontakti tai kertyminen ravintoon (marjat, sienet, ravintokasvit, kalat) Eliöstö: suora altistus elinympäristössä tai kertyminen ravinnon kautta

Lisäksi tunnistetaan mahdolliset turvallisuusriskit:

Todettu	Ei kohteessa	Ei varmuutta	Turvallisuusriskit
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Padot ja niiden vakaus
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Muut kiinteät rakenteet ja niiden kunto
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kaivoskuilut tai muu putoamisvaara

D. Kohdetutkimusten toteutus

Käsitteellisen mallin pohjalta arvioidaan kohdetutkimusten tarpeellisuus sekä määritellään ja rajataan ne kohteen osa-alueet ja ympäristönosat, joihin tutkimukset haittojen ja riskien määrittämiseksi tunnistetuilla lähde-reitti-altistuja -ketjuilla tulee kohdentaa:

<input checked="" type="checkbox"/>	Kohdetutkimukset ja tutkimustarpeen kartoittaminen
<input type="checkbox"/>	Kohdetutkimuksen suunnittelu ja tavoitteiden määrittäminen (luku 4.1)
<input type="checkbox"/>	Työturvallisuuden huomioiminen kohdetutkimuksissa (luku 4.3)
<input type="checkbox"/>	Kaivannaisjätteen haitta-ainepotentiaalin ja pitkäaikaiskäyttämisen selvittäminen / KATSO KOHTA D1. Kohteessa oletetaan olevan kohonnut haitta-ainepitoisuus ja edellytykset materiaalin rapautumiselle.
<input type="checkbox"/>	Vaikutukset pintavesiin / KATSO KOHTA D2. Ensimmäinen kohta (haitta-aine) täyttyy ja jätealueelta on yhteys pintavesiin tai alueella on mitattu korkeita haitta-ainepitoisuuksia.
<input type="checkbox"/>	Vaikutukset pohjavesiin / KATSO KOHTA D3. Ensimmäinen kohta (haitta-aine) täyttyy ja jätealueelta on yhteys pohjavesiin (esim. pohjan kautta) tai pohjaveden pilaantuminen on jo tiedossa.
<input type="checkbox"/>	Vaikutukset ilmanlaatuun, pölyäminen / KATSO KOHTA D4. Alueella on havaittu pölyämistä tai jätealue on peittämättä.
<input type="checkbox"/>	Maaperän pilaantuminen ja kasvillisuus- ja eliöstövaikutukset / KATSO KOHTA D4. Alueella PIMA-epäily tai esim. herkkä ekosysteemi.
<input type="checkbox"/>	Mahdolliset kaivannaisjätealueen sortuma- ja vuotoriskit / KATSO KOHTA D5. Kohteella on tapahtunut sortumia tai rakenteiden vakauden suhteen ei olla varmoja tai alueella on hyvin jyrkkiä rakenteita.

D1. Kaivannaisjätteen haitta-ainepotentiaalin ja pitkäaikaiskäyttämisen selvittäminen

Mikäli kaivannaisjäte lähtötietojen perusteella voi aiheuttaa merkittäviä pitkäaikaisvaikutuksia, kuten happoa tuottava sulfidipitoinen jäte, selvitetään sen haitta-ainepotentiaalia ja pitkäaikaiskäyttämistä tarpeellisilla karakterisointitutkimuksilla:

Käsiteltävä	Tutkitaan/ toteutetaan	Ei tarvetta	Kaivannaisjätteen haitta-ainepotentiaalin ja pitkäaikaiskäyttämisen selvittäminen	Luku
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Näytteenoton suunnittelu	4.4.1
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Eri jätejakeiden ja -alueiden tunnistaminen	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Rakenteet ml. mahdolliset peittoratkaisut	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Näytteenoton tavoitteiden määrittely	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Näytteenotto-, mittaus- ja analyysimenetelmien valinta	4.4.1
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Näytteenottopisteiden sijainnin ja määrän valinta; näytteiden määrän määrittäminen	
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Geoteknisten ominaisuuksien selvittäminen (oleellinen lähtötieto D6-osioon)	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Geotekniset ominaisuudet kuten raekokojakauma, vedenläpäisevyys, tiheys ja vesipitoisuus, tiivistymisaste leikkauslujuus jne.	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Läjäytstekniikan vaikutus geoteknisiin ominaisuuksiin	
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Geokemiallisen koostumuksen ja liukoisuuden selvittäminen	4.4.2
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Totaalikoostumus (haitta-aineet, määrä-suhteet)	4.4.3
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Eri liukoisuusfraktioiden selvittäminen (osittaisuutot esim. biosaatava osuus, sulfideihin sitoutuneet pitoisuudet)	4.4.3
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Hapontuottokyvyn selvittäminen (Staattiset testit)	4.4.4
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pitkäaikaiskäyttämisen selvittäminen (Kineettiset testit)	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Liukoisuustestit	
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Mineralogisen koostumuksen määrittäminen	4.4.3
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mineraalien tunnistus ja runsaussuhteiden määrittäminen	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Happoa muodostavien ja neutraloivien mineraalien tunnistus	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Haitta-aineita isäntämineraalien tunnistus	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pitkäaikaiskäyttämisen ja haitta-aineiden liukoisuuteen vaikuttavien mineraalien raekoon ja liberaation määrittäminen	
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Säteilyominaisuuksien selvittäminen (Radiologiset tutkimukset)	4.4.5

D2. Vaikutukset pintavesiin

Kaivannaisjätealueella, jolta purkautuu vesistöihin hapanta valuntaa ja/tai haitta-aineita, selvitetään valuma-aluemalliin perustuen päästöjen suuruus ja niiden vaikutukset vesistöissä (mm. luku 4.5.2):

Käsiteltävä	Tutkitaan/ toteutetaan	Ei koske kohdetta	Kaivannaisjätealueen vaikutukset pintavesiin
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Vesistökuormituksen selvittäminen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Paikallisten ilmasto-olosuhteiden selvittäminen (esim. ilmatieteenlaitoksen tietokannat, tutkimusalueelle asennettava sääasema)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Päästölähteiden ja vesijakeiden kartoittaminen (esim. suotovesikartoitus)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Tutkimusalueen valuma-aluemalli (varmistettava maastossa)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ojien ja uomien virtausreitit ja virtaamat (virtaamamittaukset ja mallit)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pintavesien haitta-ainepitoisuudet ja fysikaalis-kemiallinen tila (näytteenotto ja mittaukset)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kontaminoituneen pohjaveden purkautuminen vesistöön (esim. suotautumismittaukset)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Päästöjen suuruus haitta-aineiden vuosikeskiarvona kulkeutumisreiteittäin ja yhteensä
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Päästöjen vaikutukset vastaanottavan vesistön vedenlaatuun sekä käyttöön esimerkiksi löyly-, kylpy- tai talousvetenä
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset kalastoon (esim. koekalastus, ekotoksikologiset testit)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset pohjaeliöstöön (esim. näytteenotto, ekotoksikologiset testit)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset vesikasvillisuuteen (esim. näytteenotto, kenttähavainnointi)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kertyminen sedimentteihin
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset veden kerrostuneisuuteen ja suolaantumiseen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Muut ekologiset vaikutukset (esim. sedimenttinäytteenotto)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset sosioekonomisiin tekijöihin (esim. kalastustoiminta tai asumisviihtyvyys)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Arvio vaikutusten etenemisestä tulevaisuudessa (esim. leviämismallinnus)
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Olemassa olevien vesienhallintatoimenpiteiden toimivuus
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Puhtaiden ja pilaantuneiden vesien erottelu
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vesienkäsittelyratkaisujen toimivuus

D3. Vaikutukset pohjavesiin

Kaivannaisjätealueesta, josta voi aiheutua haittaa pohjavesien laadulle selvitetään (mm. luku 4.5.3):

Käsiteltävä	Tutkitaan/ toteutetaan	Ei koske kohdetta	Kaivannaisjätealueen vaikutukset pohjavesiin
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Pohjavesialueiden, -putkien, vedenottamoiden sekä talousvesikaivojen kartoittaminen (esim. maastokäynti, vastuussa oleva ELY-keskus, maanomistajat, Hertta-tietokanta)
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Hydrogeologisten olosuhteiden selvittäminen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Maaperän ja kallioperän vedenjohtavuus sekä pohjaveden imeytymis- ja purkautumispaikkojen kartoittaminen (esim. maastokäynti, Hertta-tietokanta, karttatulkinta)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pohjaveden kulkureittien, virtaussuuntien ja virtaamien määrittäminen (esim. kallioperä- ja maaperäkarttatulkinta, geofysikaaliset ja hydrogeologiset mittaukset, mallinnus).
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Päästöjen vaikutukset pohjaveden laatuun ja käyttöön talousvetenä
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset luokitelluille pohjavesialueille (näytteenotto ja kenttämittaukset)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset vedenottamoille (näytteenotto ja kenttämittaukset)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset talousvesikaivoihin (näytteenotto ja kenttämittaukset)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset lähteisiin (näytteenotto ja kenttämittaukset)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vaikutukset pohjavedestä riippuvaisiin ekosysteemeihin (esim. havainnointi, näytteenotto ja kenttämittaukset)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Arvio vaikutusten etenemisestä tulevaisuudessa (virtaus- ja kulkeutumismallinnus)
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Pohjaveden suojaustoimien toimivuus (esim. pumppaus, ohjaus ja käsittely)

D4. Pölyäminen ja ilmanlaatu

Mikäli jätealuetta ei ole peitetty ja pölyäminen on mahdollista, selvitetään:

Käsiteltävä	Tutkitaan/ toteutetaan	Ei koske kohdetta	Kaivannaisjätealueen pölyämisen selvittäminen sekä ympäröivän alueen pilaantuneisuustutkimukset
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Pölyämisen selvittäminen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Tuulen suunnan ja voimakkuuden mallintaminen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kontaminaation ulottuvuuden arviointi (kasvillisuus, maastomuodot, rakenteet)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Herkkien alueiden tunnistaminen
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Kohdetutkimuksen suunnittelu
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Tutkimusmenetelmien valinta ja näytteenotto
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pölynkerääjät (etenkin pölyleijuma)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Maaperä-, sedimentti- tai humustutkimukset (pölylaskeuma)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Muut tutkimukset (esim. sammalien, marjojen tai sienien pitoisuudet)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pölyävän aineksen karakterisointi ks. soveltuvin osin kohta D1. Jätteen pitkäaikaiskäyttäytyminen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Jätealueen ominaisuudet (rakenteelliset ja jätteen geotekniset ml. jätteen kosteus)

D5. Kasvillisuus- ja maaperätutkimukset

Tietyissä kohteissa riskinarviointia voidaan täydentää maaperän pilaantuneisuustutkimuksilla sekä kasvillisuus- ja eliöstötutkimuksilla (luku 4.7).

Käsiteltävä	Ei koske kohdetta	Maaperä-, kasvillisuus- ja eliöstötutkimukset
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Maaperätutkimukset
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kasvillisuustutkimukset
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mahdolliset eliöstötutkimukset (maaeliöt)

D6. Sortuma- ja vuotoriski

Kaivannaisjätealueen fysikaalista vakautta selvitetään soveltuvin tutkimusmenetelmin (luku 4.8), mikäli kaivannaisjätealueen rakenteiden kunto ei ole tiedossa tai on syytä epäillä niiden aiheuttavan mahdollista haittaa ympäristölle tai vaaraa ihmisen terveydelle.

Käsiteltävä	Tutkitaan/ toteutetaan	Ei koske kohdetta	Kaivannaisjätealueen fysikaalinen vakaus
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Kohdetutkimuksen suunnittelu
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Tutkimusmenetelmien valinta
<input type="checkbox"/>		<input type="checkbox"/>	Sortuma- ja vuotoriskien selvittäminen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Geoteknisten ja geologisten ominaisuuksien tarkastelu (D1)
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Maanpinnanmuodot jätealueella
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kasojen, patojen ja luiskien vakaus
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Padon perustuksien kantavuus ja vakaus
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vedenpinnan korkeus jätealueella (ml. patorakenteet), seurantaputkiverkoston hyödyntäminen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kaivannaisjätteen fysikaalinen pysyvyys ml. nesteytyminen
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Erosio, esim. sulamis-jäätymissyklit ja kuivumisen vaikutukset
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vapaan veden poistojärjestelmien ja kuivatusjärjestelmien toimivuus

E. Riskien määrittäminen, epävarmuustarkastelu ja kunnostustarpeen todentaminen

Haittojen ja riskien suuruuden ja merkittävyyden määrittämiseksi sekä kunnostustarpeen todentamiseksi tutkimustuloksia ja niiden perusteella tehtyjä laskennallisia arvioita suhteutetaan erilaisiin vertailuarvoihin. Kunnostustarve määräytyy ensisijaisesti määritettyjen ympäristö- ja terveysriskien perusteella (kulkeutumisriskit, terveysriskit ja ekologiset riskit), mutta siinä huomioidaan myös turvallisuusriskit sekä tarvittaessa mahdolliset sosioekonomiset tekijät.

Relevantti	Ei koske kohdetta	Riskien määrittäminen ja epävarmuustarkastelu	Luku
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kohdetutkimuksiin pohjautuvien haittojen ja riskien määrittäminen	5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vertailuarvojen valinta, perustuen kohteen ominaisuuksiin ja tehtyihin tutkimuksiin	5.1
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Arvio mahdollisista soveltuvista mallinuksista/mallinnusohjelmista	4.9
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kulkeutumisriskien selvittäminen	5.2
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pitkäaikaiskäyttämisen arviointi	5.2.3
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Terveysriskien selvittäminen	5.3
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Ekologisten riskien selvittäminen	5.4
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kunnostustarpeen tarkastelu ja todentaminen	5.5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Fysikaalinen stabiliteetti	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kemiallinen stabiliteetti	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Biologinen stabiliteetti	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Riskinarvioinnin epävarmuustarkastelu	5.5.1
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Riskien yhteenvedo ja riskitason/merkittävyyden arviointi	5.5.2
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Riskin todennäköisyys	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Riskin vakavuus	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Seurausten arvioiminen	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Haittojen ja riskien hyväksyttävyydestä tarkastelu	5.5.2
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Muut kunnostustarpeeseen vaikuttavat tekijät (sosioekonomiset ja turvallisuustekijät)	5.5.3

F. Riskinhallinta ja kunnostus

Jos riskinarviointi osoittaa tarpeen riskien hallintaan, tarvittavat toimet voidaan toteuttaa päästö- ja altistuslähteisiin kohdistetuilla kunnostustoimenpiteillä ja/tai muilla päästöjä ja altistumista rajoittavilla, aktiivisilla tai passiivisilla riskinhallintaratkaisuilla sekä niihin liittyvällä jälkitarkkailulla. Toimien suunnittelussa ja toteutuksessa tulisi huomioida riskinarvioinnin tulosten lisäksi mahdollisimman laaja-alaisesti myös toimien muut ympäristölliset, taloudelliset ja sosiaaliset vaikutukset.

Välttämätön	Suosittellaan	Ei tarvetta	Kaivannaisjätealueen riskinhallinta- ja kunnostusratkaisut	Luku
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Tavoitteenasettelu ja kestävyysarviointi	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Maaperän pilaantuminen ja pohjaveden hallintaratkaisut	6.2.1
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Kemiallisen muutunnan hillitseminen	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pölyämisen ehkäiseminen	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Säteilyn ehkäiseminen	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pohjaveden tilan heikkenemisen ehkäiseminen	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Pintavesien käsittely- ja hallintaratkaisut	6.2.2
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vesien ohjausjärjestelyjen rakentaminen tai parantaminen	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Haitta-ainepitoisuuksien vähentämistoimenpiteet ja seuranta	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Happaman kaivosvaluman ehkäisy/vähentäminen	
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vuoto- ja sortumisriskien ehkäiseminen	6.2.3
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Muut kunnostusmenetelmät (mm. pilaantunut maaperä ks. YM 2014a)	6.2.4
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Selvitys jätteen hyödyntämismahdollisuuksista (esim. uudelleenprosessointi)	6.2.5
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Jälkitarkkailusuunnitelma (mitattavat parametrit, toistuvuus, kesto)	6.3

G. Raportointi

Tarkastetaan, että riskinarviointiasiakirjassa on huomioitu kaikki oleelliset asiat.

- Tarkistuslista (ohjeistuksen liite 4).

8 Lähteet

- Alberruche, E., Arranz-González, J. C., Pacheco, R. L. R., Vadillo, L., Rodríguez-Comez, V. & Naranjo, F. J. F. 2016. Simplified guide for closed/abandoned mining waste facilities risk assessment. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Ministerio de Economía, Industria Y Competitividad. Instituto Geológico y Minero de España. 208 s.
- Aldenberg & Jaworska 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46, 1–18.
- AMIRA 2002. ARD Test Handbook. Project P387A Prediction & Kinetic Control of Acid Mine Drainage. AMIRA international May 2002. 43 s.
- Anderson, W. C. (toim.) 1993. Innovative site remediation technology. Soil Washing/ Soil Flushing. Vol 3. Solid Waste and Emergency Response (5102W). Environmental protection, USA. 192 s.
- ASTM 2013. Standard Test Method for Laboratory Weathering of Solid Materials Using a Humidity Cell. ASTM D5744-13. 23 s.
- AUS EPA 2008. Guideline 18: Rehabilitation requirements for mining projects. Queensland Environmental Protection Agency, 32 s.
- AUS EPA 2015. Guidelines for Preparing Mine Closure Plans. Government of Western Australia, Environmental Protection Authority, Department of Mines and Petroleum. 96 s.
- Australian Government 2016a. Preventing Acid and Metalliferous Drainage, Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry. Australian Government. 211 s.
- Australian Government 2016b. Mine Rehabilitation, Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry. Australian Government, 68 s.
- Backman, B., Lahermo, P., Väisänen, U., Paukola, T., Juntunen, R., Karhu, J., Pullinen, A., Rainio, H ja Tanskanen, H. 1999. Geologian ja ihmisen toiminnan vaikutus pohjaveteen. Seurantatutkimuksen tulokset vuosilta 1969–1996. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 147. 261 s.
- Black, C., Ziemkiewicz, P. & Skousen, J. 1999. Construction of a limestone leach bed and preliminary water quality results in Beaver Creek. In: Proceedings, Twentieth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium, Morgantown, WV. 5 s.
- Blengini, G. A., Mathieux, F., Mancini, L., Nyberg, M., Viegas, H. M. (toim.), Salminen, J., Garbarino, E., Orveillon, G., Saveyn, H., Mateos Aquilino, V., Llorens González, T., García Polonio, F., Horckmans, L., D’Hugues, P., Balomenos, E., Dino, G., de la Feld, M., Má dai, F., Földessy, J., Mucsi, G., Gombkötő, I. & Calleja, I. 2019. Recovery of critical and other raw materials from mining waste and landfills: State of play on existing practices, EUR 29744 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019. 126 s.
- Blowes, D. W. & Jambor, J. L. 1990. The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied Geochemistry* 5, 327–346.
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J. & Jurjovec, J. 2003. Mill Tailings: Hydrogeology and Geochemistry. Julkaisussa: Jambor, J. L., Blowes, D. W. & Ritchie, A. I. M. (toim.) Environmental aspects of mine wastes. Mineralogical Association of Canada. Short Course Series, Vol. 31, 95-116.
- Breitenbach A. J. & Smith, M. E. 2006. Overview of geomembrane history in the mining industry. In Proceedings of the 8th bi-annual meeting of the International Geosynthetics Society, Japan. 4 s.
- Briggs, P. H. 2002. The determination of forty elements in geological and botanical samples by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. In: Taggart, J.E (Ed.) Analytical methods for chemical analysis of geologic and other materials, U.S. Geological Survey. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. Open-File Report 02-223. Chapter G, 18 s.
- Briggs, P. H. & Meier, A. L. 2002. The determination of forty-two elements in geological materials by inductively coupled plasma-mass spectrometry. In: Taggart, J.E (Ed.) Analytical methods for chemical analysis of geologic and other materials, U.S. Geological Survey. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. Open-File Report 02-223. Chapter I. 15 s.

- Britschgi, R., Rintala, J. & Puharinen, S.-T. 2018 Pohjavesialueet – opas määrittämiseen, luokitukseen ja suojeleusuunnitelmien laadintaan. Ympäristöhallinnon ohjeita 3. Ympäristöministeriö, Helsinki. 142 s.
- Brodie M. J., Broughton, L. M. & Robertson, A. MacG. 1991. A conceptual rock classification system for waste management and a laboratory method for ARD prediction from rock piles. Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Montreal, Quebec, September 1991. 16 s.
- Bussière, B. 2009. Acid mine drainage from abandoned mine sites: problematic and reclamation approaches. *Proceeds of International Symposium on Geoenvironmental Engineering, ISGE 2009, Sept. 8-10, 2009, Hangzhou, China.* 16 s.
- Carlsson, E., Öhlander, B. & Holmström, H. 2003. Geochemistry of the infiltrating water in the vadose zone of a remediated tailings impoundment, Kristineberg mine, northern Sweden. *Applied Geochemistry* 18 (5), 659–674.
- CCME 2014. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/> sekä Canadian Environmental Quality Guidelines: <http://st-ts.ccme.ca/>.
- Chao, T. T. & Sanzalone, R. F. 1977. Chemical dissolution of sulfide minerals. *Journal of Research of the U.S. Geological Survey* 5, 409–412.
- Cowan, W. R., Mackasey, W. O. & Robertson, J. G. A. 2010. The policy framework in Canada for mine closure and management of long-term liabilities: a guidance document. NOAMI, National Orphaned/Abandoned Mines Initiative. 123 s.
- Criss, J. W. & Birks, L. S. 1968. Calculation methods for fluorescent x-ray spectrometry. Empirical coefficients versus fundamental parameters. *Analytical Chemistry* 40 (7), 1080–1086.
- Davis, R. A. Jr., Welty, A. T., Borrego, J., Morales, J. A., Pendon, J. G. & Ryan, J. G. 2000. Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology* 39 (10), 1107–1116.
- Davies, M., Lighthall, P. & Martin, T. 2002. Design of Tailings Dams and Impoundments. Keynote Address Tailings and Mine Waste Practices SME, AGM Phoenix, 18 s.
- DHI 2012. European Commission, DG Environment, Establishment of guidelines for the inspection of mining waste facilities, inventory and rehabilitation of abandoned facilities and review of the BREF document (No. 070307/2010/576108/ETU/C2) Annex 3: Supporting document on closure methodologies for closed and abandoned mining waste facilities. 33 s.
- Dold, B. 2003. Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine waste. *Journal of Geochemical Exploration* 80, 55–68.
- Dold, B. 2014. Evolution of Acid Mine Drainage Formation in Sulphidic Mine Tailings. *Minerals* 2014, 4, 621–641.
- Dold, B. 2017. Acid rock drainage prediction: A critical review- *Journal of Geochemical Exploration* 172, 120–132.
- Dold, B., Blowes, D. W., Dickhout, R., Spangenberg, J. E. & Pfeifer, H.-R. 2005. Low molecular weight carboxylic acids in oxidizing porphyry copper tailings. *Environment Science & Technology* 39, 2515–2521.
- Doležal, J., Provondra, P. & Šulcek, Z. 1968. Decomposition techniques in inorganic analysis. London: Iliffe Books Ltd. 224 s.
- EU 2000a. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. Annettu 23.10.2000.
- EU 2000b. Euroopan komission päätös 2000/532/EY jäteluettelosta. Annettu 3.5.2000.
- EU 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. European Commission Joint Research Centre. EUR 20418 EN/2. 328 s.
- EU 2006. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2006/21/EY kaivannaisteollisuuden jätehuollosta ja direktiivin 2004/35/EY muuttamisesta. (ns. kaivannaisjätedirektiivi) Annettu 15.3.2006.
- EU 2008a. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/98/EY jätteistä ja tiettyjen direktiivien kumoamisesta. Annettu 19.11.2008.
- EU 2008b. Euroopan parlamentin ja neuvoston asetukset 1272/2008/EY, aineiden ja seosten luokituksista, merkinnöistä ja pakkaamisesta sekä direktiivien 67/548/ETY ja 1999/45/EY muuttamisesta ja kumoamisesta ja asetuksen (EY) N:o 1907/2006 muuttamisesta. Annettu 16.12.2008. ns. CLP-asetus.
- EU 2008c. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2008/105/EY, ympäristölaatuunormeista vesipolitiikan alalla, neuvoston direktiivien 82/176/ETY, 83/513/ETY, 84/156/ETY, 84/491/ETY ja 86/280/ETY muuttamisesta ja myöhemmästä kumoamisesta sekä Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivin 2000/60/EY muuttamisesta. Annettu 16.12.2008.
- FINAS 2014. Opas akkreditointivaatimusten soveltamiseksi ympäristönäytteenotossa. FINASin opas 2/2014. 93 s.
- García, C., Moreno, D. A., Ballester, A., Blásquez, M. L. & González, F. 2001. Bioremediation of an industrial acid mine water by metal-tolerant sulphate-reducing bacteria. *Minerals Engineering* 9, 997–1008.

- Gatehouse, S., Roussel, D. W. & Van Moort, J. C. 1977. Sequential soil analysis in exploration analysis. *Journal of Geochemical Exploration* 8, 483–494.
- Goetz, E. & Riefler, G. 2014. Performance of Steel Slag Leach Beds in Acid Mine Drainage Treatment. *Chemical Engineering Journal* 240, 579–588.
- GTK 2004. Näytteenotto pintavesimuodostuman ylimmästä kerroksesta anioni- ja metallimäärytyksiin sekä veden fysikaalis-kemiallisiin ja orgaanisten yhdisteiden määrytyksiin. Geologian tutkimuskeskus. 1.2.84N – Ohje ympäristönäytteenotosta.
- GTK 2020. Geologian tutkimuskeskuksen ylläpitämä VTT:n kanssa yhteistyöprojektissa koostettu wikipohjainen sivusto kaivosten sulkemiseen soveltuvista tekniikoista: <https://mineclosure.gtk.fi/>. Vierailtu 20.2.2020.
- Gusek, J. 2002. Sulfate-reducing bioreactor design and operating issues: Is this passive treatment technology for your mine drainage? Annual conference - the Nation Association of Abandoned Mine Land Programs, Park City, Utah, September 15-18. 14 s.
- Gusek, J. J. & Figueroa, L. A. (toim.) 2009. Mitigation of Metal Mining Influenced Water. Volume 2. Management Technologies for Metal Mining Influenced Water. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc. (SME). 164 s.
- Hall, G. E. M., Vaive, J. E., Beer R. & Hoashi, M. 1996. Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction. *Journal of Geochemical Exploration* 56, 59–78.
- Hansen, J. B., Holm, P. E., Hansen, E. A. & Hjelmar, O. 2000. Use of lysimeters for characterization of leaching from soil and mainly inorganic waste materials, Nordtest Technical Report 473. 51 s.
- Hasheela, I., Schneider, G.I.C., Ellmies, R., Haidula, A., Leonard, R., Ndalulilwa, K., Shigwana, O. & Walmsley, B. 2014. Risk assessment methodology for shut-down and abandoned mine sites in Namibia. *Journal of Geochemical Exploration* 144, 572–580.
- Hatakka, T., Backman, B., Härmä, P., Kuula-Väisänen, P., Reinikainen, J., Tarvainen, T. & Vuokko, J. 2013. Näytteenotto geokemiallisia analyysejä ja liukoisuustestejä varten kalliokiviainesten sekä soran ja hiekan tuotantoalueilla ja rakennuskohteissa luontaisesti korkeiden arseenipitoisuuksien alueella. *Arkistoraportti* 141/2013. Geologian tutkimuskeskus. 23 s.
- Health Canada 2012. Guidelines for Canadian Recreational Water Quality, Third Edition. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario. Catalogue No H129-15/2012E. 155 s.
- Hedin, R. S., Nairn, R. W. & Kleinmann, R. L. P. 1994. Passive treatment of coal mine drainage, US Bureau of Mines Information Circular 9389 (2nd Ed.). Pittsburg. 35 s.
- Heikkinen, P. 2009. Active sulphide mine tailings impoundments as sources of contaminated drainage: controlling factors, methods of characterisation and geochemical constraints for mitigation. Väitöskirja. Turun yliopisto, Geologian laitos. 38 s.
- Heikkinen, P. (toim.), Noras, P. (toim.), Mroueh, U.-M., Vahanne, P., Wahlström, M., Kaartinen, T., Juvankoski, M., Vestola, E., Mäkelä, E., Leino, T., Kosonen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Kauppila, T., Leveinen, J., Lintinen, P., Suomela, P., Pöyry, H., Vallius, P., Tolla, P. & Komppa, V. 2005. Kaivoksen sulkemisen käsikirja. Kaivostoiminnan ympäristötekniikka. Outokumpu Oyj, Tieliikelaitos, Maa ja Vesi Oy, GTK ja VTT. Vammalan kirjapaino, Vammala. 165 s.
- Heikkinen, P. M. & Räisänen, M. L. 2008. Mineralogical and geochemical alteration of Hitura sulphide mine tailings with emphasis on nickel mobility and retention. *Journal of Geochemical Exploration* 97, 1–20.
- Heikkinen, P. M. & Räisänen, M. L. 2009. Trace metal and As solid-phase speciation in sulphide mine tailings – Indicators of spatial distribution of sulphide oxidation in active tailings impoundments. *Applied Geochemistry* 24, 1224–1237.
- Hope, G.A., Woods, R. & Munce, C.G. 2001. Raman Microprobe Mineral Identification. *Minerals Engineering* 14, 1565–1577.
- Hornsey W. P., Scheirs, J., Gates, W. P. & Bouazza, A. 2010. The impact of mining solutions/liquors on geosynthetics. *Geotextiles and Geomembranes*, 28, 191–198.
- Huttunen, P. 2014. Metallien siirtyminen maaekosysteemin ravintoketjussa – biokertyvyyden arviointi kaivosympäristössä. Pro Gradu -tutkielma, Ympäristöbiologia, Itä-Suomen yliopisto. 73 s.
- Hämäläinen, E. 2015a. Kittilän kaivoksen käsiteltyjen kuivatus- ja prosessivesien vaikutukset kaivoksen alapuolisessa vesistössä: Kaivosvesien sekoittuminen ja laimeneminen Seurujoessa. Savonia-ammattikorkeakoulu. 53s.
- Hämäläinen, M. 2015b. Joen vesitaseen ja virtauksen vaikutus aineiden sekoittumisessa ja laimenemisessä Kittilän kaivoksen alapuolisessa vesistössä: Sähkönjohtavuus- ja virtausprofiilien mittaaminen Seurujoen uomapoikkileikkauksissa. Savonia-ammattikorkeakoulu. 60 s.
- IAEA 2002. Classification of radioactive waste, General Safety Guide No. GSG-1. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. 48 s.
- IAEA 2006. Management of Radioactive Waste from Mining and Milling of Ores, Safety Guide No. WS-G-1.2. IAEA Safety Standards for protecting people and the environment. 39 s.
- IAEA 2011. Radiation Protection and NORM Residue Management of Rare Earths from Thorium Containing Minerals: Safety Report Series No. 68. Vienna. 280 s.

- IAEA 2014. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. General Safety Requirements. International Atomic Energy Agency. Vienna. 471 s.
- ICOLD 2001. Tailings Dams, Risk of Dangerous Occurrences, Lessons Learnt from Practical Experiences, Bulletin 121, International Commission on Large Dams. 144 s.
- INAP 2014. The GARD Guide. The Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide). The International Network for Acid Prevention (INAP). pdf-versio 473 s. <http://www.gardguide.com/>
- INAP 2017. Global cover system design, Technical guidance document. The International Network for Acid Prevention (INAP). 126 s.
- ISAVI 2014. Toimintansa lopettaneen Kotalahden kaivoksen ympäristöluvan muuttaminen, Leppävirta. Itä-Suomen aluehallintovirasto. ISAVI/94/04.08/2013.
- Isomäki, E., Majjala, T., Sulkakoski, M., Regina, T. & Torkkel, M. (toim.) 2018. Patoturvallisuusopas, Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus, raportteja 89/2012. ISBN 978-952-257-619-4. 96 s.
- Jambor J. L. 1994. Mineralogy of Sulfide-rich Tailings and Their Oxidation Products. Julkaisussa: Jambor, J. L. & Blowes, D. W. (toim.) The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-wastes. Mineralogical Association of Canada. Short course handbook, Volume 22, 59–102.
- Jambor, J. L. 2003. Mine-waste mineralogy and mineralogical perspectives of acid-base accounting. Julkaisussa: Jambor, J. L., Blowes, D. W. & Ritchie, A. I. M. (toim.) Environmental aspects of mine wastes. Mineralogical Association of Canada. Short Course Series, Vol. 31, 117–146.
- Jambor J. L., Blowes, D. W. & Ptacek, C.J. 2000. Mineralogy of mine wastes and strategies for remediation. Julkaisussa: Vaughan DJ, Wogelius RA (toim.) Environmental mineralogy, vol 2. EMU Notes in Mineralogy, European Mineralogical Union, 255–290.
- Jambor, J. L., Blowes, D. W. & Ritchie, A. I. M. (toim.) 2003. Environmental aspects of mine wastes. Mineralogical Association of Canada. Short Course Series, Vol. 31. 430 s.
- Jantunen, J. & Kauppila, T. (toim.), Räisänen, M. L., Komulainen, H., Kauppila, P., Kauppinen, T., Törmä, H., Leppänen, M., Tornivaara, A., Pasanen, A., Kemppainen, E., Raunio, A., Marttunen, M., Mustajoki, J., Kauppi, S., Ekholm, P., Huttula, T., Makkonen, H. & Loukola-Ruskeeniemi, K. 2015 Ympäristövaikutusten arviointimenetely kaivos Hankkeissa. TEM oppaat ja muut julkaisut 3/2015. Työ- ja elinkeinoministeriö. 96 s.
- Jennings, S. R., Neuman, D. R. & Blicher, P. S. 2008. Acid Mine Drainage and Effects on Fish Health and Ecology: A Review. Reclamation Research Group Publication, Bozeman, MT. 26 s.
- JORC 2012. Australasian Code for Reporting of Exploration Results, Mineral Resources and Ore Reserves (The JORC Code). (The Joint Ore Reserves Committee of The Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Australian Institute of Geoscientists and Minerals Council of Australia). Saatavissa: <http://www.jorc.org>
- Juononen, J. & Gustafsson, J. 2015. Ohje pohjaveden määrällisen ja kemiallisen tilan luokitteluun - päivitetty arviointiperusteet. Suomen ympäristökeskus ja Ympäristöministeriö. 19 s.
- Kaksonen, A.H., Riekkola-Vanhanen, M.-L. & Puhakka, J.A. 2003. Optimization of metal sulphide precipitation in fluidized-bed treatment of acidic wastewater. Water Research 37, 255–266.
- Kantola, L., Koskeniemi, E., Paavola, R. & Heikkinen, M. 2001. Ohjeita järvien ja jokien pohjaeläimistöseuran- nan näytteenottoon ja raportointiin. Ympäristöopas 87, Ympäristönsuojelu, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus. ISBN 952-11-0930-0. 35 s.
- Karlsson, T., Kauppila, P. M., Lehtonen, M., Tiljander, M., Forsman, P. & Lahtinen, T. 2018. Hituran ja Kevitsan kaivosten sivukivien hyötykäyttö maarakentamisessa. GTK:n työraportti 11/2018. 41 s.
- Kauppila, P. M., Räisänen, M. L. & Myllyoja, S. (toim.) 2011. Metallimalmikaivostoiminnan parhaat ympäristökäytännöt. Suomen ympäristö 29/2011, Ympäristön suojele. Suomen ympäristökeskus. 213 s.
- Kauppila, T. (toim.), Komulainen, H. (toim.), Makkonen, S. (toim.) & Tuomisto, J. (toim.), Ahvensalmi, A., Backnäs, S., Forsman, P., Huhta, H.-K., Karjalainen, N., Karlsson, T., Kauppila, P., Kauppila, T., Koikkalainen, K., Koivu- huhta, A., Kollanus, V., Komulainen, H., Kousa, A., Kuusisto, E., Makkonen, S., Mäkinen, J., Nerg, A.-M., Niitty- nen, M., Nikkarinen, M., Pasanen, A., Ruokolainen, S., Ryhänen, N., Solismaa, L., Tarvainen, M., Tornivaara, A., Tuomisto, J. & Waissi-Leinonen, G. 2013. Metallikaivosalueiden ympäristöriskinarviointiosaamisen kehittä- minen: MINERA-hankkeen loppuraportti. Tutkimusraportti 1999, Geologian tutkimuskeskus. 223 s.
- Kauppila, T. (toim.), Kauppila, P. M., Räisänen, M. L., Makkonen, H., Jantunen, J., Komulainen, H., Törmä, H., Kauppinen, T., Leppänen, M. T., Tornivaara, A., Pasanen, A., Kemppainen, E., Liukko, U.-M., Raunio, A., Mart- tunen, M., Mustajoki, J., Huttula, T., Kauppi, S., Ekholm, P., Tran-Nguyen, E., Vormisto, J., Karjalainen, N., Tuomela, P. & Hietala, J. 2015. Hyviä käytäntöjä kaivos Hankkeiden ympäristövaikutusten arvioinnissa. Tutki- musraportti 222. Geologian tutkimuskeskus. 144 s.
- Kangas, A. (toim.) 2018. Ympäristöministeriön raportteja 19/2018. Vesiympäristölle vaarallisia ja haitallisia aineita koskevan lainsäädännön soveltaminen - Kuvaus hyvistä menettelytavoista. Ympäristöministeriö. ISBN 978-952-11-4807-1. 169 s.
- Kauppila, P. & Tarvainen, T. 2018. Improving the environmental properties, utilisation potential and long-term prediction of mining wastes. Geological Survey of Finland. Bulletin 408. Special Issue. 108 s.
- Kauppila, P. M., Lehtonen, M. & Heino, N. 2018. Kaivannaisjätteiden hallintamenetelmät (KaiHaMe): Kaivan- naisjätteiden optimoinnin toimintamallin kehittäminen. GTK:n sisäinen raportti 14/2018. 77 s.

- Kepler, D. A. & McCleary, E. C. 1994. Successive Alkalinity-Producing Systems (SAPS) for the Treatment of Acidic Mine Drainage. Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conf. and 3rd Int. Conf. on Abatement of Acid Drainage, Pittsburgh, PA, April 26-29, 1994, s. 195–204.
- Kerr, T. & Ulrich, B. 2011. Tailings Impoundments and Dams. SME Mining Engineering Handbook. P. Darling, Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc, 645–665.
- Kettunen, I., Mäkelä, A. & Heinonen, P. 2008. Vesistöietoa näyttöoittajille. Ympäristöopas 2008. Suomen ympäristökeskus. 81 s.
- Kinnunen, P., Ismailov, A., Solismaa, S., Sreenivasan, H., Räisänen, M. L., Levänen, E., & Illikainen, M. (2018). Recycling mine tailings in chemically bonded ceramics—A review. *Journal of Cleaner Production*, 174, 634–649.
- Kirchner, T. & Mattson, B. 2015. Scaling geochemical loads in mine drainage chemistry modelling: An empirical derivation of bulk scaling factors. Julkaisussa: Brown, A., Bucknam, C., Burgess, J., Carballo, M., Castendyk, D., Figueroa, L., Kirk, L., McLemore, V., McPhee, J., O’Kane, M., Seal, R., Wiertz, J., Williams, D., Wilson, W. & Wolkersdorfer, C. (toim.) *Proceedings of 10th ICARD & IMWA 2015 conference, Santiago, Chile*, 21–24 April 2015, 1495–1503.
- Kivinen, S. 2017. Sustainable Post-Mining Land Use: Are Closed Metal Mines Abandoned or Re-Used Space? *Sustainability* 9, 1705, 18 s.
- Kivipelto, J. (toim.), Nieminen, S., Jokiranta, T., Nurmi, H., Koivuhuhta, A. (toim.), Kauppila, P., Karlsson, T., Tor-nivaara, A. & Kauppila, T. 2020. Opas kaivannaisjätteiden hallinnan MWEI BREF -vertailuasiakirjan parhaita käyttökelpoisia tekniikoita koskevien päätelmien soveltamiseen. Ympäristöministeriön julkaisuja 2020:12. 250 s.
- Koivuhuhta, A. 2020. Luettelo käytöstä poistetuista ja hylättyistä kaivannaisjätteiden jätealueista Suomessa (lista päivitetty 12.12.2019). Saatavilla: https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Kulutus_ja_tuotanto/Jatteen_ja_jatehuolto/Jatehuollon_vastuut_ja_jarjestaminen/Kaivannaisjatteen
- Kossoff D., Dubbin W. E., Alfredsson M., Edwards S. J., Maclin M. G. & Hudson-Edwards K. A. 2014. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry* 51, 229–245.
- Krogerus, K. & Pasanen, A. (toim.) 2016. Management of water balance in mining areas – WaterSmart Final Report. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 39/2016. Suomen ympäristökeskus. 64 s.
- Laamanen, T., Mäkinen, J., Koivuhuhta, A., Nilivaara-Koskela, R., Karppinen, A. & Hellsten, S. (toim.) 2019. Kaivosvesiä vastaanottavien vesistöjen hallinta ja kunnostaminen. ”KaiHali” –hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 38/2019. 194 s.
- Lahermo, P., Ilmasti, M., Juntunen, R. ja Taka, M. 1990. Suomen geokemian atlas, osa 1. Suomen pohjavesien hydrogeokemiallinen kartoit. Geologian tutkimuskeskus Espoo. 66 s.
- Lahermo, P., Väinänen, P., Tarvainen, T., ja Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, osa 3. Ympäristögeokemia purovedet ja sedimentit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 50 s.
- Lahermo, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Backman, B., Juntunen, R., Kortelainen, N., Lakomaa, T., Nikkarinen, M., Vesterbacka, P., Väisänen, U. & Suomela, P. 2002. Tuhat kaivoa – Suomen kaivosvesien fysikaalis-kemiallinen laatu vuonna 1999. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. Tutkimusraportti 155. 92 s.
- Lahtinen, T., Pasanen, A., Lerssi, J., Turunen, K., Pullinen, A. & Muniruzzaman, Md. 2018. Quickstart guide for groundwater studies in mining environments. GTK Open File Work Report 93/2018. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 67 s.
- Lapakko, K. & Olson, M. 2015. Scaling laboratory sulfate release rates to operational waste rock piles. Julkaisussa: Brown, A., Bucknam, C., Burgess, J., Carballo, M., Castendyk, D., Figueroa, L., Kirk, L., McLemore, V., McPhee, J., O’Kane, M., Seal, R., Wiertz, J., Williams, D., Wilson, W. & Wolkersdorfer, C. (toim.) *Proceedings of 10th ICARD & IMWA 2015 conference, Santiago, Chile*, 21–24 April 2015, 1480–1494.
- Lawrence, R. W. & Scheske, M. 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology* 32, 100–106.
- Lawrence, R. W. & Wang, Y. 1997. Determination of Neutralization Potential in the Prediction of Acid Rock Drainage. In: *Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B. C. May 31-June 6, 1996. Proceedings, Volume I*, 449–464.
- Leikoski, N., Kallio, A., Kyllönen, J. & Okko, O. 2019. Luonnonsäteily kaivostoiminnassa. Säteilyturvakeskus. 11 s.
- Lepistö, J., Westerholm, H., Schultz, E. & Björklöf, K. 2014. Hyvät käytännöt pilaantuneiden maiden kenttätutkimuksissa. Ympäristöopas 2014. Suomen ympäristökeskus. 71 s.
- Leppänen, M (toim.) 1998. Kaatopaikan tiivistysrakenteet. Suomen ympäristökeskus, Ympäristöopas 36. 141 s.
- Liamleam, W. & Annachhatre, A.P. 2007. Electron donors for biological sulfate reduction. *Biotechnology Advances* 25, 452–463.
- Lottermoser, B. G. 2010. *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. 3rd ed. Springer. 408 s.
- Lottermoser, B. G. (toim.) 2017. *Environmental Indicators in Metal Mining*. Springer. 412 s.
- Lottermoser, B. G., Ashley, P. M., & Lawie, D. C. 1999. Environmental geochemistry of the Gulf Creek copper mine area, north-eastern NSW, Australia. *Environmental Geology* 39, 61–74.

- Luhmann, T., Robson, S., Kyle, S. & Harley, I. 2006. Close Range Photogrammetry: Principles, Methods and Applications. (1st ed. ed.). Whittles: UK. Electronic media. 510 s.
- Luodes, H., Kauppila, P. M., Karlsson, T., Nikkarinen, M., Aatos, S., Tornivaara, A., Wahlström, M. & Kaartinen, T. 2011. Kaivannaisjätteen luokittelu pysyvaksi - Louhinnassa muodostuvat sivukivet. Suomen ympäristö 21/2011, Ympäristönsuojelu, Ympäristöministeriö. 35 s.
- Luukkonen, T. 2018. Kaivosvesien muuttamien vesistöjen kunnostaminen - uudet kokeelliset menetelmät. Kirjallisuuskatsaus. Kajaanin Ammattikorkeakoulu Oy. 22 s.
- Mackay, D. M., Roberts, P. V. & Cherry, J. A. 1985. Transport of organic contaminants in groundwater. Distribution and fate of chemicals in sand and gravel aquifers. *Environmental Science and Technology* 19 (5), 384–392.
- Maest, A. S., Kuipers, J. R., Travers, C. L., & Atkins, D. A. 2005. Predicting Water Quality at Hardrock Mines: Methods and Models, Uncertainties, and State-of-the-Art. Kuipers & Associates ja Buka Environmental, 77 s.
- Malmström, M. E., Destouni, G., Banwart, S. A. & Stromberg, B. 2000. Resolving the scale-dependence of mineral weathering rates. *Environmental Science and Technology* 34, 1375–1378.
- Matthies, R., Aplin, A. & Jarvis, A. 2010. Performance of a passive treatment system for net-acidic coal mine drainage over five years of operation. *Science of the Total Environment* 408, 4877–4885.
- MEND 2012. Cold regions cover system design technical guidance document. MEND report 1.61.5c, July 2012. 135 s.
- MEND 2014. Study to Identify BATEA for the Management and Control of Effluent Quality from Mines. MEND report 3.50.1. 527 s.
- Miller, S. D., Jeffery, J. J. & Murray, G. S. C. 1990. Identification and management of acid generating mine wastes – Procedures and practices in Southeast Asia and the Pacific Regions. Julkaisussa: Gadsby, J. W., Malick, J. A. & Day S. J. (toim.) *Acid Mine Drainage Designing for Closure*, BiTech Publishers Ltd. Vancouver, B.C., 1–11.
- Mitchell, P. 2000. Prediction, prevention, Control and Treatment of Acid Rock Drainage. Julkaisussa: Warhurst, A. & Noronha, L. (toim.): *Environmental Policy in mining – Corporate strategy and planning for closure*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 513 s.
- Mohsin, M. 2016. Potentiality of four willow varieties for phytoremediation in a pot experiment. Master's thesis, wood materials science, Joensuu 2016. University of Eastern Finland, Faculty of Science and Forestry. 38 s.
- Morin K. A. & Hutt N. M. 1997. *Environmental Geochemistry of mine site drainage: practical theory and case studies*. MDAG Publishing, Vancouver. 333 s.
- Mroueh, U.-M., Heikkinen, P., Jarva, J., Voutilainen, P., Vahanne, P. & Pulkkinen, K. 2005. Riskinarviointi kaivos-ten sulkemishankkeissa, 28.10.2005. VTT Prosessit. Projektiraportti PRO3/P3039/05. 25 s.
- Muniruzzaman, M., Kauppila, P. M. & Karlsson, T. 2018. Water quality prediction of mining waste facilities based on predictive models. Geological Survey of Finland. GTK Open File Work Report 5/2018. 90 s.
- MWEI BREF 2018. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Management of Waste from Extractive Industries, in accordance with Directive 2006/21/EC. EUR 28963 EN; Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018. 692 s. <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC109657>.
- Mäkelä, A., Antikainen, S., Mäkinen, I., Kivinen, J. & Leppänen T. 1992. Vesitutkimusten näytteenottomenetelmät. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – Sarja B 10. Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 92 s.
- Mäkinen, J. & Saarelainen J. 2019. KaiHali-projektin taustaraportti. Suomen ympäristökeskus raportti. 59 s.
- Nasdala, L., Smith, D.C., Kaindl, R. & Ziemann, M.A. 2004. Raman spectroscopy: Analytical perspectives in mineralogical research. *EMU Notes in Mineralogy*, Vol. 6, Chapter 7, 1–61.
- Nevada 2017. Nevada Standardized Reclamation Cost Estimator (SRCE) nvbond.org/. Vierailtu 25.10.2019.
- New South Wales 2017. Rehabilitation Cost Estimation (RCE) tool, New South Wales, Australia. www.resource-sandgeoscience.nsw.gov.au/miners-and-explorers/rules-and-forms/pgf/environmental-guidelines. Vierailtu 25.10.2019.
- Niskavaara, H. 1995. A comprehensive scheme of analysis for soils, sediments, humus and plant samples using ICP-AES. Geological Survey of Finland, Special paper 20, 167–175.
- NOAMI 2015. Key Criteria for the Effective Long-Term Stewardship of Closed, Orphaned/Abandoned Mine and Mineral Exploration Sites. Kingsmere Resource Service Inc. National orphaned/Abandoned Mines Initiative, Canada. 49 s.
- NOAMI 2016. Orphaned and Abandoned Mines: Risk identification, Cost Estimation and Long-term Management. Kingsmere Resource Service Inc. National orphaned/Abandoned Mines Initiative, Canada. 54 s.
- NOAMI 2019. National orphaned/Abandoned Mines Initiative. www.abandoned-mines.org/en/. Vierailtu 25.10.2019.
- Nordstrom, D. K., Blowes, D. W. & Ptacek, C. J. 2015. Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: An update. *Applied Geochemistry* 57, 3–16.

- O'Kane, M. & Barbour, S. L. 2003. Predicting Field Performance of Lysimeters Used to Evaluate Cover Systems for Mine Waste. 6th ICARD, Cairns, QLD, 327–339.
- Olin, M., Lappalainen, A., Sutela, T., Vehanen, T., Ruuhijärvi, J., Saura, A. & Sairanen, S. 2014. Ohjeet standardinmukaisiin koekalastuksiin. RKTL:n työraportteja 21/2014. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki. 22 s.
- Opasnet 2013. Pölyn leviäminen kaivosalueelta. fi.opasnet.org/fi/Pölyn_leviäminen_kaivosalueelta. Vierailtu 22.8.2019.
- Pellinen, J., Sorvari, J. & Soimasuo, M. 2007. Pilaantuneen maaperän ekologinen riskinarviointi. Suomen ympäristökeskus. Ympäristöopas 2007, 114 s.
- Penttinen, R. 2001. Maaperän ja pohjaveden kunnostus. Yleisimpien menetelmien esittely. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 49 s.
- Price, W. A. 1997. Draft Guidelines and Recommended Methods for the Prediction of Metal Leaching and Acid Rock Drainage at Minesites in British Columbia. Reclamation Section, Energy and Minerals Division, British Columbia Ministry of Employment and Investment. 159 s.
- Price, W. A. 2003. Challenges posed by metal leaching and acid rock drainage, and approaches used to address them. Julkaisussa: Jambor, J. L., Blowes, D. W. & Ritchie, A. I. M. (toim.) Environmental aspects of mine wastes. Mineralogical Association of Canada, Short Course Series, vol. 31, 15–30.
- Price, W. A. 2009. Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulfidic Geologic Materials. Natural Resources Canada. MEND Report 1.20.1. 579 s.
- Price, W. A., Morin, K. & Hutt, N. 1997. Guidelines for the prediction of acid rock drainage and metal leaching for mines in British Columbia: Part II. Recommended procedures for static and kinetic tests. Julkaisussa: Fourth International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, B.C. May 31 - June 6, 1996. Proceedings, vol. 1, 15–30.
- Punkkinen H., Räsänen L., Mroueh U.-M., Korkealaakso J., Luoma S., Kaipainen T., Backnäs S., Turunen K., Hentinen K., Pasanen A., Kauppi S., Vehviläinen B. & Krogerus K. 2016. Guidelines for mine water management. VTT Technology 266. 157 s.
- Puustinen, K. 2003. Suomen kaivosteollisuus ja mineraalisten raaka-aineiden tuotanto vuosina 1530–2001, historiallinen katsaus erityisesti tuotantolukujen valossa. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti, M 10.1/2003/3. 578 s.
- Ratava, P. 2013. Metallimalmikaivosten vesistövaikutukset – esimerkkinä Talvivaaran kaivoksen sulfaatti-, natrium- ja mangaanipäästöt. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Biologia. Pro Gradu -tutkielma. 49 s.
- Rautiainen, I., Hagel-Brunnström, M.-L., Heiskanen, L. & Kallio, E. 1996. Production oriented method for the determination of rare earth and other trace elements in rocks by ICP-MS. Analytical Chemistry 355, 393–396.
- Reinikainen, J. 2003. Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä. Suomen ympäristö 628. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 85 s.
- Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23/2007. Suomen ympäristökeskus. 164 s.
- Reynolds, R. C. 1989. Principles of Powder Diffraction. In: Bish, D. L. & Post, J. E. (toim.) Modern Powder Diffraction, Mineralogical Society of America, Reviews in Mineralogy, Vol. 20, 1–18.
- Rintala, J. & Suokko, T. 2008. Pohjavesinäytteenotto – Nykytila ja kehitystarpeet. Suomen ympäristö 48. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 65 s.
- Ritchie, A. I. M. 2003. Oxidation and gas transport in piles of sulfidic material. Julkaisussa: Jambor, J. L., Blowes, D. W. & Ritchie, A. I. M. (toim.) Environmental aspects of mine waste, short course series Vol. 31, Mineralogical Association of Canada, 73–94.
- Roca, M., Murphy, A., Walker, L. & Vallesi, S. 2019. A review of the risks posed by the failure of tailings dams. HR Wallingford, working with water, 63 s.
- Roden E. E. & Edmonds J. W. 1997. Phosphate mobilization in iron-rich anaerobic sediments: Microbial Fe(III) oxide reduction versus iron-sulfide formation. Archiv für Hydrobiologie 139: 347–378.
- Romu, I. (toim.) 2014. Parhaat ympäristökäytännöt (BEP) luonnonkiviutuotannossa. Ympäristönsuojelu, Suomen ympäristö 5, Ympäristöministeriö, 133 s.
- Räsänen, M. L. 1989. Raskasmetallien esiintyminen ja kulkeutuminen maaperässä. Julkaisussa: Ympäristögeotekniikka 26. –28.9.1989, Riihimäki. Insinöörijärjestöjen koulutuskeskus, Julkaisu 116–89, VIIIb/1–19.
- Räsänen, M. L., Hämäläinen, L. & Westerberg, L. 1992. Selective extractions and analysis of metals in organic stream sediments. Analyst 117, 623–627.
- Räsänen, M. L., Nikkarinen, M., Lehto, O. & Aatos, S. 2002. Liukoisuustesti- ja heikkouuttomenetelmät kaivannaisteollisuuden ympäristö- ja kaatopaikkakelpoisuuden määrittämisessä. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti S44/0000/1/2002. 21 s.
- Räsänen, M. L., Kauppila, P. M. & Myöhänen, T. 2010. Suitability of static tests for acid rock drainage assessment of mine waste rock. Bulletin of the Geological Society of Finland, Vol. 82, 101–111.

- Räisänen, M. L., Tornivaara, A., Haavisto, T., Niskala, K. & Silvola, M. 2013. Suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannaisjätealueiden kartoitus. Ympäristöministeriön raportteja 24. Ympäristönsuojeluosasto. Ympäristöministeriö, 45 s.
- Saarela, J. 1990. Kaivosjätteiden geoteknisistä ominaisuuksista ja ympäristövaikutuksista. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A. Vesi- ja ympäristöhallitus. 148 s.
- Salomons, W. 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities; processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration* 52, 5–23.
- Schulin, R., Geiger, G. & Furrer, G. 1995. Heavy metal retention by soil organic matter under changing environmental conditions. Julkaisussa: Salomons, W. & Stigliani, W. M. (toim.) *Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments: Risk Assessment of Delayed and Non-Linear Responses*. Berlin: Springer-Verlag, 53–85.
- SGY 2002. Ympäristögeotekninen näytteenotto-opas – maa-, huokoskaasu- ja pohjavesinäytteet. Suomen geoteknillinen yhdistys. 39 s.
- SGY 2017. Geoteknisen mittaamisen ja monitoroinnin olennaiset käsitteet ja periaatteet. Monitorointitoimikunta. Suomen Geoteknillinen Yhdistys. 59 s.
- Shen, B., S., Poulsen, B., Xun, L., Johnny, Q., Thiruvengkatachari, R. & Yi Duan 2017. Remediation and monitoring of abandoned mines. *International Journal of Mining Science and Technology* 27, 803–811.
- Simmons, J., P. Ziemkiewicz, & Black. D. 2002. Use of steel slag leach beds for the treatment of acid mine drainage: the McCarty Highwall Project. Julkaisussa: *Proceedings, Nineteenth American Society for Surface Mining and Reclamation Conference, June 9-13, 2002, Lexington, KY*. 527–529.
- Singer, P. C. & Stumm, W. 1970. Acid mine drainage-rate determining step. *Science* 167, 1121–1123.
- Sipilä, P. 1995. Sulfidalmikaivosten jätealueiden ympäristövaikutusten tutkimukset Kanadassa, Ruotsissa ja Norjassa, kirjallisuusselvitys. Tutkimusraportti 129. Geologian tutkimuskeskus. 40 s.
- Sipilä, P. 1996. Kaivosten jätealueiden mallikunnostussuunnitelma. Julkaisussa: Nystén T., Suokko T. & Tarvainen T. (toim.). *Ympäristögeologian sovelluksia*. Oy Edita Ab. 124 s.
- Sivonen, M. & Frilander, R. 2001. Patoturvallisuuden toteaminen Suomen jäte- ja kaivospadoilla. Suomen ympäristö 462, Ympäristönsuojelu, Suomen ympäristökeskus, 123 s.
- Skousen, J. & Ziemkiewicz, P. 2005. Performance of 116 Passive Treatment Systems for Acid Mine Drainage. Presented at the 2005 National Meeting of the American Society of Mining and Reclamation. Breckenridge, CO. 31 s.
- Skousen, J., Ziemkiewicz, P. & McDonald, L. M. 2018. Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *The Extractive Industries and Society*. 19 s.
- Smart Ground 2018. European Union's Horizon 2020 Research and Innovation, Programme under Grant Agreement No 641988. www.smart-ground.eu/. Vierailtu 22.8.2019.
- Smolders, E., Oorts, K., Van Sprang, P., Schoeters, I., Janssen, C. R., McGrath, S. P. & McLaughlin, M. J. 2009. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bio-availability models to set ecological soil standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28, 1633–1642.
- Sobek, A., Schuller, W., Freeman, J. & Smith, R. 1978. Field and Laboratory Methods Applicable to Overburdens and Minesoils. Industrial Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Environmental Protection Technology Series, Report EPA-600/2-78-054. 216 s.
- Solismaa, S., Ismailov, A., Karhu, A., Sreenivasan, H., Lehtonen, M., Kinnunen, P., Illikainen, M. and Räisänen, M. L. 2018. Valorisation of Finnish mining tailings for use in the ceramics industry. *Bulletin of the Geological Society of Finland*, Vol. 90, 33–54.
- Sondag, F. 1981. Selective extraction procedures applied to geochemical prospecting in an area contaminated by old mine workings. *Journal of Geochemical Exploration* 15, 645–652.
- SRK Consulting 2010. Alexco Resource Corporation - Mineral Resource Estimation, Elsa Tailings Project, Yukon, Canada. 78 s.
- Stanley, G., Gyoza, J. & Hamor, T. with support of Sponar, M. 2011. Guidance document for a risk-based pre-selection protocol for the inventory of closed waste facilities as required by article 20 of directive 2006/21/EC. Final. February 2011. Inventory of closed waste facilities ad-hoc group a sub-committee of the technical adaptation committee for directive 2006/21/EC. 37 s.
- Stén, S. 2012. Luettelo käytöstä poistetuista ja hylätystä kaivannaisjätealueista Suomessa. Päivitetty 20.11.2012. 2 s.
- STUK 2005. Luonnon radioaktiivisia aineita sisältävät materiaalit. Säteilyturvakeskus, STUK tiedottaa 2/2005. 14 s.
- Suomen vesiyhdistys. 2005. Pohjavesitutkimusopas, käytännön ohjeita. Suomen vesiyhdistys ry. Vammala. 194 s.
- Suter, G. W. II. 2007. *Ecological Risk Assessment*. 2nd ed. CRC Press. Boca Raton, FL, USA. 643 s.
- Sverdrup, H. U. 1990. *The Kinetics of Base Cation Release Due to Chemical Weathering*. Lund University Press, Lund. 245 s.

- Swapp, S. 2014. "Scanning Electron Microscope (SEM)". Saatavilla: serc.carleton.edu/research_education/geochemsheets/techniques/SEM.html
- Sädbom, S. & Bäckström, M. 2018. Sampling of mining waste – historical background, experiences and suggested methods. Bergskraft, Bergslagen AB. BKBAB 18-109 Rep. 71 s.
- Tarvainen, T. & Jarva, J. 2009. Maaperän Kd-arvot ja geokemiallinen koostumus Pirkanmaalla ja Uudellamaalla. Geologian tutkimuskeskus arkistoraportti S41/2009/59, 15 s.
- Taskinen, A., Kauppila, P. M., Heino, N., Kurhila, M., Tiljander, M., Tornivaara, T. & Korhonen, T. 2018. Kopsan Au-Cu-malmin arseenipitoisen rikastushiekkan muokkaaminen ympäristökelpoisemmaksi rikastusteknisin menetelmin. Geologian tutkimuskeskus, työraportti 9/2018. 128 s.
- Tattari, S., Koskiahjo, J. & Tarvainen, M. 2016. Virtavesien vedenlaadun jatkuvatoiminen mittaaminen: Käytännön opas. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. 19 s.
- Tattari, S., Tarvainen, M., Kallio, K., Lepistö, S., Näykki, T., Raateoja M. & Seppälä, J. 2019. Laatuksikirja jatkuva-toimisille vedenlaadun mittauksille - Opas hyviksi käytännöiksi. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 4. 40 s.
- Taylor, J., Pape, S. & Murphy, N. 2005. A Summary of Passive and Active Treatment Technologies for Acid and Metalliferous Drainage (AMD). Proceedings of the fifth Australian Workshop on acid drainage 29th-31st August 2005, Fremantle, Australia. s. 151–200.
- Telliard, W. 2000. Coal Remining Best Management Practices Guidance Manual. Office of Water, Office of Science and Technology, Engineering and Analysis Division. U.S. Environmental Protection Agency. 2000. 522 s.
- Tilsley, J. E. 1976. Very low frequency electromagnetic measurements using a portable signal generator. Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy 85, 74–77.
- Tornivaara, A., Räisänen, M. L., Kovalainen, H. & Kauppi, S. 2018. Suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannaisjätealueiden jatkokartoitus (KAJAK II). Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2018. Suomen ympäristökeskus. 155 s.
- Toropainen, V. 2006. Yhteenveto sulfidimalmikaivostoiminnasta Suomessa ja toiminnassa muodostuvista sivutuotteista sekä niiden ympäristövaikutuksista. Geologian tutkimuskeskus. 52 s.
- TTL 2014. Työterveyslaitos, OVA-ohje: Rikkihiili. www.ttl.fi/ova/rikkihii.pdf
- Tuomainen, J. 2001. Vastuu saastuneesta ympäristöstä. Helsinki: WSOY Lakitieto. 513 s.
- Tuomela, A. 2016. Synteettiset materiaalit kaivosten allasrakenteiden tiivisrakenteena. Vesi- ja ympäristötekniikan tutkimusryhmä, Oulun yliopisto. 51 s.
- Turunen, K., (ed.), Antikainen, E., Huotari-Halkosaari, T., Ikonen, J., Janhunen, M., Lahtinen, T., Lerssi, J., Miettinen, I., Meriläinen, P., Niittyinen, M., Pullinen, A., Reijonen, T., Raatikainen, M., Sonninen, J., Torvinen, O., Vauhkonen, M., Vepsäläinen, J. 2019. Kohti kokonaisvaltaisempia kaivosvesiratkaisuja. KaivosVV-hankkeen loppuraportti. GTK:n arkistoraportti 7/2019. 87 s.
- Tukes 2018. Tilastoja vuoriteollisuudesta 2018. Tilastot saatavilla vuodesta 2011: tukes.fi/teollisuus/kaivostointa. Vierailtu 22.8.2019.
- UNECE 2014. Safety guidelines and good practices for tailings management facilities. United Nations Economic Commission for Europe. 42 s.
- U.S. EPA 1988. Integrated Risk Information System (IRIS). Vanadium pentoxide. United States Environmental Protection Agency. Päivitetty 30.6.1988. www.epa.gov/iris/index.html
- U.S. EPA 2000a. Abandoned mine site characterization and cleanup handbook. United States Environmental Protection Agency. EPA 910-B-00-001. 129 s.
- U.S. EPA 2000b. Wastewater technology fact sheet. Free water surface wetlands. Washington, D.C., United States Environmental Protection Agency, Office of Water. EPA 832-F-00-024. 8 s.
- U.S. EPA 2000c. Wastewater technology fact sheet. Wetlands: subsurface flow. Washington, D.C., United States Environmental Protection Agency, Office of Water. EPA 832-F-00-023. 9 s.
- U.S. EPA 2001. Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA 823-B-01-002. 208 s.
- U.S. EPA 2006. Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives. United States Environmental Protection Agency, EPA QA/G4. 111 s.
- U.S. EPA 2014. Reference Guide To Treatment Technologies For Mining-Influenced Water, United States Environmental Protection Agency, Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, EPA 542-R-14-001. 94 s.
- U.S. EPA 2019. Guidelines for Human Exposure Assessment. Washington, D.C., United States Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. EPA/100/B-19/001. 206 s.
- Valtioneuvosto 2018. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 42/2018. Vesienhoidon ympäristöavoitteista poikkeaminen – perusteet ja menettely. Valtioneuvosto. 79 s.
- Van Vlaardingem, P. L. A. & Verbruggen, E. M. J. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). RIVM report 601782001/2007. 146 s.

- Van Vlaardingen, P. L. A., Posthumus, R. & Posthuma-Doodeman, C. J. A. M. 2005. Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. RIVM report 601501029. 247 s.
- Verbruggen, E. M. J., Posthumus, R. and van Wezel, A. P. 2001. Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701 020. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven. 263 s.
- Verta, M., Kauppila, K., Londesborough, S., Mannio, J., Porvari, P., Rask, M., Vuori, K. & Vuorinen, P. 2010. Metallien taustapitoisuudet ja haitallisten aineiden seuranta Suomen pintavesissä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 12/2010. Suomen ympäristökeskus. 45 s.
- Vestola, E. & Mroueh, U.-M. 2008. Sulfaatinpelkistyksen hyödyntäminen happamien kaivosvesien käsittelyssä – Opas louhoskäsittelyn hallintaan. VTT Research Notes 2422. 58 s.
- VM 2017. Ohje riskienhallintaan. Valtiovarainministeriön julkaisuja 22/2017. Julkisen hallinnon ICT. VAHTI nyky. YLVA. 30 s.
- Välisalo, T. (toim.), Jouttijärvi, T., Kallio, A., Kauppi, S., Kauppila, P., Komulainen, H., Laasonen, J., Laine-Ylijoki, J., Leppänen, M., Reinikainen, J. & Wahlström, M. 2014. Kaivosten stressitestit 2013. Ympäristöministeriön raportteja 2/201. 113 s.
- Watzlaf, G. R., Schröder, K. T. & Kairies, C. L. 2000. Long-term Performance of Anoxic Limestone Drains. *Mine Water and the Environment* 19, 98–110.
- Wessberg, N., Seppälä, J., Molarius, R., Koskela, S., Pennanen, J., Silvo, K. & Kekoni, P. 2006. Häiriöpäästöjen ympäristöriskianalyysi, YMPÄRI-hankkeen suositukset. Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 2/2006. 63 s.
- WHO 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, 4th ed. World Health Organization. 564 s. Saatavilla: <http://www.who.int>
- Wildeman, T., Brodie, G. & Gusek, J. 1993. Wetlands Design for Mining Operations. BiTech Publishers Ltd. Canada. 300 s.
- WMTF 2019. World Mine tailings Failures. Excel-tiedosto maailman rikastushiekka-altaiden patojen häiriötilanteista. <https://worldminetailingsfailures.org/>. Vierailtu 3.7.2019.
- Wolkersdorfer, C. 2008. Water Management at Abandoned Flooded Underground Mines. Fundamentals, Tracer Tests, Modelling, Water Treatment. Springer. 465 s.
- Ziemkiewicz, P. F., Skousen, J. G. & Simmons, J. 2003b. Long-term Performance of Passive Acid Mine Drainage Treatment Systems. Technical Article. *Mine Water and the Environment* 22, 118-129.
- Zipper, C., Skousen, J. & Jage, C. 2011. Passive Treatment of Acid-Mine Drainage. Publication 460-133 of The Powell River Project. Virginia Polytechnic Institute and State University. Yukon Water Board & Yukon Energy, Mines and Resources 2013. Reclamation and Closure Guidance. 41 s.
- YM 2009. Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009. Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Ympäristönsuojelu. Ympäristöministeriö. 120 s.
- YM 2012a. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöministeriö. 144 s.
- YM 2012b. Ympäristöministeriön raportteja 15/2012. Vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annettujen säädösten soveltaminen. Ympäristöministeriö. 77 s.
- YM 2014a. Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. Ympäristöministeriö. 235 s.
- YM 2014b. Ympäristöhallinnon ohjeita 8/2014. Ympäristönsuojelulain mukainen perustilaselvitys. Ympäristöministeriö. 39 s.
- YM 2014c. Ympäristöministeriön raportteja 3/2014. Kaivosten ympäristöturvallisuus. Viranomaistyöryhmän loppuraportti. Ympäristöministeriö. 65 s.
- YM 2014d. Ympäristöministeriön raportteja 23/2014. Toissijaisten ympäristövastuujärjestelmien kehittäminen. Työryhmän mietintö. Ympäristöministeriö. 146 s.
- Yukon 2013. Yukon Water Board & Yukon Energy, Mines and Resources 2013. Reclamation and Closure Guidance. 41 s.
- Younger, P. L., Banwart, S. A. & Hedin, R. S. 2002. Mine Water – Hydrology, Pollution, Remediation. Environmental Pollution 5. Kluwer Academic Publisher. 442 s.

8.1 Tekstissä käsitellyt Suomen lait ja säädökset

Säädösten ajantasaisuuden voi tarkistaa: www.finlex.fi/

- Jätelaki 646/2011. Annettu Helsingissä 17.6.2011.
- Kaivoslaki 621/2011. Annettu Helsingissä 10.6.2011.
 - 503/1965 Kaivoslaki. Annettu Helsingissä 17.9.1965 (kumottu).
- Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä 252/2017. Annettu Helsingissä 5.5.2017.
- Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä 1299/2004. Annettu Helsingissä 30.12.2004.
- Laki vaarallisten kemikaalien ja räjähteiden käsittelyn turvallisuudesta 390/2005. Annettu Helsingissä 3.6.2005.
- Luonnonsuojelulaki 1096/1996. Annettu Helsingissä 20.12.2006
- Maankäyttö- ja rakennuslaki 132/1999. Annettu Helsingissä 5.2.1999.
- Patoturvallisuuslaki 494/2009. Annettu Helsingissä 26.6.2009.
- STM 401/2001. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus pienten yksiköiden talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Annettu Helsingissä 17.5.2001.
- STM 1512/1991. Sosiaali- ja terveysministeriön Säteilyasetus. Annettu Helsingissä 27.3.1991.
- STM 1352/2015. Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista. Annettu Helsingissä 17.11.2015.
- Säteilylaki 859/2018. Annettu Helsingissä 9.3.2018.
- Vesilaki 587/2011. Annettu Helsingissä 27.5.2011.
 - 31/1902 Asetus siitä, mitä Heinäkuun 10/23 p:nä 1902 annettua vesioikeuslakia käytettäessä on noudatettava (kumottu).
- Vna 926/2005. Valtioneuvoston asetus maa-ainesten ottamisesta. Annettu Helsingissä 24.11.2005.
- Vna 1022/2006. Valtioneuvoston asetusvesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista. Annettu Helsingissä 23.11.2006.
 - Vna 868/2010. Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen muuttamisesta. Annettu Helsingissä 7.10.2010.
 - Vna 1308/2015. Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen muuttamisesta. Annettu Helsingissä 5.11.2015.
 - Vna 1090/2016. Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista annetun valtioneuvoston asetuksen liitteen 1 muuttamisesta. Annettu Helsingissä 8.12.2016.

- Vna 1040/2006. Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä. Annettu Helsingissä 30.11.2006.
 - Vna 341/2009. Valtioneuvoston asetus vesienhoidon järjestämisestä annetun asetuksen muuttamisesta. Annettu 20.5.2009.
- Vna 214/2007. Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Annettu Helsingissä 1.3.2007.
- Vna 319/2010. Valtioneuvoston asetus patoturvallisuudesta. Annettu Helsingissä 29.4.2010.
- Vna 179/2012. Valtioneuvoston asetus jätteistä. Annettu Helsingissä 25.8.2011.
- Vna 190/2013. Valtioneuvoston asetus kaivannaisjätteistä. Annettu Helsingissä 14.3.2013.
- Vna 331/2013. Valtioneuvoston asetus kaatopaikoista. Annettu Helsingissä 2.5.2013.
- Vna 713/2014. Valtioneuvoston asetus ympäristönsuojelusta. Annettu Helsingissä 4.9.2014
- Vna 685/2015. Valtioneuvoston asetus vaarallisten kemikaalien käsittelyn ja varastoinnin valvonnasta. Annettu Helsingissä 21.5.2015
- Vna 819/2015. Valtioneuvoston asetus räjähteiden valmistuksen ja varastoinnin valvonnasta. Annettu Helsingissä 25.6.2015.
- Vna 79/2017. Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta. Annettu Helsingissä 26.1.2017.
- Vna 113/2017. Valtioneuvoston asetus ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä. Annettu Helsingissä 16.2.2017.
- Vna 277/2017. Valtioneuvoston asetus ympäristövaikutusten arviointimenettelystä. Annettu Helsingissä 11.5.2017.
- Vna 1034/2018. Valtioneuvoston asetus ionisoivasta säteilystä. Annettu Helsingissä 22.11.2018.
- Ydinenergialaki 990/1987. Annettu Helsingissä 11.12.1987.
- Ympäristönsuojelulaki 527/2014. (YSL) Annettu Helsingissä 27.6.2014.
 - 86/2000 ympäristönsuojelulaki. Annettu Helsingissä 4.2.2000. (kumottu).

8.2 Aihepiiriin liittyviä standardeja

- IEC 31010:2019. Risk management – Risk assessment techniques.
- ISO 31000:2018. Risk management – Guidelines.

Kaivannaisjäte- ja maaperätutkimukseen liittyvät standardit

- CEN/TR 16363:2012. Characterization of waste - Kinetic testing for assessing acid generation potential of sulfidic waste from extractive industries.
- CEN/TR 16365:2012. Characterization of waste. Sampling of waste from extractive industries.
- CEN/TR 16376:2012. Characterization of waste. Overall guidance document for characterization of waste from the extractive industries.
- ISO 10694:1995. Soil quality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis).
- ISO 15178:2000. Soil quality – Determination of total sulfur by dry combustion.
- ISO 18504:2017. Soil quality – Sustainable remediation.
- SFS-EN 932-3 +A1. Kiviainesten yleisten ominaisuuksien testaus. Osa 3: Yksinkertaistetun petrografisen kuvauksen menettely ja terminologia.
- SFS-EN 12457-3. Jätteiden karakterisointi. Liukoisuus. Rakeisten jätemateriaalien ja lietteiden liukoisuuden laadunvalvontatesti. Osa 3. Kaksivaiheinen ravistelutesti uuttoliuoksen ja kiinteän jätteen suhteessa 2 l/kg ja 8 l/kg materiaaleille, joiden kiintoaineksen osuus on suuri ja raekoko on alle 4 mm (raekoon pienentäminen tarvittaessa).
- SFS-ISO-standardi 19258. Soil quality – Guidance on the determination of background values.
- SFS-EN 14405. Characterization of waste. Leaching behaviour test. Up-flow percolation test (under specified conditions).
- SFS-EN 14429. Characterization of waste. Leaching behaviour test. Influence of pH on leaching with initial acid/base addition.
- SFS-EN 14997. Characterization of waste. Leaching behaviour test. Influence of pH on leaching with continuous pH control.
- SFS-EN 15875. Characterization of waste. Static test for determination of acid potential and neutralization potential of sulfidic waste.
- SFS-ISO 11466. Soil quality. Extraction of trace elements soluble in aqua regia.
- SFS-ISO 19258. Soil quality – Guidance on the determination of background values.

Maaperänäytteenoton standardit

- ISO 10381-1:2002. Soil quality – Sampling – Part 1: Guidance on the design of sampling programmes
- ISO 10381-2:2002. Soil quality – Sampling – Part 2: Guidance on sampling techniques
- ISO 10381-3:2001. Soil quality – Sampling – Part 3: Guidance on safety
- ISO 10381-4:2003. Soil quality – Sampling – Part 4: Guidance on the procedure for investigation of natural, near-natural and cultivated sites
- ISO 10381-5:2005. Soil quality – Sampling – Part 5: Guidance on the procedure for the investigation of urban and industrial sites with regard to soil contamination
- ISO 10381-7:2005. Soil quality – Sampling – Part 7: Guidance on sampling of soil gas
- ISO 10381-8:2006. Soil quality – Sampling – Part 8: Guidance on sampling of stockpiles
- ISO 18512:2007. Soil quality – Guidance on long and short term storage of soil samples

Vesinäytteenoton standardit

- SFS EN 25667-1:1993. Water quality – Sampling – Part 1: Guidance on the design of sampling programmes (ISO 5667-1:1980)
- SFS EN 25667-2:1993. Water quality – Sampling – Part 2: Guidance on sampling techniques (ISO 5667-2:1991)
- SFS EN ISO 5667-3:1995. Water quality – Sampling guidance on the preservation and handling of samples (ISO 5667-3:1994)
- SFS EN 27828:1994. Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates (ISO 7828:1985)
- SFS EN 28265 1994. Water quality – Methods of biological sampling – Guidance on the design and use of quantitative samplers for benthic macro-invertebrates on stony substrata in shallow freshwaters (ISO 8265:1988)
- SFS EN ISO 9391:1995. Water Quality – Sampling in deep waters for macro-invertebrates – Guidance on the use of colonization, qualitative and quantitative samples (ISO 9391:1993)
- SFS EN ISO 5667-16:1998. Water quality – Sampling – Part 16: Guidance on biotesting of samples (ISO 5667-16:1998)

- SFS EN ISO 8689-1:2000. Water Quality – Biological classification of rivers - Part 1: Guidance on the interpretation of biological quality data from surveys of benthic macroinvertebrates in running waters (ISO 8689-1:2000)
- SFS EN ISO 8689-2:2000. Water quality – Biological classification of rivers – Part 2: Guidance on the presentation of biological quality data from surveys of benthic macroinvertebrates (ISO 8689-2:2000)
- SFS EN 13946:2003. Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers
- SFS EN 14184:2003. Water quality – Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters
- SFS EN 14011:2003. Water quality – Sampling of fish with electricity
- SFS EN 14407:2004. Water quality – Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters
- SFS EN 14614:2005. Water quality – Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers
- SFS EN ISO 16665:2005. Water Quality – Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna (ISO16665:2005)
- SFS EN 14757:2005. Water quality – Sampling of fish with multi-mesh gillnets
- SFS EN 14996:2006. Water quality – Guidance on assuring the quality of biological and ecological assessments in the aquatic environment
- SFS EN 15110:2006. Water quality – Guidance standard for the sampling of zooplankton from standing waters
- SFS EN 15196:2006. Water quality – Guidance on the sampling and processing of the pupal exuviae of Chironomidae (Order Diptera) for ecological assessment
- SFS EN 14962:2006. Water quality – Guidance on the scope and selection of fish sampling methods.
- SFS EN 15204:2006. Water quality – Guidance standard on the enumeration of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique)
- SFS EN ISO 19493:2007. Water quality – Guidance on marine biological surveys of hard-substrate communities (ISO 19493:2007)

9 Liitteet

Liite 1. MWEI BREF-vertailuasiakirjan (2018) BAT-päätelmät, joita voidaan hyödyntää suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnissa ja kunnostusmenetelmien valinnassa.

Liite 2. Laadunvarmistusnäytteet

Liite 3. Riskimatriisitarkastelu kaivannaisjätealueen kunnostustarpeen arvioinnissa

Liite 4. Kaivannaisjätealueen riskinarviointiasiakirjan tarkistuslista, johon on kerätty eri osavaiheissa käsiteltävät ja dokumentoitavat asiat.

Liite 1. MWEI BREF-vertailuasiakirjan (2018) BAT-päätelmät, joita voidaan hyödyntää suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden riskinarvioinnissa ja kunnostusmenetelmien valinnassa.

BAT NRO	LÄHDE: MWEI BREF 2018, Kivipelto et al. 2020	RISKIARVIOINTI	HALLINTAMEN.	JÄLKITARKKAILU	HYÖTYKÄYTTÖ	MUITA HUOMIOITA:
TIEDONKERUU JA HALLINTA						esim. CEN/TR 16376, Vna 190/2013
BAT 2/3	Kaivannaisjätteiden karakterisointi	X				Soveltuvin osin
BAT 5	Ympäristöriskien ja -vaikutusten arviointi					Turvallisuus, vesien tila, maaperän ja ilman pilaantuminen
a.	Vaarojen ja riskitekijöiden tunnistaminen	X				
b.	Ympäristöriskien ja -vaikutusten arviointi	X				
JÄTEHIERARKIA						
BAT 10	Kaivannaisjätteen hyötykäyttö				X	Uudelleen käsittely
KAIVANNAISJÄTTEEN SIOITUSALUEEN RAKENTEELLINEN VAKAUS						esim. SGY 2017, Vna 319/2010
BAT 18	Vesitaseen tarkastelu					Lyhyen ja pitkäaikaisen rakenteellisen vakauden varmistaminen
a.	Vesitase	X	X			
b.	Vesienhallintasuunnitelma		X	X		
BAT 19	Mitoitustulvan määrittäminen	X	X	X		Suurinta todennäköisintä tulvaa tulee käyttää mitoitustulvana
BAT 20	Vapaan veden hallinta					Lyhyen ja pitkäaikaisen rakenteellisen vakauden varmistaminen
a.-e.	Vapaan veden poistojärjestelmät		X	X		Esim. dekantointikaivot, -kourut ja -järjestelmät
f.	Kuivavara					
h.-l.	Hätäjuokutus/hätäpurku		X	X		Esim. putket ja juoksutukset sekä ohijuokutus- ja ylisyoökyaukot
BAT 21	Kuivatusjärjestelmät					Lyhyen ja pitkäaikaisen rakenteellisen vakauden varmistaminen, kunnostusmenetelmä tai tarkkailukohde, Isomäki et al. 2018
a.	Patojen ja altainen kuivatusjärjestelmät		X	X		
b.	Maan päälle rakennetun kiinteän jätteen sijoitusalueen kuivatusjärjestelmät		X	X		
BAT 23 /24	Kaivannaisjätteen sijoitusalueen fysik. vakavuuden seuranta ja tarkkailu			X		Soveltuvin osin esim. tarkastukset/auditoinnit

BAT NRO	LÄHDE: MWEI BREF 2018, Kivipelto et al. 2020	RISKINARVIOINTI	HALLINTAMEN.	JÄLKITARKKAILU	HYÖTYKÄYTTÖ	MUITA HUOMIOITA:
POHJAVEDEN TILAN HUONONEMISEN JA MAAPERÄN PILAANTUMISEN EHKÄISEMINEN JA VÄHENTÄMINEN						
BAT 35	Pohjarakenteet ja (fysikaaliset) esteet					Davies et al. 2002, Kossoff et al. 2014
a.	Luonnonmaasta koostuva vettä läpäisemätön pohjarakenne			X		Lähinnä rakenteen tarkkailu
b.	Keinotekoisesta materiaalista koostuva vettä läpäisemätön rakenne			X		Lähinnä rakenteen tarkkailu
c.	Suotautumiseste		X	X		Myös mahdollinen kunnostustoimenpide
BAT 37	Vesijakeiden hallinta		X			Esim. BAT 21a., BAT 21b. & BAT 42d.
BAT 38	Kaivannaisjätteen sijoitusalueiden peittäminen					
c.	Kasvillisuuspeitot		X			
d.	Vettä läpäisevät kuivapeitot		X			
e.	Vettä läpäisemättömät ja alhaisen virtaaman kuivapeitot		X			
f.	Happea kuluttavat kuivapeitot		X			
g.	Vesipeitot		X			
h.	Märkäpeitot		X			
BAT 39	Pohjavesien ja pilaantuneen maaperän puhdistaminen					
a.	Vettä läpäisevät reaktiiviset seinämät		X			
b.	Fytotekniikat		X			Mohsin 2016
BAT 40 /41	Maaperä- ja pohjavesipäästöjen seuranta ja tarkkailu			X		Tarkkailujärjestelmät ja -kaivot, esim. Punkkinen et al. 2016
PINTAVESIEN TILAN HEIKKENEMISEN EHKÄISEMINEN JA VÄHENTÄMINEN						
BAT 42	Kaivannaisjätteiden vaikutuksen alaisten vesien muodostumisen ehkäiseminen tai vähentäminen					mm. visuaalisten vaikutusten, pinta- ja pohjavesiin kohdistuvien päästöjen vähentäminen
d.	Maisemointi ja maastonmuotojen uudelleen rakentaminen		X			
BAT 43	Kaivannaisjätteiden vaikutuksen alaisten vesien kerääminen ja käsittely		X	X		
BAT 45	Suspensiossa olevan kiintoaineksen tai (orgaanisten) nesteiden poistaminen		X			Voidaan hyödyntää kohteesta riippuen myös sulkemisen jälkeen
BAT 46	Liuenneiden aineiden poistaminen					MEND 2014, U.S. EPA 2000b, U.S. EPA 2000c. Myös: sulfidisaostus, kersaostus, adsorbtiio, ioninvaihto, nanosuodatus ja käänteisosmoosi (aktiiviset menetelmät harvemmin soveltuvat ei-toiminnallisiin kohteisiin)
a.	Ilmastus ja aktiivinen kemiallinen hapettaminen		X			
b.	Aktiivinen aerobinen biologinen hapettaminen		X			
c.	Aerobiset kosteikot		X			
d.	Anaerobiset kosteikot		X			
e.	Hapettomat biokemialliset reaktorit		X			
f.	Hydroksidi- ja karbonaattisaostus		X			

SULJETTUIEN JA HYLÄTTYJEN KAIVANNAISJÄTEALUEIDEN KUNNOSTUSTARPEEN ARVIOINTI

	LÄHDE:	RISKINARVIOINTI	HALLINTAMEN.	JÄLKITARKKAILU	HYÖTYKÄYTTÖ	MUITA HUOMIOITA:
BAT NRO	MWEI BREF 2018, Kivipelto et al. 2020					
BAT 47	Kaivannaisjätteiden vaikutuksen alaisten vesien neutralointi ennen purkua					Esim. INAP 2014, U.S. EPA 2014, Ziemkiewicz et al. 2003
a.	Aktiivinen käsittely		X			
b.	Hapelliset kalkkikiviojat ja avoimet kalkkikiviuomat		X			
c.	Hapettomat kalkkikiviojat		X			
d.	Perättäiset alkalisuutta lisäävät järjestelmät		X			
BAT 48	Pintavesiin kohdistuvien päästöjen seuranta ja tarkkailu			X		Esim. CEN/TR 16376
ILMAPÄÄSTÖJEN EHKÄISEMINEN JA VÄHENTÄMINEN						
BAT 49	Kaivannaisjätteiden paljailta pinnoilta peräisin olevan pölyämisen ehkäiseminen tai vähentäminen		X			Esim. peittoratkaisut BAT 38 tai maisemointi BAT 42d.
BAT 52	Ilmaan kohdistuvien päästöjen seuranta ja tarkkailu			X		Esim. Vna 79/2017, Vna 113/2017
MUIDEN IHMISEN TERVEYTEEN JA YMPÄRISTÖÖN KOHDISTUVIEN VAIKUTUSTEN EHKÄISEMINEN JA VÄHENTÄMINEN						
BAT 55	Kaivannaisjätteiden hallinnan maisemavaikutusten ja maankäytön jalanjäljen ehkäiseminen tai minimoiminen		X			Esim. BAT 42d.
BAT 57	Luonnon radioaktiivisia aineita (NORM) sisältävien kaivannaisjätteiden hallinnan vaikutusten ehkäiseminen tai minimoiminen					Esim. CEN/TR 16376, Säteilylaki 859/2018, IAEA 2002, IAEA 2006
a.	Luonnon radioaktiivisten aineiden seurantasuunnitelma			X		

Liite 2. Laadunvarmistusnäytteet

Nollanäyte: Nollanäytteellä arvioidaan näytteenkäsittelyn aikaisia virheitä, kuten näytteenottovälineiden, näyteastioiden, ja kestäväintikemikaalien puhtautta sekä näytteenkäsittelypaikasta mahdollisesti johtuvia taustapitoisuuksia (esim. pölyäminen). Nollanäyte käsitellään samaan aikaan ja samassa paikassa sekä analysoidaan samoin kuin varsinaiset näytteet. Esimerkiksi vesinäytteissä nollanäytteenä käytetään yleensä tislattua vettä. Nollanäytteitä tulisi olla noin 5 % varsinaisten vesinäytteiden määrästä.

Jaettu tai rinnakkainen osanäyte: Maanäyte voidaan jakaa homogenisoinnin jälkeen kahteen osaan, jotka molemmat analysoidaan samalla tavalla. Tällä varmistetaan näytteen homogenisoinnin onnistuminen, satunnaisvirheen tai systemaattisen virheen esiintymistä.

Rinnakkaisnäyte: Näytteenotto toistetaan samalla menetelmällä ja samasta paikasta sekä analysoidaan samoin kuin varsinainen näyte. Rinnakkaisnäytteellä varmistetaan näytteenoton toistettavuus. Virtaavasta vedestä otettaessa, rinnakkaisnäyte edustaa kuitenkin näytteen heterogeenisyyden vaihteluväliä, ei toistettavuutta.

Taustapitoisuusnäytteet: Taustapitoisuusnäytteellä selvitetään alueen luontaiset taustapitoisuudet, joihin mahdollisesti pilaantuneen alueen pitoisuuksia voidaan verrata.

Toistettu näytteenotto: Toistetulla näytteenotolla tarkoitetaan joko kerta-äytettä tai kokoomanäytettä, joka otetaan 0,5-2 metrin etäisyydellä alkuperäisestä näytteenottopaikasta. Toistetulla näytteenotolla (tai kokoomanäytteellä) selvitetään näytepisteen homogeenisyyttä ja/tai heterogeenisyyttä.

Näytteenotto eri välineillä: Eri menetelmien vaikutusta tutkimustuloksiin (esim. haihtuvat yhdisteet) voidaan verrata otettaessa näyte samasta pisteestä eri menetelmillä.

Pitkäaikainen seuranta: Etenkin vesinäytteenotossa ja vesistötarkkailussa näytteenotto on syytä toistaa eri vuodenaikoina kuormituksen vaihteluvälin toteamiseksi.

Liite 3. Riskimatriisitarkastelu kaivannaisjätealueen kunnostustarpeen arvioinnissa

Esimerkki 1. Oheisessa riskimatriisissa on esitetty suljetulla/hylätyllä kaivannaisjätealueella todettujen ja mitattujen riskien (lähde + reitti) vaikutuksia altistujiin (kohde). Riskille ja altistujalle on annettu kaksikirjaimiset lyhenteet, jotka yhdessä muodostavat riskimatriisitarkasteluun yksilöllisen koodin. Riskimatriisin avulla voidaan riskin todennäköisyyden ja vakavuuden avulla visualisoida kohteen riskejä ja riskien tasoja esimerkiksi kunnostustarvetarkastelun näkökulmasta (mukailtu: Alberruche 2016).

KOODI	RISKI	ALTISTUJA	TODEN.	VAKAV.	R. TASO	
POIT	Pohjavesien pilaantuminen	PO Vaikutukset ihmisen terveyteen	IT			
POLY	Pohjavesien pilaantuminen	PO Vaikutukset ympäröivään luontoon	LY			
POSE	Pohjavesien pilaantuminen	PO Sosioekonomiset vaikutukset	SE			
PIIT	Pintavesien pilaantuminen	PI Vaikutukset ihmisen terveyteen	IT	1	2	2
PILY	Pintavesien pilaantuminen	PI Vaikutukset ympäröivään luontoon	LY	4	4	16
PISE	Pintavesien pilaantuminen	PI Sosioekonomiset vaikutukset	SE	2	4	8
PÖIT	Pölyäminen, laskeuma	PÖ Vaikutukset ihmisen terveyteen	IT	3	2	6
PÖLY	Pölyäminen, laskeuma	PÖ Vaikutukset ympäröivään luontoon	LY	3	2	6
PÖSE	Pölyäminen, laskeuma	PÖ Sosioekonomiset vaikutukset	SE	3	1	3
SEIT	Puro- ja järvisedimentit	SE Vaikutukset ihmisen terveyteen	IT			
SELY	Puro- ja järvisedimentit	SE Vaikutukset ympäröivään luontoon	LY			
SESE	Puro- ja järvisedimentit	SE Sosioekonomiset vaikutukset	SE			
MAIT	Maaperän pilaantuminen, kosketus	MA Vaikutukset ihmisen terveyteen	IT			
MALY	Maaperän pilaantuminen, kosketus	MA Vaikutukset ympäröivään luontoon	LY			
MASE	Maaperän pilaantuminen, maankäyttö	MA Sosioekonomiset vaikutukset	SE			
SIIT	Sivukivi (fysikaalinen vakaus)	SI Vaikutukset ihmisen terveyteen	IT			
SILY	Sivukivi (fysikaalinen vakaus)	SI Vaikutukset ympäröivään luontoon	LY			
SISE	Sivukivi (fysikaalinen vakaus)	SI Sosioekonomiset vaikutukset	SE			
RIIT	Rikastushiekka (fysikaalinen vakaus)	RI Vaikutukset ihmisen terveyteen	IT	1	4	4
RILY	Rikastushiekka (fysikaalinen vakaus)	RI Vaikutukset ympäröivään luontoon	LY	1	8	8
RISE	Rikastushiekka (fysikaalinen vakaus)	RI Sosioekonomiset vaikutukset	SE	1	2	2

RISKIN TODENNÄKÖISYYS	5	5	10	20	40	80
	4	4	8	16 PILY	32	64
	3	3 PÖSE	PÖIT 6 PÖLY	12	24	48
	2	2	4	8 PISE	16	32
	1	1	PIIT 2 RISE	4 RIIT	8 RILY	16
		1	2	4	8	16
	RISKIN VAKAVUUS					

Esimerkki 2. Tässä esimerkissä riskitekijät vaikutuksineen on esitetty kohteittain ja jokaiselle riskitekijälle on arvioitu altistujat/altistuminen erikseen. Jokaiselle altistujalle on määritelty erikseen riskin todennäköisyys ja vaikuttavuus riskin tason selvittämiseksi (mukailtu: NOAMI 2016).

ALTISTUJA/ALTISTUMINEN:		IHMISEN TERVEYS			YLEINEN TURVALLISUUS			PINTAVEDET			POHJAVEDET			ELIÖSTÖ			SOSIO-EKONOMIA		
RISKITEKIJÄ/UHKA	VAIKUTUS	Todennäköisyys	Vaiuttavuus	Riskin taso	Todennäköisyys	Vaiuttavuus	Riskin taso	Todennäköisyys	Vaiuttavuus	Riskin taso	Todennäköisyys	Vaiuttavuus	Riskin taso	Todennäköisyys	Vaiuttavuus	Riskin taso	Todennäköisyys	Vaiuttavuus	Riskin taso
		Pölyäminen altaalta: alueen laajuus 0,3 ha, kohonnut Ni-, Zn- ja Cu-pitoisuus	Maaperän pilaantuminen, vaikutus kasvilisuuteen	3	1	3	1	1	1	2	2	4	1	1	1	3	2	6	3
Suotautuminen: pohjavesikontaminaatio	Vedenottamo lähellä	4	4	16	1	1	1	1	1	1	3	4	12	1	2	2	3	4	12
Stabiilitteetti: jätealtaalla vedenpinta nousun aiheuttama patosortuma	Lähivesien kontaminaatio, laajemman alueen maaperän pilaantuminen	1	8	8	2	8	16	2	8	16	1	2	2	2	4	8	2	4	8
Valumavedet: alhainen pH-arvo, kohonnut metallipitoisuudet, volyyymi 0,5 l/s.	Pintavesien tilan heikkeneminen, vedenkäytön rajoitukset, kohonnut pitoisuudet kaloissa	4	1	4	4	1	4	4	4	16	2	2	4	3	4	12	3	4	12

PISTEET	TODENNÄKÖISYYS	TODENNÄKÖISYYDEN KUVAUS
1	Harvinainen	<ul style="list-style-type: none"> Todella epätodennäköistä / 0–5 % todennäköisyys Epätodennäköistä seuraavan 50 vuoden aikana
2	Epätodennäköinen	<ul style="list-style-type: none"> Voi tapahtua jossain tilanteessa tai vaiheessa / 6–20 % todennäköisyys Epätodennäköistä seuraavan 10 vuoden aikana
3	Mahdollinen	<ul style="list-style-type: none"> Voi ehkä toteutua / 21–50 % todennäköisyys Todennäköisesti tapahtuu seuraavan 10 vuoden aikana
4	Todennäköinen	<ul style="list-style-type: none"> Tulee todennäköisesti tapahtumaan ko. olosuhteissa / 51–80 % todennäköisyys Todennäköistä kerran vuoden aikana
5	Lähes varma	<ul style="list-style-type: none"> Oletetaan tapahtuvan / yli 80 % todennäköisyys Tulee todennäköisesti tapahtumaan

PISTEET	VAKAVUUS	VAIKUTUKSET YMPÄRISTÖÖN
1	Merkityksetön	<ul style="list-style-type: none"> Haittaa tai haitta-ainetta ei voida identifoida Haitan toteutumisen vaikutusta ei voida mitata esim. ihmisen tai ekosysteemin osalta
2	Haitallinen	<ul style="list-style-type: none"> Selkeä mutta kohtalaisen yksinkertainen pilaantuminen, jolla lyhyt kestoiset paikalliset vaikutukset (ympäristöön ja eliöstöön) Ei vaikutusta laaja-alaisesti ekosysteemiin
4	Vakava	<ul style="list-style-type: none"> Selkeä mutta kohtalaisen yksinkertainen pilaantuminen, jolla pitkäkestoiset ja laajat vaikutukset (ympäristöön ja eliöstöön) Selkeä vaikutus vesien laatuun Suuri vahinko paikallisissa ekosysteemissä (lajien kirjo ja esiintyminen) Selkeä mukavuuksarvon vähentyminen Haitallisia vaikutuksia paikalliselle väestölle ja maankäyttöön
8	Erittäin vakava	<ul style="list-style-type: none"> Voimakas pilaantuminen Paikalliset pitkäkestoiset vaikutukset
16	Sietämätön	<ul style="list-style-type: none"> Mittava pilaantumisriski ja laaja-alaiset vaikutukset Mahdollisuus uhreihin ja/tai taloudellisesti mittava

Liite 4. Kaivannaisjätealueen riskinarviointiasiakirjan tarkistuslista, johon on kerätty eri osavaiheissa käsiteltävät ja dokumentoitavat asiat (mukailtu: YM 2014a).

TARKISTUSLISTA RISKINARVIOINNIN ERI OSAVAIHEISSA KÄSITELTÄVISTÄ JA DOKUMENTOITAVISTA SEIKOISTA Listaa tulee soveltaa kohteessa tarkoituksenmukaisella tavalla	Käsittely ja esitetty	Missä luvussa/millä sivulla?	Ei oleellinen tieto	Esitetty kartalla	Huomioita
JOHDANTO					
Riskinarviointin tavoite (mm. kunnostustarpeen selvittäminen)					
Alue, jota riskinarviointi koskee (rajaus)					
Riskinarviointin kohteet (kulkeutuminen, terveys, ekologia)					
Tarkasteltavat haitta-aineet					
Tarkasteltavat rakenteet (jätealueiden vakaus ja pölyäminen)					
Kohteeseen aiemmin tehdyt riskinarviot (tarkoitus, suorittaja, ajankohta)					
Aiempi seuranta-/tarkkailutiedot					
KOHDETIEDOT					
Toimintahistoria					
Toiminnan yleiskuvaus, toimintavuodet ja omistajat, louhittavat mineraalit ja louhintamäärä					
Toiminnot; rikastamo, maanalainen/avolouhos, varastointi- ja lastausalueet, jätealueet					
Eri jätejakeet, niiden käsittely ja määrät, kaivannaisjätteiden hyödyntäminen alueella sekä läjitysajankohdat					
Alueelle tuotujen satelliittimalmien tai muiden mahdollisten kaivosten kiviainesten lähtötiedot; mitä, missä, kuinka paljon ja milloin?					
Rikastus- ja läjitystekniikka; padot, pohja- ja peittoratkaisut (esim. käytetyt tekniikat ja materiaalit)					
Alueella käytetyt, käsitellyt, varastoidut tai syntyneet haitta-aineet (esim. räjäytysaineet ja rikastuskemikaalit); mitä, missä, kuinka paljon ja milloin?					
Tiedossa olevat päästöt ja mahdolliset päästöt sekä niiden ajankohdat					
Sulkemistoimenpiteet, mahdolliset peittoratkaisut					
Seuranta- ja tarkkailutiedot ja alueella aiemmin tehdyt kunnostukset					
Alueen ja lähiympäristön maankäyttö ja sääolosuhteet					
Alueen nykyinen maankäyttö ja kaavoitus					
Tiedossa tai suunnitteilla olevat maankäytön muutokset ja rakentamistoimet					
Lähialueiden maankäyttö ja niitä koskevat suunnitelmat					
Alueen ja lähialueiden erityistoiminnot ja mahdolliset herkätkohteet; esim. luonnonsuojelualueet, päiväkodit, lasten leikkipaikat, viljelyalueet					
Alueen rakennukset, rakenteet, päällysteet, viheralueet ja kasvillisuus					
Sääaseman tiedot (esim. sadanta, haihtuminen, tuulensuunta)					

SULJETTUIEN JA HYLÄTTYJEN KAIVANNAISJÄTEALUEIDEN KUNNOSTUSTARPEEN ARVIOINTI

Maa- ja kallioperäolosuhteet					
Maanpinnan ja kalliopinnan taso ja viettosuunnat					
Maaperän laatu (kerrosjärjestys, paksuus, maalajit, alkuperä)					
Maaperän taustapitoisuudet ja ominaisuudet (pH, TOC, veden läpäisevyys)					
Alueen geologiset yleispiirteet (kallioperän rikkonaisuus)					
Esiintymän kivilajit ja malmimineralogia					
Rapautumisen eteneminen					
Geomorfologia					
Maa- ja kallioperätietojen lähdeaineistot					
Pohjavesiolosuhteet					
Sijainti luokitellulla pohjavesialueella (luokka, numero, laatu)					
Etäisyys lähimpiin luokiteltuihin pohjavesialueisiin					
Pohjaveden (ml. orsivesi) pinnan taso ja pääasiallinen virtaussuunta					
Lähialueen vedenottamot, lähteet ja kaivot (etäisyydet ja käyttö)					
Muut tiedossa olevat pohjaveden purkautumispaikat					
Arvio alueella muodostuvan pohjaveden määrästä (imeytyminen)					
Pohjaveden taustapitoisuudet					
Pohjavesitietojen lähdeaineistot					
Pintavesiolosuhteet					
Vesistöt ja muut pintavedet (mm. nimi, sijainti, koko ja käyttö)					
Virtavesien virtaussuunnat ja purkuvesistöt					
Pintavesien mahdollinen erityisluonne (mm. uimarannat, tärkeät kalastusalueet, merkitys harvinaisten eläinten tai kasvien elinympäristönä)					
Pintavalunnan muodostuminen ja johtaminen					
Passiiviset ja aktiiviset kunnostusmenetelmät					
Pintavesien taustapitoisuudet					
Pintavesitietojen lähdeaineistot					
Fysikaalinen vakaus ja kaivannaisjätealue					
Jätealueen rakenteiden tila (esim. padot ja kuiva- ja vesipeitto), vuodot ja sortumat, eroosion jäljet ja jätealueen pinnanmuodot (esim. epätasaisuus)					
Jätealueiden mittasuhteet					
Peiton tyyppi, mahdolliset vesialtaat, lätäköt ja dekantointikaivot					
Peiton toimivuus (hapettumisen eteneminen)					
Sivukivikasan ja rikastushiekka-altaan luiskojen kaltevuudet					
Kasvillisuuden leviäminen ja juurtuminen					
Pölyäminen					
Haitta-aineiden esiintyminen ja pitoisuudet					
Riskinarvioinnin kohteet, tavoitteet ja suoritusajankohdat					
Näyte- ja mittauspisteiden sijainti ja lukumäärät					
Analysoitujen näytteiden lukumäärät					
Määritettävät haitta-aineet ja parametrit (ml. rikastuskemikaalit)					
Näytteenotto-, esikäsittely- ja analyysimenetelmät (sis. kenttämittaukset)					
Laadunvarmistusnäytteet					
Mittaustulosten keskimääräiset ja enimmäisarvot (vaihteluvälit)					

Kenttähavainnot (esim. haju, väri, kerroksellisuus)					
Pitoisuuksien vertailu kynnys- ja ohjearvoihin sekä taustapitoisuuksiin					
Mittaustulosten vertaaminen viitearvoihin					
Merkittävien haitta-aineiden keskeiset (vaara)ominaisuudet					
Viitearvojen ja taustapitoisuuksien kirjallisuuslähteet					
Pitoisuustasoin eriteltyt massamäärät ja/tai haitta-aineiden kokonaismäärät alueen eri osissa					
Määräarvioiden laskentaperusteet					
KÄSITTEELLINEN MALLI					
Päästö- ja altistumislähteet - Kaivannaisjätealueet					
Suoto- ja valumavesien happamoituminen					
Sulkemistoimenpiteiden ja rakenteiden toimivuus					
Haitta-aineet pintamaassa					
Haitta-aineet vajovesikerroksessa					
Haitta-aineet pohjaveden pinnan alapuolella (kokonaan, osittain, ajoittain)					
Haitta-aineet liuenneena pohjavedessä (pohjaveden haitta-ainepluumi)					
Haitta-aineiden pidättyminen maa-ainekseen ja irtoaminen siitä (Kd)					
Haitta-aineiden haihtuminen huokoskaasuun					
Haitta-aineiden liukeneminen huokosveteen ja vajoveteen					
Muuntuminen päästölähteessä					
Arvio pitoisuuksien alueellisista vaihteluista (heterogeisuus)					
Arvio pitoisuuksien kehitymisestä pitkällä aikavälillä					
Arvio tutkimusten edustavuudesta päästölähteiden karakterisoimiseksi					
Arvio tutkimusten edustavuudesta pohjavesipluumin karakterisoimiseksi					
Arvio fyysikaalisesta vakauudesta					
Kirjallisuustietojen lähteet					
Mahdolliset kulkeutumisreitit ja -mekanismit					
Sitoutuminen ilman hiukkasiin ja kulkeutuminen pölyn mukana (pintamaa)					
Kulkeutuminen vajoveden mukana pohjaveteen (liukoiset aineet)					
Pidättyminen maa-ainekseen vajovesikerroksessa					
Huuhtoutuminen suoraan pohjaveteen (päästölähde pohjaveden pinnan alapuolella)					
Kulkeutuminen pohjavedessä liukoisena (advektio, dispersio ja diffuusio)					
Kulkeutuminen veden mukana hiukkasiin tai kolloideihin sitoutuneena					
Kulkeutuminen pintavesiin pintamaasta huuhtoutumalla/pintavaluntana					
Kulkeutuminen pintavesiin pohjaveden mukana					
Kulkeutuminen vedenottamoon					
Muuntuminen/biohajoaminen kulkeutumisreitillä (huokoskaasu, pohjavesi)					
Kertyminen kasveihin ja/tai eläimiin (maaperä, maa-, pohja- ja pintavesi)					
Leviäminen ja kulkeutuminen ihmistoiminnan vaikutuksesta (esim. kaivut)					
Kulkeutuminen poikkeustilanteissa (esim. tulviminen, rakenteiden rikkoutuminen)					
Muut mahdollisesti merkittävät kulkeutumisreitit ja -mekanismit					
Kirjallisuustietojen lähteet					

Mahdolliset altistumisreitit ja -tilanteet				
Maan nieleminen (tahaton nieleminen ja/tai tahallinen maansyönti; pintamaa)				
Altistuminen ihon kautta (läpäisevät aineet; pintamaa)				
Altistuminen maapölylle hengityksen kautta (ulkoilma ja/tai sisäilma; pintamaa)				
Altistuminen haihtuville yhdisteille				
Altistuminen pohjaveden tai vesijohtoveden kautta				
Altistuminen ravinnon kautta (marjat, sienet, viljeltävät kasvit)				
Altistuminen pintaveden ja/tai sedimentin kautta (uinti, käyttö pesuvedenä)				
Muut mahdollisesti merkittävät altistumisreitit ja -tilanteet				
Kirjallisuustietojen lähteet				
KULKEUTUMISRISKIEN ARVIOINTI				
Tavoitteet ja rajaukset				
Tarkasteltavat haitta-aineet ja parametrit sekä niiden valintaperusteet				
Tarkastellut kulkeutumisreitit ja niiden valintaperusteet				
Arviointialueiden määrittely perusteluineen				
Käytetyt arviointimenetelmät ja niiden kuvaus				
Keskeiset lähtötiedot (mm. pitoisuudet ja muut kohdetutkimusten tulokset)				
Arvio lähtötietojen edustavuudesta				
Käytettyjen laskentamenetelmien teoreettinen perusta (mm. yleiset periaatteet, lähtöoletukset ja keskeiset laskentayhtälöt)				
Laskentojen keskeiset syöttötiedot ja niiden valintaperusteet				
Arvioinnissa käytetyt vertailuarvot ja niiden valintaperusteet				
Arvioidut ja mitatut pitoisuudet eri kulkeutumisreiteillä ja ympäristönsissä				
Arvio alueen ulkopuolelle kulkeutuvista haitta-aineiden kokonaismäärästä				
Arvio vertailuarvojen ylittymisestä				
Muut mahdolliset vertailutulokset				
Kulkeutumisriskien ajallisen ulottuvuuden tarkastelu				
Kulkeutumisriskien arvioinnin epävarmuustarkastelu				
Arvio kulkeutumisriskien suuruudesta ja merkittävydestä				
Arvioinnin tarkentamistarve kulkeutumisriskien osalta				
Riskinhallinnan tarve kulkeutumisriskien osalta				
Kirjallisuustietojen lähteet				
TERVEYSRISKIEN ARVIOINTI				
Tavoitteet ja rajaukset				
Tarkastellut haitta-aineet ja niiden valintaperusteet				
Tarkastellut altistumisreitit ja niiden valintaperusteet				
Tarkastellut kohderyhmät ja niiden valintaperusteet				
Arviointialueiden määrittely perusteluineen				
Käytetyt arviointimenetelmät				
Keskeiset lähtötiedot (mm. pitoisuudet ja muut kohdetutkimusten tulokset)				
Arvio lähtötietojen edustavuudesta				
Ohjearvojen soveltuvuus terveysriskien arviointiin kohteessa perusteluineen				
Käytettyjen laskentamenetelmien teoreettinen perusta (mm. yleiset periaatteet, lähtöoletukset ja keskeiset laskentayhtälöt)				

Laskentojen keskeiset syöttötiedot ja niiden valintaperusteet					
Arvioinnissa käytetyt vertailuarvot ja niiden valintaperusteet					
Arvioidut/lasketut saannit/annokset altistumisreittikohtaisesti					
Eri altistumisreittien kautta laskettu kokonaissaanti/-annos					
Arvio vertailuarvojen ylittymisestä					
Arvio tausta-altistuksesta					
Arvio mahdollisista haitallisista yhteisvaikutuksista					
Terveysriskien arvioinnin epävarmuustarkastelu					
Arvio terveysriskien suuruudesta ja merkittävydestä					
Arvioinnin tarkentamistarve terveysriskien osalta					
Riskinhallinnan tarve terveysriskien osalta					
Kirjallisuustietojen lähteet					
EKOLOGISTEN RISKIEN ARVIOINTI					
Tavoitteet ja rajaukset					
Tarkastellut haitta-aineet ja niiden valintaperusteet					
Tarkastellut eliö-/kohderyhmät ja niiden valintaperusteet					
Arviointialueiden määrittely perusteluineen					
Käytetyt arviointimenetelmät ja niiden kuvaus					
Keskeiset lähtötiedot (mm. pitoisuudet ja muut kohdetutkimusten tulokset)					
Arvio lähtötietojen edustavuudesta					
Ohjearvojen soveltuvuus ekologisten riskien arviointiin kohteessa perusteluineen					
Muiden käytettyjen menetelmien soveltuvuus ekologisten riskien arviointiin kohteessa perusteluineen					
Arvioinnissa käytetyt vertailuarvot ja niiden valintaperusteet					
Arvio vertailuarvojen ylittymisestä					
Arvio mahdollisista haitallisista yhteisvaikutuksista					
Ekologisten riskien arvioinnin epävarmuustarkastelu					
Arvio ekologisten riskien suuruudesta ja merkittävydestä					
Arvioinnin tarkentamistarve ekologisten riskien osalta					
Riskinhallinnan tarve ekologisten riskien osalta					
Kirjallisuustietojen lähteet					
SOSIOEKONOMISET VAIKUTUKSET					
Onko kaikki sidosryhmät tunnistettu					
Arvio vaikutuksesta hyvinvointiin ja elämänlaatuun					
Arvio vaikutuksista luonnonvarojen hyötykäyttöön					
Arvio vaikutuksista turismiin ja työllisyyteen					
Arvio maankäytön paineista					
Arvio kulttuuriperinnöstä					
Kirjallisuustietojen lähteet					
YHTEENVETO/JOHTOPÄÄTÖKSET					
Kulkeutumisriskien hyväksyttävyyys					
Terveysriskien hyväksyttävyyys					

SULJETTUIEN JA HYLÄTTYJEN KAIVANNAISJÄTEALUEIDEN KUNNOSTUSTARPEEN ARVIOINTI

Ekologisten riskien hyväksyttävyys					
Riskinarvion epävarmuudet					
Riskinarvion tarkentamistarve					
Riskinhallinnan ja mahdollisen kunnostustoimien tarve					
Muut suositukset jatkotoimenpiteiksi (sis. rajoitukset)					



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

ISBN: 978-952-361-228-0 PDF
ISSN: ISSN: 2490-1024 PDF

Aleksanterinkatu 7, Helsinki | PL 35, FI-00023 Valtioneuvosto | ym.fi