

Kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi Orijärven suljetulla kaivosalueella

Anna Tornivaara¹, Jussi Reinikainen², Kaisa Turunen¹,
Tatu Lahtinen¹, Matias Viitasalo³ & Niko Karjalainen³

¹GTK / ²SYKE / ³Envineer Oy



1.2.2021

GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUS

KUVAILULEHTI

1.2.2021 / GTK/55/03.02/2018

Tekijät Tornivaara, A., Reinikainen, J., Turunen, K., Lahtinen, T., Viitasalo, M. & Karjalainen, N.		Raportin laji Tilaustyöraportti	
		Toimeksiantaja Pirkanmaan ELY-keskus	
Raportin nimi Kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi Orijärven suljetulla kaivosalueella			
Tiivistelmä Salon kunnassa sijaitsevan, vuonna 1955 suljetun Orijärven kaivoksen kunnostustarpeen arvioinnissa on keskitytty kaivannaisjätealueiden aiheuttamiin ympäristö- ja terveysriskeihin, erityisesti valumavesien osalta. Arviointi on osa ympäristöministeriön rahoittamaa suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden selvitystyötä (KAJAK-projektit). Alueen aiemmat tutkimukset ja vedenlaadun seuranta ovat osoittaneet kaivannaisjätealueen metallipäästöjen kuormittavan Orijärveä ja sen alapuolisia vesistöjä. Toteutetun riskinarvioinnin perusteella, Orijärven kaivannaisjätealueiden nykyisen vesistökuormituksen vähentäminen kunnostustoimenpiteillä on perusteltua vesiekosysteemille aiheutuvien haittojen rajoittamiseksi. Ekologisen riskitarkastelun perusteella on todennäköistä, että kaivosalueen nykyisistä sinkki-päästöistä aiheutuu merkittäviä haittavaikutuksia vesieliöstölle ainakin Orijärven ja mahdollisesti myös sen alapuolisissa vesistöissä, vaikkakin kuormituksen on todettu vähentyneen viimeisten vuosikymmenten aikana. Muiden metallien aiheuttamia vesistöhaittoja voidaan pitää nykyisessä tilanteessa suhteellisen pieninä kadmiumin ympäristölaatu normin ylityksestä huolimatta. Terveysriskit Orijärven vedenkäytöstä eivät ole riskinarvioinnin perusteella merkittäviä kaivosalueen nykyisessä maankäytössä ja metallikuormituksessa. Lisäksi haitta-aineiden kulkeutumisesta pölyn tai pohjaveden mukana ei todettu aiheuttavan merkityksellistä riskiä ympäristölle tai ihmisen terveydelle. Vesistön kokonaiskuormituksesta suurin osa tulee nykyisin sivukivialueelta. Päästöjen suhteen kriittisintä sivukivialueen kuormitusta Orijärven voidaan rajoittaa sekä estämällä päästöjen syntymistä (esim. peittoratkaisut) että vähentämällä haitta-aineiden kulkeutumista virtausreittejä pitkin (esim. kalkkikiviojat ja kosteikot). Lisäksi alueen maankäytölle tulisi asettaa rajoituksia.			
Asiasanat (kohde, menetelmät jne.) Orijärvi, kaivosalue, kaivannaisjäte, riskinarviointi, ympäristövaikutukset, kunnostustarve, KAJAK			
Maantieteellinen alue (maa, lääni, kunta, kylä, esiintymä) Varsinais-Suomi, Salo, Orijärven kaivos		Karttalehdet L4112A2	
Muut tiedot Kannen kuvat (vasemmalta oikealle) © Lahtinen, T., Turunen, K. ja Tornivaara, A.			
Arkistosarjan nimi Tilaustyöraportti		Arkistotunnus	
Kokonaissivumäärä 110 s. + 4 liitesivua	Kieli Suomi	Hinta	Julaisuus Julkinen, PIRELY
Yksikkö ja vastuualue KTR, Kaivosympäristöt ja sivuvirrat		Hanketunnus 50401-10378	
Allekirjoitus/nimen selvennys Jouko Nieminen, Yksikönpäällikkö		Allekirjoitus/nimen selvennys Anna Tornivaara, Projektipäällikkö	

1.2.2021

Sisällysluettelo

Kuvailulehti

1	Johdanto	1
1.1	Käsitteet	2
2	Riskinarvioinnin kohdetiedot Orijärven kaivosalueelta	4
2.1	Orijärven kaivoksen toimintahistoria	5
2.1.1	Ensimmäiset vuosisadat	5
2.1.2	1900-luku	6
2.2	Yleiskuvaus Orijärven kaivoksen ympäristöolosuhteista	7
2.2.1	Kallio- ja maaperä sekä alueen topografia	7
2.2.2	Kaivannaisjätteet ja -jätealueen geotekniset rakenteet	8
2.2.3	Pinta- ja pohjavesiolosuhteet	13
2.2.4	Orijärven ja sen alapuolisten vesistöjen vedenlaatu	14
2.2.5	Ilmasto-olosuhteet ja ympäröivä luonto	15
2.3	Nykyinen maankäyttö ja sosioekonomiset tekijät	15
2.4	Muinaismuistolaki ja status valtakunnallisesti merkittävänä rakennettuna ympäristönä	16
3	Orijärven kaivosalueen käsitteellinen malli	18
3.1	Päästölähteet ja mahdollinen altistuminen	18
3.2	Mahdolliset kulkeutumisreitit ja -mekanismit	19
4	Kaivosalueen kohdetutkimukset	21
4.1	Kaivannaisjätteiden kenttä- ja karakterisointitutkimukset	21
4.1.1	Sivukivialueet	24
4.1.2	Rikastushiekka-alueet	27
4.2	Pintavesitutkimukset	33
4.3	Pohjavesitutkimukset	41
4.4	Sedimenttitutkimukset	42
4.5	Virtaamamittaukset	44
4.6	Valuma-aluemalli	46
4.6.1	Mallin tavoitteet ja rajaukset	47
4.6.2	Lähtötiedot ja -oletukset	47
4.6.3	Mallin kalibrointi	51
4.6.4	Mallisimuloinnit	52
4.7	Asukaskysely	52
5	Kulkeutumisriskit	54
5.1	Vertailuarvot ja niiden soveltaminen	54
5.2	Metallikuormitus Orijärveen nykytilanteessa	56
5.2.1	Virtaamatulokset (GoldSim)	56

1.2.2021

5.2.2	Kuormitustulokset (GoldSim)	58
5.2.3	Vertailulaskenta	60
5.3	Vesistökuormituksen kehittyminen pitkän ajan kuluessa	62
5.3.1	Rikastushiekka-alueen kuormituslaskelmat	65
5.3.2	Orijärven pohjasedimenttien metallikuormituksen arviointi	67
5.4	Valumavesien sekoittuminen ja vedenlaatu Orijärvässä	69
5.4.1	Mittauksiin perustavat vedenlaatutiedot	69
5.4.2	Laskennalliset metallipitoisuudet Orijärvässä	71
5.5	Vedenlaatu Orijärven alapuolisissa vesistöissä	73
5.6	Yhteenveto	75
6	Ekologiset riskit	76
6.1	Ekotoksikologiset viitearvot	76
6.2	Riskinarvioinnissa käytetyt toksisuustiedot	77
6.2.1	Kadmium	77
6.2.2	Kupari	79
6.2.3	Sinkki	81
6.2.4	Lyijy	82
6.3	Metallien biosaatavuus	83
6.4	Aiemmat biologiset tutkimukset alueella	84
6.5	Muut ekologiset riskitekijät	86
6.6	Yhteenveto	88
7	Terveysriskit	90
7.1	Altistuminen kaivosalueella	90
7.2	Altistuminen kaivosalueen ulkopuolella	92
7.2.1	Altistuminen järviveden kautta	92
7.2.2	Altistuminen muiden reittien kautta	94
7.3	Yhteenveto	96
8	Kunnostustarve	97
9	Jatkotoimenpidesuositukset	99
9.1	Soveltuvat riskienhallinta- ja kunnostusratkaisut	99
9.1.1	Sivukivialueen kunnostustarve	100
9.1.2	Suositukset rikastushiekka-alueille	101
9.2	Kaivannaisjätteen uudelleen hyödyntäminen	102
9.3	Jälkitarkkailu	104
Lähteet		105
Liitteet		110

1.2.2021

1 JOHDANTO

Raportissa keskitytään nykyisin Salon kunnassa sijaitsevan Orijärven vanhan kaivosalueen kunnostustarpeen arviointiin ja se on osa ympäristöministeriön rahoittamaa suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden selvitystyötä (nk. KAJAK-projektit: Räisänen et al. 2013, Tornivaara et al. 2018 & 2020). Orijärven kaivosalue on yksi valtakunnallisesti tunnistetuista suljetuista tai hylätyistä kaivoskohteista, joiden jätealueiden on arvioitu aiheuttavan mahdollista ympäristöhaittaa ja joiden kunnostustarve tulisi siksi selvittää. Orijärven kaivosalue valittiin tämän hankkeen (KAJAK 4) tutkimuskohteeksi sen sijainnin, pitkän toimintahistorian sekä alueella aiemmin tehtyjen ympäristötutkimusten perusteella. Kaivoksella ei ole voimassa olevaa kaivospiiriä tai ympäristölupaa eikä alueella ole käynnissä kunnostustoimenpiteitä (Räisänen et al. 2015, Tornivaara et al. 2018).

Orijärven kaivoksen toiminta loppui vuonna 1955, jolloin ympäristö- ja kaivoslainsäädäntö poikkesivat merkittävästi nykyisestä. Siten kaivos on suljettu tavalla, joka ei vastaa nykyisiä kaivoksen sulkemiselle asetettuja vaatimuksia. Kaivosalueella on esimerkiksi sulfidimineraaleja sisältäviä sivukivikasoja ja rikastushiekka-alueita, joita ei ole peitetty ja joiden on arvioitu tuottavan happamia metallipitoisia valumavesiä. Hapan kaivoksen valumavesi (AMD) syntyy, kun kaivannaisjätteen sisältämät sulfidimineraalit reagoivat hapen ja veden kanssa muodostaen rikkihappoa sekä mineraalien rapautumista ja metallien liukenemista tehostavia vetyioneja. Suotuisissa olosuhteissa AMD-prosessi ja siihen liittyvä metallikuormitus voivat jatkua satoja vuosia.

Orijärven kaivosalue rajautuu Kiskon Orijärveen, jonka vedenlaatua on seurattu 1960-luvun lopusta lähtien (Vogt 1998). Lisäksi kaivosalueen vesistövaikutuksia on selvitetty 2000-luvulla useissa tutkimuksissa (Salonen et al. 2006, Tuovinen et al. 2012, Tuovinen 2010, Lähteenmäki 2016, Tallberg & Zwerver 2019). Aiemmat tutkimukset ja vedenlaadun seuranta ovat osoittaneet kaivosalueen päästöjen kuormittavan ja kuormittaneen Orijärveä ja sen alapuolisia vesistöjä erityisesti metalleilla (Cd, Cu, Pb, Zn) sekä aiheuttaneen haitallisia muutoksia etenkin Orijärven kasviplanktonyhteisössä. Kaivannaisjätealueiden nykyistä vesistökuormitusta ja siihen vaikuttavia tekijöitä tai mahdollisia muita kaivosalueen riskitekijöitä ei ole kuitenkaan toistaiseksi arvioitu kokonaisvaltaisesti.

Tämän hankkeen tavoitteena oli täsmentää aiempien tutkimusten perusteella muodostettua näkemystä Orijärven kaivosalueen ympäristökuormituksesta sekä arvioida alueen riskiperusteinen kunnostustarve aiempien KAJAK-hankkeiden suositusten mukaisesti. Riskinarviointi rajattiin pääosin kaivannaisjätealueisiin ja riskejä tarkasteltiin lähinnä ympäristön yleisen pilaantumisen ja sitä koskevan lainsäädännön näkökulmasta, koska kaivosalueella ei ole toimintaa tai päästöjä ohjaavia lupia. Siten hankkeessa tarkasteltiin erityisesti kaivannaisjätteiden sisältämien haitta-aineiden kulkeutumisesta ja niille altistumisesta aiheutuvia kohdekohtaisia ympäristö- ja terveysriskejä. Koska kaivosalueen käyttötarkoituksessa ei ole suunnitteilla muutoksia, riskejä tarkasteltiin alueen nykyisessä maankäytössä huomioiden vesistöpäästöjen mahdollinen kasvaminen kaivannaisjätealueen olosuhteiden muuttuessa ja kaivannaisjätteen rapautumisen lisääntyessä. Vesipäästön muutos voi johtua esimerkiksi muuttuvista sääolosuhteista, jonka seurauksena sulfidien rapautuminen ja haitta-aineiden liukoisuus voi kaivannaisjätealueella kiihtyä.

KAJAK-hankkeiden lähtökohdista ja rajauksista johtuen riskinarvioinnissa ei tarkasteltu yksityiskohtaisesti kaivostoiminnan aikana kaivosalueen ulkopuolelle ja vesistöjen pohjasedimenttiin kertyneiden haitta-aineiden aiheuttamia riskejä. Saatavilla olevan aineiston ja maastossa tehtyjen havaintojen perusteella arvioitiin myös alueen ympäristö- tai terveysriskiä. Orijärven kaivosalueella

1.2.2021

tehdyt tutkimukset ja arvioinnit perustuvat pääosin rinnakkaisprojektissa tuotettuun ympäristöministeriön ohjeistukseen suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arvioinnista (Tornivaara et al. 2020). Raportin loppuosassa esitetään jatkotoimenpidesuosituksia sekä pohditaan alueelle mahdollisesti soveltuvia riskienhallinta- ja kunnostusratkaisuja.

1.1 Käsitteet

3. jakovaiheen valuma-alue: Valuma-alue, joka huomioi päävirtausuoman lisäksi uomaan laskevat sivu-uomat sekä niihin laskevat purot ja muut pienemmät uomat.

ABA: Kaivannaisjätteet voidaan luokitella happamia valumavesiä tuottaviksi tai tuottamattomiksi ABA-testin perusteella (*Acid-Base-Accounting*).

AMD: Hapan kaivosvaluma (*Acid Mine Drainage*).

EC: Sähkönjohtavuus (*Electric conductivity*).

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).

Hertta-tietokanta: Ympäristötiedonhallintajärjestelmä, johon sisältyvät vapaan käyttöoikeuden piiriin kuuluvat aineistot. Palvelu tarjoaa ympäristöhallinnon tietojärjestelmiin tallennettua tietoa vesivaaroista, 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).

KAJAK I: 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: Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi. Hankkeen loppuraportti: Ympäristöministeriön julkaisuja 2020:16 (Tornivaara et al. 2020). Tämän projektin rinnakkaishanke.

KAJAK IV: Projekti, jossa tämä raportti ja sen sisältämät uudet tutkimukset toteutettiin. Orijärven kaivosalueen nykytilaan ja kunnostustarpeen arviointiin keskittyvä kohdetutkimus toteutettiin KAJAK III -rinnakkaishankkeena.

NAG-testi: Toinen yleisesti käytetty hapontuottoa mittaava staattinen testi (toinen ABA-testi), joka perustuu vetyperoksidilla (H₂O₂) tehtävään yksittäiseen uuttoon tai sarjauuttoon, mikäli rikkiä tai neutraloivia mineraaleja on runsaasti (AMIRA 2002) (*Net Acid Generation*).

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

1.2.2021

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.

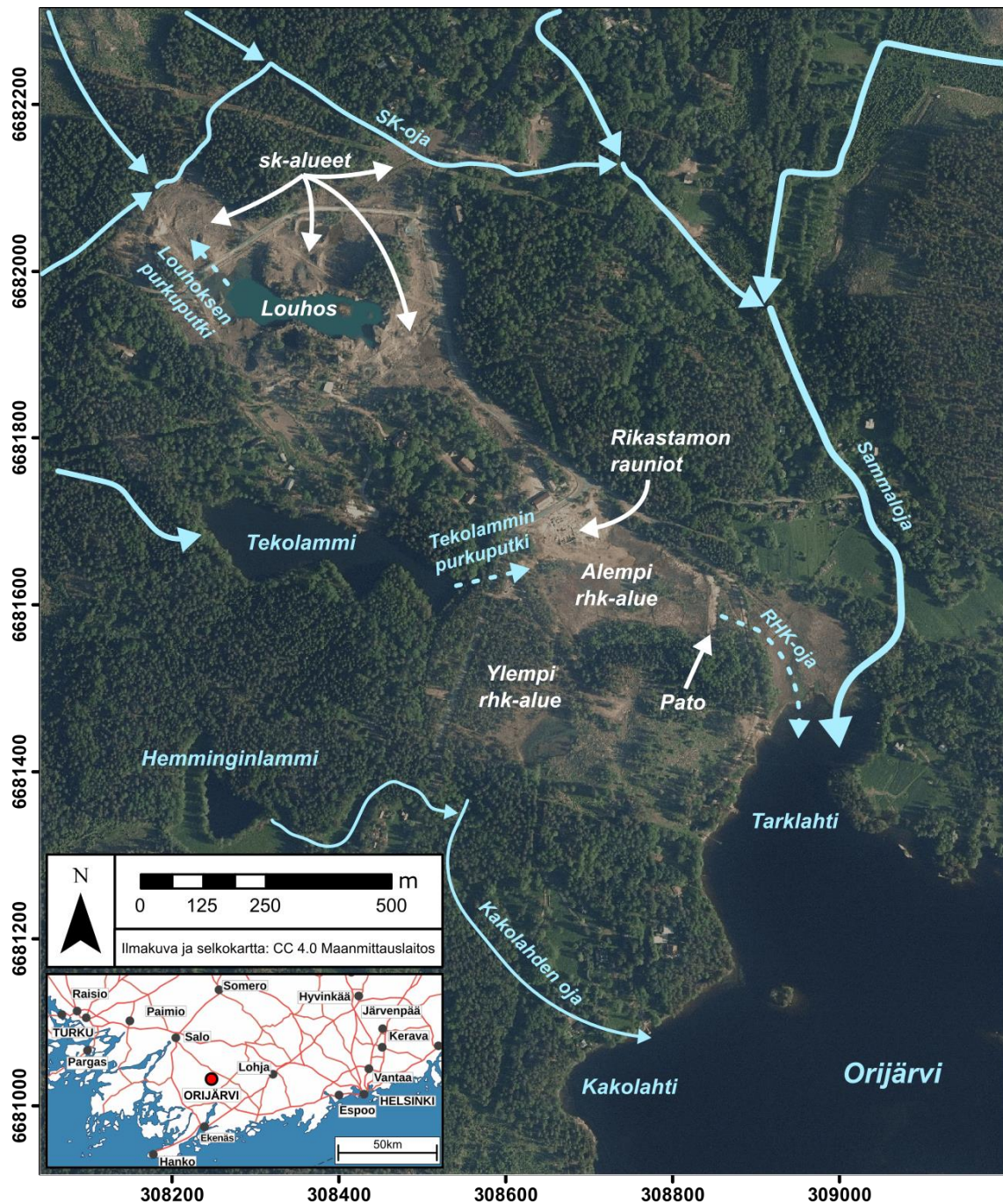
VEMALA-malli: Suomen Ympäristökeskuksen laatima ja ylläpitämä Suomen kattava vesistökuormitusmalli.

VMS: Vulkaaniset massiiviset sulfidimalmit esiintyvät tyypillisesti massiivisina monimetalliesiintyminä kaiken ikäisissä merellisissä vulkaanisissa ympäristöissä. Ne kerrostuvat merenpohjaan vulkanismin ja metallipitoisten hydrotermisten fluidien seurauksena. Isäntäkivinä voi olla niin sedimentti- kuin vulkaaniset kivet. VMS-malmeissa esiintyy tyypillisesti rautasulfideja, kuparikiisua, sinkkivälkettä ja lyijyhohdetta.

1.2.2021

2 RISKINARVIOINNIN KOHDETIEDOT ORIJÄRVEN KAIVOSALUEELTA

Orijärven vanha kaivosalue sijaitsee Varsinais-Suomessa Salon kunnassa (ent. Kiskon kunnan alueella). Nimensä kaivos on saanut viereisestä Orijärvestä, jonka lahden poukamaan rikastushiekka-alue myös ulottuu (Kuva 1). Alueella on paljon muitakin vanhoja kaivoksia, kuten Aijalan, Metsämontun ja Iilijärven kaivokset.



Kuva 1. Orijärven kaivosalue ja sen sijainti. Karttakuvassa on pyritty esittämään raportin kannalta merkittävimmät kaivostoiminnot (valkoisella) sekä vesien virtausreitit Orijärveen (vaalean sinisellä).

1.2.2021

2.1 Orijärven kaivoksen toimintahistoria

Orijärven malmi löydettiin vuonna 1757 ja alueella on ollut kaivostoimintaa lähes yhtäjaksoisesti vuodesta 1758 vuoteen 1955 asti. Kaivos on ensimmäinen Suomessa löytynyt merkittävä kuparikaivos (Haapala & Papunen 2015) ja malmia on louhittu niin avolouhoksesta kuin maanalaisesta kaivoksesta. Ensimmäisen 1800-luvun lopussa päättyneen louhintavaiheen aikana malmista rikastettiin vain kupari. 1870-luvulta lähtien kaivoksella louhittiin myös sinkkiä, lisäksi kaivostoimintaan ovat kuuluneet pienemmässä määrin kulta- ja hopeapitoiset kupari- ja lyijyrikasteet (Turunen 1957, Papunen 1986, Poutanen 1996). Orijärven koko elinkaaren aikana louhittiin arviolta 1,35 Mt kiveä, josta malmin osuus on lähes 925 000 t (Puustinen 2006). Lisäksi 1900-luvulla käsiteltiin huonolaatuisempaa varppimalmia n. 100 000 t. Orijärvellä on tuotettu kuparia 8 200 t, sinkkiä 14 600 t ja lyijyä 4 100 t. Lähes 200 vuoden toimintahistoriallaan Orijärven kaivos on yksi pitkäikäisimmistä kaivoksista Suomessa (Puustinen 1997). Orijärven kaivoksen omistajina on ollut yksityisyrittäjiä sekä yrityksiä (Taulukko 1).

Taulukko 1. Orijärven kaivosalueen omistus (mukailtu Turunen 1957, Poutanen 1996). Vuodesta 2006 lähtien Orijärven vanhan kaivosalueen on omistanut yksityinen maanomistaja.

Vuodet	Omistus/hallinta	Vuodet	Omistus/hallinta
1757–1883	Yksityisyrittäjiä	1914–1918	Vuorikaivos Oy
1883–1906	Fiskars Ab	1918–1945	Orijärvi Grufaktiebolag / AB Zinkgruvor
1907–1914	Finnish American Mining Company	1945–2006	Outokumpu Oy / Outokumpu Mining Oy / Orijärvi Oy

2.1.1 Ensimmäiset vuosisadat

Ensimmäisinä vuosina kaivostoiminta oli pienimuotoista ja malmi käsiteltiin Perniön Teijon tehtaalla 30 km päässä. Vuonna 1766 perustettiin kuparisulatto 5 km päähän Kärkelän kylälle Karjalohjalle, lisäksi malmia kuljetettiin vaihtoehtoisesti myös Kosken, Fiskarsin tai Antskogin ruukeille sulatettavaksi ja jatkojalostettavaksi. Orijärvelle rakennettiin myös pasutuslaitos ja sulatto raakakuparille (Annala 1960). Malmin jatkojalostaminen tehtiin Ruotsissa vuoteen 1776 asti. Malmikiven vuosituotanto pysyi alle 100 t vuoteen 1775 asti, jonka jälkeen tuotanto alkoi tasaisesti kasvaa. 1780-luvulla keskityttiin rikastamolaitoksen rakentamiseen (Poutanen 1996).

1800-luvulla valtaosa malmia kuljetettiin kesäisin proomuilla sulatolle Määrjärven ja Seljänalan yhdistävää Koskenjokea pitkin. Talvella malmia siirrettiin hevosilla sulatolle ja rikastuslaitokseen 1820-luvulle asti, jonka jälkeen otettiin käyttöön ympärivuotiset vesireitit. 1820- ja 1830-luvuilla malmikiveä nostettiin parhaimmillaan lähes 5 000 t vuodessa (Puustinen 2006). 1830-luvulla sulattoihin lisättiin Orijärven malmin lisäksi kuparimalmia mm. Lohjalta sulaton prosessin parantamiseksi ja kuparikuonan käyttö paransi prosessia entisestään. Sulattojen hormoneihin rakennettiin savukanava, joka otti talteen huomattavan määrän kuparipölyä, mikä ennen meni hukkaan savun mukana. Sinkkivälkkeen määrä malmissa nousi kaivoksen syventyessä, mikä alensi louhinnan kannattavuutta.

Maan alle siirtynyt louhinta pieneni 1840-luvusta lähtien, sillä saatu malmi oli köyhempää ja kalliimpaa louhia. Louhinta lopetettiin 1873, jolloin päättyi Orijärven kaivoksen 110 vuotta kestänyt yhtäjaksoinen louhintahistoria (Annala 1960, Poutanen 1996). Vuosina 1876–1882 louhinta Orijärvellä oli satunnaista, lähinnä työnäytöksiä kaivoksen myyntiä varten. Tänä aikana yritettiin hyödyntää kaivoksen varppikasojen sinkki. Kuljetuskustannukset sinkkisulatolle olivat suuremmat kuin tuotto,

1.2.2021

joten Orijärven kaivoksen toiminta lopetettiin vuonna 1883, jolloin malmia oli louhittu n. 209 000 t. Malmista oli tuohon mennessä rikastettu vain kupari, ja sinkkipitoinen kaivannaisjäte louhoksen viereen (Poutanen 1996, Puustinen 2006).

2.1.2 1900-luku

Tutkimukset Orijärvellä alkoivat uudelleen vuonna 1906 The Finnish American Mining Company:n toimesta. Hyödynnettävää malmia arvioitiin olevan tuolloin 400 000 t, lisäksi varppikasojen sisältämä metallimäärä koettiin kannattavaksi. Vuonna 1910 Orijärvellä rakennettiin oma rikastamo sekä tuotiin murskaamo- ja rikastuslaitoksia varten uusinta tekniikkaa kuten murskaimia, kuulamylyä ja puuterväkäyttöiset vaahdotuskennot (Turunen 1957, Poutanen 1996). Aluksi malmikiveä rikastettiin poimimalla ja ominaispainoerotuksella ja jo vuonna 1911 rikastamossa käytettiin, tietävästi ensimmäisenä Suomessa, alkeellista vaahdotustekniikkaa. Rikastuskemikaaleina käytettiin rikkihappoa, raakaa tärpähtiä, eukalyptusöljyä sekä puutervää (Poutanen 1996, Annala 1960). Vaahdotustekniikan käyttöönoton myötä ryhdyttiin rikastamaan kuparin lisäksi sinkkiä. Samalla sinkkirikasteen määrän kasvattamiseksi vaahdotettiin aiemmin kuparin talteen ottamisesta syntyneet kaivannaisjättekasat. Malmia ei kuitenkaan löytynyt tarpeeksi ja työt keskeytettiin vuonna 1912 yhtiön konkurssiin. Yhtiö oli lopettanut tutkimukset liian varhain, ollessaan vain metrin päässä malmista (Poutanen 1996).

Vuonna 1914 Vuorikaivos Oy:n osti konkurssipesän, tähtäimenä hyödyntää varppikasojen sisältämä malmi. Hyödyntämiskelpoista malmia laskettiin olevan 375 000 t. Yhtiö myi kaivoksen 1918 ruotsalaiselle Orijärvi Grufaktiebolag-yhtiölle, joka osaisi rikastaa saatavilla olevat malmit. 1920-luvulla otettiin talteen varppikasojen lyijyä ja sinkkiä sekä suoritettiin koelouhintoja. Rikastuskokeet olivat lupaavia ja malmia arvioitiin olevan jäljellä 400 000 t (Annala 1960, Poutanen 1996). Uuden kuilun louhinta aloitettiin vuonna 1930, jolloin valmistui myös uusi nostotorni. 1930-luvun alussa rikastamoa kehitettiin kemikaalivaahdotukselle soveltuvaksi (Turunen 1957). Rikastuskokeiden perusteella päädyttiin ensisijaisesti kuparin tuottamiseen, mutta talteen saatiin myös kultaa ja hopeaa (Poutanen 1996).

Sodan jälkeen 1945 Outokumpu-yhtiö osti Orijärven kaivoksen ja malmia arvioitiin olevan 66 000 t (Poutanen 1996). Outokumpu rikasti kuparin lisäksi malmista lyijyä ja sinkkiä (Puustinen 2006). Vuonna 1948 siirryttiin uuteen selektiiviseen vaahdotusmenetelmään, jonka avulla pystyttiin ottamaan talteen metalleja myös voimakkaasti hapettuneista varppikasoista (Puustinen 2003). Vuosina 1951 ja 1952 rakennettiin laboratorio, pumppuasema ja rikastevarasto sekä siirryttiin kovametalliporaukseen. Tiedossa olevien malmivarojen ehtyessä Outokumpu Oy päätti tuotannon lopettamisesta. Tutkimusta lisämalmien löytämiseksi tehtiin laihoja tuloksia. Vesipumppu ja nostokone poistettiin kaivoksesta muutama kuukausi ennen kaivostyön lopettamista toukokuussa 1956. Kaivoksen loppuselvitys tehtiin kesäkuussa 1957, jolloin oli kulunut 200 vuotta malmin löytymisestä (Poutanen 1996).

Orijärven uudella teollisella ajanjaksolla (1929–1955) louhittiin malmia ja käsiteltiin varppikasoja yhteensä n. 715 000 t, josta Outokummun aikainen vuosien 1945–55 välinen osuus oli n. 362 000 t (Puustinen 1997, 2006). Orijärven maisemaa hallitsi koko sen 1900-luvun toiminnan aikana kaivannaisjätealueet (Kuva 2). Rikastushiekka-alue kasvoi toiminnan edetessä laajemmaksi kuin sivukivialueet. Tästä huolimatta rikastushiekasta ei löytynyt tämän selvityksen tarpeisiin GTK:n arkistoista kuvia, eikä dokumentteja sen läjityshistoriasta.

1.2.2021



Kuva 2 a) Orijärven kaivos Kiskossa kaakosta katsottuna (© P. Eskola, 1908, GTK). b) Orijärven kaivos lounaasta kuvattuna (© P. Eskola, 1908, GTK). c) Orijärven kaivoksen pukkirata nostotornilta rikastamoon, Kisko (© H. Stigzelius, 1942, GTK). d) Orijärven kaivoksen kivikasoja (© H. Stigzelius, 1945, GTK).

2.2 Yleiskuvaus Orijärven kaivoksen ympäristöolosuhteista

Orijärven kaivannaisalueen riskinarviointia varten selvitettiin alueen ympäristöolosuhteet. Alaluvuissa on kuvailtu kaivosalueen ympäristöolosuhteisiin vaikuttavien eri osatekijöiden yleispiirteitä sekä ominaisuuksia, jotka vaikuttavat tutkimuksen suunnitteluun, toteutukseen ja riskinarvioinnin tuloksiin.

2.2.1 Kallio- ja maaperä sekä alueen topografia

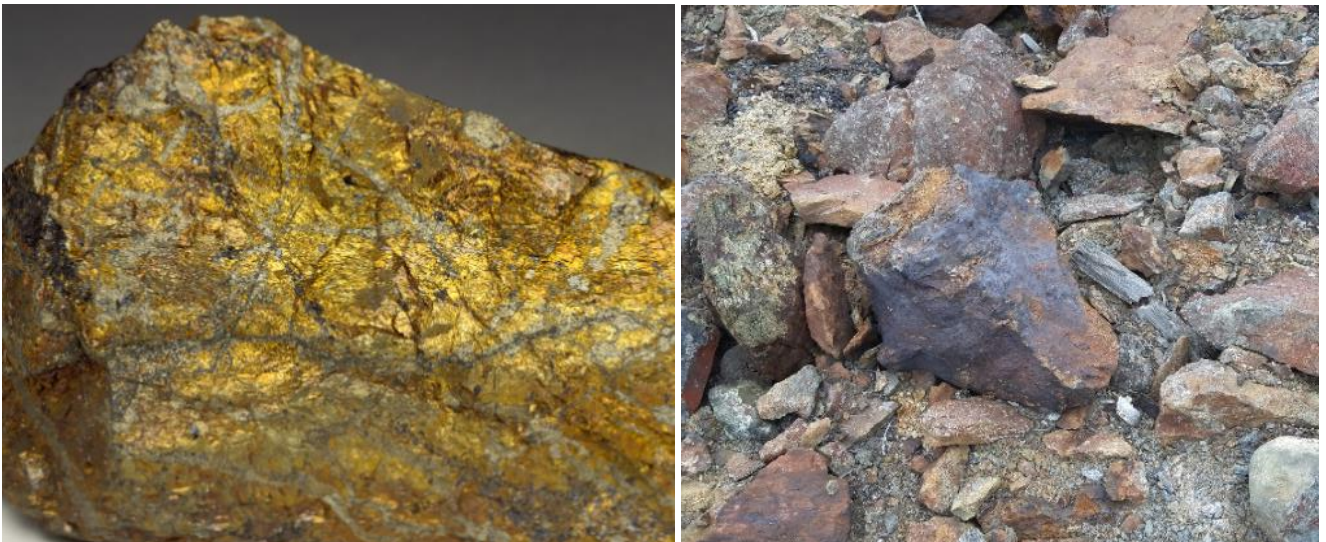
Orijärven kaivos sijaitsee muuttuneista kivilajeista koostuvalla lehtiittivöhykkeellä. Kaivosalueen kivilajeja ovat mm. kiillegneissit, mafiset vulkaniitit sekä karbonaatti- ja karsikivet, lisäksi alueen eteläosaa reunustaa granodioriitti (Hakku-tietokanta). Orijärvi on VMS-tyyppinen malmiesiintymä, jonka massiivisen sulfidimalmin muodostuminen liittyy felsisten metavulkaniittien ja karsikivien hydrotermiseen muuttumiseen (Papunen 1986). Orijärveltä on löydetty neljä malmiota, jotka ovat 20 m paksuja ja 50–150 m pitkiä. Malmiot ovat kahdessa vyöhykkeessä ja niillä on välimatkaa toisiinsa 50 m. Tyypillistä alueelle ovat myös siirrokset ja hirtovöhykkeet (Latvalahti 1979, Ehlers 1997). Cu-Zn-malmi sijaitsee diopsidi-tremoliittikarsikivien yhteydessä ja Zn-Pb-Cu-malmi kordieriidipitoisten kiillegneissien ja antofylliittikivien sekä kvartsikivien yhteydessä. Pääasiallisena malmimineraalina ovat kuparikiisu (Kuva 3), sinkkivälke, lyijyhohde sekä rikki- ja magneettikiisu (Papunen 1986, Mäkelä 1989).

Alueen kivilajeista kvartsikivet ja granodioriitti sisältävät vähän haitta-aineita (Luodes et al. 2011). Kohonneita metalleja/haitta-aineita sisältävät mineraalit ovat sitä vastoin tyypillisempiä kiillegneisseille, karsikiville sekä mafisille vulkaniiteille, joita on läjitetty sivukivialueelle, ja jotka

1.2.2021

vaikuttavat esimerkiksi sulfidien hapettumisen kautta ojien haitta-ainekuormaan sekä pH-arvoon. Alueen suoto- ja valumavesien mahdollisessa kontaktissa karbonaattikivet puskuroivat muiden kivilajien rapautumisesta syntyvää happamoitumista. Karbonaattikiveä tavataan alueella aiemmin tehtyjen kartoitusten perusteella kapeina vyöhykkeinä (n. 100 m x 1 000 m) Tarklahden keskiosasta itään (1 kpl) sekä Orijärven itäpuolelle (2 kpl) (Hakku-tietokanta). Sivukivien geokemiaa on käsitelty tarkemmin luvussa 4.1.1.

Alueen maaperä on pääosin ohutta hiekkaista moreenia, avokalliokumpujen välissä tavataan myös silttiä ja savea, sekä paikoin turvesoita (Kujansuu 1993, Salonen et al. 2006). 2000-luvun taitteessa tehdyissä maaperätutkimuksissa määritettiin 50 näytteestä mm. Cu-, Fe-, Zn-, Mn-, Pb- ja Ca-pitoisuudet (Ewrum 2000). Tutkimuksen mukaan kuparin ja lyijyn pitoisuudet ovat taustaan verrattuna moninkertaiset aina noin 300 metrin päähän kaivannaisjätealueilta. Myös sinkin pitoisuus on kaksinkertainen, mutta alhaisia pitoisuuksia tavataan myös kaivannaisjätealueiden läheisyydessä ja korkeita pitoisuuksia taustanäytteissä.



Kuva 3. Vasemmanpuolisessa kuvassa Orijärven malmikiven kuparikiisua (© J. Väättäinen, GTK). Oikeanpuolisessa kuvassa sivukivikasan rapautuneita kiviä avolouhoksen läheisyydessä (© A. Tornivaara).

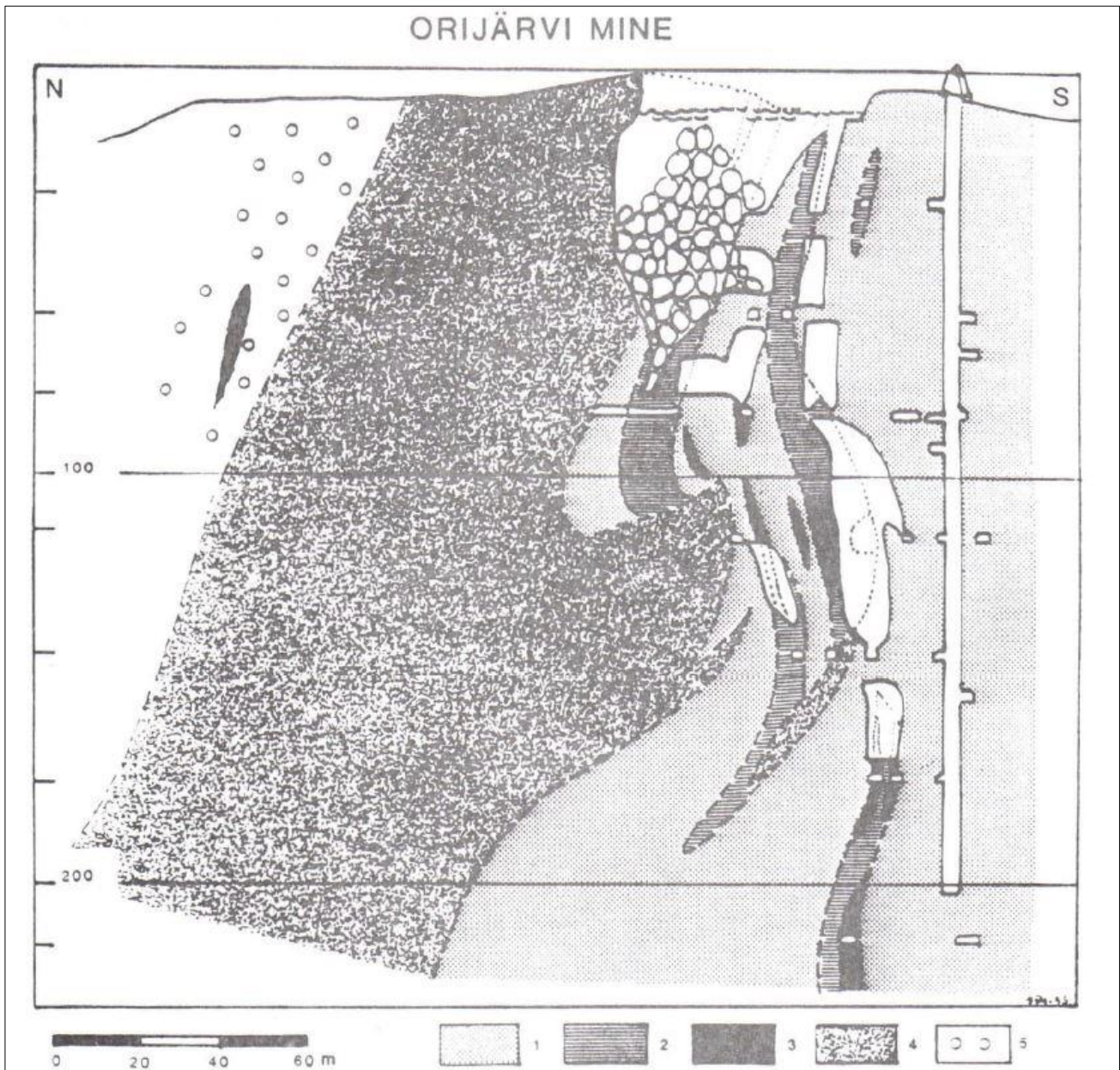
2.2.2 Kaivannaisjätteet ja -jätealueen geotekniset rakenteet

Kaivostoiminnan pitkäaikaisen keston vuoksi eriaikoina käytetyt menetelmät ja toimintatavat ovat jättäneet jälkensä Orijärven kaivosalueelle. Alueella on ollut useita kuiluja, joista pääkuilu ulottuu enimmillään maanpinnalta 175 m syvyyteen ja vinokuilu on jatkunut noin 215 m syvyyteen asti (Kuva 4). Malmiesiintymä on ollut itä-länsisuuntainen ja sen kaade on noin 70° pohjoiseen. Sivukiven ja varppikasojen raja on ollut häilyvä, koska samaa kiviainesta on voitu siirrellä alueella useita kertoja kasojen hyödyntämistarkoituksessa. Alueen infrastruktuuri on myös muuttanut ajansaatossa muotoaan, esimerkiksi teitä on linjattu uudelleen ja rakennuskanta on vaihdellut rakennusten pystytysten ja purkujen myötä.

Kaivostoiminnan päätyttyä kaivostunneleiden ja avolouhoksen annettiin täyttyä vedellä, ja avolouhokseen sijoitettiin sivukiviä (Kuva 4). Avolouhos sekä sivukivialueen länsiosassa oleva kuilu on aidattu, sekä merkitty varoituskyltein. Avolouhoksen pinta-ala on noin hehtaari ja sen vesipeiton

1.2.2021

arvioidaan olevan noin 40 m syvä. Sivukiviä ei ole läjitetty selkeästi yhteen paikkaan, vaan alue on sivukivimäärään nähden laaja ja kasoja on avolouhoksen ympäristössä useita. Alue on topografialtaan vaihteleva ja paikoin jyrkkärinteisille kasoille on avoin pääsy (Kuva 5). Nykyisin aluetta halkoo hiekkatie ja sivukiveä on todennäköisesti käytetty teiden pohjarakenteissa (Kuusisto 1991). Sivukiveä on läjitetty alueelle arviolta n. 0,4 Mt ja lähes 7 hehtaarin kokoinen peittämätön alue varppi- ja sivukivikasoja on edelleen lähes kasviton.



Kuva 4. Vanha poikkileikkauspiirustus Orijärven kaivoksen maanalaisesta osasta. 1. kordieriitti-antofylliittikivi, 2. karsi, 3. malmi, 4. mafinen juoni, 5. felsinen kordieriitti-serisiitti-gneissi. Kuvaan on havainnollistettu avolouhos sivukivitäyttyineen, maanlaiset louhokset, tasot ja pääkuilu (Isomäki 1986).

1.2.2021



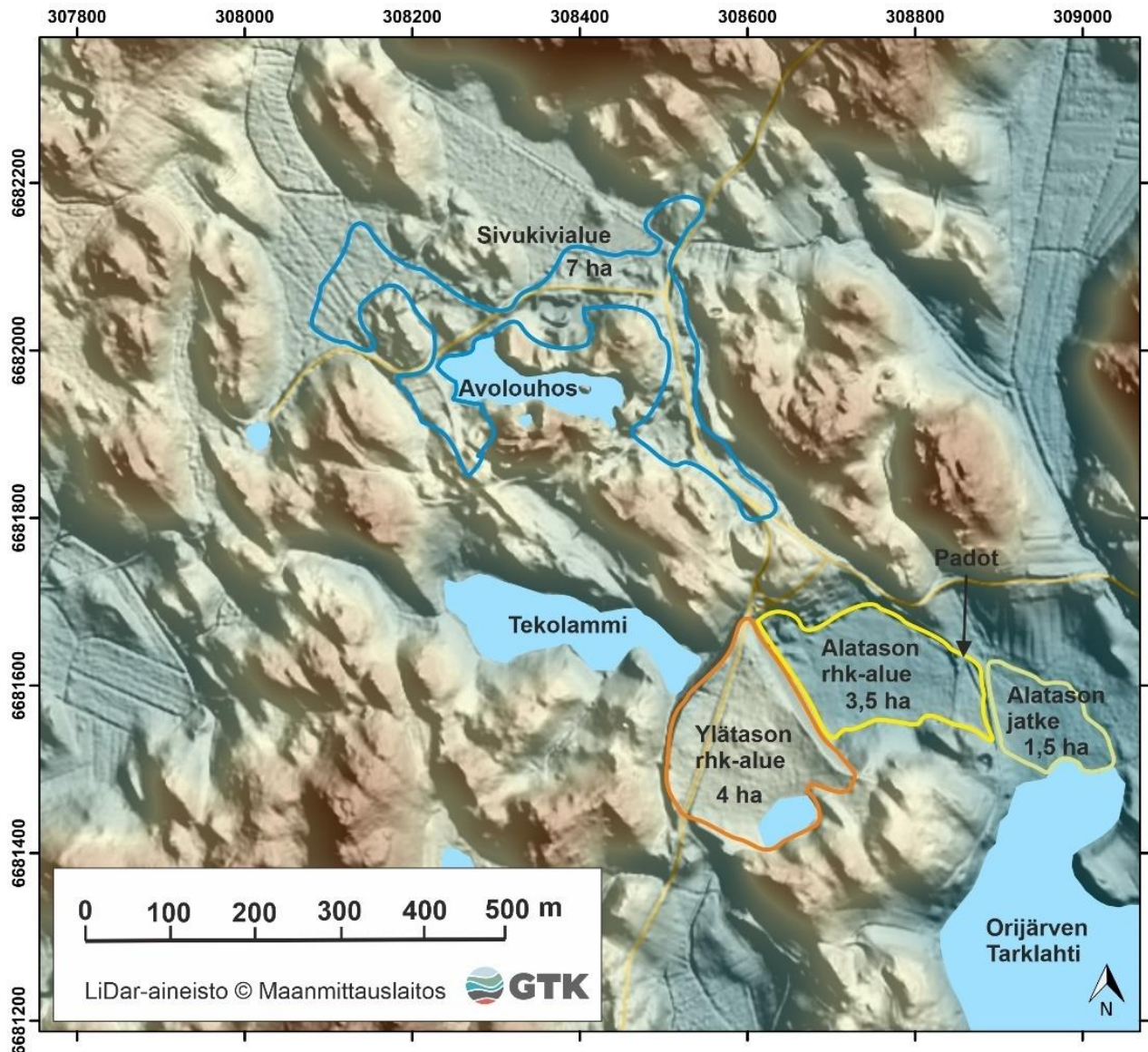
Kuva 5. Avolouhoksen seinämät ovat paikoin jyrkät ja louhosta kiertää yhtenäinen aita (vasemmanpuoleinen dronekuva © T. Lahtinen). Sivukivialue on laaja ja jyrkkärinteisiä kasoja on läjitetty etenkin alueen länsiosaan ja avolouhoksen pohjoispuolelle (oikeanpuoleinen kuva © A. Tornivaara).

Sivukivialueelle on muodostunut vesilämpäreitä, joissa veden pH on alhainen. Sivukiven raekoko ja rapautumisaste sekä todennäköisesti myös läjitetyn materiaalin paksuus vaihtelevat. Alue näyttää kirjavalta, mikä johtuu kivikasojen vaihtelevista kivilajeista ja niiden mineralogiasta sekä eroista rapautumisen etenemisessä. Rapautumiseen ovat kivilajien koostumuksen lisäksi vaikuttaneet mm. louhintatekniikka ja ajankohta sekä raekoko. Rapautumisprosessi voi myös pitkällä aikavälillä muuttaa kasojen rakenteiden vakautta, ja rapautumisen seurauksena syntyneet pienet partikkelit voivat levitä tuulen mukana lähiympäristöön.

Kaivostoiminnan päätyttyä alueelta purettiin mm. kaivoksen konttori ja rikastamo, joskin rikastamon perustukset ovat edelleen nähtävissä. Alueelle jäi paljon kaivostoiminnan aikaisia rakennuksia, kuten maanalaisen kaivoksen nostotorni ja ruutikellari sekä useita asuinrakennuksia. Alueelle jääneiden rakennusten kunto vaihtelee, osa rakennuksista on huonossa kunnossa, osa taas on entisöity ja edelleen käytössä (yksityinen maanomistaja). Orijärven kaivosalue on nimetty valtakunnallisesti merkittäväksi rakennetuksi kulttuuriympäristöksi Museoviraston toimesta vuonna 2009 (ks. luku 2.4).

Alueen itäosaan rakennetun rikastamon yhteydessä on toiminut kaksi rikastushiekka-aluetta, joista käytetään jatkossa nimitystä ylä- ja alataso. Näiden rhk-alueiden geokemialliset koostumukset eroavat toisistaan mm. kaivostoiminnan rikastusprosessien muutosten vaikutuksesta. Rikastamon välittömässä läheisyydessä on vanhempi n. 3,5 hehtaarin (ha) laajuinen alataso rhk-alue sekä sen 1,5 ha jatke. Rikastamon raunioiden lounaispuolella on korkeampi ja uudempi n. 4 ha laajuinen ylätaso rhk-alue (Kuva 6). Kaivannaisjätealuetta on arkistotiedon perusteella yritetty monin keinoin nurmettaa ja pitää pölyttömänä ja paikalle on ajettu myös maata ja patoja on peitetty kivilohkareilla ja kaadetuilla puilla (Kuusisto 1991).

1.2.2021



Kuva 6. Orijärven kaivoksen kaivannaisjätealueet ja niiden pinta-alat LiDar-karttapohjalla. Tekolammin vesi johdetaan purkuputkea pitkin alatason rikastushiekka-alueelle, josta se virtaa alatason itäosan kosteikon, patorumpujen ja tien erottaman alatason jatkeen kautta Orijärven Tarklahteen.

Alatason rikastushiekka-alue rajautuu lännessä ja pohjoisessa tiehen, etelässä maanpinnan muotoihin ja ylätason patoon. Idässä rhk-alueelta on ollut suora yhteys Orijärveen asti (rhk-alueen jatke) ja rikastushiekkaa on havaittavissa Tarklahden järven pohjan pintakerroksen sedimenteissä. Ylätason rhk-alue rajautuu etelässä ja idässä kallionharjanteisiin ja lännessä louheverhoiltuun patoon, jotka ovat vakaita rakenteita. Jyrkkärinteen pohjoissivu on padottu rikastushiekasta, mikä on tuonut haasteita kasvillisuuden kehittymiselle. Tekolammin purkuputken korjaustöiden takia alueen luoteiskulman patorakennetta on jyrkennetty (Kuva 7). Mahdolliset rankkasateet voivat aiheuttaa rakenteeseen eroosioriskin ja lisätä ojan kiintoaineskuormaa. Rikastushiekka on tällä alueella kuivaa, joten riski laajempaan patosortumaan on pieni. Mahdollinen eroosio voi kuitenkin pitkällä aikavälillä voimistaa rikastushiekan hapettumista ja siten lisätä valumavesien haitta-ainekuormaa.

1.2.2021

Orijärven rikastushiekka-alueelle on arvion mukaan läjitetty n. 900 000 t rikastushiekkaa. Tästä n. 205 000 t on tilastojen perusteella läjitetty ennen 1900-lukua ja n. 680 000 t vuosien 1929–1955 välillä (Puustinen 2003). Rikastushiekan laatu on vaihdellut ajansaatossa niin rikastettavan malmin kuin käytetyn rikastusprosessin mukaan. Tekniikan kehittyessä malmien sisältämät metallit on pystytty ottamaan paremmin talteen, mikä näkyy uudempien rhk-alueiden sekä rikastushiekan pintaosien metallipitoisuuden laskuna. Outokumpu Oy:n 1980-luvulla suorittamissa kairauksissa uudemman ylätason pohjakerrosten metallipitoisuudet olivat pintaosia suuremmat, etenkin syvimmissä ja lähimpänä vanhempaa alatasoa suoritetuissa kairauksissa (Outokumpu 1981). Tästä syystä voidaan olettaa, että uudemman rhk-alueen pohjaosassa on samalla ajanjaksolla syntynyttä rikastushiekkaa alatasen kanssa, jolloin lähinnä alueen luonnolliset pinnanmuodot ovat ohjanneet läjitystä.

Outokumpu Oy:n (1981) kairausten perusteella rikastamon läheisen alatasen (n. 3,5 ha osassa) rikastushiekka-alueen paksuus vaihtelee 3–5 m välillä. Rikastushiekka-alueen kerrospaksuus pienenee rikastamolta järvelle päin, ollen järven reunalla olevassa kosteikossa (ks. Kuvat 6 ja 7) kerrospaksuudeltaan enää kymmenistä sentteistä senttiin (rhk-alueen jatke). Lisäksi rikastushiekka on ainakin osittain sekoittunut järviliejuun. Uudemman ylätason kerrospaksuus vaihtelee 7–14 m välillä. Rikastushiekka-alueiden pohjana toimii sekä ylä- että alatasolla joko turve- tai savikerros (Outokumpu 1981), joka on ollut todennäköisesti alueen alkuperäinen maapeite (*in situ*). Puustisen (2003) tilastoja ja kaivannaisjätealueen tilavuuksia verratessa voidaan olettaa alatasolle läjitetyn n. 200 000 t ja ylätasolle n. 700 000 t rikastushiekkaa.



Kuva 7. Tekolammilta purkuputken kunnostustöissä vuonna 2019 ylätason patoa muotoiltiin uudelleen, jolloin rikastushiekkapadon rakennetta häirittiin ja seinämä jyrkkeni entisestään (vasemmanpuolinen kuva © A. Tornivaara). Orijärven rikastamon raunioiden (punakattoisen varastorakennuksen edessä) sekä kuvan etualalla näkyvän padon välissä on alatasen rikastushiekka-alue, jota hallitsee alueen itäosassa kosteikko ja joka jatkuu padon jälkeen Orijärveen asti (oikeanpuolinen dronekuva © T. Lahtinen).

Ylätason rikastushiekka-alue on peitetty lähinnä alueen läpikulkevan tien osalta, lisäksi rikastushiekka-alueen itäosassa sijaitsee lampi, jonka alapuolinen rikastushiekka on vedellä kyllästynyt. Hapettunut rikastushiekkakerros ei ulotu lammen kohdalla ja sen läheisyydessä yhtä syväälle kuin etäämpänä lammesta, jossa vallitsevat kuivemmat olosuhteet, myös tien alapuolella rikastushiekan hapettuminen on todennäköisesti edennyt vähemmän. Puuttuvan (orgaanisen) peittokerroksen takia ylätasolla puidenkasvu on vähäistä, ja alueella kasvaa lähinnä kuivaan hiekkamaahan soveltuvaa mäntyä sekä

1.2.2021

lammen lähellä koivuja ja kuusen taimia. Vanhempi alatason rhk-alue on rikastamon läheisyydessä lähes kasviton, sitä vastoin itään päin mentäessä alueen valtaa kosteikkokasvillisuus ja tämä osa on paikoin veden alla ympärivuotisesti. 2000-luvulla Orijärven ja alatason rhk-alueen väliin on rakennettu aluetta osittain rajaavia mahdollisesti turpeella vuorattuja suojapatoja, joiden lisäksi vuonna 2017 valmistui kapeita suojapatoja leveämpi ja läntisempi moreenipato (Kuva 7). Kummastakaan patoratkaisuista ei ole saatavilla rakennetta selventävää dokumentaatiota. Näiden patorakennelmien ja rannan välissä kulkee myös tie. Rikastushiekka-alueen kosteikolta virtaava vesi kulkee padon ja kyseisen tien läpi pääasiallisesti muutaman tierummun kautta kohti järveä.

Peittämätön vanhempi, alatason rhk-alue on lähes sadan vuoden ajan saanut häiriöttä reagoida ilman ja veden kanssa. Pinta- ja reunaosien hapettuminen mahdollistaa suotovesien happamoitumisen ja haitta-aineiden liukenemisen. Rikastushiekka-alueen itäosassa pohjavedenpinnantaso on lähellä maanpintaa ja näin ollen rapautuminen on edennyt näissä osissa muutamia senttimetrejä. Ylätason rhk-alue on altistunut mahdollisesti lyhemmän ajan, mutta alhaisemman pohjaveden pinnantason takia sen pintaosat ovat rapautuneet paikoin yli puoleen metriin asti. Hapettumisen eteneminen on ollut vähäisempää ylätason alueilla, jotka ovat vedellä peittyneitä (lampi) tai sen välittömässä läheisyydessä.

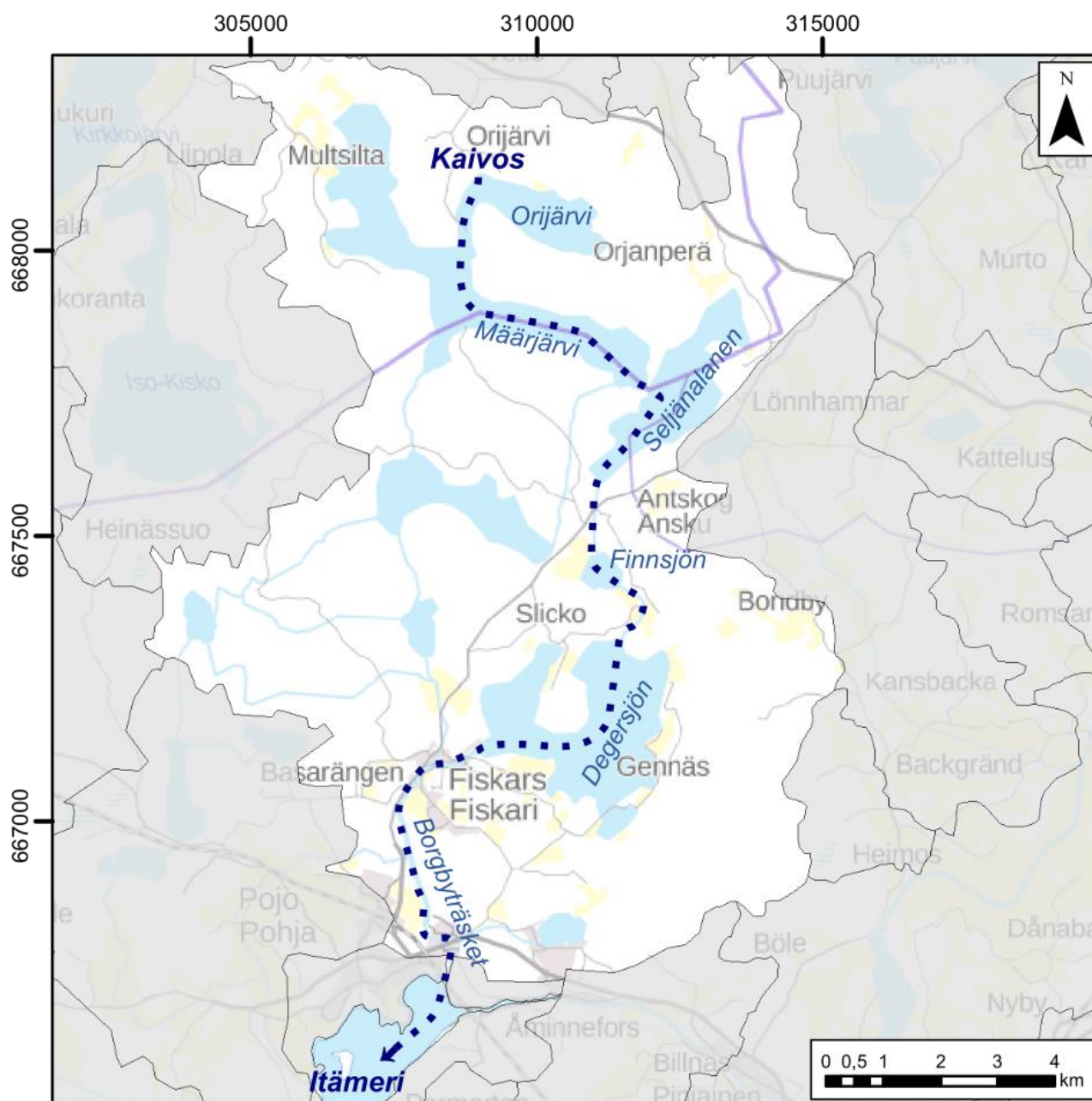
Salonen et al. (2006) ovat arvioineet rikastushiekan rapautuneen osan olevan n. 100 000 t. Lisäksi he ovat arvioineet, että Orijärveen olisi kulkeutunut rapautumisen seurauksena n. 800 t kuparia, 300 t lyijyä ja 5 400 t sinkkiä. Tässä arvioissa ei todennäköisesti ole kuitenkaan otettu huomioon haitta-aineiden sitoutumista/saostumista esimerkiksi rhk-alueen muihin kerroksiin. Luvussa 5.3 arvioidaan rhk-alueen kuormitusta nykytiedon perusteella huomioiden rapautumisen tarkempi eteneminen sekä eri tasojen tosistaan poikkeavat haitta-ainepitoisuudet.

2.2.3 Pinta- ja pohjavesiolosuhteet

Kaivosalueen ja sitä ympäröivien alueiden pintavalunnasta pääosa päättyy kaivoksen välittömässä läheisyydessä sijaitsevaan Orijärveen, joka on vähähumuksinen, karu ja kirkasvetinen järvi. Järven valuma-alue on noin 12 km², pinta-ala 1,77 km² ja tilavuus 14 800 kuutiometriä. Orijärvestä on yhteys alapuoliseen Määrjärveen ja yhdessä Seljänalasan ja Degersjön kanssa järvet muodostavat Fiskarsinjoen valuma-alueen (Kuva 8) (Vogt 1998, Lähteenmäki 2016, Tallberg & Zwerver 2019). Orijärven keskisyvyys on 8,5 m, suurin syvyys 21 m ja veden viipymä järvestä on keskimäärin neljä vuotta (Vogt 1998).

Kaivosalue ei sijaitse pohjavesialueella. Lähimmät luokitellut pohjavesialueet ovat noin kolmen kilometrin päässä idässä sijaitsevat Manibacka, Pukkilanharju ja Lönnhammarin harju. Alueen maapeitteet ovat ohuita ja alueella on paljon avokalliokumpuja, tämän vuoksi alueella muodostuvan maaperän pohjaveden määrä on todennäköisesti pieni, sijoittuen todennäköisesti kalliokumpujen välisiin painanteisiin. Alueen kallioperän rikkonaisuustiedot ovat puutteelliset eikä mahdollisen kalliopohjaveden määrää tai virtaussuuntaa voi siten luotettavasti arvioida. Kaivosalueelle ei ole asennettu pohjavesiputkia eikä alueen pohjavesien laadusta ole sen vuoksi saatavissa tietoa. Orijärven valuma-alueella asuin- ja lomakiinteistöille on asennettu jonkin verran porakaivoja, ja osalla asukkaista on käytössä rengaskaivo.

1.2.2021



Kuva 8. Kartta Fiskarsinjoen 3. jakovaiheen valuma-alueesta, johon Orijärven kaivos kuuluu. Veden päävirtausreitti kaivokselta Itämeren Pohjanpitäjänlahteen on esitetty kartassa sinisellä katkoviivalla. Muut ympäröivät 3. jakovaiheen valuma-alueet on esitetty harmaalla. Taustakartta: MML. Valuma-alueiden rajat: SYKE.

2.2.4 Orijärven ja sen alapuolisten vesistöjen vedenlaatu

Orijärven ja sen alapuolisten vesistöjen vedenlaatua on seurattu ympäristöhallinnon toimesta vuodesta 1968 asti ja tietoa on tallennettu ympäristöhallinnon Hertta-tietokanta. Alueella on tehty myös useita erillistutkimuksia, joissa on selvitetty kaivostoiminnan ja kaivosalueen vesistökuormitusta ja sen vaikutuksia (mm. Salonen et al. 2006, Tuovinen 2010, Tuovinen et al. 2012, Lähteenmäki 2016, Tallberg & Zwerver 2019). Lisäksi Orijärven ja sen alapuolisten vesistöjen ekologinen ja kemiallinen tila on luokiteltu EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (2000/60/EY) ja vesienhoitolain (1299/2004) perusteella vuodesta 2008 lähtien.

1.2.2021

Alueella suoritetun jatkuvan vedenlaatusurannan perusteella Orijärven kaivosalueen vaikutus näkyy Orijärven ja sen alapuolisen järviketjun (Määrjärvi, Seljänalanen ja Degersjön) vedenlaadussa selvästi vertailuvesistöjä ja sisämaan järvien tavanomaisia taustapitoisuuksia korkeampina metallipitoisuuksina erityisesti kadmiumin, kuparin, lyijyn ja sinkin osalta. Keskimääräiset pitoisuudet vuoden 2019 seurantanäytteissä Orijärvessä olivat kadmiumilla 0,8 µg/l, kuparilla 17 µg/l, lyijyllä 0,1 µg/l ja sinkillä 530 µg/l. Orijärvessä ja Määrjärvessä kadmiumin pitoisuudet ylittävät aineelle asetetun ympäristölaatunormin AA-EQS ≤ 0,08 µg/l (luokka 1 < 40 mg CaCO₃/l), mistä syystä järvien kemiallinen tila on luokiteltu hyvää huonommaksi. Orijärvessä kadmiumpitoisuudet ylittävät lisäksi ympäristölaatunormin sallitun enimmäispitoisuuden MAC-EQS ≤ 0,45 µg/l (luokka 1 < 40 mg CaCO₃/l). Muiden vedenlaatusparametrien osalta Orijärven vedenlaatu ei poikkea merkittävästi vertailujärvistä eikä järvessä ole tapahtunut happamoitumista.

Vesienhoidon suunnittelukaudella vuosina 2012–2017 kerättyjen aineistojen pohjalta Orijärven ja sen alapuolisen Määrjärven ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi. Vaikka järven ekologinen tila on biologisten muuttujien (kasviplankton) osalta laskennallisesti joko erinomainen tai hyvä, tilaluokitus on alennettu tyydyttäväksi seurauksena järveen kohdistuvasta metallikuormituksesta, joka todennäköisesti häiritsee erityisesti levätuotantoa ja heikentää lajiston monimuotoisuutta (VHS 2020).

2.2.5 Ilmasto-olosuhteet ja ympäröivä luonto

Alue kuuluu hemiboreaaliseen ilmasto- ja kasvillisuusvyöhykkeeseen ja sen kasvillisuus vaihtelee havuvaltaisista metsistä, sekametsiin ja lehtoihin. Alue on Suomen lämpimimpiä ja vuoden keskilämpötila on noin +5 astetta. Etelä-Suomen lounaisrannikolla päätuulen suunta on lounainen (vaihdellen etelästä länteen). Keskimääräinen vuotuinen sademäärä vaihtelee 600–750 millimetrin välillä (Ilmasto-opas 2020, Ilmatieteenlaitos 2020). Järven länsipuolella on noin 55 hehtaarin kokoinen rantaan rajoittuva luonnonsuojelualue. Orijärvessä on useita saaria, joista kolme suurinta on noin 2–3 ha kokoisia. Näistä suurimmassa on mökkiasutusta (Hepolahden- ja Paavonholma). Lisäksi karttatarkastelussa erottuu kahdeksan pienempää saarta tai luotoa. Orijärven pinta on 41,1 metriä merenpinnan yläpuolella. Syvin kohta on 21 metriä ja sijaitsee Paavonholman edustalla järven länsiosassa.

Seurantajakson aikana (5/2019–8/2020) sääolosuhteet olivat melko poikkeukselliset. Kesät vuosina 2019 ja 2020 olivat tavanomaista lämpimämpiä ja pääosin hyvin kuivia. Talvikausi 2019–2020 oli puolestaan poikkeuksellisen leuto ja vähäluminen, eikä Orijärvi saanut kantavaa jääpeitettä missään vaiheessa talvea. Nämä seikat on otettu huomioon tulosten tarkastelua tehtäessä ja kuormituslaskelmassa hyödynnettiin säätilan vaihteluita pitkältä aikaväliltä.

2.3 Nykyinen maankäyttö ja sosioekonomiset tekijät

Kaivoksella on alueella pitkä historia, johon nykyinen asutus on mukautunut. Orijärven kaivosalueen omistaa nykyisin yksityishenkilö, jolle Outokumpu Oy/Orijärvi Oy myi maat ja kiinteistöt vuonna 2006. Orijärven valuma-alueen itä- ja pohjoisosissa on jonkin verran pieniä niittyjä ja viljelysmaita, muuten alue on hyvin metsävoittoista. Enintään kilometrin päässä Orijärven kaivannaisjätealueista on hieman yli kymmenen taloa, joissa osassa on myös vakituista asumista. Kilometrin säteen sisään jää 40–50 mökkiasutusta, joista kymmenkunta on Määrjärven valuma-alueella. Mökkejä on etenkin Orijärven rannan itä- ja pohjoisosissa, mutta myös Salmennokassa luoteiskulmassa sekä Orjanperällä järven

1.2.2021

kaakkoiskulmassa. Rannan välittömässä läheisyydessä on n. 50 kesäasutusta sekä n. viisi taloa, joissa asutaan vakituisesti.

Rikastushiekka-alueelta purkautuvan ojan läheisyydessä järven luoteisosassa on pieni yleinen uimaranta ja veneitä. Orijärven voidaan siten olettaa kuuluvan olennaisesti alueen virkistyskäyttöön esimerkiksi kalastuksen ja uimisen osalta. Todennäköisesti Orijärven vettä käytetään myös saunavetenä ja mahdollisena pesuvetenä aina pyykkäykseen ja astioiden pesuun asti sekä istutusten ja palstojen kasteluvetenä. Avolouhos on aidattu eikä toimi siten yleisenä uimapaikkana. Suullisen tiedon mukaan alueella käy silloin tällöin sukeltajia.

Sivukivialueet ovat tien välittömässä läheisyydessä ja toimivat tiettävästi retkikohteena mineraaleista tai vanhasta kaivostoiminnasta kiinnostuneiden keskuudessa, ja ne on myös suojeltu muinaismuistolain mukaisina kiinteinä muinaisjäännöksinä (Museovirasto 2006 & 2020) (ks. luku 2.4). Rikastushiekka-alueelle on myös avoin pääsy. Uudempaa ylätasoa metsittynyttä aluetta on vaikeampi havainnoida vanhaksi rikastushiekka-alueeksi ja sinne on sijoitettu muutamia yksityisen maanomistajan koneita/tavaroita. Alemman tason rikastushiekka-alue sekä rikastamon rauniot ovat sitä vastoin yhdessä selkeästi ympäristöstään erottuva alue ja siten houkutella satunnaisia ohikulkijoita.

Kesällä 2020 vesienkäytöstä (pinta- ja pohjavedet) jaettiin alueella postilaatikoihin kysely alueen kiinteistöjen käyttäjille. Lisäksi niille, joiden kotiosoite on maatietorekisterin mukaan muu kuin Orijärven ympäristö (mm. kesäasukkaat) lähetettiin kysely myös postitse kotiosoitteeseen. Kyselyn vastaukset käsitellään vesitulosten yhteydessä luvussa 4.7.

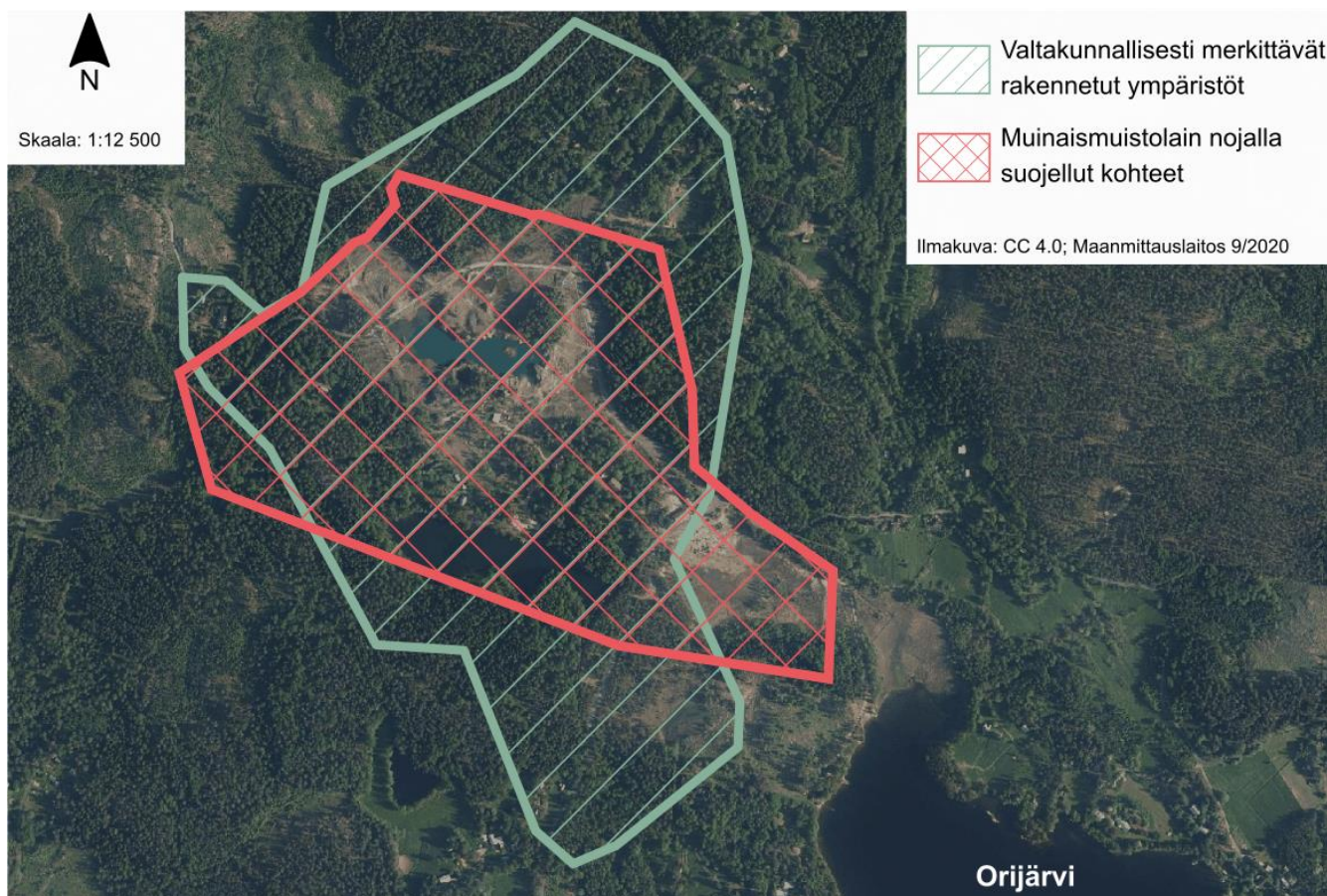
2.4 Muinaismuistolaki ja status valtakunnallisesti merkittävänä rakennettuna ympäristönä

Orijärven kaivos on historiansa perusteella suojeltu valtakunnallisesti merkittävänä rakennettuna kulttuuriympäristönä ja aluetta koskevat maankäyttö- ja rakennuslain (132/1999) mukaiset valtakunnalliset alueiden käyttörajoitteet. Tämä tarkoittaa, että etenkin uutta maankäyttöä suunniteltaessa on varmistettava valtakunnallisesti merkittävän kulttuuriperinnön säilyminen (Valtioneuvosto 2017). Rakennetun kulttuuriympäristön kuvauksessa Museovirasto (2009) mainitsee muun muassa louhoksen, sivukivikasat, sekä useita kaivosalueen vanhoja rakennuksia, kuten ruukinkartanon 1700-luvulta, työväen asuinkasarmen, sekä 1900-luvun alun työväentalon. Lisäksi kartalle rajatun alueen ulkopuolelta mainitaan Orijärven pohjoisrannalla sijaitsevat lukuisat vanhat työväen asunnot ja torpat.

Laajemman kulttuuriympäristö-statuksen lisäksi osa Orijärven kaivosalueesta on suojeltu muinaismuistolain (295/1963) mukaisina kiinteinä muinaisjäännöksinä (Museoviraston kohdetunnus: 1000006726). Tarkemmin muinaismuistolain mukainen rauhoitus koskee kaivoskuiluja, louhosta, 1700- ja 1800-lukujen kaivostoimintaan liittyvien rakennusten ja rakennelmien jäännöksiä sekä sivukivikasoja (Museovirasto 2006). Muinaismuistolain nojalla kasojen kaivaminen, peittäminen, muuttaminen, vahingoittaminen, poistaminen ja muu kasoihin kajoaminen on kielletty (Museovirasto 2006) ja kyseisiä toimia varten tulee tarvittaessa toteuttaa erillinen muinaismuistolain mukainen kajoamisenmenettely. Suojeltavia kohteita Museovirasto (2006) kuvailee sijaitsevan erityisesti *"kaivoskuilun eteläpuolella sekä sen koillispuolisella mäenkumpareella"*.

1.2.2021

Valtakunnallisesti merkittävän rakennetun ympäristön sekä muinaismuistolain nojalla suojellun alueen rajat on esitetty kuvassa 9. Alueiden rajauksessa on huomattavaa, että alueet kiertävät Orijärven luoteiskulmassa sijaitsevan Tarklahden, johon rikastushiekka-alue rajautuu.

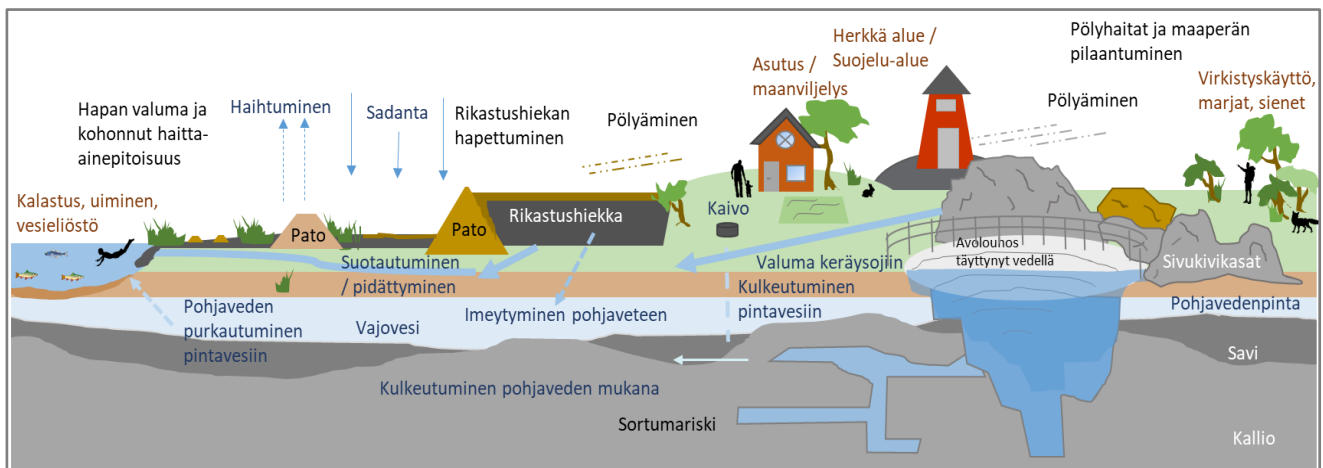


Kuva 9. Valtakunnallisesti merkittävät rakennetut ympäristöt sekä erikseen muinaismuistolain nojalla suojellut kohteet Orijärven kaivosalueella. Valtakunnallisesti merkittävän rakennetun ympäristön alueen rajaus (vinoraita) perustuu Museoviraston (2009) karttaan. Muinaismuistolain nojalla suojeltujen kohteiden rajaus (vinoruudukko) taas perustuu Museoviraston (2020) tietoihin.

1.2.2021

3 ORIJÄRVEN KAIVOSALUEEN KÄSITTEELLINEN MALLI

Orijärven kaivosalueen alustava, yleinen käsitteellinen malli laadittiin käytössä olleiden kohdetietojen (luku 2) ja maastohavaintojen perusteella. Alustavan käsitteellisen mallin tarkoituksena oli tunnistaa kohteessa mahdolliset päästö- ja altistuslähteet, haitta-aineiden mahdolliset kulkeutumisreitit sekä niille mahdollisesti altistuvat kohteet (Kuva 10). Alustavan käsitteellisen mallin avulla suunniteltiin haittojen ja riskien määrittämiseksi tarvittavat lisätutkimukset, jotka on kuvattu luvussa 4. Haittojen ja riskien määrittämisen yhteydessä tehty tarkemmat rajaukset olennaisista kulkeutumisreiteistä ja altistumistilanteista on kuvattu luvuissa 5–7.



Kuva 10. Piirros Orijärven kaivoksen käsitteellisestä mallista, johon on sisällytetty laajasti mahdollisia yleisiä kaivosalueen riskitekijöitä kuten pohja- ja pintavesien pilaantuminen ja pölyhaitat.

3.1 Päästölähteet ja mahdollinen altistuminen

Orijärven kaivosalueella mahdollisia päästö- ja altistuslähteitä ovat sivukivi- ja rikastushiekka-alueet, avolouhoksen ja tunneliverkoston rapautumiselle alttiit seinämät, alueen muihin osiin sijoitetut kaivannaisjätteet (esim. tienpohjat) sekä toiminnan aikaisten päästöjen seurauksena mahdollisesti pilaantunut maa-aines.

Kaivosalueen merkittävin päästöpotentialiaali liittyy useiden hehtaarien laajuisiin rikastushiekka- ja sivukivialueisiin, joissa kaivannaisjätteet ovat kaivoksen sulkemisen osalta suurelta osin peittämättömiä ja siten alttiita hapettumiselle, rapautumiselle, tuulieroosiolle ja haitta-aineiden huuhtoutumiselle. Kaivannaisjätealueet on toteutettu myös ilman pohjarakenteita ja vedenhallintajärjestelmiä, lukuun ottamatta 2000-luvulla rakennettuja alatason ja järven välisiä patorakennelmia, mikä mahdollistaa valumavesien lähes vapaan kulkeutumisen ympäristöön. Lisäksi alatason rhk-alue jatkuu osin Orijärven Tarklahteen asti.

Kaivannaisjätteiden sisältämistä haitta-aineista riskien kannalta merkittävimpiä (ns. kriittiset aineet) ovat kaivostoiminnan aikana malmista rikastetut kupari, lyijy ja sinkki, joiden kokonaispitoisuudet ja -määrät sivukivissä ja rikastushiekassa ovat suuria esim. taustapitoisuuksiin ja maaperän ohjearvoihin verrattuna (luku 4.1) ja joita on todettu esiintyvän taustapitoisuuksien selvästi ylittävänä pitoisuuksina myös alueen valumavesissä ja purkuvesistöissä (luvut 2.2.4 ja 4.2). Kriittiseksi aineeksi tunnistettiin myös kaivannaisjätteiden sisältämä kadmium, jonka pitoisuudet kaivosalueen alapuolisissa järvissä ylittävät mm. ympäristölaatunormin (luku 2.2.4). Vaikka arseenia, kobolttia, nikkeliä ja antimonia esiintyi kaivannaisjätteissä kohtalaisen paljon (As-, Co- ja Sb-pitoisuudet ylittivät paikoin PIMA-

1.2.2021

asetuksen kynnysarvon Vna 214/2007), olivat niiden liukoisuudet alhaisia (luvut 4.1.1 ja 4.1.2). Lisäksi näiden pitoisuudet pinta- ja pohjavesissä olivat yksittäisiä näytteitä lukuun ottamatta pieniä (etenkin As), jääden mm. alle laboratorion määrittämissä (Sb) tai alittaen niille asetetut ympäristölaatu-normit tai yleiset vertailuarvot (luvut 4.2 ja 4.3).

Kaivannaisjätealueilla ei ole suurelta osin peittokerroksia eikä etenkin sivukivialueella ole edes kasvillisuutta, joten alueella oleskeltaessa ihmisten ja eläinten suora altistuminen kaivannaisjätteille ja niiden sisältämille haitta-aineille on mahdollista. Erityisesti linnut ja nisäkkäät voivat altistua myös kaivannaisjätealueilla muodostuvien ja sieltä purkautuvien pintavesien haitta-aineille. Kaivannaisjätealueella ei ole asutusta eikä se ole yleisessä virkistyskäytössä, joten mahdollinen suora altistuminen ihmisillä rajoittuisi lähinnä alueella satunnaisesti oleskeleviin henkilöihin.

Mahdollinen altistuminen kaivosalueen ulkopuolella päästöjen seurauksena koskee ensisijaisesti Orijärveä ja sen alapuolisia vesistöjä. Vesistöissä altistuminen voi koskea laaja-alaisesti koko vesieliöstöä erityisesti pintaveteen liuenneiden haitta-aineiden osalta sekä pohjaeliöstöä sedimenttiin kertyneiden haitta-aineiden osalta. Myös nisäkkäät ja linnut voivat altistua pintaveden ja sedimentin haitta-aineille joko suoraan tai haitta-aineiden kertyessä eliöstöön ravintoverkkojen kautta. Ihmisten mahdollinen altistuminen pintaveden haitta-aineille koskee erityisesti Orijärven ympäristön vakituksia ja kesäasukkaita, jotka voivat käyttää järveä uimiseen ja kalastukseen tai järvivettä esim. pesu- tai kasteluvetenä. Uimisen yhteydessä altistuminen on mahdollista myös sedimentissä oleville haitta-aineille, mikäli haitta-aineita sisältävää sedimenttiä sekoittuu uimapaikalla järviveteen.

Ihmisten altistuminen on mahdollista myös käytettäessä kaivosalueen ympäristössä kasvavia marjoja ja sieniä ravintona, mikäli haitta-aineita on kulkeutunut tai kulkeutuu merkittävässä määrin sellaisille alueille, joilla ravintokasveja kasvaa ja kerätään. Lisäksi altistuminen on mahdollista käytettäessä pohjavettä talousvetenä, jos haitta-aineita kulkeutuu kaivosalueelta talousvesikäytössä oleviin kaivoihin. Tämä koskee lähinnä kalliopohjaveden mahdollista kulkeutumista porakaivoihin, koska alueella muodostuvan maaperän pohjaveden määrä on pieni ja pohjavesialueet epäyhteneväisiä, joten alueen maaperäpohjavesien vaikutus haitta-aineiden kulkeutumiseen arvioidaan vähäiseksi.

3.2 Mahdolliset kulkeutumisreitit ja -mekanismit

Orijärven kaivoksen riskinarvioinnin kannalta keskeisiä vaikutuksia kerättiin yhteen riskitekijöiden tunnistamiseksi (Kuva 10) Kohdetietojen perusteella keskeisimpiä haitta-aineiden kulkeutumisreittejä ovat kaivannaisjätealueilta Orijärveen johtavat pintavesiuomat.

Sivukivialueella muodostuvat valumavedet kerääntyvät kohdetietojen ja maastohavaintojen perusteella pääosin ojastoon, joka yhtyy lopulta Orijärven Tarklahteen laskevaan Sammalojaan. Osa sivukivialueen sadevesistä voi imeytyä myös pohjavedeksi.

Ylätason rikastushiekka-alue rajautuu pohjoisosia lukuun ottamatta kallioon. Rikastushiekka-alueen valuma- ja suotovedet virtaavat siten joko suoraan vanhemman alatason rikastushiekan kosteikon läpi Orijärven Tarklahteen tai yhtyvät ylätason rhk-alueen eteläpuoleiseen Hemminginlammelta tulevaan ojaan, joka on osan vuotta kuiva. Alueen luoteiskulmalla sijaitsevan Tekolammin ylitevedet ohjataan runsasvetisinä aikoina purkuputkea pitkin rhk-alueen alatasolle, josta ne päätyvät muun pintavalunnan mukana Orijärveen. Rikastushiekka-alueen sadevesistä osa imeytyy myös todennäköisesti pohjavedeksi tai suotautuu suoraan Tarklahteen.

1.2.2021

Avolouhoksessa olevaa pintavettä kulkeutuu todennäköisesti ainakin osin kaivoksen tunneleita ja kallioperän ruhjeita pitkin ympäristöön päätyen lopulta Orijärveen. Avolouhoksen ylivuotovesi ohjattiin aiemmin purkuputken avulla louhoksen pohjoispuolella sijaitsevalle sivukivialueelle, josta valumavedet johdettiin ojien kautta Orijärveen. Purkuputki tukkeutui 2010-luvun puolivälissä eikä maastotarkasteluissa havaittu mitään selkeää uutta reittiä, jonka kautta vedet purkautuisivat. On todennäköistä, että vesi virtaa ulos louhoksesta suurempia ruhjeita pitkin kalliopohjavetenä ja suotautuu kallioperän rikkonaisempien pintaosien rakoja pitkin sivukivialueelta lähtevän ojan (SK-ojan) ja Kaivostien suuntaan.

Kaivannaisjätteiden pölyämistä voi tapahtua sivukivialueen rapautumisen suhteen pitkälle edenneiden kasojen kiviaineksen pinnoilta tai peittämättömiltä rikastushiekka-alueilta. Kaivannaisjätealueilla ei ole kuitenkaan asutusta tai muuta yleistä käyttöä eivätkä näiden alueiden peittämättömät osat ole siten alttiina pölyämistä aiheuttaville häiriöille, kuten liikenteelle. Rikastushiekka-alueen uudempi ylätaso on saanut osittain kasvillisuuspeitteen, joten pölyämisen tältä alueelta oletetaan olevan vähäistä. Aluetta on kirjallisuustietojen mukaan osittain myös pyritty peittämään sekä nurmettamaan ja Tekolammin puoleinen pato on verhoiltu kivenlohkareilla. Ylätason rikastushiekka-alueen pohjoisosassa on avoimena pidetty metsätien pätkä sekä avoin alue, johon on varastoitu todennäköisesti kiinteistön hoitoon liittyvää välineistöä. Alatason rikastushiekka-alue on muuta aluetta alempana ja sen itäosia peittää kosteikko ja pohjavedenpinta on suurimmassa osassa aluetta lähellä rikastushiekan pintaosia. Osaan alatason rhk-alueesta on myös muodostunut vanhoille rhk-alueille tyypillinen jäkälä-/sammalpeitto tai kovettunut pintakerros ja aluetta rajaavilla kumpareilla kasvaa metsää, mikä osaltaan estää pölyämistä ja pölyn kulkeutumista alueen ulkopuolelle (Kuva 12).

1.2.2021

4 KAIVOSALUEEN KOHDETUTKIMUKSET

Kohdetietojen ja alustavan käsitteellisen mallin perusteella Orijärven kaivosalueen keskeisimpänä riskitekijänä voidaan pitää kaivannaisjätealueista aiheutuvaa metallikuormitusta, joka kohdistuu Orijärveen ja sen alapuoliseen järviketjuun. Aiempien tutkimusten perusteella merkittävimpiä haitta-aineita vesistövaikutusten kannalta ovat kaivannaisjätteistä valumavesiin liukenevat kadmium, kupari, lyijy ja sinkki, joiden pitoisuudet Orijärvessä ovat jopa useita kertaluokkia yleisesti Suomen vesistöissä esiintyviä pitoisuuksia suurempia. Valumavesiin liukenevien metallien osalta merkittävimpiä päästölähteitä aiempien tutkimusten ja maastohavaintojen perusteella ovat alueen pohjoisosassa oleva sivukivialue sekä peittämättömät ja jo osin hapettuneet osat rikastushiekka-alueista.

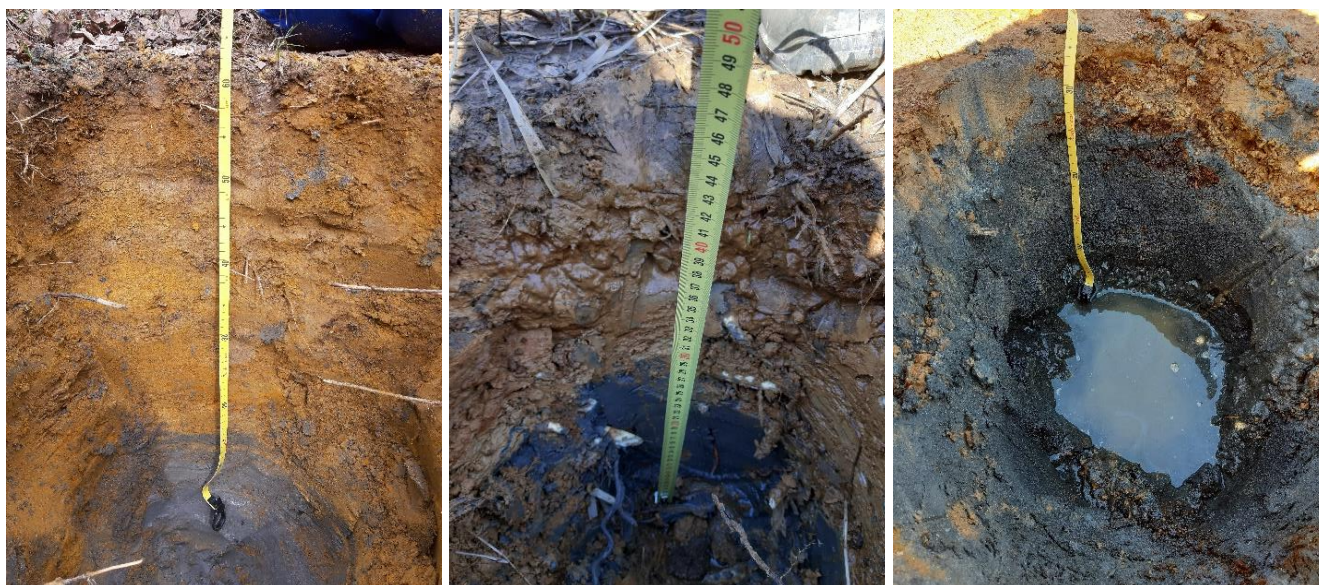
Kohdekohtainen tutkimus- ja näytteenottosuunnitelma laadittiin aiempien selvitysten ja maastokatselmuksen perusteella. Tutkimuksilla pyrittiin täydentämään aiempien tutkimusten perusteella muodostettua kuvaa kaivannaisjätealueiden aiheuttamista metallipäästöistä Orijärveen ja niiden seurauksena aiheutuvista vesistövaikutuksista. Tutkimukset kohdistettiin erityisesti kaivannaisjätealueiden purkuoihin metallipäästöjen määrittämiseksi. Tutkimuksilla pyrittiin lisäksi tarkentamaan sivukivi- ja rikastushiekka-alueiden suhteellisia osuuksia metallien kokonaiskuormituksesta sekä tunnistamaan mahdollisia muita päästölähteitä ja haitta-aineiden keskeisimmät kulkeutumisreitit. Alueella tehtiin myös kaivannaisjätteen karakterisointitutkimuksia erityisesti rikastushiekan koostumuksen ja hapettumisen selvittämiseksi ja arvioitaessa kaivannaisjätealueiden kuormitusta pitkällä aikavälillä. Riskinarvioinnissa oli tarkoitus tutkia myös pölyvaikutuksia ja metallien kertymistä kasvillisuuteen, mutta pölytutkimuksiin soveltuvia sammallajeja (kerros- ja seinäsammal) tai muita kasvilajeja löydettiin vain harvakseltaan kaivannaisjätealueiden lähistöltä, eikä näyttemäärä riittänyt analyysiin.

Näytteet analysoitiin pääasiallisesti Eurofins Labtium Oy:n akkreditoiduissa laboratorioissa Kuopiossa (kiinteät näytteet) ja Espoossa (vesinäytteet) tai niiden alihankintalaboratorioissa (osa vesimäärityksistä). Rikastushiekan mineraloginen määrittäminen tehtiin GTK:n tutkimuslaboratoriossa Espoossa. Orijärven kuormituksesta tehtiin GoldSim-kuormitusmalli, jolla tarkennettiin kuormituslähteiden osuuksia ja säästä aiheutuvaa vaihtelua kokonaiskuormituksessa sekä kuormituksen vaikutusta alapuoliseen vesistöön. Riskinarviointia täydennettiin asukaskyselyllä, jolla selvitettiin erityisesti kaivosalueen lähialueen asukkaiden (vakituiset ja kesäasukkaat) vedenkäyttöä. Tehtyjen tutkimusten lisäksi riskinarvioinnissa on hyödynnetty alueella aiemmin tehtyjä tutkimuksia ja ympäristöhallinnon pitkäaikaisen vedenlaatusurannan tuloksia (Hertta-tietokanta).

4.1 Kaivannaisjätteiden kenttä- ja karakterisointitutkimukset

Kaivannaisjätealueiden osalta pyrittiin kartoittamaan sivukivi- ja rikastushiekka-alueiden laajuus sekä selvittämään kaivannaisjätteiden rapautumisen etenemistä ja siitä aiheutuvia ympäristövaikutuksia niin pitkällä kuin lyhyellä aikavälillä (Kuvat 11–13).

1.2.2021



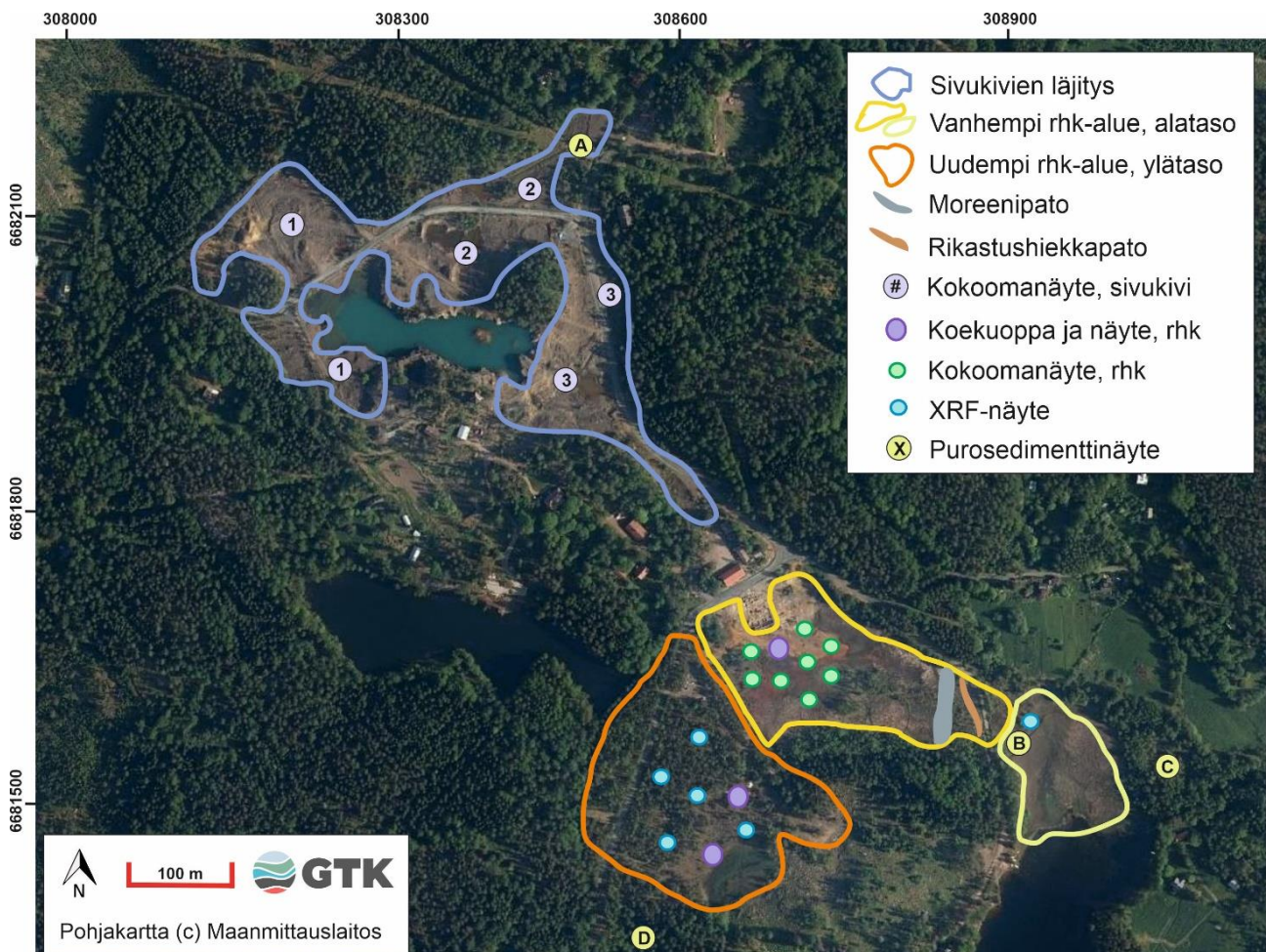
Kuva 11. Vasemmanpuolisessa kuvassa ylätason rikastushiekka-altaan lähes 60 cm syvä, kuiva ja hapettunut rikastushiekkakerros (oranssi osa). Keskimmäisessä kuvassa ylätason rhk-alueella sijaitsevan lammen läheisyyteen kaivetun kuopan profiili, jonka n. 20 cm paksu hapettunut kerros on täynnä kosteikkokasvien juuria. Oikeanpuolisessa kuvassa alatason rhk-alueen kosteata rikastushiekkaa, jonka pintaosa on hapettunut vain muutaman senttimetrin kuopan täyttyessä nopeasti vedellä (© A. Tornivaara).



Kuva 12. Vasemmanpuolisessa kuvassa ylätason rikastushiekka-alueen padon alareunasta erottuu muutamia suotovesipisteitä, joiden vesimäärät ovat pieniä, mutta liuenneiden alkuaineiden määrä vesimäärään nähden ilmeinen (saostumien värit). Oikeanpuolisessa kuvassa alatason rikastushiekka alueelle kehittynyt mattamainen orgaaninen kerros, joka vähentää rikastushiekan pölyämistä. Vastaavia sammal/jäköläkerroksia tavataan useilla vanhoilla peittämättömillä rikastushiekka-alueilla ympäri Suomea (© A. Tornivaara).

1.2.2021

Rikastushiekkojen geokemiallisen koostumuksen lisäksi näytteenoton ja kenttätutkimusten avulla pyrittiin selvittämään rapautumisen etenemistä ja rikastushiekka-alueen laajuutta (Kuva 11). Lisäksi kartoitettiin mahdollisia suotoveden purkautumispisteitä ja silmämääräisesti kasvillisuuden kehittymistä sekä peitto- ja patorakenteiden tilaa (Kuva 12). Tutkimukseen ei kuulunut kairauksia tai geofysikaalisia luotauksia eikä näin ollen esimerkiksi kaivannaisjätteen hyötykäyttöpotentiaalin arviointiin ollut käytettävissä riittävästi tutkimusaineistoa. Rikastushiekan vertikaalista rapautumista tutkittiin maaperäpiikillä ja lapion avulla kesällä 2019, jolloin alueelta kerättiin myös näytteet geokemiallisiin ja mineralogisiin analyyseihin (Kuva 13). Ylätasosta otettiin näytteet alueelta, jossa rapautuminen oli edennyt yli puoli metriä sekä läheltä lampea, jossa rapautumisen eteneminen oli huomattavasti vähäisempää. Alatason näytestä tutkittiin muuttumattoman ja muuttuneen kerroksen pitoisuudet yhdestä pisteestä, jonka lisäksi kerättiin kolme kokoomanäytettä, joihin kerättiin osanäytteet kahdeksasta eri lapiokuopasta (yksi muuttuneesta ja kaksi muuttumattomasta rhk-kerroksesta). Ylä- ja alatasolta kerättiin lisäksi muutamia lisänäytteitä, joiden alkuainepitoisuudet mitattiin käsikäyttöisellä XRF-laitteella.



Kuva 13. Sivukivi- ja rikastushiekka-alueiden sekä ojasedimenttien näytestä. Sivukivet 1: SK länsi, 2: SK pohjois ja 3: SK itä. Ojasedimentit A: SK-oja, B: AT RHK-oja, C: Sammaloja ja D: YT RHK-oja. (SK = sivukivialue, SK-oja = sivukivialueelta lähtevä oja, AT RHK-oja = alatasen rikastushiekka-alueelta lähtevä oja, YT RHK-oja = ylätason rikastushiekka-alueelta lähtevä oja).

1.2.2021

Näytteenottoa varten sivukivialue jaettiin avolouhoksen suhteen länsi-, pohjois- ja itäosiin (Kuva 13), joista jokaisesta kerättiin kokoomanäytteet tarkempia tutkimuksia varten kesällä 2019. Kivet valittiin edustamaan kunkin osan kivilajityyppien jakaumaa ja voimakkaasti rapautuneet kivet jätettiin pois. Sivukiveä on jonkin verran teiden rakenteissa sekä sijoitettuna vesipeiton alle avolouhokseen. Näytteenoton avulla pyrittiin saamaan edustava otanta alueen sivukivistä. Laboratorioanalyysien lisäksi sivukivien alkuaineiden kokonaispitoisuuksia mitattiin rapautuneesta ja tuoreesta pinnasta käsikäyttöisen XRF-analysaattorin avulla.

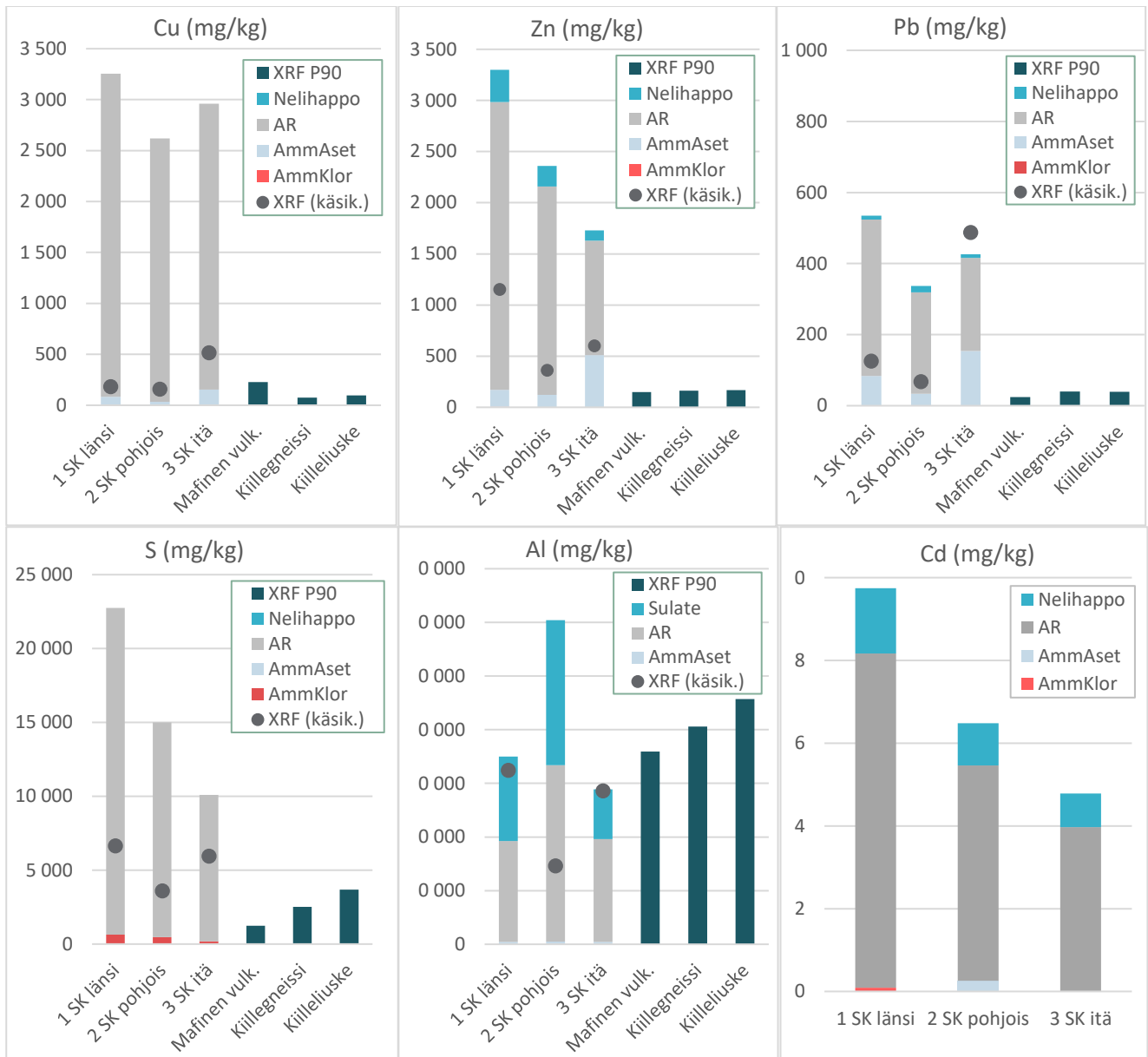
Laboratoriossa rikastushiekka- ja sivukivinäytteistä selvitettiin haitta-aineiden kokonaispitoisuudet sekä alkuaineiden jakautumista herkästi liukenevista heikommin liukeneviin osiin, eli fraktioihin, kuningasvesi- ja heikkouuttojen avulla. Lisäksi määritettiin hapontuottopotentiaalia sekä liukoisuusominaisuuksia. Rikastushiekan osalta selvitettiin myös ylä- ja alatason välisiä mineralogisia eroja. Sivukivien ja rikastushiekan mineralogiset ja geokemialliset tutkimusmenetelmät, joita tässä tutkimuksissa soveltuvin osin käytettiin, on kuvattu tarkemmin suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointia käsittelevässä ohjeistuksessa (Tornivaara et al. 2020).

4.1.1 Sivukivialueet

Orijärven avolouhoksen ympäristöön läjitetyt sivukivet sisältävät mineralogisen koostumuksensa vuoksi kuparia, sinkkiä, lyijyä, kadmiumia ja rikkiä huomattavasti alueella esiintyvien kivilajien tavanomaisia pitoisuuksia runsaammin (Kuva 14) (GTK 2008). Heikkouutossa sivukivistä liukeni etenkin sinkkiä, ja lyijyn osuus oli heikkouuttotuloksissa korkein suhteessa kunkin alkuaineen kokonaispitoisuuteen. Yleensä sulfidien osalta rapautumisherkkyys on herkimmin rapautuvasta kestävimpään: magneettikiisu → lyijyhohde/sinkkivälke → rikkikiisu/arseenikiisu → kuparikiisu → magnetiitti (oksidimineraali) (Jambor 1994). Tämä näyttäisi heijastuvan myös Orijärven heikkouuton tuloksiin (Kuva 14). Ympäröivät olosuhteet vaikuttavat kuitenkin rapautumiseen ja esimerkiksi rikkikiisusta vapautuva ferrirauta (Fe^{3+}) hapettaa raskasmetallisulfideja, ja alhaisissa pH-oloissa ($\text{pH} < 3$) myös kuparikiisua. Sulfidit rapautuvat eri tavoin ja esimerkiksi sinkkivälke muuttuu usein suoraan sinkkisulfaatiksi, kun taas lyijyhohteen reaktiossa syntyy rakeiden pintaan välituotteena anglesiittia (PbSO_4), joka on hyvin vaikealiukoista ja muodostaa kiven mineraalin pintaan suojaavan kalvon (Jambor & Blowes 1998). Tämä vaikuttaa siten myös suoto- ja valumavesien kemiaan.

Itäosan sivukivialueella sinkin ja lyijyn pitoisuuksista lähes puolet liukeni ammoniumasetaattiuutossa (Kuva 14). Uuttotulosten perusteella sinkki ja lyijy esiintyvät todennäköisesti pH:n muutoksille herkässä fraktiossa, esimerkiksi sitoutuneena kiven pinnoille muodostuneisiin saostumiin. Laboratoriotulosten ja alueella tehdyn visuaalisen tarkastelun (rapautuneet ja ruosteen väriset kivet) pohjalta länsiosan sivukivien haitta-aineiden kokonaispitoisuus oli suurin. Tulosten perustella itäosassa on pohjoisosaa enemmän sulfideja ja muita mineraaleja, jotka sisältävät lyijyä ja kuparia (esim. lyijyhohdetta ja kuparikiisua), mutta pohjoisosassa mineraaleissa on enemmän sinkkiä, kadmiumia ja rikkiä (esim. sinkkivälke, magneetti- ja rikkikiisu) kuin itäosassa.

1.2.2021



Kuva 14. Sivukivialueilta kerättyjen kokoomanäytteiden sinkki-, kupari, lyijy-, rikki-, alumiini-, ja kadmiumpitoisuudet fraktioittain esitettynä siten että vahvemmasta uutosta on vähenetty heikomman uuton tulos. Mitattuja pitoisuuksia on vertailtu taustapitoisuuden suhteen alueella esiintyvien kivilajien (kiillegneissi, felsinen ja mafinen vulkaniitti) kokonaispitoisuuksien P90-raja-arvoon (XRF), joka edustaa pitoisuuksien osalta suurimman 10 prosentin rajaa (GTK 2008). Käsi-XRF-tuloksissa on huomioitu vain sivukivien rapautumattomien pintojen tulokset.

Käsi-XRF-laitteella mitatut tulokset edustavat nelihappouuton tavoin kokonaispitoisuuksia, mutta jäävät Orijärven sivukivissä selvästi jopa kuningasvesiuutossa (AR) saatuja pitoisuuksia pienemmiksi (Kuva 14). Tästä huolimatta myös XRF-tulosten keskiarvot ovat selvästi korkeammat verrattaessa alueella esiintyviä kivilajeja koko Suomen kattavaan tilastoon kyseisten kivilajien pitoisuuksista (GTK 2008). Sivukivialueiden kokoomanäytteistä mitatut sinkki- ja kuparipitoisuudet pitoisuudet ylittivät selvästi PIMA-asetuksen (Vna 214/2007) ylemmän ohjearvon, lyijypitoisuudet alemman ohjearvon ja kadmiumpitoisuudet kynnysarvon (Taulukko 2). Rikkipitoisuus on sivukivialueen osasta riippuen 10–20-kertainen rikin kaivannaisjäteasetuksen pysyvän jätteen raja-arvoon nähden

1.2.2021

(Vna 190/2013). Tulosten perusteella Orijärven sivukiviä ei voida pitää pysyvinä (Luodes et al. 2011). Läntisen sivukivialueen mangaani- ja molybdeenipitoisuudet ovat muuta aluetta korkeammat samoin kalsiittipitoisuus (AR-uutto). Uraanin ja toriumin pitoisuudet ovat pieniä sivukivialueen kokoomanäytteissä ($U < 2 \text{ mg/kg}$ ja $Th \leq 3 \text{ mg/kg}$). Kuningasvesiuuttotulokset olivat kuparin, lyijyn ja rikin kohdalla yhtenevät kokonaispitoisuuden kanssa (nelihappouutto). Itäosan sivukivialueen kokoomanäytteelle tehtiin myös liukoisuustesti, jonka tulokset käsitellään yhdessä rikastushiekan tulosten kanssa seuraavassa luvussa (Taulukko 7).

Taulukko 2. Sivukivialueiden kokoomanäytteistä mitatut kuningasvesiuuton pitoisuudet, PIMA-asetuksen (Vna 214/2007) kynnys- ja ohjearvot sekä kaivannaisjäteasetuksen pysyvän jätteen rikin raja-arvo (Vna 190/2013). Taustaviitteenä läheisen Iilinjärven vanhan kaivosalueen kallioperän geokemian keskiarvopitoisuuksia, joissa granodioriitti kuvaa alueen kivilajien alhaisimpia pitoisuuksia ja kiilleliuske (biotite leptite) korkeimpia (Wennevirta & Papunen 1974).

Kuningasvesi	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	V	Zn	S
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
1 SK länsi	4	8	19	15	3 255	4	524	3	11	2 985	22 750
2 SK pohjoinen	3	5	12	41	2 620	15	319	11	29	2 160	15 000
3 SK itä	7	4	11	2	2 960	<2	416	7	3	1 630	10 100
Kynnysarvo	5	1	20	100	100	50	60	2	100	200	1 000
Alempi ohjearvo	50	10	100	200	150	100	200	10	150	250	
Ylempi ohjearvo	100	20	250	300	200	150	750	50	250	400	
Granodioriitti	10		12		15		21			96	350
Kiilleliuske	66		21		110		88			170	4 300

ABA-testin perusteella Orijärven alueen länsi- ja pohjoisosien sivukivet ovat happoa tuottavia. Itäosassa neutralointipotentiaalisuhde ylittää happoa tuottavan rajan ($NPR < 1$), jäädessä kuitenkin epävarmuusalueelle eli alle happoa tuottamattoman raja-arvon ($NPR > 3$) (Taulukko 3). Siten ei ole poissuljettua, etteikö AMD-riski kehittyisi myös sivukivialueen itäosassa pitkällä aikavälillä. Netteutralointipotentiaalitulokset ($NNP = 43$) tukee sivukivialueen itäosan alhaista AMD-riskiä ollen korkeampi kuin epävarman alueen raja-arvo ($NNP = -20$ – -20). Itäosan tulokseen vaikutti selvästi muuta aluetta korkeampi neutralointipotentiaali, joka voi johtua myös kokoomanäytteeseen mukaan tulleesta kalsiittipitoisemmasta kivistä.

Taulukko 3. Sivukivinäytteiden ABA-testin tulokset. Rikkianalysaattorilla mitatun kokonaisrikkipitoisuuden lisäksi taulukossa on esitetty hapontuottopotentiaali (AP), neutralointipotentiaali (NP), nettoneutralointipotentiaali ($NNP = NP - AP$) sekä neutralointipotentiaalisuhde ($NPR = NP/AP$).

ABA-testi	S %	AP	NP	NNP	NPR
1 SK länsi	2,3	71	8,4	-63	0,12
2 SK pohjoinen	1,5	53	8,3	-45	0,16
3 SK itä	1,0	34	77	43	2,3

1.2.2021

4.1.2 Rikastushiekka-alueet

Metallimalmikaivosten rikastushiekka-alueilla rikkikiisu on useimmiten merkittävin valumavesien sulfaatin lähde, sillä sen osuus malmin sisältämistä sulfidimineraaleissa on yleensä suurin. Muiden sulfidimineraalien vaikutus liittyy pääasiassa raskasmetallien vapautumiseen niitä sisältävien mineraalien rapautumisen yhteydessä. Mineralogian perusteella Orijärven kaivoksen alatasen rikastushiekka sisälsi merkittäviä määriä rikkikiisua (9,3 %) ja ylätaso rikastushiekka vähäisempiä määriä (0,5 %). Muut merkittävät hapanta valumaa (AMD) ja mahdollista metallikuormaa aiheuttavat mineraalit olivat magneettikiisu, lyijyhohde, kuparikiisu, sinkkivälke ja magnetiitti (Taulukko 4). Sulfidien hapettumisen aikaansaama huokos- ja suotovesien happamuus sekä rapautumistuotteena syntynyt ferrirauta (Fe^{3+}) kiihdyttävät mineraalien liukenemistä sekä vapauttavat niihin sitoutuneita metalleja.

Taulukko 4. Rikastushiekan rapautumisesta aiheutuvat mineralogiset muutokset ylä- ja alatasen rikastushiekka-alueiden pintaosissa. Sulfidimineraalit (vihreällä pohjalla) ovat hapettuneet, jolloin niiden osuus on vähentynyt ja vastaavasti sekundäärimineraalien (keltaisella pohjalla) osuus on kasvanut. Taulukosta ilmenee myös rikastusprosessin kehittyminen: vanhemmalle rikastushiekka-alueelle (alataso) on jäänyt huomattavasti enemmän sulfidimineraaleja kuin uudemmalle alueelle (ylätaso) ja erityisesti alatasen pintakerroksissa on vähemmän sulfideja kuin syvemmältä otetussa näytteessä. Sulfidimineraaleja on tutkittu myös Outokumpu Oy:n (1982) toimesta (keskiarvot, oikeanpuolinen sarake 'Outok. ka').

LUOKKA	YLÄTASO (0–50 cm)	YLÄTASO (> 50 cm)	ALATASO (0–5 cm)	ALATASO (5–25 cm)	ALATASO Outok. ka
	(% kokonaismassasta)				
Kvartsi	26,3	30,5	33,2	21,6	
Maasälvät	4,9	4,3	4,1	4,7	
Silikaatit	4,3	2,8	4,9	1,2	
Kiilteet	13,9	14,1	4,9	6,1	
Diopsidi/augiitti (pyrokseeni)	0,4	0,7	3,2	1,2	
Amfibolit	23,9	28,4	31,4	28,9	
Kloriitti (klinokloori)	8,4	7,9	4,4	3	
Kalsiitti/Mg-karbonaatti	ei tunnistettu	0,4	jälkiä	ei tunnistettu	
Serpentiniitti	0,5	1,9	jälkiä	0,3	
Talkki	1,1	1,9	1,2	0,7	
Rikkikiisu	jälkiä	0,5	1,2	9,3	1,3 - 10,3
Maneettikiisu	jälkiä	0,3	0,7	6,1	
Lyijyhohde	0,1	jälkiä	0,7	2,7	0,3 - 1,6
Kuparikiisu	jälkiä	jälkiä	0,9	2,8	0,7 - 1,9
Sinkkivälke	jälkiä	0,1	0,6	6,9	2,0 - 9,1
Magneetiitti/hematiitti	jälkiä	jälkiä	0,7	0,6	0,3 - 1,6
Fe-oksidi (götiitti/limoniitti)	0,4	0,1	3	jälkiä	
Ilmeniitti	jälkiä	jälkiä	0,2	0,1	
Gahniitti (Zn)	0,1	0,1	1	0,7	
K-jarosiitti	jälkiä	ei tunnistettu	0,6	ei tunnistettu	
Fe-sulfaatti	0,7	0,4	0,2	jälkiä	
Luokittelematon	14,9	5,4	4,1	2,8	
Yhteensä	100	100	100	100	

1.2.2021

Rikastushiekat sisältävät usein myös neutraloivia mineraaleja, jotka puskuroivat pH:ta reagoimalla vapaan protonin kanssa. Tämä näkyy rikastushiekassa metalli-ionien saostumisena hydroksideina ja hydroksisulfaatteina (eli ns. sekundäärisinä mineraaleina). Orijärven rikastushiekasta analysoitiin vain pieniä määriä kalsiittia (Taulukko 4), joka on reaktioherkkyytensä vuoksi yleinen ja voimakas happamuuden neutraloija. Happamissa olosuhteissa osa etenkin alumiinipitoisista silikaateista liukenee. Nämä reaktiot ovat kuitenkin paljon hitaampia kuin sulfidien ja karbonaattien reaktiot, ja siten niiden vaikutus happamuuden neutraloinnissa tapahtuu viiveellä ja on usein vähäistä (Blowes & Ptacek 1994, Dold 2000). Orijärven rikastushiekan rapautumisen eteneminen on nähtävissä selvästi muuttuneen ja muuttumattoman kerroksen mineralogisissa eroissa. Muuttuneessa pintaosassa on selvästi vähemmän sulfidimineraaleja kuin rikastushiekan syvemmissä muuttumattomassa kerroksessa, mutta sitä vastoin enemmän rapautumisessa ja saostumisessa syntyneitä sekundäärimineraaleja (Taulukko 4).

Orijärven ylä- ja alatason rikastushiekka-alueen rikastushiekan koostumuksessa on havaittavissa selkeä ero sulfidimineraalisäilytyksessä (Taulukko 4). Taulukkoon 4 on koostettu myös Outokummun (1982) kairausten mineralogisten tutkimustulosten vaihteluvälit (sis. ylä- ja alatason rikastushiekka-alueet), jotka ovat yhtenevät uusien mittaustulosten kanssa. Sulfidipitoisempaa rikastushiekkaa on todennäköisesti läjitetty myös ylätason pohjalle (Outokumpu 1981), jolloin alue on todennäköisesti ollut yhtä läjitysaluetta. Tulokset tukevat sitä, että kaivostoiminnan loppuvuosina syntynyt rikastushiekka eli ylätason päällimmäinen osa olisi läpikäynyt tehokkaamman rikastusprosessin kuin muu rikastushiekka. Tämän lisäksi ylätason rikastushiekka on pinnastaan voimakkaasti hapettunut, mikä on myös vähentänyt rikastushiekan sisältämiä sulfidipitoisuuksia. Ylätason muuttuneen kerroksen korkea luokittelemattomien mineraalien osuus (ks. Taulukko 4) johtuu todennäköisesti muuttuneiden mineraalien kirjosta tai mineraalien pinnalle saostuneista sakoista, jotka ovat vaikeuttaneet mineraalien tunnistamista.

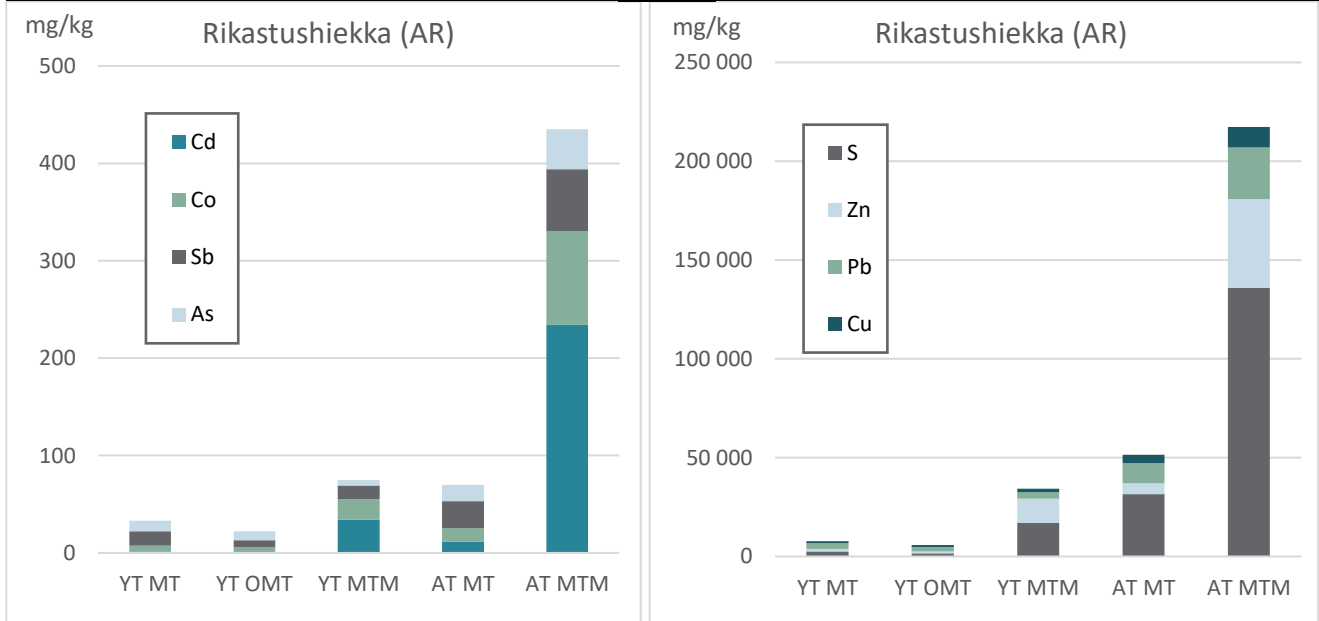
Orijärven rikastushiekka sisältää korkeita kadmiumin, kuparin, lyijyn, antimonin, sinkin ja rikin pitoisuuksia, joiden lisäksi myös kuningasvesiuuttoisen arseenin ja koboltin pitoisuudet ovat PIMA-asetuksen kynnysarvoa korkeampina (Taulukko 5). Lisäksi alatason rikastushiekassa on todettu esimerkiksi moreenin keskimääräisiä luontaisia pitoisuuksia suurempia hopean, vismutin, molybdeenin, seleenin ja volframin pitoisuuksia. Uraanin ja toriumin pitoisuudet ovat pieniä sekä ylä- että alatason rikastushiekassa ($U \leq 3 \text{ mg/kg}$ ja $Th < 6 \text{ mg/kg}$).

Kaivostoiminnan alkuvaiheessa rikastushiekkaan jäi paljon sulfideja, mikä selittää alatason rikastushiekan moninkertaisen haitta-ainemäärän ylätason rikastushiekan pitoisuuksiin verrattuna (Taulukko 5 ja Kuva 15). Selviä eroja ilmenee analyysituloksista myös hapettuneen eli muuttuneen rikastushiekan ja muuttumattoman rikastushiekan välillä. Ilman ja veden vuorovaikutuksesta pääosin sulfidimineraaleista lienneet haitta-aineet ovat kulkeutuneet suoto- ja valumavesien mukana ympäristöön. Ylätason rikastushiekka on rapautunut lähes kauttaaltaan jopa yli puolen metrin syvyyteen, alatason rapautuneisuus vaihtelee muutamasta sentistä kymmeneen senttimetriin, ollen syvimmillään rikastamon läheisyydessä alueen länsiosissa.

1.2.2021

Taulukko 5. Rikastushiekkanäytteiden kuningasvesiuutosta mitatut pitoisuudet, PIMA-asetuksen kynnys- ja ohjearvot (Vna 214/2007) ja rikin pysyvän jätteen raja-arvo (Vna 190/2013). Taustapitoisuusvertailuna on esitetty alueen maaperänäytteiden (n=33) ja niistä erotettujen (selkeiden) taustapisteiden (n=19) keskiarvot (Ewurum 2000; AAS-menetelmä) sekä Tapir-tietokantaan perustuvat keskiarvot (AR-menetelmä), johon sisällytetty kaivostornista 5 km säteellä olevat moreeninäytteet. AT=alataso, YT=ylätaso, MT=muuttunut rikastushiekka (pintaosa), MTM=muuttumaton rikastushiekka (hapettuneen kerroksen alapuolella).

mg/kg	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	V	Zn	S
määrittäysraja	0,08	0,04	1	1	1	2	5	0,2	1	1	20
YT MT	10	1	6	14	1 092	3	2 587	12	10	1 309	2 172
YT MTM	6	34	21	19	1 845	12	3 195	14	9	12 330	17 000
AT MT	17	12	14	42	4 263	<2	10 149	28	8	5 459	31 586
AT MTM	41	235	96	84	10 247	16	26 114	64	7	44 871	136 071
Kynnysarvo	5	1	20	100	100	50	60	2	100	200	1 000
Alempi ohjearvo	50	10	100	200	150	100	200	10	150	250	
Ylempi ohjearvo	100	20	250	300	200	150	750	50	250	400	
Ewurum, kaikki					142		290			359	
Ewurum, tausta					30		63			223	
Tapir, 5 km säde			4	14	14	12			20	24	

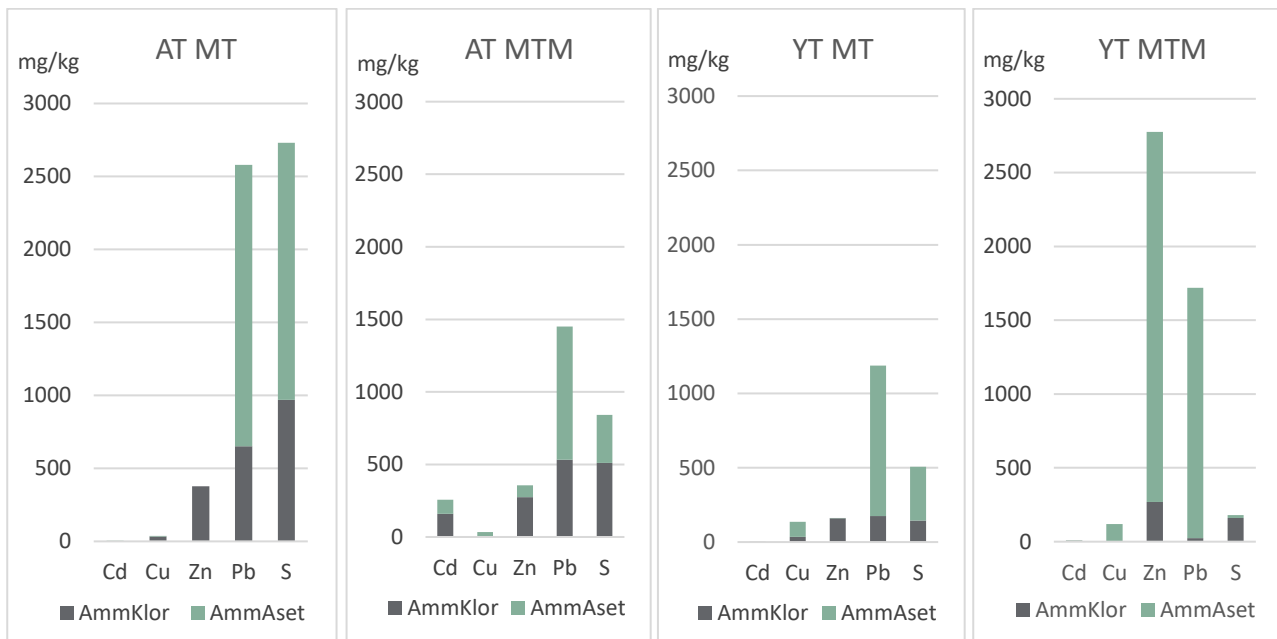


Kuva 15. Kuningasvesiuutossa saatujen alkuainepitoisuuksien yhteenlasketut tulokset niistä haitta-aineista, jotka ylittävät kynnysarvot (Vna 214/2017) tai rikin pysyvän jätteen raja-arvon (190/2013). AT=alataso, YT=ylätaso, MT=muuttunut rikastushiekka (pintaosa), OMT=osittain muuttunut välikerros, MTM=muuttumaton rikastushiekka (hapettuneen kerroksen alapuolella). Huomio: kaavioissa eri mittakaavat.

Heikkouuttokokeet vahvistavat tulkintaa haitta-aineiden liukoisuusominaisuuksista ja tulosten avulla voidaan arvioida mm. haitta-aineiden biosaatavaa osuutta. Orijärven kaksi rikastushiekka-aluetta näyttäytyvät tässäkin aineistossa hyvin erilaisina (Kuva 16). Alatason rikastushiekan pintaosat sisältävät heikosti sitoutuneempina haitta-aineina etenkin lyijyä ja rikkiä. Osa tästä määrästä on mahdollisesti heikommilla sidoksilla mineraalirakeiden pinnalle kiteytyneitä saostumia. Syvemmällä

1.2.2021

muuttumattomassa kerroksessa helposti liukoiset haitta-ainepitoisuudet kadmiumia lukuun ottamatta vähenevät. Sitä vastoin ylätasen matalammat haitta-aineiden pitoisuudet ovat muuttuneessa kerroksessa. Tämä on seurausta rikastushiekan syvälle edenneestä pitkäkestoisesta rapautumisesta, hapen etenemisen ja matalan pohjaveden pinnan takia. Pintaosan sisältämät haitta-aineet ovat suotautuneet kerroksesta pois ja mahdollisesti kiteytyneet uudelleen alempiin kerroksiin saostumina. Muuttumattoman kerroksen haitta-aineita sisältävät mineraalit eivät ole rapautuneet. Osasyynä suurempiin heikkouuttotuloksiin voidaan olettaa olevan suotovesien mukana kulkeutuvien haitta-aineiden saostuminen mineraalipartikkeleiden pinnalle olosuhteiden muuttuessa syvemmissä hapettomissa ja emäksisemmissä kerroksissa.



Kuva 16. Rikastushiekkojen heikkouuttotulosten avulla voidaan arvioida karkeasti kadmiumin, kuparin, sinkin, lyijyn ja rikin liukoisuusherkkyttä. Ammoniumkloridiuutossa (0,01 M) uuttuu lähinnä fysikaalisesti mineraalirakeiden pinnalle sitoutunut herkkäliukoinen eliöiden käytössä oleva nk. biosaatava fraktio (AmmKlor). Ammoniumasetaattiuutolla (1 M, pH 4,5) saadaan liuotettua mm. karbonaateihin pidäytyneet faasit sekä vaihtokykyinen fraktio sisältäen kemiallisesti adsorboituneet faasit ja pintakompleksit (AmmAset). AT=alataso, YT=ylätaso, MT=muuttunut rikastushiekka (pintaosa), MTM=muuttumaton rikastushiekka (hapettuneen kerroksen alapuolella).

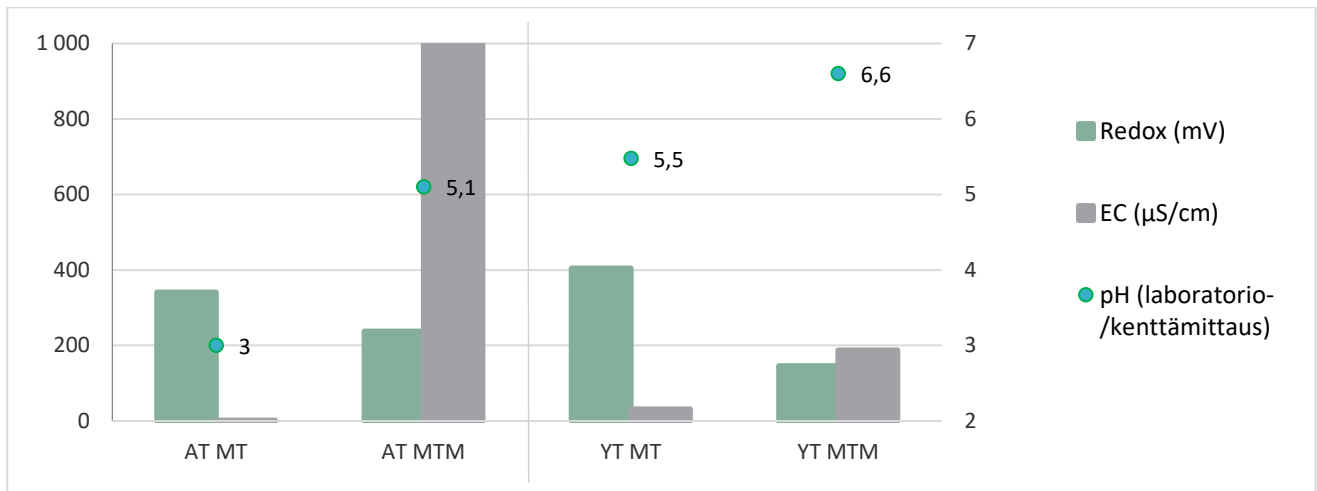
ABA-testin perusteella sekä ylä- että alatasen rikastushiekka-alueet ovat happoa tuottavia, sillä kaikkien analysoitujen rikastushiekanäytteiden neutralointipotentiaalisuhde alittaa AMD-riskiä kuvaavan rajan ($NPR < 1$) (Taulukko 6). Tosin ylätasen pintaosan muuttuneen rikastushiekan nettoneutralointipotentiaalituloks (NNP -8,5) jää epävarmuusalueelle (NNP -20–20). Kerroksesta mitattu pH-arvo on kuitenkin hyvin alhainen, samoin kerroksen rikki-pitoisuus. Tämä on seurausta pitkään kestäneestä sulfidien hapettumisesta, ja siten voidaan olettaa kerroksen hapontuoton olevan vähenemässä kerroksen sulfidimineraalien ehtymisen seurauksena. NAG-testissä kiviaineksen katsotaan olevan potentiaalisesti happoa tuottavaa, mikäli pH-arvo on pienempi kuin 4,5 (AMIRA 2002). Tulosten vertailussa ylätasen rikastushiekan muuttunutta/hapettunutta pintakerrosta lukuun ottamatta tulokset viittaavat vahvaan AMD-potentiaaliin ja ylätasen pintaosankin tulos jää hienoksestaan rajan yläpuolelle (Taulukko 6).

1.2.2021

Taulukko 6. Rikastushiekkänäytteiden ABA-testin tulokset, NAG-testin pH-arvo. Rikkianalysaattorilla mitatun rikkipitoisuuden lisäksi taulukossa on esitetty hapontuottopotentiaali (AP), neutralointipotentiaali (NP), nettoneutralointipotentiaali ($NNP=NP-AP$) sekä neutralointipotentiaalisuhde ($NPR=NP/AP$). Alatason muuttuneen pintakerroksen NPR-arvoa ei ole laskettu negatiivisen neutralointipotentiaalin takia. AT=alataso, YT=ylätaso, MT=muuttunut rikastushiekka (pintaosa), MTM=muuttumaton rikastushiekka (hapettuneen kerroksen alapuolella).

Rikastushiekka	pH	S %	AP	NP	NNP	NPR	NAGpH
AT MT	4,26	3,06	97	-8,5	-106		2,57
AT MTM	5,70	12,6	404	2,5	-402	0,01	2,67
YT MT	2,97	0,38	11	2,5	-8,5	0,23	4,52
YT MTM	4,57	1,72	54	12,8	-42	0,24	3,19

Rikastushiekasta mitattiin kenttämittareilla pH, sähkönjohtokyky (EC) sekä hapetus-pelkistyspotentiaali (Redox) (Kuva 17). Alatasolta mitattiin selvästi ylätasoa alhaisemmat pH-arvot, ja hapettuneen kerroksen pH:n keskiarvo oli 3. Pintakerrosten alhaisemmat pH-arvot ovat seurausta sulfidien hapettumisesta vapautuvista vetyioneista (H^+). Lisäksi muuttuneelle kerrokselle on tyypillistä korkea hapetus-pelkistyspotentiaali. Muuttumattoman kerroksen korkea sähkönjohtokyky on seurausta todennäköisesti suuremmista metallipitoisuuksista ja vesipitoisuudesta, mikä näkyy etenkin alatason kerroksissa, joiden huokosvedessä voidaan olettaa olevan myös runsaasti vapaita metalleja.



Kuva 17. Rikastushiekka-alueilta mitatut rikastushiekkakerrosten sähkönjohtokyky (EC), hapetus-pelkistys-potentiaali (Redox) ja pH-arvo. AT=alataso, YT=ylätaso, MT=muuttunut rikastushiekka (pintaosa), MTM=muuttumaton rikastushiekka (hapettuneen kerroksen alapuolella).

Itäosan sivukivialueen kokoomanäytteelle sekä rikastushiekka-alueen ala- ja ylätasoon muuttumattomille rikastushiekkänäytteille tehtiin liukoisuustestit alkuaineiden lyhyen aikavälin liukoisuuden ja sulfaatin muodostumisen selvittämiseksi (Taulukko 7). Sivukiven liukoisuustestitulokset (CEN/TS 14405) olivat matalat, sitä vastoin rikastushiekka-alueen alatason muuttumattoman kerroksen kadmiumpitoisuus ylitti yli kymmenkertaisesti vaarallisen jätteen raja-arvon ja lyijypitoisuus oli raja-arvoon nähden puolitoistakertainen. Sinkin liukoisuus ylitti kummankin rikastushiekkänäytteen osalta tavanomaisen jätteen raja-arvon. Liukoisuustesti antaa kuvan lähinnä lyhyen aikavälin kuormituspotentiaalista, eikä siten mittaa luotettavasti kaivannaisjätteiden kuormitusta pitkällä

1.2.2021

aikavälillä, kuten nyt saatujen tulosten ja kaivosalueen purojen vesituloksia vertaamalla voidaan päätellä. Siten pitkän aikavälin liukoisuudesta saadaan tarkempaa kuvaa esimerkiksi NAG-testistä syntyvien uutteen analysoinnilla (ICP-OES). NAG-testissä rikastushiekka- ja sivukivinäytteistä uutui runsaasti kuparia, lyijyä, sinkkiä, rikkiä ja kadmiumia. Alatason rikastushiekan pitoisuudet ovat muita näytteitä selvästi korkeampia, ainoana poikkeuksena ylätason lyijypitoisuus (Taulukko 7).

Ylätason rikastushiekan pH-arvo pysyi liukoisuustestissä lähes neutraalina. Alatason rikastushiekan pH laski alle 5 ja sivukiven alle 6 (Taulukko 7). Nettohapontuottotestissä (NAG-testi) uutteen pH-arvot olivat huomattavasti tätä alhaisemmat ja yhteneväisemmät (pH 2,7–3,2). Alhaiset pitoisuudet tukevat olettamusta kaivannaisjätealueen AMD-potentiaalista, NAG-testissä kiviaineksen katsotaan olevan potentiaalisesti happoa tuottavaa, kun pH-arvo on < 4,5 (AMIRA 2002).

*Taulukko 7. Rikastushiekan liukoisuus- ja NAG-testin uutteen tulokset (ICP-OES-tekniikka), sekä eri kaatopaikkatyyppien raja-arvot (Vna 331/2013). Taulukosta on jätetty pois tutkimuskohteen kannalta epäoleelliset alkuaineet (Ba, Hg, Mo, Cl) ja yhdisteet, joiden tulokset jäivät alhaisiksi. AT=alataso, YT=ylätaso, MTM=muuttumaton rikastushiekka (hapettuneen kerroksen alapuolella), SK=sivukivi. *Rikkitulos (S), NAG-testi ei määrittele sulfaattia.*

Eri kaatopaikkatyyppien raja-arvot				Liukoisuustesti			NAG-testin uute		
L/S 10 l/kg (Vna 331/2013)				(CEN/TS 14405)			(AMIRA 2002)		
mg/kg	Pysyvä jäte	Tavanomainen jäte	Vaarallinen jäte	AT MTM	YT MTM	1 SK itä	AT MTM	YT MTM	1 SK itä
As	0,5	2	25	<0,05	<0,05	<0,05	0,2	<0,1	<0,1
Cd	0,04	1	5	77	1,0	<0.02	671	40	8,2
Cr (kok)	0,5	10	70	<0,05	<0,05	<0,05	2,3	0,9	<0,5
Cu	2	50	100	<0,05	<0,05	<0,05	6 570	916	2 700
Ni	0,4	10	40	0,6	0,2	<0,05	9	8	1
Pb	0,5	10	50	78	2,1	<0,05	460	497	110
Sb	0,06	0,7	5	0,1	<0,05	<0,05	0,1	<0,04	<0,04
Se	0,1	0,5	7	<0,05	<0,05	<0,05	7,9	3,9	3,2
Zn	4	50	200	156	112	<7,3	35 100	8 140	2 720
F ⁻	10	150	500	1,7	43	3,1			
SO ₄ ²⁻	1 000 ¹⁾	20 000	50 000	881	445	933	32 700*	12 100*	11 850*
			pH LS2	4,61	6,62	5,68	pHNAG		
			pH LS8	4,82	7,01	5,23	2,67	3,19	2,81

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

1.2.2021

Etenkin vanhoissa kaivoskohteissa rikastuskemikaalien ei arvioida olevan kovin merkittäviä riskitekijöitä, koska rikastuskemikaalit pidättyvät suurimmaksi osaksi rikasteisiin ja jätteisiin jäävä osa hajoaa läjitysvaiheessa yleensä haitattomaan muotoon. Tällaisia ovat mm. malmikiven vaahdotuksessa yleisesti käytetyt ksantaattiyhdisteet, joiden jäämät rikastushiekkajätteessä hajoavat läjityksen aikana hydrolyytisesti rikkihiileksi (CS₂), joka haihtuu ilmaan. Orijärvellä ei ole myöskään viitteitä Au-malmien rikastuksessa käytetystä syanidista. Ympäristölle ja etenkin vesieliöille myrkyllinen Syanidi hajoaa nopeasti mm. hapen vaikutuksesta, eikä tästä syystä aiheuta yleensä ympäristölle pitkäkestoisia vaikutuksia. Orijärven kaivoksen rikastusprosessi on päättynyt yli 65 vuotta, joten rikastuskemikaali-jäämien ei katsota aiheuttavan nykytilanteessa ympäristöhaittoja.

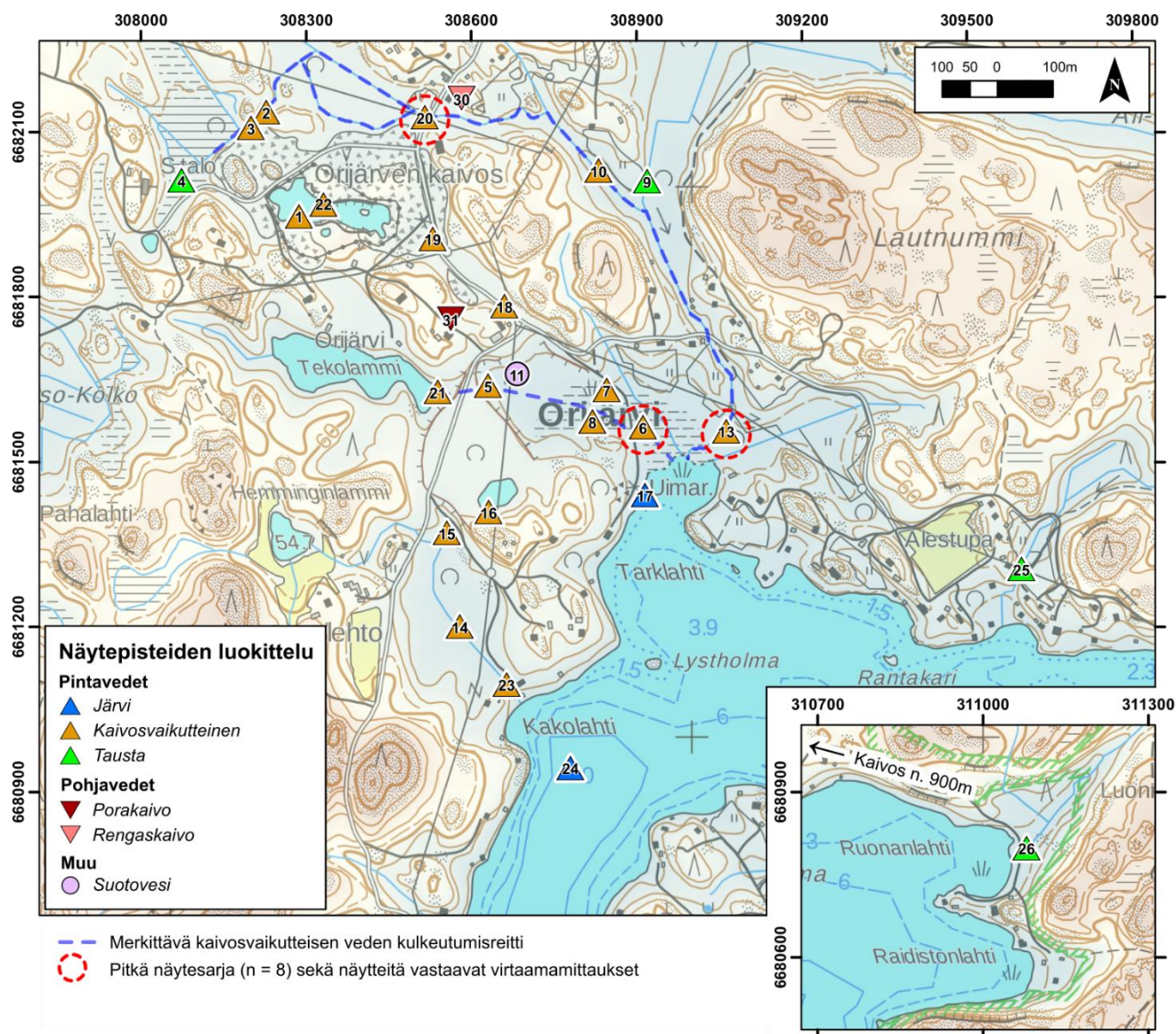
4.2 Pintavesitutkimukset

Kahdella ensimmäisellä näytteenottokerralla touko- ja syyskuussa 2019 vesinäytteitä otettiin laajasti rikastushiekka- ja sivukivialueiden sekä avolouhoksen ympäristöstä (Liite 2). Tällöin yksittäisiä näytteitä kerättiin alueen uomista, lätäköistä, avolouhoksesta, Orijärvestä sekä rikastushiekkaan kaivetusta kuopasta (suotovesi). Lisäksi alueen luonnollisen taustapitoisuuden sekä mahdollisten muiden kuormituslähteiden selvittämiseksi otettiin vesinäytteet neljästä taustapisteestä. Yksi taustapiste sijaitsi sivukiviojan yläjuoksulla ennen ojan virtaamista sivukivialueen läpi, yksi piste Sammalojan yläjuoksulla ennen kuin sivukivioja yhtyy Sammalojaan ja kaksi Orijärven vastakkaiselta rannalta purkautuvissa ojissa (Mato-oja ja Myllysuonpuro). Pitkäaikaisen kuormituksen selvittämiseksi pintavesinäytteenotto kohdennettiin näiden kahden ensimmäisen näytteenoton jälkeen kolmeen ojaan, jotka kokoavat suurimman osan sivukivi- ja rikastushiekka-alueiden valumavesistä ja johtavat ne Orijärveen. Näistä pisteistä otettiin vesinäytteet yhdeksän kertaa ja virtaamat silloin kuin vettä oli riittävästi mittausta varten. Sammalojasta mitattiin virtaama yksitoista kertaa, RHK-ojasta kymmenen kertaa ja SK-ojasta yhdeksän kertaa. Seurantatuloksia käytettiin kuormituslaskelmien mallinnuksessa (Kappale 5.2). Marraskuussa 2019 otettiin lisäksi vesinäytteet kahdesta kaivosalueen välittömässä läheisyydessä sijaitsevasta talousvesikaivosta pohjaveden laadun selvittämiseksi (Liite 2).

Näytteenottosuunnitelman mukaan tarkoituksena oli selvittää vedenlaadun pitkäaikaista muutosta myös ylätasen rikastushiekka-alueen pohjoispuolella olevasta, Kakolahteen johtavasta ojasta. Rikastushiekka-alueen penkereissä ei kuitenkaan havaittu selkeitä suotovesikohtia, minkä lisäksi Kakolahteen johtava oja oli seurantajakson aikana yhtä näytteenottokertaa lukuun ottamatta kuiva, joten oja jätettiin pois seurannasta. On kuitenkin mahdollista, että rikastushiekka-alueelta saattaa suotautua haitta-aineita maaperän pohjaveden mukana Kakolahdelle johtaviin ojiin ja sitä kautta Orijärveen. Koska molemmat rikastushiekka-alueet rajautuvat pääosin kallioon sekä Orijärveen, mahdollisen pohjavesikuormituksen määrä arvioitiin kuitenkin pieneksi. Ojasta otetun yhden näytteen perusteella ei voida vielä tehdä suuria johtopäätöksiä, mutta koska uoma oli pääosan vuodesta kuiva ja pitoisuudet näytteessä alhaisia, voidaan olettaa, että kuormitus järveen Kakolahden kautta virtaavien pintavesien kautta on pientä. Pohjaveden laadun syvällisempi tarkastelu edellyttäisi pohjavesiputkien asentamista.

Uomista ja suotovesipainanteista vesinäytteet otettiin suoraan pulloihin. Avolouhoksesta ja Orijärvestä vesinäytteet otettiin noutimen avulla useammalta syvyydeltä mahdollisen kerrostumisen tutkimista varten. Oja- ja järvesinäytepisteiden sijainnit sekä ajankohdat on esitetty alla olevissa kuvissa ja taulukoissa (mm. Kuva 18 ja Taulukko 8).

1.2.2021



Kuva 18. Karttakuva tutkimuksessa kerättyjen vesinäytteiden ottopaikoista. Kohteiden kuvaukset, koordinaatit sekä kustakin kohteesta kerättyjen näytteiden lukumäärä on esitetty taulukossa 8 kartan numeroinnin mukaisesti. Maastokartta ja maankorkeusdata ovat Maanmittauslaitoksen aineistoa.

Vesinäytteistä määritettiin haitta-aineiden (mm. metallit, metalloidit, sulfaatti) liukoiset ja kokonaispitoisuudet. Vesinäytteet käsiteltiin tarvittaessa hapottamalla ja suodattamalla kentällä heti näytteenoton jälkeen mahdollisen muuttumisen ehkäisemiseksi. Samasta syystä vesistä mitattiin näytteenoton yhteydessä pH, hapen määrä ja kyllästyneisyysaste, redox-potentiaali, sähkönjohtavuus sekä alkaliniteetti. Orijärven syvänneäytteenoton yhteydessä samat parametrit mitattiin eri kohdista ja syvyyksiltä Tarklahden ja Kakolahden alueilla. Lisäksi avolouhokseen, seurantaajiin sekä sivukivialueen muihin ojiin asennettiin mittauslaitteita määrittämään sähkönjohtavuuden ja pinnankorkeuden pitkäaikaisia muutoksia vesissä.

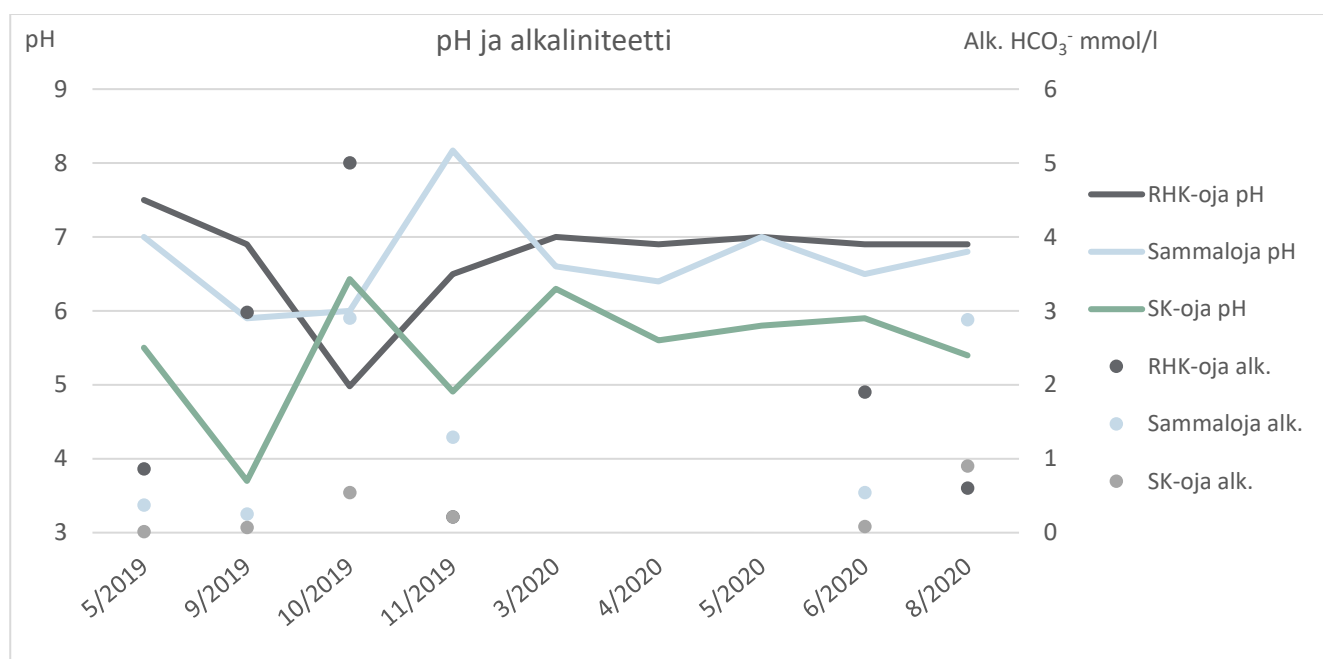
1.2.2021

Taulukko 8. Tutkimuksessa kerättyjen vesinäytteiden ottopaikat. Taulukon ID-sarake vastaa kartan (Kuva 18) näytteenottopaikkojen numerointia. Eniten näytteitä ($n = 8$) on kerätty pisteistä 6, 13 ja 20 (korostettu taulukossa siniharmaalla), joista on toteutettu myös säännöllisiä virtaamamittauksia hankkeen aikana.

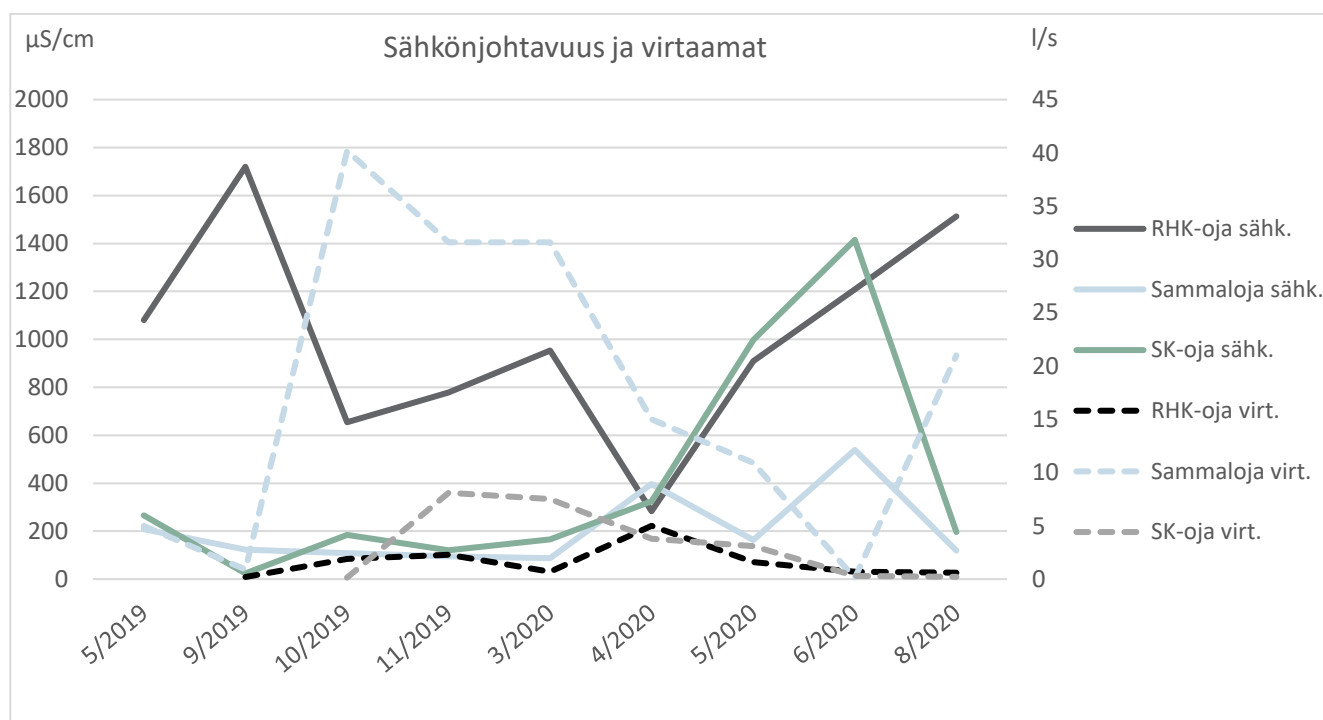
ID	lkm	X (ETRS-TM35FIN)	Y (ETRS-TM35FIN)	Paikan kuvaus
1	2	308286	6681947	Louhoksen pintavesi. Näyte nro. 2 otettu 15 m syvyydeltä. Vedenlaatu vastaa pintaa.
2	2	308227	6682136	Kauempaa sivukivikasan takana olevien ojien yhtymäkohta.
3	2	308199	6682107	Heti sivukivikasan takaojien yhtymäkohdan jälkeen.
4	2	308073	6682012	Tausta. Sivukivialueen takapuolisen ojan yläjuoksu, ennen pisteitä 2 ja 3.
5	2	308630	6681639	Tekolammin purkuputken päästä alatason rhk-alueen puolella.
6	8	308884	6681580	Alatason rhk-alueelta Orijärveen johtava uoma. Tiestä järven puolelta. (RHK-oja)
7	2	308861	6681624	Alatason rhk-alueen eteläinen patoputki.
8	2	308855	6681569	Alatason rhk-alueen pohjoinen patoputki.
9	2	308913	6681974	Tausta. Orijärveen johtava oja, yhtyy sivukivialueelta tulevaan ojaan (piste 10).
10	2	308826	6682016	Sivukivialueelta virtaavan ojan alajuoksu Orijärven pohjoispuolella.
11	1	308683	6681659	Alatason rhk-alueen suotovesi kaivetusta kuopasta.
12	3	-	-	Nollanäyte. MilliQ vettä. Suodatettu ja käsitelty muiden näytteiden tavoin.
13	8	309063	6681556	Orijärveen laskeva oja (pisteiden 9 ja 8 alajuoksu). (Sammaloja)
14	2	308579	6681201	Kakolahden oja.
15	2	308555	6681372	Ylätason rhk-alueen eteläpuolen oja. (YT RHK-oja)
16	1	308631	6681409	Ylätason rhk-alueen päällä oleva lämpäre.
17	2	308915	6681440	Orijärven vesi uimarannalta.
18	2	308659	6681783	Tienvarsioja pohjoispuoli, mahdollinen sivukivi-/louhosvalunta.
19	2	308529	6681906	Sivukivialueella oleva lämpäre. Isompi lämpäre lähempänä louhosta.
20	8	308515	6682127	Sivukivialueelta lähtevä oja. Pisteiden 2 ja 3 jälkeen, ennen 10 ja 11. (SK-oja)
21	1	308539	6681628	Tekolammin purku. Tekolammin puolelta. Vastaa pistettä 5.
22	1	308286	6681947	Louhos 40 m syvyydeltä.
23	1	308664	6681096	Kakolahden oja, lähempänä järveä.
24	1	308779	6680944	Orijärvi 10 m syvyydeltä.
25	1	309599	6681306	Tausta. Mato-oja.
26	1	311079	6680799	Tausta. Myllysuonpuro.
30	1	308582	6682161	Yksityistalon kaivo (rengaskaivo).
31	1	308562	6681760	Lämminvesivaraajan jälkeen kartanolta (porakaivo).

Orijärven vanhaa kaivosaluetta ympäröivät vedet olivat pääsääntöisesti neutraaleja ja lähinnä sivukivialueen puroissa, ojissa ja lätäköissä pH oli paikoin alhaisempi (Kuva 19). Vesistä määritettiin myös alkaliniteetti, eli veden puskurointikyky happamoitumista vastaan. Kuten jo aiemmissa tutkimuksissa on todettu, huolimatta satunnaisesta vesien happamoitumisesta ympäröivissä ojissa, Orijärven kaivosaluetta ympäröivien pintavesien puskurointikyky on luokiteltu erinomaiseksi, minkä vuoksi myös Orijärven pH on pysynyt neutraalina. Orijärveen laskevassa Sammalojassa alkaliniteetti kohosi välillä korkeaksi ja puskurointikyky oli koko tutkimusjakson erinomainen (Kuva 19). Pääosa tämän joen vedestä tulee kaivosalueen ulkopuolelta ja ojassa oli kuivinakin aikoina suhteellisen paljon vettä. Koska alueen kallioperässä on karbonaatteja, on todennäköistä, että nämä puskuroivat luontaisesti vesien happamuutta. Toisaalta sivukivialueen ojien vesimäärät olivat pääosin pienemmät kuin rikastushiekka-alueen ojissa ja uomissa, mikä voi myös osaltaan vaikuttaa vesien korkeampaan happamuuteen. Sähkönjohtavuus oli koko mittausjakson selkeästi korkein rikastushiekka-alueelta tulevissa vesissä (Kuva 20). Sähkönjohtavuus korreloi ($r = 0,877$) kaikissa pisteissä sulfaattipitoisuuksien kanssa, Sammalojassa myös kaliumin ($r = 0,979$) sekä magnesiumin ($r = 0,988$) kanssa.

1.2.2021



Kuva 19. Seurantaajista jakson aikana mitatut pH:n ja alkaliniteetin muutokset Orijärven kaivosalueen ympäristössä.



Kuva 20. Seurantaajista jakson aikana mitatut sähkönjohtavuudet ja virtaamat Orijärven kaivosalueen ympäristössä.

Kaikissa kolmesta ojamittauspisteestä otetuissa näytteissä pitoisuuksiltaan merkittävimpien haitta-aineiden (Cu, Cd, Pb, SO_4 , Zn) pitoisuudet olivat selvästi koholla verrattuna alueen ojavesien tavanomaisiin taustapitoisuuksiin (Kuva 21). Kobolttin pitoisuudet olivat koholla etenkin yksittäisissä SK-ojan vesinäytteissä, mutta pitoisuserot taustapisteiden vesiin verrattuna eivät olleet yhtä merkittäviä kuin muilla haitta-aineilla. Toisaalta, vaikka kobolttia esiintyi kaivannaisjätteissä (Taulukko 5 ja Kuva

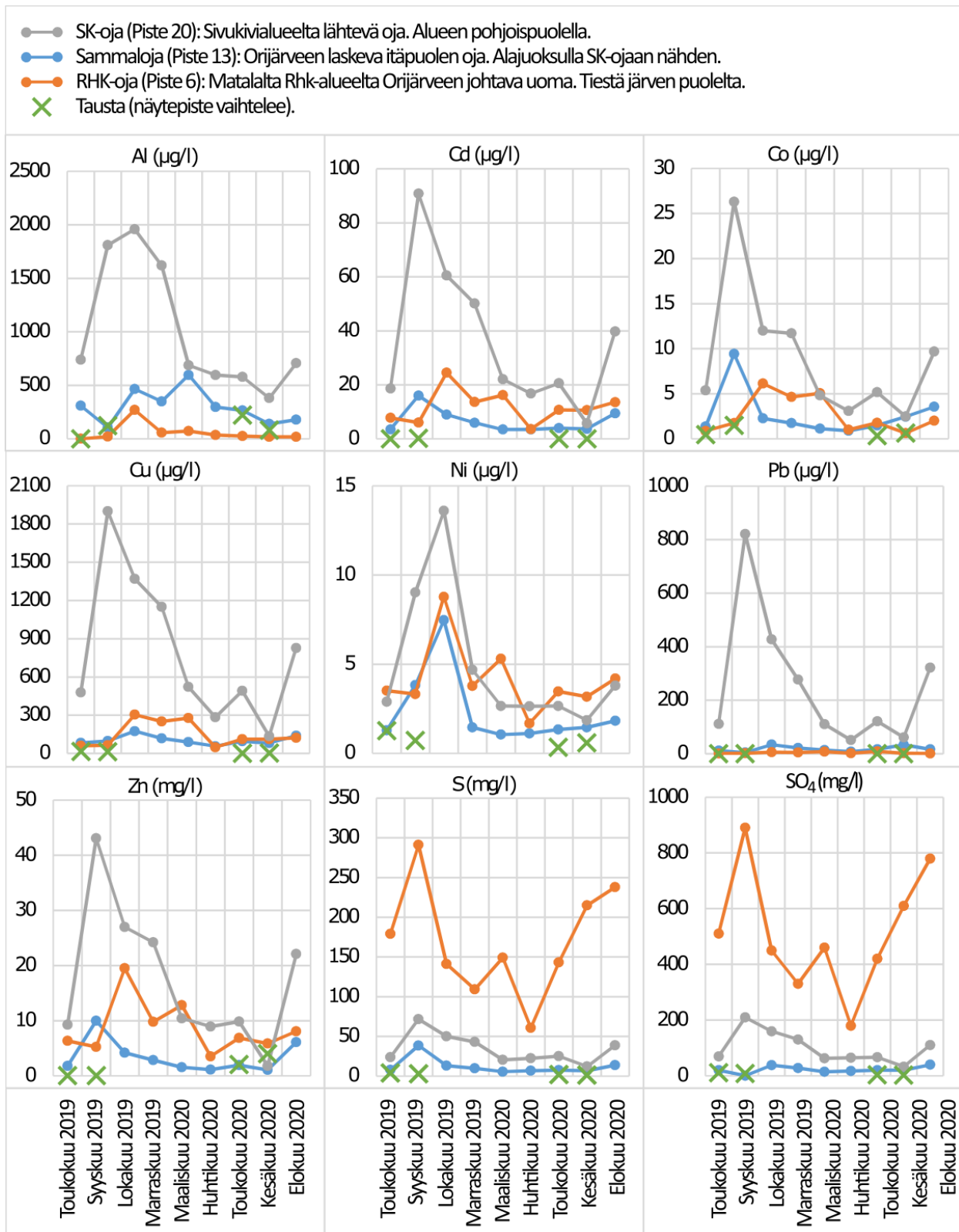
1.2.2021

15), sitä ei liennut merkittävässä määrin rikastushiekan liukoisuus- ja NAG-määrittelyssä (Taulukko 7). Vaikka arseenia esiintyi jonkin verran sivukivissä (Taulukko 2) ja rikastushiekassa (Taulukko 5), sen liukoisuus rikastushiekasta oli alhainen (Taulukko 7) ja pitoisuudet vesissä pieniä (Liite 2). Myös nikkelin pitoisuudet vesissä alittivat sille asetetut ympäristölaatunormit (EQS = 21 µg/l). Antimonin pitoisuudet jäivät jokaisessa näytteessä alle määritysrajan (2 µg/l). Alumiinin pitoisuudet olivat rikastushiekka-alueen ja Sammalojan näytteissä taustapitoisuuksien tasolla. Korkeimmat alkuainepitoisuudet mitattiin pääosin sivukivialueen ojavedessä. SK-ossa pitoisuudet myös vaihtelivat eniten, ollen korkeimmillaan syksyllä 2019. Rikastushiekka-alueen vaikutus taas näkyi erityisesti korkeimpina rikin ja sulfaatin pitoisuuksina. Alkuaineiden liukoissa ja kokonaispitoisuuksissa ei havaittu lyijyä lukuun ottamatta suurta eroa ja haitta-aineet esiintyvät vesinäytteissä pääosin liukoissa muodossa. Lyijy esiintyi liukoissa vain sivukivialueella (~70 %), kun taas Sammalojassa (~56 %) ja etenkin rikastushiekka-alueen ojaissa (~29 %) se esiintyi kiintoainekseen sitoutuneena. Lyijyn liukoisuutta vesissä säätelee pH, joten happamammat vedet voivat olla syynä lyijyn liukoisuudelle sivukivialueella.

Aikaisempien tutkimusten (Salonen et al. 2006) mukaan Orijärven pohjasedimentteihin on kertynyt huomattavissa määrin myös kromia sekä vanadiinia. Tämä ei näy vesikemiassa, vaan niiden pitoisuudet ovat avolouhoksen pohjaa lukuun ottamatta joko taustan mediaanipitoisuuksien tasolla tai sen alle (Cr = 0,41 µg/l, V = 0,80 µg/l) (Liite 2). Vanadiinin pitoisuudet ovat kasvaneet sedimenteissä vasta 1980-luvun lopulla (Salonen et al. 2006) ja pysyneet sen jälkeen korkeina. Koska analyysien perusteella myöskään rikastushiekassa ja sivukivissä ei esiinny merkittävässä määrin vanadiinia, voidaan olettaa, että vanadiinin päästölähde on todennäköisesti jokin muu kuin Orijärven vanhat kaivannaisjätealueet. Kromia esiintyy jonkin verran myös kaivannaisjätteissä, joten sen kulkeutumista kaivannaisjätealueilta ei voida täysin poissulkea. Etenkin virtaamamittauksissa ja sähkönjohtokykytuloksissa oli havaittavissa luontaista vuodenaikaisvaihtelua, virtaamien ollessa kesäkuukausina alhaisimmillaan nousi sähkönjohtokyky todennäköisesti vähäisemmän vesimäärän aiheuttaman metallien korkeamman konsentraation myötä (Kuva 20).

Orijärvestä otetuissa vesinäytteissä kadmiumin, kuparin ja sinkin pitoisuudet olivat selvästi tavanomaisia järviveden taustapitoisuuksia suurempia. Sulfaatin ja rikin pitoisuudet olivat Orijärvessä Suomen järvivesien taustapitoisuuksien tasolla (15 mg/l, Kauppi et al. 2013). Sinkin pitoisuudet ylittivät esimerkiksi latvajärvien tavanomaiset sinkkipitoisuudet (1–8 µg/l; Lahermo et al. 1996) yli satakertaisesti, minkä lisäksi kadmiumin pitoisuudet ylittivät noin kymmenkertaisesti aineelle asetetun pintavesien ympäristölaatunormin (AA-EQS = 0,08 µg/l). Muiden alkuaineiden ja epäorgaanisten yhdisteiden pitoisuudet Orijärven vesinäytteissä olivat pääosin pieniä ja lähinnä alumiinin pitoisuus kasvoi syvemmällä järven syvännepisteessä (Taulukko 9). Orijärven kahdesta rannan läheisyydessä sijaitsevasta näytestä otettujen näytteiden välillä metallipitoisuuksissa ei ollut suurta vaihtelua ja pitoisuudet vastasivat viime vuosina järven keskiosasta otettujen seurantanäytteiden tuloksia (Hertta-tietokanta). Myös SYKE:n seurannan mukaan järvivedessä alkuaineiden pitoisuudet ovat olleet pääosin pieniä ja lähes kaikissa on myös ollut laskeva trendi 1990-luvun lopulta lähtien (Luku 5.5; Taulukko 26). Sähkönjohtavuus, pH sekä alkaliniteetti ovat pysyneet pääosin samalla tasolla Orijärven havaintopisteessä eri syvyyksillä (1 m ja 10 m, Kuva 22). Tässä tutkimuksessa tehdyissä mittauksissa pH, redox ja sähkönjohtavuus pysyivät samalla tasolla (pH 6,9–7,3; EC 45,2–47,8 µS/cm; redox 146,2–148,7 mV) eri syvyyksillä ja eri osissa Tarklahtea ja Kakolahtea.

1.2.2021

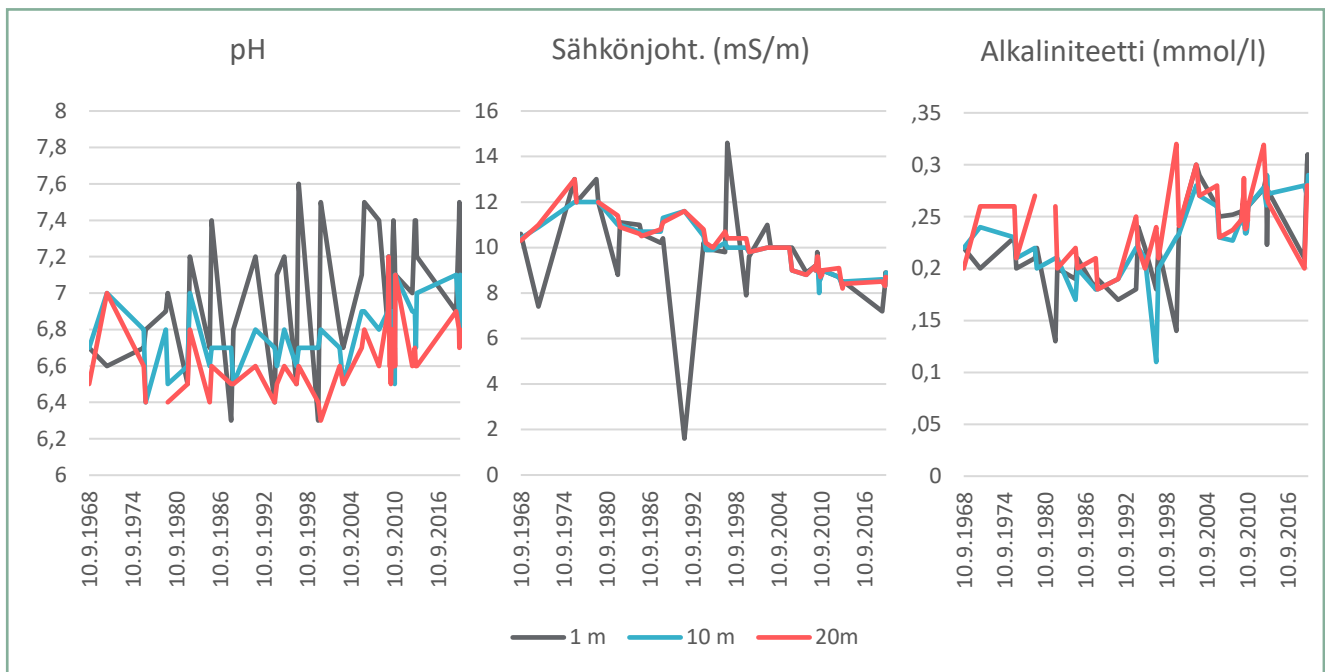


Kuva 21. Kolmesta virtaamamittauspisteestä mitattuja alkuaineiden liukoisia pitoisuuksia. Alarivissä Zn, S ja SO₄ yksikössä mg/l. Muut muuttujat µg/l. Vuoden 2019 taustapitoisuudet edustavat kaivoksen yläpuolisia oja. Vuoden 2020 taustanäytteet ovat Orijärven laskevista Mato-ojasta ja Myllysuonpurosta. Pisteiden sijainnit ja kuvaukset on esitetty taulukossa 8 ja kuvassa 18.

1.2.2021

Taulukko 9. Orijärven uimarannalta ja syvänteestä otettujen vesinäytteiden pitoisuudet. *Alumiinin analysointi 5/2019 epätarkemmalla ICP-OES-tekniikalla, johtuen korkeista pitoisuuksista.

	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	S	SO ₄	Zn
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Uimaranta 5/2019	<200*	0,88	0,09	0,23	20,1	0,4	5,79	16	0,56
Uimaranta 9/2019	13,8	0,72	0,15	<0,2	13,2	0,15	5,66	17	0,4
Orijärvi 10 m 4/2020	129	0,95	0,15	0,44	23,2	1,65	5,37	14	0,58

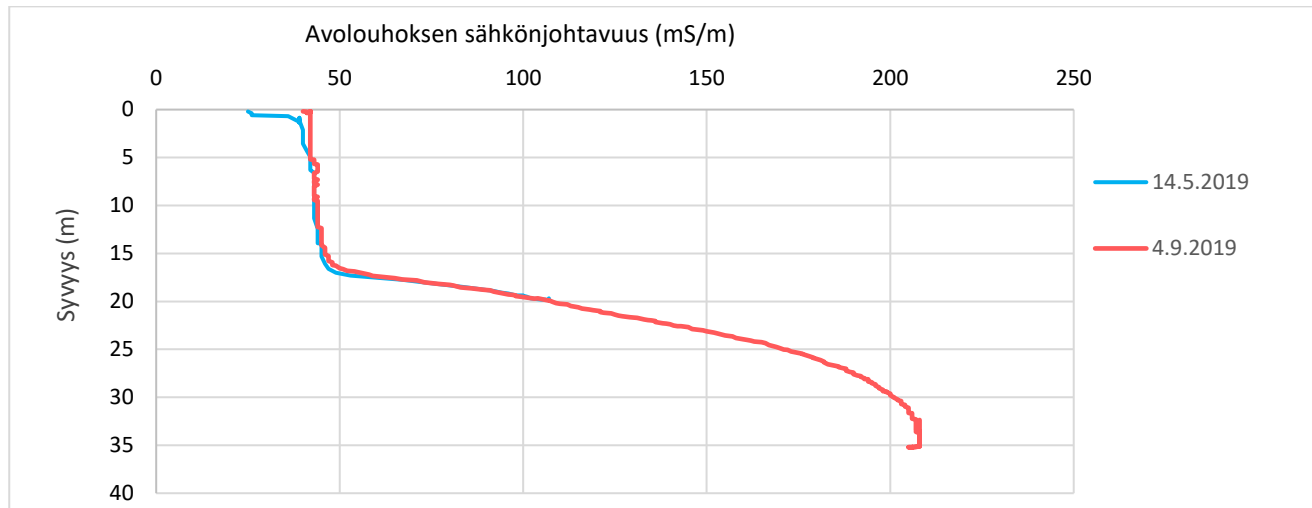


Kuva 22. Orijärven sähkönjohtavuuden (EC) ja pH:n (vas. akseli) ja alkaliniteetin (oik. akseli) vaihtelu vuosien 1968–2019 välillä (Lähde: Hertta-tietokanta).

Avolouhoksesta otettiin vuonna 2019 näytteet avolouhoksen pintavedestä 1 m ja 15 m syvyyksiltä sekä läheltä pohjaa 40 metrin syvyydeltä (Taulukko 10). Samalla mitattiin veden sähkönjohtavuuden sekä lämpötilan muutokset syvyyden funktiona mahdollisen kerrostumisen tutkimista varten (Kuva 23). Touko- ja syyskuussa sähkönjohtavuus kohosi noin 17 metrin syvyydellä (50–200 mS/m), mikä osoittaa selkeää veden kerrostuneisuutta. Kerrostuneisuus myös todennäköisesti estää veden sekoittumista louhoksessa. Myös hapen määrässä ja kyllästyneisyydessä sekä hapetus-pelkistyspotentiaalissa näkyi selkeä ero pinnan ja pohjan välillä. Pinnalla oli oletetusti hapekasta vettä, kun taas pohjalla vallitsivat pelkistävät olosuhteet, joissa sekä hapen määrä että kyllästyneisyysaste tippuivat puoleen. pH-arvo vaihteli vähän, ollen pinnalla 5,9 ja pohjalla 6,5. Kuparin, kadmiumin, lyijyn sekä sinkin pitoisuudet olivat korkeampia pinnalla kuin pohjalla. Pinnalla ne esiintyivät pääsääntöisesti liukoisenä, pohjalla kiintoainekseen sitoutuneena. Rautaa ei pinnalla ollut lähes lainkaan ja myös sulfaatin pitoisuudet olivat selkeästi korkeammat pohjalla kuin pinnalla. Metallien vähäinen määrä, pelkistävät olot sekä

1.2.2021

raudan liukoisuus pohjanäytteissä viittaavat todennäköisesti sulfaatin pelkistymiseen ja metallien saostumiseen niukkaliukoisina yhdisteinä louhoksen pohjalle. Pinnalla ei ole kovinkaan paljoa magnesiumia, mangaania tai orgaanista ainesta, jotka raudan ohella edesauttaisivat metallien saostumista ja sitoutumista, minkä vuoksi ne pysyvät vedessä liukoissa muodossa.



Kuva 23. Avolouhoksen sähkönjohtavuuden vaihtelu syvyyden funktiona.

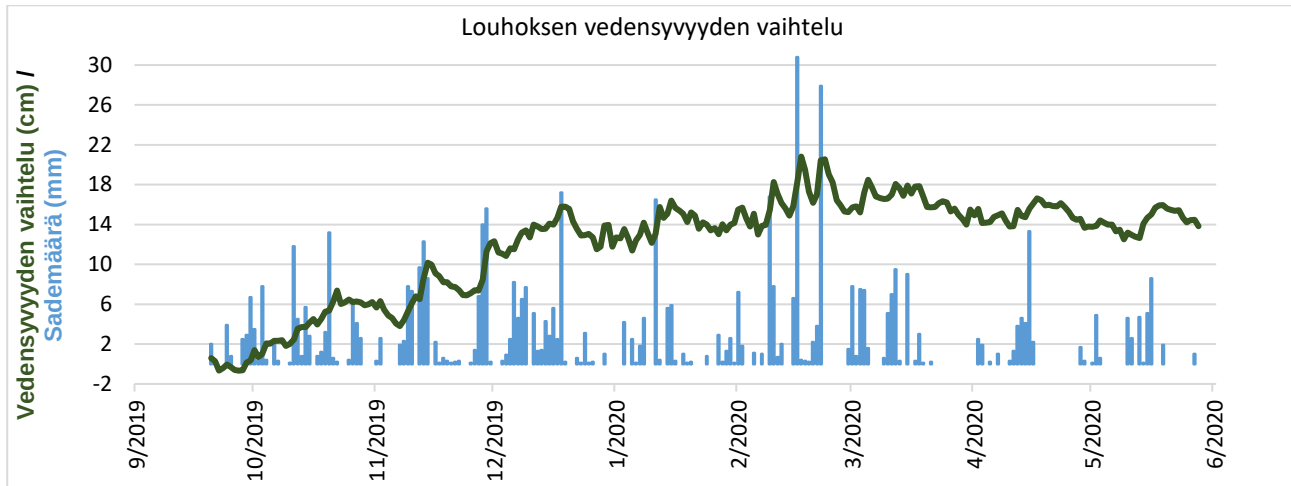
Taulukko 10. Avolouhoksesta vuonna 2019 mitatut alkaliniteetti (alk.), pH, hapetus-pelkistymispotentiaali (ORP), hapen kyllästyneisyys (%) ja pitoisuus sekä rauta-, kupari-, kadmium-, lyijy-, sinkki- ja sulfaattipitoisuudet. liuk.=liukoinen, kok.=kokonaispitoisuus. < määrittämissuoran alapuolella.

	Alk.	pH	ORP	Happi		Fe		Cu		Cd		Pb		Zn		SO ₄
						liuk.	kok.	liuk.	kok.	liuk.	kok.	liuk.	kok.	liuk.	kok.	
	mmol/l		mV	%	mg/l	μg/l		μg/l		μg/l		μg/l		mg/l		mg/l
Louhos 1 m 5/2019	0,06	6,50	254	100	11,3	<0,03	0,09	976	1040	43,2	41,2	168	180	19,7	20,5	180
Louhos 15 m 9/2019	0,18	5,86	238	87	8,56	<0,03	0,17	890	856	51,1	45	223	296	21,8	23,1	240
Louhos 40 m 9/2019	7,83	6,48	18,9	46	4,61	25,3	27,9	43,7	16,1	2,12	0,53	9,85	16,8	0,57	<0,01	950

Tällä hetkellä avolouhoksen ylivuotoputki on tukossa eikä ole täysin selvää, minne vedet avolouhoksesta päätyvät tai tulisiko purkuputken aukaisemisesta lisäkuormitusta sivukivioihin ja sitä kautta Orijärveen. Louhoksen vedenkorkeutta seurattiin tutkimusjakson ajan VanEssen Instrumentsin CeraDiver DI701 -vedenpaineloggerilla. Painemittausten ilmanpainekompensaatio toteutettiin Ilmatieteenlaitoksen Salon Kiikalan lentokentän sääaseman ilmanpainemittausten avulla. Lentoasema sijaitsee n. 27 km Orijärveltä pohjoiseen. Vertailemalla paineanturin tuloksia ja sääaseman ilmanpainetta, mittausten väliseksi Pearsonin korrelaatiokertoimeksi saadaan 0,92 (korrelaatiossa 1 osoittaa täydellistä positiivista korrelaatiota ja 0 korrelaation puuttumista kokonaan), joten ilmanpainekompensaation kannalta pitkän etäisyyden vaikutus mittaustuloksiin voidaan olettaa pieneksi. Kuvassa 24 esitetty vedensyvyiden vaihtelu on suhteessa mittausten alun vedenpinnan tasoon 20.9.2019, jonka voidaan olettaa olleen kuivan kesän loppupuolella alhaisella tasolla.

1.2.2021

Vedenpinta on noussut ajankohtaan verrattuna n. 21 cm, ollen korkeimmillaan helmikuun 2020 puolenvälin tienoilla kahden voimakkaan sateen jäljiltä. Helmikuun jälkeen vedenpinta on laskenut hitaasti melko vähäsateisen kevään aikana aina mittausjakson loppuun (28.5.2020) saakka.



Kuva 24. Avolouhoksen vedenpinnantason vaihtelu verrattuna sademääriin. Louhoksen painemittaukset on toteutettu VanEssen Instrumentsin CeraDiver DI701 -vedenpaineloggerilla, jonka tarkkuus on valmistajan mukaan $\pm 0,5$ cmH₂O ja mittausresoluutio 0,2 cmH₂O. Painemittauksia toteutettiin 15 minuutin välein, mutta tulokset on esitetty kuvaajassa yhden päivän keskiarvoina.

Ilmatieteenlaitoksen Orijärveä ympäröivien kolmen sääaseman (Salo Kiikalan lentokenttä, Salo Kärkkä ja Lohja Porla) keskiarvona sadanta on koko mittausjaksolla ollut noin 908 mm. Etelä-Suomessa karkeasti puolet sadannasta voidaan olettaa haihtuvaksi. Laskettaessa jäljellejäävä sademäärä louhoksen pinta-alalle, saadaan noin 4 500 kuutiota. Louhoksen pinta-alan voidaan karkeasti arvioida olevan 1 ha, jolloin 21 cm muutos vedenkorkeudessa tarkoittaa vesimäärässä noin 2100 kuutiometriä. Täten louhoksesta on mittausjakson aikana poistunut noin 2400 kuutiota vettä. Maastotarkasteluissa ei kuitenkaan olla edes runsasvetisinä aikoina havaittu selkeitä ylivuotoreittejä. Täten voidaan olettaa veden virtaavan osin ulos louhoksesta kalliopohjavetenä, sekä osin suotautuvan kallioperän rikkonaisempia pintaosia pitkin SK-ajan ja Kaivostien oijen suuntaan.

4.3 Pohjavesitutkimukset

Kaivosalueen maakerrokset ovat pääosin ohuita, joten alueella ei oleteta muodostuvan merkittävässä määrin pohjavettä. Kaivannaisjätealueilla tai avolouhoksesta ei suurella todennäköisyydellä ole vaikutusta alueen maaperäkaivojen veden laatuun, vaan mahdolliset laatumuutokset johtuvat muista päästölähteistä (ml. pintaveden pääsy kaivoon) tai luontaisesti korkeista maaperän ja kallioperän taustapitoisuuksista. Maanalaisen kaivoksen ja avolouhoksen vesien virtaussuuntia ei tunneta tarpeeksi hyvin, jotta mahdolliset vaikutukset kalliopohjavesikaivoihin kaivosalueen ympäristössä voitaisiin sulkea pois. Vanhojen kallioperätutkimusten sekä lentogeofysikaalisten aineistojen perusteella voidaan kuitenkin arvioida, ettei kallioperässä esiinny merkittävää rakoilua, jota pitkin avolouhoksesta tai maanalaisista tunneleista pääsisi virtaamaan merkittävässä määrin vettä poravesikaivoihin. Alueelta on tunnistettu kaksi siirrosvyöhykettä. Toinen vyöhyke kulkee pohjoiseteläsuuntaisesti päättyen Tarklahteen, ja toinen luoteiskaakkosuuntaisesti avolouhoksen eteläpuolelta päättyen Seljänalaiseen. Kuten luvussa 4.2 todetaan, on louhoksen vesitase karkeasti laskettuna voimakkaasti negatiivinen (n. 2 400 kuutiota mittausjakson aikana), joten iso osa louhoksen

1.2.2021

vedestä todennäköisesti päätyy kalliopohjavedeksi. Louhoksen pohjalla olevat tunnelit ovat edelleen avoimet, joten vedellä on kallion kanssa suhteellisen paljon kontaktipinta-alaa, josta se voi päästä kalliorakoihin.

Kaivosalueelle ei ole asennettu pohjaveden tarkkailuputkia, joten riskinarviointia varten otettiin pohjavesinäytteet kahdesta yksityisestä kaivosalueen välittömässä läheisyydessä sijaitsevasta kaivosta (Kuva 18). Toinen kaivoista oli vakituisesti talousvesikäytössä oleva porakaivo ja toinen maaperäkaivo. Molemmista kaivoista otettiin yksittäiset vesinäytteet, joissa ei todettu talousvedelle asetettujen laatuvaatimusten ylittäviä haitta-ainepitoisuuksia (Taulukko 11). Porakaivossa havaittiin korkeahko, mutta kuitenkin laatuvaatimukset alittava kuparipitoisuus. Tämä johtuu todennäköisesti alueen kallioperän luontaisesti tavanomaista korkeammasta kuparin pitoisuudesta. Kaikki kaivosvesipitoisuuksista määritetyt pitoisuudet on esitetty liitteessä 2.

Taulukko 11. Kaivosvesitutkimuksessa analysoidujen alkuaineiden liukoiset ja sulfaatin kokonaispitoisuudet Orijärven kaivoksen läheisyydessä.

Kaivon tyyppi	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Pb	S	SO ₄	Zn
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Rengaskaivo	3,95	0,5	0,03	0,1	<0,2	2,36	0,06	7,76	21	0,01
Porakaivo	1,44	2,17	0,04	0,05	<0,2	183	1,25	30	83	0,21
STM ¹	200*	10,0	5,0	-	50	2 000	10	-	250*	-

¹ Sosiaali- ja terveysministeriön talousvedelle asettamat laatuvaatimukset ja -suositukset (461/2000).) *Suositukset on merkattu asteriskilla.

4.4 Sedimenttitutkimukset

Orijärven sedimenttinäyte pyrittiin ottamaan läheltä aiemmissa tutkimuksissa käytettyä näytepistettä (Salonen et al. 2006). Sedimenttinäytteenoton tarkoituksena oli selvittää kaivosalueelta Orijärven kulkeutuvien metallien kertymistä sedimenttiin viimeisimmän 15–20 vuoden aikana, koska tältä ajanjaksolta ei ollut saatavissa aiempaa tutkimustietoa. Näytteenotto suunniteltiin toteutettavaksi talvella, koska järvisedimenttinäytteiden otto onnistuu yleensä helpoiten jäältä. Talven 2019–2020 lumi- ja jäättilanne oli sen verran heikko, että näytteenotto siirtyi kevääseen 2020 ja näytteet otettiin veneestä käsin. Näytteenottopisteen valinta kuitenkin epäonnistui ja näytteenotin osui todennäköisesti eroosiovyöhykkeeseen, sillä cesium-ajoitustulosten perusteella sedimentin pintaosa (1–2 cm syvyydeltä) edusti 1980-luvun puoliväliä, jossa näkyi selvästi Tšernobylin onnettomuuden aiheuttaman radioaktiivisen laskeuman piikki. Tästä syystä riskinarvioinnissa on käytetty Orijärven sedimenttitietojen osalta ainoastaan aiempia tutkimustuloksia.

Purosedimenttinäytteitä otettiin sivukivialueelta ja rikastushiekka-alueilta lähtevistä neljästä ojasta läheltä vesinäytepisteitä, joista mitattiin myös virtaamat (pisteet 6, 13 ja 20; Kuva 15). Lisäksi yksi ojasedimenttinäyte otettiin ylätasen rikastushiekkakanavan takaa lähtevästä ojasta (piste 5; Kuva 15). Näytteenotolla selvitettiin jätealueilta kiintoaineen mukana huuhtoutuvaa haitta-ainekuormitusta ja toisaalta niiden sitoutumista uomien pohjasedimentteihin. Uomien pohjasedimentit kuvastavat järvisedimenttiä paremmin alueilta tällä hetkellä lähtevää kuormitusta ja sitä sääteleviä tekijöitä (mm. pH, redox, orgaanisen aineksen määrä).

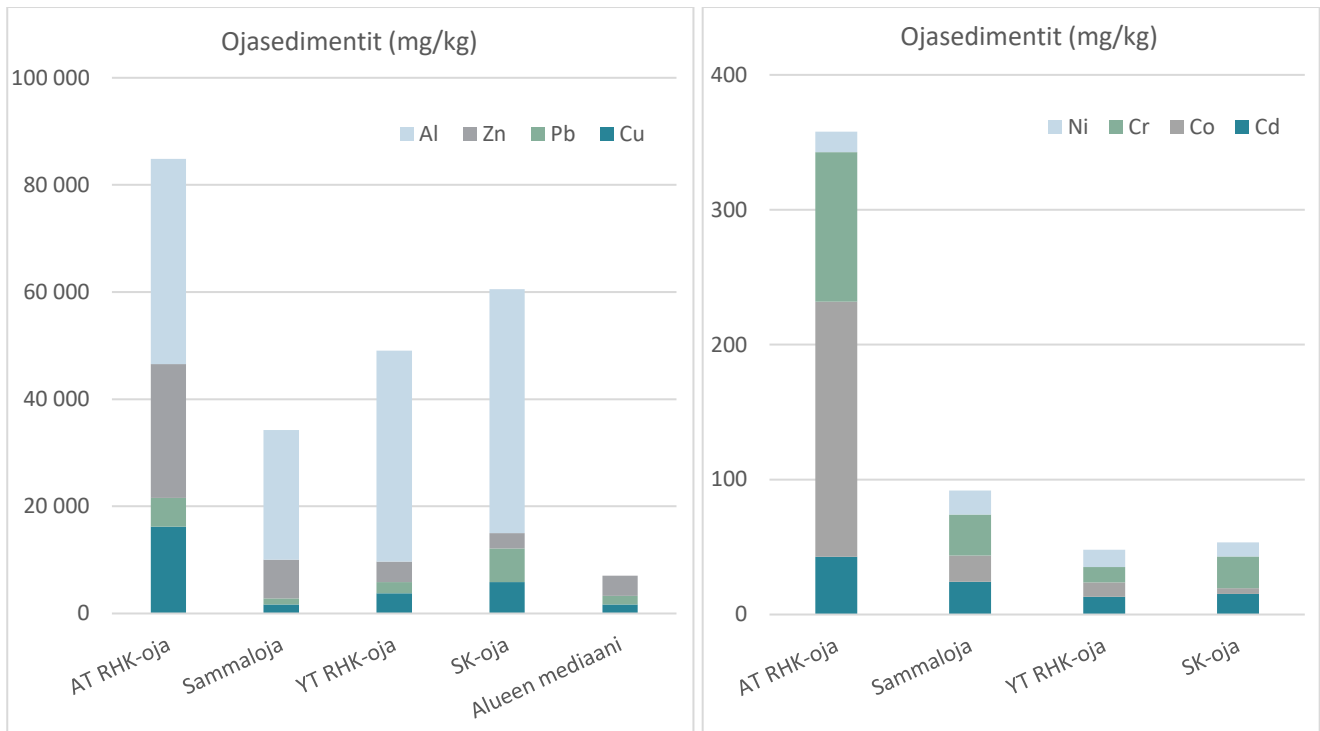
1.2.2021

Kaikkien uomien sedimentoitumisolosuhteet poikkeavat hyvin paljon toisistaan. Sammaloja kokoa sekä sivukivialueelta tulevan valuman että Orijärven pohjoispuolelta tulevat valumavedet ja johtaa ne Orijärveen. Sammaloja on kolmesta pisteestä suurin ja profiililtaan selkeärajaisin, johon ei muita tutkimuspisteitä suuremman virtaaman vuoksi kerry paljoakaan sedimenttiä ennen järven läheisyydessä tapahtuvaa uoman tasoittumista. Sivukivialueelta virtaava SK-oja kerää valumavesiä sekä sivukivialueelta että läheisistä metsistä useampien ojien kautta tulevat vedet. SK-oja on leveydeltään melko vaihteleva ja sen virtaamat ovat pääosin alhaisia. Uoma on kauttaaltaan paksujen sedimenttikerrosten täyttämä ja vapaata vesipintaa on vähän. Lisäksi pohjasta irtoaa paljon irtainta ainesta veteen pohjaa vähänkin kosketettaessa. Kesäisin uoma on pääosin kasvillisuuden peitossa. RHK-oja kokoa pääosan rikastushiekka-alueelta tulevasta valumasta ja johtaa ne kosteikon läpi Orijärveen. Uoma ei ole kovinkaan selkeäpiirteinen, vaan valuma jakautuu tierummun jälkeen laajalle alueelle. Tätä tutkimusta varten päädyttiin mittaamaan selkeärajaisinta uomaa, josta suurin osa vedestä virtaa. RHK-oja on leveydeltään vaihteleva ja matala. Suurella todennäköisyydellä uoman ja sitä ympäröivän kosteikon pohja on pääosin vanhaa rikastushiekkaa. Uomaa lukuun ottamatta RHK-oja on kortteen täyttämää. RHK-ojan vesi on pääosin melko kirkasta ja pohjasta irtoaa vähän sedimenttiä virtaamaa mitattaessa.

Rikastushiekka-altaalta lähtevän ojan sedimentissä mitattiin alueen korkeimmat kadmium-, koboltti-, kromi-, kupari- ja sinkkipitoisuudet. Korkeat pitoisuudet johtuvat todennäköisesti ojan sijoittumisesta Tarklahden kaislikkoon kerääntyneen rikastushiekan päälle, jolloin ojaan kulkeutunut materiaali voi edelleen olla vuorovaikutuksessa pohjan rikastushiekan kanssa. RHK-ojan näytteeseen on voinut tulla mukaan, varovaisesta näytteenotosta huolimatta, liejuun sekoittunutta mutta lahdenpohjaan alun perin kerrostunutta rikastushiekkaa. Alumiinin pitoisuudet ojasedimenteissä olivat kaikissa näytteissä korkeita. Rikastushiekkaojan sedimenttien korkeat haitta-ainepitoisuudet korreloivat mm. raudan, magnesiumin, kalsiumin ja mangaanin kanssa. Toisaalta haitta-aineiden pitoisuudet RHK-ojan vesissä olivat sivukiviojaan verrattuna melko alhaiset. Onkin oletettavaa, että haitta-aineet saostuvat oksihydrokseina uomien pohjille. Lyijyn ja kuparin pitoisuudet pienenevät sedimentissä SK-ojan ja sen alajuoksulla sijaitsevan Sammalojan välillä. Sinkin ja koboltin pitoisuudet taas ovat Sammalojan sedimentissä kaksi kertaa suuremmat kuin SK-ojassa. Vesitulosten mukaan ainoastaan sivukivialueella lyijy esiintyy pääosin liukoissa muodossa, kun muualla sen kokonaispitoisuudet ovat selkeästi liukoisia pitoisuuksia suurempia. Kupari, koboltti ja sinkki esiintyvät vesissä pääsääntöisesti liukoissa muodossa. Kupari sitoutuu helposti orgaaniseen ainekseen, jota hehkutushäviön mukaan SK-ojassa on miltei 70 %, mikä voisi osaltaan selittää pitoisuuseroja. Lyijyn ja koboltin liukoisuutta taas säätelee erityisesti pH, mutta niiden saostumista edistää myös orgaanisen aineksen, raudan, magnesiumin sekä kalsiumin määrä vedessä. Sinkki ei liuettuaan sitoudu kovinkaan helposti, mutta muodostaa emäksisessä ympäristössä rikin kanssa pysyviä sinkkisulfideja. Ojaveden pH:n muutos SK-ojan ja Sammalojan välillä voisi osaltaan selittää lyijyn, koboltin ja sinkin pitoisuuseroja sedimenteissä.

Orijärven kaivosalueella on tehty vuosituhattenvaihteessa (Ewurum 2000) laaja ojasedimenttitutkimus, jossa määritettiin sedimentin Cu-, Fe-, Mg-, Zn-, Mn-, Pb- ja Ca-pitoisuuksia. Tutkimustuloksista lasketun laajemman alueen ojasedimenttien mediaanipitoisuuksiin (n=15, Kuva 25) verrattuna sekä tämän tutkimuksen että aiemman tutkimuksen kupari-, sinkki- ja lyijypitoisuudet ovat kaivannaisjätealueiden läheisyydessä moninkertaisia.

1.2.2021



Kuva 25. Alumiinin, sinkin, lyijyn, kuparin, nikkelin, kromin, koboltin ja kadmiumin pitoisuudet (mg/kg) Orijärven ojan sedimenteissä vuonna 2019 (tyyppihappoliuos, EPA 3051 + ICP-OES/MS-tekniikka). Alueen mediaani koostuu 15 näytestä (Eworum 2000).

4.5 Virtaamamittaukset

Ympäristökuormituksen määrittämiseksi yksittäisten pintavesiuomien virtaamia seurattiin säännöllisesti kolmessa tarkkailtavassa ojasta säännöllisestikoko seurantajakson ajan (Kuva 26). Virtaamat mitattiin silloin kuin vettä oli riittävästi mittausta varten. Sammalojasta mitattiin virtaama yhdeksän kertaa, RHK-ojasta kahdeksan kertaa ja SK-ojasta seitsemän kertaa. Virtaamamittaukset toteutettiin ensimmäistä Sammalojan mittausta lukuun ottamatta SonTek FlowTracker-mittalaitteella. Ensimmäinen Sammalojan mittaus toukokuussa 2019 tehtiin ns. räätipadolla.

Virtaamamittaukset aloitettiin aina uoman poikkileikkauksen mittaamisella ja merkkamalla mittauskohdat uoman yli asetetun narun avulla. Mittauksia tehtiin 10 cm välein uomien halki. Mittauksissa käytettiin yksipistemetodia, jolloin nopeus on mitattu $0,6 \times$ uoman syvyydeltä. Ensimmäisillä mittauskerroilla todettiin, että etenkin sivukiviojassa uoman löyhät pohjasedimentit hankaloittivat huomattavasti veden syvyyden mittaamista, koska mittalaite painui syvälle sedimenttiin mittauksen aikana. Seuraavilla mittauskerroilla painumisongelma ratkaistiin mittaamalla veden syvyys ennen mittausta mittatikulla. Tällöin mittalaitteen saattoi antaa painua sedimenttiin vapaasti ja syvyys pysyi paremmin vakiona koko mittauksen ajan. Mittaukset toteutettiin pääsääntöisesti ainoastaan yhden kerran uoman profiilin halki, kun todellisuudessa olisi suositeltavaa toistaa mittauksia aina useita kertoja ja varmistaa yksittäisten mittauksen olevan keskenään samaa suuruusluokkaa. Mittauksia kuitenkin toistettiin satunnaisesti ja kaikissa tapauksissa tulosten havaittiin olevan 5 % sisällä toisistaan. Mittauskohdat pyrittiin valitsemaan ohjeiden (kts. esim. Korhonen 2007, SYKE 2020) mukaisesti niin, että mittauskohdissa uoma oli mahdollisimman suora, kasvillisuus vähäistä ja pohjanmuodot selkeät. Tästä huolimatta etenkin uomissa oleva kasvillisuus häiritsi mittauksen

1.2.2021

toteuttamista kaikissa kolmessa mittauspaikassa. Jos yksittäisessä mittauksessa esiintyi virheitä, kyseinen mittaus yritettiin toistaa uudelleen kahdesti. Suurin osa virheistä liittyi joko edellä mainittuun häiritsevään vesikasvillisuuteen, mittalaitteen väärään asentoon tai vedessä olevien mittaukseen vaadittavien partikkelien vähyyteen.



Kuva 26. Orijärven kaivosalueen seurantapuroiksi valikoitui kenttätutkimuksissa kolme puroa, joiden virtaamia seurattiin vesinäytteenottojen yhteydessä. Vasemmanpuolisessa kuvassa SK-oja (© K. Turunen), keskimmaisessa kuvassa Sammaloja (© A. Tornivaara) ja oikeanpuolisessa kuvassa RHK-oja (© A. Tornivaara).

Kolmesta mittapistestä mittaukset olivat helpoimpia toteuttaa Sammalojassa. Veden virtaus oli mittauskohdassa selkeää ja melko laminaarista sekä loppusyksystä että kuivaan aikaan loppukesällä. Vesikasvillisuus on kohteessa melko vähäistä, oletettavasti voimakkaasta virtauksesta ja soraisesta pohjasta johtuen. Uoma on mittauskohdassa muodoltaan selkeä, joskin melko jyrkkäreunainen. Virtaama saattoi siis olla kohteessa kohtalaista myös uoman reunojen lähellä. Tällaisissa uomissa virtaaman tulos perustuu voimakkaammin mittalaitteen tekemään rantainterpolaatioon, joka aiheuttaa pientä epävarmuutta tuloksiin.

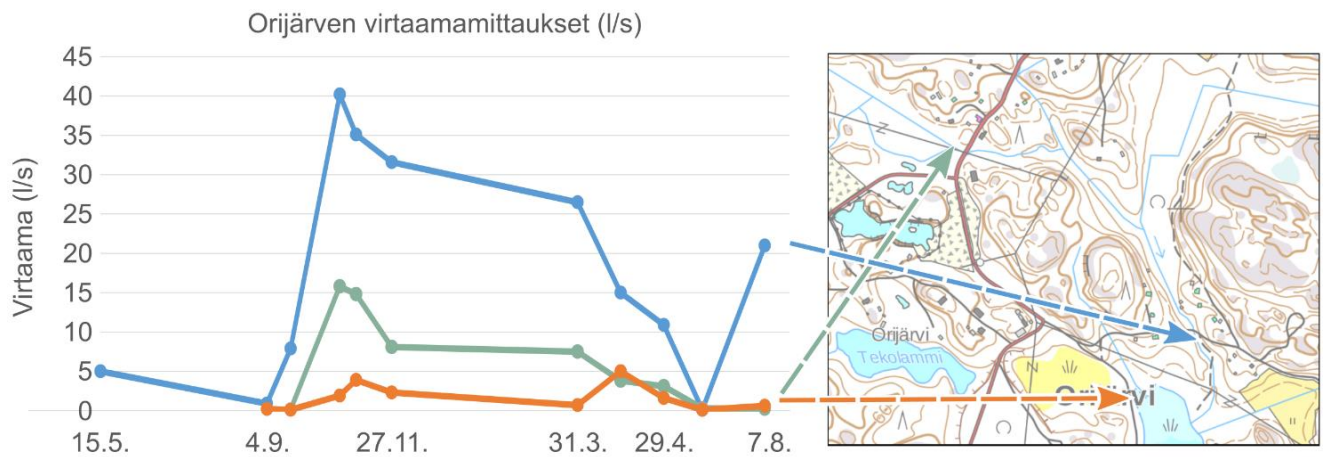
Alatason rikastushiekka-alueelta tulevan ojan (RHK-oja) virtaamamittausten osalta tulee ottaa huomioon, että uoma on muodostunut luonnollisesti kosteikon päälle ja tierumpujen jälkeen vesi leviää laajemmalle alueelle. Rikastushiekka-alueelta tulevaa kokonaisvirtaamaa Orijärveen on lähes mahdotonta selvittää tarkemmin. Rikastushiekka-alueelta tuleva vesi ohjataan kahden tierummun kautta Orijärven edustalla sijaitsevalle kosteikolle. Etenkin runsasvetisinä aikoina osa vedestä kuitenkin virtaa myös etelän suuntaan vievään ojaan. Muihin mittauspisteisiin verrattuna suuremman osan virtauksesta voidaan olettaa tapahtuvan myös suotautumisena rikastushiekka-alueelta Orijärven Tarklahteen.

Sivukivialueen (SK-oja) virtaamamittauksissa suurimman virhelähteen muodostaa paksu sedimenttipatja uoman pohjalla. Paksu sedimenttipatja sekä hankaloitti virtaaman mittaamista että todennäköisesti vaikutti tuloksiin aliarvioituina virtaamina. Toisena virhelähteenä voidaan pitää, että varsinaisen mittausuoman lisäksi alueella on useampia pienempiä oja ja uomia, jotka keräävät osan

1.2.2021

alueen valumavesistä, mutta jotka eivät johda mihinkään, vaan vesi joko haihtuu tai imeytyy pohjavedeksi. Sivukivialueelta tuleva oja johtaa lopulta Sammalojaan. Muiden sivukivialueen kuormitusta vastaanottavien ojien vesimäärät on arvioitu pieniksi, joten sivukivialueelta virtaavat vesimäärät pystytään mittaamaan huomattavasti rikastushiekka-aluetta tarkemmin.

Mitatut virtaamat on esitetty kuvassa 27. Mittausten suurimpina heikkouksina voidaan mittausten teknisten epävarmuuksien lisäksi pitää mittauskertojen määrän vähyyttä ja etenkin talven aikaisten mittausten puuttumista. Lauhan talven 2019–2020 vuoksi uomien voidaan olettaa pysyneen avoimina normaalia pidempään ja virtaaman voidaan olettaa olleen huomattavaa. Tämä on havaittavissa myös mallinnetuissa virtaamissa, joissa kumulatiivisen virtaaman määrä on kasvanut huomattavasti nimenomaan talvikuukausien aikana (Kuva 33). Lisäksi kertaluontoiset FlowTracker-mittaukset vastaavat ainoastaan mittaushetkellä mitattua virtaamaa, eivätkä siten edusta välttämättä todellisia virtaamamaksimeja tai minimejä. Etenkin pienissä uomissa virtaama saattaa vaihdella voimakkaasti jopa yksittäisten sateiden seurauksena (Korhonen 2007). Tästä huolimatta saatujen mittaustulosten voidaan havaita olevan samansuuntaisia mallinnetun virtaaman (Kuva 33) kanssa.



Kuva 27. Orijärveltä saadut virtaamamittaukset mittausajanjakson aikana 2019–2020, mittauksessa on käytetty Sammalojan ensimmäistä mittausta (tehty räppäädolla) lukuun ottamatta FlowTracker-mittalaitetta. SK-ojan kuvaaja on piirretty vihreällä, Sammalojan sinisellä ja RHK-ojan oranssilla.

4.6 Valuma-aluemalli

Orijärven kuormitusmalli tehtiin GoldSim-mallinnuksena. Kuormitusmallin avulla voidaan, kunnostuksen toimenpidepäästösten tueksi, mallintaa ja vertailla eri toimenpiteiden vaikuttavuutta vesistökuormitukseen. GoldSimin vahvuus on mallinnukseen aina sisältyvien epävarmuuksien hallinta. Ohjelmisto käyttää epävarmuuksien hallitsemiseen Monte Carlo-simulaatiota, jossa malli ajetaan läpi tarpeen mukaan kymmenistä aina tuhansiin kertoihin ja jokaisella ajolla lähtöarvot poimitaan niiden vaihtelua kuvaavan todennäköisyysjakauman mukaisesti. Tulokset voidaan esittää todennäköisyysjakaumana, joka sisältää kaikki lähtöoletusten ja -arvojen mukaiset vaihtoehdot mallinnetun systeemin käyttäytymisestä. Orijärven kuormitusmallissa simulaatiota hyödynnettiin vaihtelevien säatekijöiden aiheuttaman vaihtelun kuvaamiseen.

Tässä luvussa on esitetty mallinnuksen tavoitteet ja siinä käytetyt lähtötiedot. Mallinnuksen tulokset on kuvattu luvussa 5.

1.2.2021

4.6.1 Mallin tavoitteet ja rajaukset

GoldSim-mallinnuksen tavoitteena oli määrittää Orijärveen kohdistuva metallikuormitus, tunnistaa kaivosalueen pääasialliset kuormituslähteet ja niiden osuudet kokonaiskuormituksesta sekä havainnoida kuormituksen sääolosuhteista johtuvaa vaihtelua ja vaikutuksia alapuoliseen vesistöön. Mallinnuksissa joudutaan aina tekemään oletuksia ja yleistyksiä, jotka eivät välttämättä kaikissa tilanteissa vastaa todellista tilannetta ympäristössä. Tässä työssä mallin lähtöoletukset on asetettu sellaisiksi, että ne ennemmin yliarvioivat kuin aliarvioivat Orijärven kaivannaisjätealueiden kuormitusta ja sen vaikutuksia pitoisuuksiin vesistössä.

Mallinnuksen tuloksena simuloitiin metallikuormitus kaivosalueen eri kulkeutumisreiteiltä ja Orijärven muulta valuma-alueelta Orijärveen. Mallin tuloksena on esitetty kaikkien järveen tulevien vesien päivittäinen yhteismäärä, keskipitoisuus ja kuorma. Kuormituksen aiheuttamaa pitoisuutta Orijärvessä ei ole mallinnettu eri vesikerrokseen vaan se on esitetty Orijärven koko vesimassan keskipitoisuutena. Karkealla tasolla tarkasteltiin myös kuormituksen aiheuttamia keskipitoisuuksia alempana vesistössä aina Fiskarsinjoen suulle asti. Kuormitusmallinnus rajattiin vesinäytetulosten perusteella nykytilassa esiintyviin merkittävimpiin vesistöä kuormittaviin haitta-aineisiin, joita olivat aiempien kohdetutkimusten ja tässä työssä tehtyjen lisätutkimusten perusteella kadmium, sinkki ja kupari.

4.6.2 Lähtötiedot ja -oletukset

Osavaluma-alueet

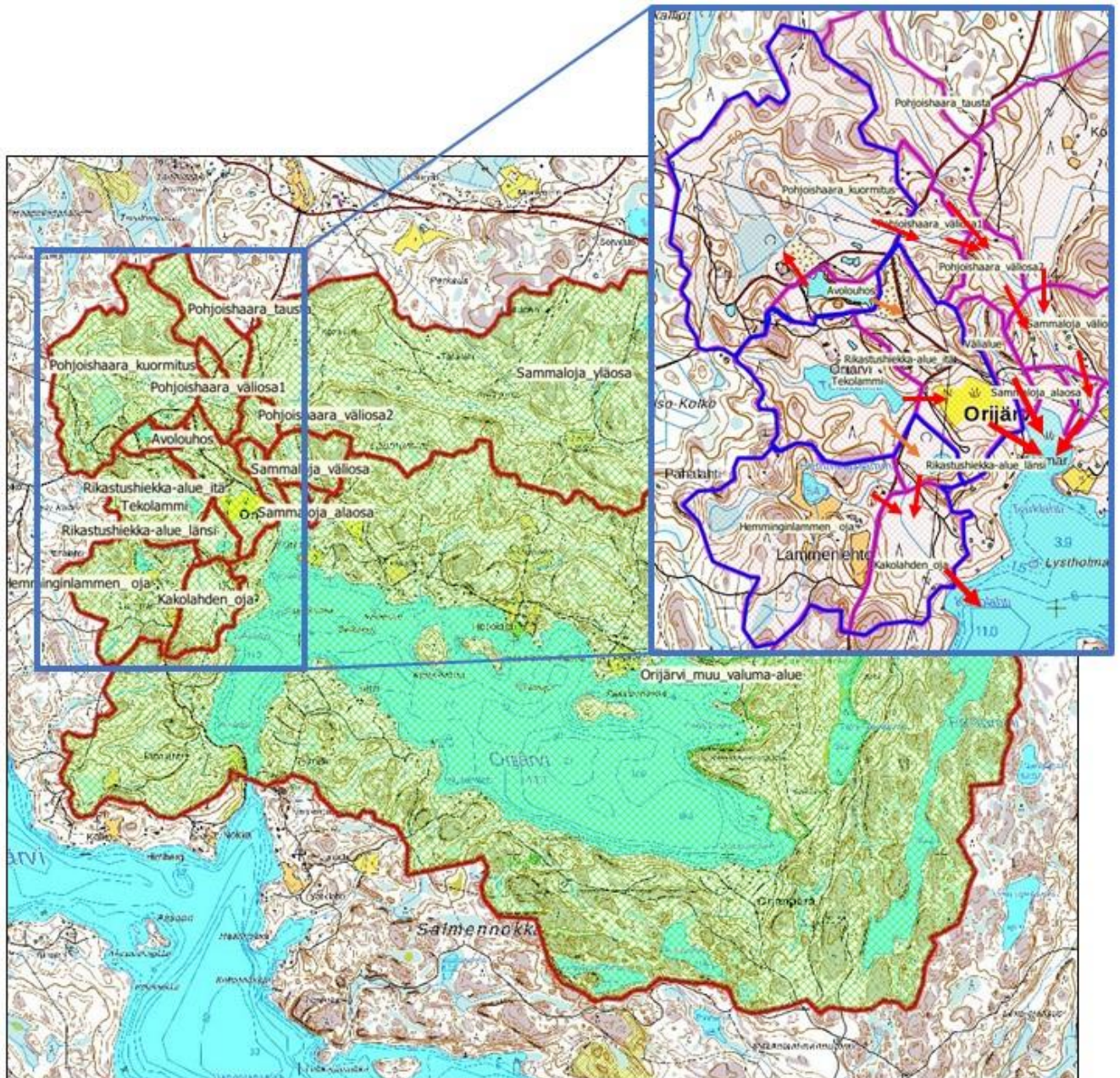
Orijärven koko valuma-alue on laajuudeltaan noin 11,9 km². Valuma-alue jaettiin osavaluma-alueisiin karttatarkastelun ja sitä täydentävän maastokartoituksen perusteella. Kaivosalueen osalta osavaluma-alueiden määrittelyssä huomioitiin kaivannaisjätealueiden sijainti ja niillä muodostuvien valumavesien pääasialliset virtausreitit vesistökuormituksen ja kuormituslähteiden suhteellisten osuuksien arvioimiseksi. Sivukivialueelta valumavedet kulkeutuvat ensin alueen pohjoispuolella olevassa ojastossa (SK-oja) ja yhdistyvät Sammalojan pohjoisosan muiden osavaluma-alueiden pintavaluntaan, joka laskee lopulta Orijärven Tarklahteen kaivosalueen itäpuolelta. Sammalojan osuus koko Orijärven valuma-alueesta on noin 22 %, josta SK-ojan osuus on noin 4 %. Rikastushiekka-alueen valumavedet virtaavat Tarklahteen oletettavasti pääosin suoraan vanhemmalla rhk-alueella olevan ojan (RHK-oja) ja kosteikon kautta. RHK-ojan osuus Orijärven valuma-alueesta on noin 3 %.

Maastohavaintojen perusteella osa rikastushiekka-alueen länsiosan valumavesistä kulkeutuu mahdollisesti myös alueen lounaspuolella olevaan Hemminginlammen ojaan, joka yhtyy Orijärven Kakolahteen purkautuvaan ojaan kaivosalueesta lounaaseen. Kakolahden ojan osuus Orijärven koko valuma-alueesta on noin 3 %. Rikastushiekka-alueiden sadevesistä osa imeytyy myös todennäköisesti pohjavedeksi ja suotautuu suoraan Tarklahteen. Orijärven muu valuma-alue (58 % koko valuma-alueesta) on käsitelty yhtenä kokonaisuutena, koska sieltä ei ole löytynyt tämän työn yhteydessä toteutetuissa maastokartoituksissa ja niitä täydentävissä näytteenotoissa Orijärveä kuormittavia kohteita. Orijärven vesialueen osuus koko valuma-alueesta on puolestaan noin 15 %. Osavaluma-aluejako on esitetty kuvassa 28 ja valuma-alueiden pinta-alat taulukoissa 12 ja 14.

Alueen osavaluma-aluejako on valtaosin melko selväpiirteinen selvien korkeuserojen ja useiden kalliopaljastumien vuoksi. Orijärven avolouhoksen alueella SK-ojan ja RHK-ojan valuma-alueiden välisen vedenjakajan sijainnissa on kuitenkin epävarmuutta. Havainnot ja malli olettavat avolouhoksen ylivuodon purkautuvan SK-ojan kautta. Tällä hetkellä avolouhoksen ylivuotoputki on kuitenkin tukossa,

1.2.2021

eikä ole täysin selvää, minne vedet avolouhoksesta päätyvät. Uudempi rikastushiekka-alue patoaa Tekolammin luontaisen pintavalunnan, minkä vuoksi Tekolammista on rakennettu ylivuotoputki alatason rikastushiekka-alueelle. Mallissa on oletettu Tekolammin ylivuotovesien päätyvän kokonaisuutena tätä putkea pitkin RHK-ojan valuma-alueelle. Todennäköisesti ainakin osa näistä Tekolammin vuotovesistä suotautuu rikastushiekka-alueen läpi joko samalle RKH-ojan valuma-alueelle tai kohti lounasta Kakolahden ojaan.



Kuva 28. Orijärven valuma-alueiden rajat (pohjakartta © maamittauslaitos).

1.2.2021

Taulukko 12. Osavaluma-alueet Orijärven tulevat vesijakeet perustuen vuosien 1990–2019 säätietoihin.

Osavaluma-alueet	Valuma-alueen pinta-ala (ha)	Osuus Orijärven valuma-alueesta (%)
Sammaloja	257	22
SK-oja	46	3,9
Muu valuma-alue	211	18
RHK-oja	31	2,6
Kakolahdenoja	38	3,2
Muu valuma-alue	690	58
Orijärven vesialue	177	15
Orijärvi yhteensä	1 192	100

Lämpötila ja hydrologiset muuttujat

Mallin lämpötilan ja hydrologisten muuttujien (sadanta, haihdunta, valunta, virtaama) lähtötiedot pohjaavat SYKE:n VEMALA-mallin tuloksiin. Kolmannen jakovaiheen valunta- ja virtaamatiedot voivat VEMALA-mallissa olla epätarkkoja, joten käytetyt mallitulokset validoitiin vertaamalla tietoja Orijärven läheisten valuma-alueiden ja rinnakkaisen WSFS-mallin vastaaviin tuloksiin ja yleisiin vakioihin. VEMALA-mallista saatuja tuloksia on näin ollen arvioitu kriittisesti ennen GoldSim-malliin otettujen lähtöarvojen valintaa. GoldSim-mallissa käytetyt VEMALA-mallin muuttujat on haettu vuorokausiarvoina ja käytetty aikasarja on 1.1.1990–19.8.2020.

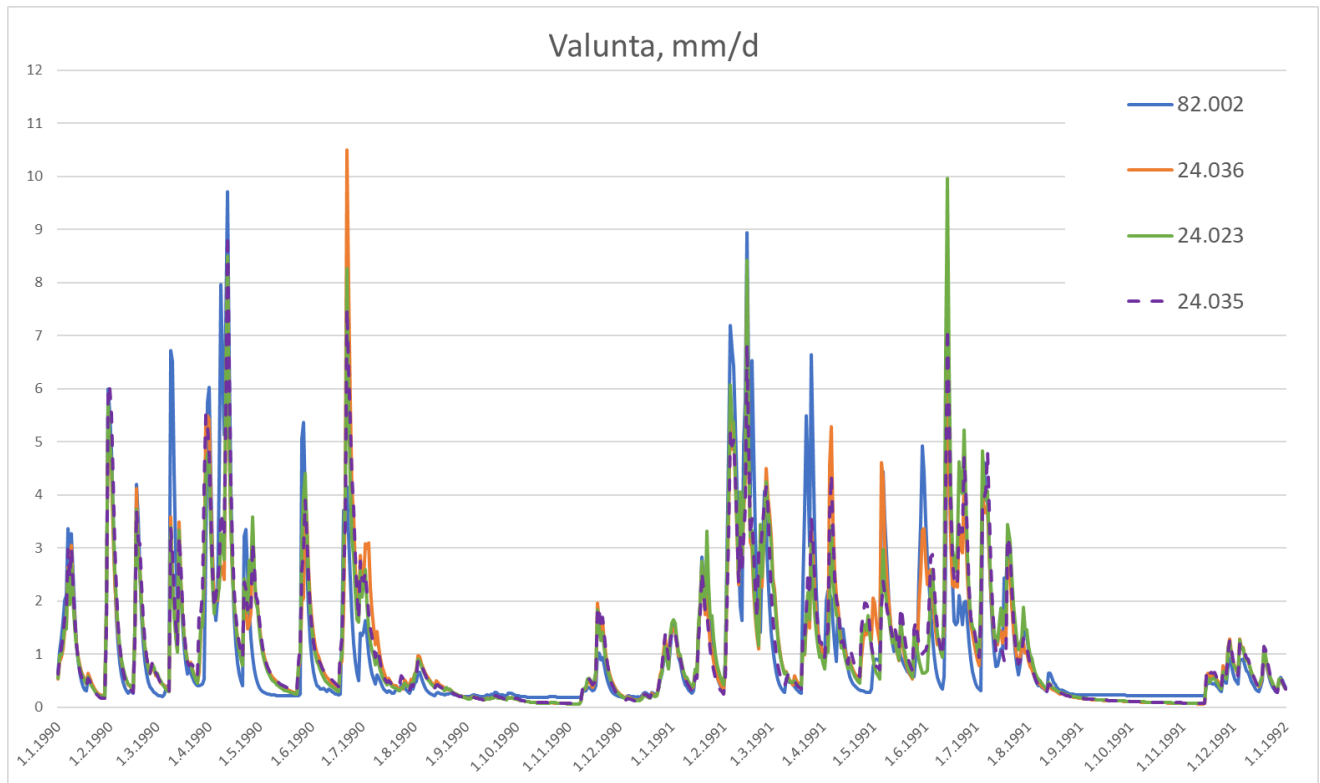
Orijärvi sijaitsee Suomenlahteen laskevalla Fiskarsinjoen kolmannen jakovaiheen valuma-alueella (82.002). Koska Fiskarsinjoen valuma-alue on laaja ja Orijärvi sijaitsee sen pohjoisreunalla, käytettiin Orijärven valuma-alueen maa-alueiden valuntatietoina mallissa vemala_qr-arvoja (mm/d) Orijärveä lähellä sijaitsevan Palmensillanojan valuma-alueelta (24.035). Palmensillanojan valuma-alue valittiin lähistön valuma-alueiden joukosta valuntatulosten (vemala_qr) vertailun ja karttatarkastelun perusteella. Validoinnin perusteella käytettyjen VEMALA-mallin tulosten arvioitiin olevan käyttökelpoisia, työn tavoitteet huomioiden. Vertailun tulokset on esitetty kuvassa (Kuva 29). Palmensillanojan valuntatulokset (vemala_qr) vastasivat hyvin lähistön muiden alueiden tuloksia ja se valittiin Orijärveä hyvin edustavan sijainnin (sadanta ja lämpötila) sekä topografian ja maankäytön vuoksi.

Valunta-arvoja käytettiin mallissa osavaluma-alueilla päivittäin muodostuvan virtaaman laskentaan. Valunta-arvo kerrottiin kunkin osavaluma-alueen pinta-alalla ja näin saatu virtaama kalibroitiin vuosina 2019–2020 tehtyjen virtaamamittausten avulla (ks. kohta 4.6.3).

Orijärven suoraan satavan veden ja lumen määränä mallissa käytettiin Palmensillanojan VEMALA-mallin sadanta-arvoja (vemala_p, mm/d). Tulosten keskimääräinen vuosisadanta oli 787 mm/a jaksolla 1.1.1990–19.8.2020. Lumivaraston ja kevään sulamisvesien määrä Orijärven mallinnettiin Palmensillanojan VEMALA-mallin (vemala_t) antaman vuorokausittaisen keskilämpötilan perusteella. Orijärven haihduntana käytettiin läheisten Kirkkojärven (24.021), Iso-Kosken (24.023) ja Puujärven (23.023) valuma-alueille VEMALA-mallissa mallinnetun järvihaihdunnan (jarvi_ha) vuorokausittaista keskiarvoa (mm/d). Tulosten keskimääräinen järvihaihdunta oli 644 mm/a jaksolla 1.1.1990–19.8.2020.

1.2.2021

Orijärven alapuolisessa vesistössä tehdyn karkean tason kuormitustaseen mallintamisessa käytettiin Fiskarsinjoen valuma-alueelta (82.002) lähtevän kokonaisvirtaaman (vemala_qll) arvoja (m^3/s), jotka suhteutettiin kullekin vesimuodostumalle sen yläpuolisen valuma-alueen ja koko Fiskarsjoen valuma-alueen pinta-alojen suhteessa. Nämä arvot on esitetty myöhemmin tuloksissa.



Kuva 29. GoldSim-mallissa lähtöaineistona käytetyn Palmensillanojan valuma-alueen 24.035 VEMALA-mallin valuntatulosten (vemala_qr) vertailu Orijärven muiden läheisten valuma-alueiden (82.002 Fiskarsinjoen, 24.036 Pataoja, 24.023 Iso-Koski) vemala_qr -tuloksiin. Kuvassa esitetty aikasarja 1.1.1990–31.12.1991.

Aineiden kulkeutuminen ja pitoisuudet

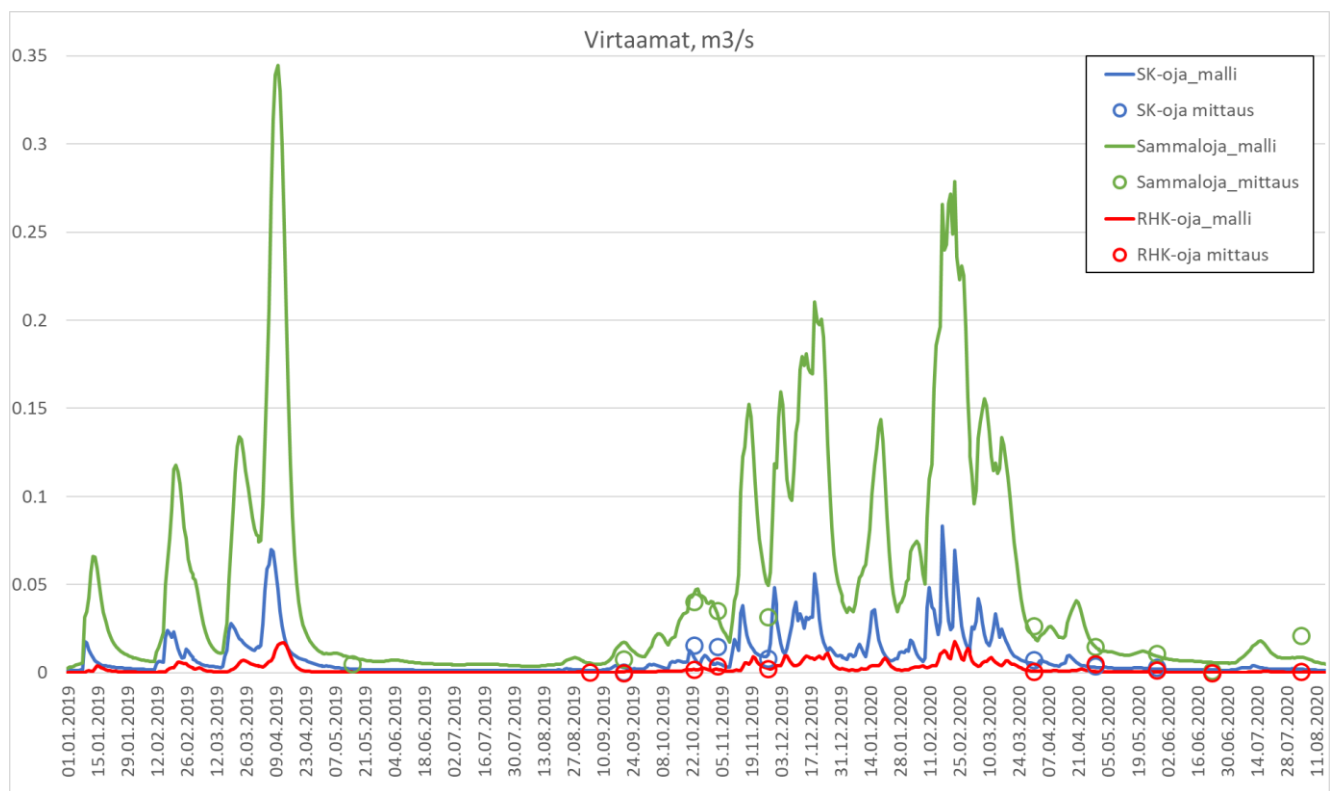
Orijärven kaivosalueen ulkopuolisilla pienvaluma-alueilla muodostuvien luonnonvalumavesien vakiopitoisuuksina käytettiin arvoja: Cd $0,02 \mu\text{g}/\text{l}$, Cu $1 \mu\text{g}/\text{l}$ ja Zn $4 \mu\text{g}/\text{l}$. Nämä taustapitoisuudet johdettiin Orijärven valuma-alueen kuormittumattomista valumavesistä saaduista vesinäytetuloksista. Näiden tulosten perusteella pitoisuusvaihtelu Orijärven kaivoksen ulkopuolisella valuma-alueella oli melko vähäistä. Suoraan Orijärveen satavan veden pitoisuuksina käytettiin kaikilla metalleilla arvoa $0 \mu\text{g}/\text{l}$.

Kaivosalueelta muodostuva kuormitus perustuu mallissa vuosina 2019–2020 vesinäytteistä määritettyihin pitoisuuksiin ja näytteenoton yhteydessä tehdyillä virtaamamittauksilla kalibroituun VEMALA-mallin valunta-arvoihin (vemala_qr) SK-ojassa, RHK-ojassa ja Kakolahden ojassa. Mallinnus on tehty kuormituksen aliarvioimisen välttämiseksi konservatiivisin oletuksin, jolloin edellä mainittujen kuormituspisteiden jälkeen tapahtuvaa haitta-aineiden sedimentoitumista, pidättymistä kasvillisuuteen tai muita luonnossa ilmeneviä pitoisuuksien reduktiomekanismeja ei ole huomioitu. Siten mallinnuksen tulos todennäköisesti yliarvioi kuormitusta ja laskennallisia muutoksia vesistöjen vedenlaadussa.

1.2.2021

4.6.3 Mallin kalibrointi

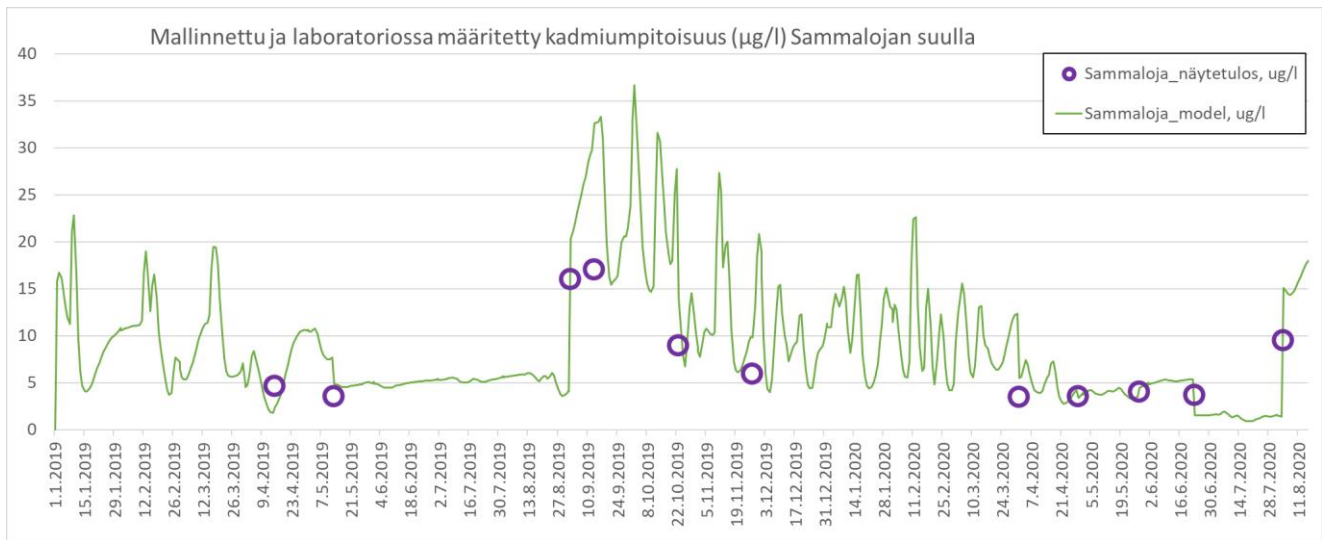
Malli rakennettiin ja kalibroitiin vuosien 2019–2020 VEMALA-mallin tulosten, kohteesta tehtyjen mittausten ja otettujen näytteiden perusteella. Valunta-arvoista (vemala_qr) kullekin osavalmu-alueelle saatu laskennallinen virtaama kalibroitiin tehtyjen virtaamamittausten avulla. Virtaamamittauksia on kuvattu edellä kohdassa 4.5. Kalibroitaessa erotus laskennallisen virtaaman ja hetkellisen mittauksen välillä saatettiin kalibroitavien muuttujien avulla mahdollisimman pieneksi. Kalibroitavina muuttujina olivat valuma-alueen valuntakerroin, veden viipymä, viipymän hajonta ja pohjavesivalunta. Kalibroimalla saatiin mallinnettu virtaama täsmäämään hyvin tehtyjen virtaamamittausten kanssa. Kuvassa 30 on esitetty mallissa käytetty kalibroitu virtaama ja virtaamamittausten tulokset kolmessa pisteessä vuosilta 2019–2020. Kuvasta nähdään, että suurimmat virtaamat ovat todennäköisesti jääneet mittauskertojen ulkopuolelle.



Kuva 30. Mallinnettu virtaama SK-ojassa, Sammalojan suulla ja RHK-ojassa sekä mallin kalibrointiin käytetyt mittaustulokset 1.1.2019–15.8.2020.

Mallinnetun kuormituksen vastaavia pitoisuuksia ja vesinäytteistä määritettyjä pitoisuuksia Sammalojassa vertailtiin virtaamien kalibroinnin jälkeen. Tarkastelun perusteella todettiin, että virtaamien kalibroinnin vuoksi mallinnetut ja määritetyt pitoisuustasot vastasivat hyvin toisiaan. Muiden lähtöoletusten säätämiseksi, aineiden kulkeutumisen kalibroimiseksi, ei näin ollen ollut tarvetta. Kuvassa 31 on esitetty Sammalojan mallinnettu ja laboratoriossa määritetty kadmiumpitoisuus, mistä nähdään pitoisuustasojen vastaavuus.

1.2.2021



Kuva 31. Mallinnettu ja laboratoriossa määritetty kadmiumpitoisuus Sammalojan suulla 1.1.2019–15.8.2020.

4.6.4 Mallisimuloinnit

Kalibroidulla mallilla simuloitiin Orijärven kaivoksen tunnistetuista kuormituslähteistä nykyistä kuormitusta vuosien 2019–2020 aikana. Väliillä 1.1.2019–15.8.2020 mallinnus perustuu lähtöaineistona käytettyyn sää- ja mittausdataan. Loppuvuosi 2020, edustaa vuosilta 1990–2019 satunnaisesti poimittua loppuvuoden sääjaksoa. Lisäksi simuloitiin mallinnetussa kokonaisuudessa ilmenevää sääolosuhteista aiheutuvaa vaihtelua ja laskettiin vertailulukuja, kun sääolosuhteet vastaavat vuosien 1990–2019 olosuhteita ja pitoisuudet ovat nykyisellä tasolla.

4.7 Asukaskysely

Alueen maanomistajille toteutettiin kysely vedenkäytöstä Orijärvellä kesällä 2020. Kysely on liitteestä 1. Yhteensä 60 kappaletta kyselyä jaettiin Orijärven vanhan kaivosalueen lähiympäristön postilaatikoihin. Lisäksi niille maanomistajille, joiden kotiasuinpaikka oli kiinteistörekisterin mukaan jokin muu (30 kpl) kuin Orijärvi, kysely lähetettiin postitse. Kyselyyn pystyi vastaamaan joko kirjeitse tai sähköisesti. Kaiken kaikkiaan kyselyyn saatiin 63 vastausta.

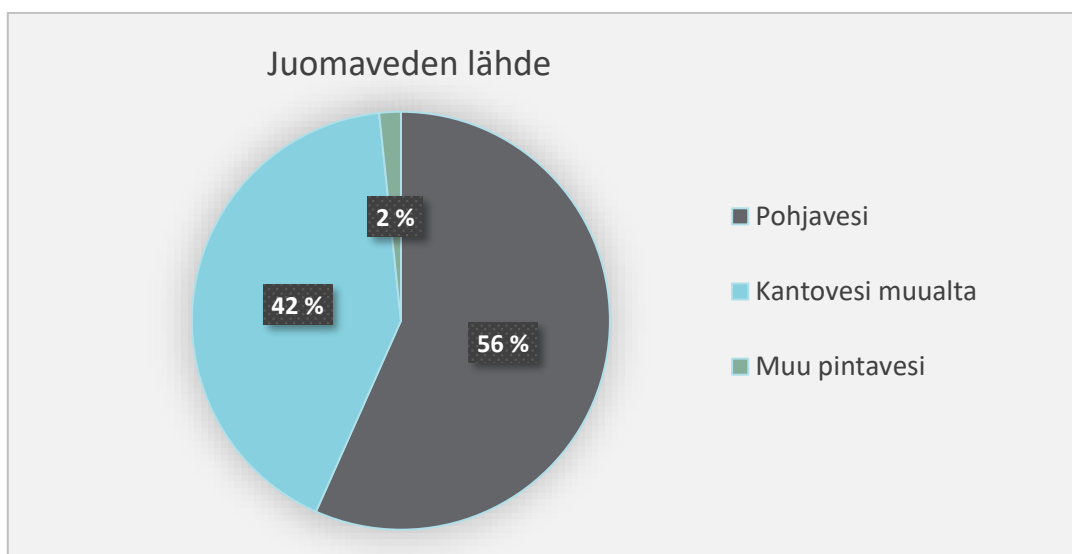
Kyselyn tavoitteena oli selvittää Orijärven ja vanhan kaivoksen ympäristön vakituisten ja kesäasukkaiden vedenkäyttöä ja sitä voiko vanhasta kaivosalueesta syntyä vesiin liittyen alueen asukkailla terveysriskejä tai muuta haittaa. Kysymykset liittyivät talousvesilähteeseen (esim. pohjavesi, pintavesi, muu vesi), sekä kuinka paljon paikalliset asukkaat hyödyntävät Orijärven tai muun pintavesialueen vettä (mm. kastelu, peseytyminen, kalastus).

Suurin osa vastanneista (87 %) on vapaa-ajan asujia. Terveysriskinarvioinnin kannalta on huomioitava, että noin puolet vapaa-ajan asukkaista viettää alueella kuitenkin yli 100 päivää vuodessa. Suurin osa asukkaista käyttää pääasiallisena juomaveden lähteenään joko pohjavettä (56 %) tai tuo juomavetensä muualta (42 %). Vain yksi talous ilmoittaa muun kuin Orijärvestä otetun pintaveden pääasiallisena juomaveden lähteenään (Kuva 32). Yksi talous käyttää Orijärven pintavettä satunnaisesti juomavetenä. Pohjavesi otetaan joko rengaskaivosta (53 %), porakaivosta (42 %) tai lähteestä (5 %). Juomaveden lisäksi pohjavettä käytetään peseytymiseen, siivoukseen tai kasteluvetenä esimerkiksi kasvimaalla. 23 vastaajaa ilmoitti teettäneensä pohjavesistään vesianalyysin. Analysointiväli vaihteli kolmesta

1.2.2021

vuodesta 30 vuoteen. Suurin osa vesianalyyseistä on kattanut vain talousvesistä yleisesti mitattavat parametrit kuten bakteerit, Fe- ja Mn-pitoisuudet, sameuden, värin ja typen yhdisteet.

Suurin osa kaivojen vesistä täytti talousvedelle asetetut kriteerit ja yleensä vain mangaanin ja raudan pitoisuudet olivat olleet korkeita. Muutama vastaaja oli teettänyt vesistään myös laajemman analyysin, joista toisessa oli havaittu arseenin pitoisuudet korkeiksi ja vaativan käyttöveden käsittelyä. Kahdeksan vastaajaa ilmoitti käyttävänsä vedenpuhdistuslaitteita, joista suurin osa oli vedensuodattimia johtuen korkeasta raudan ja mangaanin pitoisuudesta. Suurin osa vastaajista ei ollut itse havainnut pohjaveden laadussa muutoksia. Muutama ilmoitti veden välillä hieman haisevan ja samentuvan. Samentumista ja värimuutoksia havaittiin mm. runsaiden sateiden tai sulamisvesien aikana rengaskaivoissa, joten on todennäköistä, että pintavettä pääsee näihin kaivoihin.



Kuva 32. Orijärven kaivosalueen lähiympäristön vakituisten ja vapaa-ajan asukkaiden juomaveden lähteen jakautuminen vuonna 2020 tehdyn asukaskyselyn perusteella. Vastauksia saatiin 63 kappaletta.

Vastaajista 16 % ei käytä Orijärven vettä ja 52 % ei käytä muuta pintavettä lainkaan. Muuksi pintavedeksi oli merkitty mm. Määrjärvi, jonka rannalla osa vastaajista asuu tai pitää mökkiä, eivätkä siksi käytä Orijärven vettä. Pintavesiä käytettiin yleensä siivoukseen, peseytymiseen ja kasteluvetenä. Suurin osa vastaajista ei ole itse havainnut pintavesien laadussa muutoksia. Muutamana viime vuonna on havaittu aiempaa enemmän sinilevää, lisäksi muutama vastaaja on havainnut veden samentumista. Samentumista oli havaittu etenkin Määrjärveen johtavassa Luusuan salmessa. Vastaajista 17 ilmoitti kalastavansa, joista osa vain Määrjärven puolella. Noin puolet vastaajista kalastavat pääosin kesäaikaan, ja puolet kuukausittain ympäri vuoden. Osa oli havainnut selvän eron kalakannoissa ja -lajeissa Orijärven ja Määrjärven välillä. Avoimissa kommentteissa osa vastaajista ilmoitti olevansa huolissaan Orijärven tilasta ja sen mahdollisista vaikutuksista alueen ympäristöön ja asukkaiden terveyteen.

1.2.2021

5 KULKEUTUMISRISKIT

Kulkeutumisriskillä tarkoitetaan haitta-aineiden kulkeutumisesta aiheutuvaa haittaa tai riskiä, joka kohdistuu ensisijaisesti ympäristön laatuun tarkasteltavalla alueella tai sen ulkopuolella. Kaivannaisjätealueilla ympäristön laatua koskevia muutoksia on arvioitava erityisesti sekä lyhyellä että pitkällä aikavälillä. Jos haitta-aineiden kulkeutumisesta esimerkiksi vesistöön tai pohjaveteen ei arvioinnin perusteella aiheudu merkittäviä vedenlaadun muutoksia, voidaan kulkeutumista pitää hyväksyttävänä eikä arviointia näiden ympäristönsien suhteen tarvitse tarkentaa. Jos vedenlaadun heikkenemistä kulkeutumisen seurauksena voidaan pitää merkittävänä, arviointia on täydennettävä terveysriskien ja/tai ekologisten riskien arvioinnilla, jolloin haitta tai riski määritetään vasta kulkeutumisen seurauksena arvioidun altistumisen perusteella.

Tässä riskinarvioinnissa kulkeutumisriskin arviointi on rajattu kohdetietojen ja käsitteellisen mallin perusteella pääasiallisesti kaivannaisjätealueista aiheutuviin metallipäästöihin ja niiden aiheuttamiin muutoksiin Orijärven vedenlaadussa.

5.1 Vertailuarvot ja niiden soveltaminen

Haitta-aineista pintavesille aiheutuvan kulkeutumisriskin määrittämisessä käytetään ensisijaisina vertailuarvoina pintaveden ympäristölaatuunormeja, jotka on säädetty valtioneuvoston asetuksella vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista (Vna 1022/2006, VEHA-asetus). Pintaveden ympäristölaatuunormi kuvaa ekotoksikologisten testien perusteella johdettua kaikelle vesieliöstölle haitatonta pitoisuutta. Ympäristölaatuunormit on annettu erikseen sisä- ja rannikkovesille haitta-aineiden vuosikeskiarvona (AA-EQS) sekä lyhytaikaisena enimmäispitoisuutena (MAC-EQS). Ympäristölaatuunormeja sovelletaan ainoastaan vesilain tarkoittamissa vesistöissä. Niille haitta-aineille, joille ympäristölaatuunormeja ei ole annettu, vastaavaa haitatonta pitoisuutta kuvaava vertailuarvo voidaan johtaa ekotoksikologisten testien tuloksista kirjallisuustietojen avulla. Suosituksia riskinarvioinnissa käytettäviksi pintaveden laadun yleisiksi vertailuarvoiksi on annettu mm. ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 ja kaivannaisjätteiden kunnostustarpeen arviointia koskevassa ympäristöministeriön julkaisussa 16/2020.

Orijärven kaivosalueella kriittisistä metalleista (Cd, Cu, Pb ja Zn) pintaveden ympäristölaatuunormit on annettu kadmiumille ja lyijylle. Kuparin ja sinkin yleisinä vertailuarvoina voidaan puolestaan käyttää em. ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 esitettyjä suosituksia, jotka vastaavat EU:n kemikaaliriskinarvioinneissa määritettyjä haitattomia pitoisuuksia (PNEC). Pintaveden ympäristölaatuunormit ja PNEC-arvot metalleille (Taulukko 13) koskevat liukoisia metallipitoisuuksia ($\mu\text{g/l}$, suodatettu $0,45 \mu\text{m}$). VEHA-asetuksen (1022/2006) mukaisesti ympäristölaatuunormeja sovellettaessa voidaan lisäksi ottaa huomioon metallien luonnollinen taustapitoisuus, lisäämällä se ympäristölaatuunormiin, sekä veden kovuus, pH tai muut vedenlaatuparametrit, jotka vaikuttavat metallien biosaataavuuteen. Taulukossa 13 esitetty VEHA-asetuksen vuosikeskiarvon ympäristölaatuunormi (AA-EQS) lyijylle tarkoittaa aineen biosaataavaa pitoisuutta.

Kadmiumin ympäristölaatuunormit vaihtelevat veden kovuuden mukaan. Orijärvi kuuluu järvivesinäytteistä tehtyjen alkaliniteettimääritysten perusteella ($< 20 \text{ mg CaCO}_3/\text{l}$) luokkaan 1, joten sovellettavat ympäristölaatuunormit kadmiumille ovat: $\text{AA-EQS} \leq 0,08 \mu\text{g/l}$ ja $\text{MAC-EQS} \leq 0,45 \mu\text{g/l}$. Sinkin osalta ensisijaisesti sovellettava PNEC-arvo on vastaavasti $3,1 \mu\text{g/l}$ (Taulukko 13).

1.2.2021

Taulukko 13. Pintaveden ympäristölaatunormit ja metallien PNEC-arvot (Vna 1308/2015).

Aine	AA-EQS (µg/l)	MAC-EQS (µg/l)	PNEC, EU-riskinarviointi
Kadmium			
< 40 mg CaCO ₃ /l (luokka 1)	≤0,08	≤0,45	
40 - < 50 mg CaCO ₃ /l (luokka 2)	0,08	0,45	
50 - < 100 mg CaCO ₃ /l (luokka 3)	0,09	0,6	
100 - < 200 mg CaCO ₃ /l (luokka 4)	0,15	0,9	
≥ 200 mg CaCO ₃ /l (luokka 5)	0,25	1,5	
Lyijy	1,2 (biosaatava)	14	
Kupari			7,8
Sinkki			
< 24 mg/l CaCO ₃ (luokka 1)			3,1
> 24 mg/l CaCO ₃ (luokka 2)			7,8

Valumavedet sekoittuvat vesistöön aina asteittain riippuen kohteen hydrologisista olosuhteista. Vanhoilla kaivosalueilla, joissa ei ole vesistö päästöjen sääntelemiseksi voimassa olevaa ympäristölupaa tai aktiivista vedenkäsittelyä, pintaveden yleisiä vertailuarvoja tulisi soveltaa riskinarvioinnissa ensisijaisesti purkuvesistön erikseen määritellyn sekoittumisvyöhykkeen ulkopuolella. Sekoittumisvyöhykkeen rajauksen tulisi koskea sellaista vesialuetta, joka rajautuu purkupisteen läheisyyteen ja jossa vertailuarvon mahdollisella ylittymisellä paikallisesti ei ole ekologista merkitystä. Vertailuarvojen määrittämisestä vuoksi niitä ei tule soveltaa suoraan valumavesiin tai välittömästi niiden purkukohdan edustalta otettujen vesinäytteiden tuloksiin, jolloin sekoittumista ei ole käytännössä ehtinyt tapahtua.

Orijärven virtausolosuhteista ja siihen purkautuvien valumavesien sekoittumisesta ei tunneta, joten sekoittumista on arvioitu järven morfologian ja eri näytenpisteistä määritettyjen vedenlaatutietojen perusteella (luku 5.3).

Pintaveden laadun vertailuarvojen soveltamisessa tulee huomioida, että teoreettisesti haitatonta pintaveden pitoisuutta kuvaavat vertailuarvot eivät ole yleisiä raja-arvoja vesistön pilaantumisen tai haittojen ja riskien hyväksyttävyydelle. Esimerkiksi ympäristölaatunormeja ei ole tarkoitettu yksittäisen toiminnanharjoittajan tai kohteen kannalta oikeudellisesti velvoittaviksi raja-arvoiksi, vaan niiden toimeenpano tapahtuu lupajärjestelmien ja viranomaisten toiminnan kautta. Laatunormit tulee kuitenkin ottaa yhtenä tekijänä huomioon, kun arvioidaan vesistökuormituksen hyväksyttävyyttä, mutta niiden perusteella mahdollisesti asetettavat velvoitteet ja asiaa koskeva tarkempi harkinta tulee tehdä tilanteessa sovellettavan sääntelykokonaisuuden tai lupaharkinnan osana. Lisäksi lähtökohdat vanhan kaivosalueen riskinarvioinnissa poikkeavat uuden tai toiminnassa olevan kaivoksen ympäristövaikutusten arvioinnista, jossa toiminnalle voidaan asettaa osin tiukempia ja mm. ympäristölaatunormeihin suoraan sidottuja velvoitteita ja päästörajoja. Ympäristölaatunormin ylitys ei sen sijaan voi aiheuttaa esimerkiksi taannehtivaa puhdistusvastuuta, sillä se ei oikeudellisesti perusta

1.2.2021

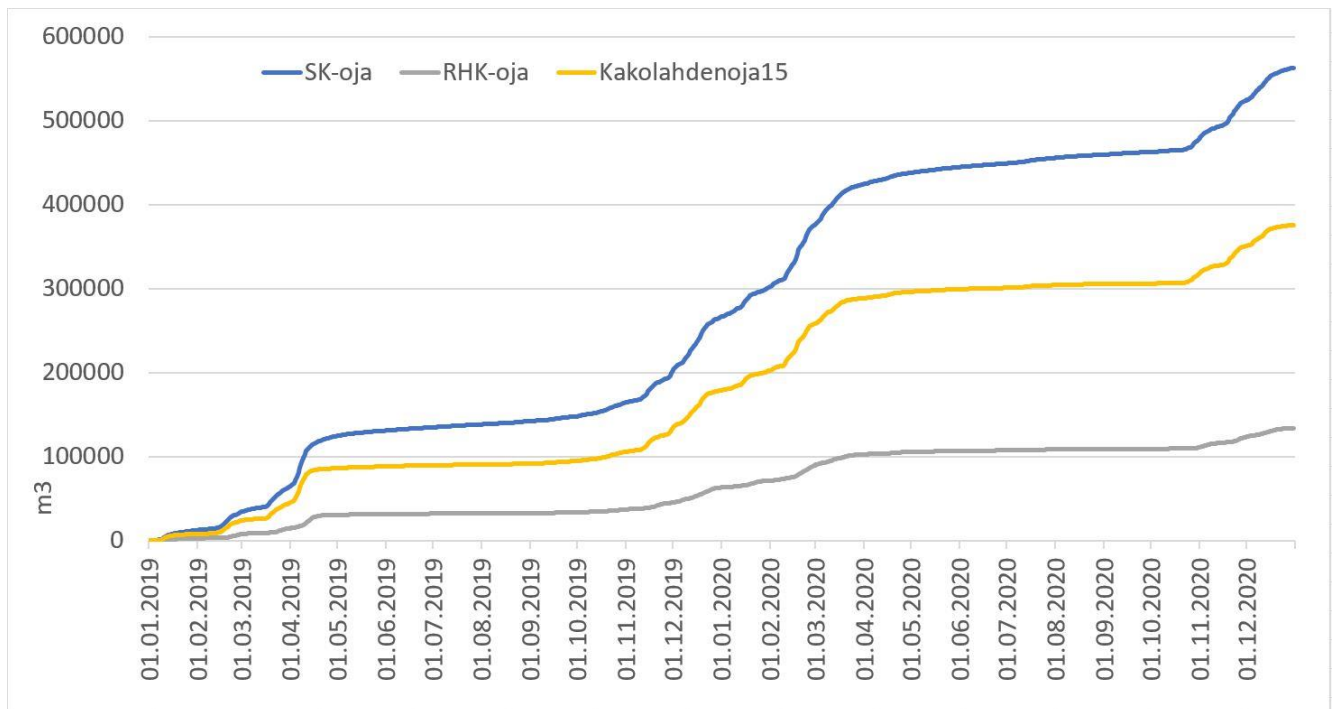
uutta vastuuta, vaan määrittelee jo olemassa olevia velvollisuuksia. Yleisten vertailuarvojen, kuten ympäristölaatu normien, ylittymisestä vesistössä haitta-aineen kulkeutumisen seurauksena vanhoilla kaivosalueilla ei siten seuraa automaattisesti kuormituslähteen, kuten jätealueen, kunnostustarvetta. Vanhoilla kaivosalueilla pintaveden laadun yleisten vertailuarvojen ylittyessä arviointia tulee siksi pääsääntöisesti tarkentaa ekologisten ja terveysriskien kohdekohtaisella arvioinnilla ympäristöhallinnon riskinarviointiohjeiden mukaisesti (YM 2014; 2020).

5.2 Metallikuormitus Orijärveen nykytilanteessa

Kaivosalueelta Orijärveen päätyvä kriittisten metallien kuormitus ja sen vuodenaikaisvaihtelu nykytilanteessa määritettiin kohteeseen laaditulla valuma-alue mallilla (GoldSim) (ks. luku 4.6). Tämän lisäksi tehtiin yksinkertaisia vertailulaskelmia teoreettiseen vuosikuormitukseen perustuen hyödyntäen valuma-alue mallin osavaluma-aluejakoa ja purkuojien pitoisuustietoja.

5.2.1 Virtaamatulokset (GoldSim)

Vuonna 2019 valtaosa virtaamasta muodostui kevään ylivalumakauden aikana ja kesän mittaan virtaama oli vähäistä. Myös syyssateet jäivät melko vähäisiksi (Kuva 33 ja Taulukko 14). Talvi 2020 oli poikkeuksellisen sateinen, mikä käy hyvin ilmi verrattaessa kumulatiivisten virtaamien kehittymistä talveen 2019 (Kuva 33). Virtaama oli talvikuukausina suuri ja ns. ylivalumakausi päättyi jo maaliskuun aikana.



Kuva 33. Orijärven kaivosalueelta tulevia vesiä sisältävien ojapisteiden mallinnetun virtaaman kumulatiivinen kehittyminen vuosien 2019–2020 aikana.

1.2.2021

Taulukko 14. Mallinnetut Orijärveen tulevat vesijakeet perustuen vuosien 1990–2019 säätietoihin.

Mallinnuspiste	Valuma-alueen pinta-ala (ha)	Osuus Orijärven valuma-alueesta (%)	Keskimääräinen kokonais-valuntakerroin	Keskivirtaama (m ³ /v)	Osuus Orijärveen tulevasta vesimäärästä (%)
Sammalojan suu	257	22	0,55	1 088 000	18 %
SK-oja	46	3,9	0,63	213 000	3,6 %
Muu valuma-alue	211	18	0,54	874 000	15 %
RHK-oja	31	2,6	0,20	49 000	0,8 %
Kakolahdenoja	38	3,2	0,46	138 000	2,3 %
Muu valuma-alue	690	58	0,68	3 274 000	55 %
Orijärven vesialue	177	15	1,0	1 414 000*	24 %
Orijärvi yhteensä	1 192	100	-	5 963 000	100 %

Mallinnuksen mukaan kaikista Orijärveen tulevista vesistä noin 18 % kulkeutuu Sammalojan kautta (Taulukko 14). Sammalojan virtaamaan sisältyy myös SK-ojan virtaama (noin 3,6 % Orijärveen tulevista vesistä). Vastaava RHK-ojan osuus Orijärveen tulevasta virtaamasta on alle 1 % ja Kakolahden ojan osuus noin 2,3 %. Muun Orijärven valuma-alueen osuus Orijärven valumasta on noin 55 % ja noin 24 % vedestä tulee järveen suoraan satamalla. Vastaavasti Orijärvestä poistuu vettä Pinolahden salmen kautta Määrjärveen noin 88 % lähtevästä vedestä ja haihduntana noin 12 % lähtevästä vedestä (Taulukko 15). Orijärven vesien osuus alapuolisen vesistön virtaamasta on esitetty taulukossa 16.

Taulukko 15. Mallinnetut Orijärvestä lähtevät vesijakeet perustuen vuosien 1990–2019 säätietoihin.

Orijärvestä poistuvat	Keskivirtaama (m ³ /v)	Osuus kaikesta Orijärvestä poistuvasta vedestä (%)
Virtaama Määrjärveen	5 240 000	88 %
Haihdunta	723 000	12 %
Orijärvi yhteensä	5 963 000	100 %

30 vuoden (1990–2019) säävaihteluun perustuvat keskimääräiset vuosivirtaamat (Taulukko 14) korreloivat hyvin valuma-alueiden ominaisuuksien ja pinta-alojen kanssa, lukuun ottamatta RHK-ojaa. RHK-ojan kokonaisvaluntakerroin (sadannasta lyhyellä ja pitkällä aikavälillä Orijärveen päätyvä valunta) 0,2 on selvästi muita valuma-alueita pienempi. Tämä kuvaa myös luvussa 4.5 esitettyä havaintoa, jonka mukaan osa valunnasta ei päädy Orijärveen virtaamamittaus- ja näytteenottopisteinä olevan RHK-ojan kautta, vaan rikastushiekka-alueen valumareitit pirstaloituvat kosteikkoalueella ja osittain vesiä todennäköisesti suotautuu rikastushiekkapatjan sisällä Orijärveen. Toinen mahdollisesti vaikuttava tekijä on Tekolammin valumavesien virtaussuuntaan liittyvä epävarmuus. Mallissa Tekolammin valunnan oletetaan kohdistuvan kokonaan RHK-ojan valuma-alueelle. Tekolammista saattaa kuitenkin suotautua valumavesiä myös Kakolahden ojan valuma-alueelle. Tekolammin valuma-alue on 17,2 ha, mikä on 55 % RHK-ojan valuma-alueesta.

1.2.2021

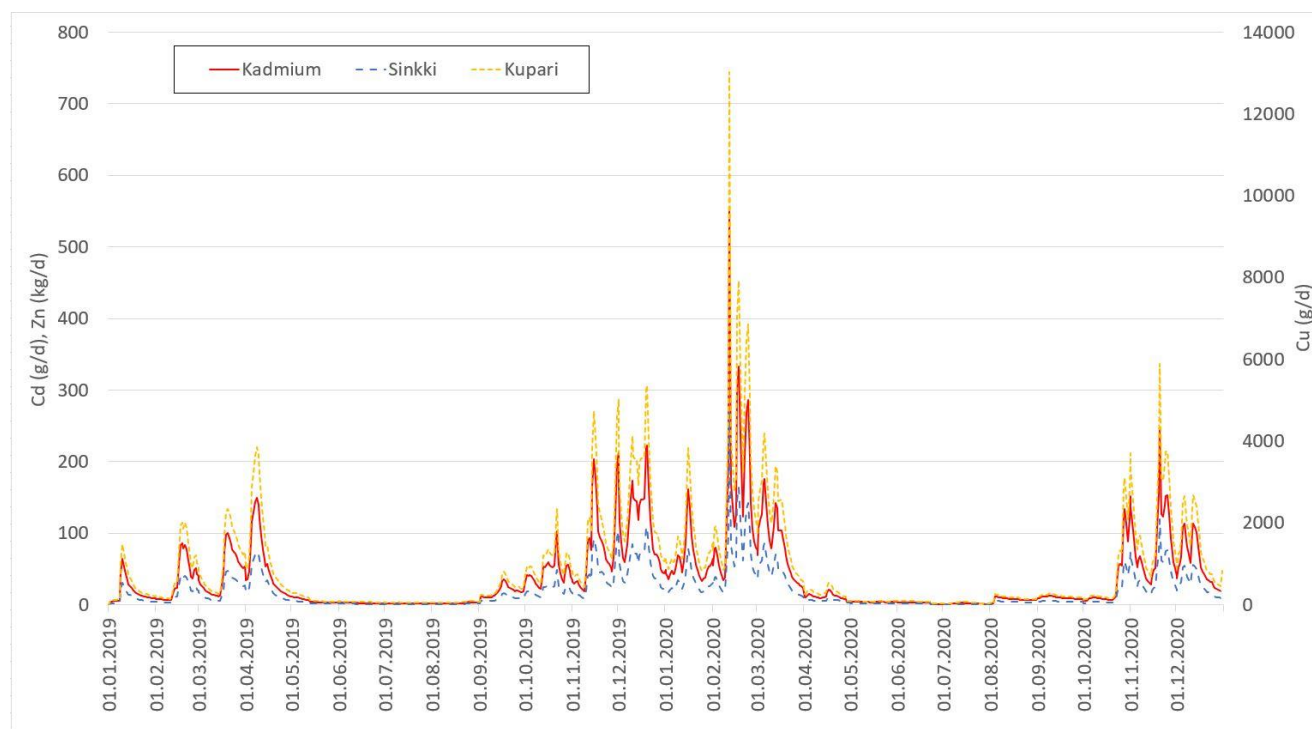
Taulukko 16. Orijärven virtaaman osuus alapuolisten vesimuodostumien virtaamasta perustuen Fiskarsinjoen valuma-alueelta (82.002) lähtevän kokonaisvirtaaman vemala_qll -tuloksiin säävuosilta 1990–2019 ja suhteutettuna valuma-alueen kokoon.

Vesimuodostuma	Koko yläpuolisen valuma-alueen pinta-ala (km ²)	Osuus Fiskarsinjoen valuma-alueesta (%)	Keskivirtaama (m ³ /v)	Osuus Fiskarsinjoen keskivirtaamasta (%)
Orijärvi	12	9,1	5 240 000	12 %
Määrjärvi Aitsaari	~30	23	10 980 000	25 %
Anskunjoki	55	42	18 953 000	44 %
Fiskarsinjoki	131	100	43 200 000	100 %

RHK-ojan ulkopuolella Orijärven valuvan keskimääräisen vesimäärän arvioidaan olevan jokin arvo välillä 10 000–120 000 m³/a. Vertailtaessa alueen kokonaisvaluntakertoimia arvioidaan RHK-ojan ohittavaksi rikastushiekka-alueen suotovesimääräksi noin 80 000–120 000 m³/a, jos Tekolammen kaikki pintavalunta tulee RHK-ojan valuma-alueelle. Jos Tekolammista ei päätyisi RHK-ojan valuma-alueelle lainkaan valumavesiä, pienentää se RHK-ojan valuma-aluetta noin 17 ha (55 %), jolloin RHK-ojan kokonaisvaluntakertoimeksi muodostuisi 0,45. Tällöin RHK-ojan ohittavan rikastushiekka-alueen suotovesimäärän arvioidaan olevan noin 10 000–25 000 m³/a.

5.2.2 Kuormitustulokset (GoldSim)

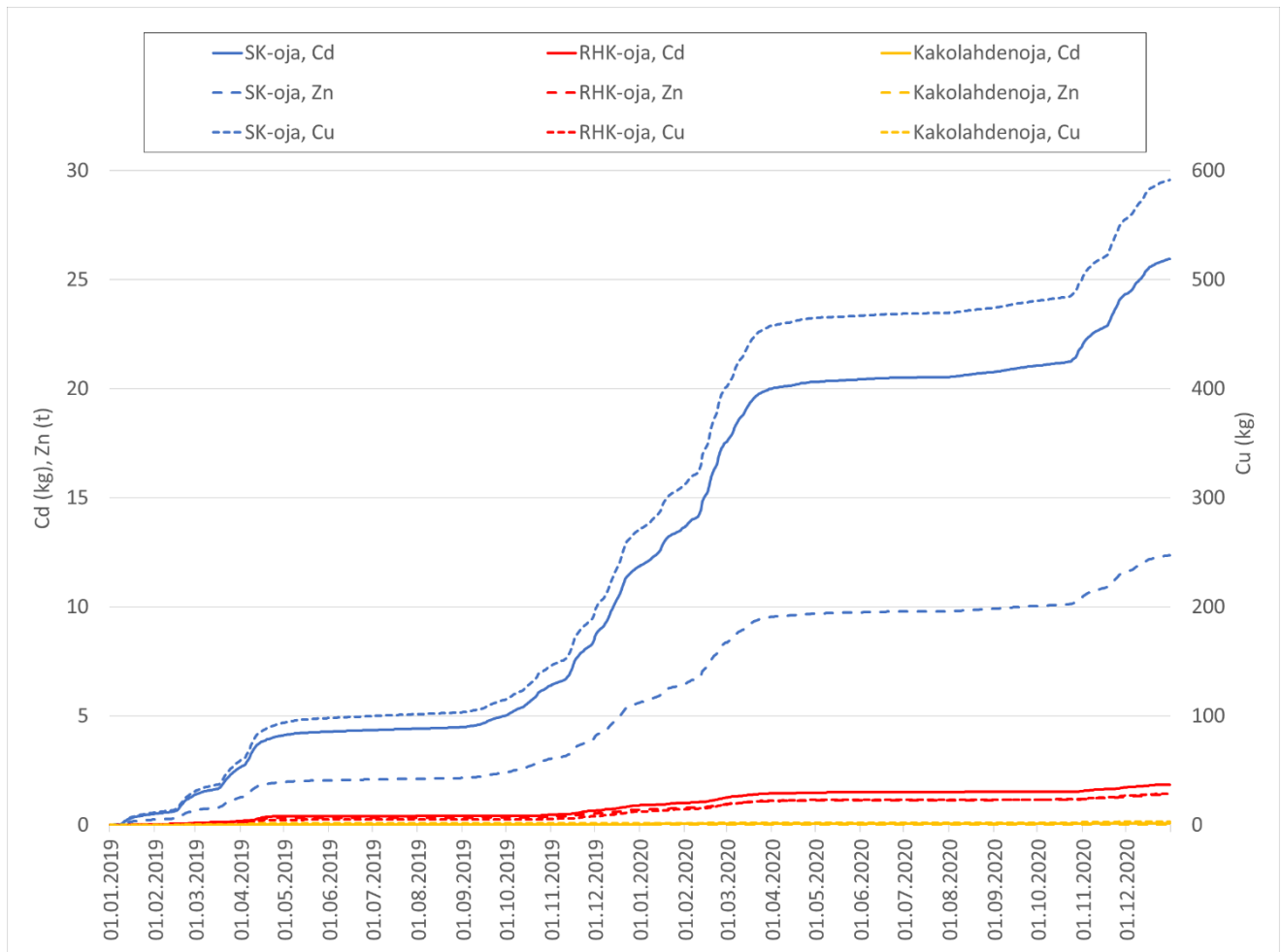
Kuormituksen muutos ajan suhteen GoldSim-mallissa on kuvattu alla (Kuva 34). Kuormitusvaihtelu seuraa pitoisuuden ja virtaaman tuloa (Kuvat 30 ja 31).



Kuva 34. Mallinnettu Orijärven valuma-alueelta tuleva vuorokausikohtainen kokonaiskuormitus vuosina 2019–2020.

1.2.2021

Metallikuormituksen kehittyminen kaivosalueen valumavesiä sisältävissä ojissa ei korreloi ojien keskinäisen virtaaman suhteessa (vrt. kuvat 33 ja 35). Tämä johtuu suurista eroista kaivosalueelta tulevien vesien pitoisuuksissa. Selkeästi suurin kuormittaja on ollut sivukivialueen ja avolouhoksen valumavesiä johtava SK-oja, josta vedet virtaavat kaivosalueen itäpuolella kulkevan Sammalojan kautta Orijärveen. Rikastushiekka-alueen valumavesien aiheuttama kuormitus on selvästi pienempää, vaikka iso osa rikastushiekka-alueen vesistä päätyisikin Orijärveen muita reittejä kuin RHK-ojan mitta- ja mallinnuspisteen kautta (ks. kohta 5.2.1).



Kuva 35. Orijärven kaivosalueelta tulevia vesiä sisältävien ojapisteiden mallinnetun kadmium-, sinkki- ja kuparikuormituksen kumulatiivinen kehittyminen vuosien 2019–2020 aikana.

30 vertailujakson (v. 1990–2019) säävaihtelu huomioiden Orijärven kadmiumkuormasta 99 %, sinkkikuormasta 99 % ja kuparikuormasta 91 % tulee mallinnuksen mukaan kaivosalueen valumavesiä sisältävien SK-ojan, RHK-ojan ja Kakolahden ojan kautta (Taulukko 17). Näistä kuormitusreiteistä selvästi merkittävin on SK-ojasta tulevia sivukivialueen valumavesiä ja avolouhoksen ylivuotovesiä kuljettava Sammaloja. Sammalojan kuormituksesta SK-ojan osuus on merkittävä (Taulukko 17).

Sivukivialueen merkittävää kuormitusta rikastushiekka-alueeseen verrattuna voivat selittää monet tekijät, kuten sivukivien pitkälle edennyt rapautuminen ja hapettuminen laajalla alueella peittokerrosten ja kasvillisuuden puuttuessa. Esimerkiksi sivukivialueelta otetut ojavesinäytteet olivat

1.2.2021

selvästi happamampia (osin $\text{pH} < 4$) ja niiden alkaliniteetti oli pääosin selvästi alhaisempi kuin rhk-alueella, mikä edistää metallien liukoisuutta ja kulkeutumista. Rikastushiekka-alueen ja Orijärven pohjukan välille on rakennettu vettä patoavia rakennelmia (moreeni- ja rhk-padot sekä tie), jotka todennäköisesti edesauttavat kosteikon syntymistä sekä siten haitta-aineiden saostumista ja sitoutumista ennen järveä. Kosteikot edesauttavat etenkin kuparin saostumista mm. orgaaniseen ainekseen. Sinkillä ei ole vastaavaa taipumusta saostua, ja siksi se pääsee melko vapaasti kulkeutumaan aina Orijärveen saakka. Rikastushiekka-alueelta tuleva vesimäärä on melko pieni ja korkeita pitoisuuksia sisältävä rikastushiekka on joko peittynyt syvälle ylätasoon pohjaosan hapettomiin olosuhteisiin tai on alatasolla kyllästynyt vedellä.

RHK-ojan valuma-alue ja kokonaissadanta ($245\,000\text{ m}^3/\text{v}$), Tekolammin alue huomioiden, on pieni. Ero mallinnetun ja sadantaan perustuvan potentiaalisen virtaaman kautta lasketussa kuormituksessa on pieni suhteutettuna SK-ojan ja koko Orijärven kokonaiskuormitukseen (Taulukko 17). Mallin tuloksiin ei näin ollen arvioida kohdistuvan merkittävää riskiä RHK-ojan kuormituksen aliarvioinnista.

Malli huomioi avolouhoksen ja ylivaluman ominaispiirteitä asiantuntija-arvion mukaan oikealla tavalla, mutta mittatietojen puuttuessa tähän sisältyy epävarmuutta. Tuntemattomia muuttujia ovat avolouhoksen keräämien vesien ja ylivuodon määrä, sekä avolouhoksen vesien mahdollinen kulkeutuminen SK-ojan valuma-alueen lisäksi muille valuma-alueille. Toinen vastaava rakenne on Tekolammi. Nykyisin ei tiedetä, kuinka suuri osa Tekolammin vedestä kulkeutuu putkea pitkin vanhalle rhk-alueelle ja kuinka paljon suotautuu Kakolahdenojan valuma-alueelle.

Kaikki edellä mainitut epävarmuudet huomioon ottaen, Orijärven kuormitussuhteiden luotettavuutta pidetään riittävänä riskinarvioinnin tarpeisiin.

Taulukko 17. Mallinnettu Orijärveen tuleva kadmiumin, sinkin ja kuparin kuormitus kaivosalueen eri lähteistä ja kulkeutumisreiteiltä perustuen säävuosiin 1990–2019. SK-ojan kuormitus sisältyy Sammalojan kuormitukseen. Sammalojan osuus on himmennetty taulukossa, sillä sen kuormitus sisältää SK-ojan kuormituksen.

	Cd		Zn		Cu	
Päästölähde ja oja	kg/v	Orijärven kokonaiskuormasta	kg/v	Orijärven kokonaiskuormasta	kg/v	Orijärven kokonaiskuormasta
Sammaloja	9,2	92,7 %	4 390	89,9 %	223	94,2 %
Sivukivialue, SK-oja	9,2	92,5 %	4 372	89,6 %	205	86,8 %
Rikastushiekka-alue, RHK-oja	0,6	6 %	480	10 %	8	3 %
Rikastushiekka-alue, Kakolahdenoja	0,03	<1 %	0,02	<1 %	2	<1 %
Kaivosalueelta yht.	9,8	99 %	4 870	99 %	215	91 %

5.2.3 Vertailulaskenta

Yksinkertaisessa vertailulaskennassa kaivosalueen metallikuormitusta arvioitiin osavaluma-alueilla muodostuvien teoreettisten keskivirtaamien ja purkuojien pitoisuustietojen perusteella. GoldSim-mallinnuksesta poiketen osavaluma-alueitten valuntakertoimet arvioitiin vakioksi (0,5) ja

1.2.2021

vuosisadannaksi oletettiin 650 mm. Laskennalliset keskivirtaamat osavaluma-alueiden purkuojissa on esitetty taulukossa 18. Vaikka laskennalliset päästöarviot ovat lähinnä suuntaa-antavia, osavaluma-aluekohtaisten keskivirtaamien ja virtausmittausten yhdenmukaisuus vähentää niihin liittyvää epävarmuutta.

Taulukko 18. Orijärven valuma-alueen osavaluma-alueiden pinta-alat ja niiden purkuojien teoreettiset vuosivirtaamat (oletuksena sadanta 650 mm/v ja valuntakerroin 0,5, haihduntaa järvestä ei huomioitu).

Osavaluma-alue/oja	Valuma-alueen pinta-ala (ha)	Osuus Orijärven valuma-alueesta (%)	Keskivirtaama (m ³ /v)
Sammaloja	257	22	835 250
SK-oja	46	3,9	149 500
Muu valuma-alue	211	18	685 750
RHK-oja	31	2,6	100 750
Kakolahdenoja	38	3,2	123 500
Muu valuma-alue	690	58	2 242 500
Orijärven vesialue	177	15	1 150 500
Orijärvi yhteensä	1 192	100	5 287 750

Teoreettiset vuosivirtaamat Sammalojassa ($Q = 836\,363 \text{ m}^3/\text{v}$) ja RHK-ojassa ($Q = 100\,750 \text{ m}^3/\text{v}$) poikkeavat jonkin verran samoista ojista tämän arvioinnin yhteydessä mitatuista keskivirtaamista (7 mittausta Sammalojasta, $Q = 663\,157 \text{ m}^3/\text{v}$; 6 mittausta RHK-ojasta, $Q = 47\,830 \text{ m}^3/\text{v}$); ks. luku 5.2.1). Tähän vaikuttanee mm. laskennassa vakioksi oletettu valuntakerroin, joka erityisesti vettä läpäisevällä rhk-alueella on todennäköisesti pienempi kuin oletusarvo 0,5. Toisaalta on otettava huomioon, että kaikki rikastushiekka-alueella muodostuva valunta ei välttämättä kulkeudu RHK-ojan kautta ja myös alueella mahdollisesti muodostuva pohjavalunta päättyy lopulta Orijärveen. Siten teoreettiseen vuosivirtaaman perustuva arvio antaa suhteellisen luotettavan kuvan kuormituslaskentaan myös rikastushiekka-alueella ja tukee muodostettua kokonaiskuvaa alueen valumavesien virtauksesta ja kulkeutumisreiteistä. Lisäksi on huomioitava, että myös alueella tehtyihin virtaamamittauksiin sisältyy epävarmuutta esim. mittaustulosten suhteellisen pienen määrään vuoksi.

Orijärveen laskevien ojien teoreettisten vuosivirtaamien ja niistä otetuista vesinäytteistä määritettyjen pitoisuuksien perusteella voidaan laskea karkeasti järveen kohdistuva metallikuormitus. Jos laskennassa käytetään Sammalojan alaosan (sivukivialue), RHK-ojan (rikastushiekka-alue), Kakolahden ojan (rikastushiekka-alueen länsipuoli) vuoden 2019 ja 2020 näytteenottoon perustuvia keskimääräisiä metallipitoisuuksia ja näytepisteiden yläpuolisten valuma-alueiden teoreettisia vuosivirtaamia, saadaan metallien kokonaispäästöiksi Orijärveen kaivosalueelta:

- kadmium: 6 kg/v
- kupari: 100 kg/v
- lyijy 16 kg/v
- sinkki 3400 kg/v

Orijärven muulta eli kaivosalueen ulkopuoliselta valuma-alueelta tuleva taustakuormitus voidaan vastaavasti arvioida koko valuma-alueen teoreettisella vuosivirtaamalla ja kaivosalueen ulkopuolisista

1.2.2021

näytepisteistä otettujen vesinäytteiden ($n = 8$) pitoisuuskeskiarvoilla. Tällöin taustakuormitukseksi saadaan kadmiumille 0,12 kg/v, kuparille 19 kg/v, lyijylle 1,1 kg/v ja sinkille 31 kg/v (Taulukko 19).

Taulukko 19. Kadmiumin, kuparin, lyijyn ja sinkin teoreettinen keskimääräinen vuosikuormitus Orijärveen Sammallojan, RKH-ojan ja Kakolahden ojan kautta.

Päästölähde ja oja	Kadmium (kg/v)	Kupari (kg/v)	Lyijy (kg/v)	Sinkki (kg/v)
Sivukivialue, Sammalloja	5,43	86,9	14,9	2845
<i>Sivukivialue, SK-oja</i>	<i>5,39</i>	<i>119</i>	<i>35,2</i>	<i>2599</i>
Rikastushiekka-alue, RHK-oja	1,19	15,1	0,4	870
Rikastushiekka-alue, Kakolahdenoja	0,03	1,69	0,18	16,3
Yhteensä	6,29	100	15,8	3430
Taustakuormitus	0,12	19,1	1,07	31,1

Teoreettinen vuosikuormitus vastaa suuruusluokaltaan GoldSim-mallilla määritettyjä kuormituksia kadmiumille, kuparille ja sinkille (lyijyn osalta GoldSim-mallinnusta ei tehty). Sivukivialueen (Sammaloja/SK-oja) laskennallinen kuormitus kaikille metalleille on kuitenkin noin 40 % pienempi kuin GoldSim-mallinnuksessa ja rikastushiekka-alueen (RHK-oja) kuormitus noin kaksi kertaa GoldSim-mallinnuksen tulosta suurempi. Päästölähteiden suhteellisen merkityksen osalta tulokset ovat yhdenmukaisia, vaikka rhk-alueen osuus laskennallisesta kokonaiskuormituksesta vertailulaskennassa olikin hiukan suurempi (noin 30 % sinkillä, 20 % kadmiumilla ja 10 % kuparilla). Lyijyn osalta sivukivialueen laskennallinen osuus kokonaiskuormituksesta vertailulaskelmassa oli noin 94 % (GoldSim-mallinnusta lyijylle ei tehty). Vertailulaskenta vahvistaa käsitystä myös siitä, että sivukivialueelta Sammallojaan ja edelleen Orijärveen päätyvä kuormitus tulee käytännössä yksinomaan SK-ojan kautta eikä rikastushiekka-alueelta kulkeudu ainakaan merkittävässä määrin metalleja alueen länsipuolella olevan ojaston kautta Kakolahteen. Lyijyn osalta SK-ojan noin kaksi kertaa Sammallojaa suurempi laskennallinen kuormitus voi johtua näytteenoton epävarmuudesta ja/tai liukoisen lyijyn saostumisesta ja sedimentoitumisesta Sammallojassa.

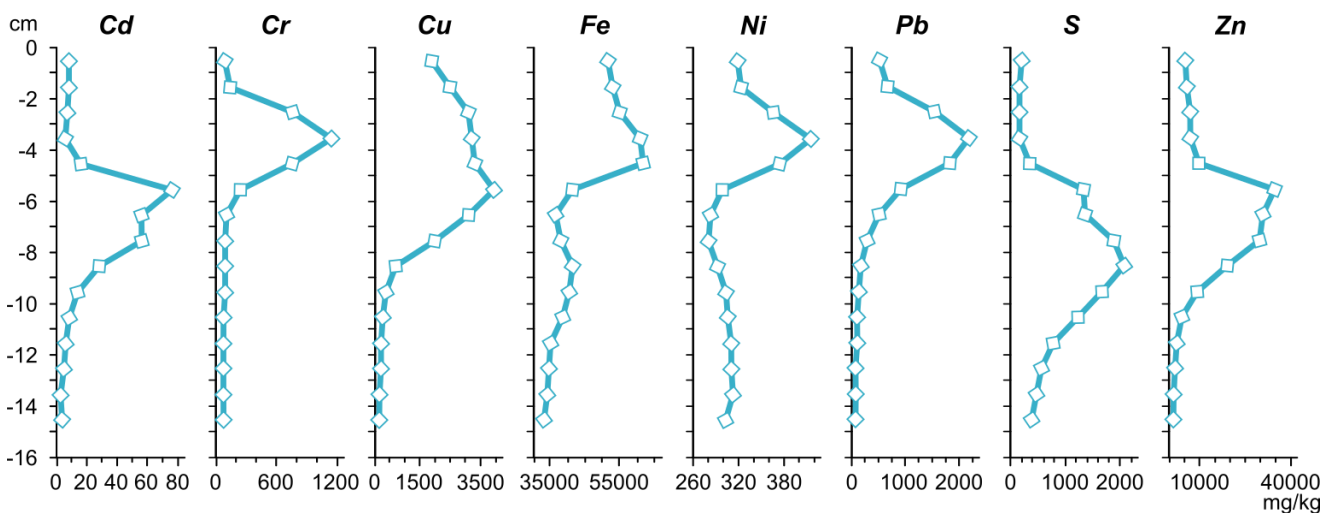
Koska teoreettiset ja ojista mittauksiin perustuvat vuosikuormitukset vastaavat hyvin toisiaan, myös metallien mahdollinen kulkeutuminen pohjaveden kautta on oletettavasti vähäistä pintavaluntaan verrattuna. Lisäksi taustakuormituksen osuus valuma-alueen kokonaiskuormituksesta on hyvin pieni kaivosalueelta tulevaan kuormitukseen verrattuna, vaikka kaivoksen ulkopuolinen valuma-alue kattaa yli 70 % Orijärven koko valuma-alueesta.

5.3 Vesistökuormituksen kehittyminen pitkän ajan kuluessa

Aikaisempien paleolimnologisten sedimenttitutkimusten (Salonen et al. 2006, Tuovinen 2010, Tuovinen et al. 2012, Lähteenmäki 2016) mukaan Orijärveen kohdistunut metallikuormitus pysyi kohtalaisena viime vuosisadan alkuun saakka, minkä jälkeen kuormitus kasvoi laajamittaisemman kaivostoiminnan alkaessa 1910-luvulla, jolloin kaivoksella otettiin mm. vaahdotusprosessi käyttöön (ks. luku 2.1.2). Kuormituksen kehittymistä on pystytty todentamaan sedimenttinäytteille tehtyjen, radiohiiliajoitettujen pitoisuusmääritysten perusteella, joiden mukaan sedimentoitumisnopeus järvestä (15 cm pintanäytteessä näytepisteen kohdalla) on ollut noin 1,4 mm/v. Ylin pintanäyte tutkitussa sedimenttiprofiilissa kuvaa siten noin vuotta 2000 ja kaivoksen aktiivisin vaihe 1940-luvulta kaivoksen sulkemiseen näkyy vastaavasti noin 6–7 cm syvyydessä (Kuva 36). Alkuun kaivoksen

1.2.2021

kuormitus näkyi sedimentissä rikkipitoisuuden kasvuna. 1940-luvulla kaivostoiminnan kapasiteetti kasvoi, mikä on nähtävissä etenkin sedimentin sinkki- ja kuparipitoisuuksissa, jotka olivat korkeimmillaan 1940–60-luvuilla (Zn ~30 000 mg/kg, Cu ~4 000 mg/kg). Rikkipitoisuus on laskenut 1920-luvun pitoisuushuipusta (~2 000 mg/kg) tasaisesti ja lyijy saavutti korkeimmat pitoisuudet sedimentissä (~2 200 mg/kg) vasta reilusti kaivostoiminnan päättymisen jälkeen, ollen korkeimmillaan vuosien 1970–1985 välillä. Lyijyn pitoisuudet nousevat siten vasta yli 10 vuotta kaivostoiminnan päättymisen jälkeen, mikä voi johtua sen alhaisesta liukoisuudesta suhteessa muihin metalleihin (Salonen et al. 2006, Lähteenmäki 2016). Sedimenttitutkimusten perusteella kaivostoiminnan aikana ja osin vielä kaivoksen sulkemisen jälkeen kaivannaisjätteet ovat päässeet reagoimaan voimakkaasti ilmakehän hapen ja sadeveden kanssa, jolloin metallipitoiset valumavedet ovat virranneet hapettumisen seurauksena vapaasti Orijärveen. Kaivostoiminnan aikana todennäköisesti myös ainakin osa prosessivesistä on johdettu suoraan järveen. Kaikkien kriittisten metallien pitoisuudet sedimentissä ovat kuitenkin laskeneet merkittävästi vuoteen 2000 mennessä.



Kuva 36. Salonen et al. (2006) mittaamia alkuaineiden pitoisuuksia Orijärven pohjasedimenteissä. Ylin pintanäyte kuvaa noin vuotta 2000 ja jokainen senttimetri sedimenttiprofilissa alaspäin vastaa noin seitsemää vuotta (sedimentoitumisnopeus 1,4 mm/v). Kuvaajat muokattu Salonen et al. 2006 pohjalta.

Nyt tehdyn tutkimuksen perusteella sekä ylä- että alatason rikastushiekka-alueet sekä pääosa sivukivialueista ovat happoa tuottavia (luku 4.1), sillä sivukivialueen itäosia lukuun ottamatta analysoitujen näytteiden neutralointipotentiaalisuhde alittaa AMD-riskiä kuvaavan rajan (ABA-testi). Lisäksi haitta-aineita on herkästi liukenevassa muodossa etenkin rikastushiekan hapettumiselle alttiina olevissa pintaosissa sekä jonkin verran myös sivukivialueella. Sivukivialueen vedet olivat rhk-alueen vesiä happamampia ja myös niiden puskurointikyky oli huonompi. Tämän vuoksi haitta-aineet esiintyivät ojissa pääosin liukoisessa muodossa, eivätkä saostuneet ja sitoutuneet ojien pohjasedimentteihin kuten todennäköisesti tapahtuu rhk-alueen kosteikolla. Sivukivialueen länsiosa on silmämääräisesti muita alueita rapautuneempaa ja laboratorioanalyysien perusteella alueen kivilajien haitta-ainepitoisuudet ovat korkeimmat. Osa näistä länsiosan kasoista on todennäköisesti louhittu läheltä malmia ja ne sisältävät edelleen nk. varppimalmia, jota kasattiin sivukivestä erilleen mahdollista myöhempää hyödyntämistä varten. Varppimalmi on siten mineraalikoostumukseltaan tavallisesti lähempänä malmia kuin muut sivukivet. Sivukivien rapautuminen tulee jatkumaan vielä vuosikymmeniä.

1.2.2021

Alatason rikastushiekan potentiaalinen haitta-ainekuorma on huomattavasti ylätason rikastushiekkaa suurempi, sulfidipitoisemman lähtömateriaalin ja materiaalin vähäisen hapettumisen vuoksi. Alatason rikastushiekka on hapettunut laajalla alueella vain muutaman senttimetrin. Sulfidirikkaampaa rikastushiekkaa löytyy myös ylätason alimmista kerroksista, jotka eivät kuitenkaan ole sijaintinsa vuoksi alttiina hapettumiselle. Tällä hetkellä alatason rikastushiekan hapettumista hidastaa sen vesikylläisyys johtuen maanpintaa lähellä olevasta pohjaveden pinnantasosta sekä osan aluetta kattavista lammikoista ja kosteikkokasvillisuudesta.

Ylätason rikastushiekka-alueen pintaosien hapontuotto on vähentynyt vuosien saatossa rapautumiselle alttiina olevan kerroksen sulfidimineraalien ehtymisen seurauksena. Hapettunut kerros ylettyy reilun puolen metrin syvyyteen, joten hapen eteneminen muuttumattomaan kerrokseen hidastuu ajansaatossa hapettuneen kerroksen syvyyden kasvamisen seurauksena. Ylätason pinnan rikastushiekan pH-arvo on selvästi alatason rikastushiekkaa korkeampi, mutta laskenut hapettumisen seurauksena selvästi happamaksi (pH 5,5). ABA- sekä NAG-testien hapontuottopotentiaali on muihin kerroksiin verrattuna selvästi pienempi. Pintakerroksessa (0,50 m) tapahtuneen rapautumisen ja liukenemisen myötä haitta-ainepitoisuus on pintaosassa laskenut eikä sen pH enää todennäköisesti laske, mikä voisi edistää jäljellä olevien haitta-aineiden liukenemistä. Näin ollen rikastushiekan hapettumisen eteneminen ylätasolla pysyy nykyisten olosuhteiden vallitessa mitä ilmeisimmin vakaana hidastuen pitkällä aikavälillä edelleen. Rikastushiekka-alueelta Orijärveen purkautuvien pintavesien sekä järvenpohjan sedimenttien haitta-ainekuorman pieneneminen viimeisten vuosikymmenien aikana on todennäköisesti seurausta rikastushiekan hapettumisen hidastumisesta. Hapettuneen kerroksen alapuolella on tutkimustulosten perusteella esimerkiksi sinkki ja lyijy asetaattiliukoissa muodossa, jolloin olosuhteiden muutos voi saada ne lähtemään liikkeelle suhteellisen herkästi.

Ylätason rikastushiekka-alueella sijaitseva lampi estää rikastushiekan hapettumisen etenemisen lammen alla (n. 3 000 m²). Lammen mahdollinen kuivuminen muuttaa rhk-alueen olosuhteita ja rikastushiekan hapettuminen etenee. Tämä vaikuttaisi alueen suotovesien kemialliseen koostumukseen ja lisäksi Orijärveen kohdistuvaa haitta-ainekuormaa. Ylätason pinnan kasvillisuus haihduttaa vettä, mikä vähentää lisäksi rikastushiekan läpivirtaavan veden määrää. Puiden juuret voivat kuitenkin edistää hapen tai hapellisen sadeveden etenemistä vertikaalisesti, mikä edistää hapettuneen kerroksen etenemistä syvemmälle rhk-alueella. Rikastushiekan ominaisuuksien, vähäisen aluskasvillisuuden ja alhaisen pohjavedenpinnan takia ylätason puut ovat herkkiä kuivumiselle. Kuivat kasvuolosuhteet voivat vaikuttaa puiden pituuskasvun ohella juuriston kehittymiseen, mikä vähentää juurien kautta tapahtuvaa hapen kulkeutumista syvemmälle aina hapettumattomiin kerroksiin.

Alatason rikastushiekkaan kaivetusta kuopasta otetusta suotovesinäytteestä (muuttumaton kerros) mitattiin rikastushiekan kokonaispitoisuuksiin verrattuna korkeat liukoiset pitoisuudet sinkkiä (7 600 µg/l), kuparia (348 µg/l), lyijyä (57 µg/l) ja kadmiumia (15 µg/l) (Liite 2). Siten alatason rikastushiekan suotovesi eroaa kemialtaan selvästi rhk-alueelta purkautuvasta vedestä (RHK-oja), jossa sinkin, kuparin, lyijyn ja kadmiumin liuenneet pitoisuudet ovat vähintään puolta pienemmät. RHK-ojan rikkipitoisuus on puolestaan huomattavasti korkeampi, samoin kalsium- ja magnesiumpitoisuudet. RHK-ojan vesi on tulosten ja kenttähavaintojen perusteella Tekolammin purkupuutken kautta kulkevaa vettä, joka sekoittuu alueelle sataneisiin vesiin. Kenttätutkimuksissa havaittiin ylätason padon alaosissa kausittaisia suotokohtia (Kuva 12). Ylätason alatasolle pinnalle purkautuva suotovesimäärä kuitenkin on vähäistä ja osa tästä suotovedestä imeytyy alatason rikastushiekkaan ja osa huuhtoutuu sadeveden mukana kosteikkoalueelle. Rikastushiekka-alueen vedet kuormittavat todennäköisesti myös

1.2.2021

pohjavesiä. Rikastushiekka-alueen puronnot ja sadeveden lammikoihin kertyvät vedet huuhtovat metalleja rhk-alueen pinnasta, eikä RHK-ojan kautta Orijärven purkautuva vesi ole siten merkittävästi vuorovaikutuksessa alustan korkeampia pitoisuuksia sisältävän suotoveden kanssa. Alueen pitoisuusvaihtelut riippuvat siten todennäköisesti siitä, kuinka kauan vesi ehtii olla vuorovaikutuksessa rikastushiekkan pintakerroksen kanssa ja kuinka paljon esimerkiksi ylästason rhk-alueen patojen alaosasta suotautuu vettä suhteessa sadantaan. Tekolammin purkupuutken vesimäärän lisäksi kuivan ajan kapillaari-ilmiöllä voi olla myös vaikutusta rhk-alueen läpi virtaavan pintaveden kemiaan.

Rikastushiekka-alueen ja Orijärven Tarklahden välille on rakennettu vettä osittain patoavia rakennelmia (moreeni- ja rhk-padot sekä tie), jotka todennäköisesti edesauttavat kosteikon syntymistä, mikä puolestaan edistää haitta-aineiden saostumista ja sitoutumista ennen järveä. Moreenipadon läpi kulkevat putket ovat kuitenkin matalalla, eivätkä siten nosta rhk-alueen vedenpinnantasa merkittävästi. Moreenipadon rajaamasta alustan rhk-alueesta noin puolet on kosteikkokasvillisuuden peitossa ja osa alueesta on täysin ilman peittoa. Tarklahden kosteikon läpivirtaavan RHK-ojan sedimentistä mitattiin sivukivialueeseen verrattuna huomattavasti korkeammat sinkin, kuparin ja kadmiumin pitoisuudet (Kuva 25). Tämä voi johtua esimerkiksi rhk-alueen korkeammasta kiintoainekuormasta suhteessa sivukivialueeseen, kosteikon kyvystä sitoa metalleja tai uoman pohjalle kerrostuneista helposti liikkeelle lähtevistä rikastushiekka-partikkeleista.

5.3.1 Rikastushiekka-alueen kuormituslaskelmat

Salonen et al. 2006 on arvioinut vuoteen 2000 mennessä rikastushiekka-alueelta kulkeutuneen sinkkiä 5 400 t, kuparia 800 t ja lyijyä 300 t. Arviossa on käytetty lukuja, jotka ovat yhteneviä alustan rikastushiekkan kanssa (Taulukko 20). Lisäksi arvion oletuksena on ollut rikastushiekkan rapautuminen noin puoleen metriin asti, mikä vastaa nyt tehdyn tutkimuksen perusteella ylästason tilannetta (Taulukko 20). Laskutoimituksessa on arvioitu alueen laajuudeksi 5 ha ja rapautuneen rikastushiekkan määräksi 100 000 t. Tässä hankkeessa tehtyjen tutkimusten mukaan ala- ja ylästason rhk-alueiden ominaisuudet eroavat selvästi toisistaan, jolloin kuormitusarviossa tulisi huomioida molempien alueiden tarkasteltavana olevat haitta-ainepitoisuudet erikseen (Taulukko 20) samoin kuin niiden pinta-alat ja rapautumisen eteneminen (Taulukko 21).

Taulukko 20. Eri lähteiden (Ewurm 2000, Salonen et al. 2006, Toropainen 2006) rikastushiekkanäytteiden voidaan tässä tutkimuksessa analysoidujen näytteiden ja niiden tulosten perusteella katsoa edustavan Orijärven alustan rikastushiekkan pitoisuuksia. Ylästason rikastushiekkan pitoisuudet ovat selvästi aiemmin mitattuja alhaisemmat. AR=kuningasvesiuutto, 4-h=nelihappouutto, AT=alustaso, YT=ylästaso, MT=muuttunut rikastushiekka (pintaosa), MTM=muuttumaton rikastushiekka (hapettuneen kerroksen alapuolella).

		Cu	Zn	Pb
Lähde	RHK	mg/kg		
KAJAK AR	AT MT	4 263	5 459	10 149
KAJAK 4-h	AT MT	4 370	4 730	13 900
Salonen	AT MT	2 430	6 000	6 960
Ewurm	AT MT	2 507	3 424	17 113
Toropainen	AT MT	2 000	8 600	3 800
Keskiarvo	AT MT	3 114	5 643	10 384

		Cu	Zn	Pb
Lähde	RHK	mg/kg		
KAJAK AR	AT MTM	10 247	44 871	26 114
KAJAK 4-h	AT MTM	10 600	42 100	13 400
Salonen	AT MTM	10 050	66 000*	12 400
Ewurm	AT MTM	14 455	41 427	17 519
Keskiarvo	AT MTM	11 338	42 799	17 358

KAJAK AR	YT MT	1 092	1 309	2 587
----------	-------	-------	-------	-------

KAJAK AR	YT MTM	1 845	12 330	3 195
----------	--------	-------	--------	-------

1.2.2021

Taulukossa 21 on laskettu sekä ylä- että alatason hapettuneen rikastushiekan määrät aluekohtaisesti. Esimerkiksi ylätason lampi on n. 3 000 m³ laajuinen ja sen alapuolella rikastushiekka on ainoastaan ohuelti hapettunut. Rikastushiekan määrän arvioinnissa käytettiin ominaispainon arvoa 2 t/m³, jonka alle kostea rikastushiekka tyypillisesti jää. Alatason rapautuneen rikastushiekan määrä on tämän arvion perusteella n. 11 500 t ja ylätason n. 39 900 t, mikä tekee hapettuneen rikastushiekan määräksi yhteensä n. 51 400 t. Kemiallinen koostumus määritetään laboratoriossa rikastushiekan kuivapainosta. Laboratoriossa määritettiin myös näytteiden punnitusten avulla näytteessä olevan veden osuus, joka oli keskimäärin 25 %. Rikastushiekan kohdalla 25 % muutos tarkoittaa siten 2,65 t/m³, mikä soveltuu hyvin rikastushiekan/karkean siltin yleisesti oletettuun kuivapainoon. Alatason hapettuneen rikastushiekan kuivapainoksi tulee näin ollen 8 625 t ja ylätason 29 925 t eli yhteensä 38 550 t (Taulukko 21).

Taulukko 21. Rikastushiekka-alueiden rapautumisen eteneminen syvyyssuunnassa (m) pinta-alan suhteen arvioituna, rapautumisen keskimääräinen syvyys eri tasoilla, rapautuneen aineksen määrä kuutioissa ja tonneissa. Tonnit on määritetty kertoimella 2 t/m³ ja kuivapainon määrä 25 % vähennyksellä. MT = Muuttunut rikastushiekka.

MT osuus	Kokoalue	0,05 m	0,15 m	0,3 m	0,5 m	0,6 m	Syvyyden keskiarvo	Tilavuus	Määrä (märkä)	Määrä (kuiva)
Alataso	50 000 m ³	22 000 m ³	15 000 m ³	8 000 m ³	5 000 m ³		0,12 m	5 750 m ³	11 500 t	8 625 t
Ylätaso	40 000 m ³	3 000 m ³	1 000 m ³	1 000 m ³	20 000 m ³	15 000 m ³	0,50 m	19 950 m ³	39 900 t	29 925 t

Kaivannaisjätealueelta vesistöön kulkeutuneen haitta-aineen määrää ei voida arvioida ainoastaan laskemalla muuttumattoman ja muuttuneen rikastushiekkakerroksen haitta-ainemäärien erotus. Sillä pintakerroksesta liuenneet alkuaineet voivat pidentyä syvempiin kerroksiin olosuhteiden muuttuessa esimerkiksi saostumiselle suotuisiksi (pH, redox, EC). Tällöin alemman kerroksen haitta-ainemäärä nousee. Haitta-aineet voivat pidentäytyä kaivannaisjätteen lisäksi jätealueen rakenteisiin kuten patoihin. Toiseksi laboratoriosta saatu analyysituloks on tässä tapauksessa prosentuaalinen (yhteensä 100 %), joten tietyn alkuaineen liuetessa kasvaa jäljelle jääneiden alkuaineiden suhteellinen osuus, mikäli uutta ainesta ei tule tilalle (MacLean & Barrett 1993). Siten tietyn haitta-aineen pitoisuustuloksia tulisi verrata sekä hapettuneen että hapettumattoman kerroksen osalta alkuaineeseen, joka on rapautumista kestävä ja jonka suhteellisen pitoisuuden voidaan olettaa pysyneen vakiona.

Taulukossa 22 on esitetty liuenneiden haitta-aineiden määrä suoraan kerrosten välisenä erotuksena perustuen nelihappo- ja kuningasvesiuuttotulosten keskiarvoihin (vähennyslasku). Lisäksi tarkastelussa olevan neljän haitta-aineen suhteellisia osuuksia sekä liuenneiden haitta-aineiden määriä pyrittiin laskemaan nelihappouuttotulosten pysyvän zirkonin määrän avulla, jotta edellisessä kappaleessa esitetyn jäljelle jääneiden alkuaineiden suhteellisen muutokset tulisi paremmin huomioon (Taulukko 22; laskukaava). Zirkonin määrään suhteutettu tulos huomioi paremmin alkuaineiden vaihtelevan liukoisuuden sekä mahdollisen saostumisen jo heti hapettuneen kerroksen alapuolelle. Siitä huolimatta, että liuenneiden haitta-aineiden määrät (Zn 547–654 t, Cu 30–74 t, Pb 6–85 t, Cd 7–10 t) laskettiin tarkoituksella yläkanttiin (ns. *worst case* -skenaario ja lähtötietojen suppeus), jäävät ne selvästi Salosen et al. (2006) arvioimia määriä pienemmiksi (Taulukko 22), johtuen tämän luvun alussa selitetyistä syistä (hapettuneen rikastushiekan määrä, alatason pitoisuudet ja alueen koko).

1.2.2021

Taulukko 22. Karkea arvio rikastushiekan muuttuneesta osasta liuenneista sinkin, kuparin, lyijyn ja kadmiumin määristä vuoteen 2020 mennessä eli 65 vuotta kaivoksen sulkemisen jälkeen. Vähennyslasku on tehty suoraan nelihappo- ja kuningasvesiuuttojen keskiarvoista muuttuneen ja muuttumattoman kerroksen erotuksena. Laskukaava puolestaan huomioi zirkonin osuuden muutokset suhteessa haitta-aineisiin ja kuvastaa siten paremmin todellista muutosta. Alimpana Salosen et al. 2006 arvio rikastushiekka-alueelta Orijärveen liuenneista haitta-ainemäärästä vuoteen 2000 mennessä, kadmium ei kuulunut tällöin analysoitavien alkuaineiden joukkoon. AT = alataso, YT = ylätaso, 4-happo = nelihappouutto AR = kuningasvesiuutto, Zr = zirkoni, n.d. = ei tutkittu.

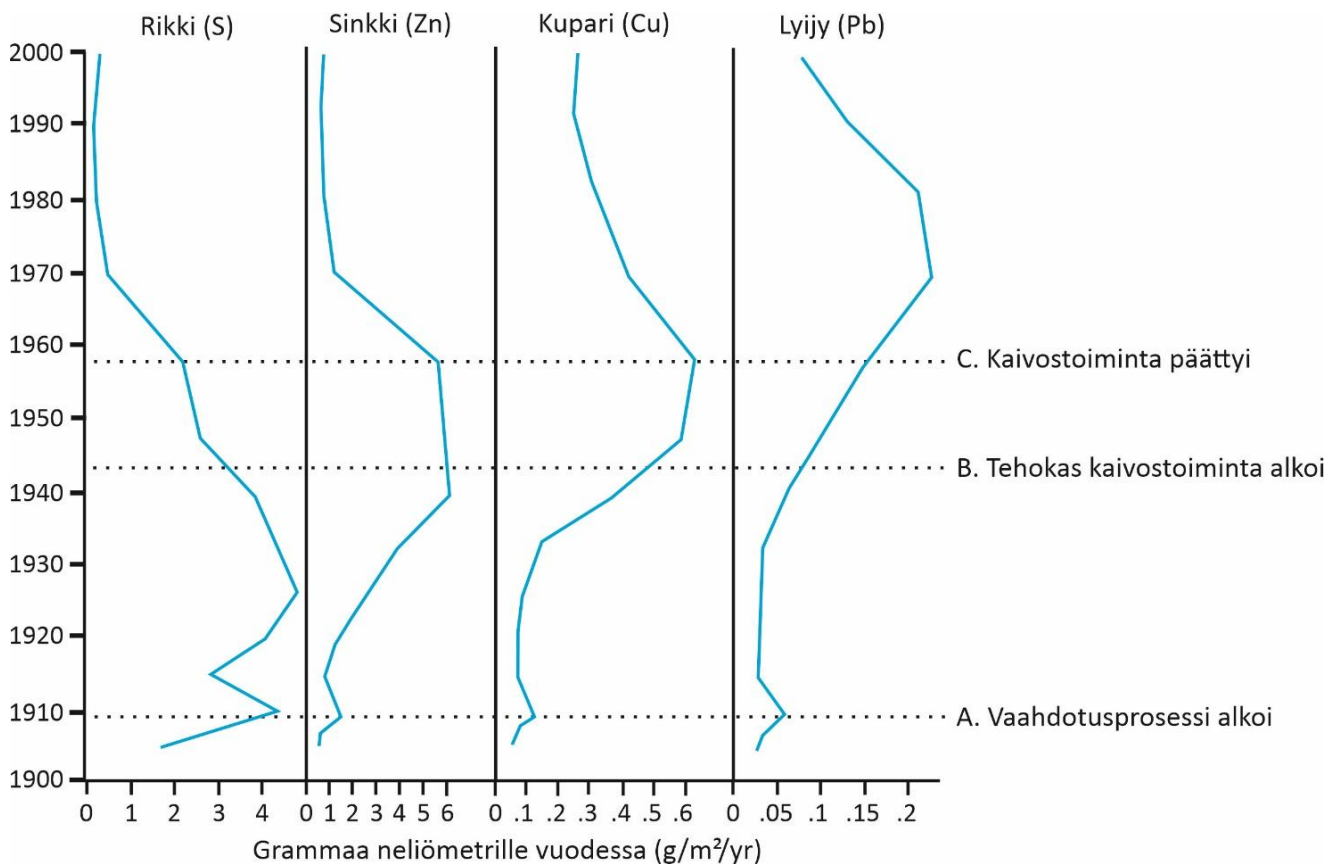
Menetelmä/lähde	Arvioitu lähteneen liikkeelle tonneissa (t)			
	Zn	Cu	Pb	Cd
AT Vähennyslasku (4-happo, AR)	331	53	69	4
YT Vähennyslasku (4-happo, AR)	323	22	16	1
Yht. Vähennyslasku (4-happo, AR)	654	74	85	5
AT laskukaava / Zr	293	27	-1	6,8
YT laskukaava / Zr	254	3	6	0,8
Yht. laskukaava / Zr	547	30	6	8
Salonen et al. 2006 (50 vuotta)	5 400	800	300	n.d.

Arviota vesistön pitkäaikaikuormituksesta pohjautuen nykyiseen vesinäytteistä laskettuun kuormitukseen ei ole perusteltua esittää, koska arvion pohjana olevat vesinäytteet edustavat lyhyttä ajanjaksoa (2019–2020) ja se voi johtaa epävarmuuksiin tarkasteltaessa pitkää n. 65 vuoden jaksoa. Kaivannaisjätealueiden kuormituksen tiedetään kokemuksesta muuttuvan ajan kuluessa, mutta sen ei katsota selittävän edellä kuvattujen kuormituslaskelmien suurta eroa.

5.3.2 Orijärven pohjasedimenttien metallikuormituksen arviointi

Alkuaineiden rikastushiekasta lähteneiden tonnimäärien lisäksi Salonen et al. (2006) on esittänyt järvenpohjan akkumulaatioalueen sedimentteihin vuosittain kertyneen rikin, sinkin, kuparin ja lyijyn pitoisuudet 1900-luvun alkupuolelta vuoteen 2000 asti (Kuva 37). Aineistosta nousee esiin kaivostoiminnan eri vaiheiden vaikutukset kerrostuvan sedimentin metallipitoisuuksiin. Esimerkiksi 1910-luvun vaahdotusmenetelmän käyttöönoton jälkeen, järven pohjasedimenttien metallipitoisuudet kasvavat jyrkästi. Sedimentin rikkipitoisuus pysyy korkeana aina kehittyneempien menetelmien käyttöönottoon asti, ja pienentyy voimakkaammin 1940-luvulta eteenpäin. Sinkin ja kuparin pitoisuudet nousevat vähitellen vaahdotusprosessin käyttöönoton myötä ja ovat suurimmat sedimenteissä, jotka ovat kerrostuneet vuosien 1940 ja 1960 välisenä aikana, jolloin kaivostoiminnan kapasiteetti oli suurin. Lyijyn suurimmat pitoisuudet sedimentissä ajoittuvat myöhemmäksi 1960- ja 1990-lukujen väliin, jolloin kaivostoiminta oli jo päättynyt ja lyijyn liukoisuus lähtenyt kasvamaan kaivannaisjätealueen mineraalien rapautumisen myötä.

1.2.2021



Kuva 37. Orijärven akkumulaatioalueelle kertyneen sedimentin pitoisuudet esitetty grammoina neliömetrillä vuodessa (mukailtu Salonen et al. 2006).

Salosen et al. (2006) julkaiseman n. 90 vuoden analyysisarjan tulosten pohjalta arvioitiin kaivostoiminnan vaikutuksesta Orijärven kerrostuneiden rikin, sinkin, kuparin ja lyijyn pitoisuuksia (Taulukko 23). Arviointia varten laskettiin karttatulkinnan perusteella Orijärven pinta-alasta (177 ha) oletettu järven akkumulaatioala (140 ha), eli alue, jonka syvyys on yli 3,5 metriä. Laskenta pohjautuu oletukseen akkumulaatioaltaan maljamaisestä muodosta, jossa syvimpiin osiin kerrostuu paksuin sedimenttipatja, joka pienenee vertikaalisesti kohti reunoja, saavuttaen lopulta nollan. Siten laskutoimituksessa käytetään puolikasta akkumulaatioalaa. Salonen et al. (2006) esittämän aineiston (Kuva 37) avulla arvioitiin n. 10 vuoden välein Orijärven pohjasedimenttiin kerrostunut keskimääräinen metallikuorma. Orijärven pohjasedimentteihin on edellä kuvatun pohjatiedon sisältämän laskelman perusteella kerrostunut n. 17,5 t sinkkiä, 13 t rikkiä, 2 t kuparia ja 0,7 t lyijyä (Taulukko 23). Mikäli metallien kerrostumisen Orijärveen oletettaisiin pysyvän seuraavien 90 vuoden ajan (2001-2090) kutakuinkin 2000-luvun kerrostumisnopeuden tasolla (*worst case*-skenaario), vähenisi rikin (88 %) ja sinkin (73 %) pitoisuudet jyrkästi, lyijypitoisuus (54 %) noin puolella ja kuparipitoisuus (15 %) alle viidesosan. Taulukossa 23 on esitetty lisäksi arvio taustapitoisuuden osuudesta nykyisestä kuormituksesta (tilanne vuonna 2000). Arvion mukaan rikin ja sinkin pitoisuudet sedimentin akkumulaatioalueella ovat todennäköisesti nykyisin n. 20 prosenttia taustapitoisuuksia korkeammat, lisäksi lyijyn osuus taustakuormituksesta olisi nykyisin noin puolet ja kuparin osuus noin neljäsosa. Nykytilanteen tarkempi hahmottaminen pohjasedimentin kuormituksen suhteen, edellyttäisi uusia ja laajempia sedimenttitutkimuksia.

1.2.2021

Taulukko 23. Orijärveen pohjaan kerrostuneen sedimentin laskennallisia metallipitoisuuksia, sekä laskentaan vaikuttava järvenpohjan akkumulaatio-osuuden pinta-ala.

Metallikuorma pohjautuu yhteen pisteeseen (Salonen et al. 2006)	S	Zn	Cu	Pb
Arvio kuormasta 90 vuoden aikana (1910-2000)	12 800 kg	17 500 kg	1 862 kg	686 kg
Arvioi 2000-luvun tasoon perustuen seur. 90 v. (2000-2090)	1 575 kg	4 725 kg	1 575 kg	315 kg
Vuosien 1911-2000 ja 2001-2090 välillä kuormitus vähenisi	88 %	73 %	15 %	54 %
Arvio taustakuormituksesta 90 vuoden aikana	1 260 kg	3 150 kg	252 kg	158 kg
Taustan osuus kuormituksesta vuosina 2001-2090	80 %	77 %	26 %	50 %

Orijärven pinta-ala tiedot	ha
Orijärven pinta-ala	177
Akkumulaatioala (osuus joka > 3,5 m syvä)	144
Laskennallinen pinta-ala (1/2 akkumulaatioalasta)	72

5.4 Valumavesien sekoittuminen ja vedenlaatu Orijärvessä

Tämän riskinarvioinnin yhteydessä Orijärvestä otettiin vesinäytteitä kaksi kertaa uimarannan näytepisteestä, joka sijaitsee Tarklahdessa kaivosalueen valumavesien purkukohdan edustalla, sekä kertaalleen Kakolahden edustalla olevasta näytepisteestä noin 600 metriä purkukohdasta etelään/lounaaseen (näytteenottosyvyys 10 m). Tämän lisäksi käytössä oli vedenlaatutietoja pitkäaikaisseurannassa olevasta näytepisteestä Orijärven syvänteiden kohdalla (1 m, 10 m ja 20 m syvyydestä) eli noin 1,7 km kaivosalueen ojien purkukohdasta kaakkoon, sekä yksittäisen vesinäytteen tulokset Orijärvestä Määrjärveen purkautuvan salmen kohdalla. Mittaustulosten vertailun (luku 5.4.1) lisäksi GoldSim-mallilla simuloitiin laskennallisten metallipitoisuuksien avulla kuormituksen vaikutusta Orijärven keskipitoisuuksiin (luku 5.4.2).

5.4.1 Mittauksiin perustavat vedenlaatutiedot

Vertaamalla vedenlaatuparametrien tuloksia eri näytepisteistä samoihin aikoihin otetuissa näytteissä voidaan todeta, että tulokset vaihtelevat pääosin hyvin vähän. Tämä koskee myös eri syvyytasoilta otettuja näytteitä, vaikka tiettyjen metallien pitoisuudet jatkuvan seurannan näytepisteestä otetuissa näytteissä ovatkin olleet pääosin suurimmillaan järven syvänteessä (20 m). Riskinarvioinnin kriittisistä metalleista syvänteiden näytepisteestä määritetyt pitoisuudet ovat olleet osin suurempia kuin pintanäytteissä lähinnä lyijyn osalta. Syvänteiden suuremmat metallipitoisuudet voivat selittyä mm. geokemiallisten olosuhteiden vaihtelulla pinta- ja alusveden välillä sekä metallien liukenemisella pintasedimentistä. Metallipitoisuuksien kohoamista kaivosvaikutteisten järvien syvänteissä ja alusvesissä järvien ylempiin vesikerrokseen verrattuna on todettu myös muissa tutkimuksissa (Laamanen et al. 2019) ja jossain määrin myös järvissä, joissa ei ole vastaavaa kuormitusta.

Vedenlaatutietojen perusteella voidaan olettaa, että valumavesien sekoittuminen Orijärvessä tapahtuu verrattain tasaisesti koko järven alueella eikä merkittävää kemiallista kerrostumista esiinny. Arvioita tasaisesta sekoittumisesta tukevat myös laskennalliset kuormitusarvot, joiden perusteella

1.2.2021

Orijärven metallikuormitus on peräisin lähes yksinomaan kaivosalueen päästöistä. Siten myös Orijärven syvänteestä mitatut metallipitoisuudet selittyvät kaivosalueelta tulevasta kuormituksesta, vaikka syvänte sijaitsee lähes kahden kilometrin etäisyydellä kaivosalueen ojien purkukohdasta. Lisäksi syvänteestä mitatut pitoisuudet ovat lähes täysin samaa tasoa kuin riskinarvioinnin yhteydessä lähempänä kaivosaluetta otetuissa vesinäytteissä. Toisaalta on syytä huomioda, että Orijärven uimarannan, Määrjärveen johtavan salmen ja Kakolahden näytepisteistä oli saatavilla vain muutamien näytteiden tuloksia. Siten metallien pitoisuudet erityisesti Tarklahdessa, kaivosalueen purkukohdan edustalla, saattavat olla ajoittain korkeampia kuin käytössä olleessa aineistossa. Tarklahden ja Kakolahden alueilla mitattiin veneestä käsin fysikaaliskemiallisten parametrien (pH, happi, lämpötila, redox, sähköjohtavuus) muutoksia eri syvyyksillä. Mittausten perusteella veden laadussa ei havaittu merkittäviä eroja eri syvyyksillä, tai verrattaessa kaivosalueen purkukohdan tuloksia muuhun järven. Koska Orijärvi on kooltaan verrattain pieni järvi, ei erillisen sekoittumisvyöhykkeen rajaaminen riskinarviointia varten ole tarkoituksenmukaista vedenlaadun vähäinen vaihtelu järven eri osissa huomioon ottaen.

Orijärven pitkäaikaisen seurantatiedon perusteella järvessä ei ole tapahtunut happamoitumista, vaan huolimatta erityisesti sivukivialueilla paikallisesti todetuista happamista vesistä, veden pH (6,4–7,2) on pysynyt neutraalina koko seurantajakson (1968–2019) ajan. Myös Sammalojassa pH oli neutraali ja alkaliniteetti ajoittain huomattavan korkea (2,9 mmol/l, Kuva 19). Tämä johtunee suurelta osin alueen kallioperän sisältämistä karbonaateista ja karsikivistä (ks. luku 2.2.1), jotka puskuroivat luontaisesti happamoitumista. Riskinarvion yhteydessä tehdyissä tutkimuksissa selvästi korkeimmat alkaliniteetit mitattiin rikastushiekka-alueiden suoto- ja ojavesissä (5 mmol/l, Kuva 19). Mikäli Orijärvellä olisi rikastushiekan läjityksen yhteydessä levitetty kalkkipitoista/alkaloivaa seosta, olisi siitä pitänyt näkyä viitteitä kalsiitin määrässä rhk-tutkimuksissa (Taulukko 4, Luku 4.1.2). Korkea alkaliniteetti johtuukin todennäköisesti uudemman vuonna 2017 rakennetun padon mahdollisesti sisältämästä kalkkikivistä. Alueen geologiset piirteet voivat selittää myös sivukivikasoilta tulevien ojien ja jokien hyvän puskurointikyvyn. Metalleja lukuun ottamatta myös muiden alkuaineiden ja sulfaatin pitoisuudet Orijärvessä ovat pysyneet matalahkoina, ja järviveden sähköjohtavuuden arvo (8–9 mS) mahtuu suomalaisten järvien tyypilliseen vaihteluväliin (5–10 mS) (Lahermo et al. 1996).

Orijärven jatkuvan vedenlaatusurannan perusteella kadmiumin, kuparin, lyijyn ja sinkin pitoisuudet ovat laskeneet systemaattisesti viimeisten vuosikymmenien aikana (Taulukko 24). Pitoisuudet ylittävät kuitenkin lyijyä lukuun ottamatta selvästi taulukossa 24 esitetyt vertailuarvot myös viime vuosina otetuissa näytteissä. Kadmiumin osalta vuosikeskiarvon ympäristölaatunormi ylittyy noin kymmenkertaisesti ja enimmäispitoisuuden ympäristölaatunormi lähes kaksinkertaisesti. Kuparin osalta mitatut pitoisuudet ovat puolestaan noin kaksinkertaisia EU-riskinarvioinnin PNEC-arvoon verrattuna ja sinkin osalta EU-PNEC ylittyy jopa 150-kertaisesti.

1.2.2021

Taulukko 24. Orijärven kadmium-, kupari-, lyijy- ja sinkkipitoisuuksia vuosiseurantaan perustuen Orijärven syvänteen näytenäytteistä otetuissa vesinäytteissä (SYKE:n Hertta-tietokanta).

Näytteenotto	Cd (µg/l)			Cu (µg/l)			Pb (µg/l)			Zn (µg/l)		
	1 m	10 m	20 m	1 m	10 m	20 m	1 m	10 m	20 m	1 m	10 m	20 m
5.11.1974	3			50								
24.3.1976										1200	1100	1200
7.11.1979	3			24						1300		
26.10.1982				27						1000		
14.11.1985	1,5			27						950		
21.7.1997				22		27	1,3		2	700		810
2.8.2000	7,5		2,5	20		25	1,32		2,6	615		963
30.7.2008	1,1		1,2	22		28	0,15		0,82	600		700
3.11.2009	1			21			0,19			640		
30.11.2009	1			21			0,21					
19.1.2010	1,1			21			0,24					
15.2.2010	1,1			21			0,36					
16.3.2010	1,2			25			0,36		3			
26.5.2010	1			23			0,46					
30.6.2010	0,99			23			0,27			630		
28.7.2010	0,93			21			0,17			590		
30.8.2010	0,92			20			0,13			580		
29.9.2010	0,95			20			0,17			590		
14.10.2010	0,98			20			0,16			600		
27.10.2010	0,99			20			0,15			620		
7.3.2013	0,86			19	21		0,31	0,39		570	610	
10.7.2013	0,85	0,98		18	20		0,18	0,28		540	620	
29.8.2013	0,77	0,99		16	21		0,08	0,21		520	620	
16.10.2013	0,86	0,88		17	18		0,08	0,09		560	580	
19.3.2019	0,56	0,86	0,85	12	18	18	0,15	0,11	0,09	390	600	600
5.8.2019	0,73	0,77	0,85	16	18	19	0,06	0,15	0,2	490	570	560
28.8.2019	0,67	0,86	0,89	14	18	19	0,03	0,11	0,15	450	560	570
3.10.2019	0,73	0,75	0,89	14	14	18	0,05	0,09	0,16	490	490	580

5.4.2 Laskennalliset metallipitoisuudet Orijärvessä

Kuormituksen lisäksi GoldSim-mallilla simuloitiin 30 vuoden vertailujakson (1990–2019) säävaihtelusta aiheutuvan, vuosien 2019–2020 tasaisen kuormituksen vaikutusta Orijärven keskipitoisuuksiin. Kuormituksen sekoittumisesta koko Orijärven vesimassaan johtuvien pitoisuuksien laskennalliset vertailuluvut on esitetty alla (Taulukko 25). Taulukossa esitettyjä vertailulukuja voidaan verrata Orijärvestä otetuista vesinäytteistä määritettyihin pitoisuuksiin (Taulukko 24). Vertailussa tulee

1.2.2021

huomioida, että simuloidut pitoisuudet edustavat tasaisesti koko Orijärven vesimassaan sekoittunutta kuormitusta, kun taas vesinäytteen tulos edustaa hetkellistä pitoisuutta näytepisteessä horisontaalisesti, vertikaalisesti ja ajallisesti.

Orijärven mallinnetut pitoisuudet ovat edellä mainituista vertailua rajoittavista tekijöistä huolimatta selvästi korkeampia (noin kaksinkertaisia) kuin vesinäytteistä viime vuosina saadut tulokset. Tämä selittynee mm. mallinnuksen epävarmuuksilla, joista merkittävimmät ovat mallinnuksen pohjana olleiden virtaamamittausten ja vesinäytteiden pieni määrä ja erilaisten virtaamatilanteiden huono edustavuus. Orijärveen tuleva kuormitus oli vuosina 2019–2020 mallin mukaan suurimmillaan talvella ja syksyllä (Kuva 29). Talvinäytteiden ja -mittausten sekä syksyn korkeiden virtaamaolosuhteiden puuttuminen aineistosta (Kuva 25 ja Kuva 26) aiheuttavat tältä osin kuormitusmalliin merkittävimmän epävarmuuden.

Epävarmuutta sisältyy myös virtaamamittausten tarkkuuteen etenkin SK-ojassa ja RHK-ojassa, joissa mittausolosuhteiden vakiointi oli vaikeaa (ks. 4.6). Orijärven mallinnustulosten ja mitattujen pitoisuuksien eroon voi jossain määrin vaikuttaa myös Orijärven näytteiden vähäinen määrä, näytepisteen sijainti ja kaivosalueelta tulevien vesien huonosti tunnetut sekoittumisolosuhteet kyseiselle näytepisteelle. Mallinnus ei myöskään huomioi aineiden pitoisuusreduktiota (sedimentoituminen/bioakkumulaatio), millä on vaikutusta pitoisuuksien pienenemiseen Orijärvessä ja edelleen myöhemmin vesistöreitillä. Tarvittaessa laskentaa voidaan tarkentaa huomioimalla mallissa pitoisuusreduktiot ja Orijärven eri vesikerrokset. Tämä edellyttää lisätietoa esim. sedimentin pitoisuuksista, kerrostumisnopeudesta ja järven kerrostuneisuudesta. Lisäksi tarvitaan enemmän virtaama- ja vedenlaatutietoja etenkin Sammalojasta ja SK-ojasta sekä Orijärven ja Määrjärven välisestä salmesta.

Taulukko 25. Tasan 30 vuoden vertailujakson (1990–2019) säävaihtelusta aiheutuvan kuormituksen sekoittumisesta koko Orijärven vesimassaan seuraavien pitoisuuksien vertailuluvut

µg/l	Kadmium	Kupari	Sinkki
Keskiarvo	1,89	46	898
Mediaani	1,90	46	903
Minimi	1,29	32	617
Maksimi	2,62	64	1236

Orijärveen teoreettisesti muodostuvia metallipitoisuuksia arvioitiin GoldSim-mallin lisäksi keskimääräiseen vuosikuormitukseen perustuen (vertailulaskenta, luku 5.2.3). Mikäli taulukossa 19 esitettyjen laskennallisten vuosipäästöjen oletetaan sekoittuvan tasaisesti koko Orijärveen valuma-alueen vuosivirtaamaan (5 287 750 m³), metallien keskimääräisiksi, laskennallisiksi pitoisuuksiksi Orijärvessä saadaan kadmiumille 1,2 µg/l, kuparille 23 µg/l, lyijylle 3,2 µg/l ja sinkille 654 µg/l. Kyseisessä laskennassa järviveteen satavan veden metallipitoisuuksiksi on oletettu 0 µg/l eikä haihtumista tai veden arvioitua neljän vuoden viipymää järvessä ole otettu huomioon (eli myös aiemman kuormituksen järveen on oletettu olleen samalla tasolla). Kadmiumin, kuparin ja sinkin osalta laskennalliset pitoisuudet vastaavat järvestä mitattuja pitoisuuksia hyvin ja ovat noin 20–30 %

1.2.2021

mitattuja pitoisuuksia suurempia. Lyijyn osalta laskennallinen pitoisuus on sen sijaan vuoden 2019 seurantanäytteisiin verrattuna selvästi suurempi.

Mittauksiin verrattuna suurempia laskennallisia pitoisuuksia voivat selittää monet tekijät. Esimerkiksi metallien arvioitu kokonaiskuormitus vuosien 2019 ja 2020 näytetulosten perusteella on saattanut olla aiempia vuosia suurempaa poikkeuksellisen leudon ja lumettoman ja toisaalta kuitenkin sateisen talven vuoksi, jolloin näiden tulosten pohjalta laadittuun kuormitusarvioon perustuvat teoreettiset pitoisuudet koko järven vesimassaan suhteutettuna (neljän vuoden viipymä huomioiden) tulevat yliarvioituksi. Toisaalta metallien todelliset pitoisuudet Orijärven syvänteeseen näytepisteen ja kaivosalueen valumavesien purkukohdan välissä (sekoittumisvyöhyke) voivat olla paikoin ja/tai ajoittain määritettyjä pitoisuuksia suurempia, koska tämän riskinarvioinnin yhteydessä järvivesinäytteitä otettiin vain kahdesti uimarannan edustalta ja kerran Kakolahdesta.

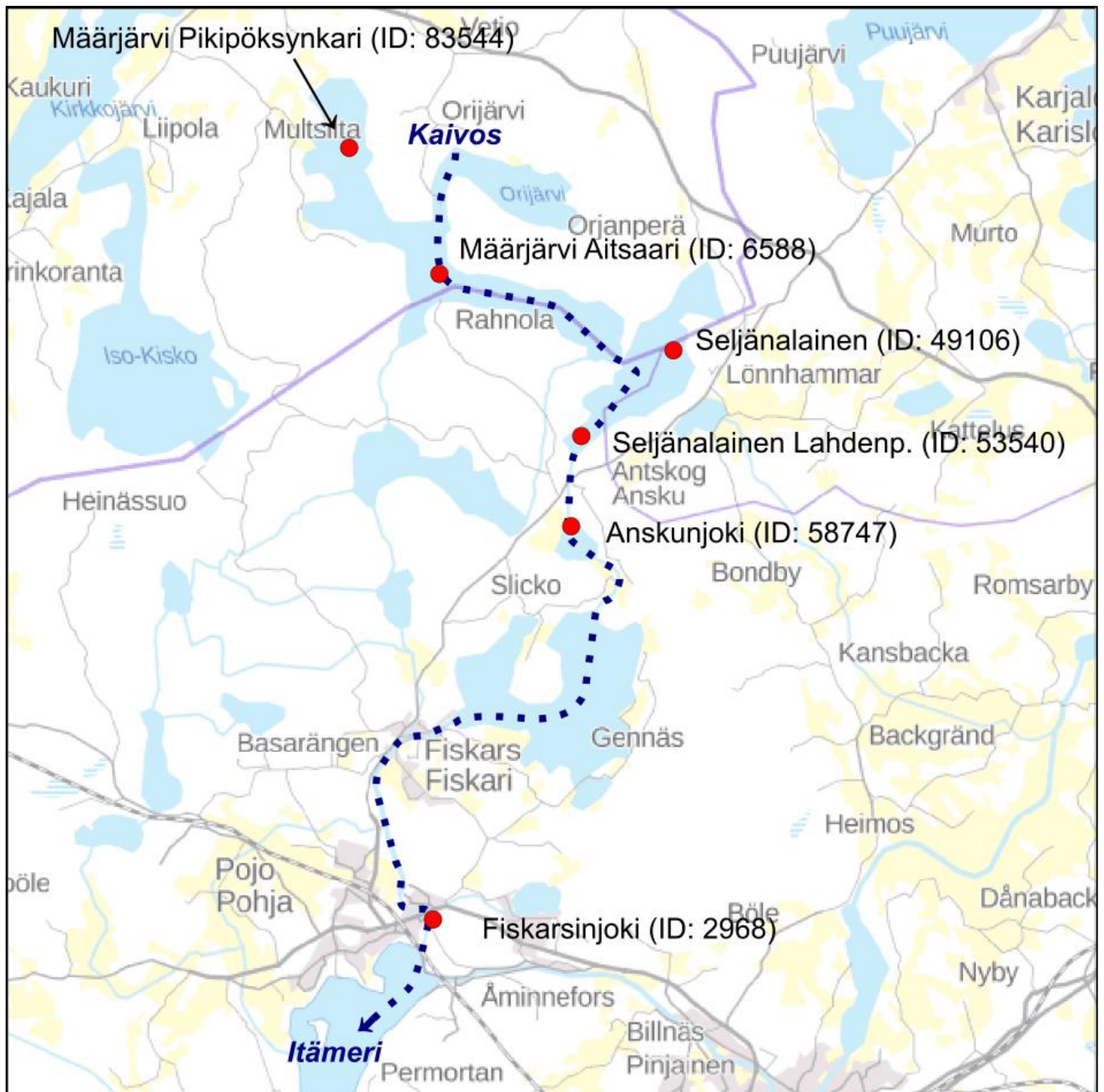
Orijärvestä mitatut laskentatuloksia pienemmät pitoisuudet voivat selittyä osin myös metallien saostumisella, muulla geokemiallisella muuntumisella tai sitoutumisella kiintoaineeseen järvivedessä ja tästä seuraavalla sedimentoitumisella. Tämä koskee erityisesti lyijyä, jonka osalta laskennallisten ja mitattujen pitoisuuksien ero oli suuri. Esimerkiksi lyijy pidättyy helposti orgaaniseen ainekseen, savekseen ja voi saostua niukkaliukoisina yhdisteinä kuten karbonaatteina tai sulfaatteina. Lyijyä löytyi sedimenttimääritysten mukaan paljon sivukivi- ja rikastushiekka-alueiden ojista, joissa oli myös suhteellisen korkeat orgaanisen aineksen pitoisuudet (LOI 33–65 %). Samoissa pisteissä lyijyn pitoisuudet vesissä olivat melko alhaisia. Kun vertaillaan muiden haitta-aineiden (Cd, Co, Zn, Cu) pitoisuuksia samoissa pisteissä, havaitaan, etteivät nämä sitoudu yhtä hyvin ojien pohjasedimenttiin SK-ojassa, kuin RHK-ojassa. Näin myös vesien pitoisuudet ovat selkeästi korkeampia SK-ojassa. Tämä johtuu todennäköisesti sivukivialueen happamuudesta ja siten myös metallien heikommasta saostumisesta ja sitoutumisesta ojan pohjasedimentteihin. Pitoisuudet myös laskivat vesissä mentäessä rikastushiekka-alueelta, RHK-ojan kautta Orijärven uimarannalle päin toukokuussa ja syyskuussa 2019, mikä tukee pidättymistä ojien pohjasedimentteihin ja mahdollisesti lahden pohjukkaan ennen Orijärveä.

Vaikka kuormituslaskennat näyttävät yliarvioivan Orijärveen muodostuvia pitoisuuksia, antavat ne silti luotettavan kuvan kuormituslähteistä ja niiden keskinäisistä suhteista.

5.5 Vedenlaatu Orijärven alapuolisissa vesistöissä

Vedenlaatua on seurattu säännöllisesti monista näytepisteistä myös Orijärven alapuolisissa vesistöissä, vaikka tässä riskinarvioinnissa tehdyt tutkimukset rajattiin ainoastaan Orijärveen (Kuva 38). Jatkuvan seurannan perusteella kadmiumin vuosikeskiarvon ympäristölaatunormi ja sinkin EU-PNEC-arvo ylittyvät laaja-alaisesti myös Orijärven alapuolisissa vesistöissä (Taulukko 26). Esimerkiksi sinkin EU-PNEC-arvo ylittyy jopa Fiskarsinjoen näytepisteestä otetuissa näytteissä, lähes 20 km Orijärvestä virtausreitillä alapuolella. Valuma-aluemallin ja vertailulaskentojen perusteella metallien pitoisuudet Orijärven alapuolisissa vesistöissä selittyvät pääosin kaivosalueen päästöillä, joskin erityisesti kadmium-, kupari- ja lyijypitoisuuksien pienentyessä Määrjärvestä alapuolella, mitattuihin pitoisuuksiin voivat osaltaan vaikuttaa myös valuma-alueen muut päästölähteet sekä taustakuormitus.

1.2.2021



Kuva 38. Karttakuva Orijärven alapuolisista vesistöistä. Karttaan on merkattu taulukossa 26 esitetyt vedenlaadun seurantapisteen (Määrjärvi Aitsaari, Seljänalainen, Seljänalainen Lahdenperä, Anskunjoki sekä Fiskarsinjoki). Sininen katkoviiva näyttää vesien päävirtausreitit Orijärveltä Itämereen saakka (Taustakartta MML aineistoa).

1.2.2021

Taulukko 26. Kadmium-, kupari-, lyijy- ja sinkkipitoisuuksia (liukoinen pitoisuus) Orijärven alapuolisista vesistöistä (Hertta-tietokanta). Näytepistekohtaiset tulokset perustuvat viimeisimpien vuosien vuosikeskiarvoihin (n = näytetulosten määrä) tai yksittäisnäytteisiin silloin, kun käytössä oli vain yksi tulos. Järvinäytteet on otettu yhden metrin syvyydeltä. Näytepisteiden sijainti on esitetty Kuvassa 38. Taulukossa esitetyt ID-tunnukset vastaavat SYKE:n näyteenottopisteiden tunnuksia.

Vesistö	ID	Näyteenotto	Cd (µg/l)	Cu (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)
Määrjärvi Pikipöksynkari	83544	19.7.2018	0,14	2,6	0,1	110
Määrjärvi Aitsaari	6588	2019 ($n = 4$)	0,18	4,5	0,035	125
Seljänalainen	49106	2019 ($n = 4$)	0,11	3,3	0,015	84
Seljänalainen Lahdenp.	53540	10.8.2000	0,16	3,1	0,07	107
Anskunjoki	58747	9.8.2000	0,16	3,9	-	99
Fiskarsinjoki	2968	2017 ($n = 6$)	0,015	2,9	-	21

5.6 Yhteenvedo

Orijärven kaivosalueen vesistökuormitusta voidaan pitää nykyisessä tilanteessa merkittävänä viime vuosien laskevasta pitoisuustrendistä huolimatta, koska pintaveden laadun yleisten vertailuarvojen ylitykset kadmiumilla, kuparilla ja sinkillä Orijärvessä ja osin sen alapuolisissa vesistöissä ovat huomattavia. Tämän riskinarvioinnin perusteella suurin kuormitus tulee sivukivialueelta, joka on moninainen ja pirstoutunut laajalle alueelle. Alueella on läjitetty ominaisuuksiltaan eri laatuista sivukiviä, joista osa on ilman ja veden vaikutuksesta rapautunut hienoainekseksi asti. Sade- ja valumavedet huuhtovat aluetta, jolloin haitta-aineita kulkeutuu ympäristöön.

Haitta-aineiden kulkeutumista arvioitaessa on toisaalta otettava huomioon, että pintaveden laadun yleisten vertailuarvojen ylittymistä ei tule tulkita liian suoraviivaisesti, koska arvot perustuvat kirjallisuustietoon ja ne kuvaavat teoreettista, täysin haitatonta pintaveden pitoisuutta. Siten arvojen ylittyminen ei tarkoita automaattisesti sitä, että ympäristöhaitat tietyssä vesistössä ja luonnonolosuhteissa olisivat välttämättä merkittäviä. Samasta syystä pintaveden laadun vertailuarvojen ylittymisestä ei suoraan seuraa tunnistettujen päästölähteiden kunnostustarvetta. Tästä johtuen Orijärven kaivosalueelle tehtyä kulkeutumisriskinarviointia on täydennetty ekologisten ja terveysriskien arvioinnilla (luvut 6 ja 0).

Lisäksi on mahdollista, että metallien kulkeutuminen ja haitta-aineiden pitoisuudet vesistössä lisääntyvät tulevaisuudessa erityisesti alatason rikastushiekan hapettumisen seurauksena. Tämä edellyttäisi kuitenkin rikastushiekan hapettumisen tai haitta-aineiden kulkeutumisen lisääntymiseen johtavia muutoksia alueen olosuhteissa, kuten nykyisten lammikoiden tai kosteikkokasvillisuuden vähentymistä, pohjaveden pinnantason laskua tai uusia ojituksia. Muita muuttuvia olosuhteita voivat olla esimerkiksi kuivemmat vuodet ja lisääntyvät sään ääri-ilmiöt, maanpinnan nousu (alueella vähäistä) tai alueen infrastruktuurin muokkaus. Salonen et al. (2006) on aiemmin arvioinut rikastushieka-alueen kuormituksen Orijärveen olleen sinkin, kuparin ja lyijyn osalta kymmeniä tai jopa satoja kertoja suurempaa kuin tässä riskinarvioinnissa tehtyjen vertailulaskelmien perusteella on arvioitu.

1.2.2021

6 EKOLOGISET RISKIT

Ekologisessa riskinarvioinnissa arvioidaan haitallisia vaikutuksia, joita ympäristökuormitus aiheuttaa tai saattaa aiheuttaa tutkittavalla alueella tai sen vaikutuspiirissä olevassa eliöstössä. Arviointi on yleensä syytä keskittää populaatio- ja yhteisötason vaikutuksiin kuten ravinnekiertoihin sekä eliöiden kuolleisuuteen, kasvuun ja lisääntymiseen. Koska vaikutukset ovat usein moniulotteisia ja riippuvat monista kohdekohtaisista tekijöistä, ekologisten riskien arvioinnissa on pyrittävä soveltamaan paitsi kemiallisiin myös biologisiin tutkimuksiin ja havaintoihin perustuvia menetelmiä (YM 2014). Kohdekohtaisissa riskitarkasteluissa, esim. kaivannaisjätealueiden osalta, yleisesti hyväksyttyä vaikutustasoa ei ole määritetty, vaan laskennallisia viitearvoja on sovellettava aina tapauskohtaisesti ja suhteutettava muuhun kohteesta saatavilla olevaan tietoon.

Tässä riskinarvioinnissa ekologisten riskien arviointi on rajattu pääosin Orijärven kaivosalueen metallipäästöistä aiheutuviin vesistövaikutuksiin. Arviointi perustuu Orijärven vedenlaatua koskeviin kemiallisiin tekijöihin ja erityisesti kriittisten metallien (kadmium, kupari, lyijy ja sinkki) pitoisuuksiin, sekä alueella aiemmin tehtyihin biologisiin selvityksiin.

6.1 Ekotoksikologiset viitearvot

Kadmiumin, kuparin, lyijyn ja sinkin myrkyllisyydestä vesieliöstölle on saatavissa runsaasti kirjallisuustietoa. Kirjallisuudessa haitta-aineiden akuuttia toksisuutta kuvaavat tulokset on yleensä ilmoitettu LC50-arvoina (*Lethal/Effect Concentration*) ja kroonista toksisuutta kuvaavat tulokset NOEC- tai LOEC-arvoina (*No/Lowest Observed Effect Concentration*). L(E)C50 tarkoittaa pitoisuutta, jossa kuolleisuus tai muu mittausvaste on todettu puolella (50 %) koe-eliöistä kontrollinäytteeseen verrattuna. NOEC tarkoittaa puolestaan suurinta testissä käytettyä pitoisuutta, jossa tilastollisesti merkittävää vaikutusta kontrolliin verrattuna ei ole todettu tai jossa vaikutus on hyvin pieni (yleensä $\leq 10\%$), ja LOEC alhaisinta tilastollisesti merkittävän vaikutuksen aiheuttanutta pitoisuutta. LOEC-arvot voidaan lisäksi muuttaa NOEC-arvoiksi testissä ilmoitetun vasteen ja havaitun pitoisuuskorrelaation perusteella (esim. $\text{NOEC} = \text{LOEC}/2$, jos vaste LOEC-tasolla yli 10 %, mutta alle 20 %).

Toksisuustestien tuloksista voidaan johtaa erilaisia vertailuarvoja arviointikertoimilla tai lajien herkkyysjakaumaan (SSD, *Species Sensitivity Distribution*) perustuvilla tilastollisilla menetelmillä. Tilastollinen laskentatapa on suositeltavaa silloin, kun käytössä on riittävästi testituloksia useille eliölajeille ja useammalta trofiatasolta (esim. tuottajat, kuluttajat ja pedot). Tilastollinen laskentatapa olettaa, että lajien herkkyys haitta-aineen pitoisuuden suhteen noudattaa tilastollista jakautumaa (yleensä normaalijakauma) ja että laboratoriossa testatut lajit ovat satunnainen otos tästä jakaumasta. Tilastollisen tarkastelun etuna arviointikertoimien käyttöön on, että sillä voidaan määrittää vertailuarvoja erilaisille vaikutus- tai riskitasoille tulosaineistojen epävarmuus huomioiden. Esimerkiksi HC5-arvo (HC, *Hazardous Concentration*) vastaa lajien herkkyysjakaumalle (SSD) sovitettun toksisuusaineiston (esim. NOEC) 5 % fraktiilia eli pitoisuutta, jossa 5 % arvoista on tätä pienempiä ja vastaavasti 95 % tätä suurempia. Toisin sanoen HC5-arvo vastaa pitoisuustasoa, joka toksisuusaineiston perusteella on turvallinen 95 %:lle eliölajeista. Vastaavasti tilastolliselta herkkyysjakaumalta voidaan määrittää prosentuaalinen osuus niistä eliöistä, joihin tietty ympäristöstä mitattu pitoisuus saattaa haitallisesti vaikuttaa (PAF = *Potentially Affected Fraction*).

HC5-arvoa pidetään usein haitattoman pitoisuuden yleisenä vertailuarvona, vaikka herkimmillä lajeilla tiettyjä vaikutuksia voi tilastollisessa tarkastelussa käytetyn toksisuusaineiston perusteella aiheutuakin tätä pienemmissä pitoisuuksissa. PNEC-arvojen ja niihin perustuvien, vesimuodostumaa koskevien,

1.2.2021

ympäristölaatumormien määrittelyssä HC5-arvoja on siksi yleensä jaettu vielä ylimääräisellä arviointikertoimella, jotta PNEC olisi ”varmuudella” turvallinen kaikille eliöille. Kohdekohtaisissa riskitarkasteluissa, esim. kaivannaisjätealueiden osalta, yleisesti hyväksyttyä vaikutustasoa ei ole määritetty, vaan laskennallisia viitearvoja on sovellettava aina tapauskohtaisesti ja suhteutettava muuhun kohteesta saatavilla olevaan tietoon.

6.2 Riskinarvioinnissa käytetyt toksisuustiedot

Kadmiumin, kuparin, lyijyn ja sinkin myrkyllisyydestä vesieliöstölle on saatavissa runsaasti kirjallisuustietoa. Tässä riskinarvioinnissa käytetyt toksisuustiedot perustuvat pääosin kadmiumille, kuparille, lyijylle ja sinkille tehtyihin EU-riskinarviointeihin (ECI 2008, ECB 2007, JRC 2008, LDAI 2008). Toksisuustestien tuloksista voidaan johtaa erilaisia vertailuarvoja arviointikertoimilla tai lajien herkkyydjakaumaan (SSD, *Species Sensitivity Distribution*) perustuvilla tilastollisilla menetelmillä. Tilastollinen laskentatapa on suositeltavaa silloin, kun käytössä on riittävästi testituloksia useille eliölajeille ja useammalta trofiatasolta (esim. tuottajat, kuluttajat ja pedot). Tässä riskinarvioinnissa jokaiselle kriittiselle metallille on määritetty eri vaikutustasoa (5 %, 10 %, 25 % ja 50 %) kuvaavat HC-arvot (*hazardous concentration*) 90 %:n luottamusväleineen (Aldenberg & Jaworska 2000).

Toksisuustietojen valinnassa ja käsittelyssä sovellettiin EU:n kemikaaliriskinarvioinnista annettuja teknisiä ohjeita (ECB 2003). Tilastollisessa tarkastelussa käytetyt toksisuustiedot valittiin siten, että tietyn eliölajin herkkyyttä tarkasteltavalle metallille edustaa ainoastaan yksi luotettava kroonista toksisuutta kuvaava testitulos (NOEC eli *No Observed Effect Concentration*), jotta mahdollinen yksittäistä lajia koskeva laaja aineisto ei vääristä tuloksia koko lajijakauman osalta. Jos yhden lajin herkkyydestä oli saatavilla useita eri testituloksia samaan vasteeseen perustuen, tarkasteluun valittiin näiden tulosten geometrinen keskiarvo. Jos yhden lajin herkkyydestä oli saatavilla useita eri testituloksia eri vasteisiin perustuen, laskentaan valittiin herkin vaste eli alhaisin tulos (tai saman vasteen osalta tulosten geometrinen keskiarvo).

Lisäksi samasta toksisuusaineistosta laadittiin herkkyydjakaumat käyttämällä internetissä vapaasti saatavilla olevaa MOSAIC_{SSD}-laskentatyökalua (<https://mosaic.univ-lyon1.fr/ssd>). Ohjelman tilastolliset laskentaperiaatteet poikkeavat osin HC-arvojen suorasta laskennasta (Aldenberg & Jaworska 2000), mutta vaikutukset tuloksiin ovat vähäiset. Arvioinnissa oltaisiin muutoin käytetty EU-riskinarvioinneissa yleisesti sovellettua ETX-laskentatyökalua, mutta sen käytössä ilmeni teknisiä ongelmia Windows 10 -käyttöjärjestelmässä.

6.2.1 Kadmium

Kadmium on ympäristössä yleensä suhteellisen pieninä pitoisuuksina ja usein sinkin kanssa esiintyvä metalli, jolla ei ole vesiympäristössä biologista merkitystä kuten hivenaineilla. Kadmiumin toksisuus useille vesieliöille ilmenee jo varsin pieninä pitoisuuksina sekä lyhyt- että pitkäaikaisessa altistuksessa. Krooninen altistus kadmiumille voi mm. aiheuttaa häiriöitä vesieliöiden kasvuun, lisääntymiseen, immuuni- ja hormonijärjestelmiin sekä käyttäytymiseen. Eliöstölle kadmium on myrkyllisintä ionimuotisena (Cd^{2+}) eli ns. vapaana metallina. Kadmiumin toksisuuteen vesiympäristössä vaikuttavat monet vedenlaatuparametrit, kuten kovuus ja alkaliniteetti, pH, liennut orgaaninen hiili sekä muut veteen liuenneet yhdisteet ja ionit. Veden kovuus ja erityisesti sen kalsiumpitoisuus (Ca^{2+}) ovat keskeisimpiä kadmiumin haitallisuuteen vesieliöille vaikuttavia tekijöitä, ja aineen toksisuus lisääntyy kovuuden/kalsiumpitoisuuden pienentyessä. Kadmium voi muodostaa vesistöissä epäorgaanisia ja

1.2.2021

orgaanisia komplekseja ja sitoutua humukseen tai kiintoaineeseen (esim. raudan ja mangaanin saostumat), mikä vähentää sen haitallisuutta (Koljonen et al. 1992, U.S.EPA 2016).

Kadmiumin toksisuudesta vesieliöille oli saatavissa tietoa useiden lajien ja trofiatasojen osalta sekä pitkä- että lyhytaikaisista testeistä, mistä syystä tulosten tilastollinen käsittely oli mahdollista. Tässä työssä käytetyn EU-riskinarviointiraportin (JRC 2007) toksisuustietojen perusteella eliöiden herkkyys kadmiumille eri trofiatasoilla vähenee seuraavasti: 1. asteen kuluttajat (selkärangattomat) → 2. asteen kuluttajat (kalat ja sammakkoeläimet) → tuottajat (levät). Erot tuloksissa eri trofiatasoja edustavien lajien välillä eivät ole kuitenkaan erityisen suuria verrattuna vaihteluun yksittäisten lajien välillä (Taulukko 27).

Pitkäaikaistestien NOEC-arvoista laskettiin eri vaikutustasoja (5 %, 10 %, 25 % ja 50 %) kuvaavat HC-arvot 90 %:n luottamusväleineen valitsemalla toksisuusaineistosta tarkasteluun ainoastaan yksi jokaista lajia edustava NOEC-arvo (n = 28). Jos samalle lajille oli käytössä useampi NOEC, valittiin laskentaan näiden geometrinen keskiarvo. Samasta tulosaineistosta laadittiin myös tilastollinen herkkyysjakauma (

Kuva 39).

Taulukko 27. Kadmiumin toksisuus eri eliöryhmille pitkä- ja lyhytaikaisissa testeissä (JRC 2007).

NOEC µg/l

ELIÖRYHMÄ	min.	5 %	med.	max.	n
kalat/sammakkoeläimet	0,47	0,86	4,2	62	19
selkärangattomat	0,16	0,21	2,0	11	22
perustuottajat	0,85	1,4	6,9	31	8

LOEC µg/l

ELIÖRYHMÄ	min.	5 %	med.	max.	n
kalat/sammakkoeläimet	0,78	1,7	11	132	20
selkärangattomat	0,28	0,29	1,9	25	19
perustuottajat	1,9	3,1	18	100	9

E/LC₅₀ µg/l (pitkäaikaistestit)

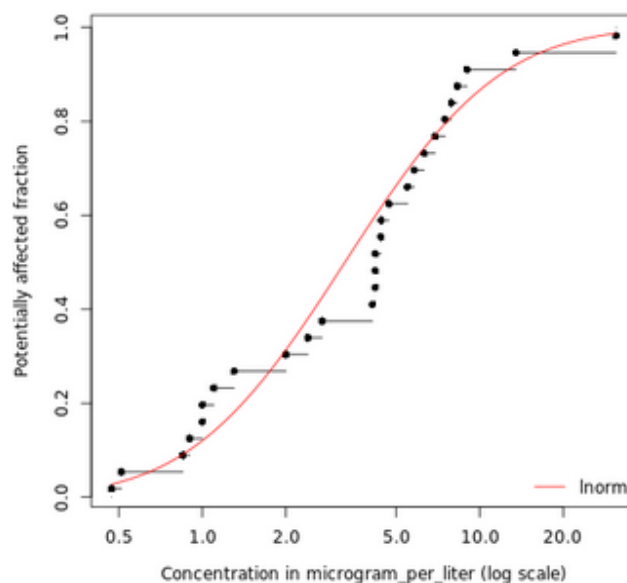
ELIÖRYHMÄ	min.	5 %	med.	max.	n
kalat/sammakkoeläimet	3,4	4,8	20	650	7
selkärangattomat	1	1,7	5	32	14
perustuottajat	6,1	9,9	59	1000	12

E/LC₅₀ µg/l (akuuttitestit)

ELIÖRYHMÄ	min.	5 %	med.	max.	n
kalat/sammakkoeläimet	0,9	2	1500	40200	31
selkärangattomat	7	24,5	166	74000	61

1.2.2021

Vertailuarvo	Cd (µg/l)	Cd (µg/l), 90 % lv.	n
HC5	0,59	0,32–0,92	28
HC10	0,86	0,51–1,28	28
HC25	1,62	1,08–2,27	28
HC50	3,26	2,34–4,56	28



Kuva 39. Kadmiumin laskennalliset HC-arvot ja lajien herkkyysjakauma (MOSAIC_{SSD} <https://mosaic.univ-lyon1.fr/ssd>).

Orijärven kadmiumpitoisuudet jatkuvan seurannan näytesteissä (syvännä) ovat laskeneet hiukan, mutta tasaisesti viimeisten vuosikymmenten aikana. Kaivosalueen nykyisistä kadmiumpäästöistä aiheutuvaa riskiä voidaan arvioida karkeasti vertaamalla edellä esitettyjä ekotoksikologisia viitearvoja ja toksisuustietoja Orijärvestä viime vuosina mitattuihin pitoisuuksiin. Kadmiumin pitoisuuskeskiarvo tämän riskinarvioinnin yhteydessä otetun kolmen vesinäytteen ja jatkuvan seurannan näytesteistä vuoden 2019 aikana otetun 12 vesinäytteen perusteella on noin 0,8 µg/l. Pitoisuus vastaa suunnilleen kroonisten NOEC-testien tuloksiin perustuvaa laskennallista HC10-arvoa, millä perusteella kadmiumista voi olla haittaa ainakin osalle Orijärven vesieliöistä. Tähän saattaa vaikuttaa myös Orijärven vedestä mitattu suhteellisen alhainen kovuus (< 20 mg/l CaCO₃:na määritettynä), koska useimmilla lajeilla alhaisimmat vaikutuksia aiheuttaneet pitoisuudet on todettu pehmeässä vedessä (< 50 mg/l CaCO₃). Edellä esitetyn toksisuusaineiston perusteella kadmiumin mahdolliset haittavaikutukset koskevat todennäköisimmin 1. asteen kuluttajia, kuten selkärangattomia vesieliöitä. Määrjässä (keskimääräinen pitoisuus vuoden 2019 näytteenotossa 0,2 µg/l) ja sen alapuolisissa vesistöissä merkittävät kadmiumista aiheutuvat suorat ekotoksiset vaikutukset eivät tulosaineiston perusteella ole enää todennäköisiä, koska yksikään aineiston LOEC-arvoista ei ylittänyt Määrjässä tai sen alapuolisista järvistä mitattuja pitoisuuksia ja pitoisuudet alittavat myös NOEC-arvoista lasketun HC5-arvon luottamusvälin alarajan (0,32 µg/l).

6.2.2 Kupari

Kupari on ympäristössä yleisesti esiintyvä metalli, joka on useimmille vesieliöille pieninä pitoisuuksina välttämätön hivenaine. Pitoisuuden kasvaessa se muuttuu kuitenkin haitalliseksi sekä lyhyt- että pitkäaikaisessa altistuksessa. Kuparin haitallisuuteen vesiympäristössä vaikuttavat monet veden fysikaaliskemialliset tekijät, kuten lämpötila, pH, veden kovuus ja alkaliniteetti, kiintoaineen ja liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuus sekä muut veteen liuenneet yhdisteet ja ionit, jotka säätelevät kuparin esiintymismuotoja ja biosaatavuutta. Haitallisimpana esiintymismuotona vesieliöille pidetään

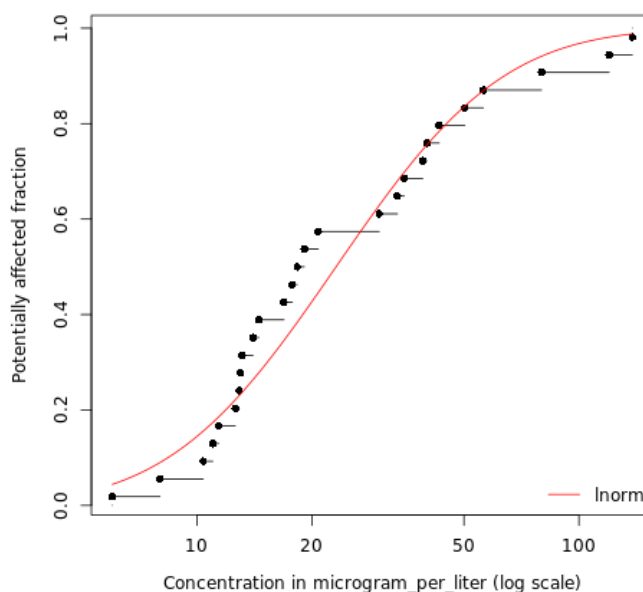
1.2.2021

vapaata, ionimuotoista kuparia (Cu^{2+}). Kupari voi muodostaa pintavesissä epäorgaanisia ja orgaanisia komplekseja muiden veteen liuenneiden alkuaineiden ja yhdisteiden kanssa, mikä vähentää sen haitallisuutta. Erityisesti organisten kompleksien osuus liukoisen kuparin määrästä vesistöissä voi olla hyvin suuri. Lisäksi liennut kupari voi sitoutua vedessä kiintoaineeseen (ECHA, Koljonen et al. 1992, U.S.EPA 2007).

Kuparin osalta tässä työssä käytetty EU-riskinarvioinnin toksisuusaineisto (ECI 2008) koostuu lähinnä NOEC-arvoina ilmoitetuista pitkäaikaistestien tuloksista, joita oli saatavissa useiden lajien ja trofiatasojen osalta riittävästi tilastolliseen tarkasteluun. Näiden NOEC-arvojen perusteella eliöiden herkkyydessä kuparille eri trofiatasoilla ei ole suuria eroja, mutta arvot ovat keskimäärin astetta alhaisempia kaloille ja selkärangattomille kuin leville ja vesikasveille. Toisaalta on syytä huomioida, että levien osalta tietoa oli saatavissa vain muutamille lajeille. Tulostuloksissa vaihteluvälit pitkäaikaistestien NOEC-arvoilla olivat leville ja vesikasveille 30–138 $\mu\text{g/l}$ ($n = 4$), selkärangattomille vesieliöille 6–50 $\mu\text{g/l}$ ($n = 13$) ja kaloille 11–120 $\mu\text{g/l}$ ($n = 10$). Erään toksisuusaineiston perusteella kuparin akuutti toksisuus vesieliöille L(E)C_{50} -arvoina määritettynä ilmenee keskimäärin noin kolme kertaa suuremmissa pitoisuuksissa kuin vaikutukset pitkäaikaisteissa (U.S.EPA 2007).

Pitkäaikaistestien NOEC-arvoista laskettiin eri vaikutustasoja kuvaavat HC-arvot 90 %:n luottamusväleineen valitsemalla toksisuusaineistosta tarkasteluun ainoastaan yksi jokaista lajia edustava NOEC-arvo ($n = 27$). Jos samalle lajille oli käytössä useampi NOEC, valittiin laskentaan näiden geometrinen keskiarvo. Samasta tulostuloksista laadittiin myös tilastollinen herkkyydjakauma (Kuva 40). Tuloksia tulkittaessa on syytä huomioida, että kuparin EU-riskinarviossa HC5-arvot laskettiin samaa toksisuusaineistoa soveltaen myös biosaatavuudella korjatuilla NOEC-arvoilla huomioiden pintavesien tyypilliset olosuhteet useissa Euroopan maissa. Näiden biosaatavuudella korjattujen alueellisten HC5-arvojen vaihteluväli (luottamusvälin mediaaniarvona) oli 7,8–22,1 $\mu\text{g/l}$. Luvussa 5 esitetty PNEC-arvo kuparille (taulukko 19) vastaa tämän vaihteluvälin pienintä arvoa (HC5-arvon jakamista erillisellä arviointikertoimella ei pidetty tarpeellisena toksisuusaineiston laajuus ja laatu huomioiden).

Vertailuarvo	Cu ($\mu\text{g/l}$)	Cu ($\mu\text{g/l}$), 90 % lv.	n
HC5	6,04	3,70–8,60	27
HC10	8,13	5,32–11,13	27
HC25	13,35	9,60–17,48	27
HC50	23,13	17,68–30,25	27



Kuva 40. Kuparin laskennalliset HC-arvot ja lajien herkkyydjakauma (MOSAICSSD <https://mosaic.univ-lyon1.fr/ssd>).

1.2.2021

Orijärven kuparipitoisuudet jatkuvan seurannan näytepisteessä (syväne) ovat laskeneet hiukan, mutta tasaisesti viimeisten vuosikymmenten aikana. Kaivosalueen nykyisistä kuparipäästöistä aiheutuvaa riskiä voidaan arvioida karkeasti vertaamalla edellä esitettyjä ekotoksikologisia viitearvoja ja toksisuustietoja Orijärvestä viime vuosina mitattuihin pitoisuuksiin. Kuparin pitoisuuskeskiarvo tämän riskinarvioinnin yhteydessä otetun kolmen vesinäytteen ja jatkuvan seurannan näytepisteestä vuoden 2019 aikana otetun 12 vesinäytteen perusteella on noin 17 µg/l. Pitoisuus vastaa tilastollisella herkkyysjakaumalla tasoa, jossa vaikutuksia voisi ilmetä noin kolmanneksella vesieliöistä (PAF = 34 %). Käytetyn toksisuusaineiston perusteella kuparin mahdolliset haittavaikutukset voivat ilmetä tietyillä lajeilla kaikilla trofiatasoilla. Herkimpien vesieliöiden osalta kuparin aiheuttamia haittavaikutuksia voi toksisuusaineiston perusteella teoriassa ilmetä myös Määrjärvessä (keskimääräinen pitoisuus vuoden 2019 näytteenotossa 4,5 µg/l, joka ylittää niukasti HC5-arvon luottamusvälin alarajan 3,7 µg/l), mutta sen alapuolisissa vesistöissä kuparin suorat ekotoksiset vaikutukset eivät enää ole todennäköisiä.

6.2.3 Sinkki

Sinkki on ympäristössä yleisesti esiintyvä metalli ja vesieliöstölle välttämätön hivenaine. Pitoisuuden kasvaessa siitä tulee kuitenkin useille eliöille haitallinen sekä lyhyt- että pitkäaikaisessa altistuksessa. Sinkin haitallisuuteen vesiympäristössä vaikuttavat monet veden fysikaaliskemialliset tekijät, kuten pH, veden kovuus ja alkaliniteetti, kiintoaineen ja liuenneen orgaanisen aineksen pitoisuus sekä muut veteen liuenneet yhdisteet ja ionit, jotka säätelevät kuparin esiintymismuotoja ja biosaataavuutta. Haitallisimpana esiintymismuotona vesieliöille pidetään vapaata, ionimuotoista sinkkiä (Zn^{2+}). Sinkki voi muodostaa pintavesissä erilaisia epäorgaanisia ja orgaanisia komplekseja muiden veteen liuenneiden alkuaineiden ja yhdisteiden kanssa, mikä vähentää merkittävästi sen haitallisuutta. Liennut sinkki voi myös sitoutua vedessä olevaan kiintoaineeseen (Koljonen et al. 1992, U.S.EPA 2007).

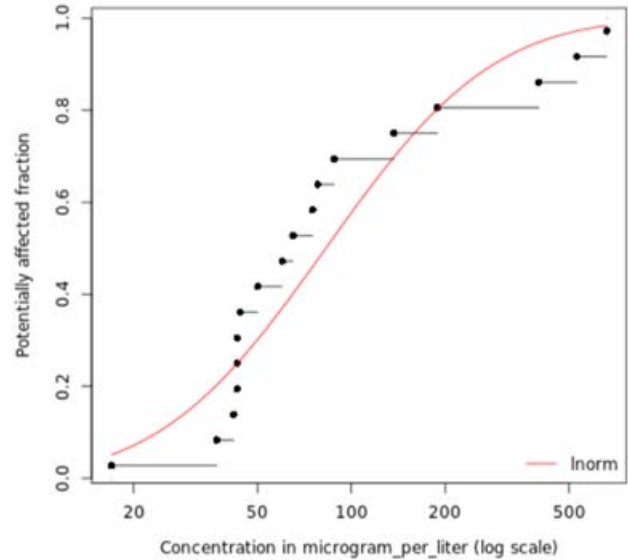
Sinkin osalta tässä työssä käytetty EU-riskinarvioinnin toksisuusaineisto (JRC 2008) koostui lähinnä NOEC-arvoina ilmoitetuista pitkäaikaistestien tuloksista, joita oli riittävästi tulosten tilastolliseen tarkasteluun. NOEC-arvojen perusteella eliöiden herkkyydestä eri lajien (levät, sienet, nilviäiset, äyriäiset, hyönteiset ja kalat) välillä oli jonkin verran eroja, mutta mm. eri lajiryhmien vähäisyydestä johtuen luotettavia johtopäätöksiä toksisuuseroista eri trofiatasoilla ei voi tehdä. Lisäksi testituloksissa oli suurta vaihtelua myös yksittäisten lajien ja vasteiden osalta. Aineiston alhaisin NOEC (17 µg/l) koski viherlevää (25 NOEC-arvon geometrinen keskiarvo samalle lajille ja vasteelle) ja suurin (660 µg/l) särkikaloihin kuuluvaa seeprakalaa. Kalojen osalta (n = 6) pienimmän (44 µg/l) ja suurimman NOEC-arvon ero oli yli kymmenkertainen. Lähtötietojen puutteellisuuden vuoksi hylättyjen NOEC-arvojen perusteella vesikasvit, joista ei ollut tietoa tarkasteluun valituissa tuloksissa, eivät ole erityisen herkkiä sinkille (NOEC-arvot useita satoja mikrogrammoja litrassa). EU-riskinarviointiaineistossa akuuttitesteistä saatujen $L(E)C_{50}$ -tulosten vaihteluväli selkärangattomilla eliöillä (n = 13) oli 40–32 000 µg/l kaloilla (n = 52) 140–40 000 µg/l. Suurin osa testituloksista oli tasolla 1 000–10 000 µg/l eli sinkin akuuttitoksisuus $L(E)C_{50}$ -arvoina määritettynä ilmenee yli kertaluokkaa suuremmissa pitoisuuksissa kuin krooninen toksisuus NOEC-arvoina.

Pitkäaikaistestien NOEC-arvoista laskettiin eri vaikutustasoja kuvaavat HC-arvot 90 %:n luottamusvälineen valitsemalla toksisuusaineistosta tarkasteluun ainoastaan yksi jokaista lajia

1.2.2021

edustava NOEC-arvo ($n = 18$). Jos samalle lajille oli käytössä useampi NOEC, valittiin laskentaan näiden geometrinen keskiarvo. Samasta tulosaaineistosta laadittiin myös tilastollinen herkkyysjakauma (Kuva 41).

Vertailuarvo	Zn ($\mu\text{g/l}$)	Zn ($\mu\text{g/l}$), 90 % lv.	n
HC5	14,50	7,09–26,30	18
HC10	22,56	11,46–35,98	18
HC25	41,81	24,85–62,64	18
HC50	82,82	60,78–112,85	18



Kuva 41. Sinkki laskennalliset HC-arvot ja lajien herkkyysjakauma (MOSAIC_{SSD} <https://mosaic.univ-lyon1.fr/ssd>).

Orijärven sinkkipitoisuudet jatkuvan seurannan näytepisteessä (syväne) ovat laskeneet hiukan, mutta tasaisesti viimeisten vuosikymmenten aikana. Kaivosalueen nykyisistä sinkkipäästöistä aiheutuvaa haittaa vesieliöstölle voidaan arvioida karkeasti vertaamalla edellä esitettyjä ekotoksikologisia viitearvoja ja toksisuustietoja Orijärvestä viime vuosina mitattuihin pitoisuuksiin. Sinkin pitoisuuskeskiarvo tämän riskinarvioinnin yhteydessä otetun kolmen vesinäytteen ja jatkuvan seurannan näytepisteestä vuoden 2019 aikana otetun 12 vesinäytteen perusteella on noin 420 $\mu\text{g/l}$. Pitoisuus vastaa tilastollisella herkkyysjakaumalla tasoa, jossa vaikutuksia voisi ilmetä yli 90 %:lla vesieliöistä ja kaikilla trofiatasoilla. Tulosaaineiston 18 NOEC-arvosta vain kaksi kalatestin tulosta oli järvivedestä mitattua keskimääräistä pitoisuutta suurempia. Tulosaaineiston perusteella sinkki voisi aiheuttaa haittaa useille lajeille myös Orijärven alapuolisissa järvissä ainakin Seljänalaseen asti.

6.2.4 Lyijy

Orijärven lyijypitoisuudet jatkuvan seurannan näytepisteessä (syväne) ovat laskeneet tasaisesti viimeisten vuosikymmenten aikana. Lyijy pitoisuuskeskiarvo tämän riskinarvioinnin yhteydessä otetun kolmen vesinäytteen ja jatkuvan seurannan näytepisteestä vuoden 2019 aikana otetun 12 vesinäytteen perusteella on noin 0,24 $\mu\text{g/l}$. Koska lyijyn liukoinen pitoisuus alittaa yli kymmenkertaisesti EU-riskinarvioinnin (LDAI 2008) HC5-arvon luottamusvälin alarajan (7,8 $\mu\text{g/l}$; 90 %:n luottamusväli 3,5–13,2 $\mu\text{g/l}$), ei lyijystä toksisuusaineiston perusteella oletettavasti aiheudu haittaa vesieliöstölle Orijärvessä tai sen alapuolisissa vesistöissä. Tästä syystä lyijyn ekotoksisuustietoja ei ole käsitelty tässä riskinarvioinnissa tarkemmin.

1.2.2021

6.3 Metallien biosaatavuus

Toksisuustietoja ja niihin perustuvia laskennallisia ekotoksikologisia viitearvoja sovellettaessa on tärkeä huomioda, että laboratoriotestien perusteella ei voida arvioida suoraan metallien myrkyllisyyttä luonnonolosuhteissa, koska niiden esiintymismuotoon ja biosaatavuuteen yksittäisessä vesistössä vaikuttavat monet kohdekohtaiset tekijät kuten veden pH sekä muut veteen liuenneet alkuaineet ja yhdisteet (mm. O'Donnel 1985). Suuri osa metallien toksisuustiedoista kirjallisuudessa koskee laboratoriossa suoritettuja kokeita, joissa metallit on lisätty standardiliuoksiin biosaatavina metallisuoloina.

Luonnonvesissä liukoiseksi metalliksi suodattamalla ($< 0,45 \mu\text{g/l}$) määritelty pitoisuus ei kuitenkaan yleensä koske ainoastaan vapaata, biosaatavaa metalli-iona, vaan siihen sisältyvät myös muut liukoiset metalliyhdisteet, kuten erilaiset epäorgaaniset ja orgaaniset kompleksit, jotka ovat vapaata metalli-iona haitattomampia. Näiden yhdisteiden osuus mitatusta pitoisuudesta voi olla kohteen olosuhteista riippuen hyvinkin suuri. Siten toksisuustestistä saatu tulos yksittäiselle metallille ja testieliölle ei usein suoraan vastaa ympäristönäytteistä mitattujen metallipitoisuuksien perusteella tehtävää tulkintaa metallien toksisuudesta (mm. ICMM 2007). Lisäksi on syytä ottaa huomioon, että laboratoriossa testatut eliöt eivät välttämättä vastaa yksittäisessä kohteessa esiintyviä keskeisimpiä lajeja tai toksisuustesteissä mitatut vasteet tietyn vesiekosysteemin kannalta olennaisimpia vaikutuksia. Testituloksiin verrattuna haittavaikutuksia ympäristössä erityisesti pitkäaikaisen kuormituksen osalta voivat merkittävästi vähentää myös eliöiden sopeutuminen, korvautuminen ja valikoituminen. Pintavesissä samanaikaisesti esiintyvillä metalleilla voi olla myös erilaisia yhteisvaikutuksia.

Biosaatavuuden huomioon ottamiseen kohdekohtaisissa riskitarkasteluissa on kehitetty useille metalleille erilaisia menetelmiä, joilla kirjallisuuteen perustuvia toksisuustietoja voidaan muuttaa vastamaan oletettuja vaikutuksia tutkittavassa vesistössä. Tässä riskinarvioinnissa laskettiin Orijärven kupari-, lyijy- ja sinkkipitoisuuksien biosaatavat osuudet käyttäen Bio-Met -laskentatyökalua (<https://bio-met.net/>). Bio-Met on yksinkertainen BLM-malli (*Biotic Ligand Model*), joka on kehitetty ympäristölaatu normien tulkintaan vesiympäristöä koskevan lainsäädännön soveltamiseksi. Bio-Met -malliin syötettiin Orijärven vesinäytteistä tämän riskinarvioinnin yhteydessä mitatut, kolmen vesinäytteen keskimääräiset vedenlaatuparametrien tulokset ($\text{pH} = 7$, $\text{DOC} = 3,7 \text{ mg/l}$ ja $\text{Ca} = 8,03 \text{ mg/l}$) sekä samojen näytteiden ja vuoden 2019 Orijärven syvänteestä otettujen seurantanäytteiden ($n = 12$) keskimääräiset metallipitoisuudet ($\text{Cu} = 17 \mu\text{g/l}$, $\text{Pb} = 0,24 \mu\text{g/l}$ ja $\text{Zn} = 423 \mu\text{g/l}$). Biosaatavuudella korjatuiksi HC5-arvoiksi saatiin siten kuparille $14,5 \mu\text{g/l}$, lyijylle $8,8 \mu\text{g/l}$ ja sinkille $19,7 \mu\text{g/l}$ (Taulukko 28). Näiden laskentatulosten perusteella haitallisia vaikutuksia vesieliöille Orijärvessä voisi aiheutua lähinnä sinkistä, jonka biosaatava pitoisuus ylittää biosaatavuudella korjatun kohdekohtaisen HC5-arvon noin 12-kertaisesti. Kuparilla laskennallinen biosaatava pitoisuus sen sijaan alittaa biosaatavuudella korjatun HC5-arvon ja on vain hiukan laskennallista AA-EQS_{biosaatava}-arvoa suurempi ($\text{RCR} = 1,17$). Lyijyn osalta vesinäytteistä mitattu kesimääräinen pitoisuus on lähes 40-kertaa biosaatavuudella korjattua HC5-arvoa pienempi.

Kadmiumin osalta ei ollut saatavissa vastaavaa BLM-mallia. Kirjallisuustietojen perusteella kadmiumin biosaatavuuteen vaikuttaa kuitenkin erityisesti veden kovuus, ja myös käytössä olleessa tulosaineistossa suurimmat toksisuudet (alhaisimmat NOEC-arvot) oli mitattu pehmeässä vedessä ($< 50 \text{ mg/l CaCO}_3\text{:n}$ määritettynä). Koska Orijärven muutamista vesinäytteistä mitattu kesimääräinen kovuus oli alle 20 mg/l ($\text{CaCO}_3\text{:n}$ määritettynä), voidaan olettaa, että kadmiumin biosaatava osuus liukoisesta pitoisuudesta (vuoden 2019 ja 2020 näytteenotoissa noin $0,8 \mu\text{g/l}$) on verrattain suuri eikä

1.2.2021

Orijärven vedenlaatu ainakaan vähennä kirjallisuustietoihin perustuvaa arviota aineen haitallisuudesta. Toisaalta on syytä ottaa huomioon, että kadmiumin biosaatavuuteen voivat vaikuttaa myös muut kohdekohtaiset tekijät, kuten mahdollinen epäorgaanisten ja orgaanisten kompleksien muodostuminen. Haitallisten yhteisvaikutusten lisäksi esimerkiksi sinkin on todettu monissa tutkimuksissa vähentävän kadmiumin haitallisuutta (ECI 2008).

Taulukko 28. Kuparin, lyijyn ja sinkin biosaatavat osuudet ja biosaatavuudella korjatut HC5-arvot Bio-Met -laskennassa. pH = 7, DOC = 3,7 mg/l ja Ca = 8,03 mg/l. RCR (Risk Characterisation Ratio) = riskisuhde (biosaatava pitoisuus / AA-EQS_{biosaatava}).

Parametri	Pitoisuus (µg/l)	Kohde-HC5 (µg/l)	BioF (-)	Biosaatava pitoisuus (µg/l)	RCR (-)	AA-EQS _{biosaatava} (µg/l)
Kupari	17	14,5	0,07	1,17	1,17	1
Lyijy	0,24	8,8	0,14	0,03	0,03	1,2
Sinkki	423	19,7	0,55	235	21,53	10,9

6.4 Aiemmat biologiset tutkimukset alueella

Orijärven ja sen alapuolisten vesistöjen ekologinen tila on luokiteltu vesienhoitolakiin (1299/2004) perustuen vuodesta 2008 lähtien. Ekologisen tilan luokittelu perustuu erilaisten biologisten, fysikaaliskemiallisten ja hydrologimorfologisten muuttujien (laatutekijät) määrittämiseen tutkittavassa vesistössä ja tulosten vertaamiseen vastaavien muuttujien arvoihin sellaisissa vesistöissä, joissa ihmistoiminnan vaikutukset eivät merkittävästi näy. Keskeisimpänä lähtökohtana ekologisen tilan luokittelussa ovat biologiset laatutekijät, kuten vaikutukset leviin, vesikasveihin, pohjaeläimiin ja kaloihin.

Viimeisimmällä, kolmannella vesienhoidon suunnittelukaudella vuosina 2012–2017 kerättyjen aineistojen pohjalta, Orijärven ja sen alapuolisen Määrjärven ekologinen tila on luokiteltu tyydyttäväksi. Vaikka järven ekologinen tila on biologisten muuttujien osalta laskennallisesti erinomainen (Taulukko 29), tilaluokitus on alennettu tyydyttäväksi seurauksena järveen kohdistuvasta metallikuormituksesta, jonka on arvioitu heikentävän järven planktonlajiston, pohjaeläinten ja kalojen elinolosuhteita sekä lajiston monimuotoisuutta. Toisaalta biologisen tilan luokittelu perustuu suhteellisen suppeaan klorofylli- ja kasviplanktonaineistoon (6 näytettä vuosina 2010 ja 2013) eikä käytössä ole vastaavaa tutkimustietoa esim. eläinplanktonista, vesikasveista, päälysläivistä, pohjaeläimistä tai kaloista (VHS 2020).

Taulukko 29. Orijärven ekologisen tilan biologiset luokittelumuuttujat 3. suunnittelukaudella.

Muuttuja	Mittaustulos	Laskennallinen tilaluokitus	Arvioitu tilaluokitus
Klorofylli-a	2 µg/l	Erinomainen	Tyydyttävä
Kokonaisbiomassa	0,39 mg/l	Erinomainen	Tyydyttävä
Haitallisten sinilevien %-osuus	2,93 %	Erinomainen	Tyydyttävä
TPI kasviplankton trofiaindeksi	-2,03	Erinomainen	Tyydyttävä

1.2.2021

Ekologisen tilan luokituksen lisäksi kaivosalueen metallikuormituksen biologisia vaikutuksia Orijärven on tutkittu useissa erillisselvityksissä (mm. Salonen et al. 2006, Tuovinen 2010, Tuovinen et al. 2012, Lähteenmäki 2016, Tallberg & Zwerver 2019). Vaikutusarviointi on keskittynyt erityisesti kasviplanktoniin, jonka osalta Orijärven on todettu olevan vähälajinen. Tietyt Orijärven vertailujärvissä esiintyvät ryhmät ja lajit puuttuvat järvestä kokonaan, vaikka kasviplanktonin biomassat ovat suunnilleen samalla tasolla kuin muissa alueen järvissä (Taulukko 30). Tietyissä vertailujärvissä (Simijärvi) biomassan määrä on ollut jopa pienempi kuin Orijärven, Orijärven korkeista metallipitoisuuksista huolimatta. Orijärven ja Määrjärven sekä Seljänalassa myös kasviplanktonin keskimääräinen koko on ollut pienempi kuin Degersjönissä ja vertailujärvissä. Sen sijaan niiden taksonien määrässä, joka vastaa suurinta osaa (60 %) kokonaisbiomassasta, ei ole todettu merkittävää eroa järvien välillä. Kasviplanktonilajien kokonaismäärät ovat kuitenkin kaikissa järvissä varsin matalia, Iso-Kisko mahdollisesti lukuun ottamatta (Tallberg & Zwerver, 2019). Suurin osa (n. 80 %) Orijärven kasviplanktonbiomassasta on tehdyissä määrittelyissä koostunut nieluleivistä, kultaleivistä, viherlevistä sekä tunnistamattomista monadeista ja flagellaateista. Sen sijaan piilevät, joiden osuus suomalaisten, karujen järvien kasviplanktonista on yleensä noin 20 %, ovat olleet Orijärven erittäin harvalukuisia. Tämä koskee suurelta osin myös Määrjärveä, mutta Seljänalassa ja Degersjönissä kasviplanktonkoostumuksen erot vertailujärviin verrattuna ovat enää pieniä (Tallberg ja Zwerver, 2019).

Taulukko 30. Kasviplanktonin luokittelumuuttujien arvoja sekä tunnistettujen taksonien kokonaismäärät. Esitetyt luvut näytetulosten keskiarvoja. Näytteet otettu järvien syvänealueilta 0–2 metrin syvyydestä pääosin heinä-elokuussa (Tallberg & Zwerver, 2019).

Järvi	Ajankohta	Näytteitä (n)	Biomassa (µg/l)	Thierys (kp/ml)	Klorofylli-a (µg/l)	TPI	Haitalliset sinilevät (%)	Taksonit	Lajit, 60 % biomassasta
Orijärvi	2008–2013	6	442	5 520	2,7	-1,75	3,3	29	7
Määrjärvi	2008–2013	6	447	8 663	2,4	-1,55	0,4	36	6
Seljänalanen	2005–2016	9	539	6 625	2,7	-0,9	0,3	38	6
Degersjön	2005–2016	9	651	4 753	4,1	-0,99	1,8	44	5
Vertailujärvet									
Simijärvi	1986–2017	14	393	3 389	2,2	-2,07	0,1	40	7
Iso-Kisko	2007–2016	13	467	4 839	2,8	-0,91	6,2	52	11

Kaivosvaluman vaikutuksia kasviplanktoniin on tutkittu myös kansainvälisesti ja metallien on todettu häiritsevän mm. levien proteiinituotantoa (De Filippis & Pallaghy 1994) ja hapettumistasapainoa (Pinto et al. 2003). Esimerkiksi kuparia ja sinkkiä käytetään biologisten vaikutustensa vuoksi mm. *antifouling*-maaleissa estämään levien ja muiden pieneliöiden kasvua veneiden pohjissa (Guardiola et al. 2012). Myös kansainvälisissä tutkimuksissa kaivosvesien on todettu vaikuttavan haitallisesti erityisesti piileviin (Cattaneo et al. 2008, 2011), joten Orijärven valuma-alueella tehdyt levähavainnot tukevat käsitystä

1.2.2021

kaivosalueen päästöjen vaikutuksista Orijärven kasviplanktoniin. Toisaalta kasviplanktonnäytteitä Orijärvestä ja valuma-alueen muista järvistä on verrattain vähän ja lyhyeltä ajalta huomioiden esimerkiksi levätuotannon ajallinen vaihtelu. Siten on mahdollista, että Orijärvestäkin löytyisi runsaampi lajisto, jos näytteitä otettaisiin myös keväällä, jolloin esim. piilevien esiintyminen on kesää runsaampaa (Tallberg & Zwerver, 2019).

Alueella tehtyjen päästö- ja vaikutusarviointien tuloksia voidaan verrata myös kaivostoiminnan aikaisiin päästöihin ja vaikutuksiin. Kaivostoiminnan aikaisia vaikutuksia Orijärven piilevästöön on tutkittu paleolimnologisilla sedimenttitutkimuksilla (Salonen et al. 2006, Tuovinen 2010, Tuovinen et al. 2012), joiden mukaan kaivostoiminnan varhaisen vaiheen vähäisempi metallikuormitus ilmeni piilevälajiston lisääntymisenä sedimentin syvyysuunnassa. Pintasedimenttinäytteissä, jotka kuvasivat ajallisesti kaivostoiminnan aktiivisen vaiheen ja kaivoksen sulkemisen jälkeistä kuormitusta, piilevien lajimäärät olivat pienempiä ja esim. planktiset piilevät puuttuivat näytteistä kokonaan. Pintasedimenttinäytteissä planktiset piilevät olivat korvautuneet litoraalisilla ja tykoplanktisilla piilevillä, joiden on todettu kestävän paremmin metallikuormitusta myös ulkomaisissa tutkimuksissa (Ruggiu et al. 1998). Myös näiden levien diversiteetti oli kuitenkin melko pieni. Sedimenttinäytteissä todettiin myös kaivoksen aktiiviseen vaiheeseen ajoittuva kultalevälajiston vähentyminen sekä kultalevien vahingoittuneiden lepoitiöiden huomattavan suuri osuus (Salonen et al. 2006). Tutkimusten mukaan Orijärvessä olisi ilman kaivostoiminnan vaikutusta todennäköisesti vertailujärviä vastaava planktinen piileväyhteisö, johon kuuluvia lajeja on todettu sitä enemmän mitä kauemmaksi alavirran suuntaan Orijärvestä siirrytään. Useita yleisiä piilevälajeja on todettu vasta Seljänalasesta ja sen alapuolisista järvistä tai vertailujärvistä otetuissa näytteissä (Lähtenmäki 2016).

6.5 Muut ekologiset riskitekijät

Edellä esitetyt toksisuustiedot ja laskennalliset viitearvot metalleille kattavat periaatteessa yksittäisen eliön koko elinkierron aikaisen altistuksen. Ne koskevat kuitenkin pääosin suorasta altistumisesta aiheutuvia vaikutuksia eivätkä siten huomioi mahdollisia välillisiä vaikutuksia, jotka seuraavat metallien kertymisestä ja rikastumisesta ravintoverkoissa; esim. plankton → kalat → linnut ja nisäkkäät. Kirjallisuustiedon perusteella metallien välilliset vaikutukset vesiympäristössä liittyvät kuitenkin ensisijaisesti orgaanisiin metalliyhdisteisiin, erityisesti metyylielohopeaan, eikä muiden metallien kertyminen eliöstöön ravintoverkkojen kannalta merkittävässä määrin ole yleensä todennäköistä (Brix et al. 2000). Esimerkiksi ECHA:n tietokannassa tämän riskinarvioinnin kriittisiä metalleja ei luokitella vesiympäristössä biokertyviksi eikä niille ole siksi esitetty PNEC-arvoja välillisten vaikutusten osalta. Tähän vaikuttaa mm. se, että eliöt säätelevät metallien kertymistä homeostaattisesti, mistä syystä veden metallipitoisuuden kasvu johtaa yleensä pitoisuuden vähentymiseen eliössä solutasolla. Siten orgaanisille haitta-aineille tyypillisesti määritettyjen bioakkumulaatiokertoimien käyttö ei ole yleensä tarkoituksenmukaista metalleille (McGeer et al. 2003). Koska metallien suora toksisuus eliöille ilmenee lisäksi suhteellisen pienissä pitoisuuksissa myös monille kalalajeille, on perusteltua olettaa, että kaivosalueen metallipäästöjen vaikutuksia vesiympäristössä kemiallisten arviointitekijöiden osalta voidaan arvioida riittävällä tarkkuudella käytössä olleen toksisuustestiaineiston perusteella.

Koska suurta osaa Orijärven kaivosalueen kaivannaisjätteistä ei ole kaivoksen sulkemisen yhteydessä peitetty, lintujen ja nisäkkäiden altistuminen metalleille on mahdollista myös suorassa kontaktissa kaivannaisjätteeseen. Eläimet voivat altistua suoraan myös kaivosalueen pintavesien sisältämille metalleille. Vaikka kaivannaisjätealueet ovat kooltaan laajoja, ei ole kuitenkaan todennäköistä, että ne muodostaisivat eläimille altistumisen näkökulmasta olennaisen elinpiirin tai ravinnonhankinta-alueen.

1.2.2021

Tähän vaikuttaa mm. se, ettei kaivannaisjätealueilla ole ravinnonlähteiden kannalta merkittävää kasvillisuutta tai orgaanista kasvukerrosta ja alueen lähiympäristössä on lukuisia muita ravinnon- ja vedenlähteitä. Siten eläinten mahdollinen altistuminen metalleille kaivosalueella jäänee satunnaiseksi. Kaivosalueella on kuitenkin havaittu mm. kauriita, käärmeitä sekä paljon lintujen ja sorkkaeläinten jälkiä ja luita, mistä syystä eläinten altistumista voidaan arvioida karkealla tasolla myös laskennallisesti.

Suurin teoreettinen altistusriski koskee käytännössä pienikokoisia maaeläimiä (esim. päästäinen ja hiiri), joiden elinpiiri rajautuu merkittävältä osin kaivannaisjätealueelle ja jotka voivat altistua suoraan kaivannaisjätteen sisältämille haitta-aineille. Aluerajauksen osalta suurin teoreettinen altistusriski tarkoittaisi lähinnä rikastushiekka-alueen alatasoa, jossa metallien pitoisuudet ovat suuret myös pintakerroksissa. Merkittävimpana altistusreittinä pienille maaeläimille voidaan tällöin pitää ruoansulatuksen kautta tapahtuvaa tahatonta maan nielemistä, koska hengitystiealtistuksen osuus kokonaisaltistuksesta ei-haihtuville yhdisteille on yleensä pieni, metallit eivät imeydy merkittävässä määrin ihon läpi eikä rikastushiekassa oletettavasti esiinny lieroja tai muita maaeläinten ravintonaan käyttämiä eliöitä. Merkittävin haitta-aine suoran altistuksen kannalta on lyijy, jonka toksikologiset viitearvot ovat selvästi matalampia esim. sinkkiin verrattuna ja jonka mitattu kokonaispitoisuus rikastushiekan pintaosissa oli suuri. Jos altistujaksi kyseisessä tilanteessa oletetaan esim. päästäinen ja laskennassa käytetään rikastushiekasta mitattua kuningasvesiliukoista lyijypitoisuutta (10 149 mg/kg) sekä kirjallisuudessa esitettyjä oletusarvoja altistumiselle (eläimen paino = 0,015 kg ja niellyn maan määrä = 1,17 g/d; Sample & Suter 1994), saadaan päästäisen päivittäiseksi lyijysaanniksi maan nielemisen kautta jatkuvassa altistuksessa 792 mg/kg_{bw}-d. Tämä ylittää päästäiselle kirjallisuudessa esitetyn LOEL-arvon 176 mg/kg_{bw}-d ruoansulatuksen kautta (Sample et al. 1996) 4,5-kertaisesti.

Altistumisriskiä voidaan arvioida karkeasti myös vertaamalla päästäisen ravinnon lyijypitoisuutta esim. lyijyn EU-riskinarvioinnissa esitettyyn alhaisimpaan NOEC-arvoon nisäkkäiden ravinnolle (150 mg Pb/kg_{ruoka}). Jos päästäisen ravinnon lyijypitoisuus arvioidaan eläimen keskimääräisen ravinnonkulutuksen (9 g/d; Sample & Suter 1994) perusteella, johon on lisätty arvio niellyn maa-aineksen määrästä ja pitoisuudesta (1,17 g/d; 10 149 mg/kg) eikä ravinnon mahdollisesti sisältämää lyijyä oteta huomioon, saadaan laskennalliseksi pitoisuudeksi suun kautta tapahtuvassa altistuksessa (ravinto + maa-aines) 1 170 mg Pb/kg. Tämä ylittää vertailuarvon (150 mg Pb/kg_{ruoka}) noin kahdeksankertaisesti. Näiden karkeiden laskelmien perusteella suora altistuminen lyijylle (ja mahdollisesti muille rikastushiekan sisältämille metalleille) voi siten teoriassa aiheuttaa haittaa ainakin pienille maaeläimille. Todellisuudessa eläinten altistuminen jäänee kuitenkin selvästi pienemmäksi, koska niiden elinpiirin rajautuminen ainoastaan rikastushiekka-alueelle mm. ravinnon puutteen takia ja siten jatkuva altistuminen kaivannaisjätteelle laskennallisessa laajuudessa ei ole todennäköistä. Lisäksi on otettava huomioon, että nisäkkäiden toksisuustesteissä haitta-aineet annostellaan yleensä ravinnon kautta, jolloin lyijyn ja muiden metallien biosaatavuus on yleensä suurempaa kuin maa-aineksesta. Jos lyijypitoisuutena edellä kuvatussa altistumlaskennassa käytettäisiin esim. samasta näytteestä ammoniumkloridiuutossa mitattua lyijypitoisuutta (650 mg/kg; luku 4.1.2), joka kuvaa fysikaalisesti mineraalirakeiden pinnalle sitoutunutta herkkäliukoista ja biosaatavaa pitoisuusosuutta, olisi laskennallinen riski päästäiselle vain 50,9 mg/kg_{bw}-d, mikä alittaa selvästi myös vertailuarvon (LOEL = 176 mg/kg_{bw}-d). Siten suorasta altistumisesta mahdollisesti aiheutuvat haitat nisäkkäille ja linnuille jäänevät populaatiotasolla merkityksettömiksi ja yksilötasolla korkeimmillaankin vähäisiksi (Kuva 42).

1.2.2021



Kuva 42. Rikastushiekka-alueella näkee paljon mm. peurojen/metsäkauriiden sekä lintujen jalanjälkiä (© A. Tornivaara).

Kaivosalueen pitkän päästöhistorian vuoksi Orijärven sedimenttiin kertyneet metallit ovat todennäköisesti vaikuttaneet haitallisesti pohjaeläinten ja muun pohjaeliöstön elinolosuhteisiin sekä vähentäneet lajiston monimuotoisuutta. Pohjaeliöstön osalta oli kuitenkin saatavissa tietoa ainoastaan aiemmista levätutkimuksista, mistä syystä sedimenttiin kertyneiden metallien vaikutusta pohjaeliöstöön ei voida kattavammin arvioida. Lisäksi tässä riskinarvioinnissa keskityttiin ensisijaisesti kaivosalueen nykyiseen vesistökuormitukseen ja siitä aiheutuviin riskeihin kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arvioimiseksi eli sedimentin pilaantuneisuuden ja siitä aiheutuvien ekologisten vaikutusten selvittäminen rajattiin lähtökohtaisesti arvioinnin ulkopuolelle. Toisaalta voidaan olettaa, että nykyisen kuormituksen vaikutus pohjaeliöstöön ei ole ainakaan yhtä suuri kuin aiemmin, koska kuormitus on pienentynyt ja se aiheutuu pääosin veteen liuenneista metalleista, jotka eivät sedimentoidu yhtä voimakkaasti kuin kiintoaineeseen sitoutuneet metallit. Metallien sedimenttiin kertymisen merkittävä vähentyminen kaivoksen aktiivisen vaiheen ja sulkemisen jälkeen näkyi selvästi jo 1900-luvun loppupuolella radiohiiliajoitetuissa sedimenttinäytteissä (Salonen et al. 2006).

6.6 Yhteenveto

Edellä esitettyjen viitearvovertailujen perusteella voidaan pitää todennäköisenä, että kaivosalueen nykyisistä metallipäästöistä aiheutuu haitallisia vaikutuksia vesieliöstölle Orijärvessä. Kun arviossa huomioidaan käytetyn toksisuusaineiston lisäksi Bio-Met -laskennan tulokset sekä muut metallien biosaatavuutta ja haitallisuutta luonnonvesissä vähentävät tekijät, haittavaikutusten voidaan olettaa aiheutuvan pääasiassa sinkistä. Sinkin osalta vaikutukset voivat ulottua viitearvovertailujen perusteella myös Orijärven alapuolisiin vesistöihin. Myös kaivosalueelta vesistöön päätyvä kadmium ja teoriassa myös kupari voivat aiheuttaa haittaa herkimmille vesieliöille, mutta näiden osalta mahdolliset vaikutukset jäänevät vähäisiksi ainakin sinkkiin verrattuna ja rajoittunevat Orijärveen.

1.2.2021

Toisaalta on otettava huomioon, että kirjallisuustietoihin perustuvilla ekotoksikologisilla viitearvoilla ei voida arvioida luotettavasti vaikutuksia yksittäisessä vesistössä luonnonolosuhteissa. Orijärvellä tähän vaikuttavat erityisesti puutteelliset tiedot paikallisten olosuhteiden merkityksestä metallien biosaatavuuteen ja mahdollisiin yhteisvaikutuksiin kohteessa esiintyvälle eliöstölle sekä alueen pitkä kuormitushistoria, joka on oletettavasti edesauttanut eliöiden sopeutumista metallikuormitukselle.

Orijärven ja sen alapuolisen järviketjun alueella tehtyjen aiempien ekologisten tutkimusten perusteella kaivosalueen päästöjen aiheuttamat biologiset vaikutukset kasviplanktoniin ja erityisesti piileviin ovat selviä. Tutkimustulokset tukevat myös tehtyä viitearvovertailua ja viittaavat vaikutusten johtuvan erityisesti suurista sinkkipitoisuuksista. Todettujen biologisten vaikutusten osalta ei voida kuitenkaan suoraan erottaa nykyisen metallikuormituksen merkitystä kaivostoiminnan ja edellisten vuosikymmenien aikaisista päästöistä tai päätellä sitä, millainen päästövähennys olisi tarpeen esimerkiksi Orijärven kasviplanktonin monimuotoisuuden lisäämiseksi.

Metallikuormituksen pitkäaikaisuus ja suuruus huomioiden todettuja biologisia vaikutuksia voidaan kuitenkin pitää osin odotettua pienempänä vertailujärviin suhteutettuna. Esimerkiksi sinkille herkän kasviplanktonin osalta tunnistettujen levätaksonien määrä Orijärvessä on vain alle 30 % Simijärven vertailujärven taksonimäärää pienempi. Orijärven sinkkipitoisuudet vastaavat kuitenkin käytetyn toksisuusaineiston perusteella yli 90 % potentiaalista vaikutustasoa kaikkia eliölajeja koskevalla herkkyysjakaumalla ja ylittävät leville määritetyn keskimääräisen NOEC-tason noin kymmenkertaisesti. Korkeista metallipitoisuuksista huolimatta myös Orijärvestä määritetyt kasviplanktonin kokonaisbiomassat ovat vertailujärvien tasolla. Tähän voi olla useita selityksiä, joista keskeisimpiä ovat todennäköisesti metallien alhainen biosaatavuus järviveden fysikaaliskemiallisista tekijöistä johtuen sekä eliöiden sopeutuminen kohonneisiin pitoisuuksiin vuosikymmenten päästöhistorian aikana. Myös Orijärven vedenlaadun pysyminen neutraalina pitkäaikaisesta metallikuormituksesta huolimatta vähentänee vaikutuksia suhteessa moniin muihin kaivoskohteisiin, joissa hapan valuma on laskenut pH:ta myös purkuvesistöissä. Kirjallisuudessa pH:n on todettu vaikuttavan esimerkiksi sinkin krooniseen toksisuuteen erityisesti levien osalta (ECB 2008).

Toisaalta on syytä huomioda, että biologisiin vaikutuksiin liittyvät tutkimukset Orijärvellä ovat koskeneet lähes yksinomaan kasviplanktonia. Vaikka kasviplanktonilla on vesiekosysteemissä tärkeä tehtävä perustuotannossa, tulisi biologisia vaikutuksia pystyä havainnoimaan laajemmin myös muun eliöstön osalta. Esimerkiksi alueella tehdyn asukaskyselyn perusteella osa vastaajista oli sitä mieltä, että kalakannoissa ja -lajeissa on selvä ero Orijärven ja Määrjärven välillä. Huomio perustuu kuitenkin vain yksittäisten henkilöiden omiin havaintoihin eikä siitä voi tehdä suoria johtopäätöksiä metallikuormituksen vaikutuksista kalastoon. Toisaalta useat vastaajat ilmoittivat kalastavansa ja saavansa saalista myös Orijärvestä, mikä tarkoittaa, ettei metallikuormitus ole ainakaan kokonaan hävittänyt järven kalakantoja.

Riskinarvioinnin luotettavuuden ja kattavuuden parantamiseksi sekä mahdollisen kunnostuksen vaikuttavuuden arvioimiseksi, edellä mainituista syistä johtuen, ekologisten riskien arviointia olisi syytä tarkentaa laajemmilla ekologisilla/biologisilla tutkimuksilla. Tutkimuksissa tulisi selvittää erityisesti nykyisen kuormituksen mahdollisia vaikutuksia Orijärven kalastoon ja mahdollisesti eläinplanktoniin. Lisäksi tulisi harkita tässä riskinarvioinnissa tehdyn kemiallisen arvioinnin tarkentamista yksityiskohtaisemmalla BLM-mallinnuksella Orijärvessä ja sen alapuolisissa vesistöissä todettujen metallipitoisuuksien (erityisesti sinkin) biosaatavuuden huomioon ottamiseksi.

1.2.2021

7 TERVEYSRISKIT

Kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa terveysriskillä tarkoitetaan ihmisen terveyteen kohdistuvia mahdollisia haittoja, jotka voivat aiheutua altistumisesta kohteessa esiintyville haitallisille aineille. Altistuminen voi tapahtua eri altistusreittien (suu, hengitys, iho) ja väliaineiden (mm. maa-aines/pöly, juomavesi ja ravintokasvit) kautta joko suoraan kohdealueella tai haitta-aineiden kulkeutuessa alueen ulkopuolelle. Terveysriskiä voidaan pitää merkityksettömän pienenä, jos arvioitu kokonaisaltistuminen haitta-aineille alittaa aineille annetut terveysterveysteiset enimmäissaantiarvot.

Tässä terveysriskin arviointi on rajattu kohteessa suurimpina ympäristöpitoisuuksina esiintyviin metalleihin (kadmium, kupari, lyijy ja sinkki), joille altistuminen voi tapahtua suoraan kaivosalueella sekä erityisesti pintaveden välityksellä alueen ulkopuolella.

7.1 Altistuminen kaivosalueella

Kaivosalueella metalleja esiintyy paikoin peittämättöminä maaperän tai kaivannaisjätealueiden pintakerroksissa, joten altistuminen niille suoran kontaktin kautta alueella oleskeltaessa on mahdollista. Koska metallit eivät haihdu tai imeydy merkittävässä määrin ihon läpi, mahdollinen suora altistuminen voi tapahtua lähinnä maa-/kaivannaisjäteaineksen tahattoman nielemisen kautta sekä maaperästä/kaivannaisjätteestä irtoavaa pölyä hengittämällä. Alueen sijainti ja maankäyttö huomioiden mahdollinen suora altistuminen rajoittunee alueella satunnaisesti vieraileviin aikuisiin ihmisiin.

Altistumista voidaan arvioida laskennallisesti kaavalla (YM 2014):

$$ADD_i = \frac{C_{soil} \times IR \times f_{ba} \times EF}{BW \times AT}$$

jossa

ADD _i	= Average Daily Dose, keskimääräinen päivittäissaanti tietyn altistusreitin kautta [mg/kg _{bw} -vrk]
C _{soil}	= haitta-aineen keskimääräinen pitoisuus pintamaassa arviointialueella [mg/kg]
IR	= Ingestion/Inhalation Rate, haitta-ainetta sisältävän väliaineen päivittäinen saanti ruoansulatuksen ja/tai hengityksen kautta [kg/vrk]
f _{ba}	= maa-aineksesta elimistöön imeytyvä (biosaatava) osuus [-]
EF	= Exposure Frequency, altistumisen toistuvuus (vrk)
BW	= Body Weight, altistujan kehon paino (kg)
AT	= Averaging Time, aika, jonka suhteen keskimääräinen päivittäisannos lasketaan (365 vrk)

Elimistöön päätyvä kokonaissaanti (ADD_{tot}), johon terveysterveysteisia viitearvoja verrataan, saadaan laskemalla altistumisreittikohtaiset annokset yhteen. Terveysterveysten suuruutta voidaan tällöin kuvata riskiluvuilla kuten vaaraosamäärällä (*Hazard Quotient*, HQ). Kun HQ ≤ 1, haittavaikutusten ilmeneminen on epätodennäköistä. Kun HQ > 1, haittavaikutusten ilmeneminen on mahdollista. Terveysterveysteiset enimmäissaantiarvot eivät kuitenkaan ole absoluuttisia raja-arvoja, joissa haitat alkavat tai päättyvät. Haittojen todennäköisyys ja terveysriski kuitenkin kasvaa, mitä enemmän arvo ylitetään.

Suurimmat metallipitoisuudet peittämättömissä pintakerroksissa on todettu rikastushiekassa rikastushiekka-alueen alatasolla, joten suorasta altistuksesta aiheutuva teoreettinen enimmäissaanti voidaan määrittää näiden pitoisuuksien kautta. Muista altistusparametreista ei ole saatavissa kohdekohtaista tietoa, joten laskennassa käytettävät parametriarvot on arvioitava muuhun

1.2.2021

kohdetietoon ja kirjallisuuteen perustuen. Altistusparametrien arvot on pyritty valitsemaan riittävän konservatiivisesti, jotta teoreettinen arvio altistumisesta ei ainakaan aliarvioi todellisia terveysriskejä.

Ihmisten oleskelusta kaivosalueella (ja erityisesti rikastushiekka-alueella) ei ole saatavissa kohdekohtaista tietoa, joten konservatiiviseksi arvioksi altistumisen toistuvuudelle (EF) valittiin 30 päivää vuodessa. Todennäköisesti rikastushiekka-alueella ei kuitenkaan oleskella näin monena päivänä ainakaan säännöllisesti. Paikallisten asukkaiden lisäksi mahdollinen oleskelu alueella koskee lisäksi lähinnä yksittäisiä mineraaleista tai vanhasta kaivostoiminnasta kiinnostuneita ihmisiä, koska alue ei ole yleisessä virkistyskäytössä.

Maa-aineksen tahattoman nielemisen (IR_{ing}), hengitystiheyden (IR_{inh}) ja kehon painon (BW) osalta laskennassa käytettiin terveysriskinarvioinnissa yleisesti sovellettuja oletusarvoja aikuiselle altistujalle ($IR_{ing} = 50 \text{ mg/vrk}$; $IR_{inh} = 0,83 \text{ m}^3/\text{h}$; BW = 60 kg; Reinikainen 2007). Koska oletusarvo maan nielemiselle koskee lähinnä asutusalueella tapahtuvaa altistumista esimerkiksi puutarhatöiden yhteydessä tai vastaavassa suorassa ja toistuvassa kontaktissa maa-ainekseen, sitä voidaan pitää hyvin konservatiivisena lähtökohtana satunnaiseen vierailuun liittyvässä altistuksessa vanhalla kaivosalueella. Lisäksi metallien oletettiin olevan maa-aineksessa täysin biosaatavassa muodossa ($f_{ba} = 1$), mikä yliarvioi altistumisesta aiheutuvaa todellista terveysriskiä maa-ainekseen pidätyvillä ja vain osin elimistöön imeytyvillä metalleilla.

Rikastushiekan pölyämisen arvioidaan olevan vähäistä, koska alueella ei ole liikennettä tai muuta pölyämiselle altistavaa toimintaa. Hengitysilman pölypitoisuus voidaan siten arvioida karkeasti esim. ilmanlaadun seurantatietojen perusteella. Suomessa ulkoilman hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuudet ovat keskimäärin $10\text{--}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (<https://www.ilmatieteenlaitos.fi/ilmanlaatu>), josta suuri osa on tyypillisesti liikenteen maasta nostattamaa katupölyä. Päälystämättömillä alueilla maapölyn pitoisuudet ilmassa voivat kuitenkin nousta keskimääräisiä hiukkaspitoisuuksia suuremmiksi. Jos pölyävän rikastushiekan oletetaan vastaavan partikkelikooltaan hengitettäviä hiukkasia ($< 10 \mu\text{g}$) ja pölypitoisuuden arvioidaan nousevan esim. kymmenkertaiseksi hiukkaspitoisuuden tyypillisen vaihteluvälin ylärajaan verrattuna, saadaan teoreettiseksi pölypitoisuudeksi hengitysilmassa rikastushiekka-alueella $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tämä vastaa tasoa, jolle maapölyn pitoisuudet voivat nousta esim. rakennustyömailla, joten arvo lienee varsin konservatiivinen oletus kaivannaisjätealueella oleskeltaessa. Jos oleskelun rikastushiekka-alueella oletetaan kestävän yhdellä kertaa kaksi tuntia, saadaan laskennalliseksi hengityselimiin päätyväksi pölymääräksi yhdellä vierailulla $0,32 \text{ mg}$ ($= 200 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 0,83 \text{ m}^3/\text{h} \times 2 \text{ h}$), jota käytettiin lähtötietona altistuslaskennassa.

Altistuslaskennan tulokset edellä esitettyihin laskentaparametrien arvoihin ja rikastushiekka-alueen alatasolta mitattuihin metallipitoisuuksiin perustuen sekä tulosten vertailu terveysperusteisiin viitearvoihin on esitetty taulukossa 31. Vertailuarvoina on käytetty Ympäristöhallinnon ohjeessa 6/2014 suositeltuja enimmäissaantiarvoja, joiden alittuessa terveysriskiä voidaan pitää merkityksettömän pienenä jatkuvassa, elinikäisessä altistumisessa (YM 2014). Siten vertailuarvoja voidaan pitää konservatiivisena lähtökohtana satunnaista altistumista tarkasteltaessa, vaikka hetkellinen altistuminen ylittäisi enimmäissaannin.

1.2.2021

Taulukko 31. Keskimääräinen laskennallinen päivittäisaanti (ADD_{tot}) rikastushiekka-alueella maan/jätteen tahattoman nielemisen (ADD_{ing}) ja pölyn hengityksen (ADD_{inh}) kautta sekä tulosten vertailu terveysperusteisiin enimmäisaantiarvoihin (TD). HQ (Hazard Quotient) on riskiluku, joka kuvaa laskennallisen riskin suuruutta.

Aine	Pitoisuus (mg/kg)	ADD_{ing} ($\mu\text{g}/\text{kg}_{bw}\text{-vrk}$)	ADD_{inh} ($\mu\text{g}/\text{kg}_{bw}\text{-vrk}$)	ADD_{tot} ($\mu\text{g}/\text{kg}_{bw}\text{-vrk}$)	TDI ($\mu\text{g}/\text{kg}_{bw}\text{-vrk}$)	HQ
Kadmium	12	0,000822	0,00000546	0,000827	0,5	0,0017
Kupari	4263	0,292	0,00194	0,294	140	0,0021
Lyijy	10149	0,170	0,0046	0,700	1,8	0,39
Sinkki	5459	0,374	0,00248	0,376	500	0,00075

Laskennallinen suora altistuminen kaivosalueella alittaa kadmiumin, kuparin ja sinkin osalta terveysperusteiset viitearvot useilla kertaluokilla ($HQ \ll 1$). Lyijyn osalta laskennallinen altistuminen on puolestaan noin 40 % enimmäisaantiarvosta ($HQ < 1$). Maa-aineksen tahattoman nielemisen osuus laskennallisesta kokonaisaltistumisesta on kaikilla metalleilla yli 99 %.

Vaikka altistuslaskennan lähtöparametreista ei ollut saatavissa luotettavaa kohdekohtaista tietoa ja laskennassa käytetyt kaivannaisjätteen metallipitoisuudet perustuivat varsin pieneen näytemäärään, on perusteltua olettaa, ettei suorasta altistumisesta kaivosalueella aiheudu merkittävää terveysriskiä alueen nykyisessä käytössä. Laskennallisten riskilukujen (HQ) lisäksi tähän johtopäätökseen vaikuttavat laskennassa tehdyt oletukset, jotka todennäköisesti yliarvioivat huomattavasti alueella vierailevien ihmisten todellista keskimääräistä altistumista. Altistuslaskennan tulokset ja lähtöoletukset huomioiden terveysriskiä voidaan pitää merkityksettömänä myös siinä tapauksessa, että alueella vierailisi satunnaisesti lapsia tai että hetkellinen altistus olisi jostain syystä nyt arvoitua suurempi.

7.2 Altistuminen kaivosalueen ulkopuolella

Altistuminen kaivannaisjätteiden metallipäästöille kaivosalueen ulkopuolella koskee ensisijaisesti Orijärven ympäristön vakituksia tai kesäasukkaita, jotka käyttävät järvivettä talous- tai pesuvetenä, uivat järvessä tai käyttävät ravintonaan järvestä pyytämäänsä kaloja. Teoriassa altistumista voi tapahtua myös kaivosalueen pölypäästöille sekä kalliopohjaveden tai alueelta kerättyjen marjojen tai sienten välityksellä.

7.2.1 Altistuminen järveden kautta

Orijärven vedenkäyttöä selvitettiin riskinarvioinnin yhteydessä toteutetulla asukaskyselyllä, jonka mukaan suurin osa asukkaista käyttää pääasiallisena juomaveden lähteenään joko pohjavettä tai tuo juomavetensä muualta. Yksi talous ilmoitti kuitenkin käyttävänsä Orijärven vettä satunnaisesti juomavetenä, minkä lisäksi järvivettä käytetään mm. peseytymiseen, siivoukseen ja kasteluvetenä. Tästä syystä altistumista järvedenkäyttöön liittyen on syytä arvioida myös laskennallisesti.

Juomaveden kautta tapahtuvan altistumisen laskennallisessa arvioinnissa veden kulutukseksi oletetaan yleensä lapsilla yksi litra ja aikuisilla kaksi litraa päivässä (YM 2014). Näillä oletusarvoilla juomavesikäyttö on selvästi merkittävin vedenkäyttöön liittyvä altistuslähde metalleilla, jotka eivät haihdu tai imeydy merkittävässä määrin ihon läpi. Peseytymisen, uimisen ja muun vedenkäytön yhteydessä altistuminen jää siten murto-osaan teoreettisesta juomavesikäyttöön liittyvästä altistumisesta, jos altistuminen eri tilanteissa tapahtuu samalle metallipitoisuudelle. Vaikka

1.2.2021

asukaskyselyn perusteella ainoastaan yksi vastaaja ilmoitti käyttävänsä Orijärven vettä satunnaisesti juomavetenä, arvioidaan altistumista tässä laskennallisesti tämän altistusreitin kautta.

Koska vedenkäyttö kohdealueella koskee nimenomaan järvivettä, ei kaivosalueella olevia pintavesiä, tulee altistumisen arvioinnissa käyttää ensisijaisesti Orijärvestä mitattuja metallipitoisuuksia. Juomaveden ja muun talousvesikäytön osalta näitä pitoisuuksia voidaan verrata suoraan kansallisiin talousveden laatuvaatimuksiin (STM 683/2017). Niille aineille, joille talousveden laatuvaatimuksia ei ole annettu, vastaava vertailuarvo voidaan määrittää laskennallisesti käyttämällä esim. seuraavia WHO:n juomaveden enimmäispitoisuuksien perustana olevia lähtöoletuksia:

- altistuja 60 kg painava aikuinen (tai 15 kg painava lapsi),
- vedenkulutus 2 litraa päivässä (tai 1 litra lapsella) ja
- juomaveden kautta tapahtuvan altistuksen sallittu osuus enimmäissaantiarvosta 10 %.

Samoilla lähtöoletuksilla voidaan laskea altistuminen myös keskimääräisenä päivittäissaantina (ADD_{ing}) perustuen luvussa 7.1 esitettyyn kaavaan.

Suurin osa Orijärven mitatuista metallipitoisuuksista koskee jatkuvan seurannan näytepisteestä eli järven syvänteen kohdalta otettuja vesinäytteitä. Pitoisuudet näissä näytteissä ovat laskeneet seurantajakson (1968–2019) aikana systemaattisesti kaikilla metalleilla ja pitoisuuksien vaihtelu on ollut koko ajan verrattain pientä. Esimerkiksi viimeisen kymmenen vuoden aikana (2010-luku) keskimääräiset metallipitoisuudet jatkuvan seurannan näytepisteestä otetuissa näytteissä sekä pitoisuuksien vaihteluvälit ovat olleet:

- kadmium: 0,89 µg/l (0,56–1,2 µg/l),
- kupari: 19 µg/l (12–25 µg/l),
- lyijy: 0,19 µg/l (0,026–0,46 µg/l) ja
- sinkki: 570 µg/l (390–720 µg/l).

Toisaalta on otettava huomioon, että pitoisuuksien ajalliset ja paikalliset vaihtelut järven eri osissa voivat olla selvästi suurempia kuin jatkuvan seurannan näytteissä. Tämä vaikuttaa myös metalleille altistumiseen, koska vedenkäyttö koskee erityisesti järven paikallisia ranta-alueita. Syvänteen lisäksi järven muista osista oli kuitenkin saatavilla vain yksittäisiä mittaustuloksia muutamista näytepisteistä, joihin sisältyvät tämän riskinarvioinnin yhteydessä otetut vesinäytteet Orijärven uimarannalta sekä Kakolahden edustalta. Näissä vesinäytteissä metallipitoisuudet vastasivat Orijärven syvänteestä viime vuosina mitattuja pitoisuuksia (Cd: 0,72–0,95 µg/l; Cu: 13,2–23,2 µg/l; Pb: 0,15–1,65 µg/l ja Zn: 400–580 µg/l).

Jos Orijärvestä mitattuja metallipitoisuuksia verrataan talousveden laatuvaatimuksiin, voidaan todeta, että vaatimukset alittuvat keskimäärin selvästi ja yksittäisten vesinäytteidenkin osalta koko seurantajakson ajalta. Tämä koskee käytännössä myös muita järvivedestä mitattuja kemiallisia muuttujia. Orijärvestä viime vuosina (2010-luku) mitatuilla keskimääräisillä metallipitoisuuksilla arvioituna myös laskennallinen altistus alittaa selvästi enimmäissaantiarvot, vaikka altistujana olisi lapsi, joka käyttäisi järvivettä ainoana juomavesilähteenään säännöllisesti (1 l/vrk ja 365 vrk/d). Paikallisesti turvallisat pitoisuudet voisivat tällöin olla kadmiumin ja sinkin osalta noin kymmenen sekä kuparin ja lyijyn osalta jopa yli sata kertaa mitattuja keskimääräisiä pitoisuuksia suuremmat (Taulukko 32).

1.2.2021

Taulukko 32. Orijärven syvänteen vesinäytteistä määritetyt keskimääräiset metallipitoisuudet ja niihin perustuva laskennallinen altistuminen käytettäessä järvivettä juomavetenä. Altistumisen laskennassa (kaavaan X perustuen) altistujaksi oletettu lapsi (BW = 15 kg), joka käyttää järvivettä säännöllisesti juomavetenä ($IR_{ing} = 1$ l/vrk ja EF = 365 d).

Aine	Pitoisuuskeskiarvo, syvänteen, 2010-luku (µg/l)	STM 683/2017 (µg/l)	TDI (µg/kg _{bw} -vrk)	ADD _{lapsi} (µg/kg _{bw} -vrk)	HQ _{lapsi}
Kadmium	0,89	5	0,5	0,059	0,12
Kupari	19	2 000	140	1,27	0,009
Lyijy	0,19	10	1,8	0,013	0,007
Sinkki	570	1 500 ¹⁾	500	38	0,076

¹⁾ Määritetty laskennallisesti TDI-arvosta (veden kulutus 2 l/vrk; altistujan paino 60 kg; sallittu osuus TDI:stä 10 %).

Vaikka Orijärven metallipitoisuuksien ajallisista ja paikallisista vaihteluista järven eri osissa ei ole tarkkaa tietoa, tehtyä altistusarviointia voidaan pitää varsin konservatiivisena, koska järviveden käyttö juomavetenä koskee asukaskyselyn perusteella ainoastaan yhtä taloutta ja veden käyttö juomavetenä kyseisessä taloudessa on lisäksi satunnaista. Koska laskennallinen terveysriski on tästä huolimatta pieni, muun suoran vedenkäytön (esim. käyttö pesuvetenä) merkitys teoreettiseen kokonaisaltistukseen jäänee hyvin vähäiseksi.

Kun altistumislaskennan lisäksi otetaan huomioon vedenlaadun pitkäaikaisseurannan tulokset ja tehdyt kuormituslaskelmat (luku 5), metallipitoisuuksien nouseminen Orijärvessä terveyden kannalta haitalliselle tasolle nykytilanteessa tai edes kuormituksen maltillisesti lisääntyessä ei ole todennäköistä.

Uimisen yhteydessä altistumista voi kuitenkin tapahtua myös sedimenttiin kertyneille metalleille, mikä saattaa nostaa laskennallista terveysriskiä lapsilla erityisesti lyijyn osalta, jonka liukoiset pitoisuudet järvivedessä ovat olleet alhaisia. Koska lyijy ei imeydy merkittävässä määrin ihon läpi, altistumista voi tapahtua lähinnä ruoansulatuksen kautta nieltäessä vettä uimisen aikana. Sedimentin metallipitoisuuksista Orijärven uimarannalla tai mökkirannoilla ei ollut käytössä tietoa, mutta aiemmissa tutkimuksissa kaivosalueen purkuojien edustalta otetuissa järvisedimentinäytteissä on mitattu lyijypitoisuudeksi enimmillään noin 3 000 mg/kg (Eworum 2000). Jos lyijypitoisuuden Orijärven uimarannan tai mökkirantojen sedimentissä oletetaan vastaavan kyseistä enimmäispitoisuutta ja sen oletetaan olevan täysin biosaatavassa muodossa, lapsen arvioidaan uivan rannalla vuodessa 60 vuorokauden aikana kaksi tuntia päivässä ja muut altistuslaskennan parametrit arvioidaan konservatiivisesti kirjallisuustietojen perusteella (lapsen paino 15 kg, veteen suspendoituvan sedimentin määrä 200 mg/l ja niellyn veden määrä 30 ml/h), saadaan laskennalliseksi päivittäissaanniksi (ADD) luvussa 7.1 esitetyllä kaavalla lyijylle 0,39 µg/vrk ja riskiluvuksi (HQ) 0,22. Kun laskennallisen altistumisen ja siinä käytettyjen konservatiivisten oletusten lisäksi otetaan huomioon, että uimarannan ja mökkirantojen lyijypitoisuudet tuskin vastaavat 20 vuotta sitten mitattua enimmäispitoisuutta purkuojien edustalla, terveysriskiä voidaan pitää vähäisenä myös uimisen liittyen. Asian varmistaminen luotettavasti edellyttäisi kuitenkin vähintään uimarannan sedimentin metallipitoisuuksien selvittämistä.

7.2.2 Altistuminen muiden reittien kautta

Altistuminen metalleja sisältävälle pölylle on teoriassa mahdollista tuulen kuljettaessa pölyä kaivosalueen ulkopuolelle. Pölyä voi irrota tuulen kuljetettavaksi esimerkiksi sivukivialueen

1.2.2021

jätekasoista tai rikastushiekka-alueen peittämättömistä osista. Rikastushiekka-alueen alataso, jossa on todettu pintakerroksen suurimmat metallipitoisuudet, on ympäröivää aluetta alempana ja pintaan on muodostunut kovettunutta noduulimaista pintakerrosta, mikä tekee siitä vähemmän alttiin pölyämislle. Osaa rhk-alueesta peittää myös kosteikko, jonka lisäksi ohutta sammalmaista pintakasvillisuutta on muodostunut kuivemmalle alueelle. Koska pölyn kautta tapahtuva altistuminen todettiin terveysriskien kannalta laskennallisesti hyvin vähäiseksi jopa kaivosalueella ja käytettäessä lähtötietoina rhk-alueen alatasen korkeita metallipitoisuuksia (Luku 5.1) eikä kaivannaisjätealueiden pölyämisestä ole tehty havaintoja edes kuivina kesäkausina, altistuminen pölylle kaivosalueen ulkopuolella terveysriskien kannalta merkittävässä määrin ei ole todennäköistä.

Metallien mahdollinen kertyminen ravintokasveihin kaivosalueen ulkopuolella liittyy lähinnä kaivostoiminnan aikaisiin pölypäästöihin, ei kaivannaisjätealueiden nykyiseen tai tulevaan ympäristökuormitukseen, johon tämä riskinarviointi keskittyy. Vaikka käytössä ei ollut pitoisuustietoja maaperästä tai kasveista alueen ulkopuolella, mahdolliseen satunnaiseen ravintokasvialtistukseen liittyvää terveysriskiä voidaan kuitenkin pitää pienenä jo pelkästään sen perusteella, ettei laskennallinen terveysriski ollut merkittävä edes konservatiivisesti arvioidussa suorassa altistuksessa rikastushiekan osin hyvin korkeille metallipitoisuuksille. Perusteluna voidaan käyttää myös lyijyn, joka on luvussa 7.1 esitettyjen laskelmien perusteella terveysriskien kannalta kriittisin aine, terveysperusteista maaperän viitearvoa ($SHP_{ter} = 212 \text{ mg/kg}$), jossa ravintokasvialtistuksen osuus oli vain noin 15 % maa-aineksen tahattoman nielemisen aiheuttamasta altistuksesta (Reinikainen 2007). Siten ei ole todennäköistä, että maaperän lyijyn tai muiden metallien pitoisuudet kaivosalueen ulkopuolella olisivat kasveihin kertymisen ja niiden satunnaisen ravintokäytön kannalta terveydelle haitallisella tasolla. Asian varmistaminen täysin luotettavasti edellyttäisi kuitenkin marjojen ja sienten esiintymisen ja ravintokäytön selvittämistä alueella sekä kasvien metallipitoisuuksien määrittämistä.

Altistuminen kaivosalueen metallipäästöille on teoriassa mahdollista pohjaveden kautta niillä kiinteistöillä, jotka käyttävät pohjavettä talousvetenä ja joihin kaivosalueella muodostuvia pohjavesiä voi kulkeutua. Käytännössä kulkeutuminen näille kiinteistöille on mahdollista lähinnä kallioruhjeissa. Kalliopohjaveden virtauskuvasta ei ole kuitenkaan saatavissa tarkempaa tietoa. Tämän riskinarvioinnin yhteydessä otettiin yksittäiset vesinäytteet kahdesta kaivosalueen välittömässä läheisyydessä olevasta kaivosta (yksi rengaskaivo ja yksi porakaivo). Näytteissä ei todettu talousvedelle asetettujen laatuvaatimusten ylittäviä haitta-ainepitoisuuksia tai merkkejä kaivannaisjätealueiden valumavesien kulkeutumisesta kaivoihin (Taulukko 11). Porakaivosta otetussa näytteessä mitattiin suomalaisten porakaivovesien keskimääräisiä pitoisuuksia suuremmat pitoisuudet kuparia, lyijyä sinkkiä, mutta tähän olivat todennäköisesti syynä alueen kallioperän luontaisesti korkeat metallipitoisuudet. Arvion tarkentaminen pohjaveden kautta tapahtuvan altistumisen osalta edellyttäisi kalliopohjaveden virtausreittien selvittämistä ja laajempaa porakaivovesien tutkimista.

Asukaskyselyn perusteella Orijärveä käytetään myös kalastukseen (Kuva 43), joten altistuminen kaivosalueen haitta-ainepäästöille on teoriassa mahdollista kalojen ravintokäyttöön liittyen. Koska terveysriskien kannalta olennaisia metalleja ei ole luokiteltu vesiympäristössä biokertyviksi eikä laskennallinen altistuminen ollut merkittävää edes käytettäessä järvivettä säännöllisesti juomavetenä, alueella pyydettyjen kalojen ravintokäyttöön liittyvä altistuminen ja terveysriski ovat oletettavasti vähäisiä. Arvion tarkentaminen tältä osin edellyttäisi metallipitoisuuksien määrittämistä Orijärvestä pyydyistä ja ravintona käytettävistä kaloista.

1.2.2021



Kuva 43. Asukkaille tehdyn kyselytutkimuksen mukaan Orijärvellä kalastetaan jonkin verran (ympäri vuoden), kuvassa Orijärven uimaranta ja sen läheisyydessä säilytettäviä soutuveneitä (© T. Lahtinen).

7.3 Yhteenveto

Edellä esitettyjen altistuserviöiden perusteella voidaan todeta, ettei kaivosalueen nykyisistä haitta-ainepäästöistä tai suorasta altistumisesta kaivosalueella oleville haitta-aineille aiheudu merkityksellistä terveysriskiä. Laskennallinen altistuminen tunnistetuissa altistustilanteissa jäi pääosin selvästi terveysperusteisia viitearvoja pienemmäksi, vaikka laskennassa käytettiin osin hyvin konservatiivisia lähtöarvoja ja oletuksia.

1.2.2021

8 KUNNOSTUSTARVE

Orijärven kaivannaisjätealueiden nykyisen kuormituksen vähentäminen kunnostustoimenpiteillä on perusteltua vesistöhaittojen rajoittamiseksi. Riskinarvioinnin perusteella kaivosalue kuormittaa ympäristöä erityisesti sivukivialueelta valumavesiin liukenevilla metalleilla, joista määrällisesti keskeisimpiä ovat sinkki, kupari ja kadmium. Kaivosalueen Orijärveen kohdistuvasta metallikuormituksesta sivukivialueen osuus on nykyisin n. 90 %. Rikastushiekka-alueiden vähäisemmän vesistökuormituksen takia kaivosalueen mahdolliset kunnostustoimet tulisi kohdentaa ensisijaisesti sivukivialueen kuormituksen vähentämiseen. Ekologisen riskitarkastelun perusteella on todennäköistä, että kaivosalueen nykyisistä metallipäästöistä aiheutuu merkittäviä haittavaikutuksia vesieliöstölle ainakin Orijärvestä ja mahdollisesti myös sen alapuolisissa vesistöissä, vaikka metallikuorma on viimeisten vuosikymmenten aikana laskenut järvenpohjan sedimenteissä sekä vesientarkkailunäytteissä. Haitalliset vesistövaikutukset koskevat riskinarvioinnin perusteella ensisijaisesti sinkkiä, jonka pitoisuudet Orijärvestä ja sen alapuolisissa vesistöissä ovat ekotoksikologisiin viitearvoihin suhteutettuna, ja biosaatavuus huomioiden, selvästi muita metalleja suuremmat. Sinkkipäästöjen vähentämiseksi tehtävät kunnostustoimet vähentäisivät myös muiden metallien (kadmium ja kupari) mahdollisesti aiheuttamia haittoja, vaikka näitä voidaan pitää nykyisessä tilanteessa ekotoksikologisen tarkastelun perusteella suhteellisen pieninä kadmiumin ympäristölaatu normin ylityksestä huolimatta.

Terveysriskit kaivosalueen nykyisessä maankäytössä tai metallikuormituksen seurauksena Orijärven vedenkäytölle eivät ole tehdyn arvioinnin perusteella merkittäviä eivätkä siten edellytä alueen kunnostamista. Myöskään kaivosalueen patoihin ei ole todettu liittyvän sortumavaaraa, eikä niissä ole havaittu eroosiomerkkejä.

Tutkimusaineiston pohjalta rikastushiekka-alueiden kuormitus on nykyisin vähäistä, eikä se riskinarvioinnin perusteella edellytä rhk-alueiden välitöntä kunnostusta. Nykyisin rhk-alueelta tuleva kuormitus vastaa kaivosalueen kokonaiskuormituksesta n. 10 %. Todennäköisesti tähän ovat vaikuttaneet ylätasen rikastushiekan hapettumisen etenemisen hidastuminen sekä se, että alatason rikastushiekka säilyy pääosin vedellä kyllästyneenä ympäri vuoden. Ylä- ja alatason rhk-alueet ovat tehtyjen tutkimusten mukaan kuitenkin edelleen happoa tuottavia ja niiden kuormitus voi lisääntyä tulevaisuudessa (sää)olosuhteiden muuttuessa. Tästä syystä sivukivialueen päästöjen vähentämiseksi mahdollisesti toteutettavan kunnostuksen yhteydessä tulisi harkita kunnostustoimenpiteitä myös rhk-alueilla.

Alatason rikastushiekan haitta-ainepitoisuudet ovat merkittävästi ylätasen rikastushiekkaa korkeampia, minkä lisäksi alataso on pintaosistaan hapettunut huomattavasti ylätasoa vähemmän. Alatason rhk-alueelta haitta-aineita voi vapautua nykyisissä olosuhteiden vallitessa lähinnä hyvin rajallisesta kerroksesta, sillä ainoastaan alatason ylin pintaosa kuivuu tällä hetkellä säävaihteluiden seurauksena. Alatason rikastushiekka-alueen pinta- ja pohjavesivaikutukset voivat kasvaa, mikäli rhk-alueen vesiolosuhteet muuttuvat ja rikastushiekan kuivumisen seurauksena hapettuminen pääsee etenemään rhk-alueella nykyistä syvemmälle. Tällaiset muutokset voivat olla seurausta muutoksista alueen vesienjohtamisessa, kuivatusojituksista, maanpinnan noususta tai ilmastomuutoksesta. Nykyistä kuivemmat sääolosuhteet aiheuttaisivat pohjavedenpinnan laskua sekä kosteikon kuivumista. Vastaavasti rankkasateet voivat kasvattaa järven kiintoainekuormaa ja lisätä ylätasen rhk-alueen padon eroosioriskiä. Ylätasen rhk-alueen riskit liittyvät maankäytön muutoksiin, mikäli esimerkiksi ohuen peitekerroksen tai orgaanisen kerroksen pinta rikkoutuisi ja rikastushiekkaa kulkeutuisi tuulen

1.2.2021

mukana ympäristöön. Tekolammin purkuputken kunnostuksen yhteydessä ylätasen rhk-patoa on muokattu, jolloin aiempaa jyrkkärinteisempi ja kasviton padon pätkä (n. 10 m) on todennäköisesti nykyisin alttiimpi eroosiolle, joten kohta suositellaan kunnostettavaksi (esim. kasvipeitteellä).

Päätettäessä mahdollisista kunnostustoimenpiteistä on otettava huomioon, että tässä hankkeessa tehty ekologisten riskien arviointi perustui pääosin metallien pitoisuusmittausten ja niiden ekotoksisuutta koskevien kirjallisuustietojen tulkintaan. Tällöin ei voida arvioida luotettavasti metallikuormituksen todellisia biologisia vaikutuksia ja niiden merkittävyyttä luonnonolosuhteissa. Orijärvellä tähän vaikuttavat erityisesti puutteelliset tiedot paikallisten olosuhteiden merkityksestä metallien biosaatavuuteen ja mahdollisiin yhteisvaikutuksiin sekä alueen pitkä kuormitushistoria, joka on oletettavasti edesauttanut eliöiden sopeutumista metallikuormitukselle. Alueella aiemmin tehdyt tutkimukset osaltaan vahvistavat ekotoksikologisiin viitearvoihin perustuvan tulkinnan ja osoittavat, että kaivosalueen päästöillä on ollut selvästi haitallisia biologisia vaikutuksia vesistössä (erityisesti piilevät). Näiden vaikutusten osalta ei voida kuitenkaan suoraan erottaa nykyisen kuormituksen merkitystä kaivostoiminnan ja edellisten vuosikymmenien aikaisista päästöistä. Lisäksi on syytä huomioida, että biologisiin vaikutuksiin liittyvät tutkimukset Orijärvellä ovat koskeneet lähes yksinomaan kasviplanktonia. Muita tutkimukseen liittyviä epävarmuustekijöitä on arvioitu tulosten tarkastelun yhteydessä sekä eri riskejä käsittelevissä luvuissa.

Kunnostustoimenpiteiden lisäksi Orijärven kaivannaisjätealueella tulisi rajoittaa maankäytön muutoksia. Mahdolliset alueella tehtävät maankäyttöön ja veden hallintaan liittyvät toimenpiteet on suunniteltava ja toteutettava siten, että haitta-aineiden kulkeutuminen tai niille altistuminen ei lisäännä (Kuva 44).



Kuva 44. Orijärven kaivoksen avolouhoksen purkuputkesta ylivuotovedet valuivat ennen putken tukkeutumista sivukivialueelle, purkukohta kuvan etualalla. Alueelle kerääntyy edelleen vesilätäköitä (© A. Tornivaara).

1.2.2021

9 JATKOTOIMENPIDESUOSITUKSET

Riskinarvioinnin perusteella esitetään, että Orijärveen kohdistuvan kuormituksen vähentämiseksi Orijärven vanhalla kaivosalueella aloitetaan kaivannaisjätealueita koskeva kunnostuksen tavoitteiden määrittely ja kunnostustoimenpiteiden suunnittelu. Kunnostukselle asetettavan tavoitetason määrittely ja sen toteutumisen arvioiminen suoritettujen kunnostustoimenpiteiden jälkeen tarkoituksenmukaisella tavalla vaatii tiettyjä lisäselvityksiä.

Kunnostustavoitteiden määrittämiseksi ja vesistön tilan kohenemisen seuraamiseksi kunnostustoimenpiteiden jälkeen ekologista riskinarviointia tulisi tarkentaa laajemmilla ekologisilla/biologisilla tutkimuksilla ja lajistokartoituksilla. Tutkimuksissa tulisi selvittää erityisesti nykyisen kuormituksen mahdollisia vaikutuksia Orijärven kalastoon ja mahdollisesti eläinplanktoniin tai muuhun vesieliöistöön, jota aiemmissa tutkimuksissa ei ole tarkasteltu. Kalatutkimusten tuloksia olisi mahdollisuus hyödyntää myös kalojen ravintokäyttöön liittyvien terveysriskien tarkemmassa arvioinnissa ja mahdollisten syöntisuositusten asettamisessa, vaikka riskinarvioinnin kriittisten metallien kertyminen kaloihin ravintokäytön kannalta ei kirjallisuustietojen perusteella ole yleensä merkittävää (ECHA). Erityisesti sinkin osalta olisi syytä pohtia myös tarvetta ja mahdollisuuksia tässä riskinarvioinnissa tehdyn viitearvovertailun täydentämiseen yksityiskohtaisemmalla BLM-mallinnuksella Orijärvessä ja sen alapuolisissa vesistöissä todettujen pitoisuuksien biosaatavuuden huomioon ottamiseksi.

Riskinarvioinnin yhteydessä ei todettu, että haitta-aineiden kulkeutumisesta kaivannaisjätealueilta pohjaveden mukana aiheutuisi riskiä ympäristölle tai pohjaveden käytölle. Orijärven kaivosalueen pohjavesien virtauksia etenkin tunneliverkoston ja kallioperän ruhjeiden kautta ei kuitenkaan tunneta tarkasti, ja riskinarvioinnissa epäselväksi jäi myös avolouhoksen veden, rikastushiekka-alueelta syvemmälle suotautuvan veden ja pohjaveden vuorovaikutus. Tämän takia olisi syytä pohtia ja tarvittaessa selvittää esimerkiksi kaivovesikartoituksilla, geofysikaalisin menetelmin tai merkkiainekokeilla kallioruhjeita ja kalliopohjaveden virtausreittejä sekä sitä, mihin avolouhoksen vedet virtaavat purkuputken tukkiuduttua tai voivatko kaivannaisjätealueiden suotovedet tai maanalaisen kaivoksen ja avolouhoksen vedet kuormittaa kalliopohjaveden virtausreitillä mahdollisesti olevia talousvesikaivoja. Alueen pohjaveden laadun varmentamista ja seuraamista tukisivat myös alueelle kairattavat pohjavesiputket sekä lähialueen kaivojen vedenlaadun kartoitus.

Kaivosalueen priorisoitu kunnostustarve, menetelmät ja perustelut on esitetty tiivistettynä sivulla 103.

9.1 Soveltuvat riskienhallinta- ja kunnostusratkaisut

Mahdollisten riskienhallintaratkaisujen ja kunnostustoimenpiteiden tulisi kohdistua ensisijaisesti Orijärven ja sen alapuolisten vesistöjen haitta-ainekuorman vähentämiseen. Sivukivialueen aiheuttamaa kuormitusta voidaan vähentää siten, että estetään lisäkuormituksen syntymistä ja vähennetään syntynyttä kuormitusta sitomalla haitta-aineita ennen Orijärveen pääsyä. Ensisijaisesti tulisi estää kaivannaisjätteiden hapettumisen eteneminen ja metallien huuhtoutuminen jätteistä esimerkiksi peittoratkaisun avulla. Toissijaisena vaihtoehtona on suoto- ja valumavesien haitta-ainekuorman vähentäminen esimerkiksi kalkkikivipatojen/-uomien tai kosteikon avulla. Kunnostustoimenpiteitä suunniteltaessa on huomioitava myös eri kunnostusmenetelmien yhdistelmät, jolloin ns. hybridiratkaisu voi osoittautua alueelle määriteltävien kunnostustavoitteiden kannalta toimivimmaksi vaihtoehdoksi. Hybridiratkaisu voi perustua esimerkiksi kaivannaisjätealueen

1.2.2021

peittorakenteeseen sekä kosteikkoon, jonka läpi alueen suoto- ja valumavedet keskitetysti ohjataan (MWEI BREF 2018).

Jokaisella kunnostusmenetelmällä on omat erityispiirteensä ja siten menetelmävalinnan tulee perustua kunnostukselle asetettuihin tavoitteisiin ja olla kohdekohtaisesti tutkittu ja perusteltu. Tämä pätee myös mahdollisiin peittorakenteisiin. Kunnostuksessa tulee lisäksi huomioida menetelmien mahdollisesti aiheuttamat kuormituspiikit kunnostuksen aikana tai pian kunnostuksen jälkeen. Kuormitus voi kasvaa hetkellisesti, kun esimerkiksi suuria määriä sivukiveä lähdetään liikuttelemaan tai puronuomia ruoppaamaan. Häiritystä rakenteista voi lähteä liikkeelle kerralla suuria määriä haitta-aineita, jolloin vesistökuormitus nousee hetkellisesti.

Ympäristöviranomaisen antaman tiedon mukaan mahdollinen kunnostustoimien suunnittelu ja toteuttaminen edellyttävät ennakkoyhteydenottoa luonnonsuojeluviranomaiseen, mikä tarkoittaa, että alueella on suojeltu tai rauhoitettu kohde (eloperäinen). Orijärven vanha kaivosalue kuuluu myös museoviraston suojelun piiriin, joten aluetta kunnostaessa tulee varmistaa valtakunnallisesti merkittävän kulttuuriperinnön säilyminen. Museoviraston muinaismuistolain mukainen rauhoitus koskee mm. kaivoskuiluja, louhosta sekä sivukivikasoja ja tämän lain nojalla kasojen kaivaminen, peittäminen, muuttaminen, vahingoittaminen, poistaminen ja muu kasoihin kajoaminen on kielletty (Museovirasto 2006). Siten kunnostustoimia varten tulee tarvittaessa toteuttaa erillinen muinaismuistolain mukainen kajoamismenettely.

9.1.1 Sivukivialueen kunnostustarve

Alueen sivukivikasojen tasaamisen ja asianmukaisen tiiviin peittorakenteen avulla pystytään estämään tai ainakin hidastamaan sivukivien rapautumista ja pienentämään sadeveden ympäristöön huuhtomien haitta-aineiden määrää. Kasojen tasoittaminen vähentää kasojen vakauteen/sortumiseen liittyviä riskejä. Sivukivien läjittäminen yhdeksi pinta-alaltaan pienemmäksi alueeksi on yksi kunnostusvaihtoehdoista, mutta tällainen ratkaisu voi olla kustannuksiltaan ja esimerkiksi korkealla olevan pohjavedenpinnan tason kannalta haastava toteuttaa. Toimenpide vaikuttaa alueen topografiaan ja todennäköisesti joillekin alueille jouduttaisiin tuomaan maansiirtomassoja, jotta alueelle ei muodostuisi uusia lammikoita.

Sivukiven sijoittamista vanhoilla kaivosalueilla veden alle avolouhokseen on tutkittu Suomessa mm. Ruostesuon, Mullikkorämeen ja Kangasjärven vanhoilla kaivosalueilla Suomessa (Räisänen 2015, Tornivaara et al. 2018). Lisäksi asiaa on pohdittu Särkiniemen kaivoksen sulkemisen yhteydessä. Näistä kuitenkin vain Mullikkorämeellä suotovesien laatu parani louhokseen läjittämisen myötä. Muilla alueilla, joko hapellisten kalliopohjavesien virtaus avolouhokseen tai aineksen rapautuneisuus esti pelkistävien olosuhteiden syntyä, jolloin haitta-aineita liukeni suotovesiin. Tällä hetkellä Orijärven avolouhoksen vesi on kerrostunutta ja pohjassa vallitsevat pelkistävät olosuhteet. Orijärven kalliopohjavesiä ja ruohjavyöhykkeitä ei kuitenkaan tunneta tarpeeksi hyvin, jotta voitaisiin varmuudella sanoa, etteivät olosuhteet muutu tulevaisuudessa, etenkin jos louhokseen sijoitetaan sivukiviä. Lisäksi osa sivukivistä on pitkälle rapautunutta ja siksi ainakin osa haitta-aineista on helppoliukoisessa muodossa (sekundääriset saostumat).

Sivukivialueelle soveltuvia toissijaisia tai yhdistelmänä toteutettavia kunnostustoimenpiteitä ovat vesien hallinta- ja käsittelyratkaisut (MWEI BREF 2018). Sivukivialueen vedet kerääntyvät Sammalojaan purkautuvaan sivuojaan (SK-oja), jonka yhteyteen voisi soveltua tarkemman menetelmävalinnan tarkastelun pohjalta passiivinen vesienkäsittelyratkaisu. Vesikemian (mm. korkeat liukoisen Al-, Mn- ja

1.2.2021

Fe-pitoisuudet, vaihteleva pH) perusteella käsittely vaatisi todennäköisesti usean eri menetelmän kokonaisuuden. Kokonaisuuteen sopiva käsittelyratkaisu voisi olla esimerkiksi avoimen hapellisen kalkkikiviojan (OLD), ja useamman rakennetun kosteikon kokonaisuus, jotka ovat todistettusti vähentäneet suotovesien vastaavia haitta-ainepitoisuuksia esimerkiksi Luikonlahden kaivoksella (Räisänen 2009, Heikkinen & Räisänen 2009, Tornivaara & Kauppila 2014). On kuitenkin huomioitava, että Luikonlahdella vesienkäsittelyratkaisun lisäksi kaivannaisjätealueilla käytettiin magnesiittipeittoa estämään kaivannaisjätteiden hapettumista. Luikonlahdella peittorakenne sekä passiiviset vesienkäsittelyratkaisut toimivat hyvin suotovesien puhdistamisessa sekä rikastushiekka- että sivukivialueella, mutta sivukivialueen alapuolisiin maanalaisiin louhoksiin kertyneitä haitta-ainepitoisia vesiä pääsi kuitenkin virtaamaan muita reittejä pitkin pintavesiin. Tämä tulee ottaa huomioon myös Orijärven kaivosalueella, jossa on todennäköistä, että ainakin osa avolouhoksen sekä maanalaisten tunneleiden vesistä suotautuu kalliorakoja pitkin ympäröiviin ojiin. Lisäksi rakennettu kosteikko vaatii suhteellisen paljon pinta-alaa ja kalkkikivioja vaatii riittävää kaltevuutta, mikä voi asettaa haasteita kokonaisuuden rakentamiselle.

Muutamia vuosia sitten tukkeutuneen avolouhoksen purkuputken mahdollisesta aukaisemisesta voisi olla enemmän haittaa kuin hyötyä, koska erityisesti avolouhoksen pintavesien metallipitoisuudet ovat liian korkeita päästettäväksi käsittelemättöminä ympäristöön. Purkuputken päästä ei ole selvää uraa läheiseen ojaan, vaan purkautuvat vedet ovat todennäköisesti muodostaneet sivukivialueelle vesilammikoita. Vaikuttaako mahdollinen vedenpinnan tason vaihtelu tien vakauteen, on myös yksi putken tukkeutumisen esille nostamista kysymyksistä.

9.1.2 Suositukset rikastushiekka-alueille

Rikastushiekka-alueet ovat pääosin selkeärajaisia ja niiden kuormitus on todettu tässä tutkimuksessa sivukivialuetta pienemmäksi. Tulosten perusteella voidaan olettaa, että nykyiset patorakennelmat sekä alueelle muodostunut kosteikko edistävät haitta-aineiden saostumista ja pidättymistä ennen Orijärveä. Pääosassa alatasen rhk-aluetta rapautuminen on edennyt korkean vedenpinnan ansiosta vain vähän. Alatasen rikastushiekka sisältää merkittävässä määrin haitta-aineita, joista suuri osa on helposti liukenevassa muodossa. Mikäli olosuhteet alueella muuttuvat, esimerkiksi Tekolammin purkuputken tukkeutumisen ja sitä seuraavan kuivumisen myötä, voi kuormitus alatasen rhk-alueelta kasvaa. Kosteikon toimivuuteen voivat vaikuttaa myös tavanomaista kuivemmat ja lämpimämmät vuodet, jolloin hapettuminen alatasen rikastushiekan pintaosissa voi kiihtyä ja edetä syvemmälle. Lisäksi esimerkiksi runsaat sateet ja kovet myrskyt voivat aiheuttaa peittämättömällä rhk-alueella eroosiota, jonka vaikutuksesta valumavesien kiintoaineen määrä voi kasvaa. Pintaosan huuhtoutuessa pois happi pääsee tunkeutumaan syvemmälle ja muuttunut vyöhyke kasvaa hapettumisen seurauksena ja haitta-aineiden liukoisuus lisääntyy. Tällaisten poikkeusolosuhteiden vuoksi rhk-alueelta voi syntyä normaalia suurempia kausittaisia kuormituspiikkejä. Edellä mainittujen epävarmuustekijöiden huomioiminen kunnostussuunnitelmassa edellyttäisi myös alatasen rhk-alueen kunnostamista.

Osaa alatasen rikastushiekka-alueesta hallitsee kosteikko, joten alueen luonteen vuoksi varsinaiseksi kunnostusmenetelmäksi soveltuisi todennäköisin hyvin märkä- tai vesipeitto. Alueen itäpuolella sijaitsevan moreenipadon nykyistä korkeammalle asennettujen putkien avulla alatasen rhk-alueen pysyminen kosteana varmistuisi entisestään. Toimenpide ehkäisisi, tai ainakin hidastaisi, rikastushiekan hapettumisen etenemistä ja haitta-aineiden liukenemista ja kulkeutumista Orijärveen. Rikastushiekan pinta olisi tästä huolimatta syytä peittää tiiviillä materiaalilla (MWEI BREF 2018), joka

1.2.2021

ehkäisisi rikastushiekan sekoittumista tulvitettuun veteen sekä vähentäisi kosteikon (vesi)eliöiden kontaktia rikastushiekan kanssa. Tiivis peittokerros suojaisi rikastushiekan häiriintymistä, jota voisi aiheutua mahdollisen maankäytön muutoksen seurauksena. Orgaaninen kasvukerros peittokerroksen lisänä vahvistaisi puolestaan alatasen rhk-alueen kosteikkokasvillisuuden elinvoimaisuutta, lisäten kosteikon kykyä sitoa haitta-aineita pelkistävässä olosuhteissa. Vesipeitto jäisi maankaltevuuden vuoksi ainakin alueen länsiosissa todennäköisesti hyvin ohueksi, mikä ilman tiivistä peittokerrosta mahdollistaa vesimassojen mahdollisen liikkeen ja pinnankorkeuden vaihtelujen aiheuttamana rikastushiekan pinnan sekoittumisen tai jopa pintakerrosten hapettumisen. Märkäpeitossa toimivuuden kannalta rikastushiekan pinnalle on vielä vesipeittoakin tärkeämpää aikaansaada suoja- ja kasvukerrokset rikastushiekan ja veden vuorovaikutuksen ja hapettumisen etenemisen estämiseksi.

Alueen tarkemmassa kunnostustoimenpidetarkastelussa on syytä huomioida myös ylätasen rikastushiekka-alueen maankäytön rajoitukset sekä peittorakenteen tarve. Ilman peittorakennetta ylätasen rhk-alueen hapettuminen jatkuu edelleen, jonka seurauksena vielä vuosikymmenten ajan haitta-ainepitoisia vesiä suotautuu esimerkiksi suoraan pohjaveteen sekä lammikoiksi padon läheisyyteen alatasen rhk-alueelle. Pintavesivaikutus näyttää kuitenkin tutkimustulosten perusteella jäävän vähäiseksi, sillä ylätasen rhk-altaalta suotautuva vesimäärä on nykyisellä sademäärällä vähäistä, ja keskittyy etenkin kevään sulamisvesien aikaan. Mahdollinen ylätasen kevytpeitto vähentäisi myös maankäytön muutoksista johtuvaa rikastushiekan pintaosan häiriintymistä, mikä pienentää pölyämiskä ja hiekan hapettumisen etenemistä. Alatasoon rajoittuva ylätasen rikastushiekkapato on jyrkkä ja paikoin altis eroosiolle. Jyrkimpien kohtien loiventaminen ja maa-ainesta sitovien kasvien kylvö vähentäisi padon eroosioriskiä ja siten alueen läpi virtaavan veden kiintoainekuormitusta ja kosteikon elinvoimaisuutta. Tekolammin purkuputken kunnostuksessa jyrkentyneen ja kasvillisuudesta paljaan padon kohtaan suositellaan pysyvän kasvillisuuspeitteen juurtumisen edistämistä padon pintakerroksen eroosioriskin vähentämiseksi (kasvukerros + kasvien kylvö). Muita esille nousseita kunnostustarvetarkastelun kannalta oleellisia huomioita ovat ojanpohjien sekä Tarklahden kosteikon sedimenttien korkeat haitta-ainepitoisuudet sekä alatasen rhk-alueen välittömässä läheisyydessä sijaitsevan rikastamon rauniot.

9.2 Kaivannaisjätteen uudelleen hyödyntäminen

Sivukivi ei sovellu ympäristöominaisuuksiensa puolesta rakentamisen raaka-aineeksi sellaisenaan eikä alueella ole tällä hetkellä aktiivista malminetsintätoimintaa. Sivukiven rikastusteknisessä mielessä alhaisen pitoisuuden ja vähäisen määrän takia niiden sisältämät metallit tuskin tulevaisuudessakaan täyttävät malmikiven kriteereitä. Tämän tutkimuksen perusteella rikastushiekoissa on edelleen merkittäviä määriä hyödynnettäviä arvoaineita, mutta niiden hyödyntämismahdollisuuksiin vaadittaisiin lisätutkimuksia. Korkeimmat sulfidipitoisuudet ovat alatasen rikastushiekassa ja ylätasen pohjaosissa, joissa on siten myös suurempi Zn- ja Cu-pitoisuus. Hyödyntämisen kannattavuutta vähentää korkean pitoisuuden omaavan rikastushiekan vähäinen määrä (n. 200 000 t) ja sijainti lähellä pohjavedenpinnantasoa. Ylätasen rikastushiekka on korkeamman sijaintinsa takia kuivempaa ja tonnimääränsä puolesta suurempi, mutta sen hyödyntämisen kannattamattomuuteen vaikuttavat alhaisemmat metallipitoisuudet, mikä on seurausta kaivoksen toiminnan aikaisesta rikastustekniikan kehitymisestä. Alueella on tehty selvityksiä rikastushiekan uudelleen hyödyntämisestä ainakin Outokummun toteuttamilla kairauksilla 1980-luvulla sekä 2010-luvulla yksittäisten toimijoiden toimesta, joiden tutkimusten tuloksia ei ole saatavilla.

1.2.2021

RISKIENHALLINTATOIMIEN JA KUNNOSTUSTARPEEN PRIORISOINTI (1.-3.), PERUSTELUT JA KUNNOSTUSTOIMET**1. SIVUKIVIALUEET – ENSISIJAINEN KUNNOSTUSSUOSITUS**

- NYKYISESTÄ ORIJÄRVEN KUORMITUKSESTA 90 % ON PERÄISIN SIVUKIVIALUEELTA
- VESIELIÖIDEN KANNALTA ETENKIN SINKKI ON TODETTU KRIITTISEKSI HAITTA-AINEEKSI
- KUORMITUKSEN VOIDAAN OLETTAA JATKUVAN VIELÄ VUOSIKYMMENIÄ

SUOSITELTAVAT TOIMENPITEET (PRIORITEETTI 1):

- SUOSITELLAAN ARVIOINNIN TÄYDENTÄMISTÄ EKOLOGISEN VAIKUTUSTEN OSALTA
- ALUEEN PEITTÄMINEN TAI SIVUKIVEN SJOITTAMINEN AVOLOUHOKSEEN (TARKEMMAT TUTKIMUKSET), TOISSIJAISENA TAI EDELLÄ MAINITUN YHDISTELMÄRATKAISUNA KALKKIKIVIOJAT/-UOMAT TAI KOSTEIKKO KUORMITUKSEN VÄHENTÄMISEEN
- KULTTUURIHISTORIALLISEN ARVON SÄILYTTÄMINEN JA MUIDEN LUONNONSUOJELULLISTEN ARVOJEN HUOMIOIMINEN

2. ALATASON RIKASTUSHIEKKA-ALUE – SUOSITELLAAN HUOMIOTAVAN ALUEEN KUNNOSTUKSEN YHTEYDESSÄ

- RIKASTUSHIEKASSA KORKEAT HAITTA-AINEPITOISUUDET
- PAIKOIN AINOASTAAN OHUT PINTAKERROS ON HAPETTUNUT
- TÄMÄN HETKEN KUORMITUS ON VÄHÄISTÄ - MAHDOLLISTEN RANKKASATEIDEN AIHEUTTAMAT KUORMITUSPIIKIT MAHDOLLISIA
- MIKÄLI ALUEEN POHJAVEDENPINNAN KORKEUS MUUTTUU TAI KOSTEIKKO KUIVUU, VOI ALUEELTA LIUETA HAPETTUMISEN MYÖTÄ HAITTA-AINEITA HUOMATTAVASTI NYKYISTÄ ENEMMÄN; ILMASTONMUUTOKSEN MAHDOLLISET VAIKUTUKSET

SUOSITELTAVAT TOIMENPITEET (PRIORITEETTI 2):

- MAHDOLLINEN ALATASON TULVITTAMINEN JO VALMIIN PATORAKENNELMAN AVULLA (MÄRKÄ- TAI VESIPEITTO) HAPETTUMISEN ESTÄMISEKSI; HUOMIOTAVA KOSTEIKKOON SITOUTUNEET METALLIT SEKÄ UOMIEN SEDIMENTTIEN HAITTA-AINEPITOISUUDET
- MAHDOLLINEN KOSTEIKON ELINVOIMAISUUDEN VAHVISTAMINEN JA HAITTA-AINEIDEN SITOMINEN KASVUKERROKSEN ELI ORGAANISEN AINEKSEN AVULLA SEKÄ VUODENAIKASVAIHTELUIDEN HUOMIOIMINEN

3. YLÄTASON RIKASTUSHIEKKA-ALUE – SUOSITELLAAN HUOMIOTAVAN ALUEEN KUNNOSTUKSEN YHTEYDESSÄ

- RIKASTUSHIEKAN HAITTA-AINEPITOISUUS SYVIMPIÄ KERROKSIA LUKUUN OTTAMATTA SELVÄSTI ALATASON RIKASTUSHIEKKAA PIENEMPI
- RIKASTUSHIEKKA ON HAPETTUNUT LAMMEN LÄHEISYYTTÄ LUKUUN OTTAMATTA JO SYVÄLLE (0,5 M) – TODENNÄKÖISYYS MUUTOKSILLE JA KUORMITUKSEN KASVUUN ALATASOA VÄHÄISEMPÄÄ

SUOSITELTAVAT TOIMENPITEET (PRIORITEETTI 3):

- MAANKÄYTÖN RAJOITUKSET; JOTTA MM. LAMMEN VEDENKORKEUS JA PATORAKENTEIDEN VAKAUS SÄILYVÄT
- MAHDOLLINEN KEVYT, KASVUKERROKSEN SISÄLTÄVÄ PEITTORAKENNE, JOKA EDISTÄÄ KASVILLISUUDEN MUODOSTUMISTA

**ALUEEN YMPÄRISTÖSEURANNAN JATKAMINEN
MAANKÄYTÖN RAJOITTEET**

1.2.2021

10 JÄLKITARKKAILU

Varsinais-Suomen ja Uudenmaan ELY-keskukset seuraavat yhteistyössä valuma-alueen veden laadun muutoksia. Aiemmin seurantapisteenä on toiminut lähinnä Orijärven syväne sekä alapuoliset vesistöt. Vuonna 2019 otettiin ensimmäistä kertaa näytteet myös kaivosalueen läheisyydessä sijaitsevista ojista sekä Määrjärven johtavasta salmesta (Kuva 45). Säännöllistä tarkkailua on suositeltavaa jatkaa etenkin Sammalojan, RHK-ojan, Orijärven syvänteen sekä Määrjärven johtavan salmen pitoisuuksien osalta. Nämä pisteet edustavat hyvin sekä kaivannaisjätealueilta tulevaa kuormitusta että vastaanottavien vesistöjen tilaa. Kuten edellä on mainittu, näiden yksittäisten näytteenotokertojen välillä saattaa tapahtua sekä virtaamissa että pitoisuuksissa kuitenkin merkittävää vaihtelua. Tämän vuoksi suositellaan jatkuvatoimisten virtaamamittareiden sekä passiivisten näytekeraimien asentamista alueelle pitkäaikaisen kuormituksen tutkimista varten. Sivukivialueen kuormituksen mittaamisen osalta alajuoksun uoma on kohtalaisen selkeä ja mittausten toteuttamisen kannalta jo nykyisin tarpeeksi syvä. Sitä vastoin rhk-alueella virtaamamittareita ja passiivisia näytekeraimiä varten tulisi purkuvesien osalta perustaa tutkimuspiste, jonne rhk-alueen pintavedet keskitetysti ohjautuisivat ja siten pystyttäisiin varmentamaan alueelta virtaavien vesien määrää ja kuormitusta. Mikäli alueella päädytään kunnostukseen, tulee sen yhteydessä toteuttaa kattava jälkitarkkailusuunnitelma.



Kuva 45. Orijärveltä johtaa kapeahko ja matala salmi Määrjärven, kuva otettu kapeikon ylittävältä sillalta kohti Orijärveä (© A. Tornivaara).

1.2.2021

LÄHTEET

- Aldenberg, T. & Jaworska, J. S. 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and environmental safety* 46, 1–18.
- Annala, V. 1960. Outokummun historia, 1910–1959. Suomalaisen Kirjallisuuden Kirjapaino. 502 s.
- AMIRA 2002. ARD Test Handbook. Project P387A Prediction & Kinetic Control of Acid Mine Drainage. AMIRA international May 2002. 43 s.
- Blowes, D. W. & Ptacek, C. J. 1994. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. Teoksessa: Jambor, J. L. & Blowes, D. W. (toim.), Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-waste. Mineralogical Association of Canada, Nepean, 271–291.
- Brix, K. & DeForest, D. 2000. Critical review of the use of bioconcentration factors for hazard classification of metals and metal compounds. OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) Aquatic Hazards Extended Workshop Meeting, May 15, Paris, France.
- Cattaneo, A., Couillard, Y. & Wunsam, S. 2008. Sedimentary diatoms along a temporal and spatial gradient of metal contamination. *Journal of Paleolimnology* 40, 115 – 127.
- Cattaneo, A., Couillard, Y., Wunsam, S. & Fortin, C. 2011. Littoral diatoms as indicators of recent water and sediment contamination by metals in lakes *Journal of Environmental Monitoring*. 13, 572 – 582.
- De Filippis L. & Pallaghy C. 1994. Heavy metals: sources and biological effects. Teoksessa: Rai L., Gaur J., Soeder C. (toim.). *Advances in limnology series: algae and water pollution*, E. Schweizerbartsche Press, Stuttgart.
- Dold, B. 2000. Basic Concepts in Environmental Geochemistry of Sulfidic Mine-Waste Management. Teoksessa: Kumar, S. E. (toim.) *Waste Management*, INTECH Open Access Publications, 173–198. ISBN: 978-953-7619-84-8.
- ECB (European Chemicals Bureau). 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances. Part II. European Commission, Office for official publications of the European communities, Luxembourg.
- ECB 2007. Cadmium oxide and cadmium metal. European Union Risk Assessment Report, Part I – Environment, European Chemicals Bureau, Luxembourg.
- ECI 2008. Voluntary Risk Assessment of copper, copper II sulphate pentahydrate, copper(I)oxide, copper(II)oxide, dicopper chloride trihydroxide. European Union Risk Assessment Report, Chapter 3.2 – Environmental effects. European Copper Institute.
- ECHA. European Chemicals Agency. <https://echa.europa.eu/fi/information-on-chemicals/registered-substances>.
- Ehlers, C. 1997. The Orijärvi area, SW Finland. Geological Survey of Finland, Guide 44, 26–28. http://tupa.gtk.fi/julkaisu/opas/op_044_pages_026_028.pdf

1.2.2021

Ewurum, M. 2000. Environmental impacts of mining – case study of Orijärvi mine. Master of Science Thesis, Turun yliopisto, Department of Geology, Environmental Science. 57 s.

GTK 2008. The Rock Geochemical Database of Finland (online database). Version 1.1. Espoo: Geological Survey of Finland, 25.04.2008.

Guardiola, F., Cuesta, A., Meseguer, J. & Esteban, M. 2012. Risks of Using Antifouling Biocides in Aquaculture (Review). International Journal of Molecular Science 13, 1541–1560.

Haapala, I. & Papunen, H. 2015. A history of exploration for and discovery of Finland's ore deposits. In Mineral Deposits of Finland. Elsevier, 1–38.

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.

ICMM 2007. MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance.

Ilmasto-opas 2020. Varsinais-Suomi - tyypillistä tammivyöhykkeen ilmastoa. Verkkosivusto vierailtu viimeksi 06.08.2020. <https://ilmasto-opas.fi/fi/ilmastonmuutos/suomen-muuttuva-ilmasto/-/artikkeli/ce4a4040-c662-4cf5-b2ff-f5e207cbd6f3/varsinais-suomi-tyypillista-tammivyohykkeen-ilmastoa.html>

Ilmatieteenlaitos 2020. Suomen ilmastovyöhykkeet verkkosivusto. Vierailtu viimeksi 06.08.2020. <https://www.ilmatieteenlaitos.fi/suomen-ilmastovyohykkeet>

Isomäki, O.-P. 1986. The sulphide ore deposits in the Orijärvi-Aijala field. Teoksessa: Gaál, G. (toim.) 17e Nordiska Geologmötet, Helsinki 1986: excursion guide, excursion C 3: metallogeny and ore deposits of South Finland. Geological Survey of Finland, Guide 16, 46–56.

Jambor, J. L. 1994. Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. Teoksessa: Jambor, J. L. & Blowes, D. W. (toim.), Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-waste. Mineralogical Association of Canada, Nepean, 59–102.

Jambor, J. L. & Blowes, D. W. 1998. Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulfide-bearing mine waste. Teoksessa: Cabri, L. J. & Vaughan, D. J. (toim.), Short Course Handbook on Ore and environmental Mineralogy. Mineralogical Society of Canada, Nepean, 367–401.

JRC. 2008. Zinc metal. European Union Risk Assessment Report, Part I – Environment, Joint Research Centre, Luxembourg.

Kauppi, S., Mannio, J., Hellsten, S., Nystén, T., Jouttijärvi, T., Huttunen, M., Ekholm, P., Tuominen, S., Porvari, P., Karjalainen, A., Sara-Aho, T., Saukkoriipi, J. & Maunula, M. 2013. Arvio Talvivaaran kaivoksen kipsisakka-altaan vuodon haitoista ja riskeistä vesiympäristölle. Suomen Ympäristökeskuksen raportteja 11 | 2013.

Koljonen, T. (toim.) 1992. Suomen Geokemian Atlas, osa 2: Moreeni. Espoo: Geologian tutkimuskeskus. 218 s.

Korhonen, J. 2007. Suomen vesistöjen virtaaman ja vedenkorkeuden vaihtelut. Suomen ympäristö 45/2007. Suomen ympäristökeskus. Yliopistopaino, Helsinki. 120 s.

1.2.2021

- Kujansuu, R., Uusinokka, R., Herola, E. & Stén, C.-G. 1993. Tammisaaren kartta-alueen maaperä. Summary: Quaternary deposits in the Tammisaari map-sheet area. Suomen geologien kartta 1:100 000. Maaperäkarttojen selitykset, lehti 2014. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 91 s.
- Kuusisto, E. 1991. Metalli- ja rikkimalmikaivosten ja -louhosten jätealueiden ja jätelasojen vaikutusta ympäristöön tutkivaan hankkeeseen liittyvä esiselvitys. S/42/0000/1/1991. Geologien tutkimuskeskus. 89 s.
- Laamanen, T., Mäkinen, J., Koivuhuhta, A., Nilivaara-Koskela, R., Karppinen, A. & Hellsten, S. 2019. Kaivosvesiä vastaanottavien vesistöjen hallinta ja kunnostaminen - KaiHali -hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 38/2019. Suomen ympäristökeskus. 194 s.
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. 1996. Suomen geokemian atlas, osa 3. Ympäristögeokemia purovedet ja sedimentit. Geologian tutkimuskeskus, Espoo. 50 s.
- Latvalahti, U. 1979. Cu-Zn-Pb in the Aijala-Orijärvi area, Southwest Finland. Economic geology. Volume 74, 1035–1059.
- LDAI 2008. Lead metal and lead compounds. European Union Risk Assessment Report, Environmental risk assessment. Lead Development Association International.
- Luodes, H., Kauppila, P. M., Karlsson, T., Nikkarinen, M., Aatos, S., Tornivaara, A., Wahlström, M. & Kaartinen, T. 2011. Kaivannaisjätteen luokittelu pysyväksi - Louhinnassa muodostuvat sivukivet. Suomen ympäristö 21/2011, Ympäristönsuojelu, Ympäristöministeriö. 35 s.
- Lähteenmäki, T. 2016. Orijärven kaivoksen rikastushiekka-alueen Orijärven kohdistuvan ympäristövaikutuksen nykytilan selvitys. Pro Gradu-tutkielma, Helsingin yliopisto, Geotieteiden ja maantieteen laitos, Geologian oppiaine. 73 s.
- MacLean, W. H. & Barrett, T. J. 1991. Lithogeochemical techniques using immobile elements. Journal of Geochemical Exploration, 48, 109–133.
- McGeer, J., Brix, K., Skeaff, J., DeForest, D., Brigham, S., Adams, W. & Green, A. 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals; implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. Environmental Toxicology and Chemistry. 22 (5), 1017–1037.
- Museovirasto 2006. Museoviraston lausunto Kiskon Orijärven vanhan kaivoksen alueelle haetun kaivoslain mukaisen valtauksen johdosta. DNRO 349/304/2006. Museovirasto, Helsinki. 2 s.
- Museovirasto 2009. Valtakunnallisesti merkittävät rakennetut kulttuuriympäristöt RKY – Orijärven kaivosyhdyskunta. Verkkosivusto. Vierailtu viimeksi 1.9.2020.
http://www.rky.fi/read/asp/r_kohde_det.aspx?KOHDE_ID=2060
- Museovirasto 2020. Salo – kiinteä muinaisjäännös – Orijärven kaivos. Kulttuuriympäristön palveluikkuna. Verkkosivusto. Vierailtu viimeksi 24.11.2020.
<https://www.kyppi.fi/to.aspx?id=112.1000006726>
- MWEI BREF 2018. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Management of Wastefrom 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/>

1.2.2021

- Mäkelä, U. 1989. Geological and geochemical environments of Precambrian sulphide deposits in southwestern Finland. *Suomalainen tiedeakatemia*, Helsinki. 102 s.
- O'Donnel, J. R., Kaplan, B. M. & Allen, H. E. 1985. Bioavailability of trace metals in natural waters. Teoksessa: Cardwell, R. D., Purdy, R. & Bahner, R. C. (toim.), *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*, ASTM STP 854. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 485–501.
- Outokumpu 1981. Jätealueen soijatutkimus, Kisko, Orijärvi. Outokumpu Oy, Malminetsintä. 17.7.1981, M. Kokkola/APS, 06D/MK/1981. 12 s.
- Outokumpu 1982. Orijärven jätteen kemiallisesta ja mineralogisesta koostumuksesta. Outokumpu Oy, Malminetsintä, 21.5.1982. P. Sotka/PAL, 06D/PMS/1982. 41 s.
- Papunen, H. 1986. Geology and ore deposits of southwestern Finland. *Metallogeny and Ore Deposits of South Finland*. Geological Survey, Finland, Guide, 16, 8–18.
- Pinto, E., Sigaud-Kutner, T., Leitao, M., Okamoto, O., Morse, D. & Colepicolo, P. 2003. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *Journal of phycology* 39, 1008–1018.
- Poutanen, P. 1996. Suomalaisen kuparin ja sinkin juurilla: Orijärven kaivos 1757–1957. Outokumpu. 147 s.
- Puustinen, K. 1997. Mining in Finland during the period 1530-1995. Special paper – Geological Survey of Finland, 43–54.
- Puustinen, K. 2003. Suomen kaivosteollisuus ja mineraalisten raaka-aineiden tuotanto vuosina 1953–2001, historiallinen katsaus erityisesti tuotantolukujen valossa. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportit, Espoo, 578 s.
- Puustinen, K. 2006. Suomen vuoritoimi 1700-luvulla. *Geologi* 58, (3), 103–108.
- Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23/2007. Suomen ympäristökeskus. 164 s.
- Ruggiu, D., Luglie, A., Cattaneo, A. & Panzani, P. 1998. Paleoecological evidence for diatom response to metal pollution in Lake Orta (N. Italy). *Journal of Paleolimnology*, 20, 333–345.
- Räisänen, M. L. 2009. Capability of natural and constructed wetlands to mitigate acidic leakage from closed mine waste facilities - cases in eastern Finland. In: *Securing the future: mining, metals & the environment in a sustainable society and 8th ICARD International Conference on Acid Rock Drainage*, Skellefteå, Sweden, June 22–26 2009: Proceedings. 10 s.
- Räisänen, M. L. 2015. Pyhäjärven Särkijärven valuma-alueen pintavesien ja sedimenttien kemiallinen nykytila vuonna 2010. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti 62/2015. 21 s.
- Räisänen, M. L., Tornivaara, A., Haavisto, T., Niskala, K. & Silvola, M. 2013. Suljettujen ja hylättyjen kaivosten kaivannaisjätealueiden kartoitus. Ympäristöministeriön raportteja 24, Ympäristöministeriö, Helsinki, 48 s.
- Räisänen, M. L., Beucher, A., Tornivaara, A. & Kauppila, P. 2015. Suljettujen ja hylättyjen metallikaivosalueiden nykytila ja arvio jätealueiden ympäristöriskipotentiaalista. Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti 46/2015. 129 s.

1.2.2021

Sample, B. & Suter, G. 1994. Estimating Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminants. ES/ER/TM-125. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Sample, B., Opresko, D. & Suter, G. 1996. Toxicological benchmarks for wildlife: 1996 revision. ES/ER/TM-86/R3. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Salonen, V.-P., Tuovinen, N. & Valpola, S. 2006. History of mine impact on Lake Orijärvi algal communities, SW Finland. *Journal of Paleolimnology*, Volume 35, 289–303.

SYKE 2020. Hydrologisen seurannan kenttätöiden toimintakäsikirja. Versio 1.4. Vesivarat ryhmä, Suomen ympäristökeskus. www.ymparisto.fi/fi-fi/kartat_ja_tilastot/hydrologiset_havainnot. Sivulla vierailtu 14.10.2020.

Tallberg, P. & Zwerver, S. 2019. Orijärven kaivoksen metallien vaikutukset kasviplanktoniin ja kasviplanktonitulojen käyttö järven tilan seurannassa. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 34/2019. 19 s.

Tornivaara, A. & Kauppila, P. M. (toim.) 2014. Kaivoksen sulkeminen ja jälkihoito; ekskursion Luikonlahden ja Keretin kaivosalueille. Abstract: Mine closure and rehabilitation; excursion to the Luikonlahti and Keretti mine sites. Geological Survey of Finland, Guide 60, 35 pages, 19 figures and 7 tables. https://tupa.gtk.fi/julkaisu/opas/op_060.pdf

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. <http://hdl.handle.net/10138/235617>

Tornivaara, A., Turunen, K., Lahtinen, T., Heino, N., Pasanen, A., Reinikainen, J., Jouttijärvi, T., Häkkinen, J., Karjalainen, N. & Viitasalo, M. 2020. Suljettujen ja hylättyjen kaivannaisjätealueiden kunnostustarpeen arviointi. Ympäristöministeriön julkaisuja 2020:16. 193 s. <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-228-0>

Toropainen, V. 2006. Yhteenveto sulfidimalmikaivostoiminnasta Suomessa ja toiminnassa muodostuvista sivutuotteista sekä niiden ympäristövaikutuksista, Geologian tutkimuskeskus, arkistoraportti, S 49/0000/2006/2. 52 s.

Tuovinen, N. 2010. Past, Present and Future - Assessing Changes in aquatic Environments using Subfossil Diatoms. Turun yliopisto, Turku, 51 s. (väitöskirja)

Tuovinen, N., Weckström, K. & Salonen, V.-P. 2012. Impact of mine drainage on diatom communities of Orijärvi and Määrjärvi, lakes in SW Finland. *Boreal Environment Research* 17, 437–446.

Turunen, E. 1957. Orijärven kaivos 1757–1957. *Vuoriteollisuus - Bergshantningen* 15, 13–24.

U.S.EPA 2007. Aquatic life ambient freshwater quality criteria - copper. EPA-822-R-07-001. U.S. Environmental Protection Agency. 48 s.

U.S.EPA. 2016. Aquatic life ambient water quality criteria - cadmium. EPA 820-R-16-002. U.S. Environmental Protection Agency. 377 s.

Valtioneuvosto 2017. Valtioneuvoston päätös valtakunnallisista alueidenkäyttötavoitteista. Valtioneuvosto, Helsinki. 12 s.

1.2.2021

VHS 2020. Vesienhoitosuunnitelma. Pintavedet 3. kausi

<https://ahp2.ymparisto.fi/veme/vesimuodostuma.aspx?Vesimuodostumaid=13027>.

Vogt, H. 1998. Kiskon Määr- ja Orijärven vedenlaadun ja tilan tutkimus vuonna 1996–1997.

Ekologitoimisto Ympäristötutkimus, H, Vogt. Raportti 20.11. 27 s.

Wennevirta, H. & Papunen, H. 1974. Heavy metals as lithogeochemical indicators for ore deposits in the Iilinjärvi and Aijala fields, SW -Finland. Geological Survey of Finland, Bulletin 269. 22 s.

YM 2014. Ympäristöhallinnon ohjeita 6/2014. Pilaantuneen maa-alueen riskinarviointi ja kestävä riskinhallinta. Ympäristöministeriö. 235 s.

LIITTEET

Liite 1. Kysely Orijärven kaivoksen ympäröivän alueen vedenkäytöstä

Liite 2. Vesinäytteiden liukoiset ja kokonaispitoisuudet valittujen alkuaineiden osalta

1.2.2021

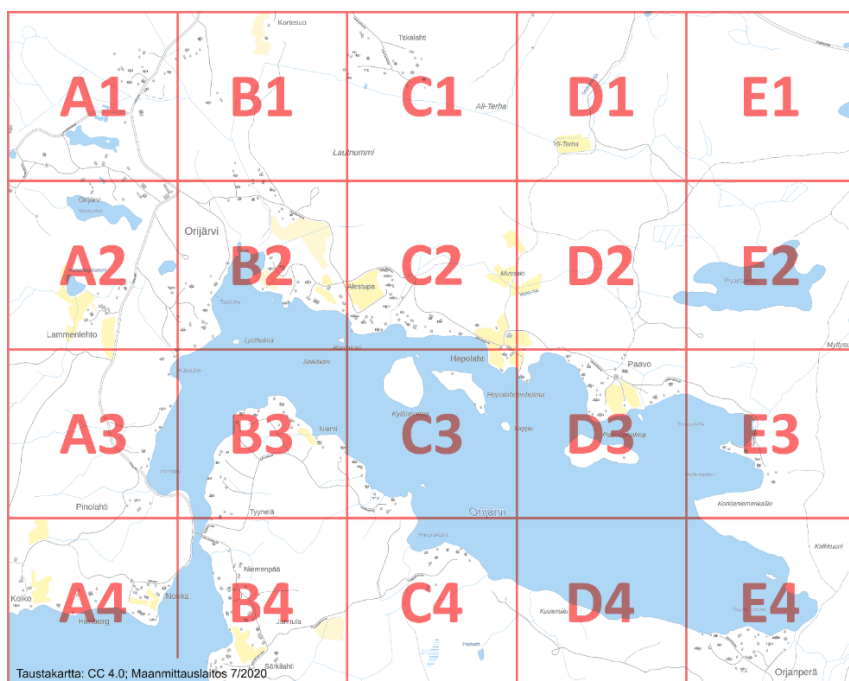
Liite 1. Kysely Orijärven kaivoksen ympäröivän alueen vedenkäytöstä

1. Asumismuoto

- Vakituinen asukas
- Vapaa-ajan asukas, n. _____ päivää vuodessa
- Muu, mikä?

2. Vedenkäyttäjää taloudessa, _____ henkilöä

3. Valitkaa alla olevasta kartasta alue jolla vesipisteenne (kaivo tai vesijohto) sijaitsee (esim. A1).
Voitte halutessanne tarkentaa sijaintia kirjoittamalla lisätietoja.



4. Pääasiallinen juomaveden lähde:

- Pohjavesi
- Kantovesi muualta
- Kunnallinen vesiverkosto
- Järvivesi Orijärvestä
- Muu pintavesi, mikä?
- Muu, mikä?

5. Jos pohjavesi, onko teillä:

- Porakaivo
- Rengaskaivo
- Lähde
- Pohjavettä ei käytetä

1.2.2021

6. Käytämme pohjavettä:

- a. Juomavetenä
- b. Pesuvetenä suihkussa ja saunassa
- c. Pesuvetenä siivouksessa
- d. Kasteluvetenä (mm. kasvimaat)
- e. Muu käyttö, mikä:
- f. Pohjavettä ei käytetä

7. Käytämme Orijärven vettä:

- a. Juomavetenä
- b. Pesuvetenä suihkussa ja saunassa
- c. Pesuvetenä siivouksessa
- d. Kasteluvetenä (mm. kasvimaat)
- e. Muu käyttö, mikä
- f. Orijärven vettä ei käytetä

8. Käytämme muuta pintavettä:

- a. Juomavetenä
- b. Pesuvetenä suihkussa ja saunassa
- c. Pesuvetenä siivouksessa
- d. Kasteluvetenä (mm. kasvimaat)
- e. Muu käyttö, mikä
- f. Muuta pintavettä ei käytetä

9. Onko teillä käytössä vedenpuhdistuslaite? Jos on, mikä on laitteen merkki ja malli tai käytettävä puhdistustekniikka?

10. Jos olette määrittäneet pohjaveden laatua:

- a. Kuinka usein määrittäminen on tehty? (esim. viiden vuoden välein)
- b. Mitä parametrejä vedestä on määritetty?
- c. Havaittiinko määrittämisessä poikkeamia, mitä?

11. Oletteko itse havainneet pohjaveden laadussa poikkeamia?

12. Oletteko havainneet pintaveden laadussa poikkeamia?

13. Kalastus. Käytättekö Orijärvestä pyydettyä kalaa ravintona? Jos kyllä, arvioikaa karkeasti kuinka usein syötte järvestä pyydettyä kalaa (esim. kerran viikossa tai kerran kuussa).

14. Vapaat kommentit vedenkäyttöänne tai kyselyä koskien

Liite 2. Kaikkien vesinäytteiden liukoiset (liuk) ja kokonaispitoisuudet (kok) jaoteltuna alueittain, aina päästölähteestä poispäin. Mustalla merkityt pitoisuudet määritetty tarkemmalla ICP-MS-mittalaitteella, punaisella merkityt pitoisuudet määritetty epätarkemmalla ICP-OES-mittalaitteella, korkeista pitoisuuksista johtuen.

			Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Ca	Fe	Mg	S	SO ₄	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu.	Mn	Ni	Pb	V	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Zn
ID	Kuvaus	Aika	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Sivukivialue			liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok
1	Louhos pintavesi 1m	5/2019	240	0,29	43,2	5,49	<0,2	976		4,8	168	0,06	19,7	32,6	<0,03	14,4	62,8	180	340	0,88	41,2	5,45	<1	1040	111	5,35	180	<0,2	35	0,09	14,8	0,11	61,8	20,5
	Louhos pintavesi 15m	9/2019	224	0,2	51,1	4,45	0,21	890	110	5,63	233	0,17	21,8	41,3	<0,03	18,6	74,4	240	271	1,75	45	3,93	<1	856		6,04	296	<0,2	41,7	0,17	18,2	0,12	70	23,1
22	Louhos 40m	9/2019	57,3	2,8	2,12	4,35	<0,2	43,7	6630	1,21	9,85	0,13	0,57	305	25,3	81,2	302	950	31,5	2,09	0,53	3,29	<1	16,1		<5	16,8	<0,2	317	27,9	88,1	7,83	296	<0,01
3	Hetä sivukivikasan takaojien yhtymäkohdan jälkeen	5/2019	3490	<0,05	19,7	5,01	0,47	481		5,94	49,7	0,29	12,4	11,9	2,4	6,86	34,4																	
		9/2019	228	0,63	10,3	4,31	<0,2	129	180	1,77	8,08	0,42	6,75	10,9	3,75	6,37	21,6																	
2	Kauempaa Sivukivikasan takana olevien ojien yhtymäkohdasta	5/2019	940	<0,05	6,41	1,99	0,43	162		2,33	17,8	0,7	3,33	9,37	1,43	3,6	14,7	44	1680	<0,2	5,46	2,21	1,29	170	131	<5	24	1,41	9,85	2,08	3,57	0,12	15	3,43
		9/2019	1280	0,65	24,3	8,44	<0,2	854	270	2,82	88,6	0,18	14,3	12,5	0,83	8,78	32,5	37	3350	1,98	20,8	7,78	1,82	869		<5	104	2,19	11,6	2,19	8,86	0,26	38,6	11,1
18	Tienvarsiöja pohjoispuoli, mahdollinen sivukivi/louhosvalunta	5/2019	880	<0,05	18,9	22,1	<0,2	500		17	91	0,05	27,8	34	0,56	13,5	62,7	190	1010	<0,2	17,6	22,5	<1	505	599	18	128	<0,2	37,8	1,65	14,5	0,57	64,1	29,4
		9/2019	412	0,69	87,3	33,7	<0,2	369	750	26,9	29,2	0,07	57,4	56,3	0,88	20,8	97,6	350	463	1,04	79,3	29,2	<1	360		25,4	68,6	<0,2	57,9	3,56	21,5	0,82	96,6	58,1
19	Sivukivialueella oleva lämpäre, 18.1 tien toisella puolella (isompi lämpäre lähempänä louhosta)	5/2019	4170	<0,05	263	64,3	<0,2	7180		13,9	2060	0,08	109	36	0,19	20,4	130																	
		9/2019	7070	0,84	419	96,1	<0,2	7820	1850	20,6	2730	0,08	178	72,4	0,81	43,8	242																	
20	Sivukivialueelta lähtevä öja. Pisteiden 2 ja 3 jälkeen, ennen 10 ja 11. (SK-öja)	5/2019	740	<0,05	18,6	5,38	0,4	479		2,89	112	0,38	9,25	14,4	0,9	5,41	23,6	70	1270	<0,2	17,3	5,63	<1	511	205	<5	159	0,67	15,6	1,43	5,64	0,19	24,8	10,3
		9/2019	1810	0,32	90,8	26,3	<0,2	1900	660	9,02	821	0,15	43,1	28,9	0,4	17,6	71,6	210	2090	0,5	78,6	22,6	<1	1930		8,92	1050	0,3	28,4	0,78	17,2	0,71	66,9	43
		10/2019	1620	0,52	50,1	11,7	0,29	1150	305	4,68	277	0,4	24,2	20,6	0,43	9,41	43,1	130	2720	0,92	47,8	11,8	<1	1230	320	5,88	379	0,96	21,2	1,34	9,74		43,5	25
		11/2019	1960	0,52	60,5	12	0,28	1370	588	13,6	427	0,64	27	26,5	0,87	11,5	49,8	160	2310	0,81	50,7	14,7	1,76	1360	514	8,62	487	1,18	29,7	3,25	13,4		51,2	26,9
		3/2020	686	0,41	22,1	4,81	0,26	523	149	2,65	111	0,49	10,4	11,6	0,51	5,39	20,3	63																
		4/2020	597	0,41	16,8	3,09	0,21	283	114	2,64	51,3	0,33	8,93	16,2	0,66	5,09	22,2	65																
		5/2020	578	0,76	20,6	5,16	0,34	492	163	2,66	121	0,31	9,86	14,8	0,77	6,47	25,1	67																
		6/2020	380	3,44	5,73	2,47	0,65	134	76,7	1,86	61,1	0,57	1,8	10,6	3,24	4,39	12	33																
		8/ 2020	707	1,96	39,8	9,69	0,27	827	354	3,79	322	0,21	0,02	19,6	1,48	10,8	38,8	110																
10	Sivukivialueelta virtaavan öjan alajuöksu Örijärven pohjoispuolella.	5/2019	470	<0,05	14,4	4,68	0,34	357		2,74	55,1	0,36	7,6	15,1	0,46	5,15	21,4	62	980	1,45	13,6	5,11	<1	402	197	<5	84,2	0,71	16	0,91	5,16	0,17	21,5	8,12
		9/2019	240	0,31	24,8	12,1	<0,2	255	530	4,7	5,06	0,09	15,4	26,1	1,25	12,5	43,2	0,4	593	1,11	22,7	10,9	<1	338		5,23	53,7	0,37	26,2	3,07	11,9	0,57	40,4	15,9
13	Örijärven laskeva öja (pisteiden 9 ja 8 alajuöksu). (Sammaloja)	10/2019	310	0,88	3,51	1,36	0,41	84		1,29	11,6	0,62	1,79	12,9	0,38	2,35	7,63	20	490	<0,2	3,32	1,53	<1	93,7	78	<5	17	0,58	13,5	0,64	2,1	0,07	7,34	1,91
		11/2019	104	0,73	16	9,42	0,25	96,9	530	3,82	4,59	0,31	9,99	29,5	0,35	10,4	38,4	0,6	319	1,28	14,1	8,38	<1	112		<5	15,4	0,56	30,5	0,84	10,6	0,57	36,9	10,8
		3/2020	464	0,6	8,95	2,26	0,42	175	80,9	7,47	34,1	1,02	4,18	15,9	0,29	3,25	13,1	38	865	0,92	8,12	3,29	2,27	210	282	7,91	56,6	1,56	17,4	5,7	4,86		13,4	4,15
		4/2020	349	0,72	5,89	1,74	0,45	119	63,7	1,46	22,2	0,83	2,87	13,5	0,29	2,61	9,75	28	823	0,97	5,54	1,79	<1	142	64,3	<5	33,4	1,32	14,6	0,73	2,88		9,97	3,2
		5/ 2020	597	0,54	3,46	1,12	0,37	88,8	54,1	1,05	13,8	0,7	1,55	9,7	0,3	2,01	5,52	15																
		6/ 2020	298	0,47	3,52	0,89	0,31	56,8	44,7	1,12	7,53	0,66	1,11	12,8	0,38	2,05	6,59	18																
		8/ 2020	264	0,85	3,98	1,46	0,4	95,4	75,7	1,33	16,6	0,69	1,96	13,1	0,46	2,77	7,21	20																
		5/ 2019	140	1,67	3,65	2,43	0,5	80,7	99	1,46	33,3	0,67	1,08	14,7	1,62	3,36	6,84	20																
		9/2019	178	1,21	9,47	3,56	0,25	138	208	1,83	16,6	0,55	0,006	17,5	0,68	4,89	13,8	40																
11	Alatason rhk-alueen suotovesi kaiyetusta kuopasta.	5/2019	480	<0,05	14,6	4,63	0,35	348		2,65	56,7	0,45	7,62	15,1	0,47	5,12	21,6		118000	2,33	2060	546	428	361	4680	162	3750	6,87	105	263	137	3680	971	766
5	Tekolammin purkuputken päästä	5/2019	<200	<0,05	0,04	0,05	<0,2	6,12		0,64	0,57	0,85	0,14	8,79	0,28	3,67	5,43	15	<200	<0,2	<0,2	<0,1	<1	6,15	67,1	<5	1,76	0,98	9,42	0,47	3,55	0,06	5,35	0,15
		9/2019	5,84	0,69	0,24	0,09	<0,2	4,5	20	0,44	0,93	0,09	0,02	9,89	<0,03	4,67	4,19																	



			Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn	Ca	Fe	Mg	S	SO ₄	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu.	Mn	Ni	Pb	V	Ca	Fe	Mg	Mn	S	Zn	
ID	Kuvaus	Aika	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
Sivukivialue			liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	liuk	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok	kok
	alatason rhk-alueen puolella.	9/2019	46,5	0,68	2,38	0,71	<0,2	49,9	10	0,63	15,8	0,14	0,03	9,85	<0,03	4,54	4,16																		
7	Alatason rhk-alueen eteläinen patoputki.	9/2019	200	<0,05	6,31	2,82	<0,2	25		3,16	0,06	0,6	5,91	123	0,12	74,3	201																		
8	Alatason rhk-alueen pohjoinen patoputki.	5/2019	300	0,29	18,4	16,8	<0,2	156		6,88	2,6	0,52	16,4	132	0,14	76,8	235																		
		9/2019	85,1	0,16	10,8	8,74	<0,2	128		8,13	1,71	0,05	15,3	261	0,33	136	413	820																	
6	Alatason rhk-alueelta Orijärveen johtava uoma. Tiestä järven puolelta. (RHK-oja)	5/2019	<200	<0,05	7,76	0,85	<0,2	59,5		3,52	1,26	0,59	6,35	112	<0,03	64,8	179	510	380	<0,2	7,14	1,21	1,69	132	68,8	<5	38,8	0,42	121	0,61	65	0,06	180	7,24	
		9/2019	19,6	0,15	6,02	1,73	<0,2	64,6	160	3,32	1,72	0,11	5,25	206	<0,03	115	291	890	26,4	0,93	5,66	1,5	<1	65,2		6,82	4,6	<0,2	206	0,1	121	0,18	278	5,9	
		10/2019	270	0,09	24,5	6,14	0,25	304	365	8,78	5,67	<0,05	19,5	101	0,15	52,6	141	450	275	0,29	21,8	8,37	2,14	295	513	14,3	11,9	0,26	114	7,01	60,3		149	21,2	
		11/2019	71,6	0,12	16,2	5,05	<0,2	278	274	5,3	7,88	<0,05	12,8	98,8	0,03	62	149	460																	
		3/2020	72,1	0,12	16,1	5,07	<0,2	277	273	5,24	7,74	<0,05	12,8	99,7	0,03	62,3	146	460																	
		4/2020	35,5	0,11	3,62	0,99	<0,2	47,9	65	1,68	2,03	<0,05	3,53	49,3	0,06	27	60,6	180																	
		5/ 2020	56,3	0,14	13,7	4,64	<0,2	250	177	3,78	4,52	<0,05	9,8	74,9	<0,03	39,4	109	330	244	0,4	12,8	4,62	<1	318	177	<5	17,1	<0,2	81,1	0,17	43,4		111	10,7	
		6/ 2020	24,9	0,12	10,7	1,77	<0,2	112	106	3,47	8,82	0,05	6,88	96,6	<0,03	53,8	143	420																	
		8/ 2020	17,4	0,13	10,6	0,63	0,26	112	169	3,17	2,34	<0,05	5,87	163	<0,03	68,3	215	610																	
15	Ylätason rhk-alueen eteläpuolen oja. (YT RHK-oja)	5/2019	1470	<0,05	10,6	43,5	<0,2	1030		18,4	118	0,1	8,89	82	0,05	67,2	176		3120	<0,2	9,69	43,8	<1	1110	2730	19,4	164	<0,2	88,1	0,38	68,8	2,25	179	9,65	
		9/2019	1720	0,31	8,27	93,6	<0,2	447	4090	26,1	114	<0,05	14,8	130	9,4	111	281		107	0,35	9,95	7,54	<1	131		8,34	7,9	<0,2	272	0,59	146	0,71	407	17,9	
16	Ylätason rhk-alueen päällä oleva lämpäre.	5/2019	<200	<0,05	0,32	0,12	<0,2	13,9		0,44	2,42	<0,05	0,19	14	<0,03	2,03	2,93																		
14	Kakolahden oja	5/2019	320	<0,05	0,19	0,93	0,48	22		1,72	1,32	0,75	0,14	8,92	0,34	3,22	7,54	21	480	<0,2	<0,2	0,99	<1	41	58	<5	2,09	0,71	9,38	0,52	3,27	0,05	7,42	0,15	
		9/2019	84,8	1,13	0,14	0,58	0,36	1,62	80	0,87	0,38	0,59	0,01	8,13	0,3	4,56	3,13	6,8	216	1,39	<0,2	0,52	<1	<5		<5	1,38	0,64	7,9	0,66	4,49	0,08	3,17	<0,01	
23	Kakolahden oja, lähempänä järveä	3/2020	507	0,76	0,31	2,67	0,68	17,8	139	1,99	2,67	1,08	0,205	7,84	0,75	3,33	6,27	17																	
Orijärvi																																			
17	Orijärven uimarannalta	5/2019	<200	<0,05	0,88	0,09	0,23	20,1		0,63	0,4	0,3	0,56	7,83	0,03	2,42	5,79	16	<200	<0,2	0,81	<0,1	<1	21,8	5,57	<5	<1	<0,2	8,33	0,06	2,33	<0,02	6,33	0,59	
		9/2019	13,8	0,34	0,72	0,15	<0,2	13,2	<10	0,65	0,15	0,23	0,4	8,37	<0,03	2,72	5,66	17	32,3	0,59	0,56	0,11	<1	15,8		<5	1,44	<0,2	8,54	0,05	2,82	<0,02	5,61	0,42	
24	Orijärvi 10m	3/2020	129	0,31	0,95	0,15	0,44	23,2	6,44	0,69	1,65	0,31	0,535	7,89	0,11	2,64	5,37	14																	
Tausta																																			
9	Tausta. Orijärveen johtava oja, yhtyy sivukivialueelta tulevaan ojaan (piste 10).	5/2019	270	<0,05	<0,02	0,38	0,47	25,9		0,85	<0,05	1	0,009	11,8	0,35	1,31	3,22																		
		9/2019	69,3	1,59	0,1	2,58	0,29	15	580	0,93	0,27	0,34	0,03	19,5	0,71	2,54	2,55																		
4	Tausta. Sk-alueen taka-puolisen ojan yläjuoksu, ennen pisteitä 2 ja 3.	9/2019	176	1,26	0,23	0,39	0,71	11	30	1,73	1,18	1,19	0,02	6,4	1,49	2,83	3,42	8,5	481	1,92	<0,2	0,39	1,1	5,47		<5	1,29	1,43	7,54	2,17	2,95	0,03	3,35	0,02	
		5/2019	550	<0,05	<0,02	0,54	0,87	6,53		1,7	0,57	1,53	0,04	5,44	0,75	1,88	4,35	11	1120	<0,2	<0,2	0,72	2,1	7,17	45,8	<5	1,42	2,85	5,83	1,47	1,83	0,04	4,31	0,04	
25	Tausta. Mato-oja	5/2020	222	0,76	0,02	0,35	0,52	1,36	42,2	0,79	0,33	0,89	0,002	6,57	0,51	1,73	1,79	4,2																	
		8/2020	282	2,66	0,03	0,71	0,79	4,33	86,6	1,68	0,65	1,82	0,004	9,87	1,68	2,37	1,16	2,6																	
26	Tausta. Myllysuonpuro	6/2020	81,5	1,58	0,02	0,63	0,25	3,47	129	0,6	0,59	0,7	0,004	6	0,69	1,29	1,2	2,6																	
		8/2020	72,7	0,95	<0,02	0,14	<0,2	0,56	24,3	0,35	0,21	0,44	0,001	5,49	0,43	1,26	1,24	2,7																	
Pohjavesi																																			
30	Yksityistalon rengaskaivo	11/2019	3,95	0,5	0,03	0,1	<0,2	2,36	30,6	0,76	0,06	1,18	0,01	30,4	<0,03	6,35	7,76	21																	
31	Lämminvesivaraajan jälkeen kartanolta (porakaivo)	11/2019	1,44	2,17	0,04	0,05	<0,2	183	8,97	1,16	1,25	0,12	0,21	42,3	<0,03	13,5	30	83																	